

**TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

**CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL
CETEM / CNPq
BIBLIOTECA**

MERCÚRIO NA AMAZÔNIA

Uma Bomba Relógio Química ?

L. D. Lacerda e W. Salomons

3

A3

.1



CETEM

VICE PRESIDENTE EM EXERCÍCIO DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA
Itamar Franco

MINISTRO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA
José Israel Vargas

PRESIDENTE DO CNPq
Marcos Luiz dos Mares Guia

DIRETOR DE UNIDADES DE PESQUISA
Lindolpho de Carvalho Dias

DIRETOR DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO
Jorge Almeida Guimarães

DIRETOR DE PROGRAMAS
Ivan Moura Campos

CETEM - Centro de Tecnologia Mineral

DIRETOR
Roberto C. Villas Bôas

VICE-DIRETOR
Peter Rudolf Seidl

CHEFE DO DEPARTAMENTO DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS - DTM
Adão Benvindo da Luz

CHEFE DO DEPARTAMENTO DE METALURGIA EXTRATIVA - DME
Juliano Peres Barbosa

CHEFE DO DEPARTAMENTO DE QUÍMICA INSTRUMENTAL - DQI
Roberto Rodrigues Coelho

CHEFE DO DEPARTAMENTO DE ESTUDOS E DESENVOLVIMENTO - DES
Ana Maria B. M. da Cunha

CHEFE DO DEPARTAMENTO DE ADMINISTRAÇÃO - DAD
Marcelo Luiz Sauerbronn

MERCÚRIO NA AMAZÔNIA: Uma Bomba Relógio Química?

Luís Drude de Lacerda*
Win Salomons**

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL
CETEM / CNPq
BIBLIOTECA

CT-00005497-0

STA 3
CF
24.1

* Doutor em Ciências Biológicas pela UFRJ, Professor do Programa de Pós-Graduação em Geoquímica da UFF e Pesquisador do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

** Doutor em Química pela Universidade de Gröningen, Holanda. Pesquisador do Intitute of Soil Fertility Research, em Haren, Holanda, Pesquisador Visitante do CETEM.

Tomb: 006294

MERCÚRIO NA AMAZÔNIA
Uma Bomba Relógio Química?
SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

FICHA TÉCNICA

COORDENAÇÃO EDITORIAL

Francisco R. C. Fernandes

REVISÃO

Dayse Lúcia Moraes Lima
Milton Torres B. e Silva

EDITORACÃO ELETRÔNICA

Márcio Luís D. Lima
Alessandra S. Wisniewowicz

ILUSTRAÇÃO

Jacinto Frangella

Pedidos ao:

CETEM/CNPq - Centro de Tecnologia Mineral
Departamento de Estudos e Desenvolvimento - DES
Rua 4 - Quadra D - Cidade Universitária - Ilha do Fundão
21941-590 - Rio de Janeiro - RJ - Brasil
Fone: (021) 260-7222 - Ramal: 218 (BIBLIOTECA)

Solicita-se permuta.

We ask for change.

Lacerda, L.D.

Mercúrio na Amazônia: uma bomba relógio química?
Luís Drude Lacerda e Win Salomons. - Rio de Janeiro:
CETEM/CNPq, 1992.

78p. - (Série Tecnologia Ambiental; 3)

1. Mercúrio - Amazônia. 2. Meio Ambiente. I. Salomons,
Win. II. Centro de Tecnologia Mineral. III. Título. IV. Série.

ISSN 0103-7374

ISBN 85-7227-035-3

CDD 363.7

Este livro constitui-se no vol. 3 da
Série Geoquímica Ambiental do De-
partamento de Geoquímica da UFF.

APRESENTAÇÃO

A concentração de metais pesados no meio ambiente, com sua disseminação no solo, água e atmosfera tem sido motivo de crescente preocupação das comunidades através do mundo, desempenhando a ciência e a tecnologia um importante papel no equacionamento de soluções que envolvam o comportamento desses metais no meio ambiente.

Os conceitos embaixadores referem-se à forma pela qual tais metais são liberados dentro dos vários ecossistemas: a forma pela qual são complexados e como são precipitados, solubilizados ou volatilizados dentro dos diversos sistemas naturais e industriais.

Neste sentido, fontes e sumidouros podem ser criteriosamente identificados, investigados e descritos, permitindo, assim, que os dados coletados possam ser convenientemente interpretados ou modelados, indicando seus comportamentos nos vários ecossistemas.

Dados de várias origens são necessários para descrever, num formato científico, tal comportamento, tendo em vista a ação sinérgica dos sistemas inorgânico, orgânico e biológico. Assim, a partir de 1935, graças aos trabalhos de A. G. Janley e L. Bertalanffy, a sistematização metodológica do estudo dos problemas relacionados à vida em geral, - onde os organismos são encarados em sistemas abertos, reproduzindo o significado que a termodinâmica devota ao conceito de sistema aberto -, permitiu a descrição da transferência de massa e energia entre as fronteiras interiores e exteriores de um determinado sistema.

O estudo do comportamento dos metais pesados nesse contexto significa que o papel fundamental da termodinâmica, com referência às trocas/transformações de energia e massa, bem como a sua inter-relação com a estruturação/produção de en-

tropia deva ser levada em conta, bem como os vários aspectos relacionados ao transporte/migração de massa e momento.

Uma vez que tais fontes e sumidouros são interpretados e seus sinergismos intrínsecos (sua presença em sedimentos, solos, águas e ar são vistos como um sistema aberto e sua interligação com organismos vivos), são procuradas, um passo posterior é requerido na avaliação da minimização almejada de seu impacto no meio ambiente.

No Brasil o problema dos metais pesados pode ser dividido em duas categorias maiores, distribuídas geograficamente.

a) as regiões Norte e Centro-Oeste, onde a população é escassa e o acesso é difícil, apresenta, como o mais proeminente problema dos metais pesados, aquele relacionado com a contaminação pelo mercúrio e sedimentos antropogênicos, gerada pelas atividades de garimpo, nesse caso, mercúrio não é o único metal pesado presente nessa região; outros metais pesados podem também estar presentes como, por exemplo, cádmio no Rio Madeira, todavia o mercúrio é de longe o mais conhecido poluidor.

b) as regiões Nordeste, Sudeste e Sul, onde o mercúrio é apenas um entre outros, tais como cádmio, cromo, zinco, cobre.

Essas duas categorias têm que ser atacadas, muito embora utilizando estudos de metodologias semelhantes, porém de diferentes maneiras operacionais, exigindo aplicação específica na condução dos estudos de campo e análise dos dados.

Várias organizações brasileiras estão envolvidas no monitoramento da qualidade do ar e da água, provendo dados para a utilização das fontes de água e qualidade do ar.

Entretanto, nenhum estudo sistemático é conhecido no que se refere a uma análise integrada dos dados disponíveis.

O CETEM no âmbito do Programa de Desenvolvimento Tecnológico - DTA, desenvolveu dois projetos: um na região de POCONÉ e o outro na região de ALTA FLORESTA, buscando entender as complexidades dos efeitos do mercúrio naquelas áreas de Mato Grosso. Tais dados estão relatados nesta análise de Drude e Salomons.

Atualmente, executa o CETEM o Projeto ITAITUBA, na região do Rio do Rato, no Pará. Os resultados finais dessa pesquisa estarão à disposição dos estudiosos a partir do primeiro trimestre de 1993.

Rio, 5 de outubro de 1992

ROBERTO C. VILLAS BÔAS

PREFÁCIO

No processo de condução das atividades econômicas que emitem resíduos químicos no ambiente, pouca atenção tem sido dada ao potencial dos impactos ecológicos de longo prazo ou retardados. Em vez disso, as pessoas parecem atraídas pelos acidentes químicos espetaculares, cujos efeitos se manifestam no curto prazo.

A literatura está repleta de referências a reservatórios químicos como depósitos ambientais definitivos para produtos elaborados pelo homem, contendo metais pesados e outros produtos químicos de longa duração. Exemplos desses reservatórios são os solos argilosos bem compactados, terras alagadas e os sedimentos de águas doces, estuários e áreas marinhas costeiras. A imagem associada com a palavra reservatório é a de um poço sem fundo no qual produtos químicos poderiam ser lançados para nunca mais serem encontrados. Entretanto, existem provas cada vez maiores que sugerem que, na realidade, esses reservatórios assemelham-se mais a esponjas do que a poços sem fundo. Ou, para expressá-lo de outro modo, esses produtos químicos estão longe dos olhos, mas certamente não devem estar longe do pensamento. Esta percepção é de importância crucial em termos da maneira como encaramos as conseqüências de longo prazo das emissões químicas no meio ambiente.

Assim como uma esponja encharcada perde sua capacidade de absorver mais líquido, a imagem de reservatório-como-uma-esponja sugere que, embora os sistemas ambientais muitas vezes tenham grande capacidade de absorver e imobilizar produtos químicos tóxicos e prejudiciais ao ambiente, essa capacidade pode, eventualmente, ficar saturada com os rejeitos químicos acumulados. Ademais, durante o tempo em que o sistema é capaz de imobilizar produtos químicos tóxicos, os efeitos ambientais notórios não se evidenciam. Quando os efeitos finalmente se manifestam, eles em

geral estão temporalmente deslocados da atividade que é a causa do problema. Além disso, os efeitos podem também estar deslocados espacialmente. Isto ocorre quando os produtos químicos são transportados pelos rios, pelos lençóis freáticos ou pela atmosfera, para ambientes onde eles se tornam mais móveis e/ou biodisponíveis. A saturação dos reservatórios é definida com relação ao impacto sobre o ecossistema ou aos critérios relativos à saúde humana. Portanto, uma liberação lenta e gradual de produtos químicos (por exemplo, crescentes taxas de metilação de mercúrio) afetará o sistema quando atingir determinado limite, ocorrendo então efeitos prejudiciais. Esse limite pode ser uma mudança em funções ou propriedades do ecossistema, ou como no caso em estudo, o limite estipulado para concentrações de mercúrio nos peixes tal como definido por lei na maioria dos países. Os efeitos retardados e os efeitos deslocados no espaço devem ser levados em conta nos lugares onde os produtos químicos são usados e os resíduos lançados no ambiente.

O Ministério da Habitação, Planejamento Físico e Meio Ambiente da Holanda preocupado com o uso ecologicamente sustentável e de longo prazo dos produtos químicos, iniciou um projeto de conscientização do público com o nome familiar de **Bombas Relógio Químicas**. Como parte desse projeto, encomendaram-se estudos *desktop*. Um desses estudos *desktop* trata do uso cada vez maior e da dispersão cada vez mais ampla do mercúrio através da ecologicamente sensível área amazônica. Este relatório apresenta os resultados desse estudo. Os sete primeiros capítulos dão uma visão geral do conhecimento atual, embora escasso, de que se dispõe sobre o comportamento do mercúrio na Amazônia. O último capítulo integra as informações disponíveis e apresenta algumas especulações sobre o destino do mercúrio no complexo ecossistema da floresta tropical amazônica.

Junho de 1991

L.D. Lacerda

W. Salomons

SUMÁRIO

1. O Uso do Mercúrio no Brasil	1
2. O Uso do Mercúrio no Garimpo de Ouro	7
3. Fatores da Emissão de Mercúrio no Garimpo de Ouro na Amazônia	15
4. Mecanismos de Dispersão do Mercúrio no Garimpo de Ouro na Amazônia	21
5. Distribuição do Mercúrio nas Águas e Sedimentos em Áreas de Garimpo de Ouro	29
6. O Mercúrio na Atmosfera Amazônica	45
7. Contaminação por Mercúrio da Biota da Amazônia Brasileira	51
8. Resumo e Perspectivas	63
9. Bibliografia	69

1. O USO DO MERCÚRIO NO BRASIL

A contaminação pelo mercúrio é considerada como um dos piores perigos dentre as agressões antropogênicas ao ambiente. O mercúrio é um dos poucos metais poluentes que já causou a morte de seres humanos devido à ingestão de alimentos contaminados. Na maioria dos países, a seriedade da situação tem levado a um controle intenso das emissões de mercúrio para o ambiente, resultando na sua diminuição significativa. Por exemplo, as estimativas antropogênicas das emissões de mercúrio na atmosfera desde o início dos anos 70, apresentam em geral valores que variam de 10.000 a 30.000t/ano (Andren & Nriagu, 1979; OMS, 1976). Entretanto, no final dos anos 80, essas estimativas diminuíram, com valores que variam de 1.000 a 6.000t/ano (Pacyna, 1984; Fitzgerald e outros, 1984; SCOPE, 1985), mostrando claramente a eficiência das políticas de controle do mercúrio. As instalações de cloro-soda que usam células de mercúrio, os fungicidas à base de mercúrio e outros compostos orgânicos de mercúrio, anteriormente usados na agricultura, estão virtualmente desaparecendo na maioria dos países.

No Brasil, a mesma situação ocorreu, com uma diminuição drástica nos usos industriais do mercúrio e na proibição de fungicidas à base de mercúrio, e em consequência, as emissões para o meio ambiente de produtos industriais e agrícolas contendo mercúrio estão atualmente reduzidas a umas poucas toneladas por ano (Ferreira & Appel, 1990; 1991; Bezerra, 1991). Resultados recentes (Eysink, 1991) têm mostrado uma diminuição significativa de concentrações de mercúrio nos sedimentos e peixes dos rios e reservatórios anteriormente afetados pela poluição por mercúrio, atestando a eficiência das políticas de controle sobre este produto.

O Brasil não produz mercúrio, importando a totalidade utilizada no País. A importação de mercúrio permaneceu praticamente constante no período de 1972 a 1984, crescendo a partir de 1985; em 1986 atingiu uma quantidade 50% superior à quantidade

anual média do período anterior. Atualmente, a maior parte do mercúrio é importada de países europeus, principalmente dos Países Baixos, Alemanha e Inglaterra (Figura 1), tendo atingido quase 340 toneladas em 1989.

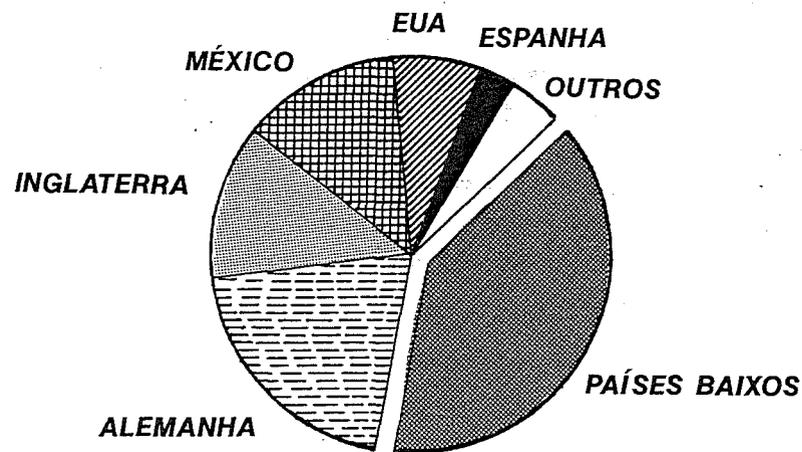


FIGURA 1. Países que atualmente exportam mercúrio para o Brasil (Ferreira & Appel, 1990).

A Tabela 1 mostra a evolução dos usos do mercúrio no Brasil, com base nas estatísticas de importação. É evidente que a utilização de mercúrio em instalações de cloro-soda tem diminuído sistematicamente durante a última década, mais de 50% do consumo total de mercúrio no Brasil em 1979, para menos de 5% em 1989, sendo atualmente insignificante no total da importação brasileira de mercúrio. Por outro lado, o desenvolvimento e a diversificação do parque industrial brasileiro resultou em aumentos na importação de mercúrio para vários usos, duplicando a quantidade total usada no País. Entretanto, a importação de mercúrio para revenda e sob

usos não especificados, que representou uma importação total de 24 toneladas em 1979, subiu para 78 toneladas em 1989, um aumento de 3,3 vezes, comparado com um aumento de 1,9 vez em todos os outros usos. Acredita-se que a maioria desse mercúrio vai parar nos garimpos do ouro na Amazônia.

TABELA 1. Evolução do consumo de mercúrio no Brasil durante a última década (Fonte: Ferreira & Appel, 1990; Laborão, 1991). Os dados são em porcentagem do consumo total para cada ano.

Ano (t)	Cloro-soda	Tintas	Odontologia e farmacêutica	Elétrica-eletrônica	Revenda	Outros não espec. %
1979 (158)	52,0	13,8	11,2	—	15,2	8,8
1980 (201)	38,4	20,6	13,9	0,1	21,0	6,1
1981 (93)	28,0	37,5	20,6	—	13,8	0,1
1982 (126)	22,0	34,7	17,8	—	25,5	—
1983 (92)	18,5	18,6	22,3	2,2	32,8	5,7
1984 (177)	17,3	21,0	12,1	13,6	18,5	18,9
1985 (186)	10,1	24,5	11,1	1,8	29,6	22,9
1986 (222)	9,6	19,9	10,2	7,2	31,4	21,8
1987 (271)	6,8	13,3	5,8	8,5	32,4	33,6
1988 (210)	11,6	4,6	7,5	8,5	48,0	19,8
1989 (337)	4,9	10,1	4,1	2,7	48,2	30,1

De acordo com as estimativas de Ferreira & Appel (1990), das 337 toneladas de mercúrio importadas em 1989, 62% (210t) não foram recuperadas e, portanto, eles supõem que essa quantidade se perdeu principalmente para o meio ambiente. Dessas perdas, admite-se que o garimpo contribui com cerca de 80% (168 toneladas), enquanto que a indústria cloro-soda contribui com 8% (17 toneladas), e outras atividades industriais com perdas inferiores a 5% (10 toneladas). Estes números indicam que, atualmente, o garimpo do ouro é quem no Brasil mais contribui para a contaminação com mercúrio.

Portanto, recentemente, tem crescido muito a preocupação com o uso generalizado do mercúrio no garimpo de ouro na Amazônia, que, embora seja praticado no Brasil desde o século XVIII, começou no início dos anos 80 como uma verdadeira corrida do ouro (Mallas & Benedicto, 1986; Clearly, 1990). A preocupação das autoridades ambientais brasileiras se deve não apenas às grandes quantidades de mercúrio envolvidas, mas também ao fato de que a complexidade e a importância ecológica da maioria dos ecossistemas amazônicos pode resultar em impactos totalmente imprevisíveis sobre o ambiente e sobre a saúde da população da região. Todavia, a interpretação exata do perigo potencial dessa atividade é prejudicada pelo pouco que se conhece sobre o comportamento do mercúrio nesses ecossistemas, inclusive sua biogeoquímica local, em particular a capacidade de metilação do mercúrio nos ecossistemas amazônicos, sua interação com os processos dos ecossistemas e dos caminhos naturais para este chegar à população humana local. Além disso, as dificuldades logísticas em se avaliar as condições sanitárias e os hábitos alimentares da população, atrapalham a elaboração de um modelo do ciclo regional da interação ambiental-humana do mercúrio e o cálculo das taxas de absorção de mercúrio dos grupos humanos críticos. Quanto a detalhes sobre a exposição da população ao mercúrio na região amazônica, veja Hacon (1991).

A Tabela 2 apresenta estimativas da evolução do consumo de

mercúrio no garimpo brasileiro de ouro.

TABELA 2. Estimativas da evolução do consumo de mercúrio no garimpo de ouro no Brasil. Os dados são obtidos de vários autores. Quando havia mais de uma estimativa para um único ano, calculava-se a média aritmética. (em toneladas). (Fontes: Pfeiffer & Lacerda, 1988; Lacerda e outros, 1989; DNPM, 1893; Ferreira & Appel, 1990; 1991; SEMA, 1988).

Ano	Usos Industriais		Garimpo de Ouro (estimativa)
	Especificados	Não Especificados	
1982	99,2	34,2	96,6
1983	55,3	34,8	237,3
1984	112,9	67,5	155,3
1985	86,3	95,4	116,9
1986	104,1	118,3	72,7
1987	93,7	179,3	117,8
1988	64,8	136,4	169,8
1989	73,8	265,9	128,7

Embora esses dados se baseiem quase sempre em observações pessoais numas poucas áreas ou em declarações oficiais dos próprios garimpeiros, eles parecem estar bem de acordo com as estatísticas das importações examinadas acima, triplicando também na última década o mercúrio importado para revenda e para usos não especificados.

2. O USO DO MERCÚRIO NO GARIMPO DE OURO

O mercúrio é usado para a separação das partículas finas de ouro através de amalgamação, após uma etapa de pré-concentração gravítica da fração pesada dos sedimentos do rio, solos ou minério moído, dependendo do local do garimpo. Depois da etapa de amalgamação, a mistura Au-Hg em geral é queimada em retortas, mas, freqüentemente, essa operação é feita ao ar livre e, portanto, emite vapor de mercúrio para a atmosfera. Durante o processo de amalgamação, uma quantidade variável de mercúrio metálico também se perde nos rios e solos pelo seu manuseio em condições de campo precárias e devido à vaporização. Além disso, descartam-se rejeitos ricos em mercúrio na maioria das áreas de garimpo (Figura 2).

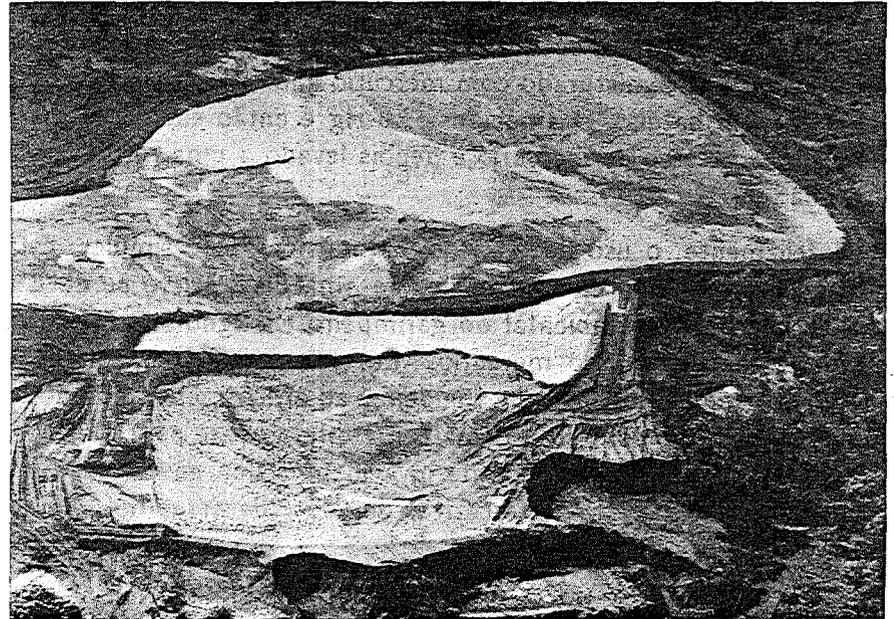


FIGURA 2. Exemplo de pilha de rejeitos do garimpo de ouro de Poconé, Estado de Mato Grosso, Brasil Central.

Detalhes sobre procedimentos, instrumentos e processos atualmente utilizados no garimpo de ouro no Brasil podem ser encontrados em CETEM (1989); Souza & Lins, (1989); Garrido e outros (1989) e DNPM (1983).

Entretanto, os vários procedimentos podem ser agrupados em duas grandes categorias que ocorrem nas diferentes regiões de garimpo de ouro, embora a variabilidade dessas operações possa ocorrer em locais específicos. O primeiro envolve a recuperação do ouro dos solos e rochas, com teor aurífero variando de 4,0 a 20,0g por tonelada, que consiste em se extrair grandes quantidades de material rico em ouro, em geral solos contendo veios de quartzo (Figura 3), passando-o por moinhos e centrífugas, para se produzir um concentrado gravítico rico em ouro.

O concentrado é levado para pequenos poços de amalgamação, com uns poucos metros quadrados, ou para tambores de amalgamação, onde é misturado com mercúrio líquido e posteriormente separado em bateia. O amálgama Au-Hg é então espremido para remover o excesso de mercúrio e depois levado a uma retorta para queima.

Infelizmente, o uso de retortas, embora barato e simples, está longe de ser prática comum na região amazônica. Isto se deve a pouca consciência ambiental do garimpeiro e à ignorância quanto à toxicidade do próprio mercúrio. Em vez disso, o amálgama é freqüentemente queimado em frigideiras ao ar livre, liberando desse modo o mercúrio contido no amálgama diretamente para a atmosfera, e muitas vezes resultando em acidentes que envolvem a aspiração de quantidades significativas de vapor de mercúrio (Figura 4).

Qualquer resíduo do concentrado retorna ao poço de amalgamação e continua sendo retrabalhado até que se esgote o ouro na área. O mercúrio se perde também na atmosfera durante este pro-

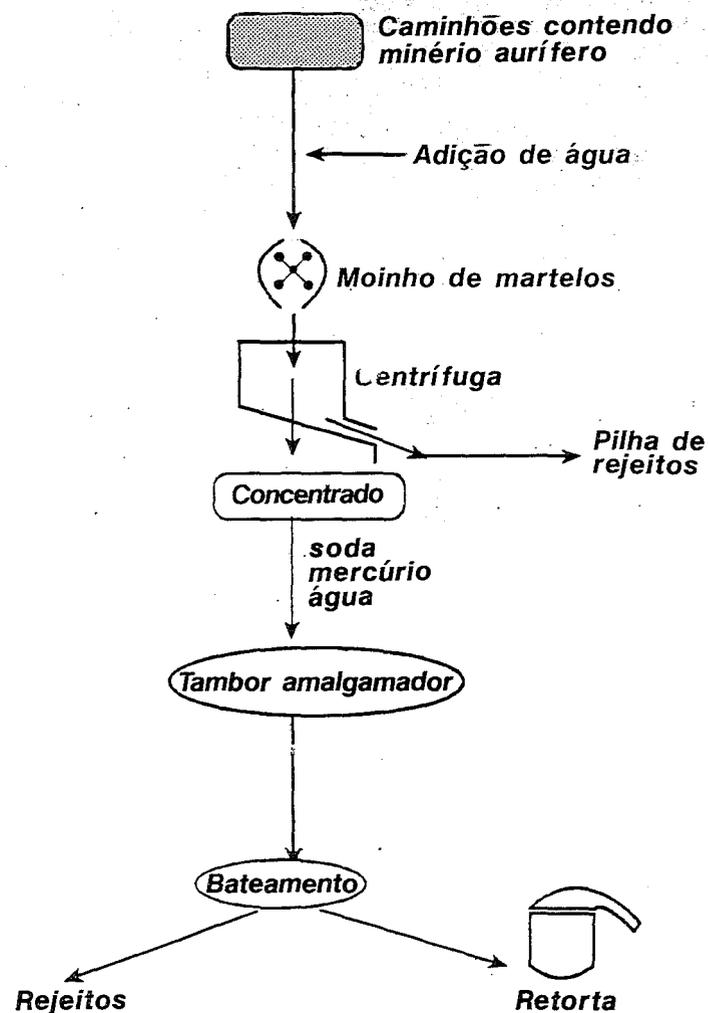


FIGURA 3. Etapas da produção do ouro e da utilização do mercúrio em garimpo de solo e rochas auríferas.

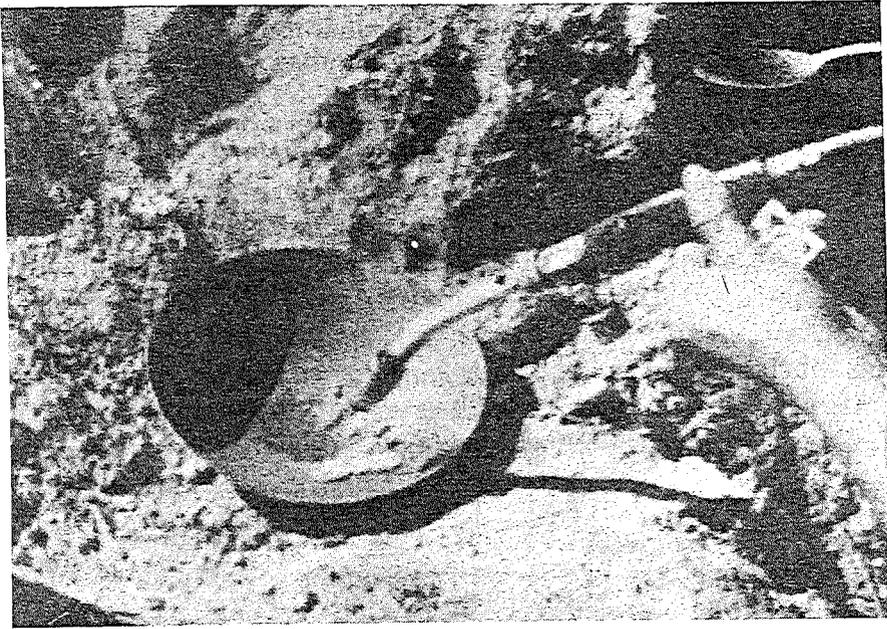


FIGURA 4. Queima do amálgama de ouro-mercúrio em cuiá no garimpo do Rio Madeira, Estado de Rondônia, Noroeste do Brasil.

cesso, pela vaporização das gotas que ficam nas bateias expostas ao sol e por vazamentos das retortas. Uma vez abandonada a área, permanecem pilhas de rejeitos com elevadas concentrações de mercúrio localizadas em poços de amalgamação mais antigos. Nesses pontos, as concentrações de mercúrio podem alcançar até $30\mu\text{g/g}$ de material de rejeito sólido (CETEM, 1989), mas freqüentemente variam de 1 a $5\mu\text{g/g}$. Contudo, em geral, as concentrações médias de mercúrio na maioria dos rejeitos são muito baixas, variando de 0,04 a $0,4\mu\text{g/g}$ (Andrade e outros, 1988; Lacerda e outros, 1991a,b; Ramos & Costa, 1991). Este processo de extração do ouro é largamente usado no Brasil Central e no Nordeste da Amazônia, onde paisagens lunares típicas são deixadas para trás como resultado da extração (Figura 5).

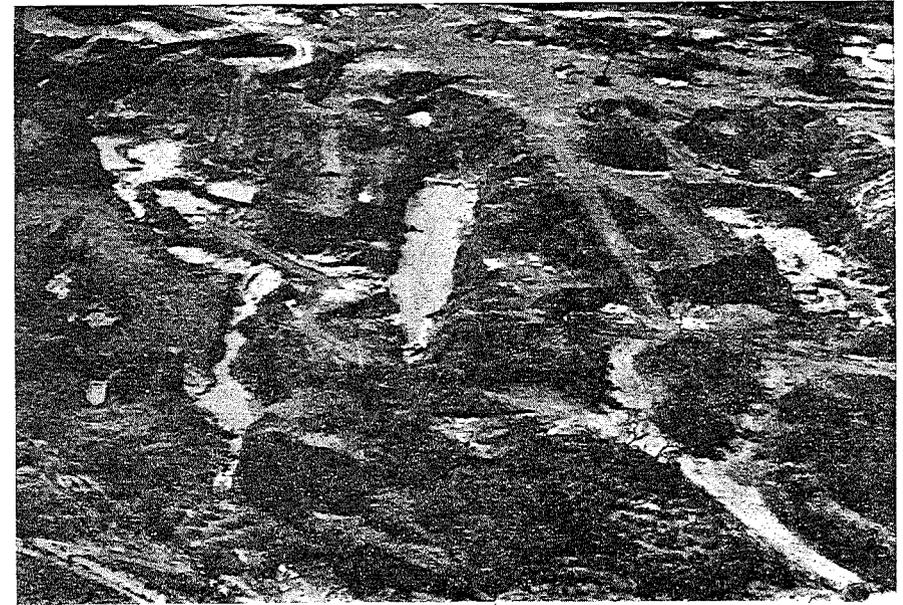


FIGURA 5. Terrenos de aparência lunar resultantes da extração de solos auríferos no Estado de Mato Grosso, Brasil Central.

Um segundo tipo de processo é usado na maioria dos rios amazônicos (Figura 6). O ouro é extraído por dragagem dos sedimentos do fundo. O material aurífero passa por peneiras de ferro com malhas de tamanhos diferentes, para remover as pedras grandes. Moinhos não são usados na operação. O material passa então por calhas acarpentadas que retêm as partículas mais pesadas. Esta operação dura de 20 a 30 horas, quando então a draga pára e a fração pesada é coletada em barris para amalgamação, e pode ser feita manualmente ou usando-se agitadores mecânicos. O amálgama é então separado da maneira descrita anteriormente. Entretanto, os rejeitos do processo são despejados nos rios. A vaporização do mercúrio e perdas devidas ao manuseio mal feito também ocorrem.

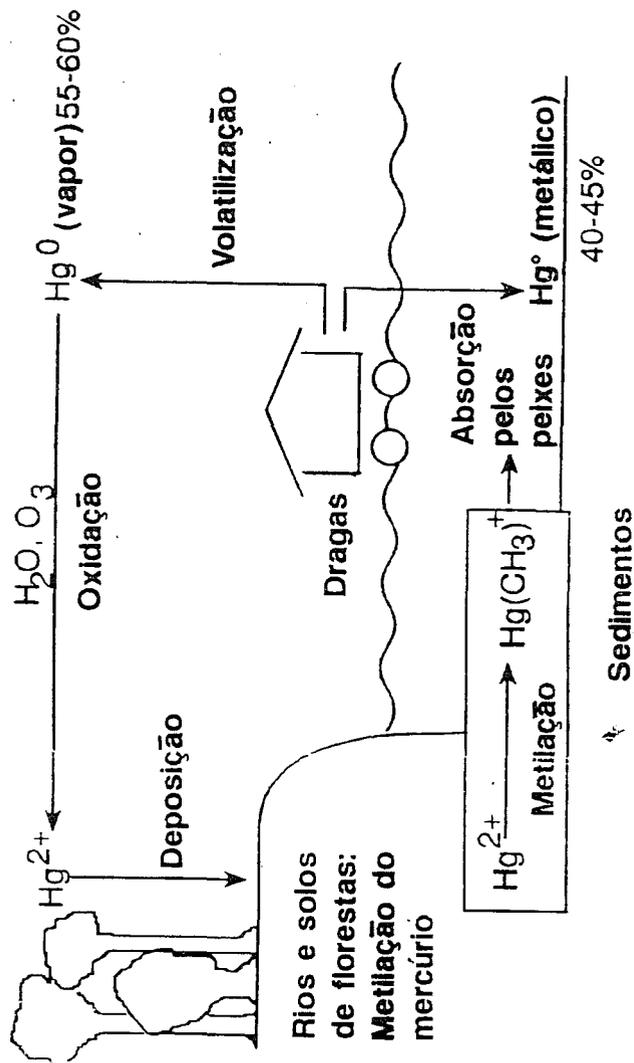


FIGURA 6. Ciclo do mercúrio no garimpo de ouro em grandes rios da Amazônia.

A Figura 7 ilustra o equipamento de dragagem que trabalha no Rio Madeira, Estado de Rondônia. Independente do processo de extração usado, o ouro resultante ainda contém como impureza uma quantidade variável de mercúrio. A concentração de mercúrio no ouro queimado pode alcançar até 5% do peso. Portanto, sempre que o ouro é vendido, a requeima é uma prática muito comum. O processo é realizado quando os garimpeiros vendem seu ouro aos compradores locais, que não têm o cuidado necessário com a exaustão e filtragem do ar contaminado, resultando em séria contaminação dos locais de trabalho e emissões atmosféricas significativas de mercúrio em várias cidades pequenas, onde se concentram esses compradores (Marins e outros, 1991; Malm e outros, 1990).

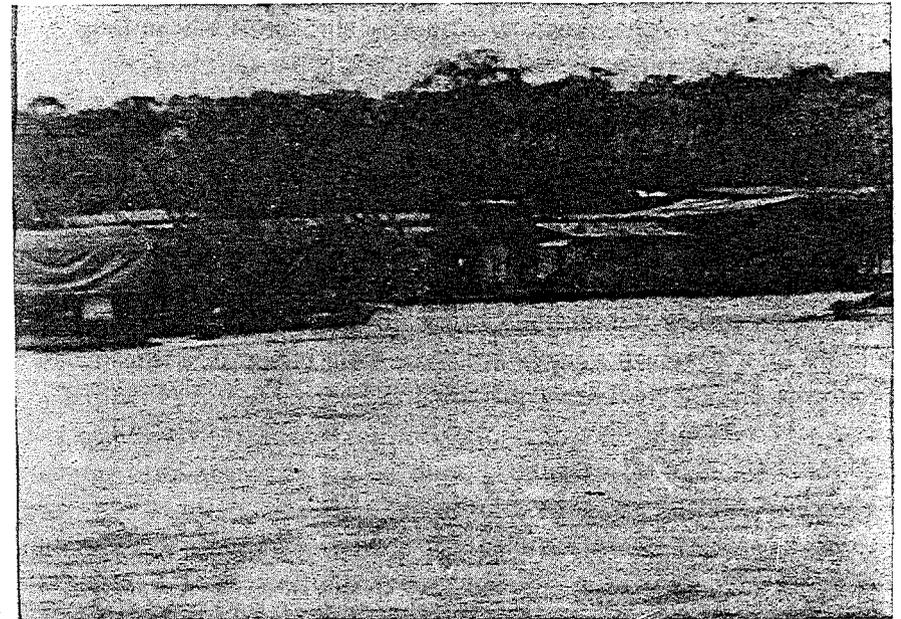


FIGURA 7. Dragas de garimpo operando no Rio Madeira, Estado de Rondônia, Noroeste do Brasil.

3. FATORES DE EMISSÃO DE MERCÚRIO NO GARIMPO DE OURO NA AMAZÔNIA

Atualmente, a atividade garimpeira de ouro na Amazônia envolve cerca de 1,2 milhão de pessoas, cobrindo uma área de aproximadamente 170.000km² e com uma estimativa de produção de ouro variando de 40 a 100 toneladas por ano, entre 1983 e 1988. Em 1989, devido à crescente intensidade da atividade como reflexo das dificuldades econômicas do País, obteve-se uma produção de cerca de 200 toneladas de ouro. (DNPM, 1983; Souza & Lins, 1989; Lacerda e outros, 1989; Ferreira & Appel, 1990; 1991).

O Fator de Emissão (FE), isto é, a quantidade de mercúrio liberado no meio ambiente para produzir 1,0kg de ouro nas regiões garimpeiras da Amazônia é muito variável, dependendo do local, do minério aurífero e da sua concentração e do processo de extração usado (Farid e outros, 1991). Observações feitas por Mallas & Benedicto (1986) em garimpos no Estado do Pará, Nordeste da Amazônia, onde o ouro é extraído do solo, encontraram um valor para o FE variando de 2,0 a 4,0kg de mercúrio por 1,0kg de ouro produzido. Pfeiffer & Lacerda (1988), estudando os garimpos de ouro no Rio Madeira, Rondônia, o maior tributário do Rio Amazonas, onde o ouro é extraído dos sedimentos ativos do rio, obtiveram um FE médio de 1,3. Numa grande pesquisa feita em 800 garimpos no Brasil Central, o Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) encontrou um valor para o FE de cerca de 1,7kg de mercúrio por cada kg de ouro produzido (Hacon, 1991). Não obstante a variabilidade do FE obtido, todos os autores concordam que o FE de mercúrio para a atmosfera é muito mais alto do que para rios e solos, respondendo por 65% a 83% da emissão total. Estes valores de emissão estão entre os mais altos relatados para as atividades que emitem mercúrio (Nriagu & Pacyna, 1988).

Alguns autores têm estudado a emissão de mercúrio para diferentes compartimentos ambientais durante todo o processo de ex-

tração. Pfeiffer & Lacerda (1988) calcularam as perdas de mercúrio para o ambiente num garimpo do Rio Madeira, Estado de Rondônia, Noroeste da Amazônia. Nesse local, o ouro é extraído dos sedimentos ativos do rio. Eles calcularam que a perda principal de mercúrio se dá para a atmosfera, e ocorre durante a queima do Au-Hg, que, na área, é frequentemente realizada sem o uso de retortas, atingindo de 50% a 60% de perda total de mercúrio. Cinco por cento são vaporizados durante as várias etapas da extração, totalizando, portanto, 55% a 65% para perda atmosférica. De 40% a 50% foram perdidos para os rios como mercúrio metálico durante o processo de amalgamação, e de 5% a 10%, também para os rios, durante a recuperação do mercúrio usado no processo. Em alguns garimpos, o mercúrio é acrescentado diretamente às calhas acarpetadas, provocando um aumento significativo na perda de mercúrio para os rios. Esses autores calcularam que o valor do FE médio para o garimpo é de cerca de 1,32.

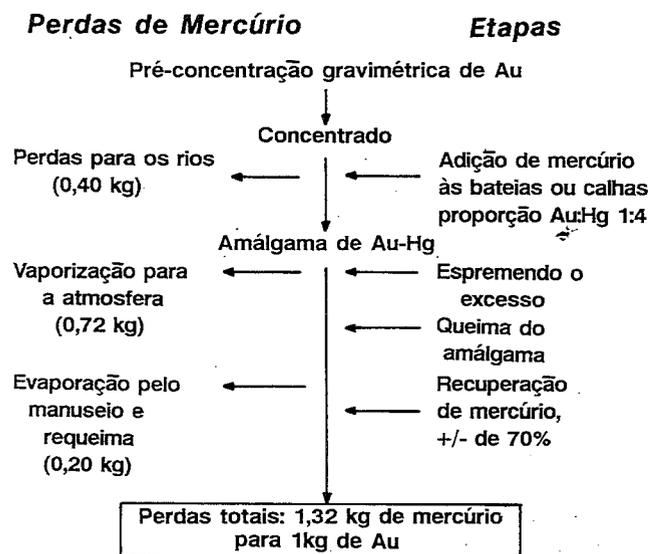


FIGURA 8. Perdas de mercúrio para o ambiente durante as várias etapas da extração do ouro no Rio Madeira, Estado de Rondônia, Amazônia.

Durante 1987, o Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) estudou cerca de 800 garimpos no Brasil Central, onde o ouro é extraído dos solos e das rochas. Constatou-se que quase 87% das perdas de mercúrio se davam para a atmosfera, durante a queima do amálgama sem o uso de retortas, e que 13% eram perdidos para os rejeitos (Hacon, 1991; Silva e outros, 1991).

Farid e outros (1991) fizeram um estudo detalhado do balanço do mercúrio em seis garimpos que usam retortas para a queima de amálgama. Os autores descobriram que até 70% do mercúrio usado no processo podem ser perdidos para a atmosfera se não se utilizarem retortas, enquanto que 20% se perdem como mercúrio metálico para os rejeitos, e 10% para a atmosfera durante a requeima do ouro. Entretanto, o uso de retortas nesses garimpos reduziu as emissões atmosféricas de 70% para valores que variam de 1% a 49%, dependendo da retorta usada, com valores médios de redução de 20% entre todos os garimpos. É evidente que o uso de retortas reduziria significativamente as emissões de mercúrio para a atmosfera. Mas, infelizmente, o uso desse equipamento simples, nos garimpos de ouro da Amazônia, ainda é muito raro, devido a pouca preocupação ambiental da maioria dos garimpeiros, à ignorância do perigo potencial do mercúrio, e devido às dificuldades logísticas que as autoridades ambientais e sanitárias têm para monitorar os garimpos mais afastados e introduzir o uso da retorta.

Desde 1988 e devido à pressão da sociedade sobre o governo, os compradores de ouro e os sindicatos de garimpeiros realizaram uma campanha intensiva para introduzir as retortas e outras práticas ambientais seguras. Todavia, o êxito desse programa ainda é desconhecido e restringe-se a áreas onde as atividades garimpeiras são mais organizadas. É importante referir que o cálculo exato da perda total de mercúrio para o ambiente é ainda prejudicado pela falta de confiança nas estimativas da produção brasileira de ouro na região amazônica.

Embora exista uma discussão entre os compradores oficiais de

ouro, os sindicatos de garimpeiros e o Departamento Nacional da Produção Mineral, todos concordam que de 40 a 100 toneladas de ouro têm sido produzidas anualmente na Amazônia através de técnicas de amalgamação por mercúrio (Pfeiffer & Lacerda, 1988; DNPM, 1983; Hacon, 1991; Lacerda, 1991; CETEM, 1989; Souza & Lins, 1989). Com base nesses dados publicados e em observações pessoais feitas em muitos garimpos de ouro na Amazônia, poder-se-ia fazer estimativas hipotéticas sobre a produção de ouro, fatores de emissão de mercúrio e quantidades totais de mercúrio lançadas no meio ambiente amazônico (Tabela 3).

Essas estimativas são coerentes com os dados de Ferreira & Appel (1990; 1991) sobre a quantidade total de mercúrio utilizada nos garimpos brasileiros, com os diferentes números apresentados em trabalhos anteriores e também com as estatísticas sobre a importação de mercúrio no período. Portanto, não obstante as variabilidades intrínsecas desses cálculos, esses números parecem ser razoavelmente confiáveis.

Tendo-se em mente as incertezas desse tipo de estimativas, a quantidade total de mercúrio liberado anualmente no ambiente amazônico ($\pm 130t$) é, por exemplo, da mesma ordem de grandeza do total liberado de mercúrio antropogênico para a bacia altamente industrializada do Mar do Norte (Salomons & Forstner, 1984). Quanto às emissões atmosféricas apenas, às emissões na região amazônica ($\pm 100t$) são comparáveis, e mesmo superiores, às 51t/ano emitidas por todas as fontes industriais no Reino Unido (Hutton & Symon, 1986), e somente duas vezes inferiores às emissões antropogênicas globais para a atmosfera (Pacyna, 1984; SCOPE, 1985; Fitzgerald e outros, 1984; Nriagu, 1990). Na verdade, baseando-nos nestes números, a quantidade de mercúrio atualmente liberada para a atmosfera amazônica pode alcançar anualmente até 1,0% das emissões antropogênicas totais de mercúrio e até 4,0% das emissões globais de mercúrio para a atmosfera, (Pfeiffer & Lacerda, 1988; Hacon, 1991). Como os processos de amal-

gamação na produção do ouro estão sendo usados na Amazônia há aproximadamente 10 anos, de 1.000 a 2.000 toneladas de mercúrio podem ter sido liberadas nesse ambiente.

TABELA 3. Produção anual de ouro, Fator de Emissão (FE) de mercúrio e perda total de mercúrio para a atmosfera, rios e solos na região amazônica. Os dados se baseiam em estimativas de Pfeiffer & Lacerda (1988); Lacerda e outros (1989); DNPM (1983; 1988); Silva e outros (1991); Hacon (1991); Souza & Lins (1989), e inclui o período de 1985 a 1988. Todos os valores são em toneladas anuais.

Indicadores	Faixa	Média
Produção de Ouro	40 - 100	87
Fator de Emissão de Mercúrio*	1,3 - 2,0	1,5
Perda de Mercúrio p/ a Atmosfera	34 - 152	100
Perda de Mercúrio p/ os Rios e Solos	7 - 48	31
Perda Total de Mercúrio	41 - 200	131

(*) O Fator de Emissão foi calculado sem uso de retortas.

Entretanto, os efeitos da liberação de quantidade tão expressiva de mercúrio no meio ambiente será uma função não apenas da emissão total, mas principalmente dos mecanismos e padrões de dispersão de mercúrio, do seu processo evolutivo nos diferentes ambientes e das condições ecológicas específicas dos complexos ecossistemas amazônicos.

4. MECANISMOS DE DISPERSÃO DO MERCÚRIO NO GARIMPO DE OURO NA AMAZÔNIA

Os diferentes processos de extração aurífera utilizados pelos garimpos na região amazônica, resultam em diferentes rejeitos e mecanismos de dispersão do mercúrio. Nas áreas onde o ouro é extraído de sedimentos ativos do fundo dos rios, o mercúrio se perde para o ambiente diretamente nos rios na forma de mercúrio metálico. Onde a operação de garimpo envolve a moagem de solos auríferos, o mercúrio se concentra nas pilhas de rejeitos e pode, eventualmente, ser mobilizado através da lixiviação e do transporte de partículas durante as chuvas. Essas duas situações fazem com que grande parte de mercúrio se perca para a atmosfera, seja através da queima do amálgama Au-Hg ou através da volatilização do mercúrio metálico de solos, sedimentos e rios (Pfeiffer & Lacerda, 1988). Esses diferentes processos resultarão em diferentes padrões de dispersão de mercúrio e em diferentes graus de mobilidade e disponibilidade biológica.

O mercúrio perdido para os rios na forma de mercúrio metálico acumula-se, preferencialmente, nos sedimentos de fundo e, em geral, apresenta mobilidade muito baixa (Jardin, 1988). No Rio Madeira, um tributário do Rio Amazonas, com uma vazão média de 23.000 a 49.000m³/s durante as estações seca e chuvosa, respectivamente, as concentrações de mercúrio, próximo das dragas de garimpo podem alcançar valores de até 2,6µg/g, diminuindo para valores de *background* (<0,2µg/g) a alguns quilômetros a jusante do lançamento (Pfeiffer e outros, 1989a,b).

A baixa mobilidade apresentada pelo mercúrio deve-se, principalmente, à sua forma química. O mercúrio lançado nos rios está presente como mercúrio elementar, com sua alta densidade de 13,6 e baixa reatividade. Gotas de mercúrio metálico têm sido freqüentemente encontradas em sedimentos fluviais expostos durante a estação seca. Entretanto, Martinelli e outros (1988b), tra-

balhando no mesmo Rio Madeira, relataram altas concentrações (até $1,4\mu\text{g/g}$) de mercúrio em macrófitas flutuantes em lagoas marginais sazonalmente inundadas pelo rio, localizadas a cerca de 100km distantes da fonte mais próxima de mercúrio. Isto sugere um transporte de mercúrio a longas distâncias, associado a partículas em suspensão. A dragagem e, conseqüentemente, a movimentação dos sedimentos do fundo, facilitam esse processo. No Rio Madeira, a concentração de partículas em suspensão pode atingir $1,0\text{g/l}$ (Martinelli e outros, 1988a). O transporte e a remobilização dos sedimentos têm sido apresentados como explicação para a contaminação dos peixes no Rio Madeira coletados a cerca de 200km a jusante dos principais garimpos (Malm e outros, 1990). Demonstrou-se que as partículas em suspensão são os principais caminhos de transporte dos vários metais residuais em outros rios da Amazônia (Gibbs, 1973; DePaula, 1989). Portanto, é factível pensar que estas partículas em suspensão também desempenham importante papel no transporte a longa distância do mercúrio nos rios da Amazônia.

Lacerda e outros (1991b) aventaram a hipótese de que o mercúrio também poderia ser transportado em associação com o carbono orgânico particulado (POC), derivado da decomposição dos restos de plantas trazidos para o canal principal do Rio Madeira durante o período das cheias, um processo típico da maioria dos rios da Amazônia. A dispersão do mercúrio associada ao POC tem sido considerada como mecanismo eficiente de dispersão a longas distâncias em outras áreas (Lindberg & Harris, 1974). Em rios menores, a dispersão do mercúrio é ainda menor, com valores de *background* observados a apenas poucas centenas de metros da fonte (Andrade e outros, 1988).

Em rejeitos de garimpos que drenam pequenos córregos no Brasil Central, Andrade e outros (1988) descobriram que a contaminação de mercúrio nos rejeitos de Crixás, Estado de Goiás, diminui de um valor máximo de cerca de $16\mu\text{g/g}$ no rejeito, para níveis de *background* de cerca de $0,7\mu\text{g/g}$ nos primeiros 200 metros ao longo da

drenagem. Lacerda e outros (1991a) descobriram o mesmo comportamento nas pilhas de rejeitos do Tanque dos Padres, região de Poconé, Estado de Mato Grosso. As concentrações de mercúrio diminuem de valores de até $3,0\mu\text{g/g}$ no rejeito, para níveis de *background* ($<0,2\mu\text{g/g}$) nos primeiros 100m ao longo da drenagem.

Uma questão importante é saber como o mercúrio é transportado através de ambientes adjacentes às fontes de emissão. Embora apenas uns poucos estudos tratem deste assunto, pode-se visualizar um padrão geral de mercúrio nos rejeitos como resultado da seguintes características:

1 - na maioria dos rejeitos, o mercúrio está presente como mercúrio metálico (CETEM, 1989; Lacerda, 1991; Andrade e outros, 1988; Ramos & Costa, 1991);

2 - a distribuição do mercúrio nos rejeitos é mais uma função da distribuição das atividades extrativas na área do que de qualquer processo geoquímico; em áreas onde antigos poços de pré-concentração existiam, a concentração de mercúrio pode atingir uns poucos microgramas por grama de material do rejeito, ao passo que o teor médio de mercúrio no total de rejeitos é similar ao dos valores de *background* da região (CETEM, 1989).

Lacerda e outros (1991a) estudaram a dinâmica do mercúrio num córrego drenado por rejeitos contaminados durante uma tempestade em Poconé, Brasil Central. A Figura 9 resume as principais descobertas desse trabalho.

O transporte do mercúrio das pilhas de rejeitos é controlado pela erosão devido a chuvas fortes. Registraram-se concentrações de mercúrio na água e em partículas em suspensão, bem como mudanças nos principais parâmetros físico-químicos da água que drena o depósito de rejeitos durante tempestades. Mudanças importantes ocorreram no pH, no Eh, no total de sólidos em suspensão (TSS) e na concentração de mercúrio nas partículas em suspensão. A água torna-se progressivamente mais ácida, oxidante e enriquecida com

partículas em suspensão que podem atingir valores 10 vezes maiores do que os que ocorrem em condições de seca. Essas mudanças ocorrem poucos minutos depois do começo da chuva. As concentrações de mercúrio em partículas em suspensão aumentam de $<0,02\mu\text{g/g}$ para $0,61\mu\text{g/g}$, embora não se tenha encontrado modificação alguma em concentrações dissolvidas de mercúrio. Esses resultados mostram a capacidade da chuva em erodir partículas finas, enriquecidas com mercúrio dos rejeitos, sugerindo que a erosão, seguida do transporte de mercúrio associado com partículas em suspensão, é o caminho principal da contaminação da drenagem dos rejeitos contendo mercúrio.

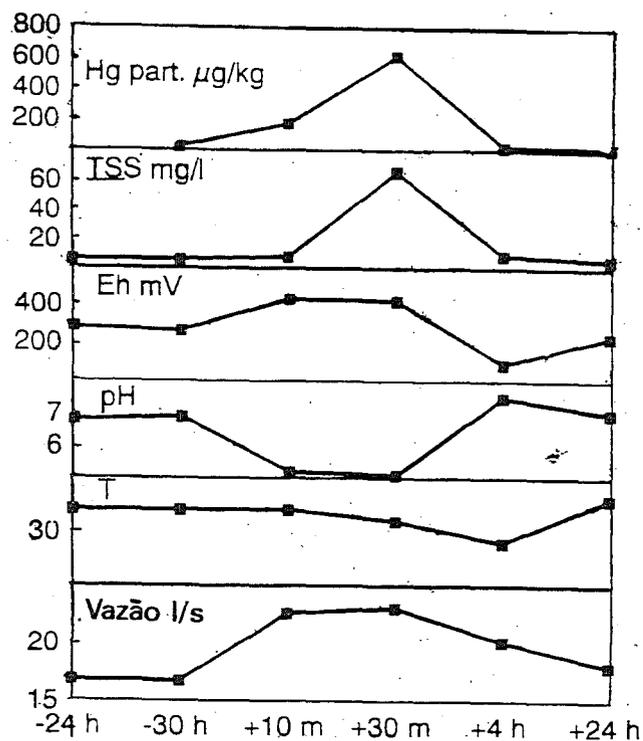


FIGURA 9. Hidroquímica e variabilidade do mercúrio dissolvido e particulado num córrego drenado por rejeitos de garimpo durante uma tempestade em Poconé, Brasil Central.

Mudroch & Clair (1986) encontraram o mesmo padrão de distribuição nas águas que drenam pilhas de rejeitos no Canadá. Eles também sugeriram que a contaminação dos sedimentos se devia ao transporte e deposição de partículas em suspensão trazidas para a drenagem, causada pela erosão dos rejeitos do garimpo. Nelson e outros (1977) também encontraram um comportamento similar do mercúrio em águas que drenam por áreas mineradas no Alasca.

Portanto, parece que os resultados encontrados nos rejeitos brasileiros representam um padrão típico de distribuição do mercúrio nessas áreas que drenam depósitos de rejeitos, onde o mercúrio apresenta uma mobilidade muito baixa na área e a maior parte do transporte de mercúrio é um processo de transferência física associada a partículas em suspensão.

O fato de nenhum desses estudos ter encontrado mudanças significativas nas concentrações de mercúrio dissolvido, mesmo durante tempestades fortes, sugere que somente quantidades pequenas de mercúrio são remobilizadas em solução, e que a concentração de mercúrio na água independe do teor de mercúrio nos sedimentos (Andrade e outros, 1988). Assim, o controle da erosão dos rejeitos e do transporte de partículas em suspensão, por meio de barragens, de impermeabilização e de outros meios protetores para os rejeitos, deve ser eficiente o bastante para prevenir a contaminação por mercúrio de áreas adjacentes aos depósitos de rejeitos.

A correlação entre a dispersão do mercúrio e a erosão e transporte de partículas em suspensão sugere que os mecanismos de dispersão devem ser variáveis no decorrer das estações do ano, tanto através da erosão intensiva durante a estação chuvosa ou do efeito de diluição sobre o teor de mercúrio existente nos rios. Entretanto, poucos estudos mediram a concentração de mercúrio em amostras ambientais no decorrer de um ciclo anual.

Rodrigues e outros (1991) mediram as concentrações totais de mercúrio (dissolvido mais particulado) nas águas do Rio Paraná,

e descobriram que, durante a estação seca, as concentrações de mercúrio variavam entre $0,05\mu\text{g/l}$ a $0,88\mu\text{g/l}$, enquanto que durante a estação chuvosa as concentrações de mercúrio variavam entre $1,0\mu\text{g/l}$ a $12,0\mu\text{g/l}$. Além disso, a variabilidade entre os dados durante o mesmo período de amostragem era muito maior no decorrer da estação chuvosa, sugerindo a contaminação por pulso de mercúrio, como consequência de lixiviação e transporte da partículas de solo contaminadas para o rio. Esses resultados estão de acordo com os relatados por Lacerda e outros (1991a), que mostram que as partículas em suspensão enriquecidas com mercúrio são transportadas dos rejeitos e de solos contaminados para as drenagens locais durante chuvas fortes, no garimpo de Poconé, Brasil Central.

No garimpo de Carajás, Fernandes e outros (1990a,b; 1991) encontraram resultados opostos. Eles mediram as concentrações totais mais altas de mercúrio nas águas do rio durante o período seco, variando de $0,10$ a $0,74\mu\text{g/l}$, ao passo que as concentrações mais baixas foram encontradas durante a estação chuvosa ($<0,05$ a $0,38\mu\text{g/l}$). Eles explicaram seus resultados pelo efeito da diluição e do fato de que as atividades de garimpo na área são restritas à estação seca. A Tabela 4 compara os dois estudos.

TABELA 4. Variação sazonal nas concentrações totais de mercúrio (dissolvido+particulado) nas águas de diferentes garimpos. A) Rio Paranaíba (Rodriguez e outros, 1991). B) Bacia do Carajás (Fernandes e outros, 1990a,b; 1991).

	Concentração na Estação		
	Seca	Chuvosa	Seca
A)	$0,41 \pm 0,21$	$2,95 \pm 3,26$	$0,31 \pm 0,17$
B)	$0,32 \pm 0,18$	$0,11 \pm 3,26$	—

Novamente os diferentes processos de extração aurífera parecem ser um fator chave no controle da dispersão do mercúrio. Nas áreas onde o ouro é extraído do solo ou de rochas, durante a estação chuvosa, a lixiviação e a erosão de partículas contaminadas resultam num valor mais elevado das concentrações de mercúrio nos rios, ao passo que nas áreas onde o ouro é extraído dos sedimentos do fundo dos rios, as concentrações de mercúrio na água são mais baixas durante a estação chuvosa, devido à diluição e à diminuição da própria atividade garimpeira.

Entretanto, nenhum estudo se referiu ao fracionamento do mercúrio presente na água (dissolvido mais particulado), dificultando a interpretação das mudanças nas concentrações devido a alterações nas propriedades químicas da água. Além disso, não se tentou nenhuma caracterização da mineralogia ou origem das partículas durante o ano, que poderia mudar as concentrações de mercúrio através de alterações nas proporções entre partículas em suspensão de áreas diferentemente contaminadas. Portanto, esses resultados devem ser interpretados com cuidado.

5. DISTRIBUIÇÃO DO MERCÚRIO NAS ÁGUAS E SEDIMENTOS EM ÁREAS DE GARIMPO DE OURO

O destino do mercúrio nas águas e sedimentos dos garimpos na Amazônia tem sido estudado principalmente em pesquisas genéricas num grande número de garimpos. Poucos, porém, têm sido estudados em detalhe. Entre os muitos garimpos, a bacia do Rio Madeira, Estado de Rondônia, a área do Projeto Carajás, Estado do Pará e a região de Poconé, Estado de Mato Grosso têm sido objeto de estudos de longo prazo relativos ao destino do mercúrio no meio ambiente. Infelizmente, porém, mesmo nessas áreas, poucos estudos tem abordado os aspectos geoquímicos e biogeoquímicos da ocorrência de mercúrio nas águas e sedimentos. A localização dos vários garimpos de onde se origina a maior parte dos dados sobre a contaminação por mercúrio das águas e sedimentos é apresentada na Figura 10.

Um resumo das concentrações de mercúrio nas águas e sedimentos dos vários sistemas fluviais da Amazônia é apresentado na Tabela 5. Também os valores médios para áreas não contaminadas na Amazônia e nas regiões do hemisfério norte, são apresentados para fins de comparação.

Comparando-se as concentrações de mercúrio em áreas com diferentes procedimentos de extração, fica evidente que as concentrações de mercúrio nos rejeitos e drenagens das águas e sedimentos são consideravelmente mais baixas do que em outras áreas contaminadas, sobretudo nas dos grandes rios da região amazônica, onde o mercúrio é lançado diretamente nos rios.

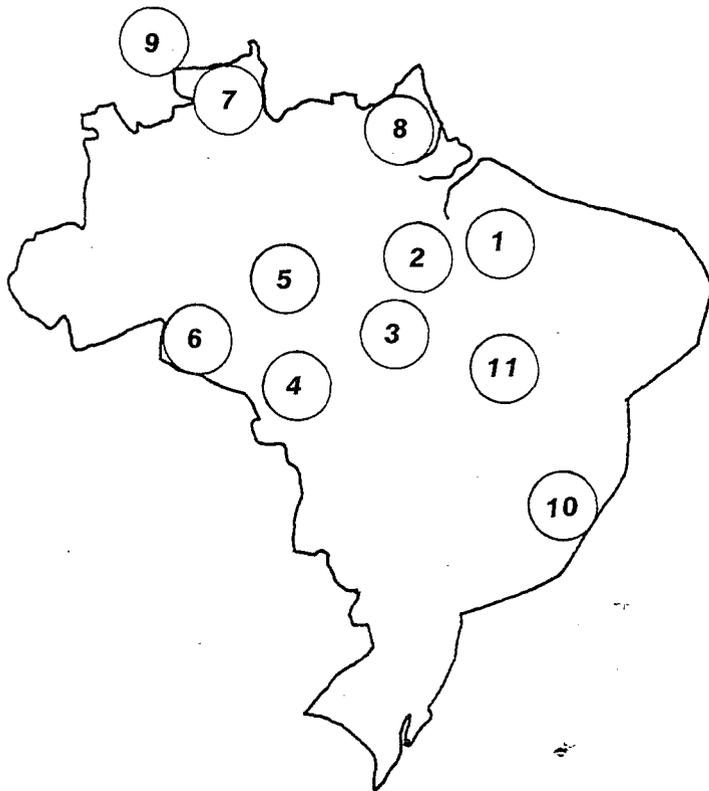


FIGURA 10. Principais locais de garimpo no Brasil e na Venezuela onde se dispõe de dados sobre a distribuição de mercúrio nas águas e sedimentos. 1 - Rio Gurupi, Estado do Maranhão; 2 - Cumarú; 3 - Carajás, Estado do Pará; 4 - Poconé-Barão de Melgaço, Estado de Mato Grosso; 5 - Rio Tapajós-Itaituba, Estado do Amazonas; 6 - Rio Madeira, Estado de Rondônia; 7 - Estado de Roraima; 8 - Estado do Amapá; 9 - Distrito de Roscio, Venezuela; 10 - Rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro; 11 - Crixás, Estado de Goiás.

Em áreas como os rios Mutum Paraná e Madeira, um total de 25 toneladas de mercúrio é lançado anualmente no meio ambiente (Lacerda e outros, 1989), sendo superior à quantidade total de mercúrio lançado na maioria das águas onde o ouro é extraído de rochas e solos. Entretanto, as concentrações de mercúrio nessas drenagens de rejeitos, ainda assim, são ligeiramente mais altas do que nos rios não contaminados da Amazônia.

A maioria dos sistemas de rios contaminados fica na própria região amazônica, onde o garimpo é tradicional e realizado em grande escala, como na bacia do Rio Madeira, que inclui o rio Mutum Paraná. Em outras áreas, como o grande Rio Tapajós, onde a produção de ouro em grande escala é muito recente, embora seja atualmente uma das maiores áreas de garimpo do Brasil, o teor de mercúrio ainda é muito baixo (Padberg, 1990).

Outra informação importante desses estudos é de que uma área geográfica cada vez maior está atualmente afetada pela contaminação por mercúrio devido ao garimpo de ouro. Por exemplo, o Rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, é um sistema historicamente contaminado pela intensa atividade industrial dessa região do País. Entretanto, após a introdução do garimpo de ouro nesse rio em 1985, essa atividade extrativa tornou-se a mais importante fonte de mercúrio para um segmento significativo do rio (Lima, 1991; Pfeiffer e outros, 1989a).

Recentemente, começou-se a utilizar o mercúrio também em outros países da América do Sul, dentro da Bacia Amazônica, principalmente a Colômbia, Peru e Venezuela. Todavia, só dispomos de dados sobre os rios da Venezuela (Shrestha e outros, 1989), (Tabela 5).

TABELA 5. Concentração de mercúrio nas águas e sedimentos das áreas de garimpo de ouro no Brasil, em comparação com áreas não contaminadas na região amazônica e com áreas no hemisfério norte.

Localização	Mercúrio		Autor
	Nos sedimentos ($\mu\text{g/g}$)	Nas águas ($\mu\text{g/l}$)	
Rio Madeira, AM	0,05 - 0,28	<0,04 - 0,46	Lacerda et all (1987)
Rio Mutum Paraná, AM	0,21 - 19,8	0,20 - 8,36	Pfeiffer et all (1989a)
Rios Itacaiunas- -Paraopébas, Carajás	0,04 - 3,37	0,10 - 0,74	Fernandes et all (1991c)
Rio Tapajós, PA	<0,01 - 0,14	<0,01 - 0,01	Padberg (1990)
Rios da Amazônia Venezuelana	0,12 - 4,81	—	Shrestha et all (1989)
Rio Paraíba do Sul, RJ	0,30 - 0,90	0,04 - 0,48	Pfeiffer et all (1989b)
Rios Paraná-Baía, PR	—	0,05 - 12,9	Rodrigues et all (1991)
Rejeitos da drenagem do Tanque dos Padres, MT	0,05 - 0,18	<0,04	Lacerda et all (1991a)
Rejeitos da drenagem de Crixás, GO	0,27 - 12,8	1,85 - 4,45	Andrade et all (1988)
Rios não contaminados da Amazônia	<0,02	<0,04	Pfeiffer et all (1991)
Rios não contaminados do Mundo	<0,30	<0,01	Salomons e Forstner (1984)

As concentrações de mercúrio nas águas e sedimentos nas áreas de garimpo de ouro são significativamente mais altas do que os valores do *background* medidos nos rios da Amazônia fora da influência dos garimpos. Todavia, os valores de *background* de mercúrio nos sedimentos nas áreas brasileiras de garimpo de ouro são, em geral, mais baixos do que valores médios de mercúrio encontrados nos sedimentos de superfície dos lagos das regiões temperadas, de cerca de $0,33\mu\text{g/g}$ (Andren & Nriagu, 1979), que em geral são sub-

metidos a níveis atmosféricos elevados de mercúrio, oriundos de fontes antropogênicas (Nriagu, 1990). As concentrações, porém, são ligeiramente mais altas do que os valores de *background*, de cerca de $0,10\mu\text{g/g}$ (Evans, 1986), encontrados nas áreas temperadas. Portanto, as comparações com dados extraídos da literatura sobre as regiões temperadas do hemisfério norte, caracterizadas por intenso desenvolvimento industrial, e freqüentemente com jazidas de minério de mercúrio, são muito difíceis.

Tem-se procurado estudar a influência dos diferentes tipos de rios da Bacia Amazônica sobre a distribuição do mercúrio, pois esses tipos de rios influenciam fortemente vários outros componentes desse sistema fluvial.

Em síntese, os rios da Amazônia têm sido classificados por vários autores (Sioli, 1950; Junk & Furch, 1980; Furch e outros, 1982) em três classes, com base em suas principais propriedades hidroquímicas.

Os rios de águas brancas, que são ricos em materiais em suspensão ($>200\text{mg/l}$), tem um pH neutro e condutividade elétrica moderada ($>40\mu\text{S/cm}$), e concentrações médias de elementos dissolvidos semelhantes às da média dos rios do mundo; o próprio Rio Amazonas e o Rio Madeira são representantes típicos dessa classe de rio. Os rios de águas pretas, que drenam solos decompostos e arenosos da Amazônia, são ricos em substâncias orgânicas dissolvidas, são ácidos ($\text{pH} < 5,0$) e muito pobres em componentes dissolvidos (condutividade elétrica $<10\mu\text{S/cm}$). Os rios de águas claras que apresentam pH de ácido a neutro, baixo teor de componentes orgânicos e inorgânicos dissolvidos, são relativamente ricos em óxidos de Fe originários dos solos de laterita decompostos.

A distribuição do mercúrio nos sedimentos de dez rios da Bacia do Rio Madeira, pertencentes às três classes diferentes, foi estudada por DePaula (1989) e Lacerda e outros (1990b). Nessa bacia, o mercúrio é lançado somente num segmento do Rio Madeira, al-

cançando os tributários pela atmosfera e apenas durante os períodos das cheias, quando as águas do Rio Madeira transbordam, penetrando no sistema de rios tributários. A Figura 11 mostra a localização dos rios estudados em relação aos principais garimpos, enquanto que a Tabela 6 resume os principais resultados desses estudos.

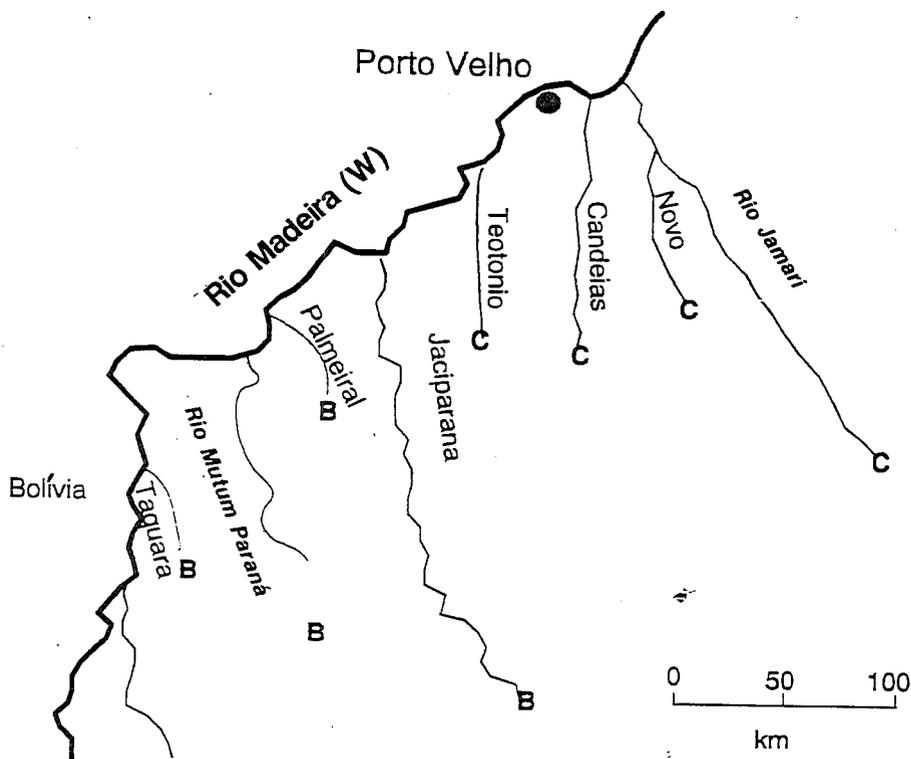


FIGURA 11. Principais tributários da bacia do Rio Madeira, Estado de Rondônia, classificados de acordo com sua classe hidroquímica: (B) - Águas Brancas; (P) - Águas Pretas; (C) - Águas Claras.

TABELA 6. Principais características físico-químicas dos rios da Amazônia, de diferentes classes, na bacia do Rio Madeira, Estado de Rondônia, baseadas em DePaula (1989) e Lacerda e outros (1990b).

Classe de Rio	Águas		
	Brancas	Claras	Pretas
pH	6,7 ± 0,3	5,7 ± 0,6	5,7 ± 0,7
uS/cm	49 ± 14	13 ± 7	6 ± 1
Matéria orgânica nos sedimentos (%)	3,9 ± 1,2	5,2 ± 2,8	9,0 ± 4,4
Ferro sedimentar (%)	4,9 ± 0,8	6,6 ± 2,2	0,5 ± 0,7
Mercúrio em sedimentos (µg/kg)	330 ± 810	130 ± 80	490 ± 690

Os resultados mostram que os rios de águas pretas são enriquecidos por mercúrio quando comparados com outros tipos de rios, não obstante o fato de que os lançamentos diretos de mercúrio são restritos aos rios de águas brancas.

O enriquecimento de mercúrio nos rios de águas pretas pode estar relacionado com o elevado teor de matéria orgânica dessa classe de rio e com a sua acidez. O mercúrio formaria compostos relativamente refratários com a matéria orgânica, facilitando seu acúmulo nos sedimentos do rio. Além disso, a acidez aceleraria a oxidação de Hg^0 para Hg^{2+} , intensificando a possibilidade da ligação do mercúrio com a matéria orgânica (Lacerda, 1985; Lindqvist e outros, 1984).

Entretanto, os resultados apresentados ainda são preliminares, e outros rios da Amazônia deverão ser testados antes que se possa fazer uma generalização, embora as evidências disponíveis sugiram fortemente que o papel desempenhado pela matéria orgânica é

muito importante no ciclo do mercúrio da região.

Também se tem afirmado que o teor de matéria orgânica dos sedimentos controla o acúmulo de mercúrio nos lagos (Rekolainen e outros, 1986). Nas áreas brasileiras de garimpo de ouro, a relação entre a matéria orgânica e o acúmulo de mercúrio foi estudada em cinco lagos distantes na área do Pantanal, Brasil Central, afastados das fontes diretas de mercúrio oriundas do garimpo. Nesses lagos, as emissões de mercúrio são feitas unicamente pela atmosfera (Lacerda, 1991c). A Figura 12 mostra as relações entre o mercúrio e o teor total de ferro e de matéria orgânica nos sedimentos de su-

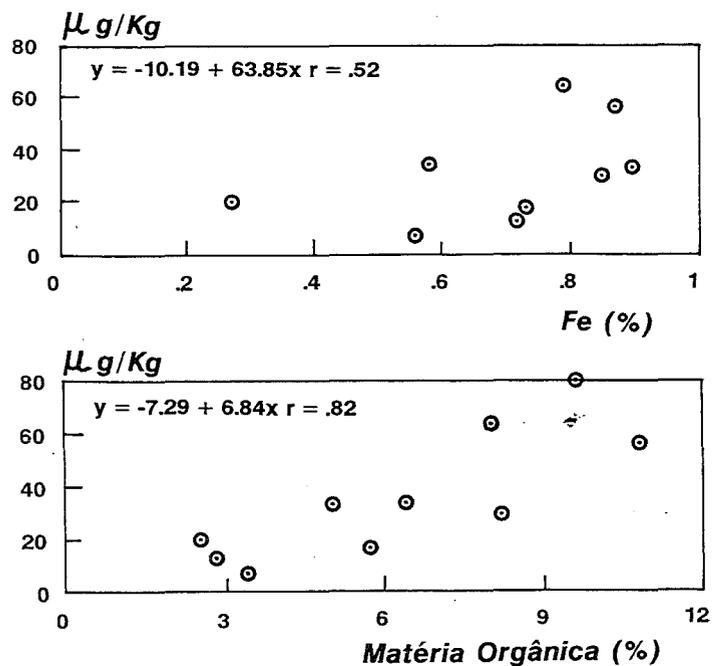


FIGURA 12. Relações entre o teor de mercúrio e as concentrações de matéria orgânica e ferro nos sedimentos de superfície de lagos distantes no Pantanal, Brasil Central.

perície desses lagos distantes. Não se encontrou nenhuma relação positiva importante entre o mercúrio e a concentração de ferro. Entretanto, uma correlação positiva e altamente significativa foi encontrada entre as concentrações de mercúrio e o teor de matéria orgânica ($r=0,82$; $P<0,01$). Portanto, esses resultados parecem corroborar os encontrados na Bacia do Rio Madeira, descritos acima.

Freqüentemente se tem encontrado grandes variações nas concentrações de mercúrio nos sedimentos e nas águas provenientes de fontes de emissão de mercúrio, tais como os rejeitos.

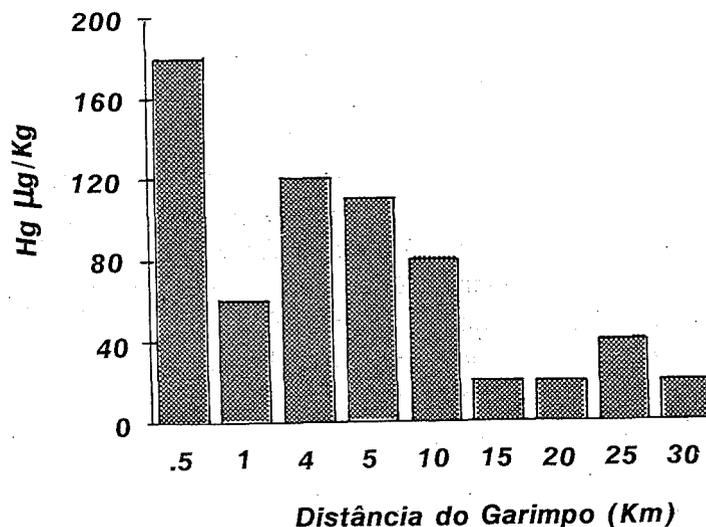


FIGURA 13. Concentrações de mercúrio nos sedimentos de um córrego drenado pelas pilhas de rejeitos em Poconé, Brasil Central.

Em geral, essas variações são muito acentuadas, indicando baixo potencial de dispersão do mercúrio a partir dos pontos de emissão. A Figura 13 mostra as concentrações de mercúrio nos sedimentos de garimpo de rios que drenam depósitos de rejeito de garimpo em Poconé, Brasil Central (Lacerda, 1992). É evidente que o mercúrio é muito refratário ao transporte, porque suas concentrações caem para valores próximos aos de *background* a apenas uns poucos quilômetros dos rejeitos.

Resultados semelhantes foram encontrados em outras drenagens afetadas pelos rejeitos de garimpos de Crixás, Brasil Central, e no garimpo de Cumarú, Norte da Amazônia (Andrade e outros, 1988; Ramos & Costa, 1991), e também nos grandes rios da Amazônia como o Tapajós, onde picos de concentração de mercúrio nos sedimentos, de cerca de $150\mu\text{g}/\text{kg}$, foram encontrados em locais próximos do garimpo, caindo para apenas $3\mu\text{g}/\text{kg}$ a poucos quilômetros de distância (Padberg, 1990).

A maioria das pesquisas sobre concentrações de mercúrio em sedimentos fluviais dos rios da Amazônia foi feita nas frações de argila-silte dos sedimentos ($<63\mu\text{m}$). Poucos estudos consideram o efeito do tamanho do grão sobre a distribuição do mercúrio. Como o mercúrio metálico é a principal forma de mercúrio lançado nesses rios, o tamanho dos grãos parece desempenhar um papel insignificante na determinação do teor de mercúrio no sedimento. A Figura 14 mostra a distribuição de mercúrio em sedimentos fluviais de diferentes granulometrias no garimpo de Cumarú, Estado do Pará, baseada no trabalho de Ramos & Costa (1991). Existem alguns pontos de emissão de mercúrio ao longo do rio, o que explica a múltipla distribuição de picos de concentração (e também confirma a baixa mobilidade do mercúrio metálico liberado) em duas frações de sedimentos de grãos de tamanho diferente. É evidente que a distribuição de mercúrio independe do tamanho do grão. Ela é, provavelmente, um resultado da baixa concentração de Hg^{2+} nas águas fluviais ($<0,02\mu\text{g}/\text{l}$), que, preferivelmente, seria adsorvido

nas partículas finas.

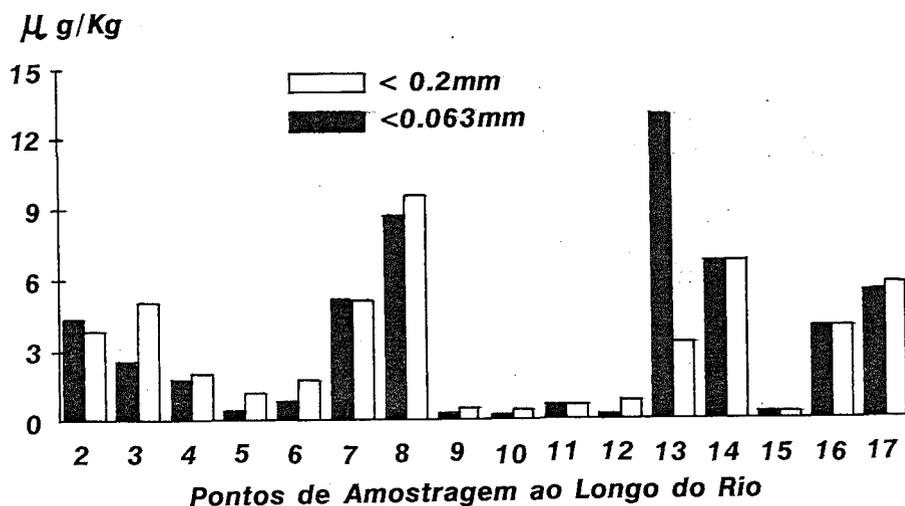


FIGURA 14. Concentrações de mercúrio em sedimentos de diferentes tamanhos de grão ao longo da drenagem do garimpo de Cumarú, Estado do Pará, Norte da Amazônia.

Outro aspecto importante do destino do mercúrio é a presença de formas metiladas. Infelizmente, apenas uma pesquisa sobre a concentração dessa forma biodisponível de mercúrio na água e nos sedimentos dos rios da Amazônia foi concluída (Padberg, 1990), embora outros estudos tenham sido iniciados recentemente na região. O estudo de Padberg (1990) foi realizado no Rio Tapajós, onde existe uma das maiores áreas de garimpo da Amazônia. A Tabela 7 resume seus principais resultados.

É evidente que, atualmente, está ocorrendo metilação nesse sistema fluvial, não obstante as baixas concentrações encontradas. As concentrações de metilmercúrio atingiram quase 10% do teor total de mercúrio na água, mas apenas 2% do teor total de mercúrio nos sedimentos.

Os resultados confirmam dados anteriores sobre a distribuição de mercúrio na biota aquática dos rios da Amazônia, o que só poderia ser explicado se estivesse ocorrendo metilação (Hacon, 1991). Entretanto, nossa necessidade maior para a compreensão e previsão do destino do mercúrio na região é o estudo dos processos de transformação do mercúrio no ambiente amazônico.

TABELA 7. Concentrações totais de mercúrio e metilmercúrio nas águas e sedimentos do Rio Tapajós, Estado do Pará, Norte da Amazônia. Baseado em Padberg (1990).

	Mercúrio Total	Metilmercúrio	Percentual do Total
Água ($\mu\text{g/l}$)			
Itaituba	3,2 - 5,3	0,2 - 0,6	8,8
Itaituba do Sul	1,8 - 8,7	0,2 - 0,5	8,4
Sedimentos ($\mu\text{g/kg}$)			
Itaituba	144	0,8	0,6
Itaituba do Sul	2,9 - 93	0,07 - 1,9	2,2

Os sedimentos são importantes carreadores de metais traços no ambiente e refletem a atual qualidade do sistema. Portanto, a análise do desenvolvimento das concentrações de metais ao longo dos testemunhos de sedimentos torna possível determinar a história da contaminação desse metal para certas regiões. Os metais podem originar-se de descargas diretas ou de fontes poluentes difusas, como a deposição atmosférica (Scudato e outros, 1987; Aston e outros, 1973; Forstner & Wittmann, 1981; Forstner & Salomons, 1983; Hakanson, 1974).

A queima do amálgama (Au-Hg) nos garimpos de ouro provoca elevadas emissões de mercúrio na atmosfera. O mercúrio evaporado volta para as superfícies terrestre e aquática como deposição seca e úmida, e se acumula em solos e sedimentos (Pfeiffer & Lacerda, 1988; Lacerda e outros, 1989; Marins e outros, 1990). Este processo dá ao mercúrio uma distribuição muito mais ampla do que quando lançado nos rios na forma de mercúrio metálico, atingindo áreas distantes em relação aos garimpos. Nessas áreas, na ausência de emissões diretas de mercúrio nos rios e nos próprios efluentes do garimpo, existe uma acumulação constante de mercúrio em sedimentos de lagos e reservatórios, em correspondência com os índices de deposição atmosférica sobre essas áreas (veja Capítulo 6 deste relatório). Portanto, os testemunhos dos sedimentos de lagos e reservatórios distantes podem proporcionar um meio excelente de determinar a história da contaminação por mercúrio nas áreas de garimpo.

A distribuição de mercúrio nos perfis dos sedimentos foi estudada em lagos da área do Pantanal-MT que recebem emissões atmosféricas de mercúrio de importantes garimpos de ouro localizados ao longo da sua borda norte, mas não de efluentes diretos do garimpo. A distribuição da matéria orgânica e das concentrações de mercúrio ao longo dos perfis sedimentares desses lagos é apresentada na Figura 15. O teor de matéria orgânica diminui de valores máximos na superfície do sedimento (cerca de 10%) para valores muito baixos (1%) nas camadas mais profundas. Os perfis da matéria orgânica também indicam que esses sedimentos não estão sujeitos a qualquer remobilização, e que ocorrem condições ideais para a retenção de mercúrio nos sedimentos superficiais.

As concentrações de mercúrio eram assim mais elevadas nos sedimentos superficiais dos lagos, variando de 62 a 80 $\mu\text{g/kg}$, e diminuíam sistematicamente para valores quase constantes entre 12 e 30 $\mu\text{g/kg}$, que são similares aos valores do *background* da área (Lacerda e outros, 1991). Nesses dois lagos, os picos do teor de matéria

orgânica e da concentração de mercúrio apresentavam a mesma distribuição por todo o perfil, embora as concentrações elevadas de mercúrio estivessem restritas aos primeiros 2,0cm dos testemunhos.

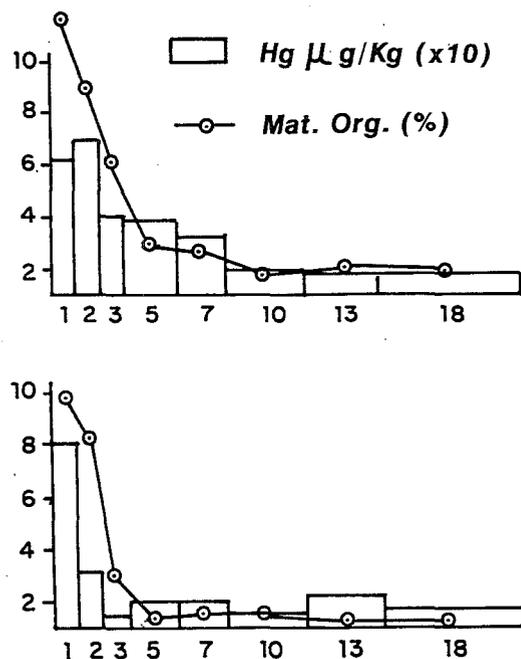


FIGURA 15. Concentrações de mercúrio ($\mu\text{g}/\text{kg}$) e de matéria orgânica (%) em testemunhos sedimentares (profundidade em cm) de lagos distantes do Pantanal, Estado de Mato Grosso, Brasil Central.

As concentrações de mercúrio encontradas são muito baixas quando comparadas com os sedimentos de lagos distantes no hemisfério norte. Evans (1986) refere que os valores de *background* para lagos canadenses distantes eram de cerca de $100\mu\text{g}/\text{kg}$, enquanto que os sedimentos superficiais apresentavam valores de até $560\mu\text{g}/\text{kg}$. Andren & Nriagu (1979) consideraram que os valores

de *background* para os lagos do hemisfério norte eram de cerca de $330\mu\text{g}/\text{kg}$. Rekolainen e outros (1986) descobriram que as concentrações de mercúrio de *background* em lagos distantes da Finlândia variavam de 50 a $250\mu\text{g}/\text{kg}$, mas encontraram valores de até $550\mu\text{g}/\text{kg}$ nas camadas superficiais desses lagos. Esses dados são consideravelmente mais altos do que as concentrações encontradas nos lagos do Pantanal e se devem à presença de rochas básicas ricas em mercúrio na maioria das áreas canadenses e do norte da Europa, refletindo também as emissões antropogênicas de mercúrio nessas áreas.

Como as atividades do garimpo de ouro e, portanto, as emissões de mercúrio para a atmosfera na área começaram em 1981, podemos usar a distribuição de mercúrio por todos os perfis sedimentares para calcular as taxas de sedimentação e de acumulação de mercúrio para a região. Admitindo-se que as concentrações de mercúrio de *background* estão entre 10 e $30\mu\text{g}/\text{kg}$, os dados dos perfis PC-02 e PF-03 apresentavam um aumento constante de concentração de mercúrio a partir de cerca de 2,0cm de profundidade. Usando as concentrações de mercúrio encontradas nos 2,0 cm superiores (60 a $80\mu\text{g}/\text{kg}$), podemos estimar uma taxa de acumulação de mercúrio variando de 90 a $120\mu\text{g Hg}/\text{m}^2$ por ano. Embora as concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais e profundos dos lagos do Pantanal sejam inferiores aos valores encontrados para as áreas industrializadas, a taxa de acumulação de mercúrio assemelha-se muito a dessas áreas, sugerindo a importância da contribuição do mercúrio do garimpo para a área do Pantanal, mesmo considerando-se que os lagos distantes estudados estão relativamente afastados das fontes diretas de mercúrio dos garimpos.



6. O MERCÚRIO NA ATMOSFERA AMAZÔNICA

As três espécies químicas de mercúrio mais importantes no ambiente são: mercúrio elementar (Hg^0), caracterizado por elevada pressão de vapor, baixa solubilidade na água e por um tempo de permanência na atmosfera que varia de dias a alguns anos; mercúrio inorgânico divalente (Hg^{2+}), com alta afinidade por ligantes orgânicos e inorgânicos, em particular os que contêm radicais de enxofre; e metilmercúrio (CH^3Hg^+), que é altamente resistente à degradação ambiental, sendo muito lentamente degradado por organismos vivos (Lindqvist & Rhode, 1985). Modelos do ciclo ambiental do mercúrio têm demonstrado que a maioria dos processos de mobilização, que envolvem o mercúrio elementar e suas reações químicas principais, para sua forma iônica, ocorre na atmosfera. E este também parece ser o caso na região amazônica.

O vapor de mercúrio elementar lançado na atmosfera durante a queima do amálgama de Au-Hg é vaporizado no decorrer dos diferentes processos de extração do ouro, e oxidado para Hg^{+2} através de reações mediadas pelo ozônio, por energia solar e vapor d'água. Uma vez formado, o mercúrio iônico (Hg^{2+}) é removido da atmosfera pelas chuvas e depositado em ambientes aquáticos e terrestres onde pode sofrer outras reações, inclusive sua transformação em mercúrio orgânico e assimilação pela biota (Lindqvist & Rhode, 1985; Petersen e outros, 1989; Kothny, 1984; Lindqvist e outros, 1984).

Até bem pouco tempo, as emissões locais de mercúrio para a atmosfera, devido ao processamento do ouro, eram consideradas pouco importantes em relação a outras rotas. Entretanto, a melhor compreensão de todo o processo de produção de ouro e da quantidade total de mercúrio envolvida tem aumentado a importância dessa fonte e, atualmente, acredita-se que a emissão de mercúrio do garimpo de ouro para a atmosfera alcance de 50 a 70 toneladas por ano, representando uma contribuição que pode atingir de 1%

a 6% da emissão atmosférica antropogênica global desse elemento (Pfeiffer & Lacerda, 1988).

O mercúrio é lançado à atmosfera durante a queima do amálgama de Au-Hg ou durante o processo de refino do ouro. A primeira fonte ocorre basicamente no garimpo, pois os garimpeiros em geral não usam retortas nem qualquer sistema fechado para queimar o amálgama. Portanto, esse mercúrio vai parar na atmosfera rural. Por outro lado, a emissão de mercúrio durante o refino do ouro (onde o mercúrio aparece como impureza numa concentração que varia em média de 1% a 7%) ocorre nas lojas compradoras de ouro antes da comercialização. Ali, o mercúrio é emitido para a atmosfera urbana e pode ser prejudicial a saúde da população.

TABELA 8. Concentrações atmosféricas de mercúrio medidas em áreas urbanas e rurais sob a influência do garimpo de ouro, em comparação com outras áreas produtoras de ouro e industriais.

Localização	Hg ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Autor
Poconé, MT	<0,14 - 1,68*	Marins et all (1991)
Rio de Janeiro, RJ	0,02 - 0,07	Pfeiffer et all (1989b)
Porto Velho, RO	0,10 - 3,20*	Pfeiffer et all (1991)
Humaitá, AM	0,02	Pfeiffer et all (1991)
Teotônio, RO	0,50	Pfeiffer et all (1991)
Sobre ocorrências de cinábrio	0,01 - 0,09	Ferrara et all (1982)
Valores de <i>background</i>	0,001 - 0,015	Kothny (1974)
<i>Background</i> de áreas não mineralizadas	0,001 - 0,005	Mitra (1986)
Oceano Atlântico Sul	0,001	Lindqvist & Rhode (1985)
Áreas urbanas não contaminadas	0,005 - 0,05	GESAMP (1986)

(*) amostras coletadas junto de lojas compradoras de ouro em cidades.

A Tabela 8 mostra a concentração de mercúrio nas atmosferas urbana e rural dos garimpos de ouro no Brasil. Em todas as áreas, as concentrações de mercúrio são mais altas que os valores de *background* e estão na mesma faixa dos valores encontrados na atmosfera sobre ocorrências de minério de mercúrio. Os valores mais altos foram encontrados na atmosfera urbana das cidades onde o ouro é largamente comercializado e, portanto, onde a purificação do ouro ocorre em grande escala. Esses valores, como os das cidades de Poconé e Porto Velho, são várias vezes superiores aos encontrados na atmosfera urbana em grandes cidades industrializadas, como por exemplo o Rio de Janeiro.

As amostras coletadas dentro das lojas compradoras (Tabela 9) apresentaram concentrações muito altas e variáveis de mercúrio, como esperado, variando de 5,5 a 106,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em Poconé, Brasil Central (Marins e outros, 1991) e até 292 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em Porto Velho, Estado de Rondônia (Malm e outros, 1990). Provavelmente resultam do tamanho e da arquitetura da loja, da quantidade de ouro comercializada diariamente e da falta de ventilação. Todos os valores foram mais altos do que as concentrações máximas permissíveis para exposição pública de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, e às vezes ainda mais altas que os limites para exposição industrial de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 1976).

Essas lojas compradoras de ouro são, sem dúvida, a principal fonte de emissão de mercúrio na atmosfera da Amazônia e provavelmente são responsáveis pela maior parte da contaminação humana na região (Hacon, 1991).

Um estudo detalhado do destino do mercúrio emitido por uma loja compradora de ouro foi realizado em Poconé, Brasil Central (Marins e outros, 1991). Uma coleta de 29 amostras progressivamente mais afastadas de um ponto de origem foi feita levando-se em conta a direção do vento e a arquitetura da cidade. Os resultados revelaram que a concentração inicial de mercúrio no ar na porta da loja apresentou valores que variavam de 1,6 a 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. As amostras coletadas dentro do raio de 100m da loja mostravam

TABELA 9. Concentrações de mercúrio no ar ambiente de lojas compradoras de ouro na Amazônia brasileira.

Localização	Hg($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Autor
Poconé, MT	5,5 - 39,8	Marins et all (1991)
Poconé, MT	6,8 - 106,5	Marins et all (1991)
Porto Velho, RO	até 292,0	Malm et all (1990)

concentrações de mercúrio variando de 0,14 a 1,68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esses valores assemelham-se às concentrações de mercúrio encontradas por Pfeiffer e outros (1991) em Porto Velho, Rondônia, outra área urbana produtora de ouro na Amazônia (Tabela 8).

As amostras coletadas dentro de um raio de 450m da loja apresentaram concentrações de mercúrio muito mais baixas, variando de <0,14 a 0,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, indicando que a maior parte do mercúrio emitido foi depositada muito próximo da fonte. Este parece ser um comportamento típico do mercúrio emitido para a atmosfera por fontes antropogênicas pontuais (Lindqvist & Rhode, 1985), embora a pequena fração que foi dispersa para distâncias maiores possa ser suficiente para superar o *background* das taxas de deposição, mesmo a distâncias de até 100km da fonte (Lindqvist & Rhode, 1985).

O padrão de dispersão do mercúrio na área é uma função da meteorologia. Como os valores mais altos encontrados nas amostras a 100m (21,68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) foram medidos a barlavento das lojas compradoras de ouro, eles são significativamente mais elevados do que nos pontos que estavam localizados na direção contrária ao vento (0,59 a 0,39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), embora situados a apenas 10 a 40m das lojas.

As taxas de deposição de mercúrio com origem na atmosfera foram estudadas através das concentrações de mercúrio nos testemunhos de sedimentos de lagos distantes no Brasil Central (Lacerda e outros, 1991c).

Como as atividades de garimpo e, portanto, as emissões de mercúrio para a atmosfera na região começaram em 1981, a distribuição de mercúrio nos perfis de sedimento pode ser usada para calcular as taxas de sedimentação e de deposição atmosférica do mercúrio para a região. Como as concentrações do *background* de mercúrio na área estão entre 10 e 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$, o que corresponde a concentrações de mercúrio de 2,0 a 3,0cm de profundidade nos testemunhos, e como as concentrações na superfície dos sedimentos alcançaram de 60 a 80 $\mu\text{g}/\text{g}$, um aumento constante na concentração de mercúrio a partir de cerca de 2,0cm de profundidade é evidente. Portanto, podemos calcular uma taxa de sedimentação de 0,22cm por ano. Usando as concentrações de mercúrio encontradas nos 2cm mais altos (60 a 80 $\mu\text{g}/\text{kg}$), podemos estimar uma taxa de acúmulo de mercúrio que varia de 90 a 120 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ por ano.

A Tabela 10 compara as taxas de deposição de mercúrio estimadas para os lagos de Poconé com outras taxas de deposição publicadas na literatura.

TABELA 10. Mercúrio em perfis de sedimento de vários lagos e taxas de deposição.

Localização	Concentração do <i>background</i> ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Sedimentos de superfície ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Taxa anual de deposição ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)	Autor
Poconé	15 - 25	60 - 80	120	Lacerda et all (1991c)
Finlândia, área remota	20 - 50	20 - 50	25 - 50	Rekolainen et all (1986)
Finlândia	50 - 250	170 - 550	370	Rekolainen et all (1986)
Dinamarca	151 - 523	243 - 314	30 - 200	Madsen (1981)
Finlândia	250	430	120	Simola & Lodenius (1983)

Embora as concentrações de mercúrio nos sedimentos superficiais e profundos dos lagos de Poconé sejam inferiores aos valores encon-

trados para áreas industrializadas, a taxa de deposição é muito parecida com a dessas áreas, sugerindo a importância da contribuição atmosférica do mercúrio do garimpo de ouro.

Os atuais resultados da concentração e distribuição de mercúrio na atmosfera amazônica afetada pelo garimpo de ouro são, contudo, por demais preliminares, prejudicando o desenvolvimento de um modelo razoável para seu comportamento num compartimento ambiental tão importante.

7. CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO DA BIOTA DA AMAZÔNIA BRASILEIRA

A biota aquática é o principal caminho de transferência do mercúrio de um ambiente contaminado para os seres humanos porque, caracteristicamente, esse metal pesado sofre biomagnificação através das cadeias alimentares, apresentando sua concentração mais alta nos organismos de nível trófico elevado, como os peixes (Moriarty, 1974; Huckabee e outros, 1979). Este caminho tem sido proposto como a principal rota da ingestão de mercúrio pelos seres humanos na região amazônica (Souza e outros, 1989).

A contaminação de organismos aquáticos, particularmente dos peixes, pelo mercúrio lançado no ambiente pela atividade de garimpo de ouro tem sido encontrada em vários rios da Amazônia e tem recebido mais atenção dos pesquisadores do que qualquer outro aspecto da contaminação por mercúrio nessa região. Mas, infelizmente, a maioria dos estudos versa sobre concentrações de mercúrio em peixes, sem levar em consideração outros organismos importantes desse ecossistema. Um resumo provisório dos resultados dessas pesquisas é apresentado na Tabela 11.

As concentrações mais altas de mercúrio foram encontradas em regiões de garimpo tradicional, localizadas em grandes rios da Amazônia como o Rio Madeira, o maior tributário do Rio Amazonas, onde concentrações de até $2,7 \mu\text{g/g}$ em peixes carnívoros foram relatadas, e no sistema fluvial Itacaiunas-Paraopebas, na província mineral de Carajás, onde as concentrações de mercúrio em oito espécies de peixes variaram de $0,01$ a $2,19 \mu\text{g/g}$. Essas elevadas concentrações refletem a grande carga de mercúrio lançada no meio ambiente devido às atividades de garimpo de ouro. Entretanto, elas também são resultado das principais condições ambientais da maioria dos ecossistemas aquáticos da Amazônia, que favorecem elevadas taxas de metilação do mercúrio, como alta atividade bacteriana, condições ligeiramente ácidas da maioria das massas de

água e rápida reciclagem da matéria orgânica geralmente presentes em elevadas concentrações e, portanto, acúmulo em espécies de peixes de alto nível trófico (Lindqvist e outros, 1984).

Por outro lado, na região de Poconé-Barão de Melgaço, Estado de Mato Grosso, onde a maior parte do intenso garimpo de ouro ocorre no solo, as concentrações de mercúrio nos peixes são muito menores do que as encontradas para a região amazônica. Como os despejos de mercúrio no meio ambiente local são relativamente menores e quase todos restritos aos depósitos de rejeitos, onde o mercúrio apresenta mobilidade muito baixa (Lacerda e outros, 1990b), a contaminação generalizada de grandes massas de água não é esperada. A concentração menor, nos peixes, por mercúrio derivado do garimpo de sequeiro em relação ao garimpo de rio, confirma o impacto ambiental maior desta última, já estudado no Capítulo 5 deste relatório.

TABELA 11. Concentração de mercúrio no tecido muscular dos peixes da região amazônica. Os dados são valores médios ou faixas de concentração como aparecem nos artigos originais, e obtidos de diferentes fontes para um único garimpo. Os hábitos alimentares dos peixes são: (C) - carnívoros; (H) - herbívoros; (D) - detritívoros.

Localização do Garimpo/Autor	Espécie (Hábito dos Peixes)	Hg($\mu\text{g/g}$ de peso úmido)
1. Rio Madeira, a montante de Porto Velho (garimpo de rio) Pfeiffer et all (1989a) Lacerda et all (1990b) Pfeiffer et all (1991) Martinelli et all (1988b) Malm et all (1990)	Curimatã(D)	0,21
	Dourado(C)	1,43
	Tucunaré(C)	0,47
	Pintado	2,70
	Dourado(C)	2,10
	Filhote(C)	0,50
	Tambaqui(D,H)	0,04
	Pirapitinga(D,H)	0,82
	Candiru(C)	0,57
2. Rio Madeira, Humaitá (100km a jusante dos principais garimpos de rio) Martinelli et all (1988) Malm et all (1990)	Filhote(C)	1,47
	Piranha(C)	0,60
	Curimatã(D)	0,10
	Tambaqui(D,H)	1,01
	Surubim(C)	0,60
	Sardinha(C)	0,57
	Candiru(C)	2,24
Acará(D)	0,05	
3. Poconé/Barão de Melgaço (garimpo de sequeiro) Oliveira et all (1991) Lacerda et all (1991a) CETEM (1989)	Piranha(C)	0,06-0,68
	Cascudo(D)	<0,04
	Curimatã(D)	0,04-0,37
	Raia(C)	0,14
	Acará(H)	0,16
	Jaú(C)	0,40
Pacú(C)	<0,04-0,12	

continuação

Localização do Garimpo/Autor	Espécie (Hábito dos Peixes)	Hg($\mu\text{g/g}$ de peso úmido)
4. Região de garimpo em Carajás (garimpo de rio) Fernandes et all (1990a; 1991)	Jaú(C)	0,80-2,19
	Pacú(H)	0,01
	Curimatã(D)	<0,04-0,30
	Traíra(C)	0,34-0,91
	Piranha(C)	0,10-0,44
5. Rios Paraíba do Sul/Muriae (garimpo de rio) Lacerda et all (1990), Lima (1991) Pfeiffer et all (1989a,b)	Traíra(C)	0,16-0,37
	Acará(H)	0,01-0,22
	Curimatã(D)	0,02-0,03
	Dourado(C)	0,26-0,60
6. Rio Tapajós, Itaituba (garimpo de rio) Padberg (1990)	Tucunare(C)	0,73
	Pacú(H)	0,15
7. Rios Amazônicos não contaminados Malm et all (1990); Pfeiffer et all (1989a)	Pintado(C)	0,07
	Pirarucu(C)	0,17
8. Faixas de concentrações de Hg em peixes de áreas altamente industrializadas (Rio Cubatão) Boldrini (1991); CETESB (1986)	13 espécies (C,D,H)	0,02-0,54
9. Concentração máxima de Hg permitida no Brasil para consumo humano	Qualquer espécie, de qualquer hábito	0,5

Apêndice 7.1. Nomes científicos dos peixes apresentados na Tabela 11.

Acará - <i>Loricaridae sp.</i>	Cascudo - <i>Panaque sp.</i>
Candiru - <i>Tricomipteridae sp.</i>	Curimatã - <i>Prochilodus sp.</i>
Dourado - <i>Brachysplatistoma flovicans.</i>	Dourado - <i>Salminus sp.</i>
Filhote - <i>Brachysplatistoma filamentosum.</i>	Jaú - <i>Paulicea luetkeni</i>
Pacú - <i>Plaractus mesopotamicus</i>	Pintado - <i>Pseudoplatistoma</i>
Piranha - <i>Serrasauumus nattereri</i>	Pirapitinga - <i>Clossoma brachypomus</i>
Pirarucu - <i>Arapaima gigas</i>	Raia - <i>Potamotrymоторo</i>
Sardinha - <i>Tripoteus sp.</i>	Surubim - <i>Pseudoplastitoma</i>
Tambaqui - <i>Colossoma macropomum</i>	Traíra - <i>Hophias malabaricum</i>
Tucunaré - <i>Cichla sp.</i>	

Pelos dados da Tabela 11, é evidente que os peixes carnívoros apresentam as concentrações mais altas de mercúrio em qualquer região estudada, ultrapassando freqüentemente a concentração máxima permitida para o mercúrio nos peixes. Este padrão de distribuição é característico do complexo de mercúrio metilado (Fowler e outros, 1978; Mitra, 1986). Trata-se, portanto, de forte evidência de que o processo de metilação está ocorrendo no ecossistema amazônico.

Outra evidência indireta da metilação do mercúrio no ambiente amazônico é a relação entre a concentração de mercúrio e o tamanho do peixe. Como o metilmercúrio apresenta taxas de excreção muito lentas, ele tende a se acumular em indivíduos maiores e mais velhos (Moriarty, 1974; Mohlenberg & Riisgard, 1988; Riisgard & Famme, 1988). Um estudo detalhado da distribuição de mercúrio em espécies de peixes carnívoros foi realizado, no sistema fluvial Itacaiunas-Paraopebas, no garimpo de Carajás, Amazônia Setentrional (Fernandes e outros, 1991). Os autores estudaram a distribuição de mercúrio em dois importantes predadores: o jaú (*Paulicea luetkeni*) e a piranha (*Serrasauumus nattereri*). A Figura 16 resume seus principais resultados. Nas duas espécies de peixes, o teor de mercúrio era consideravelmente mais alto nos indivíduos maiores e mais velhos, geralmente seguindo um comportamento

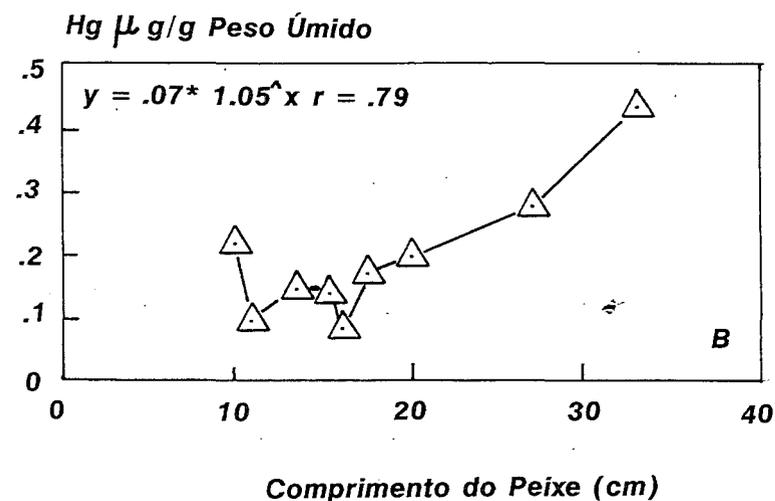
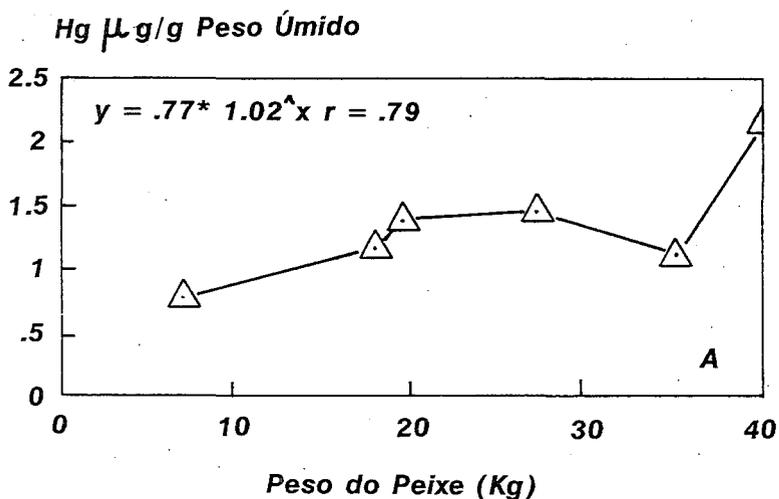


FIGURA 16. Concentrações de mercúrio em peixes de diferentes tamanhos do sistema fluvial Itacaiunas-Paraopebas, garimpo de Carajás. Baseado em dados de Fernandes e outros (1991). a) jaú: *Paulicea luetkeni*; b) piranha: *Serrasauumus nattereri*.

logarítmico. Essas curvas são forte indicação de que está ocorrendo metilação nestes sistemas fluviais.

Só se dispõe de uma confirmação direta da metilação do mercúrio para a região de garimpo de Tapajós (Padberg, 1990). Em seu estudo, ela pode detectar metilmercúrio em todas as espécies de peixes estudadas. As concentrações de metilmercúrio, embora muito baixas (38 a 563 $\mu\text{g/kg}$), correspondiam de 60% a 100% do teor total de mercúrio dos peixes estudados, sendo mais altas nas espécies carnívoras. Infelizmente não dispomos de dados sobre o metilmercúrio para outras importantes áreas de garimpo de ouro na Amazônia. É importante notar que, na mesma área, o teor de metilmercúrio na água atinge apenas 10% da concentração total e apenas 2% da concentração total de mercúrio encontrado nos sedimentos. Isto reflete os tempos de residência biológica mais altos do metilmercúrio nos peixes, e que mesmo em concentrações ambientais de mercúrio muito baixas, este fenômeno pode resultar facilmente em altos níveis de mercúrio em peixes carnívoros.

Outra evidência indireta da metilação do mercúrio foi obtida em estudos de moluscos de água doce (*Ampullarius sp.*) no garimpo de Poconé. A Tabela 12 mostra a distribuição de mercúrio nos *Ampullarius sp.* coletados numa drenagem contaminada com rejeitos de um garimpo. As concentrações de mercúrio variavam de 0,43 $\mu\text{g/g}$ nos indivíduos menores a 0,95 $\mu\text{g/g}$ nos indivíduos maiores. Há uma correlação inversa significativa entre a concentração de mercúrio e o tamanho da concha ($r = -0,938$, $p > 0,05$), indicando que a idade é um fator importante para determinar as concentrações de mercúrio nessa espécie. Uma relação inversa de idade-concentração de mercúrio foi estudada anteriormente para outras espécies de moluscos contaminados pelo mercúrio (Huckabee e outros, 1979; Riisgard e Fame, 1988; Mohlenberg e Riisgar, 1988). Esses resultados sugerem que atualmente estão ocorrendo processos de metilação do mercúrio na área e possivelmente em taxas muito elevadas, pois a concentração de mercúrio nas águas e nos sedimen-

tos em geral é muito baixa, mesmo nos locais mais contaminados da drenagem (Lacerda e outros, 1990b).

TABELA 12. Concentrações de mercúrio nos moluscos *Ampullarius sp.* de classes de diferentes tamanhos. Valores médios de três amostras em $\mu\text{g/g}$ em peso úmido (ppm).

Tamanho da Concha (cm)	Concentração de Hg
<2,5	0,43 \pm 0,07
2,5 - 3,0	0,70 \pm 0,03
3,0 - 3,5	0,73 \pm 0,29
3,5 - 4,0	0,65 \pm 0,30
>4,5	0,95 \pm 0,07

Outro componente importante da biota amazônica incluída nas pesquisas sobre o mercúrio são as macrófitas aquáticas. Essas plantas absorvem mercúrio como íon Hg^{2+} (Siegel e outros, 1987) e apresentam fatores de concentração (solo-mercúrio/planta-mercúrio) variando de 0,1 a 10,00, dependendo dos níveis de mercúrio no ambiente. Em geral, os fatores de concentração mais altos são encontrados quando concentrações ambientais mais baixas de mercúrio estão presentes no ambiente (Lacerda e outros, 1991a).

Os poucos dados sobre o teor de mercúrio das macrófitas que crescem nas áreas de garimpo mostram que essas plantas podem ser usadas como bons monitores da contaminação de mercúrio na região. Martinelli e outros (1988b) determinaram o teor de mercúrio em três espécies de macrófitas amazônicas do Rio Madeira. Eles encontraram concentrações de até 0,91 e 1,04 $\mu\text{g/g}$ em espécies flutuantes (*Victoria amazônica* e *Eichornia crassipes*, respectivamente) como resultado da incorporação do mercúrio presente no material em suspensão enriquecido com mercúrio, e concentrações mais baixas em espécies enraizadas (<0,001 a 0,08 $\mu\text{g/g}$;

na *Echinocloa polystachya*). Na região de Poconé (Lacerda e outros, 1991a) foram encontradas concentrações variando de 0,03 a 0,14 $\mu\text{g/g}$. Nesta mesma área, esses autores compararam a distribuição de mercúrio nas macrófitas e moluscos com as concentrações presentes nos sedimentos.

A Figura 17 apresenta as concentrações de mercúrio na macrófita *Pontederia lanceolata* e no caracol *Ampullarius sp.* ao longo da drenagem contaminada do Tanque dos Padres, em relação ao teor do sedimento e à distância dos rejeitos.

Os resultados revelaram que as amostras coletadas perto dos rejeitos apresentavam concentrações muito mais altas, diminuindo drasticamente à medida que a distância dos rejeitos aumentava, de modo similar à distribuição de mercúrio nos sedimentos do fundo. Reação proporcional aos níveis ambientais de mercúrio tem sido observada para muitas espécies de moluscos e de macrófitas, sendo uma das principais razões para a utilização desses organismos como monitores biológicos da contaminação por metais pesados (MARC, 1987a,b). Entretanto, a redução rápida das concentrações de mercúrio nesses organismos reflete a baixa mobilidade do mercúrio na área e também sugere que o mercúrio carregado talvez esteja sob uma forma pouco biodisponível na drenagem. Esses resultados explicam em parte as baixas concentrações de mercúrio encontradas nos peixes das áreas de rejeitos (veja Tabela 11).

Os dados disponíveis sobre as concentrações de mercúrio da biota da Amazônia são suficientes para confirmar uma contaminação generalizada dos ambientes fluviais amazônicos. Em vários locais, as concentrações de mercúrio são quase 5 vezes superiores aos valores máximos permissíveis para consumo humano. Outros organismos importantes para as cadeias alimentares amazônicas como os caracóis de água doce e macrófitas aquáticas também apresentaram altas concentrações de mercúrio, indicando uma contaminação generalizada da região. A natureza complexa das interações entre

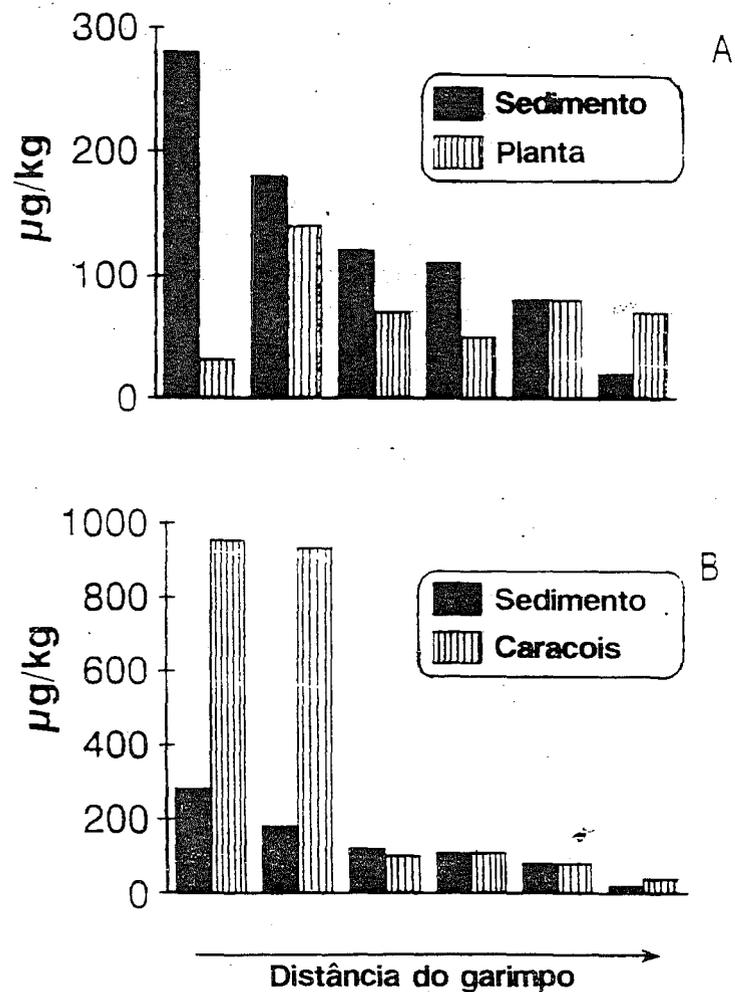


FIGURA 17 Concentrações de mercúrio em caracóis de água doce (*Ampullarius sp.*) (B) e na macrófita enraizada (*Pontederia lanceolata*) (A) ao longo de um córrego que drena depósitos de rejeitos no garimpo de Poconé, Brasil Central.

os componentes das cadeias alimentares da Amazônia tornam urgente a coleta de dados sobre concentrações de mercúrio em outros importantes (*top*) carnívoros da região amazônica, como os mamíferos aquáticos, os répteis e as aves, que têm uma estrutura mais complexa de transferência de mercúrio através das cadeias alimentares.

8. RESUMO E PERSPECTIVAS

Desde o final dos anos 70, o Brasil tem assistido a uma corrida do ouro na região amazônica. Atualmente, quase 1 milhão de pessoas está procurando (e encontrando) ouro, muitas vezes em condições árduas. O ouro nos depósitos auríferos é de origem aluvial e está presente nos sedimentos fluviais; em outros locais, ele é encontrado em solos associados a veios de quartzo. As áreas estão disseminadas por vários estados brasileiros. Este tipo de extração de ouro em pequena escala não está restrito ao Brasil; mas começou também na Venezuela, e também relatórios das Filipinas e Tailândia indicam sua ocorrência na Ásia. Na China, um dos autores observou esse tipo de extração em pequena escala nos rios.

O uso de mercúrio para concentrar o ouro é uma preocupação ambiental. O ouro ocorre em partículas muito finas e raramente em pepitas. Para concentrar o ouro, utiliza-se a técnica simples e confiável da amalgamação. Esta técnica vem sendo usada há centenas de anos, mas agora, pela primeira vez é utilizada numa escala muito grande. Por esse método de tecnologia inferior, o minério concentrado (após as pré-concentrações mecânicas) é misturado com mercúrio para formar um amálgama. Deste modo, pode-se separar o ouro facilmente. O amálgama é queimado e o mercúrio é liberado para a atmosfera. As evidências disponíveis mostram que quase 300 toneladas de mercúrio são lançadas anualmente no ambiente amazônico. De 1000 a 2000 toneladas de mercúrio estão agora acumuladas no ecossistema amazônico. Esta quantidade aumentará, porque existem grandes reservas de ouro que ainda não foram descobertas. Ao se considerar o impacto ambiental do mercúrio, deve-se distinguir entre o mercúrio metálico, que não é muito tóxico, e o metilmercúrio, que é altamente tóxico. O mercúrio metálico é transformado nessa forma tóxica pela ação das bactérias. Os ambientes favoráveis a essa conversão são as áreas aquáticas quentes, ricas em matéria orgânica, ligeiramente ácidas e com elevada ativi-

dade bacteriana.

A preocupação ambiental com a toxicidade do mercúrio metálico é evidente, dadas as ocorrências passadas da doença de Minamata no Japão, envolvendo a morte de várias pessoas. Essa toxicidade está relacionada com sua interferência nos processos metabólicos à base de proteína no corpo humano.

As perdas de mercúrio utilizado neste tipo de mineração para a atmosfera chegam a cerca de 50% da quantidade total do mercúrio usado. Isto significa que metade do mercúrio já está amplamente espalhado. Além disso, existem pontos quentes com alto teor de mercúrio nos depósitos de rejeitos e nos próprios rios. Já se observou a presença de bolsões de mercúrio nos sedimentos dos leitos dos rios durante os períodos de seca. Assim, duas rotas da dispersão do mercúrio devem ser consideradas:

- o mercúrio largamente disseminado pela atmosfera e que acaba caindo na floresta tropical, e
- os pontos quentes localizados nos rejeitos e na própria área de extração mineral.

O mercúrio nos pontos quentes não está muito biodisponível porque se encontra em sua forma metálica. Ademais, nos rejeitos e nos grandes e caudalosos rios da Amazônia, as condições para a sua transformação em metilmercúrio não são muito favoráveis. Muito mais importante nesses pontos quentes é o efeito espacialmente retardado. Isto quer dizer que, após um tempo suficiente, o mercúrio dessas áreas se dispersará pelo ambiente através da erosão e da lixiviação. Já existem evidências deste processo de dispersão e, ademais, é desse modo que o mercúrio acaba chegando a ambientes que são muito mais favoráveis à formação do metilmercúrio tóxico. Nos ecossistemas da Amazônia, essas condições favoráveis existem nos solos da floresta, nas planícies alagadas e nos rios de águas pretas. Levando-se em conta a reação espacialmente retardada e a atual dispersão já elevada no ambiente,

podemos limitar nosso exame ao ciclo do mercúrio nos ecossistemas tropicais. Os atuais problemas apenas se tornarão mais sérios com o tempo, quando o mercúrio dos pontos quentes for gradualmente liberado.

Embora se disponha de informações sobre o ciclo dos metais nos sistemas temperados para inferir e prever suas conseqüências, o ecossistema tropical é por demais diferente para se aplicar esse conhecimento sem uma avaliação crítica. O ciclo das substâncias inorgânicas na floresta amazônica é muito eficiente. As interações biológicas ao nível de raízes-solo (*miccorhiza*) e de copa-atmosfera (*epiphylae* e alta biomassa e diversidade de epifitas), são extremamente eficientes para a absorção de nutrientes da precipitação atmosférica e sua rápida incorporação na biomassa das plantas. Nas florestas temperadas, esses caminhos dos nutrientes são insignificantes. Nos ecossistemas temperados, o maior reservatório de nutrientes é o solo, ao passo que, na floresta tropical, é a própria biomassa das plantas. Mesmo quando esses nutrientes são eventualmente devolvidos ao solo como material morto das plantas, as rápidas taxas de decomposição, intermediadas pelos fungos associados às raízes, os reciclam muito depressa, evitando grandes perdas para o subsolo e para fora do ecossistema.

O principal caminho para o mercúrio na Amazônia é a atmosfera. O vapor de mercúrio é facilmente absorvido da atmosfera pelas folhas das plantas e, portanto, é provável que ele siga os mesmos caminhos dos nutrientes. Esta é uma diferença importante entre o destino do mercúrio nos ecossistemas temperados, onde predomina a imobilização nos solos e em outros reservatórios de ciclo lento. Na maioria dos ecossistemas temperados, quando as fontes de determinado contaminante são controladas, pode-se esperar que com o tempo ele eventualmente se acumule em compartimento-depósito de longa duração e que as concentrações nos reservatórios de ciclagem diminuam constantemente, a menos que se exceda a capacidade do compartimento-depósito ou que ocorram mudanças

externas (reações retardadas).

Através da reciclagem eficiente nos ecossistemas amazônicos, o mercúrio (e outros contaminantes) apenas se movem de um compartimento biológico para outro, aumentando a probabilidade de sua transformação e acumulação nos animais de elevado nível trófico. O acúmulo de poluentes na biomassa (sistema tropical) e não em compartimentos como solos (sistemas temperados) tornam, muito mais difícil controlar o sistema depois que os poluentes penetrarem nele.

A diversidade biológica na maioria dos ecossistemas tropicais depende muito da estrutura das cadeias alimentares, que em geral são controladas pelos predadores mais importantes. É exatamente nesses animais que o mercúrio deve se acumular, e onde seus efeitos tóxicos devem aparecer primeiro. Portanto, uma vez que as espécies de elevado nível trófico sejam afetadas, cadeias alimentares inteiras também podem ser afetadas, resultando em rápidas mudanças na estrutura das comunidades. É provável que as comunidades de peixes sejam intensamente afetadas. Os peixes, excetuando-se a própria biomassa da floresta, são o principal recurso natural valioso na Amazônia para a população local. Portanto, quaisquer mudanças em recursos tão importantes podem conduzir a restrições econômicas significativas para a região.

Além do mercúrio atmosférico, os ambientes aquáticos também recebem uma fração significativa dos rejeitos antropogênicos totais. Os rios da Amazônia são caracterizados por grandes várzeas que são inundadas todos os anos durante a estação chuvosa. Embora na maioria dos rios da Amazônia a diluição reduza as concentrações de mercúrio, o seu acúmulo nas várzeas e nos braços mortos podem resultar não apenas em altas concentrações de mercúrio, mas também numa reatividade cada vez maior das espécies químicas do mercúrio, pois, caracteristicamente, esses ambientes são altamente produtivos, com atividade bacteriana intensa e com forte interação com a própria floresta. Essas áreas também são um ambiente chave

para as espécies locais de peixes, que as usam como viveiros e que são alimentadas diretamente pelos produtos da floresta durante o período das cheias.

Grandes reservatórios artificiais estão sendo construídos na Amazônia para a geração de energia hidrelétrica. Essas barragens são criadas pela inundação de áreas florestais sem a remoção da biomassa da floresta. Os reservatórios têm má circulação de água, alto tempo de residência e condições redutoras (anóxicas) nas suas águas profundas, com taxas extremamente altas de atividade microbiana. Esses reservatórios acumulam mercúrio com os sedimentos que estão sendo depositados e podem transformar-se em reatores para a produção de metilmercúrio. Como todos eles foram planejados para funcionar também como locais ideais para aquicultura, a própria presença do mercúrio é uma preocupação para o presente e para o futuro destes reservatórios.

A imagem apresentada sobre o destino do mercúrio num sistema tropical precisa de mais validação e de maiores pesquisas. Entretanto, as diferenças importantes com relação aos climas temperados são a alta renovação e a biomassa como o principal reservatório de nutrientes (e de poluentes). Esta fato torna muito difícil gerir o sistema quando os poluentes penetram nos intricados ciclos dos seus elementos. Uma vez que os penetrem, será mais difícil controlá-los em comparação com os ecossistemas dos climas temperados. A pergunta se o mercúrio (e outros poluentes) na Amazônia ou em qualquer outro ecossistema tropical representa uma bomba relógio química em potencial, com suas reações retardadas e espacialmente deslocadas, tem de ser respondida no sentido positivo. Entretanto, deve-se fazer dois comentários nesta conclusão, no contexto da experiência mais detalhada obtida nos climas temperados:

- a bomba relógio química num ecossistema tropical será muito mais difícil de controlar devido ao papel predominante da biomassa como um reservatório, e
- a existência de uma bomba relógio química precisa ser

comprovada por mais pesquisa. Não com estudos isolados, não com pesquisa multidisciplinar, mas com pesquisa integrada tendo o funcionamento do ecossistema como seu ponto focal.

9. BIBLIOGRAFIA

- Andrade, J.C.; Bueno, M.I.M.S.; Soares, P.V. & Choudhuri, A. 1988. The fate of mercury released from prospecting areas (*garimpos*) near Guarinus and Pilar, Goiás (Brazil). An. Acad. Brasil. Cienc. 60:293-303.
- Andren, A.W. & Nriagu, J.O.. 1979. The global cycle of mercury. In: The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Nriagu, J.O. (ed.). p: 1-22. Elsevier North Holland, Amsterdam.
- Aston, S.R.; Bruty, D.; Chester, R. & Padgham, R.C.. 1973. Mercury in lake sediments: a possible indicator of technological growth. Nature 241:450-451.
- Bezerra, J.F.M.. 1991. Estimativas de cargas de mercúrio para o meio ambiente por atividades industriais. Caracterização de fontes. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e consequências do uso do mercúrio, FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro. p: 91-109.
- Bjorkalund, I.; Borg, H. & Johansson, I. 1984. Mercury in Swedish lakes - Its regional distribution and causes. Ambio 13:118-121.
- Boldrini, C.V.. 1991. Mercúrio na Baixada Santista. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e consequências do uso do mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro, p: 161-195.
- Boyle, R.W.. 1979. The biogeochemistry of mercury. In: p. 28-49. Effects of Mercury in the Canadian Environment. National Research Council of Canadá, Ottawa, Canadá.
- BRASIL. 1975. Ministério da Saúde, Com. Nac. Normas e Padrões para Alimentos. Resol. no 18/75; D.O.U. 09/12/75. Brasília, DF.
- CETEM. 1989. Relatório Anual do Projeto Poconé. Centro de Tecnologia Mineral - CETEM/CNPq, Rio de Janeiro, RI.287p.

- CETESB. 1986. Metais pesados no estuário e Baía de Santos. Com. Est. Tecnol. San. Bas., São Paulo, 75p.
- Clearly, D.. 1990. Anatomy of the Amazon Gold Rush. The Mcmillan Press Ltd., London, 245p.
- Cowgil, U.M.. 1975. Mercury contamination in a 54-m core from lake Huleh. Nature 256:476-478.
- De Paula, F.C.. 1989. Geoquímica de sedimentos da bacia ocidental do Rio Madeira, Rondônia. MSc. Th., Univ. Fed. Fluminense, Niteroi, 71p.
- DNPM, 1983. Garimpos do Brasil. Publ. Avulsa nº 5, Dept. Nac. da Produção Mineral, Brasília, DF, 378p.
- DNPM, 1988. Panorama do setor mineral do Pará. Dept. Nac. da Produção Mineral, V Distrito, Belém, 41p.
- Evans, R.D.. 1986. Sources of mercury contamination in the sediments of small headwater lakes in South-Central Ontario, Canada. Arch. Environm. Contam. Toxicol. 15:505-512.
- Eysink, G.G.J.. 1991. A presença de mercúrio nos ecossistemas aquáticos do Estado de São Paulo. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e consequências do uso de mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA. Rio de Janeiro, p: 12-28.
- Farid, L.H.; Machado, J.E.B. & Silva, A.O.. 1991. Emission control and mercury recovery from mining (*garimpo*) tailings: Poconé experience. An. I Intern. Symp. on Environm. Studies on Tropical Rain Forests, p: 217-224, RJ.
- Fernandes, A.; Guimarães, M. & Bidone, E.D.. 1990b. Monitoramento do mercúrio na área do Projeto Carajás. Saneamento Ambiental 6:34-41.
- Fernandes, A.; Guimarães, M.; Bidone, E.D.; Lacerda, L.D. & Pfeiffer, W.C.. 1991. Contaminação por mercúrio na região do Projeto Carajás, Pará. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Carvalho, D. (eds.). Riscos e consequências do uso de

- mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA. Rio de Janeiro, p:211-228.
- Ferreira, R.C.H. & Appel, L.E.. 1990. Estudo detalhado de fontes e usos de mercúrio. Relatório Preliminar. Centro de Tecnologia Mineral - CETEM, Rio de Janeiro, 62p.
- Ferreira, R.C.H. & Appel, L.E.. 1991. Mercury: Sources and uses in Brasil. An. I Intern. Symp. on Environm. Studies On Tropical Rain Forests, p: 207-216, RJ.
- Ferrara, F.; Petrodino, A.; Maserti, E.; Seritti, A. & Barghigiani, C.. 1982. The biogeochemical cycle of mercury in the Mediterranean. Part II. Mercury in the atmosphere, aerosol and in rain of a northern Tyrrhenian area. Environm. Technol. Lett. 3:449-456.
- Fitzgerald, W.F.; Gill, G.A. & Kim, J.P.. 1984. An equatorial Pacific Ocean source of atmospheric mercury. Science, 224:597-599.
- Forstner, U. & Wittman, G.T.W.. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin.
- Forstner, U. & Salomons, W.. 1983. Heavy metals in contaminated sediments. Environm. Technol. Lett. 1:19.
- Fowler, S.W.; Heyreaud, M. & La Rosa, J.. 1978. Factors affecting methyl and inorganic mercury dynamics in mussels and shrimps. Mar. Biol. 46:267-276.
- Furch, K.; Junk, W.J. & Klinge, H.. 1982, Unusual chemistry of natural waters from the Amazon region. Acta Cient. Venezolana 33:269-273.
- Garrido, I.; Ribeiro, G.V.; Costa, I.B.; Azevedo, J.; Esteves, M.G.; Amêndola, P.C. & Neves, V.. 1989. Mineração: Uso do solo e meio ambiente na Amazônia. Proposta metodológica. Rev. Bras. Geografia 51:25-51.
- GESAMP. 1986. Review of potentially harmful substances: Arsenic, Mercury and Selenium. Joint Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution.

- Gibbs, R.J.. 1973. Mechanism of metal transport in rivers. *Science* 180:274-280.
- Hacon, S.P.. 1991. Mercury contamination in Brazil, with emphasis on human exposure to mercury in the Amazonian region. WHO/UNEP (in press).
- Hakanson, L. 1974. Mercury in some Swedish lake sediments. *Ambio* 3:37-43.
- Huckabee, J.W.; Elwood, J.W. & Hildebrand, S.G.. 1979. Accumulation of mercury by freshwater biota. In: Nriagu, J.O. (ed.). *The Biogeochemistry of mercury in the environment*. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, p:277-307.
- Hutton, M. & Symon, C.. 1986. The quantities of Cadmium, Lead, Mercury and Arsenic entering the U.K. environment from human activities. *Sci. Tot. Environm.* 57:129-150.
- Jardim, W.F.. 1988. Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. *Ciência Hoje* 41:78-79.
- Junk, W.J. & Furch, K.. 1980. Química da água e macrófitas aquáticas de rios e igarapés na Bacia Amazônica e nas áreas adjacentes. Parte I. *Acta Amazônica* 10:611-633.
- Kothny, E.. 1974. The three-phase equilibrium of mercury in nature. In: Gould, R.T. (ed.). *Trace elements in the environment*, *Advances in Chemistry Ser.* 123:48-91.
- Laborão, J.. 1991. Importação, comercialização e controle de mercúrio no País. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Carvalho, D. (eds.). *Riscos e consequências do uso do mercúrio*. FINEP/MS/CNPq/IBAMA. Rio de Janeiro, p:141-144.
- Lacerda, L.D.. 1985. Monitoramento ambiental do mercúrio utilizado na mineração de ouro terciário. In. *Rel. Final do Programa Polo Noroeste*. Oikos Pesquisa Apl. Sc/Lt, Rio de Janeiro. p: 248-259.

- Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C.; Ott, A.T. & Silveira, E.G.. 1989. Mercury contamination in the Madeira River. Amazon: Mercury inputs to the environment. *Biotropica* 21:91-93.
- 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. *An. I Congr. Bras. de Geoquímica* 2:295-299.
- Lacerda L.D.. 1991. Ciclo biogeoquímico do mercúrio na Amazônia. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). *Riscos e consequências do uso do mercúrio*. FINEP/CNPq/MS/IBAMA. Rio de Janeiro. p:80-90.
- Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C.; Malm, O.; Souza, C.M.M.; Silveira, E.G. & Bastos, W.R.. 1990a. Mercúrio no meio ambiente: risco potencial de áreas garimpeiras no Brasil. *Acta Limnol. Brasil.* 3:969-977.
- Lacerda, L.D.; DePaula, F.C.; Ovalle, A.R.C.; Pfeiffer, W.C. & Malm, O.. 1990b. Trace metals in fluvial sediments of the Madeira River watershed, Amazon, Brasil. *Sci. Tot. Environm.* 97/98:525-530.
- Lacerda, L.D., Marins, R.V., Souza, C.M.M., Rodrigues, S., Pfeiffer, W.C., & Bastos, W.R.. 1991a. Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailings drainage in Poconé, Brazil. *Water, Air, Soil Pollution.* 55:283-294.
- Lacerda, L.D.; Ramos, J.F. & Forsberg, B.. 1991b. Ciclo biogeoquímico do mercúrio no ecossistema Amazônico : Proposta de estudos prioritários. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Carvalho, D. (eds.). *Riscos e consequências do uso do mercúrio*. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro, p:281-289.
- Lacerda, L.D.; Salomons, W.; Pfeiffer, W.C. & Bastos, W.R.. 1991c. Mercury distribution in sediment profiles of remote high Pantanal lakes. *Central Brasil. Biogeochemistry* 14:91-97.

- Lacerda, L.D. 1992. The fate of mercury in a tailings drainage in Poconé, Brazil. Am. Inter. Symp. on Environm. Studies on Tropical rain Forest. p:195-200. RJ.
- Lima, E.C.R.. 1991. Riscos e conseqüências no uso do mercúrio: a situação do Rio de Janeiro. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e conseqüências do uso do mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro. p:268-274.
- Lindberg, S.E. & Harris, R.C.. 1974. Mercury-organic matter associations in estuarine sediments and interstitial water. Environm. Sci. Technol. 8:459-462.
- Lindqvist, O. & Rhode, H.. 1984. Atmospheric mercury - a review. Tellus 37B:136-159.
- Lindqvist, O.; Jernelov, A.; Johanson, K. & Rhode, H.. 1985. Mercury in the Swedish environment. Global and local sources. Report PM 1816, Nat. Swed. Environm. Protec. Board, Solna, Sweden.
- Madsen, P.P.. 1981. Peat bog records of atmospheric mercury deposition. Nature 293:127-130.
- Mallas, J. & Benedicto, N.. 1986. Mercury & gold mining in the Brazilian Amazon. Ambio 15:248-249.
- 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.
- MARC, 1987a. Historical Monitoring and Assessment Research Center. Kings College, London.
- MARC, 1987b. Biological Monitoring. Monitoring and Assessment Research Center. Kings College, London.
- Marins, R.V., Imbassay J.A., Pfeiffer W.C., & Bastos W.R.. 1991. Preliminary study mercury contamination in the urban atmosphere of a gold producing area in Poconé, Mato Grosso - MT. An. I Inter. Symp. on Environm. Studies On Tropical Rain Forests, p:201-206, RJ.

- Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Mortati, J.; Forsberg, B.R.; Bonassi, J.A.; Oliveira, F. & Tancredi, A.C.. 1988a. Nutrient fluxes in some Rondonia Rivers. Madeira Basin. Acta Limnol. Bras. 2:761-773.
- Martinelli, L.A.; Ferreira, J.R.; Forsberg, B.R. & Victoria, R.L.. 1988b. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequence. Ambio 17:252-254.
- Mitra, S.. 1986. Mercury in the ecosystem. Transtech. Publ., Switzerland.
- Mohlenberg, F. & Riisgard, H.U.. 1988. Partitioning of inorganic and organic mercury in cockles *Cardium edule* (L.) and *C. glaucum* (Bruguere) from a chronically polluted area: Influence of size and age. Environm. Poll. 55:137-148.
- Moriarty, F.. 1974. Pollutants and Animals. A Factual Perspective. George Allen and Unwin Ltd., London.
- Mudroch, A. & Clair, T.A.. 1986. Transport of Arsenic and Mercury from gold mining activities through an aquatic system. Sci. Total. Environm. 57:205-216.
- Nelson, H.; Larsen, B.R.; Jenne, E.A. & Sorg, D.H.. 1977. Mercury dispersal from lode sources in the Kuskokwin river drainage, Alaska. Science 198:820-824.
- Nriagu, J.O.: 1990. Global metal pollution poisoning the biosphere. Environment 32(7):7-33.
- Nriagu, J.O. & Pacyna, J.M.. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333:134-139.
- Oliveira, E.F.; Silva, E.C.; Ozaki, S.K.; Ferreira, M.S. & Yokono, E.M.. 1991. Mercúrio via cadeia trófica na Baixada Cuiabana: Ensaio Preliminares. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e conseqüências do uso do mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro, p:202-210.

- Pacyna, J.M.. 1984. Atmospheric trace elements from natural and antropogenic sources. In: Nriagu, J.O. and Davidson, C.I. (eds.). Toxic Metals in the Atmosphere. Wiley, New York.
- Padberg, S.. 1990. Mercury determinations in samples from Tapajós (Itaituba). Unpubl.ms., Inst. Angewandte Physikalische Chemie, Julich, FRG. 13p.
- Petersen, G.; Eppel, D.; Grassl, H.; Iverfeldt, A.; Misra, P.K.; Bloxham, R., Wong, S.; Schroeder, W.H.; Voldner, E. & Pacyna, J.M.. 1989. Model studies on the atmospheric transport and deposition of mercury. 7th Inter. Conf. Heavy Metals Environm. 1:48-52.
- Pfeiffer, W.C. & Lacerda, L.D.. 1988. Mercury inputs into the amazon Region, Brasil. Environm. Technol. Lett. 9:325-330.
- Pfeiffer, W.C.; Malm, O; Souza, C.M.M.; Bastos, W.R. & Torres, J.P.. 1989a. Mercury contamination in gold mining areas of Rio de Janeiro State, Brazil. Proc. 7th Inter. Conf. Heavy Metals Environm., Geneve, vol 1:222-225.
- Pfeiffer, W.C.; Lacerda, L.D.; Malm, O.; Souza, C.M.M.; Silveira, E.G. & Bastos, W.R.. 1989b. Mercury concentrations in inland waters of Rondônia, Amazon, Brazil. Sci. Tot. Environm. 87/88:233-240.
- Pfeiffer, W.C.; Lacerda, L.D; Malm, O.; Souza, C.M.M.; Silveira, E.G. & Bastos, W.R.. 1991. Mercury in the Madeira River ecosystem, Rondônia, Brazil. Forest Ecol. Managt. J. 38:239-245.
- Ramos, J.F.F. & Costa, M.Q.. 1991. Distribuição de mercúrio em dois garimpos do Estado do Pará. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e consequências do uso do mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro, p:70-79.
- Rekolainen, S.M. Verta, M. & Liechu, A.. 1986. The effect of airborne mercury contents in some Finnish forest lakes. Publ. Water Res. Inst. Finland. 65:11-20.

- Riisgard, H.U. & Famme, P.. 1988. Distribution and mobility of organic and inorganic mercury in flounder, *Platichthys flesus*, from a chronically polluted area. Toxicol. Environm. Chem. 16:219-228.
- Rodrigues, B.A.; Leuzi, E.; Luchese, E.B. & Rauber, T.. 1991. Níveis de concentração de mercúrio nas águas dos Rios Paraná e Baía, Região de Porto Rico. Acta Limnol. Bras. (in press).
- Salomons, W. & Forstner, U.. 1984. Metals in the hydrocycle. Springer Verlag, Berlin. 349p.
- SCOPE. 1985. Rapporteur's report - mercury. Scient. Comm. Problems Environm. Toronto, Canadá. 16p.
- Scudato, R.J.; D. Long & Weinbloom, R.. 1987. Mercury contribution to an Adirondack lake. Environ. Geol. Water Sci. 9:131-137.
- SEMA, 1988. Avaliação da degradação ambiental nas áreas de extração de ouro no Estado do Pará. Projeto Mercúrio. Sec. Esp. do Meio Ambiente, Brasil, DF. 180p.
- Shrestha, K.P. & Quilarque, X.R.. 1989. A preliminary study of mercury contamination in the surface soil and river sediment of the Roscio District, Bolivar State, Venezuela. Sci. Tot. Environm. 79:233-239.
- Siegel, S.M.; Siegel, B.Z.; Corrado, B.; Aratani, K.; Penny, P. & Penny, D.. 1987. A contribution to the environmental biology of mercury accumulation in plants. Water, Air, Soil Pollution 33:65-72.
- Silva, A.S.; Oliveira, A.O.F.; Gonçalves, H.S.; Anjos, J.R.; Amaral; Estrela, V.; Barbosa, A.C.; Ponce, G.A.E.; Ferreira, G.A. & Dorea, J.G.. 1991. Avaliação da poluição por mercúrio nos garimpos de Paracatú, MG. In: Hacon, S.; Lacerda, L.D.; Carvalho, D. & Pfeiffer, W.C. (eds.). Riscos e consequências do uso do mercúrio. FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro p:30-45.

- Simola, H. & Lodenius, M.. 1982. Recent increase in mercury sedimentation in a forest lake attributable to peatland drainage. Bull. Environm. Contamination. Toxicol. 29:298-305.
- Sioli, H.. 1950. Das wasser in Amazonasgebiet. Forschung Fortschritt 26:274-280.
- Souza, C.M.M.; Malm, O.; Pfeiffer, W.C. & Bastos, W.R. Potential exposure to mercury through fish consumption in gold mining areas of Brazil. 4th Internat. Conf. Environm. Contamination, Barcelona. p:483-485.
- Souza, V.P. & Lins, F.A.F.. 1989. Recuperação do ouro por amalgamação e cianetação. Série Tecnologia Mineral. Cetem/CNPq, n° 44: 1-27.
- WHO, 1976. Environmental Health Criteria n° 1, Mercury. World Health Organization, Geneva, 131p.

NÚMEROS PUBLICADOS NA SÉRIE TECNOLOGIA MINERAL

- 01 - Flotação de Carvão Estudos em Escala de Bancada; - Antonio R. de Campos, Salvador L. M. de Almeida e Amílcar T. dos Santos, 1979. (esgotado)
- 02 - Beneficiamento de Talco Estudos em Escala de Bancada; - Nelson Takessi Shimabukuro, Carlos Adolpho Magalhães Baltar e Francisco Wilson Hollanda Vidal, 1979. (esgotado)
- 03 - Beneficiamento de Talco Estudos em Usina Piloto; - Nelson Takessi Shimabukuro, Carlos Adolpho Magalhães Baltar e Francisco Wilson Hollanda Vidal, 1979. (esgotado)
- 04 - Flotação de Cianita da Localidade de Boa Esperança (MG) - Ivan O. de Carvalho Masson e Tulio Herman Araya Luco, 1979.
- 05 - Beneficiamento de Diatomita do Ceará - José A. C. Sobrinho e Adão B. da Luz, 1979. (esgotado)
- 06 - Eletrorecuperação de Zinco uma Revisão das Variáveis Influentes - Roberto C. Villas Bôas, 1979. (esgotado)
- 07 - Redução da Gipsita com Carvão Vegetal; - Ivan O. de Carvalho Masson, 1980. (esgotado)
- 08 - Beneficiamento do Diatomito de Canavieira do Estado do Ceará - Franz Xaver Horn Filho e Marcello Mariz da Veiga, 1980. (esgotado)
- 09 - Moagem Autógena de Itabirito em Escala Piloto - Hedda Vargas Figueira e João Alves Sampaio, 1980. (esgotado)
- 10 - Flotação de Minério Oxidado de Zinco de Baixo Teor - Carlos Adolpho M. Baltar e Roberto C. Villas Bôas, 1980. (esgotado)
- 11 - Estudo dos Efeitos de Corrente de Pulso Sobre o Eletrorefino de Prata - Luiz Gonzaga Santos Sobral, Ronaldo Luiz Correia dos Santos e Delfin da Costa Laureano, 1980. (esgotado)
- 12 - Lixiviação Bacteriana do Sulfeto de Cobre de Baixo Teor Caraíba - Vicente Paulo de Souza, 1980. (esgotado)
- 13 - Flotação de Minérios Oxidados de Zinco uma Revisão de Literatura - Carlos Adolpho Magalhães Baltar, 1980. (esgotado)
- 14 - Efeito de Alguns Parâmetros Operacionais no Eletrorefino do Ouro - Marcus Granato e Roberto C. Villas Bôas, 1980. (esgotado)

- 15 - Flotação de Carvão de Santa Catarina em Escala de Bancada e Piloto - Antonio Rodrigues de Campos e Salvador L. Matos de Almeida, 1981. (esgotado)
- 16 - Aglomeração Seletiva de Finos de Carvão de Santa Catarina Estudos Preliminares - Lauro Santos N. da Costa, 1981.
- 17 - Briquetagem e a sua Importância para a Indústria (em revisão) - Walter Shinzell e Regina Célia M. da Silva, 1981. (esgotado)
- 18 - Aplicação de Petrografia no Beneficiamento de Carvão por Flotação - Ney Hamilton Porphirio, 1981.
- 19 - Recuperação do Cobre do Minério Oxidado de Caraíba por Extração por Solventes em Escala Semipiloto - Ivan O. C. Masson e Paulo Sergio M. Soares, 1981. (esgotado)
- 20 - Dynawhirpool (DWP) e sua Aplicação na Indústria Mineral - Hedda Vargas Figueira e José Aury de Aquino, 1981. (esgotado)
- 21 - Flotação de Rejeitos Finos de Scheelita em Planta Piloto - José Farias de Oliveira, Ronaldo Moreira Horta e João Alves Sampaio, 1982. (esgotado)
- 22 - Coque de Turfa e suas Aplicações - Regina Célia Monteiro da Silva e Walter Schinzel, 1982.
- 23 - Refino Eletrolítico de Ouro, Processo Wohlwill - Juliano Peres Barbosa e Roberto C. Villas Bôas, 1982. (esgotado)
- 24 - Flotação de Oxidatos de Zinco Estudos em Escala Piloto - Adão Benvindo da Luz e Carlos Adolpho M. Baltar, 1982.
- 25 - Dosagem de Ouro - Luiz Gonzaga S. Sobral e Marcus Granato, 1983.
- 26 - Beneficiamento e Extração de Ouro e Prata de Minério Sulfetado - Márcio Torres M. Penna e Marcus Granato, 1983.
- 27 - Extração por Solventes de Cobre do Minério Oxidado de Caraíba - Paulo Sérgio Moreira Soares e Ivan O. de Carvalho Masson, 1983.
- 28 - Preparo Eletrolítico de Solução de Ouro - Marcus Granato, Luiz Gonzaga S. Sobral, Ronaldo Luiz C. Santos e Delfin da Costa Laureano, 1983.
- 29 - Recuperação de Prata de Fixadores Fotográficos - Luiz Gonzaga Santos Sobral e Marcus Granato, 1984. (esgotado)
- 30 - Amostragem para Processamento Mineral - Mário Valente Possa e Adão Benvindo da Luz, 1984. (esgotado)
- 31 - Indicador de Bibliotecas e Centros de Documentação em Tecnologia Mineral e Geociências do Rio de Janeiro - Subcomissão Brasileira de Documentação em Geociências - SBDG, 1984.
- 32 - Alternativa para o Beneficiamento do Minério de Manganês de Urucum, Corumbá-MS - Lúcia Maria Cabral de Góes e Silva e Lélío Fellows Filho, 1984.
- 33 - Lixiviação Bacteriana de Cobre de Baixo Teor em Escala de Bancada - Teresinha Rodrigues de Andrade e Francisca Pessoa de França, 1984.
- 34 - Beneficiamento do Calcário da Região de Cantagalo - RJ. - Vánilda Rocha Barros, Hedda Vargas Figueira e Rupen Adamian, 1984.
- 35 - Aplicação da Simulação de Hidrociclones em Circuitos de Moagem - José Ignácio de Andrade Gomes e Regina C. C. Carrisso, 1985.
- 36 - Estudo de um Método Simplificado para Determinação do "Índice de Trabalho" e sua Aplicação à Remoagem - Hedda Vargas Figueira, Luiz Antonio Pretti e Luiz Roberto Moura Valle, 1985.
- 37 - Metalurgia Extrativa do Ouro - Marcus Granato, 1986.
- 38 - Estudos de Flotação do Minério Oxidado de Zinco de Minas Gerais - Francisco Wilson Hollanda Vidal, Carlos Adolfo Magalhães Baltar, José Ignácio de Andrade Gomes, Leonardo Apparício da Silva, Hedda Vargas Figueira, Adão Benvindo da Luz e Roberto C. Villas Bôas, 1987.
- 39 - Lista de Termos para Indexação em Tecnologia Mineral - Vera Lucia Vianna de Carvalho, 1987.
- 40 - Distribuição de Germânio em Frações Densimétricas de Carvões - Luiz Fernando de Carvalho e Valéria Conde Alves Moraes, 1986.
- 41 - Aspectos do Beneficiamento de Ouro Aluvionar - Fernando Antonio Freitas Lins e Leonardo Apparício da Silva, 1987.
- 42 - Estudos Tecnológicos para Aproveitamento da Atapulgita de Guadalupe-PI - Adão Benvindo da Luz, Salvador Luiz M. de Almeida e Luciano Tadeu Silva Ramos, 1988.
- 43 - Tratamento de Efluentes de Carvão Através de Espessador de Lamelas - Francisco Wilson Hollanda Vidal e Franz Xaver Horn Filho, 1988.
- 44 - Recuperação do Ouro por Amalgamação e Cianetação: Problemas Ambientais e Possíveis Alternativas - Vicente Paulo de Souza e Fernando Antonio Freitas Lins, 1989.
- 45 - Geopolítica dos Novos Materiais - Roberto C. Villas Bôas, 1989. (esgotado)

- 46 - Beneficiamento de Calcário para as Indústrias de Tintas e Plásticos - Vanilda da Rocha Barros e Antonio Rodrigues de Campos, 1990.
- 47 - Influência de Algumas Variáveis Físicas na Flotação de Partículas de Ouro - Fernando Antonio Freitas Lins e Rupen Adamian, 1991.
- 48 - Caracterização Tecnológica de Caulim para a Indústria de Papel - Rosa Malena Fernandes Lima e Adão Benvindo da Luz, 1991.
- 49 - Amostragem de Minérios - Maria Alice Cabral Goes, Mario Valente Possa e Adão Benvindo da Luz, 1991.
- 50 - Design of Experiments in Planning Metallurgical Tests - Roberto C. Villas Bôas, 1991.
- 51- Eletrôrecuperação de Ouro a Partir de Soluções Diluídas de seu Cianeto - Roberto C. Villas Bôas, 1991.
- 52- Talco do Paraná - Flotação em Usina Piloto - Salvador Luiz M. de Almeida, Adão Benvindo da Luz e Ivan Falcão Fontes, 1991.
- 53- Os Novos Materiais e a Corrosão - Roberto C. Villas Bôas, 1991.
- 54- Aspectos Diversos da Garimpagem de Ouro - Fernando Freitas Lins (coord.), José Cunha Cotta, Adão Benvindo da Luz, Marcello Mariz da Veiga, Fernando Freitas Lins, Luiz Henrique Farid, Márcia Machado Gonçalves, Ronaldo Luiz C. dos Santos, Maria Laura Barreto e Irene C. M. H. Medeiros Portela, 1992.
- 55- Concentrador Centrífugo - Revisão e Aplicações Potenciais - Fernando Freitas Lins, Lauro S. Norbert Costa, Oscar Cuéllar Delgado, Jorge M. Alvares Gutierrez, 1992.
- 56- Minerais Estratégicos: Perspectivas - Roberto C. Villas Bôas, 1992.
- 57- O Problema do Germânio no Brasil - Roberto C. Villas Bôas, Maria Dionízia C. dos Santos e Vicente Paulo de Souza, 1992.
- 58- Caracterização Tecnológica do Minério Aurífero da Mineração Casa de Pedra Mato Grosso - Ney Hamilton Porfírio e Fernando Freitas Lins, 1992.
- 59- Geopolitics of the New Materials: The Case of the Small Scale Mining and New Materials Developments - Roberto C. Villas Bôas, 1992.
- 60- Degradação de Cianetos por Hipoclorito de Sódio - Antonio Carlos Augusto da Costa, 1992.
- 61- Paládio: Extração e Refino, uma Esperiência Industrial - Luís Gonzaga S. Sobral, Marcos Granato e Roberto B. Ogando, 1992.
- 62- Desempenho de Ciclones e Hidrociclones - Giulio Massarani, 1992.

NÚMEROS PUBLICADOS NA SÉRIE ESTUDOS E DOCUMENTOS

- 01- Quem é Quem no Subsolo Brasileiro - Francisco Rego Chaves Fernandes, Ana Maria B. M. da Cunha, Maria de Fátima Faria dos Santos, José Raimundo Coutinho de Carvalho e Maurício Lins Arcoverde, (2ª edição) 1987
- 02- A Política Mineral na Constituição de 1967 - Ariadne da Silva Rocha Nodari, Alberto da Silva Rocha, Marcos Fábio Freire Montysuma e Luis Paulo Schance Heler Giannini, (2ª edição) 1987
- 03- Mineração no Nordeste - Depoimentos e Experiências - Manuel Correia de Andrade, 1987 (esgotado)
- 04- Política Mineral do Brasil - Dois Ensaio Críticos - Osny Duarte Pereira, Paulo César Ramos de Oliveira Sá e Maria Isabel Marques, 1987 (esgotado)
- 05- A Questão Mineral da Amazônia - Seis Ensaio Críticos - Francisco Rego Chaves Fernandes, Roberto Gama e Silva, Wanderlino Teixeira de Carvalho, Manuela Carneiro da Cunha, Breno Augusto dos Santos, Armando Álvares de Campos Cordeiro, Arthur Luiz Bernardelli, Paulo César de Sá e Isabel Marques, 1987 (esgotado)
- 06- Setor Mineral e Dívida Externa - Maria Clara Couto Soares, 1987
- 07- Constituinte: A Nova Política Mineral - Gabriel Guerreiro, Octávio Elísio Alves de Brito, Luciano Galvão Coutinho, Roberto Gama e Silva, Alfredo Ruy Barbosa, Hildebrando Herrmann e Osny Duarte Pereira, 1988 (esgotado)
- 08- A Questão Mineral na Constituição de 1988 - Fábio S. Sá Earp, Carlos Alberto K. de Sá Earp e Ana Lúcia Villas-Bôas, 1988 (esgotado)
- 09- Estratégia dos Grandes Grupos no Domínio dos Novos Materiais - Paulo Sá, 1989 (esgotado)
- 10- Política Científica e Tecnológica: No Japão, Coréia do Sul e Israel. - Abraham Benzaquen Sicsú, 1989
- 11- Legislação Mineral em Debate - Maria Laura Barreto e Gildo Sá Albuquerque, (organizadores) 1990

- 12- Ensaio Sobre a Pequena e Média Empresa de Mineração - Ana Maria B. M. da Cunha, (organizadora) 1991
- 13- Fontes e Usos de Mercúrio no Brasil - Rui C. Hasse Ferreira e Luiz Edmundo Appel, (2ª edição) 1991
- 14- Recursos Minerais da Amazônia - Alguns Dados Sobre Situação e Perspectivas - Francisco R. Chaves Fernandes e Irene C. de M. H. de Medeiros Portela, 1991
- 15- Repercussões Ambientais em Garimpo Estável de Ouro - Um Estudo de Caso - Irene C. de M. H. de Medeiros Portela, (2ª edição) 1991
- 16- Panorama do Setor de Materiais e suas Relações com a Mineração: Uma Contribuição para Implementação de Linhas de P & D - Marcello M. Veiga e José Octávio Armani Pascoal, 1991
- 17- Potencial de Pesquisa Química nas Universidades Brasileiras - Peter Rudolf Seidl, 1991
- 18- Política de Aproveitamento de Areia no Estado de São Paulo: Dos Conflitos Existentes às Compatibilizações Possíveis - Hildebrando Hermann, 1991

NÚMEROS PUBLICADOS NA SÉRIE TECNOLOGIA AMBIENTAL

- 01 - Poconé: Um Campo de Estudos do Impacto Ambiental do Garimpo - Marcello M. Veiga, Francisco R. C. Fernandes, Luiz Henrique Farid, José Eduardo B. Machado, Antônio Odilon da Silva, Luís Drude de Lacerda, Alexandre Pessoa da Silva, Edinaldo de Castro e Silva, Evaldo F. de Oliveira, Gercino D. da Silva, Hélcias B. de Pádua, Luiz Roberto M. Pedroso, Nelson Luiz S. Ferreira, Salete Kiyoka Ozaki, Rosane V. Marins, João A. Imbassahy, Wolfgang C. Pfeiffer, Wanderley R. Bastos e Vicente Paulo de Souza, (2ª edição) 1991.
- 02 - Diagnóstico Preliminar dos Impactos Ambientais Gerados por Garimpos de Ouro em Alta Floresta/MT : Estudo de Caso (versão Português/Inglês)- Luiz Henrique Farid, José Eduardo B. Machado, Marcos P. Gonzaga, Saulo R. Pereira Filho, André Eugênio F. Campos Nelson S. Ferreira, Gersino D. Silva, Carlos R. Tobar, Volney Câmara, Sandra S. Hacon, Diana de Lima, Vangil Silva, Luiz Roberto M. Pedroso; Edinaldo de Castro e Silva, Laís A. Menezes, 1992.
- 03 - Mercúrio na Amazônia: Uma Bomba Relógio Química ? - Luis Drude Lacerda e Win Salomons, 1992.