

MERCÚRIO, CROMO, CÁDMIO E CHUMBO EM *PYGOCENTRUS NATTERERI* KNER, 1858 E *PROCHILODUS LINEATUS* (VALENCIENNES, 1836) DE DOIS RIOS DO PANTANAL (MT), BRASIL

MERCURY, CHROMIUM, CADMIUM AND LEAD IN *PYGOCENTRUS NATTERERI* KNER, 1858 AND *PROCHILODUS LINEATUS* (VALENCIENNES, 1836) FROM TWO RIVERS OF PANTANAL (MATO GROSSO), BRAZIL

Francisco Morais dos Santos Filho

Doutorando em Ciências Ambientais pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) – Cáceres (MT), Brasil.

Adan Santos Lino

Doutorando em Biofísica pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Técnico de Laboratório na URFJ – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Olaf Malm

Pós-doutor pela Universidade do Sul da Dinamarca, Dinamarca. Professor Titular do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da UFRJ – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Aurea Ignácio

Doutora em Ciências Ambientais pela UNEMAT. Professora Adjunta do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais da UNEMAT – Cáceres (MT), Brasil.

Endereço para correspondência:

Francisco Morais dos Santos Filho – Universidade do Estado de Mato Grosso – Avenida Santos Dumont, s/n – Santos Dumont – 78200-000 – Cáceres (MT), Brasil – E-mail: fmoraisfilho@gmail.com

RESUMO

O estudo foi realizado na Bacia do Alto Paraguai, no Pantanal Mato-Grossense, Brasil, e teve como objetivo determinar as concentrações de mercúrio total (THg), cromo (Cr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em tecidos de peixes. A Bacia do Alto Paraguai é alvo de inúmeras agressões antrópicas, que afetam diretamente seu ecossistema aquático, como queimadas da vegetação nativa, exploração de ouro, além de uma forte exploração do estoque pesqueiro. Foram capturados 78 indivíduos de duas espécies (44 *Pygocentrus nattereri* e 34 *Prochilodus lineatus*) provenientes do Rio Paraguai e do Rio Cuiabá. Para a quantificação das concentrações de THg, foi utilizado um espectrofotômetro de absorção atômica, Perkin Elmer (*FIMS - system*), enquanto as leituras de Cr, Cd e Pb foram realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica com chama (AAS-F). Os exemplares de *P. nattereri* analisados apresentaram concentrações de THg no músculo entre 0,099 e 0,597 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e 4,54% acima de 0,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, concentração máxima de tolerância recomendada para consumo pela Organização Mundial da Saúde; e 43,18% apresentaram concentrações entre 0,20 e 0,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Os resultados para Cr revelaram que 95,45% de *P. nattereri* e 97,05% de *P. lineatus* apresentam concentrações de Cr acima do limite estabelecido pela legislação. Concentrações de Cd e Pb nos músculos dos peixes coletados apresentaram valores abaixo do limite máximo permitido pela legislação brasileira.

Palavras-chave: metais pesados; bioacumulação; peixes; pantanal.

ABSTRACT

The research was conducted in the Upper Paraguay Basin, Pantanal, Mato Grosso, Brazil. This research aimed to evaluate the total mercury (THg), chromium (Cr), cadmium (Cd), and lead (Pb) concentrations in fish tissue. The Upper Paraguay Basin is target of several anthropogenic aggressions, which directly affects its aquatic ecosystem, like the burning of native vegetation, gold exploration, or even the strong exploitation of fish stocks. A total of 78 individuals of 2 different species (44 *Pygocentrus nattereri* and 34 *Prochilodus lineatus*) were caught from the Paraguay and Cuiabá rivers. To quantify the THg concentrations it was used an atomic absorption spectrophotometer, Perkin Elmer (*FIMS - system*), while the readings of Cr, Cd and Pb were performed on an atomic absorption spectrophotometer (AAS-F). The analyzed samples of *P. nattereri* showed THg concentrations in the muscle between 0.999 and 0.597 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; and above 0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, the maximum tolerance concentration recommended for consumption by the World Health Organization; and 43.18% presented concentrations between 0.20 and 0.50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. The results for Cr have revealed that 95.45% of *P. nattereri* and 97.05% of *P. lineatus* present Cr concentrations above the limits established by the legislation. Cd and Pb concentrations in the muscles of the fish collected showed values under the upper limit for the Brazilian legislation.

Keywords: heavy metals; bioaccumulation; fish; Pantanal.

INTRODUÇÃO

Os elementos mercúrio (Hg), cromo (Cr), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) estão presentes na natureza pelo intemperismo das rochas ou por atividades agrícolas, industriais, de mineração, processos de urbanização e descarte inadequado de lixo. Esses elementos podem exercer efeitos prejudiciais para a biota, dependendo da concentração (CLARKSON, 1997; ESTEVES, 1998; PAQUIN *et al.*, 2000, CLARKSON *et al.*, 2003). Um dos aspectos mais graves da introdução dessas substâncias químicas na natureza é a bioacumulação na cadeia alimentar existente nos ambientes aquáticos e terrestres (VIRGA *et al.*, 2007).

O Hg ocupa lugar de destaque entre os vários metais associados à contaminação do ambiente aquático devido à sua alta toxicidade. Os dados de intoxicação por Hg em humanos demonstram que a principal via de intoxicação é por meio do consumo de peixes, o alimento normalmente consumido que contém os maiores níveis desse metal, na forma orgânica mais tóxica, metil-mercúrio. De acordo com estudos, 1% da ingestão total do mercúrio inorgânico é derivado da água potável e, em 84% da dieta, o peixe pode ser responsável por 20 a 85% do mercúrio total, principalmente como metil-mercúrio (WHO, 1989; MORALES-AIZPURÚA, 1999; KITAHARA *et al.*, 2000).

O Pantanal, assim como outros ecossistemas aquáticos, é receptor final de poluentes lançados no ambiente, estando susceptível à ação de poluentes aéreos (queima de biomassa na zona rural, combustão a carvão e óleo, emissões veiculares, incineração de resíduos urbanos e industriais e, principalmente mineração), tanto nas regiões urbanas como na zona rural, que chegam aos corpos d'água por deposição atmosférica; de poluentes terrestres (fertilizantes, pesticidas, água de irrigação contaminada), que atingem os ambientes aquáticos por meio do escoamento pela chuva; e efluentes domésticos e industriais, lançados sem tratamento diretamente nesse ecossistema (MIRANDA *et al.*, 2008; DORES & CALHEIROS, 2008; OLIVEIRA & CALHEIROS, 2011).

Segundo estudos, em torno de 12% do bioma Pantanal teve sua cobertura vegetal natural alterada (SILVA *et al.*, 2011; BRASIL, 2009). Entretanto, nas áreas do planalto circundante à planície pantaneira, as taxas de desmatamento são muito elevadas (entre 60 e 80%),

com alta incidência de pastagens degradadas e voçorocas em decorrência de processos erosivos pelo mau uso do solo e pela falta de manejo adequado da agricultura e pecuária (GALDINO *et al.*, 2006; BRASIL, 2009).

A expansão da atividade agropecuária na parte alta da Bacia do Alto Paraguai (BAP) teve início a partir da década de 1970 e, na maioria, resultou em aumento de desmatamento sem a adoção de boas práticas agrícolas e sem seguir a legislação, em especial quanto à necessidade de conservação das áreas de preservação permanente (APPs) (OLIVEIRA & CALHEIROS, 2011; GALDINO *et al.*, 2006), além de contaminação por pesticidas (MIRANDA *et al.*, 2008; DORES & CALHEIROS, 2008).

Segundo Calheiros (2007), nas últimas décadas os impactos antrópicos tornaram-se mais expressivos em todos os rios formadores da bacia, devido, principalmente, à expansão das atividades agropecuárias, agroindustriais e industriais. Tais práticas resultaram no aumento dos processos erosivos (desmatamento=assoreamento, sendo exemplos os rios Taquari, em Mato Grosso do Sul, e Cuiabá/São Lourenço, em Mato Grosso) e no aporte de carga orgânica e de poluentes tóxicos (rios Cuiabá e São Lourenço, em Mato Grosso).

A região do Rio Paraguai em estudo passa por transformações econômicas em decorrência da pecuária, do turismo e da implantação da hidrovía Paraguai-Paraná. A intensificação da pecuária tem provocado padrões de canal do Rio Paraguai na região de Cáceres, Mato Grosso, modificações no uso do solo na bacia, na medida em que substitui a vegetação natural por pastagens (SILVA *et al.*, 2011). Segundo os mesmos autores, o incremento do turismo contribui para o aumento do uso de embarcações rápidas no rio; e o transporte de produtos agrícolas por via fluvial tem exigido a dragagem de vários pontos do canal.

Vários estudos relatam altas concentrações de mercúrio total (THg) em peixes nos ecossistemas aquáticos da Amazônia e do Pantanal. As concentrações de Hg variam de 0,030 a 1,650 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do Rio Tapajós (SANTOS *et al.*, 2000); de não detectado (nd) a 3,800 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do Rio Madeira (BOISCHIO & HENSHEL, 1996); de 0,800 a 4,200 $\mu\text{g.g}^{-1}$ no Rio Negro (MALM *et al.*, 1997); de 0,040 a 3,600 $\mu\text{g.g}^{-1}$ na bacia do Rio Teles Pires (HACON *et al.*, 1997); de 0,013 a 0,500 no Rio Cuiabá (UFMT, 1997) e

de <0,001 a 0,210 µg.g⁻¹ no Rio Bento Gomes, na região de Poconé (MALM & GUIMARÃES, 1996).

O monitoramento de ambientes aquáticos por meio do uso de organismos bioindicadores tem sido objeto de considerável interesse nos últimos anos, devido à preocupação com o fato de que os níveis elevados dos metais podem ter efeitos prejudiciais sobre vários organismos, além de criar problemas em relação à sua adequação como alimento para seres humanos (AHDY *et al.*, 2007; COSTA & HARTZ, 2009).

A piranha, *Pygocentrus nattereri* (Kner, 1858), carnívora e oportunista, é uma espécie migratória que se desloca em cardumes de 20 a 30 indivíduos (SAZIMA & MACHADO, 1990). Dentre os peixes carnívoros brasileiros, as piranhas apresentam ampla distribuição (FERREIRA *et al.*, 1996). É um serrasalmídeo típico de ambientes lênticos, sendo uma espécie comum na Amazônia Central e no Pantanal Mato-grossense, apresentando diferentes áreas de endemismo (FINK, 1993). *P. nattereri* é piscívora e tem amplo espectro alimentar. A sua dieta

é composta principalmente por peixes, mas também artrópodes, moluscos e material vegetal (FINK, 1993).

O curimba, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836), conhecido também pelo nome de curimbatá, grumatã ou papa-terra, é uma espécie migratória, pertencente à Ordem Characiformes, sendo um peixe endêmico das bacias formadas pelos rios Paraná e Paraguai. O *P. lineatus* é uma espécie bem adequada para o controle ambiental, por ser um peixe iliófago que está em contato com sedimentos e xenobióticos na água, mostrando-se sensível às variações da qualidade da água (MAZON & FERNANDES, 1999).

A comercialização e o consumo dessas espécies, assim como de outras, são feitos por muitos pescadores que fazem da pesca seu meio de subsistência. Como esses peixes são vendidos para a população local, a análise de metais pesados é importante para avaliar a qualidade do pescado e os possíveis riscos de seu consumo para a saúde humana. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi determinar as concentrações de THg, Cr, Cd e Pb no músculo de duas espécies de peixes em dois rios do Pantanal Mato-Grossense.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostragem

O presente estudo foi realizado no Pantanal Mato-Grossense, Brasil. As coletas foram realizadas em dois rios da BAP: no Rio Paraguai, a montante do encontro com o Rio Sepotuba até a jusante da foz do Rio Jauru, na cidade de Cáceres, entre as coordenadas geográficas 16°00' e 16° 30' S; e 57°60' e 57°30' W e no Rio Cuiabá, no trecho compreendido entre a cidade de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço, nas coordenadas geográficas aproximadas variando entre as latitudes 16°06' à 16°38' S e na longitude 56°05' W (Figura 1).

Foi coletado um total de 78 exemplares, sendo 43 no Rio Cuiabá (23 espécimes de *Pygocentrus nattereri* e 20 espécimes de *Prochilodus lineatus*) e 35 no Rio Paraguai (21 espécimes de *Pygocentrus nattereri* e 14 espécimes de

Prochilodus lineatus). As coletas foram realizadas no período de novembro de 2013 e de fevereiro a maio de 2014.

Após a coleta dos espécimes foi realizada a biometria (peso e medida) e o tecido (músculo) foi amostrado utilizando pinças e bisturis com os devidos cuidados para que não ocorresse a contaminação entre os indivíduos, sendo coletado aproximadamente 100 gramas de cada indivíduo. Feitos esses procedimentos, o material coletado foi embalado, identificado, congelado e transportado ao laboratório.

As análises para determinação das concentrações de THg, Cr, Cd e Pb em músculo de peixes foram realizadas baseadas na metodologia de Bastos *et al.* (1998), conforme segue.

Mercúrio total

A concentração de THg nas amostras foi determinada por espectrofotômetro de absorção atômica com geração de vapor a frio, usando um FIMS-400, Perkin Elmer.

Para isso foi pesado 0,5 g do tecido (peso úmido). Utilizando tubos de vidro, as amostras sofreram um processo de digestão ácida a quente, permitindo, dessa forma,

que ocorresse a quebra de toda a matéria orgânica presente e a liberação dos átomos de Hg para a solução. Iniciou-se com a adição de 1 mL de peróxido de hidrogênio a 30% (H₂O₂) (Merck p.a.), e 3 mL de solução sulfonítrica concentrada (H₂SO₄:HNO₃ 1:1 v/v) (Merck p.a.), passando então ao aquecimento em banho maria, a 60°C, por 30 minutos. Finalizado esse processo, as amostras foram resfriadas em temperatura ambiente e, em seguida, foram adicionados 5 mL de permanganato de potássio (KMnO₄) a 5%. As amostras retornaram ao banho-maria (60°C) por 30 minutos e, depois de resfriadas em temperatura ambiente, repousaram por 12 horas. Após esses procedimentos, 1 mL de cloridrato de hidroxilamina a 12% (NH₂OH.HCl) (Merck p.a.) foi adicionado, com sub-

sequente homogeneização da amostra. O extrato final foi avolumado com água Milli-Q até 12 mL em tubos falcon de 14 mL (BASTOS *et al.*, 1998).

Para a quantificação, utilizou-se o borohidreto de sódio (NaBH₄) (Merck p.a.) como agente redutor. Por lote de análise diária foram processados três tubos brancos da mesma maneira que as amostras ambientais. A média das concentrações nos tubos brancos foi utilizada para subtrair a partir das amostras ambientais, garantindo a precisão dos resultados. O uso de materiais de referência certificados (DORM-3) também foi aplicado. Nossos resultados de recuperação para determinação de metais em materiais certificados foram bastante satisfatórios (87 a 115%), e o limite de detecção foi de 0,008 µg g⁻¹.

Determinação da concentração de cromo, cádmio e chumbo

A leitura das concentrações dos metais pesados Cd, Cr, e Pb em amostras de peixes foi realizada em espectrofotômetro de absorção atômica com chama (F-AAS), um dos equipamentos mais utilizados para análise de metais em concentração de parte por milhão (ppm). De cada amostra foi pesada uma quantidade de 3 g de tecido muscular, em seguida foram calcinados em forno Mufra por aproximadamente 48 h a temperatura de 430°C

para queima de toda a matéria orgânica. Para digestão das amostras foram adicionados 6 mL da mistura de ácido nítrico e clorídrico (HNO₃: HCl 3:1) (Merck p.a.) sobre uma placa aquecedora a 60°C. O sistema foi mantido semifechado e, para isso, foram utilizados vidros relógios como superfície de condensação. Depois de digerida toda amostra, foi adicionado 1 mL de ácido clorídrico

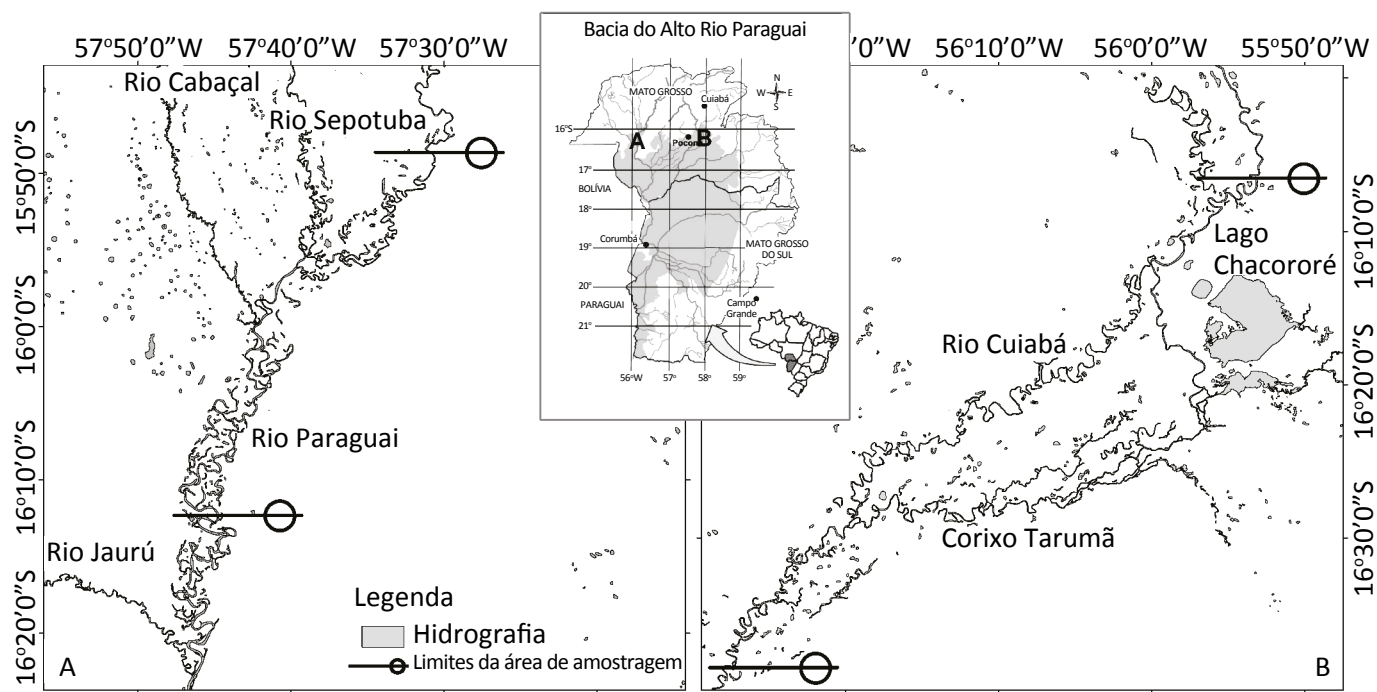


Figura 1 – Locais de coleta na Bacia Alto Paraguai: (A) Rio Paraguai; e (B) Rio Cuiabá.

(HCl) (Merck p.a.); após sua evaporação, a amostra foi aferida com ácido clorídrico (HCl) (Merck p.a.) a 0,1 M.

Para utilização do F-AAS, foram geradas curvas de calibração, a partir de soluções padrões certificadas para

AAS, para cada metal analisado e fornecido pelo Instituto Nacional para Ciência e Tecnologia dos Estados Unidos da América (NIST-USA). Os limites de detecção foram de 0,01 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para Cr; 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para Cd; e 2,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para Pb.

Análises estatísticas

Foram realizados, para as comparações entre duas variáveis (locais de coleta e espécie), o teste não paramétrico de Mann Whitney; e para três ou mais variáveis (metais), o teste não paramétrico de Kruskal Wallis, utilizando-se um nível de 95% de confiança. Os dados referentes ao peso, tamanho e concentração dos metais na musculatura dos peixes sob estudo foram tabulados, e foi realizada a análise estatística descritiva com

valores médios, desvio padrão e valores mínimos e máximos. A existência de correlação entre o peso do peixe, o comprimento e a concentração de metais foi testada segundo o coeficiente de correlação de Pearson (r) considerando 0,5% de significância (44 exemplares de *P. nattereri* e 34 de *P. lineatus*). As análises estatísticas foram realizadas no pacote estatístico *Graphpad Prism 5.0* (*GraphPad Software*).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dados biométricos

No Rio Paraguai, o tamanho médio e o peso dos peixes foram de 26,47 cm e 659,52 g para *P. nattereri* e de 33,75 cm e 736,43 g para *P. lineatus*, respectivamente.

No Rio Cuiabá, as médias foram de 26,97 cm e 660 g para *P. nattereri*; e de 34,6 cm e 665 g para *P. lineatus*, respectivamente (Tabela 1).

Concentração de metais

Ambas as espécies apresentaram uma grande variabilidade nas concentrações de metais (Tabela 2).

Para os exemplares de *P. nattereri* oriundos do Rio Cuiabá, as amostras apresentaram concentrações de THg variando de 0,090 a 0,297 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Nos indivíduos

Tabela 1 – Dados biométricos (comprimento total e peso) de *P. nattereri* e *P. lineatus*, para os diferentes locais de coleta.

Local	Espécie	N	Média	Desvio padrão	Mín–Máx	Coeficiente de variação (%)
			Comprimento (cm)			
Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	26,48	3,95	18,50–32,00	14,93
	<i>P.lineatus</i>	20	34,6	3,57	28,5–42,00	10,31
Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	26,98	2,31	23,00–31,00	8,56
	<i>P.lineatus</i>	14	33,75	2432,00	30,00–37,50	7,21
			Peso (g)			
Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	660,00	279,70	200,00–1200,00	2,38
	<i>P.lineatus</i>	20	665,00	315,50	330,00–1700,00	7,44
Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	659,50	153,50	330,00–910,00	3,27
	<i>P.lineatus</i>	14	736,40	320,70	370,00–1370,00	43,55

provenientes do Rio Paraguai, os valores mínimos e máximos detectados variaram de 0,121 a 0,597 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Em *Prochilodus lineatus*, provenientes do Rio Cuiabá, as amostras apresentaram concentrações de THg variando de 0,008 a 0,144 $\mu\text{g.g}^{-1}$; no Rio Paraguai, os valores mínimos e máximos detectados variaram de 0,017 a 0,045 $\mu\text{g.g}^{-1}$.

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (BRASIL, 1998a) determina como limite seguro para consumo a concentração máxima de 1,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de THg em peixes predadores e de 0,50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ para peixes e produtos da pesca (não predadores). Entre os locais de coleta, não houve variação significativa na média de concentração de THg. Foi estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) o valor de 0,30 $\mu\text{g.dia}^{-1}$ como o nível de exposição no qual nenhum efeito adverso seria detectável na população humana, com o

objetivo de proteger até mesmo os indivíduos mais sensíveis (WHO, 1990).

As concentrações de THg nos indivíduos das duas espécies apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$). A maior concentração de THg (0,59 $\mu\text{g.g}^{-1}$) foi encontrada nos tecidos de *Pygocentrus nattereri*. Vários estudos vêm sendo realizados analisando peixes com diferentes hábitos alimentares, os quais demonstram um padrão de acumulação de THg decrescente de peixes carnívoros, herbívoros, planctívoros e detritívoros (BIDONE et al., 1997a; 1997b; GUIMARÃES et al., 1999; ZHOU & WONG, 2000; JOYEUX et al., 2004; MALM et al., 2004; PALERMO et al., 2004; BASTOS et al., 2006; 2007; 2008; SHINN et al., 2009). Essa constatação também foi evidenciada no presente trabalho, já que as maiores concentrações de THg foram encontradas em *Pygocentrus nattereri*, o que se justifica devido ao nível trófico que

Tabela 2 – Concentrações de metais em *P. nattereri* e *P. lineatus*, em dois rios do Pantanal Mato-Grossense.

Metal	Local	Espécie	N	Média ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Desvio padrão	Mín-Máx	LE (mg.g^{-1})	CV %
THg	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,18	55,05	0,099-0,297	1,0 ^{a,b}	31
		<i>P.lineatus</i>	20	0,03	27,66	0,008-0,144	0,5 ^{a,b}	78
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,27	137,10	0,117-0,597	1,0 ^{a,b}	50
		<i>P.lineatus</i>	14	0,03	9,09	0,017-0,045	0,5 ^{a,b}	29
Cr	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,51	0,17	0,190-0,900	0,1 ^b	34
		<i>P.lineatus</i>	20	0,32	0,16	0,080-0,650	0,1 ^b	50
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,25	0,12	0,060-0,480	0,1 ^b	49
		<i>P.lineatus</i>	14	0,45	0,19	0,110-0,720	0,1 ^b	43
Cd	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	0,11	0,04	0,060-0,270	1,0 ^{a,b}	38
		<i>P.lineatus</i>	19	–	–	–	1,0 ^{a,b}	–
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	0,48	0,07	0,28-0,570	1,0 ^{a,b}	15
		<i>P.lineatus</i>	14	–	–	–	1,0 ^{a,b}	–
Pb	Rio Cuiabá	<i>P.nattereri</i>	23	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–
		<i>P.lineatus</i>	19	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–
	Rio Paraguai	<i>P.nattereri</i>	21	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–
		<i>P.lineatus</i>	14	–	–	–	2,0 ^{a,b}	–

E: limite estabelecido pela legislação; CV: coeficiente de variação; ^aAgência Nacional de Vigilância Sanitária, Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998 (BRASIL, 1998a); ^bDecreto nº 55.871, de 26 de março de 1965 (BRASIL, 1998b).

a espécie ocupa, comparado à *Prochilodus lineatus*, a qual possui outros hábitos alimentares e se posiciona em níveis tróficos inferiores. A piranha possui hábito carnívoro e está no topo da cadeia alimentar aquática, acumulando, assim, a carga de metais transferida ao longo da cadeia pelo alimento ingerido (MALM *et al.*, 1995; 2004; DÓREA *et al.*, 2004; NEVADO *et al.*, 2010). Esse processo de bioacumulação é responsável pelas concentrações de THg mais elevadas (MOREL *et al.*, 1998; NYLAND *et al.*, 2011).

A liberação de Hg nos cursos d'água da BAP pelos garimpos já tem mais de um século, estando esse metal presente no meio em grandes quantidades (BRASIL, 1981; 1982), o que propicia sua acumulação pelos organismos aquáticos. De acordo com dados da Secretaria Especial do Meio Ambiente (BRASIL, 1987), estima-se que na época eram utilizados, na extração de ouro, 798 kg de mercúrio.ano⁻¹, nos garimpos de Poconé, e 316 kg de mercúrio.ano⁻¹, nos garimpos da Baixada Cuiabana.

Apesar de não ter sido encontrada, em *P. lineatus*, concentração de THg superior ao limite máximo permitido pela OMS, mesmo as menores concentrações (0,033 µg.g⁻¹) pode ser explicadas pelo nível trófico, pois estudos mostram que peixes insetívoros, herbívoros e onívoros apresentam menores taxas de acumulação de Hg em relação aos carnívoros, devido às suas dietas serem à base de alimentos que retêm pouco Hg, como larvas de insetos, vegetais e frutos (CHEN *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2006; KASPER *et al.*, 2009; 2012; YI & ZANG, 2012).

Em um estudo realizado no Rio Bento Gomes, Mato Grosso, Lacerda *et al.* (1991) encontraram concentrações de THg bem menores em piranhas das espécies *Serrasalmus eigenmans*, *Serrasalmus rhombeus* e *Serrasalmus nattereri*, as quais variaram de 0,04 a 0,06 µg.g⁻¹, concentrações médias abaixo das encontradas em *P. nattereri* (0,22 µg.g⁻¹) neste trabalho. Os autores sugerem ainda que as baixas concentrações encontradas estejam relacionadas às características do ponto de amostragem, cuja vazão é muito alta, com grande poder de diluição, e que o Hg transportado encontra-se associado ao material particulado, eficientemente retido pelos vários lagos, artificiais ou não, presentes ao longo da drenagem.

No estudo publicado pela Universidade Federal de Mato Grosso (1997), nos municípios de Cuiabá e Barão

de Melgaço, estação seca e estação de chuva, as concentrações médias de THg em piranhas *Serrasalmus sp.* foram próximas às do presente estudo; e não foi evidenciada diferença estatisticamente significativa entre as duas épocas de amostragem, sendo que as concentrações médias foram iguais a 0,15 µg.g⁻¹, variando de 0,05 a 0,40 µg.g⁻¹ para época da chuva.

Hylander *et al.* (2000), em estudo na região do Alto Pantanal, em pontos de coleta nas drenagens do curso do Rio Bento Gomes, encontraram concentrações de Hg em peixes carnívoros *Pseudoplatystoma coruscans* (pintado), *Pseudoplatystoma fasciatum* (cachara ou surubim) e *Serrasalmus marginatus* (piranha) que variaram de 0,04 a 2,05 µg.g⁻¹; dessas, 90% apresentaram concentrações de THg abaixo de 0,5 µg.g⁻¹. As concentrações de THg mais elevadas foram encontradas em peixes das espécies *Pseudoplatystoma sp.* e *Serrasalmus sp.* na Baía Sinhá Mariana, concentrações acima de 0,50 µg.g⁻¹.

Bidone *et al.* (1997b), no Rio Tapajós no Estado do Pará, analisaram 238 peixes de 9 espécies carnívoras e 6 não carnívoras adquiridos nos mercados locais e encontraram concentrações médias de 0,42 µg.g⁻¹ para carnívoros e 0,062 µg.g⁻¹ para não carnívoros – concentrações superiores às encontradas no presente trabalho.

Em estudo realizado em área de garimpo no Rio Madeira, Boischio e Henshel (1996) constataram que peixes de nível trófico elevado (piscívoros e carnívoros) apresentaram concentrações médias mais elevadas de THg (0,55 e 0,64 µg.g⁻¹) do que as médias dos peixes de nível trófico baixo (0,10 e 0,15 µg.g⁻¹), esses últimos abaixo das concentrações médias de *P. lineatus* encontradas neste trabalho (0,33 µg.g⁻¹).

Malm e Guimarães (1996) encontraram, na região de Poconé, média de concentrações de mercúrio em peixes carnívoros de 0,07 µg.g⁻¹ e média geral em todos os outros peixes de 0,06 µg.g⁻¹. Esses valores, bem mais baixos, podem ser explicados porque a carga de mercúrio recebida pode estar sendo transportada e biometilada ao longo do corpo d'água, tornando-se biodisponível nos locais mais distantes a jusante, hipótese levantada por Hylander *et al.* (2000).

Quanto às concentrações encontradas neste estudo, considerando-se o limite máximo de tolerância de THg em peixes predadores e não predadores em vigência

no Brasil, estabelecido pela Portaria nº 685/98 do Ministério da Saúde (BRASIL, 1998a), de 1,0 e 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (ppm), respectivamente, nenhum espécime analisado ultrapassou esse limite.

Em *P. nattereri*, o coeficiente de Pearson entre o THg e o peso dos peixes foi de $r^2=0,2198$ e $p=0,0320$; e para THg e o comprimento total, de $r^2=0,2495$ e $p=0,0211$ para os peixes do Rio Paraguai. Foi, portanto, detectada correlação positiva entre esses parâmetros da população de peixes do Rio Paraguai e as concentrações de THg encontradas (Figura 2), o que sugere uma relação com os hábitos alimentares, que variam nos estágios de vida da espécie. No Rio Cuiabá, o coeficiente de Pearson entre o mercúrio total e o peso foi de $r^2=0,02400$ e $p=0,4803$; e para o comprimento total, de $r^2=0,05754$ e $p=0,2703$, demonstrando não haver correlação entre o THg e peso e comprimento nos espécimes estudados.

Para *P. lineatus*, as variações de peso e comprimento nos rios Paraguai e Cuiabá tiveram uma relação positiva, porém não significativa, com as concentrações de THg encontradas no tecido muscular. O coeficiente de Pearson entre THg e o peso dos peixes foi de $r^2=0,2057$ e $p=0,1033$; e para o comprimento total, de $r^2=0,009938$ e $p=0,7346$ no Rio Paraguai. Para o rio Cuiabá foram: THg e o peso dos peixes $r^2=0,01226$ e $p=0,6422$; e para o comprimento total, $r^2=0,004407$ e $p=0,7809$, não tendo, portanto, sido detectada associação significativa entre esses parâmetros da população de peixes analisada com os níveis de contaminação.

Concentrações acima de 0,1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (ppm) de Cr em músculo de peixes são consideradas prejudiciais ao animal e oferecem risco aos seus consumidores, sendo esse o limite máximo permitido no Brasil (WHO, 1988; BRASIL, 1998b). Os indivíduos estudados apresentaram concentrações médias de Cr (0,67 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) acima do permitido, o que indica que o ambiente está fortemente impactado por esse metal, que apresenta grande potencial de bioacumulação quando disponível. A principal fonte de liberação desse contaminante para o meio aquático na região estudada é a atividade dos garimpos e curtumes. A maior disponibilização do Cr na água torna-o mais susceptível à absorção pelos peixes, diretamente pela água ou indiretamente pelo alimento ingerido (PALANIAPPAN & KARTHIKEYAN, 2009), além disso, a locomoção do organismo no ambiente, tempo e local de exposição e hábito alimentar interferem na sua acumulação (JORDÃO et al., 1997; IKEM, et al., 2003; MIRANDA-FILHO et al., 2011). Concentrações de Cr acima do limite máximo permitido causam déficit de natação, irregularidade na respiração e na alimentação, ulcerações e morte nos peixes; (BURGER et al., 2001; 2002; REPULA et al., 2012) e, no homem, as principais consequências são a alteração no ciclo celular e o câncer (SILVA & PEDROZO, 2001).

Em estudo realizado por Fernandes et al. (2008), na Lagoa de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, foram encontradas concentrações médias de 0,9 e 0,08 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para *G. brasiliensis* e tilápia, respectivamente – concentrações médias próximas às encontradas neste estudo.

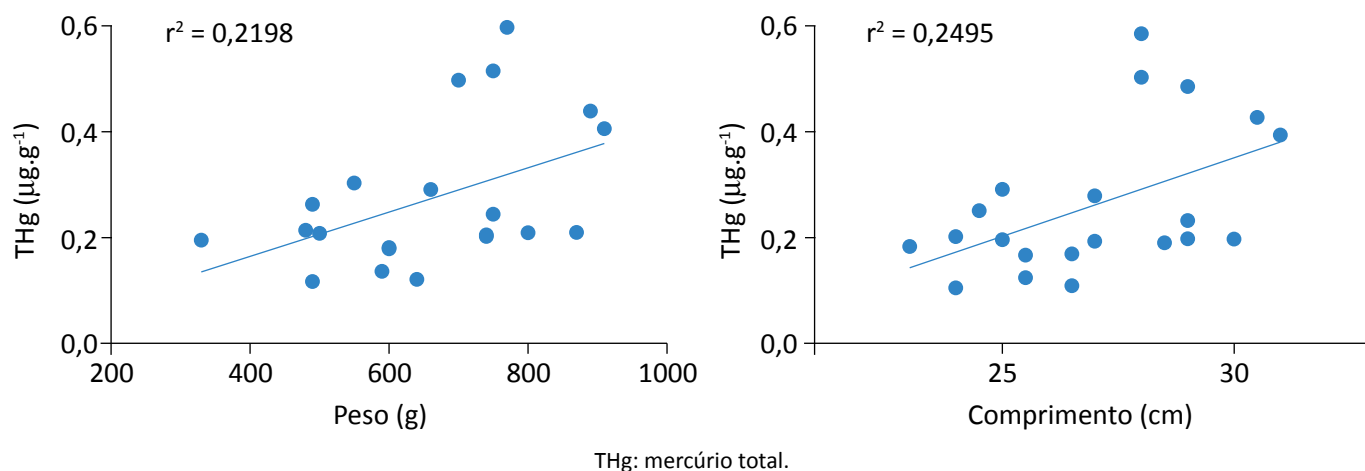


Figura 2 – Concentração de mercúrio total x peso e comprimento em *P. nattereri*, Rio Paraguai.

O teste de Mann-Whitney não detectou diferenças significativas nas concentrações de Cr entre as espécies. As concentrações de Cd em *Prochilodus lineatus* e Pb em *Prochilodus lineatus* e *Pygocentrus nattereri* estavam abaixo do limite de detecção do aparelho (Cr=0,1; Cd=0,01 e Pb=2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Em *Prochilodus lineatus* não houve diferença significativa para Cr entre os locais de coleta.

Diferenças significativas no teste de Mann-Whitney ocorreram entre os locais de coleta e as concentrações de Cr e Cd ($p < 0,0001$) em *Pygocentrus nattereri* (Figura 3).

O coeficiente de Pearson entre o Cr e o peso para *P. nattereri* foi de $r^2=0,07971$ e $p=0,0633$; e entre Cr e comprimento total, de $r^2=0,1644$ e $p=0,0063$ tendo,

portanto, sido detectada correlação significativa entre o comprimento dos peixes e a concentração do metal (Figura 4). Para o *P. lineatus* o coeficiente de Person entre o Cr e o peso foi de $r^2=0,0414$ e $p=0,1188$; e entre Cr e comprimento total, de $r^2=0,01223$ e $p=0,5335$; não sendo detectada correlação.

No Rio Cuiabá, o peso e o comprimento total na espécie *P. nattereri* não tiveram uma correlação significativa, com as concentrações de Cd encontradas no tecido muscular, sendo o coeficiente de Pearson entre o Cd e o peso dos peixes de $r^2=0,01147$ e $p=0,6267$; e para o comprimento total, de $r^2=0,01147$ e $p=0,6267$. No Rio Paraguai o coeficiente de Person entre o Cd e o peso foi de $r^2=0,1688$ e $p=0,0642$; e para o comprimento total,

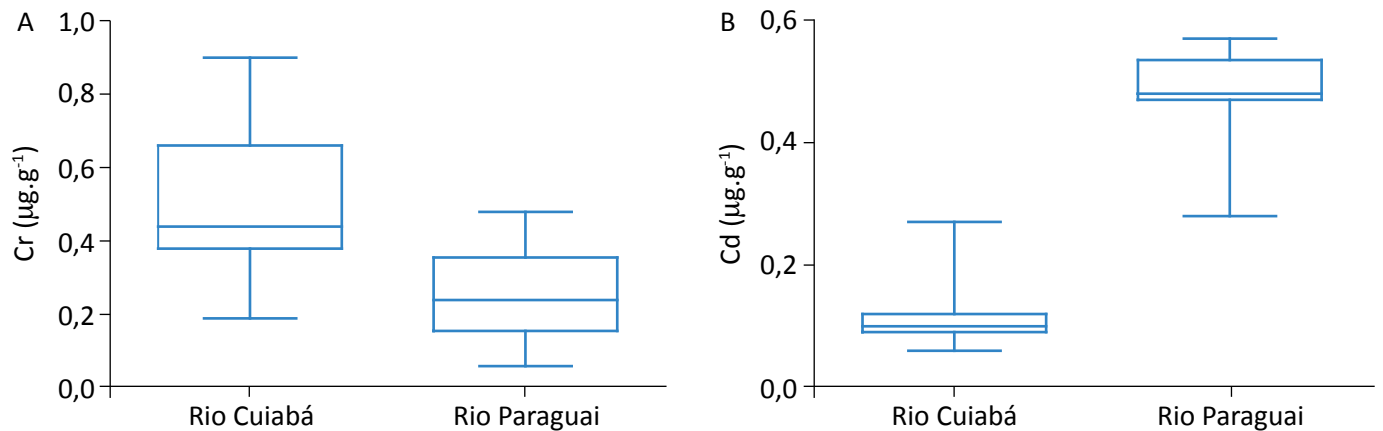


Figura 3 – Concentração de (A) cromo e (B) cádmio entre os locais de coleta para *Pygocentrus nattereri*.

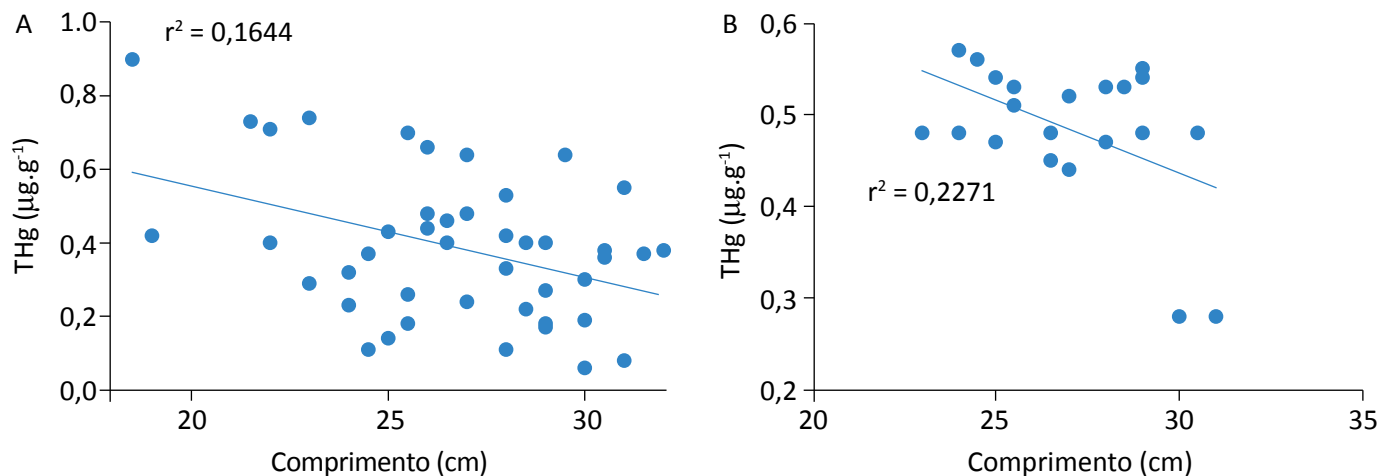


Figura 4 – Correlação de Pearson entre: (A) cromo e comprimento total para ambas as espécies e rios; (B) cádmio e comprimento total para *P. nattereri* no Rio Paraguai

de $r^2=0,2271$ e $p=0,0289$; apresentando uma correlação negativa entre o comprimento e as concentrações de Cd (Figura 4). Em *P. lineatus*, as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção, de $0,01 \mu\text{g.g}^{-1}$.

O Cd é um metal de alta toxicidade, elemento não essencial de difícil excreção, amplamente difundido no ambiente (CARDOSO & CHASIN, 2001). A liberação de Cd pela atividade garimpeira em rios foi evidenciada na região de Poconé, Mato Grosso, por Rodrigues-Filho e Maddock (1995). No Rio Gelado, na região de Carajás, Pará, os peixes carnívoros *Clichá ssp.* e *Serrasalmus ssp.*, do mesmo nível trófico de *P. nattereri*, também apresentaram altas concentrações de Cd ($>1,67 \mu\text{g.g}^{-1}$), sendo a principal fonte desse metal os rejeitos liberados da mineração (BARROS *et al.*, 2011). Mesmo nas menores concentrações, como as encontradas neste trabalho, o Cd pode causar disfunção fisiológica em peixes, impossibilitando sua sobrevivência no ambiente e

a reprodução (LIMA JUNIOR *et al.*, 2002; BARHOUMI *et al.*, 2009). Nos seres humanos o Cd ocasiona disfunção renal, enfisema pulmonar, distúrbios imunológicos e osteoporose (CARDOSO & CHASIN, 2001). As duas espécies apresentaram concentrações de Cd aceitáveis, não apresentando risco de contaminação para seres humanos. Segundo a ANVISA (BRASIL, 1998a), em seu regulamento técnico (Portaria no 685 de 27 de agosto de 1998), o níveis de contaminante de Cd para peixe e produto da pesca é $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$.

O Pb não apresenta efeitos benéficos ou nutricionais para os organismos, sendo extremamente tóxico (ERSOY & CELIK, 2010; BILANDZIC *et al.*, 2011) e requerendo maiores cuidados quanto à ingestão. No presente estudo, o Pb apresentou concentração menor do que $2 \mu\text{g.g}^{-1}$ no músculo dos peixes avaliados, ficando abaixo do limite de detecção e do limite máximo estabelecido pela legislação brasileira.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A espécie *Pygocentrus nattereri* evidencia as maiores concentrações de THg em seus tecidos, em relação à espécie *P. lineatus*, confirmando a hipótese inicial de que os peixes carnívoros apresentam as maiores concentrações de metais em relação aos demais níveis tróficos. Em 43% dos espécimes de *Pygocentrus nattereri* analisados, as concentrações de THg estiveram entre $0,2$ e $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ e em 5% as concentrações estavam acima de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$. Em relação aos locais de captura, não houve diferença entre as concentrações de THg. As concentrações encontradas em *P. nattereri* sugerem atenção, considerando-se a toxicidade do Hg para a biota e para a população exposta (mulheres grávidas, crianças, idosos, pescadores e suas famílias), principalmente para aqueles que consomem esse pescado como um importante item da dieta proteica diária/seminal.

Os resultados para Cr revelaram que 95,45% de *P. nattereri* e 97,05% de *P. lineatus* apresentam concentrações acima do limite estabelecido pela legislação, o que sugere aten-

ção. As concentrações de Cd quantificadas no tecido muscular dos peixes podem ser consideradas normais e sem risco de contaminação aos peixes e aos seres humanos, em ambas as espécies estudadas.

Tanto o Cr como o Cd apresentaram uma correlação negativa significativa entre as concentrações dos metais com o comprimento total do indivíduo.

As concentrações de Pb estiveram abaixo do limite de detecção, no método utilizado, indicando ausência de contaminação nos indivíduos amostrados.

Principalmente para Hg, Cr e Cd, uma análise mais aprofundada, como a avaliação de biomarcadores celulares e moleculares, deve ser realizada para melhor compreender os impactos ambientais sobre a biota, causados pela ocorrência de contaminação crônica por metais, mesmo em concentrações abaixo do limite estabelecido pelas agências de controle nacional e internacional (WHO, 1988; 1989; 1990).

REFERÊNCIAS

AHDY, H. H. H.; ABDALLAH, A. M. A.; TAYEL, F. T. Assessment of heavy metals and nonessential content of some edible and soft tissues. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 33, n. 1, p. 85-97, 2007

BARHOUMI, S.; MESSAOUDI, I.; DELI, T.; SAID, K.; KERKENI, A. Cadmium bioaccumulation in three benthic fish species, *Salaria basilisca*, *Zosterisessor ophiocephalus* and *Solea vulgaris* collected from the Gulf of Gabes in Tunisia. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 980-984, 2009.

BARROS, B. C. V.; PEREIRA, S. F. P.; PALHETA, D. C.; SILVA, C. S. Cd, Cr and Al determination in fish tissue from Gelado River/APA, Carajás-PA Florest. *HOLOS Environmental*, v. 10, n. 2, p. 195-208, 2011.

BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R.; DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, v. 16, p. 341-346, 2007.

BASTOS, W. R.; GOMES, J. P. P.; OLIVEIRA, R. C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E. L. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 368, p. 344-351, 2006.

BASTOS, W. R.; MALM, O.; PFEIFFER, W. C.; CLEARY, D. Establishment and analytical quality control of laboratories for Hg determination in biological and geological samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cultura*, v. 50, n. 4, p. 255-260, 1998.

BASTOS, W. R.; REBELO, M. F.; FONSECA, M. F.; ALMEIDA, R.; MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica*, v. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SANTOS, T. J. S.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in Tartarugalzinho River, Amapa State, Northern Amazon, Brazil. A screening approach. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 97, p. 9-15, 1997a.

BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; SOUZA, T. M. C.; LACERDA, L. D. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon, Brazil: a screening approach. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, v. 59, p. 194-201, 1997b.

BILANDZIC, N.; DOKIC, M.; SEDA, M. Metal content determination in four fish species from the Adriatic Sea. *Food Chemistry*, v. 124, p. 1005-1010, 2011.

BOISCHIO, A. A. & HENSHEL, D. S. Risk assessment of Mercury exposure through fish consumption by the riverside people in the Madeira Basin, Amazon. *Neurotoxicology*, v. 17, p. 169-175, 1996.

BRASIL. *Bacia do Alto Paraguai: cobertura vegetal – monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai*. Período de análise: 2002 a 2008. Brasília: Conservação International; Ecologia e Ação; Fundação AVINA; Instituto SOS Pantanal; WWF-Brasil, 2009. Relatório Técnico. 58p.

_____. Ministério da Saúde. Portaria n.º 685/98, de 28 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1998a.

_____. Ministério da Saúde. Tabela II, Aditivos Acidentais do Decreto n.º 55.871/65, de 26 de março de 1965, referente a alimentos não contemplados na Portaria n.º 685/98. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1998b.

_____. Ministério das Minas e Energia. DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto estudo dos garimpos brasileiros: Área Amapá*. Belém: DNPM/CPRM, 1981. 33p. (Relatório Anual).

_____. Ministério das Minas e Energia. DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. *Projeto estudo dos garimpos brasileiros: Área Amapá*. Belém: DNPM/CPRM, 1982. 29p. (Relatório Semestral).

_____. SEMA – Secretaria Especial do Meio Ambiente. *Avaliação e controle ambiental em áreas de extração de ouro no Estado de Mato Grosso: 2.º Relatório*. Coordenadoria do Meio Ambiente da Secretaria do Trabalho e Desenvolvimento Social do Mato Grosso, jun. 1987. 178p.

- BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S.; STEPHENS JR., W. L.; SNODGRASS, J. Mercury and Selenium in Fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational Differences. *Environmental Research*, v. 87, p. 108-118, 2001.
- BURGER, J.; GAINES, K. F.; BORING, C. S.; STEPHENS, W. L.; SNODGRASS, J.; DIXON, C. Metal levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. *Environmental Research*, v. 89, p. 85-97, 2002.
- CALHEIROS, D. F. Determinação de impactos e conservação dos recursos hídricos na bacia do Alto Paraguai. *Embrapa Pantanal*, Corumbá, n. 124, p. 1-4, 2007.
- CARDOSO, L. M. N. & CHASIN, A. A. M. *Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos*. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2001. 121p. v. 6. (Série Cadernos de Referência Ambiental).
- CHEN, C. Y.; STEMBERGER, R. S.; KAMMAN, N. C.; MAYES, B. M.; FOLT, C. L. Patterns of Hg Bioaccumulation and transfer in aquatic food webs across multi-lake studies in the Northeast US. *Ecotoxicology*, v. 14, p. 135-147, 2005.
- CLARKSON, T. W. The toxicology of mercury. *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences*, v. 34, n. 4, p. 369-403, 1997.
- CLARKSON, T. W.; MAGOS, L.; MYERS, G. J. The toxicology of mercury: current exposures and clinical manifestations. *The New England Journal of Medicine*, v. 349, p. 1731-1737, 2003.
- COSTA, S. C. & HARTZ, S. M. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, n. 1, p. 241-250, 2009.
- DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W. F. Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 59, p. 57-63, 2004.
- DORES, E. F. G. C. & CALHEIROS, D. F. Contaminação por agrotóxicos na bacia do rio Miranda, Pantanal (MS). *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 3, n. 2, 2008.
- ERSOY, B. & CELIK, M. The essential and toxic elements in tissues of six commercial demersal fish from Eastern Mediterranean Sea. *Food and Chemical Toxicology*, v. 48, p. 1377-1382, 2010.
- ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FERNANDES, P. S.; CASTILHOS, Z. C.; RODRIGUES, A. P. C. Avaliação preliminar da bioacumulação do mercúrio em três espécies de peixes na Baía de Guanabara. *Boletim CETEM*, v. 16, p. 263-269, 2008.
- FERREIRA, R. M. A.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E.; SATO, Y. Aspectos reprodutivos da piranha, *Pygocentrus piraya* (Teleostei, Characiformes), espécie nativa da bacia do Rio São Francisco. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v. 48, n. 1, p. 71-76, 1996.
- FINK, W. L. Revision of the piranha genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). *Copeia*, Washington, v. 3, p. 665-687, 1993.
- GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN, L. A. (Eds.). *Impactos ambientais e socioeconômicos na bacia do rio Taquari – Pantanal*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006.
- GUIMARÃES, J. R. D.; FOSTIER, A. H.; FORTI, M. C.; MELFI, J. A.; KEHRIG, H.; MAURO, J. B. N.; MALM, O.; KRUG, J. F. Mercury in human and environmental samples from two lakes in Amapá, Brazilian Amazon. *Ambio*, v. 28, n. 4, p. 296-301, 1999.
- HACON, S.; ROCHEDO, E. R. R.; CAMPOS, R. R. R.; LACERDA, L. D. Mercury exposure through fish consumption in the urban area of Alta Floresta in the Amazon Basin. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 58, p. 209-216, 1997.

- HYLANDER, L. D.; PINTO, F. N.; GUIMARÃES, J. R. D.; MEILI, M.; OLIVEIRA, L. J.; CASTRO E SILVA, E. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *The Science of the Total Environment*, v. 261, p. 9-20, 2000.
- IKEM, A.; EGIEBOR, N. O.; NYAVOR, K. Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 149, p. 51-75, 2003.
- JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L.; JHAM, G. N. Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 207, p. 1-11, 1997.
- JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. C.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.
- KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; DIAS, A. C. M. I.; FERREIRA, G. L.; LEITÃO, R. P.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Mercury distribution in different tissues and trophic levels of fish from a tropical reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, n. 4, p. 751-758, 2009.
- KASPER, D.; PALERMO, E. F. A.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, v. 694, n. 1, p.87-98, 2012.
- KITAHARA, S. E.; OKADA, I. A.; SAKUMA, A. M.; ZENEBON, O.; JESUS, R. S.; TENUTA FILHO, A. Mercúrio total em pescado de água doce. *Ciência e Tecnologia de Alimento*, v. 20, n. 2, p. 267-273, 2000.
- LACERDA, L. D.; SOLOMONS, W.; PFEIFFER, W. C.; BASTOS, W. R. Mercury Distribution in Sediments Profiles from Lakes of the High Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Biogeochemistry*, v. 14, p. 91-97, 1991.
- LIMA JUNIOR, R. G. S.; ARAÚJO, F. G.; MAIA, M. F.; PINTO, A. S. S. B. Evaluation of heavy metals in fish of the Sepetiba and Ilha Grande Bays, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research Section*, v. 89, p. 171-179, 2002.
- MALM, O.; BRANCHES, F. J. P.; AKAGI, H.; CASTRO, M. B.; PFEIFFER, W. C. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v. 175, p. 141-150, 1995.
- MALM, O. & GUIMARÃES J. R. D. Avaliação da contaminação dos peixes nos corpos hídricos próximos à cidade de Poconé – MT. In: OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde. *Projeto de avaliação de riscos à saúde na região amazônica relacionados com a contaminação ambiental por mercúrio*. Relatório final (Projeto OPAS/ECO-GTZ). Brasília, mar. 1996.
- MALM, O.; GUIMARÃES, J. R. D.; CASTRO, M. B.; BASTOS, W. R.; VIANA, J. P.; BRANCHES, F. J. P.; SILVEIRA, E. G.; PFEIFFER, W. C. Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajós Basins, Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 97, p. 45-51, 1997.
- MALM, O.; PALERMO, E. F. P.; SANTOS, H. S. B.; REBELO, M. F.; KEHRIG, H. A. Transport and cycling of Mercury in Tucuruí reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. *RMZ-M&G*, v. 51, p. 1195-1198, 2004.
- MAZON, A. & FERNANDES, M. N. Toxicity and differential tissue accumulation of copper in the tropical freshwater fish *P. scrofa* (Prochilodontidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 63, p. 794-804, 1999.
- MIRANDA, K.; CUNHA, M. L. F.; DORES, E. G. G. C.; CALHEIROS, D. F. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, v. 43, p. 717-722, 2008.
- MIRANDA FILHO, A. L.; MOTA, A. K. M.; CRUZ, C. C.; MATIAS, C. A. R.; FERREIRA, A. P. Cromo hexavalente em peixes oriundos da Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, Brasil: uma avaliação de risco à saúde humana. *Ambiente & Água*, v. 6, n. 3, p. 200-209, 2011.

- MORALES-AIZPURÚA, I. C. Mercúrio total em cação comercializado em São Paulo, Brasil. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, Campinas, v. 19, n. 3, p. 429-432, set./dez. 1999.
- MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 29, p. 543-566, 1998.
- NEVADO, J. J. B.; MARTÍN-DOIMEADIOS, R. C. R.; BERNARDO, F. J.; MORENO, M. J. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environment International*, v. 36, p. 593-608, 2010.
- NYLAND, J. F.; FILLION, M.; BARBOSA JR., F.; SHIRLEY, D. L.; CHINE, C. Biomarkers of methylmercury exposure immunotoxicity among fish consumers in Amazonian Brazil. *Environmental Health Perspectives*, v. 119, n. 12, 2011.
- OLIVEIRA, M. D. & CALHEIROS, D. F. *Qualidade da água em agroecossistemas do Pantanal: sub-regiões da Nhecolândia e Poconé*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2011. 21p.
- PALANIAPPAN, P. L. & KARTHIKEYAN, S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and in binary solutions. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 229-236, 2009.
- PALERMO, E. F. A.; KASPER, D.; REIS, T. S.; NOGUEIRA, S. Y. L. V. I. A.; BRANCO, C. W. C.; MALM, O. Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuruí Reservoir, Brazil. *RMZ-Materials and Geoenvironment*, v. 51, p. 1292-1294, 2004.
- PAQUIN, P. R.; SANTORE, R. C.; WU, K. B.; KAVVADAS, C. D.; DI TORO, D. M. The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life. *Environmental Science & Policy*, v. 3, p. 175-182, 2000.
- REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B. K.; GANZAROLLI, E. M.; LOPES, M. C.; QUINÁIA, S. Q. Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. *Química Nova*, v. 35, n. 5, p. 905-909, 2012.
- RODRIGUES FILHO, S. & MADDOCK, J. E. L. *Assessment of the heavy metal pollution in a gold "Garimpo"*. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 32p. (Série Tecnologia Ambiental, n.7)
- SANTOS E. C. O.; JESUS I. M.; BRABO, E. S.; LOUREIRO E. C. B.; MASCARENHAS A. F. S.; WEIRICH, J.; CÂMARA, V. M.; CLEARY, D. Mercury exposures in riverside Amazon communities in Pará, Brazil. *Environmental Research*, v. 84, n. 2, p. 100-107, 2000.
- SAZIMA, I. & MACHADO, F. A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. In: BRUTON, M. N. (Ed.). *Alternative life-history styles of fishes*. Netherlands: Springer, 1990. p. 17-31.
- SHINN, C.; DAUBA, F.; GRENOUILLET, G.; GUENARD, G.; LEK, S. Temporal variation of heavy metal contamination in fish of the river lot in southern France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, p. 1957-1965, 2009.
- SILVA, C. S. & PEDROZO, A. F. M. *Ecotoxicologia do cromo e seus compostos*. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2001. v. 5. 100p. (Série Cadernos de Referência Ambiental).
- SILVA, D. S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *InterfacEHS*, v. 1, n. 1, p. 1-31, 2006.
- SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M.; SILVA, S. M. A.; MORAES, J. A. Evolution of deforestation in the Brazilian Pantanal and surroundings in the timeframe 1976-2008. *Geografia*, v. 36, Número Especial, p. 35-55, jun. 2011.
- UFMT – Universidade Federal do Mato Grosso. Departamento de Química. Instituto de Ciências Exatas da Terra. *Risco de contaminação por mercúrio na cadeia trófica baixada cuiabana-Brasil*. Relatório Final. Mato Grosso: 1997.

VIRGA, R. H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS, F. H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 27, p. 779-785, 2007.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental health criteria 61: chromium*. New York: INCHEM/IPCS, 1988. 199p.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental health criteria n. 86: mercury – environmental aspects*. Geneva: 1989. 115p.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental health criteria n. 101: methylmercury*. Geneva: INCHEM/IPCS, 1990. 143p.

YI, Y. & ZHANG, S. Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 19, n. 9, p. 3989-3996, 2012.

ZHOU, H. Y. & WONG, M. H. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, v. 34, n. 17, p. 4234-4242, 2000.