

A CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO NA BACIA DO RIO MADEIRA: UMA BREVE REVISÃO

W.R. Bastos¹, L.D. Lacerda²

¹Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho-RO, 78900-500, Brasil.

²Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niteroi-RJ, 24020-007, Brasil.
Recebido em 07/04; aprovado para publicação em 03/05.

RESUMO

Estudos recentes sobre a distribuição do Hg na região da bacia do Rio Madeira mostram processos de bioacumulação e biomagnificação na biota aquática, embora os teores atuais, medidos em sedimentos e águas, estejam dentro dos níveis considerados normais para a região. Isto sugere que, mesmo que atividades de mineração de ouro tenham tido uma significativa redução a partir de meados dos anos 90, as quantidades de Hg lançadas na bacia do Rio Madeira, nas décadas de 70 e 80, ainda permanecem distribuídas em diferentes compartimentos abióticos e/ou bióticos, passíveis de remobilização e incorporação biológica, como mostrado pelos resultados obtidos sobre as concentrações de Hg em peixes e na população humana ribeirinha. Permanecem, portanto, como uma real ameaça à saúde humana na região, alertando para a necessidade de um programa de monitoramento continuado, e de pesquisas de longo prazo, capazes de esclarecer os principais mecanismos biogeoquímicos que resultam na permanente biodisponibilidade do Hg para os ecossistemas da região.

ABSTRACT

Recent findings on the Hg distribution in the Madeira River basin show ongoing bioaccumulation and biomagnification of this metal in the aquatic biota, although Hg concentrations in sediments and waters fit into the range expected for these compartments. This suggests that notwithstanding the significant reduction in gold mining and thus of Hg emissions to the local environment, during the last decade, the quantities of Hg released to the environment during the peak of the activities in the 1970's and 1980's, are still available for mobilization in the local environment. The high concentrations found in fish and humans, confirm that Hg is still a serious threat to human health in the region and deserve continuous monitoring programs and long-term research initiatives on the major biogeochemical processes responsible for the permanent bioavailability of Hg to the regional ecosystems.

INTRODUÇÃO

Dentre os metais pesados, o Hg é um dos elementos que representa maior risco à saúde humana, particularmente quando inalado sob a forma de vapor ou ingerido sob a forma de metil-Hg. Sua toxicologia, face aos acidentes ocorridos no Japão (1950 – 1960), e Iraque (1970) dentre outros, é bem conhecida. Basicamente os efeitos deletérios que o Hg produz caracterizam-se por danos irreversíveis ao sistema nervoso central, chegando a atingir áreas do cerebelo associadas a funções sensoriais, visuais, auditivas e motoras e, em caso agudo, pode levar ao coma e à morte. Do ponto de vista toxicológico, a ingestão de

alimentos contendo organomercuriais, principalmente o metil-Hg, representa o maior risco de intoxicação da população ribeirinha, enquanto que o vapor de Hg metálico, que é quase totalmente absorvido e difunde-se rapidamente através das barreiras hemoencefálica e placentária (Komyo *et al.*, 1993), representa um risco toxicológico eminentemente ocupacional.

O uso do Mercúrio (Hg) no processo de amalgamação utilizado na mineração de ouro e prata foi particularmente significativo durante o período colonial na América espanhola e posteriormente na América do Norte, até o início

do século passado. Estima-se que este processo de separação tenha emitido para o ambiente mais de 200.000 toneladas de Hg de 1540 até 1900 na América espanhola colonial e cerca de 60.000 toneladas na América do Norte nos séculos XVIII e XIX. Durante grande parte deste período, toda a produção de Hg das principais minas espanholas (Almadén, Espanha e Huancavélica, Peru) foi destinada à mineração de prata e ouro. (Nriagu, 1994; Lacerda & Salomons, 1998). A exaustão dos principais depósitos metalíferos superficiais e a introdução do método de cianetação na separação do ouro contribuíram para a redução do uso da técnica de amalgamação na exploração desses metais. Porém, na década de 1970, devido à crescente valorização do ouro no mercado internacional e à piora na condição econômico-social no mundo em desenvolvimento, esta técnica foi “ressuscitada”, em particular nos países da Ásia tropical e América Latina.

Na bacia Amazônica em particular, esta técnica representa uma opção simples, barata e confiável para produção de ouro, pronta a ser usada por uma população crescente e carente de trabalho formal na maioria dos países em desenvolvimento da região (Lacerda *et al.*, 1995). A emissão anual de Hg para o ambiente da bacia da Amazônia, proveniente desta atividade, na década de 1980, pode ter alcançado cerca de 200 toneladas, sendo o Brasil, a Bolívia, a Venezuela, a Guiana e a Colômbia os maiores emissores (Lacerda, 1997).

A bacia superior do Rio Madeira foi a segunda mais importante região produtora de ouro de garimpo na Amazônia durante as duas últimas décadas do século passado. A corrida do ouro no Rio Madeira iniciou em 1975 como uma atividade individual, não mecanizada, principalmente em bancos e margens do rio, durante a estação seca. Este processo foi rapidamente seguido pela introdução de balsas, operadas em conjunto com mergulhadores, seguida da introdução de grandes dragas mecânicas, capazes de trabalhar a grandes profundidades. A atividade atingiu seu máximo durante a década de 80, quando da liberação da Reserva Garimpeira do Rio Madeira, que delimitou o setor do rio entre Porto Velho e a Vila de Abunã para a atividade garimpeira e foi regulamentada pelas Portarias MME 1345/79 e

1034/80. Em 1985, cerca de 800 dragas e 700 balsas operavam no setor do rio entre Porto Velho e Guajará Mirim, na fronteira com a Bolívia. A produção total dessa operação garimpeira atingiu cerca de 9,4 toneladas anuais, resultando em uma emissão anual estimada de Hg de cerca de 12 toneladas. Entre 1979 e 1990 estima-se que cerca de 87 toneladas de Hg foram emitidas para o meio ambiente, sendo cerca de 65% emitida para a atmosfera e o restante perdido sob forma de Hg metálico na calha do próprio rio (Lacerda *et al.*, 1989). Uma vez que a deposição da maior parte do Hg atmosférico originado em garimpos na Amazônia ocorre entre 40 a 60 km da fonte (Lacerda *et al.*, 2004), é provável que a maior parte deste Hg tenha sido depositado em solos da região ao longo do Rio Madeira. Embora a atividade na porção brasileira do Rio Madeira tenha decrescido significativamente, na porção boliviana esta atividade tem apresentado um crescimento substancial, sendo responsável pela emissão anual de 0,25 a 0,5 t, contribuindo diretamente para porção brasileira da bacia (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000). A figura 1 apresenta um mapa de localização das principais áreas de garimpo, cidades e cursos fluviais da bacia do Rio Madeira, potencialmente afetadas pelas emissões do garimpo de ouro.

Uma avaliação da contaminação potencial dos recursos da bacia superior do Rio Madeira e sua população depende, não só de determinações precisas de Hg nos compartimentos ambientais, mas, principalmente, de um conhecimento razoável da biogeoquímica de seus ecossistemas, em particular dos processos biogeoquímicos que controlam a biodisponibilidade deste metal. Este aspecto é de fundamental importância, uma vez que a quantidade de Hg já depositada nos ecossistemas Amazônicos, que inclui, inclusive, o Hg das operações da mineração espanhola, durante os séculos 17 e 18, pode, sob certas circunstâncias, ser remobilizada para os ciclos ecológicos. Por exemplo, a aceleração nas mudanças do uso de terra pela agropecuária e a dragagem anual que ocorre em alguns pontos da Hidrovia do Rio Madeira, podem acelerar processos de remobilização do Hg presente em solos e sedimentos fluviais respectivamente, enquanto que características particulares de alguns ambientes da Amazônia podem criar condições ideais para a metilação do Hg

Tabela 1 - Concentrações de Hg em amostras de ar ao longo do Rio Madeira e em casas compradoras de ouro na cidade de Porto Velho.

Local	Fonte	Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Autor
Porto Velho	Próximo a casas comercializadoras	0,1 - 3,2	Pfeiffer et al. (1989)
Porto Velho	Próximo a casas comercializadoras	0,45 - 7,5	Malm et al. (1991)
Rio Madeira	Em garimpos, sobre sítios de amalgamação	10,0 - 296,0	Malm et al. (1991)
Porto Velho	Casas comercializadoras desativadas	0,04 - 0,09	Bastos et al. (2004)

Os resultados apresentados na tabela 1 confirmam as elevadas concentrações de Hg na atmosfera regional durante o máximo da atividade garimpeira de ouro e sua diminuição significativa após este período. Entretanto, em lojas comercializadoras transformadas e reformadas, ainda são encontradas concentrações relativamente elevadas de Hg ($0,87 \pm 0,05 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) (Bastos *et al.* 2004), o que justifica a necessidade de continuação do monitoramento deste compartimento, mesmo no período atual, de baixa atividade garimpeira.

O domínio da emissão atmosférica resulta em taxas de deposição relativamente elevadas, tipicamente de 40 até 200 $\mu\text{gHg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ próximo a locais de garimpo (Lacerda & Salomons, 1998). Como resultado, a contaminação de solos por Hg é comum. A re-emissão de Hg de solos contaminados e de rejeitos de garimpo pode variar de 50 até 1.500 $\mu\text{gHg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Tumpling *et al.*, 1995), muito mais elevada que em áreas mineralizadas contendo depósitos de cinábrio (minério de mercúrio), onde estas taxas podem alcançar até 60 $\mu\text{gHg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Rasmussen, 1994). Estas taxas, porém, são semelhantes àquelas medidas no ar sobre minas de Hg, como em Almadén, Espanha, onde a re-emissão pode alcançar valores bem mais altos, de até 2.600 $\mu\text{gHg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$ (Ferrara & Maserti, 1994).

Concentrações extremamente altas de Hg também foram reportadas em poeira de rua sob influência de casas comercializadoras de ouro. Por exemplo, concentrações de Hg em poeira de rua coletados em Porto Velho e Itaituba, alcançam valores de 36.000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ e 250.000 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ (Malm *et al.*, 1991; Thornton *et al.*, 1992, respectivamente), representando um fator de enriquecimento de 100 a 1.000 vezes em relação às concentrações médias de Hg encontrado em solos próximos. Este compartimento revela um

tempo de residência muito pequeno na atmosfera, para o Hg emitido por casas comercializadoras e está de acordo com a partição do Hg presente nesta emissão, majoritariamente particulado, como relatado por Marins *et al.* (2001). Este compartimento tem sido sugerido como uma fonte significativa da exposição humana ao Hg, através da inalação, em centros de comercialização da mineração de ouro no Brasil (Hacon *et al.*, 1997). Infelizmente, este compartimento não tem sido monitorado em períodos recentes.

A re-emissão para a atmosfera, e posterior deposição de Hg, é de grande importância para seu ciclo na região Amazônica, em particular durante a estação seca, quando ocorre um enriquecimento de até 5 vezes nas concentrações de ozônio na baixa atmosfera e um aumento de até 100 vezes em partículas atmosféricas em suspensão, devido às queimadas e à ressuspensão de poeira (Artaxo *et al.*, 2000), situação que facilita a oxidação, adsorção e deposição deste metal. Conseqüentemente, a maior concentração de Hg atmosférico depositado em solos e águas amazônicas está na forma Hg^{2+} . Uma vez que a espécie de Hg diretamente lançado em rios e solos, fruto de rejeitos da mineração, está associada aos resíduos minerais como Hg^0 , e até amalgamados com grãos de ouro (Ching & Hongxiao, 1985), esta espécie tem pouca importância na geração de metil-Hg, confirmando a importância do Hg atmosférico como a principal fonte de Hg para o processo de metilação nos ecossistemas da Amazônia.

Levando em consideração as observações acima, a contaminação de Hg no ambiente amazônico é, tipicamente, originada de fontes difusas (principalmente através de deposição atmosférica), com carga relativamente pequena em relação à área. A contaminação local

por Hg⁰ (vapor metálico), embora muito alta em alguns locais, como em áreas diretamente influenciadas pela comercialização do ouro, é, provavelmente, de importância secundária, devido à baixa biodisponibilidade desta forma de Hg, com isso, apresentando um fator de risco baixo. Porém, estes locais podem ser muito mais significativos como uma fonte secundária de Hg, através de volatilização do Hg para a atmosfera. Neste quadro, os solos de floresta são o principal destino do Hg emitido para a atmosfera em áreas de garimpo, o qual estará sujeito a remobilização quando da alteração dos usos destes solos.

O DESTINO DO Hg EM SOLOS DA BACIA DO RIO MADEIRA

Segundo Malm *et al* (1991) e Lacerda *et al* (1995) solos de floresta da bacia do Rio de Madeira mostram concentrações de Hg de 30 até 340 ng.g⁻¹ e 35 a 300 ng.g⁻¹, respectivamente. Os valores mais altos foram encontrados, de uma maneira geral, perto de seções de rio onde a mineração intensa acontecia. Em outro estudo, em Poconé-MT, Brasil Central, amostras de solo de uma área de 10.000 km² sob a influência de vários locais de mineração de ouro, mostraram concentrações baixas de Hg, de 30 ng.g⁻¹ (considerado o *background* local), em 70% das amostras analisadas. Em cerca de 30% das amostras, as concentrações de Hg variaram de 30 a 100 ng.g⁻¹. Próximo a locais de mineração,

porém, as concentrações de Hg alcançaram 270 ng.g⁻¹ (Lacerda *et al.*, 1991). Em outro extenso estudo de solos de floresta em Alta Floresta-MT, Amazônia meridional, em uma área de mais de 5.000 km², concentrações de Hg variando de 20 até 210 ng.g⁻¹ foram encontradas (Lacerda *et al.*, 2004). Na Guiana Francesa, solos de floresta apresentaram concentrações de Hg de até 320 ng.g⁻¹ (Roulet & Lucotte, 1995). Na Venezuela, solos de floresta mostraram concentrações médias de Hg de 103 ng.g⁻¹ (Shrestha & Quilarque, 1989). Na bacia inferior do Rio Madeira solos florestais apresentavam na década de 1990 concentrações de Hg variando em até uma ordem de grandeza, numa faixa de 41 a 346 ng.g⁻¹ (Lacerda *et al.*, 1987; Lechler *et al.*, 2000). Ao contrário do verificado para o compartimento atmosfera, as concentrações de Hg em solos da Bacia do Rio Madeira não têm variado significativamente ao longo do tempo. Em recente levantamento das concentrações de Hg em solos na mesma região, Bastos (2004) encontrou a mesma faixa de variação reportada em estudos anteriores.

Por outro lado, as concentrações medidas em solos diretamente afetados por fontes pontuais, como garimpos propriamente ditos ou casas comercializadoras, apresentam concentrações de Hg até duas ordens de grandeza superiores aos valores encontrados em solos florestais (Malm, 1993). A tabela 2 resume as

Tabela 2 - Concentrações de Hg em solos da Bacia do Rio Madeira e algumas outras bacias amazônicas.

Local	Hg ng.g ⁻¹	Autor
Rio Madeira entre Porto Velho e Humaitá	41 - 346	Lechler <i>et al.</i> (2000)
Bacia do Rio Madeira, Candeias do Jamari	126 -149	Almeida <i>et al.</i> , 2004
Solos de floresta em Teotônio, Rio Madeira	35 - 300	Lacerda <i>et al.</i> (1987)
Solos florestais da bacia do Rio Madeira	30 - 340	Malm (1993)
Bacia do Rio Negro (AM)	81 - 320	Fadini & Jardim (1998)
Bacia do Rio Tapajós (PA)	90 - 210	Roulet <i>et al.</i> (1998)
Bacia do Rio Teles Pires (MT)	27 - 200	Lacerda <i>et al.</i> (2004)
Bacia do Rio Negro (AM)	48 - 212	Zeidemann (1998)
Bacia do Rio Jau (AM)	61 - 103	Zeidemann (1998)
Serra do Navio	304 ± 61	Forstier <i>et al.</i> (2000)
Próximo a garimpos do Rio Madeira	420 - 9.990	Malm (1993)
Porto Velho, próximo a lojas comercializadoras	460 - 64.000	Malm (1993)
Porto Velho, próximo a lojas comercializadoras	30 - 1.330	Malm (1993)

concentrações de Hg relatadas para solos florestais da Bacia do Rio Madeira comparando com outras bacias amazônicas e com solos urbanos ou diretamente afetados por rejeitos de garimpo.

Os processos envolvidos na capacidade de imobilização e de acumulação de Hg em um solo incluirão as propriedades biogeoquímicas das localidades específicas, o que na região pode estar sendo influenciado pelas várias formas de uso do solo, que deverão resultar em capacidades diferentes de acumulação e liberação de Hg. Por outro lado, a imobilização de Hg em solos da Amazônia está intimamente relacionada ao equilíbrio do ecossistema. Em particular no grau de manutenção do complexo ciclo de nutrientes e água entre o solo e a floresta. Quando as condições naturais são alteradas, por exemplo, através de desmatamento para uso na agricultura ou pastagem, construção de estradas, etc..., uma aceleração da volatilização do Hg presente nos solos poderá ocorrer (Lacerda *et al.*, 2004). Por exemplo, Almeida *et al.* (2004) mediram taxas de emissão de Hg de solos florestais para a atmosfera 4 vezes menores que aquelas medidas em solos de pasto. Portanto, as elevadas taxas de re-emissão e o longo tempo de residência do Hg em solos, tornam este compartimento de particular interesse ambiental.

DESTINO DO Hg EM TERRAS DE AGRICULTURA

Mudanças drásticas do uso da terra estão acontecendo na floresta Amazônia durante as últimas três décadas. Em particular, o desmatamento, que alcança taxas anuais de 7.000 até 23.000 km². Conseqüentemente, têm aumentado as taxas de sedimentação dos ecossistemas aquáticos naturais e artificiais em função do aumento da erosão do solo (Forsberg *et al.*, 1999; Skole & Tucker, 1993; Lacerda, 1995; Godoy *et al.*, 2002). A conversão da floresta em pastagem tem um efeito significativo nos depósitos de Hg nos solos. Através da acentuada elevação da temperatura do solo e sua exposição física, e de mudanças na química do solo que facilitam a conversão entre as diferentes espécies químicas do Hg, a re-emissão do Hg depositado é significativamente aumentada, já que grande parte do Hg presente no solo está

acumulado nos primeiros horizontes da superfície (Grigal *et al.*, 1994; Lacerda *et al.* 2004). Com o desmatamento alcançado através da queima da floresta, condições atmosféricas também sofrem modificações, em particular o aumento nas concentrações de ozônio e o de partículas em suspensão que aceleram a oxidação do vapor de Hg elementar (Hg⁰) para Hg⁺² (iônico) e seu carreamento para a superfície (Lacerda & Salomons, 1998). Este processo diminui o tempo de residência do Hg na atmosfera da Amazônia, aumentando a deposição de Hg perto das fontes, deixando-o na forma química (Hg⁺²), pronta para metilação.

Práticas de agricultura reduzem o conteúdo orgânico do solo em ambientes tropicais, componente que regula a retenção de Hg em solos de floresta (Grigal *et al.*, 1994). Estas práticas aumentam também a erosão do solo, acelerando o transporte de Hg para cursos d'água (Forstier *et al.*, 2000), podendo resultar na contaminação da biota. A erosão do solo devido ao desmatamento na bacia Amazônica pode liberar também o Hg acumulado em longo prazo nos solos, seja oriundo de fontes naturais, como durante variações climáticas do Quaternário (Santos *et al.*, 2001) ou mesmo do Hg originado na intensa atividade de mineração de prata ocorrida entre os séculos XVI e XVIII na América Colonial Espanhola e eventualmente retida em solos florestais (Nriagu, 1994; Lacerda *et al.*, 1999).

Um exemplo do efeito do uso da terra sobre a distribuição de Hg em solos de superfície da Amazônia foi publicado por Lacerda *et al.* (2004) baseada em curvas de concentração representando a distribuição de Hg em solos de superfície, proveniente de amostras de solos coletadas simultaneamente em áreas de floresta e de pastagens adjacentes na região de Alta Floresta-MT, Amazônia Meridional. Os resultados mostraram que solos de pastagem apresentam concentrações de Hg muito mais baixas que solos de floresta. Em solos de floresta, as concentrações de Hg variaram de 27 a 200 ng.g⁻¹ enquanto que em solos de pastagem as concentrações variaram de 10 a 42 ng.g⁻¹. Estes resultados sugerem que, nos solos de pastagem, o Hg está sendo re-emitido de forma eficaz, reduzindo o seu conteúdo do solo por um fator

de 2 a 10 vezes em relação aos solos de floresta. Resultados semelhantes foram encontrados por Grigal *et al.* (1994) no leste de Minnessota-EUA, e parecem ser uma característica geral de solos de pastagens, comparados a solos de floresta.

Estimativas do tempo de residência de Hg em solos arborizados podem alcançar alguns milhares de anos. Portanto, solos são em geral considerados como um depósito quase permanente para Hg. Porém, mudanças no uso da terra podem reduzir drasticamente este tempo de residência para alguns dias a meses, como em áreas de pastagens criadas por incêndios. Eventualmente, o tempo de residência de Hg novamente depositado em solos poderá aumentar, mas será função do tempo necessário para solo de pasto ou agricultura readquirir suas características de floresta. Em geral, este tempo está na ordem de 100 anos, para solos de ambientes de clima temperado (Grigal *et al.*, 1994). Para solos da Amazônia tropical, isto ainda é desconhecido. Porém, já que a estrutura e natureza do solo são dependentes da manutenção da floresta, o tempo de necessário para que o solo volte a representar um reservatório semi-permanente de Hg poderá ser muito mais longo.

O comportamento de Hg em perfis de solos da Amazônia para conhecimento de sua dinâmica e tempo de residência foi estudado em dois locais na Guiana Francesa e na região do reservatório de Tucuruí, Pará. Os resultados destes estudos mostraram uma acumulação significativa de Hg nos horizontes de superfície, abaixo da camada de serrapilheira, devido ao elevado conteúdo de material orgânico, particularmente em latossolos. Picos de concentração também ocorreram nos horizontes mais profundos, ricos em ferro e matéria orgânica, particularmente em solos submetidos a intenso processo de podzolização, como na bacia do Rio Negro (Aula *et al.*, 1994; Roulet & Lucotte, 1995; Valle *et al.*, 2004). Estes resultados sugerem que o Hg, após atravessar os horizontes superficiais ricos em material orgânico, é lixiviado através do solo, associado a substâncias húmicas, acumulando-se nos horizontes ricos em ferro, em profundidades relativamente rasas, de 20 até 30 cm. Este processo de acumulação, a longo prazo, resulta

em elevadas concentrações, não importando as fontes de Hg existentes. Experiências de laboratório, porém, mostraram que, quando da ausência de material orgânico no perfil do solo, o Hg inorgânico é rapidamente lixiviado para horizontes mais profundos ou para as águas subterrâneas. Além disso, em perfis profundos (> 2,0 m) de solos, em Alta Floresta, MT, a presença de horizontes de acumulação não foi sempre evidenciada (Lacerda *et al.*, 1999). Portanto, uma generalização no comportamento do Hg na floresta Amazônica está ainda longe de se alcançar, em particular em relação ao seu tempo de residência em solos.

CONCENTRAÇÃO DE Hg EM SEDIMENTOS FLUVIAIS

Os sedimentos fluviais têm sido um dos compartimentos mais estudados com respeito às concentrações de Hg, devido à facilidade de coleta e análise. A distribuição das concentrações tende a refletir as entradas pontuais de Hg, basicamente oriundo de rejeitos de dragas e balsas. Este Hg apresenta-se, via de regra, como Hg elementar metálico, de baixa mobilidade e relativamente inerte. Por exemplo, Leckler *et al.*, (2000), mediram concentrações de Hg de 41 ng.g⁻¹ a montante, e de 340 ng.g⁻¹ a jusante de dragas em operação na região de Porto Velho, mostrando claramente o aumento devido à fonte pontual. As concentrações mais elevadas medidas na Bacia do Rio Madeira foram encontradas em amostras coletadas próximo a reserva garimpeira, durante seu pico de exploração, atingindo valores de até 19.800 ng.g⁻¹, medidos em amostras de sedimentos na confluência do Rio Mutum-Paraná com o Rio Madeira, área de concentração de balsas e dragas para manutenção (Pfeiffer *et al.*, 1989). As concentrações de Hg em sedimentos de fundo do Rio Madeira, medidas em diversos períodos, desde o pico da atividade, até os dias atuais são apresentadas na tabela 3. Os resultados mostram claramente uma diminuição das concentrações medidas em sedimentos de corrente na região a montante de Porto Velho seguindo a diminuição da atividade garimpeira. Por exemplo, as concentrações típicas de Hg em sedimentos de corrente desta região, em fins dos anos 1980 e início dos anos 1990, variavam tipicamente de 50 a 280 ng.g⁻¹ (Pfeiffer *et al.*, 1989); de 50 a 2.620 ng.g⁻¹ (Pfeiffer *et al.*, 1991);

Tabela 3 - Concentrações de Hg em sedimentos de fundo do Rio Madeira. A localização dos diversos setores pode ser encontrada na Figura 1.

Local	Hg ng.g ⁻¹	Autor
Montante de Porto Velho a Abunã	50 - 2.620	Pfeiffer et al. (1991)
Montante de Porto Velho a Teotônio	50 - 280	Pfeiffer et al. (1989)
Montante de Porto Velho, em Teotônio	50 - 175	Lacerda et al. (1987)
Montante de Porto Velho a Abunã	330 ± 810	Lacerda et al. (1990)
Montante de Porto Velho, em Teotônio	30 - 350	Martinelli et al. (1988)
Montante de Porto Velho a Teotônio	140 - 210	Silveira et al. (2000)
Montante de Porto Velho a Teotônio	37 - 136	Silveira & Bonoto (2003)
A jusante de Porto Velho a Borba	41 ± 34	Leckler et al. (2000)
A jusante de Porto Velho a Humaitá	35 - 82	Bastos (2004)

50 a 175 ng.g⁻¹ (Lacerda *et al.*, 1987); 330 ± 810 ng.g⁻¹ (Lacerda *et al.*, 1990) e de 30 a 350 ng.g⁻¹ (Martinelli *et al.*, 1988).

Resultados obtidos nos primeiros anos do presente século, entretanto, apontam concentrações bem menores de Hg em sedimentos de corrente da região da reserva garimpeira variando de 37 a 136 ng.g⁻¹ (Bonoto & Silveira, 2003).

Na porção inferior da bacia do Rio Madeira entre Porto Velho e a confluência com o Rio Amazonas, região pouco estudada durante o pico da atividade garimpeira por apresentar poucas áreas de garimpo, as concentrações de Hg em sedimentos de corrente variaram de 35,2 a 82,2 ng. g⁻¹ numa amostragem realizada em 2003 (Bastos, 2005). Estas concentrações são similares àquelas reportadas por Leckler *et al.* (2000), coletadas na mesma região em 1997 (41 ± 34 ng.g⁻¹). Portanto, na bacia superior do Rio Madeira, diretamente afetada por lançamentos pontuais de Hg pela atividade da reserva garimpeira, as concentrações de Hg em sedimentos de corrente diminuíram significativamente ao longo dos últimos 10 anos proporcionalmente à diminuição do garimpo na área.

Resultados semelhantes também foram relatados para sedimentos em suspensão, embora poucos estudos tenham abordado este compartimento. Resultados obtidos em 1997, em amostras coletadas a intervalos de cerca de 150

km entre Porto Velho e a confluência com o Rio Amazonas, mostraram concentrações de Hg variando de 68 a 251 ng.g⁻¹ enquanto que, na mesma região, em amostragem semelhante realizada em 2002, as concentrações foram menores, variando de 9,6 a 122 ng.g⁻¹ (Aires, *et al.*, 2004), Outra amostragem, realizada entre Porto Velho e Humaitá, em 2003, mostrou concentrações variando de 20 a 48,8 ng.g⁻¹ (Bonotto & Silveira, 2003).

CONTAMINAÇÃO DO PESCADO E EXPOSIÇÃO HUMANA

A pesca é uma das atividades extrativistas mais importantes da bacia Amazônica, movimentando anualmente cerca de US\$ 200 milhões e envolvendo mais de 70.000 empregos diretos, dos quais 30.000 são pescadores filados às Colônias de Pesca (Amaral, 1998). Para Santos *et al.*, (1991), o peixe é um dos recursos mais importantes para populações amazônicas, por ser de fácil acesso aos habitantes das inúmeras vilas e povoados, face à localização, geralmente, às margens dos cursos d'água, fazendo a pescaria difusa de subsistência responsável por 61% da produção pesqueira. O estoque pesqueiro comercializado mais importante inclui às espécies reofílicas ou migratórias, que perfazem 60% das capturas da bacia Amazônica, como piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), jaraqui (*Emaprochylodus* sp.), pacu (*Mylossoma* sp.) e jatuarana (*Bricon* sp.). Bastos (2004) aplicou

Tabela 4 - Concentração média de Hg (ng.g⁻¹ em peso úmido) em amostras coletadas entre 1996 e 2000 em espécies de peixes de diferentes hábitos alimentares da bacia do Rio Madeira. Resultados disponíveis no banco de dados do Laboratório de Biogeoquímica da Universidade de Rondônia.

Localidades	Peixes Piscívoros	Peixes Onívoros	Peixes Micrófagos	Peixes Detritívoros
Rio Madeira	680 ± 490 (n = 141)	90 ± 70 (n = 27)	80 ± 60 (n = 77)	180 ± 70 (n = 08)
Rio Jamari	580 ± 450 (n = 144)	110 ± 160 (n = 41)	300 ± 330 (n = 56)	80 ± 30 (n = 13)
Rio Jacy-Paraná	660 ± 480 (n = 55)	70 ± 90 (n = 15)	110 ± 60 (n = 34)	120 ± 10 (n = 03)
*C.M.R. (OMS)	500	500	500	500
**C.M.R. (ANVISA)	1.000	1.000	1.000	1.000

*C.M.R. - Concentração Máxima Recomendada para o consumo segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS, 1976);
**C.M.R. - Concentração Máxima Recomendada para o consumo segundo a ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 1999).

questionários sobre hábitos alimentares da população ribeirinha do Rio Madeira, respondidos por 660 indivíduos. Estes citaram 32 espécies de peixes consumidas localmente. Porém apenas 8 espécies corresponderam a cerca de 60 % do pescado consumido por estas populações: Pacú (*Mylossoma* sp.), com 23 %, Jaraquí (*Semaprochilodus ocellaris*) com 12 %, Sardinha (*Triporthesus albus*) com 10 %, Curimatã (*Prochylodus* sp.) com 7 %, Branquinha (*Curimata amazon*) com 9 %, Tucunaré (*Cyella* spp.) com 6%, Tambaqui (*Colossoma macropomum*) com 5 % e Mandi (*Pimelodus* sp.) com 4%. Ainda de acordo com estes questionários, o consumo de pescado variou de 250 g.dia⁻¹ para adultos a 150 g.dia⁻¹ para crianças.

Peixes são, portanto, a base da dieta alimentar de grande parte da população ribeirinha amazônica constituindo-se assim, como a principal via de exposição ao Hg para esta população. Como agravante, entre 60 % e 100%

do Hg presente nestes peixes ocorre sob a forma de metil-Hg, forma mais tóxica ao organismo humano (Bastos, 2004).

Na região Amazônica faz-se necessário um monitoramento constante do nível de mercúrio na população de peixes, e em menor escala, outros organismos carnívoros utilizados como alimento pela população local, como mamíferos, aves e répteis, que também podem acumular Hg através da transferência pela cadeia alimentar. As espécies de peixes carnívoros avaliadas na bacia do Rio Madeira vêm apresentando elevadas concentrações de Hg em seus tecidos, atingindo valores, para algumas espécies, superiores ao sugerido para a ingestão, fornecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS), de 500 ng.g⁻¹ e pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde (ANVISA) de 500 ng.g⁻¹ para espécies não-carnívoras e de 1.000 ng.g⁻¹ para espécies carnívoras (Tabela 4 e 5).

Tabela 5 - Concentrações de Hg (ng.g⁻¹ em peso úmido) medidas em peixes carnívoros durante os últimos 25 anos na Bacia do Rio Madeira.

Local	Hg	Autor
Montante de Porto Velho, em Teotônio	70 - 2.890	Martinelli et al. (1988)
Montante de Porto Velho, a Abunã	70 - 2.700	Pfeiffer et al. (1989)
Montante de Porto Velho a Teotônio	670 - 1.470	Malm et al. (1990)
Montante de Porto Velho, Reserva Garimpeira	320 - 1.330	Reuther (1994)
Montante de Porto Velho, Reserva Garimpeira	220 - 740	Boischio et al. (1995)
Montante de Porto Velho, Reserva Garimpeira	230 - 1.340	Boischio & Henshel (2000)
Montante de Porto Velho ao Rio Beni, Bolívia	49 - 1.522	Maurice-Bourgoin et al. (2000)
Montante de Porto Velho a Abunã	90 - 1.697	Bastos (2004)
A jusante de Porto Velho a Borba	280 - 440	Leckler et al. (2000)
A jusante de Porto Velho a Humaitá	7 - 2.520	Bastos et al.(2005)

A tabela 5 compara as concentrações de Hg medidas em peixes carnívoros durante os últimos 25 anos na Bacia do Rio Madeira. Fica bastante evidenciado que, ao contrário dos resultados observados para os compartimentos atmosfera, sedimentos fluviais de fundo e sedimentos fluviais em suspensão, as concentrações de Hg permanecem elevadas ao longo de todo o período amostrado, sugerindo a contínua emissão de metil-Hg nos ambientes aquáticos da Bacia do Rio Madeira. Portanto, embora as emissões de Hg pelo garimpo tenham diminuído significativamente, os processos biogeoquímicos internos dos ecossistemas amazônicos e, provavelmente, as intensas mudanças dos usos do solo verificadas na região nas últimas décadas, continuam mobilizando sob forma biodisponível o Hg depositado na bacia do Rio Madeira, mantendo um elevado nível de risco às populações locais.

Exposição Humana

As principais formas de entrada de Hg nos seres humanos são por inalação dos vapores do metal (forma inorgânica, Hg⁰) e ingestão de alimentos contaminados pelo metal, particularmente de peixes (forma orgânica, metil-Hg). O vapor de mercúrio metálico inalado é absorvido pelos pulmões e transportado pelo sangue acumulando-se principalmente nos rins, mas pode atravessar a barreira hemato-encefálica causando danos ao sistema nervoso central (Lacerda & Salomons, 1998). Os sintomas são semelhantes aos da malária: febre, tosse, fadiga, tremores, distúrbios digestivos (diarréia, anorexia e vômitos) e distúrbios nervosos, como ansiedade, cefaléia, depressão, letargia e perda de memória (Malm, 1993). Muito solúvel em gorduras, o composto metil-Hg, absorvido via ingestão de pescado, atravessa com muita facilidade as membranas celulares, indo danificar principalmente o sistema nervoso central. De maneira geral o metil-Hg irá produzir no homem danos irreversíveis em seu sistema nervoso indo atingir principalmente as áreas associadas às funções sensoriais, visuais, auditivas e de coordenação motora Malm (1993).

A avaliação do risco oferecido pela ingestão de peixes deve ser sempre acompanhada de uma avaliação dos níveis de Hg nos cabelos das populações que deles se alimentam. Enquanto que a urina é mais utilizada como

indicador da exposição a vapores de mercúrio (Malm, 1991; Lacerda & Salomons, 1998; Bastos, 2004). A análise dos teores de Hg em populações da bacia do Rio Madeira mostra que trabalhadores de garimpo e/ou de lojas comercializadoras de ouro, apresentam maiores concentrações de Hg na urina, refletindo uma exposição ocupacional. Estas concentrações são atualmente muito baixas nos sujeitos amostrados (Bastos, 2004). Por outro lado, populações ribeirinhas apresentam níveis elevados de Hg em cabelo, e suas concentrações têm-se mostrado elevadas e constantes ao longo dos últimos 25 anos (Bastos, 2004).

A tabela 6 apresenta resultados da análise de cabelos humanos de 312 indivíduos de populações ribeirinhas da bacia do Rio Madeira realizada em 2003. Como evidenciado, a grande maioria dos grupos analisados apresenta concentrações de Hg maiores que os níveis considerados normais e, pelo menos em uma população (São Sebastião do Tapuaru), as concentrações encontradas encontram-se acima dos níveis considerados críticos, i.e. capazes de resultar em sintomas de contaminação, admitidos pela Organização Mundial de Saúde. As concentrações de Hg medidas nessas populações em 2003, encontram-se na mesma faixa, e em alguns casos são inclusive maiores, que as concentrações reportadas por diversos autores no início da década de 1990 na região.

Tabela 6 - Valores médios de Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e respectivos desvios padrão em cabelos de indivíduos de algumas localidades ribeirinhas dos estados de Rondônia (RO) e Amazonas (AM) na bacia do Rio Madeira. Fonte: Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Universidade Federal de Rondônia.

LOCALIDADES	n	Média Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	D.P.
Calama (RO)	34	9,02	5,78
Cujubim (RO)	12	6,30	4,00
São Carlos (RO)	15	9,51	6,36
Nazaré (RO)	64	10,65	5,65
Santa Rosa (RO)	19	13,99	3,12
Papagaios (RO)	13	13,72	7,71
Puruzinho (AM)	28	14,83	5,59
Livramento (AM)	15	36,89	11,99
São Sebastião do Tapuru (AM)	18	62,76	30,76
Três Casas (AM)	09	33,07	23,21
Carará (AM)	39	18,13	9,19
Uricurituba (AM)	46	9,09	4,25
OMS (Limite Normal)	-	6,00	-
OMS (Limite Crítico)	-	50,00	-

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ciclo do Hg oriundo de garimpos na bacia do Rio Madeira envolve sua volatilização, transporte, deposição, acumulação e remobilização (Figura 2). É resultado de processos físicos, químicos e bioquímicos extremamente complexos, muitos dos quais ainda não bem definidos. A volatilização do Hg ocorre pela evaporação durante o processo de extração do ouro, ou dos corpos hídricos e solos que contém Hg em sua constituição. O transporte e deposição atmosférica ocorrem principalmente sobre florestas e solos. O processo de deposição envolve basicamente formas iônicas de Hg, originadas na oxidação do Hg vapor na atmosfera, acumulando-se em diversos ambientes. O processo de acumulação, o tempo de residência do Hg em ambientes aquáticos e sua distribuição corporal na biota precisam ser definidos, em paralelo a estudos dos processos evolutivos e comportamentais das espécies componentes, particularmente de peixes. Entretanto, os condicionantes físico-químicos desta etapa também não estão ainda bem definidos.

Embora exista informação disponível sobre o ciclo de metais em ecossistemas de florestas temperada, que possibilitam deduzir e prever alguns de seus impactos, o ecossistema tropical difere daqueles, em muitos caminhos, para que este conhecimento seja aplicado sem uma avaliação crítica. O ciclo de substâncias inorgânicas na floresta da Amazônia é muito eficiente. Interações biológicas nas interfaces raiz-solo e copa-atmosfera tornam a conservação

de nutrientes oriundos da deposição atmosférica extremamente eficiente (Jordan *et al.*, 1980; Benzing, 1981; Nadkarni, 1984). A atmosfera é a principal porta de entrada de Hg na Amazônia e o solo e a floresta seus principais reservatórios. O vapor de Hg na atmosfera está pronto para ser absorvido pelas plantas. Então, é provável que ele siga o mesmo caminho que os nutrientes. Se isto acontece na floresta tropical, esta é uma diferença importante do destino do Hg em ecossistemas temperados, em que dominam imobilizações em solos e em outros compartimentos de ciclagem lenta. Através da reciclagem eficiente no ecossistema Amazônico, o Hg (e outros contaminantes) movimentado pela sua ciclagem, passam de um compartimento biológico para outro, aumentando a probabilidade de organificação e acumulação em níveis tróficos elevados da biota. A possível acumulação de Hg preferencialmente na biota tropical, ao invés de em depósitos inorgânicos, como nos ecossistemas temperados, faz com que seja muito mais difícil o controle da contaminação do sistema, uma vez emitido o Hg para o meio ambiente. No entanto, ainda não existe nenhuma base de dados suficientemente ampla para testar esta hipótese. A maioria dos dados disponíveis sobre a concentração de Hg em solos de locais fora da influência de operação de mineração varia de 10 a 220 ng.g⁻¹, resultando em uma quantidade total de Hg acumulado nos primeiros 10 cm de solo de 5.0 até 110 g.ha⁻¹. Dados da distribuição de Hg na biomassa da floresta tropical são ainda mais escassos, porém resultados ainda preliminares mostram valores de Hg na biomassa da floresta Amazônica de 6 até 10 g.ha⁻¹ (Lacerda, 1995).

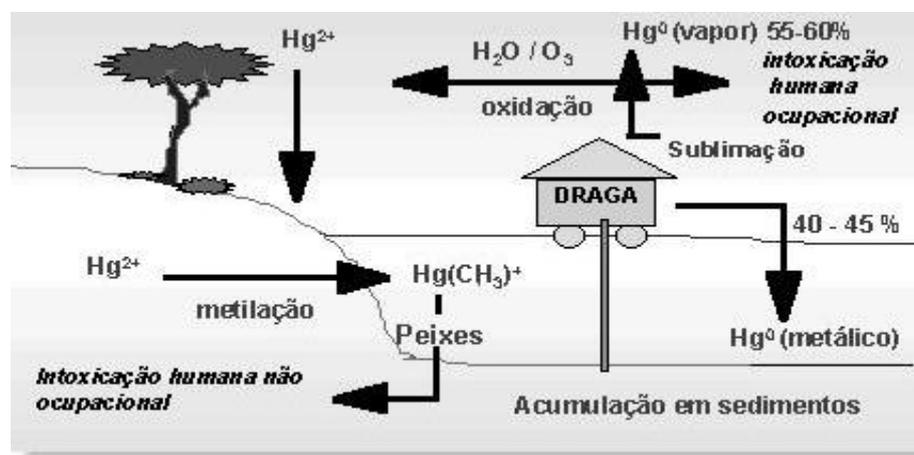


Figura 2 - Modelo simplificado do ciclo do Hg na bacia do Rio Madeira (Segundo Lacerda *et al.*, 1987).

Nos últimos anos, algumas descobertas importantes ocorreram, sendo que a descrição da formação intensa do metil-Hg a partir da metilação por bactérias aeróbias e anaeróbias, em diversos ambientes aquáticos amazônicos, merece maior destaque (Guimarães *et al.*, 1998; Mauro *et al.*, 2001). Dessa forma, o metil-Hg no ambiente aquático é rapidamente absorvido pelos peixes, cujas maiores concentrações ocorrem nas espécies carnívoras, topo da cadeia trófica. Seus fatores de concentração chegam a atingir números da ordem de 10^4 a 10^5 vezes o nível de “background”. Esse processo de acumulação do metil-Hg em peixes apresenta interesse particular, posto que, nesta forma química orgânica, ele atinge uma toxicidade cerca de 100 vezes maior que na forma inorgânica.

A diversidade biológica na maioria dos ecossistemas tropicais é fortemente dependente da estrutura das cadeias alimentares, que são em geral controladas por predadores de elevado nível trófico. Será exatamente nestes animais que o Hg irá se acumular, devido a sua alta lipossolubilidade e longo tempo de residência nesses organismos. É de pleno conhecimento que está no pescado, recurso natural valioso, a principal fonte de proteína animal para a população tradicional (ribeirinhos) Amazônica. Então, quaisquer mudanças em tais recursos podem levar a um significativo constrangimento econômico para a região.

O cenário apresentado no modelo de ciclagem de Hg em um sistema tropical apresentado na figura 2 precisa, entretanto, maior validação, baseada principalmente em resultados de pesquisas de longo prazo. Porém, a diferença importante, considerando os ecossistemas de climas temperados, é um ponto focal para o entendimento da permanente contaminação por Hg, mesmo sob níveis extremamente baixos de emissão, como os verificados atualmente na Bacia do Rio Madeira. Este aspecto dificulta o gerenciamento das conseqüências ambientais após a entrada do Hg nos complexos ciclos biogeoquímicos, tornando mais difícil seu controle, quando comparado com ecossistemas de clima temperado.

Os estudos sobre a dinâmica do Hg, desenvolvidos na região Amazônica, confirmam

os processos de bioacumulação e biomagnificação na biota aquática, embora os teores atuais medidos em sedimentos e águas estejam dentro dos níveis normais. Os dados ressaltam a necessidade de uma contínua avaliação da contaminação por Hg no pescado consumido em toda a região, principalmente nas comunidades ribeirinhas, em função do elevado consumo desta fonte protéica, talvez a única em algumas vilas ribeirinhas. Assim como, um levantamento preciso do real consumo de peixe nas comunidades ribeirinhas. Alertamos que embora as atividades de mineração de ouro tenham tido uma significativa redução a partir de meados dos anos 90, as quantidades de Hg lançadas na bacia do Rio Madeira nas décadas de 70 e 80 ainda permanecem distribuídas em diferentes compartimentos abióticos e/ou bióticos, passíveis de remobilização e incorporação biológica, como mostrado pelos resultados das concentrações de Hg em peixes e na população humana ribeirinha. Permanece, portanto, uma real ameaça à saúde humana na região.

AGRADECIMENTOS

Esta revisão é dedicada ao Prof. Dr. Wolfgang Christian Pfeiffer, do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da UFRJ, um dos principais idealizadores dos estudos sobre a contaminação por mercúrio no Rio Madeira e cujo incentivo permanente orientou o andamento dos trabalhos realizados ao longo dos últimos 25 anos em Rondônia. Agradecimentos especiais ao Prof. Dr. Ene Gloria da Silveira, Reitor da UNIR, que apoiou sem restrições e com suporte logístico e financeiro, diversas de nossas excursões ao longo do Rio Madeira. A presente revisão inclui resultados originais, resultantes de diferentes projetos apoiados pelo CNPq, CAPES, UNIR, UFF, IBCCF-UFRJ e GBF-BIOMERCURY (Alemanha). Diversos estudantes da UNIR participaram e participam de diferentes etapas das pesquisas realizadas na Bacia do Rio Madeira. Sem esta participação, a maior parte dos resultados sobre os quais se baseia este estudo, não existiriam.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; TEMMER, C.; CABA, A.; BASTOS, W.R. (2004) Gaseous mercury emission fluxes over different soil use in the Amazon. Book of Abstracts: *In: 4th Intern. Symp. Environ. Geochem. Tropical Countries, Armação dos Buzios, Book of Abstracts*, 34-36.
- AMARAL, G. (1994) Províncias Tapajós e Rio Branco. *In: O Pré-cambriano do Brasil* ALMEIDA, F. F. M. & HASUI, Y. (Eds.), São Paulo, Edgard Blucher. p: 6-35.
- AMARAL, B.D. (1998) Manejo e Conservação dos Recursos Pesqueiros nos Tributários da Bacia do Alto rio Juruá. Estudo de Caso: a Reserva Indígena Ashaninka/Kaxinawá, rio Breu, Acre, Brasil/Peru. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos, 87p.
- AULA, I., BRAUNSWEILLER, H., LEINO, T., MALIN, I., PORVARI, P., HATANAKA, T., LODENIUS, M. AND JURAS, A. (1994) Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil. *In: Mercury Pollution: Integration and Synthesis.* (Watras, C.J. & Huckabee, J.W. (Eds.), Lewis Publ., Boca Raton, Louisiana/USA. p:21-40.
- ARTAXO, P.; CAMPOS, R.C.; FERNANDES, E.T.; MARTINS, J.V.; XIAO, Z.; LINDQVIST, O.; FERNANDEZ-JIMENEZ, M.T.; MAENHAUT, W. (2000) Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environ.*, **34**:4085-4096.
- AYRES, G.A.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; ALMEIDA, M.D. (2004) Mercury distribution in waters of Madeira River, Amazon, Brazil. Book of Abstracts: *4th Intern. Symp. Environ. Geochem. Tropical Countries, Armação dos Buzios, Book of Abstracts*, p:411-412.
- Bastos, W.R. FONSECA, M.F., PINTO, F.N., REBELO, M.F., SANTOS, S.S., SILVEIRA, E.G., SILVA, P.R.M., CRUZ, T.M.E. (2004) Mercury persistence in indoor environments in the Amazon Region, Brazil. *Environm. Res.*, (no prelo)
- BASTOS, W.R. 2004. Ocorrência ambiental do mercúrio e sua presença em populações ribeirinhas do Baixo Rio Madeira – Amazônia. Tese de Doutorado, Instituto de Biofísica, UFRJ, Rio de Janeiro, 111p.
- BENZING, D.H. (1981) Mineral nutrition of epiphytes: An appraisal of adaptative features. *Selbyana*, **5**:219-223.
- BONOTTO, M.D. & SILVEIRA, E.G. (2003). Preference rations for mercury and other chemical elements in the Madeira River, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.*, **15**:911-923.
- BURLLE, J.; HOYER, M.; KEELER, G.M.; SCHREBATSKOY, T. (1995) Wet deposition of mercury and ambient mercury concentrations at asite in the Lake Champlain basin. *Water, Air Soil Pollut.*, **80**:353-362.
- CHING, L & HONGXIAO, T. (1985) Chemical studies of aquatic pollution by heavy metals in China. *In: Workshop on Environmental Inorganic Chemistry*, IRGOLIC, K.J & MARTELL, A.E. (Eds.), San Miniato/ Italy. Proceedings, p:359-371.
- EBINGHAUS, R., TRIPATHI, R.M., WALLSCHLÄGER, D.; LINDBERG, S. E. (1999) Natural and Anthropogenic Mercury Sources and their Impact on the air-surface exchange of mercury on regional and global scales, *In: EBINGHAUS, R., TURNER, R.R., LACERDA, D., VASILIEV, O., SALOMONS, W.* (Eds.), *Mercury Contaminated Sites - Characterization, Risk Assessment and Remediation*, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg & New York, p:3-50.
- FADINI, P.S. & JARDIM, W.F. (2001) Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Tot. Environ.*, **275**:71-82.
- FERRARA, R. & MASERTI, B.E. (1994) Mercury degassing rate in some mediterranean areas. *In: 2nd Inter. Conf. Mercury as a Global Pollutant.* Whistler, B.C., Proceedings, Abstract 8B.
- FORSBERG, B.; GODOY, J.M.; VICTORIA, R.L.; MARTINELLI, L.A. (1989) Development and erosion in the Brazilian Amazon. A geochronological case study. *GeoJournal*, **19**:402-405.
- FOSTIER, A.H.; FORTI, M.C.; GUIMARÃES, J.R.D.; MELFI, A.J.; BOULET, R.; SANTO, C.M.E.; KRUG, F.J. (2000) Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapa State, Brazil). *Sci. Tot. Environ.*, **260**:201-211.
- GODBOLD, D. (1994) Mercury in forest ecosystems: Risk and research needs. *In: Mercury Pollution: Integration and Synthesis*, WATRAS, C.J. & HUCKBEE, J.M. (Eds.), Lewis Publ., Boca Raton, Louisiana/USA, p:295-303.

- GODOY, J.M.; PADOVANI, C.R.; GUIMARAES, J.R.D.; PEREIRA, J.C.A.; VIEIRA, L.M.; CARVALHO, Z.L.; GALDINO, S. (2002) Evaluation of the siltation of River Taquari, Pantanal, Brazil, through Pb-210 geochronology of floodplain lake sediments. *J. Braz. Chem. Soc.*, **13**: 71-77.
- GRIGAL, D.F.; NATER, E.A.; HOMANN, P.S. (1994) Spatial distribution pattern of Hg in an East Central Minnesota Landscape. *In: Mercury Pollution: Integration and Synthesis*, WATRAS, C.J. & HUCKBEE, J.M. (Eds.), Lewis Publ., Boca Raton, Louisiana/USA, p:305-312.
- GUIMARÃES, J.R.D.; MEILI, M.; MALMA, O.; BRITO, E.M.S. (1998) Hg methylation in sediments and a floating meadows of a tropical lake in the Pantanal floodplain, Brazil. *Sci. Tot. Environm.*, **213**:165-175.
- HACON, S.S., ROCHEDO, E.R.R., CAMPOS, R.C., ROSALES, G. AND LACERDA, L.D. (1997) Risk assessment of mercury in Alta Floresta, Amazon basin - Brazil. *Wat. Air Soil Pollut.*, **97**:209-216.
- JORDAN, C.F.; GOLLEY, F.B.; HALL, J.; HALL, J. (1980) Nutrient scavenging of rainfall by the canopy of an Amazonian rain forest. *Biotropica*, **12**:61-66.
- KOMYO, E; OYANAGI, S.; ITAI, Y.; TOKUNAGA, H.; TAKIZAWA, Y.; SUDA, I. (1993) Pathological Findings on a Fetal type of Minamata Disease. *In: Inter. Symp. Assessment of Environmental Pollution and Health Effects from Methylmercury*. Kumamoto. Proceedings, 242 p.
- LACERDA, L.D. (1995) Amazon mercury emissions. *Nature*, **374**:20-21.
- LACERDA, L.D. (1997) Global emissions of mercury from gold and silver mining. *Wat. Air Soil Pollut.*, **97**:209-221.
- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R.; SOUZA, C.M.M. (1987) Contaminação por mercúrio na Amazônia: análise preliminar do rio Madeira, RO. I Congr. Brasil. Geoquímica, Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Geoquímica, Rio de Janeiro, Anais, p:295-299.
- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; OTT, A.T.; SILVEIRA, E.G. (1989) Mercury contamination in the Madeira River, Amazon - Hg inputs to the environment. *Biotropica*, **21**:91-93.
- LACERDA, L.D.; DEPAULA, F.C.F.; Ovalle, A.R.C.; Pfeiffer, W.C.; Malm, O. (1990) Trace metals in fluvial sediments of the Madeira River watershed - Amazon, Brazil. *Sci. Tot. Environ.* **97/98**:525-530.
- LACERDA L.D.; MARINS R.V.; SOUZA, C.M.M.; RODRIGUES, S.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R. (1991) Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailings drainage in Poconé, Brazil. *Wat. Air Soil Pollut.*, **55**:283-294.
- LACERDA, L.D.; MALM, O.; GUIMARÃES, J.R.D.; SALOMONS, W.; WILKEN, R-D. (1995) Mercury and the new gold rush in the South *In: Biogeodynamics of Pollutants in soils and Sediments*. SALOMONS, W. & STIGLIANI, W.M. (Eds.), Springer Verlag, Berlin/Germany, p:213-245.
- LACERDA, L.D.; RIBEIRO, M.G.; CORDEIRO, R.C.; SIFFEDINE, A.; TURCQ, B. (1999) Mercury atmospheric deposition during the past 30,000 years in Brazil. *Ciência & Cultura* **51**:363-371.
- 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. *Environ. Pollut.*, **129**:247-255.
- LACERDA, L.D. & SALOMONS, W. (1998) *Mercury from Gold and Silver Mining: A Chemical Time Bomb*. Springer Verlag, Berlin, 146p.
- MALM, O. (1993) Tese de Doutorado, Instituto de Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 156 p.
- MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; SOUZA, C.M.M. (1991) Main pathways of mercury in the Madeira River area, Rondonia, Brazil. *In: 8th Intern. Conf. Heavy Metals in the Environment*, Edingburgh, UK. Proceedings, p:515-518.
- LECKLER, P.J.; MILLER, J.R.; LACERDA, L.D. VINSON, D.; J.-C. BONZONGO; 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 enrichments? *Sci. Tot. Environ.*, **260**: 87-96.

- MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; SOUZA, C.M.M.; REUTHER, R. (1990) Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. *Ambio*, **19**:11-15.
- MARINS, R.V.; IMBASSAY, J.A.; PFEIFFER, W.C.; BASTOS, W.R. (1991) Contaminação atmosférica de mercúrio em área produtora de ouro no distrito de Poconé, Mato Grosso, MT. *In: I Inter. Simp. Environm. Studies Tropical Forest*. Manaus, **1**:199-203.
- MARINS, R.V. & TONIETTO, G. (1995) An evaluation of the sampling and measurements techniques of mercury in the air. *In: 5th Brazilian Geochemical Congress*, Niterói, Analytical Geochemistry Section, **1**:1-4.
- MARTINELLI, L.A.; FERREIRA, J.R.; FORSBERG, B.R.; VICTORIA, R.L. (1988) Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequence. *Ambio*, **17**:252-254.
- MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D.; MELAMED, R. (2001) mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Wat. Air Soil Pollut.* **127**: 271-280
- MITRA, S. (1986). Mercury in the ecosystem. Transtech. Publ., Switzerland.
- MUNTHE, J.; & SCHRODER, W.H. (1996) Atmospheric Mercury - An Overview,. *Atmospheric Environm.*, **32**:809 – 822.
- NADKARNI, N.H. (1984) Epiphyte biomass and nutrient capital of a neotropical elfin forest. *Biotropica*, **16**:249-256.
- NRIAGU, J.O. (1994) Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. *Sci. Tot. Environm.*, **119**:177-182.
- PFEIFFER, W. C. & LACERDA, L. D. (1988) *Mercury inputs to the Amazon region, Brazil*. *Environ. Technol. Lett.*, **9**: 325-350.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. (1989) Environmental mercury concentrations in inland waters of gold mining areas in Rondônia, Brazil. *Sci. Tot. Environm.*, **87/88**:233-240.
- PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. (1991) Mercury in the Madeira River ecosystem, Rondônia, Brazil. *Forest Ecol. Mangt. J.*, **38**:239-245.
- RASMUSSEN, P.E. (1994) Current methods of estimating atmospheric mercury fluxes in remote areas. *Environm. Sci. Technol.*, **28**:2233-2241.
- ROULET, M. & LUCOTTE, M. (1995) Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air Soil Pollut.*, **80**:1079-1088.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAIT ALBAN, A.; TRAN, S.; RHEAULT, I.; FARELA, N.; SILVA, E.D.; DESENCOURT, J.; PASSOS, E.D.; SOARES, G.S.; GUIMARÃES, J.R.D.; MERGLER, D.; AMORIM, M. (1998). The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *Sci. Tot. Environ.*, **223**:1-24.
- SANTOS, G.M.; FERREIRA, E.J.G.; JEGU, M. (1991) Catálogo dos Peixes do Rio Jamari, Rondônia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/INPA. Manaus, Amazonas. 123p.
- SANTOS, G.M.; CORDEIRO, R.C.; SILVA FILHO, E.V.; TURCQ, B.; LACERDA, L.D.; FIFIELD, L.K.; GOMES, P.R.S.; HAUSLADEN, P.A.; SIFEDDINE, A. (2001) Chronology of atmospheric mercury in Lagoa da Pata Lake, upper rio Negro region of Brazilian Amazon. *Radiocarbon*, **43**:801-808.
- SKOLE, D. & TUCKER, C.J. (1993) Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, **260**:1905-1910.
- SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R.; MALM, O.; BONOTO, D.M. (2000) The presence of mercury in bottom sediments and rocks from the Madeira River, Brazil. *Geociências* **19**:283-289.
- SHRESTHA, K.P. & QUILARQUE, X.R. (1989) A preliminary study on mercury contamination in the surface soil and river sediment of the Roscio District, Bolivar State, Venezuela. *Sci. Tot. Environm.*, **79**:233-239.
- THORNTON, I., CLEARY, D.; WORTHINGTON, S. (1992) Mercury contamination in the Brazilian Amazon. A cooperative Research study conducted by Gedebam, Brazil & Sol 3 (Switzerland and Luxemburg), 45 p.

- VALLE, C.M.; SANTANA, G.P.; AUGUSTI, R.; EGREGA, F.B.; WINDMÖLLER, C.C. (2004) Speciation and quantification of mercury in oxisol, ultisol, and spodosol from Amazon (Manaus, Brazil) *Chemosphere*, no prelo.
- TUMPLING, W.V.; WILKEN, R.D.; EINAX, J. (1995) Mercury contamination in the northern Pantanal region, Mato Grosso, Brazil. *J. Geochem. Explor.*, **52**:127-134.
- ZEIDEMANN, V.K. (1988). A geoquímica de mercúrio em solos da Bacia do rio negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 85 p.