

©Copyright, 2006. Todos os direitos são reservados. Será permitida a reprodução integral ou parcial dos artigos, ocasião em que deverá ser observada a obrigatoriedade de indicação da propriedade dos seus direitos autorais pela INTERFACEHS, com a citação completa da fonte. Em caso de dúvidas, consulte a secretaria: interfacehs@interfacehs.com.br

MERCÚRIO NOS PEIXES DO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA BRASILEIRA

D. Sampaio da Silva¹, M. Lucotte¹, M. Roulet², H. Poirier¹, D. Mergler¹ e M. Crossa³.

¹Universit  du Québec, Montreal, Canadá; ²Institut de Recherche pour le Développement, La Paz, Bolívia;
³Instituto de Pesquisa da Amazônia, Santarém, Brasil.

RESUMO

Foram estudadas as concentra es de mercúrio total (Hg), a bioacumula o e a biomagnifica o desse metal na ictiofauna de três lagos do rio Tapajós. Além disso, uma aten o especial foi dada às possíveis varia es temporal e espacial dos níveis desse metal na ictiofauna. Os resultados prov m de duas amostragens correspondentes   cheia (abril-maio/2000) e   enchente do rio (janeiro/2001). A biomagnifica o do Hg na cadeia trófica dos três lagos foi identificada durante os dois períodos analisados. No período das chuvas, 31% dos peixes predadores apresentaram concentra es superiores ao valor crítico de 500 ng/g, contra 28% durante a enchente. São raramente observadas correla es do tipo linear ou curvilinear positiva entre as concentra es de Hg do tecido muscular e o comprimento total dos peixes. Várias espécies de importância comercial não apresentaram nenhuma varia o nas concentra es de Hg com o aumento do comprimento do peixe. Outras correla es, do tipo linear negativa e não linear positiva e negativa do Hg ao longo do desenvolvimento dos peixes, foram igualmente identificadas. Nossos dados sugerem que as concentra es de Hg possam variar sazonalmente. Nenhuma varia o espacial das concentra es de Hg foi observada na maioria das espécies estudadas. De acordo com a presente pesquisa,   importante que os diferentes modos de acumula o do Hg pelos peixes, bem como eventuais varia es espaço-temporais dos níveis desse metal, sejam considerados no momento em que medidas de interven o/educa o visando informar as popula es expostas forem empreendidas.

Palavras-chave: Amazônia; peixe; mercúrio.

INTRODUÇÃO

A presença do mercúrio (Hg) em vários compartimentos dos ecossistemas aquáticos constitui um problema cada vez mais preocupante na bacia amazônica. Os primeiros estudos sobre essa problemática datam de mais ou menos duas décadas. Duas principais fontes são reconhecidas como responsáveis por essa contaminação: os garimpos de ouro (MARTINELLI et al., 1988; MALM et al., 1990; LACERDA e SALOMONS, 1991; PFEIFFER et al., 1991; PFEIFFER et al., 1993) e a agricultura do tipo corte e queima (ROULET et al., 1998a; 1998b, FARELLA et al., 2001, FARELLA, 2005). Diversas pesquisas realizadas com populações ribeirinhas da Amazônia revelaram que o peixe constitui um elemento importante no regime alimentar desse grupo. Enquetes realizadas nas proximidades da área do presente estudo mostraram que 100% das pessoas questionadas consomem peixe (LEBEL et al., 1997; DOLBEC et al., 2001; PASSOS et al., 2001; PASSOS, 2002). Esse último autor, estudando o regime alimentar anual da população de Brasília Legal, identificou um consumo médio de oito refeições de peixe por semana. Além disso, Lebel et al. (1997) observaram que a exposição ao Hg de populações ribeirinhas do Tapajós é diretamente relacionada ao consumo de pescado. Outras pesquisas identificaram claramente, nesse mesmo grupo populacional, alterações das propriedades citogenéticas dos linfócitos e do sistema nervoso associadas à exposição mercurial crônica (LEBEL et al., 1997; 1998; AMORIM et al., 2000).

Sabe-se que uma vez que o Hg é liberado no meio ambiente, ele pode acumular-se no tecido muscular e suas concentrações aumentam em função do ganho de peso e do aumento da idade dos organismos aquáticos (Phillips et al., 1980; Lange et al., 1993; Driscoll et al., 1994; Stafford e Haines, 1997). Isso constitui o fenômeno de bioacumulação desse metal, que se explica principalmente pela grande afinidade por gorduras e proteínas e também pela baixa taxa de eliminação desse elemento (Meili, 1991). Além disso, é reconhecido que as concentrações de Hg nos organismos aumentam ao longo das cadeias tróficas (CABANA e RASMUSSEN, 1994). Na região amazônica, o processo de biomagnificação do Hg já foi várias vezes identificado (BARBOSA et al., 1995; MALM et al., 1995; SAMPAIO DA SILVA, 2002; SAMPAIO DA SILVA et al., 2005), porém pesquisas sobre a sua bioacumulação foram raramente realizadas. Roulet e Maury-Branchet (2001) observaram, pela primeira vez, em um estudo realizado com várias espécies de peixes do

Tapajós, cinco tipos de bioacumulação do Hg ao longo do ciclo de vida desses organismos. Nem os aspectos bioecológicos das espécies e nem a influência da ecologia dos ecossistemas em função do ciclo hidrológico foram considerados na maioria das pesquisas sobre a contaminação dos peixes amazônicos pelo Hg. No momento, toda e qualquer influência dessa natureza é desconhecida, tornando-se assim ainda mais difícil qualquer interpretação comparativa sobre o estado de contaminação dos peixes amostrados em diferentes ecossistemas.

A atual pesquisa fez parte de uma das temáticas da segunda fase do Projeto Caruso, financiado pelo Centre de Recherche pour le Développement International (CRDI-Canadá). Nosso objetivo foi identificar as concentrações médias de Hg nos peixes amostrados em três lagos do baixo Tapajós e estudar o processo de bioacumulação e de biomagnificação desse metal na ictiofauna. Uma atenção especial foi dada às variações espaço-temporais das concentrações de Hg, visando observar a influência desses fatores sobre a acumulação do Hg nos peixes da Amazônia.

METODOLOGIA

Este estudo foi realizado em três lagos: Bom Intento (3°58'41"S, 55°35'22"W), Cupu (4°02'07"S, 55°35'63"W) e Pereira (4°02'06"S, 55°35'64"W) (Figura 1). Esses três lagos estão localizados no baixo Tapajós e são submetidos a vários impactos antrópicos, tais como o desmatamento das matas ciliares e a agricultura tradicional do tipo derruba e queima. A principal diferença entre os lagos é o número de habitantes (População do Cupu > População do Pereira > População do Bom Intento).

No baixo Amazonas, devido à oscilação do ciclo hidrológico, é comum a identificação de dois períodos bastante marcantes e com características bem distintas ao longo do ano. Trata-se da cheia e da seca do rio. Segundo as populações locais, esse dois períodos equivalem, respectivamente, ao inverno e ao verão amazônico. Além disso, dois períodos intermediários estão também presentes e eles correspondem à enchente e à vazante do rio. Para a realização desta pesquisa, duas pescarias foram realizadas. A primeira durante a cheia (abril-maio/ 2000) e a segunda durante a enchente do rio (janeiro/2001).

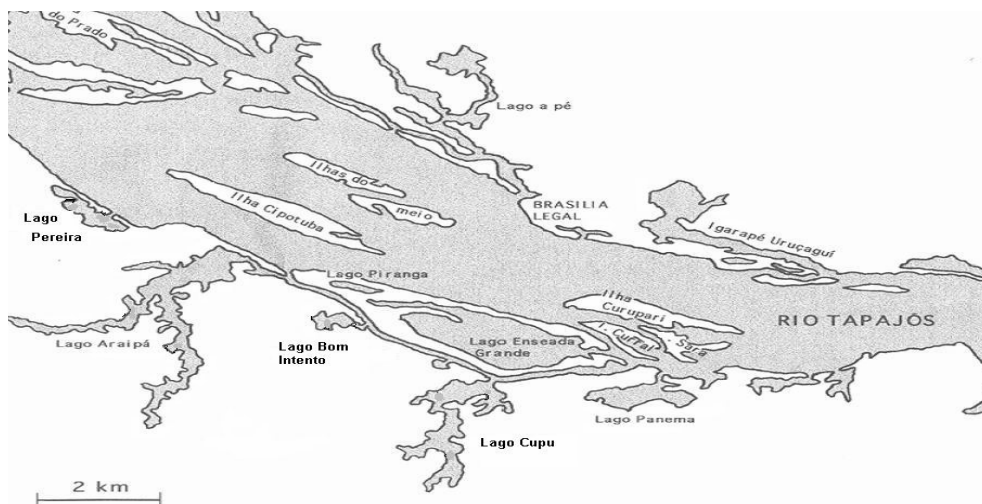


Figura 1 – Representação esquemática da área de estudo

Os três lagos apresentaram características físico-químicas similares (pH, condutividade, temperatura, transparência e oxigênio dissolvido) durante os dois períodos estudados (Peleja, 2002). O fator que mais variou entre os dois momentos foi, efetivamente, a profundidade (diferença de 2,5 metros). A amostragem dos peixes foi realizada com a utilização de malhadeiras de diversos tamanhos de malhas a fim de proporcionar a captura de espécimens de diferentes tamanhos. As espécies capturadas foram identificadas de acordo com Ferreira et al. (1998). Elas foram as seguintes: *Hypostomus emarginatus*, *Schizodon fasciatus*, *S. vittatum*, *Leporinus friderici*, *L. fasciatus*, *L. affinis*, *Cichlasoma amazonarum*, *Curimata inornata*, *Rhytiodon argenteofuscus*, *Potamorhina altamazonica*, *Geophagus proximus*, *Hemiodus unimaculatus*, *Semaprochilodus insignis*, *Raphiodon vulpinus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Serrasalmus eigenmanni*, *S. rhombeus*, *Pygocentrus nattereri*, *Pseudoplatystoma fasciatus*, *Hoplias malabaricus*, *Cichla monoculus*, *Cichla temensis*, *Cichla sp.*, *Mylossoma aureum*, *Mylossoma sp.*, *Ageneiosus brevifilis*, *Ageneiosus sp.*, *Platydoras costatus*, *Osteoglossum bicirrhosum*, *Triportheus albus*, *Satanoperca acuticeps*, *Pellona castelnaeana*, *Liposarcus pardalis*, *Crenicichla ornata*, *Metynniss argenteus*, *Catoprion mento*, *Hypophthalmus marginatus* e *Symphysodon aequifasciatus*.

Essas espécies são frequentemente consumidas pelas populações locais e estão bem distribuídas em toda a bacia amazônica. O procedimento de manipulação dos peixes foi o seguinte: identificação da espécie, registro das medidas morfométricas (peso e comprimento total), amostragem de uma porção de tecido muscular, sem pele e sem

espinhas e, finalmente, o congelamento da amostra até o momento da análise em laboratório. Foi capturado um total de 777 peixes, representando 38 espécies. Precisamente, 356 espécimens na cheia e 421 na enchente do rio. As análises das amostras provenientes da primeira pescaria experimental foram realizadas de acordo com o método de fluorescência atômica, descrito por Pichet et al. (1999), no laboratório da Universidade do Québec em Montréal. Enquanto o procedimento analítico para a determinação do Hg total nos peixes capturados durante a segunda pescaria ocorreu por absorção atômica, de acordo com o método descrito por Akagi et al. (1995), no laboratório do Cohema, no Instituto Evandro Chagas em Belém. Um exercício de inter-calibração entre os laboratórios foi realizado para que as concentrações fossem obtidas de maneira compatível entre os dois laboratórios. Nesse exercício, 47 amostras de peixe foram analisadas em ambos os laboratórios e um fator de correlação (r^2) de 95% foi obtido ($p < 0,0001$). Visando exprimir os valores segundo um método comum, o fator de correção seguinte UQAM = (Cohema – 4,243)/1,25), proveniente da regressão desse exercício, foi aplicado nas concentrações obtidas no laboratório do Cohema.

Tendo em conta a variação das espécies de peixes capturadas de acordo com o ciclo hidrológico e/ou a localização dos ecossistemas estudados, a definição de espécies-chave foi necessária para o estudo das variações temporais e espaciais das concentrações de Hg. Na primeira análise, o critério estabelecido na seleção das espécies-chave foi a sua presença no mesmo lago nos dois momentos estudados, enquanto que, para a análise da variação espacial, o critério foi a presença nos três lagos (ou às vezes somente em dois lagos) durante os dois períodos de coleta. Para a validação estatística da variação temporal das concentrações de Hg nos peixes amostrados nos três lagos, os testes de Student e Mann-Whitney foram aplicados. Para a maioria das espécies estudadas, as condições de aplicação de um teste paramétrico não foram respeitadas, de modo que os valores de p apresentados na Tabela 7 resultam de uma análise não paramétrica. O método paramétrico foi aplicado somente em três espécies (*H. unimaculatus* – Lago Bom Intento; *S. fasciatus* e *P. squamosissimus* – Lago Pereira). As concentrações foram julgadas estatisticamente diferentes de um período de coleta a outro quando $p < 0,05$. Para testar a variação espacial das concentrações de Hg das espécies presentes nos três ecossistemas, o teste de Kruskal-Wallis foi realizado. Nos casos em que a heterogeneidade foi evidenciada, a aplicação do teste não paramétrico de Mann-Whitney foi necessária para a identificação do grupo que se diferenciou estatisticamente dos outros.

RESULTADOS

a) As concentrações de Hg nos peixes

Somente as espécies piscívoras ultrapassaram 500 ng/g (peso úmido) de Hg, que é o limite de segurança estipulado pela OMS (Brasil, 1998; OMS, 1994). Precisamente, 12% do total dos peixes capturados apresentaram concentrações de Hg superiores a esse valor durante os dois períodos de coleta. Durante a cheia, 31% dos peixes piscívoros (n=137) apresentaram concentrações acima de 500 ng/g, contra 28% dos piscívoros (n=184) na época da enchente do rio. As concentrações de Hg nos peixes dos três lagos são muito variáveis. No lago Bom Intento, elas variaram de 23 a 551 ng/g (peso úmido) durante a cheia e de 13 a 1177 ng/g na enchente (Tabelas 1 e 2). No lago Cupu, a variação foi de 22 a 819 ng/g e de 39 a 1576 ng/g nos dois respectivos períodos analisados (Tabelas 3 e 4). No lago Pereira, a variação foi, respectivamente, de 11 a 1067 ng/g e de 18 a 1267 ng/g na cheia e na enchente (Tabelas 5 e 6). As concentrações médias de Hg, por espécie e por período amostrado, de todos os peixes capturados nos três lagos são apresentadas nas Tabelas de 1 a 6.

Tabela 1 – Concentrações médias de Hg de todos os peixes capturados no Lago Bom Intento durante a cheia 2000

Espécies	(n)	Regime alimentar ^a	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)
<i>Curimata inornata</i>	03	NP	66±19	15±1,3
<i>Geophagus proximus</i>	05	NP	57±21	16,5±3,3
<i>Schizodon fasciatus</i>	02	NP	28±7	28,3±1,1
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	25	NP	58±37	21,2±1,0
<i>Catopristion mento</i>	01	NP	87	17,3
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	02	P	140±21	15,5±0,7
<i>Pygocentrus nattereri</i>	04	P	366±130	20,1±3,3
<i>Hoplias malabaricus</i>	04	P	152±81	22,8±10,0
<i>Cichla temensis</i>	02	P	129±101	28,8±2,5
<i>Cichla monoculus</i>	02	P	163±15	22,2±3,3

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

Tabela 2 – Concentrações médias de Hg de todos os peixes capturados no Lago Bom Intento durante a enchente 2001

Espécies	(n)	Regime alimentar ^a	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)
<i>Potamorhina altamazonica</i>	05	NP	31±8	17,2±1,0
<i>Curimata inornata</i>	35	NP	32±14	15,9±2,4
<i>Semaprochilodus insignis</i>	02	NP	24±6	21,2±0,0
<i>Hoplosternum litoralles</i>	01	NP	144	20,0
<i>Liposarcus pardalis</i>	07	NP	69±28	28,8±6,2
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	01	NP	15	24,0
<i>Satanoperca acuticeps</i>	05	NP	150±97	21,5±2,6
<i>Symphysodon aequifasciatus</i>	02	NP	177±84	14,4±0,8
<i>Astronotus crassipinnis</i>	01	NP	90	22,0
<i>Schizodon vittatum</i>	15	NP	48±20	27,1±2,1
<i>Schizodon fasciatus</i>	06	NP	71±54	23,0±4,5
<i>Geophagus proximus</i>	07	NP	50±29	18,9±4,3
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	12	NP	49±28	20,3±5,0
<i>Platydoras costatus</i>	01	NP	75	19,0
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	03	P	537±323	46,4±3,9
<i>Hoplias malabaricus</i>	08	P	416±168	28,6±3,5
<i>Pygocentrus nattereri</i>	08	P	405±178	19,0±2,5
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	03	P	383±483	18,0±5,8
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	04	P	272±248	15,2±1,0
<i>Cichla monoculus</i>	05	P	456±188	27,2±5,3
<i>Cichla sp</i>	04	P	236±46	24,1±2,6
<i>Raphiodon vulpinus</i>	02	P	488±140	20,5±5,0
<i>Pseudoplatystoma tigrinus</i>	01	P	376	45,5
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	07	P	331±161	25,5±2,9

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

Tabela 3 – Concentrações médias de Hg de todos os peixes capturados no Lago Cupu durante a cheia 2000

Espécies	(n)	Regime alimentar ^a	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)
<i>Curimata inornata</i>	02	NP	53±13	14,3±0,4
<i>Geophagus proximus</i>	04	NP	67±37	21,6±2,5
<i>Schizodon fasciatus</i>	12	NP	71±65	26,7±3,8
<i>Schizodon vittatum</i>	05	NP	125±92	25,1±4,8
<i>Leporinus friderici</i>	02	NP	52±22	26,8±1,8
<i>Leporinus fasciatus</i>	04	NP	148±88,4	26,1±4,9
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	17	NP	85±43	20,1±2,3
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	02	P	342±129	19,1±0,7
<i>Pygocentrus nattereri</i>	02	P	74±23	17,0±1,3
<i>Hoplias malabaricus</i>	01	P	253	25,0
<i>Cichla temensis</i>	11	P	449±155	39,1±9,8
<i>Cichla monoculus</i>	04	P	631±46	33,7±5,0
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	01	P	819	49,0
<i>Pellona castelnaeana</i>	05	P	450±84,5	31,3±6,2
Cangóia (espécie não-identificada)	03	P	435±129	31,9±3,0

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

Tabela 4 – Concentrações médias de Hg de todos os peixes capturados no Lago Cupu durante a enchente 2001

Espécies	(n)	Regime alimentar ^a	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)
<i>Potamorhina altamazonica</i>	01	NP	28	14,6
<i>Liposarcus pardalis</i>	02	NP	79±14,1	35,8±3,9
<i>Schizodon fasciatus</i>	08	NP	163±78	19,2±3,1
<i>Schizodon vittatum</i>	02	NP	236±153	21,9±0,7
<i>Leporinus affinis</i>	03	NP	117±39	24,1±1,9
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	02	NP	171±122	35,5±0,1
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	20	NP	52±21,8	15,8±3,8
<i>Metynnis argenteus</i>	02	NP	67±2,1	13,9±0,1
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	14	P	202±150	18,0±3,5
<i>Pygocentrus nattereri</i>	01	P	524	21,2
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	14	P	122±54	13,9±3,2
<i>Cichla monoculus</i>	03	P	426±49	37,4±11,0
<i>Cichla temensis</i>	08	P	490±164	35,1±11,1
<i>Cichla sp</i>	02	P	409±11,3	40,5±4,3
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	02	P	758±8,5	16,2±2,1
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	01	P	1257	52,4
<i>Pellona castelnaeana</i>	03	P	633±268	39,7±4,6
<i>Pseudoplatystoma tigrinus</i>	01	P	560	49,0
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	06	P	387±152	29,3±6,0

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

Tabela 5 – Concentrações médias de Hg de todos os peixes capturados no Lago Pereira durante a cheia 2000

Espécies	(n)	Regime alimentar ^a	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)
<i>Semaprochilodus insignis</i>	04	NP	50±31	25,7±3,7
<i>Schizodon fasciatus</i>	54	NP	54±44,5	27,7±2,2
<i>Leporinus fasciatus</i>	07	NP	130±113,6	27,3±3,0
<i>Leporinus friderici</i>	08	NP	44±14	25,0±2,2
<i>Geophagus proximus</i>	10	NP	70±38	16,6±6,1
<i>Mylossoma aureum</i>	13	NP	36±15,5	13,9±1,0
<i>Mylossoma sp</i>	15	NP	46±34	14,3±1,0
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	26	NP	55±34	21,1±3,3
<i>Triportheus albus</i>	02	NP	218±43	15,9±0,7
<i>Crenicichla sp</i>	03	P	225±79,1	24,4±7,4
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	16	P	471±117	17,0±0,8
<i>Pygocentrus nattereri</i>	10	P	317±301	19,3±3,8
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	11	P	136±249	16,3±7,3
<i>Hoplias malabaricus</i>	04	P	383±116	34,4±5,4
<i>Cichla monoculus</i>	06	P	420±189	31,7±8,7
<i>Cichla temensis</i>	08	P	346±233	28,9±8,4
<i>Raphiodon vulpinus</i>	09	P	496±238	32,7±5,7
<i>Pellona castelnaeana</i>	11	P	516±267	36,0±2,3
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	12	P	463±245	30,5±2,9
Cangóia (espécie não-identificada)	04	P	406±170	30,7±7,3

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

Tabela 6 – Concentrações médias de Hg de todos os peixes capturados no Lago Pereira durante a enchente 2001

Espécies	(n)	Regime alimentar ^a	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)
<i>Potamorhina altamazonica</i>	08	NP	28±16	13,7±2,3
<i>Curimata inornata</i>	26	NP	32±12	16,6±2,4
<i>Schizodon fasciatus</i>	04	NP	92±93	27,1±2,8
<i>Schizodon vittatum</i>	07	NP	35±23	27,8±3,2
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	12	NP	131±46	18,2±3,9
<i>Leporinus friderici</i>	04	NP	131±26	17
<i>Leporinus affinis</i>	01	NP	80	25,5
<i>Anostomoides laticeps</i>	01	NP	447	15,5
<i>Geophagus proximus</i>	05	NP	33±19	17,1±4,0
<i>Satanoperca acuticeps</i>	03	NP	38±15	19,7±4,7
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	11	NP	35±28,9	17,5±2,1
<i>Triportheus albus</i>	10	NP	153±34	8,4±0,8
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	06	P	615±251	14,9±2,3
<i>Ageneiosus sp</i>	02	P	438±175	18,7±0,2
<i>Oxydoras niger</i>	01	NP	167	43,7
<i>Platydoras costatus</i>	08	NP	180±57	14,7±3,6
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	04	P	428±340	15,8±2,5
<i>Pygocentrus nattereri</i>	05	P	419±211	18,4±4,0
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	01	P	881	22,5
<i>Hoplias malabaricus</i>	02	P	351±189	30,1±2,0
<i>Cichla monoculus</i>	01	P	381	30,0
<i>Cichla temensis</i>	01	P	115	22,5
<i>Pseudoplatystoma tigrinus</i>	03	P	371±166	46,6±7,0
<i>Raphiodon vulpinus</i>	04	P	598±399	32,2±6,1
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	51	P	373±152	28,3±4,9

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

b) A biomagnificação do Hg nos peixes dos três lagos estudados

O efeito da biomagnificação do Hg entre os peixes não predadores e predadores capturados nos diferentes ecossistemas estudados é claramente observado durante os dois períodos amostrados. Os peixes predadores (P) apresentam em média cinco vezes mais Hg que os peixes não predadores (NP).

As concentrações médias de Hg nos NP dos lagos Bom Intento, Cupu e Pereira em 2000 foram, respectivamente: 59±33,4 ng/g (19,9±2,8 cm); 82±48,6 ng/g (22,3±4,5 cm) e 60±83,2 ng/g (22,4±6,2 cm) enquanto que as concentrações médias de Hg nos P foram, respectivamente: 210±130,1 ng/g (21,8±6,4 cm); 455±195,1 ng/g (33,9±10,4 cm) e 400±228,8 ng/g (25,1±8,7 cm). Em 2001, as concentrações médias de Hg nos NP dos três

lagos acima mencionados foram, respectivamente: $80 \pm 65,0$ ng/g ($21,5 \pm 5,4$ cm); $114 \pm 90,9$ ng/g ($16,5 \pm 3,8$ cm) e $106 \pm 93,6$ ng/g ($15,8 \pm 5,1$ cm) enquanto que as concentrações médias de Hg nos P foram, respectivamente: $478 \pm 250,3$ ng/g ($24,9 \pm 8,7$ cm); $443 \pm 344,2$ ng/g ($26,9 \pm 13,9$ cm) e $521 \pm 243,8$ ng/g ($26,6 \pm 7,8$ cm). Os dados entre parênteses representam os comprimentos totais médios de cada grupo.

c) A influência temporal sobre as concentrações de Hg de algumas espécies

Nesta pesquisa, os níveis de Hg são sempre correlacionados com o comprimento e não com o peso dos peixes, uma vez que o comprimento não é influenciado por variações tais como a disponibilidade de alimento e os fenômenos fisiológicos temporais de cada espécie. Além disso, no estudo das variações temporais e espaciais, somente os espécimens adultos foram considerados, pois eles já apresentam um regime alimentar estável.

Hemiodus unimaculatus, uma espécie omnívora muito comum nos três lagos e durante os dois períodos estudados, não apresentou nenhuma variação temporal no lago Bom Intento. Porém, durante a cheia, foram observadas concentrações médias mais elevadas nos espécimens capturados no lago Cupu ($p=0,0047$) e no lago Pereira ($p=0,0388$) em relação à enchente. Em *Schizodon fasciatus* do lago Pereira, as concentrações de Hg são estatisticamente mais altas durante a cheia, enquanto que no lago Cupu nenhuma variação significativa foi identificada. A mesma situação é observada em *C. monoculus* do lago Cupu comparativamente aos espécimens capturados no lago Bom Intento (Tabela 7).

Tabela 7 – Concentrações médias de Hg e comprimento médio das espécies-chave utilizadas no estudo da variação temporal desse contaminante. O número de amostras é indicado entre parênteses para cada um dos períodos estudados (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$)

LAGO Espécie	Cheia Hg (ng/g peso úmido)	Enchente Hg (ng/g peso úmido)	p	Comp (cm) Cheia	Comp (cm) Enchente
BOM INTENTO					
<i>G. proximus</i> (NP) ^a	57±21 (5)	47±31 (6)		16,5±3,3	17,6±2,9
<i>S. fasciatus</i> (NP)	28±7 (2)	71±38 (2)		28,3±1,1	28,7±0,6
<i>H. unimaculatus</i> (NP)	58±37 (25)	40±20 (9)		21,2±1,0	21,2±1,6
<i>H. malabaricus</i> (P)	212±69 (2)	435±194 (6)		31,3±3,2	30,0±2,4
<i>P. nattereri</i> (P)	366±130 (4)	404±178 (8)		20,1±2,3	20,0±2,2
<i>P. nattereri</i> (P)	140±21 (2)	272±248 (4)		15,5±0,7	15,1±0,9
<i>S. eigenmanni</i> (P)	163±15 (2)	319±19 (3)		22,2±3,3	23,9±2,4
<i>C. monoculus</i> (P)					
CUPU					
<i>S. vittatum</i> (NP)	116±83 (5)	196±81 (5)		23,0±3,0	21,4±0,8
<i>S. fasciatus</i> (NP)	142±124 (3)	236±153 (2)		21,8±1,5	21,9±0,7
<i>H. unimaculatus</i> (NP)	87±43 (16)	43±13 (10)	**	19,7±1,5	18,5±3,0
<i>C. temensis</i> (P)	449±155 (11)	527±134 (7)		39,1±9,8	35,5±9,7
<i>C. monoculus</i> (P)	631±46 (4)	426±49 (3)	*	33,7±5,0	37,4±11,0
<i>P. castelnaeana</i> (P)	466±89 (4)	663±268 (3)		35,5±2,3	39,7±4,6
PEREIRA					
<i>G. proximus</i> (NP)	72±39 (9)	33±19 (5)		15,4±5,2	17,1±4,0
<i>S. fasciatus</i> (NP)	54±44 (54)	92±93 (4)		27,2±2,2	27,1±2,8
<i>S. vittatum</i> (NP)	143±119 (6)	35±23 (7)	*	27,0±3,2	27,8±3,2
<i>H. unimaculatus</i> (NP)	44±24 (21)	33±31 (9)	*	19,6±1,3	19,0±1,0
<i>P. nattereri</i> (P)	317±301 (10)	419±211 (5)		19,3±3,8	18,4±4,0
<i>P. nattereri</i> (P)	527±235 (8)	598±399 (4)		30,9±1,5	32,2±6,1
<i>R. vulpinus</i> (P)	383±116 (4)	351±189 (2)		31,4±5,4	30,1±2,0
<i>H. malabaricus</i> (P)	463±215 (12)	410±128 (41)		30,5±2,9	28,7±3,3
<i>P. squamosissimus</i> (P)					

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

d) A influência espacial sobre as concentrações de Hg dos peixes

As espécies de peixes utilizadas no estudo da influência das variações espaciais sobre os níveis de Hg nos peixes, durante os dois períodos analisados, são apresentadas nas Tabelas 8 e 9. Os espécimens considerados são de tamanhos similares, não existindo nenhuma diferença estatisticamente significativa entre os seus comprimentos.

Durante a cheia do rio, oito espécies foram consideradas no estudo da influência espacial sobre os níveis de Hg no tecido muscular dos peixes. *Hemiodus unimaculatus* e *Hoplias malabaricus* foram as únicas espécies a demonstrar uma variação interlago significativa dos níveis de Hg durante a época das chuvas (Teste Kruskal-Wallis $p = 0,00521$ e Teste-Mann-Whitney $p = 0,0339$ respectivamente). Para a primeira espécie, as concentrações de Hg mais elevadas são identificadas nos indivíduos capturados no lago Cupu, enquanto que para *H. malabaricus*, os níveis médios de Hg mais altos foram observados nos exemplares capturados no lago Pereira (Tabela 8). Nenhuma variação espacial significativa dos níveis de Hg foi observada na maioria das espécies durante a enchente, exceto para *Schizodon vittatum* ($p=0,0307$) (Tabela 9). Assim, considerando-se a ausência de variação interlagos dos níveis de Hg na maioria das espécies estudadas, os peixes provenientes dos três ambientes foram reagrupados para a caracterização da bioacumulação desse metal no curso do desenvolvimento de cada espécie.

Tabela 8 – Variação espacial das concentrações médias de Hg das espécies-chaves capturadas durante a cheia 2000 do rio Tapajós. O número de amostras é indicado entre parênteses (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ – Teste Mann-Whitney)

Espécie capturada nos 3 lagos	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)	Lagos comparados	p
<i>Geophagus proximus</i> (NP) ^a	50±13	17,2±3,4	Bom Intento X Cupu	
Lago Bom Intento (4)	50±17	20,8±2,4	Bom Intento X	
Lago Cupu (3)	56±28	18,7±4,8	Pereira	
Lago Pereira (8)			Cupu X Pereira	
<i>Schizodon fasciatus</i> (NP)				
Lago Bom Intento (2)	28±7	28,3±1,1	Bom Intento X Cupu	
Lago Cupu (9)	40±14	28,7±1,6	Bom Intento X	
Lago Pereira (48)	48±41	28,3±1,4	Pereira	
			Cupu X Pereira	
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (NP)	58±37	21,2±1,0	Bom Intento X Cupu	**
Lago Bom Intento (25)	85±42	20,1±2,3	Bom Intento X	
Lago Cupu (17)	50±25	20,6±3,2	Pereira	**
Lago Pereira (23)			Cupu X Pereira	
Espécie capturada em 2 lagos	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)		p
<i>Schizodon vittatum</i> (NP)				
Lago Cupu (5)	125±92	25,1±4,8		
Lago Pereira (7)	130±114	27,3±3,0		
<i>Curimata inornata</i> (NP)	55±2	14,3±0,4		
Lago Bom Intento (2)	53±14	14,3±0,4		
Lago Cupu (2)				
<i>Pygocentrus nattereri</i> (P)				
Lago Bom Intento (4)	366±130	20,1±2,3		
Lago Pereira (8)	371±316	20,8±2,2		
<i>Hoplias malabaricus</i> (P)				
Lago Bom Intento (3)	178±77	26,4±8,8		*
Lago Pereira (4)	383±116	31,4±5,4		
<i>Pellona castelnaeana</i> (P)				
Lago Cupu (4)	466±89	33,5±4,4		
Lago Pereira (10)	488±265	35,4±1,3		

^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

Tabela 9 – Variação espacial das concentrações médias de Hg das espécies-chaves capturadas durante a enchente 2001 do rio Tapajós. O número de amostras é indicado entre parênteses (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ – Teste Mann-Whitney)

Espécie capturada nos 3 lagos	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)	Lagos comparados	p
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (P) ^a	331±161	25,5±2,9	Bom Intento X Cupu	
Lago Bom Intento (7)	337±139	29,3±6,0	Bom Intento X	
Lago Cupu (4)	376±154	28,0±4,1	Pereira	
Lago Pereira (42)			Cupu X Pereira	
Espécie capturada em 2 lagos	Hg (ng/g peso úmido)	Comprimento (cm)		p
<i>Schizodon fasciatus</i> (NP)				
Lago Bom Intento (4)	58±27	24,5±4,8		
Lago Pereira (4)	92±93	27,1±2,8		
<i>Schizodon vittatum</i> (NP)				
Lago Bom Intento (12)	43±11	26,9±2,4	*	
Lago Pereira (7)	35±23	27,8±3,2		
<i>Curimata inornata</i> (NP)				
Lago Bom Intento (35)	32±14	15,9±2,4		
Lago Pereira (26)	32±12	16,6±2,4		
<i>Geophagus proximus</i> (NP)				
Lago Bom Intento (6)	47±31	17,6±2,9		
Lago Pereira (5)	33±19	17,1±4,0		
<i>Pygocentrus nattereri</i> (P)				
Lago Bom Intento (8)	405±178	19,0±2,5		
Lago Pereira (5)	419±211	18,4±4,0		
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (P)				
Lago Bom Intento (2)	106±64	15,0±3,5		
Lago Cupu (14)	122±54	13,9±3,2		

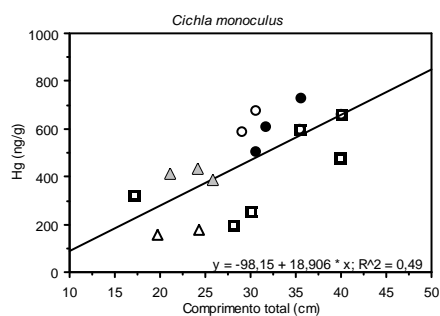
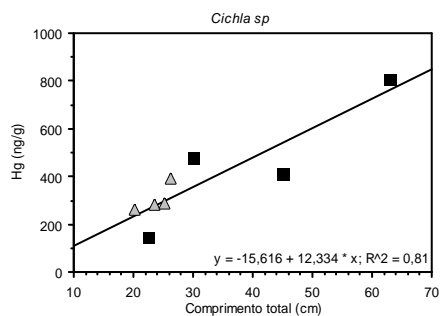
^a NP = Espécie não predadora; P = Espécie predadora segundo Ferreira et al. (1998).

e) A acumulação do Hg ao longo do ciclo de vida de algumas espécies

As representações gráficas da acumulação do Hg ao longo do ciclo de vida de 25 espécies de peixes do Tapajós estão apresentadas nas Figuras 2 a 8. Uma relação linear ou curvilínea positiva entre as concentrações de Hg e o comprimento total dos peixes estudados foi raramente observada. Somente *Cichla monoculus* ($p=0,0002$) e *Cichla sp* ($p=0,0075$) apresentaram claramente uma acumulação linear positiva do Hg com o aumento do comprimento do peixe (Figura 2). Para *Serrasalmus rhombeus* e *Semaprochilodus*

insignis, uma acumulação linear positiva do Hg foi também observada ($p < 0,0001$ e $p = 0,0002$, respectivamente), entretanto, nossa amostragem não considerou todas as classes de comprimentos características dessas duas populações. Os dados sugerem que acumulações não-lineares positivas do Hg no curso do desenvolvimento de *Ageneiosus brevifilis* ($p = 0,1226$), *Raphiodon vulpinus* ($p = 0,2245$) e *Hypostomus emarginatus* ($p = 0,1294$) aconteçam, entretanto o pequeno número de espécimens amostrados e a restrita distribuição de tamanhos constituem deficiências importantes nessa análise. Para as quatro espécies seguintes, *Pellona Castelnaeana* ($p = 0,01771$), *Pygocentrus nattereri* ($p = 0,0146$), *Cichla temensis* ($p = 0,0067$) e *Satanoperca acuticeps* ($p = 0,0295$), acumulações não-lineares positivas são identificadas, respeitando-se a significância estatística escolhida, que é de $p < 0,05$, todavia, somente as três primeiras são representadas nos níveis de suas populações (Figura 3).

Legenda aplicável a todas as figuras subsequentes: Lago Bom Intento (\triangle Cheia, \triangle Enchente,), Lago Cupu (\circ Cheia, \bullet Enchente) e Lago Pereira (\square Cheia, \blacksquare Enchente).



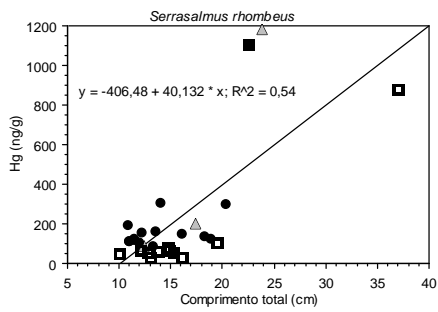


Figura 2 – Acumulação linear positiva do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

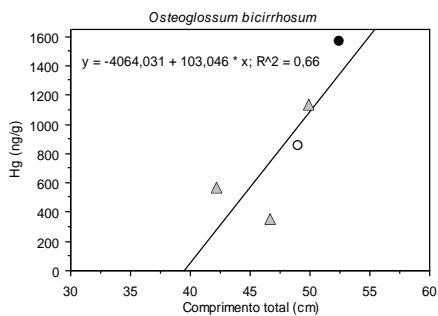
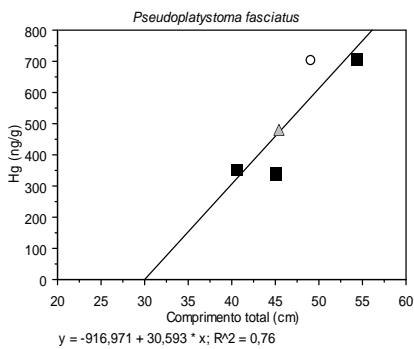
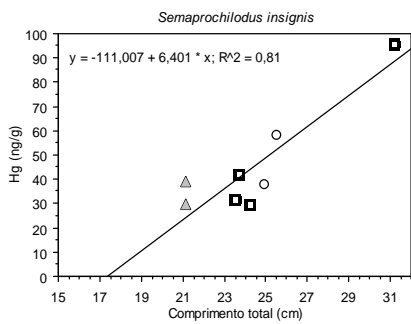


Figura 2 (continuação) – Acumulação linear positiva do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

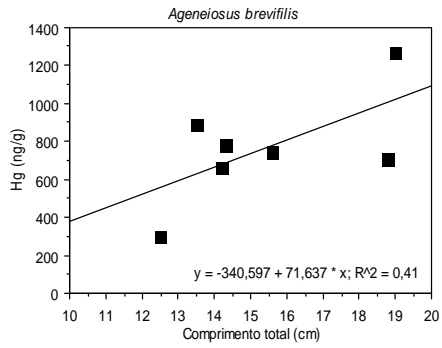
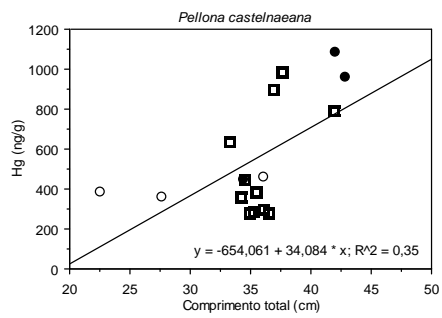
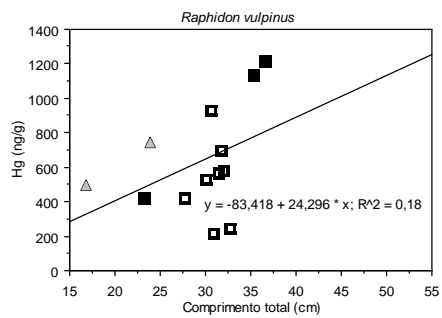
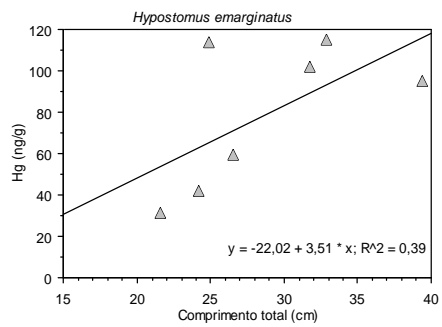


Figura 3 – Acumulação não linear positiva do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie



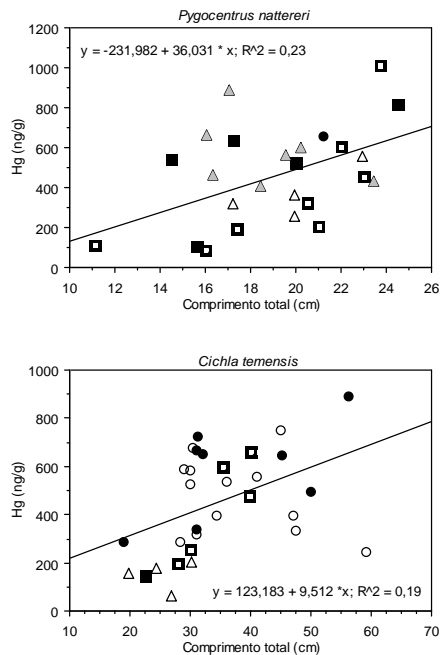


Figura 3 (continuação) – Acumulação não linear positiva do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

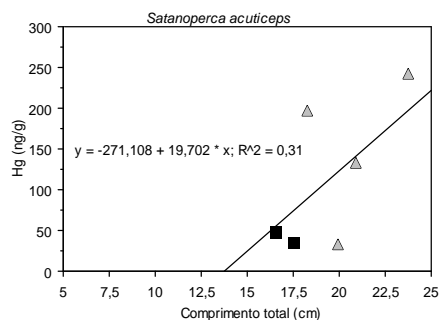


Figura 3 (continuação) – Acumulação não linear positiva do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

Várias espécies de grande importância na alimentação local, como *Plagioscion squamosissimus*, *Geophagus proximus*, *Curimata inornata*, *Potamorhina altamazonica*, *Mylossoma aureum*, *Metynnis argenteus*, *Triportheus albus* e *Serrasalmus eigenmanni*, não apresentaram nenhuma variação nos níveis de Hg relacionada com o crescimento do peixe (Figura 4).

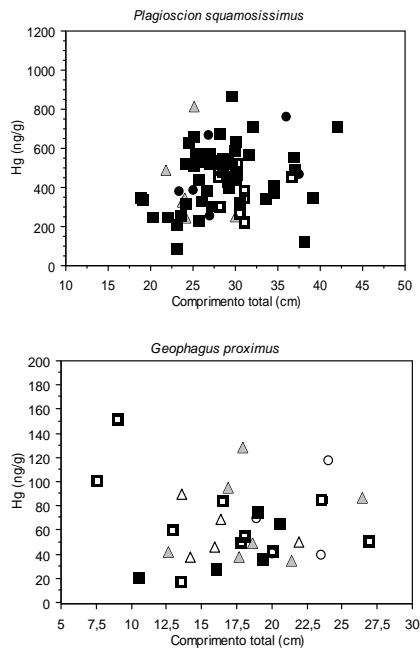
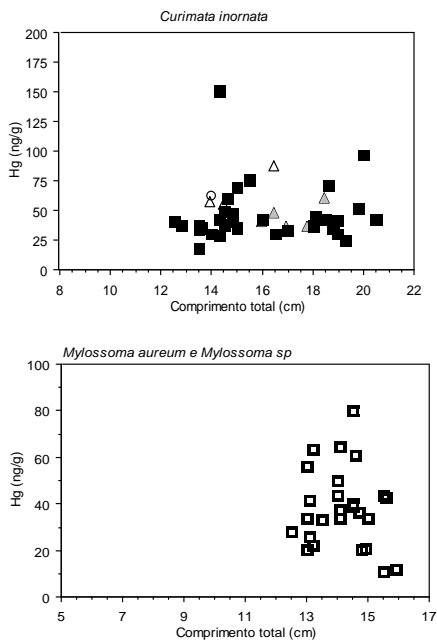


Figura 4 – Ausência de correlação entre o comprimento do peixe e a concentração de mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie



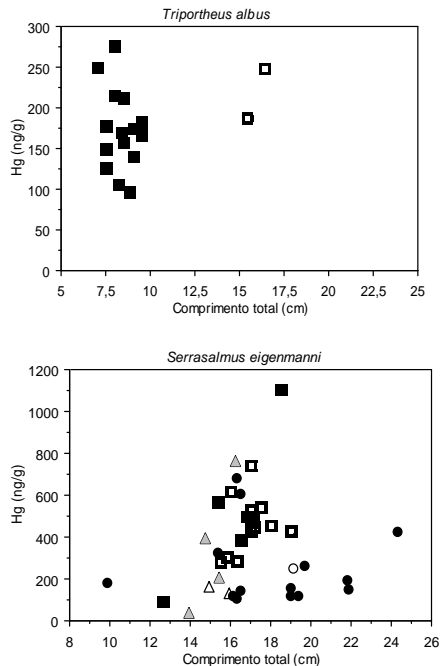
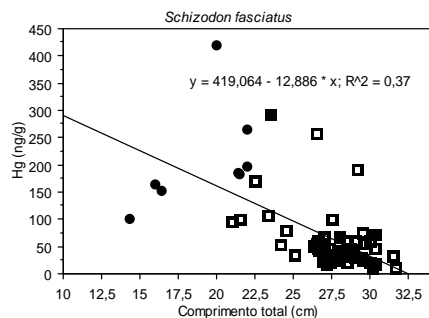


Figura 4 – (continuação) – Ausência de correlação entre o comprimento do peixe e a concentração de mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

Schizodon vittatum, *Schizodon fasciatus* e *Leporinus friderici* apresentaram acumulações não lineares negativas do Hg ao longo de seus respectivos ciclos de vida ($p=0,0144$, $p<0,0001$ e $p<0,0056$, respectivamente) (Figura 5). *Hemiodus unimaculatus* apresentou uma queda nos níveis de Hg até atingir o comprimento correspondente a sua maturidade sexual ($R^2 = 0,42$; $p = 0,0011$). Em seguida, os indivíduos adultos apresentam uma acumulação não-linear positiva do Hg ($R^2 = 0,12$; $p = 0,0012$) (Figura 6).



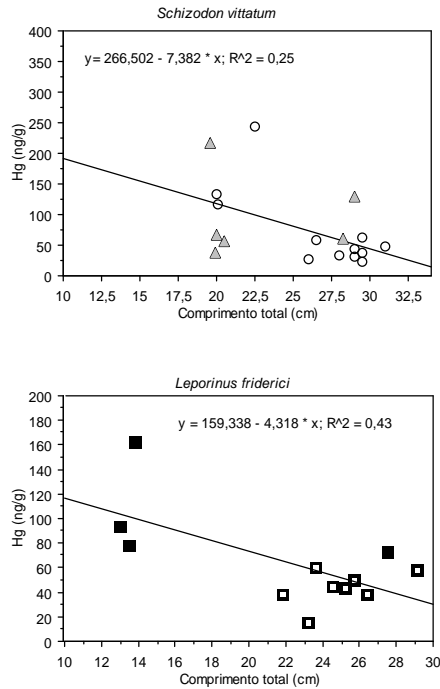


Figura 5 (continuação) – Acumulação não linear negativa do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

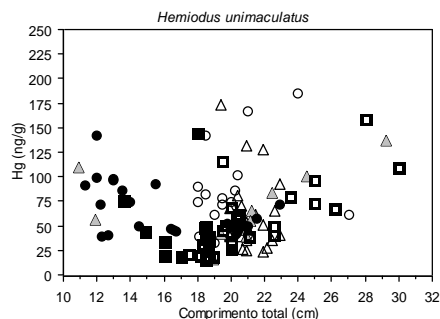


Figura 6 – Acumulação particular do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

Para *Hoplias malabaricus*, uma acumulação curvilínea do Hg ao longo do ciclo de vida dessa espécie foi observada ($p=0,0002$) (Figura 7). Para *Platydoras costatus*, um doradídeo pouco consumido pelas populações da Amazônia, mas comercializado como peixe ornamental, nossos dados mostraram uma acumulação linear negativa do Hg ao longo do seu desenvolvimento ($p=0,00147$) (Figura 8).

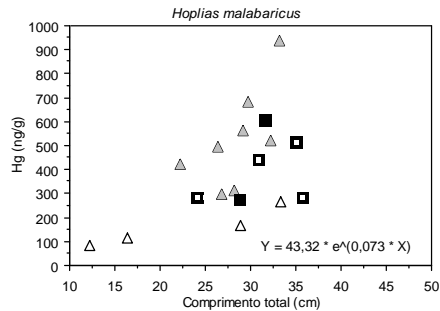


Figura 7 – Acumulação exponencial do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

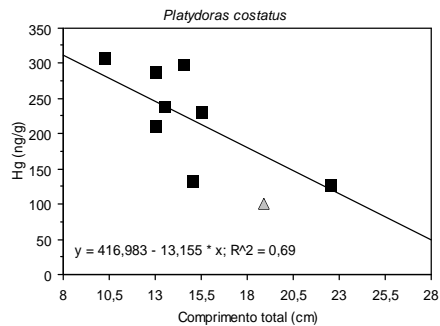


Figura 8 – Acumulação linear negativa do mercúrio ao longo do ciclo de vida da espécie

DISCUSSÃO

Os peixes são geralmente utilizados como indicadores da qualidade dos ambientes aquáticos (HARRIS, 1995) e também como suporte na estimação do nível de poluição desses ecossistemas devido à presença de atividades antrópicas (POVARI, 1995, MALM et al., 1990). Considerando-se que diversas atividades humanas são desenvolvidas diariamente de forma predadora na Amazônia, o estímulo à realização de pesquisas é essencial para sustentar toda e qualquer ação visando limitar uma degradação irreversível do meio ambiente e da qualidade de vida das populações locais.

O regime hidrológico do baixo Amazonas é submetido a variações cíclicas importantes, que são evidenciadas pela seca e pela cheia dos rios. Essas variações temporais possuem um papel importante na produtividade dos ecossistemas aquáticos. Elas podem também influenciar na dinâmica dos ecossistemas, na fisiologia dos organismos aquáticos, na biodisponibilidade do Hg para a rede trófica e, por conseguinte, na exposição humana a esse contaminante. Estudos realizados com duas populações ribeirinhas do Tapajós (Brasília Legal e Cameté) mostraram claramente que os níveis de Hg nos cabelos

de indivíduos dessas populações variam sazonalmente. O estudo feito em Brasília Legal por Lebel et al. (1997) indicou uma exposição ao metil-mercúrio mais elevada durante a época das chuvas e outra, mais fraca, durante a seca. Entretanto, Dolbec et al. (2001) demonstraram uma situação inversa para os ribeirinhos de Cametá. Uma diferença entre as espécies de peixes consumidas pelas duas populações estudadas poderia explicar essa divergência.

Nossos resultados mostram claramente a biomagnificação do Hg existente entre os peixes não predadores e predadores. Essa informação concorda com as pesquisas realizadas precedentemente, na mesma região, por Lebel et al. (1997) e Santos et al. (2000).

Hylander et al. (2000) identificaram uma variação sazonal dos níveis de Hg em três espécies de peixes (*Pseudoplatystoma fasciatus*, *P. coruscans*, *Serrasalmus sp*) do Pantanal. As concentrações mais elevadas de Hg foram identificadas durante a seca. Os autores associaram essa variação à redução do nível das águas e às mudanças dos habitats observadas durante a estação seca.

Nos trabalhos realizados na Amazônia, as variações temporais dos níveis de Hg dos peixes geralmente não são consideradas, apesar de sabermos que as migrações sazonais dos peixes introduzem variações alimentares não somente temporais, mas também espaciais (Goulding, 1980). Essas variações, associadas ao fenômeno de maturação sexual, poderiam fortemente influenciar a bioacumulação do Hg ao longo do ano em um espécime ou em uma população de peixes. Num estudo realizado nas várzeas do Ituqui, no estado do Pará, *Arapaima gigas* apresentou uma variação sazonal no sentido inverso ao observado por Hylander et al. (2000). Durante a seca, a concentração média de Hg dessa espécie foi mais ou menos 50% mais baixa, comparativamente à época das chuvas (Crossa, 2001, comunicação pessoal). Em nosso estudo, nenhuma espécie-chave capturada no lago Bom Intento apresentou uma variação temporal nos níveis de Hg. Por outro lado, *Hemiodus unimaculus*, capturado no lago Cupu, apresentou níveis de Hg mais elevados durante a cheia comparativa à enchente, enquanto que *Cichla temensis* apresentou um padrão inverso. Teores de Hg mais elevados durante a cheia comparativa à enchente também foram observados em *H. unimaculatus* e *Schizodon vittatum*, capturados no lago Pereira. Esses resultados diferem de Sampaio da Silva et al. (2005), provavelmente, devido ao número de amostras consideradas por esses autores ter sido sensivelmente inferior ao nosso.

A dinâmica específica dos ambientes aquáticos da região estudada, em função do processo de inundação sazonal, pode causar modificações na alimentação dos peixes e/ou facilitar o desenvolvimento de condições favoráveis à produção do metil-mercúrio. De acordo com o estudo de Roulet et al. (2000), realizado no baixo Tapajós, os espaços adjacentes aos cursos d'água constituem sítios importantes para a produção do metil-mercúrio. Nesses sítios, a produção e a acumulação do metil-mercúrio é estreitamente relacionada à inundação e à degradação da matéria orgânica (GUIMARÃES et al., 2000; ROULET et al., 2001). Os três lagos estudados são diferenciados por suas fisiografias respectivas (forma, tamanho, superfície das zonas marginais que são inundadas), pelo tempo de colonização e pelo número de habitantes. Apesar disso, nenhuma variação espacial dos níveis de Hg no tecido muscular dos peixes foi identificada na maioria das espécies, durante as duas amostragens. Guimarães et al. (1999), em uma pesquisa realizada no Amapá, compararam os níveis de Hg nos sedimentos, nos peixes e nas populações de dois lagos não comunicantes. Nesse estudo, os dois ambientes apresentavam características fisiográficas e geoquímicas semelhantes, sendo unicamente diferenciados pela presença de uma zona de garimpagem a montante de um deles. As concentrações de Hg nos peixes e nos humanos, já elevadas no lago-controle, dobraram no lago perturbado. De acordo com esses autores, essa evidência deve ser verificada e testada para outras regiões da Amazônia.

Na atual pesquisa, foram observadas as cinco relações-tipo entre os níveis de Hg e o comprimento total dos peixes descritas por Roulet e Maury-Branchet (2001). No entanto, os modelos nem sempre se aplicam às mesmas espécies. Além disso, para *Hoplias malabaricus* e *Platydoras costatus*, nós observamos dois novos modelos de bioacumulação do Hg, sejam eles: exponencial e linear negativo. Roulet e Maury-Branchet (2001) identificaram uma acumulação linear positiva do Hg para *Raphidon vulpinus* e *Satanoperca acuticeps*, ao passo que nossos resultados sugerem uma acumulação não linear positiva. A ausência de espécimens adultos (>36,0 cm) e de espécimens juvenis (<16,0 cm) em nossa amostragem poderia explicar essa diferença. Para muitas espécies, como *Pellona castelnaeana*, *Plagioscion squamosissimus*, *Mylossoma aureum*, *Curimata inornata*, *Schizodon fasciatus* e *S. vittatum*, as correlações entre os níveis de Hg e o comprimento total dos peixes são comparáveis nos dois estudos. Por outro lado, os dois autores sugerem um modelo linear positivo para *Pygocentrus nattereri*, enquanto que nossos dados mostram uma bioacumulação não-linear positiva do Hg. Esses mesmos autores identificaram uma ausência de correlação entre as concentrações de Hg e os comprimentos de *H.*

emarginatus, enquanto que nós observamos uma correlação não-linear positiva, apesar da ausência de espécimens juvenis (<20,0 cm). A utilização de um intervalo de comprimentos restrito no estudo de Roulet e Maury-Branchet (2001) pode ter originado essa diferença. Na atual pesquisa, somente *Cichla monoculus*, *Cichla sp* e *Hoplias malabaricus* apresentaram correlações significativas do tipo linear e curvilínea positiva, entre as concentrações de Hg e o comprimento total dos peixes. A ausência dessa correlação na maioria das espécies estudadas pode estar associada à variabilidade no regime alimentar dos peixes, à capacidade de migração, bem como a outros fatores do meio aquático, tais como a dinâmica específica, os níveis de Hg nos sedimentos, na matéria orgânica em suspensão e em organismos como plâncton e bentos (Lacerda et al., 1988; Reuther, 1994). Os dados correspondentes a *S. rhombeus*, *S. insignis* e *O. bicirrhosum* também sugerem correlações significativas do tipo linear, mas o número de amostras e a distribuição dos tamanhos dos peixes não permitem uma conclusão aprofundada (Figura 3).

É importante enfatizar que as correlações entre os níveis de Hg e os comprimentos dos peixes são diretamente dependentes da amostragem, notadamente da coleta de espécimens representativos de uma dada população. Neste estudo, foi dada ênfase a 25 espécies de peixes comuns e consumidas regionalmente, das quais somente 18 estão bem representadas no nível de suas respectivas populações. Assim, é preciso atenção, pois não foi nossa intenção determinar a exposição total ao Hg das populações humanas locais via consumo de pescado. Uma outra reserva é também necessária, devido a complexidades das redes tróficas aquáticas da Amazônia, em função da diversidade e densidade de espécies, bem como a sensibilidade dessas redes às mudanças naturais e antrópicas às quais elas estão sujeitas (BOUDOU e RYBEIRE, 1997). Até hoje, a variação dos fatores ambientais e sua influência sobre as populações de peixes foram pouco estudadas nos ecossistemas amazônicos. Uma pesquisa recentemente realizada em meio boreal demonstrou que nos lagos perturbados por um intenso desmatamento (corte raso), as concentrações de metilmercúrio no zooplâncton foram mais elevadas, comparativamente àquelas identificadas no zooplâncton proveniente de lagos não perturbados (GARCIAS e CARIGNAN, 1999). Os autores atribuíram essa diferença ao aumento da erosão e da lixiviação da matéria fina presente nos solos desmatados, que facilitaria a partida da matéria orgânica sob a forma de carbono orgânico dissolvido. Em ambiente boreal, os níveis elevados de carbono influenciam o processo de metilação do Hg e, assim, das condições alimentares do zooplâncton. A importância da erosão na transferência do Hg, presente naturalmente nos solos da

Amazônia, para os ecossistemas aquáticos já foi observada por Roulet et al. (1998a); Farella et al. (2001) e Farella (2005), mas nenhuma relação desta com o Hg observado na ictiofauna foi estabelecida. Historicamente, nenhuma atividade de garimpagem foi desenvolvida na região estudada, entretanto, ela constitui uma zona prioritária no processo atual de colonização regional. Nessa região o impacto ambiental das atividades humanas é marcante. No entanto, essas perturbações antrópicas não se traduziram claramente em níveis diferentes de Hg nos peixes provenientes dos três ecossistemas estudados.

CONCLUSÃO

Tendo em vista a importância do pescado na alimentação cotidiana dos ribeirinhos das margens do rio Tapajós, os níveis de Hg observados no tecido muscular dos peixes predadores revelam-se preocupantes. Variações temporais e espaciais das concentrações de Hg não foram observadas na maioria das espécies estudadas. Os resultados obtidos também sugerem que os três ecossistemas aquáticos estudados não apresentem características específicas distintas que possam ser responsáveis por diferenças na disponibilidade do Hg para suas respectivas cadeias tróficas. A partir desta pesquisa, fica evidente que os peixes do rio Tapajós apresentam diferentes modos de acumulação do Hg ao longo dos ciclos de vida das espécies locais. Assim sendo, os diferentes modos de acumulação do Hg pelos peixes, bem como eventuais variações espaço-temporais dos níveis desse metal, devem ser considerados no momento em que medidas de educação visando informar as populações expostas forem empreendidas.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa contou com o apoio financeiro do CRDI-Canadá, através do Projeto Caruso II, do Ministério de Educação do Québec e do GÉOTOP-UQÀM. Os autores agradecem igualmente a colaboração dos pescadores dos lagos Bom Intento, Cupu e Pereira, e dos assistentes de campo. Um obrigado especial a Isabelle Rhéault, Serge Paquet, Jean-Rémy D. Guimarães, Carlos José Passos e aos membros do Cohema-Instituto Evandro Chagas.

REFERÊNCIAS

- AKAGI, H. et al. Human exposure to mercury due to goldmine in the Tapajós, River Basin, Amazon, Brazil: Speciation of mercury in human hair, blood, and urine. **Water, Air, Soil Pollut.**, 80, pp. 85-94, 1995.
- AMORIM, M. et al. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. **An. Acad. Bras. Ciências**, 72, pp. 497-507, 2000.
- AMOROSO, M. C. M. Alimentação em um bairro pobre de Manaus, Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 11, n. 3, pp. 1-43, 1981.
- BARBOSA, A. C. Mercury contamination in the Brazilian Amazon. Environmental and occupational aspects. **Water, Air, Soil Pollut.**, v. 80, n. 1-4, pp. 109-21, 1995.
- BOUDOU, A.; RYBEIRE, F. Mercury in the food web: accumulation and transfer mechanisms. Sigel H. (ed.). **Metal ions in biological systems. Mercury and its effects on environment and biology**. New York, Marcel Dekker, pp. 289-319, 1997.
- BRASIL. Leis, decretos, etc. Portaria n.º 685/98. **Diário Oficial da União**, Brasília, seq.1, pt. 1, pp. 1415-1437, 24 set. 1998.
- CABANA, G.; RASMUSSEN, J. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. **Nature**, 372, pp. 255-257, 1994.
- CERDEIRA, R. G. P.; RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. Consumo do pescado e outros alimentos pela população ribeirinha do Lago Grande de Monte Alegre, Pa-Brasil. **Acta Amazonica**, v. 27, n. 3, pp. 213-27, 1997.
- DOLBEC, J. et al. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. **Sci. Total Environ.**, 271, pp. 87-97, 2001.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DPNM. **Sumário Mineral**. Vol. 10. Brasília: Departamento Nacional de Produção Mineral, 1990.
- DRISCOLL, C. T. C. et al. The mercury cycle and fish in the Adirondack lakes. **Environ. Sci. Technol.**, 28, pp. 136A-143, 1994.
- FARELLA, N. et al. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. **Organic Geochemistry**, 32, pp. 1443-1458, 2001.
- FARELLA, N. **Les fermes familiales de la région frontière du Tapajós en Amazonie brésilienne: relations entre les origines, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement**. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Université du Québec à Montréal. Montréal, Canadá, 209 p., 2005.

- FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. **Peixes comerciais do médio Amazonas: Região de Santarém, Pará**. Edição do Ibama, Divisão de Divulgação Técnico-Científica, Brasília, 211p., 1998.
- GARCIAS, E.; CARIGNAN, R. Impact of wildfire and clearcutting in the boreal forest on methylmercury in zooplankton. **Can. J. Fish. Aquat.**, 56, pp. 339-345, 1999.
- GOULDING, M. The fishes and the forest – Exploration in Amazonian Natural History. University of California Press, Berkeley USA. 280, p. 1980.
- GUIMARÃES, J-R. D. et al. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. **Ambio**, v. 28, n. 4, pp. 296-301, 1999.
- GUIMARÃES, J-R.D.; ROULET, M.; LUCOTTE, M. Mercury methylation potentials along a lake-forest transect in the Tapajós floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. **Sci. Tot. Environment**, 261, pp. 91-98, 2000.
- HARRIS, J. H. The use of fish in ecological assessments. **Aust. J. Ecology**, 20, pp. 65-80, 1995.
- HYLANDER, L. D. Fish mercury concentration in the Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. **Sci. Tot. Environment**, 261, pp. 9-20, 2000.
- LACERDA, L. D. et al. Mercury contamination in the Madeira River, Amazon – Hg inputs to the environment. **Biotropica**, 21, pp. 91-93, 1988.
- LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. Mercury in the Amazon: A chemical time-bomb? **Dutch Ministry of Housing, Planning and Environment**, Haren, 1991.
- LANGE, R. T.; ROYALS, H. E.; CONNOR, L. L. Influence of water chemistry on mercury concentration in largemouth bass from Florida lakes. **Transactions of the American Fisheries Society**, 122, pp. 74-84, 1993.
- LEBEL, J. Fish diet and mercury exposure in riparian Amazonian population. **Water, Air, Soil Pollut.**, 97, pp. 31-44, 1997.
- LEBEL, J. et al. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian basin. **Environ. Res.**, 79, pp. 20-32, 1998.
- MALM, O. et al. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira river basin, Brazil. **Ambio**, 19, pp. 11-15, 1990.
- MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós River Basin, Brazil. **Sci. Total Environ.**, 175, pp. 141-150, 1995.
- MARTINELLI, L. A. et al. Mercury contamination in the Amazon: A gold rush consequences. **Ambio**, v. 17, n. 4, pp. 252-254, 1988.

- MEILI, M. Mercury in boreal forest lake ecosystems. Uppsala, **Acta Universitatis Upsaliensis**. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science, 1991.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE. Directives de qualité pour l'eau de boisson. **Édition 2**, recommandations, Genève, 202 p., 1994.
- PASSOS, C. J. S. et al. Caracterização geral do consumo alimentar de uma população ribeirinha na Amazônia Brasileira. **Revista Saúde e Ambiente**, 4, pp. 72-84, 2001.
- PASSOS, C. J. S. **Exposition humaine au mercure et régime alimentaire en Amazonie brésilienne: une recherche participative**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Université du Québec à Montréal. Montréal, Canadá, 120 p., 2002.
- PELEJA, J. R. P. **Os fatores que influem no nível de mercúrio na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro**. Dissertação (Mestrado) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Fundação Universidade do Amazonas. Manaus, Brasil. 75 p., 2002.
- PFEIFFER, W.C. et al. Mercury in the Madeira river ecosystem, Rondonia, Amazon, Brazil. **For. Ecol. Manage**, 38, pp. 239-245, 1991.
- PFEIFFER, W.C. et al. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. **Environ. Rev.**, v. 12, n. 1, pp. 1-26, 1993.
- PHILLIPS, G. R.; LENHART, T. E.; GREGORY, R.W. Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue river reservoir, Manitoba. **Environmental Research**, 22, pp. 73-80, 1980.
- PICHET, P. et al. Analysis of total mercury and methylmercury in environmental samples. *In*: LUCOTTE, M. et al. (Eds.). **Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectrics reservoirs of northern Québec**. Springer, p. 41-52, 1999.
- POVARI, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and river Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. **Sci. Total Environ.**, 175, pp. 109-118, 1995.
- REUTHER, R. Mercury accumulation in sediments and fish from rivers affected by alluvial gold mining in the Madeira River Basin, Brazil. **Ambio**, 19, pp. 11-15, 1994.
- ROULET, M. Effect of recent human colonisation on the presence of mercury in Amazonian Ecosystems. **Water, Air, Soil Pollut.**, 112, pp. 297-313, 1998a.
- ROULET, M. et al. The geochemistry of mercury in central Amazonian Soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. **Sci. Total Environ.**, 223, pp. 1-24, 1998b.

- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; GUIMARÃES, J-R.D. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonian River and floodplains, Tapajós River, Brazil. **Sci. Total Environ.**, 261, pp. 43-59, 2000.
- _____ Methylmercury production and accumulation in sediments and soils of an Amazonian floodplain – effect of seasonal inundation. **Water, Air, Soil Poll.**, 128, pp. 41-61. 2001.
- ROULET, M.; MAURY-BRANCHET, R. Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. *In: Le mercure en Amazonie: rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires.* Paris, IRD Éditions, 494p., 2001.
- SAMPAIO DA SILVA, D. **Structure trophique et contamination au mercure des communautés de poissons du fleuve Tapajós en Amazonie.** Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Université du Québec à Montréal. Montréal, Canadá, 103 p., 2002.
- SAMPAIO DA SILVA, D. et al. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the Brazilian Amazon. **Water, Air, Soil Pollut.**, 165, pp. 77-94, 2005.
- SANTOS, E. O. et al. Mercury exposure in riverside Amazon communities in Pará, Brazil. **Environ. Research**, 84, pp. 100-107, 2000.
- STAFFORD, C. P; HAINES, T. A. Mercury concentrations in Maine sport fishes. **Transactions of the American Fisheries Society**, 126, pp. 144-152, 1997.

Artigo recebido em 29.11.2005. Aprovado em 21.02.2006.