



CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO EM DIFERENTES GILDAS TRÓFICAS DE PEIXES NEOTROPICAIS

Ricardo Caio Ávila Gomes¹, Gislaine Iachstel Manetta^{1*} & Evanilde Benedito^{1,2}

¹ Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada, Av. Colombo, 5790, Jardim Universitário, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brasil.

² Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Av. Colombo, 5790, Jardim Universitário, CEP 87020-900, Maringá, PR, Brasil.

E-mails: gomesrca@yahoo.com.br; gimanetta@yahoo.com.br (*autor correspondente); eva@nupelia.uem.br

Resumo: Com o objetivo de investigar a concentração de mercúrio foram amostradas diferentes categorias tróficas de peixes (onívora - *Pterodoras granulosus* [Siluriformes: Doradidae], detritívora - *Prochilodus lineatus* [Characiformes: Prochilodontidae] e herbívora - *Schizodon borelli* [Characiformes: Anastomidae]) de importância comercial, na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. As coletas foram realizadas no período de cheia, em três rios da planície: Baía, Ivinhema e Paraná. Para determinar as concentrações de mercúrio, amostras de músculos dos espécimes capturados passaram por um processo de digestão, e foram analisadas em espectrofotômetro de absorção atômica. Nenhuma das espécies estudadas ultrapassou o valor limite dado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Não foram identificadas diferenças na concentração de mercúrio entre as categorias tróficas e entre os locais estudados. Os pulsos de inundação podem estar funcionando como agente homogeneizador, distribuindo por toda a planície o mercúrio lançado pontualmente no ambiente. O papel dos pulsos de inundação deve ser avaliado em estudos futuros, bem como técnicas complementares devem utilizadas, por exemplo, para traçar a bioacumulação de mercúrio nos níveis tróficos superiores.

Palavras-chave: bioacumulação; Hg; ictiofauna; rio Paraná.

MERCURY CONCENTRATION FROM DIFFERENT TROPHIC CATEGORIES OF NEOTROPICAL FISH. In order to investigate the concentration of mercury and the bioaccumulation in fishes, we sampled three commercial species belonging to different trophic categories (omnivorous - *Pterodoras granulosus* [Siluriformes: Doradidae], detritivorous - *Prochilodus lineatus* [Characiformes: Prochilodontidae] and herbivorous - *Schizodon borelli* [Characiformes: Anastomidae]) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. Samples were performed in the flood period, in three rivers of the floodplain: Baía, Ivinhema and Paraná. For the determination of the concentration of mercury, muscles samples of the captured specimens were subjected to a process of digestion and then were analyzed using an atomic absorption spectrophotometer. None of the studied species exceeded the recommended by the National Health Surveillance Agency amount of mercury in their muscles. There were no differences in mercury concentration between trophic categories and between the studied locations. Flood pulses may be working as a homogenizer agent, diffusing the punctually released mercury throughout the floodplain. Flood pulses role should be evaluated in future works, as well as complementary techniques should be used, for example, to trace mercury bioaccumulation in superior trophic levels.

Keywords: bioaccumulation; Hg; ichthyofauna; Paraná River.

O mercúrio é um elemento natural que não pode ser criado ou destruído, e a mesma quantidade que existe nos dias de hoje no planeta existia desde que a Terra foi formada (Azevedo 2003). Suas reservas naturais são avaliadas em cerca de 30 bilhões de toneladas (Azevedo 2003). O mercúrio está presente em todos os ecossistemas em pequena quantidade, mas tende a se bioacumular/biomagnificar por processos biológicos (Bisinoti & Jardim 2004), na água, sedimentos e nos seres vivos (Förstner & Wittmann 1983, Poste *et al.* 2015). Entretanto, devido a diversas atividades antrópicas, tais como mineração, queimadas, uso de pesticidas, urbanização, e diferentes usos do solo, as concentrações de mercúrio vêm aumentando no meio e conseqüentemente na biota (Kasper *et al.* 2007). A redistribuição do mercúrio nos ecossistemas terrestres, atmosféricos e aquáticos ocorre com uma combinação complexa de transformações (Almeida-Neto 2003). A acumulação do metal nesses componentes pode resultar em sérias mudanças ecológicas. Uma das conseqüências mais graves está na persistência e bioacumulação na cadeia trófica (Ünlü & Gümgüm 1993, Storelli *et al.* 2005, Bastos *et al.* 2015).

A descarga de mercúrio no meio pode promover a bioacumulação que, em organismos aquáticos, resulta na incorporação de contaminantes a partir da água (bioconcentração) e do alimento (transferência trófica), sendo esta última considerada a mais importante (Bruggeman *et al.* 1984, Thomann 1989, Hall *et al.* 1997, Fisk *et al.* 2003, Borga *et al.* 2004, McIntyre & Beauchamp 2007). Neste caso, os organismos do topo da cadeia alimentar apresentariam concentrações mais elevadas de mercúrio do que aqueles da base (Kuo *et al.* 2010, Legat & Brito 2010, Bastos *et al.* 2015). Este efeito acumulativo é danoso, por constituir-se em agente altamente tóxico, com acumulação progressiva e irreversível no ecossistema aquático (Morel *et al.* 1998, Zdanowicz *et al.* 2015).

Mesmo apresentando áreas de proteção ambiental, a planície de inundação do alto rio Paraná e seus principais afluentes representam um ecossistema fortemente impactado pelas mais diversas ações antrópicas. Dentre elas estão os represamentos, a pecuária, o cultivo de arroz

irrigado, cultivo da cana-de-açúcar, a extração da *Pfaffia* (Caryophyllales, Amaranthaceae; tubérculo usado na indústria de cosméticos) e a mineração de areia, que são exercidas diretamente na área de várzea (Agostinho & Zalewski 1996). Estas atividades, ao alterarem o ambiente natural causam elevada descarga de poluentes, entre eles o mercúrio (Langowski 2007, Michelazzo *et al.* 2010, Cebalho *et al.* 2017, Kasper *et al.* 2017).

De acordo com Kitahara *et al.* (2000) e Cardoso *et al.* (2009), a principal via de intoxicação de humanos por mercúrio é através do consumo de peixes e moluscos. Os peixes são considerados bons indicadores para avaliação do ambiente aquático (Lepak *et al.* 2016). A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA 2013), determina que a concentração limite máxima de mercúrio total em peixes para ingestão humana é de 1 mg kg⁻¹. O ponto mais crítico sobre a utilização do mercúrio é que após a sua entrada no ambiente aquático, os processos de bioacumulação têm seqüência nos organismos destes ecossistemas ao longo de toda a cadeia alimentar (Scheuhammer *et al.* 2015, Azevedo-Silva *et al.* 2016), constituindo, por fim, uma ameaça para o consumo humano (Nevado *et al.* 2010). Espécies de níveis tróficos superiores apresentam maior concentração de mercúrio, correspondendo a indicadores deste contaminante, se comparados com as espécies da base da cadeia alimentar (*i.e.*, herbívora; Zhou & Wong, 2007, Azevedo-Silva *et al.* 2016).

Neste sentido, o presente trabalho investigou a concentração de mercúrio em peixes de diferentes categorias tróficas (herbívora, detritívora e onívora), explorados comercialmente, na planície de inundação do alto rio Paraná. A dieta do herbívoro “piava” *Schizodon borellii* (Boulenger, 1900) (Characiformes: Anostomidae) é essencialmente vegetal superior, enquanto o detritívoro “curimba” *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) (Characiformes: Prochilodontidae) ingere sedimento juntamente com detrito (Hahn *et al.* 1997). Por outro lado, o onívoro “armado” *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) (Siluriformes: Doradidae) ingere molusco juntamente com a plantas vasculares terrestres e aquáticas (Hahn *et al.* 1997). O mercúrio entra na cadeia alimentar pela vegetação, pois ele se acumula nas raízes das macrófitas (Coelho-Souza

et al. 2007). Já os moluscos filtram e retêm o metal pesado (Pavlica *et al.* 2001). Assim, o esperado é que a espécie herbívora exiba menor concentração de mercúrio do que as demais categorias, e que as espécies que apresentam um espectro alimentar mais amplo (onívora) ou dieta composta por uma variedade de itens em decomposição (detrívora) apresentem concentrações de mercúrio superiores aquela da espécie herbívora.

Os três locais de estudo pertencem ao ecossistema da planície de inundação do alto rio Paraná (22°40'–22°50'S, 53°10'–53°40'W) e correspondem aos rios Ivinhema, estado do Mato Grosso do Sul, e rios Baía e Paraná, estado do Paraná, Brasil (Figura 1). Estes rios diferem quanto à morfometria, hidrodinâmica e grau de comunicação com rio principal. Os rios Ivinhema e Baía

são fortemente controlados pelo rio Paraná e possuem diferentes velocidades de fluxo, caracterizados como semilótico (Baía) e lótico (Paraná e Ivinhema) (Thomaz *et al.* 2004). O rio Paraná sofre influência dos barramentos (*i.e.*, retenção de sólidos, variação dos níveis fluvio-métricos) e o rio Baía tem efeito do uso da terra (*i.e.*, agricultura e pecuária). Por outro lado, o rio Ivinhema está inserido em uma vasta área de várzea no Parque Estadual das Ilhas e Várzeas do Rio Ivinhema, assim esperava-se que o rio Ivinhema apresentasse o menor impacto antropico e, conseqüentemente, a menor concentração de mercúrio.

Durante o período de águas altas ou dos pulsos de inundação (outubro a março) de 2009 e 2010, foram capturados, em cada um dos três locais de

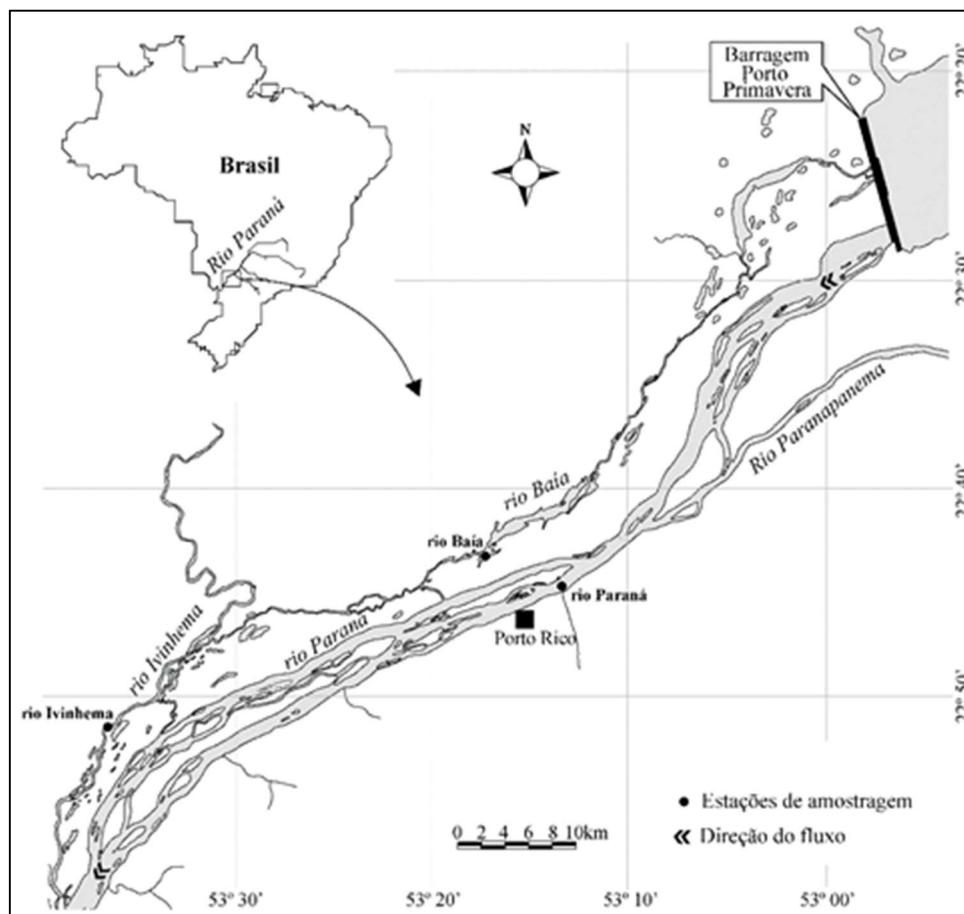


Figura 1. Locais de estudo na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil: rio Ivinhema, estado do Mato Grosso do Sul; rios Baía e Paraná, estado do Paraná.

Figure 1. Study sites in the upper Paraná River floodplain, Brazil: Ivinhema river, Mato Grosso do Sul state; Bahia and Paraná rivers, state of Paraná.

amostragem, exemplares adultos de três espécies que apresentam relevância econômica e que pertencem a diferentes níveis tróficos: *P. lineatus* (detritívora), *S. borellii* (herbívoros) e *P. granuloso* (onívoro) (Hahn *et al.* 1997, Agostinho *et al.* 1997). Para a captura foram utilizadas redes de espera de diferentes malhas (3 a 16 cm entre nós opostos). Para cada exemplar foram medidos os parâmetros biométricos (1) comprimento padrão (Ls, mm) com o auxílio de ictiômetro e (2) peso total (Wt, g), com balança de precisão (Tabela 1). Para determinação das concentrações de mercúrio foi extraída uma amostra de músculo de aproximadamente 2 cm² de local próximo à base de inserção da nadadeira dorsal dos animais. Os métodos que determinaram as concentrações de mercúrio total (THg) nos músculos dos peixes foram desenvolvidos e validados por Malm *et al.* (1989) e Bastos *et al.* (1998). Resumidamente, a determinação de THg foi feita após o tratamento de HNO₃. Após a pesagem das amostras foram adicionadas mistura de ácidos e levados para digestão em bloco, durante 60 minutos. Após a digestão, as amostras foram resfriadas até atingir a

temperatura ambiente (25°C), gotas de cloridrato de hidroxilamina foram adicionadas. As amostras digeridas foram transferidas para um balão volumétrico e diluídas em água. Assim, as amostras das três espécies identificadas passaram por um processo de digestão e foram submetidas a diferentes soluções, banhos-maria e descanso (*overnight*), e analisadas em espectrofotometria de absorção atômica na Universidade Federal do Rio de Janeiro, de acordo com Malm *et al.* (1989) e Bastos *et al.* (1998). Considerou-se o limite mínimo de detecção de acordo com o método de Welz (1985), com acurácia de 95%.

O número amostral por espécie variou de acordo com o local amostrado (Tabela 1) e, na identificação das possíveis diferenças na concentração de mercúrio entre as categorias tróficas, as espécies foram agrupadas independentemente dos locais amostrados. Após a investigação dos pressupostos de normalidade através do teste W de Shapiro-Wilk e de homocedasticidade através do teste de Levene para *P. granuloso* (W = 0,94, p = 0,25; F = 3,16, p = 0,06), *S. borellii* (W = 0,90, p = 0,54; F = 1,94, p =

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão do comprimento padrão (Ls) e do peso total (Wt), e número de exemplares de *Pterodoras granuloso*, *Prochilodus lineatus* e *Schizodon borellii* capturados (entre parênteses) e analisados para os rios Ivinhema (estado do Mato Grosso do Sul), Baía e Paraná (estado do Paraná), na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil.

Table 1. Mean values and standard deviation of the standard length (Ls) and total weight (Wt), and number of specimens of *Pterodoras granuloso*, *Prochilodus lineatus* and *Schizodon borellii* captured (in parentheses) and analyzed for Ivinhema (state of Mato Grosso do Sul), Baía and Paraná (state of Paraná) Rivers, on the floodplain of the upper Paraná River, Brazil.

Espécies	Variável	Baía	Ivinhema	Paraná
<i>Pterodoras granuloso</i>	Ls (mm)	24,0 ± 0,3 (N = 4)	24,6 ± 5,2 (N = 21)	37,8 ± 12,0 (N = 6)
	Wt (g)	419,4 ± 60,5 (N = 4)	454,9 ± 425,7 (N = 20)	1985,8 ± 1967,9 (N = 6)
	N amostras analisadas	4	21	6
<i>Prochilodus lineatus</i>	Ls (mm)	25,9 ± 1,2 (N = 3)	27,8 (N = 1)	26,1 ± 5,2 (N = 4)
	Wt (g)	514,2 ± 68,5 (N = 3)	690,1 (N = 1)	475,2 ± 198,9 (N = 4)
	N amostras analisadas	3	1	4
<i>Schizodon borellii</i>	Ls (mm)	21,5 ± 2,2 (N = 9)	19,7 ± 2,5 (N = 11)	22,1 ± 2,2 (N = 16)
	Wt (g)	257,7 ± 80,4 (N = 9)	188,0 ± 85,4 (N = 11)	274,4 ± 107,6 (N = 16)
	N amostras analisadas	9	11	16

0,17) e *P. lineatus* ($W = 0,94$, $p = 0,69$; $F = 16,10$, $p = 0,02$), nos diferentes locais e, para todas as espécies independentemente do local ($W = 0,92$, $p = 0,04$; $F = 2,43$, $p = 0,09$) observou-se que alguns conjuntos de dados não atenderam aos pressupostos. Desse modo, para avaliar a existência de diferenças na concentração de mercúrio entre os locais amostrados separadamente por espécie e entre as categorias tróficas independente do local foram utilizados testes não-paramétricos (Kruskal-Wallis) utilizando o programa Statistica 7.1 (Statsoft 2005).

As espécies analisadas não ultrapassaram a concentração limite máxima de mercúrio total para ingestão humana (Figura 2). Analisando cada espécie separadamente, a concentração de mercúrio não diferiu entre os três locais amostrados (*P. granulatus*: $H = 0,96$; $gl = 2$; $p = 0,62$; *P. lineatus*: ($H = 0,86$; $gl = 2$; $p = 0,65$); *S. borellii*: $H = 0,86$; $gl = 2$; $p = 0,65$). Para o onívoro *P. granulatus* as concentrações médias de mercúrio foram $2,89 \pm 1,78$ mg/kg para o rio Ivinhema, $3,42 \pm 1,92$ mg/kg para o rio Baía e $3,68 \pm 1,53$ mg/kg para o rio Paraná (Figura 3a). Para o detritívoro *P. lineatus* as concentrações médias de mercúrio foram $3,49 \pm 1,26$ mg/kg para o rio Baía, $3,42 \pm 2,50$ mg/kg para o rio Paraná e a única amostra obtida para o rio Ivinhema teve valor de $0,51$ mg/kg (Figura 3b). Para o herbívoro *S. borellii* as concentrações médias de mercúrio foram $2,66 \pm 2,36$ mg/kg para o rio Baía, $3,05 \pm 2,61$ mg/kg para o rio Paraná e $3,91 \pm 2,90$ mg/kg para o rio Ivinhema (Figura 3c).

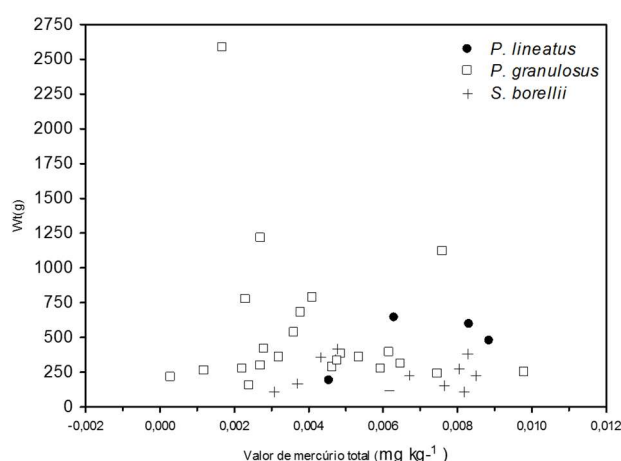


Figura 2. Valores de mercúrio total (mg kg^{-1}) pelo peso total (Wt) de *Pterodoras granulatus* (\square), *Prochilodus lineatus* (\bullet) e *Schizodon borellii* ($+$).

Figure 2. Values of total mercury (Hg) by total weight (Wt) of *Pterodoras granulatus* (\square), *Prochilodus lineatus* (\bullet) and *Schizodon borellii* ($+$).

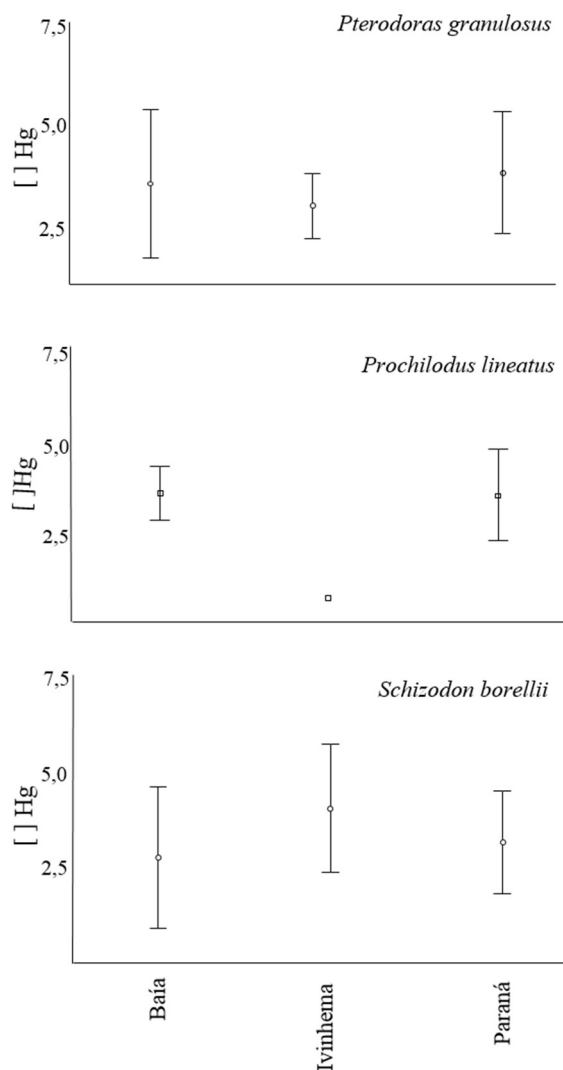


Figura 3. Valores médios e desvio padrão da concentração de mercúrio total para *Pterodoras granulatus*, *Prochilodus lineatus* e *Schizodon borellii* nos rios Ivinhema (estado do Mato Grosso Sul), Baía e Paraná (estado do Paraná) amostrados da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil.

Figure 3. Mean values and standard deviation of the total mercury concentration for *Pterodoras granulatus*, *Prochilodus lineatus* and *Schizodon borellii* in the Ivinhema (state of Mato Grosso Sul), Baía and Paraná (state of Paraná) Rivers sampled from the high Paraná River floodplain, Brazil.

Considerando a categoria trófica das espécies, independentemente dos locais amostrados, a concentração de mercúrio não diferiu entre as categorias ($H = 0,14$; $gl = 2$; $p = 0,93$). O valor da concentração média de mercúrio para o herbívoro *S. borellii* foi de $3,21 \pm 2,62$ mg/kg, seguido da onívora *P. granulatus* ($3,11 \pm 1,72$ mg/kg) e da detritívora *P. lineatus* ($3,09 \pm 2,05$ mg/kg).

Mesmo com inúmeras pressões antrópicas sobre os ambientes da planície de inundação do

alto rio Paraná, nenhuma das espécies estudadas de interesse comercial ultrapassaram o valor da concentração do limite máximo de mercúrio total para a ingestão humana, estipulado pela ANVISA (ANVISA 2013). Nossos resultados corroboram os resultados encontrados por Moraes *et al.* (1997) para a mesma região, com espécies de peixes detritívoras (*Prochilodus scrofa*; *Characiformes*, *Prochilodontidae*) e carnívoras (*Pseudoplatystoma corruscans*; *Siluriformes*, *Pimelodidae*). Esses autores atribuíram esse fato ao peso, comprimento e maturidade sexual das espécies (Moraes *et al.* 1997).

No presente estudo também não foram detectadas diferenças de bioacumulação entre espécies de diferentes categorias tróficas, diferentemente do esperado, que era uma menor concentração de mercúrio para a espécie herbívora. Para a planície Amazônica, também crescentemente impactada por mineração, desmatamento, atividades agropastoris e hidroeétrica, a estratégia alimentar dos peixes tem influência no padrão de bioacumulação de Hg (Bastos *et al.* 2015), além da biomagnificação do mercúrio ao longo da cadeia alimentar em lagos amazônico constatada por Azevedo-Silva *et al.* (2016).

Para a planície de inundação do alto rio Paraná, os pulsos de inundação atuam como agente homogeneizador (Thomaz *et al.* 2004), podendo ser uma das explicações para a ausência de diferença entre as concentrações de mercúrio nos músculos dos peixes pertencentes às diferentes categorias tróficas analisadas, bem como entre os locais estudados. Neste caso, o pulso de inundação pode distribuir por toda a planície o mercúrio lançado pontualmente no ambiente. Este efeito pode ainda ser maior no período de águas altas, quando as amostragens do presente estudo foram realizadas. Por outro lado, em estudos realizados na planície de inundação Amazônica, o pulso tem influência no controle da exportação de mercúrio/metil Mercúrio (MeHg) na água (Kasper *et al.* 2017) e na cadeia alimentar (Kasper *et al.* 2014, Bastos *et al.* 2015), sendo maior no período de águas altas atuando portanto, com efeito contrário ao registrado para a área de estudo.

Sugere-se um monitoramento das concentrações de mercúrio na planície de inundação, investigando o efeito homogeneizador do pulso

sobre as comunidades biológicas e realizando novos estudos no período de águas altas e baixas. Embora as concentrações de mercúrio sejam inferiores ao estabelecido para uso na alimentação, estudos adicionais que utilizam técnicas complementares (isótopos estáveis de carbono e nitrogênio), com espécies de topo na cadeia alimentar aquática (piscívora e carnívora) devem ser realizados com o intuito de identificar a bioacumulação e traçar o mercúrio nas cadeias tróficas.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Estadual de Maringá, ao curso de pós-graduação de Biologia Comparada e ao Peld/Uem pelo suporte, e a Capes pela bolsa de pós-doutorado da segunda autora. Os autores agradecem ao pesquisador da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Olaf Malm, que cedeu o laboratório para determinação do mercúrio.

REFERÊNCIA

- Agostinho, A. A. 1997. Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação. In: A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (Eds.), A planície de inundação do rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. pp. 455–460. Maringá: EDUEM/NUPELIA.
- Agostinho, A. A., & Zalewski, M. 1996. A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação. Maringá, PR: EDUEM: p. 100.
- Almeida-Neto, O. B. 2003. Caracterização físico-química, determinação de metais, e especiação de crômio, ferro, nitrito e nitrato para avaliação da contaminação de rios receptores de esgotos domésticos e industriais. Dissertação de Mestrado. Departamento de Química da Universidade Federal de Viçosa. p. 120.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Regulamento técnico Mercosul sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos. Resolução de agosto de 2013. Acesso em 11 de maio de 2018, em www.portal.anvisa.gov.br/documents/10181/3745585/RDC_42_2013_.pdf/4dbd197d-00cb-4a97-b5ff-0216e1e172d7

- Azevedo, F. A. 2003. Toxicologia do Mercúrio. São Paulo: Editora Rima: p. 292.
- Azevedo-Silva, C. E., Almeida, R., Carvalho, D. P., Ometto, J. P. H. B., Camargo, P. B., Dorneles, P. R., Azevedo, A., Bastos, W. R., Malm, O., & Torres, J. P.M. 2016. Mercury biomagnification and the trophic structure of the ichthyofauna from a remote lake in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 151, 286–296. DOI: 10.1016/j.envres.2016.07.035
- Bastos, W. R., Dórea, J. G., Bernardi, J. V. E., Lauthartte, L. C., Mussu, M. H., Lacerda, L. D., & Malm, O. 2015. Mercury in fish of the Madeira River (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 140, 191–197. DOI: 10.1016/j.envres.2015.03.029
- Bastos, W. R., Malm, O., Pfeiffer, W. C., & Cleary, D. 1998. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cultura*, 50 (4), 255–260.
- Bisinoti, M. C., & Jardim, W. F. 2004. O Comportamento do metilmercúrio (MetilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4), 593–600.
- Borga, K., Fisk, A. T., Hoekstra, P. F., & Muir, D. C. G. 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10), 2367–2385. DOI: 10.1897/03-518
- Bruggeman, W. A., Opperhuizen, A., Wijnnga, A., & Hutzinger, O. 1984. Bioaccumulation of super-lipophilic chemicals in fish. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 7(3), 173–189. DOI: 10.1080/02772248409357024
- Cardoso, T. P., Mársico, E. T., Medeiros, R. J., Tortelly, R., & Sobreiro, L. G. 2009. Concentração de mercúrio e análise histopatológica em músculo, rim e cérebro de peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) coletados na praia de Itaipu, Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência Rural*, 39(2), 540–546.
- Cebalho, E. C., Díez, S., Filho, M. S., Muniz, C. C., Lázaro, W., Malm, O., & Ignácio, A. R. A. 2017. Effects of small hydropower plants on mercury concentrations in fish. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(28), 22709–22716. DOI: 10.1007/s11356-017-9747-1
- Coelho-Souza, S. A., Miranda, M. R., & Guimarães, R. D. 2007. A importância das macrófitas aquáticas no ciclo do mercúrio na bacia do rio Tapajós (PA). *Oecologia Brasiliensis*, 11(2), 252–263.
- Fisk, A. T., Hoekstra, P. F., Borgå, K., & Muir, D. C. G. 2003. Biomagnification. *Marine Pollution Bulletin*, 46(4), 522–524.
- Förstner, U. E., & Wittman, G. T. W. 1983. Metal pollution in the aquatic environment. 2.ed. Berlin: Springer-Verlag: p. 486.
- Hahn, N. S., Andrian, I. F., Fugli, R., & Almeida, V. L. L. 1997. Ecologia trófica. In: A. E. A. M. Vazoller, A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.), A planície de inundação do rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. pp. 209–228. Maringá: EDUEM/NUPELIA.
- Hall, B. D., Bodaly, R. A., Fudge, R. J. P., Rudd, J. W. M., & Rosenberg, D. M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water, Air, & Soil Pollution*, 100(1–2), 13–24. DOI: 10.1023/A:1018071406537
- Kasper, D., Botaro, D., Palermo, E. F. A., & Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes – fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2), 228–239.
- Kasper, D., Forsberg, B. R., Amaral, J. H. F., Leitão, R. P., Py-Daniel, S. S., Bastos, W. R., & Malm, O. 2014. Reservoir stratification affects MeHg in river water, plankton, and fish downstream from Balbina hydroelectric dam. *Environmental Science & Technology*, 48(2), 1032–1040. DOI: 10.1021/es4042644
- Kasper, D., Forsberg, B. R., Amaral, J. H. F., Py-Daniel, S., Bastos, W. R., & Malm, O. 2017. Methylmercury modulation in Amazon Rivers linked to basin characteristics and seasonal flood-pulse. *Environmental Science & Technology*, 51(24), 14182–14191. DOI: 10.1021/acs.est.7b04374
- Kitahara, S. E., Okada, I. A., Sakuma, A. M., Zenebon, O., Jesus, R. S., & Tenuta Filho, A. 2000. Mercúrio total em pescado de água-doce. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, 20(2), 267–273.
- Kuo, H. L., Mei, F. C., Ju, L. H., & Chieh, C. H. 2010. Mercury resistance and accumulation in *Escherichia coli* with cell surface expression of fish metallothionein. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 87(2), 561–569. DOI: 10.1007/s00253-010-2466-x

- Langowski, E. 2007. Queima da cana: uma prática usada e abusada. Cianorte. Acesso em 23/07/2014, em <http://www.apromac.org.br/QUEIMA%20DA%20CANA.pdf>
- Legat, L. N. A., & Brito, J. L. 2010. O mercúrio em cetáceos (Mammalia, Cetacea): uma revisão. *Oecologia Australis*, 14(4), 1021–1035. DOI: 10.4257/oeco.2010.1404.12
- Lepak, J. M., Hooten, M. B., Eagles-Smith, C. A., Tate, M. T., Lutz, M. A., Ackerman, J. T., Willacker Jr., J. J., Jackson, A. K., Evers, D. C., Wiener, J. G., Pritz, C. F., & Davis, J. 2016. Assessing potential health risks to fish and humans using mercury concentrations in inland fish from across western Canada and the United States. *Science of the Environment*, 571, 342–354. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.031
- Malm, O., Pfeiffer, W. C., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. 1989. Utilização do acessório de geração de vapor frio para análise de mercúrio em investigações ambientais por espectrofotometria de Absorção atômica. *Ciência e Cultura*, 41(1), 88–92.
- McIntyre, J. K., & Beauchamp, D. A. 2007. Age and trophic position dominate bioaccumulation of mercury and organochlorines in the food web of Lake Washington. *Science of the Total Environment*, 372(2–3), 571–584. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.10.035
- Michelazzo, M. A. H. F., Gabriella, M., José, C. S., João, A. C. Jr., & Paula, A. 2010. Mercury emissions from forest burning in southern Amazon. *Geophysical Research Letters*, 37(1–5). DOI: 10.1029/2009GL042220
- Moraes, L. A. F., Lenzi, E., & Luchese, E. B. 1997. Mercury in two fish species from the Paraná River floodplain, Paraná, Brazil. *Environmental Pollution*, 98(1), 123–127. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00101-2
- Morel, F. M. M., Kraepiel, A. M. L., & Amyot, M. 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Reviews Ecology Systematics*, 29, 543–566. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543
- Nevado, J. J. B., Martin-Doimeadios, R., Bernardo, F. J. G., Moreno, M. J., Herculano, A. M., Nascimento, J. L. M., & Crespo-López, M. E. 2010. Mercur in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon; a review. *Environment International*, 36(6), 593–608. DOI: 10.1016/j.envint.2010.03.011
- Pavlica, M., Klobucar, G. I. V., Mojaš, N., Erben, R., & Papeš, D. 2001. Detection of DNA damage in haemocytes of zebra mussel using comet assay. *Mutation Research*, 490(2), 209–214. DOI: 10.1016/S1383-5718(00)00162-5
- Poste, A. E., Muir, D. C. G., Guildford, S. J., & Hecky, R. E. 2015. Bioaccumulation and biomagnification of mercury in African lakes: the importance of trophic status. *Science of the Total Environment*, 506–507, 126–136. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.10.094
- Scheuhammer, A., Braune, B., Chan, H. M., Frouin, H., Krey, A., Letcher, R., Loseto, L., Noel, M., Ostertag, S., Ross, P., & Wayland, M. 2015. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Science of the Environment*, 509–510, 91–103. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.142
- Statsoft, Inc. 2005. STATISTICA (Data Analysis Software System). Version 7.1 for Windows: Statistics. STATSOFT, Inc., Tulsa.
- Storelli, M. M., Giacomini-Stuffler, A., Storelli, A., & Marcotrigiano, G. O. 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in Swordfish and Bluefin tuna from the Mediterranean Sea: a comparative study. *Marine Pollution Bulletin*, 50(9), 1004–1007. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.06.041
- Thomann, R. V. 1989. Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Environmental Science & Technology*, 23(6), 699–707. DOI: 10.1021/es00064a008
- Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., & Hahn, N. S. 2004. The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers: p. 393.
- Ünlü, E., & Gümgüm, B. 1993. Concentrations of copper and zinc in fish and sediments from the Tigris River in Turkey. *Chemosphere*, 26 (11), 2055–2061. DOI: 10.1016/0045-6535(93)90031-Y
- Welz, B. 1985. Atomic Absorption Spectrometry. 2 ed. Weinheim Vhc: p. 37.
- Zhou, H. Y., & Wong, M. H. 2007. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, 34(17), 4234–4242. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00176

Zdanowicz, C., kruemmel, E., Lean, D., Poulain, A., Kinnard, C., Yumvihoze, E., Chen, J., & Hintelmann, H. 2015. Pre-industrial and recent (1970-2010) atmospheric deposition of sulfate and mercury in snow on southern Baffin Island, Arctic Canada. *Science of the Environment*, 509–510, 104–114. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.04.092

Submetido em: 03/05/2016

Aceito em: 25/05/2018

Editor Associado: Ana C. Delciellos