



MESTRADO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E SAÚDE

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS BASAIS DE MERCÚRIO NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE JIRAU – RIO MADEIRA / AMAZÔNIA

EDER CARDOSO GUIMARÃES

GOIÂNIA-GO
2009



MESTRADO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E SAÚDE

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU*
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE

AVALIAÇÃO DOS NÍVEIS BASAIS DE MERCÚRIO NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE JIRAU – RIO MADEIRA / AMAZÔNIA

EDER CARDOSO GUIMARÃES

**ORIENTADOR:
Prof. Dr. LUIZ FABRÍCIO ZARA**

**CO-ORIENTADOR:
Prof. Dr. NELSON JORGE DA SILVA JUNIOR**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação e Pesquisa da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Saúde.

**GOIÂNIA-GO
2009**

G963a

Guimarães, Eder Cardoso.

Avaliação dos níveis basais de mercúrio na área de influência da UHE Jirau – Rio Madeira / Amazônia / Eder Cardoso Guimarães. – 2009.

xvii, 73 p. : il. (colors)

Bibliografia: p; 62-73

Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, 2009.

“Orientador: Prof. Dr. Luiz Fabricio Zara”.

“Co-orientador: Prof. Dr. Nelson da Silva Junior”.

1. Mercúrio – níveis – UHE Jirau – Rio Madeira – Amazônia. 2. Metilmercúrio. 3. Comportamento biótico. 4. Comportamento abiótico. I. Título.

CDU: 549.291:615.9(81)(043.3)



PUC GOIÁS

DISSERTAÇÃO DO MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SAÚDE
DEFENDIDA EM 02 DE DEZEMBRO DE 2009 E
CONSIDERADA APROVADO PELA BANCA EXAMINADORA:

1)



Dr. Luiz Fabrício Zara / PUC Goiás (Presidente/Orientador)

2)



Dr. Eric Santos Araújo / PUC Goiás (Membro)

3)

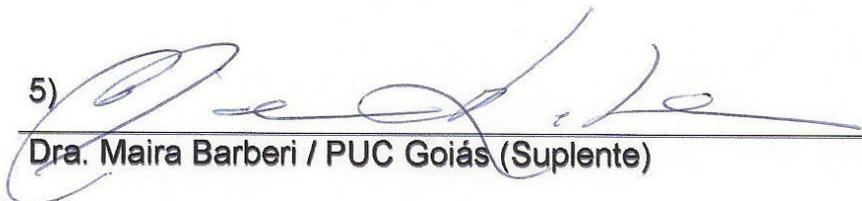
Dr. Nelson Jorge da Silva Júnior / PUC Goiás (Membro)

4)



Dr. Nelson Roberto Antoniosi Filho / UFG (Membro Externo)

5)



Dra. Maira Barberi / PUC Goiás (Suplente)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho primeiramente a Deus, pois sem Ele, nada faria sentido.

Aos meus pais Valdivino e Lázara, pelo esforço, dedicação e compreensão, em todos os momentos desta e de outras caminhadas.

A minha esposa, Márcia, pelo apoio incondicional, amor verdadeiro, paciência, zelo...

Em especial, ao meu grande amigo José Vitelio Ruiz Rivero, por sua confiança e credibilidade em minha pessoa e também pela sua amizade, e mútuo aprendizado de vida, durante nossa convivência, no campo profissional e particular. Amigo, gratidão eterna!!!

Eder.

AGRADECIMENTOS

Ao “omnipotente e onisciente” ser criador do universo, Deus. “Sua existência é como o ar que respiro, a luz que me ilumina e o chão que trilha meus passos numa presença viva e eterna”.

À minha mãe, Sra. Lázara, pelos sentimentos nobres, edificadores, educação sólida, equilibrada e sensível. Pela sua forma singular de me amar de peito aberto e alma explosiva na defesa do meu crescimento físico, mental e profissional.

Ao meu pai, Sr. Valdivino, por dar condições estruturais e incentivos ao sucesso desse e de outros projetos de vida. Pelo seu amor expresso de forma singela e verdadeira.

A minha esposa e companheira, Márcia, que esteve presente em todas as etapas deste mestrado. Obrigado meu amor, pela compreensão nas horas ausentes, pelo apoio, atenção, dedicação. Suas orações, seu amor, incentivo e paciência foram muitíssimos valiosos para que eu pudesse realizar este trabalho.

Aos meus irmãos, Edvaldo e Eliéber, por sempre me incentivar. Obrigado por todo carinho e apoio.

Ao meu orientador, prof. Dr. Luiz Fabrício Zara, por depositar confiança em meu trabalho, por dirigir-me com responsabilidade, seriedade e liberdade.

Ao coordenador do mestrado e co-orientador, Dr. Nelson Jorge da Silva Junior, pela sábia gestão e solução dos percalços no decurso do mestrado.

Aos amigos do mestrado e colegas de profissão José Vitélio e Cláudia Name, por estarem comigo nessa eterna e incessante busca do saber e pelos momentos irreverentes que passamos juntos.

Ao funcionário do mestrado Luciano Nunes da Silva, pelo apoio e disponibilidade de atendimento.

Ao IQ-UNICAMP (Instituto de Química da Universidade de Campinas) e IQ-UNESP (Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista) pelas análises do material coletado.

Agradeço a ESBR (Energia Sustentável do Brasil) pela disponibilização dos resultados do Programa de Monitoramento Hidrobiogeoquímico do Mercúrio do UHE Jirau.

RESUMO

O ciclo hidrobiogeoquímico do mercúrio contempla as fontes naturais e antrópicas do metal, bem como os processos bióticos e abióticos que ocorrem nos distintos reservatórios e que determinam o transporte e fixação das formas metálicas em algum receptor final. O processo de metilação do mercúrio tem merecido especial atenção em reservatórios naturais e artificiais na região Amazônica devido a elevada toxicidade do metilmercúrio para os seres humanos e animais, devido a bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar aquática. O presente estudo trata da avaliação dos níveis basais de mercúrio total e metilmercúrio em compartimentos bióticos e abiótico da bacia do rio Mutum Paraná na área de influência da UHE – Jirau na bacia hidrográfica do rio Madeira. Os valores de mercúrio total nas amostras de água foram inferiores a $6,5 \text{ ng L}^{-1}$, sendo aproximadamente 150 vezes menores que os valores preconizados pelo Ministério da Saúde para o consumo humano, e os níveis de metilmercúrio foram inferiores a $0,3 \text{ ng L}^{-1}$. Os teores de mercúrio total no sedimento de fundo apresentaram valores nas faixas de 170 ± 47 a $294 \pm 88 \text{ } \mu\text{g Kg}^{-1}$ enquanto que os teores de metilmercúrio na faixa de $0,84 \pm 0,25$ a $1,40 \pm 0,35 \text{ } \mu\text{g Kg}^{-1}$, estando a fração de mercúrio orgânico no sedimento em aproximadamente 0,45% do estoque de mercúrio total. Os teores de mercúrio total no plâncton e invertebrados apresentaram valores nas faixas de 143 ± 24 a $277 \pm 25 \text{ } \mu\text{g Kg}^{-1}$ e 191 ± 25 a $323 \pm 45 \text{ } \mu\text{g Kg}^{-1}$ respectivamente, enquanto que os teores de metilmercúrio na faixa de $4,41 \pm 1,22$ a $9,76 \pm 0,67 \text{ } \mu\text{g Kg}^{-1}$ e $16,74 \pm 2,57$ a $23,99 \pm 2,34 \text{ } \mu\text{g Kg}^{-1}$ respectivamente, evidenciando a tendência do processo de acumulação nos níveis inferiores da cadeia eutrófica. As amostras de ictiofauna de relevante consumo na população tradicional da região de estudo apresentaram valores de mercúrio total na faixa de $0,06 \pm 0,19$ a $0,12 \pm 0,04 \text{ mg Kg}^{-1}$ para os espécimes herbívoras e onívoras e $0,28 \pm 0,5$ a $0,42 \pm 0,1 \text{ mg Kg}^{-1}$ para as espécimes carnívoras evidenciando o processo de bioacumulação e biomagnificação na ictiofauna. Os valores dos níveis das espécies de mercúrio total e metilmercúrio nas amostras abióticas e bióticas não evidenciaram pontos de contaminação difusa.

Palavras chave: mercúrio, metilmercúrio, compartimentos biótico e abiótico, Amazônia.

ABSTRACT

The hydrobiogeochemical cycle of mercury contemplates the natural and artificial sources of the metal, as well as the biotic and abiotic processes that occur in the distinct reservoirs and that they determine the transport and setting of the metallic forms in some final receiver. The process of methylation of mercury has deserved special attention in natural and artificial reservoirs in the Amazon region which had the raised toxic of the methylmercury for the human beings and animal, had the bioaccumulates in the aquatic alimentary chain. The present study it deals with the evaluation of total mercury and methylmercury natural levels in biotic and abiotic compartments of the basin of the river Mutum Paraná in the area of influence of the UHE - Jirau in the hidrography basin of the Madeira river. The values of total mercury in the water samples had been slow the $6,5 \text{ ng L}^{-1}$, being approximately 150 lesser times that the values praised for the Ministry the Health for the human consumption, and the levels of the $0,3 \text{ methylmercury}$ had been inferior ng L^{-1} . The total mercury texts in the sediment of deep had presented values in the bands of $170_{\pm 47} - 294_{\pm 88} \mu\text{g kg}^{-1}$ whereas the texts of methylmercury the band of $0,84_{\pm 0,25} - 1,40_{\pm 0,35} \mu\text{g kg}^{-1}$, being the organic mercury fraction in the sediment in approximately 0.45% of the total mercury supply. The texts of total mercury in plankton and invertebrates had respectively presented values in the bands of $143_{\pm 24} - 277_{\pm 25} \mu\text{g kg}^{-1}$ and $191_{\pm 25} - 323_{\pm 45} \mu\text{g kg}^{-1}$, whereas the texts of methylmercury in the band of $4,41_{\pm 1,22} - 9,76_{\pm 0,67} \mu\text{g kg}^{-1}$ and $16,74_{\pm 2,57} - 23,99_{\pm 2,34} \mu\text{g kg}^{-1}$ respectively, evidencing the trend of the process of accumulation in the inferior levels of the eutrophic chain. The samples of ichthyofauna of consumption relevant in the traditional population of the study region had presented values of total mercury in the band of $0,06_{\pm 0,19} - 0,12_{\pm 0,04} \text{ mg kg}^{-1}$ for the herbivores and omnivorous specimens and $0,28_{\pm 0,5} - 0,40_{\pm 0,1} \text{ mg kg}^{-1}$ for the carnivorous specimens having evidenced the process of bioaccumulation and biomagnification in ichthyofauna. The values of the levels of the species of total methylmercury and methylmercury in the abiotics samples and bioptics had not evidenced points of diffuse contamination.

Keywords:: mercury, methylmercury, compartments biotic and abiotic, Amazonian.

SUMÁRIO

BANCA EXAMINADORA.....	iii
DEDICATÓRIA.....	iv
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xvi
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Histórico:	1
1.2 Ciclo Hidrobiogeoquímico:.....	2
1.3 Metilação do Mercúrio:	3
1.4 Toxicidade do Mercúrio na Saúde Humana	6
2. OBJETIVOS	10
2.1 Objetivo Geral	10
2.2 Objetivos Específicos	10
3. METODOLOGIA.....	11
3.1 Caracterização da área de estudo	11
3.2 Parâmetros físicos e químicos	15
3.3 Água superficial.....	16
3.4 Sedimento de fundo	17
3.5 Plânctons.....	18
3.6 Invertebrados	19
3.7 Peixe	20
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO:.....	22
5. CONCLUSÃO:.....	61
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:.....	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAS: Espectrometria de Absorção Atômica.

AHE: Aproveitamento Hidrelétrico.

ANA: Agência Nacional de Água.

Ar: Argônio.

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CVAAS: Espectroscopia de Absorção Atômica de Vapor a Frio.

CVFAS: Espectrofotometria de Fluorescência Atômica de Vapor a Frio.

EIA: Estudo do Impacto Ambiental.

HgMe: Metilmercúrio.

HgT: Mercúrio Total.

HidroWeb: Sistema de Informação Hidrológico.

HNO₃: Ácido Nítrico.

M Bolsão: Bolsão Lateral do rio Mutum.

M rio: Rio Mutum.

NTU: Unidade de Turbidez em Nefelometria.

OD: Oxigênio Dissolvido.

RIMA: Relatório de Impacto do Meio Ambiente.

SIPAM: Sistema de Proteção da Amazônia.

UHE: Usina Hidrelétrica.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Ciclo Biogeoquímico do mercúrio (adaptado de Morel *et al.* 1998).

FIGURA 2: Mapa esquemático mostrando a localização e dimensão da bacia de drenagem do rio Madeira.

FIGURA 3: Desenho amostral do monitoramento de mercúrio na bacia do rio Mutum Paraná.

FIGURA 4: Desenho amostral do monitoramento de mercúrio no Bolsão Lateral do Mutum.

FIGURA 5: Determinação “*in loco*” dos parâmetros pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez utilizando sonda multiparâmetros.

FIGURA 6: Coleta de amostras de água superficial nos pontos amostrais.

FIGURA 7: Coleta de amostras de sedimento de fundo nos pontos amostrais utilizando coletor pontual de sedimento em aço-inóx – draga de Eckman.

FIGURA 8: Coleta de amostras de plâncton utilizando rede de arrasto.

FIGURA 9: Curvas elevatórias das cotas diárias observadas no rio Madeira. Adaptado do Monitoramento Hidrológico de 2009 – Boletim nº 4 – 22/04/2009.

FIGURA 10: Foto da confluência do rio Mutum Paraná com o rio Madeira. Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 11: Foto do ponto de amostragem 01, no rio Mutum Paraná, próximo a confluência com o rio Madeira. Coordenadas: W 64° 55' 17.5"; S 09° 36' 21.7". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 12: Foto do ponto de amostragem 01, no rio Mutum Paraná, próximo a confluência com o rio Madeira. Coordenadas: W 64° 55' 17.5"; S 09° 36' 21.7". Data: 26/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 13: Foto do ponto de amostragem 2, situado na confluência da vazante do Bolsão Lateral do Mutum com o rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 55' 53.5"; S 09° 36' 43.6". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 14: Foto do ponto de amostragem 2, situado na confluência da vazante do Bolsão Lateral do Mutum com o rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 55' 53.5"; S 09° 36' 43.6". Data: 26/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 15: Foto do ponto de amostragem 3, situado na confluência do rio Mutum Paraná com o igarapé Cirilo. Coordenadas: W 64° 56' 30.5"; S 09°39' 40.9". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 16: Foto do ponto de amostragem 3, situado na confluência do rio Mutum Paraná com o igarapé Cirilo. Coordenadas: W 64° 56' 30.5"; S 09°39' 40.9". Data: 26/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 17: Foto do ponto de amostragem 4, situado na confluência dos rios Mutum Paraná (direita) e Cotia (esquerda). Coordenadas: W 64° 58' 46.3"; S 09° 40' 34.8". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 18: Foto do ponto de amostragem 4, situado na confluência dos rios Mutum Paraná (direita) e Cotia (esquerda). Coordenadas: W 64° 58' 46.3"; S 09° 40' 34.8". Data: 26/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 19: Foto do ponto de amostragem 5, situado no rio Mutum Paraná a montante da confluência com o rio Cotia. Coordenadas: W 65° 06' 11.6"; S 09° 43' 11.1". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 20: Foto do ponto de amostragem 5, situado no rio Mutum Paraná a montante da confluência com o rio Cotia. Coordenadas: W 65° 06' 11.6"; S 09° 43' 11.1". Data: 26/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 21: Foto do ponto de amostragem 6, situado no rio Cotia a montante da confluência do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 32.8"; S 09° 45' 11.8". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 22: Foto do ponto de amostragem 6, situado no rio Cotia a montante da confluência com o rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 32.8"; S 09° 45' 11.8". Data: 26/08/2009 (águas baixas).

FIGURA 23: Foto do ponto de amostragem 7, situado na margem direita do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 56' 31.7"; S 09° 36' 59.4". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 24: Foto do ponto de amostragem 7, situado na margem direita do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 56' 31.7"; S 09° 36' 59.4". Data: 26/08/2009 (águas baixas).

FIGURA 25: Foto do ponto de amostragem 8, situado no bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 07.9"; S 09° 37' 09.4". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 26: Foto do ponto de amostragem 8, situado no bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 07.9"; S 09° 37' 09.4". Data: 19/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 27: Foto do ponto de amostragem 9, situado na margem esquerda do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57'03.0"; S 09° 37' 26.1". Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 28: Foto do ponto de amostragem 9, situado na margem esquerda do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57'03.0"; S 09° 37' 26.1". Data: 19/11/2008 (águas baixas).

FIGURA 29: Manutenção de balsas e dragas no rio Mutum Paraná. Data: 15/03/2009 (águas altas).

FIGURA 30: Material das balsas e dragas no rio Mutum Paraná. Data: 26/08/2009 (águas baixas).

FIGURA 31: Gráfico da média do pH por fases hidrológicas.

FIGURA 32: Gráfico da média de oxigênio dissolvido por fases hidrológicas.

FIGURA 33: Gráfico da média da turbidez por fases hidrológicas

FIGURA 34: Gráfico da média condutibilidade por fases hidrológicas.

FIGURA 35: Gráfico da média da temperatura por fases hidrológicas.

FIGURA 36: Gráfico da média dos teores de mercúrio total e metilmercúrio em água superficial nos rios da Bacia Amazônica.

FIGURA 37: Calha do rio Mutum Paraná no período de seca. Data: 26/08/2009.

FIGURA 38: Calha do rio Mutum Paraná no período de seca. Data: 26/08/2009.

FIGURA 39: Gráfico da média dos teores de mercúrio total e metilmercúrio de sedimentos no perfil vertical.

FIGURA 40: Gráfico da média dos teores de mercúrio total e metilmercúrio de plânctons e invertebrados.

FIGURA 41: Gráfico da média dos teores de mercúrio total em peixes da Bacia do rio Mutum Paraná.

FIGURA 42: Resultados dos teores médios de HgT e HgMe nas amostras do Bolsão lateral do Mutum Paraná.

FIGURA 43: Resultados dos teores médios de HgT e HgMe nas amostras do rio do Mutum Paraná.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Pontos de amostragem com sua descrição e coordenadas geográficas.

TABELA 2: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de enchente (19/11/2008).

TABELA 3: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de cheia (15/03/2009).

TABELA 4: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de vazante (15/06/2009).

TABELA 5: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de seca (26/08/2009).

TABELA 6: Resultados dos teores de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (HgMe) em água superficial e sedimento de corrente nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e no Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de cheia (15/03/2009), vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

TABELA 7: Faixa de concentração de mercúrio total em água superficial da região Amazônica.

TABELA 8: Faixa de concentração de mercúrio total em sedimento na região Amazônica.

TABELA 9: Resultados dos teores mínimos e máximos de mercúrio total no perfil

de sedimento nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nas amostragens de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

TABELA 10: Resultados dos teores mínimos e máximos de metilmercúrio no perfil de sedimento nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nas amostragens de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

TABELA 11: Resultados dos teores de mercúrio total (HgT) no plâncton e invertebrados nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

TABELA 12: Resultados dos teores de metilmercúrio (HgMe) no plâncton e invertebrados nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

TABELA 13: Concentração de mercúrio total em músculo de peixe de relevante consumo pela população na bacia do rio Mutum.

TABELA 14: Concentração de mercúrio total em músculo de peixe bioindicador da bacia do rio Mutum.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Histórico:

A utilização do mercúrio pelo homem é conhecida a mais de 3.500 anos. As primeiras pesquisas foram realizadas na antiguidade por Aristóteles no séc. IV a.C., denominando o metal de prata líquida (*hydrargyrum*) dando origem ao símbolo Hg. Relatos históricos dizem que as primeiras aplicações práticas foram realizadas pelos romanos. A extração de ouro por amalgamação já era prática comum e a maior parte do mercúrio consumido pelos romanos destinava-se à produção de pigmento *vermilion* altamente valorizado. A invenção do barômetro em 1643 por Torricelli e do termômetro de mercúrio em 1720 por Fahrenheit utilizaram o elemento na pesquisa científica (MIRANDA *et al*, 2007).

O desenvolvimento de baterias de mercúrio e o uso de fulminato de mercúrio como detonador de explosivos foram muito utilizados na Segunda Guerra Mundial (NRIAGU, 1979). O mercúrio na forma natural surge da desgaseificação natural da crosta terrestre, as emissões de vulcões e a evaporação de lagos e oceanos. A emissão natural global de mercúrio é estimada em 2000 - 3000 toneladas/ano (Lindquist *et al.*, 1991; Mason *et al.*, 1994). Estima-se que das emissões totais de mercúrio, a Ásia seja responsável por 53% das emissões, África 18%, Europa 11%, América do Norte 9%, Austrália 6%, América do Sul 4% (EPA, 2006). No entanto, as fontes artificiais de mercúrio são mais diversificadas do que as naturais (CARVALHO, 2001).

A queima de combustíveis fósseis é considerada uma fonte de mercúrio, além do mais, as indústrias de cloro-soda, equipamentos eletrônicos, fabricação de tintas, são consideradas as maiores consumidoras de mercúrio, perfazendo 55% do total

consumido. Alguns compostos de mercúrio foram utilizados na agricultura, principalmente como fungicidas. O mercúrio é utilizado em uma variedade de aplicações no exército, pilhas, odontologia e medicina. Embora o uso industrial do mercúrio tenha sofrido reduções, recentemente, devido a um controle mais efetivo, altas concentrações ainda estão presentes nos sedimentos associados a aplicações industriais deste metal (BOENING, 2000). Um dos casos mais famosos de contaminação por metilmercúrio ocorreu na Baía de Minamata, Japão, na década de 50. A companhia Chisso Fertilizer descartava metilmercúrio, um subproduto do processo de produção de acetaldeído, nas águas da baía levando à contaminação de peixes posteriormente pescados e consumidos pela população local. As concentrações de metilmercúrio no pescado eram elevadas o suficiente para causar envenenamento (WATANABE & SATOH 1996).

1.2 Ciclo Hidrobiogeoquímico:

O interesse no entendimento do ciclo hidrobiogeoquímico do mercúrio na Amazônia acontece devido à elevada toxicidade do metilmercúrio (HgMe) para os seres humanos e animais, seu acúmulo na biota e sua biomagnificação na cadeia alimentar aquática. O conhecimento do processo de organificação do mercúrio no ambiente é necessário para prever o impacto potencial desse elemento sobre os seres humanos, bem como avaliar a qualidade de vida das populações (BAHIA, 1997; BOENING, 2000). O ciclo biogeoquímico do mercúrio é caracterizado pelas várias rotas que este composto pode seguir no ambiente, tendo destaque sua liberação do solo e da água para atmosfera, depositando as diversas espécies de mercúrio na atmosfera, água e solo. Quando em contato com solo ou sedimento, pode ocorrer sorção do mercúrio na forma insolúvel seguida de

metilação/desmetilação. O ciclo é completado pelas rotas de precipitação, bioconversão em formas voláteis ou solúveis, reinteração deste na atmosfera ou bioacumulação na cadeia alimentar aquática ou terrestre (BISINOTI, 2004).

A distribuição do mercúrio nos sedimentos está relacionada com o conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo, potencial redox e enxofre, dentre outros. Os agentes orgânicos complexantes solúveis em água, tais como humatos e fulvatos, podem quelar as espécies solúveis e insolúveis na água; os últimos precipitam-se diretamente da solução para o sedimento. Os solos possuem uma elevada capacidade de reter e armazenar mercúrio, devido ao forte acoplamento deste com o carbono presente. Os solos argilosos apresentam aparentemente uma elevada capacidade de reter mercúrio, podendo acumulá-lo por muitos anos (ROCHA *et. al.*, 2000 e 2003).

1.3 Metilação do Mercúrio:

O processo de metilação do mercúrio tem merecido especial atenção em reservatórios naturais e artificiais devido à elevada toxicidade e bioacumulação do mercúrio orgânico na biota. A bioacumulação ocorre preferencialmente em áreas de remanso, lagos marginais e reservatórios artificiais devido à formação de microambientes críticos, que funcionam como reatores, maximizando o processo de metilação do mercúrio ou solubilizando outras substâncias tóxicas (ROULET, *et al*, 1998; AMORIM, *et al*, 2000).

O mercúrio inorgânico pode ser convertido em metilmercúrio e dimetilmercúrio pela ação de microorganismos (bactérias metanogênicas), particularmente nos sedimentos. A biotransformação do mercúrio inorgânico em metilmercúrio representa um sério risco ambiental visto que ele se acumula na cadeia alimentar

aquática por um fenômeno chamado bioamplificação, isto é, a concentração do metal aumenta à medida que ele avança nos níveis tróficos. Portanto, por ter a capacidade de permanecer por longos períodos nos tecidos do organismo, este elemento poderá ser encontrado nos peixes predadores da extremidade da cadeia em concentrações elevadas, culminando, finalmente, no regime alimentar dos humanos (BAHIA, 1997; BOENING, 2000).

O mercúrio é um metal traço e apresenta-se sob diversas formas químicas e físicas nos ambientes aquáticos naturais. O ciclo biogeoquímico do mercúrio (FIGURA 1) é muito complexo e envolve a inter-relação entre os sistemas atmosféricos, aquáticos e terrestres (MOREL, *et al.* 1998).

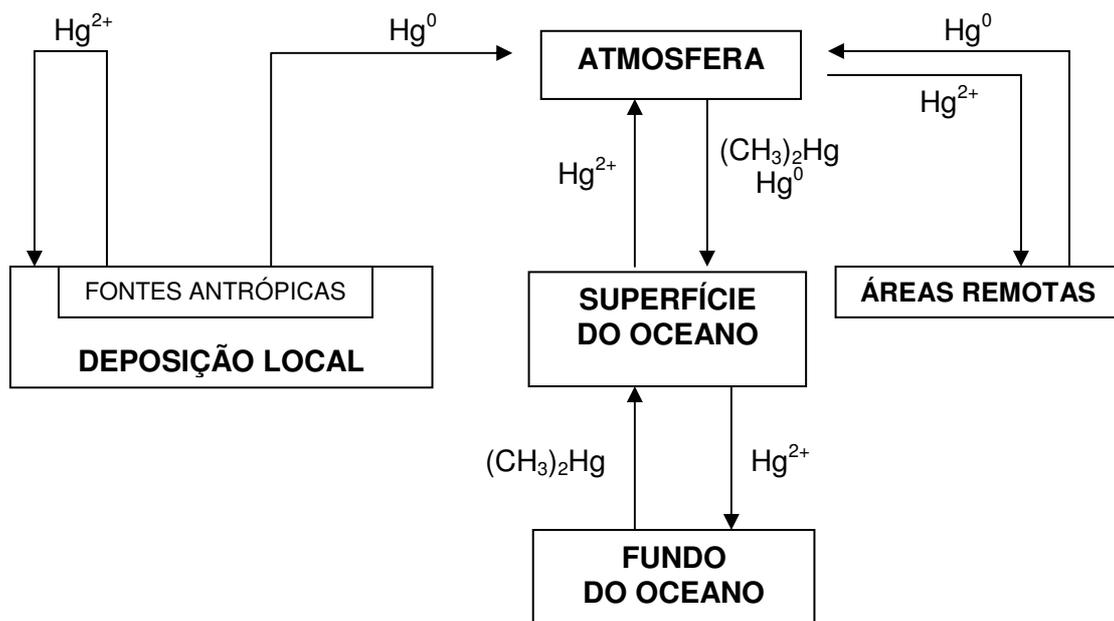


Figura 01: Ciclo Biogeoquímico do mercúrio (adaptado de MOREL *et al.* 1998).

Dois ciclos afetam o transporte e a distribuição do mercúrio: global, que envolve a circulação atmosférica do mercúrio elemental (Hg^0) provenientes de fontes na crosta terrestre para os oceanos e local, que depende da metilação do mercúrio

inorgânico (Hg^{2+}) proveniente principalmente de fontes antrópicas. Dentre as diversas espécies químicas existentes do mercúrio, podemos destacar como as mais importantes: o mercúrio elementar, também denominado mercúrio metálico (Hg^0); o mercúrio iônico em suas duas formas oxidadas íon mercuroso (Hg^{2+}) e íon mercúrico (Hg^{2+}); e as espécies metiladas; o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio [$(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$]. A especiação do mercúrio em ambientes aquáticos é influenciada pela interação com a biota e complexos orgânicos e inorgânicos presentes na coluna d'água e sedimentos.

A matéria orgânica interage com o mercúrio de diversas formas, afetando o transporte, especiação e biodisponibilidade do mercúrio nos ambientes aquáticos. Uma das reações mais importantes é a formação de ligações iônicas extremamente fortes entre o mercúrio e os grupos funcionais que contem enxofre reduzido presentes no solo e na matéria orgânica (RAVICHANDRAN, 2004).

Dentre as espécies citadas, o metilmercúrio desperta maior interesse do ponto de vista ecotoxicológico, uma vez que é uma neurotoxina e tem a tendência de bioacumular e biomagnificar, tornando-o um risco à saúde humana. Essa tendência é devido à sua maior lipossolubilidade quando comparada às outras espécies químicas de mercúrio. Além disso, o metilmercúrio possui uma alta afinidade com os grupamentos sulfidrilas das proteínas. A ingestão de alimentos (principalmente de peixes) é a principal via de contaminação por metilmercúrio nos seres humanos. Nos peixes adultos entre 90 - 100% do mercúrio está presente na forma de metilmercúrio (EPA, 2001; EPA, 2009).

1.4 Toxicidade do Mercúrio na Saúde Humana

O processo de biotransformação do mercúrio inorgânico em metilmercúrio nos ambientes aquáticos é bem conhecido o que torna viável a exposição e intoxicação humana pelo consumo de peixes contaminados. A contaminação mercurial ocorre desde a década de setenta na Bacia Amazônica acelerada por várias técnicas de extração de ouro, utilizando amalgamação com mercúrio (REQUELME, *et al*, 2003; SOUSA, *et al*, 1999). Como exemplo, cita-se a pesquisa realizada na região do rio Tapajós, onde o peixe é a principal fonte de alimentação diária e os níveis de metilmercúrio encontrados em raiz de cabelo, variando de alguns $\mu\text{g/g}$ até mais de $150 \mu\text{g/g}$, sendo que os primeiros sinais clínicos e sintomas de contaminação mercurial ocorrem em $50 \mu\text{g/g}$ (IPCS, 1990; LEBEL, *et al*, 1998).

O mercúrio sob forma líquida é muito pouco absorvido pelo trato gastrointestinal. Portanto, não é considerado nocivo se ingerido. Por outro lado, seus vapores quando inalados, podem facilmente atravessar a membrana alveolar até atingir a circulação sanguínea. No sangue, fígado e rins o mercúrio é oxidado à forma divalente (mercúrio iônico) pelo complexo chamado hidrogênio peróxido catalase. Este tipo de mercúrio representa a maior fonte de intoxicação verificada em laboratórios industriais e de pesquisa (IPCS, 1991). Esta forma é também liberada por evaporação na boca de pacientes que possuem amálgamas dentários preparados com mercúrio, o que pode resultar em uma intoxicação dependendo da quantidade presente de amálgamas (LORSCHIEDER, *et al*, 1995; CLARO, *et al*, 2003).

Além disto, dentistas e pessoas ligadas à odontologia podem também se contaminar quando o amálgama de mercúrio é preparado sem proteção

adequada ou com ajuda de um aparelho odontológicos mal conservado (ROULET, *et al*, 1998).

Embora o nível fatal de mercúrio não seja conhecido, uma exposição acima de 1 - 2 mg/m³ de vapor de mercúrio elementar, por algumas horas, causa bronquiolite química aguda e pneumonite. Duas horas após a exposição, observa-se danos ao pulmão através da formação de uma membrana hialina e, finalmente, a ocorrência de fibrose pulmonar (SIGEYUKI, *et al*, 2000). A contaminação pelos diversos compostos de mercúrio também está associada a condições clínicas relacionadas à enfermidades cutâneas (BOYD, *et al*, 2000).

Dentre os compostos de mercúrio orgânico, o metilmercúrio é o mais tóxico, muito mais que a forma metálica, e é responsável pelos danos mais importantes à saúde observados em humanos. Isto se deve, provavelmente, à sua lenta eliminação. No cérebro e rins, esta eliminação leva um tempo considerável (até mesmo alguns anos) (FARO, 2000).

Vários estudos têm demonstrado os efeitos neurotóxicos do metilmercúrio em populações expostas a este contaminante (SANFELIU, *et al*, 2003; HERCULANO, *et al*, 2006). O sistema nervoso central é o alvo principal do metilmercúrio, onde afeta, principalmente, áreas específicas do cérebro, como cerebelo e lobos temporais. A intoxicação por metilmercúrio se caracteriza por ataxia (perda da coordenação dos movimentos voluntários), a disartria (problemas nas articulações das palavras), a parestesia (perda da sensibilidade nas extremidades das mãos e pés e em torno da boca), visão de túnel (constricção do campo visual) e perda da audição. Os primeiros sintomas afetam geralmente a região perianal e aparecem alguns dias após a exposição. Uma contaminação severa pode causar cegueira, coma e morte. O período médio de latência varia, freqüentemente, de 16 a 38 dias

(BAKIR, *et al*, 1973; BAHIA, 1997). Evidências em um número grande de fontes indicam que a exposição crônica à baixas concentrações de metais pesados, incluindo o mercúrio, resulta em disfunções imunológicas (POLLARD, *et al*, 1997; BEN-OZER, *et al*, 2000; SHENKER, *et al*, 2000).

O mercúrio é reconhecidamente um agente teratogênico. O metilmercúrio da mãe é transferido para a placenta e transportada para o feto, no entanto, o mercúrio inorgânico tem uma menor capacidade de atravessar a barreira placentária, sendo encontrado em maior quantidade no líquido amniótico. O mercúrio inorgânico é também transportado pelo leite materno. Estes compostos de mercúrio, principalmente os orgânicos, causam sérios danos ao feto em desenvolvimento, principalmente a nível neurológico (SCHUURS, 1999).

Estudos a respeito dos efeitos celulares do mercúrio e seus compostos a nível celular demonstraram que linfócitos e linhagens linfoblásticas celulares humanas, tratados tanto com mercúrio orgânico e inorgânico, apresentaram um decréscimo significativo em termos de capacidade proliferativa, produção de citocinas e secreção de imunoglobulinas e decréscimo significativo nos níveis de CD4, e principalmente em linfócitos CD8. A redução de função das células linfóides é resultado da citotoxicidade induzida pelo mercúrio, alteração da mitocôndria e indução de apoptose em células-T (MOSZCZYNSKY, *et al*, 1994; GALLAGHER, *et al*, 1995; GUO, *et al*, 1998; GREEN, 1998; SHENKER, *et al*, 2000).

Os testes genotóxicos detectam mutações, tanto a nível cromossômico quanto a nível gênico. Tais mutações são responsáveis pelo surgimento de cânceres e doenças hereditárias. Assim, a utilização de tais técnicas para a avaliação e a quantificação destes eventos em células humanas expostas ao mercúrio é de grande importância para a compreensão dos efeitos deste metal, ao nível de

DNA, e suas conseqüências para a saúde humana (DE FLORA, *et al*, 1994; FRANCHI, E, *et al*, 1994; BUCIO, L , *et al*, 1999; LAZUTKA, JR , *et al*, 1999; QUEIROZ, *et al*, 1999; AMORIM , *et al*, 2000).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Avaliar os níveis basais de mercúrio em compartimentos bióticos e abióticos da bacia do rio Mutum Paraná na área de influência da UHE – Jirau na bacia hidrográfica do rio Madeira, em Rondônia-RO.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as propriedades físico-químicas na água superficial;
- Avaliar os níveis de mercúrio total e metilmercúrio na água superficial;
- Avaliar os níveis de mercúrio total e metilmercúrio no perfil de sedimento de fundo;
- Avaliar os níveis de mercúrio total nos peixes de considerável consumo pela população tradicional;
- Avaliar os níveis de mercúrio total e metilmercúrio nos plânctons e invertebrados;

3. METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

O rio Madeira, via natural de integração da Amazônia Ocidental, é considerado binacional por fazer fronteira entre o Brasil e a Bolívia, sendo formado a partir do encontro dos rios Beni e Mamoré. O rio Mamoré nasce na Cordilheira Real dos Andes bolivianos, nas proximidades de Santa Cruz de La Sierra, com a denominação de Grande La Plata. Seu curso tem a extensão de 2.200 km e sua bacia de drenagem cobre uma área de aproximadamente 525.000 km² (GOULDING et al., 2003).

O rio Mamoré penetra em Rondônia pelo extremo sul e, entre as cidades de Costa Marques e Guajará Mirim, recebe o rio Guaporé, cujas nascentes são localizadas na Chapada dos Parecis, em Mato Grosso. Nas proximidades de Nova Mamoré, recebe o rio Beni, passando então a se chamar rio Madeira. O rio Beni nasce no Planalto Andino boliviano, nas proximidades de Cochabamba. Seu curso tem a extensão de 1.600 km, sua bacia de drenagem abrange aproximadamente 172.000 km² e seu principal tributário é o rio Madre de Dios, cujas nascentes se localizam quase totalmente nos Andes peruanos (FIGURA 2).

O rio Mutum Paraná e seu tributário, o rio Cotia, afluente pela margem direita do rio Madeira, tem suas nascentes localizadas na Serra dos Pacaás Novos. A bacia do rio Mutum Paraná ocupa uma superfície de 8.840 km² e serve principalmente como via de penetração para o interior. O Bolsão Lateral do Mutum, formado artificialmente pelo barramento causado por uma estrada vicinal (FIGURAS 3 e 4), tem sua circulação totalmente associada à variação de níveis do rio Madeira.

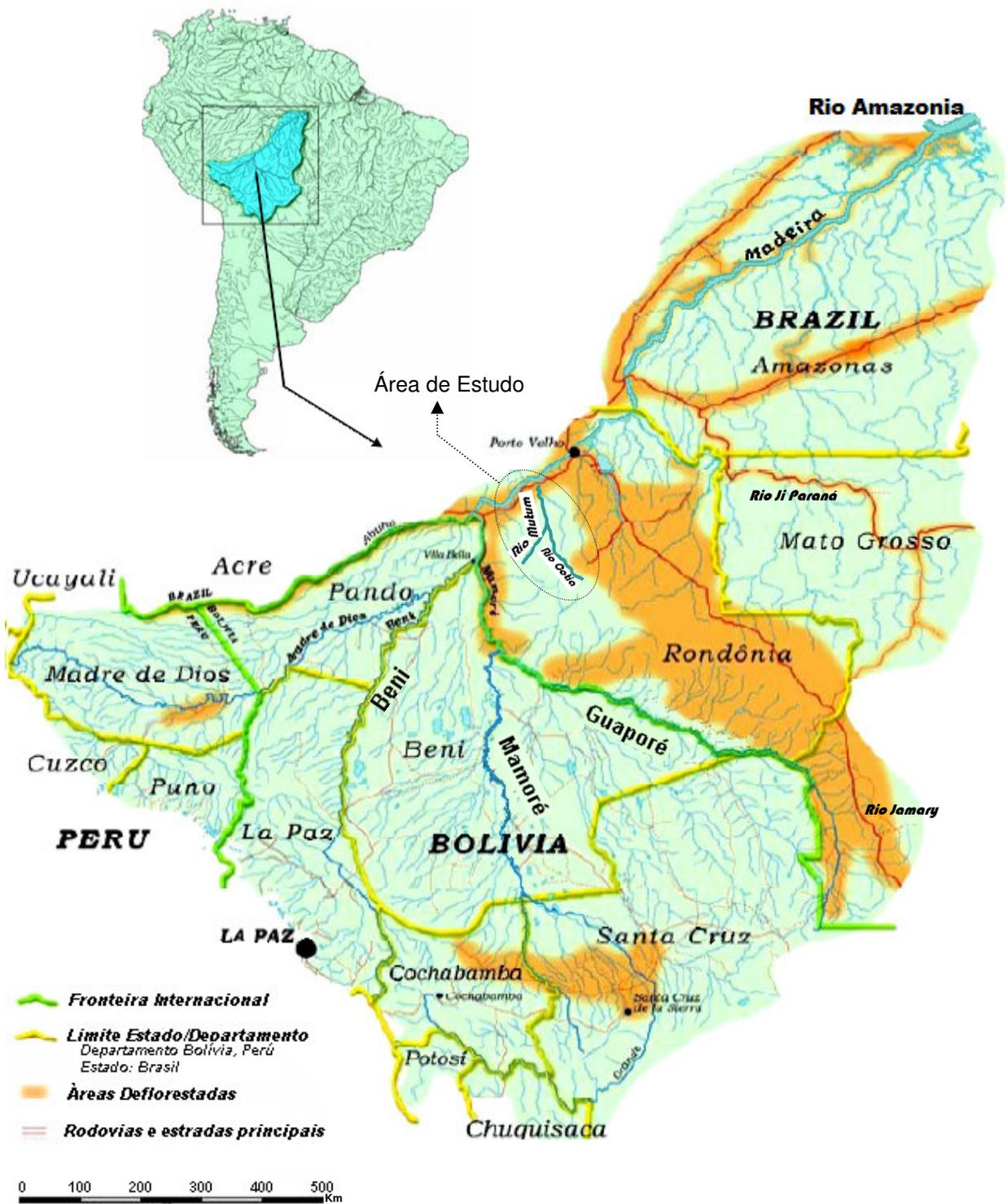


Figura 2: Mapa esquemático mostrando a localização e dimensão da bacia de drenagem do rio Madeira (modificado de Goulding et al., 2003).

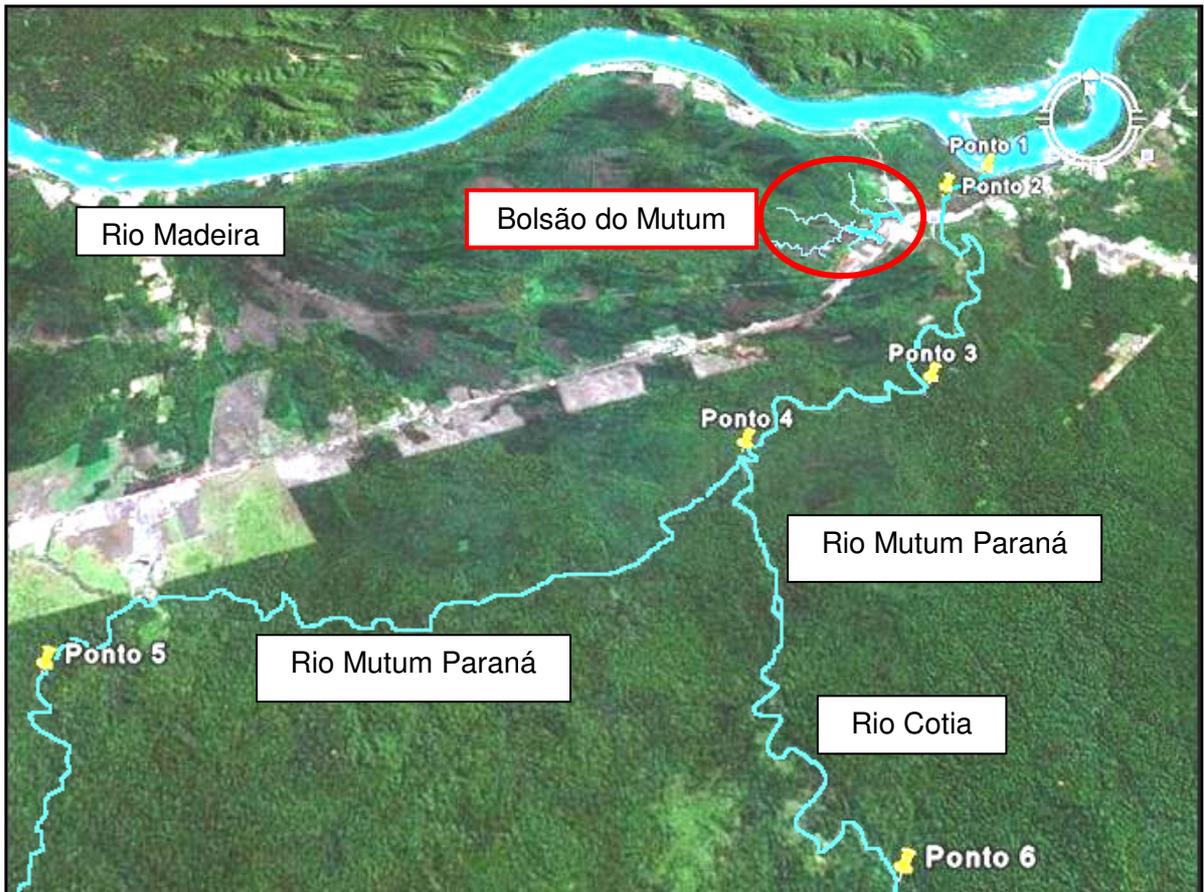


Figura 3: Desenho amostral do monitoramento de mercúrio na bacia do rio Mutum Paraná.



Figura 4: Desenho amostral do monitoramento de mercúrio no Bolsão Lateral do Mutum.

A malha de amostragem referente ao monitoramento das espécies de mercúrio na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum está apresentada de forma detalhada na TABELA 1.

Tabela 1. Pontos de amostragem com sua descrição e coordenadas geográficas.

Pontos de amostragem	Longitude (W)	Latitude (S)	Descrição
1 - Rio Mutum-Paraná	64° 55' 17.5"	09° 36' 21.7"	Ponto situado na confluência dos rios Mutum Paraná e Madeira.
2 - Rio Mutum-Paraná	64° 55' 53.5"	09° 36' 43.6"	Ponto situado na confluência da vazante do Bolsão Lateral do Mutum e o rio Mutum Paraná.
3 - Rio Mutum-Paraná	64° 56' 30.5"	09°39' 40.9"	Ponto situado na confluência do rio Mutum Paraná e o igarapé Cirilo.
4 - Rio Mutum-Paraná	64° 58' 46.3"	09° 40' 34.8"	Ponto situado na confluência dos rios Mutum Paraná e Cotia.
5 - Rio Mutum-Paraná	65° 06' 11.6"	09° 43' 11.1"	Ponto situado no rio Mutum Paraná a montante da confluência com o rio Cotia.
6 - Rio Cotia	64° 57' 32.8"	09° 45' 11.8"	Ponto situado no rio Cotia a montante da confluência com o rio Mutum Paraná.
7 - Bolsão Lateral do Mutum	64° 56' 31.7"	09° 36' 59.4"	Ponto situado no bolsão de inundação no rio Mutum Paraná.
8 - Bolsão Lateral do Mutum	64° 57' 07.9"	09° 37' 09.4"	Ponto situado no bolsão de inundação no rio Mutum Paraná.
9 - Bolsão Lateral do Mutum	64° 57'03.0"	09° 37' 26.1"	Ponto situado no bolsão de inundação no rio Mutum Paraná.

3.2 Parâmetros físicos e químicos

A metodologia utilizada tem uma abordagem interdisciplinar, de modo a integrar o conhecimento do sistema ambiental e suas inter-relações com a saúde humana, possibilitando a elaboração de indicadores de vigilância de saúde ambiental, que possam subsidiar ações de caráter preventivo e respaldar tecnicamente ações a médio e longo prazo, atendendo as condicionantes legais específicas 2.7, 2.8 e 2.9 da Licença Prévia N°. 251/2007, emitida pelo IBAMA com base no Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto do Meio Ambiente (EIA-RIMA) (NATURAE, 2008). O monitoramento, em cada um dos pontos de amostragem georreferenciados foram determinados pelos seguintes parâmetros físicos e químicos: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez, utilizando-se sonda multiparâmetros (FIGURA 5).



Figura 5: Determinação “*in loco*” dos parâmetros pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura e turbidez utilizando sonda multiparâmetros.

3.3 Água superficial

As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno tereftalato, preservadas com ácido nítrico (HNO_3 65% ultra-puro, Merck), mantendo o pH da água inferior a 2,0 até o momento das análises (FIGURA 6).



Figura 6: Coleta de amostras de água superficial nos pontos amostrais.

As amostras foram identificadas em campo e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental da Universidade de Campinas (UNICAMP), sendo conservadas a 4°C até o momento da análise. A quantificação de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (HgMe) foi realizada usando a técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplado a sistema de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVFAS) pela adição ao frasco extrator de 100 mL de amostra previamente digerida pelas soluções de cloreto de bromo e cloridrato de hidroxilamina, em frasco provido de válvula com quatro vias. A redução foi feita usando 2 mL de cloreto estanoso 10% (m/v) em HCl 10% (v/v). A amostra foi

purgada com argônio a uma vazão de 400 mL min^{-1} por 15min. O gás efluente foi levado até uma coluna de quartzo contendo em seu interior areia recoberta por ouro, usada como coluna extratora, com posterior volatilização por aquecimento. O Hg elementar foi levado pelo gás de arraste (Ar) até a cela de detecção do equipamento de fluorescência. A determinação de metilmercúrio (HgMe) em água foi realizada segundo a metodologia descrita por Bisinoti *et al.* (2007b), envolvendo a extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

3.4 Sedimento de fundo

As amostras de sedimento de fundo foram coletadas utilizando-se coletor pontual de sedimento – draga de Eckman, permitindo a coleta da camada mais reativa do sedimento (FIGURA 7).

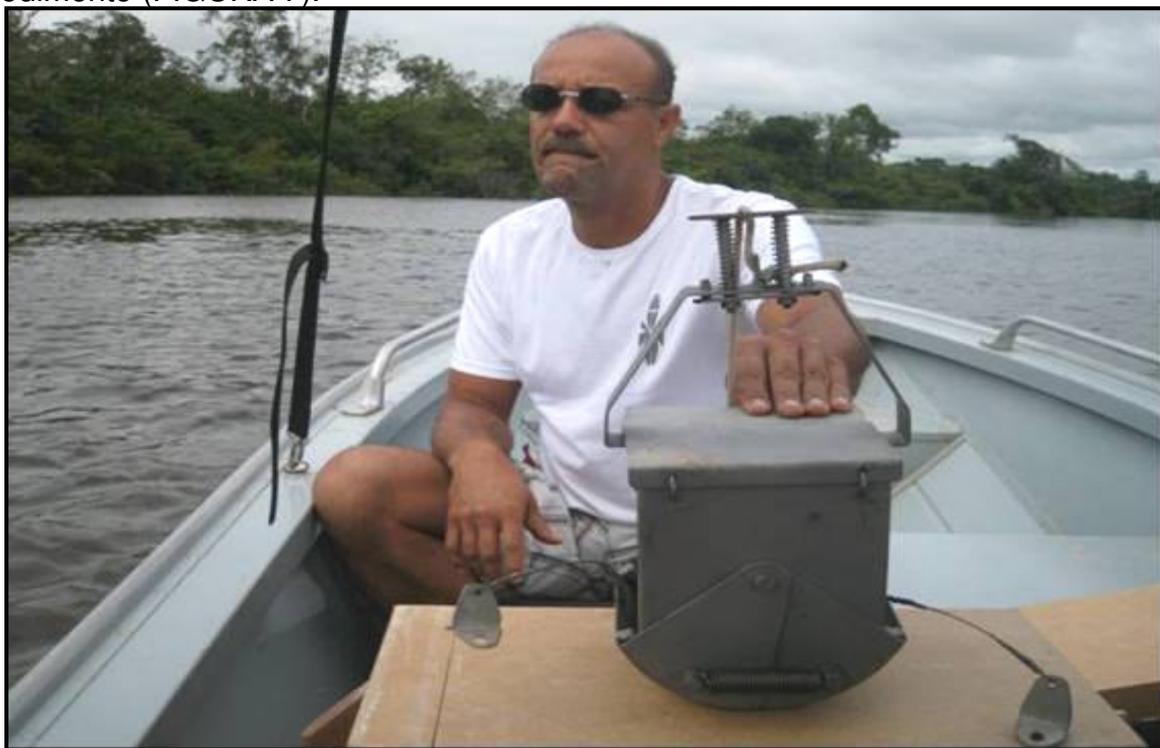


Figura 7: Coleta de amostras de sedimento de fundo nos pontos amostrais utilizando coletor pontual de sedimento em aço-inóx – draga de Eckman.

Os perfis verticais de sedimento foram coletados nas áreas de remanso, com tubo de acrílico com 100 cm de comprimento e 7,5 cm de diâmetro, e fatiadas em superfície (5 cm), 50 cm e 100 cm. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental do Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista (UNESP), sendo mantidas resfriadas a 4 °C até o momento de preparação e análise. As amostras de sedimento foram inicialmente homogeneizadas a úmido nos próprios sacos de polietileno utilizados em campo, sendo posteriormente secos a temperatura ambiente e homogeneizados em gral de porcelana. Após secagem, maceração e digestão das amostras de sedimento o teor de mercúrio total (HgT) foi quantificado pela técnica de geração de vapor de mercúrio a frio acoplado a espectroscopia de absorção atômica (CVAAS).

A determinação de metilmercúrio nas amostras de sedimento foi realizada segundo a metodologia descrita por Bisinoti *et al.* (2007a), envolvendo a digestão com hidróxido de potássio em meio alcoólico, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

3.5 Plânctons

As amostras de plânctons foram coletadas utilizando-se rede de arraste com abertura de malha entre 25 e 68 µm e posteriormente lavadas com água ultra-pura e centrifugadas para retirar os sólidos em suspensão.

As amostras foram identificadas em campo e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental da UNICAMP, sendo conservadas a 4 °C até o momento da análise. As amostras foram digeridas e o mercúrio total (HgT) quantificado pela

técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplado a sistema de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVFAS) (FIGURA 8).



Figura 8: Coleta de amostras de plâncton utilizando rede de arrasto.

A determinação de metilmercúrio (HgMe) nas amostras foi realizada segundo a metodologia descrita por Bisinoti *et al.* (2007b) envolvendo digestão, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

3.6 Invertebrados

As coletas dos invertebrados aquáticos foram realizadas utilizando-se redes de arraste de 250 μm para coleta na superfície da água. As amostras do substrato na superfície do sedimento de fundo foram realizadas utilizando-se draga de Eckman, que foram coletadas e peneiradas para separar os animais do folhigo. As amostras de invertebrados foram identificadas em campo e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental da UNICAMP, sendo conservadas a 4 °C até o momento da análise. As amostras foram digeridas e o mercúrio total (HgT)

quantificado pela técnica de espectrofotometria de fluorescência acoplado a sistema de geração de vapor frio e pré-concentração em coluna de ouro (CVFAS). A determinação de metilmercúrio (HgMe) nas amostras foi realizada segundo a metodologia descrita por Bisinoti *et al.* (2007b), envolvendo digestão, extração com ditizona-tolueno e quantificação por cromatografia gasosa.

3.7 Peixe

O monitoramento de mercúrio total (HgT) foi realizado em peixes bioindicadores, cujas espécies chaves são *Cichla monoculus* e *Hoplias malabaricus*. Entretanto, nessa primeira fase do monitoramento de mercúrio em peixes da bacia do Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum, a amostragem foi direcionada para as espécies de peixes de relevante consumo pela população ribeirinha, sendo, portanto, adquiridas amostras de peixe diretamente dos pescadores da região em 15/03/2009 (cheia), 15/06/09 (vazante) e 26/08/09 (seca), possibilitando a análise em 18 espécimes de pacú (*Mylossoma aureum*), 23 espécimes de jaraqui (*Semaprochilodus theraponera*), 16 espécimes de curimatã (*Prochilodus nigricans*), 32 espécimes de branquinha (*Curimata amazonica*), 14 espécimes de tucunaré (*Cichla ocellaris*), 21 espécimes de Tambaqui (*Colossoma macropomum*), 8 espécimes de Piranha (*Serrasalmus sp*), 7 espécimes de pescada (*Plagioscion sp*), 10 espécimes de bico de pato (*Sorubim lima*), 5 espécimes de dourada (*Brachyplatystoma avicans*), 7 espécimes de traira (*Hoplias malabaricus*) e 1 espécime de pirarucu (*Arapaima gigas*). Após a coleta, o material foi acondicionado em sacos de polietileno, congelado e encaminhado ao Laboratório de Química Ambiental do Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista (UNESP), sendo mantido congelado até o momento de

preparação e análise. As amostras de músculo de peixe (50 a 100 g) foram digeridas em meio ácido e o teor de mercúrio total (HgT) foi quantificado pela técnica de geração de vapor de mercúrio a frio acoplado a espectroscopia de absorção atômica (CVAAS).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO:

Os períodos das campanhas de coleta foram classificados de enchente (19/11/08), cheia (15/03/09), vazante (15/06/09) e seca (26/08/09), referentes às distintas fases hidrológicas do rio Madeira, com base no Boletim nº 4, de 22/04/09, do Sistema de Informação Hidrológico (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas (ANA), considerando a estação hidrológica de Porto Velho. A figura 9 mostra as curvas elevatórias das cotas diárias observadas em Porto Velho no período de 1967 a 2009.

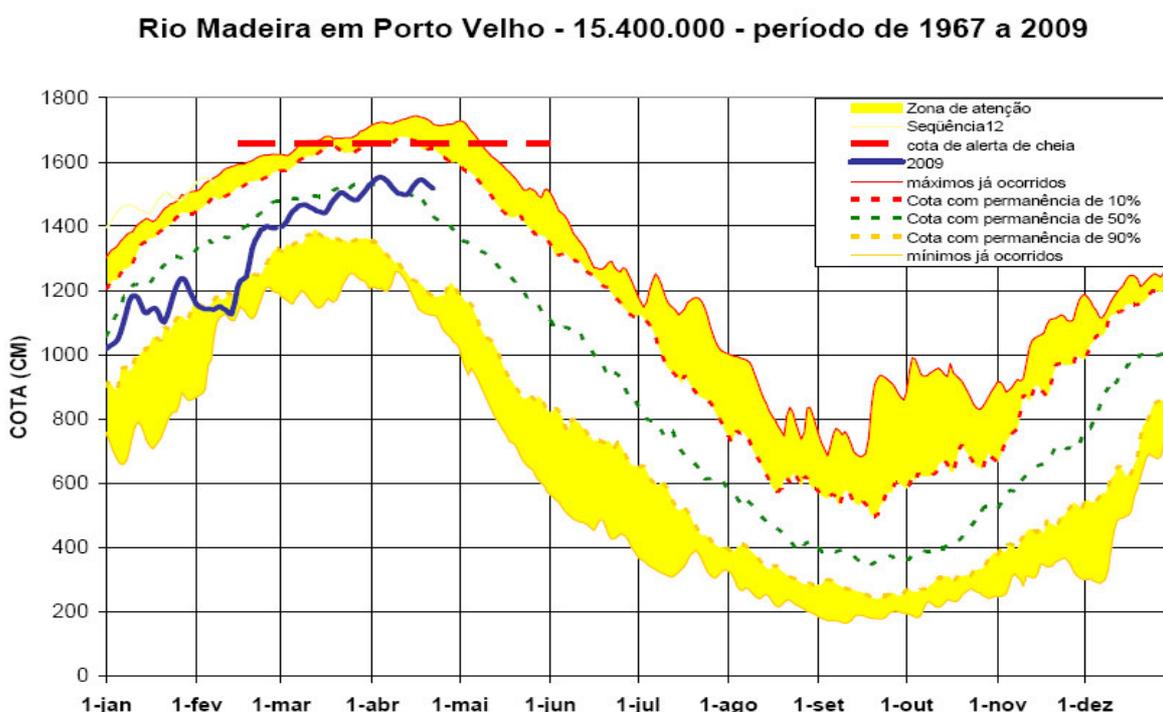


Figura 9: Curvas elevatórias das cotas diárias observadas no rio Madeira. Adaptado do Monitoramento Hidrológico de 2009 – Boletim nº 4 – 22/04/2009.

A cota de alerta de cheia foi calculada como o valor da média de todas as máximas anuais somada ao seu desvio padrão, resultando em 1.658 cm em Porto Velho. As cotas indicadas no gráfico são valores associados a uma referência de nível local e arbitrária, válida para a régua linimétrica da estação. As curvas envoltórias representam os valores máximos, mínimos, e de 10% e 90% de

permanência para os valores de cotas já ocorridos em cada dia do ano. Os valores associados à permanência de 10% ou 90% são os valores acima dos quais as cotas observadas estiveram em 10% ou 90% do tempo do histórico de dados. A zona de atenção para o período de cheia corresponde à faixa entre 10% de permanência e o valor máximo já ocorrido. Para o período de vazante, a zona de atenção corresponde à faixa entre 90% de permanência no histórico e o valor mínimo já ocorrido. Os dados hidrológicos utilizados neste boletim são provenientes da rede hidrometeorológica de responsabilidade da ANA, operada pelo Serviço Geológico do Brasil, e os dados de climatologia foram fornecidos pelo Sistema de Proteção da Amazônia - SIPAM.

Os pontos amostrais referentes ao monitoramento das espécies de mercúrio na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum nos diferentes períodos de enchente (19/11/08), cheia (15/03/09), vazante (15/06/2009) e seca (26/08/09) apresentam expressiva variação de volume de águas, característica da bacia do rio Madeira (FIGURAS 10 a 28).

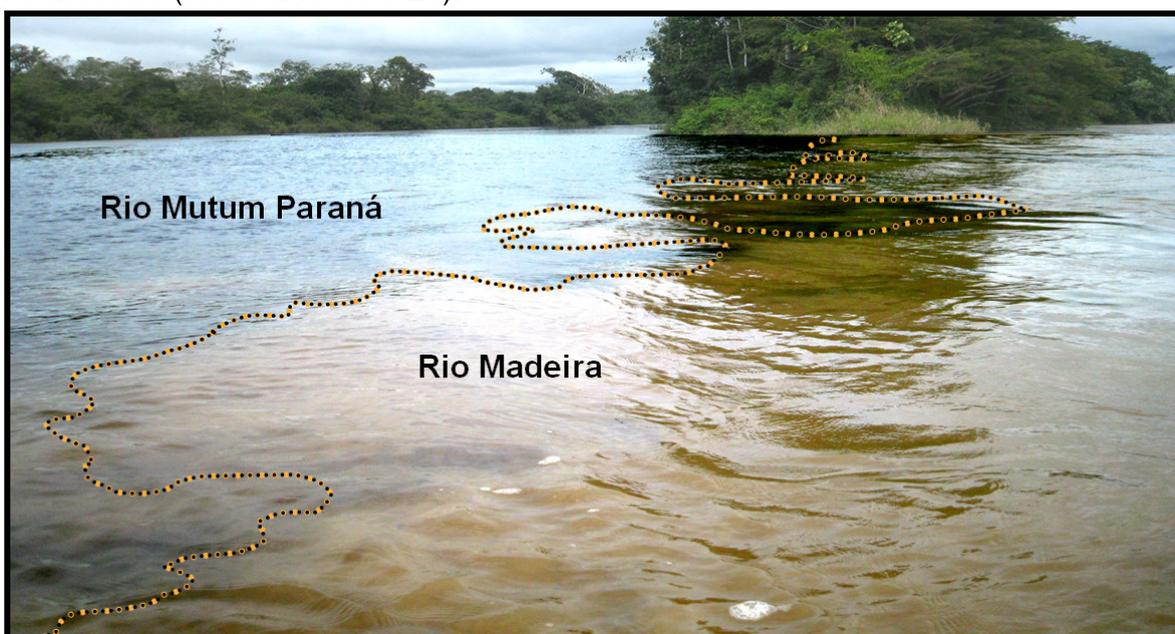


Figura 10: Foto da confluência do rio Mutum Paraná com o rio Madeira. Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 11: Foto do ponto de amostragem 01, no rio Mutum Paraná, próximo a confluência com o rio Madeira. Coordenadas: W 64° 55' 17.5"; S 09° 36' 21.7". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 12: Foto do ponto de amostragem 01, no rio Mutum Paraná, próximo a confluência com o rio Madeira. Coordenadas: W 64° 55' 17.5"; S 09° 36' 21.7". Data: 26/11/2008 (águas baixas).



Figura 13: Foto do ponto de amostragem 2, situado na confluência da vazante do Bolsão Lateral do Mutum com o rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 55' 53.5"; S 09° 36' 43.6". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 14: Foto do ponto de amostragem 2, situado na confluência da vazante do Bolsão Lateral do Mutum com o rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 55' 53.5"; S 09° 36' 43.6". Data: 26/11/2008 (águas baixas).



Figura 15: Foto do ponto de amostragem 3, situado na confluência do rio Mutum Paraná com o igarapé Cirilo. Coordenadas: W 64° 56' 30.5"; S 09°39' 40.9". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 16: Foto do ponto de amostragem 3, situado na confluência do rio Mutum Paraná com o igarapé Cirilo. Coordenadas: W 64° 56' 30.5"; S 09°39' 40.9". Data: 26/11/2008 (águas baixas).



Figura 17: Foto do ponto de amostragem 4, situado na confluência dos rios Mutum Paraná (direita) e Cotia (esquerda). Coordenadas: W 64° 58' 46.3"; S 09° 40' 34.8". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 18: Foto do ponto de amostragem 4, situado na confluência dos rios Mutum Paraná (direita) e Cotia (esquerda). Coordenadas: W 64° 58' 46.3"; S 09° 40' 34.8". Data: 26/11/2008 (águas baixas).



Figura 19: Foto do ponto de amostragem 5, situado no rio Mutum Paraná a montante da confluência com o rio Cotia. Coordenadas: W 65° 06' 11.6"; S 09° 43' 11.1". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 20: Foto do ponto de amostragem 5, situado no rio Mutum Paraná a montante da confluência com o rio Cotia. Coordenadas: W 65° 06' 11.6"; S 09° 43' 11.1". Data: 26/11/2008 (águas baixas).



Figura 21: Foto do ponto de amostragem 6, situado no rio Cotia a montante da confluência do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 32.8"; S 09° 45' 11.8". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 22: Foto do ponto de amostragem 6, situado no rio Cotia a montante da confluência com o rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 32.8"; S 09° 45' 11.8". Data: 26/08/2009 (águas baixas).



Figura 23: Foto do ponto de amostragem 7, situado na margem direita do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 56' 31.7"; S 09° 36' 59.4". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 24: Foto do ponto de amostragem 7, situado na margem direita do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 56' 31.7"; S 09° 36' 59.4". Data: 26/08/2009 (águas baixas).



Figura 25: Foto do ponto de amostragem 8, situado no bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 07.9"; S 09° 37' 09.4". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 26: Foto do ponto de amostragem 8, situado no bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57' 07.9"; S 09° 37' 09.4". Data: 19/11/2008 (águas baixas).



Figura 27: Foto do ponto de amostragem 9, situado na margem esquerda do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57'03.0"; S 09° 37' 26.1". Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 28: Foto do ponto de amostragem 9, situado na margem esquerda do Bolsão Lateral do rio Mutum Paraná. Coordenadas: W 64° 57'03.0"; S 09° 37' 26.1". Data: 19/11/2008 (águas baixas).

No período de águas altas, o rio Mutum Paraná tem sido utilizado por garimpeiros de ouro para realizarem a manutenção de suas balsas e dragas desde o auge da exploração do ouro na região entre as décadas de 70 e 90.

As FIGURAS 28 e 29 mostram a presença de dragas e sucatas das dragas no local utilizado como refúgio no período de cheia e local de manutenção dos equipamentos.



Figura 29: Manutenção de balsas e dragas no rio Mutum Paraná. Data: 15/03/2009 (águas altas).



Figura 30: Material das balsas e dragas no rio Mutum Paraná. Data: 26/08/2009 (águas baixas).

Os resultados dos parâmetros físicos e químicos determinados “in loco” nas campanhas de amostragem na bacia do rio Mutum Paraná nos período de enchente, cheia, vazante e seca estão apresentados nas TABELAS de 2 a 5.

Tabela 2: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de enchente (19/11/2008).

Ponto	pH	O.D. ^a	Turbidez ^b	Condutividade ^c	Temperatura ^d
1	5,44	5,0	26,6	11,48	27,3
2	5,33	2,4	40,1	12,62	28,4
3	5,62	4,7	37,3	11,62	26,2
4	5,15	4,2	28,6	12,35	26,4
5	5,25	4,2	18,9	6,13	26,3
6	5,7	4,6	37,4	13,27	26,3
M rio*	5,4±0,2	4,2±0,9	31,5±8,2	11,2±2,6	26,8±0,9
7	5,34	3,1	3,1	3,27	31,1
8	5,52	3,2	2,9	3,23	31,4
9	5,43	3,2	3,1	3,31	30,9
M Bolsão*	4,9±0,2	3,2±0,1	3,0±0,1	3,3±0,1	31,1±0,2

Legenda: a = mg L⁻¹; b = NTU; c = μS cm⁻¹; d = °C; O.D. = oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); * = média e desvio padrão; ** = valor excluído da média.

Tabela 3: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de cheia (15/03/2009).

Ponto	pH	O.D. ^a	Turbidez ^b	Condutividade ^c	Temperatura ^d
1	5,05	6,4	77,8	9,2	25,7
2	4,76	4,1**	12,6**	10,3	25,4
3	5,06	6,2	87,3	9,6	23,6
4	5,08	6,1	71,6	9,4	23,7
5	4,97	5,9	66,7	7,3	24,1
6	5,05	5,8	81,1	9,2	23,7
M rio*	5,00±0,1	6,1±0,2	76,9±8,0	9,1±1,0	24,4±0,9
7	5,06	4,6	3,1	10,1	27,4
8	4,79	4,3	2,9	10,6	27,2
9	4,77	4,4	3,1	10,7	26,8
M Bolsão*	4,9±0,2	4,4±0,1	3,0±0,1	10,5±0,3	27,1±0,3

Legenda: a = mg L⁻¹; b = NTU; c = μS cm⁻¹; d = °C; O.D. = oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); * = média e desvio padrão; ** = valor excluído da média.

Tabela 4: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de vazante (15/06/2009).

Ponto	pH	O.D. ^a	Turbidez ^b	Condutividade ^c	Temperatura ^d
1	5,10	6,7	21,3	9,2	24,3
2	4,36	3,1**	6,4**	7,5	25,9
3	5,00	6,2	21,4	8,7	24,2
4	5,00	6,4	19,6	9,2	24,2
5	4,86	6,0	15,6	6,2	24,3
6	5,15	5,9	18,3	9,2	24,1
M rio*	4,91±0,3	6,2±0,3	19,2±2,0	8,3±1,1	24,5±0,6
7	4,46	4,8	3,3	10,1	27,8
8	4,37	4,5	3,0	10,6	27,6
9	4,30	4,6	3,0	10,7	26,8
M Bolsão*	4,4±0,07	4,6 ±0,1	3,1±0,1	10,5±0,3	27,7±0,1

Legenda: a = mg L⁻¹; b = NTU; c = μS cm⁻¹; d = °C; O.D. = oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); * = média e desvio padrão; ** = valor excluído da média.

Tabela 5: Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná no período de seca (26/08/2009).

Ponto	pH	O.D. ^a	Turbidez ^b	Condutividade ^c	Temperatura ^d
1	5,15	6,1	16,9	8,2	27,3
2	4,13	4,1**	16,4**	7,5	25,8
3	5,10	6,2	19,3	7,6	26,1
4	5,21	6,3	18,8	7,3	26,7
5	4,82	6,0	17,4	6,7	25,6
6	5,15	6,4	18,7	8,4	26,1
M rio*	4,93±0,4	6,2±0,1	18,2±0,9	7,6±0,6	26,3±0,6
7	4,16	4,7	3,0	9,3	29,8
8	4,00	4,6	3,0	9,6	30,3
9	4,20	4,7	3,0	10,1	30,1
M Bolsão*	4,1±0,09	4,7 ±0,05	3,0±0,0	9,7±0,3	30,1±0,2

Legenda: a = mg L⁻¹; b = NTU; c = μS cm⁻¹; d = °C; O.D. = oxigênio dissolvido (mg L⁻¹); * = média e desvio padrão; ** = valor excluído da média.

A bacia hidrográfica do rio Madeira tem uma área total de aproximadamente 1,47 milhões de km², o que representa cerca de 23% da Bacia Amazônica, sendo aproximadamente o dobro do tamanho de qualquer outra bacia tributária, e abrangendo parcialmente os territórios da Bolívia (40%), Brasil (50%) e do Peru

(10%). Em território brasileiro, estende-se pelos Estados de Mato Grosso, Rondônia, Acre e Amazonas, sendo delimitada a leste pela bacia do rio Tapajós e a oeste pela bacia do rio Purus, ambos afluentes do rio Amazonas. A flutuação média anual da água do rio varia na faixa de 10,8 a 12,4 metros. A variação entre o pico de água alta e água baixa é de aproximadamente 15,4 a 21,8 metros (GOULDING *et al.*, 2003). O regime hidrológico da bacia do rio Madeira é caracterizado por um período de águas baixas, de julho a outubro, e um período de águas altas, de fevereiro a maio, sendo as vazões mínimas do ano com maior frequência em setembro e as máximas de março a abril. Portanto, as fases de enchente, cheia, vazante e seca ocorrem, de maneira geral, nos meses de janeiro, abril, junho e outubro, respectivamente.

Os valores médio de pH dos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná durante as estações hidrológicas foram de 4,93 a 5,0 entre os períodos de seca e cheia, enquanto que no Bolsão Lateral do Mutum foram de 4,1 a 4,9, sendo concordante com os valores de águas fracamente ácidas observadas na bacia do rio Madeira, e com o favorecimento de ambientes com menores valores de pH para sistemas lênticos (FIGURA 31).

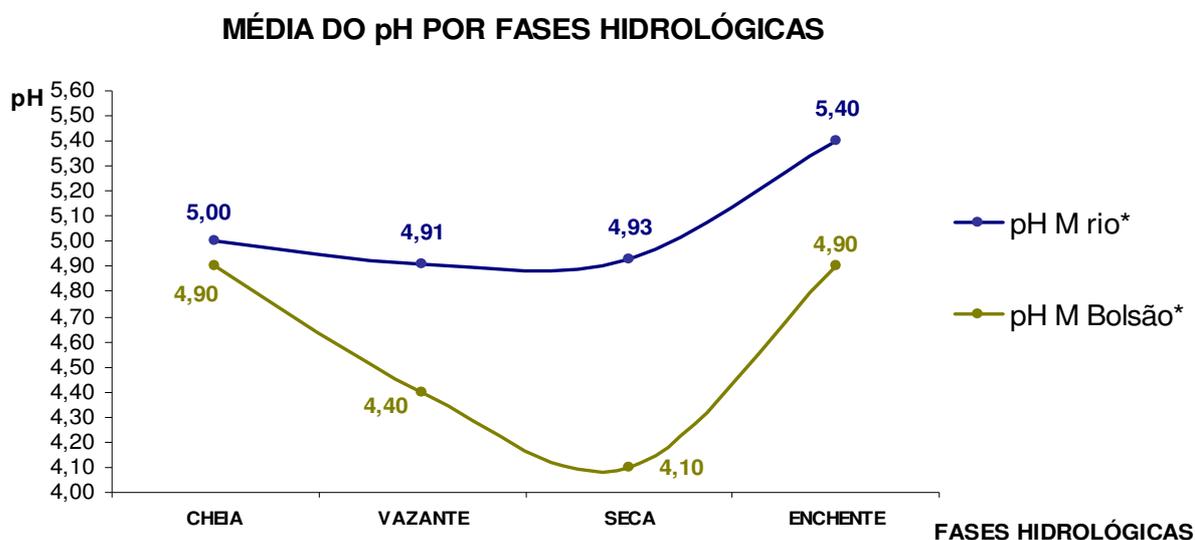


Figura 31: Gráfico da média do pH por fases hidrológicas.

Os resultados observados seguem a mesma tendência do rio Madeira, indicando maiores valores durante as fases de seca e enchente (6,8 - 7,3) e nos tributários (5,4 - 6,5), quando comparados aos valores observados nas fases de enchente e vazante, (6,1 - 7,0) e nos tributários (4,4 - 6,4). Referente ao efeito da acidez na metilação de mercúrio, segundo Fagerstrom & Jernelov (1972) a metilação decresce no sedimento com o aumento do pH, enquanto que Xun *et al.* (1987) indicam que baixos valores de pH podem diminuir a metilação de mercúrio. Portanto, o pH não é o único fator que regula a formação de metilmercúrio (ROCHA *et al.*, 2000; ROCHA *et al.*, 2003). Neste sentido também há controvérsias sobre a metilação do mercúrio em meio aeróbio ou anaeróbio (GUIMARÃES *et al.* 1998, 2000).

A média do teor de oxigênio dissolvido nos pontos amostrados ao longo da bacia do Mutum Paraná, apresenta valor de 6,2 mg L⁻¹. (FIGURA 32).

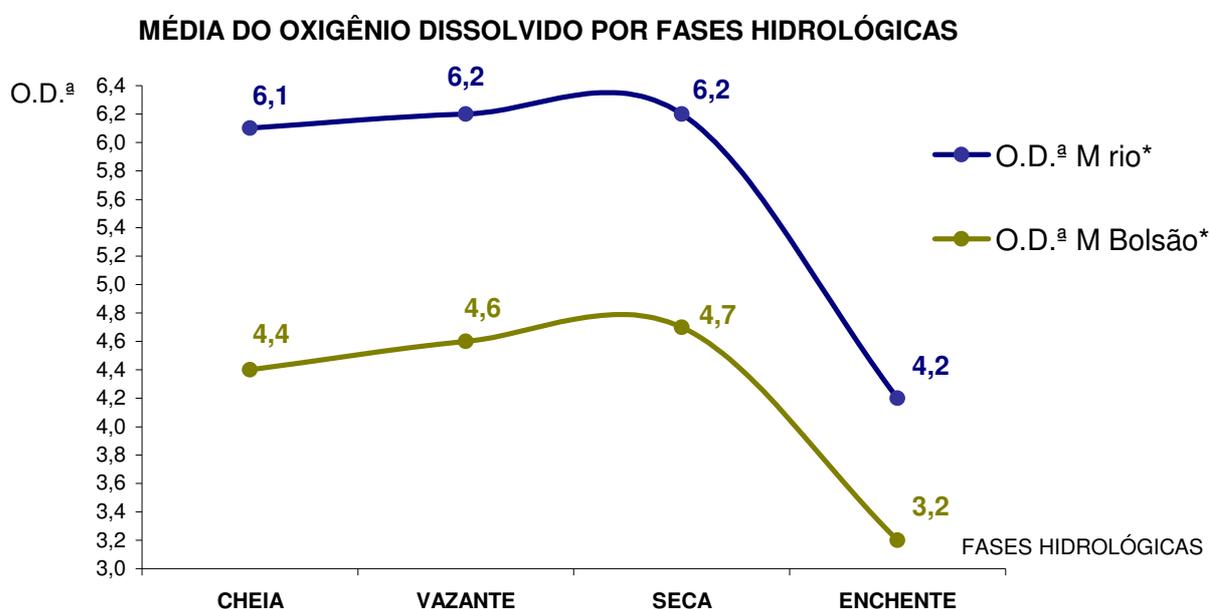


Figura 32: Gráfico da média de oxigênio dissolvido por fases hidrológicas.

A oxigenação do rio Mutum Paraná segue a mesma tendência de sazonalidade do rio Madeira e tributários, com os níveis mais altos de oxigenação observados

durante as fases de águas altas, quando comparados com as fases de águas baixas, sendo observados valores médios durante o ciclo hidrológico no intervalo de 5 a 7 mg L⁻¹. A média do teor de oxigênio dissolvido dos pontos amostrados no Bolsão Lateral do Mutum variou de 4,4 a 3,2 mg L⁻¹, estando associado ao fato do Bolsão Lateral do Mutum ter sua circulação totalmente atrelada à variação de níveis do rio Madeira.

Os valores médios de turbidez dos pontos amostrados no Bolsão Lateral do Mutum (3 NTU) são aproximadamente 25 vezes menores quando comparados aos valores médios dos pontos amostrados ao longo da bacia do Mutum Paraná (77 NTU), sendo isso uma característica de sistema lântico. Os valores de turbidez dos pontos amostrados ao longo da bacia do Mutum Paraná no período de águas altas (76 NTU) são aproximadamente 4 vezes maiores quando comparados ao período de águas baixas (18 NTU) (FIGURA 33).

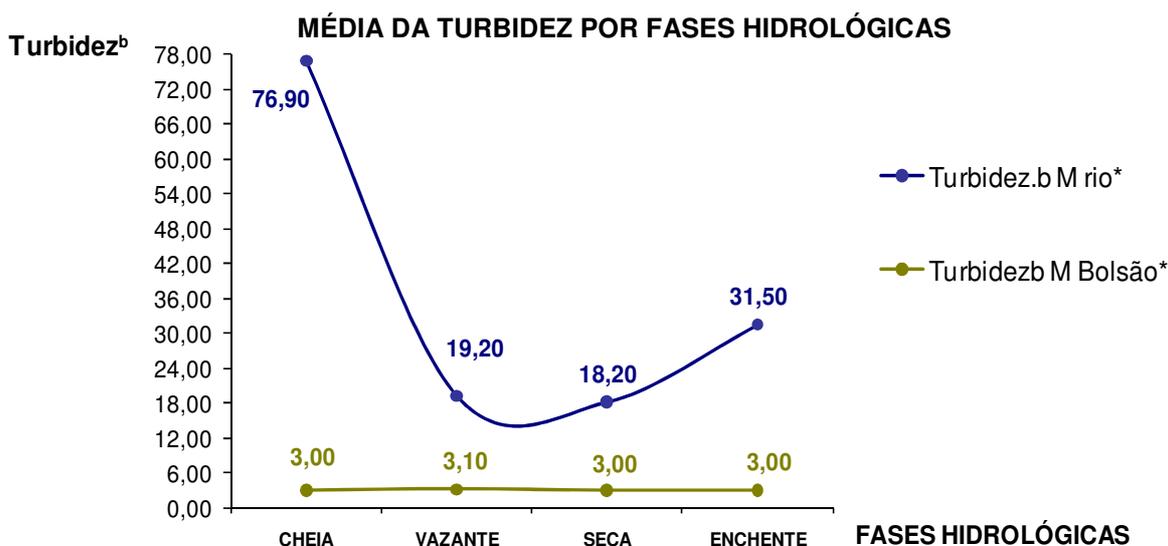


FIGURA 33: Gráfico da média da turbidez por fases hidrológicas.

Os valores de condutividade observados ao longo da bacia do rio Mutum Paraná apresentam considerável uniformidade e tendência decrescente da fase de águas altas (9,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$) para as águas baixas (7,6 $\mu\text{S cm}^{-1}$) (FIGURA 34).

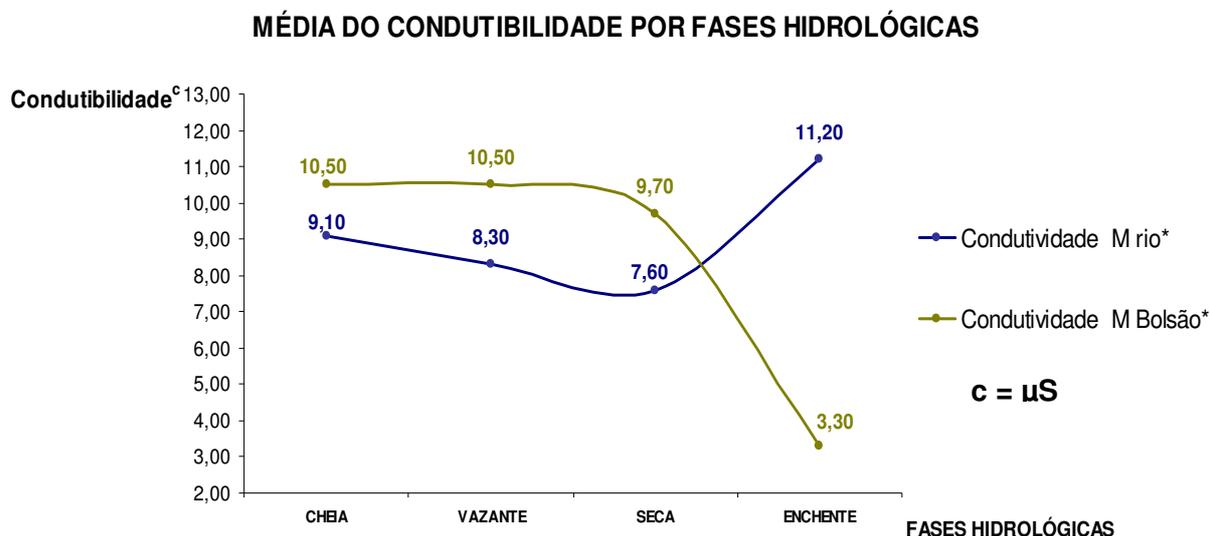


FIGURA 34: Gráfico da média da condutibilidade por fases hidrológicas.

Nos ambientes aquáticos da região Amazônica a temperatura apresenta comportamento homogêneo na massa de água, com variações pequenas na escala sazonal e espacial. Durante o monitoramento realizado, o comportamento sazonal da temperatura da água obedeceu a um padrão bem definido, com valores mais altos no verão, que na região se estende de novembro a março, abrangendo, portanto, as fases de enchente e cheia na bacia do rio Madeira. Os menores valores são observados nas fases de vazante e seca (maio a julho), que corresponde ao inverno, caracterizado inclusive pela ocorrência do fenômeno da “friagem” e o conseqüente resfriamento da coluna de água. O valor médio da temperatura no período de águas altas (24 °C), quando comparado ao valor médio da temperatura no período de águas baixas (26 °C), segue o comportamento sazonal característico da bacia do rio Madeira.

A temperatura média dos pontos amostrados no Bolsão Lateral do Mutum (27 - 30 °C) é aproximadamente 11% maior do que a temperatura média dos pontos amostrados ao longo da bacia do Mutum Paraná (24 - 26 °C), mais uma vez demonstrando características de sistema lântico no Bolsão (FIGURA 35).

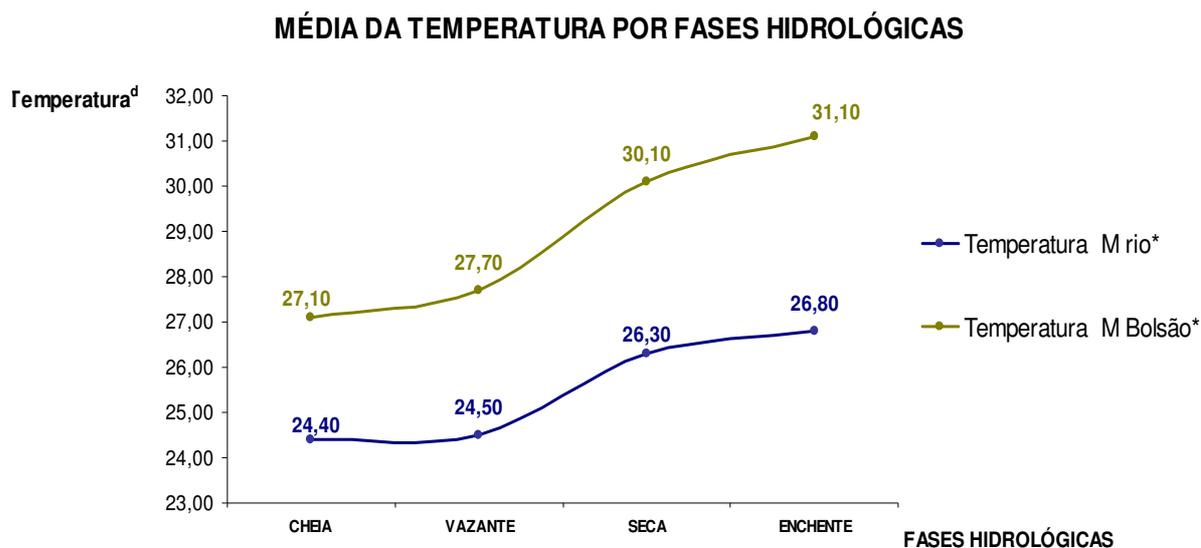


Figura 35: Gráfico da média da média da temperatura por fases hidrológicas.

A temperatura também exerce influência no processo de metilação do mercúrio, sendo observados resultados que sugerem a ocorrência de variações sazonais na produção de metilmercúrio, possibilitando inferir que a concentração de metilmercúrio em corpos aquáticos deva ser menor no inverno do que no verão (Wright & Hamilton, 1982).

Os teores de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (HgMe) nas amostras de água superficial e sedimento coletados nos períodos de águas altas e baixas não obtiveram grandes variações nos períodos hidrológicos, portanto sendo apresentado apenas os valores mínimos e máximos na bacia do rio Mutum Paraná e no Bolsão Lateral do Mutum, estando, conforme a TABELA 6.

Tabela 6: Resultados mínimos e máximos dos teores de mercúrio total (HgT) e metilmercúrio (HgMe) em água superficial e sedimento de corrente nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e no Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de enchente e cheia (19/11/08 - 15/03/2009), vazante e seca (15/06/2009 - 26/08/2009).

Ponto	Água-HgT (ng L ⁻¹)	Água-HgMe (ng L ⁻¹)	Sedimento-HgT (µg Kg ⁻¹)	Sedimento-HgMe (µg Kg ⁻¹)
1	< 4,2	< 0,3	277 – 400	0,55 – 0,69
2	< 4,2	< 0,3	221 – 260	1,19 – 1,12
3	< 4,2	< 0,3	107 – 340	0,65 – 1,42
4	< 4,2	< 0,3	109 – 135	0,47 – 0,58
5	4,4 – 6,5	< 0,3	161 – 260	0,88 – 1,22
6	4,2 – 5,3	< 0,3	191 – 370	0,86 – 1,15
M rio*	< 4,2	< 0,3	178 _± 60 – 294 _± 88	0,84 _± 0,25 – 1,03 _± 0,30
7	< 4,2	< 0,3	215 – 440	1,23 – 1,62
8	< 4,2	< 0,3	191 – 210	0,83 – 0,91
9	< 4,2	< 0,3	105 – 230	0,94 – 1,68
M Bolsão*	< 4,2	< 0,3	170 _± 47 – 293 _± 100	1,00 _± 0,2 – 1,40 _± 0,35

O acompanhamento das concentrações de mercúrio na bacia hidrográfica do rio Madeira é um assunto que tem atraído as atenções de muitos pesquisadores nos últimos anos (MARTINELLI *et al.*, 1988; MALM, 1997, MALM, 1998; LACERDA & PFEIFFER, 1992) devido à atividade garimpeira de ouro na região durante as décadas de 70 e 80. Bourgoin *et al.* (2000) mostraram que as concentrações de mercúrio total variaram nas águas ao longo da bacia do rio Madeira de 2,24 a 2,57 ng L⁻¹ na região das águas glaciais do rio Zongo (“nascente” do Madeira), para 7,0 ng L⁻¹ no trecho até Porto Velho e 9,49-10,86 ng L⁻¹ até a confluência com o rio Amazonas. Lechler *et al.* (2000) estudaram as concentrações de mercúrio em solo, sedimento, água superficial e peixe ao longo de 900 km do rio Madeira, de Porto Velho a confluência com o rio Amazonas, sendo observados nas amostras de água valores de mercúrio total na faixa de 4 a 16 ng L⁻¹.

A TABELA 7 mostra os valores descritos na literatura referentes a concentração de mercúrio total em água superficial da região Amazônica.

TABELA 7: Faixa de concentração de mercúrio total em água superficial da região Amazônica. (Adaptado de Bisinoti *et al.* 2007)

Localização	HgT(ng L ⁻¹)	Referência
Confluência do dos Rios Madeira e Amazonas	10,8	Bourgoin <i>et al.</i> 2000
Rio Amazonas	11,3	Bonotto <i>et al.</i> 2003
Rio Madeira	7,0	Bourgoin <i>et al.</i> 2000
Rio Madeira	14,0	Lechler <i>et al.</i> 2000
Rio Madeira	24,6	Nriagu <i>et al.</i> 1992
Rio Madeira	22,2	Bonotto <i>et al.</i> 2003
Tapajós	2,8	Roulet <i>et al.</i> 1998
Tapajós	1,1	Roulet <i>et al.</i> 2000
Rio Negro (água escura)	4,5	Peleja <i>et al.</i> 2002
Bacia do Rio Negro (água branca)	4,5	Bisinoti <i>et al.</i> 2007
Bacia do rio Negro (água escura)	10,1	Bisinoti <i>et al.</i> 2007

Os teores de mercúrio total nas amostras de água superficial coletadas na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum estão abaixo de 4,2 ng L⁻¹, com exceção da amostra coletada no rio Cotia (ponto 5) e rio Mutum (ponto 06), que apresentaram teores de 4,4 a 6,5 ng L⁻¹ e 4,2 a 5,3 ng L⁻¹ respectivamente, estando todas as amostras dentro da faixa relatada na literatura científica, citadas na TABELA 7, para os níveis de mercúrio total em água superficial na bacia do Rio Madeira (FIGURA 36).

RESULTADOS DOS TEORES DE HgT e HgMe EM ÁGUA SUPERFICIAL

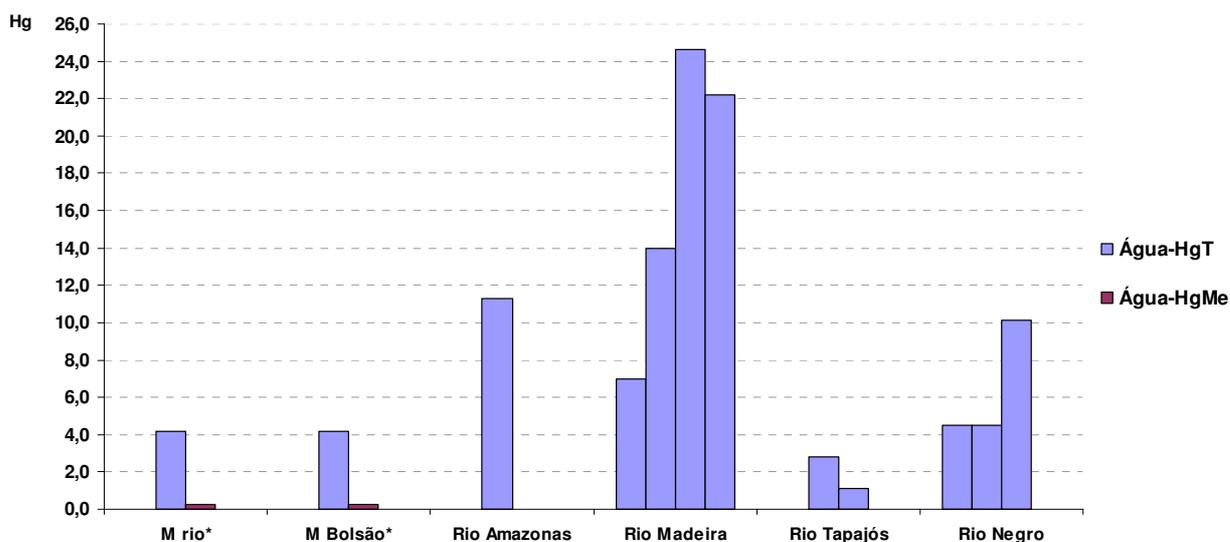


Figura 36: Gráfico da média dos teores de HgT e HgMe em água superficial nos rios da Bacia Amazônica.

A Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, bem como a Resolução 357/2005 do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente que regulamenta a classificação da água e seus afluentes, sendo o valor máximo permitido de mercúrio de 1.000 ng L^{-1} , portanto, todas as amostras analisadas estão abaixo do valor preconizado para o consumo humano.

O metilmercúrio é a espécie mais tóxica do mercúrio e o interesse em seu estudo deve-se principalmente à capacidade de ser bioacumulado através da adsorção em corpos superficiais, na ingestão de alimentos, principalmente de peixes, bem como sua entrada antrópica no ambiente, em até um milhão de vezes ao longo da cadeia alimentar aquática.

A dinâmica do metilmercúrio no ambiente não está totalmente esclarecida, muito embora haja diversos trabalhos na literatura centrados na dinâmica de geração e

consumo do metilmercúrio em variadas matrizes ambientais. No entanto, nas águas os valores de metilmercúrio raramente ultrapassa 10% do estoque de mercúrio total, sendo a concentração de mercúrio orgânico na superfície da água dependente do balanço entre as reações de metilação e desmetilação, as quais tem apresentado dependência espacial e temporal (BISINOTI *et al.*, 2007a). Geralmente a metilação é favorecida com a presença de matéria orgânica e desfavorecida com o aumento da concentração de material particulado inorgânico (BISINOTI *et al.*, 2007b). Rudd (1995) sugere que concentrações abaixo de 0,1 ng L⁻¹ de metilmercúrio em água são de origem natural. Entretanto esse nível basal não pode ser utilizado para a região Amazônica, que é caracterizada por elevada concentração natural de mercúrio (SIOLI, 1985; FADINI *et al.*, 2001).

Os teores de metilmercúrio nas amostras de água superficial coletadas na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum estão abaixo de 0,3 ng L⁻¹, sendo os resultados coerentes com a literatura científica para os níveis de mercúrio total em água superficial na região Amazônica (FADINI *et al.*, 2001; SIOLI, 1985). Bisinoti *et al.* (2007b) estudaram a sazonalidade das espécies de mercúrio em água e sedimento do rio Negro, e verificaram que as águas escuras apresentam maiores concentrações de mercúrio total e mercúrio orgânico (29,1 e 1,63 ng L⁻¹) do que as águas claras (8,8 e 0,49 ng L⁻¹). Uma correlação inversa entre o nível de mercúrio total e a elevação do nível da água sobre a bacia foi obtida, embora a concentração de mercúrio orgânico tenha aumentado nos primeiros meses chuvosos, decrescendo com o aumento do nível da água.

No caso da bacia do rio Madeira, tendo em vista a inexistência de trabalhos científicos publicados sobre o processo de metilação de mercúrio *in situ*, a

princípio espera-se que as taxas de metilação do mercúrio sejam bastante inferiores àquelas observadas recentemente na bacia do Rio Negro. Isso se deve ao fato de que o rio Madeira apresenta características de água branca, com concentrações de matéria orgânica relativamente baixas, valores de pH próximos da neutralidade, altos teores de material particulado em suspensão, além de elevada turbulência, o que favorece a oxigenação da fase aquosa, características estas que não favorecem a metilação. A TABELA 8 mostra os valores descritos na literatura referentes a concentração de mercúrio total em sedimento na região Amazônica.

Tabela 8: Faixa de concentração de mercúrio total em sedimento na região Amazônica.

Localização	HgT ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	Referência
Rio Negro – Amazônia	70-270	Bisinoti <i>et al.</i> , 2007
Rio Madeira – Rondônia	30 – 350	Malm <i>et al.</i> , 1990
Rio Madeira – Rondônia	20-530	Sousa <i>et al.</i> , 1999
Rio Madeira – Rondônia	30-120	Bastos <i>et al.</i> , 2006
Rio Mutum Paraná – Rondônia	210-19.800	Pfeiffer <i>et al.</i> , 1989
Rio Mutum Paraná – Rondônia	124-135	Pfeiffer <i>et al.</i> , 1991

A distribuição do mercúrio nos sedimentos está relacionada ao conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo, potencial redox e enxofre, dentre outros. Os agentes orgânicos complexantes solúveis em água, tais como humatos e fulvatos, podem quelar as espécies solúveis e insolúveis na água; essas últimas precipitam-se diretamente da solução para o sedimento. O pH ácido favorece a absorção do mercúrio pelo húmus. No entanto, em pH básico o mercúrio tem maior afinidade pela fração mineral, desfavorecendo a formação do metilmercúrio (PAK *et al.*, 1998, STEIN *et al.*, 1996, WASSEMN *et al.*, 2002).

Em estudo realizado por Guimarães *et al.* (1998), sedimentos do rio Madeira contaminados com 2 µg de Hg inorgânico para cada 100 mL da amostra (incubados por 15-24 h) apresentaram uma taxa de metilação média de $1,5 \times 10^{-3} \% \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Neste mesmo trabalho, para sedimentos do rio Mutum Paraná, a taxa calculada foi de $1,0 \times 10^{-2} \% \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e para sedimentos do rio Jamari de $6,6 \times 10^{-1} \% \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Guimarães *et al.* (2000) também avaliaram a formação de metilmercúrio em água e sedimento sob condições aeróbias (66,5 e 11,3%, respectivamente) e anaeróbias (44,1 e 4,2%, respectivamente), após contaminação do sedimento com $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ de mercúrio inorgânico e um período de 21 a 38 dias, observando que a metilação foi maior em condições aeróbias tanto para a água quanto para o sedimento.

Na região do rio Tapajós, a metilação de mercúrio em solos e sedimentos foi maior nas camadas superiores, diminuindo com o aumento da profundidade, sendo os maiores valores obtidos correlacionados ao maior conteúdo de carbono (8,9% de metilação). No entanto, na superfície das águas a metilação não foi detectada ($< 3 \times 10^{-2} \%$) (STORDAL, 1995), o que pode ser explicado por dois motivos: o primeiro deve-se à possibilidade de degradação do metilmercúrio nesta matriz e o segundo, pela menor capacidade de formação do metilmercúrio na coluna d'água.

As amostras de sedimento coletadas na bacia do Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum apresentaram valores de mercúrio total na faixa de 178 ± 60 a $294 \pm 88 \mu\text{g Kg}^{-1}$ e 170 ± 47 a $293 \pm 100 \mu\text{g Kg}^{-1}$ respectivamente, estando dentro dos níveis relatados pela literatura para a região Amazônica citada nas referências da TABELA 7. Ainda são poucos os trabalhos referentes ao processo de

organificação de mercúrio em sedimentos e águas provenientes de regiões tropicais, bem como a avaliação abiótica para poder inferir sobre a dinâmica do metilmercúrio no ambiente. As amostras de sedimento coletadas na bacia do Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum apresentaram valores de metilmercúrio na faixa de $0,84 \pm 0,25$ a $1,03 \pm 0,30 \mu\text{g Kg}^{-1}$ e $1,0 \pm 0,21$ a $1,40 \pm 0,35 \mu\text{g Kg}^{-1}$ respectivamente, estando dentro dos níveis relatados pela literatura para a região Amazônica, a qual indica que a fração de metilmercúrio varia de 0,1 a 1,5% do estoque de mercúrio total (STEFFAN *et al.*, 2003).

O Mutum Paraná apresenta considerável hidrodinâmica e conseqüentemente baixo acúmulo de sedimento de fundo na calha do rio (FIGURAS 37 e 38), portanto, os estudos das espécies de mercúrio no perfil vertical de sedimento foram feitos em pontos de amostragem nas áreas de remanso.

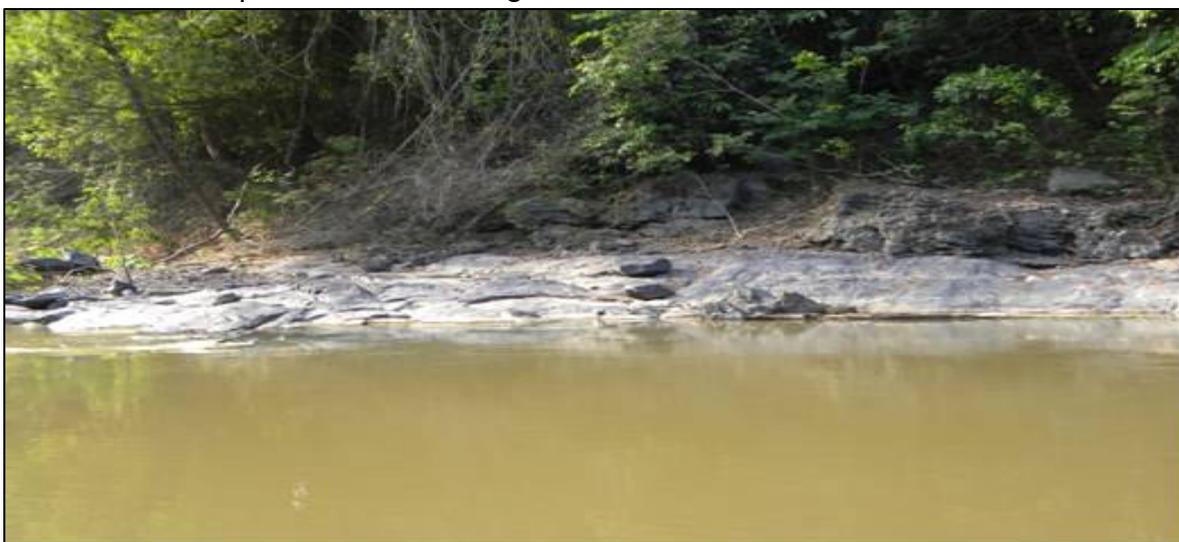


Figura 37: Calha do rio Mutum Paraná no período de seca. Data: 26/08/2009.



Figura 38: Calha do rio Mutum Paraná no período de seca. Data: 26/08/2009.

AS TABELAS 9 e 10 mostram os valores de mercúrio total e metilmercúrio no perfil vertical de sedimento de fundo (superfície, 50 cm e 100 cm).

Tabela 9: Resultados dos teores de mínimos e máximos mercúrio total no perfil de sedimento nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

Ponto	Superficial HgT ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	50 cm HgT ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	100 cm HgT ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)
1	277 – 400	205 - 240	90 – 120
2	221 – 260	187 - 160	120 – 140
3	107 – 340	90 - 110	94 – 82
4	109 – 135	83 - 60	53 – 60
5	161 – 260	110 - 190	60 – 50
6	191 – 370	90 - 100	100 - 140
M rio*	178 \pm 60 – 294 \pm 88	127 \pm 54 – 143 \pm 66	86 \pm 25 – 99 \pm 40
7	215 – 440	200 - 340	190 – 250
8	191 – 210	175 – 180	160 – 200
9	105 – 230	120 – 110	75 – 90
M Bolsão*	170 \pm 47 – 293 \pm 100	165 \pm 40 – 210 \pm 118	142 \pm 60 – 180 \pm 82

Tabela 10: Resultados dos teores de mínimos e máximos metilmercúrio no perfil de sedimento nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

Ponto	Superficial HgMe($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	50 cm HgMe($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	100 cm HgMe($\mu\text{g Kg}^{-1}$)
1	0,55 – 0,69	0,33 – 0,41	0,21 – 0,35
2	1,19 – 1,12	0,83 – 0,77	0,54 – 72
3	0,65 – 1,42	0,32 – 0,35	0,32 – 0,33
4	0,47 – 0,58	0,29 – 0,15	0,27 – 0,37
5	0,88 – 1,22	0,55 – 0,92	0,22 – 0,12
6	0,86 – 1,15	0,31 – 0,39	0,24 – 0,41
M rio*	0,84 \pm 0,25 – 1,03 \pm 0,30	0,44 \pm 0,21 – 0,50 \pm 0,29	0,30 \pm 0,12 – 0,38 \pm 0,19
7	1,23 – 1,62	1,02 – 1,22	0,98 – 0,88
8	0,83 – 0,91	0,63 – 0,69	0,52 – 0,71
9	0,94 – 1,68	0,51 – 0,51	0,19 – 0,17
M Bolsão*	1,00 \pm 0,2 – 1,40 \pm 0,35	0,72 \pm 0,27 – 0,81 \pm 0,37	0,56 \pm 0,40 – 0,59 \pm 0,37

Nos solos e sedimentos a taxa de metilação é maior na camada superficial, decrescendo com a profundidade (ANDERSSON *et al.*, 1990). Korthals *et al.* (1987) demonstraram uma razão entre os processos metilação/desmetilação de 5,8 na superfície do sedimento, a qual decresce com o aumento da profundidade devido à presença de bactérias, aumento de temperatura e condições anaeróbias. Portanto, os resultados observados dos níveis de mercúrio total e metilmercúrio no perfil de sedimento de corrente nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009) estão coerentes e dentro dos níveis relatados pela na região Amazônica na TABELA 7. Nesta fase de avaliação das concentrações das espécies de mercúrio no sedimento da bacia do rio Mutum Paraná, as amostras coletadas na parte superficial do sedimento, sendo composta por um maior fração de sedimento fino, torna-se a mais indicada para melhor compreensão dos níveis basais da região e valores críticos de metilmercúrio (FIGURA 39).

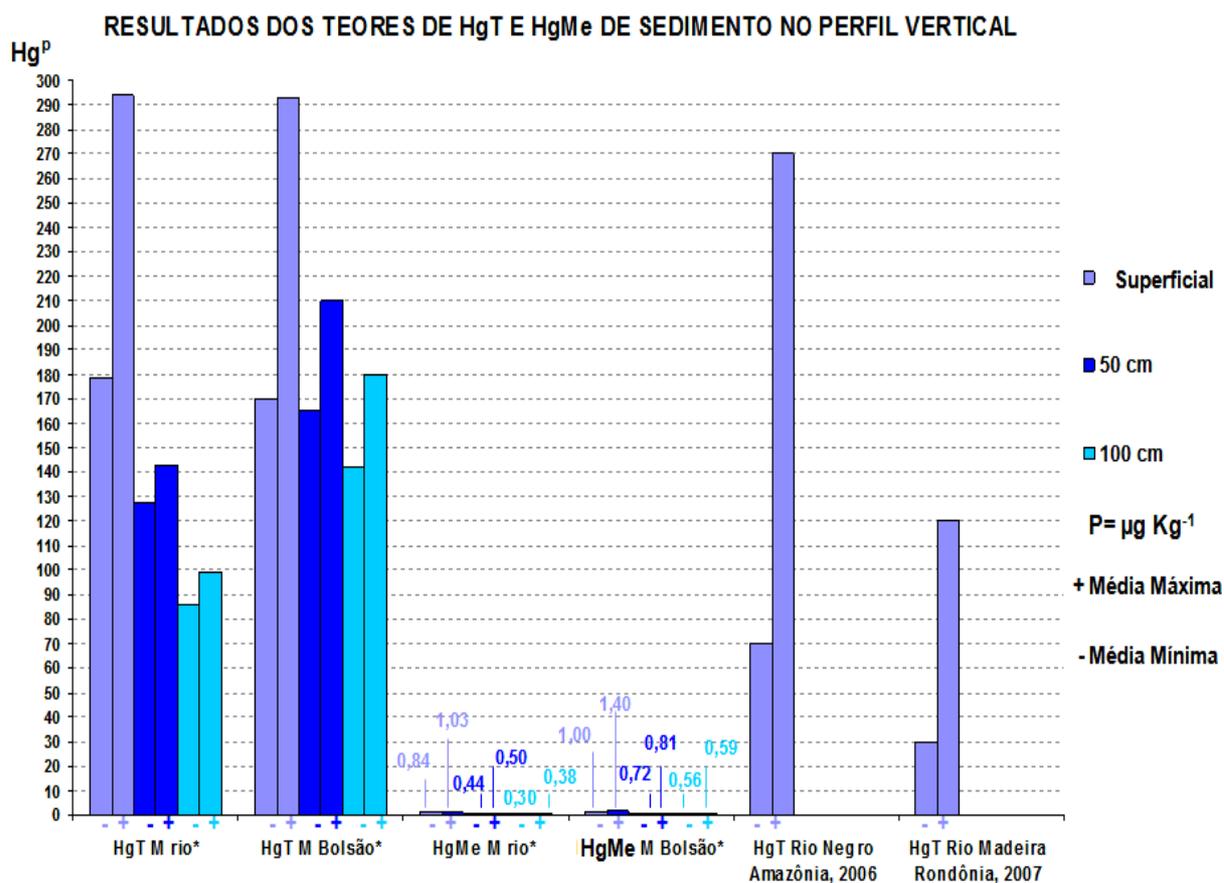


Figura 39: Gráfico da média dos teores de HgT e HgMe de sedimentos no perfil vertical.

Um aspecto importante referente ao ciclo do mercúrio na bacia do rio Madeira diz respeito ao passivo ambiental legado pela corrida do ouro e o uso indiscriminado de mercúrio metálico pelos garimpeiros. Quantidades estimadas em dezenas de toneladas de Hg (especulativas) foram usadas nestas três últimas décadas, sendo que apenas mais recentemente a recuperação do mercúrio tornou-se mais fiscalizada e efetiva. Por ser um péssimo substrato para a metilação, o mercúrio metálico precisa ser oxidado no corpo hídrico, processo esse que não é favorecido no sedimento de fundo devido à escassez de oxigênio dissolvido.

O plâncton é o nível trófico na coluna d'água que apresenta a característica funcional de ser o primeiro elo na cadeia alimentar a incorporar diretamente da

água o mercúrio biodisponível (LACERDA *et al.*, 2008). A fração orgânica de mercúrio pode ser absorvida por uma gama de organismos aquáticos, sendo capaz de bioacumular-se e biomagnificar-se ao longo dos níveis tróficos. Nascimento *et al* (2007) relatam que o fitoplâncton pode incorporar mercúrio por processos passivos, enquanto o zooplâncton pode incorporar mercúrio por processos passivos e ativos, por meio da ingestão de fitoplâncton e material particulado em suspensão contendo mercúrio, sendo acumulado principalmente no exoesqueleto. A importância do estudo do fito e do zooplâncton em relação às concentrações de mercúrio está na verificação de possível alteração em seu metabolismo, devido à presença deste metal e sua posição trófica, transferindo este elemento para os níveis subseqüentes (larvas de peixe, insetos, peixes planctívoros e outros).

Nascimento *et al.* (2007) relatam que os níveis de mercúrio total encontrados no plâncton do lago Puruzinho (34 a 337 $\mu\text{g Kg}^{-1}$), localizado na margem esquerda do rio Madeira, são compatíveis com os encontrados em estudos na região amazônica (Lago do rio Negro 242-452 $\mu\text{g Kg}^{-1}$; Lago do rio Tapajós 150-264 $\mu\text{g Kg}^{-1}$), sendo mais elevado que os níveis obtidos no plâncton de áreas pouco impactadas (reservatório Ribeirão Rio de Janeiro (RJ) 30-100 $\mu\text{g Kg}^{-1}$).

ZIZEK *et al.* (2007) analisaram as concentrações de mercúrio total e metilmercúrio em amostras abióticas (água e sedimento) e amostras bióticas (fitoplanctôn e macroinvertebrados) no rio Idrijica – Solvenia, Yugoslavia.

As TABELA 11 e 12 mostram os valores de mercúrio total e metilmercúrio no plâncton e invertebrados coletados na bacia do Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum.

Tabela 11: Resultados dos teores de mercúrio total (HgT) no plâncton e invertebrados nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

Ponto	Plâncton HgT ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	Invertebrados HgT ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)
1	126 – 282	215 – 295
2	157 – 231	198 – 275
3	131 – 296	145 – 310
4	116 – 275	183 – 265
5	151 – 279	210 – 296
6	180 – 302	197 – 290
M rio*	143 \pm 24 – 277 \pm 25	191 \pm 25 – 288 \pm 16
7	195 – 310	225 – 325
8	186 – 251	275 – 280
9	205 – 260	295 – 365
M Bolsão*	195 \pm 9 – 274 \pm 32	265 \pm 36 – 323 \pm 45

Tabela 12: Resultados dos teores de metilmercúrio (HgMe) no plâncton e invertebrados nos pontos amostrados na bacia do rio Mutum Paraná e Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos períodos de vazante (15/06/2009) e seca (26/08/2009).

Ponto	Plâncton HgMe ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	Invertebrados HgMe ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)
1	2,04 – 9,28	18,12 – 20,61
2	5,28 – 8,24	13,76 – 21,63
3	4,24 – 6,98	17,72 – 25,89
4	4,64 – 8,32	13,48 – 24,16
5	5,04 – 9,93	19,95 – 25,62
6	5,20 – 9,07	17,43 – 26,02
M rio*	4,41 \pm 1,22 – 8,30 \pm 0,83	16,74 \pm 2,57 – 23,99 \pm 2,34
7	6,80 – 10,40	22,55 – 23,56
8	6,44 – 9,06	21,12 – 23,12
9	7,20 – 9,83	23,63 – 24,05
M Bolsão*	6,81 \pm 0,38 – 9,76 \pm 0,67	22,43 \pm 1,26 – 23,58 \pm 0,47

Os resultados mostraram que a elevada concentração de mercúrio na biota está fortemente correlacionada com os níveis de mercúrio total no sedimento e na água. A porcentagem de mercúrio na forma de metilmercúrio na biota aumenta com o nível trófico: água (0,1-0,8%), algas (0,5-1,3%), fitoplâncton (1,6-8,8%) e

macroinvertebrado (0,1-100%), indicando os processos de transformação, acumulação e magnificação do mercúrio.

As amostras de plâncton e invertebrados coletados na bacia do Mutum Paraná apresentaram valores de mercúrio total e metilmercúrio dentro dos níveis relatados pela literatura para a região Amazônica (NASCIMENTO, *et al*, 2007). A porcentagem de mercúrio na forma de metilmercúrio no plâncton foi de aproximadamente 3,5%, e de cerca de 8,5% nos invertebrados, evidenciando o processo de bioacumulação na cadeia alimentar (FIGURA 40).

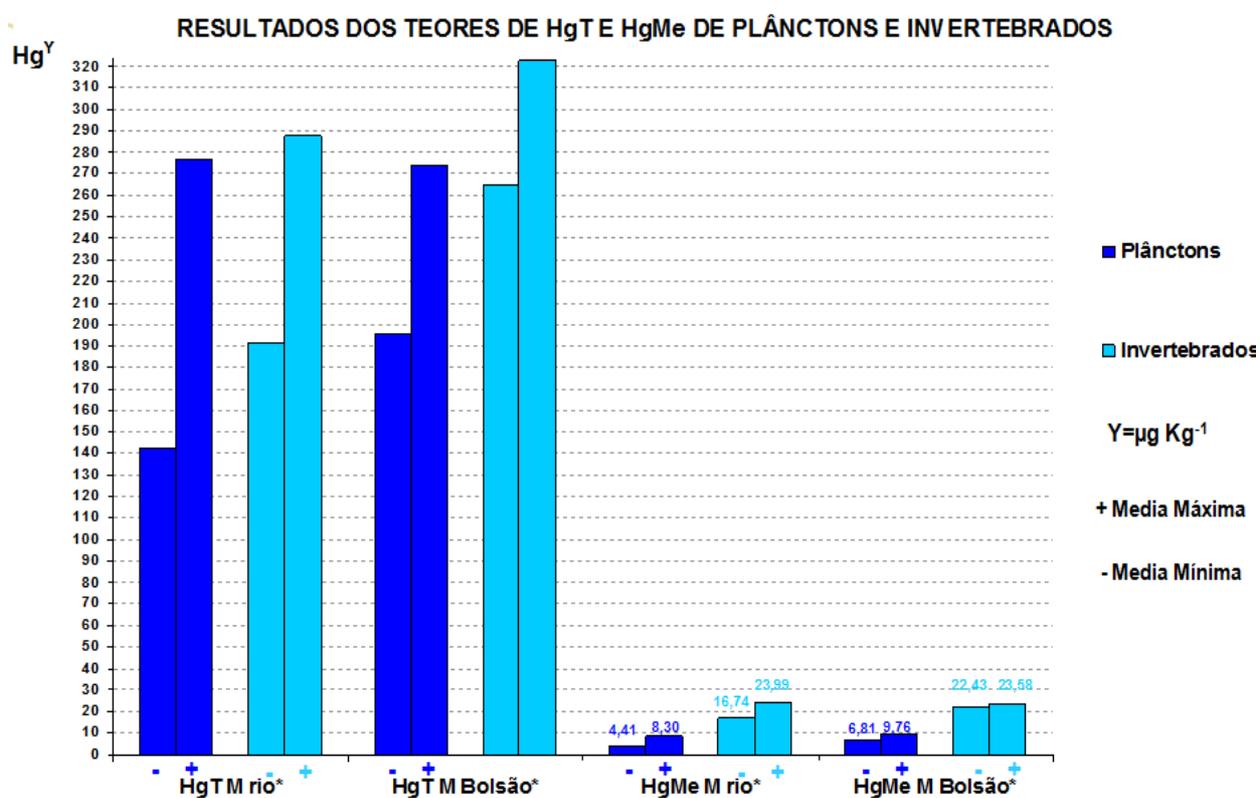


Figura 40: Gráfico da média dos teores de HgT e HgMe de plânctons e invertebrados.

Lawrence *et. al*, (2001) constataram que os níveis de mercúrio em invertebrados bentônicos não são afetados apenas pelas concentrações de mercúrio total e metilmercúrio nos sedimentos, mas depende também das propriedades físicas e

químicas dos sedimentos e, extremamente importante, das concentrações de mercúrio em organismos de níveis inferiores da cadeia alimentar.

Desrosiers, *et al.*(2006) investigaram as concentrações de mercúrio total e metilmercúrio em perifíton de lagos boreais do Canadá, e relataram que os fatores que influenciam a bioacumulação de mercúrio em tais comunidades são a latitude, a área de zonas húmidas nas bacias hidrográficas e a declividade em microbacias, sendo evidenciado o processo de metilação do mercúrio no perifíton. As comunidades de perifíton em lagos são muito diferentes daquelas em rios, entretanto são igualmente complexas. Estudos com perifíton e macroinvertebrados em rios caudalosos da zona temperada são necessários para compreender o seu papel na ciclagem de mercúrio e entender a resposta dos ecossistemas fluviais às rápidas mudanças resultantes da freqüente ocorrência de eventos extremos em relação à mudança climática global.

Watras *et al.* (1992) relatam que a carência de informações quanto ao comportamento do mercúrio em pequenos organismos está associada ao desafio da determinação da concentração de mercúrio e seus compostos em organismos de pequeno tamanho, pertencentes a base da cadeia alimentar aquática.

Quanto aos impactos ambientais associados ao uso pretérito de mercúrio nesta bacia, há consenso na comunidade científica de que a assimilação do metal pela biota tem sido constatada, por exemplo, em peixes e em especial nos piscívoros. No entanto, a bioacumulação de mercúrio em peixes piscívoros também foi observada na bacia do rio Negro, local onde o garimpo com uso de mercúrio foi incipiente. Ou seja, nestes receptores o processo da bioacumulação de mercúrio ocorre independentemente da origem natural ou antrópica do metal.

Segundo a literatura os organismos aquáticos apresentam elevada capacidade de absorver os compostos de mercúrio, quer sejam de origem orgânica ou inorgânica. Os peixes absorvem o mercúrio com facilidade e o acumulam em seus tecidos, principalmente na forma de metilmercúrio, mesmo quando expostos a espécies iônicas de mercúrio, indicando a ocorrência de metilação nestes organismos. A persistência do metilmercúrio nos peixes é relativamente alta, devido à lenta metabolização, e o tempo de meia vida ocorre em função da espécie, variando geralmente de 1 a 3 anos (NASCIMENTO, 2001).

A maior fonte de metilmercúrio na alimentação está nos peixes, frutos do mar e derivados; para peixes comestíveis a concentração não deve exceder $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ de mercúrio total (YU *et al.*, 2003, NASCIMENTO, 2001), sendo que, em média, 85% do estoque total de mercúrio se encontra na forma de metilmercúrio (LACERDA *et al.*, 1994). Portanto, nos estudos referentes ao risco à população humana é recomendada a dosagem do mercúrio total em tecido muscular de peixe.

A literatura apresenta vários trabalhos sobre a concentração de mercúrio total em peixes no Brasil, sendo que para algumas regiões os valores encontrados estão acima do valor permitido na legislação brasileira ($0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ com consumo semanal de 400 g) (Bisinoti *et al.*, 2007a). As concentrações de mercúrio total em peixes piscívoros, onívoros e herbívoros de 12 diferentes locais do rio Madeira (Amazônia), variaram de 0,09 a $1,45 \text{ mg kg}^{-1}$ dependendo da espécie considerada (DOREA *et al.*, 1998). Em outro trabalho, também realizado com peixes coletados no rio Madeira, porém em área de mineração (região do rio Beni), a concentração de mercúrio total em peixe variou de 0,33 a $2,30 \text{ mg kg}^{-1}$ (excedendo o valor limite

permitido). Nos peixes onívoros e naqueles que se alimentam de lama os teores variaram de 0,02 a 0,19 mg kg⁻¹ (BOURGOIN *et al.*, 2000). Muitos outros trabalhos (PFEIFFER *et al.*, 1989; BARBOSA *et al.*, 1995; MALM *et al.*, 1997; LECHELER *et al.*, 2000) apresentam os teores de mercúrio total em peixes na faixa de 0,01 até 2,7 mg kg⁻¹. Em trabalho realizado recentemente por Barbosa *et al.* (2003) foram coletados 951 peixes ao longo da bacia do rio Negro e quantificado o teor de mercúrio total, sendo os valores médios de 0,69 mg kg⁻¹ para os piscívoros, 0,19 mg kg⁻¹ para os onívoros, 0,14 mg kg⁻¹ para os detritívoros e 0,07 mg kg⁻¹ para os herbívoros. Guimarães *et al.* (1999) encontraram um valor médio de mercúrio total em peixes de rios do Amapá de 0,45 mg kg⁻¹, com valores máximos de até 0,65 mg kg⁻¹. A Bacia do Tapajós é uma das regiões mais estudadas da Amazônia, sendo as concentrações de mercúrio total em peixes na área de mineração na ordem de 0,02 até 2,75 mg kg⁻¹ (Malm *et al.*, 1997; Akagi *et al.*, 1995; Brabo *et al.*, 2002; Castilhos *et al.*, 2001).

Bastos *et al.* (2006) avaliaram a distribuição de mercúrio em matrizes ambientais e na população ribeirinha do rio Madeira, sendo que os estudos sobre os hábitos alimentares com 660 pessoas, referente a 32 espécies de peixes, indicaram o consumo médio diário de 250 g para adultos e 150 g para crianças, sendo que 60 % das espécies de peixe consumidas por esta população podem ser resumidas em 8 espécies de peixes: pacú (*Mylossoma aureum*; 23%), jaraqui (*Semaprochilodus theraponera*; 12%), sardinha (*Triportheus albus*; 10%), curimatã (*Prochilodus nigricans*; 09%), branquinha (*Curimata amazonica*, 07%), tucunaré (*Cycla* ssp.; 06%), tambaqui (*Colossoma macropomum*; 05%) e mandi (*Pimelodus* sp.; 04%). Neste estudo, valores de mercúrio total acima do limite máximo permitido pela Organização Mundial de Saúde (0,5 mg Kg⁻¹) foram

particularmente encontrados nos carnívoros piranha preta (*Plagioscion squamosissimus*), surubim (*Pseudoplatystoma* sp.), tucunaré (*Cicha* ssp.) e barba-chata (*Pirinampus pirinampu*).

O monitoramento de mercúrio total em peixes da bacia do Mutum Paraná, conforme mencionado anteriormente, foi direcionado para as espécies de peixes de relevante consumo pela população ribeirinha dentre as espécies que compõem os 60% do hábito alimentar (TABELA 13 e TABELA 14).

Tabela 13: Concentração de mercúrio total em músculo de peixe onívoros de relevante consumo pela população na bacia do rio Mutum.

Espécime	HgT (mg Kg ⁻¹)	Bastos <i>et al.</i> , 2006 HgT (mg Kg ⁻¹)
Pacú (<i>Mylossoma aureum</i>) – (n = 18)	0,063±0,019	0,046±0,039
Jaraqui (<i>Semaprochilodus theraponera</i> – (n = 23)	0,122±0,042	0,099±0,068
Curimatã (<i>Prochilodus nigricans</i>) – (n = 15)	0,108±0,056	0,083±0,058
Branquinha (<i>Curimata amazonica</i>) - (n = 32)	0,088±0,037	0,095±0,045
Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>) – (n = 21)	0,116±0,056	0,099±0,085

O monitoramento de mercúrio total em peixes da bacia do Mutum Paraná também utilizou como peixes bioindicadores as espécies chaves como *Cichla monoculus* (Tucunaré amarelo) e *Hoplias malabaricus* (Traíra).

Tabela 14: Concentração de mercúrio total em músculo de peixe bioindicador (carnívoros) da bacia do rio Mutum.

Espécime	HgT (mg Kg ⁻¹)	Boischio <i>et. al.</i> , 2000. HgT (mg Kg ⁻¹)
Piranha. (<i>Serrasalmus</i> sp) – (n = 8)	0,36±0,11	0,21 – 3,83
Pescada. (<i>Plagioscion</i> sp)– (n = 7)	0,56±0,15	0,09 – 1,20
Bico de Pato (<i>Sorubim lima</i>) – (n = 10)	0,28±0,05	0,29 – 1,07
Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>) - (n = 5)	0,38±0,22	ND – 2,07
Traíra (<i>Hoplias malabaricus</i>) – (n = 7)	0,31±0,16	0,08 – 1,06
Tucunaré (<i>Cichla ocellaris</i>) – (n = 14)	0,42±0,15	0,414±0,228
Pirarucu (<i>Arapaima gigas</i>) – (n = 1)	0,18±0,08	0,08 – 0,43

ND – abaixo do limite de detecção da técnica

As amostras de ictiofauna da bacia do Mutum Paraná apresentaram valores de mercúrio total dentro dos níveis relatados pela literatura para a região Amazônica (FIGURA 41).

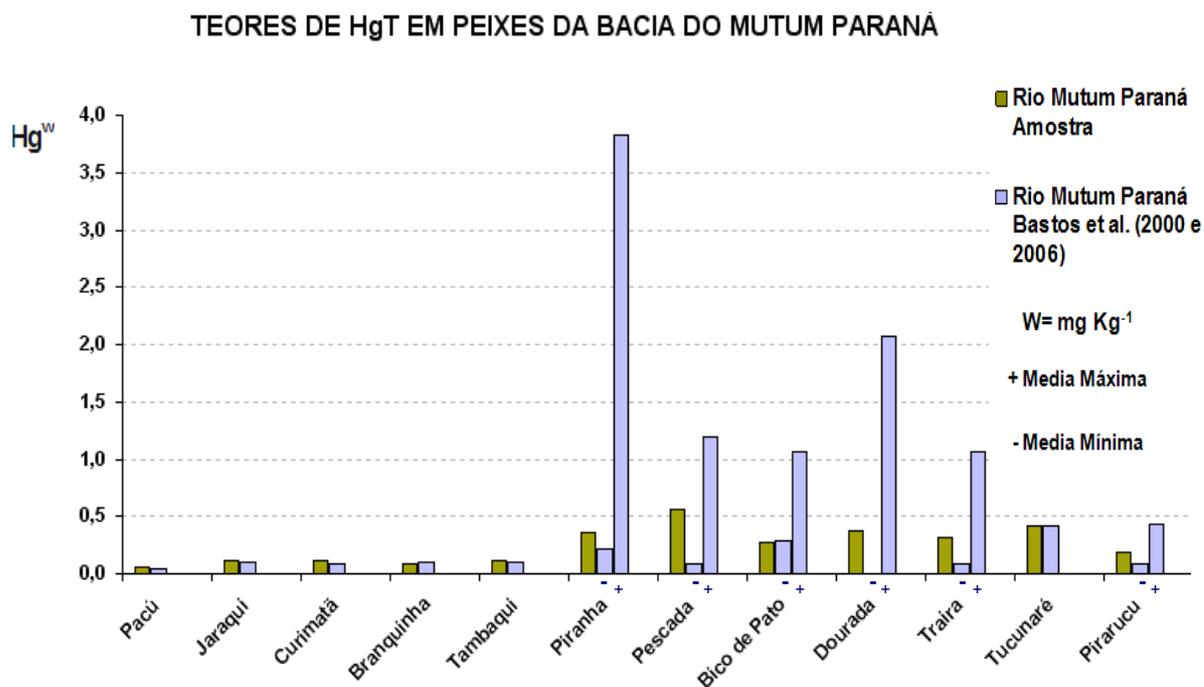
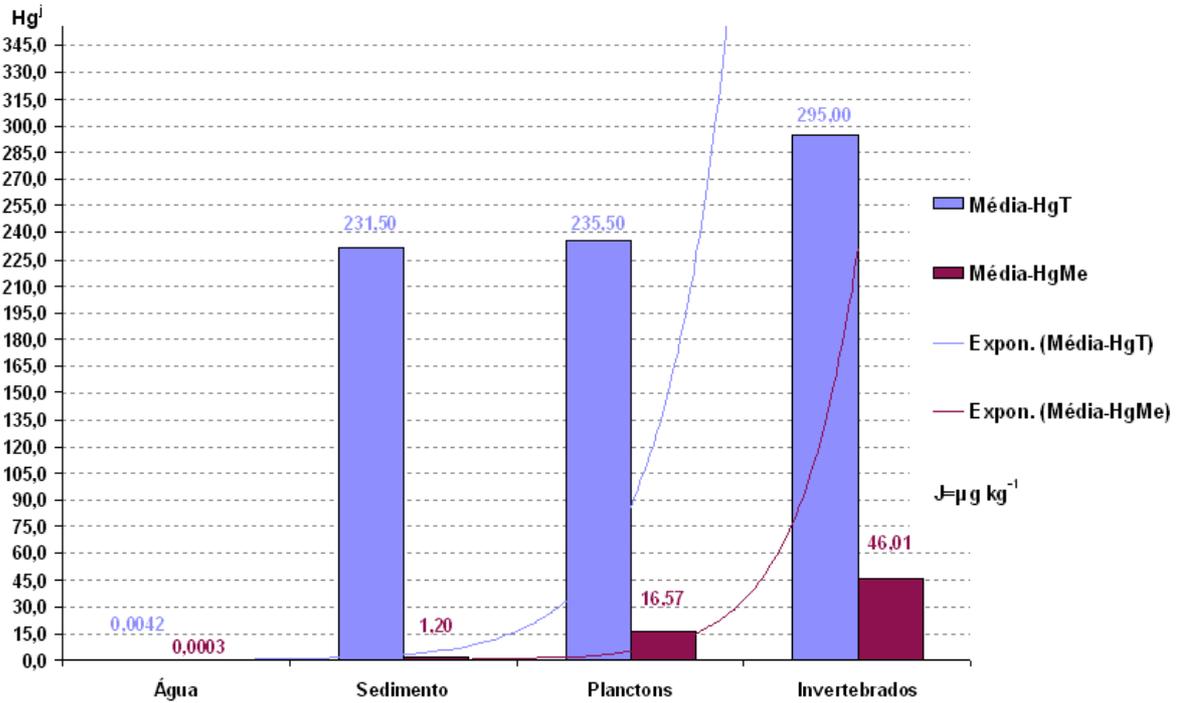


Figura 41: Gráfico da média dos teores de HgT em peixes da Bacia do rio Mutum Paraná.

Os resultados são concordantes com os valores relatados na literatura para o rio Madeira e Mutum Paraná, sendo que a relação de mercúrio total por hábito alimentar, separados por grupos de massa, apresentou correlação positiva para as espécies de hábito alimentar preferencialmente carnívoro e correlação inversa para as espécies herbívoras e onívoras (BASTOS *et al*, 2006; BISCHIO *et al*, 2000).

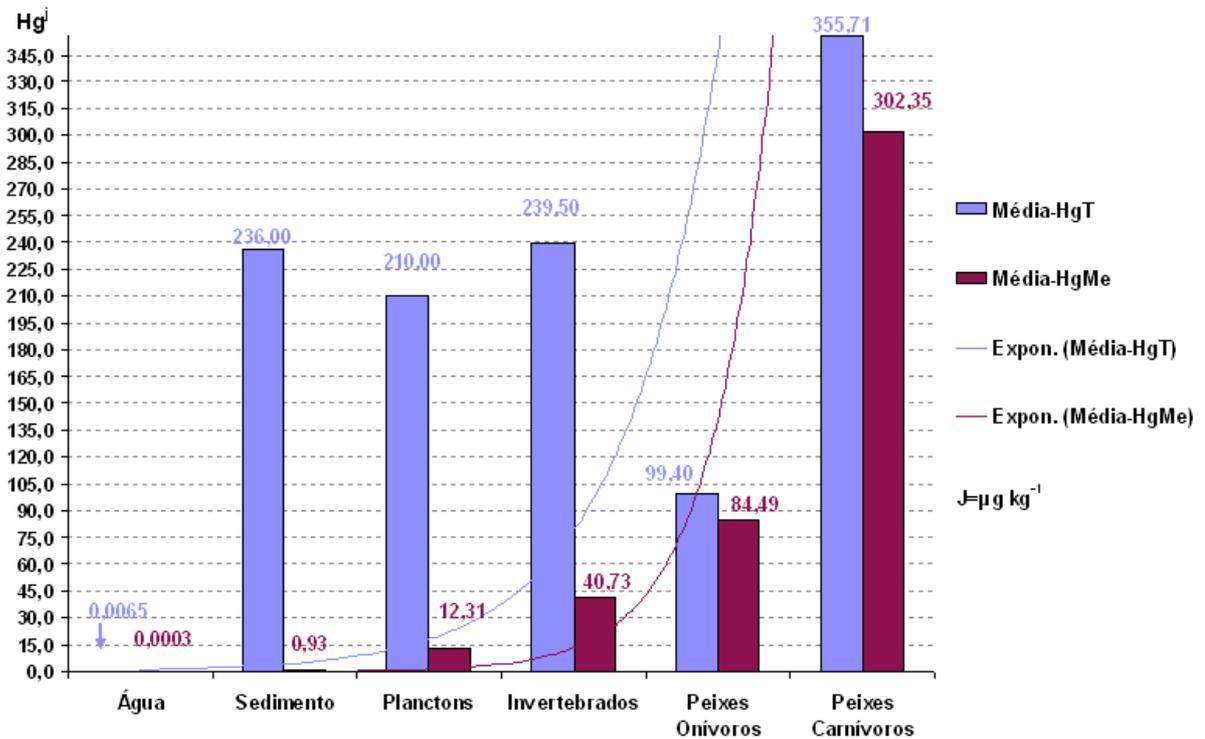
Os resultados dos teores médios de HgT e HgMe em todas as amostras (sedimento, água, plânctons, invertebrados e peixes) do Bolsão Lateral do Mutum e do rio Mutum Paraná estão representadas nas FIGURAS 42 e 43.

RESULTADOS DOS TEORES MÉDIOS DE HgT E HgMe NAS AMOSTRAS DO BOLSÃO LATERAL DO MUTUM



Figuras 42: resultados dos teores médios de HgT e HgMe nas amostras do Bolsão lateral do Mutum Paraná.

RESULTADOS DOS TEORES MÉDIOS DE HgT E HgMe NAS AMOSTRAS DO RIO MUTUM PARANÁ



Figuras 43: resultados dos teores médios de HgT e HgMe nas amostras do rio do Mutum Paraná.

Os resultados médios de mercúrio total - HgT e metilmercúrio - HgMe no Bolsão e no rio Mutum Paraná evidencia claramente a biomagnificação do primeiro elo do nível trófico, o plâncton (média HgT bolsão $231,50\mu\text{g Kg}^{-1}$, média HgT rio $210,0\mu\text{g Kg}^{-1}$, média HgMe bolsão $16,57\mu\text{g Kg}^{-1}$ e média HgMe rio $12,31\mu\text{g Kg}^{-1}$) até o topo da cadeia, como também, a biodisponibilidade do mercúrio na água e no sedimento. O fitoplancton incorpora mercúrio por processos ativos e passivos, transferindo este elemento para os níveis subseqüentes (larvas de peixe, insetos, peixes planctívoros e peixes carnívoros) da cadeia alimentar na ictiofauna, os peixes bioindicadores (média HgT rio $355,71\mu\text{g Kg}^{-1}$ e média HgMe rio $302,35\mu\text{g Kg}^{-1}$), demonstrando uma biomagnificação em 2889,6% de aumento do mercúrio.

5. CONCLUSÃO:

As características físico-químicas possibilitam a diferenciação entre o sistema lótico caracterizado pelos pontos amostrados ao longo da bacia do rio Mutum Paraná e sistema lêntico caracterizado pelos pontos amostrados no Bolsão Lateral do Mutum Paraná nos característicos períodos sazonais da região Amazônica.

Os valores de mercúrio total e metilmercúrio nas amostras de água foram menores que os valores preconizados pelo Ministério a Saúde para o consumo humano. Os teores de mercúrio total e metilmercúrio no perfil do sedimento de fundo apresentaram correlação inversa com a profundidade, sendo a fração de mercúrio orgânico aproximadamente 0,45% do estoque de mercúrio total, evidenciando o processo do ciclo natural do mercúrio na Amazônia. Os teores de mercúrio total e metilmercúrio no plâncton e invertebrados evidenciaram a tendência do processo de acumulação nos níveis inferiores da cadeia eutrófica. As amostras de ictiofauna de relevante consumo na população tradicional da região de estudo apresentaram valores compatíveis com os observados na região Amazônica e evidenciaram o processo de bioacumulação e biomagnificação.

Os valores dos níveis das espécies de mercúrio total e metilmercúrio nas amostras abióticas e bióticas não evidenciaram pontos de contaminação difusa.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHES, F. J. P.; PFEIFFER, W. C.; KATO, H.; Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil *Sci. Total Environ.* 1995, 175, 85.
- AMORIM, MIM; MERGLER, D; BAHIA, MO; DUBEAU, H; MIRANDA, DC; LEBEL, J; BURBANO, RR; LUCOTTE, M. Cytogenetic Damage Related to Low Levels of Methyl Mercury Contamination in the Brazilian Amazon. *An. Acad. Bras. Ci.* 2000, 72(4):497-507.
- ANDERSSON, I.; PARKMAN, H.; JERNELOV, A.; Speciation and Concentrations of Mercury in Certain Coastal Marine Sediments *Limnologica* 1990, 20, 347.
- BAHIA, MO - Le potentiel génotoxique du mercure: mutations HPRTet effects cytogénétiques. Dissertação de Mestrado, Montreal: Université du Québec à Montreal, 1997, pp119.
- BAKIR, F; DAMBUJI, SF; AMIN-ZAKI, L; MURTHADA, M; KHALIDI, A; AL-RAWI, NY; TIKRITE, S; DHAHIR, HI; CLARKSON, TW; SMITH, JC e DOHERTY, PA – Methylmercury Poisoning in Iraq. *Science.* 1973, 181:230.
- BARBOSA, A. C.; BOICHIO, A. A.; EAST, G. A.; FERRARI, I.; GONÇALVEZ, A.; SILVA, P. R. M.; DA CRUZ, T. M. E.; *Water, Air, Soil Pollut.* 1995, 80, 109.
- BARBOSA, A. C.; DE SOUZA, J.; DOREA, J. G.; JARDIM, W. F.; FADINI, P. S.; *Arch Environ. Contam. Toxicol.* 2003, 45, 235.
- BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; OLIVERIA, R.C.; NASCIMENTO, E.L.; BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; PFEIFFER, W.C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment* 2006, 368, 344.

- BEN-OZER, EY; ROSENSPIRE, AJ; McCABE Jr, MJ; WORTH, RG; KINDZELSKII, AL; WARRA, NS e PETTY, HR – Mercury Chloride Damages Cellular DNA by a Non-apoptotic Mechanism *Mutation Research*. 2000, 470(1):19-27.
- BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; DE SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D.; Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1997, 59, 194.
- BISINOTI, M. C.; JARDIM, W. F.; Production of organica mercury from Hg⁰: Experiments using microcosms Braz. Chem. Soc. 2003, 14, 242.
- BISINOTI, M. C.; JARDIM, W.F. O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Química Nova*. 2007a, 27, 593.
- BISINOTI, M. C.; SARGENTINI JUNIOR, E.; JARDIM, W.F. Seasonal behavior of mercury species in waters and sediments from the Negro River Basin, Amazon, Brazil *J. Brazilian Chem. Soc.* 2007b, 18, 544.
- BISINOTI, M.C. & JARDIM, W.F. Behavior of methylmercury in the environment. *Quím. Nova*, July/Aug., vol.27, no.4, p.593-600. ISSN 0100-4042. 2004.
- BOENING, DW - Ecological Effects, Transport, and Fate of Mercury: a general review. *Chemosphere*. 2000, 40:1335-1351.
- BOISCHIO, A. A. P.; HENSHEL, D.; Fish consumption, fish lore, and Mercury pollution – Risk communication for the Madeira River *Environ. Res.* 2000, 84, 108.
- BONOTTO, D. M.; DA SILVEIRA, E. G.; J. Preference ratios for mercury and other chemical elements in the Madeira river, Brazil *Soc. Am. Earth Sci.* 2003, 15, 911.
- BOURGOIN, L.M.; QUIROGA, I.; CHINCHEROS, J.; COURAU, P. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury

exposure in riparian Amazonian populations *The Science of the Total Environment* 2000, 260, 73.

BOYD, SA; SEGER, D; VANNUCCI, S; LANGLEY, M; ABRAHAM, JL e KING JR. LE - Mercury Exposure and Cutaneous Disease. *Journal of the American Academy of Dermatology*. 2000, 43(1):81-90.

BRABO, E. S.; SANTOS, E. D.; DE JESUS, I. M.; MASCARENHAS, A. F. S.; FAIAL, K. D.; *Environ. Res.* 2000, 84, 197.

BRASIL. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n.º 518/2004/Ministério da Saúde – Brasília, Editora do Ministério da Saúde, 2005.

BUCIO, L; GÁRCIA, C; SOUZA, V; HERNÁNDEZ, E; GONZÁLES, C; BETANCOURT M. e GUTIÉRREZ-RUIZ, MC - Uptake, Cellular Distribution and DNA damage Produced by Mercuric Chloride in a Fetal Hepatic Cell Line. *Mutation Research*. 1999, 423:65-72

CARVALHO, WA - Efeito do Metilmercúrio Sobre a Secreção de Prolactina Induzida por Estresse de Imobilização em Ratos Wistar. Dissertação de mestrado, Belém: Universidade Federal do Pará, 2001, pp 54.

CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D.; HARTZ, S. M.; *BULL. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 2001, 66, 631.

CLARO, F. A. ; ITO, F. R.; BASTOS, F. M.; RIBEIRO, M. E. Mercúrio no Amálgama Odontológico: Riscos da Exposição, Toxicidade e Métodos de Control-Revisão da Literatura. *Rev. biociênc., Taubaté*, v.9, n.1, p.47-54, jan-mar, 2003.

DE FLORA, S; BENNICELLI, C e BAGNASCO, M - Genotoxicity of mercury compounds. A review. *Mutation Research*. 1994, 317: 57-79.

- DESROSIERS M, PLANAS D, MUCCI A. Total mercury and methylmercury accumulation in periphyton of Boreal Shield Lakes: influence of watershed physiographic characteristics. *Sci Total Environ* 2006;355,247.
- DOMAGALSKI J. Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento River Basin, California. *Appl Geochem* 2001;16, 1677.
- DOREA, J. G.; MOREIRA, M. B.; BARBOSA, A. A. C.; *Biol. Trace Elem. Res.* 1998, 65, 211.
- E.P.A. U.S. Environmental Protection Agency, (2009). Office of Environmental Information (2810A). Washington, D.C. 20460 Available from: <http://www.epa.gov/mercury/executivesummary.htm>. Accessed : 11/06/2009.
- E.P.A. U.S. Environmental Protection Agency, (2006). Homepage: http://www.epa.gov/mercury/control_emissions/global.htm, Accessed : 19/12/2009.
- E.P.A. U.S. Environmental Protection Agency, 2001. Office of Environmental Information (2810A). Washington, D.C. 20460 Available from: <http://www.epa.gov/tri/tridata/tri01>. Accessed : 11/06/2009.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (EPA) Mercury update: impact on fish advisories, 2001.
- FADINI, P.S. & JARDIM, W.F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Tot. Environ.* 275:71-82, 2001.
- FAGERSTROM, T.; JERNELOV, A.; Some aspects of the quantitative ecology of mercury *Water Res.* 1972, 6, 1193.
- FARO, FRL – Efeitos do Mercúrio Sobre a Liberação de Dopamina no Núcleo Estriado de Ratos. Possíveis Mecanismos de Ação e Proteção. Tese de Doutorado. Belém, Universidade Federal do Pará, 2000, pp 164.

- FRANCHI, E; LOPRIENO, G; BALLARDIN, M; PETROZZI, L e MIGLIORE, L -
Cytogenetic Monitoring of Fishermen with Environmental Mercury Exposure.
Mutation Research. 1994, 320(1- 2):23-29.
- GALLAGHER, JD; NOELLE, RJ e McCANN, FV – Mercury Suppression of a
Potassium Current in Human B Lymphocytes. *Cell Signal*. 1995, 7(1):31-38
- GOMES, J. P. O.; NASCIMENTO, E. L.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W. R.;
BERNARDI, J. V. E.; BARROS, P. R. H. B. Distribuição espacial das
concentrações de mercúrio em sólidos em suspensão no Alto Rio Madeira,
Rondônia. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, 2006, 1, 131.
- GONÇALVES, C.; FÁVARO, D.I.T.; MELFI, A.J.; OLIVEIRA, S.M.B.;
VASCONCELLOS, M.B.A.; FOSTIER, A.J.; GUIMARAÃES, J.R.D.; BOULET,
R., FORTI; M.C. Evaluation of mercury levels in sediments and soil samples
from Vila Nova river basin, in Amapá State, Brazil, using radiochemical
neutron activation analysis *J. Radioanal. Nucl. Chem*. 2000, 243, 789.
- GOULDING, M.R; R. BARTHEM & E. FERREIRA. The Smithsonian atlas of the
Amazon. Smithsonian Books, Washington, 2003.
- GREEN, DR - Apoptotic Pathways: The roads to ruin. *Cell*. 1998, 94:695-698
- GUIMARÃES, J. R. D.; FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; MELFI, J. Á.; KEHRIG, H.;
MAURO, J. B. N.; MALM, O.; KRUG, J. F.; Mercury in human and
environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon *Ambio*
1999, 28, 296.
- GUIMARÃES, J. R. D.; MEILI, M.; MALM, O.; BRITO, E. M. D. Hg methylation in
sediments and floating meadows of a tropical lake of the Pantanal Wetland,
Brazil *Sci. Total Environ*. 1998, 213, 165.

- GUIMARÃES, J. R. D.; ROULET, M.; LUCOTTE, M.; MERGLER, D. Mercury methylation along a lake–forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations *Sci. Total Environ.* 2000, 261, 91.
- GUO, TL; MILLER, M; SHAPIRO, IM e SHENKER, BJ – Mercuric Chloride Induces Apoptosis in Human T Lymphocytes: Evidence of Mitochondrial Dysfunction. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1998, 153:250-257.
- HERCULANO PM; CRESPO-LÓPEZ ME; LIMA, SMA; PICANÇO-DINIZ, DLW; NASCIMENTO, JLM. Intoxicação por metilmercúrio ativa a óxido nítrico sintase em cultura de células da retina chick. Universidade Federal do Pará, Belém, PA, *Braz J Med Biol Res*, March 2006, vol.39 (3) 415-418.
- IPCS (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY). *Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria.* World Health Organization, Geneva, v. 118, 1991, pp 144.
- IPCS (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY). *Methylmercury. Environmental Health. Criteria.* World Health Organization, Geneva, v. 101, 1990, pp144.
- KORTHALS, E. T.; WINFREY, M. R.; *Appl. Environ. Microbiol.* 1987, 53, 2397.
- LACERDA L. D. & PFEIFFER W. C., Mercury /from Gold Mining in the Amazon Environment. *Química Nova* 15(2) 1992.
- LACERDA, L. D.; BIDONE, E. D.; GUIMARÃES, A. F.; PFEIFFER, W. C. Mercury concentrations in fish from the Itacaiunas-Parauapebas River system, Carajas region, Amazon *An. Acad. Bras. Cienc.* 1994, 66, 373.
- LACERDA, L.D.; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas *Estudos Avançados* 2008, 22, 173.

- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; OTT, A.T.; SILVEIRA, E.G. Mercury contamination Madeira River, Amazon-Hg inputs to the environment *Biotropica* 1988, 21,93.
- LAWRENCE A.L.; MASON R.P. Factors controlling the bioaccumulation of mercury and methylmercury by the estuarine amphipod *Leptocheirus plumosus*. *Environ Pollut* 2001; 111, 217.
- LAZUTKA, JR; LEKEVCIUS, R; DEDONYTÈ, V; MACIULEVICIUTÈ-GERVERS, L; MIERAUSKIENÈ, J, RUDAITIENÈ, S e SLAPSYLE, G - Chromosomal Aberrations and Sister-Chromatid Exchanges in Lithuanian Populations: effects of occupational and environmental exposures. *Mutation Research*. 1999, 445:225-239.
- LEBEL, J; MERGLER, D; BRANCHES, F; LUCOTTE, M; MARUCIA AMORIM; FABRICE LARRIBE; JULIA DOLBEC. Neurotoxic Effects of Low-Level Methylmercury Contamination in the Amazonian. *Basin. Environmental Research*. 1998, 79A:20-32.
- LECHLER, P.J.; MILLER, J.R.; LACERDA, L.D.; VINSON, D.; BONZONGO, J.C.; LYONS, W.B.; WARWICK, J.J. Elevated Mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *The Science of the Total Environment* 2000, 260,87.
- LINDQUIST, O.; JOHANSSON, K.; AASTRUP, M.; ANDERSSON, A.; BRINGMARK, L.; HOVSENIUS, G.; HAKANSON, L.; IVERFELDT, A.; MEILI, M.; TIMM, B. Mercury in the Swedish environment – Recent Research on Causes, Consequences and Corrective Methods. *Water Air Soil Pol*. 1991, 55.

- LORSCHIEDER, FL; VIMY, MJ e SUMERS, AO - Mercury Exposure from "Silver" Tooth Fillings: emerging evidence questions a traditional dental paradigm. *FASEB*.1995, 9:504-508.
- MALM, O. ; GUIMARÃES, J.R.D. ; CASTRO, M.B. ; BASTOS, W.R. ; VIANA, J.P. ; SILVEIRA, E.G.; PFEIFFER, W.C. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brasil.. *Water, Air and Soil Pollution* 1997, 97,45.
- MALM, O. Gold Mining as a Source of Mercury Exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*. 1998, 77, 73.
- MARTINELLI, L.A.; FERREIRA, L.R.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R.L. Mercury contamination in the Amazon: a gold rush consequence *Ambio* 1988, 17, 252.
- MASON, R. P.; FITZGERALD, W. F.; MOREL, F. M. The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. *Geochem. Cosmochem. Acta*, 1994, 58 (15), 3191-3198.
- MIRANDA, M.R. et al. Mercúrio em Sistemas Aquáticos: Fatores Ambientais que Afetam a Metilação. Laboratório de Traçadores Wolfgang Christian Pfeiffer, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Centro de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Artigo Oecol. Brás. 11 (2): 240-251, 2007.
- MOREL, F.M.M.; KRAEPIEL, A.M.L. & AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1998, 29: 543-566.
- MOSZCZYNSKY, P & SLOWINSKI, S - The Behavior of T-Cell Subpopulations in the Blood of Workers Exposed to Mercury. *Med Lav*. 1994, 85:239-241

- NASCIMENTO, E. S.; CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do mercúrio e seus compostos, Salvador: CRA, 2001.
- NASCIMENTO, E.L.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R.; BERNARDI, J.V.E.; MIYAI, R.K. Mercúrio no plâncton de um lago natural amazônico, lafo Puruzinho (Brasil) J. Braz. Soc. Ecotoxicol. 2007, 2, 67.
- NATURAE. Relatório Parcial 1 do Programa de Monitoramento Ambiental da Hidrobiogeoquímica do Mercúrio – Bacia do rio Mutum Paraná – Área de Influência do Reservatório da UHE Jirau. Goiânia. 2008.
- NRIAGU, J. O.; PFEIFFER, W. C.; MALM, O.; SOUZA, C. M. M.; MIERLE, G.; Mercury pollutin in Brazil Nature 1992, 356, 389.
- NRIAGU, J.O. Production and Uses of Mercury. pp. 23-39. *In*: J.O. Nriagu, (ed), The Biogeochemistry of Mercury in the Environment, New York Elsevier/North – Holland Biomedical Press. 1979.
- PAK, K. R.; BARTHA, R.; Appl. Environ. Microbiol. 1998, 64, 1013.
- PELEJA, J. R. P. Os fatores que influem no nível de mercúrio na água e plâncton de Lakes associados aos rios Tapajós e Negro. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Brasil, 2002.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. Mercury concentrations in inland waters of Rondonia Amazon, Brazil. Sci. Tot. Environ. 1989, 87, 233.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Brazil Forest Ecol. Manage 1991, 38, 239.

- POLLARD, KM & HULTMAN, P - Effects of Mercury on the Immune System. *Metal Ions Biol. Syst.* 1997, 34:421-440.
- QUEIROZ, ML; BINCOLETTO, C; QUADROS, MR e De CAPITANI, EM - Presence of Micronuclei in Lymphocytes of Mercury Exposed Workers. *Immunopharmacol Immunotoxicol.* 1999, 21(1):141-150.
- RAVICHANDRAN, M. Interactions between mercury and dissolved organic matter – a review. *Chemosphere*, 2004. 55: 319-331.
- REQUELME, M.E.R., RAMOS, J.F.F.; ANGÉLICA, R.S.; BRABO, E.S. Assessment of Hg-contamination in soils and stream sediments in the mineral district of Nambija, Ecuadorian Amazon (example of an impacted area affected by artisanal gold mining) *Applied Geochemistry* 2003, 18, 371.
- ROCHA, J.C.; SARGENTINI JÚNIOR, É.; ZARA, L.F.; ROSA, A.H.; SANTOS, A.; BURBA, P. Reduction of mercury(II) by tropical river humic substances (Rio Negro) - A possible process of the mercury cycle in Brazil *Talanta* 2000, 53, 551.
- ROCHA, J.C.; SARGENTINI JÚNIOR, É.; ZARA, L.F.; ROSA, A.H.; SANTOS, A.; BURBA, P. Reduction of mercury(II) by tropical river humic substances (Rio Negro) - Part II. Influence of structural features (molecular size, aromaticity, phenolic groups, organically bound sulfur) *Talanta* 2003, 61, 699.
- ROULET, M. LUCOTTE, R. CANUEL, I. RHEAULT, S. Tran, Y. G. De Freitas Gog, N. Farella, R. Souza do Vale, C. J. Souza Passos, E. De Jesus da Silva, D. Mergler, M. Amorim Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon *Sci. Total Environ.* 1998, 213, 203.

- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J. R. D.; RHEAULT, I. Methylmercury in water, seston and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós river, Brazil. *Sci. Total Environ.* 2000, 261, 43.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; FARELLA, N.; SERIQUE, G.; COELHO, H.; PASSOS, SCJ.; SILVA, E DE JESUS DA SILVA; P. SCAVONE DE ANDRADE; MERGLER, D.; GUIMARÃES, J-RD; AMORIM, M - Effects of Recent Human Colonization on the Presence of Mercury in Amazonian Ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution.* 1998a, 00:1-17.
- RUDD, J. W. M.; *Water, Air, Soil Pollut.* 1995, 80, 697.
- SANFELIU C, SEBASTIÃO J, CRISTÒFOL R. neurotoxicidade de compostos organomercurial. *Neurotoxicity Research*, 2003, 5: 283-306.
- SCHUURS, AHB - Reproductive Toxicity of Occupational Mercury. A Review of the Literature. *Journal of Dentistry.* 1999, 27:249-256.
- SHENKER, BJ; GUO, TL e SHAPIRO, IM - Mercury-Induced Apoptosis in Human Lymphoid Cells : Evidence That the Apoptotic Pathway Is Mercurial Species Dependent. *Environmental Research.* 2000, 84A:89-99.
- SIGEYUKI, A; ETO, K; KURISAKI, E; GUNJI, H.; HIRAIWA, K; SATO, M; SATO, H; HASUIKE, M; HAGIWARA, N e WAKASI, H – Acute Inorganic Mercury Vapor Inhalation Poisoning. *Pathology International.* 2000, 50(3):169-174.
- SIOLI, H. (1985) Amazônia. Fundamentos da Ecologia da Maior Região de Florestas Tropicais, Editora Vozes: Petrópolis.
- SOUSA, T.M.C.; ANJOS, J.R.; AQUINO, F.L. Preliminary study on mercury contamination in the gold mining areas of Arapapas stream, Rondonia, Brazil. In: Mercury as a Global Pollutant-5th International Conference 1999, Book of Abstracts, Rio de Janeiro, Brazil, p. 478.

- STEFFAN, R. J.; KORTHALS, E. T.; WINFREY, M. R.; Appl. Environ. Microbiol. 1988, 54, 2003.
- STEIN, E. D.; COHEN, Y.; WINER, A. M.; CRC Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 1996, 26,
- STORDAL, M. C.; GILL, G. A.; Water, Air, Soil Pollut. 1995, 80, 725
- WASSERMAN, J. C.; AMOUROUX, D.; WASSERMAN, M. A. V.; DONARD, O. F. X.; Environ. Technol. 2002, 23, 899
- WATANABE, C. & SATOH, H. Evolution of our understanding of methylmercury as a health threat. *Environmental Health Perspective*. 1996, 104: 367-379.
- WATRAS, C. J., BLOOM, N. S. Mercury and methylmercury in individual zooplankton: implications for bioaccumulations. *Limnol. Oceanogr.*, 1992, 6, 1313.
- WINFREY, M. R.; RUDD, J. W. M.; Environ. Toxicol. Chem. 1990, 9, 853.
- WRIGHT, D. R.; HAMILTON, R. D.; Release of methyl mercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature, and nutrient addition *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1982, 39, 1459.
- XUN, L.; CAMPBELL, N. E. R.; RUDD, J. W. M.; Measurements of specific rates of net methyl mercury production in the water column and surface sediments of acidified and CIRCUMNEUTRAL LAKES *CAN. J. FISH. AQUAT. SCI.* 1987, 44, 750.
- YU, L. P.; YAN, X. P.; TrAC, Trends Anal. Chem. 2003, 22, 245.
- ZIZEK, S.; HOVAT, M.; GIBICAR, D.; FAJON, V.; TOMAN, M.J. Bioaccumulation of Mercury in benthic communities of a river ecosystem affected by Mercury mining *Science of the Total Environment* 2007, 377, 407.