

SÉRIE GESTÃO E PLANEJAMENTO AMBIENTAL

Acumulação de Mercúrio em Tucunarés da Amazônia

PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA

Luiz Inácio Lula da Silva

José Alencar Gomes da Silva

Vice-Presidente

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Sergio Machado Rezende

Ministro da Ciência e Tecnologia

Luiz Antonio Rodrigues Elias

Secretário-Executivo

Luiz Fernando Schettino

Subsecretário de Coordenação das Unidades de Pesquisa

CETEM – CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL

Adão Benvindo da Luz

Diretor do CETEM

Ronaldo Luiz Correa dos Santos

Coordenador de Processos Metalúrgicos e Ambientais

Zuleica Carmen Castilhos

Coordenadora de Planejamento, Acompanhamento e Avaliação

João Alves Sampaio

Coordenador de Processos Minerais

Antônio Rodrigues Campos

Coordenador de Apoio à Micro e Pequena Empresa

Arnaldo Alcover Neto

Coordenador de Análises Minerais

José da Silva Pessanha

Coordenador de Administração

SÉRIE GESTÃO E PLANEJAMENTO AMBIENTAL

ISSN 1808-0863

ISBN 978-85-61121-06-8

SGPA - 08

Coleção Artigos Técnicos nº 5

Acumulação de Mercúrio em Tucunarés da Amazônia

Ysrael Marrero Vera

Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia –
PUC-Rio

Roberto José de Carvalho

Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia –
PUC-Rio

Zuleica Carmen Castilhos

Centro de Tecnologia Mineral – CETEM

Maria Josefina Reyna Kurtz

Scitech Environmental Science and Technology Ltda.

CETEM/MCT

2007

SÉRIE GESTÃO E PLANEJAMENTO AMBIENTAL

Paulo Sérgio Moreira Soares

Editor

Roberto de Barros Emery Trindade

Subeditor

CONSELHO EDITORIAL

Ronaldo Luiz Correa dos Santos (CETEM), Maria Dionísia C. dos Santos (CEMTE), Olavo Barbosa Filho (PUC-RJ), Afonso Rodrigues Aquino (USP).

A Série Gestão e Planejamento Ambiental tem como objetivo principal difundir trabalhos realizados no CETEM, ou em parceria com colaboradores externos, assim como trabalhos independentes considerados relevantes na área de gestão e planejamento ambiental e temas correlatos.

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

Jackson de Figueiredo Neto

Coordenação Editorial

Vera Lúcia Espírito Santo Souza

Programação Visual

Priscila Machado Dutra

Editoração Eletrônica

Andreza Milheiro da Silva

Revisão

Thatyana Pimentel Rodrigo de Freitas

Revisão de Provas

Vera, Ysrael Marrero
Acumulação de Mercúrio em Tucunarés da Amazônia / Ysrael
Marrero Vera et al. – Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007:it.
60p. (Série Gestão e Planejamento Ambiental, 08)

1. Mercúrio. 2. Gestão ambiental. 3. Peixes. I. Vera, Ysrael Marrero. II. Carvalho, Roberto José. III. Castilhos, Zuleica C.. IV. Kurtz, Maria J. Reyna. V. Centro de Tecnologia Mineral. VI. Série

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	11
2 METODOLOGIA DE TRABALHO	16
2.1 Área de Estudo e Coleta de Peixes	16
2.2 Análise das Amostras de Peixe e Processamento Estatístico de Dados	17
2.3 Modelo de Balanço de Massa	18
3 RESULTADOS	24
3.1 Análise das Amostras de Peixes e Processamento Estatístico dos Dados	24
3.2 Modelo de Bioacumulação de Mercúrio	26
4 DISCUSSÃO	32
4.1 Modelo de Bioacumulação de Mercúrio	40
5 CONCLUSÕES	49

RESUMO

O mercúrio na região amazônica é liberado, a partir de diversas fontes, para a atmosfera, solo e rios. Uma vez na atmosfera, o metal é oxidado e imediatamente se deposita. Na água, ocorre a transformação para o metilmercúrio, principalmente pela ação de microrganismos. A formação do metilmercúrio aumenta a dispersão e biodisponibilidade do elemento no ambiente aquático. O metilmercúrio pode ser incorporado pelo plâncton entrando, assim, na cadeia alimentar. A concentração do metal aumenta à medida que se ascende nos níveis tróficos da cadeia, atingindo os valores mais elevados em peixes carnívoros como o tucunaré. Dessa forma, as emissões de mercúrio provocam a contaminação dos recursos naturais e aumentam os riscos para a saúde dos consumidores habituais de pescado. O objetivo deste trabalho é estudar a bioacumulação de mercúrio na espécie tucunaré (*Cichla* sp), predador de topo da cadeia alimentar, a partir de um modelo matemático. As concentrações de mercúrio total nos tucunarés coletados em duas regiões representativas do ecossistema fluvial amazônico, localizadas no estado Pará, nos anos 1992 e 2001, são comparadas. O modelo pode ser usado como ferramenta para a gestão ambiental de ecossistemas aquáticos potencialmente contaminados com mercúrio. Este objetivo foi atingido por meio da combinação dos modelos de balanço de massa de Trudel e bioenergético de Wisconsin, aplicados em espécies tropicais do gênero *Cichla* (tucunaré) da bacia do rio Tapajós. O modelo bioenergético de Wisconsin foi usado para determinar as taxas de consumo de alimento a partir de dados de crescimento estimados. Os parâmetros usados nos modelos foram obtidos na literatura. A habilidade da modelagem na predição dos teores de mercúrio em tucunarés foi avaliada por meio da comparação com dados de campo obtidos nos anos 1992 e 2001, no rio Tapajós e no sistema de lagos Maicá. Os

melhores resultados foram alcançados para os espécimes coletados no ano 1992, o que parece estar relacionado com uma melhor estimativa da concentração de mercúrio no alimento neste ano.

Palavras-chave

mercúrio, bioacumulação, tucunaré, modelo de balanço de massa, modelo bioenergético

ABSTRACT

Mercury is emitted in the Amazon region and it is released to the atmosphere, soil and rivers from many sources. Once in the atmosphere, the metal is oxidized and immediately deposited. In the water, the transformation to methylmercury takes place mostly due to the action of microorganisms. The formation of methylmercury increases the dispersion and bioavailability of the element in the aquatic environment. The methylmercury can be assimilated by plankton and enters the food chain. The concentration of the metal increases further up in the trophic levels of the chain and reaches the highest values in carnivorous fish, like tucunare. Thus, mercury emissions cause the contamination of natural resources and enhance the health risks of regular fish consumers. The aim of this work is to study the bioaccumulation of mercury in tucunare fish (*Cichla* sp.), top predator of the food chain, through mathematical model. Total mercury concentrations in tucunares collected in two representative regions of the Amazonian fluvial ecosystem in the state of Pará, in the years 1992 and 2001 are compared. The model calculates concentrations in top predators of the food chain and can be used as a tool for the management of aquatic ecosystems potentially contaminated by mercury. This objective was accomplished through the combination of the Trudel mass balance and Wisconsin bioenergetics models, applied to tropical species of the *Cichla* (tucunaré) genre of the Tapajós river basin. The Wisconsin bioenergetics model was utilized to determine the rates of food consumption from estimated fish growth data. The parameters used in the models were found in the literature. The ability of the models to predict mercury contents in tucunares was evaluated by comparison with field data, obtained in 1992 and 2001, in the Tapajós River and in Maicá lakes. The best results were attained for specimens

collected in 1992, which seems to be related to a better estimate of mercury concentration in the food in this year.

Keywords

mercury, bioaccumulation, tucunare, mass balance model, bioenergetical model

1 | INTRODUÇÃO

A contaminação por mercúrio é considerada um dos maiores perigos dentre todos os impactos antropogênicos ao meio ambiente. O mercúrio é um dos poucos poluentes que já causou a morte de seres humanos como resultado da ingestão de alimentos contaminados. Estima-se que, no planeta, mais de 1.400 pessoas tenham morrido e mais de 20.000 tenham sido afetadas pelo envenenamento por mercúrio, com uma taxa de mortalidade entre 7 e 11% (LACERDA e SALOMONS, 1998).

Devido a suas muitas e distintas propriedades, o mercúrio tem sido amplamente usado em várias indústrias, chegando a ter no passado até mais de 3000 aplicações (MALM, 1991).

A emissão antropogênica de mercúrio para o ambiente tem ocasionado um incremento da sua concentração nos diferentes compartimentos ambientais e, por conseguinte, um maior nível de exposição por parte dos organismos vivos, em especial dos seres humanos (US EPA, 1997).

Nas emissões de mercúrio para o ambiente, o elemento é principalmente liberado na forma de vapor metálico. Contudo, nos organismos vivos, a maior parte se apresenta na forma de metilmercúrio. Consequentemente, há um aumento na proporção de metilmercúrio em relação ao mercúrio total, pois sua concentração se eleva à medida que o mercúrio é transferido, através do alimento, para níveis tróficos superiores, ocorrendo assim o processo de biomagnificação trófica. Desta forma, o metilmercúrio é praticamente a única espécie de mercúrio presente nos predadores de topo (US EPA, 1997).

Na atmosfera, o mercúrio pode ser oxidado e imediatamente transportado, principalmente pela chuva, para os corpos de água doce e oceanos, onde principalmente pela atividade microbiana é transformado facilmente em metilmercúrio. O metil-

mercúrio é um composto estável, e o mais tóxico e estudado dentre os compostos de mercúrio (LACERDA e SALOMONS, 1998; UNEP, 2003). Este composto apresenta tipicamente tempos de residência muito grandes na biota aquática, compartimento de maior concentração, o que resulta em uma contaminação severa dos peixes em muitas regiões do planeta. A concentração de metilmercúrio no tecido dos peixes carnívoros pode chegar a ser um milhão de vezes maior do que na água (PORCELLA, 1994).

O consumo de pescado constitui a principal via de exposição do homem ao mercúrio. Isto pode ocasionar um sério problema econômico e de saúde pública para populações pobres que dependem da pesca e de outros recursos aquáticos para sobreviver.

O metilmercúrio é considerado uma potente neurotoxina e é responsável pelas contaminações em massa por mercúrio ocorridas na história da humanidade. A mais famosa aconteceu na cidade japonesa de Minamata, no final da década de 50 do século passado. A contaminação dos habitantes de Minamata e vizinhanças ocorreu pelo consumo de peixes altamente contaminados provenientes da Baía de Minamata, onde a companhia Chisso despejou efluentes, que continham metilmercúrio, por mais de trinta anos. Nesse episódio detectou-se, pela primeira vez, o alto potencial tóxico do metilmercúrio (LACERDA e SALOMONS, 1998).

A capacidade do metilmercúrio de atravessar membranas biológicas, como a placenta, coloca em grave risco a saúde e o desenvolvimento normal do cérebro de fetos humanos, conforme tem sido comprovado a partir de estudos epidemiológicos (GRANDJEAN et al., 1997).

A partir do final dos anos 1970, diversos fatores, como o aumento dos preços do ouro, a deterioração da situação econômica e social e a escassez de emprego no Brasil, estimularam a mineração artesanal de ouro nas regiões Amazônicas e Centro-Oeste, deflagrando-se, assim, uma corrida pelo metal.

Os mineradores artesanais ou garimpeiros obtêm o ouro de depósitos aluvionares, ou ouro secundário, a partir do método da amalgamação com mercúrio. No início da década de 1980, a extração de ouro mobilizava um contingente de garimpeiros, superior a 500.000, distribuídos principalmente nas regiões Norte e Centro-Oeste. A produção nacional de ouro no ano de 1989 alcançou o valor máximo de 113 toneladas, 89% das quais foram produzidas artesanalmente (TRINDADE e BARBOSA, 2002).

O panorama atual é muito diferente e a produção de ouro é principalmente empresarial e em menor quantidade. Apesar disso, as quantidades históricas de mercúrio liberadas na Amazônia são elevadas, o que provocou o aumento no teor do metal nos peixes que habitam os rios locais e, por conseguinte, nas comunidades que se alimentam deles, com os decorrentes riscos para a saúde. Elevados teores de mercúrio nos peixes e no homem foram observados, inclusive longe de locais de mineração. A emissão de mercúrio para o ambiente, produto da atividade de mineração artesanal, foi a principal fonte de liberação de mercúrio nas décadas de 1980 e 1990, no Brasil (LACERDA e SALOMONS, 1998).

A existência de uma elevada quantidade de plantas macrófitas nos corpos de água, o desmatamento para a agricultura, a criação de reservatórios de água para as hidroelétricas, a característica levemente ácida das águas e o transbordo dos rios em épocas de chuva contribuem para que os ambientes aquáticos tropicais sejam considerados um lugar propício para a existên-

cia de elevadas taxas de metilação, produzindo um aumento da disponibilidade do mercúrio para a biota aquática (LACERDA e SALOMONS, 1998).

Uma forma efetiva de avaliar o grau de contaminação de um ambiente é através do exame do grau de contaminação em seus predadores de topo.

Existe a necessidade de desenvolver modelos que consigam prever a concentração de mercúrio em peixes. Um modelo de balanço de massa para o mercúrio, acoplado a um modelo bioenergético, tem sido usado frequentemente para descrever a acumulação de mercúrio em peixes de rios e lagos de climas temperados (TRUDEL e RASMUSSEN, 2001; NORSTROM et al., 1976).

A aplicação destes modelos no Brasil, com o intuito de estudar e descrever o processo de bioacumulação de mercúrio em peixes, não tem sido explorada, tornando o presente trabalho pioneiro.

A modelagem matemática pode ser usada como ferramenta para a gestão ambiental de ecossistemas aquáticos potencialmente contaminados com mercúrio. A aplicação dos modelos bioenergéticos para calcular as taxas do consumo de alimento de peixes tropicais é complexa devido à falta de parâmetros com valores conhecidos e confiáveis que possam ser utilizados nesses modelos para esses peixes.

Em dois estudos relacionados com a contaminação com mercúrio de peixes da Amazônia, feitos nos anos de 1992 e 2001 (CASTILHOS et al.; 1998; SOUTO, 2004), foram coletados exemplares de espécies de peixes que habitam a bacia Amazônica e foram determinados determinado o comprimento e massa dos peixes, assim como a concentração total de mercúrio no músculo. As coletas foram realizadas em duas regiões

da Amazônia: o rio Tapajós (entre as cidades de Itaituba e Jacareacanga, e o lago Maicá (Santarém), nos anos de 1992 e 2001.

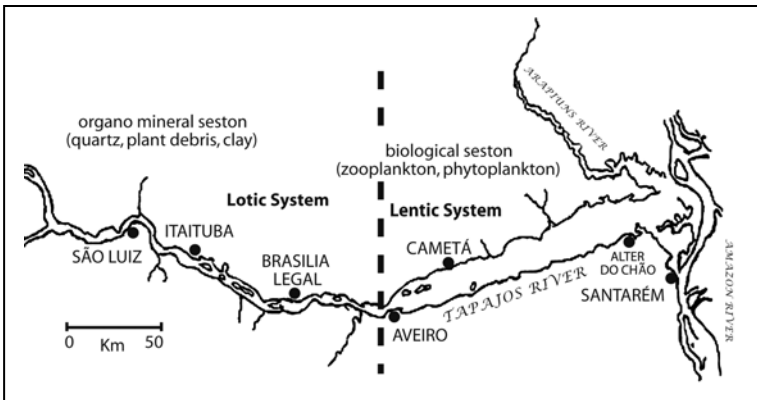
A partir desta importante base de dados, escolheu-se a espécie tucunaré (*Cichla sp.*), importante piscívoro neotropical (WINEMILLER et al., 1997), para estudar o processo de bioacumulação do mercúrio a partir de um modelo de balanço de massa (TRUDEL e RASMUSSEN, 2001) combinado com um modelo bioenergético (KITCHELL et al., 1977).

Neste trabalho, também são comparadas as concentrações de mercúrio total nos tucunarés (músculo dos peixes) coletados em duas regiões representativas do ecossistema fluvial amazônico, localizadas no estado do Pará nos anos de 1992 e 2001.

2 | METODOLOGIA DE TRABALHO

2.1 | Área de estudo e coleta de peixes

Os exemplares de tucunarés foram coletados em 1992 e em 2001, em duas regiões no estado do Pará, Brasil. O primeiro local é uma seção do rio Tapajós entre as cidades de Itaituba e Jacareacanga ($04^{\circ} 15' 23''$ S - $55^{\circ} 54' 33''$ W), próximo de uma área onde ocorreram anteriormente atividades de garimpage. A segunda área é situada no complexo de lagos Maicá, perto da cidade de Santarém ($02^{\circ} 25' 11''$ S - $54^{\circ} 42' 16''$ W), a 250 quilômetros a jusante da primeira posição. As áreas de estudo são mostradas na Figura 1 (ROULET et al., 2000).



Fonte: Roulet et al., 2000

Figura 1. Mapa que compreende as áreas de estudo

No primeiro local, 28 espécimes de *Cichla sp* e 52 espécimes do *Cichla monoculus* foram capturadas em 1992 e em 2001, respectivamente. No segundo local, 33 indivíduos do *Cichla sp* e 26 indivíduos de *Cichla monoculus* foram coletados em 1992 e em 2001, respectivamente. Também foram coletados indivi-

duos da espécie *Semaprochilodus brama*, conhecida como jaraqui.

Foi coletado um total de 26 indivíduos de jaraquis no sistema de lagos Maicá e 34 indivíduos no rio Tapajós, entre as cidades de Itaituba e Jacareacanga. Determinou-se a concentração de mercúrio no músculo de cada exemplar.

As coletas dos peixes foram realizadas pela Dra. Zuleica Castilhos (Centro de Tecnologia Mineral - CETEM) e pelo Dr. Paulo Sergio Souto (Universidade Federal Rural da Amazônia de Universidade - UFRA).

2.2 | Análise das Amostras de Peixes e Processamento Estatístico dos Dados

O comprimento total (CT), a massa e a concentração total do mercúrio no músculo foram registrados para cada indivíduo de tucunaré capturado. Determinou-se concentração de mercúrio total no músculo dos jaraquis coletados.

A concentração total do mercúrio no músculo dos peixes foi realizada por um Espectrofotômetro de Absorção Atômica (MODELO de A-GNARIAN), que utiliza um dispositivo de geração de vapor - VGA (CVAAS - para gerar o vapor frio do mercúrio).

As amostras foram digeridas em solução de ácido sulfúrico e nítrico na presença de pentóxido de vanádio 0.1%. A oxidação foi terminada adicionando permanganato de potássio 6% até a fixação da cor violeta. Imediatamente antes da determinação do mercúrio, o excesso de permanganato foi reduzido com hidroxilamina 50% (CAMPOS e CURTIS, 1990).

Padrões de Referência IAEA de tecido muscular de peixes com uma concentração certificada do mercúrio de $0.74 \pm 0.13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$

também foram analisados, obtendo-se um valor de $0.73 \pm 0.08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

O valor médio e o desvio padrão do comprimento total, da massa, e da concentração de mercúrio total foram determinados para cada um dos grupos de peixes coletados. Os valores médios de cada grupo foram comparados pelo teste ANOVA (intervalo da confiança de 95%). Quando foi requerido, um teste adicional post-hoc de Duncan identificou as diferenças entre os grupos.

A variação da concentração total de mercúrio no músculo com o comprimento dos tucunarés (idade) foi determinada para cada grupo de coleta, e um ajuste linear destes dados foi efetivado.

2.3 | Modelo de Balanço de Massa e Bioenergético

O modelo de balanço de massa de Trudel foi usado (TRUDEL et al., 2000). Nesse modelo, o peixe é considerado um compartimento onde o mercúrio se distribui homogeneamente. É suposto que as concentrações do mercúrio no músculo e no corpo inteiro são iguais.

A variação da concentração total de mercúrio no tucunaré com o tempo foi calculada de acordo com a Equação 1.

$$\frac{dC}{dt} = \alpha C_d I - (E_m + G + K)C \quad (1)$$

A integração desta equação no tempo resulta na Equação 2.

$$C_{t+\Delta t} = C_t e^{-(E_m+G+K)\Delta t} + \frac{(\alpha C_d I)}{(E_m + G + K)} [1 - e^{-(E_m+G+K)\Delta t}] \quad (2)$$

Onde C_t e $C_{t+\Delta t}$ são as concentrações totais do mercúrio nos peixes ($\mu\text{g Hg g}^{-1}$ massa do músculo fresco) no tempo t e $t + \Delta t$

(dia), E_m é a taxa de eliminação de mercúrio (dia^{-1}), G é a taxa de crescimento (dia^{-1}), K é a taxa de perda do mercúrio pelas gônadas (dia^{-1}), α é a eficiência com que o metilmercúrio contido no alimento é assimilado pelo intestino (-), Cd é a concentração do mercúrio no alimento ($\mu\text{gHg g}^{-1}$ massa do músculo fresco) e I é a taxa de consumo do alimento (dia^{-1}).

O modelo de bioacumulação para cada uma das coletas foi executado partindo de certas condições iniciais de concentração de mercúrio e comprimento padrão do tucunaré. As condições iniciais foram selecionadas para cada um dos grupos coletados, ou seja, cada coleta tem suas próprias condições iniciais.

A taxa de eliminação de mercúrio pelo peixe (E_m) foi calculada pela seguinte equação:

$$E_m = \varphi W^\beta e^{\gamma T} \quad (3)$$

onde φ , β , γ são constantes empíricas, W é a massa do peixe (g) e T é a temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

A taxa individual de crescimento específico (G) foi estimada usando a massa em dois dias consecutivos, a partir da seguinte equação:

$$G = \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{W_{t+\Delta t}}{W_t} \quad (4)$$

onde Δt é o intervalo de tempo (1 dia), W_t e $W_{t+\Delta t}$ são as massas do peixe (g) nos tempos t e $t + \Delta t$.

A expressão de von Bertalanffy para a espécie *Cichla monoculus*, equação 5, foi usada para a obtenção da curva de crescimento em comprimento. A curva de crescimento em massa foi determinada pelo método dedutivo, através das expressões da

curva de crescimento em comprimento e da relação massa x comprimento (Equação 6).

$$CP = CP_{\infty} (1 - e^{-kt}) \quad (5)$$

$$W = a CP^b \quad (6)$$

Na Equação 5, k é a taxa de crescimento (ano^{-1}) e CP_{∞} é o comprimento padrão máximo alcançado pela espécie (cm). Os parâmetros k e CP_{∞} foram obtidos na literatura (RUFFINO e ISAAC, 1995). Estes valores são $k = 0.36 \text{ ano}^{-1}$ e $CP_{\infty} = 0.71$ cm. A idade dos peixes foi determinada a partir da equação de crescimento de von Bertalanffy para a espécie *Cichla monoculus*.

A taxa de eliminação de mercúrio pelas gônadas (K) foi calculada pela Equação 7:

$$K = \frac{Q.GSI}{365} \quad (7)$$

onde Q é a razão entre a concentração de mercúrio nas gônadas e a concentração de mercúrio no peixe (-) e GSI é o índice gonodosomático (-).

O valor de Q foi calculado a partir de:

$$Q = \frac{QmGSIm + QfGSIf}{GSIm + GSIf} \quad (8)$$

onde Qm e Qf são as razões entre a concentração de mercúrio nas gônadas e a concentração de mercúrio no macho e na fêmea, respectivamente, e $GSIm$ e $GSIf$ são os índices gonodosomáticos do macho e da fêmea, respectivamente.

O modelo supõe que diariamente uma fração constante de mercúrio é eliminada pelas gônadas.

O modelo bioenergético usado para calcular as taxas de consumo de alimento é baseado em uma equação de balanço energético (WINBERG, 1960), posto que, para peixes que não estão em período de reprodução, toda a energia consumida é aproveitada entre metabolismo, crescimento, ejeção e excreção. Na equação, trabalha-se com taxas específicas (quantidade de energia por unidade de massa de peixe não seco).

$$I = R_{S+A} + R_{sda} + F + E + G \quad (9)$$

onde R_{S+A} (dia^{-1}) é a taxa específica da perda de energia pelo metabolismo em repouso mais o ativo, R_{sda} (dia^{-1}) é a taxa específica da perda de energia pelas ações dinâmicas específicas, F (dia^{-1}) é a taxa específica de perda de energia pela ejeção e E (dia^{-1}) é a taxa específica de excreção e G e I significam o mesmo que no modelo de balanço de massa.

R_{S+A} é determinado a partir de:

$$R_{S+A} = A_r W^{Br} f(T) ACT \quad (10)$$

onde A_r é o intercepto da função alométrica, W (g) é a massa do peixes, o Br é o expoente da massa para a respiração, o termo $f(T)$ é uma função da dependência com a temperatura do metabolismo. O termo ACT é o múltiplo da atividade, que considera a componente do metabolismo ativo (Equação 4).

R_{sda} , F e E são assumidas como constantes e proporcionais à taxa de consumo de alimento (I) e são calculados como segue:

$$R_{sda} = sda (I - F) \quad (11)$$

$$F = f I \quad (12)$$

$$E = \varepsilon (I - F) \quad (13)$$

onde sda é a proporção da energia assimilada que é utilizada nas ações dinâmicas específicas, f é a proporção da energia consumida que se elimina no processo de ejeção e ε , a parte da energia assimilada que se perde na excreção.

A variação da concentração total de mercúrio nos tucunarés em função do tempo foi estimada pelo modelo de balanço de massa de Trudel para os quatro grupos de peixes coletados (Lago Maicá - 1992, Rio Tapajós - 1992, Lago Maicá - 2001 e Rio Tapajós - 2001).

Um conjunto de condições iniciais (concentração e comprimento totais do mercúrio no tempo zero) foi requerido para cada uma das coletas de tucunaré feitas.

Modelou-se a variação da concentração de mercúrio no tucunaré com o tempo para diferentes valores da concentração de mercúrio no alimento.

Os valores de concentração no alimento (Cd) utilizados na modelagem são: o valor da menor concentração de mercúrio observada no conjunto de jaraquis coletados (Cd_{menor}), o valor maior de concentração de mercúrio observada no conjunto de jaraquis coletados (Cd_{maior}), e duas e três vezes o valor maior de concentração de mercúrio observada no conjunto de jaraquis coletados.

Os exemplares de jaraqui (alimento) foram coletados em 1992 nas mesmas regiões onde os tucunarés foram capturados. Não foram coletados jaraquis no ano de 2001, por isso não se dispunha de dados de concentração de mercúrio em jaraquis nesse ano. Como não se conheciam valores de concentração

de mercúrio no alimento no ano de 2001, a variação da concentração de mercúrio nos tucunarés coletados nesse ano foi estimada utilizando-se, como concentração de mercúrio no alimento, os valores de concentração de mercúrio no jaraqui coletados no ano de 1992.

A precisão do modelo foi avaliada comparando as concentrações de mercúrio determinadas analiticamente, com os valores estimados pelo modelo. O erro médio percentual para cada estimativa foi calculado pela Equação 9.

$$E\% = 100 \left\{ \left[\sum_{i=1}^n \frac{|y_0 - y_p|}{y_0} \right] n^{-1} \right\} \quad (14)$$

onde y_0 representa a concentração total do mercúrio no músculo de peixes determinada analiticamente, o y_p é a concentração estimada do mercúrio e n é o número de pares de valores da concentração.

3 | RESULTADOS

3.1 | Análise das Amostras de Peixes e Processamento Estatístico dos Dados

Os peixes coletados não foram classificados de acordo com o sexo. Uma análise estatística foi realizada a fim de comparar cada uma das coletas, além de descrevê-las. Porém, não existiu o propósito de caracterizar por completo as populações de tucunarés que vivem no rio Tapajós e no lago Maicá. Para lograr esta finalidade, o tamanho das amostras (quantidade de peixes coletados) teria de ser maior.

Os valores médios e os desvios padrões do comprimento total, a massa e a concentração total do mercúrio no músculo ($[Hg]_T$) para cada grupo de coleta em 1992 e 2001 são dados na Tabela 1.

Tabela 1. Valores médios de comprimento total (CT), massa (w) e concentração de mercúrio no músculo ($[Hg]_T$) \pm intervalo de confiança em *Cichla sp.* para cada local/ano de coleta.

Localidade/Ano	Comprimento Total (cm)	Massa (g)	$[Hg]_T$ ($\mu\text{g/g}$)
Lago Maicá 1992	37,3 \pm 4,5	-	0,12 \pm 0,02
Rio Tapajós 1992	34,3 \pm 2,1	655 \pm 146	0,42 \pm 0,07
Lago Maicá 2001	34,8 \pm 9,5	639 \pm 73	0,24 \pm 0,03
Rio Tapajós 2001	340 \pm 1,6	514 \pm 66	0,73 \pm 0,09

O teste ANOVA demonstrou que não houve nenhuma diferença estatisticamente significativa entre os comprimentos médios ($F(3,135) = 1,36$, $p = 2,65$) e massas de cada grupo ($F(2,108) = 1,82$, $p = 3,09$). Todavia, o teste mostrou diferenças estatisticamente significativas entre os valores médios da concentração total do mercúrio de cada grupo ($F(3,135) = 2,65$, $p = 86,11$). O

teste *post-hoc* de Duncan confirmou que as concentrações médias do mercúrio de cada grupo eram diferentes.

Para a mesma região, os tucunarés coletados em 2001 tiveram um teor maior de mercúrio do que os tucunarés pescados em 1992.

Para um mesmo ano, os tucunarés coletados próximos à região de mineração (Itaituba-Jacareacanga) apresentaram teores de mercúrio superiores aos dos tucunarés coletados na área distante da zona de mineração (Santarém).

As concentrações totais do mercúrio foram graficadas em função do comprimento total dos peixes para os quatro grupos coletados. Os dados foram submetidos a um ajuste linear. Os resultados são apresentados na Figura 2.

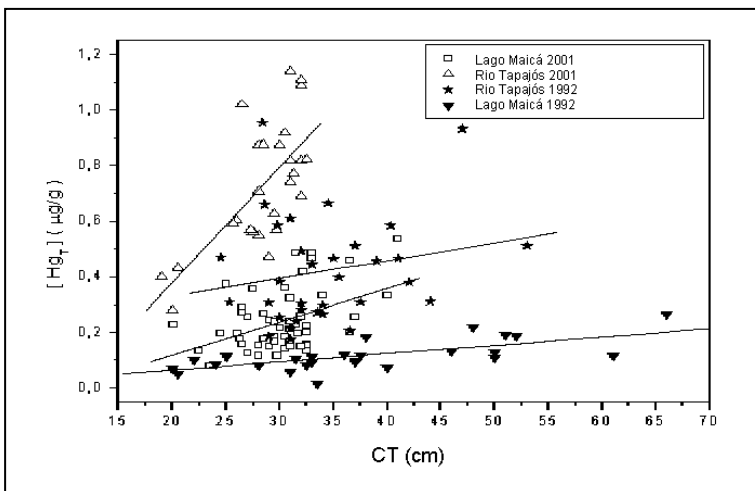


Figura 2. Variação da concentração total de mercúrio com o comprimento total do peixe para os quatro grupos de coletas.

Os coeficientes de correlação (r), os coeficientes angulares (a) e os coeficientes lineares (b) das equações lineares com forma geral $[Hg_T] = a CT + b$ são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Coeficientes de correlação (r), coeficientes angulares (a) e coeficientes lineares (b) das equações lineares que relacionam a concentração total de mercúrio com o comprimento total dos peixes.

Localidade/Ano	a	b	r
Lago Maicá 1992	0.0030	0.0041	0.6773
Rio Tapajós 1992	0.0064	0.2018	0.2036
Lago Maicá 2001	0.0120	- 0.1216	0.4318
Rio Tapajós 2001	0.0417	- 0.4562	0.6894

A concentração total de mercúrio nos tucunarés é correlacionada positivamente com o tamanho dos peixes em todos os grupos coletados, o que mostra que há um aumento da concentração com o tempo. Conseqüentemente, os peixes das duas regiões acumulam mercúrio durante toda sua vida. Uma inclinação maior indica taxa maior de acumulação do mercúrio. Daqui para a mesma área, os peixes coletados no ano 2001 acumularam mercúrio mais rapidamente do que os espécimes capturados em 1992.

As taxas de acumulação maiores correspondem aos peixes do rio Tapajós (Itaituba - Jacareacanga) - 2001 e lago Maicá (Santarém) - 2001, nesta ordem.

Os peixes capturados perto do garimpo acumularam mercúrio mais rapidamente do que os peixes capturados longe dos garimpos, no mesmo ano. Para um mesmo ano, os tucunarés coletados no rio Tapajós apresentaram cargas maiores de mercúrio do que os tucunarés coletados no lago Maicá, para todos os comprimentos observados.

3.2 | Modelo de Bioacumulação de Mercúrio

Nas Figuras 3 a 6 são apresentadas as estimativas da variação da concentração de mercúrio em função do tempo (curvas) e

as concentrações totais de mercúrio determinadas analiticamente (pontos).

Na Tabela 3 aparecem os valores dos erros médios percentuais para cada estimativa da variação da concentração feita.

Para as coletas feitas no lago Maicá e Tapajós, no ano 1992, as melhores estimativas da concentração de mercúrio nos tucunarés foram obtidas para concentração de mercúrio no alimento igual à concentração maior (Cd_{maior}). Os erros percentuais médios foram de 27% (lago Maicá) e 28% (rio Tapajós) (Figuras 3 e 4).

Tabela 3. Valores médios do erro relativo percentual (%E) para cada uma das estimativas.

Localidade/Ano	%E			
	Cd_{menor}	Cd_{maior}	$2 * Cd_{maior}$	$3 * Cd_{maior}$
Lago Maicá/1992	84	27	88	-
Rio Tapajós/1992	68	28	60	-
Lago Maicá /2001	75	41	34	60
Rio Tapajós /2001	95	47	21	52

Para as coletas feitas no lago Maicá e no rio Tapajós, no ano 2001, as melhores estimativas da concentração de mercúrio nos tucunarés foram obtidas para um valor de concentração no alimento igual a duas vezes o valor da maior concentração de mercúrio ($2 * Cd_{maior}$) observada no conjunto de jaraquis coletados para as duas regiões no ano de 1992. Os erros percentuais médios foram de 34% (lago Maicá) e 21% (rio Tapajós) (Figuras 5 e 6).

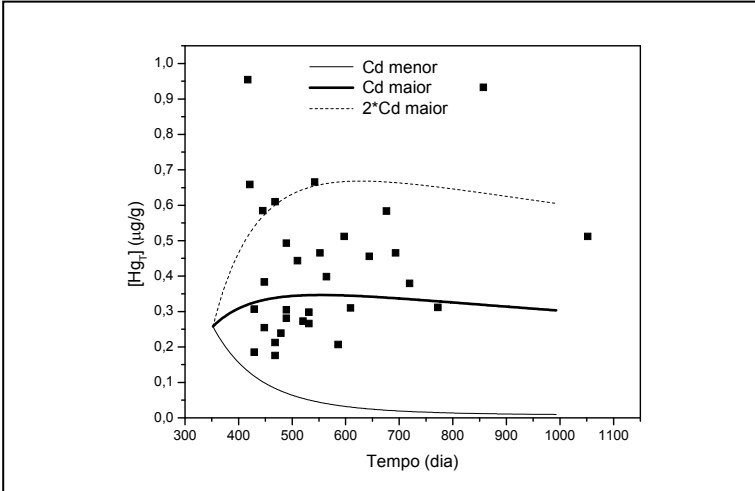


Figura 3. Variação da concentração total de mercúrio com tempo em tucunarés (*Cichla sp.*) coletados no lago Maicá em 1992. Linhas (modelo), pontos (dados reais).

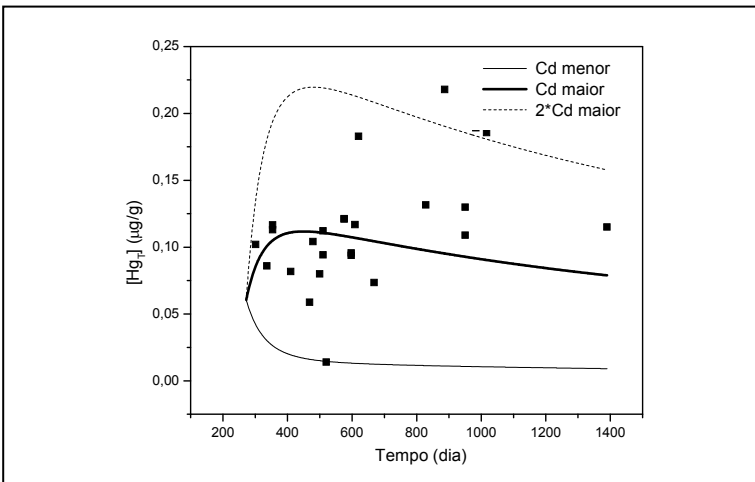


Figura 4. Variação da concentração total de mercúrio com tempo em tucunarés (*Cichla sp.*) coletados no rio Tapajós em 1992. Linhas (modelo), pontos (dados reais).

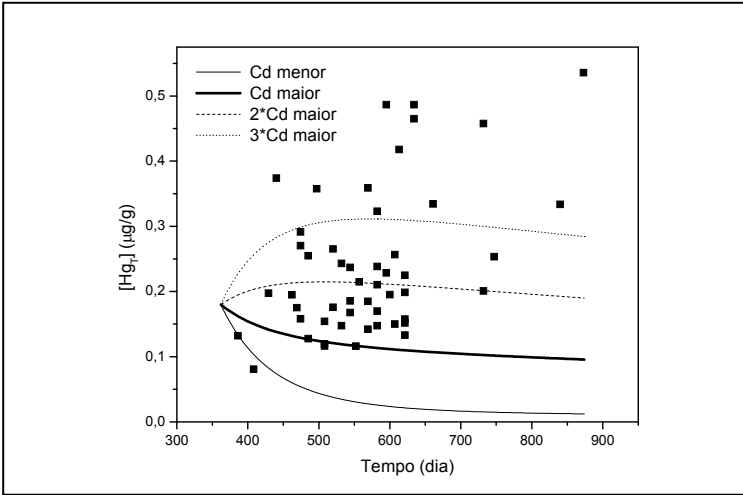


Figura 5. Variação da concentração total de mercúrio com tempo em tucunarés (*Cichla monoculus*) coletados no lago Maicá em 2001. Linhas (modelo), pontos (dados reais).

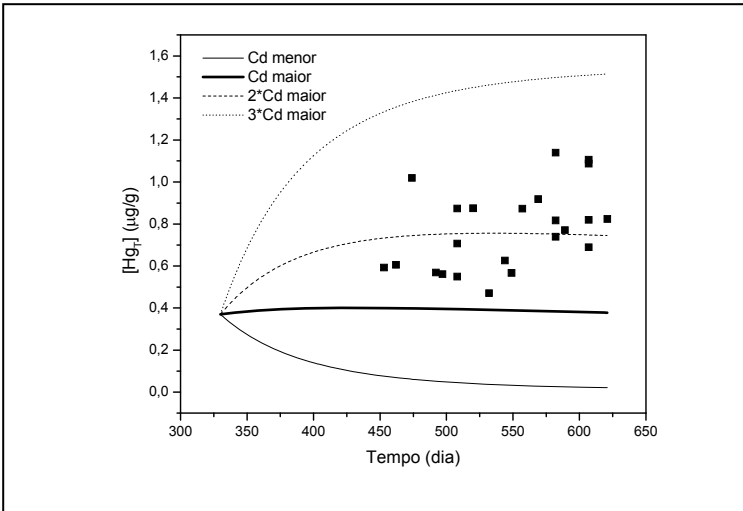


Figura 6. Variação da concentração total de mercúrio com tempo em tucunarés (*Cichla monoculus*) coletados no rio Tapajós em 2001. Linhas (modelo), pontos (dados reais).

Para a menor concentração de mercúrio no alimento (Cd_{menor}), o modelo de balanço de massa subestima a concentração do mercúrio nos tucunarés para cada grupo de coleta. Além disso, para Cd_{menor} a concentração de mercúrio nos peixes diminui sempre com tempo.

O modelo prediz geralmente concentrações quase constantes do mercúrio após certo tempo.

Estes comportamentos preditos não representam a realidade, uma vez que a correlação positiva entre a concentração total de mercúrio e o comprimento dos peixes, para os quatro grupos de coletas, evidencia a acumulação do mercúrio.

O modelo para os tucunarés coletados em 1992 prediz uma acumulação de mercúrio nos tucunarés no começo da modelagem e depois uma queda no valor da concentração de mercúrio para Cd_{maior} e $2 \cdot Cd_{maior}$. O 38% (lago Maicá) e o 46% (rio Tapajós) dos pontos determinados experimentalmente se encontram entre a curva que utiliza a concentração no alimento igual à menor concentração observada (Cd_{menor}) e a curva que utiliza a maior concentração no alimento observada (Cd_{maior}). O 46% (lago Maicá) e o 38% (rio Tapajós) dos pontos experimentais encontram-se entre a curva que utiliza a concentração no alimento igual à maior concentração observada (Cd_{maior}) e a curva que utiliza um valor de concentração no alimento igual a duas vezes o maior valor de concentração no alimento observada ($2 \cdot Cd_{maior}$).

O modelo para os tucunarés da coleta feita no lago Maicá em 2001 prediz uma diminuição da concentração de mercúrio para Cd_{maior} . Para $2 \cdot Cd_{maior}$ e $3 \cdot Cd_{maior}$, ocorre um aumento da concentração de mercúrio no início e uma ligeira queda depois de certo tempo, permanecendo quase constante a concentração de mercúrio no transcurso do tempo.

No caso dos tucunarés do rio Tapajós coletados em 2001, a concentração de mercúrio permanece quase constante desde o início, para uma concentração no alimento igual à Cd_{maior} . Para $2 * Cd_{\text{maior}}$ e $3 * Cd_{\text{maior}}$, ocorre, no começo, um aumento da concentração de mercúrio e depois de certo tempo uma ligeira diminuição, permanecendo quase constante a concentração de mercúrio no decurso do tempo.

Para os tucunarés coletados em 2001 os 43% (lago Maicá) e os 48% (rio Tapajós) dos pontos experimentais encontram-se entre as curvas que utilizam um valor de concentração no alimento igual a Cd_{maior} e $2 * Cd_{\text{maior}}$, e o 26% (lago Maicá) e o 48% (rio Tapajós) dos pontos experimentais encontram-se entre as curvas que utilizam como concentração no alimento $2 * Cd_{\text{maior}}$ e $3 * Cd_{\text{maior}}$.

4 | DISCUSSÃO

O metilmercúrio é a forma mais biodisponível e tóxica do mercúrio (WHO, 1990). O mercúrio iônico bivalente inorgânico (Hg^{2+}) pode experimentar uma transformação bioquímica, catalisada pelos microorganismos presentes na água e nos sedimentos, resultando na formação do metilmercúrio.

O metilmercúrio liberado para a água pode rapidamente ser incorporado pelo plâncton, o qual é consumido pela espécie do nível trófico seguinte na cadeia alimentar.

O metilmercúrio é facilmente absorvido pelos organismos quando alimentos que o contém é ingeridos, mas sua eliminação ocorre lentamente, tendo como resultado um aumento do teor de mercúrio dentro do organismo, com tempo (bioacumulação).

O metilmercúrio é a única espécie de mercúrio que experimenta biomagnificação. A proporção de metilmercúrio relativa ao mercúrio total aumenta quando se passa de um nível trófico inferior a um superior, sendo baixa nas plantas aquáticas, intermediária nos invertebrados, e alta nos peixes, em mamíferos aquáticos, carnívoros e em pássaros. O metilmercúrio é quase a única espécie de mercúrio presente nos peixes piscívoros (CCME, 2000).

A concentração de metilmercúrio em um predador de topo de cadeia, como o tucunaré, depende diretamente da sua produção no ambiente aquático. Assim, a biodisponibilidade do metilmercúrio depende da capacidade de metilação do ambiente aquático (Gill e Bruland, 1990).

O nível de atividade dos micro-organismos e a quantidade do mercúrio iônico disponível para a metilação são os fatores principais que afetam a taxa de metilação. Diversos outros fatores influenciam o nível de atividade dos micro-organismos e a quantidade do mercúrio iônico disponíveis para o metilação,

por exemplo, o carbono orgânico dissolvido na água, o pH e o tipo de comunidade bacteriana local, substrato em que é feita a metilação, etc (Ullrich et al., 2001).

O fato de que a quantidade de mercúrio encontrado nos peixes próximos de áreas de mineração (Itaituba-Jacareacanga) foi maior do que na área onde não houve mineração (Santarém) pode indicar que a mineração de ouro aumentou o teor de mercúrio iônico bivalente na água e, conseqüentemente, nos compartimentos do meio ambiente.

A hipótese de que não foi o incremento da quantidade de mercúrio iônico na água que provocou o aumento do mercúrio nos tucunarés da região próxima à mineração de ouro, mas sim de que nesta área existem condições mais favoráveis para a metilação do mercúrio iônico bivalente do que no lago Maicá em Santarém, parece ser pouco provável, pois tanto a água do rio Tapajós como a água do lago Maicá são classificadas como águas claras, que se caracterizam por ter um pH entre neutro e ácido, baixo teor de constituintes orgânicos e inorgânicos dissolvidos, e relativamente rica em óxidos de ferro (SIOLI, 1984).

Atividades de mineração do ouro foram responsáveis pela liberação de cerca de 2.000 a 3.000 toneladas de mercúrio entre 1980 e 2000 (MALM, 1998). Isto representa 70 a 130 toneladas por ano (LACERDA e SALOMONS, 1998). Dessas, mais de 50% foram usadas em garimpos localizados na bacia do rio Tapajós no estado do Pará, área de mineração mais importante da parte norte da Amazônia brasileira durante o período da segunda corrida do ouro (BIDONE et al., 1997).

O mercúrio é utilizado para extrair o ouro contido em depósitos aluvionares e superficiais. As emissões de mercúrio para a atmosfera podem ocorrer através da evaporação ativa e da degasificação passiva.

Segundo estimativas feitas por Meech *et al.* (1997), 80% do mercúrio utilizado no processo de extração de ouro é liberado no processo de evaporação ativa. A evaporação ativa ocorre durante a ustulação do amálgama e durante a purificação do ouro.

A evaporação ativa ocorre basicamente no local da mineração, pois os garimpeiros geralmente não usam retortas ou outro sistema fechado para queimar o amálgama. Por outro lado, a emissão de mercúrio fruto da purificação do *bullion* acontece nas lojas de comercialização de ouro e prata, localizadas em lugares povoados.

Durante a queima e requeima do amálgama, a principal espécie de mercúrio liberada para a atmosfera é o vapor de mercúrio metálico. Produto da sua elevada pressão de vapor, o mercúrio elementar no ar está predominantemente na fase gasosa, em vez de associado a material particulado como outros metais de transição (p.ex.: Cd, Zn, Ni, Pb).

O processo de oxidação do mercúrio na atmosfera é acelerado nas nuvens na presença de ozônio e cloro, mas a redução de Hg^{2+} a Hg^0 também é um processo factível de ocorrer (SCHROEDER *et al.*, 1991).

Lindqvist e Rhode (1984) apontaram que o mercúrio pode permanecer na atmosfera por 6 a 24 meses em um clima seco. Porém, a queima de biomassa durante a época de seca, que coincide com a época de mineração, produz um incremento na concentração de ozônio na atmosfera baixa, pois a formação de Hg^{2+} na atmosfera será muito rápida durante a época de mineração (seca).

Outro importante fator que controla o tempo de residência do mercúrio na atmosfera é a concentração de partículas suspensas no ar e aerossol. Durante a queima de floresta, a carga de

material sólido suspenso no ar aumenta de 10-20 $\mu\text{g m}^{-3}$ a 700 $\mu\text{g m}^{-3}$ (ARTAXO et al., 1998). Partículas sólidas de poeira e carvão proveniente da queima de biomassa são eficientes na captura do vapor de mercúrio presente na atmosfera e também podem servir como sítios de oxidação na produção de Hg^{2+} (ARTAXO et al., 2000).

O aumento da concentração de ozônio na carga de partículas sólidas na atmosfera resultará em um curto tempo de residência do mercúrio nela, devido à rápida oxidação do mercúrio gasoso, o qual pode então ser facilmente removido pelas frequentes chuvas que ocorrem nas regiões tropicais.

Em Artaxo et al. (2000), foi feito um estudo de caracterização em grande escala da concentração atmosférica de mercúrio na bacia Amazônia. Altas concentrações de mercúrio na atmosfera foram observadas em áreas (Alta Floresta e Rondônia) onde atividades de mineração de ouro existiam no momento das amostragens. Nessas áreas, coincidentemente, também existiam elevadas quantidades de partículas de aerossol provenientes da queima de biomassa, pois estas são zonas onde ocorre a queima intensiva de biomassa a cada ano durante o período de seca (período em que foram feitas as medições). Concentrações muito baixas de mercúrio foram encontradas em áreas virgens ou prístinas da floresta amazônica.

Estes resultados sugerem que a mineração de ouro aumenta o teor de mercúrio na atmosfera e, conseqüentemente, a taxa de deposição deste, causando um aumento da concentração do mercúrio iônico bivalente nos corpos de águas próximos à área de mineração.

Outro importante resultado do trabalho de Artaxo et al. (2000) foi quantificar o mercúrio presente nos diferentes tipos de material sólido que compunham o aerossol. Isto serviu para

correlacionar o que aporta à concentração total de mercúrio na atmosfera cada uma das fontes que emitem mercúrio. Em média, 63% do mercúrio estavam associados a atividades de mineração de ouro e 31% estavam associados a partículas de aerossol produzidas durante a queima de biomassa.

Os 20% do mercúrio utilizados na extração do ouro ficam na forma de mercúrio metálico, formando pilhas de rejeito na superfície da terra, ou depositados nos sedimentos de corpos de água (passivo ambiental).

A degasificação passiva ocorre em qualquer solo ou corpo de água contaminado e, em menor escala, durante a mineração, em face das altas temperaturas nos locais de mineração nos trópicos e da elevada volatilidade do mercúrio metálico. Os rejeitos contaminados são uma fonte significativa de emissão de mercúrio por degasificação passiva para a atmosfera.

O mercúrio metálico presente na água é insolúvel e praticamente não reativo sob as condições óxicas (aeróbias) normais presentes na maioria dos ambientes aquáticos, ao menos durante décadas (FITZGERALD et al. 1991). Por isto, é pouco disponível para a captura deste por organismos vivos.

O mercúrio será incorporado ao sedimento e também permanecerá parcialmente em solução. No sedimento, ele não se associará nem com a matéria orgânica, nem com a argila mineral que conformam os sedimentos. Ademais, no ambiente aquático, o mercúrio será transformado (parcialmente) em metilmercúrio. O destino do mercúrio metálico, uma vez introduzido no ambiente aquático, dependerá das características da água que o recebe (pH, potencial redox do meio aquático, teor de matéria orgânica) (LACERDA E SALOMONS, 1998).

O mercúrio tem de ser oxidado para ser mais solúvel em água. Por exemplo, formar espécies ou complexos de Hg^{2+} que são

mais reativas do que o mercúrio metálico. As reações de formação do metilmercúrio são mais rápidas quando existem compostos de Hg^{2+} (BISOGNI e LAWRENCE, 1975).

A concentração de mercúrio nos tucunarés aumentou nas duas regiões estudadas no período de 1992 a 2001. Estes resultados evidenciam que, ao menos uma das variáveis que influenciam o processo de metilação do mercúrio iônico bivalente foi positivamente afetada, aumentando a biodisponibilidade do metilmercúrio no ambiente amazônico e a bioacumulação nos organismos que habitam a água. Para encontrar as verdadeiras causas responsáveis por esse aumento, as variáveis que controlam o processo de metilação devem ser estudadas em profundidade. Considerando que a partir do ano de 1992 as práticas de mineração informal de ouro na Amazônia caíram drasticamente, deve se admitir que outras fontes de entrada de mercúrio, diferentes da mineração, existiram durante o período de 1992 a 2001. A diminuição da produção de ouro informal foi devida principalmente à queda dos preços internacionais do metal, à contínua exaustão dos depósitos superficiais e à maior diligência na aplicação da lei ambiental, especialmente no que diz respeito à implementação de ações mais incisivas do governo, direcionadas à prevenção dos riscos e minimização dos custos associados com a contaminação por mercúrio (TRINDADE e BARBOSA 2002).

De acordo com os resultados, é evidente que ao menos uma das variáveis que influenciam o processo de metilação está positivamente afetada, aumentando a biodisponibilidade do metilmercúrio e a bioacumulação nos organismos que habitam a água. Para encontrar as causas verdadeiras responsáveis pelo aumento da biodisponibilidade do metilmercúrio no ambiente amazônico, as variáveis que controlam o processo de

metilação do mercúrio iônico bivalente devem ser estudadas em profundidade.

Podemos julgar que outra ou outras fontes de entrada de mercúrio na Amazônia, diferentes da mineração de ouro, existiram durante o período de 1992 a 2001.

As principais fontes, hoje, que liberam mercúrio na Amazônia, possivelmente são: a liberação de mercúrio a partir da biomassa e dos solos durante a queima de floresta, a liberação de mercúrio a partir do passivo ambiental deixado na água e no solo pela mineração de ouro durante anos. Ademais, os solos ferralíticos dessa região contêm quantidades apreciáveis de mercúrio, e a erosão destes solos, depois do desmatamento e do plantio, promove a lixiviação do metal acumulado neste compartimento ambiental para os corpos de água (ROULET e LUCOTTE, 1995).

Em Veiga et al. (1994), discute-se a emissão de mercúrio produto da queima de biomassa na bacia amazônica. Estimou-se que grandes quantidades de mercúrio, por esta via, são emitidos para a atmosfera, aproximadamente 90 t por ano. Os autores consideram que 0,05 ppm é o nível natural de mercúrio na vegetação, e que a liberação do mercúrio durante a queima da biota que se encontra acima do nível do solo (ou seja, árvores e outras plantas, e não matéria orgânica que fica se decompondo na superfície do solo) ocorre com uma eficiência de 90%.

O problema dos incêndios na Amazônia começa com a grande utilidade do fogo para a conversão da floresta em agricultura e para o controle de plantas invasoras. O fogo é tão útil que representa um componente inseparável da expansão das fronteiras agrícolas. A queimada é utilizada como o método mais barato para fertilizar o solo de novas áreas agrícolas (NEPSTAD et al., 1999).

O fogo torna-se um grande problema, especialmente quando as queimadas, realizadas com o objetivo de converter a floresta em lavouras ou pastagens ou de controlar a proliferação de plantas invasoras, escapam do controle e queimam o que não era desejado. Estas queimadas acidentais ocorrem com frequência nas fronteiras de ocupação da Amazônia e causam extensos prejuízos ecológicos e econômicos. Vários fatores contribuem para a maior ocorrência desses incêndios. Por exemplo, as queimadas intencionais são usualmente promovidas no final da estação seca, quando as lavouras são mais fáceis de queimar e as florestas estão mais vulneráveis (NEPSTAD et al., 1999).

O poderoso evento *El Niño* de 1997 e 1998 provocou uma das piores secas na Amazônia durante a estação seca de 1997, e uma precipitação abaixo da média no ano seguinte. Esta redução acentuada das chuvas secou os solos de grandes áreas de floresta e criou um enorme potencial para a ocorrência de incêndios florestais rasteiros durante a estação seca de 1998 (NEPSTAD et al., 1999).

O problema dos incêndios é particularmente difícil de ser resolvido, uma vez que é resultado de uma complexa interação de fatores biofísicos e socioeconômicos presentes nas fronteiras de ocupação. O uso do fogo está profundamente arraigado na cultura da Amazônia. A queimada é o método mais eficiente para um agricultor ou fazendeiro conter a floresta e mantê-la distante. É particularmente difícil manter o fogo sob controle nas regiões onde ocorrem secas sazonais e que coincidem com as áreas de colonização onde praticamente todos os tipos de uso da terra aumentam a inflamabilidade dos ecossistemas. Para o governo, é difícil regulamentar as queimadas, uma vez que estas acontecem de modo rápido em regiões isoladas, o que torna difícil identificar como se iniciaram, quais os

prejuízos causados e quem são os responsáveis por eventuais danos às propriedades e aos ecossistemas (NEPSTAD et al., 1999).

O problema dos incêndios acidentais na Amazônia pode piorar nos próximos anos. Os eventos *El Niño*, que estão associados a secas severas em grande parte da região, têm sido mais frequentes e intensos nos últimos vinte anos. Um grupo de climatologistas concluiu recentemente que a maior frequência desses eventos está associada ao acúmulo de dióxido de carbono na atmosfera (TRENBERTH e HOAR, 1997) e poderia, portanto, representar o início de um cenário climático de longo prazo. A redução das chuvas na região é um dos efeitos previstos do desmatamento em larga escala na Amazônia (NOBRE et al., 1991; SHUKLA et al., 1990).

Qualquer uma dessas tendências exacerba o problema do fogo e aumenta a suscetibilidade das florestas, das pastagens e das plantações a incêndios destrutivos (NEPSTAD et al., 1999).

4.1 | Modelo de Bioacumulação de Mercúrio

O modelo de balanço de massa de Trudel, empregado neste trabalho, é especialmente sensível a parâmetros como: concentração de mercúrio no alimento; eficiência com que é absorvido o mercúrio contido no alimento; taxa de eliminação de mercúrio e taxa de consumo de alimento, o que indica a importância de estimar com exatidão estes parâmetros (NORSTROM et al., 1976; RODGERS, 1994; POST et al, 1996).

Estimativas exatas da taxa de consumo de alimento são requeridas para prever adequadamente a concentração de mercúrio a partir do modelo de balanço de massa.

Em estudo desenvolvido por Trudel e Rasmussen (2001), sugere-se que os modelos bioenergéticos que utilizam parâmetros derivados de experimentos de laboratório podem não ser apropriados para estimar taxas de consumo de alimento porque o valor do metabolismo ativo obtido em ensaios de laboratório não reflete a componente ativa do metabolismo do peixe em seu habitat natural.

Também neste trabalho, mostrou-se que a concentração de mercúrio nos peixes, estimada a partir do modelo de balanço de massa para o mercúrio, estava fortemente influenciada pela escolha no valor do metabolismo ativo usado para estimar a taxa de consumo de alimento do peixe no modelo bioenergético.

O metabolismo ativo é geralmente determinado em experimentos feitos em laboratório e usualmente suposto constante para todos os indivíduos que compõem uma população. Em contraste, Boisclair e Leggett (1989) mostraram que a componente ativa do metabolismo pode variar quatro ordens de grandeza entre populações da mesma espécie.

Rowan e Rasmussen (1996) indicaram que o metabolismo ativo era geralmente maior para peixes adultos do que para jovens e tende a ser maior que os valores tipicamente admitidos nos modelos bioenergéticos.

Os modelos bioenergéticos podem, às vezes, estimar com precisão as taxas de consumo de alimento de peixes quando utilizam valores de metabolismo ativo determinados em laboratório. No entanto, não é possível saber quando funcionará adequadamente um modelo bioenergético que utiliza parâmetros determinados em laboratório. Por isto, a menos que existam disponíveis medições diretas de metabolismo ativo para os peixes num sítio específico, as estimativas de concentração, obtidas a partir do modelo de balanço de massa para um de-

terminado poluente acoplado a um modelo bioenergético que utiliza parâmetros derivados de ensaios de laboratório, devem ser interpretadas cautelosamente.

Neste trabalho, devido à falta de parâmetros bioenergéticos dos tucunarés, foi necessário usar dados bioenergéticos de outras espécies similares. Isto constitui outra fonte de erro no cálculo das taxas de consumo de alimento. No entanto, para diminuir o erro que acarreta esta estratégia, foram escolhidas espécies similares e seguidos critérios adequados para a escolha da espécie substituta.

A taxa do metabolismo em repouso da espécie tilápia de Moçambique (*Oreochromis mossambicus*) foi adotada porque Tilápia e tucunarés pertencem à mesma família. Uma boa estimativa do coeficiente e o expoente da função alométrica que relaciona o metabolismo com a massa (Equação 10) é necessária, pois os modelos bioenergéticos são muito sensíveis a estes parâmetros (KITCHELL et al., 1977).

Como um múltiplo fixo da atividade metabólica, foi usado o valor determinado para a espécie donzela do rio (*Lota lota*) em Pääkkonen et al. (2003). Esta espécie tem um padrão de comportamento no ambiente similar ao do tucunaré (espécies sedentárias, ou seja, que não realizam grandes migrações).

O metabolismo ativo pode ser calculado a partir de uma relação alométrica ($ACT^o = W^n$), onde o coeficiente n pode tomar vários valores entre zero e uno. Neste tipo de enfoque, o metabolismo ativo aumenta com o aumento da massa do peixe, o que está em concordância com Rowan e Rasmussen 1996. Esta aproximação parece ser mais realista do que utilizar um múltiplo fixo do metabolismo em repouso. Aplicando a relação alométrica para diferentes valores de expoente (n), Trudel e

Rasmussen 2001 obtiveram melhores estimativas da bioacumulação de mercúrio para perca amarela do rio Ottawa.

Beamish (1974) determinou que o valor das ações dinâmicas específicas (R_{sda}) para peixes piscívoros corresponde a 17% da energia assimilada ($I - F$), e que essa proporção seria relativamente independente da temperatura e do tamanho da refeição. Assim, o valor do coeficiente das ações dinâmicas (sda) empregado no presente estudo foi 0,17.

Brett e Groves (1979), compilando diversos estudos sobre a utilização da energia por peixes carnívoros, constataram que da energia que estes peixes adquirem do alimento, são usadas frações similares da energia total para o crescimento, o metabolismo e são eliminadas nos processos de excreção e ejeção. Recentemente, esta abordagem foi igualmente sugerida por Kitchell (2004).

Como não há conhecimento da existência de determinações de valores de taxas de excreção e ejeção para o tucunaré, nem de coeficientes de ejeção e excreção, com base nas pesquisas anteriormente mencionadas, no presente estudo foram empregados dados da literatura para outras espécies carnívoras, cujos valores são semelhantes entre si.

A taxa de eliminação de mercúrio foi determinada a partir do modelo empírico desenvolvido por Trudel e Rasmussen (1997). Esse modelo pode explicar a maior parte das variações associadas com as taxas de eliminação de mercúrio, podendo ser aplicado para peixes com massas entre 8 g e 18,5 kg (TRUDEL e RASMUSSEN, 2001). A taxa de eliminação de mercúrio está relacionada à massa e à temperatura, mas é considerada independente da carga de mercúrio no peixe, pois não foi encontrada nenhuma relação de dependência entre ambas as variáveis.

A principal desvantagem do modelo de balanço de massa para o mercúrio é a sensibilidade à concentração de mercúrio no alimento. O modelo requer, portanto, uma descrição adequada da dieta do peixe e a determinação direta de mercúrio no conteúdo estomacal dele. Se o tipo de presa e o seu respectivo grau de contaminação variarem sazonalmente, pode ser necessária a realização de várias coletas durante o ano.

A principal dificuldade em estimar a concentração de mercúrio no alimento (*Cd*) com precisão reside em uma descrição exata da dieta do peixe, principalmente em se tratando de peixes tropicais. A dieta dos peixes é tipicamente determinada pelo exame do conteúdo estomacal.

É conhecido que o hábito alimentar dos peixes vai depender da razão demanda de alimento/fornecimento de recursos, a qual pode estar influenciada pela sazonalidade e o habitat heterogêneo no clima tropical (JEPSEN et al., 1997).

Para conseguir uma boa descrição da dieta a partir do conteúdo estomacal, é necessário coletar os peixes em várias épocas do ano, pois a dieta pode variar com a fase hidrológica que o sistema aquático esteja atravessando, i.e., com a disponibilidade de presas. Esta abordagem requer uma amostragem intensiva no campo.

Neste trabalho não foi realizado um estudo do conteúdo estomacal dos tucunarés, o que é fundamental para determinar a concentração de mercúrio no alimento e repercutiria muito favoravelmente no cálculo da concentração de mercúrio nos tucunarés a partir do modelamento matemático.

Produto disto, uma importante revisão do hábito alimentar do peixe de interesse teve que ser feita. Apesar da extensa revisão bibliográfica sobre o assunto, poucos trabalhos relacionados com este tema foram achados na literatura.

O estudo do conteúdo estomacal de três espécies de tucunaré sugeriu que estes peixes têm certa preferência por espécies de caracídeos de pequeno porte, alimentando-se também de silurídeos e perciformes (ciclídeos) (WINEMILLER et al., 1997).

De acordo com Jepsen et al. (1997), em estudos relacionados com o hábito alimentar de espécies que habitam o rio Cinaruco, na Venezuela, a principal presa consumida pelos tucunarés, durante o período de subida das águas, foi o peixe migratório detritívoro *Semaprochilodus kneri*.

Juntando a informação do hábito alimentar apresentada anteriormente com os dados de concentração de mercúrio disponíveis para várias espécies de peixes coletadas na mesma região em que foram coletados os tucunarés, decidiu-se considerar, para o presente estudo, que o peixe jaraqui (*Semiprochilodum brama*) é uma espécie com elevado potencial a ser consumido pelo tucunaré. O jaraqui é um caracídeo igual ao *Semaprochilodus kneri* e muito similar a esse.

A concentração de mercúrio determinada nele foi utilizada neste trabalho como o parâmetro “concentração de mercúrio no alimento” (Cd).

Apesar de ter sido necessário considerar que os tucunarés se alimentam somente desta espécie, isto é uma aproximação, pois é sabido que os tucunarés são peixes oportunistas, ou seja, têm um hábito alimentar variado e que pode mudar em dependência das disponibilidades de presas que existem num determinado momento e espaço (NOVOA et al., 1989; GIL et al., 1993).

As concentrações de mercúrio no alimento (jaraqui), usadas no presente estudo, foram determinadas por Castilhos et al. (1998). Esses autores mediram o teor de mercúrio em várias espécies

de peixes nos mesmos locais em que habitavam os tucunarés coletados no ano de 1992.

No presente estudo, foi suposto que o coeficiente de assimilação é igual a 0,8, e que o mesmo não varia com a idade do peixe. Esse é o valor mais frequentemente usado na literatura para peixes piscívoros (NORSTROM et al., 1976; TRUDEL e RASMUSSEN, 2001; TRUDEL et al., 2000).

Todavia, apesar de todas as numerosas e necessárias aproximações realizadas no trabalho, para uma concentração no alimento igual Cd_{maior} , o erro médio percentual das estimativas da concentração do mercúrio nos tucunarés, coletados em 1992 (Tabela 3), é comparável às incertezas associadas com a determinação da taxa de consumo do alimento para peixes, tipicamente 15 – 25% (BOISCLAIR e LEGGETT, 1988; TRUDEL e BOISCLAIR, 1993; TRUDEL et al., 2000). Isto sugere que uma estimativa relativamente precisa da taxa de consumo do alimento para os tucunarés foi obtida com os parâmetros usados no modelo bioenergético.

Para as duas coletas feitas em 2001, os erros médios percentuais observados para Cd_{maior} são muito maiores do que os valores dos erros médios percentuais da modelagem dos peixes coletados no ano de 1992. Isto é devido, possivelmente, a uma estimativa pobre da concentração do mercúrio no alimento. Cabe lembrar que as concentrações do mercúrio nos jaraquis (presa do tucunaré), coletados em 1992, foram usadas nos cálculos dos peixes capturados em 2001. Um aumento da concentração de mercúrio no alimento de 1992 a 2001 é esperado, já que o nível da contaminação dos tucunarés teve aumento neste período de nove anos, e sabe-se que o alimento é a fonte principal de entrada de mercúrio no peixe.

É importante destacar que, apesar das aproximações, se a faixa de concentrações observadas for comparada com a faixa de concentrações que o modelo oferece, pode-se dizer que estes dois valores são da mesma ordem de grandeza.

Foi comprovado por Trudel e Rasmussen (2001) que o modelo de balanço de massa do mercúrio oferece estimativas muito exatas da concentração de mercúrio ($1\% < \%E < 2\%$). Estes resultados foram obtidos com peixes criados em laboratório. A concentração de mercúrio no alimento era conhecida com exatidão, como também a taxa de consumo de alimento. Isto demonstrou que o modelo de balanço de massa criado por Trudel descreve cabalmente o processo de bioacumulação de mercúrio nos peixes estudados por ele. Ou seja, quando são precisas as taxas de consumo de alimento e a concentração de mercúrio no alimento do peixe estudado, o modelo de balanço de massa de Trudel é comprovadamente eficiente na predição de concentrações de mercúrio no alimento.

Na medida em que parâmetros fundamentais como: concentração de mercúrio no alimento, metabolismo em repouso e metabolismo ativo sejam mais bem representados, a modelagem ganhará em precisão. Nestes parâmetros, possivelmente encontram-se as principais fontes de erro do modelo.

O principal valor deste trabalho não está na melhor ou pior estimativa que o modelo foi capaz de oferecer, mas no fato de ter sido o primeiro trabalho, feito no Brasil, que estuda a bioacumulação de mercúrio em peixes a partir de uma abordagem matemática. Também é de mérito sinalar que, devido à falta dos dados necessários, foi indispensável um estudo minucioso da bibliografia e da bioenergética do peixe para poder se chegar às bases que serviram de diretrizes na escolha das outras espécies de peixes dos quais foram pegos “emprestados” os parâmetros utilizados na modelagem do tucunaré.

Finalmente, pode ser dito que para se utilizar o modelo de balanço de massa e bioenergético como ferramenta para o estudo da bioacumulação de mercúrio e para a gestão ambiental de ecossistemas aquáticos potencialmente contaminados com mercúrio, deve-se melhorar as estimativas dos parâmetros utilizados, principalmente o múltiplo do metabolismo ativo (ACT), o coeficiente e expoente da função alométrica do metabolismo em repouso (Ar , Br) e a concentração de mercúrio no alimento (Cd).

5 | CONCLUSÕES

Neste trabalho foram comparados os teores médios de mercúrio em tucunarés coletados numa região onde ocorreu mineração de ouro e em outra região distante de áreas de mineração. As coletas se realizaram nos anos de 1992 e 2001.

Para um mesmo ano, os tucunarés coletados próximos à região de mineração (Itaituba-Jacareacanga) apresentaram um valor médio do teor de mercúrio superior aos dos tucunarés coletados na área distante da zona de mineração (Santarém). A acumulação de mercúrio também foi maior nos tucunarés coletados próximos aos garimpos do que nos coletados na área afastada da mineração de ouro, para um mesmo ano.

Apesar da diminuição das atividades de mineração de ouro, os tucunarés coletados na mesma região, em 2001, tiveram teores maiores de mercúrio e acumularam mercúrio mais rapidamente do que os tucunarés pescados nove anos antes.

Os resultados apresentados neste trabalho corroboraram o agravamento da contaminação por mercúrio em ambas as regiões com o passar do tempo, onde existiu um garimpo de ouro e longe deste, apesar do fato da mineração informal de ouro estar praticamente terminada.

Depois da diminuição drástica das atividades de mineração de ouro na Amazônia, outras fontes de emissão de mercúrio para o ambiente passaram a ser as principais fontes poluidoras de mercúrio.

O problema dos incêndios acidentais na Amazônia tem aumentado nos últimos anos pela maior frequência e intensidade do fenômeno *El Niño*, o qual está associado à secas severas em grande parte da região.

A redução das chuvas na região é um dos efeitos previstos do desmatamento em larga escala na Amazônia.

A consequência dessas tendências é acentuar o problema do fogo e aumentar a suscetibilidade das florestas, das pastagens e das plantações a incêndios destrutivos.

Neste trabalho, também foi estudada a dinâmica da bioacumulação de mercúrio nos tucunarés coletados, a partir da modelagem matemática.

A partir do modelo de balanço de massa de Trudel para o mercúrio acoplado com um modelo bioenergético, estimou-se a variação da concentração de mercúrio nos tucunarés coletados.

As causas fundamentais da pouca exatidão do modelo nas estimativas da variação da concentração de mercúrio nos tucunarés foram: a utilização de parâmetros bioenergéticos de outras espécies para serem aplicados ao tucunaré; e a utilização de um valor de concentração de mercúrio no alimento pouco exato.

Na medida em que se realizem trabalhos para a determinação de parâmetros bioenergéticos em peixes da Amazônia, em conjunto com o estudo estomacal da espécie de interesse, para determinar seu hábito alimentar, resultados mais exatos da aplicação do modelo serão obtidos, e este se converterá numa ferramenta útil para o estudo da dinâmica da bioacumulação de mercúrio nos peixes da Amazônia.

Outra interessante utilidade que podem oferecer estes modelos acoplados é a de calcular o valor de metabolismo ativo dos tucunarés ou outros peixes tropicais. Isto seria conveniente, pois são escassos ou não existem dados deste tipo para peixes tropicais. Isto seria possível se dispuséssemos de valores adequados de concentração de mercúrio no alimento

do peixe a estudar, o que deve ser feito a partir do estudo estomacal dos peixes para determinar dieta e concentração de mercúrio no alimento ingerido.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao governo brasileiro por fornecer apoio financeiro para esta pesquisa e Ysrael Marrero Vera agradece a CAPES pela bolsa concedida. Também agradecemos à Dr^a. Zuleica Castilhos – CETEM e o Dr. Paulo Sergio Souto – UFRA pelo fornecimento dos dados da concentração de mercúrio nos tucunarés.

BIBLIOGRAFIA

- ARTAXO, P., FERNANDES, E.T., MARTINS, J.V., YAMASOE, M.A., HOBBS, P.V., MAENHAUT, W., LONGO, K.M., CASTANHO, A., 1998. Large scale aerosol source apportionment in Amazonia. *Journal of Geophysical Research* 103, 31837-31848.
- ARTAXO P, CALIXTO DE CAMPOS R., FERNANDES E.T., V. MARTINS J., XIAO Z., LINDQVIST O., FERNANDEZ-JIMENEZ M.T., MAENHAUT W., 2000. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atm. Environment*, 34, n.24, p. 4085-4096.
- BEAMISH, F.H., 1974. Apparent specific dynamic action of largemouth bass, *Micropterus salmoides*. *J Fish Res Board Can*, 31:1763-1769.
- BIDONE, E.D., CASTILHOS, Z.C., SOUZA, T.M.C. and LACERDA, L.D., 1997. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós river basin, Pará State, Amazon, Brazil: a screening approach. *Bull Environ Contam Toxicol*, 59:194-201.
- BISOONI, J.J. and LAWRENCE, A.W., 1975. Kinetics of Mercury Methylation in Aerobic and Anaerobic Aquatic Environments. *J. Water Pollution Control Fed.*, v.47, n.1, p.135-152.
- BOISCLAIR, D., and LEGGETT, W.C., 1988. An in situ experimental evaluation of the Elliot and Pearsson the Eggers model for estimating fish daily ration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 457-467.
- BOISCLAIR, D. and LEGGETT, W.C., 1989. The importance of activity in bioenergetic models applied to actively foraging fishes. *Can J Fish Aquatic Sci*, 46:1859-1867.
- BRETT, J. R. and GROVES, D. D. Physiological energetics. W. S. Hoar, D. J. Randall, and J. R. Brett, Ed. *Fish physiology*, v. 8. Academic Press. New York, 1979.
- CAMPOS, R.C. and CURTIS, A.J., 1990. Riscos e consequências do uso de mercúrio. Seminário Nacional FINEP, Rio de Janeiro, Brazil, 110-134.

- CASTILHOS, Z.C., BIDONE, E.D. and LACERDA, L.D., 1998. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós river region, Amazon. *Bull Environ Contam Toxicol*, 61:202-209.
- CCME, 2000. Methylmercury: Canadian tissues residues guideline for the protection of wildlife consumers of aquatic biota. Environment Canada, Ottawa, ON, Canada.
- FITZGERALD, W.F., MASON R.P., VANDAL, G.M., 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water Air Soil Poll*, 56: 745-767.
- GIL C. E., J. ANDRADA, E. MENDEZ and SALAZAR, J. M. Estudio preliminar sobre alimentación en cautiverio y contenido estomacal de *Cichla temensis* del embalse Guri, Estado Bolívar, Venezuela. *Natura*. v. 96, p. 42-47, 1993.
- GILL, G.A. and BRULAND, K.W., 1990. Mercury speciation in surface fresh water systems in California and others areas. *Environ Sci Technol*, 24:1392-1400.
- GRANDJEAN, P. et al. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology*. v.19, n.6, p. 417- 428, nov. 1997.
- JEPSEN, D.B., et al. Temporal patterns of resource partitioning among *Cichla* species in a Venezuelan black-water river. *Journal of Fish Biology*, v. 51, p. 1085-1108, 1997.
- KITCHELL, J.F., STEWART, D.J. and WEININGER, D., 1977. Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J Fish Res Board Can*, 34:1922-1935.
- KITCHELL J. Fish Bioenergetics Section 1 Chapter 1. Energetics Overview. Disponível em: <http://limnology.wisc.edu/research/bioenergetics/energetics_overview.html>. Acesso em: fev. 2004.
- LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. Mercury from gold and silver mining: a chemical time bomb? Berlin: Springer-Verlag, 1998. 146p.

- LINDQVIST, O. and RHODE, H., 1984. Atmospheric mercury a review. *Tellus* 37 B: 136-159.
- MALM, O. Contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira de ouro do Rio Madeira, Amazônia. 1991. 106f. Tese de Doutorado – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- MALM, O. Gold Mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*. v. 77, n. 2, p. 73-78(6), mai. 1998.
- MEECH, J.A., VEIGA, M.M. and TROMANS, D., 1997. Mercury emissions and stability in the Amazon region. *Can Met Quart*, 36:231-239.
- NEPSTAD, D. C., A. MOREIRA e A. A. ALENCAR. 1999. A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Brasília, Brasil.
- NOBRE, C. A., P. J. SELLERS and J. SHUKLA. 1991. Amazonian deforestation and regional climate change. *Journal of Climate* 4: 957 - 988.
- NORSTROM, R.J., MCKINNON, A.E. and FREITAS, A.S.W., 1976. A bioenergetic based model for pollutant accumulated by fish: Simulation of PCB and methylmercury residue levels in Ottawa River. *J Fish Res Board Can*, 33:248-267.
- NOVOA, D. F. et al. 1989. La ictiofauna del lago de Guri: composición, abundancia y potencial pesquero . II. Evaluacion del potencial pesquero del lago de Guri y estrategias de ordenamiento pesquero. *Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* v. 49, p.159-197.
- PÄÄKKONEN, J.P.J., TIKKANEN, O. and KARJALAINEN, J., 2003. Development and validation of a bioenergetics model for juvenile and adult burbot. *J Fish Biol*, 63:956-969.
- PORCELLA, D. Mercury in the environment: Biogeochemistry. In: WATRAS, C.J.; HUCKABEE, J.W. (eds.) *Mercury pollution: Integration and synthesis*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 3-19.

- POST, J.R., VANDENBOS, R. and MCQUEEN, D.J., 1996. Uptake rates of food-chain and waterborne mercury by fish: field measurements, a mechanistic model, and an assessment of uncertainties. *Can J Fish Aquatic Sci*, 53:395-407.
- RODGERS, D.W. You are what you eat and a little bit more: bioenergetics-based models of methylmercury accumulation in fish revisited. In C.J. Watras and J.W. Huckabee, *Mercury Pollution Integration and Synthesis*, Lewis Publishers, Boca Raton: p. 427-439, 1994.
- ROULET, M. and LUCOTTE, M., 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water Air Soil Pollut*, 80:1079-1088.
- ROULET, M., LUCOTTE, M., RHEAULT, I. and GUIMARÃES, J.R.D., 2000. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonian River and its floodplain, Tapajós River, Brazil. *Sci Total Environ*, 261:43-59.
- ROWAN, D. J. and RASMUSSEN, J. B. 1996. Measuring the bioenergetic cost of fish activity in situ using a globally dispersed radiotracer (^{137}Cs). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 734–745.
- RUFFINO, M.L. and ISAAC, V.J., 1995. Life cycle and biological parameters of several Amazon fish species. *ICLARM Quart*, 18:41-45.
- SCHROEDER, W.; YARWOOD, G.; NIKI, H., 1991. Transformation Processes Involving Mercury Species in the Atmosphere - Results from a Literature Survey. *Water, Air and Soil Pollution*, v.56, p.653-666.
- SHUKLA, J., C. A. NOBRE e P. SELLERS. 1990. Amazon deforestation and climate change. *Science* 247: 1322 - 1325.
- SIOLI, H. The Amazon Limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin. Dordrecht: W. Junk Publishers, v. 4, p.15-46, 1984.
- SOUTO, P.S., 2004. Risco ecológico associado a contaminação mercurial em ecossistemas aquáticos da Amazônia: região do rio Tapajós, Estado do Pará, Brasil - Caracterização através de

biomarcadores no gênero *Cichla* (tucunarés). D.Sc. Thesis Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, Brazil, 158p.

TRENBERTH, K. E. and T. J. HOAR. 1997. El Niño and climate change. *Geophysical Research Letters* 24 (23): 3057 - 3060.

TRINDIDA, R.B.E.; BARBOSA FILHO, O. (ED.) *Extração de Ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente*. Rio de Janeiro: CETEM – Centro de Tecnologia Mineral, 2002. 322p, 2002.

TRUDEL, M. and BOISCLAIR, D. An in situ evaluation of the day-to-day variation in the quantity of food consumed by fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. v. 50, p. 2157-2165, 1993.

TRUDEL, M. and RASMUSSEN, J.B., 1997. Modeling the elimination of mercury by fish. *Environ Sci Technol*, 31:1716-1722.

TRUDEL, M., TREMBLAY, A., SCHETAGNE, R. and RASMUSSEN, J.B., 2000. Estimating food consumption rates of fish using a mercury mass balance model. *Can J Fish Aquatic Sci*, 57:414-428.

TRUDEL, M. and RASMUSSEN, J.B., 2001. Predicting mercury concentration in fish using mass balance models. *Ecol Applic*, 11:517-529.

ULLRICH, S.M., TANTON, T.W. and ABDRAHITOVA, S.A., 2001. Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors affecting Methylation. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 31:241-293.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP). 22nd session of the UNEP Governing Council. *Global Mercury Assessment Report*. Disponível em: <<http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/GMA-report-TOC.htm>>. Acesso em: dez. 2003.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). *Mercury study report to congress*. EUA, 1997. Disponível em: <<http://www.epa.gov/airprog/oar/mercury.html>>. Acesso em 2004.

VEIGA, M.M., MEECH, J.A., ONATE, N., 1994. Mercury pollution from deforestation. *Nature* 368, 816}817.

- WHO, 1990. Methylmercury in environmental health criteria 101. Geneva: World Health Organization, 19.
- WINBERG, G.G., 1960. Rate of metabolism and food requirements of fishes. Belorussian University – Minsk. Translated from Russian. Fish Res Board Can Trans Series 1960, 194.
- WINEMILLER, K.O. et al. Ecology of Cichla (Cichlidae) in two blackwater rivers of southern Venezuela. Copeia, (4): 690-696, 1997.

SÉRIES CETEM

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

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

Últimos números da Série Gestão e Planejamento Ambiental

SGPA-07 - **Metodologia de Aplicação do Geoprocessamento na Avaliação da Contaminação de Metal Pesado em Solo: Estudo de Caso em Área Confinada de Indústria.** Luzia Alice Ferreira de Moraes, Ronaldo Luiz Correa dos Santos e Luis Gonzaga dos Santos Sobral, 2006.

SGPA-06 - **Avaliação do Uso do Solo no Entorno da UHE de Porto Primavera Utilizando o Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto.** Luzia Alice Ferreira de Moraes, Ronaldo Luiz Correa dos Santos, Edvard Elias de Souza Filho e Luis Gonzaga dos Santos Sobral, 2006.

SGPA-05 - **Orientação Básica para Planejamento de Ações Preventivas em Sistemas de Gestão.** Gustavo Henrique de Souza Araújo, Josimar Ribeiro de Almeida, Bianca Mendes Longo, Laís Alencar de Aguiar e Roberto de Barros Emery Trindade, 2006.

INFORMAÇÕES GERAIS

CETEM – Centro de Tecnologia Mineral

Avenida Pedro Calmon, 900 – Cidade Universitária

21941-908 – Rio de Janeiro – RJ

Geral: (21) 3867-7222 - Biblioteca: (21) 3865-7218 ou 3865-7233

Telefax: (21) 2260-2837

E-mail: biblioteca@cetem.gov.br

Homepage: <http://www.cetem.gov.br>

NOVAS PUBLICAÇÕES

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

Solicita-se permuta.

We ask for interchange.