

# BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM *Platanichthys platana* (Regan, 1917), UM PEIXE ZOOPLANCTÍVORO INVASOR NO COMPLEXO BILLINGS (ALTO TIETÊ, SP)

Maressa Helena NANINI-COSTA<sup>1</sup>, Gilson Alves QUINÁGLIA<sup>2</sup>, Barbara HELD<sup>2</sup>, Maria Letizia PETESSE<sup>1</sup> e Katharina Eichbaum ESTEVES<sup>3</sup>

## RESUMO

Foram quantificados os níveis de Mercúrio (Hg) total na água, na comunidade zooplânctônica e no peixe invasor *Platanichthys platana* do Complexo Billings, buscando compreender o papel desta espécie na transferência do Hg para níveis tróficos superiores. As coletas foram realizadas em quatro locais com diferentes níveis de eutrofização, em duas épocas do ano (seca e chuvosa) de 2014, tendo sido analisados um total de 93 exemplares. Na época chuvosa, o ponto Rio Grande foi o único a apresentar valores de Hg total na água acima do estabelecido pela legislação (0,004 mg.L<sup>-1</sup>), enquanto que no zooplâncton, este somente foi detectado no ponto Corpo Central na mesma época. Nos peixes o Hg total observado variou entre 0,04 e 0,29 µg.g<sup>-1</sup>, com o valor mais elevado registrado no ponto Rio Grande. A Análise de Covariância (ANCOVA) indicou uma influência dos pontos de coleta (p=0,000) e do comprimento total (p=0,008) nas concentrações de Hg, sugerindo uma influência das condições ambientais sobre a bioacumulação de Hg total nos peixes. A bem sucedida invasão de *P. platana* no Complexo Billings sugere que esta espécie pode representar um elemento adicional para a transferência do Hg total para os níveis tróficos superiores.

**Palavras-chave:** zooplâncton, reservatório urbano, elemento traço, cadeia trófica, transferência trófica.

## BIOACCUMULATION OF TOTAL MERCURY IN *Platanichthys platana* (Regan, 1917), AN INVASIVE ZOOPLANKTIVOROUS FISH IN THE BILLINGS COMPLEX (UPPER TIETÊ RIVER BASIN, SP)

### ABSTRACT

Total mercury (Hg) levels in water, zooplankton and in the invading fish *Platanichthys platana* were studied in the Billings Complex, in order to understand the transfer of the total Hg to higher trophic levels. Samples were collected at four sites with different levels of eutrophication, at the dry and rainy seasons of 2014. A total of 93 specimens of *P. platana* were analyzed. During the rainy season the Grande River site was the only one that showed total Hg values above the legal standards (0,004 mg.L<sup>-1</sup>) in the water, while in the zooplankton, it was detectable only in the Central Body in the same season. Total Hg observed in fish varied between 0,04 e 0,29 µg.g<sup>-1</sup>, and highest values in fish were found at the Grande River site. The analysis of covariance (ANCOVA) showed an influence of the sites (p=0,000) and total length (p=0,008) on Hg concentrations, suggesting an influence of the environmental conditions on Hg bioaccumulation in the fishes. The successful invasion of *P. platana* in the Billings Complex suggests that this species is acting as an additional element for the transfer of the total Hg to higher trophic levels.

**Keywords:** zooplankton, urban reservoir, trace element, food web, trophic transfer.

---

**Artigo Científico: Recebido em 11/04/2016 – Aprovado em 16/09/2016**

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Instituto de Pesca, APTA-SAA. SP, Brasil. E-mail: maressahnc@gmail.com

<sup>2</sup> Setor de Análises Toxicológicas da CETESB, Av. Professor Frederico Hermann Jr., 345, Alto de Pinheiros, CEP 05459-010, São Paulo, SP, Brasil.

<sup>3</sup> Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, APTA-SAA. Avenida Francisco Matarazzo, 455, Perdizes, CEP 05001-900, São Paulo, SP, Brasil.

## INTRODUÇÃO

Cerca de 90% do mercúrio (Hg) disponível no ambiente origina-se, majoritariamente, por introdução antropogênica (ANDRADE e BUENO, 1989). Esta introdução pode ocasionar danos ecológicos, que por sua vez variam de acordo com os níveis de concentração e a sua forma química, já que a toxicidade pode ser modificada pela interconversão de espécies deste elemento (BISINOTI e JARDIM, 2004). As formas inorgânicas podem sofrer conversões em compostos orgânicos (por exemplo, o metilmercúrio), por processos biológicos, físicos ou químicos, e levar à contaminação de corpos d'água, bem como da biota aquática (NASCIMENTO *et al.*, 2007; BARBIERI *et al.*, 2010). Este metal também possui propriedades de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, persistindo no meio ambiente e causando distúrbios nos processos metabólicos de organismos vivos (MORGANO *et al.*, 2011).

Recentemente, bioindicadores têm sido utilizados para a determinação de níveis de contaminação e para avaliação de risco em ambientes aquáticos (JESUS e CARVALHO, 2008). De um modo geral, a bioacumulação pode ser definida como resposta biológica aos poluentes ambientais, indicando a presença do contaminante bem como seus efeitos e grau de contaminação (FURLAN, 2011). Organismos fitoplanctônicos (CHEN e FOLT, 2005; TUNG-YUAN *et al.*, 2007), zooplanctônicos (TWINING e FISHER, 2004; CHEN e FOLT, 2005) e peixes (LIMA *et al.*, 2000; DÓREA *et al.*, 2004; AGAH *et al.*, 2007; PASSOS *et al.*, 2007; KEHRIG *et al.*, 2009) têm sido o foco de diversos estudos sobre a contaminação por Hg, pois podem absorver tanto os metais essenciais como os não essenciais a partir da água e pela ingestão de alimento (JABEEN *et al.*, 2012). Todavia, além da idade e da dieta dos organismos, outras variáveis ecológicas e biológicas, como área geográfica, população, comprimento, sexo e maturidade sexual (FRODELLO *et al.*, 2000; MASON *et al.*, 2000) também podem influenciar a bioacumulação do Hg.

A bioacumulação varia de acordo com o nível trófico dos organismos, sendo menor em produtores primários e maior em organismos predadores, tendendo a aumentar de acordo com

o tempo de exposição (idade) dos organismos (CHEN e FOLT, 2005; KEHRIG *et al.*, 2009). A transferência trófica pode ser, portanto, considerada a forma mais importante de contaminação para organismos predadores (HOPKINS *et al.*, 2005), os quais incorporam de forma cumulativa os contaminantes transferidos a partir de níveis mais baixos da cadeia trófica, resultando em processos de biomagnificação (BARWICK e MAHER, 2003). Indivíduos fitoplanctônicos podem incorporar Hg passivamente, diferindo do observado em organismos zooplanctônicos, que incorporam o mesmo através de processos passivos e ativos, por meio da ingestão de alimento contaminado (NASCIMENTO *et al.*, 2007). A acumulação deste metal no zooplâncton tende a ocorrer principalmente no seu exoesqueleto (FISHER e HOOK, 2002).

As altas taxas de toxicidade de alguns contaminantes, mesmo que em baixas concentrações, associadas à capacidade dos contaminantes de permanecer na cadeia trófica por longos períodos (JESUS e CARVALHO, 2008), ressaltam a relevância de estudos que objetivam determinar as concentrações máximas permitidas em ambientes aquáticos. No Brasil, visando à preservação do ambiente bem como da saúde humana e de outras formas de vida, o limite máximo estabelecido pela legislação para o mercúrio total (HgT) na água é 0,0002 mg.L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2005), para o consumo de peixes predadores, 1 mg.kg<sup>-1</sup>, e de outros peixes e demais produtos da pesca, 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> (BRASIL, 2013).

O Complexo Billings, localizado no Alto Rio Tietê, apresenta grande influência antrópica em seus corpos d'água (HIRATA e FERREIRA, 2001) devido ao lançamento de grande carga de poluentes via esgotos domésticos e industriais (SÃO PAULO, 2010). Ocasionalmente, recebe também as águas altamente poluídas dos rios Tietê e Pinheiros. Além disto, há registros históricos de lançamento de mercúrio no Rio Grande por um complexo industrial (REBOUÇAS *et al.*, 1989). Atualmente, esta indústria atende aos padrões legais de lançamento de efluentes, após a construção de uma estação de tratamento (SOLVAY INDUPA, 2009).

A ictiofauna do Complexo Billings é composta por um total de 42 espécies, sendo quatro

alóctones e cinco exóticas (MINTE-VERA e PETRERE, 2000; MATTOX, 2008; CASTRO, P.M.G. de, com. pessoal), incluindo a sardinha *Platanichthys platana* (FURLAN *et al.*, 2013). Esta espécie é um pequeno clupeídeo encontrado em águas doces e salobras da América do Sul, com uma distribuição que se estende do Atlântico Ocidental Sul (Rio de Janeiro) ao estuário do Rio da Prata e Norte da Argentina (CARVALHO FILHO, 1994). Na região costeira, é considerada forrageira na cadeia trófica de peixes e aves marinhas (OLIVEIRA, 1997), com período reprodutivo que ocorre durante a primavera e o verão (outubro a março) (FIALHO *et al.*, 2000). No Alto Tietê e Alto Rio Paraná, a espécie *P. platana* é considerada alóctone (LANGEANI *et al.*, 2007; MARCENIUK *et al.*, 2011), tendo sido registrada pela primeira vez no Reservatório de Ponte Nova (Alto Tietê) em 2001 (GIAMAS *et al.*, 2004). Atualmente, relatos de pescadores do Complexo Billings indicam que esta espécie tem sido coletada em grande abundância em diversos pontos do reservatório, apresentando indivíduos jovens e com gônadas maduras (obs. pessoal).

Devido à grande quantidade de poluentes recebida através do fluxo do Rio Pinheiros, cujo bombeamento é frequente em períodos de chuvas intensas, bem como de esgotos clandestinos (SÃO PAULO, 2010), o reservatório apresenta condições tróficas que variam de mesotróficas a hipereutróficas dependendo da localização do compartimento, reforçando a sua heterogeneidade espacial (LAMPARELLI, 2004). Estudos recentes indicam altas concentrações de Hg e de outras espécies metálicas no sedimento do reservatório Rio Grande, com valores acima de TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level) (CETESB, 2015). TEL refere-se ao nível de concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos nos organismos, e PEL, ao nível de concentração acima do qual é provável a ocorrência de efeito adverso nos organismos, o que supostamente está relacionado às atividades industriais praticadas no Rio Grande, seu principal formador.

Considerando que os teores de mercúrio em peixes têm sido relacionados às concentrações em presas, como o zooplâncton (PICKHARDT *et al.*, 2002), e que existe uma relação ainda não bem conhecida entre acumulação de Hg por

zooplâncton e aumento da densidade de algas sob o enriquecimento de nutrientes, o presente estudo objetivou verificar (a) a relação entre a ingestão de zooplâncton e o Hg assimilado por *P. platana* e (b) se os teores de Hg encontrados nesta espécie apresentam relação com diferentes condições tróficas ao longo do Complexo Billings. Também foi avaliado o efeito da introdução desta espécie na transferência do Hg para níveis tróficos superiores, incluindo o consumo humano, baseado na legislação vigente.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O Complexo Billings, localizado na Bacia do Alto Rio Tietê, é considerado o principal corpo d'água da Região Metropolitana de São Paulo e tem por objetivo a geração de energia, o controle de enchentes e o abastecimento (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014). Construído na década de 1920, possui uma área de 127 km<sup>2</sup>, volume de 1229 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> (MINTE-VERA e PETRERE, 2000) e tempo de residência médio de 720 dias (NISHIMURA, 2012). É composto pelos reservatórios Billings, Rio das Pedras e Rio Grande, sendo este independente dos demais (WENGRAT e BICUDO, 2011). O clima local se divide entre tropical e subtropical, com temperatura média estimada em 19 °C e chuvas abundantes distribuídas durante todo o ano (SÃO PAULO, 2010). As temperaturas médias mais elevadas ocorrem de dezembro a março (21 a 22 °C), e as mais baixas, em junho e julho (14 a 15 °C), definindo uma estação chuvosa (outubro a março) e uma seca (abril a setembro) respectivamente (CETESB, 2015).

Para o presente estudo foram selecionados quatro pontos de amostragem de água e de peixes. As amostras foram obtidas na época seca (agosto e setembro/2014) e na chuvosa (dezembro/2014). Foram selecionados locais sujeitos a diferentes influências ambientais e graus de eutrofização, com base em informações obtidas de SÃO PAULO (2010), WENGRAT e BICUDO (2011) e CETESB (2015). Os pontos selecionados (Figura 1) apresentam as seguintes características:

- P1 (Capivari) - Localizado a 23°50'18,4"S e 46°32'20,3"W, possui vegetação preservada em seu entorno e adensamento populacional

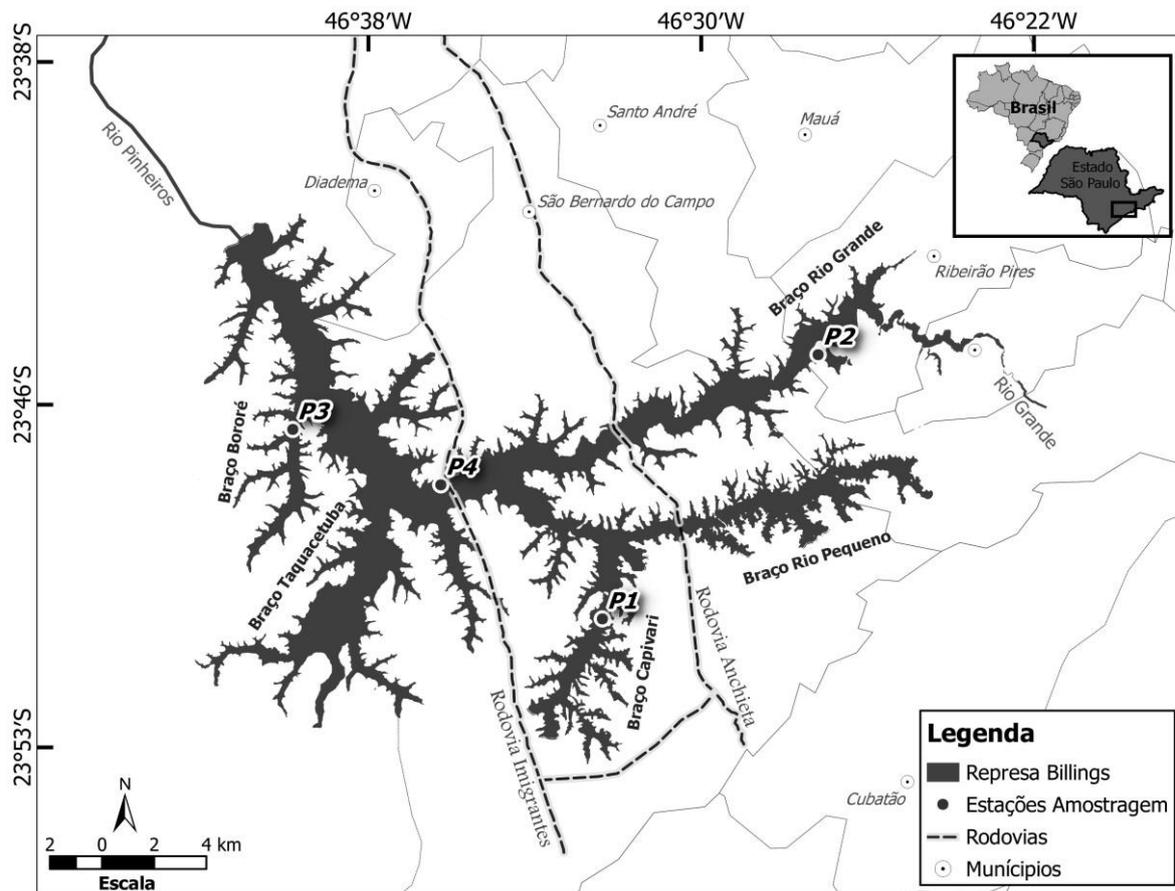
praticamente ausente (SÃO PAULO, 2010). Pelo cálculo do Índice de Estado Trófico baseado na Clorofila-a [IET (CI)] para a média de Clorofila-a obtida de 2009 a 2014 (CETESB, 2015), o local é considerado supereutrófico (IET=65)

- P2 (Rio Grande) - Localizado a  $23^{\circ}44'45,0''\text{S}$  e  $46^{\circ}27'29,3''\text{W}$ , está separado do corpo principal do Complexo Billings pela rodovia Anchieta; apresenta mata preservada e adensamento populacional intenso (SÃO PAULO, 2010). O IET (CI) obtido para o mesmo período anteriormente citado indica que o local pode ser considerado supereutrófico (IET=66) (CETESB, 2015).

- P3 (Bororé) - Localizado a  $23^{\circ}46'12,3''\text{S}$   $46^{\circ}39'19,0''\text{W}$ , é influenciado por massa d'água

altamente poluída oriunda do Rio Pinheiros e esgotos clandestinos derivados do adensamento demográfico e atividades antrópicas em suas proximidades (SÃO PAULO, 2010). De acordo com dados da CETESB (2015), o IET (CI) médio obtido para o período de 2009 a 2014 (IET=73) indica que o local é hipereutrófico.

- P4 (Corpo Central) - Localizado a  $23^{\circ}47'59,1''\text{S}$  e  $46^{\circ}35'53,5''\text{W}$ , possui algumas áreas preservadas e sofre interferências antrópicas (SÃO PAULO, 2010), que incluem a influência indireta do bombeamento do Rio Pinheiros (CETESB, 2015). A média do IET (CI) registrada nos últimos seis anos pela CETESB para o local foi de 67, classificando o local como supereutrófico (CETESB, 2015).



**Figura 1.** Localização dos pontos de coleta no Complexo Billings e inserção da sub-bacia Billings-Tamanduateí no Estado de São Paulo. P1-Capivari, P2-Rio Grande, P3-Bororé e P4-Corpo Central.

*Variáveis físicas e químicas da água e zooplâncton*

As seguintes variáveis físicas e químicas da água foram registradas utilizando-se sonda multiparâmetro YSI® 650 MDS: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (OD) (mg.L<sup>-1</sup>), pH, condutividade elétrica (µS.cm<sup>-1</sup>) e sólidos totais dissolvidos (STD) (mg.L<sup>-1</sup>). Além disto, foi medida a transparência da água com Disco de Secchi (m) e a profundidade da coluna d'água. Para a determinação de Clorofila-a (µg.L<sup>-1</sup>), Feofitina-a (µg.L<sup>-1</sup>), Fósforo Total (mg.L<sup>-1</sup>), Nitrato (mg.L<sup>-1</sup>), Nitrito (mg.L<sup>-1</sup>), Nitrogênio Kjeldhal (mg.L<sup>-1</sup>), Sólidos Totais (mg.L<sup>-1</sup>) (STD + Sólidos Suspensos Totais), Turbidez (UNT) e Mercúrio Total (mg.L<sup>-1</sup>), duas amostras superficiais de água foram coletadas, sendo uma acondicionada em frasco de vidro âmbar para a análise de Clorofila-a e Feofitina-a, e a outra, em frasco de polietileno esterilizado para a determinação das demais variáveis. As amostras foram preservadas em gelo, sendo posteriormente analisadas em laboratório de acordo com APHA (2005).

A amostragem da comunidade zooplancônica foi realizada por meio de dois arrastos verticais na região limnética, desde 1 m do fundo do reservatório até a superfície, utilizando-se rede de zooplâncton com redutor cônico, com 68 µm de abertura de malha e 30 cm de boca. Das duas amostras coletadas, uma foi refrigerada a aproximadamente 8°C para determinação do Mercúrio Total (HgT) no zooplâncton, e a outra, fixada em formalina 10% para determinação da composição taxonômica.

Para a determinação de HgT, a amostra refrigerada foi inicialmente filtrada a vácuo em membrana filtrante de acetato de celulose, com 0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro, sendo posteriormente seca em estufa a 40 °C por cerca de seis horas, para obtenção da massa seca. Para a digestão, 2,5 mL de ácido nítrico concentrado, p.a-ACS/ISO, e 1 mL de peróxido de hidrogênio p.a., foram adicionados às amostras. Esta permaneceu em repouso por 30 minutos antes da adição de 5 mL de água deionizada para completar o volume mínimo estabelecido pelo equipamento utilizado (ETHOS One, Milestone Srl), sendo o material digerido por uma hora e meia. O teor de HgT foi determinado com base em fluorescência atômica no equipamento Mercury

Analyser (Mercur, Analytik Jena), cujo limite de quantificação (LQ) é de 0,1 µg.L<sup>-1</sup>.

Para a análise quantitativa das amostras fixadas de zooplâncton, contou-se um mínimo de 350 indivíduos sob microscópio óptico e estereomicroscópio. Os indivíduos foram separados nos grandes grupos zooplancônicos: de Rotifera, Copepoda e Cladocera. O número de indivíduos de cada grupo foi estimado para o total da amostra e extrapolado para o volume total de água filtrado, permitindo o cálculo da abundância por metro cúbico, de acordo com CETESB (2012).

*Coleta e determinação de HgT em P. platana*

Os exemplares de *P. platana* foram coletados na região limnética e litorânea de cada ponto, no período compreendido entre 14 e 18 horas. Foi utilizada tarrafa multifilamento com malha de 7 mm (entre nós adjacentes). Após a coleta, os peixes foram mantidos refrigerados em caixas térmicas e, em seguida, congelados inteiros para posterior determinação de HgT.

Para cada indivíduo foram registradas as seguintes medidas biométricas: comprimento total (Ct) (mm), comprimento padrão (Cp) (mm) e o peso (Wt) (g). Em seguida, 93 indivíduos com Ct > 50 mm foram selecionados para a determinação do HgT. Considerando que este peixe é consumido inteiro devido ao seu pequeno porte, as determinações basearam-se no peixe total, de acordo com WALTERS *et al.* (2010). Os organismos foram liofilizados no equipamento EC Micromodulyo e submetidos ao analisador direto de mercúrio, DMA-80 (Milestone Inc., Itália), o qual se baseia na técnica de espectrometria de absorção atômica por decomposição térmica e amalgamação. A calibração do instrumento e o método analítico foram conduzidos de acordo com EPA 7473 (EPA/US, 2007). O desempenho analítico deste método foi avaliado por análise de materiais de referência certificados, tendo sido utilizada uma solução padrão de 1000 µg.mL<sup>-1</sup> de Hg com certificado ISO/IEC 17025 e ISO Guia 34, tecidos de ostra (1566b) e mexilhão (2976), certificados pelo Nacional Institute of Standards and Technology (NIST), e tecido de peixe homogeneizado (peixe inteiro), certificado pela International Atomic Energy Agency (IAEA) 407.

A utilização destes materiais certificados assegurou o cumprimento dos critérios de aceitação adotados para a validação do método.

#### *Análise estatística*

Uma Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para verificar a ordenação dos pontos de coleta em relação ao gradiente ambiental, representado pelo conjunto de valores das variáveis físicas e químicas estudadas. Devido às diferentes unidades de medida das variáveis abióticas foi utilizada a matriz de correlação, que efetua a normalização das variáveis dividindo-as pelos seus desvios-padrões, conforme sugerido por HAMMER (2012).

Considerando que a concentração de HgT nos peixes pode ser influenciada pelo tamanho (comprimento e/ou peso) dos indivíduos, os valores de HgT foram ajustados em função das covariáveis, para uma correta avaliação da eventual contaminação. Com este propósito foi realizada Análise de Covariância (ANCOVA) (LOGAN, 2010), onde as variáveis Peso (Wt) e Comprimento Total (Ct) dos indivíduos foram consideradas covariáveis, e os pontos de coleta e épocas do ano, como fatores fixos. Antes de realizar a análise foi verificada a correlação de Pearson entre as covariáveis e a variável resposta (HgT) a fim de avaliar a linearidade entre elas. Da mesma forma foi também verificada a correlação entre as covariáveis Ct e Wt e, para evitar o efeito negativo da colinearidade, uma delas foi selecionada para a análise, conforme sugerido por LOGAN (2010). A normalidade, homogeneidade das variâncias e paralelismo também foram verificados, sendo a normalidade testada pelo teste de Shapiro-Wilk. Quando este requisito não foi atendido, os dados foram transformados em raiz cúbica (LOGAN, 2010). O teste de Levene foi aplicado para verificar a homogeneidade das variâncias e, finalmente, o paralelismo foi testado por meio da análise dos termos de interação no modelo de ANCOVA. Quando o termo de interação não era significativo ( $p > 0,05$ ), o mesmo era removido do modelo, e a análise, repetida até

chegar-se ao modelo mínimo onde todos os termos fixos não significativos foram removidos (LOGAN, 2010). O teste *a posteriori* de Bonferroni foi aplicado com o objetivo de verificar quais pontos diferiram entre si. As médias ajustadas da concentração de HgT no peixe obtidas pela ANCOVA foram utilizadas para comparação entre os diferentes pontos de coleta.

Todas as análises foram realizadas utilizando os softwares PC-ORD (versão 6) (McCUNE e MEFFORD, 2011) e SYSTAT (versão 10.2) (Systat Software Inc., Richmond, California, USA), adotando-se o nível de significância de 5%.

## RESULTADOS

#### *Variáveis ambientais*

O ponto Bororé apresentou os maiores valores de Condutividade e STD, e o Corpo Central, de Clorofila-a e IET nas duas épocas do ano (Tabela 1). Por outro lado, no ponto Rio Grande foram registrados os valores mais baixos de Sólidos Totais nas duas épocas e de Clorofila-a e Turbidez no período seco. Comparativamente, o ponto Capivari apresentou os menor valor de Nitrato e os mais elevados de Transparência, Temperatura e pH. Foram obtidos valores de HgT acima do limite de quantificação somente nos pontos Capivari e Rio Grande no período chuvoso. De um modo geral foram verificados altos valores de pH (Tabela 1). Os dois primeiros eixos da ACP explicaram 63% da variabilidade observada (eixo 1 - 34,2% e eixo 2 - 28,7%) (Figura 2). Não foram verificadas diferenças entre épocas de coleta, porém o ponto Corpo Central (chuvosa) situou-se no lado negativo do eixo 1, apresentando alta associação com as variáveis Condutividade ( $r = -0,866$ ) e STD ( $r = -0,835$ ). Do lado positivo, o ponto Rio Grande (seca) esteve associado com Nitrogênio Kjeldhal ( $r = 0,639$ ). Já os pontos Bororé e Corpo Central, no período seco, estiveram alocados no lado positivo do eixo 2, mostrando uma associação com maiores valores de OD ( $r = 0,968$ ).

**Tabela 1.** Valores das variáveis físicas e químicas da água e do Índice de Estado Trófico (IET) nos pontos Capivari, Rio Grande, Bororé e Corpo Central, nas estações seca e chuvosa.

Pontos/ Parâmetros	Capivari		Rio Grande		Bororé		Corpo Central	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Transparência (m)	<b>1,07</b>	0,60	0,74	0,80	0,42	1,00	0,43	0,70
Profundidade Total (m)	4,50	5,50	6,00	2,50	9,00	6,00	10,00	<b>15,50</b>
Temperatura (°C)	22,14	<b>26,32</b>	19,05	25,94	20,62	25,36	20,29	24,62
pH	7,17	<b>9,57*</b>	8,30	9,19*	9,32*	8,38	9,11*	9,44*
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	9,62	12,26	9,72	9,64	<b>15,37</b>	7,82	15,00	11,90
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	111,00	160,00	140,00	123,00	200,00	<b>222,00</b>	196,00	191,00
STD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,07	0,10	0,09	0,08	0,13	<b>0,14</b>	0,13	0,12
Clorofila-a (µg.L <sup>-1</sup> )	44,91*	42,77*	22,99	64,15*	140,78*	48,11*	152,36*	<b>174,64*</b>
Feofitina-a (µg.L <sup>-1</sup> )	7,11	5,26	<b>13,31</b>	8,45	4,54	7,08	6,68	1,87
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,04*	0,05*	0,08*	0,07*	0,12*	<b>1,00*</b>	0,04*	0,16*
Mercúrio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,0002	0,0002	<0,0002	<b>0,0004*</b>	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,20	<0,20	0,23	<0,20	<b>1,19</b>	0,50	0,50	<0,20
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<b>0,14</b>	<0,10	<0,10
Nitrogênio Kjeldhal (mg.L <sup>-1</sup> )	1,36	0,93	<b>1,95</b>	1,29	1,45	1,25	0,89	0,55
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	114,00	120,00	100,00	100,00	162,00	<b>268,00</b>	118,00	170,00
Turbidez (UNT)	11,00	10,80	5,79	12,90	12,40	11,90	8,44	<b>59,80</b>
IET (CI)	65,4 <sup>S</sup>	65,2 <sup>S</sup>	62,1 <sup>E</sup>	67,1 <sup>S</sup>	71,0 <sup>H</sup>	65,7 <sup>S</sup>	71,4 <sup>H</sup>	<b>72,1<sup>H</sup></b>

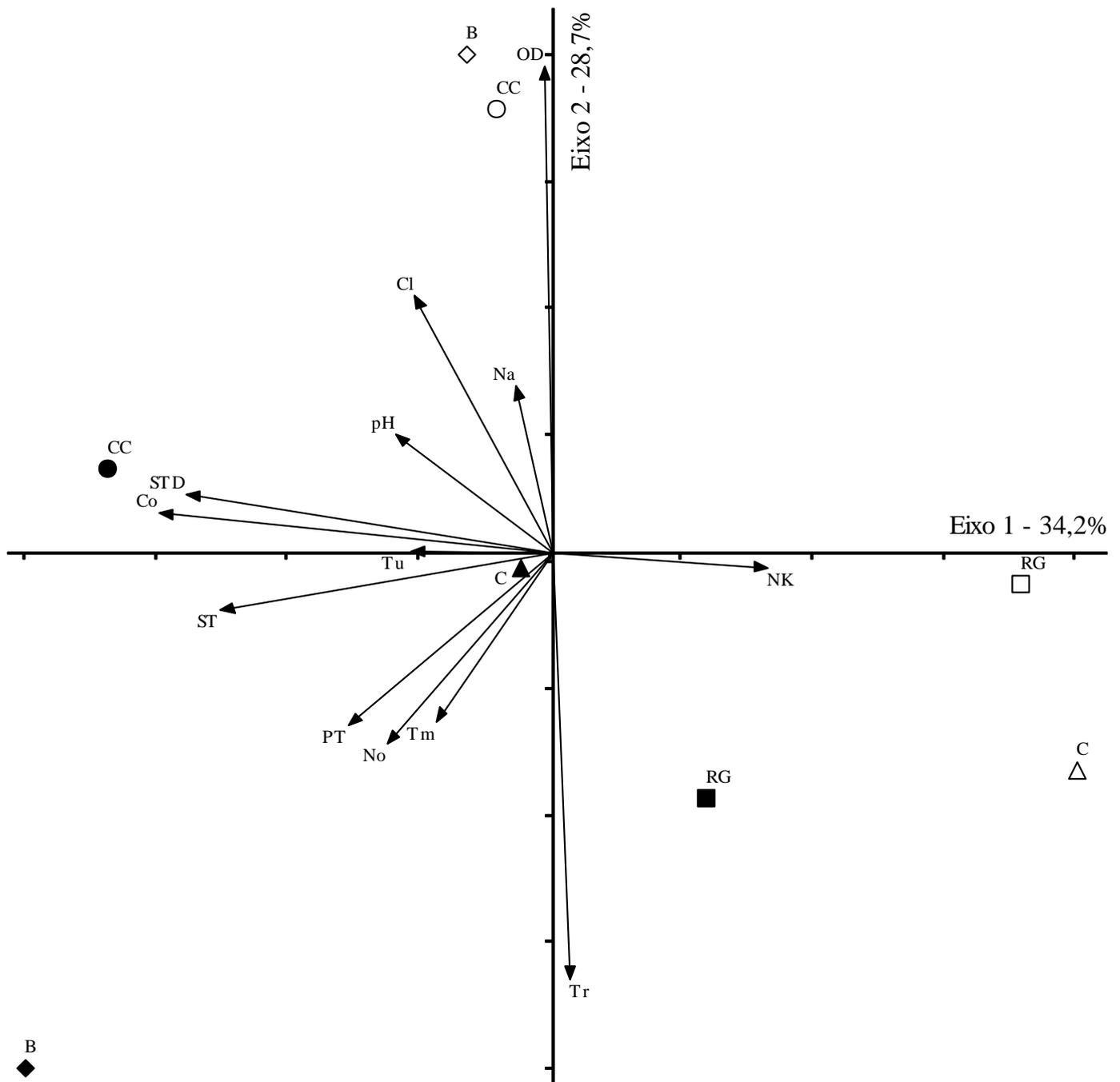
pH=potencial hidrogeniônico; OD=oxigênio dissolvido; STD=sólidos totais dissolvidos; IET (CI)=Índice de Estado Trófico baseado na clorofila-a; \*Valores acima do estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 para águas de Classe II (BRASIL, 2005); < Valores abaixo do limite de quantificação do método de análise utilizado; <sup>E</sup>=IET (CI) Eutrófico; <sup>H</sup>=IET (CI) Hipereutrófico; <sup>S</sup>=IET (CI) Supereutrófico. Em negrito - valores mais elevados.

#### Concentrações de HgT no zooplâncton e em *P. platana*

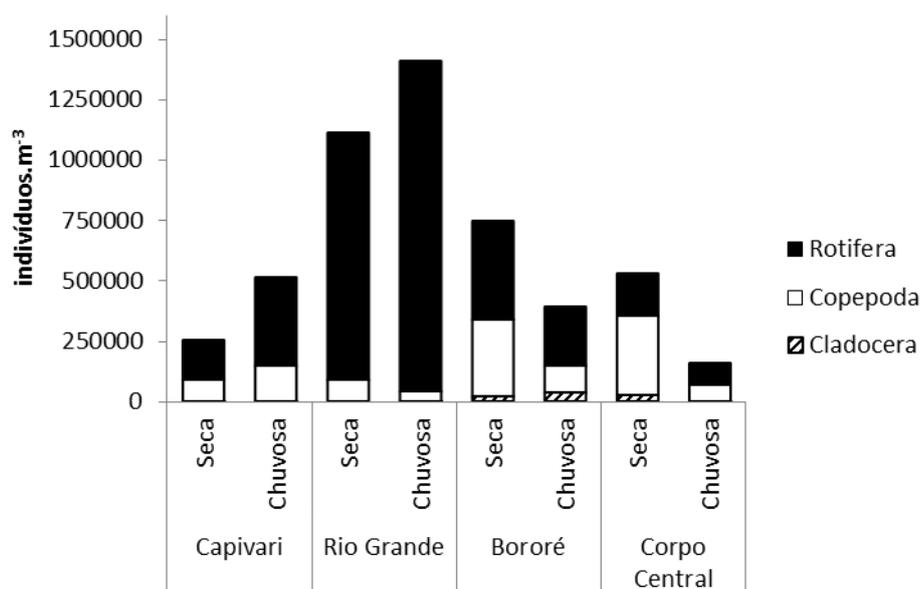
O ponto que apresentou a maior densidade (ind.m<sup>-3</sup>) de indivíduos zooplanctônicos foi o Rio Grande, seguido por Bororé, Capivari e Corpo Central (Figura 3). De um modo geral, houve predominância de rotíferos na maioria dos pontos estudados, sendo os cladóceros os menos abundantes em todos os locais. O ponto Rio Grande foi o que apresentou composição distinta dos demais pontos, com alta abundância de rotíferos, baixa de copépodes e cladóceros e ausência destes no período seco (Figura 3). Nas determinações de HgT realizadas na comunidade zooplanctônica, somente o Corpo Central (chuvosa) apresentou valores acima do limite de quantificação do método (0,1045 µg.L<sup>-1</sup>). Os comprimentos e os pesos dos indivíduos de *P. platana* analisados variaram entre 50 e 80 mm e 1,16 e 3,38 g, respectivamente (Tabela 2). De um modo geral, os valores de HgT observados

variaram entre 0,04 e 0,29 µg.g<sup>-1</sup>, sendo as concentrações médias mais elevadas registradas no período chuvoso (dezembro) (Tabela 2) e no ponto Rio Grande, enquanto que no ponto Bororé foram obtidos os menores valores médios.

Para a Análise de Covariância foi considerada somente a covariável Ct, devido à melhor relação linear com o HgT. A correlação entre o HgT e o Ct foi estatisticamente significativa e positiva (n=93; r=0,24; p<0,05). O resultado da análise de covariância mostrou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de HgT entre os pontos de coleta, porém não entre as épocas, que foram, portanto, excluídas do modelo mínimo. O resultado da ANCOVA mostrou também a influência da covariável Ct nas concentrações de HgT nos peixes. Na Tabela 3 é apresentado o resultado da ANCOVA relativo ao modelo mínimo, que, por sua vez, explicou 23,6% da variância total.



**Figura 2.** Análise de Componentes Principais (ACP) dos quatro pontos de coleta em duas épocas do ano com base na matriz de correlação das quatorze variáveis ambientais. Símbolos preenchidos=época chuvosa; símbolos vazados=época seca; C=Capivari; RG=Rio Grande; B=Bororé; CC=Corpo Central; Tr=transparência; Co=condutividade; Tm=temperatura; pH=potencial hidrogeniônico; OD=oxigênio dissolvido; STD=sólidos totais dissolvidos; Cl=clorofila; PT=fósforo total; Hg=mercúrio Na=nitrato; No=nitrito; NK=Nitrogênio Kjeldhal; ST=sólidos totais; Tu=turbidez



**Figura 3.** Densidade total (ind.m<sup>-3</sup>) dos diferentes grupos zooplancônicos da água do Complexo Billings nos pontos Capivari, Rio Grande, Bororé e Corpo Central, nas épocas seca e chuvosa.

**Tabela 2.** Média e desvio padrão de comprimento total (Ct), peso total (Wt) e concentração média observada de HgT dos exemplares de *P. platana* analisados, considerando-se quatro pontos de coleta no Complexo Billings, nas épocas seca e chuvosa de 2014. Ct = comprimento total; Wt = peso total; HgT = mercúrio total.

		Média ± Desvio Padrão		
		Ct (mm)	Wt (g)	HgT (µg.g <sup>-1</sup> )
Capivari	Seca	65,00 ± 4,32	2,21 ± 0,54	0,09 ± 0,02
	Chuvosa	62,89 ± 5,78	1,93 ± 0,52	0,14 ± 0,04
Rio Grande	Seca	59,86 ± 3,48	1,76 ± 0,33	0,12 ± 0,04
	Chuvosa	62,83 ± 6,43	1,96 ± 0,70	0,18 ± 0,07
Bororé	Seca	62,58 ± 3,96	2,09 ± 0,35	0,07 ± 0,01
	Chuvosa	59,33 ± 5,37	1,69 ± 0,43	0,11 ± 0,02
Corpo Central	Seca	61,94 ± 4,77	2,02 ± 0,42	0,08 ± 0,03
	Chuvosa	61,17 ± 3,79	1,73 ± 0,40	0,14 ± 0,06

As médias corrigidas pelo efeito da covariável são apresentadas na Tabela 4, sendo a maior concentração observada no ponto Rio Grande. O teste *a posteriori* de Boferroni confirmou esta diferença, mostrando que no Rio Grande as concentrações foram mais elevadas do que nos

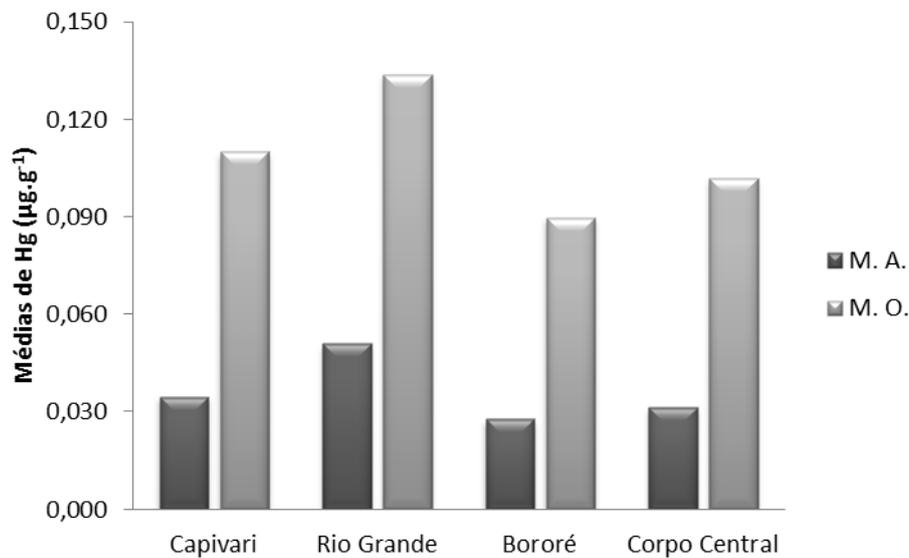
pontos Bororé e Corpo Central. Na Figura 4, os valores da média ajustados, expressos em µg.g<sup>-1</sup>, foram comparados com as médias observadas, indicando que os valores ajustados foram consideravelmente menores que os observados.

**Tabela 3.** Resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) para as concentrações de HgT em *P. platana*, após a remoção de todos os termos não significativos (modelo mínimo). Os valores das variáveis HgT e Ct foram transformadas em raiz cúbica para atender ao requisito de normalidade.

Fonte de variação	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Média dos quadrados	F	P
Ponto	0,57	3	0,019	6,664	0,000
Ct	0,021	1	0,0021	7,461	0,008
Erro	0,25	88	0,003		

**Tabela 4.** Médias corrigidas das concentrações de HgT ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) em *P. platana* nos quatro pontos de coleta. N= número de indivíduos coletados e analisados por ponto de coleta.

Ponto	Média ajustada	N
Capivari	0,035	22
Rio Grande	0,051	20
Bororé	0,028	24
Corpo Central	0,031	27



**Figura 4.** Comparação entre as médias observadas e as médias ajustadas (sem o efeito da covariável Ct) das concentrações de HgT em *P. platana* nos quatro pontos de coleta. M. A. = média ajustada e M. O. = média observada.  $\text{g}^{-1}$ .

## DISCUSSÃO

De modo geral, a temperatura média e pluviosidade na região do Complexo Billings são mais elevadas entre outubro e março e mais

baixas entre abril e setembro (CIIAGRO, 2015), porém o ano de 2014 foi excepcionalmente seco, podendo ser considerado atípico (SABESP, 2015). As variáveis ambientais refletiram estas variações

sazonais, sendo que os valores de Clorofila-a registrados, com exceção daqueles no ponto Rio Grande no período seco, estiveram sempre acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 para Águas de Classe II (BRASIL, 2005). Ainda, os resultados do Índice de Estado Trófico corroboraram as diferenças entre os pontos de coleta, com uma condição hipereutrófica nos pontos Bororé e Corpo Central, especialmente na época seca, e supereutrófica e eutrófica em Capivari e Rio Grande.

O HgT presente na água exibiu valores quantificáveis apenas no ponto Rio Grande e na época chuvosa, excedendo os limites estabelecidos pela Resolução (BRASIL, 2005). Este fato pode estar relacionado à ressuspensão do sedimento que frequentemente é observada neste período, com consequente liberação do Hg armazenado (NASCIMENTO *et al.*, 2009). Além disto, concentrações de Hg acima dos limites estabelecidos de TEL e PEL têm sido encontradas no sedimento desta região nos últimos cinco anos (CETESB, 2015), possivelmente devido à alta contaminação registrada no passado (REBOUÇAS *et al.*, 1989).

Apesar de o teor de HgT na água apresentar-se abaixo do Limite de Quantificação do método (LQ) na maioria dos pontos, KASPER *et al.* (2007) afirmam que o mercúrio presente na coluna d'água tende a se ligar com o material particulado em suspensão até o momento da deposição, demonstrando uma estreita relação com o Hg presente no sedimento. Além disto, o processo de eutrofização de corpos d'água por lançamento de esgotos potencializa os efeitos das substâncias tóxicas, por torná-las mais solúveis e disponíveis (LACERDA e MALM, 2008). Acrescente-se que os altos valores de pH obtidos no presente estudo, corroborando outros dados obtidos para a região (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014; CETESB, 2015), estiveram, na maioria das coletas, acima do indicado pela Resolução CONAMA 357 para Águas de Classe II (BRASIL, 2005).

No plâncton, o acúmulo de metais pesados depende de vários fatores tais como a produtividade do corpo d'água, suas propriedades físicas e químicas, composição quantitativa e qualitativa de espécies dos zooplâncton e fitoplâncton, capacidade de absorção de metais pesados e época do ano

(ELMACI *et al.*, 2007). É provável que o valor mais elevado de HgT obtido na amostra de zooplâncton no Corpo Central (época chuvosa) esteja relacionado à concentração mais elevada de Clorofila-a registrada no local neste período (174,64  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), o que pode ser resultado da retenção de cianobactérias na rede de zooplâncton, uma vez que o tamanho destas é maior que a malha da rede utilizada (BICUDO e MENEZES, 2006). As cianobactérias ocorrem frequentemente nesta região da Represa Billings, conforme verificado por MOSCHINI-CARLOS *et al.* (2009) e CETESB (2015), incluindo *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e colônias de *Microcystis*.

Diversos estudos mostram que o fitoplâncton é capaz de concentrar metais a partir da fase dissolvida (fração  $<0,2 \mu\text{m}$ ), atingindo até 105 vezes a concentração do meio (BOUDOU e RIBEYRE, 1997). Desta forma, o primeiro elo da cadeia alimentar é considerado em grande parte o precursor da introdução do mercúrio nas redes tróficas aquáticas (OLIVEIRA RIBEIRO *et al.*, 2000). Além disto, alguns estudos também indicam que há uma relação entre a concentração de Hg e o tamanho do plâncton (KAINZ *et al.*, 2005). Todavia esta relação não foi verificada no presente estudo, uma vez que, mesmo em pontos onde as composições de zooplâncton foram semelhantes (Bororé e Corpo Central), as concentrações de HgT no zooplâncton foram distintas.

A concentração de HgT nos peixes esteve sempre abaixo do limite estabelecido pela Resolução RDC N° 42 de 2013, da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (0,5  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ), para a categoria Peixes e Produtos da Pesca (exceto predadores) (BRASIL, 2013). Vários fatores ambientais podem influenciar indiretamente as concentrações de Hg nos peixes, afetando a sua biodisponibilidade. Estes incluem o pH e as concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e selênio (SE) (ULLRICH *et al.*, 2001). Além disto, a biomassa de fitoplâncton total e as taxas de crescimento do fitoplâncton podem influenciar a absorção de Hg na base da cadeia alimentar através da diluição das florações (PICKHARDT *et al.*, 2002). Com relação ao pH, alguns estudos mostram que baixos níveis aparentemente resultam em uma

maior disponibilidade de Hg no meio e maiores concentrações nos peixes (SILVA *et al.*, 2006, 2009).

Os resultados obtidos corroboram outros estudos que mostram que as concentrações de HgT são geralmente mais elevadas em peixes de topo de cadeia (MASON *et al.*, 2000; AMARO *et al.*, 2014), conforme observado em algumas espécies da região do Corpo Central da Represa Billings, como o predador *Hoplias malabaricus* (traíra), e os omnívoros tilápia (*Coptodon rendalli*) e acará (*Geophagus* sp.) (ROCHA *et al.*, 1985). Menores níveis de Hg também foram observados em peixes planctófagos em ambientes costeiros, na base da cadeia alimentar, aumentando em direção aos peixes carnívoros de níveis tróficos mais elevados (SILVA, 2006; KEHRIG *et al.*, 2009), o que indica um processo de biomagnificação.

As concentrações de HgT encontradas no peixe foram significativamente diferentes entre os pontos de coleta e, para explicar estes resultados, alguns fatores podem ser considerados. Primeiramente, conforme observado por NANINI-COSTA (2015), o zooplâncton compreende 68,3% da dieta de *P. platana* no Complexo Billings, incluindo *Bosmina*, *Lecane*, Chydoridae e Copepoda Harpacticoida, bem como algumas espécies de hábito litorâneo. Embora a densidade zooplânctônica total na coluna d'água tenha sido mais elevada no ponto Rio Grande, a quantidade de zooplâncton consumida pelos peixes foi semelhante àquelas registradas nos outros pontos de coleta (NANINI-COSTA, 2015), e portanto não poderia explicar os valores mais elevados de HgT registrados em *P. platana* neste local. No ponto Rio Grande, a despeito das concentrações mais elevadas de HgT na água, os valores encontrados no zooplâncton estiveram abaixo do limite de detecção, o que pode estar relacionado à utilização de sulfato de cobre para o controle de algas nesta região (LAMPARELLI, 2004; MEIRINHO, 2010). Por outro lado, no Corpo Central, apesar de os valores de HgT no zooplâncton terem sido mais elevados, o mesmo não apresentou valores elevados nos peixes. Os mecanismos subjacentes a estes processos são complexos, uma vez que a conexão entre aumento da biomassa fitoplanctônica devido ao enriquecimento e acúmulo de Hg pelo zooplâncton são pouco conhecidos (PICKHARDT *et al.*, 2002). Em experimentos relativos à

transferência de metilmercúrio de algas para o zooplâncton, foi verificado que em florações de algas, tanto o Hg orgânico como inorgânico são rapidamente incorporados, porém a concentração por célula diminui, causando redução substancial da acumulação do metilmercúrio em cladóceros em locais com altas concentrações de nutrientes e algas. Por outro lado, cladóceros alimentados em locais com baixa concentração de nutrientes e algas acumulavam mais metilmercúrio (PICKHARDT *et al.*, 2002). Tais interações devem ser consideradas ao interpretar os resultados obtidos, levando-se em conta que os organismos zooplânctônicos consumidos no Rio Grande foram principalmente Copepoda Cyclopoida (época seca) (NANINI-COSTA, 2015), que, diferentemente dos Cladocera, são predadores e não filtradores (ESTEVES e SENDACZ, 1988).

A ANCOVA demonstrou a importância de se levar em consideração as covariáveis na verificação das concentrações de HgT nos peixes para fins de comparação entre os diferentes pontos de coleta. Os resultados também indicam que há uma correlação positiva entre as concentrações de HgT e os valores de Ct, conforme também verificado em estudo realizado em três reservatórios da Tanzânia, onde as concentrações de Hg na musculatura dos peixes exibiram uma relação positiva com o peso e o comprimento (IKINGURA e AKAGI, 2003). Em uma única espécie, as concentrações de Hg total podem variar devido a diferenças de tamanho corporal e mudanças ontogenéticas na alimentação. O tempo de exposição dos peixes imaturos ao Hg é menor, o que resulta em menor bioacumulação (BELTRAN-PEDREROS *et al.*, 2011). Além disto, alguns autores consideram também que existem importantes diferenças fisiológicas entre os sexos, já que as gônadas têm ação na eliminação do Hg orgânico (BECKVAR *et al.*, 1996).

Por fim, deve-se considerar que as quantificações de Hg em peixes inteiros, conforme realizado, são úteis em estudos ecológicos em que o Hg é utilizado como marcador do consumo de alimentos por peixes (TRUDEL e RASMUSSEN, 2001), enquanto que determinações de Hg somente na musculatura são usadas para estabelecer valores apropriados para o consumo humano (MCCLAIN *et al.*, 2006; CAI *et al.*, 2007).

Aparentemente, para a maioria das espécies de peixes, as concentrações de Hg na musculatura são em média apenas 10% maiores do que aquelas registradas no peixe total (BECKER e BIGHAM, 1995). Além disto, peixes de pequeno porte têm sido considerados importantes ferramentas para biomonitoramento e análises de risco em estudos realizados em áreas alagáveis (EAGLES-SCHMIDT *et al.*, 2009), sugerindo que a espécie objeto do presente estudo pode ser utilizada para essas finalidades.

A espécie *P. platana* no Complexo Billings, embora não seja alvo da pesca, é muitas vezes coletada juntamente com outras espécies e consumida pela população local. A despeito de os valores de HgT estarem abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, não representando risco para o consumo humano, pode-se supor que a bem sucedida invasão desta sardinha no Complexo Billings pode representar um fator adicional para a transferência deste metal para níveis tróficos superiores, visto que, conforme observado, a mesma é predada pela traíra (*Hoplias malabaricus*), o principal peixe carnívoro do reservatório (Obs. Pessoal).

## CONCLUSÕES

Os níveis de HgT encontrados em *P. platana* estiveram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação, porém no ponto Rio Grande foram obtidos valores mais elevados em relação aos demais locais de coleta. Foram também registradas concentrações de HgT detectáveis no zooplâncton do Corpo Central e na água do Rio Grande, indicando a existência de possíveis fontes de contaminação. Aparentemente, o grau de eutrofização bem como o histórico de lançamentos de efluentes industriais, sobretudo no Rio Grande, influenciaram a incorporação de HgT pela espécie, sendo discutidas as possíveis vias de incorporação deste metal através das comunidades planctônicas. Os resultados obtidos sugerem que a invasão de *P. platana* no Complexo Billings pode constituir um fator adicional para a transferência do HgT para níveis tróficos superiores, uma vez que, antes do estabelecimento desta espécie no reservatório, poucos peixes que exploram especificamente o zooplâncton da região limnética foram registrados. Em vista da potencial relação entre a produtividade ambiental e o mercúrio

(Hg) nas teias alimentares aquáticas, investigações sobre a bioacumulação em diferentes níveis tróficos merecem ser realizadas.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Instituto de Pesca, à Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), incluindo todos os seus funcionários do setor de Análises Toxicológicas, em especial, Carlos Alberto Coimbra e Wálace A. A. Soares, pela viabilização deste trabalho, e ao FEHIDRO AT-63 (82002025), pelo apoio financeiro. Também somos gratos a todos os pescadores da Colônia de Pescadores Orlando Feliciano, pela inestimável contribuição durante as coletas, assim como a Marcos Gomes Nogueira e sua equipe, pela colaboração e ensinamentos. A Marcelo Luiz Martins Pompêo e seus alunos, pela essencial ajuda durante as análises dos dados, e à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de estudos concedida.

## REFERÊNCIAS

- AGAHI, H.; LEERMAKERS, M.; ELSKENS, M.; FATEMI, S. M. R.; BAEYENS, W. 2007 Total Mercury and Methyl Mercury Concentrations in Fish from the Persian Gulf and the Caspian Sea. *Water, Air, and Soil Pollution*, 181(1-4): 95-105.
- AMARO, C.S.O.; JUNIOR, D.R.J.; SILVA, M.C.F.; LIMA, A.A.S.; PINHEIRO, M.C.N. 2014 Concentração de mercúrio total (Hg-T) em peixes comercializados em diferentes períodos sazonais no Mercado do Ver-o-Peso, Belém, Estado do Pará, Brasil. *Revista Pan-Amazônica de Saúde*, 5(1): 53-60.
- ANDRADE, J. C. e BUENO, M. I. M. S. 1989 O Mercúrio e o Ambiente: Um Ponto de Vista. *Química Nova*, 12(2): 208-210.
- APHA, 2005 Standard methods for the examination of water and freshwater. Washington: American Public Health Association.
- BARBIERI, E.; PASSOS, E.A.; GARCIA, C.A.B.; SOUZA, K.A.; SANTOS, D.B. 2010 Assessment of Trace Metal Levels in Catfish (*Cathorops spixii*) from Sal River Estuary, Aracaju, State of Sergipe, Northeastern Brazil. *Water Environment Research*, 82(12): 2301-2305.
- BARWICK, M. e MAHER, W. 2003 Biotransference

- and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 56(4): 471-502.
- BECKER, D.S. e BIGHAM, G.N. 1995 Distribution of mercury in the aquatic food web of Onondaga Lake, New York. *Water Air and Soil Pollution*, 80: 563-571
- BECKVAR, N.; FIELD, J.; SALAZAR, S.; HOFF, R. 1996 *Contaminants in aquatic habitats at hazardous waste sites: Mercury*. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 100. Seattle: Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 74 p.
- BELTRAN-PEDREROS, S ; ZUANON, J. ; LEITE, R.G.; PELEJA, J.R.P.; MENDONÇA, A.B.; FORSBERG, B.R. 2011 Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, 9(4): 901-908.
- BICUDO, C.E de M. e MENEZES, M. 2006 *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil* (chave de identificação e descrições) – Segunda edição. São Carlos: RiMa. 502 p.
- BISINOTI, M.C. e JARDIM, W.F. 2004 O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4): 593-600.
- BOUDOU, A. e RIBEYRE, F. 1997 Mercury in the food web: accumulation and transfer mechanisms. *Metal Ions in Biological Systems*, 34: 289-319.
- BRASIL. 2005 Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial Da União*, Brasília, 18 de março de 2005, nº 053, p. 58-63.
- BRASIL. 2013 Resolução RDC nº 42 de 29 de agosto de 2013. *Diário Oficial Da União*, Brasília, 30 de agosto de 2013, nº 168, Seção 1.
- CAI, Y.; ROOKER, J.R.; GILL, G.A.; TURNER, J.P. 2007 Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes from the northern Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64: 458-469.
- CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P.Y.; PADIAL, P.R.; MARIANI, C.F. 2014 Compartmentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, 28(1): 31-43.
- CARVALHO FILHO, A. 1994 *Peixes da Costa Brasileira*. São Paulo: Marca D'Água. 304 p.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2012 *Norma técnica*. Zooplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo, 2ª Edição. 13 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>> Acesso em: 25 de jun. 2015.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2015 *Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2014*. São Paulo. 371p. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>> Acesso em: 25 de jun. 2015.
- CHEN, C Y. e FOLT, C.L. 2005 High plankton densities reduce mercury biomagnification. *Environmental Science & Technology*, 39(1): 115-121.
- CIIAGRO, Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br>>. Acesso em: 29 mai. 2015.
- DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; SOUZADE, J.; FADINI, P.; JARDIM, W.F. 2004 Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(1): 57-63.
- EAGLES-SMITH, C.A. e ACKERMAN, J.T. 2009. Rapid changes in small fish mercury concentrations in estuarine wetlands: Implications for wildlife risk and monitoring programs. *Environmental Science and Technology*, 43(22): 8658-8664.
- ELMACI, A.; TEKSOY, A.; TOPAÇ, F.O.; ÖZENGİN, N.; KURTOĞLU, S.; SAVAŞ BAŞKAYA, H. 2007 Assessment of heavy metals in Lake Uluabat, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 6(19): 2236-2244.
- ESTEVEZ, K.E. e SENDACZ, S. 1988 Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11: 587-604.
- FIALHO, C.B.; NUNES, D.M.; HARTZ, S.M. 2000 Biologia reprodutiva de *Platanichthys platana*

- (Regan, 1917) da lagoa das Custódias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil (Clupeiformes, Clupeidae). *Comunicações do Museu Ciência Tecnologia (PUC/RS)*, 13(2): 167-176.
- FISHER, N S. e HOOK, S. E. 2002 Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology*, 181-182: 531-6.
- FRODELLO, J.P.; ROMÉO, M.; VIALE, D. 2000 Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution*, 108(3): 447-452.
- FURLAN, N. 2011 *Distribuição da Ictiofauna do Rio Grande (Alto Tietê, SP) e Níveis da Exposição ao Mercúrio (Hg) ao longo de seu eixo e na zona de influência da Represa Billings*. São Paulo. 82f. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesca, APTA). Disponível em: <ftp://ftp.sp.gov.br/ftppesca/DissertaNataliaFurlan.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2016.
- FURLAN, N.; ESTEVES, K.E.; QUINÁGLIA, G.A. 2013 Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 96(1): 77-92.
- GIAMAS, M.T.D.; CAMPOS, E.C.; CAMARA, J. J.C.; VERMULM JUNIOR, H.; BARBIERI, G. 2004 A Ictiofauna Da Represa De Ponte Nova, Salesópolis (São Paulo) - Bacia Do Alto Tietê. *Boletim do Instituto de Pesca*, 30(1): 25-34.
- HAMMER, Ø. 2012 *PAST: Reference manual*. Natural History Museum University of Oslo. 229 p.
- HIRATA, R.C.A. e FERREIRA, L.M.R. 2001 Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição. *Revista Brasileira de Geociências*, 31(1): 43-50.
- HOPKINS, W.A.; STAUB, B.P.; BAIONNO, J.A.; JACKSON, B.P.; TALENT, L.G. 2005 Transfer of selenium from prey to predators in a simulated terrestrial food chain. *Environmental Pollution*, 134(3): 447-456.
- IKINGURA, J.R. e AKAGI, H. 2003 Total mercury and methyl-mercury in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzânia. *The Science of the Total Environment*, 304: 355-368.
- JABEEN, G.; JAVED, M.; AZMAT, H. 2012 Assessment of heavy metals in the fish collected from the river Ravi, Pakistan. *Pakistan Veterinary Journal*, 32(1): 107-111.
- JESUS, T. e CARVALHO, C. 2008 Utilização de biomarcadores em peixes como ferramenta para avaliação de contaminação ambiental por mercúrio (Hg). *Oecologia Australis*, 12 (4): 680-693.
- KAINZ, M.; TELMER, K.; MAZUNDER, A. 2005 Bioaccumulation patterns of methyl mercury and essential fatty acids in lacustrine planktonic food webs and fish. *Science of the Total Environment*, 368: 271-282.
- KASPER, D.; BOTARO, D.; PALERMO, E.F.A.; MALM, O. 2007 Mercúrio em peixes fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2): 228-239.
- KEHRIG, H.A.; FERNANDES, K.W.G.; MALM, O.; SEIXAS, T.G. 2009 Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. *Química Nova*, 32(7): 1822-1828.
- LACERDA, L.D. de e MALM, O. 2008 Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, 22(63): 173-190.
- LAMPARELLI, M. 2004 *Graus de trofia em corpos d' água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. São Paulo. 235 p. (Tese de doutorado. Universidade de São Paulo). Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/pt-br.php> Acesso em: 04 mai. 2015.
- LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. 2007 Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3): 181-197.
- LIMA, A.P. de S.; MÜLLER, R.C.S.; SARKIS, J.E. de S.; ALVES, C.N.; BENTES, M.H.S.; BRABO, E.; SANTOS, E.O. 2000 Mercury Contamination in Fish from Santarém, Pará, Brazil. *Environmental Research*, 83(2): 117-122.

- LOGAN, M. 2010 *Biostatistical design and analysis using R*. John Wiley & Sons. 546 p.
- MARCENIUK, A.P.; HILSDORF, A.W.D.S.; LANGEANI, F. 2011 A ictiofauna de cabeceiras do rio Tietê, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3): 217-236.
- MASON, R.P.; LAPORTE, J.; ANDRES, S. 2000 Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 38(3): 283-97.
- MATTOX, G.M.T. 2008 *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 364p.
- McCLAIN, W.C.; CHUMCHAL, M.M.; DRENNER, R.W.; NEWLAND, L.W. 2006 Mercury concentrations in fish from Lake Meredith, Texas: Implications for the issuance of fish consumption advisories. *Environmental Monitoring and Assessment*, 123: 249-258.
- McCUNE, B. e MEFFORD, M.J. 2011 *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6*. Gleneden Beach, Oregon, U.S.A: MjM Software. 28p.
- MEIRINHO, A. 2010 *Compartimentalização da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (Braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)*. São Paulo. 89f. (Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo). Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-30112010-174247/pt-br.php>> Acesso em: 12 jul 2016.
- MINTE-VERA, C.V e PETRERE, M., 2000 Artisanal fisheries in urban reservoirs: a case study from Brazil (Billings Reservoir, São Paulo Metropolitan Region). *Fisheries Management and Ecology*, 7: 537-549.
- MORGANO, M.A.; RABONATO, L.C.; MILANI, R.F.; MIYAGUSKU, L.; BALIAN, S.C. 2011 Assessment of trace elements in fishes of Japanese foods marketed in São Paulo (Brazil). *Food Control*, 22(5): 778-785.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; BORTOLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P.Y.; FREITAS, L.G. de; POMPÊO, M.L.M. ;DÖRR, F. 2009 Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*, 28(2): 273-282.
- NANINI-COSTA, M.H. 2015 *Alimentação e bioacumulação de mercúrio total em um clupeídeo invasor (Platanichthys platana) do Complexo Billings, (Alto Tietê, SP)*. São Paulo. 100f. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesca, APTA). Disponível em: <<ftp://ftp.sp.gov.br/ftpesca/Disserta-MaressaHelenaNaniniCosta.pdf>> Acesso em: 12 jul. 2016.
- NASCIMENTO, E.L.; GOMES, J.P.O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R.; BERNARDI, J.V.E.; MIYAI, R.K. 2007 Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 2(1): 67-72.
- NASCIMENTO, E.L.; GOMES, J.P.O.; CARVALHO, D.P.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W.R.; MIYAI, K.R. 2009 Mercúrio na comunidade planctônica do reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (RO), Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1): 101-116.
- NISHIMURA, P.Y. 2012 *A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo)*. São Paulo. 149 p. (Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo). Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20052013-085202/pt-br.php>> Acesso em: 15 mar. 2016.
- OLIVEIRA, A.G. 1997 *Dinâmica populacional de Llycengraulis grossidens agassiz, 1829 nas lagoas Itapeva e Quadros, subsistema norte de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Engraulididae)*. Porto Alegre. 105 p. (Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul).
- OLIVEIRA RIBEIRO, C.A.; PELLETIER, E., PFEIFFER, W.C.; and ROULEAU, C. 2000 Comparative uptake, bioaccumulation, and gill damages of inorganic mercury in tropical and nordic freshwater fish. *Environmental Research*, 83(3): 286-292.
- PASSOS, C.J.S.; MERGLER, D.; LEMIRE, M.; FILLION, M.; GUIMARÃES, J.R.D. 2007 Fish consumption and bioindicators of inorganic

- mercury exposure. *Science of The Total Environment*, 373(1): 68-76.
- PICKHARDT, P.C.; FOLT, C.L.; CHEN, C.Y.; KLAUE, B; BLUM, J.D. 2002 Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(7): 4419-4423.
- REBOUÇAS, A.J.A.; ANTONAZ, D.; LACAZ, F.A.C.; RIBEIRO, H.P.; SNELWAR, L.I.; SATO, L.; FREITAS, N.B.B.; TODESCHINI, R. 1989 *Insalubridade morte lenta no trabalho*. São Paulo: Oboré Editora. 223 p.
- ROCHA, A.A.; PEREIRA, D.N.; PÁDUA, H.B. 1985 Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). *Revista de Saúde Pública*, 19(5): 401-410.
- SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. 2015. *Relatório de Sustentabilidade de 2014*. São Paulo. 246p. Disponível em: <[http://site.sabesp.com.br/uploads/file/sociedade\\_meioamb/rs\\_2014.pdf](http://site.sabesp.com.br/uploads/file/sociedade_meioamb/rs_2014.pdf)> Acesso em: 22 jul. 2016.
- SÃO PAULO. 2010 *Billings* (Caderno de Educação Ambiental - Edição Especial Mananciais, vol. I). São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.150 p.
- SILVA, C.A. da 2006 *Especiação do mercúrio na cadeia trófica pelágica de uma costa sujeita a ressurgência. Cabo Frio - RJ*. Niterói. 142 p. (Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense). Disponível em: <[http://www.bdtd.ndc.uff.br/tde\\_arquivos/8/TDE-2007-05-07T125340Z-766/Publico/TeseSilvaCarlosAlberto2006.pdf](http://www.bdtd.ndc.uff.br/tde_arquivos/8/TDE-2007-05-07T125340Z-766/Publico/TeseSilvaCarlosAlberto2006.pdf)> Acesso em: 15 set. 2014.
- SILVA, D.S.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. 2006 Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *InterfacEHS*, 1(1): 1-31.
- SILVA, G.S.; BISINOTI, M.C.; FADINI, P.S.; MAGARELLI, G.; JARDIM, W.F.; FOSTIER, A. H. 2009 Major Aspects of the Mercury Cycle in the Negro River Basin, Amazon. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 20(6): 1127-1134.
- SOLVAY INDUPA, Sociedad Anónima Industrial y Comercial (S. A. I. C.) 2009 *Prospecto de negociação de certificados de depósito de ações representativos de ações ordinárias de emissão da Solvay Indupa S. A. I. C.* 500p. Disponível em: <[http://www.solvayindupa.com/en/binaries/BR\\_Prospecto\\_de\\_Negociacao\\_de\\_BDRs\\_PT-233113.pdf](http://www.solvayindupa.com/en/binaries/BR_Prospecto_de_Negociacao_de_BDRs_PT-233113.pdf)> Acesso em: 14 nov. 2015.
- TRUDEL, M. e RASMUSSEN, J.B. 2001 Predicting mercury concentration in fish using mass balance models. *Ecological Applications*, 11: 517-529.
- TUNG-YUAN, H.; LIANG-SAW, W.; CHEN-FENG, Y.; DER-CHUEN, L. 2007 The trace metal composition of size-fractionated plankton in the South China Sea: Biotic versus abiotic sources. *Limnology and Oceanography*, 52(5): 1776-1788.
- TWINING, B.S. e FISHER, N.S. 2004 Trophic transfer of trace metals from protozoa to mesozooplankton. *Limnology and Oceanography*, 49(1): 28-39.
- ULLRICH, S.M.; TANTON, T.W.; ABDRAHITOVA, S.A. 2001 Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Environmental Science and Technology*, 3: 241-293.
- WALTERS, D.M.; BLOCKSOM, K.A.; LAZORCHAK, J.M.; JICHA, T.; ANGRADI, T.R.; BOLGRIEN, D.W. 2010 Mercury contamination in fish in midcontinent great rivers of the United States: Importance of species traits and environmental factors. *Environmental Science and Technology*, 44(8): 2947-2953.
- WENGRAT, S. e BICUDO, D.C. 2011 Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(2): 200-216.