

SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

Avaliação da Potencial Acumulação de Mercúrio em Peixes dos Reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO

Presidência da República

Luiz Inácio Lula da Silva

José Alencar Gomes da Silva

Vice-Presidente

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Sérgio Machado Rezende

Ministro da Ciência e Tecnologia

Luiz Antonio Rodrigues Elias

Secretário-Executivo

Luiz Fernando Schettino

Secretário de Coordenação das Unidades de Pesquisa

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

Adão Benvindo da Luz

Diretor do CETEM

Antônio Rodrigues Campos

Coordenador de Apoio à Micro e Pequena Empresa

Arnaldo Alcover Neto

Coordenador de Análises Minerais

João Alves Sampaio

Coordenador de Processos Minerais

José da Silva Pessanha

Coordenador de Administração

Ronaldo Luiz Correa dos Santos

Coordenador de Processos Metalúrgicos e Ambientais

Zuleica Carmen Castilhos

Coordenadora de Planejamento, Acompanhamento e Avaliação

SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

ISSN 0103-6319

ISBN 978-85-61121-44-0

SED-76

Avaliação da Potencial Acumulação de Mercúrio em Peixes dos Reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO

Zuleica Carmen Castilhos

D.Sc. em Geociências – Geoquímica Ambiental

Ana Paula de Castro Rodrigues

M.Sc. em Geociências – Geoquímica Ambiental

CETEM/MCT

2008

SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

Carlos César Peiter

Editor

Zuleica Castilhos

Subeditora

CONSELHO EDITORIAL

Francisco E. de Vries Lapido-Loureiro (CETEM), Francisco R. C. Fernandes (CETEM), Gilson Ezequiel Ferreira (CETEM), Alfredo Ruy Barbosa (consultor), Gilberto Dias Calaes (ConDet) José Mário Coelho (CPRM), Rupen Adamian (UFRJ), Saul Barisnik Suslick (UNICAMP).

A Série Estudos e Documentos publica trabalhos que busquem divulgar estudos econômicos, sociais, jurídicos, de gestão e planejamento em C&T, envolvendo aspectos tecnológicos e/ou científicos relacionados à área minero-metalúrgica.

O conteúdo desse trabalho é de responsabilidade exclusiva do(s) autor(es).

Thatyana Pimentel Rodrigo de Freitas

Coordenação Editorial

Vera Lúcia Espírito Santo Souza

Programação Visual

Ana Paula de Castro Rodrigues

Editoração Eletrônica

Castilhos, Zuleica Carmen.

Avaliação da potencial acumulação de mercúrio em peixes dos reservatórios (previstos) de Jirau e de Santo Antônio, Rio Madeira, RO / Zuleica C. Castilhos, Ana Paula C. Rodrigues. __ Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008.

103p. : il.

1. Mercúrio em peixes. 2. Acumulação de Mercúrio. I. Centro de Tecnologia Mineral. II. Rodrigues, Ana Paula de Castro. III. Título. IV. Série.

CDD – 622.4

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 APRESENTAÇÃO	9
2 OBJETIVOS	11
3 PERGUNTAS E RESPOSTAS	12
4 TEORES DE MERCÚRIO EM PEIXES DE RESERVATÓRIO	42
4.1 Monitoramento de níveis de mercúrio em peixes no Complexo La Grande, Canadá	43
4.2 Níveis de mercúrio em peixes de reservatórios da Tanzânia	46
4.3 Mercúrio em peixes de reservatórios brasileiros	47
4.4 Mercúrio nos sistemas aquáticos	48
4.5 A ciclagem do mercúrio em reservatórios de hidroelétricas	52
4.6 Conceitos básicos sobre limnologia de reservatórios	54
4.7 Cadeia alimentar e aspectos tróficos de reservatórios	58
4.8 Garimpos de ouro como fonte de mercúrio	59
4.9 Mercúrio na atmosfera	61
4.10 Mercúrio nos solos	63
4.11 Mercúrio nas águas superficiais	67
4.12 Mercúrio nos sedimentos	68

4.13 Mercúrio em peixes de áreas de garimpos de ouro _____	69
4.14 Histórico de garimpo de ouro no rio Madeira _	71
4.15 Rio Madeira – Características físicas e qualidade de águas _____	72
4.16 Teores de mercúrio em peixes do Rio Madeira_	74
4.17 O projeto da hidrelétrica e seus reservatórios de Jirau e Santo Antônio _____	76
4.18 Fatores que influenciam a metilação e a criação dos reservatórios do rio Madeira _____	79
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS _____	82
BIBLIOGRAFIA _____	92
GLOSSÁRIO _____	103

RESUMO

O mercúrio (Hg) é um metal-traço presente nos ecossistemas aquáticos em tanto na forma inorgânica quanto na forma orgânica. O metilmercúrio (MeHg), uma das formas orgânicas do Hg, é altamente tóxico aos seres humanos por ser neurotóxico, causando danos cerebrais, e teratogênico, ou seja, é transferido para o feto através da placenta. Seu comportamento em ecossistemas aquáticos lênticos como reservatórios é complexo e dependente de diversas variáveis físico-químicas e biológicas. Na região amazônica, a utilização do mercúrio para amalgamar o ouro tornou-se comum, fazendo com que grandes quantidades deste metal pesado fossem liberados para o ambiente.

Com a atual necessidade de produção de energia para sustentar o crescimento econômico brasileiro, o maior potencial hidroelétrico encontra-se justamente em rios amazônicos, dentre eles o rio Madeira, que possui projetos para construção de duas hidroelétricas (AHE Jirau e AHE Santo Antônio) em andamento atualmente.

Juntando a problemática energética, como forçante para criação de novos reservatórios, e a da contaminação por mercúrio devido ao garimpo, foi realizada uma extensa revisão bibliográfica relacionando os trabalhos já realizados na região, com o comportamento do mercúrio, para prever prováveis consequências das instalações de tais empreendimentos no rio Madeira.

Palavras-chave

geoquímica, hidroelétrica, metilmercúrio.

ABSTRACT

Mercury is a trace metal that occurs in low concentrations at aquatic ecosystems (ppb, ppm), both in inorganic and organic forms. Methylmercury (MeHg), one of its organic forms, is highly toxic to humans due to its neurotoxicity, causing brain damage, acting especially on cerebellum, and its teratogenicity, in other words, it is transferred to fetus throughout the placenta. Mercury behavior in lentic aquatic ecosystems like reservoirs is complex and dependent of many physical-chemical and biological processes. In the Amazon region, mercury has been used during amalgamation of gold, consequently high quantities of mercury have been released to environment.

Actually, the increase of energy production in order to sustain Brazilian economic growth is necessary, and the major hydro electrical potential is located in Amazon rivers, for example, Madeira River, in which there are two projects of hydro electrical power plants (AHE Jirau e AHE Santo Antônio) in development.

Joining energetic problem, which forces the creation of new artificial reservoirs, and mercury contamination problem due to gold mining, it was made an extensive review on scientific literature related to previous works in this region and mercury biogeochemical behavior in order to predict some possible consequences after the installation and operation of these hydro electrical plants in Madeira river.

Keywords

geochemistry, hydroelectricity, methylmercury.

1 | APRESENTAÇÃO

Este documento foi produzido pelas pesquisadoras Zuleica C. Castilhos, D.Sc., do Centro de Tecnologia Mineral – CETEM/MCT, e Ana Paula de C. Rodrigues, M.Sc., doutoranda do Curso de Pós-graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, como consultoria para a Organização não-Governamental (ONG) International River Network (IRN). O contrato, assinado em março de 2007, encontra-se depositado na biblioteca geral do CETEM e tem acesso público.

A principal questão da consultoria da IRN ao CETEM relaciona-se ao potencial acréscimo dos teores de mercúrio em peixes do Rio Madeira e dos reservatórios, como resultado da construção das barragens de Jirau e de Santo Antônio.

Para iniciar a responder a questão primeira desta consultoria, foram esclarecidos diversos conceitos básicos para possibilitar o entendimento do restante do documento, para um grande número de pessoas não especializadas em mercúrio no meio ambiente. Foram explicitados em forma de perguntas e respostas, visto que deveriam ser expostas em linguagem acessível ao público em geral, não obstante ser embasadas em informações científicas.

Na parte seguinte são expostos de forma mais acadêmica, conceitos básicos sobre o comportamento do mercúrio no meio ambiente e argumentos que embasam as conclusões. No mais recente congresso internacional sobre o mercúrio como um poluente global, realizado em Madison (EUA), no ano de 2006, os organizadores solicitaram a grupos de pesquisadores convidados um documento síntese com as conclusões científicas e técnicas sobre 4 tópicos: a) contribuição de fontes para a deposição atmosférica de mercúrio; b) riscos à saúde humana e efeitos tóxicos do metilmercúrio; c) conseqüências sócio-

econômicas do uso e da poluição por mercúrio e, d) recuperação da atividade pesqueira em ambientes contaminados com mercúrio (The Madison Declaration on Mercury Pollution, 2007), com os quais os cerca de 1.200 pesquisadores presentes no congresso poderiam votar concordando ou discordando. A concordância variou de 69% a 99% em subitens dos painéis citados. Estes resultados expressam as incertezas e discordâncias sobre os tópicos, entre os especialistas da área. De toda a forma, existe uma série de conceitos atualmente aceitos e que foram expostos nos diferentes tópicos deste relatório técnico.

Foram revisados diversos artigos científicos, publicados no Brasil e no exterior, bem como dissertações de mestrado e teses de doutorado que contivessem informações sobre: teores de mercúrio em peixes de reservatórios nacionais e estrangeiros, teores de mercúrio em peixes da bacia do rio Madeira, bem como dos rios formadores do rio Madeira, localizados no território boliviano. Nesta revisão, foram estudadas, também, as condições limnológicas de reservatórios no exterior e no Brasil. Foram consultados o relatório de impacto ambiental (RIMA) das barragens do Rio Madeira e pareceres técnicos, bem como diversos outros documentos com informações específicas sobre o Rio Madeira.

A bibliografia consultada encontra-se no final deste documento.

2 | OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo é apresentar uma revisão bibliográfica sobre o comportamento biogeoquímico do mercúrio em reservatórios, visando uma melhor compreensão das prováveis conseqüências da construção de hidroelétricas em áreas da região amazônica, onde há anos vêm sendo realizadas atividades de garimpo de ouro.

3 | PERGUNTAS E RESPOSTAS

1. Por que o mercúrio é considerado um poluente global?

O mercúrio é considerado um poluente global porque, ainda que todas as fontes sejam locais, elas têm capacidade de influenciar no estoque global de mercúrio. As fontes de mercúrio para o planeta são naturais e antropogênicas. Cerca de 2/3 do mercúrio existente no estoque global atmosférico são de origem antropogênica e 1/3, de origem natural (fontes geológicas). Este estoque global é formado por uma mistura de mercúrio emitido por ambas as fontes, natural e antropogênica.

2. Quais os problemas à saúde humana por exposição ao mercúrio?

Esta pergunta será respondida em diversos sub-tópicos:

- a) Primeiramente, o mercúrio tem várias formas químicas, inorgânicas e orgânicas, sendo então necessário definir a forma química de interesse. A mais tóxica aos seres humanos é a metilada, denominada de metilmercúrio (MeHg), e a ingestão de peixes é considerada a principal, sendo a única via de exposição de pessoas ao MeHg.
- b) Assume-se que todo o mercúrio oriundo de fonte alimentar, excluindo peixes, é virtualmente Hg^{2+} , sendo que apenas 7% da dose oral desta forma química é absorvida pelo organismo humano; enquanto que cerca de 80% do mercúrio total em filé de peixes é MeHg, e que 95% deste MeHg é absorvido pelo sistema gastrointestinal.
- c) Uma vez definidas a forma química de interesse (MeHg) e a via de exposição (ingestão de peixes contendo MeHg) passemos aos efeitos tóxicos.
- d) Qualquer efeito tóxico não-cancerígeno somente será percebido como sinal ou sintoma pelo indivíduo, quando o

teor no organismo ultrapassar uma determinada dose. Dose é definida como a quantidade de um ou vários elementos químicos, por quilograma de peso do indivíduo.

- e) Ultrapassada esta dose de tolerância do organismo humano são diversos os problemas que podem ser causados pela ingestão de pescado contendo MeHg. É preciso esclarecer que a exposição ambiental se caracteriza pelas baixas doses (comparadas aos acidentes ambientais) e pelo caráter crônico (exposição por um longo período de tempo), incrementando a importância de fenômenos de acumulação no organismo humano.
- f) Os efeitos tóxicos são de ordem neurológica, tanto em adultos quanto em crianças, sendo que a intensidade dos efeitos tóxicos depende, além da dose, da maturidade do Sistema Nervoso Central (SNC) exposto. Os mais importantes efeitos tóxicos se dão sobre o SNC em desenvolvimento, do feto, intra-útero. Em geral, a mulher gestante, ao ingerir peixes contendo MeHg, tem os teores de MeHg em seu sangue elevados, mas ela pode não apresentar qualquer sinal ou sintoma de intoxicação. O MeHg presente no sangue materno, ao passar pela placenta, atinge o SNC do embrião, prejudicando seu desenvolvimento.
- g) Até o aparecimento de uma doença que ficou conhecida como “Síndrome de Minamata”, não se tinha notícias de efeitos tóxicos crônicos relacionados à presença de mercúrio e de MeHg no meio ambiente. O caso da Baía de Minamata é, sem dúvida, o mais grave caso publicado de doença por exposição crônica à poluição ambiental por MeHg. Atingiu habitantes de diversos municípios localizados naquela baía.

- h) A Síndrome de Minamata é caracterizada por um conjunto de sinais e sintomas de desordens neurológicas, que se apresentam simultaneamente, e consiste em distúrbios visuais pela redução de campo de visão, ataxia (incapacidade de coordenação do movimento muscular voluntário, como o ato de andar, perda de controle motor), parestesia (alteração de sensibilidade; a pessoa sente picadas, formigações, queimaduras, não causadas por estímulos externos), neurastenia (irritabilidade, cefaléias e perda de sono), perda de audição, disartria (dificuldade na articulação de palavras, resultante de alterações no Sistema Nervoso Central), deteriorização mental, tremor muscular, paralisia e, até, morte.
- i) Atualmente, alguns estudos sugerem que a exposição ao metilmercúrio pode aumentar os riscos de efeitos adversos cardiovasculares em uma significativa fração da população humana, incluindo: doenças cardiovasculares (doenças vasculares cardíacas, infarto do miocárdio, isquemia cardíaca), aumento da pressão sanguínea (hipertensão) e alteração nos batimentos cardíacos. A mais forte evidência de causa-efeito é para doenças cardiovasculares, particularmente o infarto do miocárdio em homem adulto (Megler *et al.*, 2007). Ou seja, um efeito agudo e de alta taxa de mortalidade.

3. A Síndrome de Minamata já foi diagnosticada no Brasil?

- a) De nosso conhecimento, o único trabalho publicado onde se sugeriu o diagnóstico da Síndrome em ribeirinhos da Amazônia foi da autoria de Dr. Harada e colaboradores e foi altamente criticado por diversos outros pesquisadores. Os resultados de diversos outros trabalhos sugerem que as populações ribeirinhas da Amazônia brasileira, as quais culturalmente consomem peixes em elevadas taxas, não

apresentam a Síndrome de Minamata. Entretanto, cabe ressaltar que dos vários sinais e sintomas encontrados na síndrome, alguns, isoladamente ou em conjunto, têm sido encontrados naquelas populações da Amazônia.

- b) Uma das questões que permanece em discussão é a adequação dos métodos utilizados para a avaliação de comprometimento neurológico nas populações ribeirinhas amazônicas. Em geral, eles foram desenvolvidos para avaliações em populações de outras culturas (especialmente de países do Hemisfério Norte).
- c) Os efeitos neurológicos por exposição intra-uterina (feto) atingiriam as estruturas mais sofisticadas do cérebro (córtex frontal) e as desvantagens biológicas decorrentes desta específica exposição seriam perceptíveis quando for necessário utilizar funções cerebrais para aprendizado abstrato, exigidas para pessoas com educação formal de nível de segundo grau e de nível superior. Considerando o nível educacional das populações ribeirinhas amazônicas é razoável pensar que estas deficiências possam não estar sendo detectadas.
- d) Outras razões citadas por pesquisadores para o não aparecimento da síndrome de Minamata ou mesmo de sinais e sintomas em indivíduos da população ribeirinha amazônica, seriam itens presentes na alimentação, como a castanha do Pará, que contém elementos como o Selênio, com ação contrária (antagônica) ao mercúrio e, portanto protetora.

4. Por que o mercúrio acumula em peixes?

Vamos dividir esta pergunta em duas outras perguntas:

- a) *Por que se pergunta sobre mercúrio e não sobre MeHg em peixes, uma vez que foi definida que a forma química de*

interesse é o MeHg para a via de exposição de ingestão de peixes?

Há várias razões:

a.1 Porque é muito caro, difícil, trabalhoso e, no mundo, há poucos laboratórios que conseguem analisar o MeHg em peixes.

a.2 As análises de mercúrio total em peixes são mais fáceis, mais rápidas e há diversos laboratórios capacitados, no Brasil e no exterior.

a.3 Porque em vários trabalhos realizados em diversos locais do mundo foi encontrado que o percentual de MeHg em peixes em relação ao mercúrio total varia de 75 a 90%.

a.4 Portanto, a determinação de mercúrio total em peixes tem se mostrado suficiente para as avaliações de risco à saúde humana por ingestão de peixes contendo MeHg.

b) Por que o metilmercúrio acumula em peixes?

b.1 Primeiramente, vamos esclarecer que a parte do peixe que é comumente utilizada para análises de mercúrio é a musculatura, o filé do peixe. Isto porque o MeHg tem afinidade pelos grupamentos sulfidríla das proteínas; o músculo é um tecido formado quase exclusivamente por proteínas; é a parte do peixe mais consumida pela população humana; e, é um tecido que contribui com grande massa no espécime de peixe, sendo também importante para o consumo de outras espécies de animais.

b.2 Teores de mercúrio em peixes são dependentes de diversos parâmetros abióticos e bióticos. Entre os parâmetros abióticos, podem-se citar fatores relacionados às cargas de Hg no meio aquático, especialmente aquelas relacionadas ao Hg em sedimentos, taxa de escoamento

de solo e contaminantes associados atingindo sistemas aquáticos (run-off), condições ambientais como pluviometria, que pode influenciar no aporte de mercúrio via atmosfera, conteúdo e tipo de matéria orgânica presente em sedimentos, qualidade de sedimentos (percentual de argila, areia e silte), presença de outros contaminantes, etc.

b.3 Quanto aos fatores bióticos, podem-se citar as taxas de bioprodução (Häkanson, 1980; 1991); fatores dependentes da fisiologia da biota local, como comprimento, idade e taxa metabólica dos peixes (Phillips, 1980; WHO, 1990); e fatores dependentes das inter-relações da cadeia trófica (Cabana *et al*, 1994).

b.4 Quando se relacionam as concentrações de MeHg em peixes com as concentrações de MeHg em águas superficiais, esta razão resulta em torno de 10^5 a 10^6 . Ou seja, as concentrações de MeHg podem ser cerca de 1.000.000 vezes mais elevadas em peixes de topo de cadeia aquática do que em água. Esta relação é denominada de fator de bioacumulação (FBA).

b.5 Trabalhos de campo nos Estados Unidos e modelagens associadas sugerem que o FBA do MeHg para sistemas lênticos não difere do FBA para sistemas lóticos. Para os peixes de topo de cadeia, foram sugeridos FBA de $4,1 \times 10^6$ e $1,4 \times 10^6$, para sistemas lênticos e lóticos, respectivamente (USEPA, 2001). Isto significa que, tendo-se a mesma concentração de metilmercúrio em água, os peixes de sistemas lênticos apresentam teores de mercúrio cerca de 4 vezes superior aos peixes de mesmo nível, de sistemas lóticos.

b.6 Admite-se que a principal via de exposição dos peixes seja a via alimentar, embora certa quantidade de MeHg

possa ser absorvida por via respiratória. Por esta razão, a informação sobre o hábito alimentar das espécies de peixes e de outros organismos aquáticos é fundamental para o entendimento da contaminação por mercúrio em ambientes aquáticos.

b.7 Foi observado, em diversos trabalhos, que o MeHg apresenta um acréscimo de teores quando se consideram os diversos níveis tróficos de um sistema aquático. Peixes piscívoros, de topo de cadeia aquática, apresentam teores de MeHg de cerca de 10 vezes maiores do que peixes não piscívoros. Além disso, os percentuais de MeHg para Hg total aumentam, do fitoplâncton onde está em torno de 10% para quase 100% em peixes. Este fenômeno se chama biomagnificação.

b.8 O Fator de Biomagnificação (FBM) em geral é calculado comparando-se os teores de mercúrio em espécies de peixes de diferentes níveis tróficos, relacionando com o nível trófico imediatamente inferior. Por exemplo, seria a relação entre os teores médios de mercúrio encontrados em peixes piscívoros relativamente aos níveis encontrados em peixes não piscívoros.

b.9 Portanto, o MeHg apresenta fenômenos de bioacumulação e de biomagnificação na cadeia trófica aquática.

b.10 Ainda que seja difícil, alguns autores sustentam que é possível prever os teores de mercúrio em peixes a partir das concentrações de MeHg em águas e do fator de bioacumulação do MeHg para aquele determinado nível trófico.

b.11 Complicações adicionais provêm da dificuldade de se definir conceitos tais como cadeia trófica e nível trófico em termos mensuráveis. Este problema torna-se mais claro

com as variações intra-específicas dos níveis tróficos do que quando se compara inter-específico predador/presa. É mais fácil se determinar que um peixe carnívoro seja diferente do zooplâncton na cadeia trófica de um sistema aquático do que estabelecer que em um lago a mesma espécie de peixe carnívoro ocupa o mesmo (ou diferente) nível trófico em outro sistema aquático. Por estas razões, têm sido utilizadas as medidas de isótopo de nitrogênio e carbono estáveis para descrever biomagnificação de compostos lipofílicos em ecossistemas de águas doces e salgadas (Cabana *et al.*, 1994). Este é um ponto fundamental que mostra a importância de estudos de ecologia específicos para o local devem ser incentivados para dar embasamento às interpretações das pesquisas com cunho ambiental.

b.12 Enquanto se demonstra que em níveis tróficos mais elevados as concentrações de Hg são as maiores, não é claro se isto resulta da biomagnificação através da cadeia aquática ou se resulta de maior tempo de exposição, uma vez que organismos de nível trófico mais elevado normalmente têm maior tempo de vida. Torna-se a enfatizar que há necessidade de estudos biológicos para a determinação da idade dos peixes para se avaliar tempo de exposição.

b.13 Alguns autores sugerem que as concentrações de Hg aumentem com a idade do organismo e que a cadeia aquática tenha pouco envolvimento com esta acumulação.

b.14 Outros trabalhos, entretanto, sugerem que as concentrações de Hg em tecido muscular não parecem estar correlacionadas com a idade e que esta acumulação poderia ser resultado da biomagnificação do Hg através da cadeia trófica, mais do que da bioacumulação direta (Atwell *et al.*, 1998). Portanto, podemos perceber que há

divergência entre os cientistas sobre alguns parâmetros envolvidos na acumulação de mercúrio em peixes.

b.15 Rios diferem significativamente de lagos e reservatórios não somente nas suas óbvias condições físicas (como fluxo de águas, grau de estratificação termal, transporte de material), mas também nos tipos de organismos que eles podem sustentar, especialmente em número de pequenos animais e em espécies de plantas e animais maiores. Generalizando, os níveis tróficos e as cadeias tróficas em águas correntes parecem ter menos níveis interligados ou níveis tróficos envolvendo peixes do que aquelas em águas não correntes.

b.16 Muito importante é saber que a ausência de consistentes relações entre a concentração de Hg na água, sedimentos e teor de mercúrio em várias espécies de peixes ilustra a complexidade e a natureza local-específico da bioacumulação do Hg. Por isto, medidas biológicas diretas na biota local parecem ser indispensáveis (Peterson *et al.*, 1996). Sendo assim o valor de FBA não parece aplicável para uma grande região, devendo ser considerado como específico do local estudado.

Portanto, para o atual conhecimento científico, admite-se que as taxas de acumulação do mercúrio em peixes sejam específicas de cada local.

5. Quais os teores máximos de mercúrio em peixes que uma pessoa pode consumir?

- a) Várias instituições internacionais derivaram doses máximas permitidas de mercúrio para a ingestão diária por pessoa. Estas doses são calculadas levando-se em consideração diversos aspectos da toxicologia do metilmercúrio, conhecidos principalmente pelo estudo das popu-

lações expostas a acidentes ambientais com o MeHg, pelo acompanhamento de longo prazo em populações ribeirinhas em diversos locais do mundo e, claro, com as populações humanas expostas na Baía de Minamata.

- b) O MeHg, após ser distribuído no corpo humano, é excretado lentamente, principalmente pelas fezes e pelo cabelo.
- c) Em geral, são avaliados os teores de mercúrio em sangue e em cabelo das pessoas e comparados com valores de referência.
- d) Os limites biológicos de tolerância preconizados pela OMS são relacionados a concentrações no cabelo (até $6\mu\text{g.g}^{-1} = 6 \text{ ppm}$) e no sangue (até $30\mu\text{g.L}^{-1} = 30 \text{ ppb}$ ou $0,03\text{ppm}$). Os valores de referência de teores de mercúrio em indicadores biológicos para pessoas não expostas são $2\mu\text{g.g}^{-1}$ (2 ppm) e $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ (8 ppb) para cabelo e sangue, respectivamente.
- e) No estado de equilíbrio, a concentração no sangue (C) em $\mu\text{g.L}^{-1}$ (ppb) é relacionada com a dose diária pela dieta (d) através da seguinte equação:

$$C = f * d / b$$

Assumido que 95% da dose ingerida seja absorvida, que 0,05 da dose absorvida fica no compartimento sangue, que este compartimento tem 5 litros e que a constante de eliminação é de $0,01\text{dia}^{-1}$, conclui-se que a concentração no sangue pode ser estimada a partir da dose ingerida através da seguinte equação:

$$C = 0,95 * d$$

Sabendo-se que a relação das concentrações de Hg para sangue:cabelo é de 1:250, pode-se estimar as concentrações em cabelo, partindo-se de estimativas de concen-

tração no sangue, estimadas a partir de dose diária dietária (WHO, 1990).

- f) Pode-se fazer, também, o caminho inverso, ou seja, estimar qual a concentração máxima em peixes para se atingir uma dose de referência.
- g) Quanto maior a dose, maior as chances de uma pessoa apresentar algum sintoma. Dados indicam que uma captação de $50\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ por um adulto envolveria um risco de mais ou menos 0,3% de sintomas de parestesia, enquanto uma captação de $200\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ envolveria um risco de 8% (WHO, 1990).
- h) Uma captação de 210 a $490\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ (ou de $3\text{-}7\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{dia}$) resultará em $200\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (0,2 ppm) no sangue, correspondendo a $50\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (50 ppm) de Hg no cabelo, podendo causar efeitos adversos sobre o SNC, manifestado através de um acréscimo de aproximadamente 5% na incidência de parestesia.
- i) Foi estabelecido pela OMS (WHO, 1990) o valor de $0,30\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ como o nível de exposição no qual nenhum efeito adverso seria detectável na população humana, com o objetivo de proteger até mesmo os indivíduos mais sensíveis. Esse valor foi derivado da dose de $0,43\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ dividida pelo peso corporal médio de um humano (70Kg). Lembrando que a dose é calculada através da seguinte fórmula: $D = (C * TI) / PC$, onde D = Dose administrada; C = concentração do contaminante no alimento; TI = taxa de ingestão; PC = peso corporal. Sendo assim, utilizando-se o valor de $0,5\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}$ como concentração do contaminante permitida legalmente para consumo humano, a taxa de ingestão de peixes considerada adequada seria cerca de 0,06 Kg (ou 60g) de peixe por dia.

- j) No entanto, nos Estados Unidos, na década de 80, a taxa de ingestão foi estimada em 6,5g por dia. Poder-se-ia imaginar que a concentração máxima de Hg em peixes, permitida sem restrição de consumo, em muitos países, estaria uma ordem de magnitude abaixo do necessário. Entretanto, lembrando que no estado de equilíbrio a taxa de excreção é igual à taxa de captação, sendo assumida como 1% ao dia, mas que as taxas de eliminação do MeHg no cérebro são de 0,3% ao dia (LAWS, 1981), aproximadamente uma ordem de magnitude mais lenta, fica explicado o valor de $500 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (500 ppb ou 0,5 ppm) como o limite máximo de concentração de mercúrio em peixe para proteção da saúde humana. Sabemos, agora, a origem do famoso valor de 0,5mg/kg (0,5 ppm) de mercúrio em peixes.

6. Há outros valores orientadores para os teores máximos de mercúrio em peixes que uma pessoa pode consumir?

- a) Sim, há diferentes valores máximos permitidos. A razão disto é que diferentes instituições se baseiam em diferentes trabalhos científicos e com diferentes graus de proteção, sendo que a tendência é de proteção cada vez maior.
- b) Recentemente, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA – derivou uma “Dose de Referência de Mercúrio para ingestão oral” que resultou em $1 \times 10^{-4} \text{ mg.kg/dia}$. Isto significa que cada pessoa pode ingerir, no máximo, $0,1 \mu\text{g.Kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Diversos parâmetros foram considerados para se chegar a este valor, incluindo a proteção à exposição intra-útero. Em recente avaliação de consumo de pescado nos Estados Unidos, a taxa de ingestão média foi estimada em 17,5g por dia (ou 0,0175 kg/dia). Considerando esta taxa de ingestão e a dose de

referência de $0,1\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\text{ dia}^{-1}$, sugeriu-se uma concentração de mercúrio de $0,3\text{ mg/kg}$ ($0,3\text{ ppm}$) em peixes como orientador para o consumo humano e/ou para a avaliação de qualidade de águas superficiais naquele país. Portanto, temos outro valor orientador de $0,3\text{mg/kg}$ ($0,3\text{ ppm}$) no peixe para a proteção da saúde humana.

- c) O conceito mais importante é que a dose é função da taxa de ingestão de peixes e da concentração de mercúrio nestes peixes e que as concentrações permitidas de mercúrio em peixes para comércio são derivadas em função da dose permitida e das taxas de consumo de pescado. A maior parte dos valores orientadores para mercúrio em peixes está diretamente relacionada à proteção da saúde humana.
- d) No Brasil, os limites estabelecidos pela legislação vigente são de $0,5\text{ mg/Kg}$ ($0,5\text{ ppm}$) para pescado não-predador ou não piscívoro e de $1,0\text{ mg/Kg}$ para pescado predador ou piscívoro. No Japão, o limite é de $0,4\text{ mg/Kg}$, na Austrália, Israel, Noruega, Suíça e Tailândia, de $0,5\text{ mg/Kg}$, e na Itália de $0,7\text{ mg/Kg}$, enquanto na Alemanha, na Dinamarca, nos Estados Unidos, na Finlândia, na Nova Zelândia e na Suécia é adotado $1,0\text{ mg/Kg}$ como limite.

7. Isto significa que os peixes que contem mais de $0,5\text{mg/kg}$ de mercúrio estão contaminados?

- a) Já sabemos o que o valor de $0,5\text{ mg/kg}$ significa. Ele é derivado para a proteção da saúde humana, considerando-se uma população que consome aproximadamente 6g de peixe por dia, para que ela não ultrapasse a dose máxima diária permitida ($0,43\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}\text{ dia}^{-1}$), sendo que o resultado deve ser dividido por 10 para dar conta das baixas taxas de excreção cerebral.

- b) E sabemos também que se considerarmos a dose de referência (RfD) da USEPA (2001), de $0,1 \mu\text{g.Kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, para uma taxa de ingestão de 17,5g por dia, a concentração de mercúrio em peixes teria que ser cerca de 0,3 mg/kg.
- c) Mas, e se a população consumir cerca de 200g de peixe por dia, como é comum para as populações ribeirinhas no mundo, quais os teores máximos de mercúrio em peixes, para que esta população não ultrapasse a dose de referência? Se as taxas de consumo desta população (200g/dia) são cerca de 10 vezes a taxa de consumo estimada (17,5g), a concentração de mercúrio em peixes deverá ser cerca de 10 vezes menor, ou seja, cerca de 0,03mg/kg ou, $30 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ ou ainda, 300 ppb.
- d) Dito isto, é preciso reafirmar que as instituições de controle sanitário de diversos países utilizam o valor de 0,5 mg/kg (ou de 1mg/kg, dependendo do país e do tipo de peixe) de mercúrio em peixes, como um referencial para a proteção à saúde humana.
- e) Quando o objetivo é identificar se um ecossistema está contaminado ou não, este valor de 0,5 mg/kg perde a aplicabilidade. Ele foi derivado para a proteção da saúde humana. Este conceito deve ficar muito claro.
- f) O critério de qualidade de águas superficiais, derivado nos Estados Unidos, utiliza o valor de 0,3 mg/kg como um indicativo de qualidade, mas da mesma forma, tem como ponto terminal de avaliação, a proteção à saúde humana. (Coincidentemente, este também é um valor sugerido para a proteção de fauna consumidora de peixes, mas a derivação deste critério de proteção ecológica segue metodologia diferente).

8. Quando podemos considerar que os peixes estão “contaminados com mercúrio”?

- a) Esta pergunta é muito mais difícil de ser respondida do que parece. A resposta não é trivial representa um grande desafio. É necessário investimento compatível com a complexidade do problema.
- b) Já sabemos que a resposta não pode ser obtida comparando-se os teores de mercúrio em peixe com o limite de 0,5mg/kg ou mesmo com 0,3mg/kg. Pode-se dizer que, acima destes teores, os peixes não são próprios para o consumo humano.
- c) Existem dois importantes trabalhos científicos, citados por vários pesquisadores, indicando que 0,2mg/kg seria o teor médio de mercúrio em peixes oriundos de ecossistemas não contaminados, baseados em estudos em lagos da Suécia (Häkanson, 1996). E então, poder-se-ia comparar os teores médios de mercúrio em peixes de um específico ecossistema com 0,2mg/kg. Entretanto, este é apenas um dado indicativo, com todas as incertezas associadas.
- d) Por exemplo, o que pode significar um valor de 0,2mg/kg para ecossistemas não contaminados, comparados aos teores de 0,05 a 0,143 mg/kg, encontrados em peixes de reservatórios da Tanzânia? Poderia significar que os peixes nestes reservatórios podem crescer de 2 a 4 vezes os teores de mercúrio que ainda estarão em ecossistemas “não impactados”?

9. Qual a concentração de mercúrio em peixes de várias regiões do mundo?

- a) Neste documento não se pretende fazer um levantamento exaustivo, mas citar alguns exemplos importantes, princi-

palmente para começarmos a considerar o tamanho de amostragem e período de tempo necessários para se obter valores referenciais para comparações.

- b) Sempre lembrando que a Amazônia brasileira apresenta um dos maiores índices de biodiversidade de peixes do planeta, bastante diferente da realidade dos países desenvolvidos, de clima temperado.
- c) Em 75% dos 1.500 lagos já estudados em Ontário (Driscoll *et al.*, 1994) e em 50% dos 83.000 lagos da Suécia, os peixes apresentam concentrações de Hg total acima de 0,5 mg/kg. Ainda na Suécia, cerca de 10.000 lagos apresenta peixes com concentrações de Hg acima de 1,0 mg/kg, concentração considerada como limite máximo permitido para a comercialização de peixes (Häkanson, 1993).
- d) Nos EUA, há estimativas nacionais de teores de mercúrio em peixes, conforme as Tabelas 1 (a e b) e 2, baseados em dois estudos nacionais. Lowe *et al* (1985) avaliaram os teores de mercúrio em peixes de água doce, coletados entre 1978 e 1981 em 112 estações espalhadas por todo o país. A maior parte das estações (93) estava localizada em rios e 19 estavam localizadas em grandes lagos e canais. Foram registrados peso e comprimento de cada espécime coletado. Muitas espécies de peixes foram coletadas e as mais comuns foram: “carp”, “large mouth bass” e “white sucker”. A média geométrica de todos os peixes amostrados foi de 0,11mg/kg; a concentração mínima foi de 0,01 mg/kg e a máxima, de 0,77 mg/kg, respectivamente.

Tabela 1a. Concentrações de mercúrio em peixes de água doce retirados de Lowe *et al.* (1985).

Espécie de peixe	Níveis médios de Hg (mg/kg - peso úmido)
Bass	0,157
Bloater	0,093
Bluegill	0,033
Smallmouth Buffalo	0,096
Carp, Common	0,093
Catfish (channel, largemouth, rock, striped, white)	0,088
Crappie (black e white)	0,114
Freshwater Drum	0,117
Northern Squawfish	0,33
Northern Pike	0,127
Perch (white e yellow)	0,11
Sauger	0,23
Sucker (bridgelip, carpsucker, klamath, largescale, longnose, rivercarpsucker, tahoe)	0,114
Trout (brown, lake, rainbow)	0,149
Walleye	0,1
Média dos peixes analisados	0,11*

Fonte: US. EPA (1997c).

*Média geométrica.

Tabela 1b. Concentrações de mercúrio em peixes de água doce retirados do "Northeast States and Eastern Canadian Provinces" (1998).

Espécie de peixe	Concentração máxima do Hg (mg/kg)
Largemouth bass	8,94
Smallmouth bass	5,0
Yellow perch	3,15
Chain pickerel	2,81
Lake trout	2,70
Walleye	2,04
Brown bullhead	1,10
Brook trout	0,98

Tabela 2. Concentrações de mercúrio em peixes de água doce oriundas de Bahnick *et al.* (1994).

Espécie	Concentração média de Hg (mg/kg - peso úmido)
Carp	0,11
Sucker (white, redhorse, spotter)	0,167
Catfish (channel e flathead)	0,16
Bass (white, largemouth, smallmouth)	0,38
Walleye	0,52
Northern Pike	0,31
Crappie	0,22
Brown Trout	0,14
Média dos peixes analisados	0,26

Fonte: US. EPA (1997c).

- e) Outro estudo nos Estados Unidos, apresentado por Bahnick *et al.* (1994), mostrou resultados para 669 peixes de 314 locais de coleta naquele país, com amostras de cinco espécies de peixes demersais (que se alimentam de animais que vivem próximo aos sedimentos) e cinco espécies denominadas “game species”, em geral, de hábito alimentar piscívoro e encontradas em áreas pelágicas (na coluna d’água). As estações de coleta foram selecionadas baseando-se em proximidade de fontes de contaminação, incluindo indústria de papel, áreas consideradas impactadas e em processos de recuperação (“Superfund sites”) e outras atividades industriais. Trinta e cinco (35) locais, dentre os 314, se referem a locais “remotos”, que poderiam fornecer dados sobre teores de mercúrio em peixes de locais não impactados por atividade antropogênica. Dados sobre idade dos peixes, sexo e peso não foram consistentemente coletados. Para os peixes demersais, os teores de mercúrio se referem a todo o organismo,

enquanto para os peixes pelágicos, os teores se referem ao tecido muscular. Os teores mínimo e máximo de mercúrio foram, respectivamente, 0,047 mg/kg e 1,8 mg/kg, com média de 0,26 mg/kg.

- f) Dados do Estado de Nova Iorque (Simonin & Mayer, 1998) mostraram concentrações de mercúrio em algumas espécies de peixes acima de 2 mg/kg, sendo que a espécie de carpa chegou a teores de cerca de 6 mg/kg.
- g) Em 2001 foi publicado um trabalho (Brumbaugh *et al.*, 2001) coordenado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), com o objetivo de identificar características de ecossistemas que favoreceriam a produção e a acumulação do MeHg, além de comparar as taxas de bioacumulação de vários sistemas aquáticos em nível nacional. As coletas foram realizadas em 20 bacias hidrográficas, variando de 1 a 6 estações de coleta em cada bacia, e de 2 a 18 o número de peixes amostrados, com amostras compostas ou individuais, dependendo da espécie e do tamanho do espécime capturado. Foram coletadas as espécies “largemouth bass” (*Micropterus salmonides*) e/ou “black bass” (*Micropterus* sp), de idade estimada em 3 anos, cerca de 5 espécimes, para amostras compostas. Em alguns casos, as análises foram individuais para não criar amostras com múltiplas espécies e idades. A idade de 3 anos foi alvo porque: a) os peixes atingem relativo tamanho para coleta de tecido muscular, b) as diferenças de teores de mercúrio entre machos e fêmeas de mesmo tamanho costuma ser pequena e, finalmente, estiveram expostos por um relativo período de tempo ao mercúrio para mostrar bioacumulação.
- h) De 2001 a 2003 foram coletados peixes de 16 reservatórios de águas para suprimento da cidade de Nova

lorque. Estes reservatórios mantêm grande atividade pesqueira. Foram selecionadas seis espécies de grande interesse público: “brown trout” (*Salmo trutta*), lake trout (*Salvelinus namaycush*), largemouth bass (*Micropterus salmonides*), smallmouth bass, walleye, e yellow perch (*Perca flavences*). Nem todas as espécies apareceram em todos os reservatórios e o tamanho dos espécimes capturados foi de acordo com o mínimo permitido para a pesca. Um total de 784 peixes de 16 espécies foi coletado. A espécie de yellow perch foi a mais abundante/comum, aparecendo em 15 reservatórios (n=142). A lake trout foi a mais rara/ incomum, sendo coletada em apenas um reservatório (n=10) e outras espécies foram coletadas quando não foi possível coletar as pré-selecionadas. Assim, foram coletadas 8 espécies em um reservatório, sete espécies em 4 reservatórios, 6 espécies em 5 reservatórios e sendo cinco, quatro e três espécies em dois reservatórios cada. A média dos teores de mercúrio para todos os peixes coletados foi de 0,456 mg/kg (dp. 0,428 mg/kg) e os teores variaram de 0,017 mg/kg a 2,6mg/kg. *A comparação entre os reservatórios, entretanto é outra tarefa que inclui uma série de conceitos sobre comparação de teores de mercúrio em peixes de diferentes sistemas aquáticos.*

- i) No Brasil, há uma série de trabalhos com medidas quantitativas de mercúrio em peixes, principalmente a partir da década de 80, quando a mineração artesanal de ouro mostrou grande intensidade, em particular, no estado do Pará, na região Amazônica. O garimpo de ouro foi considerado uma importante fonte de mercúrio para o meio ambiente. Em meados da década de 90, alguns trabalhos sugeriram a contribuição de fonte natural por erosão de solos. Uma excelente revisão bibliográfica realizada sobre mercúrio em

peixes amazônicos foi realizada por Souto (2004) e é mostrada na Tabela 3.

- j) Há também trabalhos sobre teores de mercúrio em peixes de águas doces oriundos de outras regiões do Brasil. Neste levantamento, nenhuma das espécies estudadas apresentou quantidades de mercúrio acima dos limites brasileiros de tolerância, independentemente de serem peixes predadores ou não-predadores.
- k) Entretanto, em diversos trabalhos científicos se encontra comparação de valores médios de teores de mercúrio em peixes com o valor de 0,5 mg/kg, sendo este valor considerado como referencial de contaminação, o que já sabemos, é um equívoco.

Tabela 3. Concentrações de Mercúrio (ppb) em espécies de peixes da Amazônia a partir de dados da literatura.

Espécie e nome comum	Hábito alimentar	Área de coleta	N	X Hg tot (ng/g)	DPR	X MeHg (ng/g)	MeHg Hg tot (%)	Ref.
Diversas espécies	C	4	73	700	-	-	-	51
		2 e 3	28	550	-	-	-	52
		1a, 1b	24	190	-	-	-	
		8	24	605	0,33	-	-	11
		3d4	32	297	-	-	-	14
<i>Pellona sp.</i>								
Apapá	C	1a	09	422	0,72	-	-	20
		3d3	01	600	-	520	86,7	01
		3d2	01	460	-	460	85,2	
		1a	01	390	-	370	94,9	
Barbado	C	-	03	419	0,064	-	-	14
<i>Osteoglossum sp.</i>								
Aruaná	C	8	02	329	-	-	-	11
		3b	01	280	-	240	85,7	01
		3d4	01	174	-	-	-	14
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>								
Aruaná	C	8	03	290	0,34	-	-	40
<i>Brachyplatystoma flavicans</i>								
Dourada	C	7	06	530	0,29	-	-	30
		2	01	600	-	570	95,0	01
		1a	28	292	0,46	-	-	20
		3d2	10	815	0,46	-	-	73

Espécie e nome comum	Hábito alimentar	Área de coleta	N	X Hg tot (ng/g)	DPR	X MeHg (ng/g)	MeHg Hg tot (%)	Ref.
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>								
Filhote	C	3d2	01	1000	-	950	95,0	01
		1a	10	454	0,59	-	-	20
		3d2	10	422,2	0,517	-	-	73
Piraíba	C	2	02	3330	-	2865	85,85	01
		2	07	2750	0,62	-	-	30
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>								
Piramatuba	C	1a	11	60	0,63	-	-	20
		3d1 e 3d2	07	410	0,36	-	-	
<i>Crenicichla</i> sp.								
Jacundá	C	8	02	719	-	-	-	11
		3d1 e 3d2	03	470	-	-	-	20
<i>Crenicichla johanna</i>	C	8	04	160	1,12	-	-	40
<i>Pauliceia lutkeni</i>								
Jau	C	2	12	1000	0,66	-	-	30
		2	04	695	-	615	90,0	01
		8	11	1450	0,36	-	-	40
<i>Erythrinus erythrinus</i>								
Jeju	C	8	01	541	-	-	-	11
Jiripoca	C	7	04	380	0,21	-	-	30
<i>Pimelodus</i> sp.								
Mandi	C	7	06	180	-	176,4	98,0	64
		8	10	130	0,61	-	-	40
<i>Pimelodus blochii</i>								
Mandi	C	3d1 e 3d2	05	280	0,24	-	-	20
<i>Hydrolycus scomberoides</i>								
Peixe cachorra	C	8	04	1560	0,18	-	-	40
		3d1 e 3d2	05	690	0,28	-	-	20
		3b	01	1600	-	1600	100,0	01
<i>Plagioscion squamosissimus</i>								
Pescada	C	5b	02	990	0,30	-	-	68
		5c	06	950	0,35	-	-	
		5d	09	1400	0,74	-	-	
		5f	12	1200	0,57	-	-	
		5g	04	1200	0,32	-	-	
		todas	33	1200	0,58	-	-	
		3d3	01	410	-	360	-	01
		3d2	01	560	-	520	-	
7	04	770	0,17	-	-	30		

Espécie e nome comum	Hábito alimentar	Área de coleta	N	X Hg tot (ng/g)	DPR	X MeHg (ng/g)	MeHg Hg tot (%)	Ref.
Pescada branca	C	3d2	11	649	0,85	-	-	73
<i>Plagioscion</i> sp.								
Pescada	C	1a	29	223	0,49	-	-	20
	C	1a, 3d1, 3d2	33	430	0,63	-	-	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>								
Pintado	C	2	21	600	0,63	-	-	30
Surubim	C	1a	19	302	0,38	-	-	20
		3d1 e 3d2	02	460	-	-	-	
		3d4	01	385	-	-	-	14
		3d4	10	839	0,61	-	-	73
<i>Serrasalmus</i> sp.								
Piranha	C	5a	03	2400	0,67	-	-	68
		5b	04	2200	0,96	-	-	
		5d	08	2900	0,95	-	-	
		todas	15	2600	0,91	-	-	
		2	01	290	-	290	-	01
		2	12	290	-	-	-	30
		8	08	742	0,62	-	-	11
Piranha	C	3d1 e 3d2	06	100	0,38	-	-	20
		3d4	03	219	0,20	-	-	14
		<i>Serrasalmus nattereri</i>						
	C	8	19	300	1,2	-	-	40
<i>Arapaima</i> sp.								
Pirarucu	C	1a	01	80	-	70	-	01
		8	01	880	-	-	-	11
<i>Raphiodon</i> sp.								
Saranha	C	3d1 e 3d2	04	624	-	-	-	20
<i>Pelona</i> sp.								
Sarda	C	3d2	10	704,3	0,39	-	-	73
<i>Hoplias</i> sp.								
Traíra	C	2	01	950	-	830	84,4	01
		3d4	07	322	0,13	-	-	14
		8	04	580	0,50	-	-	40
		7	08	360	0,14	-	-	30
		7	13	610	-	679,5	95,0	64
		8	02	335	-	-	-	11
1a	10	102	0,31	-	-	20		

Espécie e nome comum	Hábito alimentar	Área de coleta	N	X Hg tot (ng/g)	DPR	X MeHg (ng/g)	MeHg Hg tot (%)	Ref.
<i>Cichla temensis</i>								
Tucunaré	C	5a	07	1100	0,62	-	-	68
		5b	15	1200	1,39	-	-	
		5c	09	990	0,35	-	-	
		5d	12	1200	0,81	-	-	
		5e	-	1300	0,53	-	-	
		5f	05	1000	0,51	-	-	
	todas	53	1100	0,81	-	-		
3d3	01	1160	-	1120	96,6	01		
<i>Cichla sp.</i>								
Tucunaré	C	7	03	110	-	100,1	91,0	64
		7	06	441	0,45	-	-	11
		1a	28	116	0,46	-	-	20
		3d1 e 3d2	33	420	0,45	-	-	
		3d4	17	267	0,05	-	-	14
		3d2	10	375,9	0,41	-	-	73
<i>Cichla ocellaris</i>								
Tucunaré	C	7	11	280	0,11	-	-	30
<i>Acestrorhyncus sp.</i>								
Ueua	C	8	01	786	-	-	-	11
Diversas espécies	Ncm	4	28	180	-	-	-	51
	NCo	4	24	130	-	-	-	
	NCo	8	21	534	0,70	-	-	11
	NC	3d4	48	95	-	-	-	14
<i>Astronotus ocellatus</i>								
Acará-açu	NC	1a	17	36	0,36	-	-	20
<i>Geophagus sp.</i>								
Acará	NC	3d3	01	170	-	150	88,2	01
		7	02	30	-	27	90,0	64
<i>Geophagus surinamensis</i>								
Acara-tinga	NC	1a	11	19	0,26	-	-	20
<i>Laemolyta sp.</i>								
Aracu	NCo	8	01	35	-	-	-	11
		1a	26	52	0,98	-	-	20
		3d1 e 3d2	39	60	0,56	-	-	
		3d4	02	108	0,02	-	-	14
<i>Panaque sp.</i>								
Panaque	NCd	8	08	70	0,86	-	-	40
<i>Leporinus sp.</i>								
Aracu	NCh	8	03	10	1,0	-	-	40
		3d2	13	65,4	0,41	-	-	73

Espécie e nome comum	Hábito alimentar	Área de coleta	N	X Hg tot (ng/g)	DPR	X MeHg (ng/g)	MeHg Hg tot (%)	Ref.
<i>Crenicichla</i> sp.								
Cachorrinho do padre	NC	7	08	210	-	94	94,0	64
<i>Paraumchemipterus galeatus</i> L.								
Cachorro de padre	NCo	8	01	673	-	-	-	11
<i>Cichlasoma</i> sp.								
Cará	NCo	8	06	251	0,80	-	-	11
Caratinga	NC	3d4	18	120	0,04	-	-	14
<i>Prochilodus nigricans</i>								
Curimatã	NCd	8	05	160	0,81	-	-	40
		5f	05	70	0,04	-	-	68
		5g	02	50	0,07	-	-	
		todas	07	60	0,05	-	-	30
		7	05	80	0,04	-	-	
		1a	20	16	0,43	-	-	
		3d2	11	120,8	0,635	-	-	20
Jandiá	NCd	3d4	03	93	0,04	-	-	14
<i>Semaprochilodus brama</i>								
Jaraqui	NC	1a	26	36	0,72	-	-	20
		3d1 e 3d2	34	87	0,84	-	-	
		3d4	22	2120	0,03	-	-	14
<i>Sternopigus</i> sp.								
Ituí	NC	8	01	329	-	-	-	11
Mandiá	NCo	3d4	01	95	-	-	-	14
<i>Ageneiosus</i> sp.								
Mandubé	NCo	3b	02	545	-	570	104,5	01
Mandubé	NCo	8	01	342	-	-	-	11
<i>Hypophthalmus marginatus</i>								
Mapará	NCm	5a	07	430	0,22	-	-	68
		5b	11	420	0,15	-	-	
		5f	04	250	0,06	-	-	
		5g	05	480	0,16	-	-	
		todas	27	410	0,17	-	-	
		1a	12	149	0,4	-	-	20
<i>Brycon</i> sp.								
Matrinchã	NCo	8	04	263	0,39	-	-	11
	NCo	3d1 e 3d2	03	52	-	-	-	20
Piaba	NCo	5b	15	270	0,08	-	-	68
		5d	09	600	0,28	-	-	
		todas	24	390	0,24	-	-	
		7	04	190	-	165,3	-	64
		8	03	100	0,80	-	-	40

Espécie e nome comum	Hábito alimentar	Área de coleta	N	X Hg tot (ng/g)	DPR	X MeHg (ng/g)	MeHg Hg tot (%)	Ref.
<i>Myleus</i> sp.								
Pacu	NC	8	06	20	0,50	-	-	40
		7	02	40	-	40	100,0	64
		1a	32	12	0,66	-	-	20
		-	50	37	1,19	-	-	
Pacu branco	NCo	8	06	608	0,19	-	-	11
<i>Mylossoma</i> sp.								
Pacu	NCd	7	13	80	0,06	-	-	30
		3d3	01	100	-	90	-	01
		3d4	02	42	0,02	-	-	14
		3d2	10	51,4	0,95	-	-	73
<i>Anostomidae</i> sp.								
Piau	NCo	5a	15	160	0,08	-	-	68
		5d	07	300	0,26	-	-	
		5f	15	250	0,13	-	-	
		5g	05	200	0,09	-	-	
		todas	36	220	0,15	-	-	
<i>Colossoma macropomum</i>								
Tambaqui	NCd	3d1 e 3d2	05	84	0,33	-	-	20
	NCd	3d2	10	84,3	0,38	-	-	73

Áreas de estudo: 1a - Santarém/PA, 1b - Ponta de Pedra; 2 - Alta Floresta (rio Teles Pires); 3 - Reserva garimpeira do Tapajós, 3a - rio Jamanxin, 3b - rio rato, 3c - rio Crepori, 3d - rio Tapajós, 3d1 - Jacareacanga, 3d2 - Itaituba, 3d3 - Brasília Legal, 3d4 - Sai Cinza; 4 - rio Madeira; 5 - Reservatório de Tucuruí, 5a - Murú, 5b - Caraipé, 5c - Capemi, 5d - Base 4, 5e - Base 3, 5f - Ipixuna, 5g - Marabá; 6 - rio Mojú; 7 - Área garimpeira do Gurupi; 8 - Garimpos de ouro rio Tartarugalzinho AP. 8-Região Carajás.

Hábito alimentar: C - carnívoro; NC - não carnívoro (NCm - micrófago, NCo - onívoro, NCd - detritívoro, NCh - herbívoro).

10. Por que é difícil comparar teores de mercúrio em peixes de diferentes sistemas aquáticos (análise espacial)? E, por que é difícil de comparar os teores de mercúrio em análises temporais?

- a) Pode-se dizer que, em geral, o principal objetivo de se saber se os peixes estão contaminados é identificar a contribuição relativa de determinadas atividades humanas nos

teores de mercúrio em peixes; avaliar se há incremento ou decréscimo dos teores de mercúrio em peixes e se o incremento acarreta riscos à saúde humana. Ou seja, se ações antropogênicas podem comprometer o consumo humano de peixes, devido à contaminação por mercúrio.

- b) Para se saber se houve incremento (ou decréscimo), é necessário identificar-se qual o teor inicial ou identificar algum referencial para comparação. E este é um ponto de partida fundamental e de grande dificuldade. É a partir destes dados que se pode inferir algum impacto negativo (ou positivo).
- c) Em geral os pesquisadores utilizam ferramentas da estatística para identificar se os teores de mercúrio em peixes de um local são mais elevados do que em outro. Ou então, se os teores de mercúrio em peixes foram incrementados por uma ou mais atividades humanas. Chama-se análise espacial quando se comparam diferentes locais e análise temporal quando se compara o mesmo local em diferentes épocas.
- d) A estatística trabalha com diferentes graus de incerteza. Ou seja, a única certeza que se pode ter ao ler trabalhos científicos é que a todos os resultados há graus de incerteza associados.
- e) A incerteza diminui, por exemplo, à medida que o mesmo tipo de resultado é encontrado por diversos pesquisadores ou que o mesmo tipo de resultado é encontrado com um grande número de amostras.
- f) Faz-se necessário comentar a ausência de trabalhos em série temporal no Brasil, sendo que os monitoramentos realizados em sua maioria não possuem periodicidade definida, possuindo falhas críticas na temporariedade.

11. Pesquisadores sugerem que se faça uma normalização dos dados de mercúrio em peixes antes de se comparar os sistemas aquáticos. Por que isto é necessário?

- a) Como já foi mencionado, as concentrações de MeHg parecem ter correlações diretas com o hábito alimentar da espécie de peixe, da idade do espécime, de seu comprimento e/ou peso, embora nem sempre isto seja observado. É preciso lembrar sempre que os peixes são seres vivos e que a variabilidade entre seres vivos é inerente ao sistema. Por esta razão, muitos trabalhos recorrem às inter-relações de dose-resposta, as quais incorporam as amplas variabilidades individuais.
- b) Como pode ser observado, na grande maioria das vezes, o desvio padrão das médias dos teores de mercúrio em peixes é próximo ao valor da média aritmética ou em torno de 50% dela. Isto indica que há uma grande dispersão dos dados, que em geral eles não têm distribuição normal. Isto, de certa forma, dificulta demonstrar diferenças significativas entre ecossistemas.
- c) Para diminuir esta dispersão nos dados, diversos pesquisadores têm sugerido: escolha de espécies específicas que possam ser utilizadas como indicadoras de alteração em teores de mercúrio; coleta em determinadas faixas de tamanho; que estes tamanhos tenham algum significado biológico; que se trabalhe de preferência com espécies sedentárias; e, se for possível, de hábito alimentar piscívoro e não piscívoro com ampla distribuição.
- d) Por exemplo, os níveis de Hg em peixes para comparações temporais e espaciais normalmente têm sido normalizados pelo conteúdo de Hg em 1-Kg de peixe (Johnels *et al.*, 1967; Håkanson, 1991) ou normalizados por um es-

pecífico tamanho (Scruton, *et al.*, 1994), ou normalizados utilizando peixes de um ano de idade (Post *et al.*, 1996) ou de 1 a 3 anos de idade (e.g. in Watras & Huckabee, 1994), entre outros parâmetros normalizadores. Castilhos & Bidone (1999) sugerem utilizar o tamanho de uma específica espécie de peixe para inferir o tempo de exposição, o qual pode ser utilizado como um normalizador indireto da dose, partindo-se da suposição de que o comprimento aumenta constantemente ao longo do tempo (hormonalmente controlado) (Zaret, 1980) e que seja utilizada a inter-relação de dose-resposta para este tipo de investigação.

- e) São conhecimentos biológicos fundamentais para a avaliação do comportamento do MeHg e sua bioacumulação em peixes: a ecologia dos peixes (seus hábitos alimentares, comportamento migratório, comportamento reprodutor etc.) e a estrutura trófica do sistema aquático em estudo.
- f) Ao se concluir que o comportamento biogeoquímico do mercúrio, sua acumulação e biomagnificação são específicos do local estudado. Esta tarefa é extremamente difícil porque necessita que sejam gerados conhecimentos compatíveis com a complexidade do problema, bem como de investimentos de recursos financeiros, humanos e com visão de médio a longo prazos. São necessárias coletas frequentes, programadas, com base nos conhecimentos da biologia e da ecologia dos peixes. Infelizmente, estas ações dependem de aporte de recursos financeiros e humanos muito superiores aos que a pesquisa tem recebido no Brasil, particularmente neste assunto.
- g) Para relacionar mudanças nas concentrações de mercúrio (incremento ou decréscimo) em peixes, é necessário identificar-se teores referenciais. Este conseqüentemente é um

dos passos mais difíceis para se estabelecer, vide a dificuldade na escolha da área controle ou de referência.

- h) Por fim, ao se indagar se o peixe está contaminado, dever-se-ia considerar qual o significado destes teores para a saúde do peixe, e a partir de qual concentração efeitos tóxicos (moleculares, bioquímicos, fisiológicos, clínicos) podem aparecer e também inferindo o que isso significaria para a saúde geral do ecossistema, ou seja, avaliar os riscos ecológicos.

4 | TEORES DE MERCÚRIO EM PEIXES DE RESERVATÓRIOS

A relação de causa e efeito entre a criação de reservatórios e o aumento nos teores de mercúrio em peixes foi primeiramente mencionada nos Estados Unidos no final dos anos 70 (Albernathy & Cumbie, 1977 *apud* Verdon, 1991; Potter *et al.*, 1975 *apud* Aula *et al.*, 1995) e, posteriormente, na Finlândia (Lodenius, 1983; Alfthan *et al.*, 1983 *apud* Verdon, 1991), Suécia (WHO, 1990) e Canadá nos anos 80 (Bodaly & Hecky, 1979 *apud* Verdon, 1991; WHO, 1990). E, a partir de então, tem sido amplamente estudada.

A produção de metilmercúrio pode aumentar em 40 vezes após o alagamento de áreas inundadas de florestas boreais. Montgomery *et al* (2000) indicam um aumento de 04 vezes nas concentrações de MeHg dissolvido em reservatórios em relação a lagos naturais. Acredita-se que isso aconteça devido ao alagamento de solos e vegetação que seriam fontes de mercúrio inorgânico assim como fontes de nutrientes para a ação bacteriana, estimulando o processo de metilação.

Entretanto permanece o debate sobre as causas e a duração das observadas elevadas concentrações de mercúrio em peixes em reservatórios artificiais associados com a geração de energia elétrica ou para controle de inundações. Dependendo da espécie de peixe e das características do reservatório, as concentrações máximas de mercúrio total em peixes de reservatórios atinge níveis de 03 a 06 vezes maiores do que aqueles encontrados em ambientes aquáticos naturais (Schetagne *et al.*, 2000).

Notou-se, também, que os níveis de mercúrio em peixes de reservatórios recentes eram cerca de 03 vezes maiores do que

de reservatórios antigos. Os pesquisadores sugeriram que estes níveis elevados seria um fenômeno transitório em áreas recém alagadas, em reservatórios relativamente oligotróficos (Albernathy & Cumbie, 1977 *apud* Verdon, 1991).

Outro fator importante parece ser o tempo de enchimento do reservatório, sendo quanto mais rápido, resultaria em maiores teores de mercúrio em peixes (Brouard *et al.*, 1990 *apud* Verdon, 1991).

Estudos no Complexo La Grande e em outras regiões do Canadá mostram que os teores de mercúrio em peixes aumentaram significativamente após o enchimento, por períodos de 10 a 20 anos para os não piscívoros e de 20 a 30 anos para os piscívoros (Bodaly *et al.*, 1997; Schetagne e Verdon, 1999 *apud* Schetagne, 2000). Estudos com vários reservatórios entre 6 e 69 anos, no Canadá, sugerem cerca de 20 a 30 anos para que as concentrações de mercúrio em peixes retornem aos níveis pré-enchimento (Verdon *et al.*, 1991).

4.1 | Monitoramento de níveis de mercúrio em peixes no Complexo La Grande, Canadá

Entender a metodologia proposta para tal monitoramento espacial e temporal dos teores de mercúrio em peixe permite que se tenha a dimensão do esforço amostral, no espaço e no tempo, requerido para se ter noção dos fenômenos que podem ocorrer no ciclo biogeoquímico do mercúrio em reservatórios de hidroelétricas.

O complexo La Grande em Québec (Canadá) resultou na criação de cinco grandes reservatórios. A metodologia utilizada para acompanhar a evolução dos teores de mercúrio em peixes

nestes reservatórios e em ambientes naturais, de 1978 a 1994 está descrita detalhadamente em Tremblay *et al.* (1996).

A pesquisa iniciou em 1978. Naquele ano e nos anos de 1980, 1984, 1986, 1988, 1990, 1992 e 1994, foram realizadas campanhas de amostragens de peixes em cerca de 50 estações sob condições naturais, incluindo 27 lagos não atingidos pela barragem e em outros 10 lagos que seriam atingidos a partir de 1981. A partir de 1981 iniciaram as coletas de peixes também nos reservatórios, sendo realizadas amostragens anuais até 1994. Em anos pares, a amostragem foi realizada no setor oeste do complexo e nos anos ímpares, no setor leste do complexo.

Verdon *et al.* (1991) mostram os resultados obtidos sobre os teores de mercúrio em peixes em um dos reservatórios, o reservatório La Grande 2, do complexo da hidroelétrica La Grande, entre os anos 1978 a 1988, que será brevemente discutido a seguir.

O reservatório La Grande 2 foi o primeiro a ser criado, sendo inundado de novembro de 1978 a dezembro de 1979. Este reservatório foi amostrado a cada 2 anos, a partir de 1982 até 1988 em 5 estações. Foram selecionadas 4 espécies-alvo de peixes: 2 de hábito alimentar não piscívoro (longnose sucker, lake whitefish) e 2 de hábito alimentar piscívoro (northern pike e walleye), com 30 espécimes de cada espécie, em cada amostragem, distribuídos em tamanhos pré-selecionados, como indicador de idade e/ou tempo de exposição. Para estas 4 espécies-alvo, foram analisadas 1.875 espécimes do reservatório e 2.140 espécimes de ambientes naturais.

Como já visto, esta normalização é extremamente importante, pois a comparação entre as médias globais de Hg em peixes

pode resultar em interpretação errônea, uma vez que tem sido observado em específicas espécies de peixes, que as concentrações de Hg em peixes pode aumentar com a idade, pela espécie de peixe, pelo tamanho e peso e, ainda, que as concentrações de Hg em peixes carnívoros são mais elevadas do que em espécies de peixes não carnívoros (e.g., Watras & Huckabee, 1994), devido à bioacumulação indireta ou biomagnificação do Hg na cadeia trófica. Por fim, foi visto também, que o nível trófico de determinadas espécies pode diferir em distintos sistemas aquáticos.

O teor de mercúrio em peixes sob condições naturais, para cada uma das 4 espécies selecionadas, foi determinado considerando as amostragens realizadas em 29 lagos amostrados desde 1978, no território do grande complexo hidroelétrico.

A amostragem nos sistemas naturais é necessária para se ter noção da variabilidade espacial e temporal do mercúrio em peixes em condições naturais. **Os resultados mostraram uma grande variabilidade intra-lagos sob condições naturais e um alto teor de mercúrio nas espécies piscívoras, excedendo o limite de 0,5mg/kg de mercúrio total, utilizado para comercialização de pescados no Canadá.**

No reservatório, os níveis de mercúrio nos peixes foram cerca de 4 a 5 vezes maiores do que nas condições naturais, comparando-se intra-espécies, em tamanho padrão.

Os altos níveis foram encontrados mais rapidamente nos peixes não carnívoros e os teores máximos nestes peixes foram encontrados no quinto ano após a inundação (de 0,16 para 0,67mg/kg). A partir daí, os teores de mercúrio decresceram (0,61 mg/kg). As espécies carnívoras mostram acréscimo de mercúrio mesmo após 8 a 9 anos do enchimento (0,68 para

2,80 mg/kg). Ressalta-se, entretanto, que as espécies com curto tempo de vida (northern pike, piscívora) são eliminadas do sistema e quando os mais jovens tomam seu lugar, há um decréscimo nos teores de mercúrio nestes peixes. Para espécies com longo tempo de vida, esta substituição é mais demorada.

O monitoramento revelou também, que o mercúrio é exportado dos reservatórios, causando incremento nos teores de mercúrio em peixes a jusante dos reservatórios, em níveis comparáveis aos dos reservatórios ou até mesmo, significativamente mais elevados (Verdon *et al.*, 1991; Brouad *et al.*, 1994 *apud* Schetagne, 2000).

Os autores estimaram que a carga de Hg exportado à jusante do reservatório atinge aproximadamente 90g/dia e que 78% do Hg total foi exportado à jusante na fase dissolvida, enquanto cerca de 20% foi exportado na fração do material particulado em suspensão. O total de Hg exportado via organismos, desde o fitoplâncton ao peixe, corresponde a menos de 1%. O MeHg exportado foi encontrado predominantemente na fração dissolvida (64%) e associado com o material particulado em suspensão (33%), sendo que apenas 1,5% foi encontrado no zooplâncton. Entretanto, o zooplâncton é o mais importante componente pelo qual o MeHg é diretamente transferido para peixes não piscívoros à jusante do reservatório (Schegtane, 2000).

4.2 | Níveis de mercúrio em peixes de reservatórios da Tanzânia

Resultados diferentes foram encontrados em reservatórios da Tanzânia (Ikingura & Akagi, 2003). Foram estudados 04 gran-

des reservatórios de hidroelétricas de diferentes idades, localizados em duas áreas geográficas distintas. No total, foram determinados os teores de mercúrio em 75 espécimes de 15 espécies diferentes, representando diversos níveis tróficos, sendo que, no máximo, 3 espécies são comuns em até 3 reservatórios. O número total de espécimes em cada reservatório variou de 17 a 20, sendo que em cada espécie, variou de 01 a 05. Os teores de mercúrio variaram de 0,05 a 0,143 mg/kg.

4.3 | Mercúrio em peixes de reservatórios brasileiros

Alguns estudos sobre teores de mercúrio em peixes de reservatórios têm sido realizados no Brasil. Neste documento serão enfocados os dados relativos a reservatórios na Amazônia. Infelizmente, não obstante a muito maior e enorme biodiversidade de peixes tropicais em relação aos sistemas temperados, os monitoramentos disponíveis são estanques e pontuais, não fornecendo informações consistentes para predições sobre o comportamento do mercúrio em reservatórios na Amazônia.

Aula *et al.*, 1995 determinaram os níveis de mercúrio total em peixes do reservatório de Tucuruí e de áreas do entorno. Foram coletados 230 espécimes de 07 espécies, de diferentes níveis tróficos, em 7 diferentes locais, entre setembro de 1990 e março de 1991. O número total de espécimes em cada ponto variou de 05 a 47, sendo apenas uma espécie (tucunaré) comum a, no máximo, 6 pontos. Dois pontos de amostragem são acima do reservatório e os demais, no reservatório, em diferentes locais. Os teores de mercúrio em peixes mostram médias abaixo de 0,5mg/kg para as espécies não piscívoras e acima de 0,5mg/kg para espécies piscívoras, sendo a maior média de 2,6mg/kg em espécimes de piranha (n=15). A *variabi-*

lidade nos teores de mercúrio para cada espécie em cada local foi em torno de 50 a 100% da média; há diferentes espécies coletadas em diversos pontos.

Kehrig *et al.* (1998) estudaram os níveis de metilmercúrio em peixes do reservatório de Balbina, coletados em março de 1996. Foram coletados 32 espécimes de 05 espécies de peixes, do reservatório como um todo, variando de 01 a 14 o número de espécimes de cada espécie. Os teores médios de MeHg, representando de 80 a 100% do mercúrio total, variaram de 0,06mg/kg a 0,7 mg/kg, este, encontrado apenas no único espécime de peixe cachorra coletado. Os 04 espécimes de piranha mostraram média de metilmercúrio de 0,6 mg/kg, variando de 0,05 a 0,9 mg/kg. Desta forma, apenas 6 espécimes (14% da amostragem total) apresentaram teores acima de 0,5mg/kg de MeHg.

Comentário: É preciso comparar o esforço amostral no monitoramento do reservatório La Grande e nos trabalhos citados acima, em reservatórios brasileiros e da Tanzânia, onde um baixo número de espécimes e alto número de espécies são amostrados, muitas vezes inviabilizando qualquer comparação e/ou generalização sobre os processos que podem estar ocorrendo no reservatório.

4.4 | Mercúrio nos sistemas aquáticos

Uma excelente revisão sobre o assunto foi realizada por Munthe *et al.* (2007). Sabe-se que o Hg pode ser transportado a longas distâncias em escala global, via atmosfera, e por isto, a contaminação não está limitada a locais próximos às fontes. Embora a maior parte do mercúrio no ambiente seja inorgânica,

parte dele, em especial nos ecossistemas aquáticos, é eficientemente convertido ao composto altamente tóxico, o MeHg.

Os ecossistemas aquáticos têm diferentes habilidades para converter as cargas de mercúrio inorgânico em teores de MeHg em peixes, devido a uma série de fatores hidrológicos, de qualidade de água, de estrutura trófica e outros, que podem afetar a ciclagem e a bioacumulação do MeHg. Inclui-se, também, o tempo e a magnitude da liberação do mercúrio depositado via atmosfera nos ecossistemas terrestres e destes para os aquáticos. Como resultado, corpos hídricos próximos uns aos outros, recebendo mesmas cargas de Hg atmosférico, freqüentemente mostram diferentes teores de mercúrio em peixes. A conversão do Hg em MeHg pode ser afetada também não apenas pelas cargas, mas pela forma do Hg presente no ecossistema, nos casos de contaminação por fonte pontual.

Ambos o Hg^{+2} e o cátion de MeHg (CH_3Hg^+) têm uma forte tendência a formar complexos, em particular com ligantes como o enxofre. Na ausência de sulfetos, a especiação do mercúrio inorgânico em ambientes aquáticos de água doce é dominado por 03 complexos sem carga, $\text{Hg}(\text{OH}_2)$, HgOHCl e HgCl_2 . Hidróxidos de metilmercúrio são as formas mais estáveis de metilmercúrio em ecossistemas dulcícolas, já em águas salgadas a forma mais estável é o cloreto de metilmercúrio.

Em águas naturais, o mercúrio está principalmente ligado nos sedimentos, e uma grande parte do encontrado na água está associada a partículas em suspensão. Esse material particulado é o maior responsável pelas concentrações de mercúrio na interface sedimento/água. Oxi-hidróxidos e matéria orgânica

são os maiores vetores de controle da mobilidade e do transporte de mercúrio em ecossistemas aquáticos.

Em água doce mais de 90% do mercúrio forma complexos com a matéria orgânica ou está associado a carbono orgânico dissolvido, especialmente a ácidos húmicos. O mercúrio inorgânico tende a se ligar mais fortemente a partículas minerais e a matéria orgânica detritica, já o MeHg está mais fortemente associado a partículas biogênicas.

Os níveis de mercúrio em água doce de áreas não contaminadas variam de 5 a 10 ng/L (ppt), ou seja, 0,01µg/L (ppb), ou ainda 0,00001 mg/L (ppm). Níveis mais altos podem ser encontrados em lagos ricos em ácidos húmicos e mercúrio no material particulado. Concentrações de Hg total em águas doces naturais não filtradas têm sido estimadas entre 0,3 a 20 ng/L (Mierli, 1990), para águas doces naturais filtradas, a concentração de Hg dissolvido varia entre 0,1 e 3 ng/L (WHO, 1989) e para rios, estimada em 0,7 a 43 ng/L; ou <5 ng/L para Hg total em águas superficiais aeróbicas (Bloom, 1989). A porcentagem de MeHg nas águas superficiais aeróbicas de lagos e rios é de aproximadamente 10 a 25% enquanto que em águas estuarinas e marinhas deve ser menor que 5%. As concentrações de Hg e de MeHg aumentam dramaticamente nas águas anóxicas de fundo em relação às águas superficiais (Gilmour & Henry, 1991). Concentrações de mercúrio total em água intersticial de sedimentos são geralmente maiores do que as encontradas na coluna d'água.

A ciclagem e distribuição do mercúrio entre as matrizes sedimento e água pode ser física, química ou biologicamente mediada, sendo afetada por fatores como pH, temperatura, mudanças no potencial redox, disponibilidade de

nutrientes e de agentes complexantes. A captura do MeHg pelos sedimentos depende de propriedades como pH e oxigênio dissolvido. Apesar da proporção de mercúrio na forma solúvel decrescer algumas vezes em condições anóxicas devido a formação de HgS, condições óxicas geralmente favorecem a captura de MeHg e mercúrio inorgânico pelos sedimentos, bem como condições anóxicas favorecem a liberação dos mesmos. Pode haver variação sazonal dessa liberação devido a mudanças no material particulado biogênico, além de prováveis mudanças em parâmetros físico-químicos, como o aumento da temperatura e decréscimo de pH (ex. uma mudança de pH 7,0 para 5,0 pode dobrar a liberação de MeHg para a coluna d'água).

Além de fatores que regulam a solubilidade e as formas químicas do mercúrio já existente no sedimento e na água, outro fator importante é a taxa de transformação do mercúrio inorgânico em MeHg, pelo processo chamado de metilação. Acredita-se que a maior parte do processo de metilação seja mediado por bactérias sulfato-redutoras presentes no sedimento, preferencialmente em condições anóxicas ou com pH baixo. Em sistemas aquáticos tropicais, as raízes de macrófitas são micro-ambientes favoráveis a metilação do mercúrio. Contudo pode ocorrer também a formação de MeHg ainda na coluna d'água abioticamente, onde alguns compostos seriam doadores do radical metil para o mercúrio inorgânico em solução.

Em relação ao carbono orgânico dissolvido (COD) presente na coluna d'água, o mercúrio pode formar complexos, ***diminuindo a sua disponibilidade para incorporação na biota.*** Altas concentrações de COD podem afetar assim a taxa de metilação,

ou por redução da concentração do substrato (Hg^{+2}) ou por diminuir a solubilidade do metilmercúrio em água.

Íons de Fe e Mn podem afetar cataliticamente a metilação do mercúrio. Lee *et al.* (1985) mostraram que a metilação em água de lagos na presença de ácidos fúlvicos aumentou com a adição de íons metálicos, especialmente o Fe. A quantidade e a especiação da matéria orgânica dissolvida têm sido consideradas importantes na disponibilidade do mercúrio para a biota. Entretanto, pouco ainda se conhece sobre a bioquímica destes compostos, principalmente dos ácidos fúlvicos.

4.5 | A ciclagem do mercúrio em reservatórios de hidroelétricas

Muito se tem estudado sobre a ciclagem do mercúrio em sistemas aquáticos. Entretanto, permanecem contradições e incertezas a respeito da contribuição de diferentes parâmetros para os teores de mercúrio em peixes.

Alguns autores consideram que os teores de mercúrio em peixes tornam-se elevados em reservatórios de hidroelétricas porque a metilação de mercúrio inorgânico por microrganismos, responsáveis pela metilação, é estimulada pelos teores de carbono orgânico encontrado nos solos terrestres, vegetação e áreas alagadas (Furutani & Rudd, 1980; Hecky *et al.*, 1991 *apud* Mailman *et al.*, 2006). A inundação causaria a decomposição do carbono orgânico, promovendo condições anóxicas, sob as quais as taxas de metilação do mercúrio inorgânico são incrementadas (Gilmor & Henry, 1991).

As cargas de MeHg nas algas dependem parcialmente das concentrações de MeHg na coluna d'água (Mason, 1995). Os

teores de MeHg presentes em algas aumentam após o alagamento experimental de reservatórios. Por outro lado, trabalhos mostram que a captação do MeHg pelo perifiton também é afetada pela produção primária (Pickhardt *et al.*, 2002). Durante um bloom de algas, se a quantidade de MeHg no sistema permanecer constante, então, haverá menos MeHg por unidade celular de alga. Este processo pode também afetar o zooplâncton e assim, sucessivamente, atuando como um fator de diluição da contaminação, pelo crescimento.

Os invertebrados bênticos podem acumular MeHg a partir dos detritos, da matéria vegetal, de tecidos animais, ou da água, dependendo de seu mecanismo de alimentação. Uma vez que o MeHg é rapidamente transferido através da cadeia trófica, os peixes acumulam quase integralmente as cargas de MeHg presentes em seu alimento. A alta tendência à biomagnificação do MeHg é geralmente explicada por sua alta afinidade por grupos -SH associados a proteínas.

Teores de MeHg em peixes são afetados também por parâmetros físicos como a área da bacia, temperatura, pH, concentração de carbono orgânico dissolvido e produtividade e por parâmetros biológicos como a posição trófica, taxa de crescimento, idade, sexo e comportamento migratório.

Considera-se que as populações de peixes contenham uma significativa porção do MeHg de um ecossistema aquático e que a remoção da biomassa de peixes de um sistema seja um método para decrescer o estoque de MeHg local (Verta, 1994). Quando um organismo cresce rapidamente, qualquer massa de MeHg ingerido é incorporado em uma maior massa e a concentração de MeHg por unidade de massa de tecido será me-

nor. Este fenômeno é muitas vezes referido como diluição por crescimento.

Foi testado na Finlândia, na Suécia e no Canadá, se a intensificação da pesca reduziria os teores de Hg em peixes. A pesca intensiva de um (01) a três (03) anos, após remoção de cerca de 50% da biomassa de um lago na Finlândia resultou em significativo decréscimo de teores de mercúrio em selecionadas espécies de peixes. Resultados da UQAM sugerem que a diluição por crescimento seja a principal causa do decréscimo de mercúrio em peixes, embora também seja sugerida a mudança de dieta.

4.6 | Conceitos básicos sobre limnologia de reservatórios

Os reservatórios são ambientes ecologicamente complexos e heterogêneos. Eles são híbridos entre rios e lagos e podem ser classificados em diferentes gradações. São estruturados em 03 compartimentos longitudinais interativos com extensão variável.

O primeiro compartimento, chamado de compartimento fluvial, corresponde a fonte do reservatório, onde o corpo hídrico é relativamente estreito, raso, com alta turbidez, com baixa produção primária e onde o transporte de sedimentos é o processo predominante. Mantém as características fluviais.

O segundo compartimento, chamado de compartimento de transição, com predominância dos processos de deposição, mostra alta produção primária.

E o terceiro, chamado de compartimento lacustre, relativamente largo, profundo e próximo à barragem, tem baixa quantidade

de material em suspensão, mas mostra baixa produtividade primária.

Em relação à estratificação térmica, os reservatórios podem ser classificados como: a) reservatórios com permanente estratificação; b) reservatórios sem permanente estratificação e c) reservatórios com uma temporária estratificação térmica e química.

A estruturação vertical é mais pronunciada na zona lacustre e seguida pela zona de transição, mas tem um caráter temporário e irregular. **É influenciada pela renovação da água no reservatório.** Apresenta marcadas variações espaciais e temporais, principalmente em função dos procedimentos operacionais, morfologia do reservatório e regime de inundação de seus tributários.

Um reservatório apresenta muito maior complexidade quando comparado a outros sistemas lênticos por causa de sua circulação horizontal induzida tanto por sua operação e por seu típico caráter polimíctico, resultante da ação do vento, o qual gera contínua turbulência. O tempo de retenção tem um papel muito importante na seqüência temporal da dinâmica da comunidade fitoplanctônica, uma vez que um pulso é produzido no sistema durante tanto a abertura quanto o fechamento das comportas, o que inevitavelmente interfere com a composição das espécies de fitoplâncton. A entrada de material alóctone de drenagens bem como de material inorgânico em suspensão nas camadas superficiais dos reservatórios também produzem drásticas mudanças no ambiente, por reduzir a percentagem de misturas verticais e penetração de luz. No último caso, as formas picoplanctônicas dominarão muito provavelmente associadas com partículas inorgânicas (Barbosa *et al.*, 1995).

A maior parte dos estudos de estratificação térmica em reservatórios no Brasil foi realizada na zona lacustre, perto de barragem. Nesta região, a água para a geração da energia elétrica pode ser tomada do fundo do reservatório ou do meio da coluna d'água, dependendo do tipo de reservatório. Em alguns casos, quando a saída da água se dá da coluna d'água, o reservatório pode desenvolver uma termoclina. Ela não é resultante do aquecimento dos corpos d'água, mas do funcionamento do reservatório. Entretanto, o desenvolvimento de uma clara estratificação térmica é somente observado em lagos bastante profundos, como é o caso do lago Dom Helvécio, em Minas Gerais.

Na região Amazônica, Junk (1986) observou a ocorrência de grandes variações sazonais na biomassa de diferentes espécies de macrófitas, diretamente associadas com a variação do nível da água. Entretanto, os períodos de maior crescimento freqüentemente mostram grandes diferenças na fase temporal.

A produtividade de diferentes macrófitas aquáticas mostra grande variação (de 70 t/ha a 31 t/ha), sendo que as espécies crescem apenas durante um curto período de tempo (cerca de 03 meses) após o que, morrem e decompõem. Portanto, os resultados exprimem uma produtividade anual.

Os gradientes físicos, químicos e biológicos nos reservatórios determinam, em grande parte, a distribuição e abundância de espécies de peixes ao longo destes ambientes.

A redução na velocidade da água em uma área represada, associada com a passagem do processo de transporte de sedimentos para processo deposicional acarreta marcas modificatórias limnológicas no reservatório e nos braços do reservatório, que avançam sobre as laterais dos tributários.

A parte superior, onde as condições fluviais prevalecem, é ocupada por espécies características de ambientes lóticos, especialmente por espécies piscívoras, as quais são atraídas pela grande quantidade de peixes de tamanho pequeno, em geral, oportunistas, que proliferam em águas represadas. **A zona fluvial dos reservatórios é geralmente explorada por um maior número de espécies do que as zonas internas.** No reservatório de Itaipu, a zona fluvial se estende a 1/3 do total da extensão do reservatório e contém todas as espécies observadas nas outras zonas. Os grandes peixes migradores pimelodídeos têm sua ocorrência restrita a este segmento.

Na zona transicional de reservatório na Amazônia, Ferreira (1984b *apud* Araújo Lima *et al.*, 1995) encontrou alta biomassa de espécies de peixe planctófago. Da mesma forma, no reservatório de Itaipu, na zona lacustre, que neste reservatório mostrou alta produtividade, foi encontrada alta predominância de *H. edentatus* (mapará), uma espécie de peixe planctófago. Esta mesma espécie de peixe foi coletada também no reservatório de Tucuruí (Aula *et al.*, 1995).

Poucas espécies exploram as camadas mais superficiais, bem como as mais profundas dos reservatórios. No reservatório de Itaipu, apenas o *H. edentatus* (mapará) e seus predadores, *P. squamossissimus* (pescada branca) exploram estas áreas.

As águas abertas, entretanto, não são ocupadas em outros reservatórios. Mesmo nos pequenos e rasos (12 km² e 9 m) reservatórios, estas áreas são as menos habitadas. Arcifa *et al.* (1988 *apud* Araújo Lima *et al.*, 1995) atribuem este fato a origem fluvial da fauna que ocupa o reservatório, a baixa diversidade de habitat, aos raros locais para proteção e a baixa oferta de fonte alimentar para as presas. Em Curuá-Una, os habitats

lênticos tem alta abundância de *Serrasalmus rhombeus* (piranha) e *Hemiodopsis* sp. (Ferreira, 1984 ab, *apud* Araújo Lima *et al.*, 1995).

As áreas litorâneas (<30m de profundidade) parecem conter toda a fauna do reservatório. Estudos em Itaipu revelaram um marcado zoneamento vertical com diferentes espécies habitando diferentes profundidades. Agostinho *et al.* (1992) *apud* Araújo Lima *et al.* (1995) mostram que *H. edendatus* permanece durante o dia em águas mais profundas e concentra-se, durante a noite, próximo a superfície. Este comportamento foi atribuído à busca de alimentos e a fuga de predadores.

As condições dos habitats “*of shore*” devem ser estressados pelos procedimentos operacionais da represa e a ação das ondas, dificultando o estabelecimento de uma estável comunidade bentônica e da vegetação, importante como proteção e como alimento para os peixes (Agostinho *et al.*, 1992 *apud* Araújo Lima *et al.*, 1995).

4.7 | Cadeia alimentar e aspectos tróficos de reservatórios

As comunidades de peixes em reservatórios parecem ser sustentadas principalmente por recursos originados do próprio ambiente aquático. Agostinho e Zalewski *apud* Araújo Lima *et al.* (1995) estimaram que, para a comunidade de peixes do reservatório de Itaipu, mais de 70% da biomassa é composta por espécies que se alimentam de elementos autóctones (plâncton, organismos bênticos e peixes), 25% utilizam detritos de origem mista e somente 5% são suportados por fontes alóctones (fo-lhas, frutas, insetos de áreas terrestres adjacentes). A contri-

buição de recursos alóctones aumenta na parte superior do reservatório. Cinco anos após o fechamento de Itaipu, nesta parte superior do reservatório, mais de 75% da biomassa capturada foi composta de insetívoros, planctófagos e piscívoros, nesta ordem de importância (Hahn, 1991 *apud* Araújo Lima *et al.*, 1995). No restante do reservatório, a dominância foi de planctófago, insetívoro e piscívoro, nesta ordem.

Em reservatórios rasos, os detritos são um dos principais itens na dieta das espécies, seguida apenas de insetos aquáticos. A origem dos detritos não é clara, mas pode ser de macrófitas de tributários.

Sabe-se, também, que o número de espécimes e a espécie de peixe predador influenciam a produtividade e a estrutura da comunidade. As informações disponíveis, entretanto, ainda não são suficientes para se estabelecer padrões de variação na estrutura trófica de um reservatório. Os resultados obtidos em diferentes estudos sugerem que entre os fatores determinantes da tendência da estruturação trófica de uma comunidade de peixes em um reservatório durante o processo de colonização, esteja a composição da ictiofauna no rio que originou o reservatório, além das características relacionadas ao estado e à sucessão trófica geral (local da bacia, tempo de residência da água, morfologia, nível de estruturação da comunidade e operação da represa).

4.8 | Garimpos de ouro como fonte de mercúrio

Este parecer técnico não pretende ser exaustivo nos processos produtivos dos garimpos de ouro como fonte de liberação de mercúrio para o meio ambiente, pois há muitas referências so-

bre este assunto na literatura. Entretanto, é importante apontar para as formas químicas do mercúrio envolvidas nesta prática e os principais compartimentos receptores do mercúrio.

Vários autores estimam que para cada quilo de ouro produzido de 02 a 04 kg de mercúrio são liberados para o meio ambiente. Estimativas demonstram que 50-60% do mercúrio utilizado no garimpo do rio Madeira era perdido para a atmosfera durante o processo de queima do amálgama, sendo mais 5% vaporizado durante as etapas de extração. De 40 a 50% do mercúrio utilizado durante a amalgamação era perdido diretamente para o rio na forma metálica, além de mais 5-10% de mercúrio perdido durante o processo de recuperação do próprio metal (Quadro 1). As emissões de mercúrio resultantes de garimpos de ouro na Amazônia atingem cerca de 70 a 100 toneladas por ano, o que representa cerca de 1 a 6% das emissões antropogênicas globais para a atmosfera.

Quadro 1. Produção de ouro e emissão de mercúrio na região do rio Madeira.

Ano	Produção de Ouro (t) Oficial	Produção de Ouro (t) Estimada	Hg lançado no rio (t)	Hg lançado na atmosfera (t)	Perda total de Hg (t)
1979	0,18	1,24	0,74	0,89	1,64
1980	0,24	1,77	1,00	1,20	2,20
1981	0,82	5,72	3,43	4,12	7,55
1982	1,35	9,46	5,67	6,81	12,48
1983	3,45	24,18	14,51	17,41	31,92
1984	1,93	13,52	8,11	9,73	17,84
1985	1,47	10,30	6,18	7,41	13,59
Total	9,44	66,19	39,64	47,57	87,22
Média Anual	1,34	9,45	5,66	6,79	12,46

Fonte: Lacerda *et al.*, 1989.

4.9 | Mercúrio na atmosfera

Os garimpos de ouro, como fonte de contaminação por mercúrio, fornecem mercúrio inorgânico, seja por perda nos sistemas aquáticos ou por emissão atmosférica. Esta última tem sido sugerida como mais importante, uma vez que a deposição seca ou úmida do mercúrio é predominantemente de formas de mercúrio oxidadas, mais prontamente passíveis de metilação. O mercúrio perdido para os solos e sistemas aquáticos é predominantemente o metálico, que parece ser relativamente inerte. O destino do mercúrio na atmosfera e, especialmente, a deposição de mercúrio, são fortemente ligados a especiação do mercúrio liberado para a atmosfera. As vias de deposição são dominadas pelos fluxos dos compostos de Hg^{+2} e pela oxidação do mercúrio elementar vapor Hg^0 para Hg^{+2} . Lindberg *et al.* (2007) publicaram uma extensa revisão sobre o assunto.

Pode-se dizer que o Hg^0 é mais inerte e pode ser transportado globalmente e que os compostos oxidados são mais reativos e viajam em mais curtas distâncias antes de depositarem. Então, a transformação química entre estes dois estados de oxidação afeta diretamente o tempo de meia vida do mercúrio: a oxidação do Hg^0 para Hg^{+2} aumenta a deposição atmosférica, enquanto a redução do Hg^{+2} para Hg^0 decresce. Embora seja fundamental entender os processos de oxi-redução que governam a especiação do mercúrio na atmosfera e a sorção das espécies gasosas de Hg ao material particulado porque a conversão gás/partícula também afeta a deposição atmosférica, permanecem muitas incertezas.

A forma dominante do mercúrio na deposição úmida é o Hg^{+2} dissolvido ou particulado. A deposição seca, por definição, ocorre continuamente, exceto durante o período de chuva que

nas regiões de latitudes médias é de apenas 2 a 5% do tempo, significando que a deposição seca predomina em 95 a 98% do tempo. *Esta deve ser uma diferença fundamental entre áreas de clima temperado e de clima tropical, nos quais os períodos de chuvas são maiores, particularmente na Amazônia, as chuvas diárias, torrencias ou não, com a alta umidade do ar, devem afetar estes percentuais. Logo, nos trópicos, a deposição úmida pode ter grande importância.*

O mercúrio oxidado Hg^{+2} depositado na superfície dos solos pode ser rapidamente reduzido a Hg^0 e emitido de volta para a atmosfera. Os especialistas indicam que embora se tenha relativo bom entendimento das emissões antropogênicas de mercúrio, não se pode dizer o mesmo das emissões naturais nem do mercúrio reciclado, isto é, do mercúrio emitido para a atmosfera após a deposição.

Interessante notar que vários pesquisadores encontram as maiores concentrações de mercúrio em solos próximos às áreas de queima do amálgama de ouro, principalmente casas de compra de ouro, no espaço urbano das vilas. Isto sugere que a forma química oxidada do mercúrio, mais reativa do que o mercúrio vapor e com menor tempo de residência tenha grande importância. Entretanto, poucos são os trabalhos com a especiação do mercúrio emitido pelas casas de compra de ouro e, principalmente, pela primeira queima do amálgama, que acontece nos próprios garimpos.

Marins *et al.* (2000) publicaram um trabalho considerado pioneiro nas avaliações de distribuição das concentrações de mercúrio entre as fases vapor e particulado, na área urbana de cidades com lojas de compra de ouro e na região rural (3km da cidade). Os autores sugerem que, embora a maior parte do

mercúrio em ambas as áreas, rural e urbana, seja de mercúrio vapor, a importância relativa do mercúrio em particulado decresce da zona urbana para a zona rural, indicando que o mercúrio liberado na zona urbana poderia ser depositado muito mais rapidamente (a menos de 10 km de distância das fontes) sobre os solos, corroborando como os dados encontrados em solos.

4.10 | Mercúrio nos solos

Em geral, os níveis de mercúrio no solo são menores do que 0,2 mg/kg na camada superficial (valor considerado como referência para solos sem Hg na composição dos minerais e sem fontes antrópicas ou vulcânicas ao redor), mas os valores que excedem esse valor não são incomuns, especialmente em áreas com influência humana. As concentrações de mercúrio variam muito com a profundidade, sendo quase todo o mercúrio encontrado nos primeiros 20 cm (USEPA, 2001).

O mercúrio presente nos solos está em sua maior parte na forma inorgânica (97 a 99%), na forma iônica Hg^{2+} e em menor proporção na forma Hg^0 , estando presente na estrutura de minerais ou adsorvido a estes. O metilmercúrio corresponde a 1-3% do mercúrio total, normalmente em concentrações de 0,00016 a 0,0023 mg/kg (ppm) ou 0,16 a 0,23 ng/g (ppb).

Bem como em água, nos solos a dinâmica do mercúrio também pode ser influenciada por altos teores de matéria orgânica, como os ácidos húmicos e fúlvicos, que podem complexar os principais íons de mercúrio (Hg^{2+} e CH_3Hg^+). Esses compostos podem ser adsorvidos na superfície das argilas e na matriz sólida, que consiste principalmente de óxidos de ferro, alumínio e

manganês. Solos argilosos possuem alta capacidade de adsorção de Hg através do tempo (Oliveira *et al.*, 2007).

Estudos realizados com oxisóis-podzóis da região do rio Tapajós (Pará-Brasil) têm apresentado altas concentrações de mercúrio associadas a complexos organo-metálicos na fração mineral do solo. Mesmo em solos pobres em matéria orgânica da mesma região, foram encontrados altos níveis de Hg (Roulet & Lucotte, 1995 *apud* Oliveira *et al.*, 2007). Na bacia do médio Rio Negro-AM, as concentrações encontradas nos solos podem ser comparadas com as encontradas perto de áreas de garimpo, mas, no entanto, não há registro de fontes de Hg nessa área devido a atividades antropogênicas (Oliveira *et al.*, 2007).

De acordo com Lacerda *et al.* (2004), o mercúrio é capaz de ser mobilizado devido à oxidação da matéria orgânica do solo. Em geral, é acumulado nos solos amazônicos tanto na camada superficial orgânica, geralmente associado a deposição atmosférica, quanto no horizonte mineral associado ao processo de intemperismo laterítico. Oliveira *et al.* (2007), que estudou diferenças nas concentrações de Hg em solos de áreas alagáveis e não alagáveis, sugere que o mercúrio aportado no solo alagável, por deposição úmida atmosférica e retido pela matéria orgânica, fica menos disponível para ser drenado via reações na interfase solo/água (durante o período de cheias) e para ser transportado para o compartimento atmosfera via processos de redução na interface solo/ atmosfera, nos períodos de vazante.

Entretanto, o solo atua tanto como corpo receptor e acumulador de Hg, vide que processos naturais e antrópicos podem liberar o Hg acumulado para a atmosfera e/ou para corpos hídricos.

Com mudanças no uso do solo, especialmente a retirada da vegetação local, os processos de erosão e lixiviação do solo podem transportar para os corpos hídricos o mercúrio ali presente, podendo inclusive aumentar a turbidez das águas.

Roulet *et al.* (1996) atribuíram à erosão/lixiviação de solos pós-queima de biomassa, os maiores níveis de Hg encontrados na região de São Luiz do Tapajós e Santarém, já que o gradiente de concentração do Hg dissolvido e do particulado nas águas à jusante de áreas de garimpo era inexistente, indicando que haveria uma outra fonte além da garimpeira influenciando os níveis de Hg nessa região.

A queima de biomassa é uma importante via de feedback do Hg presente na biomassa em si, na serrapilheira e adsorvido na camada superficial do solo e da vegetação, oriundo de deposição seca e/ou úmida. Estima-se que essa fonte seja responsável por 8-12% das emissões de Hg para a atmosfera na região amazônica (Roulet *et al.* 1996).

Os solos da área de drenagem do rio Madeira apresentam concentrações de mercúrio mais elevadas do que as faixas encontradas normalmente para solos no mundo. Lechler *et al.* (2000) encontraram valores entre 0,245 e 0,439 mg/kg em solos de áreas a jusante de Porto Velho. Até mesmo em áreas mais afastadas da atividade garimpeira, são encontradas concentrações em torno de 0,340 mg/kg (Malm *et al.*, 1991). Acredita-se que esse mercúrio estocado nos solos possa alcançar os cursos d'água através de queimadas, desmatamento, além do escoamento superficial decorrentes de deposição úmida e erosão. Na Tabela 4 estão apresentados níveis de concentrações de mercúrio em solos de diversas regiões brasileiras e do mundo.

Tabela 4. Níveis de mercúrio (mg/kg) determinados em amostras de solos coletadas em diferentes regiões.

Localização	Descrição	Intervalo de concentração (mg/kg)	Ref.
Média global		0,05-0,1	24
Rio Madeira/ Pará, Brasil	Floresta tropical, 0-10cm	0,017-0,128	15
Rio Madeira/ Pará, Brasil	Floresta tropical, 50-60cm	0,057-0,279	
Próximo à cidade de Rio Branco/Acre, Brasil	Solos argilosos e Ferruginosos	0,19-0,379	
Rio Tapajós/ Pará, Brasil	Horizonte mineral	0,05-0,21	72
Rio Negro/ Amazonas, Brasil		Média 0,212	25
Rio Madeira/ Roraima, Brasil	Floresta tropical	0,03-0,34	51
Rio Madeira/ Pará, Brasil	Solos oxissóis	0,232-0,406	45
Rio Negro/ Amazonas, Brasil	Floresta tropical	0,081-0,32	24
Serra do Navio/ Amapá, Brasil	Solo com cobertura argilosa	0,1-0,3	63
Sul da Amazônia	Solos de floresta	0,05-0,1	42
	Solos de pastagem	0,01-0,05	
Bacia do Médico Rio Negro – Amazonas, Brasil	Floresta tropical, 0-60cm	0,079-0,326	62
EUA	Solos agrícolas	Média 0,110	17
Europa	Floresta de solos minerogênicos	0,03-0,15	
Europa	Solos agrícolas	Média 0,1	
Norte e Sudeste da Europa		0,06	
Suécia	Floresta com solos podzóis- Horizontes O, E, B e C	0,007-0,25	
Polônia		Média 0,15	
Hardwood/ Michigan, EUA	Floresta temperada, 0-5cm	0,006-0,1	91

4.11 | Mercúrio nas águas superficiais

O mercúrio presente em águas superficiais pode ser adsorvido a partículas finas em suspensão, permanecer como íons dissolvidos, formar compostos estáveis e permanecer em solução ou formar compostos orgânicos ou inorgânicos tendendo a sedimentar. Em áreas de garimpo, principalmente as que usam grandes dragas, há uma alta concentração de material em suspensão na água e esse material é capaz de adsorver íons de mercúrio presentes.

Por causa da diferença no tipo de rocha existente na bacia do rio Madeira em relação a outras bacias de drenagem amazônicas, a composição de suas águas é diferenciada. Lyons & Bird (1995) estudaram a geoquímica desse rio e observaram que há uma forte variação sazonal nas reações e nas taxas dos processos, devido principalmente ao aumento de CO₂ oriundo de solos de várzea no início do período de cheia.

Maurice-Bourgoin *et al.* (2000) analisaram as concentrações nas frações dissolvida e particulada, resultando em 5,8-8,6 ng/L e 0,01-0,02 mg/kg, respectivamente. Estes teores não são muito diferentes dos níveis de mercúrio em água doce de áreas não contaminadas, que variam entre 0,1 e 3 ng/L de Hg na fração dissolvida e de 5 a 10 ng/L para água total (WHO, 1989). Os mesmos autores estimaram um fluxo total de mercúrio no Rio Madeira entre Borba e Porto Velho de 7,3 a 12,22 mg/dia.km².

Gomes *et al.* (2006) observaram que mesmo com a diminuição do aporte de mercúrio oriundo de garimpo no rio Madeira, o Hg continua sendo transportado pelos sólidos em suspensão no Alto rio Madeira, principalmente nas áreas em torno dos principais afluentes, rios Jaci-Paraná e Mutum-Paraná. Sugere tam-

bém que essa contribuição dos tributários do rio Madeira esteja relacionada com intensas práticas agropecuárias, como queimadas e avanço da produção de soja, resultando no aumento da erosão dos solos da região.

4.12 | Mercúrio nos sedimentos

As formas de mercúrio presentes no sedimento estão intrinsecamente ligadas à relação sedimento/água. A ciclagem e distribuição do mercúrio entre as matrizes sedimento e água podem ser física, química ou biologicamente mediada, sendo afetada por fatores como pH, temperatura, mudanças no potencial redox, disponibilidade de nutrientes e de agentes complexantes. A captura do metilmercúrio pelos sedimentos depende de propriedades como pH e oxigênio dissolvido. Apesar da proporção de mercúrio na forma solúvel decrescer algumas vezes em condições anóxicas devido a formação de HgS, condições óxicas geralmente favorecem a captura de metilmercúrio e mercúrio inorgânico pelos sedimentos, bem como condições anóxicas favorecem a liberação dos mesmos. Pode haver variação sazonal dessa liberação devido a mudanças no material particulado biogênico, além de prováveis mudanças em parâmetros físico-químicos, como o aumento da temperatura (ex. uma mudança de pH 7,0 para 5,0 pode dobrar a liberação de metilmercúrio para a coluna d'água) (Ullrich *et al.*, 2001).

Acredita-se que bactérias anaeróbicas presentes nos sedimentos sejam as principais responsáveis pelo processo de metilação do mercúrio inorgânico. Guimarães *et al.* (1995) estimaram a taxa de metilação em amostras de sedimento superficial do rio Madeira e seus tributários, encontrando as maiores

taxas no reservatório de Samuel e a jusante do mesmo ($6,9 \times 10^{-1} \% \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ e $6,6 \times 10^{-1} \% \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$, respectivamente).

Lechler *et al.* (2000) observaram um aumento de concentração de mercúrio em relação à profundidade de um testemunho, onde o sedimento superficial teria concentrações de 0,056 mg/kg e o sedimento da camada de 25 cm, 0,122 mg/kg. Outros trabalhos na bacia do rio Amazonas demonstraram a mesma tendência (Roulet *et al.*, 2000).

Os sedimentos superficiais do rio Madeira podem alcançar concentrações de 19,83 mg/kg (Pfeiffer *et al.*, 1991). Silveira *et al.* (2000) demonstraram que o sedimento fino continua tendo um significativo papel no transporte e destino do mercúrio e que as concentrações encontradas nos sedimentos superficiais eram mais baixas (0,0209 – 0,13657 mg/kg) do que as encontradas anteriormente por outros estudos nas cachoeiras de Teotônio (65-1,675 mg/kg), no rio Mutum-Paraná (0,21-19 mg/kg), no próprio rio Madeira (0,05-0,28 mg/kg) e entre as cidades de Porto Velho e Uricurituba-AM (0,03-0,35 mg/kg). Avaliando as concentrações de Hg desde Porto Velho até a foz do rio Madeira, no rio Amazonas, à jusante de Manicoré há um grande decréscimo (cerca de uma ordem de magnitude) nos teores de mercúrio.

4.13 | Mercúrio em peixes de áreas de garimpos de ouro

Antes da análise objetiva dos teores de mercúrio em peixes oriundos de áreas atingidas por garimpos de ouro, deve-se enfatizar que não é uma tarefa fácil encontrar peixes a jusante de garimpos (que em geral se desenvolvem nas nascentes dos

rios), mesmo na Amazônia, de reconhecida biodiversidade. A enorme quantidade de material em suspensão lançada nos rios quase impossibilita a vida aquática. Isto acarreta evasão de organismos aquáticos destes ambientes, sendo possível encontrá-los, muitas vezes, a quilômetros de distância das atividades de garimpo. É importante ressaltar que as mesmas observações servem para trabalhos realizados para Indonésia (Castilhos *et al.*, 2006). Outra dificuldade prática é identificar áreas sem influência de garimpos e áreas à montante ou à jusante de garimpos. Na prática, é possível afirmar que um determinado segmento de rio está a montante (ou à jusante) de um determinado garimpo. Isto porque, em geral, os garimpos estão disseminados pelo território, localizados nas margens de pequenos rios que drenam para rios maiores; são de difícil localização e têm grande mobilidade. A grande maioria está em situação de ilegalidade ambiental junto à secretaria estadual de meio ambiente e/ou junto ao órgão fiscalizador da mineração, o Departamento Nacional de Produção Mineral. Em se tratando de Amazônia todos os processos de identificação, cadastro e controle são dificultados pelo difícil acesso e alto custo.

Importante trabalho (Castilhos *et al.*, 2005) foi realizado dentro da Reserva Garimpeira de Ouro do Tapajós (área de cerca de 23.000 km²). A amostragem de peixes foi realizada em agosto de 2003, em áreas de garimpo em São Chico e no Creporizinho, sendo que as atividades garimpeiras estão distribuídas ao longo de tributários de grandes afluentes do rio Tapajós. As duas áreas de estudo pertencem a distintas bacias hidrográficas: bacia do rio Jamanxin e bacia do rio Crepori, respectivamente.

Foram investigados os teores de Hg em peixes de 11 diferentes locais nestas duas áreas: 04 locais em São Chico e 07 locais

no Creporizinho. Um total de 234 espécimes de peixes de 16 espécies foi coletado: 73 espécimes pertencendo a 13 espécies em São Chico e 161 espécimes de 11 espécies no Creporizinho. Sete (7) espécies são comuns a ambas as áreas (Acari, Cará, Curimatã, Mandi, Piau, Piranha e Traíra), mas não a todos os pontos de coleta em cada área.

Os resultados mostraram que na área do São Chico, na represa ao lado dos rejeitos dos garimpos de ouro (com teores de até 300 mg/kg de mercúrio em sedimento) e com histórico de utilização de cianeto em operações anteriores, os teores de mercúrio em traíras eram em média de 20 mg/kg; aproximadamente 40 vezes o indicado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como limite máximo permitido para consumo humano (0,5mg/kg). Em um local identificado como referencial, os teores de mercúrio em peixes foram bastante baixos, com média de 0,13mg/kg.

4.14 | Histórico de garimpo de ouro no rio Madeira

A atividade de garimpo no rio Madeira iniciou-se na década de 1970 (Ayres, 2004). Em 1979, foi criada a reserva garimpeira do Rio Madeira com área aproximada de 192 km², no trecho entre as cachoeiras do Paredão e Teotônio, atingindo seu máximo de produção em 1980. Existem ainda muitos garimpos fora da reserva, dentre eles, Penha, Taquaras, Araras e Periquitos. O garimpo nessas áreas é realizado através de balsas e dragas, nas laterais dos rios, com tratores de esteiras e bombas de pressão (Estado de RO, 2004 *apud* Ayres, 2004), sendo cerca de 870 garimpeiros os responsáveis pela operação desses equipamentos (RIMA, 2007).

Atualmente os garimpos de ouro no rio Beni e de seu afluente, o rio Madre de Dios, estão plenamente ativos de acordo com o levantamento realizado pelo EIA/RIMA. Logo, a fonte de mercúrio em relação a mineração para o rio Madeira tende a continuar após a construção dos reservatórios, já que o maior tributário do rio Madeira é o rio Beni. A perda de mercúrio para o meio ambiente na década de 80, no rio Madeira, chegava a 12 toneladas anuais.

4.15 | Rio Madeira – características físicas e qualidade de águas

O rio Madeira possui uma extensão de aproximadamente 3.240 km, com uma área de drenagem total de 1.420.000 km², com uma vazão média anual de 23.000 a 31.200 m³/s e precipitação de 1.940 mm/ano. Sua largura varia de 440 a 9.900 m. No período de cheias (março/abril) sua profundidade média é de 8-9 m e na estiagem (setembro/novembro), 2,8-3m. Sua área de drenagem abrange os flancos dos Andes, o Maciço Brasileiro e as terras baixas terciárias cobertas por florestas, sendo as características hidroquímicas do rio Madeira controladas pelos flancos Andinos. É formado pela junção dos rios Beni, Guaporé e Marmoré.

Apresenta pH neutro e temperatura média de 24°C (Ayres, 2004), com considerável uniformidade térmica em toda a coluna de água, onde as temperaturas superficiais e do fundo possuem amplitude similar (24,4°C a 29,6°C). A dinâmica sazonal da temperatura evidencia tendência decrescente, com valores mais altos na enchente e mais baixos na vazante (RIMA, 2007).

É o maior tributário do rio Amazonas, sendo responsável por até 15% da descarga líquida total deste, alcançando uma média anual de 29.000 m³/s na foz. Calcula-se um aporte de 500 a 600 milhões de toneladas/ano de sedimentos na foz, sendo 15% destes compostos de areias e cascalhos finos. Em relação ao material dissolvido é estimada uma faixa de 50-68 mg/L, ou seja, 50-68 ppm (Ayres, 2004) e ao material em suspensão, a faixa de amplitude encontrada é muito alta - 202 mg/L e 2.476 mg/L, com uma média de 528±391 mg/L, segundo o estudo de impacto ambiental. Já Gaillardet *et al.* (1997), estimaram uma média bem mais modesta de 67 mg/L.

A transparência das águas do rio Madeira apresenta os menores índices no período de cheia e os maiores na vazante, sendo muito baixa e similar em todos os pontos de coleta do estudo de impacto ambiental (0,10±0,03 m), com os valores oscilando de 0,06 m (cheia) a 0,15 m (vazante). Isso implica em uma faixa pequena na coluna d'água onde haveria ocorrência de produção primária. Apesar disso, a depleção de oxigênio não é observada nas águas de fundo durante boa parte do ano devido à turbulência do rio e à presença de cachoeiras, tendo assim uma concentração média de oxigênio dissolvido na coluna d'água de 6,15 ± 1,23 mg/L, variando entre 4,1-8,7 mg/L (52-53 a 114% de saturação). Os valores mais baixos para OD são encontrados durante a cheia (RIMA, 2007).

A condutividade elétrica no rio Madeira é característica de sistemas de águas brancas, com média de 72,9 ± 7,7 μS25/cm, variando entre 59,8 μS25/cm e 86,9 μS25/cm, um padrão sazonal bem definido, apresentando índices máximos na enchente (84-87 μS20/cm) e mínimos na vazante (60-65 μS20/cm) (RIMA, 2007).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no rio Madeira é em média $1,12 \pm 0,60$ mg/L, variando de 0,11 mg/L a 2,40 mg/L, com valores máximos associados às fases de cheia e vazante (RIMA, 2007).

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) no rio Madeira variam de 5,4mg/L a 28,2 mg/L, com média de $15,0 \pm 5,9$ mg/L. E a clorofila-a pode ser considerada baixa oscilando entre 0,4 μ g/L e 4,6 μ g/L ($2,1 \pm 1,4$ μ g/L), sendo μ g/L correspondente à ppb, classificando-o como oligo-mesotrófico (RIMA, 2007).

Apesar de ser um rio de águas brancas, os lagos temporários formados durante a vazante das cheias são em sua maioria de águas pretas, como o grande lago de várzea do Cuniã, que pode permanecer alagado por até 6 meses.

4.16 | Teores de mercúrio em peixes do Rio Madeira

Um grande problema de estudos de contaminação mercurial em peixes é justamente a amostragem pouco significativa e esporádica da maioria dos estudos realizados na região Norte. Pioneiro estudo sobre contaminação por mercúrio no rio Madeira foi realizado por Malm *et al.* (1991).

Um dos estudos com maior abundância de espécies, contudo com um baixo número de espécimes de cada espécie amostrado, realizado por Boischio & Henshel (2000) entre os anos de 1991 e 1993, demonstra a diferença geral entre as concentrações de mercúrio nos diversos níveis tróficos da cadeia alimentar aquática do rio Madeira. As concentrações médias dos peixes por hábito alimentar foram para herbívoros, 0,1mg/kg; detritívoros, 0,15mg/kg; planctófagos, 0,36mg/kg; onívoro I (con-

sumidor de invertebrados), 0,21mg/kg; onívoro II (consumidor de vertebrados), 0,55mg/kg; e, piscívoros, 0,64 mg/kg. O valor máximo encontrado para piscívoros foi de 3,83 ppm em um espécime de *Serrasalmus* sp.

Utilizando uma lente muito grosseira, pode-se comparar com os resultados encontrados por Maurice-Bourgoin *et al* (2000) no rio Beni, formador do rio Madeira. As concentrações de mercúrio total em peixes piscívoros situaram-se entre 0,9-1,4mg/kg e de 0,08-0,09mg/kg em peixes herbívoros. Ou seja, os peixes piscívoros e herbívoros do rio Madeira e do rio Beni mostram teores de mercúrio que se sobrepõem.

Bastos *et al.* (2007) apontam para uma diminuição das concentrações de mercúrio nas matrizes geológicas no rio Madeira devido à diminuição do aporte de mercúrio diretamente pela atividade de garimpo, contudo enfatizaram que essa redução só é observada nessas matrizes, ou seja, as matrizes biológicas continuam com níveis já mostrados de mercúrio total.

Em comparação com níveis encontrados em reservatórios brasileiros, no reservatório de Manso, foram encontradas concentrações acima de 1,5mg/kg em peixes carnívoros (*Serrasalmus* sp.; *P. fasciatum*; *S. marginatus*) no ano de 2005, ou seja, mais de 15 anos após o enchimento do reservatório.

Estudos no reservatório de Tucuruí mostraram um importante papel das macrófitas aquáticas na acumulação de mercúrio (0,03-0,075 mg/kg) (Aula *et al.*, 1995) e que concentrações em peixes piscívoros (*Serrasalmus* sp; *Cichla temensis*; *Plagioscion squamosissimus*) são em média de 1,1 a 2,6 mg/kg mesmo após 06 anos do enchimento do reservatório (Porvari *et al.*, 1995).

4.17 | O projeto da hidrelétrica e seus reservatórios de Jirau e Santo Antônio

Para entender o que acontecerá com as concentrações de mercúrio na região de implementação das usinas hidroelétricas, é necessário ainda avaliar características do empreendimento e comparar com estudos em empreendimentos similares anteriores. Segue a seguir no Quadro 2, uma comparação entre alguns reservatórios brasileiros e os propostos reservatórios de Jirau e Santo Antônio e, no Quadro 3, algumas características importantes dos reservatórios propostos.

As turbinas de bulbo aproveitam o fluxo das águas e não exigem grandes represas, o que diminui a área inundada. Há outros tipos de usinas em outros países que não precisaram de reservatório e não mudaram o curso do rio, como, por exemplo, a usina de fio d'água instalada no rio Danúbio (Teixeira, 2007; RIMA, 2007). Usando esse tipo de turbina, o tempo de enchimento dos reservatórios propostos é igual a 7,5 dias, admitindo que as vazões sejam iguais ou maiores a $6336 \text{ m}^3/\text{s}$ e que o nível de água do reservatório igual a 50,95 m (controlado pelo vertedouro), tendo volume igual a $1.967,63 \times 10^6 / \text{m}^3$.

Referente à taxa de sedimentação, os dois fatores que interferem são principalmente a velocidade média do fluxo pelo reservatório e as características do sedimento. Sendo o sedimento do rio Madeira composto em sua maior parte de partículas finas (silte e argila), estas podem ficar em suspensão por tempo suficiente para passar pelo reservatório, ao contrário das areias e dos cascalhos. No relatório da PCE, Furnas e Odebrecht constam estudos da taxa de sedimentação para a AHE de Santo Antônio, sendo considerados como similares para Jirau.

Quadro 2. Comparação entre as usinas hidroelétricas brasileiras.

Usinas	Localização	Área de inundação (Km ²)	Capacidade (MW)	Ano de instalação
Jirau	Rio Madeira	258 (123,9)*	3.300	-
Santo Antônio	Rio Madeira	271 (107)*	3.150	-
Balbina	Rio Uatumã	2360	250	1989
Tucuruí	Rio Tocantins	2414	12.000	1984
Samuel	Rio Jamari	584	217	1988

*Área do reservatório menos a área da própria calha do rio = valor da área de inundação propriamente dita.

Quadro 3. Caracterização das usinas hidroelétricas de Jirau e Santo Antônio, de acordo com o previsto no projeto apresentado ao IBAMA.

Parâmetros	AHE Jirau	AHE Santo Antônio
NA máximo normal	90m	70m
NA mínimo normal	82,5m	70m
NA normal jusante	74,23m	55,29m
Área do reservatório	258 km ²	271,3 km ²
Volume do reservatório	2.015x10 ⁶ m ³	2.075,1 x10 ⁶ m ³
Potência instalada	3.300 MW	3.150 MW
Energia média	1.973 MW	1.973 MW
Queda bruta	16,6m	13,9m
Tipo de turbina	Bulbo	Bulbo
Potência unitária	75 MW	73 MW
Número de unidades	44	44
Barragem tipo	Concreto/ enrocamento	Concreto/ enrocamento
Altura máxima da barragem	35,5m	60,0m
Vertedouro tipo	Controlado	Controlado
Número de comportas	21	21
Desvio do rio	Pelo vertedouro	Pelo vertedouro
Linha de transmissão extensão	120km	5 km
Subestação elevatória tensão	13,8 kV / 500 kV	13,8 kV / 500 kV

*NA = Nível de água

Esses estudos indicam que haverá uma retenção inicial de aproximadamente 19,5% do sedimento total. À medida que os depósitos vão se formando, a capacidade de retenção vai diminuindo, até atingir cerca de 1% em 28 anos de operação do reservatório e ficando praticamente nula em aproximadamente 74 anos, para as hipóteses sem aumento do aporte dos sedimentos ao longo do tempo. Considerando o aumento do aporte de sedimentos a uma taxa anual de 2%, os prazos são reduzidos para 22 e 44 anos, respectivamente. A partir daí, todo o sedimento afluente ao reservatório passará pelas Turbinas e pelo Vertedouro. Com esse tempo de operação, o reservatório do AHE Santo Antônio estará com 52% do seu volume comprometido pelo assoreamento. O sedimento atingirá a cota 61,6 m nas proximidades da tomada d'água, não superando a cota da ensecadeira a ser mantida a montante do canal de adução (63,00 m), uma vez que o reservatório perdeu sua capacidade de retenção.

O relatório indica ainda que as velocidades de fluxo nas áreas de aproximação da casa de força e vertedouro durante a cheia anual seria de 40.000 m³/s, por um período de um mês e meio ou dois meses, devem ser altas suficientemente para remover as areias acumuladas durante os períodos de baixa vazão. Sugere-se nos estudos de impacto ambiental que a deposição ocorrerá em áreas específicas do reservatório, onde as águas seriam totalmente paradas. Pode ser concluído que, embora com baixas vazões (menos que 18.000 m³/s), o movimento de areias grossas não é generalizado. E, a partir de 39.100 m³/s, entretanto, todas as areias seriam transportadas em suspensão e cascalhos finos movidos em saltitação ao longo de todo o comprimento do reservatório a fio d'água. Assim, o relatório de impacto ambiental sugere que o acúmulo de areias grossas e

cascalhos finos deve ser um processo muito lento e intermitente e limitado a áreas específicas.

Estimativas de emissão de gás carbônico e metano de reservatórios brasileiros realizada por Rosa *et al* (2002) mostrou que os reservatórios com maior emissão são os Tucuruí e de Samuel que emitem 6.500-6.800 kgCO₂/Km²/dia e 13-19 kgCH₄/Km²/dia para a atmosfera. Seria importante avaliar se a existência de mecanismos de liberação de metano também podem contribuir para o fornecimento de grupamentos metila, o que poderia incrementar a produção do metilmercúrio.

4.18 | Fatores que influenciam a metilação e a criação dos reservatórios do rio Madeira

A composição iônica do rio Madeira apresenta como íons dominantes o cálcio e o bicarbonato, nas seguintes proporções: Ca²⁺ (39,0%) > Na⁺ (22,6%) > Mg²⁺ (20,8%) > K⁺ (17,6%) e HCO³⁻ (87,5%) > SO₄²⁻ (7,5%) > Cl⁻ (5,5%) (RIMA, 2007). A presença de íons de enxofre pode favorecer em ambiente anóxico ou com baixo OD, a formação de sulfetos de mercúrio. Isto provocaria uma menor disponibilidade de metilmercúrio para a biota. Ainda, a alta proporção de carbonatos pode ter uma influência negativa no processo de metilação do mercúrio tanto em condições aeróbicas quanto anaeróbicas, devido possivelmente, à formação de HgCO₃ (Ullrich *et al.*, 2001).

Segundo o estudo de impacto ambiental, a presença dos reservatórios irá reduzir substancialmente a capacidade de re-aeração do curso d'água, em virtude do afogamento de algumas cachoeiras existentes, responsáveis por criar condições localizadas de super-saturação de oxigênio dissolvido, criando con-

sequentemente ambientes anóxicos, ricos em matéria orgânica vegetal oriunda da grande quantidade de biomassa existente na área dos futuros reservatórios e sob solos amazônicos ricos em mercúrio. Todas essas três características são favoráveis ao incremento da atividade bacteriana decompositora de ambientes anóxicos e conseqüente liberação do mercúrio das matrizes vegetal e solo para a biota.

Foi apontada como fase crítica em relação às concentrações de oxigênio dissolvido, a primeira fase do enchimento do reservatório de Jirau e de Santo Antônio, onde valores de 2-3 mg/L (ppm) seriam alcançados.

Como o mercúrio está adsorvido principalmente nas partículas finas, ele não deve chegar a ser depositado em camadas anóxicas de sedimento, não favorecendo a metilação. Juntamente com o tempo de residência das águas pequeno e com a alta vazão do rio Madeira, pode ser que boa parte do material particulado e conseqüentemente do mercúrio seja exportado do reservatório. A não ser nas áreas de deposição do próprio reservatório apontadas pelo EIA, onde taxas de metilação poderiam ser aumentadas com o maior aporte de material orgânico vegetal e decorrente aumento da atividade bacteriana.

A Figura 1 resume alguns níveis de mercúrio já encontrados no Rio Madeira, simulando um possível cenário das concentrações de mercúrio na região.

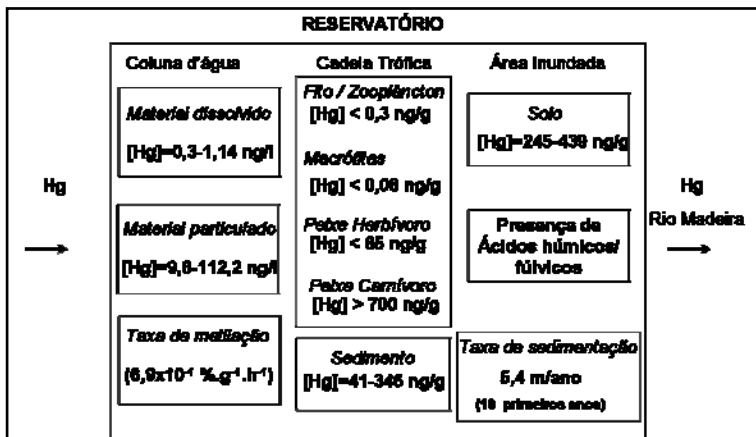


Figura 1. Esquema hipotético de concentrações de mercúrio nas diversas matrizes bióticas e abióticas, de acordo com níveis atuais encontrados no rio Madeira.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo almejado deste parecer era responder se a construção das barragens de Jirau e de Santo Antônio incrementarão os teores de mercúrio em peixes daqueles reservatórios. Entretanto, o objetivo alcançado neste trabalho foi a reflexão sobre as nuances e incertezas a respeito da biogeoquímica do mercúrio e de sua acumulação na biota, particularmente de ambientes tropicais, sob a perspectiva de interpretar os resultados de mercúrio em peixes disponíveis em publicações científicas.

A conclusão deste relatório técnico é de que trabalhos realizados em reservatórios no Brasil não demonstram se há ou não incremento de mercúrio em peixes porque, fundamentalmente não são programas de monitoramento ao longo do tempo e do espaço, com coletas sistemáticas e consistentes, visando conhecer este fenômeno. Por isto, nestes trabalhos, não foi possível normalizar minimamente as coletas de peixes (nem por espécies, nem por tamanho e/ou idade) e finalmente, não mostram comparações antes e depois da inundação dos reservatórios.

Um dos maiores problemas para se predizer o comportamento do mercúrio no meio ambiente aquático, é que ainda persistem muitos fatos intrigantes, pois alguns parâmetros influenciam a acumulação de mercúrio em peixes. Sabe-se, por exemplo, que ambientes oligotróficos e com reduzidas cargas de mercúrio nos sedimentos, podem apresentar um fator de bioacumulação em peixes (relacionado os teores de Hg em peixes e nos sedimentos, por exemplo) algumas ordens de grandeza superiores a ambientes com grande carga de material orgânico, ambientes eutróficos e com elevadas concentrações de mercú-

rio nos sedimentos. Então, a matéria orgânica complexaria o mercúrio indisponibilizando-o para a biota ou a presença da matéria orgânica propiciaria as condições de metilação do mercúrio, como indicam alguns trabalhos? Provavelmente ambos, mas o que preponderará vai depender de uma série de outras condições ambientais simultâneas. Por isto, diz-se que o comportamento do mercúrio é local específico e, conseqüentemente, o monitoramento do mercúrio na biota local é indispensável.

Um dado interessante na bacia do rio Madeira é que os lagos e os afluentes têm características distintas do rio Madeira, sendo na maioria de águas pretas, que geralmente, por serem ricas em ácidos húmicos, decrescem o pH das águas, parâmetro bastante associado a incremento de mercúrio na biota. Talvez esta seja uma diferença fundamental entre a Usina de Samuel e as propostas para o rio Madeira.

Mas, qual a metodologia para se indicar teores médios de mercúrio em peixes?

Em grande número de trabalhos científicos sobre mercúrio em peixes no Brasil, pode-se notar, através dos valores máximos e mínimos de teores de mercúrio, a **ampla variabilidade**, podendo chegar a muito além de 10 vezes, ainda que na **mesma espécie**. Por isto, a necessidade de se tentar normalizar, também, por tempo de exposição, que tem sido inferido através do tamanho, mas que seria ainda melhor se fosse associado realmente à idade do espécime.

Embora de grande valor, por serem únicos, os dados atualmente disponíveis em **reservatórios brasileiros** são resultantes de coletas estanques, no tempo e no espaço, e não nos permitem entender minimamente os processos atuantes que

resultam nos teores de mercúrio observados em peixes nestes reservatórios. **Teores que, repetindo, não sabemos se foram incrementados ou não.** Praticamente todos os trabalhos de avaliação de contaminação por mercúrio em peixes no Brasil têm caráter eventual, principalmente na Amazônia.

Em áreas tropicais, em especial, na Amazônia e na Tanzânia, como vimos, há enorme biodiversidade aquática. A Amazônia contém a mais diversa fauna de peixes de água doce do mundo, estimada em aproximadamente 3.200 espécies (Val & Almeida-Val, 1995).

Ainda há pouco conhecimento de como estas comunidades se organizam, de que maneira e em qual concentração as substâncias químicas nas águas podem influenciar as populações de peixes. Muitas espécies são ainda desconhecidas ou não inventariadas, não classificadas; não se conhece profundamente a ecologia de um grande número de espécies, e de algumas poucas que se conhece com profundidade, sabe-se que têm comportamento complexo, podem migrar, são intensamente afetadas pelos regimes de cheias e vazantes dos rios, incluindo épocas de desova e alteração de hábito alimentar, com natural variação em seu metabolismo. Em cada coleta poderá estar presente um grande número de diferentes espécies. Esta diversidade de espécies, tamanhos, estágios de desenvolvimento, por ser inerente ao ambiente tropical, necessita de amplos programas de monitoramento de longo prazo. Isto significa muito maior investimento financeiro e de recursos humanos para a realização destes estudos do que se tem investido em pesquisas no Brasil.

Para se ter uma idéia, o levantamento da ictiofauna antes da formação do reservatório de Balbina, baseou-se em capturas

semestrais realizadas no rio Uatumã. A pesca com malhadeira registrou a presença de **182 espécies**, pertencentes a 28 famílias e 9 diferentes ordens. Além disso, foram identificadas espécies típicas de áreas muito distantes (INPA, 1993 citado em <http://www.eln.gov.br/usinas/balbina/meioBalblctiofauna.asp>).

No caso dos trabalhos desenvolvidos dentro da Reserva Garimpeira do rio Tapajós, em duas semanas, foi coletado um total de 234 espécimes de peixes de **16 espécies** e foi sugerido que, nestas condições de biodiversidade, mais produtivo seria identificar espécies que pudessem mostrar relação da contaminação com o crescimento, por exemplo, para utilização em avaliações temporais, do que identificar espécies a serem utilizadas para avaliações espaciais (Castilhos *et al.*, 2005).

Os dados disponíveis em reservatórios estrangeiros apontam para um acréscimo nos teores de mercúrio em peixes, em torno de 3 a 6 vezes, por um tempo variável, em torno de até 10 anos (ou mais). ***É preciso que se tenha em mente a metodologia utilizada, com coletas seqüenciais, com padronização de espécies e de estágios de desenvolvimento dos peixes escolhidos como indicadores desta tendência, permitindo análises temporais e espaciais.*** Os trabalhos sugerem que este incremento nos níveis de mercúrio em peixes seria um fenômeno transitório em áreas recém alagadas e em reservatórios relativamente oligotróficos. Sugerem, também, que o MeHg pode ser exportado do reservatório e, neste ponto, reside a preocupação do reservatório se transformar em exportador do MeHg, já incorporado ao fitoplâncton, com efeitos sobre a biota à jusante destes reservatórios.

Muitas vezes, aponta-se como um efeito de aumento de disponibilidade de mercúrio o aumento da produtividade primária na

transformação de ambientes lóticos em reservatórios. Para os reservatórios de Tucuruí e de Balbina tem sido mencionada uma desestruturação da cadeia trófica, propiciando um desequilíbrio de populações, com o aumento da frequência específica de uma espécie, ou seja, “criação” de uma espécie dominante e conseqüente diminuição da diversidade biológica. O mais importante sob a perspectiva da contaminação por mercúrio é a predominância de espécies carnívoras topo de cadeia. Entretanto, conforme alguns pesquisadores citados anteriormente, uma maior produtividade primária poderia diluir os teores de MeHg em peixes, pois poderia haver incremento também das taxas de crescimento dos peixes. Isto, associado à intensificação da pesca, poderia ser uma excelente ferramenta para gerenciar a intensidade da contaminação. Parece interessante de se considerar como alternativa, desde que seja realmente viável sua implantação (p.ex., entre outros parâmetros, avaliar a existência de pescadores em número suficiente para dar conta da pesca gerenciada).

Preocupante, entretanto, é que os garimpos de ouro, fontes de mercúrio, continuem a fornecer mercúrio inorgânico, seja por perda nos sistemas aquáticos ou por emissão atmosférica. Esta última, sugerida como mais importante, uma vez que a deposição seca ou úmida do mercúrio é predominantemente de formas de mercúrio oxidadas, mais prontamente passíveis de metilação. O mercúrio perdido para os solos e sistemas aquáticos é predominantemente o metálico, que parece ser relativamente inerte. Interessante notar que vários pesquisadores encontram as maiores concentrações de mercúrio em solos próximos às áreas de queima do amálgama, o que sugere que a forma química do mercúrio produzida pela queima seja a forma oxidada, mais reativa do que o mercúrio vapor, que possui um tempo de

residência muito mais longo do que a forma oxidada, cerca de 7,5 meses na atmosfera. Entretanto, poucos são os trabalhos com a especiação do mercúrio emitido pelas casas de compra de ouro e, principalmente, pela primeira queima do amálgama que acontece nos próprios garimpos. Marins *et al.* (2000) publicaram um trabalho considerado pioneiro nas avaliações de distribuição das concentrações de mercúrio entre as fases vapor e particulado, na área urbana de cidades com lojas de compra de ouro e na região rural (3km da cidade). Os autores sugerem que, embora a maior parte do mercúrio em ambas as áreas, rural e urbana, seja de mercúrio vapor, a importância relativa do mercúrio em particulado decresce da zona urbana para a zona rural, indicando que o mercúrio liberado na zona urbana poderia ser depositado muito mais rapidamente (em menos de 10 km de distância das fontes) sobre os solos, corroborando como os dados encontrados em solos.

Também é importante considerar que a USEPA, baseada em um grande número de estudos com mercúrio em peixes de sistemas lênticos e de sistema lóticos, sugere que o fator de bioacumulação (FBA) do metilmercúrio para peixes de topo de cadeia seja em torno de 10^6 e que não difere entre estes sistemas. Entende-se como fator de bioacumulação a relação entre as concentrações do contaminante na biota e na água. Trabalhos de campo nos Estados Unidos (EUA) e modelagens associadas, sugerem que o FBA do MeHg para sistemas lênticos não difere do FBA para sistemas lóticos. Para os peixes de topo de cadeia, foram sugeridos FBA de $4,1 \times 10^6$ e $1,4 \times 10^6$, para sistemas lênticos e lóticos, respectivamente (USEPA, 2001). Isto significa que, tendo-se a mesma concentração de metilmercúrio em água, os peixes de sistemas lênticos apresentam teores de mercúrio cerca de 4 vezes superior aos pei-

xes de mesmo nível, de sistemas lóticos. Ou seja, a modificação do sistema lótico para um reservatório talvez explique o incremento nos teores de mercúrio de 3 a 6 vezes (relativamente ao sistema lótico), conforme sugerido pelos resultados obtidos na La Grande Reservoir.

Outra questão bastante mencionada é sobre a estratificação térmica dos reservatórios, como um parâmetro bastante importante para a produção do metilmercúrio nestes locais. Pela revisão bibliográfica sobre limnologia dos reservatórios brasileiros, embora não tenha sido exaustiva, pode-se perceber que a estratificação térmica não é esperada em reservatórios brasileiros, principalmente em se tratando da profundidade projetada para os reservatórios de Jirau e de Santo Antônio (menos de 20m). Menciona-se, entretanto, que a estratificação química é mais comum, e que ela depende dos procedimentos da barragem. Se a estratificação química levaria ou não ao acréscimo de mercúrio em peixes é uma questão que permanece.

Outra informação importante é quanto ao tempo de residência da água nos reservatórios de Jirau e Santo Antônio. Ele pode ser considerado bastante curto (em média, cerca de 26 horas), o que poderá imprimir uma dinâmica diferente daquela dos reservatórios já existentes e estudados (Balbina: 11,7 meses) e, neste caso, mostrando menor possibilidade de incrementar a contaminação mercurial.

Foi apontada como fase crítica em relação às concentrações de oxigênio dissolvido, a primeira fase do enchimento dos reservatórios de Jirau e de Santo Antônio, onde valores de 2-3 mg/L (ppm) seriam alcançados. A presença dos reservatórios poderá reduzir substancialmente a capacidade de re-aeração do curso d'água, em virtude do afogamento de algumas cacho-

eiras existentes, responsáveis por criar condições localizadas de supersaturação de oxigênio dissolvido.

Ambientes anóxicos, ricos em matéria orgânica vegetal oriunda da grande quantidade de biomassa existente na área dos futuros reservatórios são favoráveis ao incremento da atividade bacteriana decompositora e potencialmente formadora de metilmercúrio. Por outro lado, este efeito parece temporário. Segundo a Eletronorte, na fase inicial de operação do reservatório de Samuel, ele apresentou alterações nas concentrações de oxigênio dissolvido, clorofila a e transparência da água, de acordo com as alterações de vazão, com incremento nos teores de oxigênio. À montante, as interações água-ar e a fotossíntese foram os fatores responsáveis pelo aumento do teor de oxigênio dissolvido. À jusante, a concentração de oxigênio dissolvido esteve relacionada com a re-aeração provocada pelo vertimento das águas. Este efeito poderia também ser esperado em Jirau e em Santo Antônio.

Muito deve ser feito para que se tenha idéia do que pode acontecer nos reservatórios brasileiros, relativamente aos teores de mercúrio em peixes.

Pesquisadores com experiência em trabalhos na Amazônia conhecem o alto custo de se trabalhar nestas áreas, onde o acesso é, na maior parte das vezes, restrito, atingindo-se as áreas apenas de pequenos aviões ou de barcos. Isto significa custo financeiro e/ou de tempo, pois as distâncias nestas áreas são percorridas em centenas de quilômetros. Depende-se de uma equipe madura e experiente em trabalhos de campo de grandes riscos à segurança pessoal, dado o número de animais peçonhentos e de doenças tropicais, as quais a equipe fica exposta durante todo o trabalho de campo.

Fundamentalmente, a comparação entre os estudos de monitoramento realizados nos países desenvolvidos, em geral de clima temperado, e os monitoramentos realizados em países em desenvolvimento, em geral, de clima tropical, aponta para a grande diferença na metodologia de monitoramento, resultante, principalmente, dos diferentes investimentos de natureza financeira e em recursos humanos.

Particularmente para interpretações sobre teores de mercúrio em peixes, pouco se depreende de teores médios em alguns espécimes, com médias de peso e tamanho, muitas vezes sem classificação taxonômica, e principalmente, sem informações sobre esforço de pesca. Para áreas de garimpos de ouro, por exemplo, o esforço de pesca necessário é muito maior em áreas impactadas do que em áreas consideradas de referência, vide que a carga de material em suspensão praticamente inviabiliza a presença de peixes nas áreas próximas aos garimpos. Esta é uma realidade que não se encontra descrita na grande maioria dos trabalhos que visam falar sobre teores de mercúrio em peixes amazônicos em áreas de garimpo. Ou seja, permite uma ampliação muito pequena do entendimento de outros pesquisadores sobre o local estudado e possíveis interpretações com outro viés.

Para entendermos o que se passa em nosso ambiente é necessário que se aloque recursos coerentes com a complexidade do problema. Os recursos devem permitir que tenha um acervo mínimo de conhecimentos sobre a nossa região. É necessário, também, que os dados já existentes sejam compartilhados entre todas as instituições públicas (pelo menos), uma vez que a maior parte das pesquisas tem financiamento público, de forma a permitir diferentes interpretações por múltiplos pesquisadores. O principal objetivo é que se possa, finalmente,

interpretar os resultados obtidos sob a perspectiva do ambiente tropical, com suas peculiaridades. Isto só será possível com uma base de dados consistente e democraticamente acessível, ainda não existente no Brasil.

BIBLIOGRAFIA

1. Akagi, H. *et al.* (1995) Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*. 175: p. 85-95.
2. Almeida, M.D., Lacerda, L.D., Bastos, W.R., Herrmann, J.C. (2005) Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondonia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, 137: 179–186.
3. Araújo-Lima, C.A.R.M., Agostinho, A.A., Fabré, N.N. (1995) Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. IN: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M., Tundisi, T.M. (eds) *Limnology in Brazil*. pp. 105-137.
4. Atwell, L.; Hobson, K.A.; Welch, H.E. (1998) Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 1114-1121.
5. Aula, I., Braunschweiler, H., Malin, I. (1995) The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 97-107
6. Ayres, G.A. (2004) Distribuição do mercúrio nas águas superficiais do rio Madeira. Dissertação (Mestrado em Geociências - Geoquímica) Universidade Federal Fluminense, Niterói-RJ.
7. Bahnick, D., Sauer, C., Butterworth, B., Kuehl, D. (1994) A national study of mercury contamination of fish. *Chemosphere* 29:537-546.
8. Barbosa, A.C., Souza, J.R., Dórea, J.G., Jardim, W., Fadini, P. (2003) Mercury biomagnification in tropical black water, the Rio Negro, Brazil. *Arch Environ Contam Toxicol*, 45:235–246
9. Barbosa, A.C., Bicudo, C.E.M., Huszar, V.L.M. (1995) Phytoplankton studies in Brazil: community structure variation

- and diversity. IN: *Limnology in Brazil*. (eds) Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M., Tundisi, T.M. pp. 19-36.
10. Bastos, W.R., Almeida, R., Dórea, J.G., Barbosa, A.C. (2007) Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, 16 (3): 341-346.
 11. Bidone, E.D. *et al.* (1997) Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water, Air and Soil Pollution*, v.97, p. 9-15.
 12. Bloom, N. (1989) Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation followed by cryogenic gas chromatography with cold-vapour atomic fluorescence detection. *Anal. Chim. Acta*, 208: 151-161.
 13. Boischio, A.A.P. & Henshel, D. (2000) Fish Consumption, Fish Lore, and Mercury Pollution – Risk Communication for the Madeira River People. *Environmental Research, Section A 84*, 108-126.
 14. Brabo, E.S. *et al.* (2000) Mercury Contamination of Fish and Exposures of an Indigenous Community in Pará State, Brazil. *Environment Research. Section A 84*, p.197-203.
 15. Brabo, E.S., Angélica, R.S., Silva, A.P., Faial, K.R.F., Mascarenhas, A.F.S., Santos, E.C.O., Jesus, I.M., Loureiro, E.C.B. (2003) Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of Acre State in Brazilian Amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, 147: 61-77.
 16. BRASIL. Leis, decretos, etc. Portaria n° 685/98. *Diário Oficial da União, Brasília. seq.1, pt.1, p. 1415-1437, 24 set 1998.*
 17. Bringmarck, L.E. IN: *Metals íons in biological systems*. Sigel, A., Sigel, H. (eds). Marcel Dekker: New York, p.161-184.
 18. Cabana, G., Tremblay, A., Kalff, J. (1994) RASMUSSEN, J.B. Pelagic food chain in Ontario Lakes: A determinant of

mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*).
Can.J.Fish.Aquat. Sci., 51: 381-389.

19. Castilhos, Z.C. & Bidone, E.D. (1999) Freshwater mercury aquatic criteria protective of human health and commercial fish. Case study: Tapajós River Basin, Amazon, Brazil
MERCURY AS A GLOBAL POLLUTANT-International Conference, 5, 1999, Rio de Janeiro, Abstracts. p. 398.
20. Castilhos, Z.C.; Bidone, E.D.; Lacerda, L.D. (1998) Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós river region, Amazon. *Bulletin Environment Contamination and Toxicology*, v.61,p. 202-209.
21. Castilhos, Z.C., Rodrigues Filho, S., Rodrigues A.P.C., Beinhoff, C, Veiga, MM, Villas-bôas, R. (2005) Avaliação de risco à saúde humana por exposição a mercúrio em garimpos de ouro na Amazônia brasileira. IN: XXI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa, 2005, Natal - RN. XXI ENTMMME.
22. Castilhos, Z.C., Rodrigues-Filho, S., Rodrigues, A.P.C., Villas-Boas, R.C., Siegel, S., Veiga, M.M., Beinhoff, C. (2006) Mercury contamination in fish from gold mining areas in Indonesia and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 368: 320-325.
23. Driscoll, C.T., Schofield, C.L., Munson, R.K., Yan, C., Kolsapple, J.G. (1994) The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 28(3): 136-143.
24. Fadini, O.S. & Jardim, W.F. (2001) Is the Negro River Basin Amazon impacted by naturally occurring mercury? *The Science of the Total Environment*, 275: 71-82.
25. Forsberg, B.R., Forsberg, M.C.S., Padovani, C.R., Sargentini, E., Malm, O. (1995) High levels of mercury in fish and human hair from the Rio Negro Basin (Brazilian Amazon): natural background or anthropogenic contamination? Resumos do Workshop on Environmental Mercury Pollution and its Health Effects in the Amazon River Basin, Rio de Janeiro, Brasil.

26. Gaillardet, J., Dupré, B., Allègre, C.J., Négrel, P. (1997) Chemical and physical denudation in the Amazon River Basin. *Chemical Geology* 142: 141-173.
27. Gilmour, C.C. & Henry, E.A. (1991) Mercury methylation in aquatic systems affected by acid deposition. *Environ. Pollut.*, 71(2/4): 131-170.
28. Gomes, J.P.O., Nascimento, E.L., Almeida, R., Bastos, W.R., Bernardi, J.V.E., Barros, P.R.H.B. (2006) Distribuição espacial das concentrações de mercúrio em sólidos em suspensão no Alto Rio Madeira, Rondônia. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, 1(2): 131-135.
29. Guimarães, J.R.D., Malm, O., Pfeiffer, W.C. (1995) A simplified radiochemical technique for measurements of net mercury methylation rates in aquatic systems near gold mining areas, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 151-162.
30. Hacon, S. *et al.* (1997) Mercury exposure through fish consumption in the urban área of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Journal of Geochemical Exploration* v.58, p.209-216.
31. Håkanson, L. (1980) The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination on the Hg-content of fish (pike). *Environ. Pollut.*, (Series B) 1: 285-304.
32. Håkanson, L. (1991) Mercury in Fish-Geographical and Temporal Perspectives. *Water, Air and Soil.*, 55: 159-177.
33. Håkanson, L. (1993) A system for lakes ecosystem indices. *J. Aquat.Ecos. Health*, 2(3): 165-184.
34. Håkanson, L. (1996) A simple model to predict the duration of the mercury problem in Sweden. *Ecological Modelling*, 93: 251-262.
35. INPA – Instituto Nacional de Pesquisas Aeroespaciais (1993) acessível em:

<http://www.eln.gov.br/usinas/Balbina/MeioBalbictiofauna.asp>;
último acesso: julho/2007

36. Ikingura, J.R. & Akagi, H. (2003) Total mercury and methylmercury levels in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzânia. *The Science of the Total Environment*, 304: 355-368.
37. Johnels, A.G., Olsson, M., Westermark, T. (1967) Mercury in fish. *Var Foda* 7: 67-103.
38. Junk, W.J. (1986) Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the water level fluctuations and related environmental changes of the Amazon River. *Amazoniana*, 9: 315-351.
39. Kehrig, H.A., Malm, O., Akagi, H., Guimarães, J.R.D., Torres, J.P.M. (1998) Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. *Environmental Research*, section A, 77: 84-90.
40. Lacerda, L.D.; Bidone, E.D.; Guimarães, A.F.; Pfeiffer, W.C. (1994) Mercury concentrations in fish from the Itacaiúnas-Parauapebas River system, Carajás region, Amazon. *Na Acad Bras Cienc*. 1994;66(3):373-9.
41. Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C.; Ott, A.T.; da Silveira, E.G. (1989) Mercury contamination in the Madeira River, Amazon - Hg inputs to the environment. *Biotropica*. Vol. 21, no. 1, pp. 91-93.
42. Lacerda, L.D., Souza, M., Ribeiro, M.G. (2004) The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon *Environmental Pollution*, 129: 247-255.
43. Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C., Sinha, R. (2005) Tropical rivers. *Geomorphology*, 70: 187-206.
44. Laws, E.A. (1981) *Aquatic Pollution, an introductory text*. Wiley Interscience Publication, John Wiley & Sons, New York.

45. Lechler, P.J., Miller, J.R., Lacerda, L.D., Vinson, D., Bonzongo, J.C., Lyons, W.B., Warwick, J.J. (2000) Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River Basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichment? *Sci Total Environ*, 260: 87–96.
46. Lee, W.R. (1979) *The rule of the reason*. NYAS.; Part VIII: Resolution of controversy; p.369-78.
47. Lindberg, S., Bullock, R., Ebinghaus, R., Engstrom, D., Feng, X., Fitzgerald, W., Pirrone, N., Prestbo, E., Seigneur, C. (2007) A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition. *AMBIO*, 36(1): 19-32.
48. Lowe, T.P., May, T.W., Brumbaugh, W.G., Kane, D.A. (1985) National contaminant biomonitoring program: concentrations of seven elements in fresh-water fish, 1978-1981. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 14:363-388.
49. Lyons, W.B. & Bird, D.A. (1995) Geochemistry of the Madeira River, Brazil: comparison of seasonal weathering reactions using a mass balance approach. *Journal of South American Earth Sciences*, 8(1): 97-101.
50. Mailman, M., Stepnuk, L., Cicek, N., Bodaly, R.A. (2006) Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Sci Total Environ*, 368: 224–235.
51. Malm, O., Castro, M.B., Bastos, W.B., Branches, F.J.P., Guimarães, J.R.D., Zuffo, C.E., Pfeiffer, W.C. (1995a) An assessment of Hg pollution in different goldmining areas, Amazon Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 127-140.
52. Malm, O. et al. (1995b) Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment* v.175, p. 141-150.

53. Malm, O., Pfeiffer, W.C., Souza, C.M.M. (1991) Main pathway of mercury in the Madeira river area, Rondônia, Brazil. Proceedings of the Eighth International Conference on Heavy Metals in the Environment, Edinburgh; 1: 515-518.
54. Malm, O. (1991) Contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira de ouro do rio Madeira, Amazônia. Tese (Doutorado em Ciências-Biofísica). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ. 518p.
55. Marins *et al.* (2000) Sampling techniques for the assessment of anthropogenic vapour and particulate mercury in the Brazilian Amazon atmosphere. *J. Environ. Monit.*, 2: 325-328.
56. Mason, R.P., Reinfelder, J.R., Morel, F.M.M. (1995) Bioaccumulation of Mercury and Methylmercury. *Wat. Air Soil Pollut.*, 80: 915-921.
57. Maurice-Bourgoin, L., Quiroga, I., Chincheros, J., Courau, P. (2000) Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment*, 260: 73-86.
58. Megler, D.; Scheuhammer, A., Anderson, H., Cha, L., Mahaffey, K., Meyer, M., Murray, M., Sakamoto, M., Sandheinrich, Stern, A. (2007) Health Risk and Toxic Effects of Methylmercury. *The Madison Declaration on Mercury Pollution. AMBIO*, vol. 36. n. 01, february.
59. Meili, M., Iverfeldt, A., Hakanson, L. (1991) Mercury in surface water of swedich forest lakes – concentrations, speciation, and controlling factors. *Water, Air & Soil Pollution*, 56: 439-453.
60. Montgomery, S., Lucotte, M., Rheault, I. (2000) Temporal and spatial influences of flooding on dissolved mercury in boreal reservoirs. *The Science of the Total Environment*, 260: 147-157.

61. Munthe, J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Driscoll, C.T., Gilmour, C.C., Harris, R., Horvat, M., Lucotte, M., Malm, O. (2007) Recovery of mercury-contaminated fisheries. *AMBIO*, 36(1): 33-44.
62. Oliveira, L.C., Serudo, R.L., Botero, W.C., Mendonça, A.G.R., Santos, A., Rocha, J.C., Neto, F.S.C. (2007) Distribuição de mercúrio em diferentes solos da bacia do médio Rio Negro-AM: influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. *Química Nova*, 30 (2): 274-280.
63. Oliveira, S.B., Melfi, A.J., Fostier, A.H., Forti, M.C., Favaro, D.I.T., Boulet, R.. (2001) Soil as an important sink for mercury in the Amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, 126(3-4): 321-331.
64. Palheta, D., Taylor, E. (1995) Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *The Science of the Total Environment*, 168: 63-69.
65. Peterson, M.J., Southworth, G.R., Crumby, W.D. (1996) Monitoring mercury in fish in a stream system receiving multiple industrial inputs. *Environ Monit Assess.*, 40: 91-105.
66. Phillips, G.R., Lenhart, T.E., Gregory, R.W. (1980) Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue River Reservoir, Montana. *Environmental Research*, 22: 73-80.
67. Pickhardt, P.C., Folt, C.L., Chen, C.Y., Klaue, B., Blum, J.D. (2002) Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. *Proceeding of National Academy of Science*, 99: 4419-4423.
68. Porvari, P. (1995) Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojtí in Amazonia, in the state of Pará Brazil. *The Science of the Total Environment*, 175: 109-117.

69. Post, J.R., Vandenbos, R., Mcqueen, J. (1996) Uptake rates of food-chain and waterborne mercury by fish: field measurements, a mechanistic model, and an assessment of uncertainties. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 395-407.
70. RIMA - Relatório de Impacto Ambiental (2007) Projeto das Usinas Hidroelétricas de Teotônio e Jirau. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/licenciamento/>
71. Rosa, L. P. *et al.* (2002) Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: Relatórios de referência emissões de dióxido e carbono e de metano pelos reservatórios hidrelétricos brasileiros. Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia – COPPE; Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais – IVIG; Programa de Planejamento Energético da COPPE – PPE – Ministério de Ciência e Tecnologia.
72. Roulet, M., Lucotte, M., Saint-Aubin, A., Tran, S., Héault, I., Farella, N., Silva, E.J., Dezencourt, J., Passos, C.J., Soares, G.S., Guimarães, J.R., Mergler, D., Amorim, M. (1998) The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chao formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 223: 1-24.
73. Santos, L.S.N. *et al.* (2000) Evaluation of total mercury concentrations in fish consumed in the municipality of Itaituba, Tapajós River Basin, Pará, Brazil. *The Science of the Environment*, v.261, p.1-8.
74. Schetagne, R., Doyonb, J-F., Fournier, J-J. (2000) Export of mercury downstream from reservoirs. *The Science of the Total Environment*, 260: 135-145.
75. Scruton, D.A., Petticrew, E.L., Ledrew, L.J., Anderson, M.R., Williams, U.P., Bennet, B.A., Hill, E.L. (1994) Methylmercury Levels in Fish Tissue from Three Reservoir Systems in Insular Newfoundland, Canadá. In: Watras, C.J. & Huckabee J.W. (Eds.) *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Boca Raton, Lewis Publishers, p.441-456.

76. Silveira, E.G., Bastos, W.R., Malm, O., Bonotto, D.M. (2000) The presence of mercury in bottom sediments and rocks from Madeira river, Brazil. *Geociências*, 19(2): 283-289.
77. Simonin, H.A. & Meyer, M.W. (1998) Mercury and other air toxics in the Adirondack region of New York. *Environ. Sci. Policy* 1:199-209.
78. Souto, P.S.S. (2004) Risco ecológico associado a contaminação mercurial em ecossistemas aquáticos da Amazônia: região do rio Tapajós, estado do Pará, Brasil - Caracterização através de biomarcadores no Gênero *Cichla* (Tucunaré). Tese (Doutorado em Geociências - Geoquímica) Universidade Federal Fluminense, Niterói-RJ.
79. _____ (2007) The Madison Declaration on Mercury Pollution. *AMBIO*, 36 (1): 62-69.
80. Tremblay, G., Doyon, J.-T Et Schetagne, R. (1996) Réseau de suivi environnemental du complexe de La Grande. Démarche méthodologique relative au suivi des teneurs en mercure des poissons. Rapport conjoint direction principale Communication et Environnement d'Hydro-Québec et Groupe-conseil Génivar inc. 33p. et annexes.
81. Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrachitova, S.A. (2001) Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31 (3): 241-293.
82. USEPA (2001) Methylmercury water quality criteria. Washington DC.
83. Val, A.L. & Almeida-Val, V.M.F. Fishes of the Amazon and their environment, physiological and biochemical aspect. Berlin, Springer-Verlag, 1995.
84. Teixeira, D. (2007) A última fronteira. Reportagem. Revista VEJA.

85. Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumiere, R., Laperle, M., Schetagne, R. (1991) Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande hydroelectric complex, Quebec, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 56:405-417.
86. Verta, M., Matilainen, T., Porvari, P., Niemi, M., Uusi-Rauva, A., Bloom, N.S. Methylmercury sources in Boreal Lake Ecosystems. IN: Watras C.J & Huckabee J.W. (eds) *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Boca Raton, Lewis Publishers, pp. 137-152.
87. Watras, C.J. & Huckabee, J.W. (1994) *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Boca Raton, Lewis Publishers, 727p.
88. WHO Environmental Health Criteria (EHC 86) (1989) *Mercury - Environmental aspects*. Geneva, World Health Organization, 115p.
89. WHO Environmental Health Criteria (EHC 101) (1990) *Methylmercury*. Geneva, World Health Organization. 143p.
90. Zaret, T.M. (1980) Life History and Growth Relationships of *Cichla ocellaris*, a Predatory South American Cichlid. *Biotropica*, 12(2): 144-157.
91. Zhang, H., Lindberg, S.E., Marsik, F.J., Keeler, G.J. (2001) Mercury air/surface exchange kinetics of background Soils of the tahquamenon riverwatershed in the Michigan upper peninsula? *Water, Air and Soil Pollution*, 126: 151-169.

GLOSSÁRIO

Bioacumulação: processo de acumulação de um contaminante em relação à água.

Biomagnificação: processo de transferência de contaminantes através da cadeia trófica, onde há uma amplificação da acumulação de um nível trófico para o outro.

COD: Carbono Orgânico Dissolvido.

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.

Dose: é a quantidade administrada e/ou absorvida da substância química, expressa em peso da substância (gramas, miligramas, etc.) por unidade de peso do organismo vivo (por exemplo, mg/Kg de peso corporal do animal).

EUA: Estados Unidos da América

FBA: Fator de Bioacumulação.

FBM: Fator de Biomagnificação.

Hg: Mercúrio.

Hg⁺²: Íon mercúrico.

Hg⁰: Mercúrio elementar, na forma de gás.

IRN: Organização não-Governamental International River Network.

MeHg: Metilmercúrio.

Metilação: processo em que ocorre a transformação do mercúrio inorgânico em mercúrio orgânico com acréscimo de radicais metila.

OD: Oxigênio Dissolvido.

OMS: Organização Mundial de Saúde.

pH: potencial Hídrogênioônico.

RfD: Dose de referência.

RIMA: Relatório de Impacto Ambiental.

SNC: Sistema Nervoso Central.

USEPA: United State Environmental Protection Agency.

WHO: World Health Organization.

SÉRIES CETEM

As Séries Monográficas do CETEM são o principal material de divulgação da produção científica realizada no Centro. Até o final do ano de 2006, já foram publicados, eletronicamente e/ou impressos em papel, cerca de 200 títulos, distribuídos entre as seis séries atualmente em circulação: Rochas e Minerais Industriais (SRMI), Tecnologia Mineral (STM), Tecnologia Ambiental (STA), Estudos e Documentos (SED), Gestão e Planejamento Ambiental (SGPA) e Inovação e Qualidade (SIQ). A Série Iniciação Científica consiste numa publicação eletrônica anual.

A lista das publicações poderá ser consultada em nossa homepage. As obras estão disponíveis em texto completo para download. Visite-nos em <http://www.cetem.gov.br/series>.

Últimos números da Série Estudos e Documentos

SED-75 - **Mineral production clusters evaluation through the sustainability matrix.** Carlos Cesar Peiter e Roberto Cerrini Villas Boas, 2008.

SED- 74 - **A grande mina e a comunidade: estudo de caso da grande mina de ouro de crixás em goiás.** Francisco Rego Chaves Fernandes, Maria Helena Machado Rocha Lima e Nilo da Silva Teixeira, 2006.

SED-73 - **Grandes minas e comunidade: algumas questões conceituais.** Francisco Rego Chaves Fernandes, Maria Helena R. Lima e Nilo Teixeira da Silva., 2007.

SED-72 - **Pó-de-Rocha como Fertilizante Alternativo para Sistemas de Produção Sustentáveis em Solos Tropicais.** Ricardo Melamed, José Carlos Gaspar e Norbert Miekeley, 2007.

INFORMAÇÕES GERAIS

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral
Avenida Pedro Calmon, 900 – Cidade Universitária
21941-908 – Rio de Janeiro – RJ
Geral: (21) 3867-7222 - Biblioteca: (21) 3865-7218 ou 3865-7233
Telefax: (21) 2260-2837
E-mail: biblioteca@cetem.gov.br
Homepage: <http://www.cetem.gov.br>

NOVAS PUBLICAÇÕES

Se você se interessar por um número maior de exemplares ou outro título de uma das nossas publicações, entre em contato com a nossa biblioteca no endereço acima.

Solicita-se permuta.

We ask for interchange.