

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS**

The logo of the Universidade Federal do Amazonas is a circular emblem. It features a central map of the state of Amazonas, Brazil, surrounded by a green laurel wreath. Above the wreath are three pink flowers, and below it is a yellow star. The text "UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS" is written in a semi-circle at the top, and "IN UNIVERSA SCIENTIA VERITAS" is written in a semi-circle at the bottom. Two small grey dots are positioned on the left and right sides of the emblem.

**MERCÚRIO EM COMPONENTES BIÓTICOS E
ABIÓTICOS DO LAGO GRANDE DE MANACAPURU,
AMAZONAS**

SANDRA BELTRAN-PEDREROS

**MANAUS
2012**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS**

**MERCÚRIO EM COMPONENTES BIÓTICOS E
ABIÓTICOS DO LAGO GRANDE DE MANACAPURU,
AMAZONAS**

SANDRA BELTRAN-PEDREROS

**MANAUS
2012**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS - FCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS PESQUEIRAS
NOS TRÓPICOS - PPG-CIPET**

SANDRA BELTRAN-PEDREROS

**MERCÚRIO EM COMPONENTES BIÓTICOS E ABIÓTICOS
DO LAGO GRANDE DE MANACAPURU, AMAZONAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Recursos Pesqueiros e Ambiente

Orientador: Jansen Alfredo Sampaio Zuanon Dr.
Co-Orientadora: Ana Cristina Belarmino de Oliveira Dra.

Suporte financeiro:

- Fundação de Amparo a Pesquisas do Amazonas – FAPEAM;
- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES;
- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA;
- Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA

MANAUS
2012

FICHA CATALOGRÁFICA
(Catalogação realizada pela Biblioteca Central da UFAM)

B453m	<p>Beltran-Pedrerros, Sandra</p> <p>Mercúrio em componentes bióticos e abióticos do Lago Grande de Manacapuru, Amazonas / Sandra Beltran-Pedrerros. - Manaus: UFAM, 2012. xvi+104 f.; il.</p> <p>Tese (Doutorado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) — Universidade Federal do Amazonas, 2012. Orientador: Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon Co-orientadora: Dr^a. Ana Cristina Belarmino de Oliveira</p> <p>1. Sistemas lacustres – Concentração de mercúrio 2. Bioacumulação 3. Ecotoxicologia 4. Antropização I. Zuanon, Jansen Alfredo Sampaio (Orient.) II. Oliveira, Ana Cristina Belarmino de (Co-orient.) III. Universidade Federal do Amazonas IV. Título</p> <p style="text-align: right;">CDU 556.55:549.291(811.3)(043.2)</p>
-------	--

SANDRA BELTRAN-PEDREROS

**MERCÚRIO EM COMPONENTES BIÓTICOS E ABIÓTICOS DO LAGO
GRANDE DE MANACAPURU, AMAZONAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais.

Aprovado em 17 de Julho de 2012.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Wanderley Rodrigues Bastos (UNIR)

Dra. Maria Teresa Fernandez Piedade (INPA)

Dra. Fabíola Xochilt Valdez Domingos (INPA)

Dr. Jorge Ivan Rebelo Porto (INPA)

Dr. Carlos Edwar Freitas (UFAM)

*Hoje vou me levantar, e não vou resignar meu coração.
Fazer o que quis e não pude, não o vou aceitar hoje,
vou tentar estar melhor.
A vida tem solução, aqui não há nada impossível.
Não acredito no jamais... não!*

Juanes

*Ao meu amor, amigo e companheiro Rosseval,
por seu incondicional e constante apoio.*

*Às minhas amadas filhas Diana Alejandra,
Manuela Catalina e Gabriela Helena, eternos
motivos de meu viver e felicidade.*

*À minha mãe Blanca e meu irmão César (in
memorian), com todo meu amor e saudade.*

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento de uma pesquisa é o fruto do trabalho integrado e abnegado de muitas pessoas que desde as mais humildes e singelas atividades e atitudes facilitam, enriquecem e inspiram o trabalho. Como autora, primeira beneficiada, queiro expressar meu mais sincero sentimento de gratidão:

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos (CIPET), na pessoa do Dr. Antônio Inhamus e do Dr. Carlos Edwar Freitas coordenadores do curso, pelas facilidades, oportunidades e critério na busca da formação de pesquisadores com os melhores conhecimentos nas Ciências Pesqueiras nos Trópicos e em especial da Amazônia. Naturalmente, ao corpo docente do curso por suas contribuições na mesma causa.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pelo suporte com a bolsa de doutorado, no período de 2008 a 2010, e pelo financiamento do projeto de pesquisa “Fluxos de mercúrio em componentes bióticos e abióticos de um ecossistema de várzea. Lago Manacapuru, Amazônia central” mediante o edital do Programa Integrado de Pesquisa Científica e Tecnológica (PIPT). Assim como à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado no período de 2010 a 2012. Suportes que permitiram levar a contento a pesquisa na parte financeira.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e à Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática e de Ecologia (hoje Coordenação de Biodiversidade) pelas facilidades logísticas nos laboratórios de ictioplâncton, sob a coordenação do Dr. Rosseval G. Leite; do laboratório de Análises de Mercúrio, coordenado pelo Dr. Bruce Rider Forsberg e, laboratório de limnologia, coordenado pelo Dr. Assad Darwich. Pesquisadores que também contribuíram com a qualidade da pesquisa com seus comentários e orientações.

Ao Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon, do INPA, por me ter acolhido como orientada, em meu momento de desespero, ainda deixando de lado o próprio. Sua competência, qualidade humana e dedicação são verdadeiros “mantras silenciosos” para minha vida. Foi uma honra e um prazer tê-lo como Orientador, e é uma alegria maior como amigo.

Adicionalmente, a pesquisa esteve vinculada ao projeto “Biologia e ecologia de peixes de lago de várzea: subsídios para conservação e uso dos recursos pesqueiros da Amazônia”, financiado pelo MCT/CNPq/PPG7 e Projeto PIATAM, pelo que expresso minha gratidão à Dra. Gercilia Soares e ao Dr. Carlos Edwar Freitas pelo convite a participar. Assim como à Dra. Ana Cristina Belarmino de Oliveira que posteriormente me acolheu aceitando ser Co-orientadora da tese.

Ao Laboratório de Biologia Ambiental da Universidade Federal do Oeste do Para (UFOPA), na pessoa do Diretor Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja, pelas facilidades nas análises do material coletado durante a pesquisa e companheirismo durante o trabalho.

Como indicado, pesquisa nenhuma é viável de ser feita sem trabalho de equipe, e esta pesquisa contou com a colaboração de pessoas como: Alessandra Barros Mendonça, Andréa Souza Leão, Dayse Ferreira Nunes, Nathalia Barbosa, biólogas e pedagoga que me colaboraram nas jornadas de campo e no processamento do material no laboratório. À M.Sc. Daniela Kasper pelos seus ensinamentos sobre o mercúrio, os papos furados (coisa de mulheres), os valiosos comentários aos manuscritos e amizade. Ao quase biólogo Otávio Peleja por seu desprendimento para me ajudar com as análises de mercúrio e aos técnicos do laboratório de Biologia Ambiental da UFOPA, em especial ao Edvaldo Junior de Souza Lemos. A todas essas pessoas um OBRIGADÍSSIMO já que sem sua colaboração nada teria sido feito, e os melhores desejos de sucesso.

Obrigada, também, às “meninas” (Alessandra, Maeda, Dayse, Andrea e Milena) e “meninos” (Vagner e André) do Laboratório de Ictioplâncton do INPA pelos bons momentos de conversa tomando um café, fazendo um lanchinho ou cantando parabéns. Nossa! Como ajudaram esses momentos a fazer o trabalho mais agradável.

Também quero manifestar minha gratidão aos pescadores Reinaldo Vieira de Aquino, por sua paciência, bom humor e empenho no trabalho de campo; e ao Seu Mureru e toda sua família, por facilitar o flutuante para ser usado como base e laboratório, por sua generosidade e simpatia. Ainda em Manacapuru, agradeço grandemente a bondade e atenção da “Nega” e sua família, por me receber na sua “doce” casa, me economizando muito dinheiro e me deixando a plena vontade.

À Faculdade La Salle Manaus na pessoa da profa. Dra. Jussará Gonçalves Lummertz, Pró-Diretora Acadêmica, por seus valiosíssimos ensinamentos no fascinante mundo da educação. Às diretivas (Ir. Valério Menegat, Prof. M.Sc. José Francisco e Prof.

M.Sc. Pierre Alan Rodrigues Wagner) e coordenadores de cursos (Ana Célia Galdino Leite de Administração, Ana Nubia de Relações Internacionais, Fátima Durães de Ciências Contábeis, Dércio Luiz Reis de Sistemas de Informação e João Carlos Silva de Educação Física) por facilitar minhas ausências nos períodos de coleta de campo, análise de material no laboratório e participação de eventos.

Finalmente, mas no menos importantes, mis agradecimientos a mi amada familia, pues sé que a pesar de los miles de kilómetros que nos separan, están SIEMPRE muy cerca con su amor y apoyo. La nostalgia es mucha, mas la tecnología ayuda a mantenernos más próximos. Para mi papi, Norberto Beltran, se está cumpliendo su deseo de tener un hijo doctor, espero eso lo deje feliz; para mis tías Gloria y Lucero mil gracias por sus oraciones, cariño y dedicación; y para mis primos Wilson, Carolina y Angélica... ahora es el turno de ustedes!

RESUMO

Após de o comprovado poder maléfico do mercúrio (Hg) para a saúde humana, estudos focaram em identificar as fontes e em descrever vias biogeoquímicas de circulação no ambiente. No Brasil, o uso do Hg na amalgamação de ouro foi considerado a principal fonte de contaminação, mas o aporte por desmatamento e queima de florestas é relevante. Na Amazônia, a dinâmica do Hg em rios (Negro, Madeira, Acre e Tapajós) é bem conhecida, mas na várzea não, embora se trate de um ambiente de metilação de Hg e de importância socioeconômica. Para ampliar esse conhecimento analisaram-se teores de Hg em componentes abióticos e bióticos no Lago Grande de Manacapuru (AM), calculou-se fator de bioconcentração, potencial de biomagnificação para a comunidade de peixes relacionando teores de Hg com isótopos estáveis de δN^{15} , e bioacumulação. Teores de Hg em solo variaram de 75,8 a 283,9 $ng.g^{-1}$ sendo maiores durante a enchente e nos solos podzólicos. 64,3% dos teores de Hg em sedimentos estiveram entre valores citados de rios Amazônicos não contaminados ($<200 ng.g^{-1}$), e 35,7% em rios altamente antropizados. Teores de Hg na água variaram de 1,7 a 15,2 $ng.l^{-1}$. Macrófitas aquáticas emergentes e seu material particulado fino e perifiton tiveram altos teores Hg total. Macroinvertebrados onívoros/detritívoros e peixes piscívoros associados às macrófitas aquáticas registraram os maiores teores (226,4 $ng.g^{-1}$, e 866,3 $ng.g^{-1}$ respectivamente). Houve biomagnificação em peixes, com teores de Hg total médio variando de 45,8 a 527,8 $ng.g^{-1}$, em função à categoria trófica. A biomagnificação em consumidores primários foi 0,27, em secundários 0,33 e 0,47 em terciários. Houve diferença significativa na bioconcentração e no teor de Hg entre as categorias tróficas do 3º nível trófico e as demais. *Plagioscion squamosissimus* e *Calophysus macropterus* apresentaram teores de Hg acima do permitido (500 $ng.g^{-1}$), e seis outras espécies apresentam riscos para a saúde humana. A estrutura trófica da comunidade íctica definida pelo potencial de biomagnificação ($b=0,15 ng.g^{-1}$) foi: 13 categorias tróficas e 5 níveis tróficos. Houve diferença significativa nos teores de Hg de onívoros, detritívoros, herbívoros/frugívoros, carnívoros/piscívoros e carnívoros/insetívoros, de níveis tróficos diferentes, e sobreposição nos teores de Hg de várias categorias tróficas, aparentemente resultante da plasticidade trófica dos organismos e de fatores ontogênicos. Em conclusão, o uso do solo facilita a liberação do Hg, que é transportado pela lixiviação até o ambiente aquático, onde é retido no sedimento. Ressuspensão dos sedimentos e homogeneização da massa de água facilitam a distribuição e metilação do Hg no lago, aumentando sua biodisponibilidade para a biota e transferência na cadeia trófica. Bancos de macrófitas aquáticas e a comunidade perifítica contribuem com a metilação, distribuição e transferência do Hg nas cadeias alimentares. Bioacumulação nas espécies está atrelada principalmente ao regime alimentar, mas idade, crescimento, e teor de gordura contribuem.

Palavras-chave: Bioacumulação, Biomagnificação, Bioconcentração, Áreas alagadas, Macrófitas aquáticas, Isótopos estáveis, Desmatamento, Antropização, Ecotoxicologia.

ABSTRACT

After the proven power of evil mercury (Hg) to human health, studies have focused on identifying the sources and pathways describe biogeochemical circulation in the environment. In Brazil, the use of Hg during the amalgamation of gold was considered the main source of contamination; however, today the contribution due to the deforestation and burning of forests has become relevant. In the Amazon, the dynamics of Hg in rivers (Negro, Madeira, Acre and Tapajós) is well known, but not in the floodplain, environments recognized as Hg methylation places and socioeconomic importance. To extend this knowledge we analyzed Hg levels in the biotic and abiotic components of Grate Lake Manacapuru (AM), the bioconcentration factor, the biomagnification potential to fish community, and bioaccumulation for commercial fish species were calculated. The Hg levels between 75.89 to 283.99 ng.g⁻¹, being significantly higher in the flood and the podzolic soils. 64.3% of Hg levels measured in sediments were within the range of observed values to not contaminated Amazonian rivers (<200 ng.g⁻¹), and 35.7% for highly anthropogenic rivers. The Hg levels water samples ranged from 1.7 to 15.2 ng.l⁻¹. Emergent aquatic macrophytes and its fine particulate matter and periphyton presented high total Hg levels. Macroinvertebrate omnivores/detritivores and piscivorous fish associated with aquatic macrophytes recorded the highest Hg levels (226.4 ng.g⁻¹ and 866.3 ng.g⁻¹ respectively). There biomagnification in fish, the average Hg levels ranged from 45.89 to 527.82 ng.g⁻¹, depending on the trophic category. The biomagnification factors were 0.27 for first order consumers, 0.33 for second order and 0.47 in third order. There were significant differences in the bioconcentration and total Hg level between the categories of third trophic level and the others. *Plagioscion squamosissimus* and *Calophysus macropterus* presents Hg levels above those permitted by law (500 ng.g⁻¹), and other six species also present risks to human health. The trophic structure of the community defined by the potential biomagnifications ($b=0.15$ ng.g⁻¹) were 13 trophic categories, and five trophic levels. There were significant differences in total Hg levels of in relation to the trophic level of omnivores, detritivores, herbivores/frugivores, carnivores/piscivores and carnivores/insectivores, and overlap in Hg levels of various categories, apparently resulting from the trophic plasticity of organisms and ontogenetic factors. In conclusion, the use of soil facilitates the release of Hg, which is carried by leaching into the aquatic environment where it is retained in the sediment. Sediment resuspension and homogenization of the water, facilitates the distribution and methylation of Hg in the lake, increasing the bioavailability to biota and their transfer into the food chain. The aquatic macrophytes and the periphyton community contribute to methylation, distribution and transfer of Hg in food chains. The processes of bioaccumulation in species are linked primarily to diet, but population factors such as age, growth, and fat levels should contribute to the different bioaccumulation factors observed.

Key-words: Bioaccumulation, Biomagnification, Bioconcentration, Floodplain, Aquatic macrophytes, Stables Isotopes, Deforestation, Anthropization, Ecotoxicology.

LISTA DE TABELAS

	Pg
CAPÍTULO 1	
Tabela 1. Teores de Hg (ng.g^{-1}) nos perfis de solos do Lago Grande de Manacapuru	14
CAPÍTULO II	
Tabela 1. Hg total (ng.g^{-1}) em perifiton (P1 e P2) e em material particulado fino (MPF) associado a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru. n: número de amostras analisadas, média \pm desvio padrão.	33
Tabela 2. Teores de Hg (ng.g^{-1}) e fator de bioconcentração (Bf) em macrófitas aquáticas do lago Grande de Manacapuru. *Utrículos, n: número de amostras analisadas.	34
Tabela 3. Hg total (ng.g^{-1}) em macroinvertebrados associados às macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru, segundo sua categoria trófica, média \pm desvio padrão, por unidade de peso seco e úmido (*). CAR: carnívoro, HER: herbívoro, ONI: onívoro, ONI-DET: onívoro-detritívoro.	36
Tabela 4. Hg total (ng.g^{-1} peso seco) e fator de bioconcentração (Bf) em insetos associados às macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru, segundo sua categoria trófica CAR: carnívoro, HER: herbívoro, ONI-DET: onívoro detritívoro. *larvas	38
Tabela 5. Biometria, teores de Hg total (média \pm desvio padrão ng.g^{-1} peso úmido) e fator de bioconcentração (Bf) em peixes associados a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru para as diferentes categorias tróficas. DET. Detritívoros; HER/FRU, Herbívoro-Frugívoro; ONI, Onívoro; HER. Herbívoro; CAR/INS. Carnívoro-Insetívoro; INS. Insetívoro; CAR/PIS. Carnívoro-Piscívoro; ONI/INS. Onívoro-Insetívoro; PLA. Planctívoro; CAR/LEP. Carnívoro-Lepidófago; PIS. Piscívoro. Número de exemplares (n); valores (min-max) de Comprimento padrão (CP cm) e Peso total (PT g).	39
Tabela 6. Coeficiente de regressão (r), Coeficiente de determinação (r^2) e taxa de bioacumulação (b) para os teores de Hg total em função do comprimento padrão (CP) e do peso total (PT). n: número de amostras analisadas, * regressões significativas ($p < 0,05$). DET. Detritívoros; HER/FRU, Herbívoro-Frugívoro; ONI, Onívoro; HER. Herbívoro; CAR/INS. Carnívoro-Insetívoro; INS. Insetívoro; CAR/PIS. Carnívoro-Piscívoro; ONI/INS. Onívoro-Insetívoro; PLA. Planctívoro; CAR/LEP. Carnívoro-Lepidófago; PIS. Piscívoro.	43
CAPÍTULO III	
Tabela 1. Species organized in ascending order according to the mean concentration \pm standard deviation of total mercury (Hg) within each trophic category in the muscle of fish of commercial importance from Lago Grande Manacapuru. n: number of samples analyzed.	64

Tabela 2. Bioaccumulation rate (B) and correlation coefficient (R) of total mercury total ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$) vs. standard length (cm) of fish from Lago Grande de Manacapuru. ^S **69**
P<0.001. *Bioaccumulation rate for the trophic category

CAPÍTULO IV

Tabela 1. Summary of fish species captured in floodplain lake (Brazilian Amazon). **84**
Number of samples used for Hg analysis and isotope ($n_{\text{Hg}}/n_{\text{N}}$), mean \pm standard deviation of the variables. TC. Trophic categorie, *omn* omnivore, *det* detritivore, *her/fru* herbivore/frugivore, *omn/fru* omnívore/ frugivore, *her* herbivore, *car/pis* carnivore/piscivore, *ins* insectivore, *omn/ins* omnivore/insectivore, *pla* planktivore, *pis* piscivore, *car/ins* carnivore/ insectivore, *car/nec* carnivore/necrophage, *car/lep* carnivore/lepidophage. In bold the species used to estimate biomagnification potential

Tabela 2. Mean \pm standard deviation of the concentration of Hg (ng/g) in the trophic categories of each trophic level of the fishes captured in floodplain lake (Brazilian Amazon).* Trophic categories significant differences in the concentrations of mercury. Different letters indicate significant differences in the trophic categories between the trophic levels. **89**

LISTA DE FIGURAS

	Pg
CAPÍTULO 1	
Figura 1. Lago Grande de Mancapuru, margem esquerda do rio Solimões, município de Manacapuru (Amazonas, Brasil).	13
CAPÍTULO II	
Figura 1. Lago Grande de Mancapuru, margem esquerda do rio Solimões, município de Manacapuru (Amazonas, Brasil).	29
Figura 2. Teores médios de Hg total (ng.g^{-1}) em diferentes partes das macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru.	35
Figura 3. Teores de Hg total (Hg ng.g^{-1}) em macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru para as diferentes categorias tróficas. CAR: carnívoros, HER: herbívoros, ONI: onívoros, ONI-DET: onívoros detritívoros.	37
Figura 4. Teores médios de Hg total (Hg ng.g^{-1}) e fator de bioconcentração (Bf) em peixes associados a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru para as diferentes categorias tróficas. DET, Detritívoros; HER-FRU, Herbívoros-Frugívoros; ONI, Onívoros; HER, herbívoros; CAR-INS, Carnívoros-Insetívoros; INS, Insetívoros; ONI-INS, Onívoros-Insetívoros; PLA, Planctívoros; CAR-PIS, Carnívoros-Piscívoros; PIS, Piscívoros; CAR-LEP, Carnívoros-Lepidófagos.	41
CAPÍTULO III	
Figura 1. Map of Lago Grande de Manacapuru.	61
Figura 2. Mean levels of total mercury in fish from different trophic categories in the Lago Grande de Manacapuru, in the Amazon floodplain. DET, Detritivores; HER/FRU, Herbivores/Frugivores; ONI, Omnivores; ONI/FRU, Omnivores/Frugivores; ONI/INS, Omnivores/Insectivores; PLA, Planktivores; CAR/PIS, Carnivores/Piscivores; PIS, Piscivores; CAR/NEC, Carnivores/Necrophagous.	67
Figura 3. Bioconcentration factor (Bf) among trophic categories in the Lago Grande de Manacapuru, in the Amazon floodplain. DET, Detritivores; HER/FRU, Herbivores/ Frugivores; ONI, Omnivores; ONI/FRU, Omnivores/Frugivores; ONI/INS, Omnivores/ Insectivores; PLA, Planktivores; CAR/PIS, Carnivores/Piscivores; PIS, Piscivores; CAR/NEC, Carnivores/Necrophagous.	68
CAPÍTULO IV	
Figura 1. Map of Mancapuru Lake, floodplain lake, (Brazilian Amazon).	79
Figura 2. Relationship between trophic position ($\delta^{15}\text{N}$) and the logarithm of Hg concentrations in the species fish of the floodplain lake (Brazilian Amazon) used in the model.	87

Figura 3. Mean concentration of Hg (Hg ng/g) in trophic level of the fishes captured in floodplain lake (Brazilian Amazon). The dotted lines and arrows indicate predator influence on prey at different trophic levels **89**

CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

Figura 1. Rotas de distribuição do Hg nos diferentes componentes bióticos e abióticos do lago de várzea (Lago Grande de Manacapuru, Amazonas). Linhas tracejadas identificam componentes não mensurados. Teores de Hg total de cada componente estão indicados nos compartimentos. **102**

SUMÁRIO

	Pg
Resumo	x
Abstract	xi
Lista de Tabelas	xii
Lista de Figuras	Xiv
Introdução	1
Capítulo I Mercúrio em componentes abióticos de um lago de várzea da Amazônia Brasileira	8
Capítulo II Distribuição de mercúrio em macrófitas aquáticas e fauna associada de um lago de várzea do rio Amazonas	24
Capítulo III Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake	57
Capítulo IV Use of $\delta^{15}\text{N}$ and Total Hg levels to analyze structure of fish in a floodplain lake in the Central Brazilian Amazon	75
Considerações Finais	98
Anexo Definições	103

INTRODUÇÃO

Na década de 50 do século passado, o envenenamento com mercúrio (Hg) da população de Minamata (Japão), pelo consumo de peixe contaminado com metil mercúrio (MetilHg), foi identificado como a causa de morte e de diversos problemas neurológicos, mutagênicos e teratogênicos em centenas de pessoas. Esse desastre alertou para a necessidade do entendimento do ciclo do Hg no meio ambiente, já que o metal pode existir em três formas com uma ampla variedade de propriedades: a metálica ou elementar (Hg^0), a divalente (Hg^{2+}), e a metilada (Watras 1992; Watras *et al.* 1998).

A forma metilada é a que oferece maiores riscos à saúde por sua alta toxicidade, pela propriedade lipofílica que facilita sua deposição nos tecidos (bioacumulação) e pela facilidade de mobilização ao longo da cadeia trófica (biomagnificação), tanto em ambientes terrestres quanto no meio aquático. O Hg normalmente é encontrado em níveis traços na biosfera, mas as pesquisas indicam um aumento gradual das concentrações no ambiente, com sua disseminação no solo, água e atmosfera (Malm *et al.* 1997; Bisinoti e Jardim 2004).

Segundo Lacerda (1997) a contaminação por Hg está fortemente associada a atividades antrópicas, seja por sua liberação do solo ou sedimentos durante processos de desmatamento e de drenagem, por sua descarga na água durante a amalgamação de ouro, e/ou pela emissão em processos industriais. Situações que já foram descritas para Amazônia por diversos autores (Malm *et al.* 1997; Malm 1998; Watras *et al.* 1998; Roulet *et al.* 2000; Celo *et al.* 2006; Lacerda *et al.* 2004; Almeida *et al.* 2005). Entretanto há, também, solos com concentrações elevadas de Hg de origem natural (Lechler *et al.*, 2000), como por exemplo na região do alto rio Negro (Zeidman 1998; Fadini e Jardim 2001), na planície costeira do Amapá (Guimarães *et al.* 1999), e em parte da bacia do rio Tapajós (Roulet *et al.* 1998; 2001).

As áreas de inundação sazonal na Amazônia (várzeas e igapós) são ambientes hipóxicos, com sedimentos e solos hidromórficos apontados como potenciais áreas de metilação de Hg (Silva-Forsberg *et al.* 1999; Guimarães *et al.* 2000a; 2000b; Roulet *et al.* 2001; Belger e Forsberg 2006). Nessas áreas a remoção e mobilização do Hg para o ambiente aquático acontecem por processos naturais, como a subida e a descida das águas

(pulso de inundação) e metilação por ação bacteriana tornando o Hg biodisponível para ser incorporado à cadeia trófica.

Segundo Silva-Forsberg *et al.* (1999) a química da água parece ser o principal fator controlador dos teores de Hg em sistemas aquáticos, como já descrito por Watras *et al.* (1998) para ambientes temperados. A metilação e a bioacumulação de Hg pelas bactérias aquáticas são mais eficientes em pHs ácidos, e altos teores de carbono orgânico dissolvido (COD). O metilHg é então produzido tanto nos sedimentos quanto na coluna de água, e, embora o metilHg produzido nos sedimentos seja mais tóxico que o produzido na coluna de água (Bisinoti e Jardim 2004), este último é mais facilmente transportado e absorvido pelo fitoplâncton (Coelho-Souza *et al.* 2006).

A transferência de Hg para as cadeias alimentares aquáticas pode ser acelerada através da reprodução periódica do fitoplâncton e do zooplâncton (Back e Watras 1996; Tremblay *et al.* 1997; Roulet *et al.* 2000), já que estes microorganismos absorvem o Hg dissolvido na água e servem como alimento para componentes dos níveis tróficos superiores. As pesquisas com Hg total em plâncton desenvolvidas por Peleja (2002) em lagos das planícies de inundação dos rios Negro e Tapajós, e por Nascimento *et al.* (2007) no rio Madeira, revelam concentrações acima de 300 ng.g⁻¹ e relação positiva com o tamanho da fração de plâncton.

Por outro lado, herbáceas aquáticas também colaboram no transporte do Hg, e nelas se produz mais metilHg do que na coluna de água ou nos sedimentos (Guimarães *et al.* 2000a; 2000b; Roulet *et al.* 2000). As concentrações de Hg são maiores nas herbáceas flutuantes que nas enraizadas, assim como as raízes apresentam maiores teores do que as folhas (Molisani *et al.* 2006). Por ação do desmatamento e queima do material vegetal o Hg depositado no solo é carregado por lixiviação, associado aos oxihidróxidos de ferro e de alumínio, pela chuva até os corpos de água. Nesses ambientes o Hg passa a integrar o material particulado fino e se deposita nas raízes das macrófitas aquáticas, onde é metilado pela ação bacteriana. Segundo Coelho-Souza *et al.* (2007) durante o período de chuvas há um maior aporte de Hg associado a material orgânico, ácidos húmicos e fúlvicos, o que facilita a metilação em sedimentos argilosos em função do baixo pH que favorece a biodisponibilidade; já no período de seca a morte e a decomposição das herbáceas aquáticas podem facilitar o retorno do Hg à atmosfera.

O metilHg, além de ser tóxico, é bioacumulável nos tecidos e apresenta elevado potencial de biomagnificação, ao aumentar sua concentração com o incremento do nível trófico nas cadeias alimentares. Uma vez dentro do organismo é rapidamente absorvido, e lentamente eliminado, uma meia-vida biológica de 65 a 70 dias no tecido muscular de peixes (Vieira e Alho 2000). A ingestão de peixes com altos teores de Hg pelo homem pode ser prejudicial à saúde caso o seu consumo seja rotineiro, pois, geralmente, mais que 90% do Hg presente em peixes está na forma de metilHg (Godoy *et al.* 2002). Como no organismo o metilHg associa-se com aos eritrócitos, enquanto o Hg inorgânico permanece no plasma, os teores de Hg no sangue são maiores do que em qualquer outro líquido do corpo (Guimarães *et al.* 1999); assim, a presença de Hg em peixes é um bom indicador de sua biodisponibilidade nos sistemas aquáticos, e por isso, muitos pesquisadores têm utilizado os peixes como indicadores de contaminação ambiental em diferentes regiões.

O conhecimento do teor, transporte e dinâmica do Hg no ambiente é necessário para prever o seu potencial impacto sobre os recursos naturais, como o pescado e, em especial, sobre os seres humanos, bem como para avaliar a saúde ambiental do ecossistema. Pouco ainda é conhecido sobre a biogeoquímica do Hg e do metilHg em florestas alagáveis como as várzeas do rio Amazonas, já que boa parte das pesquisas é concentrada em rios e lagos de águas claras ou pretas (rio Tapajós, rio Negro) e em rios com antecedentes de exploração garimpeira de ouro (rio Madeira). Portanto, é importante desenvolver pesquisas em áreas de várzea e, com este propósito, escolheu-se como local de estudo o Lago Grande de Manacapuru (AM) onde áreas mais ou menos antropizadas estão sob os mesmos efeitos da dinâmica hídrica, e onde se desenvolve atividade pesqueira de subsistência e comercial, que representam vias de exportação de Hg e de potencial contaminação humana.

O Hg detectado na cadeia alimentar do lago é possivelmente das reservas existentes nos solos da bacia de inundação, em função da ausência de evidências históricas de exploração garimpeira naquela área. Pelo processo de metilação natural e transporte durante as flutuações do nível das águas, torna-se biodisponível para sua absorção por produtores como fitoplâncton, herbáceas aquáticas e perifiton. Processos intensificados pela ação antrópica que degradam o solo, facilitam a liberação, transporte, e metilação do Hg no ecossistema aquático, incrementando os teores na rede trófica em geral.

Considerando a necessidade de ampliar os conhecimentos sobre a dinâmica do Hg em várzeas, o presente estudo objetivou analisar os teores de Hg em componentes abióticos (solo, sedimento, água e material particulado) e bióticos (herbáceas aquáticas, perifiton, plâncton, invertebrados aquáticos e peixes) do Lago Grande de Manacapuru, mediante a quantificação dos teores de Hg total nos mesmos; o cálculo dos fatores de bioconcentração, biomagnificação e bioacumulação. O texto divide-se em introdução, que faz uma breve apresentação do tema, quatro capítulos onde se sintetizam as informações, e as conclusões gerais.

O primeiro capítulo apresenta os teores de Hg em componentes abióticos e sua relação com os parâmetros limnológicos. O segundo apresenta os teores de Hg nos bancos de herbáceas aquáticas, analisando informações obtidas de componentes abióticos (água e material particulado) e bióticos (as macrófitas aquáticas e sua fauna associada). O terceiro capítulo analisa o processo de bioacumulação de Hg em peixes de importância comercial e suas implicações para o consumo humano. Por último, o quarto capítulo descreve o processo de biomagnificação do Hg na comunidade íctica do lago, e sua relação com isótopos estáveis de Nitrogênio, como forma de entender as relações tróficas e o fluxo de Hg entre as diferentes categorias e níveis tróficos.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Almeida, M. D.; Lacerda, L. D.; Bastos, W. R.; Herrmann, J. C.. Mercury loss from soils following conservation from Forest to pasture in Rodônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, v. 137, p. 179-186. 2005.
- Back, R.C.; Watras, C.J.. Mercury concentration and speciation in the plankton of Northern Wisconsin lakes. Fourth International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Germany (Book of Abstracts); 1996. p. 116.
- Belger, L.; Forsberg, B.R.. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*, v. 367, p. 451-459. 2006.
- Bisinoti, M.C.; W. F. Jardim. O comportamento de metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 593-600. 2004.

- Celo, V.; Lean, D. R. S.; Scott, S. L. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *The Science of the Total Environment*, v.368, p. 126-137. 2006.
- Coelho-Souza, S.; Guimarães, J.R.D.; Mauro, J.B.N.; Miranda, M. R.; S.M.F.O. Azevedo. Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton. *The Science of the Total Environment*, v. 364, p. 188-199. 2006.
- Coelho-Souza, S.; Miranda, M. R.; Guimarães, J.R.D. A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na bacia do rio Tapajós (PA). *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 2, p. 252-263. 2007.
- Fadini, P. S.; Jardim, W. F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by natural occurring mercury. *The Science of the Total Environment*, v. 2275, p.71-85. 2001.
- Godoy, J.M.; Padovani, C.R.; Guimarães, J.R.D.; Pereira, J.C.A.; Vieira, L.M.; Carvalho, Z.L.; Galdino, S.. Evaluation of the siltation of River Taquari, Pantanal, Brazil, through Pb-210 geochronology of floodplain lake sediments. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v.13, p. 71-77. 2002.
- Guimarães, J.R.D.; Fostier, A.H.; Forti, M.C.. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, v. 28, n. 4, p. 296-301. 1999
- Guimarães, J.R.D.; Roulet M.; Lucotte, M.; Mergler, D. ,Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon : seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, v. 261, n.1-3, p. 91-98. 2000a.
- Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Hylander, L.D.; Silva, E.C.; Roule, M.; Mauro, J.B.N.; R. A. Lemos. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, v. 261, n.1-3, p. 99-107. 2000b.
- Lacerda, L.D.. Global emissions of mercury from gold and silver mining. *Journal of Water, Air & Soil Pollution*, v. 97, p. 209-221. 1997.
- Lacerda, L. D.; Souza, C. M. M.; Ribeiro, M. G.. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environmental Pollution*, v. 129, n. 2, p. 247-255. 2004.
- Lechler, P. J.; Miller, J. R.; Lacerda, L. D.; Vinson, D.; Bonzongo, J. C.; Lyons, W. B.; Warwick, J. J.. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and

- fish of the Madeira river basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *The Science of the Total Environment*, v. 260, n. 1-3, p. 87-96. 2000.
- Malm, O.. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environment Research*, v. 77, p. 73-78. 1998.
- Malm, O.; Guimarães, J.R.D.; Castro, M.B.; Bastos, W.R.; Viana, J.P.; Brances, F.J.P.; Silveira, E.G.; Pfeiffer, W.C.. Follow-up of mercury levels in fish hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brasil. *Journal of Water, Air & Soil Pollution*, v. 97, p. 45-51. 1997.
- Molisani, M.M.; Rocha, R.; Machado, W.; Barreto, R.C.; L.D. Lacerda. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1a, p. 101-107, 2006.
- Nascimento, E.L.; Gomes, J.P.O.; Almeida, R.; Bastos, W.R.; Bernardi, J.V.E.; Miyai, R.K. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 2, n. 1, p. 67-72. 2007
- Peleja, J. R. P. Os fatores que influem no nível de mercúrio (Hg) na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Amazonas. 73p. 2002.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rheault, I.; Farella, N.; da Silva, E.D.; Dezencourt, J.; Passos, C.J.S.; Soares, G.S. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. *The Science of the Total Environment*, v. 223, p. 1-24. 1998.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Courcelles, M.; Guimarães, J. R. D.; Mergler, M.; Amorim, M.. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the Central Amazon. *Chemical Geology*, v. 165, p. 243-266, 2000.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Goch, Y. G. F.; Peleja, J. R. P.; Guimarães, J. R. D.; Mergler, D.; Amorim, M.. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers Brazil. *Limnology and Oceanography*, v. 46, p. 1141-1157. 2001.
- Silva-Forsberg, M.C.; Forsberg, B.R.; Zeidemann, V.K. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon basin. *Ambio*, v. 28, n. 6, p. 519-21. 1999.

- Tremblay, A.; Lucotte, M.; Rheault, I. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of northern Québec (Canada). *Journal of Water, Air & Soil Pollution*, v. 91, p. 255-69. 1997
- Vieira, M. L.; Alho, C. J. R. Biomagnificação de mercúrio no Pantanal. *III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Os Desafios do novo milênio*. EMBRAPA, Corumbá, Brasil, p. 336-337, 2000
- Watras, C.J. Mercury and Methylmercury in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. *Limnology and Oceanography*, v. 37, n. 6, p. 1313-8. 1992
- Watras, C. J.; Back, R. C.; Halvorsen, S. Hudson, R. J. M.; Morrison, K. A; Went, S. P. Bioaccumulation of Mercury in Pelagic Freshwater Food Webs. *The Science of the Total Environment*, v. 219, p. 183-208. 1998.
- Zeidemann, V. K.. *A geoquímica do mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio*. Tese de Mestrado, INPA, Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 1998.

CAPÍTULO I

Mercúrio em componentes abióticos de um lago de várzea da Amazônia brasileira

Beltran-Pedrerros S., J. Zuanon, J.R.P. Peleja. Mercúrio em componentes abióticos de um lago de várzea da Amazônia brasileira.

Formatado segundo as normas da Revista Acta Amazonica

Mercúrio em componentes abióticos de um lago de várzea da Amazônia brasileira

Sandra BELTRAN-PEDREROS^{1,2,3}, Jansen ZUANON¹, José R. P. PELEJA⁴

RESUMO

A pesquisa objetivou quantificar os teores de Hg total em solos, sedimento e água de um lago de várzea da Amazônia. Amostras desses componentes foram coletadas em nove pontos durante a enchente e vazante do Lago Grande de Manacapuru (AM), onde a antropização do ambiente está relacionada a desmatamento e uso da terra para criação de gado. Os maiores teores de Hg dos solos foram registrados no perfil de 50-60 cm de profundidade, sendo mais elevados em solos podzólicos. 64,3% dos teores de Hg em sedimentos estiveram entre os valores observados para rios Amazônicos não contaminados, e 35,7% para rios altamente antropizados. Entre as amostras de água, os maiores teores estiveram em amostras coletadas entre macrófitas aquáticas. O Hg retido em solo e sedimento torna-se disponível por efeito da antropização do solo e a resuspensão dos sedimentos durante a enchente e vazante, e passa a ser distribuído no lago pela homogeneização da massa de água, aumentando a biodisponibilidade para a biota e sua transferência na cadeia trófica.

PALAVRAS-CHAVE: Mercúrio total, sedimento, solo, água, Amazônia

Mercury in abiotic components of a floodplain lake in the Brazilian Amazon

ABSTRACT

The aim of the study was to quantify the levels of total Hg in soils, sediment and water from an Amazonian floodplain lake. Samples of these components were collected in nine locations during the rising and lowering waters in the Great Lake of Manacapuru (AM), where anthropization of the environment is related to deforestation and the use of land for livestock. The highest Hg levels were recorded in the profile of 50 to 60 cm depth, being higher in podzolic soils. 64.3% of the Hg values were among the observed values in the Amazonian unpolluted Rivers, and 35.7% were values of highly anthropized. From the water samples, the highest levels were in the aquatic macrophytes. The Hg retained in the soil and sediment are available by the effect of anthropization of the soil and sediment resuspension during rising and lowering waters, and become distributed in the lake for the homogenization of the water body, increasing the availability to the biota and their transfer to the trophic network

KEYWORDS: Total Mercury, sediments, soil, water, Amazonia

¹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coordenação de Pesquisas em Biodiversidade. Estrada do Aleixo, 1756, 69083-001 Manaus, AM, Brazil. beltranpedreros@hotmail.com (SBP), jzuanon3@gmail.com (JZ).

²Faculdade La Salle Manaus, Coordenação de Pesquisas. Av. Dom Pedro I, 151, 69040-040 Manaus, AM, Brazil.

³Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos. Av. General Rodrigo Octávio Jordão Ramos, 3000, Campus Universitário, Coroado I, 69077-000 Manaus, AM, Brazil.

⁴Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), Laboratório de Biologia Ambiental, Santarém. Av. Vera Paz, s/nº, 68135-110 Santarém PA, Brazil. reinaldopeleja@yahoo.com.br (JRPP).

INTRODUÇÃO

As áreas alagáveis da bacia amazônica (várzeas e igapós) são submetidas a uma grande variação sazonal causada principalmente pela flutuação da pluviosidade de toda a bacia de drenagem e do degelo anual do verão andino que geram alagamentos regulares de extensas áreas naturais, expandindo periodicamente o ambiente aquático e deslocando a zona de interface terra-água (Junk 1993). Melack e Hess (2010) indicaram que estas ocupam mais de 800.000 km² (14% da área da bacia), mas só o rio Amazonas inunda periodicamente cerca de 98.110 km² de terras, formando as denominadas várzeas (12,2% das planícies de inundação). A flutuação temporal do nível hidrométrico dos rios permite delimitar quatro períodos durante o ciclo sazonal: enchente, cheia, vazante e seca (Bittencourt e Amadio 2007). A variação temporal na dinâmica hidrológica exerce influência na geomorfologia local pela erosão e sedimentação sazonais, influencia as características estruturais da vegetação, e modifica a estrutura da paisagem (Junk e Piedade 1997) gerando um complexo sistema de faixas de terra, canais, lagos de tamanho e forma variados, ilhas e diques marginais submetidos a grandes oscilações de área e profundidade (Sioli 1951; Junk 1980; Junk *et al.* 1989).

De acordo com Ayres (1993) a várzea compreende apenas 3% da Amazônia, entretanto sua representatividade é muito alta dentro dos sistemas inundáveis. Essas formações datam do Quaternário, sendo considerados ecossistemas geologicamente recentes (Worbes *et al.* 1992). O nível elevado do lençol freático e a inundação periódica limitam os processos pedogenéticos, ocasionando solos jovens e, em alguns casos, sedimentos em processo incipiente de pedogênese (Lima 2001). Por sua natureza sedimentar recente, os solos da várzea guardam estreita relação com o material de origem, sedimentos normalmente eutróficos, com elevados teores de silte, areia fina, e cátions de Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e Al³⁺ provenientes das regiões andina e subandina, transportados pelos rios e depositados na planície aluvial (Lima *et al.* 2006). A base dos solos da várzea é a Formação Solimões, constituída de arenitos e siltitos de origem marinha do Mioceno, com predominância de SiO₂, Al₂O₃ seguidos de Fe₂O₃, K₂O, CaO, MgO e Na₂O (Horbe *et al.* 2007). Sobreposta desde o alto Solimões até próximo a Manaus está a Formação Içá, formada de arenitos e arenitos argilosos fluviais rosados e esbranquiçados, siltitos e argilitos friáveis amarelados, avermelhados, localmente ferruginizados (Queiroz *et al.* 2009).

Juntamente com a periódica alagação por águas ricas em nutrientes e partículas em suspensão (Junk 1984), o ambiente de várzea é marcado por mudanças temporais nos parâmetros físico-químicos da água, tanto sazonalmente como nos ciclos nictemerais (Almeida e Melo 2009). Na seca, os lagos possuem menor volume de água e podem ou não ter comunicação com os rios adjacentes, já na cheia, destaca-se o grande aporte de água dos rios para os ambientes lênticos, o que pode tornar suas características limnológicas mais homogêneas (Thomaz *et al.* 2007). Parâmetros limnológicos como oxigênio dissolvido e turbidez sofrem variações significativas, por exemplo, as águas apresentam baixas concentrações de oxigênio durante a seca, aumentando à medida que a água do canal principal alcança os lagos (Junk 1980). Os processos ecológicos dos lagos, também, sofrem mudanças ao longo do ciclo sazonal, em especial os relacionados à disponibilidade de recursos e ao padrão de mistura da massa de água, decorrente da estrutura térmica da coluna de água (Almeida e Melo 2009).

Solos argilosos, como os da várzea, têm alta capacidade de complexar, adsorver química e/ou fisicamente o mercúrio (Hg) que pode ser acumulado durante anos; e assim, a quantidade de Hg acumulada depende da taxa de deposição, das características físico-químicas e do tempo de formação do solo (Oliveira *et al.* 2007). Segundo Grigal (2003), teores basais de Hg em solo situam-se em torno de 140 ng g^{-1} ; por isso, elevados teores de Hg registrados em solos de sistemas aquáticos amazônicos foram atribuídos a atividades mineradoras (Malm 1998; Lacerda *et al.* 2004). Entretanto, o Hg da atmosfera derivado de processos naturais e antrópicos é transportado e depositado na água ou no solo, onde sua dinâmica está associada à do carbono orgânico presente nos sistemas aquáticos e terrestres das planícies de inundação (Fadini e Jardim 2001).

As principais formas iônicas de Hg são complexadas por ácidos húmicos, fúlvicos e moléculas orgânicas (Miretzky *et al.* 2005). No solo esses complexos são adsorvidos na superfície das argilas e na matriz sólida, que consiste principalmente de óxidos de ferro, alumínio e manganês, e substâncias húmicas (Roulet *et al.* 1998). Altos teores de Hg nos solos têm sido registrados no rio Tapajós, onde o Hg está associado a complexos organometálicos na fração mineral do solo (Roulet *et al.* 1998), e no Estado do Acre em solos não antropizados com baixas concentrações de matéria orgânica ($17\text{-}279 \text{ ng g}^{-1}$) (Brabo *et al.* 2003).

Mensurações de teores de Hg em componentes abióticos como sedimento, solo, água e material particulado em planícies inundadas da Amazônia têm sido efetuadas

especialmente em locais com antecedentes de aporte de Hg pela mineração, como nos rios Madeira (Malm 1991; Lechler *et al.* 2000; Almeida 2005; Almeida *et al.* 2005; Galvão *et al.* 2007; Linhares *et al.* 2009) e Tapajós (Roulet *et al.* 1998; Guimarães *et al.* 2000; Farella *et al.* 2001). Em rios onde os fatores biogeoquímicos favorecem altos teores de Hg como no rio Acre (Mascarenhas *et al.* 2004), na bacia do rio Negro (Zeidemann 1998; Fadini e Jardim 2001; Magarelli e Fostier 2005a; 2005b; de Oliveira *et al.* 2007), e em solos na região de Manaus (do Valle *et al.* 2005). Mas, em ambiente de várzea, onde não há antecedentes de garimpo, onde se desenvolve parte importante das actividades productivas humanas (agricultura, pesca e pecuária), e onde estão os maiores assentamentos humanos da região, torna-se necessário quantificar os teores de Hg em componentes abióticos para entender a dinâmica dos processos de mobilização do mesmo, sua relação com o ciclo hidrológico e com os componentes bióticos do sistema.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As amostras foram coletadas no Lago Grande de Manacapuru, localizado na margem esquerda do rio Solimões-Amazonas (3°24'S e 60°50'W) (Fig. 1). Em função do ciclo hidrológico e da ampla bacia de captação do lago, durante a seca o maior aporte de água provém de paranás de lagos mais internos como Amaná e Caapiranga (água clara); na enchente se acrescentam os aportes de igarapés de terra firme, e na cheia o maior aporte provém do rio Solimões-Amazonas (água branca) (Darwich, 2012 *com.pess.*). O lago apresenta características típicas de várzea, com solos eutróficos do tipo gleissolo aluvial e gleissolo húmico de relevo plano ao redor da margem, e ao norte com leve elevação de solos podzólicos vermelho-amarelos (EMBRAPA *et al.*, 2007). Segundo Queiroz *et al.* (2009), as características limnológicas do lago são típicas de águas do rio Solimões-Amazonas dominadas por bicarbonatos de potássio e de sódio.

Coleta e análise de solo, sedimento e água

As amostras foram coletadas em nove pontos submetidos a alagações sazonais, durante a enchente e vazante de 2008 e 2009, por representar vetores diferentes da dinâmica das águas. Amostras de solo foram retiradas com trado em três profundidades 0-10, 50-60 e 90-100 cm, o sedimento do fundo do lago com draga Eckman a uma distância aproximada de 100m da margem, e as amostras de água (250 ml) manualmente com garrafas plásticas tipo PET (com teores de Hg não detectáveis; cf Fadini e Jardim, 2000) a

50 cm de profundidade, entre as macrófitas aquáticas e a 200m da borda dos bancos de plantas. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos com lacre de pressão e mantido em gelo para transporte. Solo e sedimento foram secos em estufa com ventilação a 60 °C durante 24 horas para homogeneização por trituração, e mantidos em garrafas plásticas até o análise. Teores de Hg são expressos em ng.g^{-1} de peso seco.

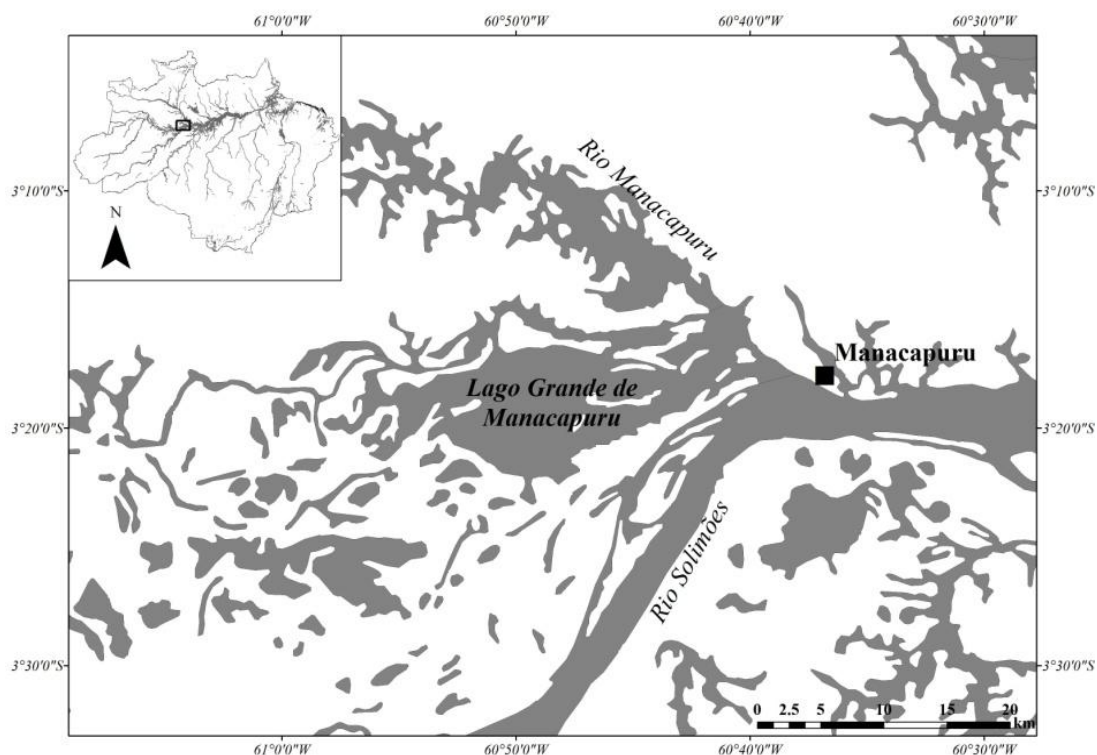


Figura 1. Lago Grande de Manacapuru, município de Manacapuru (Amazonas, Brasil), na margem esquerda do rio Solimões.

Análises de Hg em solo e sedimento seguiram a metodologia de Pichet *et al* (1999): subamostras de ± 2 g foram digeridas adicionando 10 ml de água deionizada, 5 ml de H_2SO_4 concentrado, 2,5 ml de HNO_3 concentrado, e 10 ml de solução de KMnO_4 7,5% (m/v). Após 15 min adicionaram-se 5 ml de solução de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 8% (m/v), aquecendo a mistura por 2 h a 95 °C. Após resfriar, o excesso de permanganato foi reduzido pela adição de solução de $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ 12% (m/v), e diluídas com água Milli-Q até 3 ml. A digestão das amostras de água foi realizada em uma subamostra de 10 ml com 100 μl de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ 5%, submetida à oxidação ultravioleta em reator fotoquímico por 30 min. Alíquotas de 0,1 ml das subamostras de solo e de 5 ml das de água foram reduzidas com SnCl_2 , e analisadas em

espectrômetro de fluorescência atômica a vapor frio. A confiabilidade do método analítico foi testada através da análise do padrão de referência do National Research Council of Canadá para solo e sedimento PACS-2, $\bar{X} = 3006.7 \pm 166.6 \text{ ng.g}^{-1}$ de Hg (n=4) comparado com o valor de referência de $3040 \pm 200 \text{ ng.g}^{-1}$.

O teste t foi usado para verificar a existência ou não de diferença significativa dos teores médios de Hg em cada tipo de solo, sedimento e água entre os dois períodos hidrológicos analisados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Solo

Os teores de Hg total no solo variaram de 75,89 a 283,99 ng.g^{-1} (Tabela 1). Em 66,7% das amostras os teores de Hg total foram maiores no estrato de 50-60 cm de profundidade. Teor de Hg no solo foi significativamente maior na enchente ($\bar{X} = 165,50 \pm 46,6 \text{ ng.g}^{-1}$) do que na vazante ($\bar{X} = 130,21 \pm 32,9 \text{ ng.g}^{-1}$) (gl=24; t=2,52; p=0,0018). Solos podzólicos apresentaram maiores teores de Hg ($\bar{X} = 150,54 \pm 49,8 \text{ ng.g}^{-1}$) que os gleissolos ($\bar{X} = 139,28 \pm 33,9 \text{ ng.g}^{-1}$), diferença significativa entre enchente ($\bar{X} = 175,35 \pm 47,8 \text{ ng.g}^{-1}$) e vazante ($\bar{X} = 125,74 \pm 30,6 \text{ ng.g}^{-1}$) (gl=14; t=2,38; p=0,031), e teores maiores no perfil de 50-60 cm. Gleissolos não apresentaram diferença significativa entre enchente ($\bar{X} = 150,71 \pm 32,0 \text{ ng.g}^{-1}$) e vazante ($\bar{X} = 136,92 \pm 25,9 \text{ ng.g}^{-1}$).

Tabela 1. Teores de Hg (ng.g^{-1}) nos perfis de solos do Lago Grande de Manacapuru

Período	Solo	Ponto	0-10 cm	50-60 cm	90-100 cm
Enchente	Podzólico	1	180,46	283,99	212,82
		2	116,74	142,78	132,83
		3	146,71	203,19	158,67
	Gleissolo	4	178,88	177,90	163,29
		5	145,00	159,46	79,74
Vazante	Podzólico	1	125,83	179,21	127,66
		2	103,29	95,50	105,56
		3	75,89	172,22	146,49
	Gleissolo	4	108,63	118,86	98,40
		5	170,37	132,96	83,77
		6	160,03	149,94	176,17
		7	151,17	91,38	161,18

Almeida (2005) estudando solos da bacia do rio Madeira observou tendência ao aumento de Hg com o aumento da profundidade em solos degradados. Segundo o autor, essa tendência pode estar relacionada à lixiviação de Hg para as camadas mais profundas e ricas em óxidos-hidróxido de ferro e alumínio, enquanto em áreas florestadas os solos apresentaram maiores teores na superfície rica em matéria orgânica. No estudo de Oliveira *et al.* (2007), em solos alagáveis e não alagáveis da bacia do rio Negro, os maiores teores de Hg foram mensurados em solos com maiores teores de húmus, mas os teores de Hg diminuíram com o aumento da profundidade.

Para os solos gleissolos do lago de Manacapuru a concentração de Hg diminuiu com a profundidade, e na superfície, onde a quantidade de matéria orgânica é maior os teores de Hg foram maiores que em solos podzólicos de áreas antropizadas, desflorestadas para o assentamento de comunidades humanas e para criação de gado. As amostras de gleissolo dos pontos 4 e 5 situam-se em paranás que comunicam com lagos internos da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Piranha. Nesses locais as margens apresentam trechos de floresta ombrófila aberta ou floresta secundária, pastagens para criação de gado, e alguns agrupamentos de flutuantes. Os pontos 6 e 7 localizam-se em pequenas ilhas do lago, nas quais o solo fica exposto e seco apenas no auge da vazante seca. Estes locais apresentam uma vegetação herbácea típica de várzea (*obs. pess*).

Os teores de Hg nas amostras de solo do lago situam-se entre os limites registrados para outros locais da bacia Amazônica e registrados na literatura, incluindo ambientes afetados por rejeitos de garimpo (Bastos e Lacerda 2004; Oliveira *et al.* 2007). Do Valle *et al.* (2005), estudando a distribuição de Hg em diferentes tipos de solos da região de Manaus observaram que o tipo de solo é um dos fatores que influencia na concentração de Hg. As concentrações determinadas foram semelhantes às obtidas por outros autores em áreas com atividades mineradoras (Malm 1991; Roulet *et al.* 1998; Guimarães *et al.* 1998, 2000, Lechler *et al.* 2000; Almeida 2005;), assim, em função da ausência de atividades de mineração na várzea do rio Solimões-Amazonas é possível que as fontes de Hg sejam naturais.

Durante a enchente, quando o volume de chuva é maior, os solos podzólicos antropizados se encharcam, e são perturbados pelo peso do gado ao caminhar, facilitando a liberação do Hg associado aos compostos orgânicos e seu transporte até o lago, onde passa a ser depositado no sedimento ou fica retido pelas macrófitas aquáticas, onde pode ser incorporado pela comunidade perifítica. No caso dos gleissolos o estoque de Hg é produto

da deposição dos aportes de Hg das terras mais altas durante a vazante, e/ou do fluxo gasoso na interface solo/atmosfera (Magarelli e Fostier 2005a; Almeida 2005).

A capacidade de mobilização e acúmulo de Hg no solo relaciona-se às propriedades biogeoquímicas e ao grau de manutenção do complexo ciclo de nutrientes e água entre o solo e a floresta. Alterações no ecossistema como desmatamento para uso na agricultura ou pastagem, construção de estradas e assentamentos humanos facilitam a volatilização do Hg do solo (Lacerda *et al.* 2004).

Sedimento

Os teores de Hg total nas amostras de sedimento variaram de 136,23 a 412,69 ng.g⁻¹ (\bar{X} =243,88±80,5 ng.g⁻¹), e não houve diferença significativa (gl=12; t=0,13; p=0,89) entre os valores médios obtidos na enchente (\bar{X} =246,95±75,0 ng.g⁻¹) e na vazante (\bar{X} =240,80±91,6 ng.g⁻¹). 64,3% das amostras (11 de 14 amostras) apresentaram valores abaixo do que Pfeiffer *et al.* (1989) e Lacerda *et al.* (1991) consideram como valores de referência para rios amazônicos não contaminados (200 ng.g⁻¹ e 5-280 ng.g⁻¹, respectivamente). Comparativamente, o nível médio de Hg registrado nos sedimentos superficiais do Lago Grande de Manacapuru foi maior que os valores registrados em rios não poluídos ou com alguma ação antrópica, como no rio Acre (54 ng.g⁻¹; Mascarenhas *et al.* 2004); no rio Bento Gomes (MT) (91 ng.g⁻¹; Oliveira *et al.* 1999); no rio Madeira (52 ng.g⁻¹; Silveira *et al.* 1999); no baixo rio Tapajós (168 ng.g⁻¹; Roulet *et al.* 2000) e na Plataforma Continental Amazônica (85 ng.g⁻¹; Siqueira e Aprile 2007). Por outro lado foram menores que os registrados para rios com antecedentes de poluição resultante de ação antrópica, como mineração e desflorestamento como no rio Rato e seus afluentes (230 ng.g⁻¹ e 1.600 ng.g⁻¹) (Silva 1997); no rio Acre (580 ng.g⁻¹) e, no rio Madeira (520 ng.g⁻¹) (Galvão *et al.* 2007).

Balogh *et al.* (1997) afirmaram que o Hg é adsorvido nos sedimentos, nos sólidos em suspensão (incluindo a matéria orgânica), e nos óxidos e hidróxidos de ferro e manganês. Entretanto, Mascarenhas *et al.* (2004) indicaram que ainda que a força de ligação do Hg ao material particulado em suspensão na coluna de água seja muito grande, a adsorção é pequena (menor que 10%), ocorrendo predominantemente em condições de pH ácido (menor que 5). Embora as condições de pH neutro no lago de várzea não favoreçam a adsorção do Hg dissolvido na água pelo sedimento, a abundância de matéria orgânica no sedimento, e de óxidos e hidróxidos de ferro, proporcionam condições favoráveis para o processo de adsorção.

Água

Os teores de Hg total em amostras de água obtidas no meio do lago (n=18) variaram de 1,7 a 11,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=7\pm 2,6$ ng.l⁻¹), com teores na vazante de 1,7 a 10,7 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=5,8\pm 2,8$ ng.l⁻¹) e de 6 a 11,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=8,2\pm 2$ ng.l⁻¹) na enchente; já os teores de Hg nas amostras coletadas entre as macrófitas aquáticas (n=18) variaram de 4,1 a 15,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=7,2\pm 3,3$ ng.l⁻¹), com teores de 4,3 a 13,9 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=8\pm 3,1$ ng.l⁻¹) na vazante e 5,0 a 15,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=7,2\pm 3,7$ ng.l⁻¹) na enchente. Não houve diferença significativa entre os teores de Hg na água da enchente e da vazante tanto das amostras coletadas entre as macrófitas (gl=16; t=-0,02; p=0,98), quanto nas amostras coletadas no meio do lago (gl=14; t=2,09; p=0,055).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), 10 ng.l⁻¹ é o valor máximo de Hg permitido em amostras de água para consumo humano, e sete amostras apresentaram valores superiores a esses limites. Amostras de dois pontos, com alta turbidez pela ressuspensão do sedimento ocasionada pelo trânsito de embarcações, e coletadas entre macrófitas apresentaram teores de Hg superiores, tanto na vazante (10,5-13,9 ng.l⁻¹) quanto na enchente (11,3-15,2 ng.l⁻¹). O ponto de amostragem correspondente ao Paraná do Piranha apresentou teores de Hg acima do permitido nas amostras de águas abertas tanto na enchente (11,0 ng.l⁻¹) quanto na vazante (10,7 ng.l⁻¹), mas valores baixos para as amostras de água entre as macrófitas. Esse local apresenta correnteza mais forte pelo fluxo de água entre os lagos internos do Lago Piranha e o Lago Manacapuru, assim os sedimentos se mantêm em suspensão e o Hg encontra-se mais distribuído na coluna de água, do que retido nas raízes das macrófitas.

CONCLUSÕES

Os solos e sedimentos do Lago Grande de Manacapuru deram indícios de serem estoques naturais de Hg no sistema, mas é necessário ampliar as pesquisas para mensurar o aporte de Hg atmosférico, decorrente do desmatamento e da queima de matéria orgânica, que é transportado pelos ventos; assim como a fração liberada pelos solos e sedimentos do lago à atmosfera.

Processos de uso do solo como o desmatamento para formação de pastagem se apresentam como altamente perigosos para a liberação e biodisponibilidade do Hg no ecossistema de várzea, já que a lixiviação e o pulso de inundação favorecem o transporte e distribuição do Hg no sistema aquático. O Hg retido em solo e sedimento fica disponível

por efeito da antropização do solo e a resuspensão dos sedimentos durante a enchente e vazante, e passa a ser distribuído no lago pela homogeneização da massa de água, aumentando a biodisponibilidade para a biota e sua transferência na cadeia trófica.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao Programa BASPA, e pelas bolsas DTI da pesquisadora Sandra Beltran-Pedrerros e de produtividade de Jansen Zuanon (Processo # 307464/2009-1). Agradecemos também à PETROBRAS, CPBIO-INPA, UFAM e UFOPA pelo apoio logístico, à FAPEAM pelo apoio à pesquisa (Programa PIPT, Processo # 2864-08) e pela bolsa de doutorado para Sandra Beltran-Pedrerros, assim como à CAPES pela bolsa de doutorado para Sandra Beltran-Pedrerros.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Almeida, F. F.; Melo, S. 2009. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão - Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31(4):387-395.
- Almeida, M. D.. 2005. *Biogeoquímica do mercúrio na interface solo-atmosfera na Amazônia*. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 187 p.
- Almeida, M. D.; Lacerda, L. D.; Bastos, W. R.; Herrmann, J. C.. 2005. Mercury loss from soils following conservation from Forest to pasture in Rodônia, Western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, 137:179-186.
- Ayres, J. M. C. 1993. *As matas de várzea do Mamirauá*. MCT-CNPq-Programa do trópico úmido, Sociedade Civil de Mamirauá, Brasil.
- Balogh, S.J.; Meyer, L.M.; Johnson, D.K. 1997. Mercury and suspended sediment loading in the lower Minnesota River. *Environmental Science and Technology*, 32(4):456-462.
- Bastos, W. R.; Lacerda, L. D. 2004. A contaminação por mercúrio na bacia do rio Madeira: uma breve revisão. *Geochimica Brasiliensis*, 18(2):99-114
- Bittencourt, M. M.; Amadio, S. A. 2007. Proposta para a identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões – Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, 37(2):303-308.

- Brabo, E. S.; Angelica, R. S.; Silva, A. P.; Faial, K. R. F.; Mascarenhas, A. F. S.; Santos, E. C. O.; Jesus, I. M.; Loureiro, E. C. B.. 2003. Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of Acre State in Brazilian Amazon. *Water Air and Soil Pollution*, 147(1-4):61–77.
- EMBRAPA, UFAM, SIPAM. 2007. *Mapas pedológicos de municípios do meio Solimões: Área de estudos do PIATAM*. Manaus, EDUA, 20p.
- Fadini, P. S.; Jardim, W. F.. 2000. Storage of natural water samples for total and reactive Mercury analysis in PET bottles. *Analist*, 125:549-551.
- Fadini, P. S.; Jardim, W. F.. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by natural occurring mercury. *The Science of the Total Environment*, 2275:71-85.
- Farella, N.; Lucotte, M.; Louchouart, P.; Roulet, M.. 2001. Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, 32:1443-1458.
- Galvão, R. C. F.; Bernardi, J. V. E.; Almeida, R.; Bastos, W. R.; Gomes, J. P. de O.. 2007. Relação espacial do mercúrio e elementos traços em sedimento de fundo no alto rio Madeira. *Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico*. Taubaté, 07-09 de novembro, IPABHi, 51-57p.
- Grigal, D.F. 2003. Mercury sequestration in Forest and Peatlands. *Journal of Environmental Quality*, 32:393-405.
- Guimarães, J. R. D.; Meili, M.; Malm, O.; Brito, E. M. S.. 1998. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake of the Pantanal wetland, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 213:165-175.
- Guimarães, J. R. D.; Roulet, M.; Lucotte, M.; Mergler, D.. 2000. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, 261(1-3): 91-98.
- Horbe, A. M. C.; Paiva, M. R. P.; Motta, M. B.; Horbe, M. A.. 2007. Mineralogia e geoquímica dos perfis sobre sedimentos neógenos e quaternários da bacia do Solimões na região de Coari - Amazonas. *Acta Amazônica*, 37: 81-90.
- Junk, W. J.. 1980. Áreas inundáveis, um desafio para a limnologia. *Acta Amazonica*, 10(4):775-795.

- Junk, W. J.. 1984. Ecology of the Várzea, Floodplain of Amazonian Whitewater Rivers. In: Sioli, H. (Ed.). *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dordrecht: Dr. W. Junk. Publishers, cap. 8, p. 215-243.
- Junk, W. J.. 1993. Wetlands of Tropical South America. In: Whigham, D.; Hejny, S.; Dykyjova, D. (Eds). *Wetlands of the world*. Dr. W. Junk Publ, Dordrecht, pp 679–739
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:110-127.
- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk, W. J. (Ed.). *The Central Amazon Floodplain, Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 147–186.
- Lacerda, L. D.; Pfeiffer, W. C.; Marins, R. V.; Rodrigues, S.; Souza, C. M. M.; Bastos, W. R.. 1991. Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in Poconé, Brazil. *Water Air Soil Pollution*, 55: 283-294.
- Lacerda, L. D.; Souza, C. M. M.; Ribeiro, M. G.. 2004. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environmental Pollution*, 129(2):247-255.
- Lechler, P. J.; Miller, J. R.; Lacerda, L. D.; Vinson, D.; Bonzongo, J. C.; Lyons, W. B.; Warwick, J. J.. 2000. Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira river basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments? *Science of the Total Environment*, 260(1-3):87-96
- Lima, H. N. 2001. *Gênese, química, mineralogia e micromorfologia de solos da Amazônia Ocidental*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 176p.
- Lima, H. N.; de Mello, J. W. V.; Schaefer, C. E. G. R.; Ker, J. C.; Lima, A. M. N.. 2006. Mineralogia e química de três solos de uma topossequência da bacia sedimentar do alto Solimões, Amazônia Ocidental. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 30:59-68.
- Linhares, D. P.; da Silva, J. M.; de Lima, T. R.; Gomes, J. P. O.; Almeida, R.; Bastos, W. R.. 2009. Mercúrio em diferentes tipos de solos marginais do baixo rio Madeira – Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1):117-130.

- Magarelli, G.; Fostier, A.H.. 2005a. Quantificação de fluxos de mercúrio gasoso na interface solo/atmosfera utilizando câmaras dinâmicas de fluxo: aplicação na bacia do rio Negro. *Química Nova*, 26:968-974.
- Magarelli, G.; Fostier, A.H.. 2005b. Influence of deforestation on the Mercury air/soil Exchange in the Negro River Basin, Amazon. *Atmospheric Environment*, 39: 7518-7528.
- Malm, O.. 1991. Estudo da contaminação ambiental e humana por mercúrio na região garimpeira de ouro do rio Madeira, Amazônia. Tese de doutorado, Universidade Federal de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro,
- Malm, O.. 1998. Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environment Research*, 77:73-78.
- Mascarenhas, A. F. S.; Brabo, E. S.; Silva, A. P.; Fayal, K. F.; Jesus, I. M.; Santos, E. C. 2004. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, Estado do Acre, Brasil. *Acta Amazonica*, 34(1):61-68.
- Melack, J. M.; Hess, L. L.. 2010. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W. J.; Piedade, M. T. F.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Parolin, P. Amazonian floodplain forest: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. Springer, *Ecological Studies*, 210(3):43-59.
- Miretzky, P.; Bisinoti, M. C.; Jardim, W. E.; Rocha, J. C.. 2005. Factors affecting Hg (II) adsorption in soils from the rio Negro basin (Amazon). *Química Nova*, 28(3):438-443.
- Oliveira, I.J.; Hylander, L.D.; Barros, A.J.P.; Singulane, L.M.C.; Laet, S.M.; Barreto, L.B.; Silva, G.D.; Araújo, S.A.. 1999. Monitoring of heavy metals in the Bento Gomes river basin, Poconé, Mato Grosso, Brasil. In: *Book of Abstract of the 5th International Conference Mercury as a Global Pollutant*. Rio de Janeiro, RJ, p.522.
- de Oliveira, L. C.; Serudo, R. L.; Botero, W. G.; Mendonça, A. G. R.; dos Santos, A.; Rocha, J. C.; Carvalho Neto, F. da S.. 2007. Distribuição de mercúrio em diferentes solos da bacia do médio rio Negro-AM: influência da matéria orgânica no ciclo biogeoquímico do mercúrio. *Química Nova*, 30(2):274-280.
- Pfeiffer, W. C.; Lacerda, L. D.; Malm, O.; Souza, C. M. M.; Silveira, E. G.; Bastos, W. R..1989. Mercury concentrations in inland Waters of Rondônia, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 87-88 :233-240.

- Pichet, P.; Morrison, K.; Rheault, I.; Tremblay, A. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. IN: Lucotte, M.; Schetagne, R.; Thérien, N. Langlois, C.; Tremblay, A. (Eds). *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin: Springer, p. 41-52.
- Queiroz, M. M. A.; Horbe, A. M. C.; Seyler, P.; Moura, C. A. V.. 2009. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães – Amazonas – Brasil. *Acta Amazonica*, 39(4):943-952.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rheault, I.; Farella, N.; da Silva, E.D.; Dezencourt, J.; Passos, C.J.S.; Soares, G.S. 1998. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. *The Science of the Total Environment*, 223:1-24.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Courcelles, M.; Guimarães, J. R. D.; Mergler, M.; Amorim, M.. 2000. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the Central Amazon. *Chemical Geology*, 165:243-266.
- Silva, A. P. 1997. Projeto Itaituba: programa de ciência e tecnologia ambiental. *Série Tecnologia Ambiental*. CETEM/CNPq. Rio de Janeiro, RJ, 66pp.
- Silveira, E.G.; Bastos, W.R.; Malm, O.; Bonotto, D.M. 1999. Characterization of Mercury in Bottom sediments and rocks in Madeira river (RO), between Teotônio and Santo Antônio fall. In: *Book of Abstract of the 5th International Conference Mercury as a Global Pollutant*. Rio de Janeiro, RJ, p.544.
- Sioli, H. 1951. Alguns resultados e problemas da limnologia amazônica. *IPEAN, Boletim Técnico*, (24):3-44.
- Siqueira, G. W.; Aprile, F. M. 2012. Distribuição de mercúrio total em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica – Brasil. *Acta Amazonica*, 42(2):259 - 268
- Thomaz, S. M.; Bini, L. M.; Bozelli, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in riverfloodplain systems *Hydrobiologia*, 579(1):1-13.
- do Valle, C. M.; Santana, G. P.; Augusti, R.; Egreja Filho, F.B.; Windmüller, C. C. 2005. Speciation and quantification of mercury in Oxisol, Ultisol, and Spodosol from Amazon (Manaus, Brazil). *Chemosphere*, 58(6):779-792.
- Worbes, M.; Klinge, H.; Revilla, J. D.; Martins, C.. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forest in Central Amazonia. *Journal of Vegetable Science*, 3: 553-564.

Zeidemann, V. K.. 1998. A geoquímica do mercúrio em solos da bacia do rio Negro e sua influência no ciclo regional do mercúrio. Tese de Mestrado, INPA, Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

CAPÍTULO II

Distribuição de mercúrio em macrófitas aquáticas e fauna associada de um lago de várzea do rio Amazonas

Beltran-Pedreras S., J.A.S. Zuanon, Daniela Kasper, J.R.P. Peleja, B.R. Forsberg.
Distribuição de mercúrio em macrófitas aquáticas e fauna associada de um lago de várzea do rio Amazonas

Distribuição de mercúrio em macrófitas aquáticas e fauna associada de um lago de várzea do rio Amazonas

Sandra Beltran-Pedrerros^{1,2,3}, Jansen Zuanon¹, Daniele Kasper^{1,5}, José Reinaldo P. Peleja⁴, Bruce R. Forsberg¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coordenação de Biodiversidade. Av. André Araújo, 2936, 69060-001 Manaus, AM, Brazil.

²Faculdade La Salle Manaus, Coordenação de Pesquisas. Av. Dom Pedro I, 151, 69040-040 Manaus, AM, Brazil.

³Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos. Av. Gen. Rodrigo Octávio Jordão Ramos, 3000, Campus Universitário, Coroado I, 69077-000 Manaus, AM, Brazil.

⁴Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), Laboratório de Biologia Ambiental, Santarém. Av. Vera Paz, s/nº, 68135-110 Santarém PA, Brazil. ⁵Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (CPBA-INPA), Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Estrada do Aleixo, 1756, 69083-000 Manaus, AM, Brazil.

Resumo

Pouco é conhecido sobre a biogeoquímica do mercúrio (Hg) em lagos de várzea da Amazônia, assim como a contribuição das macrófitas aquáticas e do perifiton na incorporação e distribuição do Hg na teia alimentar. Este estudo objetivou quantificar os teores de Hg em macrófitas aquáticas, perifiton e fauna associada, avaliando a dinâmica temporal da distribuição do Hg nesse ecossistema na enchente e vazante do pulso de inundação. Análises de Hg em amostras de água, material particulado fino (MPF), perifiton, plâncton, macrófitas aquáticas e fauna associada às macrófitas aquáticas foram feitas com uso de Espectrometria de Fluorescência Atômica a vapor frio. MPF e perifiton das macrófitas aquáticas emergentes, assim como das mesmas plantas, apresentaram altos teores Hg total. Das categorias tróficas identificadas (quatro em macroinvertebrados e 11 em peixes), os macroinvertebrados onívoros/detrítvoros e os peixes piscívoros registraram os maiores teores de Hg. Houve sobreposição nos teores de Hg nas restantes categorias tróficas, o que possivelmente resulta da plasticidade trófica dos organismos. Também verificou-se a biomagnificação de Hg na cadeia trófica. Os bancos de herbáceas aquáticas são um complexo habitat que retém material particulado fino, onde se desenvolve a comunidade perifítica, e em conjunto (macrófitas e perifiton) contribuem com a metilação, distribuição e transferência do Hg nas cadeias alimentares.

Palavras-chave: Biomagnificação, Ecotoxicologia, Mercúrio, Perifiton, Macroinvertebrados aquáticos.

*Autor para correspondência

S. Beltran-Pedrerros, Rua Ajuricaba 361, Aleixo, 69.083-020 Manaus (AM) Brasil. E-mail: beltranpedrerros@hotmail.com

1. Introdução

Na bacia amazônica as macrófitas aquáticas constituem ambientes altamente diversos e abundantes em lagos e rios de água branca. Segundo Melack e Forsberg (2001), bancos de macrófitas ocupam 43% da área da várzea do rio Amazonas, respondendo por 52% da produção primária nesse tipo de ambiente (Forsberg *et al.*, 1993). Esses ambientes desempenham funções vitais para a manutenção do ecossistema aquático, servindo como refúgio para animais vertebrados e invertebrados, fonte de alimento, remoção de materiais da água e proteção contra a ação erosiva nas margens (Esteves, 1998).

A reprodução sexuada e/ou assexuada das macrófitas aquáticas lhes garante parte do êxito no crescimento e propagação, o que é típico de organismos com ciclo de vida relativamente curto. Entretanto, a variação do crescimento depende das condições climáticas, concentração de nutrientes, espaço livre entre as plantas, e condições de mistura e turbulência no ambiente aquático (Menezes, 1984; Camargo e Esteves, 1995; Thomaz e Bini, 1999). A produtividade primária das macrófitas aquáticas está diretamente relacionada à temperatura e à luminosidade, além da disponibilidade de nutrientes, incluindo carbono e oxigênio dissolvido. Essas variáveis podem influenciar em conjunto ou isoladamente as características fotossintéticas do vegetal, tanto sazonalmente quanto ao longo do ciclo diário (Camargo *et al.*, 2003).

Altas densidades de macrófitas aquáticas podem resultar na redução do teor de oxigênio dissolvido na água, em decorrência do consumo da matéria orgânica por microrganismos decompositores. A decomposição das macrófitas aquáticas também libera nutrientes e aumenta a velocidade do processo de fertilização das águas (Bianchini, 2003). Além dessas funções de manutenção do ecossistema, outros processos são favorecidos pela presença das macrófitas aquáticas, como a distribuição de Hg entre os diferentes compartimentos do ecossistema aquático. Estudos demonstraram que as macrófitas apresentam altos fatores de bioconcentração de Hg em relação às concentrações desse metal na água (Lacerda *et al.*, 1991) e nos sedimentos presentes nas camadas superficiais do substrato nas proximidades (Roulet *et al.*, 1998).

Em geral, as concentrações de Hg são maiores nas macrófitas aquáticas flutuantes do que nas enraizadas; além disso, a distribuição do Hg na planta não é homogênea, pois as estruturas com maior atividade metabólica como raízes e folhas apresentam maiores concentrações (Coelho-Souza *et al.*, 2007). Por sua vez, as raízes tendem a possuir maiores

teores de Hg, e entre os indivíduos de uma mesma espécie de macrófita, plantas menores apresentam maiores teores de Hg, como demonstrado por Molisani *et al.* (2006) para *Pista stratiotes*, deixando em evidência a alta capacidade de incorporação de Hg nas fases iniciais de desenvolvimento por essa espécie.

Altos fatores de bioconcentração de Hg em macrófitas aquáticas estão relacionados à retenção de material particulado fino (MPF) nas raízes, que segundo Coelho-Souza *et al.* (2007) apresentam os maiores teores de Hg total no sistema aquático. A associação raízes de macrófitas e MPF permite o desenvolvimento da comunidade perifítica e dá condições para a metilação do Hg, e sua incorporação na cadeia trófica (Guimarães *et al.*, 1998). Segundo Guimarães *et al.* (1998), Lemos *et al.* (1999), e Mauro *et al.* (1999) os mais altos potenciais de metilação se encontram abaixo da superfície da água, nas raízes submersas das macrófitas aquáticas. Experimentos desenvolvidos por Göthberg e Greger (2006) indicaram que a maior parte do Hg que é absorvida pelas plantas fica incorporada nas raízes.

O perifiton é um microambiente constituído por uma mistura de algas, bactérias, fungos com diferentes características metabólicas e, associado aos detritos orgânicos e sedimento, constitui um dos principais sistemas metiladores de Hg. Existem diversas hipóteses sobre como o perifiton incorpora o Hg. Uma delas indica que o Hg inorgânico e o MetilHg entram por difusão através das membranas celulares dos organismos perifíticos em geral (Morel *et al.*, 1998; Moye *et al.*, 2002). Outra hipótese é a de que o perifiton assimila ativamente o Hg ligado ao carbono orgânico, cloretos, sulfetos, hidróxido de sódio e outros (Watras *et al.*, 1998). A terceira possibilidade é a de que o perifiton assimila formas inorgânicas de Hg por meios ativos, e a metilação ocorre dentro da matriz (Mauro *et al.*, 2002). De fato, Miles *et al.* (2001) indicaram que o MetilHg não é somente adsorvido pela membrana celular, propondo que uma mistura desses processos pode estar envolvida.

Os estudos de Bell e Scudder (2007) em rios dos Estados Unidos demonstraram uma correlação positiva entre a concentração de Hg total e MetilHg e a biomassa de perifiton presente. Assim, a contribuição de Hg pela via perifítica para o ambiente depende de fatores como a biomassa de perifiton, do aporte de Hg do sedimento e MPF, e do uso do perifiton como fonte de alimento pela fauna aquática, representando um elo importante de transferência trófica de Hg.

No ecossistema amazônico, o ciclo sazonal de inundação tem grande influência sobre o ciclo do Hg, e as macrófitas aquáticas junto com o perifiton são elos importantes na dinâmica de metilação de Hg (Coelho-Souza *et al.*, 2006). Em ambientes de águas pretas, onde as macrófitas aquáticas não são comuns ou abundantes (Marshall, 2010), é o perifiton quem mais incorpora Hg na rede trófica. Nesse tipo de ambiente, algas e fungos presentes na liteira submersa são as maiores fontes de energia para o sistema (Walker *et al.*, 1991) e as algas representam uma das principais fontes de energia para os peixes (e.g. Souza, 2005).

Muito pouco é conhecido sobre a biogeoquímica de Hg em lagos de várzea da Amazônia, assim como a contribuição das macrófitas aquáticas e do perifiton na incorporação do Hg na teia alimentar. Entretanto, é reconhecida a sua importância como refúgio para indivíduos jovens de boa parte das espécies de peixes da várzea (e.g. Sanchez-Botero e Araújo-Lima, 2001) durante a fase de enchente, assim como o fato de ser uma importante fonte de alimento para espécies herbívoras de diversos grupos da biota aquática (por ex. o peixe-boi, *Trichechus inunguis*). Neste sentido, o presente estudo objetivou quantificar os teores de Hg em macrófitas aquáticas, perifiton e fauna associada em um lago de várzea, enfocando a dinâmica temporal da transferência do Hg nesse habitat ao longo de um ciclo hidrológico anual, e sua importância no sistema.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

As amostras foram coletadas no Lago Grande de Manacapuru, localizado na margem esquerda do rio Solimões-Amazonas (3°24'S e 60°50'W) (Fig. 1). Em função do ciclo hidrológico e da ampla bacia de captação do lago, durante a seca o maior aporte de água provém de paranás de lagos mais internos como Amaná e Caapiranga (água clara); na enchente se acrescentam os aportes de igarapés de terra firme, e na cheia o maior aporte provém do rio Solimões-Amazonas (água branca) (A. J. DARWICH, 2012 *com.pess.*). O lago apresenta características típicas de várzea, com solos eutróficos do tipo gleissolo aluvial e gleissolo húmico de relevo plano ao redor da margem, e ao norte com leve elevação de solos podzólicos vermelho-amarelos (EMBRAPA *et al.*, 2007). Segundo Queiroz *et al.* (2009), as características limnológicas do lago são típicas de águas do rio Solimões-Amazonas dominadas por bicarbonatos de potássio e de sódio.

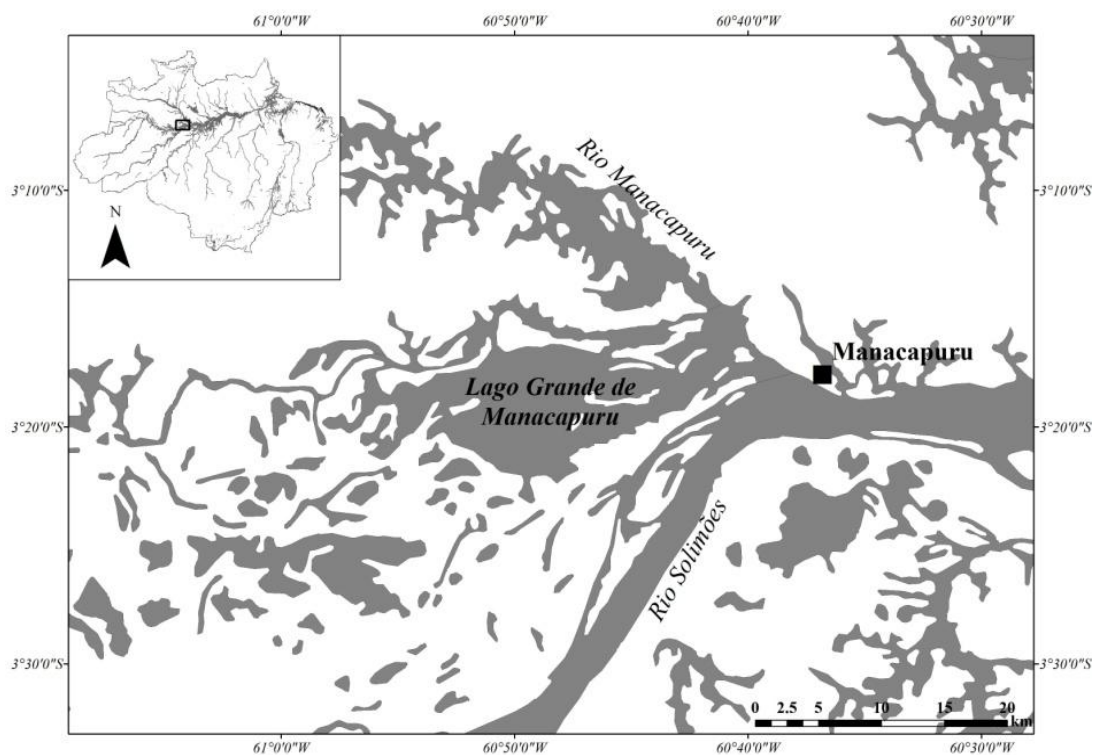


Figura 1. Lago Grande de Manacapuru, município de Manacapuru (Amazonas, Brasil), margem esquerda do rio Solimões.

2.2. Obtenção e análise de amostras

As amostras foram obtidas nos períodos de enchente e vazante de 2008 e 2010, por se tratar de vetores diferentes no fluxo da água no sistema. Macrófitas aquáticas foram coletadas manualmente, em quantidade variável dependendo da diversidade do banco de herbáceas, seguindo as recomendações de Watras *et al.* (1998); Roulet *et al.* (1998; 2000); Guimarães *et al.* (2000a; 2000b); Fadini e Jardim (2001); Mascarenhas *et al.* (2004) e Molisani *et al.* (2006). Peixes de médio e grande porte foram capturados com malhadeiras (expostas por períodos de 24h, com despescas a cada 6h), rede de cerco, e puçá. Outros organismos da fauna associada (macroinvertebrados, moluscos, anfíbios e peixes) foram obtidos com redinha e puçá. Amostras de plâncton coletaram-se com redes de malhas 60 μ m e 300 μ m em arrastos manuais de 3 minutos em cada local, foram filtradas em campo com peneira de 100 μ m até obter \pm 200g de amostra. Todo o material coletado foi acondicionado em sacos plásticos com lacre de pressão e mantido em gelo para transporte. Amostras de água (250ml) foram coletadas manualmente com garrafas plásticas tipo PET com teores de mercúrio não detectáveis (cf. Fadini e Jardim, 2000) a 50 cm de

profundidade, tanto entre as macrófitas aquáticas quanto na região de águas abertas do lago, a cerca de 200m de distância da borda dos bancos de plantas.

As macrófitas aquáticas foram classificadas segundo sua forma biológica como: Fixas Emergentes: enraizada no fundo, com talo e/ou ramos e/ou folhas flutuantes; Fixas Submersas: enraizada no fundo, talo e folhas submersos; Flutuantes Submersas: não enraizada no fundo, totalmente submersa; e Flutuante Emergente: não enraizadas no fundo, com talo e/ou ramos e/ou folhas flutuantes (Junk e Piedade, 1997).

No laboratório, macrófitas aquáticas e fauna associada foram identificadas, mensuradas (comprimento e peso), e lavadas com água Milli-Q para remover sedimentos e fauna associada. O líquido resultante da lavagem foi filtrado em bateria de peneiras de malhas 1mm, 330 μ m, 200 μ m e 100 μ m. O material retido nas malhas de 200 μ m e 100 μ m foi considerado perifiton (P2, n=23 e P1, n=21 respectivamente), e as frações menores do que 100 μ m remanescentes após a filtração foram consideradas como material particulado fino (MPF). Para concentração da amostra de MPF, alíquotas de 10 a 100 ml do líquido foram filtradas a vácuo em membrana de celulose com porosidade de 0,45 μ m Millipore®, previamente calcinada em mufla a 600°C por 4 horas e pesadas em balança analítica de alta precisão.

Raízes, folhas, talos, flores e frutos das macrófitas aquáticas foram separadas para secagem em estufa a 60°C por 48h. Outras amostras submetidas à secagem foram caranguejos, insetos, aracnídeos e plâncton. As amostras secas foram trituradas para homogeneização e mantidas em garrafas plásticas até a análise, e seus teores de Hg são expressos em ng.g⁻¹ de peso seco.

Dos peixes foi retirado $\pm 3\text{cm}^3$ de músculo da parte laterodorsal do corpo, dos peixes muito pequenos foi usado o corpo inteiro sem nadadeiras, cabeça e vísceras. Dos anfíbios usou-se músculo da coxa, dos camarões se manteve a carapaça, e dos moluscos somente foi usado o pé muscular. As amostras de tecido foram acondicionadas em sacos com lacre de pressão e mantidas em freezer até análise, e seus teores de Hg são expressos em ng.g⁻¹ de peso úmido.

As análises de Hg foram feitas a partir de subamostras com 50 a 300mg de peso úmido e com 5 a 15mg de peso seco. A digestão foi feita com 1ml de HNO₃ e 100 μ l de HCl 6N, mantendo os tubos em agitação e aquecimento a 121°C por 4h sob ventilação. Posteriormente, as amostras foram diluídas com água Milli-Q até 3ml, e alíquotas de 0,1ml

foram separadas para análise. A digestão das amostras de água foi realizada utilizando-se 10ml da amostra acrescida de 100µl de persulfato de potássio 5%, submetidas à oxidação ultravioleta em reator fotoquímico por 30min. Alíquotas de 5ml foram reduzidas com SnCl₂ e utilizadas nas análises. Para amostras de MPF o filtro foi colocado em digestão ácida na estufa e depois levado para centrifugar, ao término desse processo se realizou a diluição. Todas as amostras foram analisadas quanto ao teor de Hg por meio de Espectrometria de Fluorescência Atômica a vapor frio (CVAFS), segundo a metodologia de Pichet *et al.*(1999).

A confiabilidade do método analítico foi testada através da análise dos padrões de referência do National Research Council of Canadá: TORT-2, $\bar{X}=289\pm35$ ng.g⁻¹ de Hg (n=12), comparado com o valor certificado de 270±60 ng.g⁻¹ de Hg; e DORM-4, $\bar{X}=370,07\pm37,8$ ng.g⁻¹ de Hg (n=30), comparado com o valor certificado de 382 ± 60 ng.g⁻¹ de Hg para as matrizes orgânicas; para o material particulado fino foi usado o padrão MESS-3, com valor de referência de 910±90 ng.g⁻¹.

O fator de bioconcentração (Bf), que descreve o quanto do teor do Hg do ambiente é transferido para os tecidos biológicos assumindo que os teores de equilíbrio nos organismos também aumentam, foi calculado usando a equação:

$$Bf = \log(Cb/Cw)$$

Onde, Cb é o teor de Hg nas amostras de tecido e Cw o teor no componente abiótico (água).

O fator de biomagnificação (Mf), que descreve a amplificação do Hg ao passar de um nível trófico inferior para um superior, foi obtido pela fórmula:

$$Mf = \log(Cn/Cn-1)$$

Onde, Cn é o teor de Hg no nível trófico superior e Cn-1 é o teor no primeiro nível trófico imediatamente inferior.

O padrão de bioacumulação foi identificado por regressão linear simples entre os valores do teor de Hg e de comprimento padrão e/ou peso dos indivíduos analisados. Diferenças significativas entre teores de Hg foram testadas com ANOVA simples, e o teste Tukey foi usado para análise a posteriori.

3. Resultados

3.1. Água

Os teores de Hg total em amostras de água obtidas no meio do lago (n=18) variaram de 1,7 a 11,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=7\pm 2,6$ ng.l⁻¹), com teores na vazante de 1,7 a 10,7 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=5,8\pm 2,8$ ng.l⁻¹) e de 6 a 11,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=8,2\pm 2$ ng.l⁻¹) na enchente; já os teores de Hg nas amostras coletadas entre as macrófitas aquáticas (n=18) variaram de 4,1 a 15,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=7,2\pm 3,3$ ng.l⁻¹), com teores de 4,3 a 13,9 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=8\pm 3,1$ ng.l⁻¹) na vazante e 5,0 a 15,2 ng.l⁻¹ ($\bar{X}=7,2\pm 3,7$ ng.l⁻¹) na enchente. Não houve diferença significativa entre os teores de Hg na água da enchente e da vazante tanto das amostras coletadas entre as macrófitas (gl=16; t=-0,02; p=0,98), quanto nas amostras coletadas no meio do lago (gl=14; t=2,09; p=0,055).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), 10 ng.l⁻¹ é o valor máximo de Hg permitido em amostras de água para consumo humano, e sete amostras apresentaram valores superiores a esses limites. Amostras de dois pontos, com alta turbidez pela ressuspensão do sedimento ocasionada pelo trânsito de embarcações, e coletadas entre macrófitas apresentaram teores de Hg superiores, tanto na vazante (10,5-13,9 ng.l⁻¹) quanto na enchente (11,3-15,2 ng.l⁻¹). O ponto de amostragem correspondente ao Paraná do Piranha apresentou teores de Hg acima do permitido nas amostras de águas abertas tanto na enchente (11,0 ng.l⁻¹) quanto na vazante (10,7 ng.l⁻¹), mas valores baixos para as amostras de água entre as macrófitas. Esse local apresenta correnteza mais forte pelo fluxo de água entre os lagos internos do Lago Piranha e o Lago Manacapuru, assim os sedimentos se mantêm em suspensão e o Hg encontra-se mais distribuído na coluna de água, do que retido nas raízes das macrófitas.

3.2. Material Particulado Fino (MPF) e Perifiton

Os teores de Hg do material particulado fino, obtido por lavagem de 11 espécies de macrófitas aquáticas (Tabela 1), variaram de 15,2 a 857 ng.g⁻¹. O material particulado proveniente de *Salvinia auriculata* foi, em média, o que apresentou o maior teor de Hg, mas foi em uma amostra de *Eichhornia crassipes* que se registrou o maior teor de Hg no material particulado e em *Pistia stratiotes* o menor valor. As cinco espécies com maiores teores de Hg no material particulado fino foram do tipo flutuantes emergentes, com

abundantes raízes onde fica inicialmente acumulado o sedimento provindo da terra firme ou removido do fundo pelo movimento da água.

Os teores médios para cada tamanho de perifiton não apresentaram diferença significativa ($gl=41$; $t=-0.66$; $p=0,51$). A média registrada em P2 foi $115,9\pm 62,6 \text{ ng.g}^{-1}$ e em P1 $102,7\pm 68,7 \text{ ng.g}^{-1}$ (Tabela 1). O fator de bioconcentração (Bf) foi menor em P1 (Bf=1,15) que em P2 (Bf=1,21), indicando uma maior transferência de Hg da água do ambiente para o perifiton de maior tamanho.

Tabela 1. Hg total (ng.g^{-1}) em perifiton (P1 e P2) e em material particulado fino (MPF) associado a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru. n: número de amostras analisadas, média \pm desvio padrão.

Espécie	n	P1 (100 μm)	P2 (200 μm)	MPF
<i>Ceratopteris pteridoides</i>	2	61,0 \pm 53,2	70,6 \pm 35,0	45,7 \pm 8,1
<i>Ludwigia natans</i>	1	71,6	114,7	218,7
<i>Utricularia foliosa</i>	4	72,5 \pm 45,7	92,2 \pm 31,2	87,8 \pm 29,8
<i>Echinochloa polystachya</i>	1	80,3	118,0	34
<i>Neptunia oleraceae</i>	2	80,4 \pm 31,1	92,8 \pm 30,7	366,1 \pm 274,2
<i>Panicum sp.</i>	1	86,3	75,6	127,2
<i>Salvinia auriculata</i>	1	94,0	47,2	704,1
<i>Paspalum repens</i>	6	114,3 \pm 30,8	118,1 \pm 54,8	72,1 \pm 46,5
<i>Azolla caroliniana</i>	1	131,7	168,6	132,8
<i>Pista stratiotes</i>	1	132,6	102,5	15,2
<i>Eichhornia crassipes</i>	3	176,8 \pm 162,5	211,3 \pm 105,2	407,7 \pm 389,2

Eichhornia crassipes foi a espécie de macrófita aquática que apresentou os maiores teores de Hg no perifiton e no material particulado associados. O perifiton associado a *Azolla caroliniana*, *Pista stratiotes* e *Paspalum repens* também apresentou teores altos de Hg no perifiton. Os maiores teores de Hg para cada um dos tamanhos de perifiton (P1 e P2) foram registrados em quatro espécies de macrófitas aquáticas flutuantes emergentes.

Salvinia auriculata apresentou o menor nível de Hg para o perifiton de 200 μm (47,2 ng.g^{-1}), mas o quinto maior no perifiton de 100 μm (94,0 ng.g^{-1}) e o maior teor do material particulado (704,1 ng.g^{-1}). Esta espécie é de pequeno porte, mas apresenta abundantes raízes facilitando o acúmulo de sedimento e material particulado, assim como o desenvolvimento de uma comunidade perifítica.

3.3. Macrófitas aquáticas

Foram coletadas 19 espécies, dez flutuantes (nove emergentes e uma submersa) e nove fixas ou enraizadas (oito emergentes e uma submersa). As concentrações de Hg total variaram de 13,8 ng.g⁻¹ a 173,8 ng.g⁻¹ entre as espécies. Macrófitas flutuantes tiveram maior concentração média de Hg ($\bar{X}=106,5\pm60,4$ ng.g⁻¹) que as fixas ($\bar{X}=78,8\pm53,4$ ng.g⁻¹). Considerando os teores totais (média de todas as partes analisadas da planta) para cada espécie os maiores teores de Hg foram registrados em *Ludwigia helminthorrhiza* ($\bar{X}=173,8\pm49,2$ ng.g⁻¹), espécie flutuante emergente e, em *Hymenachne amplexicaulis* ($\bar{X}=156,4\pm60$ ng.g⁻¹), espécie fixa emergente (Tabela 2); os menores teores ocorreram em *Cabomba furcata* ($\bar{X}=13,8$ ng.g⁻¹), espécie fixa submersa.

Tabela 2. Teores de Hg (ng.g⁻¹) e fator de bioconcentração (Bf) em macrófitas aquáticas do lago Grande de Manacapuru. *Utrículos, n: número de amostras analisadas.

Tipo	Espécie	n	Talo	Folha	Fruto	Raiz	Bf
Fixa Emergente	<i>Cyperus gardneri</i>	1				38,3	0,73
	<i>Echinochloa polystachya</i>	1				65,5	0,96
	<i>Hymenachne amplexicaulis</i>	3	139,0	107,0	223,2		1,32
	<i>Oriza glumaepatula</i>	2			88,6	77,2	1,06
	<i>Panicum sp.</i>	4	52,2	72,0	58,4	146,9	1,02
	<i>Scirpus cubensis</i>	1				109,3	1,18
	<i>Vigna lasiocarpa</i>	2				34,3	0,64
	<i>Polygonum ferrugineum</i>	2				39,8	0,74
Fixa Submersa	<i>Cabomba furcata</i>	1				13,8	0,28
Flutuante Emergente	<i>Azolla filiculoides</i>	2				22,4	0,49
	<i>Ceratopteris pteridodes</i>	5		77,3		121,3	1,14
	<i>Eichhornia crassipes</i>	12	107,4	123,1		186,8	1,27
	<i>Ludwigia helminthorrhiza</i>	3		123,6		198,9	1,37
	<i>Neptunia oleraceae</i>	7	29,7	34,5		80,3	0,84
	<i>Paspalum repens</i>	19	25,2	143,0	50,4	164,8	0,97
	<i>Phyllanthus fluitans</i>	1				29,3	0,61
	<i>Pistia stratiotes</i>	2		126,1		143,5	1,27
	<i>Salvinia auriculata</i>	2		109,4		168,1	1,28
Flutuante Submersa	<i>Utricularia foliosa</i>	4	107,3	73,0	141,7*		1,12

Porém, houve variações nos teores de Hg para as diferentes estruturas analisadas (raízes, folhas, talos, frutos), sendo significativamente maior o teor médio de Hg total nas

raízes ($\bar{X}=115,9\pm 62,8$ ng.g⁻¹), nos frutos ($\bar{X}=59,8\pm 45,0$ ng.g⁻¹) e nas folhas ($\bar{X}=108,2\pm 48,4$ ng.g⁻¹) que nos talos (ANOVA n=72; F=3,514; p=0,02; Figura 2).

Uma amostra de sementes das gramíneas *Hymenachne amplexicaulis*, *Oriza glumaepatula*, *Panicum* sp. e *Paspalum repens* foi analisada, das quais o maior teor de Hg foi registrado em *H. amplexicaulis* (223,2 ng.g⁻¹) e o menor em *P. repens* (50,4 ng.g⁻¹). *Utricularia foliosa*, macrófita flutuante submersa de hábitos carnívoros, teve uma amostra dos utrículos analisada, onde são capturadas as presas (microcrustáceos), e registrou 141,7 ng.g⁻¹ de Hg.

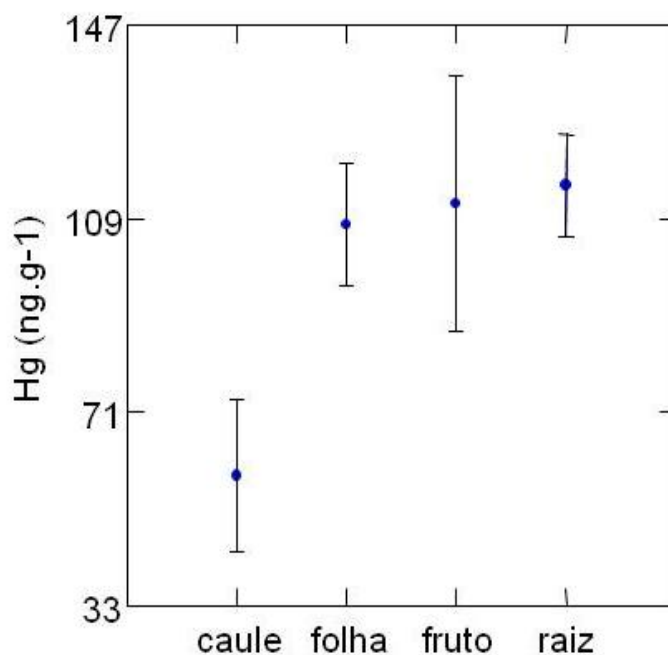


Figura 2. Teores médios de Hg total (ng.g⁻¹) em diferentes partes das macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru.

O fator de bioconcentração médio para as macrófitas aquáticas em geral foi de $1,03\pm 0,35$. As macrófitas aquáticas fixas tiveram menor transferência de Hg do ambiente para seus tecidos ($\bar{X}=0,94\pm 0,31$) que as flutuantes ($\bar{X}=1,06\pm 0,36$). As espécies *L. helminthorrhiza* e *H. amplexicaulis* apresentaram os maiores fatores de bioconcentração de Hg a partir do ambiente (1,37 e 1,32 respectivamente), seguidas por *S. auriculata*, *P. stratiotes* e *E. crassipes*.

3.4. Macroinvertebrados e plâncton associado às macrófitas aquáticas

No Lago Grande de Manacapuru os macroinvertebrados associados às macrófitas aquáticas foram representados por aracnídeos, coleópteros, decápodes, efemerópteros, gastrópodes, hemípteros e odonatas (Tabela 3), e identificadas quatro categorias tróficas: herbívoros (HER), onívoros (ONI), onívoros-detritívoros (ONI-DET) e carnívoros (CAR). Os coleópteros onívoros-detritívoros apresentaram os maiores teores de Hg (226,4 ng.g⁻¹) e os gastrópodes herbívoros os teores mais baixos (44,6 ng.g⁻¹). Houve diferença nos teores de Hg onde os ONI registraram menores teores que os CAR e ONI/DET ($F_{(3-53)}=11,585$; $p=0,000$; Figura 3).

Tabela 3. Hg total (ng.g⁻¹) em macroinvertebrados associados às macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru, segundo sua categoria trófica, média \pm desvio padrão, por unidade de peso seco e úmido (*). CAR: carnívoro, HER: herbívoro, ONI: onívoro, ONI-DET: onívoro-detritívoro.

Grupo	CAR	HER	ONI	ONI-DET
Aracnídeos	160,3			
Coleópteros	148,7 \pm 162,2	114,9 \pm 26,4		226,4
Odonata	128,4 \pm 39,5			
Efemerópteros		147,5		
Hemípteros	168,0 \pm 62,0			
Decápodes Brachyura			84,7 \pm 40,9	
Decápodes Caridea*			82,2 \pm 53,8	
Gastrópodes*		44,6	62,6 \pm 34,3	

Entre os aracnídeos, foram capturadas 32 aranhas, especialmente associadas a *P. stratiotes* e *E. crassipes*, sendo 23 exemplares (71,9%) da família Lycosidae; os demais exemplares estavam danificados e não puderam ser identificados. Os teores de Hg registrados para este grupo de CAR foi de 160,3 ng.g⁻¹ de peso seco e seu fator de bioconcentração foi de 1,3.

Para o conjunto de insetos coletado (Tabela 4) foram observadas formas larvais, pupas e adultos de hábitos CAR, HER e ONI/DET com teores de Hg que variaram de 34,0 para as larvas de Hydrophilidae (Coleópteros CAR) até 271,9 ng.g⁻¹ em um exemplar de *Belostoma* sp. (Hemíptero CAR). Onze pupas de coleópteros foram coletadas e registraram 119,6 ng.g⁻¹ de Hg peso seco, valor somente mais alto que para coleópteros HER.

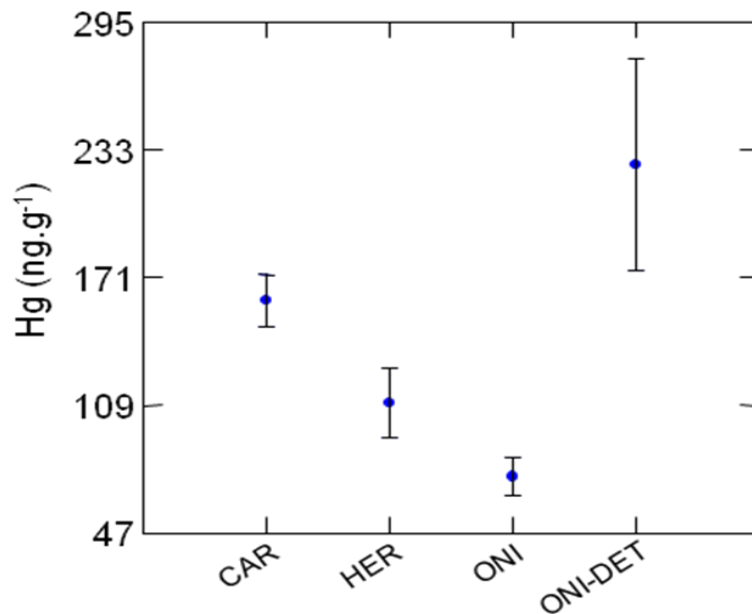


Figura 3. Teores de Hg total (Hg ng.g⁻¹) em macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru para as diferentes categorias tróficas. CAR: carnívoros, HER: herbívoros, ONI: onívoros, ONI-DET: onívoros detritívoros.

No caso dos hemípteros, todos os exemplares analisados eram adultos e CAR, e a média de Hg foi de 126,5±46 ng.g⁻¹ para a ordem; entretanto, quando comparada a família Belostomatidae (maior tamanho), com o grupo das famílias Naucoridae, Corixidae, Nepidae e, Reduviidae (menor tamanho) houve diferença significativa entre os teores de Hg (gl=9; t=3.91; p=0,003) Os exemplares de *Belostoma* sp. apresentaram os maiores tamanhos e o maior teor médio de Hg (n=8, \bar{X} =191,7±55,1 ng.g⁻¹).

Os teores médios de Hg para os insetos indicam biomagnificação de HER para CAR (Mf=0,05) e para ONI/DET (Mf=0,3). Esta última categoria trófica, representada pela família Noteridae (Coleoptera), apresenta espécies predadoras ONI quando adultas, mas também complementam a dieta com detrito presente no substrato. Os coleópteros CAR apresentaram o maior fator de bioconcentração (1,6), seguidos pelos coleópteros da família Noteridae ONI/DET (1,5) e o hemíptero *Belostoma* sp. (1,4). Em média, os insetos apresentaram um fator de bioconcentração de 1,3±0,2.

Entre os Decápodes, duas espécies foram coletadas: *Macrobrachium amazonicum* (Caridea) e *Dilocarcinus pagei* (Brachyura), ambas ONI e com teores de Hg similares (\bar{X} =82,2±53,8 e \bar{X} =84,7±40,8 ng.g⁻¹ respectivamente, Tabela 3). Não houve bioacumulação significativa em relação ao peso ou ao tamanho para ambas as espécies. Os fatores de bioconcentração também foram iguais (Bf=1,0).

Tabela 4. Hg total (média em ng.g⁻¹ peso seco) e fator de bioconcentração (Bf) em insetos associados às macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru, segundo sua categoria trófica CAR: carnívoro, HER: herbívoro, ONI-DET: onívoro detritívoro. *larvas

Ordem	Táxon	CAR	HER	ONI-DET	Bf
	Hydrophilidae*	34,0			0,7
	Coleoptera (COL4)		79,0		1,0
	Hydrophilidae		86,1		1,1
	Curculionidae		101,8		1,2
Coleoptera	Coleoptera (COL2)		124,1		1,2
Bf=1,2±0,24	Coleoptera (COL5)		126,6		1,2
	Coleoptera (COL3)		137,6		1,3
	Dytiscidae		149,1		1,3
	Noteridae			226,4	1,5
	Coleoptera (COL1)	263,4			1,6
	Naucoridae e Corixidae	83,4			1,1
Hemiptera	Nepidae	114,1			1,2
Bf=1,34±0,16	Reduviidae	116,7			1,2
	Belostomatidae	191,7			1,4
Odonata	Libellulidae*	128,4			1,2
Bf= 1,2±0,13					
Ephemeroptera	Bactidae		147,5		1,3

Os gastrópodes analisados foram *Pomacea lineata* (onívoro), *Biomphalaria* sp. e *Aylacostoma* sp., todos HER. Os teores de Hg foram maiores em *P. lineata* ($\bar{X}=62,6\pm34,3$ ng.g⁻¹ de peso úmido) do que nas outras duas espécies, que foram analisadas como uma amostra única (“pool”) (44,6 ng.g⁻¹ de peso seco). Os fatores de bioconcentração foram similares (0,88 e 0,79, respectivamente). Não houve relação significativa entre os teores de Hg e altura da concha ou peso para *P. lineata*.

Os teores de Hg em plâncton variaram ao longo do ano de 13,5 a 462 ng.g⁻¹ peso seco ($\bar{X}=98,2\pm112,7$ ng.g⁻¹). Na enchente foram registrados em média os maiores teores de Hg ($\bar{X}=142,5\pm140,7$ ng.g⁻¹). O fator de bioconcentração apresentou diferenças significativas entre os períodos (gl=14; t=-2,21; p=0,04), Bf_{ano}= 0,9±0,4, Bf_{vazante}= 0,7±0,4, e Bf_{enchente}= 1,1±0,4.

3.5. Vertebrados associados às macrófitas aquáticas

Os vertebrados analisados foram peixes (58 espécies) e anuros (3 espécies). As espécies de anuros (*Leptodactylus podicipinus*, *Hyla* sp e *Hyla nana*) são INV e

apresentaram teores de Hg entre 25,7 e 131,4 ng.g⁻¹ de peso úmido (n=9; \bar{X} =67,3±34,2 ng.g⁻¹). O fator de bioconcentração de Hg desde o ambiente para o grupo foi de 0,92±0,22. Não houve relação significativa entre teor de Hg e comprimento ou peso para *L. podicipinus*.

As amostras de peixes (n=453 exemplares) foram compostas predominantemente por Characiformes (44,6%) e Perciformes (41,3%). Os peixes coletados pertenceram a 58 espécies de 20 famílias (55% Characiformes), agrupadas em 11 categorias tróficas. Os CAR/PIS incluíram 18 espécies, e os ONI, 12. Os teores de Hg variaram de 3,14 a 1219,21 ng.g⁻¹, correspondentes a um ONI/INS (*Triportheus angulatus*) e um PIS (*Lycengraulis batesii*) respectivamente (Tabela 5).

Tabela 5. Biometria, teores de Hg total (ng.g⁻¹ peso úmido, média±desvio padrão) e fator de bioconcentração (Bf) em peixes associados a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru para as diferentes categorias tróficas. DET. Detritívoros; HER/FRU, Herbívoro-Frugívoro; ONI, Onívoro; HER. Herbívoro; CAR/INS. Carnívoro-Insetívoro; INS. Insetívoro; CAR/PIS. Carnívoro-Piscívoro; ONI/INS. Onívoro-Insetívoro; PLA. Plactívoro; CAR/LEP. Carnívoro-Lepidófago; PIS. Piscívoro. Número de exemplares (n); valores (min-max) de Comprimento padrão (CP cm) e Peso total (PT g)

Categoria Trófica	Espécie	n	CP	PT	Hg	Bf
DET Hg=88,3±54,1 Bf=1,0±0,3	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	5	3,4-9,0	0,6-19,0	41,8±11,4	0,8±0,1
	<i>Semaprochilodus insignis</i>	4	9,0-10,5	18,0-27,0	71,3±5,7	1,0±0,03
	<i>Dekeyseria amazônica</i>	3	12,5-13,2	30,0-38,0	80,4±29,1	1,0±0,2
	<i>Potamorhina latior</i>	5	16,0-23,0	71,0-250,0	153,0±53,3	1,3±0,2
HER/FRU Hg=99,1±38,0 Bf= 1,1±0,2	<i>Mylosoma duriventre</i>	22	1,5-10,0	0,1-38,0	95,0±41,4	1,1±0,2
	<i>Metynnis hypsauchen</i>	6	1,8-3,4	0,2-1,7	114,0±15,6	1,2±0,1
ONI Hg=124,9±58,4 Bf=1,2±0,2	<i>Pterophyllum scalare</i>	2	4,0-4,2	3,5-3,8	84,9±1,5	1,1±0,01
	<i>Serrapinnus</i> sp.	4	0,9-1,1	0,05-0,07	103,6±13,8	1,2±0,1
	<i>Cichlasoma amazonarum</i>	64	1,4-5,1	0,1-6,1	115,7±60,6	1,2±0,2
	<i>Leporinus friderici</i>	2	11,5-17,0	35,0-124,0	116,7±84,5	1,1±0,3
	<i>Laemolyta próxima</i>	4	11,0-21,3	20,0-104,0	122,5±49,8	1,2±0,2
	<i>Heros efasciatus</i>	4	11,0-12,4	78,0-135,0	122,8±31,6	1,2±0,1
	<i>Pterophyllum altum</i>	4	7,8-8,5	27,0-39,0	126,1±71,1	1,2±0,3
	<i>Astronotus ocellatus</i>	8	2,7-21,0	0,4-356,6	134,2±113,9	1,2±0,3
	<i>Astronotus crassipinnis</i>	2	14,0-15,5	107,0-171,0	134,8±2,8	1,3±0,01
	<i>Mesonauta festivus</i>	32	1,3-9,8	0,04-48,0	142,5±44,3	1,3±0,1
	<i>Chalceus erythrurus</i>	3	14,3-19,8	64,0-182,0	144,2±41,6	1,3±0,1
	<i>Pimelodus blochii</i>	3	11,2-12,9	29,0-41,0	146,8±42,5	1,3±0,1
HER Hg=126,4±39,4 Bf=1,2±0,1	<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	3	22,5-23,5	143,0-152,0	106,7±45,0	1,1±0,2
	<i>Rhytiodus microlepis</i>	2	21,5-21,6	109,0-157,0	112,4±5,6	1,2±0,02
	<i>Satanoperca jurupari</i>	2	1,6-1,9	0,1-0,2	116,6±23,1	1,2±0,1
	<i>Satanoperca acuticeps</i>	2	5,6-16,0	2,5-3,7	180,0±18,0	1,4±0,04

	<i>Aequidens tetramerus</i>	2	3,1-3,5	1,0-1,7	103,4±17,2	1,2±0,1
CAR-INS Hg=156,1±69,6 Bf= 1,3±0,2	<i>Steatogenys elegans</i>	2	4,5-9,5	0,2-2,6	124,7±5,7	1,2±0,02
	<i>Pyrrhulina cf. brevis</i>	8	1,9-2,9	0,1-0,4	159,0±76,6	1,3±0,2
	<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i>	5	7,4-14,7	0,6-4,0	170,2±101,4	1,3±0,2
	<i>Eigenmannia aff. Trilineata</i>	4	3,1-12,7	0,1-2,8	174,9±37,9	1,4±0,1
INS Hg=185,1±128,8 Bf=1,3±0,3	<i>Apistogramma sp.</i>	6	1,1-3,1	0,1-0,9	130,1±69,3	1,2±0,2
	<i>Copella nattereri</i>	2	1,4-1,5	0,01-0,03	350,2±139,4	1,7±0,2
	<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	2	15,5-20,2	2,5-6,4	80,1±37,1	1,0±0,2
	<i>Serrasalmus sp.</i>	6	0,2-3,2	0,01-1,2	105,2±70,1	1,1±0,3
	<i>Synbranchus spp.</i>	19	3,9-50,0	0,03-132,3	111,3±59,4	1,1±0,3
	<i>Pristobrycon calmoni</i>	3	12,5-14,0	50,0-68,0	120,8±67,8	1,2±0,2
	<i>Serrasalmus maculatus</i>	11	1,3-12,5	0,1-7,0	132,0±61,2	1,2±0,2
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	6	2,1-15,0	0,3-95,0	146,5±75,0	1,3±0,3
	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	11	5,5-27,5	0,3-15,7	148,3±41,5	1,3±0,1
	<i>Hoplias malabaricus</i>	26	2,7-13,6	0,4-47,2	154,1±87,5	1,3±0,2
CAR-PIS Hg=194,7±144,9 Bf= 1,3±0,3	<i>Acaronia nassa</i>	15	1,3-9,5	0,1-42,7	161,4±96,1	1,3±0,3
	<i>Pygocentrus nattereri</i>	4	3,3-13,5	1,0-117,0	162,3±63,3	1,3±0,2
	<i>Cichla monoculus</i>	37	1,7-19,0	0,07-150,8	182,9±76,6	1,4±0,2
	<i>Crenicichla sp.</i>	4	17,0-28,0	33,0-361,0	194,5±87,2	1,4±0,2
	<i>Sorubim lima</i>	5	11,4-25,7	11,0-94,0	350,3±177,6	1,6±0,2
	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	4	22,0-22,5	85,0-125,0	377,7±93,0	1,7±0,1
	<i>Boulengerella maculata</i>	2	24,0-24,7	26,0-80,0	419,0±100,6	1,8±0,1
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3	23,2-29,0	225,0-424,0	436,5±228,6	1,7±0,3
	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	5	15,5-28,0	42,0-220,0	500,0±288,6	1,8±0,2
	<i>Agoniates anchovia</i>	5	12,7-17,0	24,0-49,0	588,5±58,8	1,9±0,04
ONI-INS Hg=200,6±191,5 Bf=1,2±0,5	<i>Triporthes auritus</i>	4	10,0-17,1	44,0-56,0	120,8±62,9	1,2±0,2
	<i>Triporthes angulatus</i>	8	15,0-17,2	14,0-64,0	148,3±89,4	1,1±0,6
	<i>Argonectes longiceps</i>	4	13,5-24,0	46,0-183,0	385,1±315,7	1,6±0,5
	<i>Hemiodus atranalis</i>	2	7,2-7,5	6,5-7,0	43,9±2,2	0,8±0,02
PLA Hg=207,6±124,3 Bf=1,4±0,3	<i>Anodus elongatus</i>	6	9,1-24,3	15,0-195,0	131,8±65,0	1,2±0,3
	<i>Hemiodus sp.</i>	5	12,5-21,1	36,0-128,0	131,0±66,0	1,2±0,2
	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	4	12,0-28,0	28,0-199,0	165,9±59,1	1,3±0,2
	<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	7	2,0-4,4	0,1-1,9	212,4±80,1	1,4±0,2
	<i>Hemigrammus Levis</i>	18	1,5-3,8	0,1-2,3	279,7±138,8	1,5±0,2
CAR-LEP Hg=249,4±38,5 Bf=1,5±0,1	<i>Roeboides myersi</i>	7	3,2-4,5	0,4-1,5	249,4±38,5	1,5±0,1
PIS Hg=866,3±256,2 Bf=2,1±0,1	<i>Lycengraulis batesii</i>	5	13,0-16,0	26,0-47,0	866,3±256,2	2,1±0,1

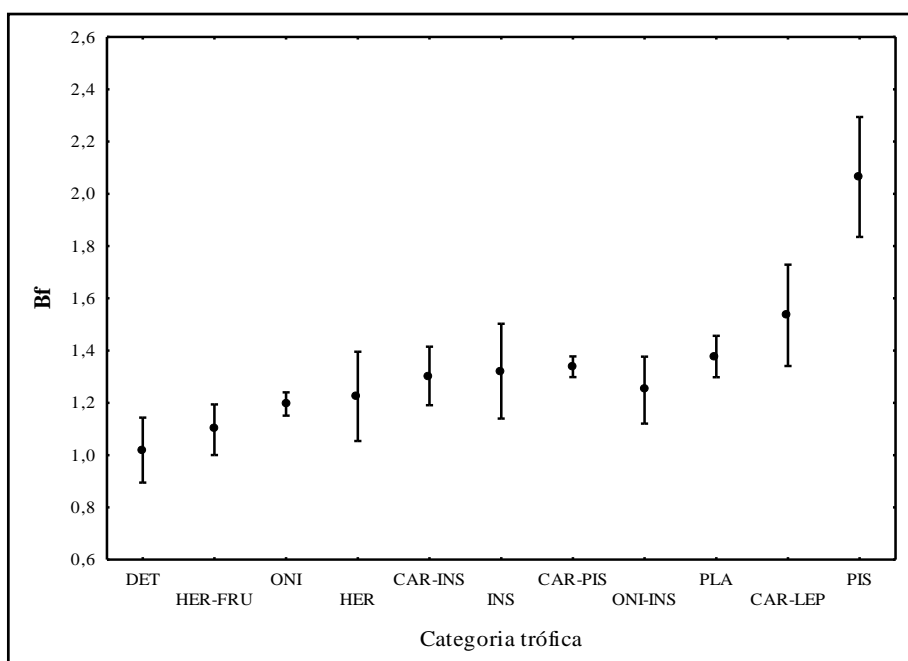
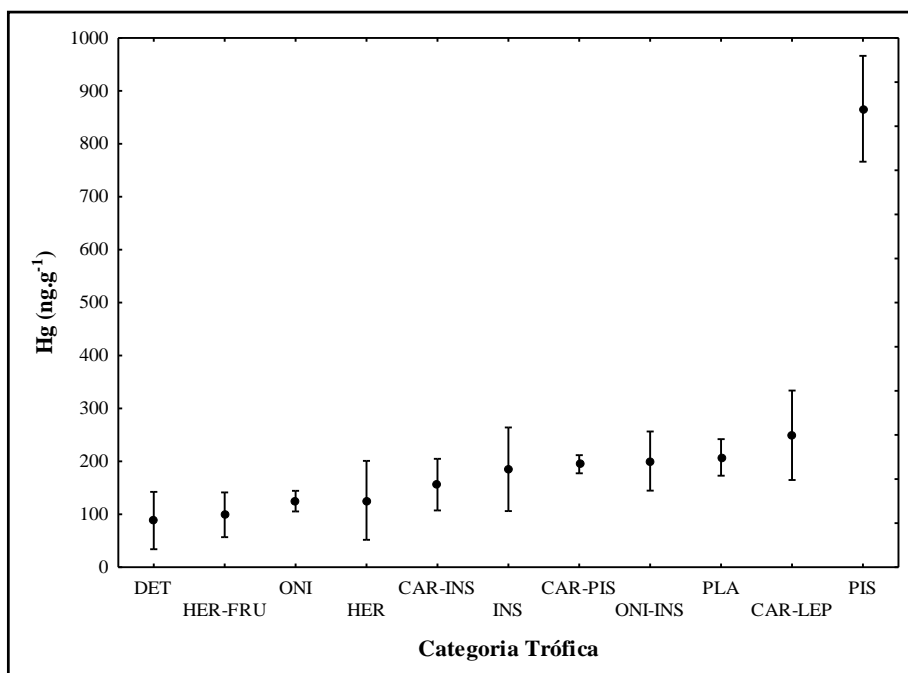


Figura 4. Teores médios de Hg total (Hg ng.g⁻¹) e fator de bioconcentração (Bf) em peixes associados a macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru para as diferentes categorias tróficas. DET, Detritívoros; HER-FRU, Herbívoros-Frugívoros; ONI, Onívoros; HER, herbívoros; CAR-INS, Carnívoros-Insetívoros; INS, Insetívoros; ONI-INS, Onívoros-Insetívoros; PLA, Planctívoros; CAR-PIS, Carnívoros-Piscívoros; PIS, Piscívoros; CAR-LEP, Carnívoros-Lepidóforos.

Houve biomagnificação de DET ($\bar{X}=88,3\pm 54,1$ ng.g⁻¹) para PIS ($\bar{X}=866,3\pm 256,2$ ng.g⁻¹) com diferença significativa nos teores de Hg das categorias tróficas ($F_{(10-442)}=24,6$ p=0,000). Os PIS diferiram de todas as demais categorias, além disso, os CAR/LEP, PLA, CAR/PIS, e ONI/INS tiveram teores de Hg significativamente diferentes com DET, HER/FRU, e ONI. Os fatores de bioconcentração entre as categorias tróficas também foram significativamente diferentes ($F_{(10-442)}=11,14$ p=0,000); dentre elas, os PIS diferiram de todas as demais categorias; enquanto que os CAR/LEP, PLA e CAR/PIS apresentaram fatores de bioconcentração diferentes dos DET, HER/FRU e ONI (Figura 4).

A bioacumulação foi verificada em espécies, com mínimo cinco exemplares (n=28), mediante regressão linear entre teores de Hg e comprimento/peso. Quatro espécies (*A. ocellatus*, *P. brevis*, *Synbranchus* spp. e *H. levis*) apresentaram relação positiva e significativa entre a bioacumulação de Hg e o comprimento e o peso; três espécies (*S. spilopleura*, *T. angulatus* e *L. batesii*) somente com relação ao comprimento, e uma (*C. monoculos*) somente com o peso. Uma espécie (*C. amazonarum*) apresentou taxa de incremento negativo, isto é, taxa de bioeliminação, em função do comprimento. As maiores taxas de bioacumulação foram registradas para *Lycengraulis batesii* (198,2 para o comprimento), *Pyrrhulina* cf. *brevis* (153,8 para o comprimento e 549,8 para o peso) e *Hemigrammus levis* (139,8 para o comprimento e 128,7 para o peso) (Tabela 6).

4. Discussão

Foram estimados fatores de bioconcentração superiores a 1 em mais da metade das macrófitas aquáticas e em quase todas as espécies e/ou grupos da fauna analisados. Assim como altos teores de Hg em macrófitas aquáticas de vida livre, e em fauna das categorias tróficas CAR, PIS e PLA. Adicionalmente nos componentes abióticos como água e material particulado, sua estreita relação com as macrófitas aquáticas também ficou evidente nos altos teores de Hg presentes.

A Resolução da CONAMA, N° 357 de 2005, classifica os corpos de água e determina os teores máximos de Hg total permitidos para cada classe. Para as águas doces existem cinco classes, e se recomenda considerar qualquer água doce como classe 2 (máximo de Hg total admitido de 200 ng.l⁻¹), até que seja feita a classificação adequada. Os teores de Hg mensurados na água do Lago Grande de Manacapuru, tanto longe das

macrófitas aquáticas quanto entre as mesmas, demonstram que o ambiente não apresenta índices de poluição por este metal que impeçam o aproveitamento dos recursos, em especial os pesqueiros. Porém, algumas considerações devem ser feitas.

Tabela 6. Coeficiente de regressão (r), Coeficiente de determinação (r^2) e taxa de bioacumulação (b) para os teores de Hg total em função do comprimento padrão (CP) e do peso total (PT). n: número de amostras analisadas, * regressões significativas ($p < 0,05$). DET. Detritívoros; HER/FRU, Herbívoro-Frugívoro; ONI, Onívoro; HER. Herbívoro; CAR/INS. Carnívoro-Insetívoro; INS. Insetívoro; CAR/PIS. Carnívoro-Piscívoro; ONI/INS. Onívoro-Insetívoro; PLA. Planctívoro; CAR/LEP. Carnívoro-Lepidófago; PIS. Piscívoro.

Categoria Trófica	Espécie	n	CP _{r-r} ²	CP _b	PT _{r-r} ²	PT _b
DET	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	5	0,14-0,02	0,7	0,0-0,0	0,0
	<i>Potamorhina latior</i>	5	0,05-0,00	-1,1	0,08-0,01	-0,1
HER/FRU	<i>Metynnis hypsauchen</i>	6	0,51-0,3	-13	0,63-0,4	-16,8
	<i>Mylosoma duriventre</i>	22	0,08-0,01	-2	0,13-0,02	-0,7
ONI	<i>Astronotus ocellatus</i>	8	0,89*-0,8	13,4	0,96*-0,92	0,8
	<i>Cichlasoma amazonarum</i>	64	0,28*-0,1	-16,6	0,19-0,03	-7,9
	<i>Mesonauta festivus</i>	32	0,00-0,00	-0,04	0,14-0,02	-0,3
CAR/INS	<i>Brachyhypopomus pinnicaudatus</i>	5	0,37-0,14	13,1	0,25-0,06	18,0
	<i>Pyrrhulina cf. brevis</i>	8	0,76*-0,6	153,8	0,84*-0,7	549,8
INS	<i>Apistogramma sp.</i>	6	0,73-0,52	76	0,61-0,38	147,7
	<i>Acaronia nassa</i>	15	0,39-0,15	17,2	0,34-0,12	3,1
	<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>	5	0,12-0,01	7	0,06-0,00	0,3
	<i>Agoniatas anchovia</i>	5	0,59-0,35	18,7	0,46-0,21	2,5
	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	11	0,06-0,00	-0,3	0,150,02	-1,3
	<i>Cichla monoculus</i>	37	0,31-0,1	5,1	0,45*-0,2	1,1
	<i>Hoplias malabaricus</i>	26	0,09-0,1	3,3	0,3-0,1	2,8
	<i>Serrasalmus sp.</i>	6	0,71-0,5	-45,6	0,21-0,05	-32,7
	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	6	0,61-0,4	7,7	0,74-0,5	1,3
	<i>Serrasalmus spilopleura</i>	11	0,63*-0,4	9,3	0,57-0,3	1,3
CAR/PIS	<i>Sorubim lima</i>	5	0,7-0,5	19,5	0,61-0,4	2,9
	<i>Synbranchus spp.</i>	19	0,69*-0,5	2,9	0,64*-0,4	1,0
	<i>Triporthus angulatus</i>	8	0,72*-0,5	23,7	0,62-0,4	3,1
	<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	7	0,62-0,4	52,4	0,58-0,3	67,2
	<i>Hemigrammus Levis</i>	18	0,64*-0,4	139,8	0,53*-0,3	128,7
PLA	<i>Hemiodus sp.</i>	5	0,66-0,4	-13,1	0,61-0,4	-1,1
	<i>Anodus elongatus</i>	6	0,79-0,62	8,8	0,76-0,58	0,7
	<i>Roeoides myersi</i>	7	0,7-0,5	63,7	0,69-0,5	69,6
CAR/LEP	<i>Roeoides myersi</i>	7	0,7-0,5	63,7	0,69-0,5	69,6
PIS	<i>Lycengraulis batesii</i>	5	0,91*-0,8	198,2	0,51-0,26	14,4

Os teores de Hg em água aberta (1,7 a 11,2 ng.l⁻¹) e entre as macrófitas (4,1 a 15,2 ng.l⁻¹) estiveram abaixo dos teores de referência, mas superiores aos encontrados em outros ambientes aquáticos de diversas regiões, como alguns lagos de Wisconsin (USA) por

Watras *et al.* (1998), em áreas alagadas e lagos do rio Tapajós (Roulet *et al.*, 2000), em reservatórios do rio Paraíba do sul (Molisani *et al.*, 2006), em águas na área da nascente da micro-bacia do igarapé Araçá (RS), que apresenta um alto efeito de impactos antrópicos (Prochnow *et al.*, 2006). Por outro lado, os teores registrados no lago Grande foram similares aos registrados para lagos da bacia do rio Negro (Fadini e Jardim, 2001). A diferença de teores de Hg encontrados na água da várzea com os registrados em outros locais pode estar relacionada aos efeitos locais, como o histórico de uso antrópico do ambiente (incluindo usos para fins agropecuários, que se baseiam no desmatamento de áreas de tamanhos variáveis), que associado às características bioquímicas da água, pode ser o fator que melhor explica essas diferenças.

Para a água aberta, os maiores teores de Hg foram registrados no período das chuvas (enchente), o que deve estar relacionado ao carreamento de sedimento pela água que escoia sobre o solo exposto para uso agrícola, por exemplo. Para as amostras de água tomadas entre as macrófitas aquáticas os maiores teores ocorreram na vazante. Nesse período a grande quantidade de macrófitas aquáticas nos lagos retém o Hg no perifíton e no material particulado, com a vazante, esse material particulado é incorporado a coluna de água, aumentando a sua biodisponibilidade.

É importante lembrar que a metilação do mercúrio pode ser feita por via química ou abiótica: (a) via reação de transmetilação, (b) por meio da radiação ultravioleta, na presença de compostos orgânicos doadores do grupo metila; e (c) por reação com os ácidos fúlvicos e húmicos. Por via biótica, a metilação pode ser mediada por bactérias aeróbicas (Coelho-Souza *et al.*, 2006, Celo *et al.*, 2006). Para alguns autores, a maior parte da metilação ocorre pela via aeróbia, porém a presença de matéria orgânica pode oxidar o Hg elementar e o Hg^{+2} . Já em ambientes anaeróbios, com presença de ácidos húmicos e agentes oxidantes como ferro e alumínio, o processo de metilação é mais eficiente (Bisinoti e Jardim, 2004).

Assim, os maiores teores de Hg na água durante a vazante podem ter, também, influência do aporte de agentes oxidantes que estão presentes nos solos lateríticos que compõem a bacia de drenagem do Lago Grande de Manacapuru. Também deve ocorrer a contribuição de processos químicos abióticos, como aqueles mediados pela radiação ultravioleta, na presença de compostos orgânicos doadores do grupo metila. Dentro dos bancos de macrófitas aquáticas, o aporte de Hg para a água pode estar relacionado à

produção biológica do plâncton e do perifíton, bem como ao aporte químico à participação de bactérias.

Os teores de Hg registrados na água do Lago Manacapuru, uma área que não apresenta histórico de atividade de garimpo, podem estar relacionados a fatores como a presença natural de Hg no solo. Esse Hg é transportado durante o período das chuvas dos solos lixiviados para o ambiente aquático, onde é incorporado como material particulado no sedimento (cf Roulet *et al.*, 1998), com ajuda de agentes oxidantes como ferro e alumínio aos quais se associa na fração fina. Os teores de Hg para o material particulado associado às macrófitas aquáticas foram maiores que os registrados no rio Madeira (UNIR, 2009), mas levemente menores que os registrados por Molisani *et al.* (2006) na bacia do rio Paraíba do Sul, onde há uma intensa atividade industrial.

Diversas pesquisas demonstram os altos níveis de metilação de Hg no ambiente de macrófitas aquáticas (Guimarães *et al.*, 1998; Lemos *et al.*, 1999; Mauro *et al.*, 1999), onde os teores de Hg total são maiores nas macrófitas aquáticas flutuantes que nas enraizadas, e em geral mais altos nas raízes do que nas folhas (Molisani *et al.*, 2006). De fato, os resultados obtidos no presente estudo corroboram essas conclusões, pois as macrófitas aquáticas flutuantes emersas apresentaram os maiores teores de Hg entre as plantas analisadas. Espécies flutuantes como *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata* apresentaram teores de Hg nas folhas menores que os registrados na literatura para outros locais (Guimarães *et al.*, 2000b; Molisani *et al.*, 2006), enquanto que os teores de Hg para as raízes foram maiores.

Os estudos de Molisani *et al.* (2006) identificaram uma correlação negativa significativa entre os teores de Hg nas macrófitas e o tamanho da planta, isto é, os organismos mais jovens apresentaram teores de Hg mais elevados. Este fato é de relevante importância para a distribuição do Hg nos demais compartimentos, pois durante a enchente foram registrados os maiores teores de Hg na água, quando se inicia o processo de colonização e crescimento dos bancos de macrófitas, momento no qual muitos organismos passam a usar os bancos de macrófitas como habitat (por exemplo, como berçário para peixes jovens, Sánchez-Botero e Araújo-Lima, 2001). Este fato pode estar relacionado ao ciclo de inundação, já que durante a enchente os sedimentos e o MPF são incorporados à coluna de água; aumentando a disponibilidade de nutrientes, que facilitam a recolonização do ambiente aquático pelas macrófitas. Estas, por sua vez, retêm o MPF, favorecendo o

crescimento de perífíton associado às raízes. Um maior potencial de metilação associado ao aumento na biomassa de macrófitas é observado durante a enchente, e o incremento na diversidade biológica nesse tipo de ambiente pode intensificar a transferência trófica e, conseqüente, a biomagnificação do MetilHg.

Além de fatores que regulam a solubilidade e as formas químicas do Hg já existentes no sedimento e na água, outro fator importante na dinâmica desse metal no ambiente aquático é a taxa de transformação do Hg inorgânico em MetilHg (metilação). A maior parte do processo de metilação parece ser mediada por bactérias sulfato-redutoras presentes no sedimento, preferencialmente em condições anóxicas ou com pH baixo. Em sistemas aquáticos tropicais, as raízes de macrófitas são micro-ambientes favoráveis a essa metilação, já que são colonizadas por uma comunidade perifítica com grande diversidade de microrganismos, algas, organismos consumidores, e detrito (Klumpp et al., 1992; Miranda et al., 2004). O carbono orgânico liberado pelas macrófitas aquáticas é o principal substrato para as bactérias perifíticas, as quais possuem acesso direto aos nutrientes e compostos orgânicos lábeis liberados pelas plantas, proporcionando-lhes uma alta atividade metabólica (Miranda et al., 2007).

No caso do plâncton, os teores de Hg detectados no Lago Grande de Manacapuru foram similares aos registrados no Reservatório de Samuel ($4-309 \text{ ng.g}^{-1}$ Nascimento, 2006), no lago Puruzinho ($34-337 \text{ ng.g}^{-1}$ Nascimento et al., 2007), no rio Madeira ($55-170 \text{ ng.g}^{-1}$ UNIR, 2009), no rio Negro ($242-452 \text{ ng.g}^{-1}$ Peleja, 2002), no rio Tapajós ($150-264 \text{ ng.g}^{-1}$ Peleja, 2002), e no reservatório de Ribeirão das Lajes-RJ ($30-100 \text{ ng.g}^{-1}$ Palermo *et al.*, 2002). Como o enriquecimento trófico de Hg é relativamente uniforme em todas as teias alimentares (Pickhardt *et al.*, 2005; Chasar *et al.*, 2009), a diferença nos teores de Hg nos organismos do topo da pirâmide trófica (neste caso, os peixes PIS) podem ser atribuídas a diferenças na disponibilidade de Hg e na eficiência da bioacumulação na base da cadeia alimentar (Chasar *et al.*, 2009). Watras *et al.* (1998) e Pickhardt e Fisher (2007) indicam que o fitoplâncton pode apresentar um potencial de bioacumulação 105 vezes maior que para o restante da cadeia trófica pelágica. Portanto, mudanças na bioacumulação ocorridas na base da cadeia trófica podem provocar grandes alterações no sistema como um todo.

O perífíton pode possuir grande importância na bioacumulação de Hg na base da cadeia trófica em ambientes de águas negras, onde a presença de macrófitas aquáticas é

reduzida (Marshall, 2010). Por outro lado, a comunidade perifítica associada às raízes das macrófitas aquáticas apresenta um importante papel na bioconcentração do Hg na várzea. Os teores médios de Hg em amostras de perifiton no Lago Grande de Manacapuru foram semelhantes aos registrados em outros ecossistemas aquáticos de diversas regiões, como em áreas alagáveis do Tapajós (Roulet *et al.*, 2000), em lagos boreais do Canadá (Dosrosiers *et al.*, 2006) e da Finlândia (Rask *et al.*, 1994), e em outros ecossistemas tropicais, como os Everglades (Cleckner *et al.*, 1998).

As macrófitas aquáticas compõem um habitat importante para os peixes, em especial na sua fase juvenil, e muitas das espécies de valor comercial passam a fase inicial de suas vidas nesses ambientes, onde encontram abrigo e alimento abundante (Forsberg *et al.*, 1993; Piedad e Junk, 2000). Adicionalmente, as macrófitas aquáticas formam uma plataforma que fornece as bases físicas para o estabelecimento de nichos, proporcionando locais de repouso, de tocaia para predadores, e substratos para desova (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). Nesses ambientes também se desenvolve uma fauna de macroinvertebrados muito diversa, representada principalmente por Hirudinea, Oligochaeta, Turbellaria, Insecta, Crustacea, Bivalvia e Gastropoda (Mhlanga e Siziba, 2006). Mas, poucos são os estudos que avaliam os teores de Hg em macroinvertebrados em relação às suas características tróficas (Goodyear e McNeill, 1999), o que dificulta as comparações destes resultados.

Dados obtidos nos estudos ambientais desenvolvidos na bacia do rio Madeira em função da construção da UHE Santo Antônio (UNIR, 2009) apresentam teores de Hg para camarão entre 68 e 658 ng.g^{-1} , para larvas de Odonata entre 10 e 34 ng.g^{-1} e para coleópteros CAR entre 57 e 102 ng.g^{-1} . Para esses grupos de organismos, no Lago Grande de Manacapuru, os teores de Hg foram semelhantes para camarão, mas foram muito maiores para as larvas de Odonata e para os coleópteros CAR. Uma explicação para as diferenças constatadas nos teores de Hg desses componentes bióticos pode estar relacionada ao ambiente onde foram obtidas as amostras. No rio Madeira, as amostras de macroinvertebrados foram coletadas no sedimento do fundo do rio, enquanto que no lago esses organismos foram capturados associados às macrófitas aquáticas. O sedimento pode ter maiores teores de Hg que a água, mas a comunidade de perifiton associada às raízes de macrófitas aquáticas facilita os processos de metilação e biodisponibilidade do Hg para a

teia alimentar, o que pode gerar diferenças nos teores de Hg acumulados pelos diferentes componentes da cadeia trófica.

A retenção de detritos orgânicos e inorgânicos que servem de substrato para fungos, bactérias e algas (Junk, 1973; Meschiatti *et al.*, 2000; Wantzen *et al.*, 2002) contribui para elevar a abundância de invertebrados residentes nesse ambiente, aumentando também a diversidade de alimentos potenciais para peixes. Estudos sobre alimentação natural de peixes, assim como, estudos que busquem avaliar o papel das macrófitas aquáticas nos ecossistemas aquáticos, são fundamentais para entender os processos interativos dentro das comunidades aquáticas (Hahn *et al.*, 1997). A diversidade de presas disponíveis nas macrófitas aquáticas, somada às mudanças ontogenéticas das espécies são fatores que podem alterar a classificação de uma espécie dentro de uma determinada guilda trófica.

Segundo Santos *et al.* (2009) a classificação de uma espécie em uma determinada guilda trófica é um processo complexo devido, principalmente, à mudança de itens alimentares disponíveis ao longo dos períodos sazonais. Deste modo, determinados recursos que estão disponíveis em grande quantidade em uma determinada estação do ano, na próxima estação, podem estar ausentes ou mesmo escassos no ambiente. A ontogênese é outro fator importante na caracterização da dieta de uma espécie. Ao longo dos estágios de desenvolvimento dos indivíduos de uma mesma espécie, os recursos podem variar decorrentes das diferenças na demanda energética e das limitações morfológicas, implicando em dietas diferenciadas durante o desenvolvimento (Abelha *et al.*, 2001). Neste sentido, o estudo das relações entre as características tróficas das espécies de peixes em relação aos processos de bioconcentração, bioacumulação, e biomagnificação do Hg devem sempre levar em consideração a fase de desenvolvimento ontogenético dos indivíduos analisados e as características dos ambientes onde as amostras foram obtidas. Assim, se devem evitar generalizações a respeito da possibilidade de contaminação mercurial de peixes com base apenas na identidade das espécies e na suposta guilda trófica à qual pertencem. Processos naturais e de origem antrópica, isoladamente ou combinados, podem gerar condições ecológicas bastante diferentes e que influenciam diretamente a dinâmica de contaminação biológica por Hg em ambientes aquáticos.

5. Conclusões

Os teores de Hg registrados nos bancos de macrófitas aquáticas do Lago Grande de Manacapuru, em quase todos os componentes bióticos e abióticos analisados, foram semelhantes aos registrados para águas negras como as do rio Negro, onde o pH baixo e a química da água facilitam a bioconcentração de Hg, e se aproximaram dos teores obtidos para lagos de outras regiões do Brasil que apresentam alto grau de antropização. Considerando que não há aportes diretos de Hg pela ação humana, como aqueles decorrentes de atividade de garimpo de ouro, ou vertimentos de resíduos industriais, os teores de Hg observados no Lago Grande devem ser de origem natural, transportados do solo da região de entorno imediato do lago e/ou por via atmosférica.

Existe nas margens altas do lago uma crescente atividade de ocupação humana, relacionada principalmente à criação de gado, aumentando o desmatamento e a lixiviação do solo, especialmente durante a fase de chuvas/enchente do pulso sazonal de inundação. O Hg retido no solo fica mais exposto e facilmente removível quando se perde a cobertura vegetal, e mais ainda o período de chuvas, em que os solos ficam encharcados e o deslocamento dos animais abre buracos e revolve o solo. Este solo lixiviado e transportado para o lago aumenta o processo de recolonização sazonal pelas macrófitas aquáticas, que nessa fase de crescimento inicial possuem maior capacidade de bioconcentração de Hg. Neste momento, os bancos de macrófitas aquáticas passam a ser colonizados por uma diversidade de macroinvertebrados e peixes jovens, que se alimentam dessas plantas ou do perifiton associado, o que parece facilitar a incorporação do Hg na cadeia trófica.

A biomagnificação foi comprovada tanto para os macroinvertebrados quanto para os vertebrados, assim como a bioacumulação foi evidenciada para diversas espécies. Entretanto, ainda que existam teores de Hg elevados em alguns componentes bióticos e abióticos associados aos ambientes de macrófitas aquáticas, os teores de Hg detectados não inviabilizam no momento o uso de recursos naturais pela população humana local. Apesar desse quadro pouco preocupante, recomenda-se evitar o aumento do desmatamento no entorno do lago, bem como realizar ações visando à recuperação da vegetação ripária, de forma a minimizar a exposição dos solos ao intemperismo.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao Programa BASPA, e pelas bolsas DTI da pesquisadora Sandra Beltran-Pedrerros e de produtividade de Jansen Zuanon (Processo # 307464/2009-1). Agradecemos também à PETROBRAS, CPBIO-INPA, UFAM e UFOPA pelo apoio logístico, à FAPEAM pelo apoio à pesquisa (Programa PIPT, Processo # 2864-08) e pela bolsa de doutorado para Sandra Beltran-Pedrerros, assim como à CAPES pela bolsa de doutorado para Sandra Beltran-Pedrerros.

Referências

- Abelha, M.C.F.; Agostinho, A.A.; Goulart, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, v. 23, p. 425-434. 2001.
- Bell, A.H.; Scudder, B.C.. Mercury accumulation in periphyton of eight river ecosystems. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 43, n. 4. 2007.
- Bianchini, Jr. I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Ed. Universidade Estadual de Maringá. 2003.
- Bisinoti, M.C.; W. F. Jardim. O comportamento de metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, v. 27, n. 4, p. 593-600. 2004.
- Camargo, A.F.M.; Esteves, F.A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T., *Limnology in Brazil*. São Paulo: ABC/SBL, p. 137-149. 1995.
- Camargo, A.F.M.; Pezzato, M.M.; Silva, G.G.H. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Ed. Universidade Estadual de Maringá. 2003.
- Celo, V.; Lean, D.R.S.; Scott, S.L. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *The Science of the Total Environment*, v.368, p. 126-137. 2006.
- Chasar, L.C.; Scudder, B.C.; Stewart, A.R.; Bell, A.H.; Aiken, G.R. Mercury cycling in stream ecosystems. 3. Trophic dynamics and methylmercury bioaccumulation. *Environmental Science and Technology*, v. 43, n. 8, p. 2733–2739. 2009.

- Cleckner, L.B.; Garrison, P.J.; Hurley, J.P.; Olson, M.L.; Krabbenhoff, D.P. Trophic transfer of methylmercury in the northern Florida Everglades. *Biogeochemistry*, v. 40, p. 347– 61. 1998
- Coelho-Souza, S.; Guimarães, J.R.D.; Mauro, J.B.N.; Miranda, M. R.; S.M.F.O. Azevedo. Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton. *The Science of the Total Environment*, v. 364, p. 188-199. 2006.
- Coelho-Souza, S.; Miranda, M. R.; Guimarães, J.R.D. A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na bacia do rio Tapajós (PA). *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 2, p. 252-263. 2007.
- Desrosiers, M.; Planas, D.; Mucci, A. Total mercury and methylmercury accumulation in periphyton of Boreal Shield Lakes: Influence of watershed physiographic characteristics. *The Science of the Total Environment*, v. 355, p. 247– 258. 2006.
- EMBRAPA, UFAM, SIPAM. Mapas pedológicos de municípios do meio Solimões: Área de estudos do PIATAM. Manaus, EDUA, 20p. 2007.
- Esteves, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro, 602p. 1998.
- Fadini, P.S.; Jardim, W.F. Storage of natural water samples for total and reactive Mercury analysis in PET bottles. *Analist*, v. 125, p. 549-551. 2000.
- Fadini, P. S.; Jardim, W. F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by natural occurring mercury. *The Science of the Total Environment*, v. 2275, p.71-85, 2001.
- Forsberg, B.R.; Araújo-Lima, C.A.R.M.; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L.; Bonassi, J.A. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology*, v. 74, p. 643– 652. 1993.
- Goodyear, K.L.; McNeill, S. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates of different feeding guilds: a review. *The Science of the Total Environment*, v. 229, p.1-19. 1999.
- Göthberg, A.; Greger, M.. Formation of methyl mercury in an aquatic macrophyte. *Chemosphere*, v. 65, p. 2096–2105. 2006
- Guimarães, J.R.D; Meili, M.; Malm, O.; Brito, E.M.S. Hg methylation in sediments and floating meadows of a tropical lake of the Pantanal wetland, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 213, p. 165-175, 1998.
- Guimarães, J.R.D.; Roulet M.; Lucotte, M.; Mergler, D. ,Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajos river floodplain, Brazilian Amazon : seasonal

- and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, v. 261, n.1-3, p. 91-98. 2000a.
- Guimarães, J.R.D.; Meili, M.; Hylander, L.D.; Silva, E.C.; Roule, M.; Mauro, J.B.N.; R. A. Lemos. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, v. 261, n.1-3, p. 99-107. 2000b.
- Hahn, N.S.; Andrian, I.F.; Fugi, R.; Almeida, V.L.L. Ecologia trófica. In: Vazzoler, A.E.A.M.; Agostinho, A.A.; Hahn, N.S. (Eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, 460 p. 1997.
- Junk, W.J. Investigations on the ecology and production-biology of the “floating meadows” (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. *Amazoniana*, v.4, n.1, p. 9-12. 1973.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: W.J. Junk. (Org.). *The Central Amazonian Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Berlin: Springer Verlag, v. 126, p. 187-2006, 1997.
- Klumpp, D.W.; Salita-Espinosa, J.S.; Fortes, M.D.. The role of epiphytic periphyton and macroinvertebrate grazers in the trophic flux of a tropical seagrass community. *Aquatic Botany*, v.43, p. 327-349, 1992.
- Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C.; Marins, R.V.; Rodrigues, S.; Souza, C.M.M.; Bastos, W. R. Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in Poconé, Brazil. *Water Air Soil Pollutants*, v. 55, p. 283-294. 1991.
- Lemos, R.A.; Guimarães, J.R.D.; Bianchini, Jr. I. Mercury methylation in *Eichhornia azurea* roots and sediments during a seasonal cycle in a Brazilian lake. In: Levin, L.; Lindberg, S.; Porcella, D. (eds). CETEMrUFF. *Proceedings of the 5th International Conference on Hg as a Global Pollutant*, May 23-27, Rio de Janeiro, Brazil, 462 p. 1999.
- Marshall B.G. Fatores que influenciam a variação espacial e temporal nas fontes autotróficas de carbono e nível trófico do *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes, Characidae) num sistema interfluvial do médio rio Negro. Manaus: Unpublished Phd Thesis, National Institute of Amazonian Research; 2010.

- Mascarenhas, A.F.S.; Brabo, E.S.; Silva, A.P.; Fayal, K.F.; Jesus, I.M.; E.C.O. Santos. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, Estado do Acre, Brasil. *Acta Amazonica*, v.34, n. 1, p. 61-68, 2004.
- Mauro, J.B.N.; Guimarães, J.R.D.; Melamed, R. Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameters. *Applied Organometallic Chemistry*, v.13, p.1-6. 1999.
- Mauro, J.B.N.; Guimarães, J.R.D.; Hintelmann, H.; Watras, C.J.; Haack, E.A.; Coelho-Souza, S.A. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water comparative studies with stable and radio-mercury additions. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v.374, p. 983-989, 2002.
- Melack, J. M.; Forsberg, B. R. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. In: McClain, M. E.; Victoria, R. L.; Richey, J. E. (Eds). *The Biogeochemistry of the Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty river and its basin and its role in a Changing World*. Oxford University Press, Oxford, p. 25-50. 2001.
- Menezes, C.F.S. *Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do Lobo (Broa), SP*. Dissertação de Mestrado, PPG-ERN. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 253 f. il. 1984.
- Meschiatti, A.J.; Arcifa, M.S.; Fenerich-Verani, N. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. *Environmental Biology of Fishes*, v. 58, p. 133–143. 2002.
- Mhalanga, L.; Siziba, N. The association between invertebrates and macrophytes in a tropical reservoir, Lake Kariba, Zimbabwe: A preliminary survey *African Journal of Aquatic Science*, v. 31, n. 2, p. 271 – 274. 2006.
- Miles, C.J.; Moye, H.A.; Philips, E.J.; Sargent, B.. Partitioning of Monomethylmercury Between Freshwater Algae and Water. *Environmental Science and Technology*, v.35, n. 21, p. 4277-4282. 2001.
- Miranda, R.M.; Guimarães, J.R.D.; Roulet, M.; Acha, D.; Coelho-Souza, S.; Mauro, J.B.N.; Iniguez, V. Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin. *RMZ Materials and Geoenvironment*, v. 51, p. 1218-1220, 2004.

- Miranda, R.M.; Coelho-Souza, S.A.; Guimarães, J.R.D.; Correia, R.R.S.; Oliveira, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: Fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, v.11, n. 2, p. 240-251, 2007.
- Molisani, M.M.; Rocha, R.; Machado, W.; Barreto, R.C.; L.D. Lacerda. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1a, p. 101-107, 2006.
- Morel, F.M.; Kraepiel, A.M.L.; Amyot, M. The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 29, n. 1, p. 543-566. 1998.
- Moye, H.A.; Miles, C.J.; Philips, E.J.; Sargent, B.; Merritt, K.K. Kinetics and Uptake Mechanisms for Monomethylmercury Between Freshwater Algae and Water. *Environmental Science and Technology*, v.36, n. 16, p. 3550-3555. 2002.
- Nascimento, E. L.; Gomes, J. P. O.; Almeida, R.; Bastos, W. R.; Bernardi, J. V. E.; Miyai, R. K. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *J. Braz Soc. Ecotoxicol*, v. 2, n. 1, p. 67-72. 2007.
- Palermo, E.F.A.; Kehrig, H.A.; Branco, C.W.C.; Malm, O.; Branco, H.S.B.. Mercúrio e metilmercúrio em plâncton, peixe, material particulado em suspensão e sedimento superficial de um antigo reservatório tropical, Brasil. In: Pereira, M.E. (org.). Estudos sobre Contaminação Ambiental na Península Ibérica. Ed. Piaget, Viseu, v.1, p. 219-227, 2002.
- Peleja, J. R. P. Os fatores que influem no nível de mercúrio (Hg) na água e plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Amazonas. 73p. 2002.
- Pichet, P.; Morrison, K.; Rheault, I.; Tremblay, A. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte, M.; Schetagne, R.; Thérien, N. Langlois, C.; Tremblay, A. (Eds). *Mercury in the biogeochemical cycle*. Berlin : Springer, p. 41-52, 1999.
- Pickhardt, P.C.; Folt, C.L.; Chen, C.Y.; Klaue, B.; Blum, J.D. Impacts of zooplankton composition and algal enrichment on the accumulation of mercury in an experimental freshwater food web. *The Science of the Total Environment*, 339, 89–101. 2005.
- Pickhardt, P.C.; Fisher, N.S. Accumulation and methylmercury by freshwater phytoplankton in two contrasting water bodies. *Environmental Science and Technology*, v. 41, p. 125–131. 2007.

- Piedade, M.T.F.; Junk, Wolfgang J.. Natural herbaceous plant communities in the Amazon floodplain and their use. In: Junk, W.J.; Ohly, J. (Org.). *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publishers, p. 269-290, 2000.
- Prochnow, T.R.; Liberman, B.; Prochnow, E.A. Circulação do mercúrio nos compartimentos abióticos da microbacia do Arroio Araçá, RS, Brasil. *Technologia*, v. 7, n. 1, p. 5-15, 2006.
- Queiroz, M.A.; Horbe, A.C.; Seyler, P.; Moura, C.V. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, v. 39, n. 4, p. 943 -952. 2009.
- Rask, M.; Metsala, T-R.; Salonen, K. Mercury in the food chains of a small polyhumic forest lake in southern Finland. In: Watras CJ, Huckabee J, (Eds). *Mercury pollution: integration and synthesis*. Boca Raton, USA. Lewis Publishers, p. 409–17. 1994.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rheault, I.; Farella, N.; da Silva, E.D.; Dezencourt, J.; Passos, C.J.S.; Soares, G.S. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. *The Science of the Total Environment*, v. 223, p. 1-24. 1998.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Guimarães, J.R.D; I. Rheault. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian rivers and floodplain, Tapajós river, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 43-59. 2000.
- Sanchez-Botero, J.I.; Araújo-Lima, C.A.R.M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazonica*, v. 31, n. 3, p. 437-447, 2001.
- Santos, C.L.; Santos, I.A.; Silva, C.J. Ecologia trófica em peixes ocorrentes em bancos de macrófitas aquáticas ma baia Caiçara, Pantanal Mato-Grossense. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 7, n. 4, p. 473-476, out./dez. 2009
- Souza, M.J.F.T. *Fontes autotróficas de energia para peixes do canal principal e quelônios ao longo da bacia do médio rio Negro, Amazônia – Brasil*. Tese de Doutorado INPA-UFAM, Manaus. 2005.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: Henry, R. *Ecologia de*

- reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO. FAPESP. Botucatu. São Paulo, v. 20, p. 597-626. 1999.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.
- UNIR. Hidrobiogeoquímica do mercúrio e outros metais pesados no rio Madeira –UHE Santo Antônio. Relatório 3^{er} Trimestre, Avaliação Ambiental. UNIR/RIOMAR /MESA. Porto Velho, 2009.
- Walker, I.; Henderson, P. A.; Sterry, P. On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an amazonian black-water river, as evidenced by 32P label experiment. *Hidrobiologia*, v. 215, p. 153-162. 1991.
- Wantzen, K.M.; Machado, F.A.; Voss, M.; Boriss, H.; Junk, W.J. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences*, v. 64, p. 239-251. 2002.
- Watras, C. J.; Back, R. C.; Halvorsen, S. Hudson, R. J. M.; Morrison, K. A; Went, S. P. Bioaccumulation of Mercury in Pelagic Freshwater Food Webs. *The Science of the Total Environment*, v. 219, p. 183-208. 1998.

CAPÍTULO III

Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake

Beltran-Pedrerros S., J.A.S. Zuanon, R.G. Leite, J.R.P. Peleja, A.B. Mendonça, B.R. Forsberg. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n.4, p. 901-908, 2011.

Submitted April 14, 2011
Accepted October 5, 2011
Published December 26, 2011

Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake

Sandra Beltran-Pedrerros^{1,2,3}, Jansen Zuanon¹, Rosseval Galdino Leite¹, José Reinaldo Pacheco Peleja⁴, Alessandra Barros Mendonça^{1,5} and Bruce Rider Forsberg¹

Thirty-two species of commercially important fish from three trophic levels and nine trophic categories were sampled at a floodplain lake of the Solimões River (Lago Grande de Manacapuru). The fish were analyzed to determine their Hg level and the bioaccumulation, bioconcentration, and biomagnification of this element. The observed increase in mean concentration of mercury (49.6 ng.g⁻¹ for omnivores, 418.3 ng.g⁻¹ for piscivores, and 527.8 ng.g⁻¹ for carnivores/necrophages) furnished evidence of biomagnification. Primary, secondary, and tertiary consumers presented biomagnification factors of 0.27, 0.33, and 0.47, respectively. Significant differences in the bioconcentration and concentration of total Hg occurred between the categories of the third trophic level and the other categories. *Plagioscion squamosissimus* (carnivorous/piscivorous) and *Calophysus macropterus* (carnivorous/necrophagous) showed levels of total Hg above those permitted by Brazilian law (500 ng.g⁻¹). Six other species also posed risks to human health because their Hg levels exceeded 300 ng.g⁻¹. Fifteen species showed bioaccumulation, but only eight presented significant correlations between the concentration of Hg and the length and/or the weight of the fish.

Trinta e duas espécies de peixes de importância comercial de três níveis tróficos e nove categorias tróficas foram amostradas em um lago de várzea do rio Solimões (Lago Grande de Manacapuru). Os peixes foram analisados para determinar seu nível de contaminação por mercúrio e a bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação desse elemento. O aumento na concentração média de mercúrio (49,6 ng.g⁻¹ para os onívoros, 418,3 ng.g⁻¹ para os piscívoros e 527,8 ng.g⁻¹ para os carnívoros/necrófagos) representa evidência de biomagnificação. Consumidores primários, secundários e terciários apresentaram fatores de biomagnificação de 0,27, 0,33 e 0,47, respectivamente. Houve diferença significativa na bioconcentração e na concentração de mercúrio total entre as categorias do terceiro nível trófico e as demais. *Plagioscion squamosissimus* (carnívoros/piscívoros) e *Calophysus macropterus* (carnívoros/necrófagos) apresentaram níveis de mercúrio acima do permitido por lei (500 ng.g⁻¹). Seis outras espécies também apresentam riscos para a saúde humana porque seus níveis de mercúrio ultrapassaram 300 ng.g⁻¹. Quinze espécies apresentaram bioacumulação, mas apenas oito apresentaram correlações significativas entre a concentração de mercúrio e o tamanho e/ou o peso do peixe.

Key words: Biomagnification, Ecotoxicology, Fish quality, Floodplain, Mercury contamination.

1. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Coordenação de Biodiversidade. Estrada do Aleixo, 1756, 69083-000 Manaus, AM, Brazil. beltranpedrerros@hotmail.com (SBP), zuanon@inpa.gov.br (JZ), rosseval@gmail.com (RGL), alebiostm@yahoo.com.br (ABM), brforsberg@gmail.com (BRF)
2. Faculdade La Salle Manaus, Coordenação de Pesquisas. Av. Dom Pedro I, 151, 69040-040 Manaus, AM, Brazil.
3. Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos. Av. General Rodrigo Octávio Jordão Ramos, 3000, Campus Universitário, Coroado I, 69077-000 Manaus, AM, Brazil.
4. Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), Laboratório de Biologia Ambiental, Santarém. Av. Vera Paz, s/nº, 68135-110 Santarém PA, Brazil. reinaldopeleja@yahoo.com.br (JRPP)
5. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (CPBA-INPA), Programa de Pós-Graduação em Biologia de Água Doce e Pesca Interior. Estrada do Aleixo, 1756, 69083-000 Manaus, AM, Brazil.

Introduction

Mercury (Hg) is a trace element in the biosphere and a potent neurotoxin. Its increase in the aquatic environment causes harmful effects on living organisms through bioaccumulation and biomagnification along the trophic chain. Carnivorous fish exhibit higher Hg levels than herbivorous and omnivorous fishes, and larger fish of the same species generally contain more Hg than smaller ones (Malm *et al.*, 1997). Hg contamination diminishes the quality of fishery resources, which is especially important, because the food supply and incomes of riverside communities in 902 Mercury bioaccumulation in Amazonian fish of commercial importance Amazonia are both directly based on fishing. Thus, studies aiming at assessing the contamination levels of Hg are very important to public health and for the local and regional economic survival of human communities.

High levels of Hg have been found in different areas of the Amazon with and without a history of gold mining. Floodplains have been identified as areas of Hg methylation. The presence of anoxic conditions and elevated dissolved organic carbon concentrations in these areas favors the methylation process and promotes the bioaccumulation of Hg in aquatic fauna (Guimarães *et al.*, 2000; Fadini & Jardim, 2001; Bisinoti & Jardim, 2004; Belger & Forsberg, 2006).

Deforestation of Hg-rich soils for agricultural activities promotes the erosive release and transport of this metal and its accumulation in the Amazon river system (Roulet *et al.*, 1996; Malm *et al.*, 1997; Watras *et al.*, 1998). Podzolization also releases Hg from hydromorphic soils in the Amazon facilitating its export to the riverine environment (Roulet *et al.*, 1996). Methylation of Hg in anoxic floodplain environments then promotes its bioaccumulation in aquatic food chains. Plankton plays a critical role in the initial transfer of Hg through the food chain. Planktonic organisms absorb Hg in the water and are then consumed by organisms at higher trophic levels (Roulet *et al.*, 2000). Macrophytes also contribute to Hg transport, since the levels of methylmercury (methylHg) associated with their roots are higher than those found in the water column and in the sediment (Guimarães *et al.*, 2000).

The different forms of Hg exhibit distinct and intrinsic toxicity effects in different biological systems. MethylHg is the form of most concern to human health, because is

neurotoxic and teratogenic. Fish is the main source of animal protein for the inhabitants of the Amazon region and serves as a good indicator of chronic Hg pollution. In particular, sedentary species are good indicators of local environmental change and offer the best means for assessing the conditions of a water body (Belger & Forsberg, 2006).

Research on Hg in floodplain environments is needed because of the importance of floodplains as areas of Hg methylation, the ease of transport of Hg through the trophic chain, and the increased availability of Hg in these ecosystems owing to land clearing for agricultural activities. The purpose of this study is to assess the levels of Hg and the bioaccumulation and biomagnification of this element in fish of commercial importance captured at Lago Grande de Manacapuru, a floodplain lake of the Solimões River. The results provide important information on the quality of commercial fish products consumed in the local and regional markets.

Lago Grande de Manacapuru is currently one of the biggest fishing areas on the Solimões River near Manaus, one of the main urban centers in the Amazon. Production of fish from the lake has been increasing since 1977 and amounts to 670 tons of fresh fish for local consumption and 400 tons for the national market annually. In all, 50% of the fish exported belong to the family Pimelodidae. The fishing infrastructure has also increased. The Manacapuru fishing port handles approximately 2500 tons of fish per year and generates an income of US\$ 2 million (based on the first sale) in regional, national and international markets, some located more than 3000 km from the lake (Batista & Gonçalves, 2008; Sales *et al.*, 2009).

Material and Methods

Samples were collected at Lago Grande de Manacapuru, located along the left bank of the Solimões River (3°24'S 60°50'W) (Fig. 1). In this region, the water level oscillates 7-12 meters annually owing to periodic floods and droughts. The flooding period lasts from November through the end of June, and flood waters reach their highest level in July. The drying period begins in August and ends in October, when the peak of the drought occurs. As a consequence of the hydrologic cycle and the wide catchment area of the lake, the greatest water intake during the drought period is furnished by the *paraná*s (side channels) of the innermost lakes, including Amaná and Caapiranga (clear water). When the waters are rising, the lake's inflow is supplemented by streams from *terrafirme* (upland)

forests. Most of the water intake during the high-water period is provided by the Solimões River (White water) (A. Darwich, pers. comm.). The lake exhibits typical floodplain characteristics, with eutrophic (alluvial-gley and humic-gley) soils and plain relief around the shore, and with slight elevations characterized by red-yellow podzolic soils to the north (EMBRAPA, UFAM, SIPAM, 2007).

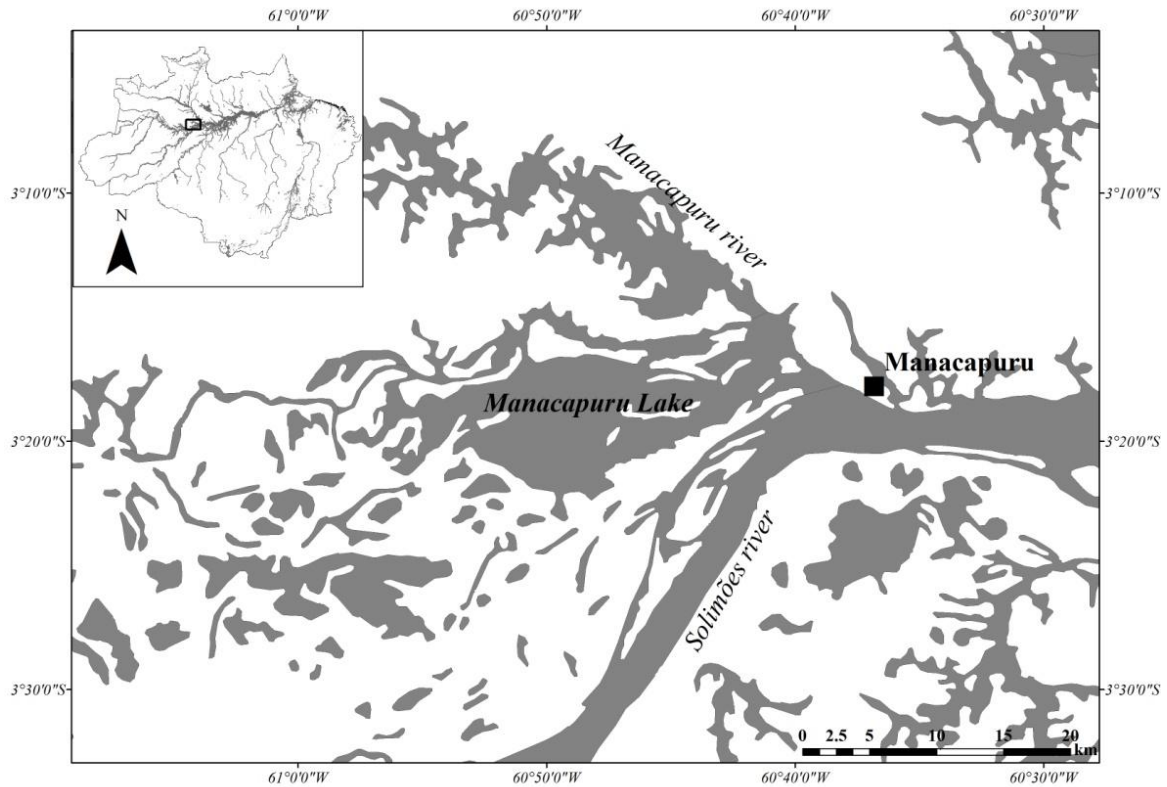


Fig. 1. Map of Lago Grande de Mancapuru.

Monthly samples were collected from March 2007 through April 2008. Fish were sampled from open waters (the pelagic and benthonic zones), flooded forests, and aquatic macrophyte banks using gillnets (exposed for 24 hours and checked for fish every 6 hours), a bottom-trawl net (3 trawls of 5 minutes each), and seine nets. Sampling effort was standardized. After identification, measurement and weighing of the fish, we took skin and bone-free samples from the dorsal musculature ($\pm 3\text{cm}^3$) for Hg analyses. These samples were placed in a pressure-sealed bag and kept frozen until analysis. We also sampled

surface water (250 ml) manually using plastic bottles. The bottles had undetectable levels of Hg before being used for sampling.

Aquatic macrophytes were sampled by collecting the entire plant. The plants were placed in pressure-sealed plastic bags and kept on ice for transport to the laboratory. In the laboratory, we identified and washed the plant samples with Milli-Q water to remove the sediments and accompanying fauna. The roots were separated from the leaves (except for *Paspalum* and *Echinochloa*) for drying in a stove at 50 °C for 48 hours. The samples were then ground and stored in dry plastic bottles until analysis.

Hg analyses were performed using 50-300 mg (wet weight) subsamples of the fish and 5-15 mg (dry weight) subsamples of the plants. The digestion was performed by using 1 ml of HNO₃ and 100 µl of HCl (6N). The tubes containing the subsamples were agitated and heated at 121°C for 4 hours under ventilation. They were then diluted with Milli-Q to a total volume of 3 ml (Pichet *et al.*, 1999). Aliquots of 0.1 ml were analyzed using a cold-vapor atomic fluorescence spectrophotometer. The digestion of the water samples was performed on 10 ml of the sample with 100 µl of 5% potassium persulfate. The prepared sample was then treated using ultraviolet oxidation in a photochemical reactor for 30 min. Aliquots of 5 ml were reduced with SnCl₂ and analyzed in a cold-vapor atomic fluorescence spectrophotometer. The reliability of the analytical method was tested by using standard reference material from the National Research Council of Canada (TORT-2) which yielded a mean value of 289 ± 35 ng.g⁻¹ of Hg (n =12) compared to the certified value of 270 ± 60 ng.g⁻¹ of Hg. The levels of total Hg in muscle were expressed as ng.g⁻¹ (wet weight).

Bioconcentration factors (Bf) that describe how much of the Hg concentration in the environment is transferred to biological tissues, assuming that the equilibrium levels in the organisms have also increased, were calculated through the following equation:

$$Bf = \log (C_b/C_w),$$

where C_b is the level of Hg in the tissue samples and C_w is the level of Hg in the abiotic component (water).

The biomagnification factors (Mf) that report the magnification of Hg from a lower trophic level to a higher level were obtained using the following formula:

$$Mf = \log (C_n/C_{n-1}),$$

where C_n is the level of Hg at a higher trophic level and C_{n-1} is the level of Hg at the trophic level immediately below it.

The bioaccumulation pattern in fish of a given species was characterized with a simple linear regression of the Hg level on the standard length or the total weight of fishes. Analyses of variance were also employed to assess differences among trophic categories for the bioconcentration factor and for the total amount of Hg.

Results and Discussion

Thirty-two species (a total of 290 specimens) out of the 50 species of commercial importance that represent 90% of the commercial fish catch in the Central Amazon region were analyzed. These species were classified into nine categories based on analyses of stomach contents: omnivores (2 species); omnivores/frugivores (1); detritivores (5); herbivores/frugivores (3); omnivores/insectivores (3); planktivores (3); carnivores/piscivores (12); piscivores (2); and carnivores/necrophages (1).

Of the species analyzed, only two exhibited levels of total Hg exceeding the legally accepted level: *Plagioscion squamosissimus* (carnivore/piscivore) and *Calophysus macropterus* (carnivore/necrophage). The others fish species exhibited concentrations ranging between 45.89 and 471.92 ng.g^{-1} of wet weight (Table 1). All of these are top predators of the trophic chain and belong to three trophic categories: carnivore/piscivore, piscivore and carnivore/necrophages.

The World Health Organization (WHO) has established 471 $\text{ng.kg body mass}^{-1}\text{day}^{-1}$ as the Hg exposure level at which no side effects would be detected in adults and 228 $\text{ng.kg body mass}^{-1}\text{day}^{-1}$ for pregnant women and children (WHO/FAO, 2004). The legally established concentration limit for human consumption in Brazil is 500 ngHg.g^{-1} of wet weight of food which is based on the WHO Hg ingestion limit for adults, na average body weight of 63 kg and an assumed food consumption rate of 60 g.day^{-1} . However, riverside populations in the Amazon ingest between 500 and 800 g.day^{-1} of fish in the Upper Solimões River, 500-600 g.day^{-1} in the Central Amazon and 400 g.day^{-1} in the Lower Amazon (Amazonas, 2005). In this case, the acceptable value for Hg in fish should be 28.8 ng.g^{-1} .

In the Amazon, Hg daily dose is particularly difficult to estimate due to the diversity of fish and ecosystems, as well as seasonal changes in fish availability. Furthermore, studies in this region have shown that fruit consumption influences the relation between fish consumption and Hg concentrations both in blood and hair, but it is not known how it affects the relationship between Hg intake and exposure (Passos *et al.*, 2004, 2008).

Table 1. Species organized in ascending order according to the mean concentration \pm standard deviation of total mercury (Hg) within each trophic category in the muscle of fish of commercial importance from Lago Grande Manacapuru. n: number of samples analyzed.

Trophic Category	Species	Hg _{ng.g-1}	n	Minimum	Maximum
Detritivore	<i>Curimata vittata</i>	45.89 \pm 18.41	4	24.87	66.37
	<i>Prochilodus nigricans</i>	56.33 \pm 41.25	10	4.69	171.22
	<i>Semaprochilodus insignis</i>	63.43 \pm 32.36	13	25.41	134.97
	<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	73.02 \pm 35.44	9	26.05	136.77
	<i>Curimata inornata</i>	80.89 \pm 50.31	7	34.32	161.22
Herbivore/Frugivore	<i>Mylossoma aureum</i>	50.49 \pm 0.49	2	50.00	50.99
	<i>Piaractus brachypomus</i>	58.65 \pm 37.56	8	25.18	140.15
	<i>Mylossoma duriventre</i>	72.16 \pm 43.03	18	16.11	140.68
Omnivore	<i>Brycon amazonicus</i>	49.27 \pm 24.65	14	15.94	102.38
	<i>Brycon melanopterus</i>	50.83 \pm 13.12	4	35.22	69.97
Omnivore/Frugivore	<i>Colossoma macropomum</i>	63.08 \pm 35.76	12	39.95	174.41
Omnivore/Insectivore	<i>Triportheus albus</i>	120.94 \pm 91.84	20	28.84	340.92
	<i>Triportheus angulatus</i>	152.29 \pm 67.15	16	59.96	287.13
	<i>Triportheus auritus</i>	276.45 \pm 432.70	18	65.12	1,871.52
Planktivore	<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	179.16 \pm 101.35	4	23.85	301.71
	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	262.32 \pm 124.95	11	73.21	432.51
	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	275.98 \pm 159.28	16	85.89	753.43
Carnivore/Piscivore	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	53.78	1		
	<i>Plagioscion surinamensis</i>	99.57 \pm 31.68	4	46.50	129.57
	<i>Plagioscion montei</i>	115.00 \pm 22.14	3	93.23	145.37
	<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	145.31 \pm 25.24	2	120.07	170.55
	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	154.77 \pm 23.27	3	124.58	181.20
	<i>Cichla monoculus</i>	215.33 \pm 139.10	22	20.24	691.76
	<i>Sorubim lima</i>	229.09 \pm 90.23	4	115.05	364.80
	<i>Pellona flavipinnis</i>	327.05 \pm 251.46	21	13.81	1,001.51
	<i>Pinirampus pirinampu</i>	363.87 \pm 19.94	3	346.85	391.84
	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	429.19 \pm 211.96	2	217.23	641.14
Piscivore	<i>Pellona castelnaeana</i>	462.73 \pm 255.56	9	143.55	882.35
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	547.84 \pm 228.71	12	173.19	970.03
Carnivore/Necrophagous	<i>Lycengraulis batesii</i>	406.41 \pm 264.21	9	109.26	898.16
	<i>Zungaro zungaro</i>	471.92 \pm 75.45	2	418.57	525.27
	<i>Calophysus macropterus</i>	527.82 \pm 212.67	7	313.50	871.00

The level of 28.8 ng.g⁻¹ of Hg in fish, estimated here from the recommendations of WHO/FAO (2004), is a conservative value that would protect children and pregnant women from the harmful effects of Hg and represents a slightly higher ingestion rate than that suggested by WHO/FAO (2004; 23 ng.kg⁻¹.day⁻¹). However, Hg concentrations encountered in the species sampled here were almost all higher than this level, indicating that very few species would be appropriate for consumption and that dietary restrictions should be seriously considered, especially in the most vulnerable groups.

It is important to consider, however, that fish is the principal protein source for riverine populations and fish consumption varies depending on cultural practices and seasonal availability. Passos & Mergler (2008) found that Hg intake via fish consumption varied from 0 to more than 4µg.kg⁻¹.day⁻¹, greatly exceeding the recommended limit of 0.23µg.kg⁻¹.day⁻¹. Considering the high nutritional quality of fish, which is rich in protein and Omega 3, and the limited availability of alternative protein sources, programs to reduce Hg exposure in riverine populations should avoid recommending drastic restrictions in fish consumption. Such restrictions could result in protein deficiencies which could limit the neurological development of children, having a greater impact than the limited neurotoxicological effect of Hg contamination. Promoting the consumption of fruits and other items in the diet could help to reduce the negative effects of Hg contamination without resorting to major reductions in fish consumption (Passos & Mergler, 2008; Passos *et al.*, 2008).

The results of this study show an overlap in the levels of total Hg of some species belonging to different trophic categories. This finding indicates that the concentrations of Hg in fish depends on other factors, such as high trophic plasticity, a characteristic of fish from the Amazon (Abelha *et al.*, 2001) that occurs in response to variations in the abundance and availability of food resulting from the Amazon River's hydrologic cycle.

In a single species, the concentrations of total Hg can vary owing to differences in body size and to ontogenetic changes in feeding. This effect is reflected in the high standard deviations found in Hg concentration in this study (Table 1). The exposure time of immature fish to Hg is lower, and these fish therefore show a lower amount of bioaccumulation. Belger & Forsberg (2006) demonstrated that Hg levels in *Cichla* spp. and *Hoplias* spp. in the Negro River basin also vary in response to several environmental variables including river pH, dissolved organic carbon and the density of wetlands

upstream of the collection point which was an indicator of potential methylation sites. Similar results have been found for fish in north temperate streams (Chasar *et al.*, 2009).

Analyses of isotopes of C and N in fish from the same lake point to a trophic chain with four levels (producers; primary, secondary, and tertiary consumers) but with several trophic categories (Santos, 2009). The concentrations of total Hg recorded in fish from different trophic categories indicated bioaccumulation (Fig. 2), as reported by Lebel *et al.* (1997) and Silva *et al.* (2005, 2007) for fish from the Amazon, and by Kasper *et al.* (2009) for fish from reservoirs in the Rio de Janeiro State, Brazil. Significant differences were found in Hg levels among categories, with a clear separation between tertiary consumers and the other trophic categories belonging to other trophic levels (ANOVA, $F = 14.848$, $p = 0.000$, $n = 290$).

The mean concentrations of total Hg for the different trophic levels (primary consumers, 65.87 ng.g^{-1} ; secondary, 142.59 ng.g^{-1} ; tertiary, 419.11 ng.g^{-1}) and the mean concentration of total Hg of 16 species of aquatic macrophytes from the lake (primary producer analyzed, 35.35 ng.g^{-1}) were used to calculate biomagnification factors. The values of these factors were 0.27 for the second level, 0.33 for the third level, and 0.47 for the fourth level.

The bioconcentration factor for the producers analyzed (0.73 ± 0.17 for aquatic macrophytes) was calculated based on the mean concentration of Hg in water representing the abiotic component of the system (5.69 ng.l^{-1}). Among secondary consumers, the omnivore trophic category (*Brycon amazonicus* and *B. melanopterus*) exhibited lower bioaccumulation values (0.89 ± 0.21) than those found for primary consumers, including the detritivores (0.98 ± 0.27 for *Curimata inornata*, *C. vittata*, *Prochilodus nigricans*, *Semaprochilodus insignis*, and *S. taeniurus*) and the herbivores/frugivores (0.98 ± 0.28 for *Mylossoma aureum*, *M. duriventre*, and *Piaractus brachypomus*). This finding could be related to the fact that species of *Brycon* tend to be trophic generalists that do not concentrate their foraging on one or a few food sources. Moreover, they occupy a wider variety of aquatic environments (lakes, river channels, streams) than do detritivores (basically restricted to floodplain lakes) or frugivores (found mainly in flooded forests) (Goulding, 1980; Goulding *et al.*, 1988).

The biomagnification factors for primary consumers were calculated based on the transfer of Hg from aquatic macrophytes to two trophic categories of primary consumers,

and resulted in almost identical values. The amplification of Hg from primary to secondary consumers showed negative biomagnification values for omnivores and an omnivore/frugivore (*Colossoma macropomum*). These results indicated that species belonging to these trophic categories feed on resources from the forest rather than on aquatic macrophytes.

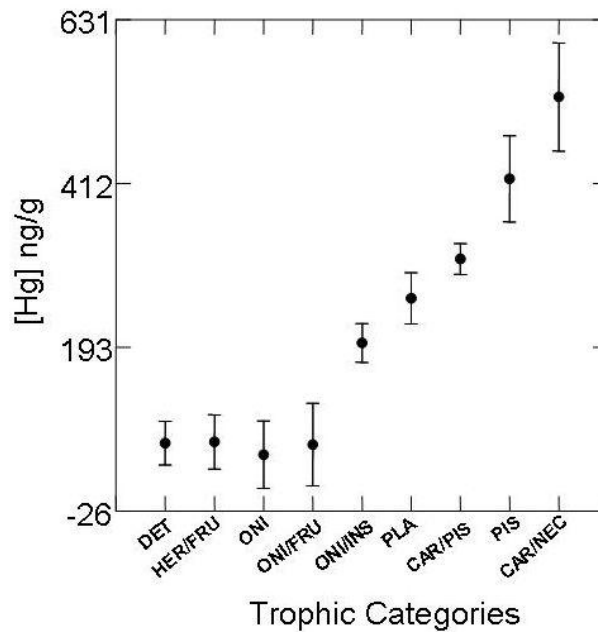


Fig. 2. Mean levels of total mercury in fish from different trophic categories in the Lago Grande de Manacapuru, in the Amazon floodplain. DET, Detritivores; HER/FRU, Herbivores/Frugivores; ONI, Omnivores; ONI/FRU, Omnivores/Frugivores; ONI/INS, Omnivores/Insectivores; PLA, Planktivores; CAR/PIS, Carnivores/Piscivores; PIS, Piscivores; CAR/NEC, Carnivores/Necrophagous.

The study by Oliveira (2003) regarding the isotopes of carbon and nitrogen in *C. macropomum* has highlighted the importance of food from the forest in the diet of this species, even during the drought period. The concentrations of total Hg in water samples taken in different aquatic environments were below the maximum amount allowed by WHO (10 ng.l^{-1}). These values were $5.07 \pm 3.85 \text{ ng.l}^{-1}$ for flooded forest, $5.58 \pm 3.77 \text{ ng.l}^{-1}$ for open water, and $6.41 \pm 3.53 \text{ ng.l}^{-1}$ for aquatic macrophytes. The Hg present in the particulate material of the water column is deposited on roots, stems and leaves of aquatic macrophytes as well as on the periphyton, where it is methylated by bacteria and incorporated into the producers (Guimarães *et al.*, 2000).

Significant differences were found for the bioconcentration factor among trophic categories (Fig. 3), with a clear separation between tertiary consumers and the trophic categories belonging to the other trophic levels (ANOVA, $F = 33.153$, $p = 0.000$, $n = 290$).

The bioaccumulation of Hg in fish depends on the food regime, age, size, weight, fat accumulation, metabolism, the bioavailability of Hg, and the amount of exposure to this metal. The correlations between the levels of Hg and the length and weight of the fish were calculated for species with a sample size of seven or more specimens (Table 2).

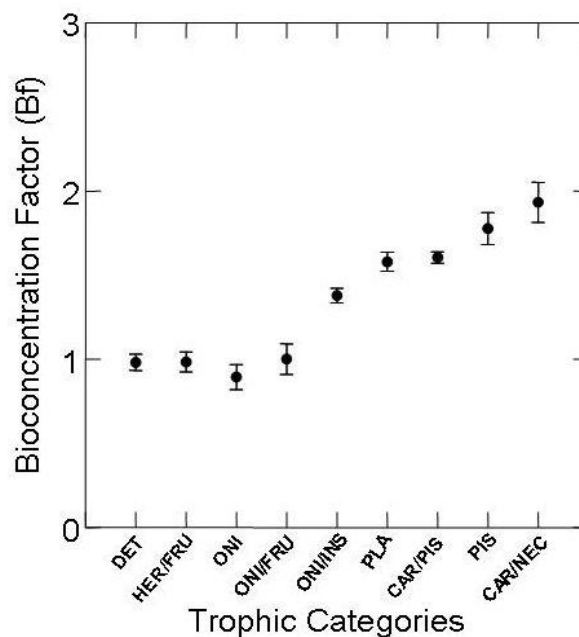


Fig. 3. Bioconcentration factor (Bf) among trophic categories in the Lago Grande de Manacapuru, in the Amazon floodplain. DET, Detritivores; HER/FRU, Herbivores/Frugivores; ONI, Omnivores; ONI/FRU, Omnivores/Frugivores; ONI/INS, Omnivores/Insectivores; PLA, Planktivores; CAR/PIS, Carnivores/Piscivores; PIS, Piscivores; CAR/NEC, Carnivores/Necrophagous.

We found significant relationships between fish Hg and size in 11 of the 19 species analyzed. Five of these species exhibited positive and significant relationships between fish Hg and standard length ($P < 0.001$). Of the other species, only *Mylossoma duriventre* presented a negative significant negative relationship. This result indicates an association between the accumulation of Hg and size, and it suggests possible ontogenetic changes in the diet. Bioaccumulation was evident for omnivores/insectivores and accompanied the relatively frequent consumption of animal protein by these species. This result follows a pattern that has previously been described for species from the Negro River (Barbosa *et al.*,

2003) and for marine fish (Payne & Taylor, 2010), with the food habits and the trophic level determining the amount of bioaccumulation.

This information serves to identify species that may pose high risks to human health if consumed frequently. *Calophysus macropterus* is consumed national and internationally, but not regionally (in Amazonas State). However, *Plagioscion squamosissimus* and *Pellona castelnaeana* are widely consumed by riverside populations (Santos *et al.*, 2006). *Brachyplatystoma filamentosum* and *Zungaro zungaro* both exhibited Hg levels over 350 ng.g⁻¹, but only the former species showed bioaccumulation (B=423.9).

Table 2. Bioaccumulation rate (B) and correlation coefficient (R) of total mercury total (ng.g⁻¹) vs. standard length (cm) of fish from Lago Grande de Manacapuru. ^s P<0.001. *Bioaccumulation rate for the trophic category.

Trophic Category	Species	N	R	B
Detritivore (-1.6)*	<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	9	-0.66	-16.67
	<i>Curimata inornata</i>	7	-0.35	-4.91
	<i>Prochilodus nigricans</i>	10	-0.34	-2.16
	<i>Semaprochilodus insignis</i>	13	-0.05	-0.67
Herbivore/Frugivore (-2.2)*	<i>Mylossoma duriventre</i>	18	-0.52 ^s	-3.99
	<i>Piaractus brachypomus</i>	8	0.56	13.6
Omnivore (-0.06)*	<i>Brycon amazonicus</i>	14	0.03	0.19
Omnivore/Frugivore (-8.9)*	<i>Colossoma macropomum</i>	12	-0.41	-8.92
Omnivore/Insectivore (4.6)*	<i>Triportheus albus</i>	20	-0.24	-9.42
	<i>Triportheus angulatus</i>	16	-0.15	-2.58
	<i>Triportheus auritus</i>	18	0.12	10.25
Planktivore (15.6)*	<i>Hypophthalmus edentates</i>	16	0.05	2.59
	<i>Hypophthalmus marginatus</i>	11	0.8 ^s	51.04
Carnivore/Piscivore (6.9)*	<i>Cichla monoculus</i>	22	0.53 ^s	7.67
	<i>Pellona flavipinnis</i>	21	0.27	10.02
	<i>Pellona castelnaeana</i>	9	0.59	15.46
	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	12	0.63 ^s	25.8
Piscivore (3.8)*	<i>Lycengraulis batesii</i>	9	0.86 ^s	152.7
Carnivore/Necrophagous (52.7)*	<i>Calophysus macropterus</i>	7	0.71 ^s	52.7

The observed differences in bioaccumulation may also be related to ontogenetic changes in the feeding habits. Larval fish feed on plankton and generally continue to do so until their mouth, digestive systems, and fins are fully developed, allowing the juvenile fish

to explore food resources other than those found in aquatic macrophytes stands in the floodplains (Leite *et al.*, 2002). This tendency is complemented by the processes of growth metabolism (weight, length, fat accumulation) and by migration or resistance processes (Kasper *et al.*, 2007).

The fish of commercial importance analyzed in this study represent nine trophic categories and are structured into a 4-level trophic chain - producers and primary, secondary, and tertiary consumers. The values of the bioconcentration and biomagnification factors increase along the food chain, from primary consumers to top predators.

We observed bioconcentration starting with omnivores/insectivores and in all tertiary consumers. This result follows the pattern described for aquatic trophic chains in tropical/temperate freshwaters and marine environments.

The results presented here indicate that most of the fish sampled have Hg levels above the limit recommended for safe consumption. However, detritivorous, herbivorous/fugivorous, and omnivorous species, which are more frequently consumed by the population, are significantly lower in Hg. The consumption of predatory, planctivorous, carnivorous/piscivorous, and carnivorous/necrophagous species, which are considerably higher in Hg, should be restricted, especially in children and pregnant women, taking care to avoiding drastic reductions which could lead to protein deficiencies.

The time of exposure to the pollutant is an important factor in the bioaccumulation of Hg in fish. In this regard, we may expect that large-sized species and piscivores, both sedentary and migratory, would have long exposure times and would therefore show higher levels of Hg than fish having short life cycles and smaller adult sizes.

Acknowledgements

We thank Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for financial support through the Program BASPA (Bases para a Sustentabilidade da Pesca na Amazônia) and by the DTI scholarship to SBP; a MSc scholarship to ABM, and a productivity grant to JZ (Process # 307464/2009-1). We also thank PETROBRAS, CPBA-INPA, UFAM and UFOPA for logistic support, FAPEAM for a doctoral scholarship

granted to SBP and for financing the research (program PIPT, process # 2864-08), and CAPES for a scholarship grant to SBP.

Literature Cited

- Abelha, M. C., F. A. A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 23: 425-434.
- Amazonas, Governo do Estado. 2005. Cadeia produtiva da pesca no Estado do Amazonas. *Série Técnica Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável*, 7: 32.
- Barbosa, A. C., J. de Souza, J. G. Dórea, W. F. Jardim & P. S. Fadini. 2003. Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45: 235-246.
- Batista, V. S. & C. Gonçalves. 2008. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapuru, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 38: 135-144.
- Belger, L. & B. R. Forsberg. 2006. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 367: 451-459.
- Bisinoti, M. C. & W. F. Jardim. 2004. O comportamento de metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27: 593-600.
- Chasar, L. C., B. C. Scudder, A. R. Stewart, A. H. Bell & G. R. Aiken. 2009. Mercury cycling in stream ecosystem. 3. Trophic dynamics and methylmercury Bioaccumulation. *Environmental Science and Technology*, 43: 2733-2739.
- EMBRAPA, UFAM, SIPAM. 2007. Mapas pedológicos de municípios do meio Solimões: Área de estudos do PIATAM. Manaus, EDUA, 20p.
- Fadini, P. S. & W. F. Jardim. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by natural occurring mercury. *The Science of the Total Environment*, 275: 71-85.
- Goulding, M. 1980. *The fishes and forest: explorations in Amazonian natural history*. Berkley, CA. USA, University of California Press, 280p.

- Goulding, M., M. L. Carvalho & E. G. Ferreira. 1988. Rio Negro: Rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. The Hague, SPB Academic Publishing, 200p.
- Guimarães, J. R. D., M. Meili, L. D. Hylander, E. C. Silva, M. Roulet, J. B. N. Mauro & R. A. Lemos. 2000. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the Total Environment*, 261: 99-107.
- Kasper, D., D. Botaro, E. F. A. Palermo & O. Malm. 2007. Mercúrio em peixes - fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 228-239.
- Kasper, D., E. F. A. Palermo, A. C. M. I. Dias, G. L. Ferreira, R. P. Leitão, C. W. C. Branco & Malm, O. 2009. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7: 751-758.
- Lebel, J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotte & F. Larribe. 1997. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. *Water, Air and Soil Pollution*, 97: 31-44.
- Leite, R. G., C. A. R. M. Araujo-Lima, R. L. Victoria, & L. A. Martinelli. 2002. Stable isotope analysis of energy sources for larvae of eight fish species from the Amazon floodplain. *Ecology of Freshwater Fish*, 11: 56-63.
- Oliveira, A. C. B. 2003. Isótopos estáveis de C e N como indicadores qualitativo e quantitativo da dieta do tambaqui (*Colossoma macropomum*) da Amazônia central. Unpublished Ph.D. Dissertation, Centro de Energia Nuclear na Agricultura CENA-USP, São Paulo, 86p.
- Passos, C. & D. Mergler. 2008. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. *Cadernos de Saúde Pública*, 24: S503-S520.
- Passos, C., D. Mergler & F. Larribe. 2004. Response to ‘‘Fruits, fish, and mercury: further considerations’’. *Environmental Research*, 96: 102-108.
- Passos, C. D., S. da Silva, M. Lemire, M. Fillion, J. R.D. Guimarães, M. Lucotte & D. Mergler. 2008. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 18: 76-87.

- Payne, E. J. & D. L. Taylor. 2010. Effects of diet composition and trophic structure on mercury bioaccumulation in temperate flatfishes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58: 431-443.
- Pichet, P., K. Morrison, I. Rheault & A. Tremblay. 1999. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. Pp. 41-52. In: Lucotte, M., R. Schetagne, N. Thérien, C. Langlois & A. Tremblay (Eds.). *Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectric reservoirs of Northern Quebec (Canada)*. Berlin, Springer, 334p.
- Roulet, M., M. Lucotte, J. R. D. Guimarães & I. Rheault. 2000. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian rivers and floodplain, Tapajós river, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 261: 43-59.
- Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, N. Farella, Y. G. F. Goch, J. R. P. Peleja, J. R. D. Guimarães, D. Mergler & M. Amorim. 2001. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajós and Amazon rivers Brazil. *Limnology and Oceanography*, 46: 1141-1157.
- Roulet, M., M. Lucotte, I. Reault, F. Tran, N. Farella, R. Canuel, D. Mergler & M. Amorim. 1996. Mercury in Amazonian soils: accumulation and release. *Proceed. IVth International Symposium on the Geochemistry of the Earth's Surface*, 22-28 July 1996, Ilkley, U.K.: 453-457.
- Sales, L. T. & W. G. Cavalcanti-Filho. 2009. Informes sobre a pesca em Manacapuru, Amazonas, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 4: 1-8.
- Santos, F. de A. 2009. Estrutura trófica de peixes do Lago Grande, Manacapuru, AM com base nos isótopos estáveis de C e N. Unpublished M.Sc. Dissertation, Ciências Pesqueiras nos Trópicos, UFAM, Manaus, 74p.
- Santos, G. M. dos, E. J. G. Ferreira & J. A. S. Zuanon. 2006. Peixes comerciais de Manaus. Manaus, IBAMA/AM, Pró-Várzea, 144p.
- Silva, D. S. da, M. Lucotte, M. Roulet, H. Poirier, D. Mergler & M. Crossa. 2006. Mercúrio nos peixes do rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *INTERFACEHS*, 1: 1-36.

- Silva, D. S. da, M. Lucotte, M. Roulet, H. Poirier, D. Mergler, E. Oliveira-Santos & M. Crossa. 2005. Trophic structure and bioaccumulation of mercury in fish of three natural lakes of the brazilian amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, 165: 77-94.
- WHO/FAO. 2004. Summary and conclusions of the sixty-first meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 22p.

CAPÍTULO IV

Use of $\delta^{15}\text{N}$ and Total Hg levels to analyze trophic structure of fish in a floodplain lake in the Central Brazilian Amazon

Beltran-Pedrerros, S.; Santos, F.A.; Zuanon, J.A.S.; Leite, R.G.; de Oliveira, A.C.B.; Peleja, J.R.P.; B.R. Forsberg. Use of $\delta^{15}\text{N}$ and Total Hg levels to analyze trophic structure of fish in a floodplain lake in the Central Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*

Use of $\delta^{15}\text{N}$ and Total Hg levels to analyze trophic structure of fish in a floodplain lake in the Central Brazilian Amazon

Sandra Beltran-Pedrerros^{a,b,c,2}, Fabiane de A. Santos^c, Jansen Zuanon^b, Rosseval G. Leite^b, Ana Cristina B. de Oliveira^c, José Reinaldo P. Peleja^d, Bruce Rider Forsberg^b

^a Coordenação de Pesquisas, Faculdade La Salle de Manaus. Av. Dom Pedro I 151, Dom Pedro, 69.040-040 Manaus (AM) Brazil

^b Coordenação de Pesquisas em Biodiversidade, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Av André Araújo 2936, Aleixo, 69.060-001 Manaus (AM) Brazil

^c Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, Universidade Federal do Amazonas. Av. General Rodrigo Octávio Jordão Ramos 3000 Campus Universitário, Coroado I, Manaus (AM) Brazil

^d Laboratório de Biologia Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará. Av. Vera Paz s/nº, Salé, CEP 68.135-110 Santarém (PA) Brazil.

ABSTRACT

Total mercury concentrations (THg) (wet weight) and nitrogen stable isotope values ($\delta^{15}\text{N}$) were measured in fish collected from a floodplain lake (Manacapuru Lake) situated in the lower Solimões River. To estimate biomagnification power, a model developed by Broman et al. (1992) and Rolff et al. (1993) was applied to thirty-six species. The biomagnification power was used to estimate the trophic position of 76 other species and to analyze the trophic structure of fish in the lake. The species were classified in thirteen trophic categories based on stomach content analyses. The biomagnification power was determined to be 0.15 ng/g, with five trophic levels defined for all fish species in the form of a pyramid. Significant differences were observed for fish THg concentrations in relation to the trophic level for omnivores, detritivores, herbivores/frugivores, carnivores/piscivores and carnivores/ insectivores.

Key words: Hg biomagnification in fish, stable nitrogen isotopes, trophic structure, food web, Amazon floodplain.

² Corresponding author

S. Beltran-Pedrerros. Rua Ajuricaba 361, Aleixo, 69.083-020 Manaus (AM) Brazil. Phone (xx5592) 32486915. Fax (xx5592) 36433240. E-mail: beltranpedrerros@hotmail.com

1. Introduction

Like most metals, mercury (Hg) can bioaccumulate and biomagnify in aquatic organisms (Dutton and Fisher, 2011; Mathews and Fisher, 2008; Wang, 2002; Xu and Wang, 2002). However, rates of bioaccumulation and biomagnification can vary depending on various factors, including the structure and length of the food chain (Nichols et al., 1999). At higher trophic levels in fish, especially in piscivores, trophic transference can result in high Hg levels, which affects the health of the organisms, and, in turn, the humans which consume these fish (Dutton and Fisher, 2011; Lavoie et al., 2010). Methylmercury (MeHg) is the most toxic and worrisome form of Hg, due to its teratogenic potential and capacity to cause neurological disturbances (Bisinoti and Jardim, 2004; Malm et al., 1997).

Studies have shown that methylmercury encountered in the water column is absorbed faster into the aquatic food web than when present only in sediments (Coelho-Souza et al., 2006). Furthermore, this transference can occur at a more accelerated rate during periods of plankton reproduction (Back and Watras, 1996; Roulet et al., 2000; Treblay et al., 1997) and resuspension of sediments (Bisinoti and Jardim, 2004). However, in the tropics, the highest rates of Hg methylation have been encountered within stands of herbaceous aquatic plants, especially stands of floating macrophytes (Guimarães et al., 2000a, 2000b; Molisani et al., 2006; Roulet et al., 2000).

Fish, like other aquatic organisms, accumulate Hg through their diet, which is the principal route of exposure to heavy metals, by way of a planktonic and bentonic food chain (Hall et al., 1997; Mathews and Fisher, 2009; Pickhardt et al., 2006; Watras, 1992). In a plankton-based food web, Hg enrichment begins with phytoplankton (Fisher and Reinfeld, 1995), which in the Amazon, has registered significant concentrations of Hg (337 ng.g^{-1} , Nascimento et al., 2007). Not only is plankton an essential dietary component in the initial developmental stages of many species of Amazonian fish (Leite, 2004; Leite and Araujo-Lima, 2000, 2002; Leite et al., 2002), but it also serves as one of the primary links for bioaccumulation and biomagnification of Hg in fish and other aquatic organisms in the Amazon region.

There is often a direct relationship between Hg bioaccumulation and an increase in body mass, as organisms incorporate more Hg in their tissues through feeding. Biomagnification, in turn, occurs along the length of a food chain as Hg gets passed from

one trophic level to another. However, the rates of bioaccumulation and biomagnification depend, in part, on Hg present in basal sources of energy that support the food chain, as well as feeding preferences of heterotrophic consumers.

The use of nitrogen stable isotopes also allows for tracing energy flow and determining trophic level, based on a consistent rate of fractionation as energy gets passed between trophic levels (Post et al., 2000). It has been suggested that consumers with $\delta^{15}\text{N}$ similar to that of producers consume plants directly (Schoeninger et al., 1983), while for heterotrophic consumers, $\delta^{15}\text{N}$ values generally increase by increments of, on average, 3.4 ‰ per trophic level (DeNiro and Epstein, 1981; Miyake and Wada, 1967; Vander Zanden et al., 1997).

Analyses of nitrogen stable isotopes in aquatic consumers has contributed important information regarding the structure of food webs in freshwater (DeNiro and Epstein, 1981; Fry, 1991), marine (Minagawa and Wada, 1984) and estuarine ecosystems (Hesslein et al., 1991; Peterson et al., 1985). Like mercury, assimilation of ^{15}N in organisms reflects not only a trophic transfer of energy from immediate food sources but also identifies the basal sources from which the food chain is supported.

The objective of this study was to analyze the trophic structure of a fish community in a *várzea* floodplain lake in the Brazilian Amazon using $\delta^{15}\text{N}$ and Hg in a model, which estimates the biomagnification power of Hg as it passes along the food chain.

Várzea floodplains are highly productive ecosystems where rapid nutrient cycling, driven by seasonal changes in water level, causes a series of changes in the limnological characteristics of water bodies, which, in turn, influence the structure of all aquatic and semi-aquatic biotopes (Junk et al., 1989). Additionally, *várzeas* possess high fish diversity and abundance, which is exploited for subsistence, commercial and sportive fisheries, providing food, jobs, income and recreation (dos Santos and dos Santos, 2005).

Trophic structure complexity in the *várzea*, coupled with high methylation potential of suspended sediments, periphyton and bacteria associated with aquatic macrophytes (Belger and Forsberg, 2006; Guimarães et al., 2000a, 2000b; Roulet et al., 2001; Silva-Forsberg et al., 1999) creates an ideal environment for studying Hg distribution in an aquatic food web.

2. Material and methods

2.1. Study area and sampling methods

Samples were collected at Manacapuru Lake, located along the left bank of the Solimões River ($3^{\circ}24'S$; $60^{\circ}50'W$) (Fig. 1). As a consequence of the hydrological cycle and wide catchment area of the lake, the greatest water intake during the dry period is furnished by the paranás (side channels) of the innermost lakes, including clear water lakes Amaná and Caapiranga. During rising water, the lake's inflow is supplemented by streams from terra-firme (upland) forests. Most of the water intake during the high-water period is provided by the muddy Solimões River (A. Darwich, pers. comm.). The lake exhibits typical floodplain characteristics, with eutrophic (alluvial-gley and humic-gley) soils and floodplain relief around the shore and with slight elevations characterized by red-yellow podzolic soils to the north (EMBRAPA *et al.*, 2007). The limnological characteristics of Manacapuru Lake are typical of waters from the Solimões River, which are dominated by sodium potassium bicarbonates (Queiroz *et al.*, 2009).

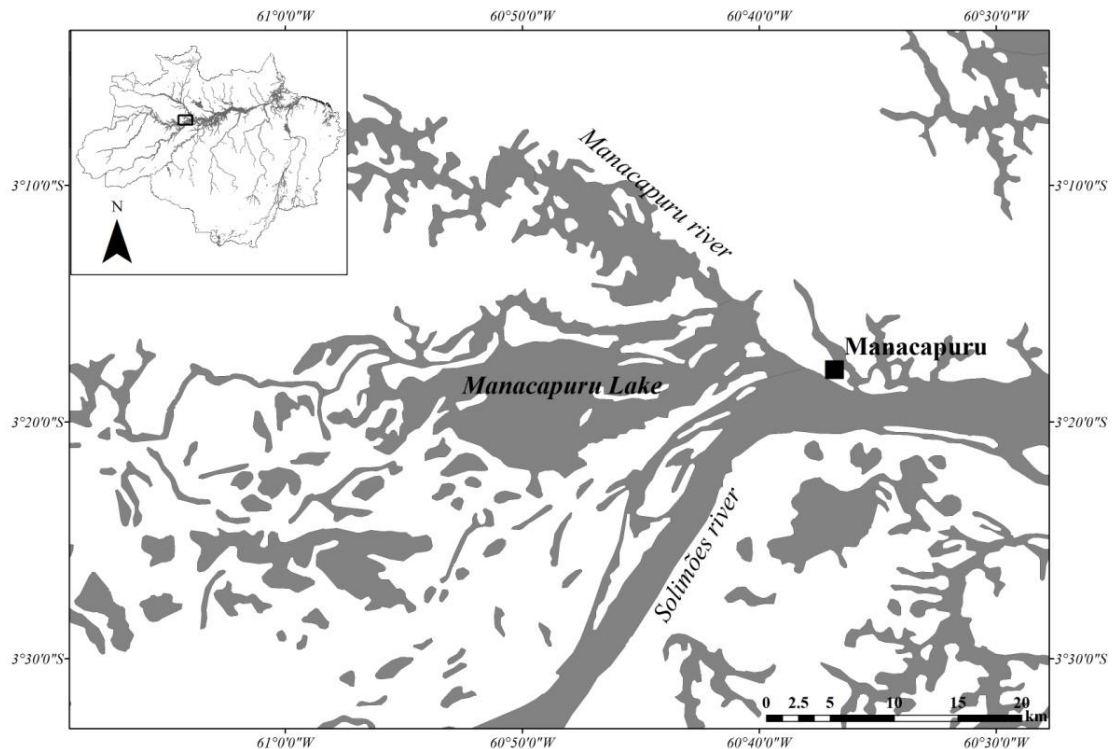


Fig. 1. Map of Manacapuru Lake, a floodplain lake in the Central Brazilian Amazon

Samples were collected monthly from March/2007 to April/2009. Fish were sampled from open waters (the pelagic zone), flooded forests and aquatic macrophyte banks using gillnets (exposed for 24 hours and checked for fish every 6 hours) and seine nets. Sampling effort was standardized. After identification, measurement and weighing of the fish, we took skin and bone-free samples from the dorsal musculature ($\pm 3\text{cm}^3$) for Hg and stable isotope analyses. These samples were placed in a pressure-sealed bag and kept frozen until analysis.

Possible food sources for the fish were collected in the same habitats where the fish were sampled. Plankton was collected using phytoplankton (20 μm) and zooplankton (55 μm) nets during 10 minute tows in an outboard motor at low speed. Approximately 20 L of water was filtered by vacuum pressure and separated into two different fractions: phytoplankton/seston (20 μm /10 μm , respectively) and zooplankton (30 μm). Plant collections were separated into stalks, leaves, flowers, seeds and fruits. Macro and micro invertebrates were collected with varying methods, including dipnets, traps, fine-mesh fish nets and bottom sediment collectors. In the laboratory all biological material was processed, identified and stored. Fish stomach analyses were performed to determine trophic levels based on food items.

The term trophic category used in this research refers to a group of species and/or populations that use the same type of food resources, thereby presenting comparable niches within a community (Margalef, 1989). In comparison, the term trophic level applies to a group of species that present quantifiably similar levels of energy transference via feeding strategies

2.2. Stable isotope methods

Samples were oven-dried at 55 °C and then crushed into a fine powder using a mortar and pestle, before being stored in glass desiccation vials prior to analysis. Approximately 1 mg of dried, ground muscle tissue was used in the analysis of stable nitrogen isotopes. $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ was analyzed through the combustion of samples under continuous helium flow in an elemental analyzer (Carlo Erba, CHN - 1110) coupled with a mass spectrometer (Thermo Finnigan Delta Plus), at the Isotopic Ecology Laboratory, Nuclear Energy in Agriculture (CENA), University of São Paulo (USP), São Paulo, Brazil. The N_2 released on combustion was purified by passage through an alcohol-dry ice trap and collected with liquid N in a specially adapted high vacuum line. Nitrogen isotope

analyses were calibrated with atmospheric N₂. All of the samples were analyzed in triplicate with a precision of 0.5% for nitrogen. Stable isotope ratios are expressed as delta values (δ) and measured as differences in parts per thousand (‰) between the isotope ratio of the sample and that of a defined international standard, according to the formula:

$$\delta R = [(R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}}) / R_{\text{standard}}] \times 1000$$

where δR = the nitrogen (¹⁵N/¹⁴N) isotope ratio of the sample (Mariotti, 1983).

Vanderklift and Ponsard (2003) studied the sources of variation in the enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ of consumers and their diet of different groups of animals, whose average value was 2.54 ‰, a value much lower than reported by Minagawa and Wada (1984) and Post (2002). It has been shown that the $\delta^{15}\text{N}$ values of primary producers are not sufficient to accurately establish consumer trophic levels, due to the high variability encountered among and between different plant groups (Cabana and Rasmussen, 1996). In comparison, consumers of similar feeding preferences typically present low variability in $\delta^{15}\text{N}$ values. Therefore, in order to establish a more reliable baseline for determining higher trophic levels, low-level invertebrates have been used in conjunction with models (Cabana and Rasmussen, 1996; Post, 2002; Vander Zanden et al., 1997).

In this study, the lowest $\delta^{15}\text{N}$ of potential food sources for the fish was used as a baseline for determining superior trophic levels in the food chain. For the calculation of fish trophic levels (TL), the equation established by Vander Zanden et al. (1997) was modified to:

$$\text{TL}_{\text{fish}} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{fish}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}})/2.7] + 2$$

where 2.7 is the $\delta^{15}\text{N}$ isotopic fractionation value between trophic levels determined by Oliveira (2003) for tambaqui (*Colossoma macropomum*); and the $\delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}$, was established using a species of benthic Oligochaeta, whose $\delta^{15}\text{N}$ value was 4.77‰. Generally, this group is highly selective and ingest particles or debris from bottom sediments (Pelegri and Blackburn, 1995), which reflects a position very close to the primary producers.

The $\delta^{15}\text{N}$ isotopic fractionation value determined by Oliveira (2003) for *Colossoma macropomum* was used in this study due to the fact that tambaqui is a typical Amazonian fish species, which represents ontogenic and seasonal changes in feeding, as related to changes in the variability of food resources and their abundance.

2.3. Mercury methods

Hg analyses were performed using 50-300 mg (wet weight) subsamples of the fish and 5-15 mg (dry weight) subsamples of the aquatic macrophytes. The digestion was performed by using 1 ml of HNO₃ and 100 µl of HCl (6N). The tubes containing the subsamples were shaken and heated at 121 °C for 4 hours under ventilation. They were then diluted with Milli-Q to reach a total volume of 3 ml (Pichet et al., 1999). Aliquots of 0.1 ml were analyzed using a cold-vapor atomic fluorescence spectrophotometer at the Laboratory of Environmental Biology at the University of Western Pará (UFOPA). The reliability of the analytical method was tested by using a standard reference material from the National Research Council of Canada (TORT-2) which yielded a mean value of 289±35 ng.g⁻¹ of Hg (n=12) compared to the certified value of 270±60 ng.g⁻¹ of Hg. The levels of total mercury in muscle tissue were expressed as ng.g⁻¹ (wet weight).

To estimate the biomagnification power, the model developed by Broman et al. (1992) and Rolff et al. (1993) was applied:

$$\text{Hg}_{\text{fish}} = Ae^{B \delta^{15}\text{N}}$$

where *A* and *B* are parameters estimated by linear regression after logarithmic transformation. The model constant, *A*, is a scaling factor that depends on the concentration of Hg at the base of the food chain (Rolff et al., 1993), while parameter *B* estimates the biomagnification power of Hg (Broman et al., 1992). If *B* >0, Hg transfer between trophic levels is more efficient than biomass transfer and Hg is biomagnified.

2.4. Statistical analyses

The degree of significance for statistical analysis was established at the 0.05 level. The assumptions required by linear regression were infringed and, Hg values were subsequently log-transformed. Linear regression was used to examine relationships between length and weight of the fish, logHg and isotope data. Differences between trophic categories and trophic levels were analyzed by Kruskal-Wallis (H), a nonparametric test equivalent to analysis of variance, due to abnormal distribution of data.

The Hg and δ¹⁵N values of thirty-six species of fish were used to estimate the biomagnification parameters applied in the model. The biomagnification power was then used to estimate the trophic position of 76 other species (n=381 specimens) and to analyze

the trophic structure of fish in the lake. Fish were classified into trophic levels using the $\delta^{15}\text{N}$ baseline and the trophic fractionation value (2.7 ‰).

3. Results and Discussion

3.1. Hg and $\delta^{15}\text{N}$ values for the biomagnification model

In total, 839 specimens from 112 species were collected. The species were classified into trophic categories based on stomach content analysis: omnivores *omn* (25 species), omnivore/frugivore *omn/fru* (1), detritivore *det* (18), herbivore/frugivore *her/fru* (4), omnivore/insectivore *omn/ins* (4), planktivore *pla* (9), carnivore/piscivore *car/pis* (31), piscivore *pis* (3), herbivore *her* (5), carnivore/necrofae *car/nec* (1), insectivore *ins* (3), carnivore/insectivore *car/ins* (7), carnivore/lepidophage *car/lep* (1). From these species, 36 species (459 specimens for Hg and 268 for $\delta^{15}\text{N}$) were used to estimate the biomagnification model parameters.

$\delta^{15}\text{N}$ values of the fish used in the biomagnification model varied from 4.2‰ in *Piaractus brachipomus* to 11.6‰ in *Plagioscion squamosissimus*, while the total Hg concentrations ranged from 52.3 ng.g⁻¹ in *Leporinus trifasciatus* to 462.7 ng.g⁻¹ in *Pellona castelnaeana*. Average $\delta^{15}\text{N}$ and total Hg values for all of the species used in the model are presented in Table 1. In general, the lowest average $\delta^{15}\text{N}$ values were found in *her* and *her/fru*, followed by a variety of *omn*, *det* and *pla* species with intermediate values, and then the *pis* and *car/pis* at the top with the highest average $\delta^{15}\text{N}$ values. In comparison, the lowest average Hg values were found in four species composed of *omn*, *det* and *her/fru*.

3.2. Biomagnification

The relation between the log of total Hg concentrations and $\delta^{15}\text{N}$ values of the fish species included in the model proved significant ($F=38.33$, $p<0.0001$; Fig. 2), with the slope of the regression line demonstrating the biomagnification power ($B=0.15$):

$$\log \text{Hg ng/g (wet weight)} = 0.83 + 0.15 \delta^{15}\text{N}$$

The biomagnification power encountered in this study was similar to results from other studies in marine environments, including Al-Reas et al. (2007) in the Gulf of Oman (0.13) and Lavoie et al. (2010) in the Gulf of St. Lawrence (0.17), but was lower than that encountered by Jarman et al. (1996) in the Gulf of Farallones (0.30). It was also lower than

that encountered by Atwell et al. (1998) in food webs in the Arctic (0.20) and by Muto et al. (2011) in the sub-tropical seas along the coast of São Paulo, Brazil (0.26).

Table 1

Summary of fish species captured in floodplain lake (Brazilian Amazon). Number of samples used for mercury analysis and isotope ($n_{\text{Hg}}/n_{\text{N}}$), mean \pm standard deviation of the variables. TC. Trophic categorie, *omn* omnivore, *det* detritivore, *her/fru* herbivore/frugivore, *omn/fru* omnivore/frugivore, *her* herbivore, *car/pis* carnivore/piscivore, *ins* insectivore, *omn/ins* omnivore/insectivore, *pla* planktivore, *pis* piscivore, *car/ins* carnivore/insectivore, *car/nec* carnivore/necrophage, *car/lep* carnivore/lepidophage. In bold the species used to estimate biomagnification power.

Species	$n_{\text{Hg}}/n_{\text{N}}$	TC	Length(cm)	Weight(g)	Hg(ng/g)	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$
2° Trophic Level						
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	4	<i>det</i>	25.1 \pm 3.3	335.0 \pm 76.7	39.3 \pm 29.7	4.2 \pm 3.0
<i>Hemiodus atranalis</i>	2	<i>ins</i>	7.3 \pm 0.2	6.8 \pm 0.4	43.9 \pm 2.2	5.4 \pm 0.1
<i>Hypostomus ericius</i>	1	<i>det</i>	21.0	215.0	44.2	5.5
<i>Curimata vittata</i>	4	<i>det</i>	14.9 \pm 1.8	84.2 \pm 15.0	45.9 \pm 21.3	5.3 \pm 1.4
<i>Brycon amazonicus</i>	14	<i>omn</i>	18.1 \pm 3.9	134.4 \pm 95.4	49.3 \pm 25.6	5.4 \pm 1.6
<i>Mylossoma aureum</i>	2	<i>her/fru</i>	13.2 \pm 1.1	70.0 \pm 12.7	50.5 \pm 0.7	5.8
<i>Brycon melanopterus</i>	4	<i>omn</i>	17.0 \pm 3.2	126.8 \pm 60.5	50.8 \pm 15.1	5.8 \pm 0.9
<i>Leporinus trifasciatus</i>	4/6	<i>omn</i>	20.1 \pm 1.3	180.5 \pm 38.7	52.3 \pm 29.6	7.4 \pm 0.6
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	9	<i>det</i>	14.2 \pm 1.1	81.3 \pm 11.7	53.9 \pm 34.7	5.4 \pm 2.0
<i>Hypoptopoma gulare</i>	2	<i>det</i>	9.5 \pm 0.7	14.5 \pm 0.7	54.8 \pm 4.2	6.0 \pm 0.2
<i>Potamorhina altamazonica</i>	16/8	<i>det</i>	20.1 \pm 2.9	150.8 \pm 71.5	55.5 \pm 40.3	7.5 \pm 0.9
<i>Piaractus brachypomus</i>	8/7	<i>her/fru</i>	19.6 \pm 1.7	257.8 \pm 81.1	58.6 \pm 40.2	4.2 \pm 1.7
<i>Anodoras grypus</i>	2	<i>car/ins</i>	13.0	73.5 \pm 3.5	59.6 \pm 14.6	6.3 \pm 0.7
<i>Prochilodus nigricans</i>	10	<i>det</i>	25.5 \pm 6.8	449.2 \pm 246.4	60.5 \pm 39.8	6.0 \pm 1.3
<i>Colossoma macropomum</i>	12/10	<i>omn/fru</i>	20.7 \pm 1.7	216.3 \pm 68.9	63.1 \pm 37.4	7.0 \pm 2
<i>Semaprochilodus insignis</i>	13	<i>det</i>	15.4 \pm 2.5	102.7 \pm 67.8	63.4 \pm 33.7	6.2 \pm 1.4
<i>Satanoperca jurupari</i>	12	<i>omn</i>	16.8 \pm 5.6	156.7 \pm 50.9	64.6 \pm 22.0	6.4 \pm 1.0
<i>Acarichthys heckelii</i>	4	<i>omn</i>	14.9 \pm 2.4	58.3 \pm 31.9	69.4 \pm 36.8	6.5 \pm 1.5
<i>Mylossoma duriventre</i>	18/10	<i>her/fru</i>	7.9 \pm 5.8	52.1 \pm 85.1	72.2 \pm 44.3	6.3 \pm 1.1
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	9	<i>det</i>	16.8 \pm 1.5	101.4 \pm 17.1	73.0 \pm 37.6	6.6 \pm 1.6
<i>Astronotus crassipinnis</i>	6	<i>omn</i>	15.4 \pm 2.9	192.7 \pm 129.5	74.3 \pm 48.9	6.5 \pm 1.9
<i>Rhytidodus microlepis</i>	12/7	<i>her</i>	22.1 \pm 6.5	152.4 \pm 139.8	79.0 \pm 52.2	6.9 \pm 2
<i>Cyphocharax notatus</i>	1	<i>det</i>	9.0	15.0	79.9	7.2
<i>Curimata inornata</i>	7	<i>det</i>	18.1 \pm 3.8	142.4 \pm 53.9	80.9 \pm 54.3	6.6 \pm 2.0
<i>Pterophyllum scalare</i>	4	<i>omn</i>	6.1 \pm 2.2	19.1 \pm 17.8	81.9 \pm 4.2	7.2 \pm 0.2
3° Trophic Level						
<i>Geophagus proximus</i>	9/9	<i>omn</i>	17.1 \pm 2.9	141.3 \pm 50.9	54.8 \pm 19.3	8.4 \pm 0.4
<i>Potamorhina latior</i>	18/8	<i>det</i>	19.2 \pm 1.9	107.5 \pm 24.4	58.9 \pm 26.7	7.8 \pm 0.8
<i>Hoplosternum littorale</i>	9/5	<i>omn</i>	16.7 \pm 1	148.3 \pm 29.6	61.0 \pm 31	9.4 \pm 0.1
<i>Serrasalmus altispinis</i>	7/6	<i>car/pis</i>	11.8 \pm 1.5	32.3 \pm 11.7	66.3 \pm 32.4	9.4 \pm 0.3
<i>Leporinus friderici</i>	8/6	<i>omn</i>	23.5 \pm 6.8	222.1 \pm 112.3	81.6 \pm 27.3	7.5 \pm 1.3
<i>Serrasalmus elongatus</i>	11/8	<i>car/pis</i>	15.9 \pm 2.5	74.5 \pm 32.0	84.1 \pm 98.4	10.0 \pm 0.7
<i>Plagioscion surinamensis</i>	4	<i>car/pis</i>	19.6 \pm 3.7	140.3 \pm 38.9	99.6 \pm 36.6	7.6 \pm 1.4
<i>Acanthicus hystrix</i>	1	<i>det</i>	12.5	85.0	99.9	7.8
<i>Loricaria cataphracta</i>	2	<i>det</i>	20.0 \pm 1.4	52.5 \pm 3.5	100.0 \pm 2.4	7.8 \pm 0.1
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	10	<i>omn</i>	4.6 \pm 3.3	16.4 \pm 33.0	100.2 \pm 45.0	7.5 \pm 1.7
<i>Crenicichla reticulata</i>	1	<i>car/pis</i>	16.0	82.0	103.2	7.9
<i>Schizodon fasciatus</i>	16/11	<i>her</i>	20.3 \pm 3.9	157.9 \pm 85.4	106.8 \pm 75.8	8.1 \pm 0.8

<i>Pristibrycon calmoni</i>	3	<i>car/pis</i>	10.5±0.5	38.3±7.6	111.1±30.9	8.1±0.8
<i>Plagioscion montei</i>	3	<i>car/pis</i>	18.0±1.0	108.3±17.6	115.0±27.1	8.2±0.7
<i>Pimelodus blochii</i>	13/5	<i>omn</i>	15.7±3.8	71.2±38.1	116.3±80.8	8.8±0.8
<i>Heros spurius</i>	3	<i>omn</i>	11.0±1.8	73.7±34.8	116.2±65.2	7.9±2.0
<i>Metynnis hypsauchen</i>	7	<i>her/fru</i>	3.2±2.0	4.2±9.2	120.1±21.6	8.3±0.5
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	7/8	<i>ins</i>	15.4±3.0	42.1±16.3	120.5±60.2	9.4±0.7
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	7	<i>pla</i>	11.9±2.5	106.1±61.8	120.6±54.1	8.2±1.2
<i>Triportheus albus</i>	20/6	<i>omn/ins</i>	18.0±2.4	66.8±35.0	120.9±94.2	8.5±1.4
<i>Hemiodus microlepis</i>	15/5	<i>pla</i>	18.4±4.5	94.9±66.1	122.5±92.9	8.2±0.5
<i>Steatogenys elegans</i>	2	<i>car/ins</i>	7.0±3.5	1.4±1.7	124.7±5.7	8.5±0.1
<i>Hemiodus sp.</i>	15/7	<i>pla</i>	18.1±3.9	73.3±44.1	125.6±137.5	7.7±1.3
<i>Anostomoides laticeps</i>	1	<i>omn</i>	15.2	93.4	125.9	8.5
<i>Mesonauta festivus</i>	21	<i>omn</i>	5.3±2.9	10.8±14.7	127.2±47.8	8.3±1.1
<i>Hemiodus immaculatus</i>	5	<i>ins</i>	17.5±2.9	80.2±37.9	128.0±82.2	7.8±2.6
<i>Uaru amphiacanthoides</i>	1	<i>her</i>	14.0	196.0	128.9	8.6
<i>Rhytidus argenteofuscus</i>	6/4	<i>her</i>	20.7±3.5	106.0±100.3	129.7±95.5	8.3±1.3
<i>Anodus elongatus</i>	12	<i>pla</i>	21.0±1.4	117.8±32.0	130.2±54.2	8.3±1.5
<i>Synbranchus marmoratus</i>	10	<i>car/pis</i>	25.4±12.5	28.8±41.1	139.0±61.2	8.5±1.3
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	2	<i>car/pis</i>	46.8±23.0	1114.5±1113.7	145.3±35.7	8.9±0.7
<i>Leporinus fasciatus</i>	2	<i>omn</i>	23.5±0.7	241.0±15.6	147.7±22.8	9.0±0.4
<i>Brachyhypopomus brevirostris</i>	11	<i>car/ins</i>	19.6±7.5	6.9±4.7	148.3±41.5	8.9±0.8
<i>Triportheus angulatus</i>	16/17	<i>omn/ins</i>	17.3±4.1	87.8±45.8	152.3±69.4	8.6±0.7
<i>Hoplerytrinus unitaeniatus</i>	1	<i>car/pis</i>	24.0	278.0	152.4	9.1
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	3	<i>car/ins</i>	38.0±7.8	492.3±375.0	154.8±28.5	9.1±0.5
<i>Laemolyta próxima</i>	5	<i>omn</i>	24.8±4.1	141.2±31.8	158.1±89.4	8.5±2.7
<i>Sternopygus macrurus</i>	2	<i>car/ins</i>	37.8±15.9	110.0±49.5	160.0±66.5	9.1±1.2
<i>Oxydoras niger</i>	1	<i>omn</i>	13.5	97.3	167.8	9.3
<i>Rhamphichthys marmoratus</i>	5	<i>car/pis</i>	34.4±16.6	99.4±99.5	170.0±169.6	8.5±2.4
<i>Chalceus erythrurus</i>	5	<i>omn</i>	12.2±1.6	149.0±229.7	170.5±152.9	8.2±3.3
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	10/5	<i>car/pis</i>	12.7±4.1	63.3±40.9	173.5±165	10.0±0.6
<i>Satanoperca acuticeps</i>	4/6	<i>omn</i>	12.3±4.4	31.1±33.1	174.8±33.7	9.0±0.8
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	4	<i>pla</i>	22.1±5.0	99.3±59.2	179.2±117.0	8.6±3.3
<i>Dekeyseria amazonica</i>	2	<i>det</i>	16.3±1.1	68.0±15.6	180.9±149.0	9.0±2.7
<i>Astronotus ocellatus</i>	10	<i>omn</i>	11.1±9.0	121.7±171.6	194.5±213.2	8.7±2.4
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	3	<i>her</i>	16.3±4.1	75.3±27.0	195.3±78.0	9.6±1.4
<i>Heros efasciatus</i>	7/7	<i>omn</i>	14.9±3.3	117.3±42.6	196.1±61.7	9.1±0.3
<i>Acaronia nassa</i>	7	<i>car/pis</i>	5.3±2.0	9.5±14.7	205.1±57.8	9.8±0.8
<i>Cichla monoculus</i>	22/7	<i>car/pis</i>	16.8±9.8	167.4±244.2	215.3±142.4	9.8±0.8
<i>Roeboides myersi</i>	14	<i>car/lep</i>	9.2±5.4	35.5±36.5	217.5±120.4	9.6±1.9
<i>Serrasalmus maculatus</i>	15/10	<i>car/pis</i>	16.2±3.2	108.7±95.8	219.7±103.4	9.7±0.6
<i>Sorubim lima</i>	4	<i>car/pis</i>	24.5±6.1	127.5±84.5	229.1±104.2	10.0±1.4
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	11/5	<i>pla</i>	27.5±2.1	139.2±28.9	262.3±131	9.1±0.5
<i>Pygocentrus nattereri</i>	16/8	<i>car/pis</i>	15.6±3.4	146.1±97.1	268.5±198.2	9.5±0.7
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	16/11	<i>pla</i>	28.3±3.4	189.0±78.1	276.0±164.5	9.5±0.3
<i>Triportheus auritus</i>	18/7	<i>omn/ins</i>	18.3±4.9	83.6±42.3	276.4±426.9	9.3±0.7
<i>Platynemateichthys notatus</i>	2	<i>car/pis</i>	20.5±4.2	163.5±61.5	313.0±316.8	10.1±3.7
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	17/5	<i>car/pis</i>	25.2±3.4	125.8±71.2	332.1±246.4	9.5±0.4
<i>Lycengraulis batesii</i>	9/6	<i>pis</i>	15.3±1.6	32.8±9.8	406.4±280.2	9.7±0.6

4^o Trophic Level

<i>Hydrolycus scomberoides</i>	7/6	<i>car/pis</i>	25.3±8.9	217.1±254.2	162.5±84.5	10.2±0.5
<i>Hoplias malabaricus</i>	25/7	<i>car/pis</i>	15.8±12.2	171.6±230.7	236.2±142.3	10.3±0.4
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	13	<i>omn/ins</i>	13.4±1.8	58.6±15.6	242.0±84.1	10.2±1.1
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	3	<i>pla</i>	3.8±1.1	1.2±0.8	251.4±41.9	10.5±0.5

<i>Platydoras armatulus</i>	1	omn	13.0	72.0	251.9	10.5
<i>Pyrrhulina brevis</i>	2	car/ins	2.9	0.4	257.6±106.9	10.5±1.2
<i>Steindachnerina bimaculata</i>	1	det	8.8	25.0	294.9	11.0
<i>Limatulichthys punctata</i>	5	det	16.8±8.4	72.0±37.5	298.3±205.2	10.2±2.8
<i>Hemigrammus levis</i>	13	pla	2.8±0.5	0.6±0.6	327.1±130.0	11.1±1.1
<i>Pellona flavipinnis</i>	21/8	car/pis	22.2±6.9	195.8±294.0	327.1±257.7	10.4±0.6
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	1	pis	17.5	83.0	327.3	11.3
<i>Auchenipterichthys thoracatus</i>	3	omn	9.5±0.5	20.0±2.6	343.8±15.3	11.4±0.1
<i>Hypoclinemus mentalis</i>	3	omn	12.5±3.2	93.0±70.2	359.1±190.4	11.2±2.0
<i>Pinirampus pirinampu</i>	3	car/pis	23.3±10.0	247.3±298.0	363.9±24.4	11.6±0.2
<i>Psectrogaster amazonica</i>	2	det	14.1±2.0	85.5±29.0	375.3±374.4	10.7±3.6
<i>Ilisha amazonica</i>	2	car/pis	20.5	118.0±2.8	395.1±194.8	11.6±1.5
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	12	car/pis	34.0±5.4	289.3±171.6	397.6±186.8	11.5±1.5
<i>Symphysodon aequifasciatus</i>	1	car/ins	11.0	101.0	404.9	11.9
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	2	car/pis	49.0±0.7	1885.0±99.0	429.2±299.7	11.7±2.2
<i>Pellona castelnaeana</i>	9/8	car/pis	28.4±10.3	449.4±523.0	462.7±271.1	11.2±0.7
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	6	car/pis	15.7±2.2	58.0±16.7	467.4±110.4	12.3±0.7
<i>Zungaro zungaro</i>	2	pis	42.8±8.8	1513.0±759.4	471.9±75.4	12.3±0.5
<i>Boulengerella maculata</i>	4	car/pis	27.4±1.8	123.5±3.9	484.9±87.5	12.4±0.5
<i>Calophysus macropterus</i>	7	car/nec	19.3±3.1	100.1±34.5	527.8±229.7	12.5±1.2
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	12/9	car/pis	28.2±5.8	408.4±378.3	547.8±238.9	11.6±0.8
5° Trophic Level						
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	3	car/pis	16.5±1.5	61.0±15.1	791.4±528.0	13.2±2.7
<i>Cetopsis coecutiens</i>	5	car/nec	20.6±0.8	143.6±20.4	1000.8±101.9	14.5±0.3

In freshwater food webs, Hg biomagnification estimates have also shown to be higher than in this study: from 0.17 to 0.48 in Canadian lakes (Kidd et al., 1995; Power et al., 2002); 0.20 - 0.25 in Malawi lakes (Kidd et al., 2003), 0.16 in Lake Victoria (Campbell et al., 2003) and 0.24 in the Rio Negro, a blackwater tributary of the Amazonas River (Marshall, 2010).

The results from this study indicate an overlaying of Hg concentrations in some species from different trophic levels, which could be due to high trophic plasticity, a characteristic that has previously been applied to Amazonian fish in response to variations in the abundance and availability of food resources, as a result of the hydrological cycle (Abelha et al., 2001).

Among individuals of a single species Hg concentrations can vary considerably, due to variations in size and ontogenetic changes in relation to diet. This effect can be seen in the high standard deviations of average Hg concentrations encountered in single species (Table 1). Often, juvenile fish tend to have lower Hg concentrations than adults, due to

reduced exposure to Hg availability in the aquatic environment and consumption of food items lower down on the food chain, which normally possess less Hg.

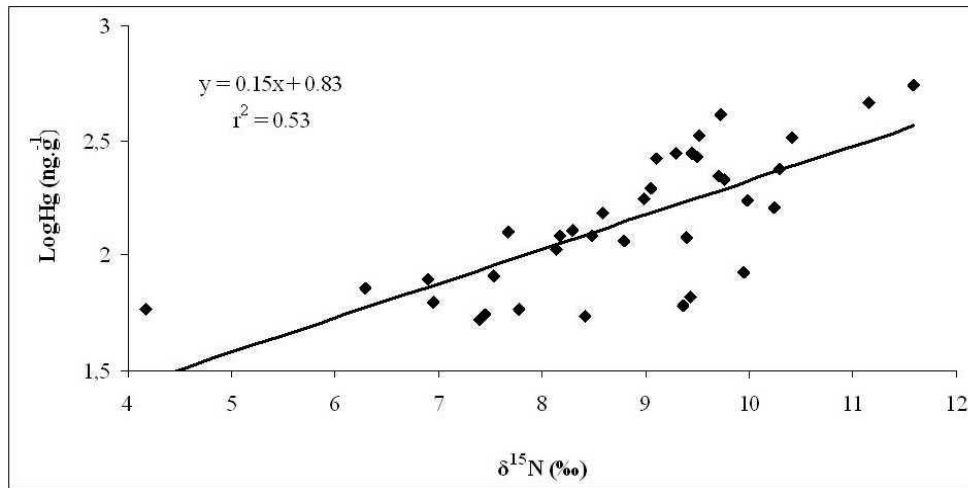


Fig. 2. Relationship between trophic position ($\delta^{15}\text{N}$) and the logarithm of Hg concentrations in the species fish of the floodplain lake (Brazilian Amazon) used in the model.

Following Al-Reas et al. (2007), who encountered low levels of biomagnification in tropical coastal areas in the Gulf of Oman, the values encountered here in this study could be due to high food web complexity in *várzea* floodplain environments, composed of high diversity and abundance of fish species which feed on prey possess varying Hg levels.

3.3. Trophic structure of the fish community in Manacapuru Lake

The calculated biomagnification power was used to estimate the trophic position of 76 other fish species collected in the same lake. In conjunction, the total Hg concentrations of 112 species separated the fish into four different trophic categories: 2^o trophic level: 39.3 - 81.9 ng.g^{-1} (62.8 ± 36.5); 3^o trophic level: 54.8 - 406.4 ng.g^{-1} (168.9 ± 158.0); 4^o trophic level: 162.5 - 547.8 ng.g^{-1} (351.4 ± 205.5); and 5^o trophic level: 791.4 - 1000.8 ng.g^{-1} (1049.9 ± 131.8) (Table 2).

Six species from the 4^o trophic level, corresponding to five trophic categories (*omn/ins*, *pla*, *omn*, *car/ins* and *det*), presented lower total Hg concentrations than *Platynematchthys notatus* (*car/pis* species from the 3^o trophic level). Although this result contradicts the tendency to encounter higher Hg concentrations in top predators,

Platynemichthys notatus is a bottom dweller whose demersal feeding habits could involve prey of lower trophic levels than other *car* and *pis*. Another example is that of *Ctenobrycon hauxwellianus*, a *pla* species from the 4^o trophic level, whose diet is based primarily on *car* copeods, cyclopoids and odonata larva (Janicki and DeCosta, 1990). For two *det* species, *Steindachnerina bimaculata* and *Limatulichthys punctata*, their trophic position and high Hg levels could be related to detritus consumption of animal content abundant in the benthos.

Trophic structure in the lake indicates that the fish species present high levels of trophic plasticity, especially for *omn*, *det*, *car/ins* and *car/pis*, which occupy up to three different trophic categories. However, at the same time, the species in each trophic group show clear evidence of Hg biomagnification. The differentiation of these four trophic categories is most likely related to variations in prey diversity in the aquatic environment (Junk, 1973; 1985), associated with changes in water level as a result of the annual monomodal flood pulse cycle (Junk et al., 1989). Studies have demonstrated that variations in fish Hg concentrations depend on the bioavailability of Hg at lower trophic levels, in conjunction with individual feeding strategies (Power et al. 2002).

Hg bioavailability depends on ambient factors that vary among aquatic habitats, which, in turn, influence the rates of microbial methylation. Some of the more important factors include water temperature, humic substances and organic material in the sediments. Meanwhile, feeding strategies can vary among fish species in a single lake; however, regional differences are usually minimal, even in disturbed habitats (Power et al., 2002).

In a study investigating Hg bioaccumulation and biomagnification in fish from the Tapajós River in the Eastern Amazon, Castilhos and Bidone (2000) separated species into two groups: *car* and non-*car*. In the first group, two trophic categories were identified: *omn* and ichthyophages, while in the second group four categories were identified: *det*, *her*, *omn* and *pla*. Hg values indicated evidence of biomagnification between *det* and ichthyophages, while the *pla* presented the highest Hg concentrations among the non-*car*, a result similar to the present study.

Significant differences were observed in relation to the Hg concentrations in fish at different trophic levels ($H_{(3;840)}=338.24$; $p=0.000$; Fig. 3), including for *omn* ($H_{(2;163)}=44.9$; $p=0.000$), *det* ($H_{(3;252)}=17.0$; $p=0.000$), *her/fru* ($H_{(1;35)}=7.2$; $p=0.007$), *car/pis* ($H_{(3;252)}=57.5$; $p=0.000$) and *car/ins* ($H_{(2;23)}=10.1$; $p=0.006$).

Table 2

Mean \pm standard deviation of the concentration of mercury (ng/g) in the trophic categories of each trophic level of the fishes captured in floodplain lake (Brazilian Amazon). * Trophic categories significant differences in the concentrations of mercury. Different letters indicate significant differences in the trophic categories between the trophic levels.

Trophic Categories	2nd TL	3rd TL	4th TL	5th TL
Trophic level	62.8 \pm 36.5	168.9 \pm 158.0	349.0 \pm 202.6	922. \pm 312.03
Insetivores	43.8 \pm 2.2	123.6 \pm 66.7		
Carnivores/piscivores*		199.6 \pm 163.5 ^a	358.3 \pm 222.0 ^b	791.4 \pm 528.0 ^c
Detritivores*	60.5 \pm 37.1 ^a	74.9 \pm 53.6 ^a	317.4 \pm 213.0 ^b	
Carnivores/insetivores*	60.6 \pm 14.6 ^a	148.0 \pm 38.2 ^a	306.7 \pm 113.8 ^b	
Onivores*	61.0 \pm 28.8 ^a	124.8 \pm 94.0 ^b	337.3 \pm 116.8 ^c	
Onívores/frugivores	63.1 \pm 37.3			
Herbivores/frugivores*	66.7 \pm 41.4	120.1 \pm 21.6		
Herbivores	79,0 \pm 52.2	123.1 \pm 81.0		
Planktofagus		176.8 \pm 134.2	312.9 \pm 121.2	
Omnivores/insetivores		199.0 \pm 267.5	242.0 \pm 84.1	
Carnivores/lepidofagus		217.5 \pm 120.4		
Piscivores		406.4 \pm 280.2	423.7 \pm 99.1	
Carnivores/necrofagus			527.8 \pm 229.7	1000.8 \pm 101.9

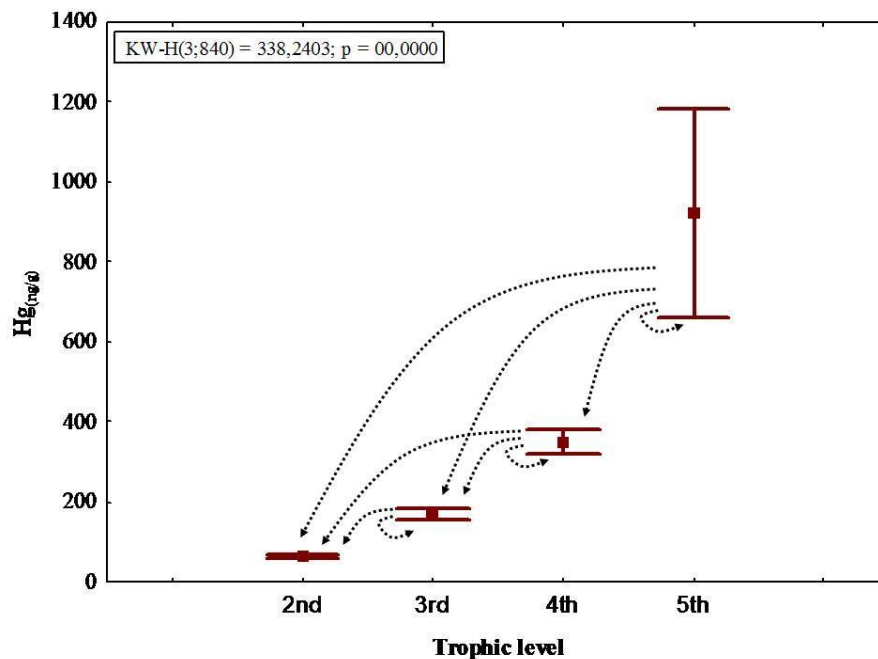


Fig. 3. Mean concentration of mercury (Hg ng/g) in trophic level of the fishes captured in floodplain lake (Brazilian Amazon). The dotted lines and arrows indicate predator influence on prey at different trophic levels.

The rate of Hg accumulation in aquatic organisms depends on a combination of environmental factors that vary in relation to habitat and time of year (Power et al., 2002). Therefore, use of the biomagnification coefficient to describe Hg circulation in the food web and to determine trophic structure proves to be an adequate tool for combining ecological (feeding) and physiological information from different species, especially for comparisons among ecosystems, as suggested by Power et al. (2002).

4. Conclusion

Hg concentrations in fish species from Manacapuru Lake varied considerably, with the lowest levels (39.3 ng.g⁻¹) being found in *Pterygoplichthys pardalis* (*det*) and the highest (1000.8 ng.g⁻¹) in *Cetopsis coecutiens* (*car/nec*). The estimated biomagnification power coefficient (0.15), based on the equation: $\log \text{Hg ng.g}^{-1} = 0.83 + 0.15 \delta^{15}\text{N}$, indicated that it was lower than the values encountered in many other studies from different environments. This suggests that the Hg concentrations in fish from Manacapuru Lake are influenced by other factors, principally a high level of trophic plasticity, which is characteristic of Amazonian fish forced to adapt to variations in the abundance and availability of food resources, driven by the annual flood cycle. The fish community in Manacapuru Lake was divided into thirteen trophic categories and five trophic levels (*omn*, *det*, *her/fru*, *car/pis* and *car/ins*) with significant differences encountered in total Hg concentrations.

Differences in food strategy among fish species in the lake were demonstrated by differences in $\delta^{15}\text{N}$ values and Hg concentrations, which resulted in varying trophic level position. In addition, the combination of these two types of measurements were also able to explain the ontogenetic changes in the diet of the fish, which reflects the specific niches or habitats occupied by each species, constituting a complex web of food resources as defined by Cohen (1978).

Trophic categories of species are compatible with trophic levels only when considering how the different levels interact with each other. For example, a first trophic level corresponds to the primary producers, while a second trophic level is normally composed of organisms that only consume the primary producers. However, when analyzing whether an organisms is a *car* or *det*, correct trophic level identification is difficult, because a *car* might be consuming other animals of the same level, while a *det*

could be garnering energy via detritus of a mixture of food items. In these situations, the correct positioning of species at higher trophic levels becomes quite complicated, due to the complexity of food web interactions, as outlined by Marinoni (2001) working with different trophic groups of Coleopteras.

Acknowledgements

We would like to thank Brazilian's National Research Council (CNPq) for financial support through the BASPA Program (Basis for Sustainable Fisheries in the Amazon) and also for the DTI scholarship provided to Sandra Beltran-Pedreras, a MSc scholarship to Fabiane de Almeida Santos and a productivity grant to Jansen Zuanon (Process # 307464/2009-1). We're also grateful to PETROBRAS, CPBA-INPA, UFAM and UFOPA for logistic support, FAPEAM for research financing (PIPT Program, Process # 2864-08) and for the doctoral scholarship granted to Sandra Beltran-Pedreras, as well as to CAPES for an additional scholarship granted to Sandra Beltran-Pedreras.

References

- Abelha MC, Agostinho FAA, Goulart E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 2001; 23(2): 425-34.
- Al-Reasi HA, Ababneh FA, Lean DR. Evaluating mercury biomagnification in fish from a tropical marine environment using stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). *Environ Toxicol Chem* 2007; 26: 1572–81.
- Atwell L, Hobson KA, Welch HE. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: Insights from stable nitrogen isotope analysis. *Can J Fish Aquat Sci* 1998; 55: 1114–21.
- Back RC, Watras CJ. Mercury concentration and speciation in the plankton of Northern Wisconsin lakes. *Fourth International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Germany (Book of Abstracts); 1996. p. 116.*
- Barbosa AC, de Souza J, Dórea JG, Jardim WF, Fadini PS. Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 2003; 45:235–46.

- Bastos WR, Almeida R, Dórea JG, Barbosa AC. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology* 2007; 16:341–6.
- Belger L, Forsberg BR. Factors controlling Hg levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Sci Total Environ* 2006; 367: 451-59.
- Bisinoti MC, Jardim WF. O comportamento de metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Quím Nova* 2004; 27(4): 593-600.
- Broman D, Näf C, Rolff C, Zebühr Y, Fry B, Hobbie J. Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food chains from the northern Baltic. *Environ Toxicol Chem* 1992; 11: 331-45.
- Cabana G, Rasmussen JB. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proc Natl Acad Sci* 1996; 93: 10844-47.
- Campbell LM, Hecky RE, Nyaundi J, Muggide R, Dixon DG. Distribution and food web transfer of mercury in Napoleon and Winam Gulfs, Lake Victoria, East Africa. *J Great Lakes Res* 2003; 29(Suppl. 2): 267–82.
- Castilhos ZC, Bidone ED. Hg biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós river region, Amazonia, Brazil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2000; 64:693-700
- Coelho-Souza S, Guimarães JRD, Mauro JBN, Miranda MR, Azevedo S.M.F.O. Mercury methylation and bacterial activity associated to tropical phytoplankton. *Sci Total Environ* 2006; 364; 188-99.
- DeNiro MJ, Epstein S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochim Cosmochim Acta* 1981; 45: 341-51.
- Dutton J, Fisher NS. Bioaccumulation of As, Cd, Cr, Hg(II), and MeHg in killifish (*Fundulus heteroclitus*) from amphipod and worm prey. *Sci Total Environ* 2011; 409: 3438-47.
- EMBRAPA, UFAM, SIPAM. Mapas pedológicos de municípios do meio Solimões: Área de estudos do PIATAM. Manaus: EDUA; 2007.
- Fadini OS, Jardim WF. Is the Negro River Basin Amazon impacted by naturally occurring mercury? *Sci Total Environ* 2001; 275: 71-82.

- Fisher NS, Reinfelder JR. The trophic transfer of metals in marine systems. In: Tessier A, Turner DR, editors. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. New York: Wiley; 1995. p. 363–406.
- Fry B. Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology* 1991; **72**:2293–7.
- Guimarães JRD, Fostier AH, Forti MC. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio* 1999; 28(4): 296-301.
- Guimarães JRD, Roulet M, Lucotte M, Mergler D. Mercury methylation along a lake-forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon : seasonal and vertical variations. *Sci Total Environ* 2000a; 261(1-3): 91-8.
- Guimarães JRD, Meili M, Hylander LD, Silva EC, Roule M, Mauro JBN, Lemos RA. Mercury net methylation in five tropical floodplain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *Sci Total Environ* 2000b; 261(1-3): 99-107.
- Hall BD, Bodaly RA, Fudge RJP, Rudd JWM, Rosenberg DM. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollut* 1997; 100: 13-24.
- Hesslein RH, Capel MJ, Fox DE, Hallard KA. Stable isotopes of sulfur, carbon and nitrogen as indicators of trophic level and fish migration in the lower Mackenzie River Basin, Canada. *Can J Fish Aquat Sci* 1991; 48:2258-65.
- Janicki A, DeCosta J. An analysis of prey selection by *Mesocyclops edax*. In: Dumont HJ, Tundisi JG, Roche K, editors. Intrazooplankton predation. *Hydrobiologia* 1990; 198: 133-9.
- Jarman WM, Hobson KA, Sydeman WJ, Bacon CE, McLaren EB. Influence of trophic position and feeding location on contaminant in the Gulf of the Farallones food web revealed by stable isotope analysis. *Environ Sci Tech* 1996; 30:654–60.
- Junk WJ. Investigations on the ecology and production-biology of the “floating meadows” (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. *Amazoniana* 1973; 4(1): 9-12.
- Junk WJ. Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environmental changes of the Amazon river. *Amazoniana* 1986; 9(3): 315-51.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. The flood pulse concept in the river-floodplain system. In: Dodge DP, editor. Proceeding of the international Large River Symposium. 1989. p. 106.

- Kidd KA, Hesslein RH, Fudge RJ, Hallard KA. The influence of trophic level as measured by $\delta^{15}\text{N}$ on mercury concentrations in freshwater organisms. *Water Air Soil Pollut* 1995; 80:1011–5.
- Kidd KA, Bootsma HA, Hesslein RH, Lockhart WL, Hecky RE. Mercury concentrations in food web of Lake Malawi, East Africa. *J Great Lakes Res* 2003; 29(Suppl. 2): 258–66.
- Lavoie RA, Heber CE, Rail JF, Braune BM, Yumvihoze E, Hill LG, Lean DRS. Trophic structure and mercury distribution in a Gulf of St. Lawrence (Canada) food web using stable analysis. *Sci Total Environ* 2010; 408: 5529-39.
- Leite RG. A alimentação de juvenis de matrinxã, *Brycon amazonicum* (Pisces, Characidae), em áreas inundadas da Ilha de Marchantaria, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 2004; 34(4): 661-4.
- Leite RG, Araújo-Lima CAR. A dieta das larvas de *Mylossoma aureum* e *M. duriventre* na Amazônia central. *Acta Amazonica* 2000; 30(1): 129-47.
- Leite RG, Araújo-Lima CAR. Feeding of the *Brycon cephalus*, *Triportheus elongates* and *Semaprochilodus insignis* (Osteichthyes, Characiformes) larvae in Solimões/ Amazonas river and floodplain areas. *Acta Amazonica* 2002; 32(3): 499-515.
- Leite RG, Araújo-Lima CAR, Victoria RL, Martinelli LA. Stable isotope analysis of energy sources for larvae of eight species from the Amazon floodplain. *Ecol Freshwat Fish* 2002; 11: 56-3.
- Malm O, Guimarães JRD, Castro MB, Bastos WR, Viana JP, Brances FJP, Silveira EG, Pfeiffer WC. Follow-up of mercury levels in fish hair and urine in the Madeira and Tapajós basins, Amazon, Brasil. *Water Air Soil Pollut* 1997; 97: 45-51.
- Margalef R. *Ecologia*. Barcelona: Edições Omega 1989; 951 p.
- Marinoni RC. Os grupos tróficos em coleóptera. *Revta Bras Zool* 2001;18(1):205-224.
- Mariotti A. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ^{15}N abundance measurements. *Nature* 1983; 303: 685-7.
- Marshall B.G. Fatores que influenciam a variação espacial e temporal nas fontes autotróficas de carbono e nível trófico do *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes, Characidae) num sistema interfluvial do médio rio Negro. Manaus: Unpublished Phd Thesis, National Institute of Amazonian Research; 2010. Available at:

- Mathews T, Fisher NS. Evaluating the trophic transfer of cadmium, polonium and methylmercury in an estuarine food chain. *Environ Toxicol Chem* 2008; 27: 1093–101.
- Mathews T, Fisher NS. Dominance of dietary intake of metals in marine elasmobranch and teleost fish. *Sci Total Environ* 2009; 407: 5156-61.
- Minagawa M, Wada E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chain: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim Cosmochim Acta* 1984; 48: 1135-40.
- Miyake T, Wada E. The abundance ratio of $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ in marine environments. *Rec Oceano Work Japan* 1967; 9: 37-53.
- Molisani MM, Rocha R, Machado W, Barreto RC, Lacerda LD. Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandú river system, SE Brazil. *Braz J Biol* 2006; 66(1): 101-7.
- Muto EY, Soares LSH, Sarkis JES, Hortellani MA, Petti MAV, Corbisier TN. Biomagnificação de mercúrio na teia trófica marinha da Baixada Santista (SP). V Simpósio Brasileiro de Oceanografia, Oceanografia e Políticas Públicas. Santos, SP, Brasil; 2011
- Nascimento EL, Gomes JPO, Almeida R, Bastos WR, Bernardi JVE, Miyai RK. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *J Braz Soc Ecotoxicol* 2007; 2(1):67-72
- Nichols J, Bradbury S, Swartout J. Derivation of wildlife values for mercury. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 1999; 2:325–55.
- Oliveira SMB, Melfi AJ, Fostier AH, Forti MC, Favaro DIT, Boulet R. Soils as an important sink for mercury in the Amazon. *Water Air Soil Pollut* 2001; 126:321–37
- Oliveira ACB. Isótopos estáveis de C e N como indicadores qualitativo e quantitativo da dieta do tambaqui (*Colossoma macropomum*) da Amazônia central. São Paulo: Unpublished Tese de doutorado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura CENA-USP; 2003. Available at: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64132/tde-17092004.../Cristina.pdf>
- Pelegri SP, Blackburn TH. Effect of bioturbation by *Nereis* sp. *Mya arenaria* and *Cerastodermata* sp. On nitrification and denitrification in estuarine sediments. *Ophelia* 1995; 42: 289–99.

- Peterson BJ, Howarth RW, Garritt RH. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs. *Science* 1985; 227: 1361-3.
- Pichet P, Morrison K, Rheault I, Tremblay A. Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. In: Lucotte M, Schetagne R, Thérien N, Langlois C, Tremblay A. editors. *Mercury in the biogeochemical cycle: Natural environments and hydroelectric reservoirs of Northern Quebec (Canada)*. Berlin: Springer; 1999. p. 41-52.
- Pickhardt PC, Stepanova M, Fisher NS. Contrasting uptake routes and tissue distributions of inorganic and methylmercury in mosquitofish (*Gambusia affinis*) and redear sunfish (*Lepomis microlophus*). *Environ Toxicol Chem* 2006; 25: 2132–42.
- Post DM, Pace MI, Hairston jr. NJ. Ecosystem Size Determines Food-Chain Length in Lakes. *Nature* 2000; 405: 1047-49.
- Post DM. Using stable isotopes to estimate trophic position models, methods, and assumptions. *Ecology* 2002; 83: 703-18.
- Power M, Klein GM, Guiguer KRR, Kwan MKH. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Artic lake in relation to trophic position and carbon sources. *J Appl Ecol* 2002; 39: 819-30.
- Queiroz MA, Horbe AC, Seyler P, Moura CV. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica* 2009; 39(4):943-52
- Rolf V, Broman D, Näf C, Zebühr Y. Power biomagnification of PCDD/Fs new possibilities for quantitative assessment using stable isotopes trophic position. *Chemosphere* 1993; 27: 461-8.
- Roulet M, Lucotte M, Saint-Aubin A, Tran S, Rheault I, Farella N, Da Silva ED, Dezencourt J, Passos CJS, Soares GS. The geochemistry de mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower. *Sci Total Environ* 1998; 223: 1-24.
- Roulet M, Lucotte M, Guimarães JRD, Rheault I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian rivers and floodplain, Tapajós river, Brazil. *Sci Total Environ* 2000; 261: 43-59.
- Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Farella N, Goch YGF, Peleja JRP, Guimarães JRD, Mergler D, Amorim M. Spatio-temporal geochemistry of mercury in Waters of the Tapajós and Amazon rivers Brazil. *Limnol Oceanogr* 2001; 46(5): 1141-57.

- dos Santos GM, dos Santos ACM. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. *Estud. Av.* 2005; 19(54):165-82.
- Schoeninger MJ, DeNiro MJ, Tauber H. Stable nitrogen isotope ratios of bone collagen reflect marine and terrestrial components of prehistoric human diet. *Science* 1983; 220: 1381–3.
- Silva-Forsberg MC, Forsberg BR, Zeidemann VK. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon basin. *Ambio* 1999; 28(6): 519-21.
- Tremblay A, Lucotte M, Rheault I. Methylmercury in a benthic food web of two hydroelectric reservoirs and a natural lake of northern Québec (Canadá). *Water Air Soil Pollut* 1997; 91: 255-69.
- Vanderklift MA, Posard S. Sources of variation in consumer diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta analysis. *Oecologia* 2003; 136: 169-82.
- Vander Zanden MJ, Cabana G, Rasmussen JB. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Can J Fish Aquat Sci* 1997; 54: 1142-58.
- Wang WX. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar Ecol Prog Ser* 2002; 243:295–309.
- Watras CJ. Mercury and Methylmercury in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. *Limnol Oceanogr* 1992; 37(6): 1313-8.
- Watras CJ, Back RC, Halvorsen S, Hudson RJM, Morrison KA, Went SP. Bioaccumulation of Mercury in Pelagic Freshwater Food Webs. *Sci Total Environ* 1998; 219: 183-208.
- Xu Y, Wang WX. Exposure and potential food chain transfer factor of Cd, Se and Zn in marine fish *Lutjanus argentimaculatus*. *Mar Ecol Prog Ser* 2002; 238:173–86.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Lago Grande de Manacapuru apresenta características limnológicas típicas de lagos de várzea, acompanhando a dinâmica do pulso de inundação do rio Solimões-Amazonas. A área de entorno desse complexo lacustre é constituída por dois tipos de solos predominantes: podzólicos e os gleissolos. Os primeiros se distribuem nas partes mais altas da margem norte do lago e apresentam alto grau de perturbação antrópica, deixando-os expostos ao intemperismo e facilitando a mobilização dos estoques de Hg, já que estão concentrados nos horizontes intermediário (50-60 cm) e profundo (90-100 cm). Essa mobilização do Hg para o corpo de água deve ocorrer principalmente durante a vazante, que fica associado ao material particulado em suspensão na coluna de água, no sedimento do fundo, e nos bancos de herbáceas aquáticas. Uma vez retido no lago, o Hg pode ser química ou biologicamente metilado e incorporado à cadeia trófica.

Os gleissolos distribuem-se nas margens do lago todo e se caracterizam pelo permanente encharcamento. Nesse tipo de solo os teores de Hg são maiores na superfície e diminuem com a profundidade. As concentrações de Hg nas diferentes amostras de sedimento indicaram teores maiores perto dos solos pódzólicos, independente do período hidrológico; característica explicada pela dinâmica de mobilização do sedimento ao longo do ciclo das águas, gerando uma homogeneização no lago.

Os teores de Hg na água indicaram a importância dos bancos de herbáceas aquáticas no ciclo bioquímico do Hg. As maiores concentrações estiveram associadas a esses bancos de plantas, onde as espécies flutuantes emersas apresentaram maior capacidade de bioconcentração de Hg. A maior parte dessas espécies possuem grandes áreas de adsorção do Hg, pela abundância de raízes (sob a água) e folhas (na porção aérea). As partes da planta com maior atividade metabólica (raízes, folhas e sementes) mostraram os maiores acúmulos de Hg.

A complexidade da arquitetura do habitat representado pelos bancos de herbáceas aquáticas facilita a retenção de material particulado em suspensão enriquecido com Hg, advindo dos solos e sedimentos, especialmente nas raízes, favorecendo o desenvolvimento da comunidade perifítica; que também apresentou altos teores de Hg quando associada às herbáceas aquáticas flutuantes emersas.

Os bancos de herbáceas mostraram-se um habitat de grande importância no ciclo do Hg, como ponto de bioconcentração para componentes como o plâncton, o perifiton, e as próprias plantas. Uma vez que o Hg foi incorporado à matriz orgânica, a distribuição do mesmo para os seguintes níveis tróficos é facilitada, já que no mesmo habitat se desenvolve uma diversidade de organismos estruturada numa complexa rede trófica, que vão dispersar, bioacumular e biomagnificar o Hg.

A estrutura trófica da fauna (macroinvertebrados, anfíbios e peixes) associada aos bancos de herbáceas, caracteriza-se pela presença de várias categorias tróficas (quatro em macroinvertebrados e 11 em peixes), onde espécies predadoras apresentaram os maiores teores de Hg, e os onívoros exibiram as maiores amplitudes de variação, em vários níveis tróficos. Os fatores de biomagnificação de Hg foram superiores a 1,0, indicando a via alimentar como a principal forma de incorporação do Hg nos organismos.

As relações tróficas na comunidade de peixes do lago são complexas, e mostraram as mesmas tendências observadas nos bancos de macrófitas: um significativo processo de biomagnificação de Hg, e de espécies onívoras ocupando diferentes níveis tróficos. A diversidade e abundância de presas e sua dinâmica ao longo do ciclo hidrológico contribuem para esta complexidade trófica. Espécies detritívoras podem estar ingerindo detritos de diferentes tipos e qualidades nutricionais que podem influenciar diretamente a dinâmica do Hg na cadeia trófica. Por exemplo, enquanto algumas espécies consomem detrito do fundo, que pode estar associado a partículas de origem animal de qualquer nível trófico, outras espécies detritívoras que se alimentam entre as herbáceas aquáticas ou nas camadas mais superficiais podem estar consumindo um tipo de detrito com maior componente vegetal e mineral. Essa variabilidade nas fontes de alimento (e, conseqüentemente, nos teores de Hg bioacumulados ou biomagnificados) é especialmente importante entre os peixes onívoros e/ou consumidores de níveis tróficos altos (4° e 5°).

Adicionalmente, deve-se ponderar o fato de que os bancos de herbáceas constituem um habitat de refúgio para fases imaturas de macroinvertebrados e peixes. Nessa fase da vida os organismos possuem características anatômicas que os obrigam a pregar organismos menores, ou ter dietas completamente diferentes da que terão ao chegar à fase adulta. Isso indica que a taxa de bioconcentração numa mesma espécie pode variar ao longo do desenvolvimento ontogenético e depender de outros fatores como idade, tamanho, ou teor de gordura acumulada no corpo. Isto explicaria o fato de que poucas

espécies de peixes associadas às macrófitas terem apresentado relações significativas entre o comprimento e/ou peso e os teores de Hg mensurados.

Os teores de Hg registrados nos peixes de muitas espécies estiveram acima dos limites de consumo recomendados para a saúde humana. Entretanto, peixes detritívoros, herbívoros, herbívoros/frugívoros e onívoros tiveram teores bem mais baixos, e podem continuar a serem consumidos. Porém, alguns peixes planctívoros, carnívoros/ piscívoros, piscívoros e carnívoros/necrófagos apresentaram valores bastante altos de contaminação mercurial e deveriam ter restrições de consumo, especialmente para mulheres grávidas, crianças e idosos, que apresentam maior susceptibilidade aos efeitos tóxicos do Hg.

O Lago Grande de Manacapuru apresenta teores de Hg em componentes abióticos superiores aos registrados em outros locais da Amazônia classificados como não poluídos, e próximos ao limite inferior da amplitude de valores registrados em locais onde há um histórico de poluição por Hg produto da mineração do ouro (rios Madeira e Tapajós). Esses valores registrados na porção abiótica do sistema de várzea analisado também estão próximos dos valores reportados para locais no rio Negro, onde as características químicas da água facilitam o processo de metilação do Hg e sua incorporação à cadeia trófica.

Considerando que nas proximidades do Lago Grande de Manacapuru não há aportes conhecidos (históricos) ou evidentes de Hg advindos de atividades humanas diretas, como a mineração ou atividade industrial, pode-se concluir que a origem do Hg registrado em componentes bióticos e abióticos no sistema é natural, produto da liberação do Hg estocado nos solos que perdem a cobertura vegetal por desmatamento e queima. Adicionalmente, o Hg oriundo de outros locais pode ser transportado e transferido pela atmosfera, mediante a ação dos ventos, para o solo e água. Assim, o ambiente de várzea se confirma como um importante ambiente de metilação e distribuição de Hg para as cadeias tróficas, tanto aquáticas quanto terrestres, nas planícies de inundação da Amazônia.

Bancos de herbáceas aquáticas flutuantes podem ser usados para biorremediação de lagos de várzea onde o grau de antropização dos solos e os teores de Hg sejam altos; funcionando como filtros que retiram do ambiente o Hg disponível na água. Para isso, um sistema contínuo de manejo dessas herbáceas deve ser organizado, procurando manter no ambiente uma proporção elevada de plantas jovens, que possuem maior capacidade de bioconcentração e apresentam menor diversidade e abundância de fauna associada.

As diferentes rotas de distribuição do Hg no Lago Grande de Manacapuru são apresentadas na Figura 1, e permitem definir alvos para futuras pesquisas que visem a conhecer melhor a dinâmica do Hg nas várzeas. Torna-se necessário estudar mais detalhadamente as interações da atmosfera com os componentes do solo, sedimento e água. Da mesma forma, é necessário quantificar os teores de Hg na fauna de vertebrados tanto aquáticos quanto terrestres, e nas comunidades de ribeirinhos, assim como ampliar os estudos nos bancos de macrófitas, que se mostraram um elo fundamental no ciclo do Hg na várzea.

Figura 1. Rotas de distribuição do Hg nos diferentes componentes bióticos e abióticos do lago de várzea (Lago Grande de Manacapuru, Amazonas). Linhas tracejadas identificam componentes não mensurados. Teores de Hg Total de cada componente estão indicados nos compartimentos.

ANEXO

Definições

BIOACUMULAÇÃO. Processo que ocorre quando um composto, elemento ou isótopo se acumula em elevadas concentrações nos organismos, independente do nível trófico. O processo pode ocorrer de forma directa a partir do meio ambiente (Bioconcentração), ou indirecta quando ocorre por meio de alimentação (biomagnificação).

BIOCONCENTRAÇÃO. Representa o aumento do teor de determinada substância nos organismos, comparado ao teor no meio abiótico. Ocorre quando a velocidade de absorção da substância tóxica por meio da água excede a velocidade de eliminação do mesmo, gerando dessa forma, um acúmulo nos tecidos dos organismos. Portanto, a bioconcentração depende da concentração da substância tóxica no ambiente e do tempo de exposição do organismo ao agente tóxico.

BIOMAGNIFICAÇÃO. Bioacumulação progressiva de substâncias persistentes, que se verifica à medida que se consideram os níveis superiores da cadeia alimentar e que resulta em maiores concentrações dessas substâncias nos tecidos das espécies predadoras em relação às concentrações observadas nos tecidos das suas presas.

CATEGORIA TRÓFICA. O termo reúne em uma mesma classe todas as espécies que se utilizam de uma mesma fonte de recurso alimentar, independente do nível trófico e do ecossistema a que pertençam. Recomendo Marinori, R. C. Os grupos tróficos em Coleoptera. Revista Brasileira de Zoologia, v.18, n.1, p.205-224, 2001.

NÍVEL TRÓFICO. Nível de nutrição a que pertence um conjunto de organismos e indica a passagem do fluxo de energia através dos diferentes organismos de um ecossistema e/ou elos da cadeia alimentar. A sequência dos níveis tróficos de matéria e energia se verifica entre grupos funcionais de organismos. Recomendo Marinori, R. C. Os grupos tróficos em Coleoptera. Revista Brasileira de Zoologia, v.18, n.1, p.205-224, 2001.

POTENCIAL DE BIOMAGNIFICAÇÃO. O potencial de biomagnificação do contaminante na cadeia trófica é determinado pela lipoficidade, pela estrutura e pela dinâmica da cadeia alimentar onde a concentração do contaminante aumenta com o nível trófico. Corresponde à taxa de incremento do contaminante, a pendente da reta da regressão linear entre os logaritmos dos teores de mercúrio e os logaritmos dos valores de $\delta^{15}\text{N}$.