

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**ALIMENTAÇÃO E BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM UM
CLUPEÍDEO INVASOR (*Platanichthys platana*) DO COMPLEXO BILLINGS,
(ALTO TIETÊ, SP)**

Maressa Helena Nanini Costa

Orientadora: Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Coorientador: Dr. Gilson Alves Quináglia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca - APTA - SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

São Paulo
Novembro - 2015

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DA AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

**ALIMENTAÇÃO E BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM UM
CLUPEÍDEO INVASOR (*Platanichthys platana*) DO COMPLEXO BILLINGS,
(ALTO TIETÊ, SP)**

Maressa Helena Nanini Costa

Orientadora: Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Coorientador: Dr. Gilson Alves Quináglia

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca - APTA - SAA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Pesca.

São Paulo
Novembro - 2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Elaborada pelo Núcleo de Informação e Documentação. Instituto de Pesca, São Paulo

N182a

Nanini Costa, Maressa Helena

Alimentação e bioacumulação de mercúrio total em clupeídeo invasor
(*Platanichthys platana*) do Complexo Billings, (Alto Tietê, SP) / Maressa
Helena Nanini Costa. – São Paulo, 2015
viii, 100f. ; il. ; graf. ; tab.

Dissertação (mestrado) apresentada ao Programa de Pós-graduação em
Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e
Abastecimento.

Orientadora: Katharina Eichbaum Esteves

1. Reservatório urbano. 2. Cadeia alimentar. 3. Introdução de espécies.
4. Contaminação ambiental. 5. Ictiofauna. 6. Eutrofização. I. Esteves, Katharina
Eichbaum. II. Título

CDD 639.211

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO
AGÊNCIA PAULISTA DE TECNOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS
INSTITUTO DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E PESCA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**“ALIMENTAÇÃO E BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL
EM UM CLUPEÍDEO INVASOR (*PLATANICHTHYS PLATANA*)
DO COMPLEXO BILLINGS, (ALTO TIETÊ, SP)”**

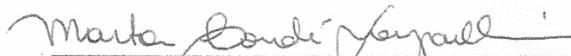
AUTOR: Maressa Helena Nanini Costa

ORIENTADOR: Katharina Eichbaum Esteves

Aprovado como parte das exigências para obtenção do título de
MESTRE EM AQUICULTURA E PESCA, Área de Concentração em
Pesca, pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

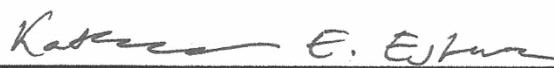


Profa. Dra. Marta Condé Lamparelli



Profa. Dra. Claudia Eiko Yoshida

Data da realização: 26 de novembro de 2015



Presidente da Comissão Examinadora
Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

"Na vida, não vale tanto o que temos, nem tanto importa o que somos. Vale o que realizamos com aquilo que possuímos e, acima de tudo, importa o que fazemos de nós!"

(Chico Xavier)

Dedico à minha família, pelo amor, carinho, apoio, por sempre acreditarem em mim e me acompanharem nesta caminhada.

Agradecimientos

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, por estar sempre presente nas minhas realizações, me guiando e me sustentando.

Ao Instituto de Pesca/APTA/SAA e a CETESB por tornar possível a realização deste trabalho.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de Mestrado concedida.

À minha orientadora, Katharina Eichbaum Esteves pela oportunidade, carinho, paciência, atenção e ensinamentos, desde a fase inicial deste trabalho.

Ao meu coorientador, Gilson Alves Quinágua, pela confiança, apoio e amizade durante o todo o desenvolvimento deste estudo.

Ao Carlão, por todo o esforço e dedicação durante as coletas, pela amizade, companheirismos e diversão proporcionada em todos os longos momentos que passamos juntos.

À Barbara Held, pela determinação em me ensinar um pouco de química, pela amizade e carinho nesses últimos anos.

A todos os funcionários do Laboratório de Análises Toxicológicas da CETESB, Waláce, Viana, Ivo, Daniela, Genival, Miguel, Izabel e Bruno, pela convivência e ajuda durante essa fase.

À minha querida Maria Letizia Petesse, pelas risadas e atenção durante as elaborações estatísticas e principalmente pela amizade e pelo forte carinho demonstrado em forma de preocupação, atenção e sabedoria.

Ao Marcos Gomes Nogueira, por ter me recebido com tanto carinho e atenção no Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu. Também a toda a sua equipe, Danilo, Jorge, Juliana, Sílvia, Ana Maria, Maria Carolina, Carolina, Eduardo e Mirian, pela amizade e apoio.

Ao Prof. Marcelo Pompêo, por ter aberto as portas do Instituto de Biociências da USP, me apresentando aos seus alunos, Ângela e Bruno, que muito me ensinaram e ajudaram.

Aos meus queridíssimos pescadores Vanderlea Rochumback Dias, Thiago Rochumback Dias e ao 'precioso' Adilson, pela inestimável ajuda durante as coletas, além da amizade e alegria proporcionada.

Aos meus colegas de Mestrado, Raissa Bertoncello, Amanda Gomes, Sarah Moreno, Alexandre Bueno, Camila Gomes, Raphael Estupinham, Alexandre Rodrigues, Juliana Macedo e Munique Moraes, por tornarem tão divertidas o meu dia a dia ou as vésperas de algum prazo e por sempre estarem por perto.

E por fim, quero agradecer a toda minha família. Aos meus lindíssimos pais, muito obrigada por sempre acreditarem em mim, por me incentivarem e por tornar possível a realização de mais esse sonho. Ao meu irmão Lucas por me ajudar a me manter firme nesta jornada, mesmo sem perceber, e por me tirar tantos sorrisos. Você é minha luz! E ao Kelvin, por estar ao meu lado todos os dias, me apoiando, ajudando e me alegrando. Sem vocês, jamais eu chegaria até aqui. Obrigada por me fazerem forte! Amo vocês!

A todos meu Muito Obrigada!

Sumário

Sumário

Agradecimentos	i
Sumário	iv
Resumo	vii
Abstract	viii
Introdução geral	1
Objetivos gerais	5
Área de estudo	6
Referências bibliográficas	10
Apresentação da Dissertação	16
CAPÍTULO 1 DIETA DO CLUPEÍDEO INVASOR <i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917) EM UM RESERVATÓRIO URBANO NO SUDESTE DO BRASIL E AVALIAÇÃO DO SEU POTENCIAL IMPACTO SOBRE A CADEIA TRÓFICA	17
Resumo	18
Abstract	19
Introdução	20
Material e Métodos	22
Área de estudo	22
Zooplâncton e variáveis físicas e químicas da água	25
Coleta de peixes e análise da dieta	27
Análise dos dados	29
Resultados	30
Variáveis ambientais	30
Abundância de zooplâncton na água	31
Dieta de <i>P. platana</i>	33
Discussão	37
Dados ambientais	37
Dieta de <i>P. platana</i>	40
Impactos esperados sobre a cadeia trófica	42
Agradecimentos	44
Referências bibliográficas	44
CAPÍTULO 2 BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM UM PEIXE ZOOPLANCTÍVORO INVASOR NO COMPLEXO BILLINGS (ALTO TIETÊ, SP)	54
Resumo	55
Abstract	56
Introdução	57
Material e métodos	60
Área de estudo	60
Variáveis físicas e químicas da água e zooplâncton	63
Coleta e determinação de Hg total em <i>P. platana</i>	65
Análise estatística	65
Resultados	67
Variáveis ambientais	67
Concentrações de Hg total no zooplâncton e nos peixes	69
Discussão	73
Variáveis ambientais	73

Concentrações de Hg total no zooplâncton e nos peixes	73
Conclusões	75
Agradecimentos	76
Referências bibliográficas	76
Considerações finais.....	85

Alimentação e bioacumulação de mercúrio total em um clupeídeo invasor (*Platanichthys platana*) do Complexo Billings, (Alto Tietê, SP).

Resumo

O presente estudo visou avaliar a dieta e a bioacumulação de mercúrio (Hg) total em um clupeídeo invasor (*Platanichthys platana*) do Complexo Billings. Buscou-se verificar o potencial impacto da espécie na cadeia trófica, procurando também compreender o seu papel na transferência do Hg total para níveis tróficos superiores. Foram selecionados locais com diferentes graus de eutrofização, compreendendo três pontos de coleta para a avaliação da alimentação, e quatro para a verificação da bioacumulação de Hg total. As coletas de água, zooplâncton e peixes foram realizadas na época seca (agosto e setembro/2014) e chuvosa (dezembro/2014). Foi analisada a composição da comunidade zooplanctônica para a comparação com a dieta e verificação das possíveis relações com as quantificações de Hg total. Os resultados indicaram que a dieta de *P. platana* de modo geral foi semelhante entre os diferentes pontos de coleta, sendo a espécie caracterizada como zooplanctófaga. Todavia a NMDS baseada apenas nos dados do zooplâncton consumido, indicou uma diferença na composição das espécies selecionadas entre os locais. As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade da dieta entre os pontos foram *Bosmina* (48,4%) e Cyclopoida (38,1%). A concentração de Hg total na água esteve acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas de Classe II apenas no ponto Rio Grande na época chuvosa, enquanto que no zooplâncton o Hg só foi detectado no Corpo Central (chuvosa). Na análise do peixe total, o Hg total esteve de acordo com a Resolução RDC N° 42 de 2013. Através de uma Análise de Covariância (ANCOVA) foi constatada uma relação entre o comprimento dos organismos com as concentrações de Hg total. Os resultados sugerem que a bem sucedida invasão desta espécie no Complexo Billings pode estar representando um fator adicional para o aumento fitoplanctônico do meio. Além disto, é possível que a espécie esteja agindo como um elo adicional para a transferência do Hg total para os níveis tróficos superiores.

Palavras-chave: reservatório urbano, cadeia alimentar, introdução de espécies, contaminação ambiental, ictiofauna, eutrofização.

**Feeding and total mercury bioaccumulation of an invader clupeid
(*Platanichthys platana*) of the Billings Complex (Upper Tietê River Basin,
SP).**

Abstract

This study aimed to evaluate the diet and bioaccumulation of total mercury (Hg) in the invading clupeid (*Platanichthys platana*) of the Billings Complex. We attempted to verify the potential impact of the species on the food chain, and its role in the transfer of total Hg to higher trophic levels. Sites with varying degrees of eutrophication were selected, comprising three sites for the evaluation of the diet, and four for the total mercury bioaccumulation. Water sampling, zooplankton and fish analysis were carried out in the dry (August and September/2014) and rainy seasons (December/2014). Community composition of the zooplankton was used for comparison with the diet, and with total Hg quantifications in fish. Results indicated that *P. platana* diet was in general similar between different sites, characterizing the species as a zooplanktivore. However the NMDS based only on the consumed zooplankton, indicated a difference in species composition between the different sites. The species that contributed most to the dissimilarity in the diet were *Bosmina* (48.4%) and Cyclopoida (38.1%). Total concentration of mercury in water was above the established by the CONAMA n° 357 Resolution for Class II waters only in the Rio Grande site in the rainy season, while for the zooplankton it was only detected in the Central Body (rainy season). In the analysis of the total fish, total Hg was in accordance with Brazilian Human Health Regulation RDC N° 42/2013. Through an Analysis of Covariance (ANCOVA) a relationship between fish length and total Hg concentrations was found. The results suggest that the successful invasion of this species may represent an additional factor for phytoplankton increase in the reservoir. Furthermore, it is possible that the species is acting as an additional link for the transfer of total Hg to higher trophic levels.

Keywords: urban reservoir, food chain, species introduction, environmental contamination, ichthyofauna, eutrophication.

Introdução geral

Introdução geral

Variações físicas, químicas ou biológicas decorrentes de influências antrópicas, podem ocorrer em ecossistemas aquáticos, causando alterações na biodiversidade e qualidade da água de um sistema. Diversos estudos indicam que nestes ambientes, a produtividade primária não é controlada apenas pela disponibilidade de recursos e influências antrópicas, mas também por efeitos das interações tróficas que vão desde predadores de topo até os produtores primários (BROOKS and DODSON, 1965; LUECKE *et al.*, 1990; BØHN and AMUNDSEN, 1998; ISUMBISHO *et al.*, 2006; ATTAYDE and MENEZES, 2008; ORDÓÑEZ *et al.*, 2010). Em particular, tais estudos indicam que a biomassa fitoplanctônica de lagos e reservatórios, tende a ser mais estável quando peixes piscívoros são abundantes e controlam a comunidade de peixes detritívoros e planctívoros. Estes últimos por sua vez, tendem a estimular o crescimento fitoplanctônico através da predação sobre o zooplâncton e/ou da reciclagem e translocação de nutrientes (CARPENTER and KITCHELL, 1993; CARPENTER *et al.*, 1987). Desta forma, estudos sobre o papel que peixes piscívoros e zooplanctívoros exercem sobre a estrutura e dinâmica trófica de ecossistemas aquáticos tem sido desenvolvidos (AGUIARO *et al.*, 2003; HAHN e FUGI, 2007; ATTAYDE and MENEZES, 2008; BORBA *et al.*, 2008; MORETTO *et al.*, 2008; PINTO-COELHO *et al.*, 2008) indicando alterações na qualidade da água via cascata trófica (BØHN and AMUNDSEN, 1998; ATTAYDE and MENEZES, 2008; PINTO-COELHO *et al.*, 2008; ORDÓÑEZ *et al.*, 2010).

Os peixes zooplanctívoros de um modo geral orientam-se visualmente para a captura de suas presas, sendo capazes de selecionar organismos zooplanctônicos de grande porte. Estes, por sua vez, exercem uma maior pressão herbívora sobre o fitoplâncton, regenerando menos nutrientes por unidade de biomassa quando comparados com os demais grupos zooplanctônicos (CARPENTER and KITCHELL, 1984). Indivíduos como *Daphnia* e *Ceriodaphnia* são presas bastante ingeridas por peixes selecionadores de partículas, pois possuem características visuais marcantes, como forte pigmentação dos efípios (ovos sexuais de cladóceros e copépodes) (MELLORS, 1975), e grande diâmetro dos olhos (LAZZARO, 1987). Portanto,

com esta pressão exercida sobre as grandes espécies zooplanctônicas, os organismos de pequeno porte, como alguns cladóceros e rotíferos são favorecidos (BROOKS and DODSON, 1965; LAZZARO, 1987), ocorrendo um aumento nas taxas de reciclagem de nutrientes. Este tipo de planctivoria é conhecido por exercer intensos efeitos sobre o aumento da biomassa algal, influenciando a eutrofização do ambiente (CARPENTER *et al.*, 1987).

Em regiões tropicais, além dos peixes selecionadores, também são encontrados peixes filtradores de partículas (LAZZARO *et al.*, 2003). Os filtradores engolem ou sugam determinado volume de água contendo as presas, via cavidade bucal e opercular, que passa pelos rastros branquiais, onde o alimento fica retido. Desta forma, a seleção do zooplâncton é passiva, permitindo a retenção de organismos de menor porte, incluindo fitoplâncton de grande porte (LAZZARO, 1987). Assim, tais indivíduos podem suprimir diretamente a comunidade fitoplanctônica e ao mesmo tempo aumentar a densidade desta através da supressão do zooplâncton herbívoro.

No presente estudo foi estudada a dieta de *Platanichthys platana* no Complexo Billings, uma sardinha da família Clupeidae, que é representada por peixes de pequeno porte comumente encontrados em estuários, rios e lagoas costeiras (FAO, 1985; CARVALHO FILHO, 1994; CAMPELLO e BEMVENUTI, 2002). É considerada uma espécie alóctone (ALVES DA SILVA, 2008) zooplanctófaga, que se distribui do Atlântico Ocidental Sul, desde o Rio de Janeiro ao estuário do Prata e Norte da Argentina (CARVALHO FILHO, 1994). Aparentemente esta espécie se estabeleceu em vários reservatórios do Alto Tietê, conforme relato de pescadores locais¹, e registros na represa de Ponte Nova (GIAMAS *et al.*, 2004), sugerindo um processo de invasão, e um potencial impacto sobre o ambiente e a comunidade planctônica.

Devido à intensa expansão urbana, ocupação irregular e a falta de infraestrutura de saneamento básico no Complexo Billings, um comprometimento da qualidade da água tem sido verificado neste manancial (SÃO PAULO, 2010). Além destes fatores, o bombeamento frequente das águas do rio Pinheiros, também tem causado um comprometimento da

¹ Comunicação pessoal de Katharina E. Esteves, em 26 de setembro de 2013.

qualidade da água deste reservatório (SÃO PAULO, 2010). Diversos estudos limnológicos foram realizados na Billings nos últimos anos. Destacam-se os estudos sobre qualidade de água (CARVALHO *et al.*, 1997; LAMPARELLI, 2004; SOARES and MOZETO, 2006; WENGRAT and BICUDO, 2011; CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014), comunidades fitoplanctônicas (NISHIMURA, 2012), zooplâncton (MEIRINHO, 2010) e peixes (MINTE-VERA, 1997; MARIANI *et al.*, 2006; MATTOX, 2008; CASTRO *et al.*, 2009; CASTRO *et al.*, 2011).

Além dos estudos realizados no Complexo Billings citados anteriormente, monitoramentos periódicos são realizados pela CETESB com a finalidade de avaliar a qualidade da água e sua conformidade com a legislação ambiental, identificar áreas prioritárias para o controle da poluição e subsidiar a aplicação de medidas mitigatórias, quando necessário (CETESB, 2015).

Durante mais de cinquenta anos o Complexo Billings recebeu as águas do rio Tietê e afluentes, através do rio Pinheiros, a fim de aumentar a capacidade de geração de energia da Usina Henry Borden. Em 1958, as águas do reservatório Billings passaram a ser utilizadas para o abastecimento público, porém somente em 1989 a preservação e recuperação dos recursos hídricos passaram a ser asseguradas pela Constituição de São Paulo. Com isso, a reversão das águas do rio Tietê foi paralisada, ficando condicionada somente a casos de ameaças de enchentes. Entretanto, diversos impactos derivados de ocupações irregulares e da descarga de efluentes ainda são visíveis no local (SÃO PAULO, 2010).

De acordo com a CETESB, (2015) altas concentrações de fósforo total (> 0,02 mg/L) ocorrem na água de quase todo o Complexo. Para o elemento mercúrio (Hg), os níveis de concentrações nas águas normalmente ficaram abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) nos últimos cinco anos. Todavia, estudos recentes mostram que as concentrações de Hg e outras espécies metálicas, como arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cromo e níquel, encontradas no sedimento quase sempre apresentam valores acima do TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level) (CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). TEL e PEL delimitam intervalos de probabilidade de ocorrência de efeitos biológicos adversos. Abaixo do menor

nível (TEL) espera-se que raramente seja observado algum efeito adverso e acima do maior nível (PEL) espera-se observar algum efeito adverso com maior frequência (HORTELLANI *et al.*, 2012).

Dentre os compostos químicos contaminantes, os metais se destacam por não serem degradáveis, como é o caso dos compostos orgânicos. Neste caso, estes podem se acumular em organismos por processos de bioacumulação e biomagnificação, através da transferência via cadeia trófica (REPULA *et al.*, 2012), onde manifestam sua toxicidade. De acordo com BAIRD (2002), o Hg é um dos metais pesados que apresenta maiores riscos ambientais, devido a sua alta toxicidade. Alguns trabalhos fazem a determinação de Hg utilizando a musculatura de peixes como matriz (CARDOSO *et al.*, 2009; KEHRIG *et al.*, 2011), porém, mais recentemente, a utilização de novos biomarcadores úteis para a verificação do grau de impacto causado à saúde da biota, como por exemplo, a determinação no peixe total (*Whole-fish*) tem sido utilizada (PETERSON *et al.*, 2005; WALTERS *et al.*, 2010).

Biomarcadores são definidos como qualquer resposta detectada em um organismo ou matriz biológica, derivada de um contaminante ambiental (ARIAS *et al.*, 2007), que objetivam caracterizar áreas impactadas, onde uma mistura de poluentes encontra-se presente (MONSERRAT *et al.*, 2007).

Devido à toxicidade apresentada pelo Hg e à alta probabilidade de riscos ambientais, biomarcadores podem ser extremamente importantes na avaliação da exposição e dos efeitos deste contaminante. O conhecimento do componente poluidor, bem como das alterações que podem causar ao organismo exposto, é de extrema importância para caracterizar áreas impactadas, permitindo a tomada de medidas preventivas, evitando danos ambientais de grande escala (FURLAN, 2011).

Objetivos gerais

- Caracterizar os hábitos alimentares de *P. platana* no Complexo Billings, verificando e a existência de variações espaciais e sazonais na dieta;

- Avaliar o impacto da espécie sobre a cadeia alimentar, e sua potencial influência sobre a qualidade da água do Complexo Billings
- Verificar a bioacumulação de Hg total em *P. platana*, utilizando o peixe total, com o intuito de verificar alterações no organismo exposto e seu potencial efeito na cadeia alimentar.

Área de estudo

O Complexo Billings está localizado na Bacia do Alto Tietê, na porção sudeste da região metropolitana de São Paulo, à leste do reservatório Guarapiranga e ao norte da Serra do Mar. Considerado o principal corpo d'água da Região Metropolitana de São Paulo, foi construído na década de 1920, e tem uma área de 582,8 km³, espelho d'água com aproximadamente 100 Km², volume de $1,20 \times 10^9$ m³ de água (SÃO PAULO, 2010) e um elevado tempo de residência (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014), com média mensal variando de 170 a 942 dias no ano de 2014 (CETESB, 2015). Tem por objetivo a geração de energia através do bombeamento de suas águas para a Usina Henry Borden (Cubatão), sendo que esporadicamente ocorre um bombeamento de água dos rios Tietê e Pinheiros para o reservatório, visando o controle de enchentes e aumento do volume para geração de energia elétrica (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014). O clima local se divide entre o tropical e o subtropical, com uma temperatura média estimada em 19°C e chuvas abundantes distribuídas durante todo o ano (SÃO PAULO, 2010).

A ictiofauna encontrada no Complexo Billings é composta por 42 espécies, incluindo algumas exóticas e outras alóctones (GIAMAS *et al.*, 2004; MATTOX, 2008; CASTRO *et al.*, 2011). Com base nestes dados, a Ordem Characiformes pode ser considerada a mais representativa, (40,5%) seguida pelos Siluriformes (23,8%) e Perciformes (14,3%). Os ciclídeos *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* são consideradas as espécies mais abundantes na pesca, contribuindo com 68,0% da produção total (CASTRO *et al.*, 2011).

Estudos mais recentes tem registrado a presença de *P. platana* (CASTRO *et al.*, 2011; FURLAN, 2011) (Figura 1), uma espécie alóctone, para a cabeceira do rio Tietê e Ato Rio Paraná (LANGEANI *et al.*, 2007; MARCENIUK *et al.*, 2011), que possui distribuição no Atlântico Ocidental Sul, desde o Rio de Janeiro ao estuário do Prata e Norte da Argentina (CARVALHO FILHO, 1994). Na região costeira esta espécie se caracteriza como forrageira na cadeia trófica de peixes e aves marinhas (OLIVEIRA, 1997), com período reprodutivo que ocorre durante a primavera e o verão (FIALHO *et al.* 2000). Informações sobre esta espécie em águas doces são escassas, tendo sido relatadas capturas de até 15 Kg por dia no Complexo Billings de acordo com relatos de pescadores locais², que relatam que esta ‘manjubinha’ é consumida por inteiro.



Figura 1. Exemplar de *P. platana*. (Fonte: Arquivo Pessoal)

Devido à grande quantidade de poluentes recebida através do fluxo do Rio Pinheiros, bem como por meio de esgotos clandestinos no local (COSTA, 1998; 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).

² Comunicação pessoal de Vanderlea Rochumbach Dias, em 26 de setembro de 2013.

Para o presente estudo foram selecionados três pontos no Complexo Billings para o estudo da alimentação de *P. platana* (P1, P2 e P3), e quatro pontos para verificar as concentrações de Hg na espécie. As coletas foram realizadas na época seca (agosto e setembro/2014) e chuvosa (dezembro/2014), conforme indicam as Figuras 2 e 3.

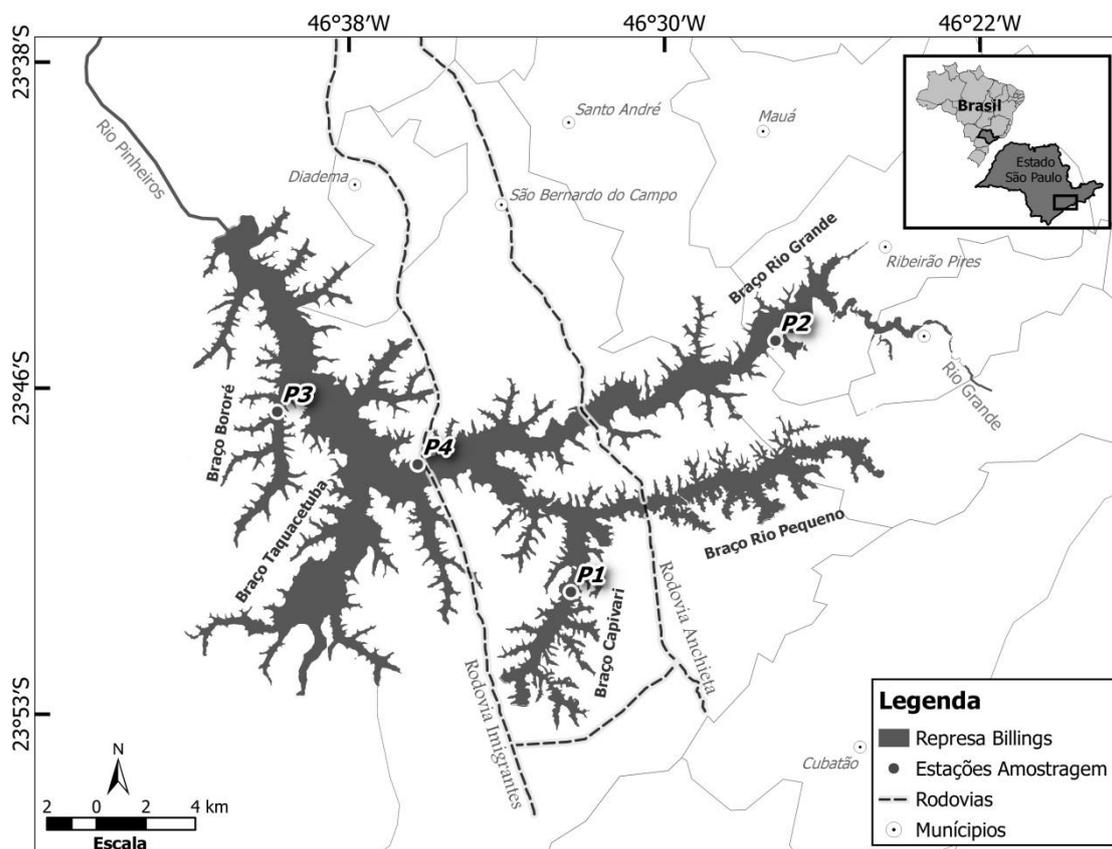


Figura 2. Localização do Complexo Billings no Estado de São Paulo indicando os pontos de coleta. P1-Capivari, P2-Rio Grande, P3-Bororé e P4-Corpo Central

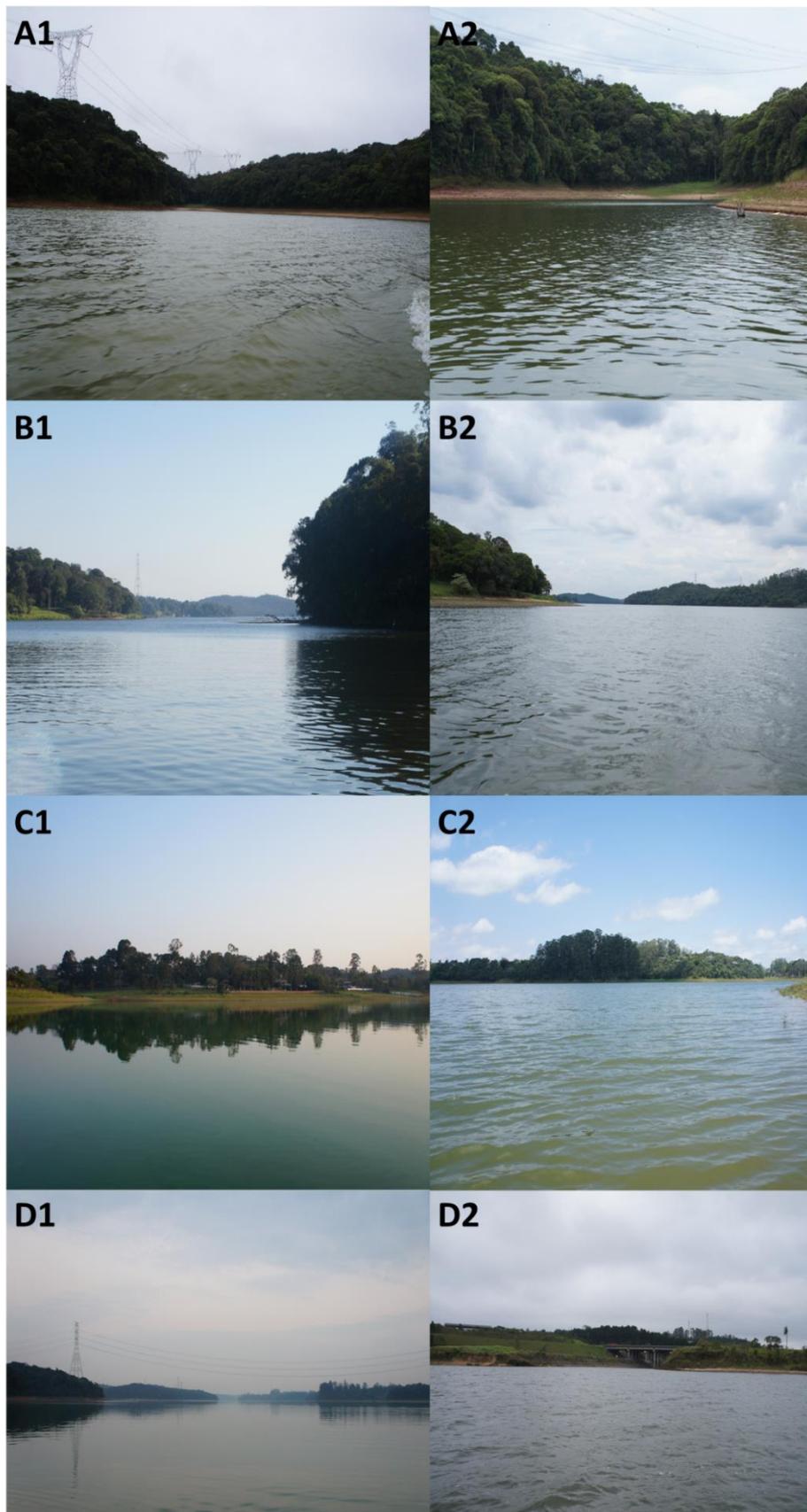


Figura 3 Aspecto geral dos pontos de coleta. 1=época seca; 2=época chuvosa; A=Capivari; B=Rio Grande; C=Bororé; D=Corpo Central. (Fonte: Arquivo Pessoal)

Referências bibliográficas

- AGUIARO, T.; BRANCO, C. W. C.; VERANI, J. R. and CARAMASCHI, E. P. 2003. Diet of the Clupeid Fish *Platanichthys platana* (Regan, 1917) in Two Different Brazilian Coastal Lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(2), 215–222.
- ALVES da SILVA, M. E. P. 2008 *Pescarias de pequena escala no Reservatório Billings (Alto Tietê, SP) nos anos de 2005 a 2007*. São Paulo. (Dissertação de Mestrado do Instituto de Pesca). 99p.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C. de; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R. e BAPTISTA, D. F. 2007 Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, 12(1), 61–72.
- ATTAYDE, J. L. and MENEZES, R. F. 2008 Effects of fish biomass and planktivore type on plankton communities. *Journal of Plankton Research*, 30(8), 885–892.
- BAIRD, C. 2002 *Química ambiental* (2ª edição). Porto Alegre (RS): Bookman. 622p.
- BØHN, T. and AMUNDSEN, P. A. 1998 Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River System, northern Norway. *Journal of Plankton Research*, 20(2), 243–256.
- BORBA, C. D. S.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A. e NOVAKOWSKI, G. C. 2008 Dieta de *Astyanax asuncionensis* (Characiformes, Characidae), em riachos da bacia do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(1), 39–45.
- BRASIL. 2005 Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial Da União*, Brasília, 18 de março de 2005, N° 053, 58-63 p.
- BROOKS, J. L. and DODSON, S. I. 1965 Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science*, 150: 28–35.
- CAMPELLO, F. D. e BEMVENUTI, M. D. A. 2002 Diferenciação morfométrica e osteológica entre *Ramnogaster arcuata* (Jenyns) e *Platanichthys platana* (Regan) (Teleostei, Clupeidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(3), 757–766.
- CARDOSO, T. P.; MÁRSICO, E. T.; MEDEIROS, R. J.; TORTELLY, R. e SOBREIRO, L. G. 2009 Concentração de mercúrio e análise

histopatológica em músculo, rim e cérebro de peixe-espada (*Trichiurus lepturus*) coletados na praia de Itaipu - Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência Rural*, 39(2), 540–546.

CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R. e MARIANI, C. F. 2014 Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, 28(1), 31–43.

CARPENTER, S. R. and KITCHELL, J. F. 1984 Plankton community structure and limnetic primary production. *The American Naturalist*, 124(2), 159–172.

CARPENTER, S. R. and KITCHELL, J. F. 1993 *The Trophic Cascade in Lakes* (Vol. 66). Cambridge University Press. 400 p.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R.; COCHRAN, P. A.; ELSER, J. J.; ELSER, M. M.; LODGE, D. M.; KRETCHMER, D.; HE, X. and VON ENDE, C. N. 1987 Regulation of Lake Primary Productivity by Food Web Structure. *Ecology*, 68(6), 1863–1876.

CARVALHO FILHO, A. 1994 *Peixes Costa Brasileira*. São Paulo: Marca D'Água. 304 p.

CARVALHO, M. C.; COELHO-BOTELHO, M. J.; LAMPARELLI, M. C.; ROQUETTI-HUMAITÁ, M. H.; SALVADOR, M. E. P.; SOUZA, R. C. R. and TRUZZI, A. 1997 Spatial and temporal variation of chlorophyll a, plankton and some physico-chemical factors at Billings Complex, São Paulo, Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26, 452–457.

CASTRO, P. M. G. de; SILVA, M. E. P. A. da; MARUYAMA, L. S. e PAIVA, P. de. 2009 Produção pesqueira do reservatório Billings (Bacia do Alto Tietê – SP) nos anos 2005, 2006 E 2007. *Série Relatórios Técnicos* (Vol. 38). São Paulo.

CASTRO, P. M. G.; GOMEZ, A. B.; MARUYAMA, L. S.; MENEZES, L. C. B. e MONTEIRO JUNIOR, A. 2011 Registros Históricos Da Ictiofauna Presente Na Represa Billings (Bacia Do Alto Tietê , SP). In: CONBEP - Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Belém, PA.

CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2011 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2010. São Paulo.

CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2012 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2011. São Paulo.

- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2013 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2012. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2014 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2013. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2015 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2014. São Paulo.
- COSTA, M. P. 1998 *A ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental do complexo Billings, São Paulo*. São Paulo. 134 p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- FAO. 1985 Fao Species Catalogue. Fao Fisheries Synopsis, 7(125).
- FIALHO, C. B. 1998 *Estudo da comunidade de peixes da lagoa das Custodias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil*. São Carlos (Tese de Doutorado da Universidade Federal de São Carlos). 206 p.
- 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 (Dissertação de Mestrado do Instituto de Pesca - APTA – SAA). 82p.
- GIAMAS, M. T. D.; CAMPOS, E. C.; CAMARA, J. J. C. da; VERMULM JUNIOR, H. e 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.
- HAHN, N. S. e FUGI, R. 2007 Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(04), 469–480.
- HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; MENEZES, L. C. B.; BAZANTE-YAMAGUSHI, R.; PEREIRA, A. S. A.; GARCIA, P. F. G.; MARUYAMA, LÍDIA S. and CASTRO, P. M. G. de. 2012 Assessment of Metal Concentration in the Billings Reservoir Sediments, São Paulo State, Southeastern Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 00(00), 1–10.
- ISUMBISHO, M.; SARMENTO, H.; KANINGINI, B.; MICHA, J. C. and DESCY, J. P. 2006 Zooplankton of Lake Kivu, East Africa, half a century after the Tanganyika sardine introduction. *Journal of Plankton Research*, 28(11), 971–989.

- KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAËTA, A. P. e MOREIRA, I. 2011 Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 34(3), 377–384.
- 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. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. e CASATTI, L. 2007 Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná : composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 181-197.
- LAZZARO, X. 1987 A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146, 97–167.
- LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R. A.; OLIVIERA, V. S.; SALES, L. T.; VASCONCELOS, A. R. M. and MATA, M. R. 2003 Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*, 48(4), 649–668.
- LUECKE, C.; VANNI, M. J.; MAGNUSON, J. J.; KITCHELL, J. F. and JACOBSON, P. T. 1990 Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish: Implications for the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography*, 35(8), 1718–1733.
- MARCENIUK, A. P.; HILSDORF, A. W. D. S. e LANGANI, F. 2011 A ictiofauna de cabeceiras do rio Tietê, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3), 217–236.
- MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; BRANDIMARTE, A. L.; NISHIMURA, P. Y.; TÓFOLI, C. F. D.; LOURENÇO, E. M.; BRAIDOTTI, J. C.; ALMEIDA, L. P.; FIDALGO, V. H. and PÔMPEO, M. L. M. 2006 Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir , Billings Complex (São Paulo , Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(3), 267–280.
- MATTOX, G. M. T. 2008 *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 361 p.
- MEIRINHO, A. 2010 *Compartimentalização da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)*. São Paulo. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo). 89 p.
- MELLORS, W. K. 1975 Selective Predation of Ephippal *Daphnia* and the Resistance of Ephippal Eggs to Digestion. *Ecology*, 56, 974–980.

- MINTE-VERA, C. V. 1997 A pesca artesanal no reservatório Billings, SP. (Dissertação de Mestrado da Universidade Estadual de Campinas). 86 p.
- MONSERRAT, J. M.; MARTÍNEZ, P. E.; GERACITANO, L. A.; AMADO, L. L.; MARTINS, C. M. G.; PINHO, G. L. L.; CHAVES, I. S.; FERREIRA-CRAVO, M.; VENTURA-LIMA, and BIANCHINI, A. 2007 Pollution biomarkers in estuarine animals: critical review and new perspectives. *Comparative Biochemistry and Physiology. Toxicology & Pharmacology*: CBP, 146(1-2), 221–34.
- MORETTO, E. M.; MARCIANO, F. T.; VELLUDO, M. R.; FENERICH-VERANI, N.; ESPÍNDOLA, E. L. G. and ROCHA, O. 2008 The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil). *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 3013–3025.
- NISHIMURA, P. Y. 2012 *A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo)*. São Paulo. (Tese de doutorado da Universidade de São Paulo). 135p.
- OLIVEIRA, A. G. 1997 *Dinâmica populacional de lycengraulis grossidens agassiz, 1829 nas lagoas Itapeva e Quadros, subsistema norte de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Engraulididae)*. Porto Alegre (Dissertação de Mestrado da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul). 105 p.
- ORDÓÑEZ, J.; ARMENGOL, J.; MORENO-OSTOS, E.; CAPUTO, L.; GARCÍA, J. C. and MARCÉ, R. 2010 On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clear-water phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia*, 653(1), 119–129.
- PETERSON, S. A.; VAN SICKLE, J.; HUGHES, R. M.; SCHACHER, J. A. and ECHOLS, S. F. 2005 A Biopsy Procedure for Determining Filet and Predicting Whole-Fish Mercury Concentration. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 48, 99–107.
- PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F.; MIRANDA, F.; MOTA, T. G.; RESCK, R.; SANTOS, A. M.; MAIA-BARBOSA, P. M.; MELLO, N. A. S. T.; MARQUES, M. M.; CAMPOS, M. O. and BARBOSA, F. A. R. 2008 The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 Suppl), 1025–1037.

- REPULA, C. M. M.; CAMPOS, B. K. de; GANZAROLLI, E. M.; LOPES, M. C. e QUINÁIA, S. P. 2012 Biomonitoramento de Cr e Pb em peixes de água doce. *Química Nova*, 35(5), 905–909.
- SÃO PAULO. 2010 *Billings* (Caderno de Educação Ambiental – Edição Especial Mananciais, vol. I). São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.150 p.
- SOARES, A. and MOZETO, A. A. 2006 Water Quality in the Tietê River Reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissão, SP-Brazil) and Nutrient Fluxes across the Sediment-Water Interface (Barra Bonita). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(3), 247–266.
- WALTERS, D. M.; BLOCKSOM, K. A.; LAZORCHAK, J. M.; JICHA, T.; ANGRADI, T. R. and 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., and BICUDO, D. D. C. 2011 Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(2), 200–216.

Apresentação da Dissertação

A dissertação está apresentada na forma de dois capítulos como manuscritos que seguem as normas das revistas *Hydrobiologia* (Capítulo 1) e *Boletim do Instituto de Pesca* (Capítulo 2).

Capítulo 1 - Dieta do clupeídeo invasor *Platanichthys platana* (Regan, 1917) em um reservatório urbano no Sudeste do Brasil e avaliação do seu potencial impacto sobre a cadeia trófica

Foi avaliada a dieta de *P. platana* em locais com diferentes graus de eutrofização do Complexo Billings, buscando verificar o seu papel na cadeia trófica e avaliando seu potencial impacto sobre a qualidade da água do reservatório.

Capítulo II - Bioacumulação de mercúrio total em um peixe zooplânctívoro invasor no Complexo Billings (Alto Tietê, SP)

Foram determinados níveis de Hg total presentes na água, no zooplâncton e no clupeídeo invasor *P. platana*, em locais com diferentes graus de eutrofização do Complexo Billings em duas épocas do ano de 2014. O estudo buscou compreender o papel exercido por *P. platana* na transferência do Hg total para níveis tróficos superiores, bem como avaliar possíveis danos para a saúde humana através do consumo da espécie.

CAPÍTULO 1

DIETA DO CLUPEÍDEO INVASOR

***Platanichthys platana* (Regan, 1917) EM UM
RESERVATÓRIO URBANO NO SUDESTE DO
BRASIL E AVALIAÇÃO DO SEU POTENCIAL
IMPACTO SOBRE A CADEIA TRÓFICA**

Dieta do clupeídeo invasor *Platanichthys platana* (Regan, 1917) em um reservatório urbano no Sudeste do Brasil e avaliação do seu potencial impacto sobre a cadeia trófica

Maressa Helena Nanini Costa¹, Gilson Alves Quináglia²
Katharina Eichbaum Esteves³,

¹ Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Centro de Pesquisa e Desenvolvimento Especializado em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, Avenida Francisco Matarazzo, 455, CEP 05001-900, São Paulo, SP, Brasil. Email: maressahnc@gmail.com

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

³ 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.

Resumo

O presente estudo visou avaliar a dieta de *P. platana*, uma espécie que se expandiu pela Bacia do Alto Tietê, avaliando seu papel na cadeia trófica e seu potencial impacto sobre a qualidade da água do Complexo Billings. Foram analisados indivíduos coletados em três locais com diferentes graus de eutrofização do reservatório, e avaliada a seletividade sobre o zooplâncton, a amplitude de nicho e verificada a dissimilaridade da dieta entre os diferentes pontos. Os resultados indicaram que a espécie é zooplânctófaga, sendo observada uma semelhança na dieta da espécie entre os diferentes locais de acordo com a Análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico. Quando considerada somente a categoria Zooplâncton foram observadas diferenças na dieta, especialmente entre os pontos com maior e menor eutrofização. Baixas amplitudes de nicho foram obtidas nos pontos mais eutrofizados, indicando uma maior especialização nestes locais. O consumo de *Bosmina* foi mais elevado nos pontos mais eutrofizados e Cyclopoida no local menos eutrofizado. Os resultados sugerem que o papel deste novo predador no reservatório pode variar de acordo com o grau de eutrofização do local, representando um fator adicional para o aumento da biomassa fitoplanctônica via cadeia trófica, à semelhança de outros estudos que verificaram o efeito de peixes zooplânctívoros sobre a qualidade da água.

Palavras-chave: hábitos alimentares, zooplâncton, eutrofização, seleção de presas

Diet of the invading clupeid *Platanichthys platina* (Regan, 1917) in an urban reservoir in Southeast Brazil and assessment of its potential impact on the food web

Abstract

This study aimed to evaluate the diet of *P. platana*, a species that has expanded in the Upper Tietê River Basin, assessing its role in the food web and its potential impact on water quality of the Billings Complex. Individuals of three sites with varying degrees of eutrophication were analyzed and, the selectivity on the zooplankton, the niche breadth and the dissimilarity of the diet between the different points assessed. The results indicated that this is a specialized zooplanktivorous fish, and according to the Non Metric Multidimensional Scaling analysis, diet was similar between the different locations. However, when considering only the Zooplankton category, differences were observed between the most and least eutrophicated sites. Low niche width was observed in the most eutrophic sites indicating greater specialization of the species. *Bosmina* consumption was higher in eutrophic sites, while Cyclopoida were more frequently consumed at the less eutrophic site. The results suggest that the effects of this new predator in the reservoir may vary according to the eutrophication degree of the area, and may constitute an additional factor for the increase in phytoplankton biomass via the food chain, similar to other studies that have described the effects of zooplanktivore fish on water quality.

Keywords: feeding habits, zooplankton, eutrophication, prey selection

Introdução

As invasões biológicas representam hoje um dos mais graves problemas a serem resolvidos para a proteção da biodiversidade e a conservação das comunidades e ecossistemas naturais. Todavia, mesmo com a assinatura e promulgação da Convenção de Biodiversidade, as introduções em ambientes aquáticos continuam ocorrendo por equívocos ou acidentes (Agostinho et al., 2005) relacionados a escapes de ambientes confinados como tanques-rede, tanques de piscicultura ou pesque-pagues, que tem ocasionado a profusão de espécies não nativas nos corpos d'água (Fernandes et al., 2003).

Grande parte dos distúrbios antropogênicos em ecossistemas aquáticos é consequência da entrada excessiva de nutrientes e das modificações na estrutura trófica através da pesca e/ou introdução de espécies exóticas ou alóctones (Cardoso, 2009), que podem se estabelecer em novos ambientes, tornando-se invasoras. Hrbáček et al. (1961) e Brooks & Dodson (1965) foram os primeiros a realizarem estudos que mostraram que a produtividade primária de um ambiente aquático não era influenciada somente pela disponibilidade de recursos, mas também por efeitos de interações tróficas que se propagam dos predadores de topo até os produtores primários.

Além das variações naturais das comunidades zooplanctônicas decorrentes de variações climatológicas e do próprio sistema de represamento, atividades antrópicas também podem afetar diretamente esta comunidade (Geraldine & Boavida, 2005), como por exemplo, através da introdução de peixes predadores, cujos efeitos tem sido amplamente estudados (Bøhn & Amundsen, 1998; Pinto-Coelho et al., 2008; Ricciardi & MacIsaac, 2011). Estes incluem mudanças na disponibilidade de recursos, alterações na diversidade de espécies ou na estrutura da cadeia alimentar (Ordóñez et al., 2010). Brooks & Dodson (1965) demonstraram que na presença de peixes zooplancívoros, espécies de grandes filtradores zooplanctônicos eram eliminadas ou substituídas por filtradores de pequeno porte, basicamente *Bosmina*.

Diversos autores já relataram os efeitos da introdução de peixes de diferentes níveis tróficos sobre as comunidades e qualidade da água de lagos e reservatórios (Quirós & Boveri, 1999; Moretto et al., 2008; Pinto-Coelho et al.,

2008). Especificamente em relação a peixes zooplanctófagos, os relatos são escassos no Brasil, podendo citar o filtrador “mapará” (*Hypophthalmus edentatus*), uma espécie amazônica que se tornou predominante nos primeiros anos de formação do reservatório de Itaipu, favorecida pelo incremento da biomassa zooplanctônica (Agostinho et al., 1994). Quirós & Boveri (1999) relatam a introdução do peixe-rei *Odontesthes bonariensis* em lagos e reservatórios do Chile central e lago Titicaca, verificando que as populações se tornaram autossustentadas. Nestes locais ocorreu um aumento significativo da biomassa fitoplanctônica, indicando que a introdução de peixes planctófagos pode conduzir a uma significativa deterioração da qualidade da água.

O Complexo Billings é o maior reservatório da Bacia do Alto Tietê, apresentando condições tróficas que variam de mesotróficas a hipereutróficas, dependendo da localização do compartimento, o que reforça a sua heterogeneidade espacial (Lamparelli, 2004). De acordo com Wengrat & Bicudo (2011), os compartimentos mais degradados e associados aos maiores valores de nutrientes são o Corpo Central e o Braço Taquacetuba, sendo que o Braço do Rio Pequeno foi considerado mesotrófico e o do Rio Grande eutrófico.

Alguns estudos sobre a ictiofauna já foram realizados no Complexo Billings (Giamas et al., 2004; Mattox, 2008; Castro et al., 2011; Furlan et al., 2013), registrando-se até o momento um total de 42 espécies (Giamas et al., 2004; Mattox, 2008; Castro et al., 2011). No entanto, em estudos mais recentes foi registrada a presença da sardinha *Platanichthys platana* (Castro et al., 2011; Furlan et al., 2013), cuja distribuição vai do Atlântico Ocidental Sul, desde o Rio de Janeiro ao estuário do Rio da Prata e Norte da Argentina (Carvalho Filho, 1994). Na região costeira esta espécie se caracteriza como forrageira na cadeia trófica de peixes e aves marinhas (Oliveira, 1997), com período reprodutivo que ocorre durante a primavera e o verão (Fialho, et al. 2000). No Alto Tietê e Alto Rio Paraná, a espécie é considerada alóctone (Langeani et al., 2007; Marceniuk et al., 2011). Todavia, segundo relatos de pescadores do Complexo Billings, esta espécie tem sido coletada em grande abundância em diversos pontos do reservatório, apresentando indivíduos jovens e com gônadas maduras (obs. pessoal).

De acordo com Aguiaro et al. (2003), *P. platana* alimenta-se preferencialmente de zooplâncton e fitoplâncton, e possui características de selecionador de partículas, o que sugere que esta espécie pode causar modificações na configuração da cadeia alimentar, através de mecanismos de controle descendente (“top-down”), conforme já descrito extensamente pela literatura (Hrbáček et al., 1961; Carpenter et al., 1987; Lazzaro, 1987).

Devido à crescente degradação da qualidade da água dos reservatórios que compõem o Sistema Produtor Alto Tietê, que apresenta altas concentrações de nitrogênio e fósforo (CETESB, 2015), com intenso desenvolvimento de cianobactérias, torna-se fundamental compreender o papel que *P. platana* desempenha sobre a cadeia trófica deste reservatório. Além disto, considerando-se que a estrutura da comunidade zooplanctônica é influenciada por diversos fatores, dentre os quais o estado trófico, deve-se supor que o papel que determinada espécie pode exercer sobre a cadeia alimentar deve variar em função do grau de eutrofização do local estudado.

Baseado nestas questões, o presente estudo buscou estudar a dieta de *P. platana* em locais com diferentes graus de eutrofização, ponderando o seu papel na cadeia trófica do Complexo Billings e avaliando seu potencial impacto sobre a qualidade da água do reservatório.

Material e Métodos

Área de estudo

O Complexo Billings está localizado na Bacia do Alto Tietê, na porção sudeste da região metropolitana de São Paulo, a leste do reservatório Guarapiranga e ao norte da Serra do Mar. Considerado o principal corpo d'água da Região Metropolitana de São Paulo, foi construído na década de 1920, e tem uma área de 582,8 km², espelho d'água com aproximadamente 100 Km², volume de 1,20 × 10⁹ m³ de água (São Paulo, 2010) e um elevado tempo de residência (Cardoso-Silva et al., 2014), com média mensal variando de 170 a 942 dias no ano de 2014 (CETESB, 2015). Tem por objetivo a geração de energia através do bombeamento de suas águas para a Usina Henry Borden (Cubatão), sendo que, esporadicamente, ocorre um

bombeamento de água dos rios Tietê e Pinheiros para o reservatório, visando o controle de enchentes e aumento do volume para geração de energia elétrica (Cardoso-Silva et al., 2014). O clima local se divide entre o tropical e o subtropical, com uma temperatura média estimada em 19°C e chuvas abundantes distribuídas durante todo o ano (São Paulo, 2010).

A ictiofauna encontrada no Complexo Billings é composta por um total de 42 espécies, sendo quatro alóctones e cinco exóticas (Giamas et al., 2004; Mattox, 2008; Castro et al., 2011). Com base nestes dados, a Ordem Characiformes é considerada a mais representativa (40,5%), seguida dos Siluriformes (23,8%) e Perciformes (14,3%). Os ciclídeos *Geophagus brasiliensis* (42,9%) e *Oreochromis niloticus* (25,1%) são consideradas as espécies mais abundantes na pesca, contribuindo com 68,0% da produção total (Castro et al., 2011).

Devido à grande quantidade de poluentes recebida através do fluxo do Rio Pinheiros, bem como por meio de esgotos clandestinos no local (Costa, 1998; São Paulo, 2010), o reservatório apresenta condições tróficas que variam de mesotróficas a hipereutróficas, dependendo da localização do compartimento, reforçando a sua heterogeneidade espacial (Carvalho et al, 1997).

Para o presente estudo foram selecionados três pontos no Complexo Billings, que foram amostrados na época seca, compreendida entre os meses de agosto e setembro de 2014, e chuvosa, em dezembro de 2014. A escolha dos pontos foi baseada no grau de eutrofização dos diferentes braços, a partir de informações obtidas de CETESB (2011, 2012, 2013, 2014, 2015) e Wengrat & Bicudo (2011). Os pontos selecionados foram:

- P1(Capivari) – considerado um dos locais com menor índice de eutrofização do Complexo Billings. Apresenta Índice de Estado Trófico, baseado na Clorofila-a [IET (CI)] supereutrófico (IET= 65) para a média de Clorofila-a observada de 2010 a 2014 (CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015) (Fig. 1), vegetação preservada em seu entorno e adensamento populacional praticamente ausente

(São Paulo, 2010). Está localizado a $23^{\circ}50'18,4''\text{S}$ e $46^{\circ}32'20,3''\text{W}$.

- P2 (Rio Grande) – local separado do corpo principal do Complexo Billings pela rodovia Anchieta, não sujeito à influência direta e contaminação através do Rio Pinheiros. Constata-se a presença de mata preservada, mas também um adensamento populacional intenso (São Paulo, 2010). O IET (CI) obtido para o mesmo período citado acima, indica que o local pode ser considerado supereutrófico (IET= 66) (CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). Está localizado a $23^{\circ}44'45,0''\text{S}$ e $46^{\circ}27'29,3''\text{W}$ (Fig. 1).
- P3 (Bororé) – onde há maior influência da massa d'água poluente proveniente do Rio Pinheiros e de esgotos clandestinos derivados do adensamento demográfico local. Ainda com características rurais, abriga atividades como olarias, pesque-pagues, silvicultura, agricultura e criação de animais (São Paulo, 2010). De acordo com dados da CETESB (2011, 2012, 2013, 2014, 2015), o IET (CI) médio obtido para o período de 2010 a 2014 (IET= 73) indica que o local é hipereutrófico. Está localizado a $23^{\circ}46'12,3''\text{S}$ $46^{\circ}39'19,0''\text{W}$ (Fig. 1).

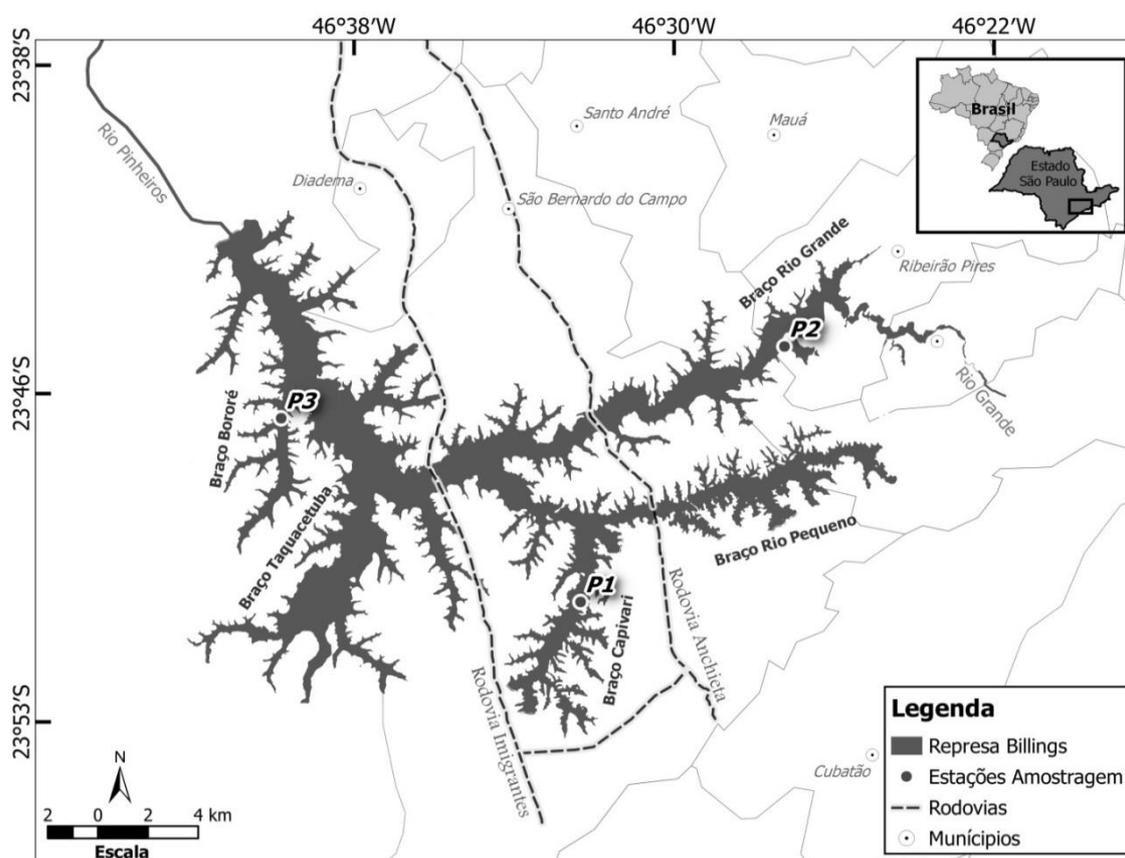


Fig. 1 Localização do Complexo Billings no Estado de São Paulo indicando os pontos de coleta. P1-Capivari, P2-Rio Grande e P3-Bororé.

Zooplâncton e variáveis físicas e químicas da água

As seguintes variáveis físicas e químicas da água superficial foram registradas nos diferentes pontos de coleta nas duas épocas do ano, utilizando-se uma sonda multiparâmetro YSI 650 MDS: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (OD) (mg.L^{-1}), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e sólidos totais dissolvidos (STD) (mg.L^{-1}). Também foi medida a transparência com Disco de Secchi (m) e a profundidade da coluna d'água.

Para a determinação de Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Feofitina-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Fósforo Total (mg.L^{-1}), Nitrato (mg.L^{-1}), Nitrito (mg.L^{-1}), Nitrogênio kjeldhal (mg.L^{-1}), Sólidos Totais (mg.L^{-1}) e Turbidez (UNT), duas amostras superficiais de água foram coletadas, sendo uma acondicionada em frascos neutros de vidro escuro de âmbar de 1 L para a análise da Clorofila-a e Feofitina-a e a outra em frascos de polietileno previamente descontaminados, para a determinação das demais

variáveis. As amostras foram preservadas em gelo, sendo posteriormente analisadas no laboratório da CETESB, de acordo com APHA (2005). Devido ao monitoramento bimestral realizado pela CETESB no ponto Bororé, para este local foram utilizados os dados físicos e químicos da água considerando-se a data mais próxima ao dia da captura dos peixes. Para classificar os diferentes pontos de coleta de acordo com o grau de trofia, foi calculado o IET (CI) de acordo com Lamparelli (2004).

Com a finalidade de comparar a composição do zooplâncton da coluna d'água com os organismos presentes no conteúdo estomacal da espécie foi realizado um arrasto vertical na região limnética, desde 1 m do fundo do reservatório até a superfície, utilizando-se redes com redutor cônico, com 68µm de abertura de malha e 30 cm de boca. As amostras foram fixadas em formalina 10%.

Para a análise quantitativa da amostra de zooplâncton foram contados um mínimo de 350 indivíduos sob microscópio óptico e estereomicroscópio, identificados ao menor nível taxonômico possível. A identificação foi realizada com o auxílio de bibliografia especializada (Koste, 1978; Reid, 1985; Shiel & Koste, 1992; Nogrady et al., 1995; Segers & Dumont 1995; De Smet, 1996; Elmoor-Loureiro, 1997; Rocha, 1998; Nogrady & Segers, 2002; Kotov et al., 2003; Silva, 2003; Elmoor-Loureiro et al., 2004; Güntzel et al., 2004; Kotov, 2009) e com consultas diretas a especialistas da Universidade Estadual Paulista (UNESP). O número de organismos de cada gênero ou espécie foi estimado para o total da amostra e extrapolado para o volume total de água filtrado através da fórmula (Edmondson & Winberg, 1971):

$$V = \pi * r^2 * d$$

onde: V = volume de água filtrado; $\pi = 3,1416$; r = raio da boca da rede cônica e d = profundidade de arrasto.

O cálculo da abundância final por metro cúbico foi baseado na fórmula (CETESB, 2000):

$$N^{\circ} \text{ organismos} * m^{-3} = \frac{C}{V}$$

onde: C = número total de organismos de uma espécie na amostra e V = volume de água filtrada na coleta.

Coleta de peixes e análise da dieta

Os exemplares de *P. platana* foram coletados na época seca e chuvosa, abrangendo a região limnética e litorânea de cada ponto de coleta, no período compreendido entre 14:00 e 18:00 horas. Foi utilizada uma tarrafa multifilamento com malha 7 mm (entre nós adjacentes), devido ao pequeno porte da espécie. Após a coleta, os organismos foram anestesiados em uma solução de óleo de cravo, e posteriormente fixados em formalina 10%, sendo transferidos para álcool 70% após uma semana, para análise do conteúdo estomacal.

Para a análise da dieta foram separados, aleatoriamente, 20 indivíduos por coleta, e registrados o comprimento total (Ct) (mm), comprimento padrão (Cp) (mm) e o peso (Wt) (g). Posteriormente, foi feita uma incisão abdominal, retirando-se o estômago para análise do conteúdo estomacal. Para a análise qualitativa e quantitativa do material ingerido, o conteúdo estomacal foi separado em câmara de contagem de Sedgwick-Rafter, e analisado sob microscópio estereoscópico e microscópio óptico. Os métodos utilizados para a análise da dieta foram o método de Frequência de Ocorrência ($F_i = \% \text{ de peixes em que cada item ocorre}$) (Hyslop, 1980), Método dos Pontos ($V_i = \% \text{ de volume de cada categoria alimentar em relação ao volume total de todas as categorias alimentares}$) (Hynes, 1950), com algumas modificações sugeridas por Basile-Martins (1978), e Método Numérico ($N_i = \% \text{ numérica de cada item em relação ao número total de itens alimentares encontrados em todos estômagos analisados}$) (Hynes, 1950).

Para fins de análise dos Métodos de Frequência de Ocorrência e dos Pontos os itens alimentares foram agrupados em 16 categorias amplas, tais como: 'Algas', 'Matéria Orgânica' (aglomerado de material orgânico não

identificado), 'Matéria Vegetal', 'Larvas de Inseto', 'Restos de Larvas de Insetos', 'Restos de Inseto', 'Pupa de Insetos', 'Restos de Pupas de Inseto', 'Náuplio', 'Rotífera', 'Cladocera', 'Copepoda Cyclopoida', 'Copepoda Calanoida', 'Copepoda Harpacticoida', 'Restos de Microcrustáceos', e 'Outros' (detritos inorgânicos, ovos, Ostracoda e aracnídeo).

Para o método numérico optou-se pela contagem e identificação, ao menor nível taxonômico possível, dos organismos zooplanctônicos e de insetos em suas fases jovens (larvas e pupas) em todo o conteúdo estomacal. Quando se tratava de organismos como os do gênero *Bosmina* e da família Chydoridae, os *rostrum* encontrados, separados do corpo, foram contabilizados como um indivíduo devido à facilidade de identificação, mesmo com um grau de digestão mais avançado.

Com o objetivo de verificar possíveis diferenças da dieta em relação ao tamanho de todos os indivíduos analisados, estes foram categorizados em duas classes de comprimento total: CT1 (20 a 50 mm) e CT2 (51 a 80 mm).

A fim de identificar a importância relativa de cada item alimentar, os resultados obtidos pelos métodos de Frequência e de Pontos foram combinados no Índice Alimentar de Kawakami & Vazzoler (1980), através da fórmula:

$$IA_i = \left(\frac{F_i * V_i}{\sum_{n=1}^n (F_i * V_i)} \right) * 100$$

onde: IA_i = Índice alimentar; i = item alimentar; F_i = Frequência de Ocorrência (%) e V_i = porcentagem do volume do item i obtido pelo método dos Pontos.

Para comparar as proporções de presas no ambiente com as do conteúdo estomacal, foi aplicado o índice de seletividade de Ivlev (1961), considerando-se todos os taxa encontrados no ambiente e na dieta, incluindo as fases jovens (náuplios) nos diferentes pontos e épocas de coleta. Este índice considera situações de ausência de um determinado item na dieta e presença no ambiente, ou vice-versa. Os resultados variam entre -1 e 1, com aqueles acima de 0.5 indicando uma seleção positiva da presa; de -0.5 a 0.5

uma seleção aleatória, e inferiores a -0.5 uma rejeição. Desta forma, quando um item ocorre na dieta, mas não no ambiente, admite-se uma seleção positiva, com o valor máximo de 1 para o índice; quando há a presença de uma presa no ambiente, mas esta está ausente no conteúdo estomacal, o valor atribuído é de -1 (Di Prinzio et al., 2015). O índice é estimado através da fórmula:

$$E = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i}$$

onde: E = valor do índice de Ivlev; r_i = abundância relativa das presas na dieta e p_i = abundância relativa da presa no ambiente.

A amplitude de nicho avalia a maior ou menor especialização dos organismos em utilizar os recursos do ambiente. Esta foi calculada para os três pontos de coleta e diferentes épocas do ano, utilizando o índice de Levins (1968), estandardizado por Hulbert (1978) (B_A), que varia de 0 a 1:

$$B_A = \frac{B - 1}{n - 1}$$

onde B_A é o índice de Levins padronizado pelo número de itens (n) e $B = \frac{1}{\sum p_i}$.

A amplitude de nicho é maior quando há uma ampla diversidade de itens consumidos em proporções semelhantes, resultando em valores de B_A próximos ou iguais a um. Valores próximos ou iguais a zero indicam uma menor variedade de presas consumidas em alta frequência, apresentando menor amplitude de nicho, indicando uma maior especialização (Krebs, 1989).

Análise dos dados

A fim de verificar as variações na dieta de *P. platana* nos três pontos de coleta, foi utilizada uma análise de escalonamento multidimensional não

métrico (nMDS), um método bi ou tridimensional que representa a associação entre as amostras em uma matriz de similaridade (Clarke & Warwick, 1994). Esta análise é considerada robusta para o diagnóstico de dados ecológicos (Minchin, 1987) e foi aplicado sobre os dados obtidos pelo método dos Pontos, previamente transformados em Arcoseno (Logan, 2010), utilizando-se a matriz de semelhança de Bray Curtis e desconsiderando os outliers. A mesma análise e transformações foram aplicadas aos organismos zooplanctônicos quantificados através do método Numérico. Os resultados com valor de estresse abaixo de 0.2 foram considerados aceitáveis, conforme sugerido por Clarke & Warwick (1994).

Os dados também foram investigados através da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) (Clarke & Warwick, 1994), a fim de identificar quais organismos zooplanctônicos mais contribuíram para a dissimilaridade entre a dieta observada nos diferentes pontos. As matrizes foram construídas utilizando a medida de distância de Bray Curtis como sugerido por Clarke & Warwick (1994).

Todas as análises acima descritas foram realizadas no programa PAST (versão 2.17) (Hammer, 2012).

Resultados

Variáveis ambientais

O ponto Bororé apresentou os maiores valores de condutividade, Fósforo total, Nitrato, Nitrito, STD e ST nas duas épocas do ano, tendo sido classificado como hipereutrófico (chuvosa) e supereutrófico (seca) de acordo com o IET (CI) (Tabela 1). Por outro lado, no Rio Grande foram obtidos valores mais baixos de ST nas duas épocas e de Clorofila-a e Turbidez na seca, resultando na classificação “eutrófico”. O ponto Capivari foi considerado supereutrófico nas duas épocas do ano, apresentando os menores valores de Fósforo total e Nitrato em relação aos demais locais (Tabela 1).

Tabela 1 Variáveis físicas e químicas da água e resultados do Índice de Estado Trófico nos pontos de coleta Capivari, Rio Grande e Bororé, nas estações seca e chuvosa.

Pontos/ Parâmetros	Capivari		Rio Grande		Bororé	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
Transparência (m)	1.07	0.60	0.74	0.80	0.42	1.00
Profundidade Total (m)	4.50	5.50	6.00	2.50	9.00	6.00
Temperatura (°C)	22.14	26.32	19.05	25.94	20.62	25.36
pH	7.17	9.57	8.30	9.19	9.32	8.38
OD (mg.L ⁻¹)	9.62	12.26	9.72	9.64	15.37	7.82
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	111.00	160.00	140.00	123.00	200.00	222.00
STD (mg.L ⁻¹)	0.07	0.10	0.09	0.08	0.13	0.14
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	44.91*	42.77*	22.99	64.15*	140.78*	48.11*
Feofitina-a (µg.L ⁻¹)	7.11	5.26	13.31	8.45	4.54	7.08
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	0.04*	0.05*	0.08*	0.07*	0.12*	1.00*
Nitrato (mg.L ⁻¹)	<0.20	<0.20	0.23	<0.20	1.19	0.50
Nitrito (mg.L ⁻¹)	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	0.14
Nitrogênio Kjeldhal (mg.L ⁻¹)	1.36	0.93	1.95	1.29	1.45	1.25
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	114.00	120.00	<100.00	<100.00	162.00	268.00
Turbidez (UNT)	11.00	10.80	5.79	12.90	12.40	11.90
IET (CI)	65.4 ^S	65.2 ^S	62.1 ^E	67.1 ^S	71.0^H	65.7 ^S

pH=potencial hidrogeniônico; OD=oxigênio dissolvido; STD=sólidos totais dissolvidos; IET (CI)=Índice de Estado Trófico baseado na clorofila; *Valores acima do estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 para águas de Classe II (Brasil, 2005); ^E=IET (CI) Eutrófico; ^H=IET (CI) Hipereutrófico; ^S=IET (CI) Supereutrófico. Em negrito - valores mais elevados.

Abundância de zooplâncton na água

Durante o período de estudo, 22 gêneros e 30 espécies pertencentes ao zooplâncton foram identificadas. De um modo geral, o ponto que apresentou a maior densidade (m³) de indivíduos foi o Rio Grande, seguido pelo Bororé e Capivari (Fig. 2 A). O grupo mais representativo em todas as coletas foi o Filo Rotifera, com 14 gêneros e 18 espécies, que contribuíram com 80.4% da densidade total, sendo os gêneros predominantes *Keratella* (30.6%) e *Brachionus* (25.5%) (Fig. 2 A, B). A seguir veio a subclasse Copepoda, com 18.0% dos indivíduos, sendo somente 3.2% representado por organismos adultos, dos quais o gênero *Thermocyclops* (Classe Cyclopoida) participou

com 2.7% do total de copépodos encontrados (Fig. 2 C). Na Ordem Cladocera foram identificadas seis espécies e quatro gêneros, que participaram com apenas 1.6% da densidade total. *Bosmina* foi o gênero predominante (95.2%), seguido por *Daphnia* spp. (3.2%) e *Ceriodaphnia* spp. (1.2%) (Fig. 2 D).

A classe Calanoida ocorreu apenas no Rio Grande, sendo que neste local os cladóceros estiveram ausentes no período seco, ocorrendo baixa quantidade de indivíduos (82 indivíduos.m⁻³) no período chuvoso.

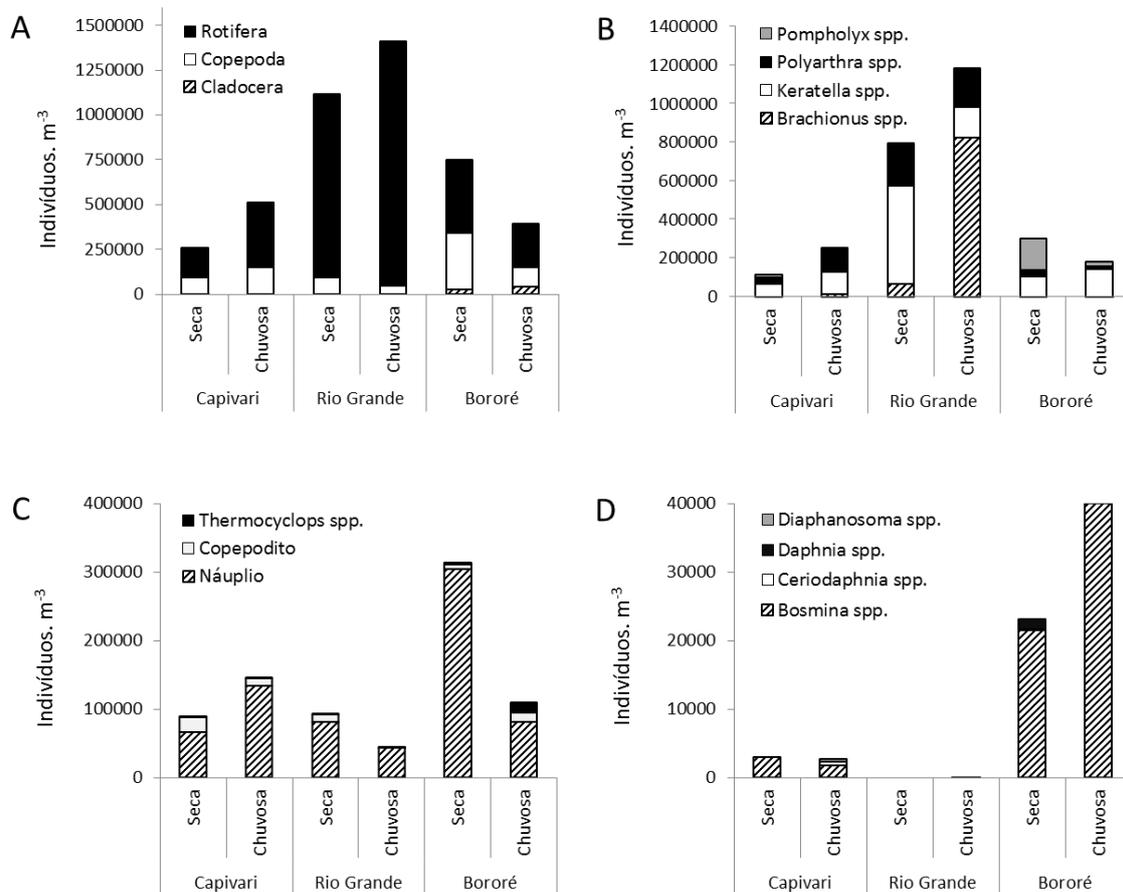


Fig. 2 Densidade total (m⁻³) dos diferentes grupos zooplantônicos da água do Complexo Billings, nos pontos Capivari, Rio Grande e Bororé nas épocas seca e chuvosa. (A) densidade total de Rotifera, Copepoda e Cladocera; (B) principais gêneros de Rotifera; (C) principais gêneros de Copepoda e estágios imaturos; (D) principais gêneros de Cladocera.

Dieta de P. platana

Um total de 120 exemplares com comprimento total variando entre 20 e 77 mm foi analisado. De acordo com o Índice Alimentar (IA_i) calculado para todos os locais e épocas do ano, a espécie consumiu itens diversificados, ocorrendo uma predominância de Zooplâncton (68.3%), seguido de Matéria Orgânica (18.0%), Outros (5.4%), Insetos (3.2%), Matéria Vegetal (2.8%) e Algas (2.3%).

Considerando a dieta da espécie por ponto de coleta, de modo geral, zooplâncton foi o item mais importante (Fig. 3 A). Matéria Vegetal e insetos ocorreram em maior proporção no ponto Capivari (seca) (16.5 e 10.8%, respectivamente). Verificou-se que os indivíduos de menor porte consumiram mais zooplâncton ($IA_i = 65.3\%$) do que os maiores ($IA_i = 44.1\%$). Náuplios e rotíferos participaram com 5.0% e 12.3% do zooplâncton na dieta dos indivíduos menores (CT1) respectivamente, enquanto que nos de maior porte (CT2), estes estiveram praticamente ausentes. De um modo geral, Algas, Matéria Orgânica e Insetos foram pouco consumidos, com valores de $IA_i < 5.0\%$ (Fig. 3 B).

Uma análise mais detalhada da categoria Zooplâncton na dieta da espécie indicou que o IA_i variou entre locais e épocas do ano (Fig. 3 C). Os itens mais representativos foram Cladocera, Restos de Zooplâncton e Copepoda Cyclopoida. No ponto Bororé predominaram os Cladocera, enquanto que nos demais locais a participação dos diferentes grupos foi equitativa, com exceção do Rio Grande na época seca, onde os Copepoda Cyclopoida (72.7%) foram predominantes. Comparando os resultados obtidos pelo IA_i e Método Numérico, verificou-se um padrão de abundância semelhante entre os diversos grupos, desconsiderando o item Restos de Zooplâncton, que não pôde ser quantificado (Fig. 3 D). No ponto Rio Grande houve uma predominância de Copepoda Cyclopoida na época seca e Cladocera esteve entre as presas preferenciais no ponto Bororé (Fig. 3 D).

Os principais itens da dieta da espécie por local amostrado, obtidos pelos métodos de Frequência de Ocorrência (F_i) e Numérico (N_i) foram *Bosmina* spp. e Copepoda Cyclopoida (jovens e adultos). No ponto Rio Grande

(seca) os itens Chydoridae, *Keratella cochlearis* e Larva de Díptera não identificada foi bastante frequente, mas com baixo N_i . *P. platana* mostrou uma preferência pelos rotíferos *Polyarthra* spp. (48.7%) e *B. angularis* (28%) no Rio Grande (chuvosa), diferente do observado nos demais pontos de coleta (Anexo 1).

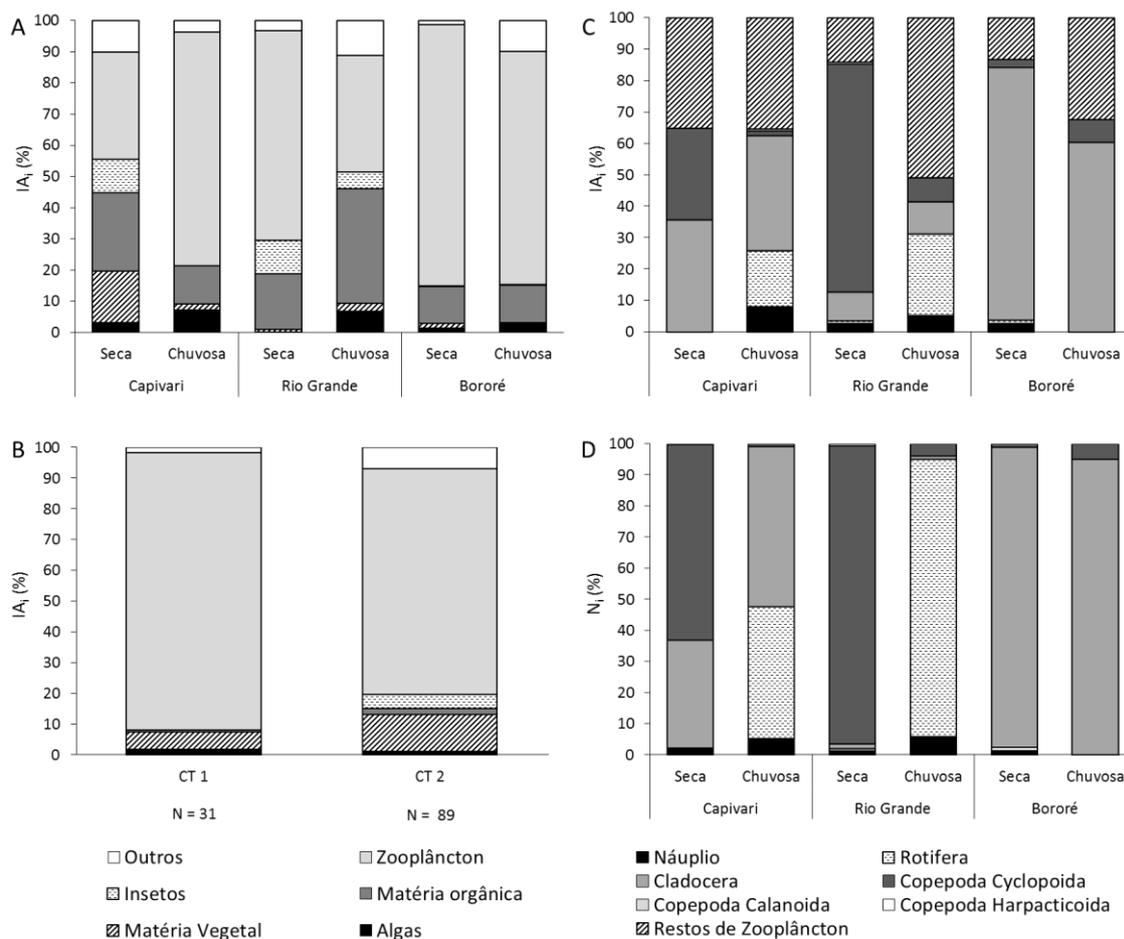


Fig. 3 Composição da dieta de *P. platana* no Reservatório Billings, baseada no Índice Alimentar (IA_i) (A, B e C), e abundância (%) dos diferentes grupos zooplânctônicos calculados pelo Método Numérico (N_i) (D). (A) Dieta geral por ponto de coleta nas duas épocas do ano e (B) por classes de comprimento total (CT1 e CT2) e N = número de peixes analisados. (C) Detalhamento da principal categoria alimentar (zooplâncton) por ponto de coleta e época do ano.

As ordenações realizadas pelo método de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), para verificar a existência de variações espaciais na dieta de *P. platana* e da categoria Zooplâncton em particular, indicaram semelhança na dieta geral da espécie entre os diferentes pontos de

coleta (Fig. 4 A), porém, quando considerada somente a categoria Zooplâncton, foram observadas diferenças especialmente entre os pontos Rio Grande e Bororé (Figura 4 B). Este fato foi confirmado pela análise de porcentagem similaridade SIMPER, que indicou uma dissimilaridade geral média de 78.81% entre os três pontos. Ainda de acordo com esta análise, os pontos Bororé e Rio Grande foram os que apresentaram maior dissimilaridade (95.3%), sendo que *Bosmina* contribuiu com 48.4% da dissimilaridade e Cyclopoida com 31.1%. Os pontos Bororé e Capivari foram os que apresentaram menor dissimilaridade (57.12%), sendo *Bosmina* e Cyclopoida responsáveis por 54.1% e 18.4% da dissimilaridade observada, respectivamente.

A seletividade alimentar calculada pelo índice de Ivlev (Fig. 5) indicou que, de modo geral, os rotíferos foram evitados e *Bosmina*, Chydoridae, Cyclopoida, Harpacticoida e *Lecane* os itens mais selecionados. O único gênero selecionado positivamente em todos os pontos de coleta foi *Bosmina*. Os Cyclopoida foram selecionados positivamente em alguns locais como Capivari (seca) e Rio Grande (seca e chuvosa), sendo considerados como presa aleatória nos pontos Capivari (chuvosa) e Bororé (seca e chuvosa). Já os náuplios foram rejeitados ou selecionados aleatoriamente. No ponto Bororé foram selecionados apenas os cladóceros *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, Chydoridae e *Moina* e o Rotifera *Lecane*. No Capivari foi observada preferência por *Bosmina*, Chydoridae, Cyclopoida, Calanoida e Harpacticoida. O ponto Rio Grande foi o que apresentou o maior número de presas selecionadas positivamente, incluindo o Rotifera *Lecane* e todos os taxa de Copepoda e Cladocera.

Com exceção de *Polyarthra*, a maioria dos rotíferos observados na amostra de água não foi selecionada por *P. platana*. Por outro lado, os gêneros *Ilyocryptus*, *Macrothrix*, *Moina*, *Lecane*, Chydoridae e Copepoda Harpacticoida foram observados no conteúdo estomacal, porém, estiveram ausentes na amostra ambiental, indicando uma seleção positiva das presas.

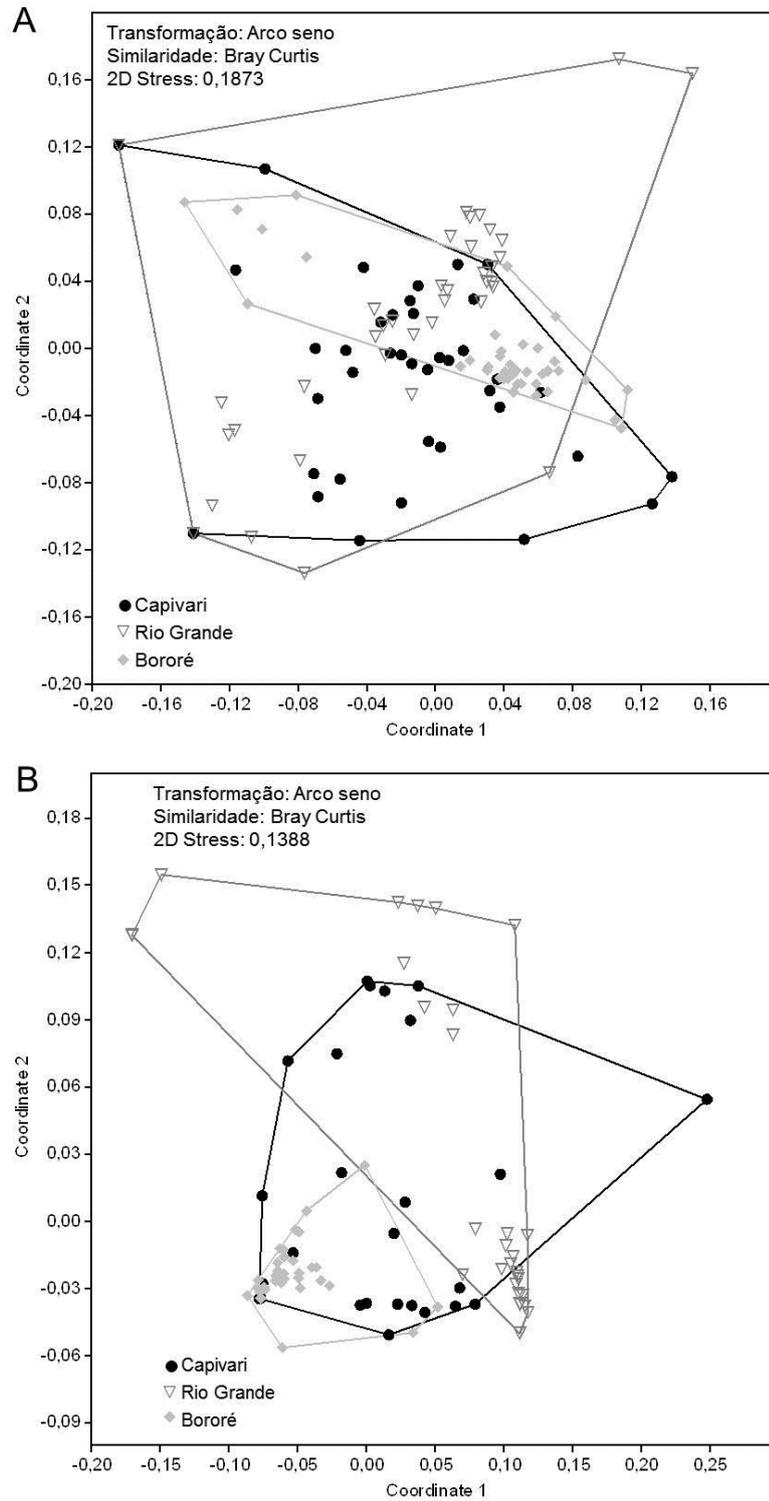


Fig. 4 Análise da dieta de *P. platana* através do método de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseada nos dados obtidos através do método dos Pontos, considerando (A) dezesseis categorias alimentares e (B) principal categoria alimentar (zooplâncton), baseada no método Numérico.

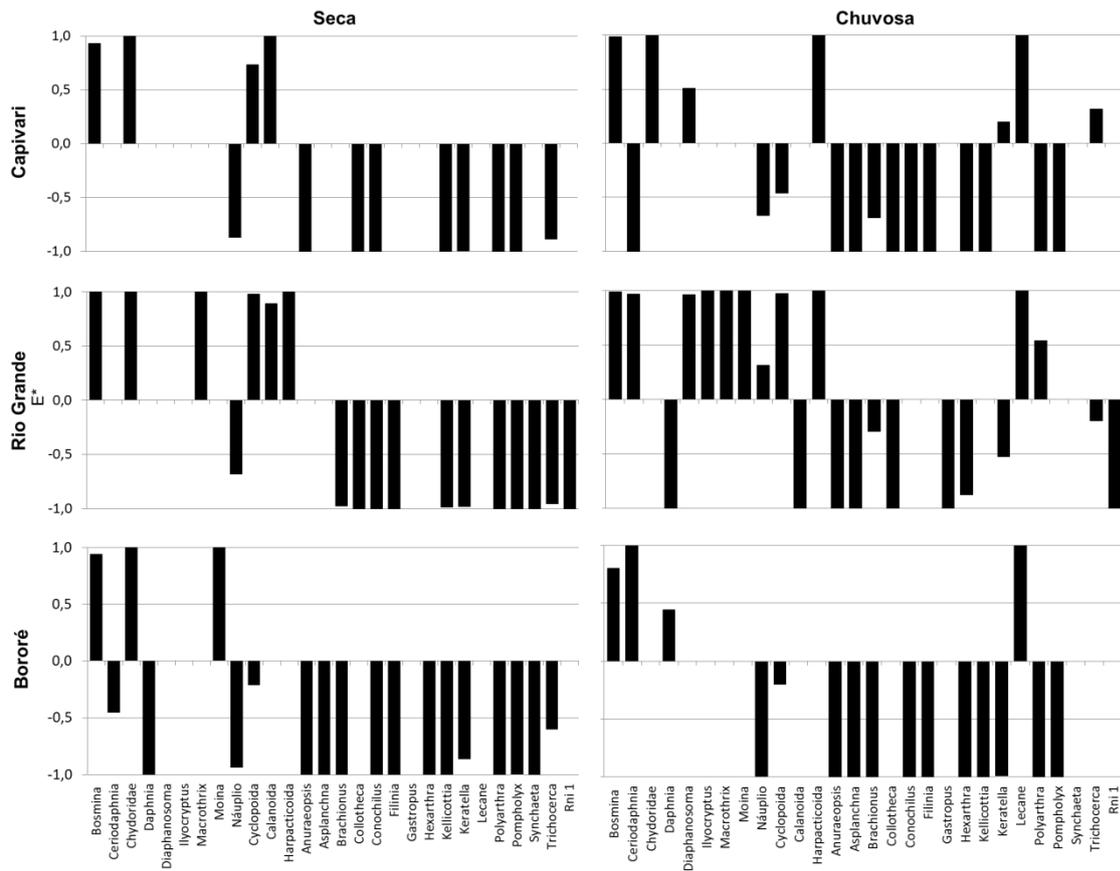


Fig. 5 Valores do Índice de Seletividade de Ivlev (E) calculados com base nos organismos zooplancônicos observados na dieta de *P. platana* e no ambiente, nas épocas seca e chuvosa nos pontos de coleta Capivari, Rio Grande e Bororé. Rni1 – Rotífero não identificado.

A amplitude de nicho calculada pelo Índice de Levins variou entre os diferentes locais, sendo o menor valor verificado no ponto Bororé, na época seca ($B_A = 0.124$) e chuvosa ($B_A = 0.238$), enquanto que valores mais elevados ocorreram no ponto Capivari na seca ($B_A = 0.499$) e na chuvosa ($B_A = 0.526$). No ponto Rio Grande foi verificada uma diferença entre as épocas do ano, com valores mais baixos na seca ($B_A = 0.2021$) e maiores na chuvosa ($B_A = 0.4652$).

Discussão

Dados ambientais

Com exceção do Rio Grande (seca), a Clorofila-a excedeu o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357 para águas de Classe II (Brasil,

2005). Já o Fósforo Total esteve acima do permitido pela resolução em todos os locais amostrados (Tabela 1). Em relação ao estado trófico os pontos de coleta variaram de eutrófico a hipereutrófico, confirmando a heterogeneidade espacial do complexo, já observada por Carvalho et al. (1997), Lamparelli (2004) e Wengrat & Bicudo (2011).

Uma maior semelhança das características limnológicas no Complexo Billings foi observada durante o período chuvoso, especialmente entre os pontos Capivari e Rio Grande. Já na época seca ocorreu uma maior heterogeneidade entre os compartimentos estudados, indicando que o ponto Bororé diferiu dos demais por apresentar IET (CI) hipereutrófico (CETESB, 2014), provavelmente devido à influência sofrida pelo bombeamento do Rio Pinheiros. De acordo com CETESB (2015), a análise do IET (CI) obtido entre os anos 2009 e 2014 indica que a eutrofização do ponto Bororé tende a piorar ao longo do tempo. Já o Rio Grande foi o local menos eutrofizado, fato também observado por Wengrat & Bicudo (2011), que registraram IET (CI) mesotrófico e eutrófico neste local. Todavia, há que se considerar que o baixo IET (CI) registrado neste estudo no Rio Grande pode ter sido influenciado pela frequente aplicação de sulfato de cobre que visa o controle do crescimento de algas, causando redução nas concentrações de Clorofila-a (Lamparelli, 2004; Meirinho, 2010).

O zooplâncton foi caracteristicamente composto por microzooplâncton (rotíferos e náuplios) em todos os pontos amostrados, indicando relação com os níveis de eutrofização, conforme também observado para 16 represas do Estado de São Paulo (Esteves & Sendacz, 1988). Vários fatores podem explicar tal relação, mas de acordo com Pejler (1983), o aumento do estado trófico favorece organismos especializados em se alimentar de pequenas partículas e bactérias presentes no ambiente. Ainda, as formas menores de zooplâncton apresentam maiores taxas de filtração quando o alimento não é limitante, sendo favorecidos pela eutrofização (Porter & McDonough, 1984).

Quanto aos copépodos ciclopóides, *Thermocyclops* foi o gênero predominante, demonstrando alta tolerância a ambientes eutrofizados, conforme já verificado por Sousa et al. (2008), enquanto os calanóides estiveram presentes somente no ponto menos eutrofizado (Rio Grande). Fato

semelhante foi observado por Esteves & Sendacz (1988), Matsumura-Tundisi & Galizia-Tundisi (2003) e Sousa *et al.* (2008), que não registraram este grupo em locais com altos níveis de eutrofização.

Comparando os diferentes pontos, os cladóceros foram mais abundantes nos locais mais eutrofizados como o Bororé, ao contrário do verificado por Sousa *et al.* (2008), onde este grupo foi mais abundante em locais com IET (CI) baixo. Tal fato pode ser explicado devido às diversas estratégias de alimentação empregadas pelos cladóceros. De acordo com Esteves & Sendacz (1988), o gênero que apresentou maior predominância em reservatórios do Estado de São Paulo foi *Bosmina*, um microfiltrador que é favorecido em ambientes mais eutróficos, já que as partículas ingeridas estão diretamente relacionadas com o tamanho de seu corpo. Já organismos como *Daphnia* exercem maior controle sobre o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, diferenciando-se das pequenas espécies de cladóceros e rotíferos (Carpenter & Kitchell, 1993), sendo, porém, prejudicados em locais eutrofizados, pois possuem elevados níveis de rejeição de alimentos, com um alto custo metabólico (Porter & McDonough, 1984).

De um modo geral a abundância e composição da comunidade zooplanctônica no Rio Grande sofreu modificações ao longo do tempo, quando comparado a trabalhos realizados anteriormente (Sendacz, 1984; Kubo, 1989). Verificou-se um aumento na quantidade de rotíferos e uma queda drástica na abundância de cladóceros, sendo que diversas espécies registradas anteriormente estiveram ausentes no presente estudo, reforçando a hipótese de que a comunidade zooplanctônica vem sofrendo modificações. Deve-se considerar ainda que a baixa abundância de Cladocera pode estar relacionada com a aplicação de sulfato de cobre na região, uma vez que já foi verificado em experimentos de toxicidade que *Bosmina longirostris*, dentre outras espécies, foi a que demonstrou maior sensibilidade ao composto (Koivisto *et al.*, 1992).

Dieta de P. platana

A composição do zooplâncton analisada em regiões temperadas apresenta relações com o estado trófico, sendo muitas vezes explicada pela disponibilidade de alimento, bem como pela predação por peixes planctófagos (Brooks & Dodson, 1965). No Brasil não é comum o registro de espécies exclusivamente planctófagas (Esteves & Sendacz, 1988), porém, a ocorrência de *P. platana* em todo o Complexo Billings e em outros reservatórios do Alto Tietê, nas formas adulta e jovem (Giamas et al., 2004; Castro et al., 2011) indica que esta já se encontra estabelecida.

Os resultados da dieta mostraram que a espécie é zooplanctófaga, alimentando-se também de itens ocasionais como insetos, matéria vegetal e algas. Embora os rotíferos tenham sido os organismos mais abundantes na coluna d'água, os Copepoda Cyclopoida e Cladocera foram os organismos mais consumidos. De acordo com o Índice de seletividade de Ivlev, alguns rotíferos foram selecionados apenas na época chuvosa, e somente no Rio Grande ocorreu uma seleção de *Diaphanosoma*, *Ilyocryptus* e *Macrothrix*. Espécies de hábitos litorâneos como Chydoridae, *Ilyocryptus*, *Macrothrix* (Santos Wisniewski et al., 2002; Castilho-Noll et al., 2010), e Harpacticoida (epibentônico) (Wetzel, 2001) bem como de outros organismos ausentes na amostra ambiental foram selecionados positivamente, indicando uma exploração eventual da região litorânea, onde não foram obtidas amostras de zooplâncton. Estes resultados sugerem a ocorrência de uma predação seletiva, conforme extensamente relatado na literatura para peixes planctófagos (Lazzaro, 1987; Aguiaro et al., 2003; Falkenhaus & Dalpadado, 2013). Todavia, o mecanismo pelo qual ocorre esta seleção não está totalmente esclarecido. Resultados obtidos com um clupeídeo marinho *Sprattus sprattus*, indicam que esta espécie apresenta uma alimentação seletiva (Arrhenius, 1996; Mollmann & Koster, 1999), sendo considerado um predador visual, com o período de alimentação principal ocorrendo durante o dia.

Aguiaro et al. (2003) sugeriram que *P. platana*, é um “predador de partículas” segundo a classificação de Lazzaro (1987), alimentando-se durante o dia. No presente estudo, devido à heterogeneidade dos itens alimentares registrados nos diferentes pontos de coleta e épocas do ano, com presença do

fitoplâncton em 36% dos estômagos analisados, supõe-se que a captura deste não seja incidental ou derivada da dieta de algum indivíduo ingerido. A presença de grandes algas (*Ceratium* e colônias de Cyanophyceae), bem como de pequenos organismos, como rotíferos e *Bosmina* spp. no conteúdo, sugerem que além de selecionador de partículas, *P. platana* é um filtrador, de acordo com as características descritas por Falkenhaus & Dalpadado (2013) para organismos com esse tipo de estratégia alimentar. Mecanismos semelhantes, incluindo três diferentes modos de alimentação foram observados para o clupeídeo *Alosa pseudoharengus*, incluindo “*gulping*”, seleção de partículas e filtração (Bean, 2002).

Os predadores visuais localizam e atacam uma única presa (Lazzaro, 1987), podendo suprimir populações de grandes indivíduos zooplanctônicos, reforçando indiretamente a população de fitoplâncton e de pequenos organismos zooplanctônicos (Gliwicz & Pijanowska, 1989). Já os filtradores aprisionam partículas presentes na água, utilizando seus rastros branquiais ou outras estruturas, afetando populações de menor zooplâncton e de grandes algas e, indiretamente, beneficiando pequenas algas e copépodes (Drenner & Hambright, 1987; Lazzaro, 1987; Hambright et al., 2002). Porém, outros estudos devem ser realizados a fim de compreender melhor as estratégias alimentares da espécie estudada.

Considerando que os valores da amplitude de nicho representam uma medida da especialização trófica de uma espécie (Hurlbert, 1978), de um modo geral foram obtidos baixos valores de amplitude de nicho, indicando que *P. platana* é especialista. Com exceção do ponto Rio Grande (seca) a amplitude de nicho foi menor nos locais mais eutrofizados, tendendo a aumentar de acordo com a queda do IET (CI). Esta observação parece estar de acordo com estudos que sugerem que conforme os ecossistemas tornam-se mais degradados, os nichos que favorecem a presença de espécies nativas são perdidos, possibilitando a ocupação por espécies exóticas (Rapport et. al. 1985; Schindler 1990). Uma maior tendência à especialização alimentar da espécie também foi observada no período seco, fato já verificado em estudos realizados em riachos neotropicais (Prejs & Prejs, 1987; Deus & Petreire-Junior, 2003). Por outro lado, a maior diversificação alimentar obtida no período

chuvoso é característica de espécies abundantes, adaptadas a ambientes instáveis (Levins, 1968). Segundo Lowe-McConnell (1987) as variações na dieta de um predador podem ser derivadas de flutuações abióticas, sazonais ou de mudanças na abundância da presa, pois a disponibilidade de alimento é um fator chave na determinação do que é ingerido pelo peixe, embora possa ou não determinar a dieta.

Impactos esperados sobre a cadeia trófica

Aparentemente, a bem sucedida invasão da espécie na região ocorreu devido à sua capacidade em explorar a região limnética do reservatório, que constitui um compartimento normalmente pouco ocupado pelas espécies de peixes de reservatórios no sudeste do Brasil, conforme observado por Araújo-Lima et al. (1995). Todavia, a identificação de organismos zooplânctônicos com hábitos mais litorâneos na dieta, como Chydoridae, *Ilyocryptus* e *Macrothrix* (Santos-Wisniewski et al., 2002; Castilho-Nol et al., 2010), indicam que *P. platana* também pode obter seu alimento na região litorânea, próximo às macrófitas, conforme observado no Rio Grande (seca). De acordo com Agostinho & Júlio-Jr. (1999) os peixes tendem a mudar de alimento quando a oferta alimentar é modificada, o que reflete a queda dos itens preferenciais e a necessidade de ganho energético, visto que haveria um maior consumo de energia na busca por presas preferenciais escassas (Dill, 1983).

Os resultados deste estudo também indicaram que embora a dieta da espécie tenha sido semelhante para os diferentes pontos de coleta, ocorreram variações quanto às espécies de zooplâncton consumidas, com uma maior semelhança entre os pontos mais eutrofizados como Bororé e Capivari, o que sugere que o efeito da predação via cascata trófica (Brooks & Dodson, 1965) pode ser distinto de acordo com o local em que a espécie se encontra. Todavia, os efeitos sobre as comunidades ecológicas podem ocorrer via processos “bottom-up” (de recursos), ou “top down” (predação), sendo que a influência relativa de cada um varia de acordo com a época do ano, estrutura da cadeia alimentar e composição de espécies (Vanni & Finlay 1990; Steiner, 2001). Além disto, fatores abióticos também podem modificar a intensidade dos

processos “top down” e “bottom up” devido aos efeitos sobre a produtividade primária e interações presa-predador (Steiner 2001; Karlsson et al. 2009).

Para avaliar os potenciais efeitos de *P. platana* sobre os níveis tróficos inferiores no Complexo Billings deve-se considerar que locais com níveis de nutrientes mais elevados são mais resistentes ao efeito cascata, o qual é mais intenso em ambientes oligotróficos (McQueen et al, 1986). Desta forma, devido aos altos níveis de eutrofização de todo o Complexo e ao grande aporte de matéria orgânica no sistema, derivado do lançamento irregular de efluentes domésticos e industriais e do bombeamento das águas do rio Pinheiros, a presença de uma espécie zooplânctívora pode estar afetando os níveis tróficos inferiores de diferentes formas.

Assim, embora tenha ocorrido uma forte predação sobre as populações de *Bosmina* spp. nos pontos mais eutrofizados como Bororé e Capivari, e esta seja considerada uma espécie microfiltradora que consome algas verdes como um dos itens preferenciais (Zaret & Kerfoot, 1975), a redução das populações fitoplanctônicas via predação nestes locais poderia não ser muito intensa devido à alta carga orgânica nestes locais. Todavia, há que se considerar que estudos experimentais com o peixe zooplânctívoro *Astyanax* indicaram que uma predação seletiva sobre os cladóceros aumentou as populações fitoplanctônicas. Esta predação favoreceu competitivamente os rotíferos, que por sua vez provocaram um aumento da reciclagem de nutrientes, constituindo um fator adicional para o crescimento fitoplanctônico (Arcifa et al., 1995). Diferentes mecanismos poderiam estar envolvidos no aumento do fitoplâncton do Complexo Billings, sugerindo que a introdução *P. platana* poderia representar um mecanismo adicional de aumento da biomassa fitoplanctônica. Possivelmente o impacto da espécie nas regiões menos eutrofizadas, como no ponto Rio Grande seja distinto, uma vez que foram consumidos principalmente Cyclopoida e Rotifera. No entanto, como os Cyclopoida podem ingerir algas cianofíceas filamentosas ou coloniais (Esteves & Sendacz, 1988), pode se supor que a introdução da espécie também esteja causando efeitos sobre a biomassa fitoplanctônica nesta região do reservatório.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto de Pesca e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e a todos os seus funcionários do setor de Análises Toxicológicas pela viabilização deste trabalho. Ao Marcos Gomes Nogueira e sua equipe pela colaboração e ensinamentos. A Maria Letizia Petesse pela atenção e carinho durante as elaborações estatísticas. Ao Prof. Marcelo Luiz Martins Pompêo e seus alunos pela essencial ajuda durante as análises dos dados. A todos os pescadores da Colônia de Pescadores Orlando Feliciano pela inestimável contribuição durante as coletas. À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos concedida.

Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECILIO, E.; GOMES, L. C. and SAMPAIO, A. A. 1994 Spatial and temporal distribution of Sardela, *Hypophthalmus edentatus* (Pisces, Siluroidei), in the area of influence of the Itaipu Reservoir (Paraná, Brazil). *Revista Unimar*, 16(3), 27–40.
- AGOSTINHO, A. A. e JÚLIO-JR., H. F. 1999 Peixes da bacia do rio Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Edusp. Cap. 16, p. 374–399.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. e JÚLIO JR, H. F. 2005 Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In ROCHA, O. et al. *Espécies invasoras em águas doces – Estudos de caso e proposta de manejo*. São Paulo: Editora Universidade Federal de São Carlos. p. 13–26.
- AGUIARO, T.; BRANCO, C. W. C.; VERANI, J. R. and CARAMASCHI, E. P. 2003 Diet of the Clupeid Fish *Platanichthys platana* (Regan, 1917) in Two Different Brazilian Coastal Lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46(2), 215–222.
- APHA, 2005 Standard methods for the examination of water and freshwater. Washington: American Public Health Association.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A. and FABRÉ, N. N. 1995 Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In TUNDISI, J. G. et al. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p. 105–136.

- ARCIFA, M. S.; STARLING, F. R. L. M.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. and LAZZARO, X. 1995 Experimental limnology. In TUNDISI, J. G. et al. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL.
- ARRHENIUS, F. 1996 Diet composition and food selectivity of 0-group herring (*Clupea harengus* L.) and sprat (*Sprattus sprattus* (L.)) in the northern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 53, 701–712.
- BASILE-MARTINS, M. A. 1978 *Comportamento e alimentação de Pimelodus maculatus Lacépède, 1803 (Osteichthyes Siluriformes, Pimelodidae)*. São Paulo. 143 p. (Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- BEAN, T. 2002 *Introduced species summary project: Alewife (Alosa pseudoharengus)*. Disponível em: <http://www.columbia.edu/itc/cerc/danoff-burg/invasion_bio/inv_spp_summ/alewife.html> Acesso em: 16 jul. 2015.
- BØHN, T. and AMUNDSEN, P. A. 1998 Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River System, northern Norway. *Journal of Plankton Research*, 20(2), 243–256.
- BRASIL. 2005 Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial Da União*, Brasília, 18 de março de 2005, N° 053, 58-63 p.
- BROOKS, J. L. and DODSON, S. I. 1965 Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science*, 150: 28–35.
- CARDOSO, M. M. L. 2009 *Efeitos de peixes zooplanctívoros e onívoros sobre a resposta de comunidades planctônicas à fertilização por nutrientes*. Natal/RN. 51 p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte).
- CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R. e MARIANI, C. F. 2014 Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, 28(1), 31–43.
- CARPENTER, S. R. and KITCHELL, J. F. 1993 *The Trophic Cascade in Lakes* (Vol. 66). Cambridge University Press. 400 p.
- CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R.; COCHRAN, P. A.; ELSER, J. J.; ELSER, M. M.; LODGE, D. M.; KRETCHMER, D.; HE, X. and VON ENDE, C. N. 1987 Regulation of Lake Primary Productivity by Food Web Structure. *Ecology*, 68(6), 1863–1876.
- CARVALHO FILHO, A. 1994 *Peixes Costa Brasileira*. São Paulo: Marca D'Água. 304 p.

- CARVALHO, M. C.; COELHO-BOTELHO, M. J.; LAMPARELLI, M. C.; ROQUETTI-HUMAITÁ, M. H.; SALVADOR, M. E. P.; SOUZA, R. C. R. and TRUZZI, A. 1997 Spatial and temporal variation of chlorophyll a, plankton and some physico-chemical factors at Billings Complex, São Paulo, Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26, 452–457.
- CASTILHO-NOLL, M. S. M.; CÂMARA, C. F.; CHICONE, M. F. and SHIBATA, É. H. 2010 Pelagic and littoral cladocerans (Crustacea, Anomopoda and Ctenopoda) from reservoirs of the Northwest of São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*, 10(1), 21–30.
- CASTRO, P. M. G.; GOMEZ, A. B.; MARUYAMA, L. S.; MENEZES, L. C. B. e MONTEIRO JUNIOR, A. 2011 Registros Históricos Da Ictiofauna Presente Na Represa Billings (Bacia Do Alto Tietê , SP). In: CONBEP - Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca. Belém, PA
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2000 Norma técnica. Zooplâncton marinho: métodos qualitativo e quantitativo método de ensaio. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2011 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2010. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2012 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2011. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2013 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2012. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2014 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2013. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2015 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2014. São Paulo.
- CLARKE, K. R., and WARWICK, R. M. 1994 *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E: Plymouth (2nd edition).
- COSTA, M. P. 1998 *A ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental do complexo Billings, São Paulo*. São Paulo. 134 p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).

- DE SMET, W. H. 1996 Rotifera: The Proalidae (Monogononta). In: DUMONT, H. J. (ed). *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. The Hague: SBP Academic Publishing, v. 4. 102p
- DEUS, C. P. and PETRERE-JUNIOR, M. 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4), 579–588.
- DI PRINZIO, C. Y.; OMAD, G.; MISERENDINO, M. L. and CASAUX, R. 2015 Selective foraging by non-native rainbow trout on invertebrates in Patagonian streams in Argentina. *Zoological Studies*, 54(1).
- DILL, L. M. 1983 Adaptive Flexibility in the Foraging Behavior of Fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(4), 398–408.
- DRENNER, R. W. and HAMBRIGHT, K. D. 1987 Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid and the cichlid's effects on plankton community structure. *Limnology and Oceanography*, 32(5), 1138–1144.
- EDMONDSON, W. T. and WINBERG, G. G. 1971 *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook n°17. Oxford Blackwell. 358p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1997 *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Universa, Brasília. 156 p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L. and PADOVESI-FONSECA, C. 2004 New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 43, n. 3a, p. 415-422.
- ESTEVES, 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*, v. 11, p 587-604.
- FALKENHAUG, T. and DALPADADO, P. 2013 Diet composition and food selectivity of sprat (*Sprattus sprattus*) in Hardangerfjord, Norway. *Marine Biology Research*, 10(3), 203–215.
- FERNANDES, R.; GOMES, L. C. e AGOSTINHO, A. A. 2003 Pesque-pague: Negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas? *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 25(1), 115–120.
- FIALHO, C. B. 1998 *Estudo da comunidade de peixes da lagoa das Custodias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil*. São Carlos (Tese de Doutorado da Universidade Federal de São Carlos). 206 p.

- FURLAN, N., ESTEVES, K. E., and 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.
- GERALDES, A. M. and BOAVIDA, M. J. 2005 Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes and Reservoirs Management*, 10(1), 59–69.
- GIAMAS, M. T. D.; CAMPOS, E. C.; CAMARA, J. J. C. da; VERMULM JUNIOR, H. e 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.
- GLIWICZ, Z. M. and PIJANOWSKA, J. 1989 The role of predation in zooplankton succession. In SOMMER, U., *Plankton Ecology*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. pp. 235–296.
- GÜTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. and ROCHA, O. 2004 *Macrothrix flabelligera*, a newly-recorded Cladocera Macrothricidae in Brazilian freshwaters. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.2, p.221-226.
- HAMBRIGHT, K. D.; BLUMENSHINE, S. C. and SHAPIRO, J. 2002 Can filter-feeding fishes improve water quality in lakes? *Freshwater Biology*, 47(6), 1173–1182.
- HAMMER, Ø. 2012 *PAST*: Reference manual. Natural History Museum University of Oslo.
- HYSLOP., E. J. 1980 Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.
- HYNES, H. B. N. 1950 The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pigosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19 (1): 35-58.
- HRBÁČEK, J.; BVORAKOVA, K.; KORINEK, V. and PROCHAZKOVA, L. 1961 Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of the zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 14, 192–195.
- HULBERT, S.H. 1978 The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, v. 59, n.1, p. 67–77.
- IVLEV, V. S., 1961. Experimental ecology of the feeding of fishes. New Haven:Yale University Press.

- KARLSSON, J.; BYSTRÖM, P.; ASK, J.; ASK, P.; PERSSON, L. and JANSSON, M. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* 460: 506-509.
- KAWAKAMI, E. & G. VAZZOLER. 1980 Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(2): 205- 207.
- KOIVISTO S, KETOLA M, and WALLS M. 1992 Comparison of five cladoceran species in short- and long-term copper exposure. *Hydrobiologia* 248:125–36.
- KOSTE, W. 1978 *Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk*. Berlin: Gebrüder Borntraeger. 673 p.
- KOTOV, A. A. 2009 *Revision of Leydigia Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus*. Zootaxa, v. 2082. New Zeland: Magnolia Press.
- KOTOV, A. A.; DAMME, K. V. and ELÍAS-GUTIÉRREZ 2003 Differentiation between African *Leydigia* ciliate Gauthier, 1939 and Neotropical L. cf. *striata* Birabén, 1939 (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). *Hydrobiologia*, v. 505, p.179-197.
- KREBS, C. J. 1989 *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row Publishers.
- KUBO, E. 1989. *Autodepuração da represa do Rio Grande (Complexo Billings-SP): zooplâncton*. São Paulo. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- 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. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. e CASATTI, L. 2007 Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná : composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 181-197.
- LAZZARO, X. 1987 A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146, 97–167.
- LEVINS, R. 1968 *Evolution in Changing Environments: Some Theoretical Explorations*. New Jersey: Princeton University Press.
- LOGAN, M. 2010 *Biostatistical design and analysis using R: A practical guide*. John Wiley & Sons. 546 p.

- LOWE-McCONNELL, R. H. 1987 Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge University Press.
- MARCENIUK, A. P.; HILSDORF, A. W. D. S. e LANGEANI, F. 2011 A ictiofauna de cabeceiras do rio Tietê, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3), 217–236.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. and GALIZIA TUNDISI, J. 2003 Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, 504, 215–222.
- MATTOX, G. M. T. 2008 *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana*. São Paulo: Instituto Socioambiental. 361 p.
- McQUEEN, D. J.; POST, J. R. and MILLS, E. L. 1986 Trophic Relationships in Freshwater Pelagic Ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(8), 1571–1581.
- MEIRINHO, A. 2010 *Compartimentalização da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)*. São Paulo. 89 p. (Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- MINCHIN, P. R. 1987 An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69, 89–107.
- MOLLMANN, C. and KOSTER, F. W. 1999 Food consumption by clupeids in the Central Baltic: evidence for top-down control? *ICES Journal of Marine Science*, 56, 100–113.
- MORETTO, E. M.; MARCIANO, F. T.; VELLUDO, M. R.; FENERICH-VERANI, N.; ESPÍNDOLA, E. L. G. and ROCHA, O. 2008 The recent occurrence, establishment and potential impact of *Geophagus proximus* (Cichlidae: Perciformes) in the Tietê River reservoirs: an Amazonian fish species introduced in the Paraná Basin (Brazil). *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 3013–3025.
- NOGRADY, T. and SEGERS, H. 2002 Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In: DUMONT, H. J. *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishers, v. 6. 264 p.
- NOGRADY, T.; POURRIOT, R. and SEGERS H. 1995 Rotifera: The Notommatidae and the Scaridiidae. In: DUMONT, H. J. *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands. SPB Academic Publishing, v. 3. 248 p.
- OLIVEIRA, A. G. 1997 *Dinâmica populacional de lycengraulis grossidens agassiz, 1829 nas lagoas Itapeva e Quadros, subsistema norte de*

lagos costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Engraulididae). Porto Alegre (Dissertação de Mestrado da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul). 105 p.

- ORDÓÑEZ, J.; ARMENGOL, J.; MORENO-OSTOS, E.; CAPUTO, L.; GARCÍA, J. C. and MARCÉ, R. 2010 On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clear-water phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia*, 653(1), 119–129.
- PEJLER, B. 1983 Zooplanktic indicators of trophic and their food. *Hydrobiologia*, 101, 111–114.
- PREJS, A. and PREJS, K. 1987 Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. *Oecologia*, 71: 397-404.
- PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F.; MIRANDA, F.; MOTA, T. G.; RESCK, R.; SANTOS, A. M.; MAIA-BARBOSA, P. M.; MELLO, N. A. S. T.; MARQUES, M. M.; CAMPOS, M. O. and BARBOSA, F. A. R. 2008 The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 Suppl), 1025–1037.
- PORTER, K. G. and McDONOUGH, R. 1984 The energetic cost of response to blue-green algal filaments by cladocerans. *Limnology and Oceanography*, 29(2), 365–369.
- QUIRÓS, R. and BOVERI, M. B. 1999 Fish Effects on Reservoir Trophic Relationships. *Theoretical Reservoir Ecology and Its Application*, 529–546.
- RAPPORT, D. J.; REGIER, H. A. and HUTCHINSON, T. C. 1985 Ecosystem behaviour under stress. *American Naturalist* 125: 617–640
- REID, J. W. 1985 Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia Universidade de São Paulo*, v. 9. p. 17-143.
- RICCIARDI, A. and MACISAAC, H. J. 2011 Impacts of biological invasions on freshwater ecosystems. In: RICHARDSON, D. M. *Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing Ltd. p. 211–224.
- ROCHA, C. E. F. 1998 New morphological characters useful for the taxonomy of the genus *Microcyclops* (Copepoda, Cyclopoida). *Journal of Marine Systems*, v. 15, p. 425–431.

- SANTOS WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M. and MATSUMURA-TUNDISI, T. 2002 Cladocera Chydoridae of high altitude water bodies (Serra da Mantiqueira), in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4A), 681–687.
- SÃO PAULO. 2010 *Billings* (Caderno de Educação Ambiental – Edição Especial Mananciais, vol. I). São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 150 p.
- SCHINDLER, D. W. 1990 Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. *Oikos* 57:25–41.
- SEGRS, H. and DUMONT, H. J. 1995 102+ rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. *Hydrobiologia*, v. 316. p.183-197.
- SENDACZ, S. 1984 A study of the zooplankton community of Billings Reservoir - São Paulo. *Hydrobiologia*, 113(1):121-7.
- SHIEL, R. J. and KOSTE, W. 1992 *Rotifera from australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta)*. Transactions of the Royal Society of South Australia, v. 116, n. 1, p.1-27.
- SILVA, W. M. 2003 *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do Estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética*. São Carlos, SP. 154p. (Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR)
- SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. D. S. and ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. 2008 The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, 30(6), 699–708.
- STEINER, C.F. 2001 The effects of prey heterogeneity and consumer identity on the limitation of trophic-level biomass. *Ecology* 82: 2495-2506.
- VANNI, M.J. and FINLAY, D.L. 1990 Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology* 71: 921-937.
- WENGRAT, S. and BICUDO, D. D. C. 2011 Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(2), 200–216.
- WETZEL, R. G. 2001 *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3 ed.). London: Elsevier Academic Press. 1006 p.
- ZARET, T. M. and KERFOOT, W. C. 1975 Fish Predation on *Bosmina longirostris*: Body-Size Selection Versus Visibility Selection. *Ecology*, 56(1), 232–237.

Anexo 1 Valores percentuais dos organismos identificados no conteúdo estomacal de *P. platana*, através dos métodos de Frequência de Ocorrência (Fi) e Numérico (Ni) nos pontos Capivari, Rio Grande e Bororé, nas estações seca e chuvosa, com destaque para os dois itens predominantes em cada coleta.

		%											
Pontos		Capivari				Rio Grande				Bororé			
Peródos		Seca		Chuvosa		Seca		Chuvosa		Seca		Chuvosa	
Itens		Fi	Ni	Fi	Ni	Fi	Ni	Fi	Ni	Fi	Ni	Fi	Ni
Cladocera	<i>Bosmina freyi</i>	33.33	1.84							5.00	0.01		
	<i>Bosmina hagmanni</i>									5.00	0.02		
	<i>Bosmina huaronensis</i>	14.29	0.58							5.00	0.01	5.00	0.02
	<i>Bosmina</i> spp.	71.43	30.16	70.00	50.85	36.84	0.11	5.00	0.17	100.00	96.41	80.00	93.83
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>							5.00	0.04				
	<i>Ceriodaphnia</i> spp.									10.00	0.01	5.00	0.02
	Chydoridae	9.52	0.48	10.00	0.05	84.21	1.37			20.00	0.05		
	Cladocera ñ.i.			15.00	0.28	10.53	0.01	25.00	0.33	15.00	0.03	20.00	0.32
	Daphnidae			5.00	0.03								
	<i>Daphnia</i> spp.											20.00	0.50
	<i>Diaphanosoma</i> spp.			15.00	0.18			5.00	0.21				
	<i>Ilyocryptus</i> spp.							10.00	0.17				
	<i>Macrothrix</i> spp.					36.84	0.11	5.00	0.04				
	<i>Moina</i> spp.							5.00	0.04	10.00	0.01		
Copepoda	Nauplio Cyclopoida	28.57	1.75	30.00	5.13	94.74	1.30	40.00	5.80	55.00	1.31	5.00	0.02
	Nauplio Calanoida					31.58	0.09						
	Copepoda Cyclopoida	57.14	59.17	10.00	0.10	100.00	59.70	20.00	0.50	80.00	0.72	70.00	2.59
	Copepodito Cyclopoida	19.05	0.68	35.00	0.79	84.21	35.21	30.00	3.34	40.00	0.29	65.00	2.42
	Copepoda Calanoida	9.52	0.29			26.32	0.51						
	Copepodito Calanoida					10.53	0.07						
	Copepoda Harpacticoida			10.00	0.08	5.26	0.01	10.00	0.08				
	Copepodito Harpacticoida			10.00	0.08								
Insetos	Larva de Chaoboridae	14.29	4.46			5.26				5.00	0.02		
	Larva de Chironomidae							20.00	1.13				
	Larva de Díptera ñ.i.			5.00	0.10	73.68	0.78					15.00	0.05
	Pupa de Díptera	4.76	0.19			15.79	0.14						
Rotífera	<i>B. angularis</i>			10.00	0.05			25.00	28.04				
	<i>B. caudatus</i>			10.00	0.10	10.53	0.06	15.00	0.29				
	<i>B. cf caudatus</i>			5.00	0.08								
	<i>B. cf havanaensis</i>							30.00	2.09				
	<i>Brachionus dolabratus</i>					10.53	0.01	10.00	0.25				
	<i>B. falcatus</i>							20.00	0.21				
	<i>B. spp.</i>			15.00	0.20			25.00	0.67				
	<i>Hexarthra</i> spp.			5.00	0.03			10.00	0.29				
	<i>Kellicottia bostoniensis</i>					10.53	0.01			10.00	0.01		
	<i>K. americana</i>			20.00	0.15	10.53	0.01	20.00	1.08	15.00	0.01		
	<i>K. americana hispida</i>			5.00	0.03								
	<i>Keratella cochlearis</i>			20.00	0.28	78.95	0.35	25.00	1.08	35.00	0.40	10.00	0.03
	<i>K. cochlearis tecta</i>	4.76	0.10	30.00	33.60	26.32	0.06	20.00	0.25	60.00	0.59	15.00	0.08
	<i>Keratella</i> spp.			15.00	0.10	10.53	0.01	10.00	0.21	20.00	0.01		
	<i>K. tropica</i>			5.00	0.03	36.84	0.04	20.00	0.83	15.00	0.02	10.00	0.03
	<i>Lecane</i> spp.			5.00	0.03			5.00	0.08			10.00	0.07
<i>Polyarthra</i> spp.			5.00	0.03			20.00	48.69					
<i>Pompholyx</i> spp.									10.00	0.02			
Rotífera ñ.i.			30.00	0.36			15.00	2.96	5.00	0.00	5.00	0.02	
<i>Trichocerca</i> spp.			30.00	6.75	21.05	0.04	30.00	1.08	35.00	0.06			
<i>Trichocerca capucina</i>	9.52	0.29	20.00	0.56			5.00	0.04	25.00	0.02			

B=Brachionus; K=Keratella; ñ.i.=não identificado

CAPÍTULO 2

BIOACUMULAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM UM PEIXE ZOOPLANCTÍVORO INVASOR NO COMPLEXO BILLINGS (ALTO TIETÊ, SP)

Bioacumulação de mercúrio total em um peixe zooplantívoro invasor no Complexo Billings (Alto Tietê, SP)

Maressa Helena Nanini Costa¹, Gilson Alves Quinágua²
Katharina Eichbaum Esteves³,

¹ Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca, Centro de Pesquisa e Desenvolvimento Especializado em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, Avenida Francisco Matarazzo, 455, CEP 05001-900, São Paulo, SP, Brasil. Email: maressahnc@gmail.com

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

³ 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.

Resumo

O presente estudo visou quantificar os níveis de mercúrio (Hg) total na água, na comunidade zooplantônica e no peixe invasor *P. platana* no Complexo Billings, buscando compreender o papel desta espécie na transferência do metal para níveis tróficos superiores, bem como avaliar possíveis riscos para a saúde humana por meio da sua ingestão. As coletas foram realizadas no Complexo Billings em quatro locais com diferentes níveis de eutrofização, e em duas épocas do ano de 2014, tendo sido analisados 93 exemplares de *P. platana*. O ponto Rio Grande (chuvosa) foi o único a apresentar valores de Hg total na água acima do estabelecido pela legislação vigente, enquanto que no zooplâncton, este metal somente foi detectado no ponto Corpo Central (chuvosa). Os valores de Hg total na espécie estudada estiverem sempre dentro dos limites estabelecidos pela legislação para consumo humano, tendo sido verificada uma influência do comprimento total dos peixes nas concentrações de Hg total ($p=0,008$) através de uma Análise de Covariância (ANCOVA). A bem sucedida invasão de *P. platana* no Complexo Billings sugere que esta esteja agindo como um elemento adicional para a transferência do Hg total para os níveis tróficos superiores neste ambiente, visto que esta espécie é considerada forrageira na cadeia trófica.

Palavras-chave: zooplâncton, reservatório urbano, métodos analíticos, cadeia trófica.

Bioaccumulation of total mercury in an invasive zooplanktivorous fish in Billings Complex (Upper Tietê, SP)

Abstract

This study aimed to quantify the mercury (Hg) levels in water, zooplankton and in the invading fish *P. platana* in the Billings Complex, in order to understand the role transfer of this metal to higher trophic levels, and to assess possible risks to human health. Samples were collected in the Billings Complex at four sites with different levels of eutrophication, at two seasons of 2014. A total of 93 specimens of *P. platana* were analyzed. The Rio Grande site was the only one that showed total Hg values in the water above legal standards (rainy season), while in zooplankton, this metal was only detected in the Central Body (rainy season). Total Hg values in the studied species were always within the legislation established limits for human consumption ($0,5 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Through an Analysis of Covariance (ANCOVA) an influence of total fish length on total Hg concentrations ($p = 0,008$) was observed. The successful invasion of *P. platana* in Billings Complex suggests that this species is acting as an additional element to the transfer of the total Hg to higher trophic levels in this environment, since it is considered a forage species in the trophic chain.

Keywords: zooplankton, urban reservoir, analytical methods, food web

Introdução

O mercúrio (Hg) encontra-se naturalmente no ambiente, derivado de processos como intemperismo químico das rochas, erupções vulcânicas e hidrotérmicas e da combustão natural. Porém, cerca de 90% do disponível no ambiente origina-se, majoritariamente, por introdução antropogênica (ANDRADE e BUENO, 1989), proveniente de indústrias, atividades agrícolas, dentre outras (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006).

A introdução do mercúrio pode ocasionar graves acidentes 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 (ANDRADE e BUENO, 1989; BARROCAS e WASSERMAN, 1995). As formas inorgânicas podem sofrer conversões em compostos orgânicos como o metilmercúrio, por processos biológicos, físicos ou químicos, e levar à contaminação de corpos d'água, bem como da biota aquática (FERREIRA, 1979). Este metal possui propriedades de bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar, persistindo no meio ambiente e causando distúrbios nos processos metabólicos de organismos vivos (MORGANO *et al.*, 2011). Em humanos pode ocorrer enfraquecimento muscular, perda de visão, danos das funções cerebrais e eventuais paralisias, podendo resultar em coma e óbito (ANDRADE e BUENO, 1989).

Recentemente, bioindicadores têm sido utilizados para a determinação de níveis de contaminação e para avaliação de risco em ambientes aquáticos (FURLAN, 2011). De um modo geral, os bioindicadores podem ser definidos como respostas biológicas aos poluentes ambientais, indicando a presença do contaminante, bem como dos seus eventuais efeitos e grau de contaminação, por meio de sua mensuração (FURLAN, 2011). Desta forma, organismos fitoplanctônicos (CHEN and FOLT, 2005; TUNG-YUAN *et al.*, 2007), zooplanctônicos (TREMBLAY *et al.*, 1998; TWINING and FISHER, 2004; CHEN and 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 é menor em produtores primários e maior em organismos predadores, tendendo a aumentar de acordo com o tempo de exposição (idade) dos organismos ao mercúrio (CHEN and FOLT, 2005; KEHRIG *et al.*, 2009). A transferência trófica pode ser considerada a forma mais importante de exposição de contaminantes para organismos predadores (HOPKINS *et al.*, 2005) resultando em processos de biomagnificação ao longo da cadeia trófica (BARWICK and MAHER, 2003). Indivíduos fitoplanctônicos podem incorporar Hg passivamente, diferindo do observado em organismos zooplanctônicos, que podem exercer tal incorporação tanto por processos passivos como 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 and HOOK, 2002). Porém, há algumas incertezas sobre o comportamento biológico do Hg em níveis tróficos inferiores, decorrentes, em parte, da dificuldade da quantificação do metal nestes pequenos organismos, que fazem parte da dieta de alguns peixes pelágicos (NASCIMENTO *et al.*, 2007).

As altas taxas de toxicidade de alguns contaminantes, mesmo que em baixas concentrações, associados à sua capacidade de permanecer na cadeia trófica por longos períodos, ressalta a relevância de estudos que objetivam determinar as concentrações máximas permitidas em ambientes aquáticos (AZCUE, 1987). 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 Hg total na água é $0,0002 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRASIL, 2005), para o consumo de peixes predadores 1 mg.Kg^{-1} , e outros peixes e demais produtos da pesca $0,5 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (BRASIL, 2013).

A região do Alto Tietê apresenta grande influência antrópica em seus corpos d'água, devido, principalmente, à alta densidade populacional no seu entorno e ao despejo de efluentes domésticos e industriais sem os devidos tratamentos sanitários (HIRATA e FERREIRA, 2001). O Complexo Billings localizado na bacia hidrográfica do Alto Tietê é um importante manancial de

abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo, que recebe, frequentemente, grande carga de poluentes via esgotos domésticos e industriais da região de São Paulo (SÃO PAULO, 2010). Ainda de acordo com SÃO PAULO (2010), quando a intensidade das chuvas é muito alta, as águas dos rios Tietê e Pinheiros, altamente poluídas, são revertidas para o reservatório Billings a fim de evitar enchentes. Além disto, há registros históricos de lançamento de mercúrio no Rio Grande por um complexo industrial (REBOUÇAS *et al.*, 1989). Atualmente os efluentes líquidos deste complexo atendem aos padrões legais após a construção de estação de tratamento (SOLVAY INDUPA, 2009).

Ainda, estudos recentes exibem altas concentrações de Hg e de outras espécies metálicas no sedimento do reservatório Rio Grande apresentando 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 para os organismos e PEL ao nível de concentração acima do qual é provável a ocorrência de efeito adverso aos organismos. Tal fato provavelmente está relacionado com as atividades industriais existentes no Rio Grande, seu principal formador.

Considerando que o Hg em organismos planctônicos pode constituir um mecanismo de exposição via cadeia alimentar para peixes pelágicos (NASCIMENTO *et al.*, 2007), e que *Platanichthys platana* é um clupeídeo alóctone considerado zooplânctófago que ocupou grande parte do Complexo Billings (NANINI-COSTA *et al.*, em prep.), o presente estudo buscou determinar o Hg total na água, no zooplâncton e na espécie em questão, bem como avaliar o seu papel na transferência deste elemento para níveis tróficos superiores. Além disto, o consumo eventual desta espécie, conforme relatado por pescadores da região, poderia representar um fator crítico para a saúde humana.

Material e métodos

Área de estudo

O Complexo Billings está localizado na Bacia do Alto Tietê, na porção sudeste da região metropolitana de São Paulo, a leste do reservatório Guarapiranga e ao norte da Serra do Mar. Considerado o principal corpo d'água da Região Metropolitana de São Paulo, foi construído na década de 1920, e tem uma área de 582,8 km², espelho d'água com aproximadamente 100 Km², volume de 1,20 × 10⁹ m³ de água (SÃO PAULO, 2010) e um elevado tempo de residência (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014), com média mensal variando de 170 a 942 dias no ano de 2014 (CETESB, 2015). Tem por objetivo a geração de energia por meio do bombeamento de suas águas para a Usina Henry Borden (Cubatão), sendo que, esporadicamente, ocorre um bombeamento de água dos rios Tietê e Pinheiros para o reservatório, visando o controle de enchentes e aumento do volume para geração de energia elétrica (CARDOSO-SILVA *et al.*, 2014). O clima local se divide entre o tropical e o subtropical, com uma temperatura média estimada em 19°C e chuvas abundantes distribuídas durante todo o ano (SÃO PAULO, 2010).

A ictiofauna encontrada no Complexo Billings é composta por um total de 42 espécies, sendo quatro alóctones e cinco exóticas (GIAMAS *et al.*, 2004; MATTOX, 2008; CASTRO *et al.*, 2011). Com base nestes dados, a Ordem Characiformes é considerada a mais representativa (40,5%), seguida dos Siluriformes (23,8%) e Perciformes (14,3%). Os ciclídeos *Geophagus brasiliensis* (42,9%) e *Oreochromis niloticus* (25,1%) são consideradas as espécies mais abundantes na pesca, contribuindo com 68,0% da produção total (CASTRO *et al.*, 2011). No entanto, em estudos mais recentes foi registrada a presença da sardinha *Platanichthys platana* (CASTRO *et al.*, 2011; FURLAN *et al.*, 2013), cuja distribuição vai do Atlântico Ocidental Sul, desde o Rio de Janeiro ao estuário do Rio da Prata e Norte da Argentina (CARVALHO FILHO, 1994). Na região costeira esta espécie se caracteriza como forrageira na cadeia trófica de peixes e aves marinhas (OLIVEIRA, 1997), com período reprodutivo que ocorre durante a primavera e o verão (FIALHO, *et al.* 2000). No Alto Tietê e Alto Rio Paraná, a espécie é considerada alóctone (LANGEANI *et al.*, 2007; MARCENIUK *et al.*, 2011). Todavia, segundo relatos

de pescadores do Complexo Billings, 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 das suas águas é frequente em períodos de chuvas intensas, a fim de evitar enchentes, e de esgotos clandestinos (COSTA, 1998; 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).

Para o presente estudo foram selecionados quatro pontos de amostragem no Complexo Billings, nos quais foram coletadas amostras na época seca (agosto e setembro/2014) e chuvosa (dezembro/2014). A escolha dos pontos foi baseada no grau de eutrofização dos diferentes braços, a partir de informações obtidas de CETESB (2011, 2012, 2013, 2014, 2015) e WENGRAT and BICUDO (2011). Os pontos selecionados foram:

- P1(Capivari) – considerado um dos locais com menor índice de eutrofização do Complexo Billings. Apresenta Índice de Estado Trófico, baseado na Clorofila-a [IET (CI)] supereutrófico (IET= 65) para a média de Clorofila-a observada de 2010 a 2014 (CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015), vegetação preservada em seu entorno e adensamento populacional praticamente ausente (São Paulo, 2010). Está localizado a 23°50'18,4"S e 46°32'20,3"W (Figura 1);
- P2 (Rio Grande) – local separado do corpo principal do Complexo Billings pela rodovia Anchieta, não sujeito à influência direta e contaminação através do Rio Pinheiros. Constata-se a presença de mata preservada, mas também um adensamento populacional intenso (SÃO PAULO, 2010). O IET (CI) obtido para o mesmo período citado acima, indica que o local pode ser considerado supereutrófico (IET= 66) (CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). Está localizado a 23°44'45,0"S e 46°27'29,3"W (Figura 1);

- P3 (Bororé) – sofre influência da massa d'água poluente proveniente do Rio Pinheiros e de esgotos clandestinos derivados do adensamento demográfico local. Ainda com características rurais, abriga atividades como olarias, pesque-pagues, silvicultura, agricultura e criação de animais (SÃO PAULO, 2010). De acordo com dados da CETESB (2011, 2012, 2013, 2014, 2015), o IET (CI) médio obtido para o período de 2010 a 2014 (IET= 73) indica que o local é hipereutrófico. Está localizado a 23°46'12,3"S 46°39'19,0"W (Figura 1);
- P4 (Corpo Central) – Possui áreas urbanas consolidadas ao norte, cobertura florestal preservada no sudeste e acentuada presença de aglomerações precárias concentradas no Município de São Paulo (SÃO PAULO, 2010). O local sofre ainda influências relacionadas ao bombeamento do Rio Pinheiros (CETESB, 2015). A média do IET (CI) registrada nos últimos cinco anos pela CETESB para o local foi de 67 com ponderação supereutrófica (CETESB, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015). Está localizado a 23° 47' 59,1"S e 46° 35' 53,5"W (Figura 1).

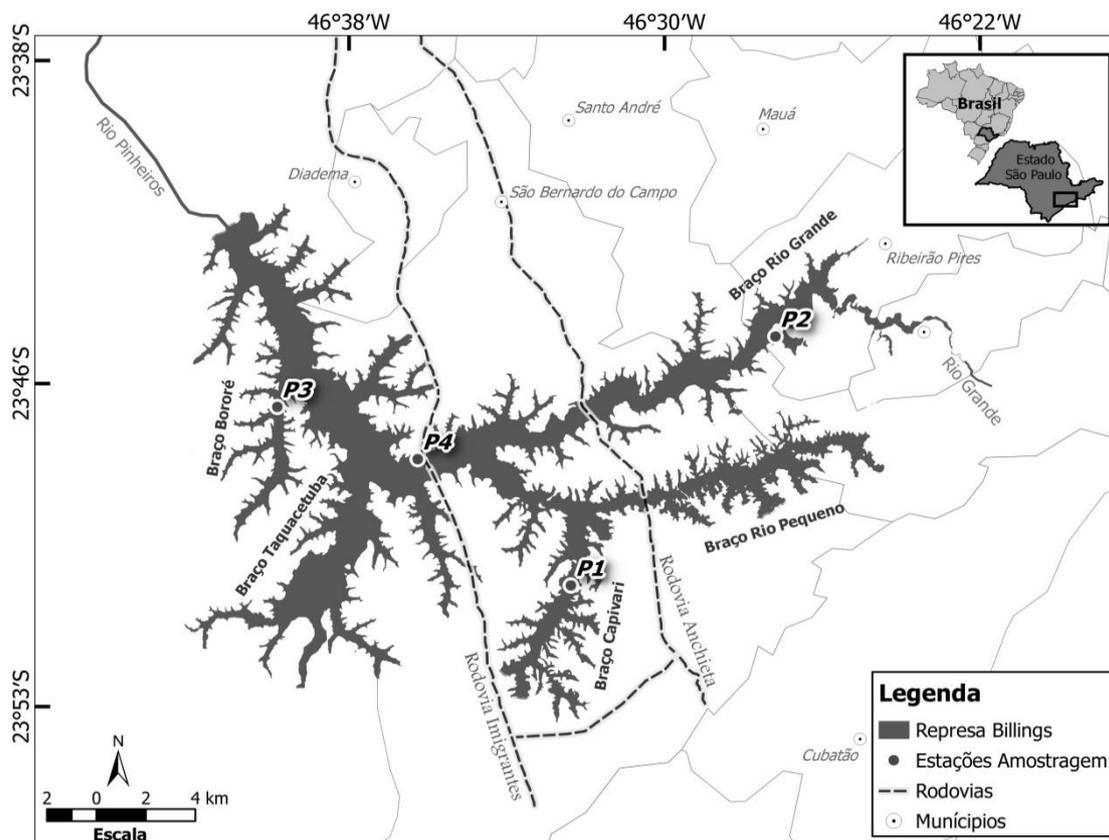


Figura 1 Localização do Complexo Billings no Estado de São Paulo indicando os pontos de coleta. P1-Capivari, P2-Rio Grande, P3-Bororé e P4-Corpo Central.

Variáveis físicas e químicas da água e zooplâncton

As seguintes variáveis físicas e químicas da água foram registradas nos diferentes pontos de coleta nas duas épocas do ano, utilizando-se uma sonda multiparâmetro YSI 650 MDS: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (OD) (mg.L^{-1}), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e sólidos totais dissolvidos (STD) (mg.L^{-1}). Também foi medida a transparência com Disco de Secchi (m) e a profundidade da coluna d'água.

Para a determinação de Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Feofitina-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), Fósforo Total (mg.L^{-1}), Nitrato (mg.L^{-1}), Nitrito (mg.L^{-1}), Nitrogênio kjeldhal (mg.L^{-1}), Sólidos Totais (mg.L^{-1}), Turbidez (UNT) e Mercúrio total (mg.L^{-1}) duas amostras superficiais de água foram coletadas, sendo uma acondicionada em frascos neutros de vidro escuro de âmbar de 1 L para a análise da Clorofila-a e Feofitina-a e a outra em frascos de polietileno previamente descontaminados,

para a determinação das demais variáveis. As amostras foram preservadas em gelo, sendo posteriormente analisadas no laboratório da CETESB, de acordo com APHA (2005).

Com a finalidade de analisar as concentrações de Mercúrio Total presente na comunidade zooplanctônica, bem como a sua composição, foram realizado dois arrastos verticais na região limnética, desde 1 m do fundo do reservatório até a superfície, utilizando-se redes com redutor cônico, com 68µm de abertura de malha e 30 cm de boca. Uma amostra foi acondicionada em gelo, e encaminhada ao laboratório onde ficaram refrigeradas a aproximadamente 8°C, até o momento inicial da análise e outra fixada em formalina 10%.

Para a determinação de Hg Total a amostra passou por quatro etapas. Inicialmente a amostra foi filtrada a vácuo em membrana filtrante de acetato de celulose, com 0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro, sendo posteriormente secada em estufa a 40°C por cerca de 6 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. Estas permaneceram 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, Millestone Srl), sendo o material digerido por uma hora e meia. O mercúrio total 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⁻¹.

Para a análise quantitativa das amostras de zooplâncton, foram contados um mínimo de 350 indivíduos sob microscópio óptico e estereomicroscópio, identificados ao menor nível taxonômico possível. A identificação foi realizada com o auxílio de bibliografia especializada (KOSTE, 1978; REID, 1985; SHIEL and KOSTE, 1992; NOGRADY *et al.*, 1995; SEGERS and DUMONT 1995; DE SMET, 1996; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; ROCHA, 1998; NOGRADY and SEGERS, 2002; KOTOV *et al.*, 2003; SILVA, 2003; ELMOOR-LOUREIRO *et al.*, 2004; GÜNTZEL *et al.*, 2004; KOTOV, 2009) e com consultas diretas a especialistas da Universidade Estadual Paulista (UNESP). O número de organismos de cada gênero ou espécie foi estimado

para o total da amostra e extrapolado para o volume total de água filtrado (EDMONDSON and WINBERG, 1971), permitindo o cálculo da abundância por metro cúbico de acordo com CETESB (2000).

Coleta e determinação de Hg total em P. platana

Os exemplares de *P. platana* foram coletados na época seca (agosto e setembro) e chuvosa (dezembro), abrangendo a região limnética e litorânea de cada ponto de coleta, no período compreendido entre 14:00 e 18:00 horas. Foi utilizada uma tarrafa multifilamento com malha 7 mm (entre nós adjacentes), devido ao pequeno porte da espécie. Após a coleta, os organismos foram congelados inteiros para posterior determinação de Hg total.

Para a determinação de Hg total, após a medição do comprimento total (Ct) (mm), comprimento padrão (Cp) (mm) e o peso (Wt) (g) dos exemplares, foram separados para a análise um total de 93 indivíduos com Ct > 50 mm. Considerando que este peixe é consumido inteiro devido ao seu pequeno porte, as determinações basearam-se no peixe total, conforme já realizado por 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 trata da técnica de espectrometria de absorção atômica com decomposição térmica/amalgamação, método U.S EPA 7473 (EPA/US, 2007).

Análise estatística

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para verificar a ordenação dos pontos de coleta em relação ao gradiente ambiental, representado pelo conjunto de variáveis físicas e químicas registradas. Devido às diferentes unidades de medidas das variáveis ambientais, foi utilizada a matriz de correlação, que considera a normalização das variáveis pelo seu desvio-padrão, conforme sugerido por HAMMER (2012).

Com a finalidade de obter as médias ajustadas dos teores de Hg nos peixes, eliminando o efeito da covariável sobre a variável dependente, foi realizada uma Análise de Covariância (ANCOVA) (LOGAN, 2010). As variáveis Wt e Ct dos indivíduos foram consideradas covariáveis, e os pontos de coleta e épocas do ano como fatores fixos.

Para realizar a análise, foi inicialmente verificada a correlação de Pearson entre as covariáveis e a variável resposta (Hg) a fim de avaliar a linearidade entre elas. Da mesma forma, foi também avaliada a correlação entre as duas covariáveis (Ct e Wt). Para evitar o efeito negativo da colinearidade, uma delas foi escolhida para a análise, conforme sugerido por LOGAN (2010).

Foi também testada a normalidade da variável dependente (Hg), homogeneidade das variâncias e paralelismo (homogeneidade das pendências) entre a covariável e a variável independente para cada nível dos fatores. A normalidade foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e quando este requisito não foi atendido, procedia-se à transformação dos dados em raiz cúbica, de acordo com 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. Neste caso, quando o termo de interação resultou não significativo ($p > 0,05$), ele foi removido do modelo e em seguida a análise foi repetida até chegar ao modelo mínimo onde todos os termos não significativos foram removidos (LOGAN, 2010). O teste *a posteriori* de Bonferroni foi aplicado com o objetivo de verificar quais pontos eram diferentes entre si. As médias ajustadas da concentração de Hg no peixe obtidas pela ANCOVA foram utilizadas para comparação destes valores entre os diferentes pontos de coleta.

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

Resultados

Variáveis ambientais

De acordo com as médias mensais obtidas pelo Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) na região do Complexo Billings entre os anos de 2004 e 2014, as temperaturas variaram de 18 a 24,5 °C, sendo os maiores valores observados entre os meses de outubro a março e as menores entre abril e setembro. A pluviosidade média obtida para o período variou entre 28,0 a 326,3 mm, sendo os meses mais chuvosos de outubro a março e os menos chuvosos de abril a setembro (CIIAGRO, acesso em: 29 de maio de 2015). No entanto, o ano de 2014 foi um ano excepcionalmente seco de acordo com SABESP (2014).

Os valores obtidos para as diferentes variáveis físicas e químicas da água indicam que 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 ST, nas duas épocas e de Clorofila-a e Turbidez no período seco. O ponto Capivari exibiu as menores concentrações de Nitrato e a maior transparência, temperatura e pH dos locais estudados. De acordo com as variáveis de qualidade da água observadas, com exceção do ponto Rio Grande no período chuvoso, não foram encontrados valores de Hg total quantificáveis pelo método de análise escolhido (Tabela 1).

Tabela 1 Variáveis físicas e químicas da água e resultados do Índice de Estado Trófico nos pontos de coleta 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)	1,07	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	15,50
Temperatura (°C)	22,14	26,32	19,05	25,94	20,62	25,36	20,29	24,62
pH	7,17	9,57	8,30	9,19	9,32	8,38	9,11	9,44
OD (mg.L ⁻¹)	9,62	12,26	9,72	9,64	15,37	7,82	15,00	11,90
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	111,00	160,00	140,00	123,00	200,00	222,00	196,00	191,00
STD (mg.L ⁻¹)	0,07	0,10	0,09	0,08	0,13	0,14	0,13	0,12
Clorofila-a (µg.L ⁻¹)	44,91*	42,77*	22,99	64,15*	140,78*	48,11*	152,36*	174,64*
Feofitina-a (µg.L ⁻¹)	7,11	5,26	13,31	8,45	4,54	7,08	6,68	1,87
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	0,04*	0,05*	0,08*	0,07*	0,12*	1,00*	0,04*	0,16*
Mercúrio Total (mg.L ⁻¹)	<0,0002	0,0002	<0,0002	0,0004*	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Nitrato (mg.L ⁻¹)	<0,20	<0,20	0,23	<0,20	1,19	0,50	0,50	<0,20
Nitrito (mg.L ⁻¹)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	0,14	<0,10	<0,10
Nitrogênio kjeldhal (mg.L ⁻¹)	1,36	0,93	1,95	1,29	1,45	1,25	0,89	0,55
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	114,00	120,00	100,00	100,00	162,00	268,00	118,00	170,00
Turbidez (UNT)	11,00	10,80	5,79	12,90	12,40	11,90	8,44	59,80
IET (CI)	65,4 ^S	65,2 ^S	62,1 ^E	67,1 ^S	71,0 ^H	65,7 ^S	71,4 ^H	72,1^H

pH=potencial hidrogeniônico; OD=oxigênio dissolvido; STD=sólidos totais dissolvidos; IET (CI)=Índice de Estado Trófico baseado na clorofila; *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; ^E=IET (CI) Eutrófico; ^H=IET (CI) Hipereutrófico; ^S=IET (CI) Supereutrófico. Em negrito - valores mais elevados.

A PCA indicou que os dois primeiros eixos explicaram 63% da variabilidade observada (34,2% eixo 1 e 28,7% eixo 2) (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 mais associado com Nitrogênio Kjeldhal ($r = 0,639$). Já os pontos Bororé e Corpo Central, no período seco, estiveram alocados do lado positivo do eixo 2, mostrando uma associação com maiores valores de OD ($r = 0,968$).

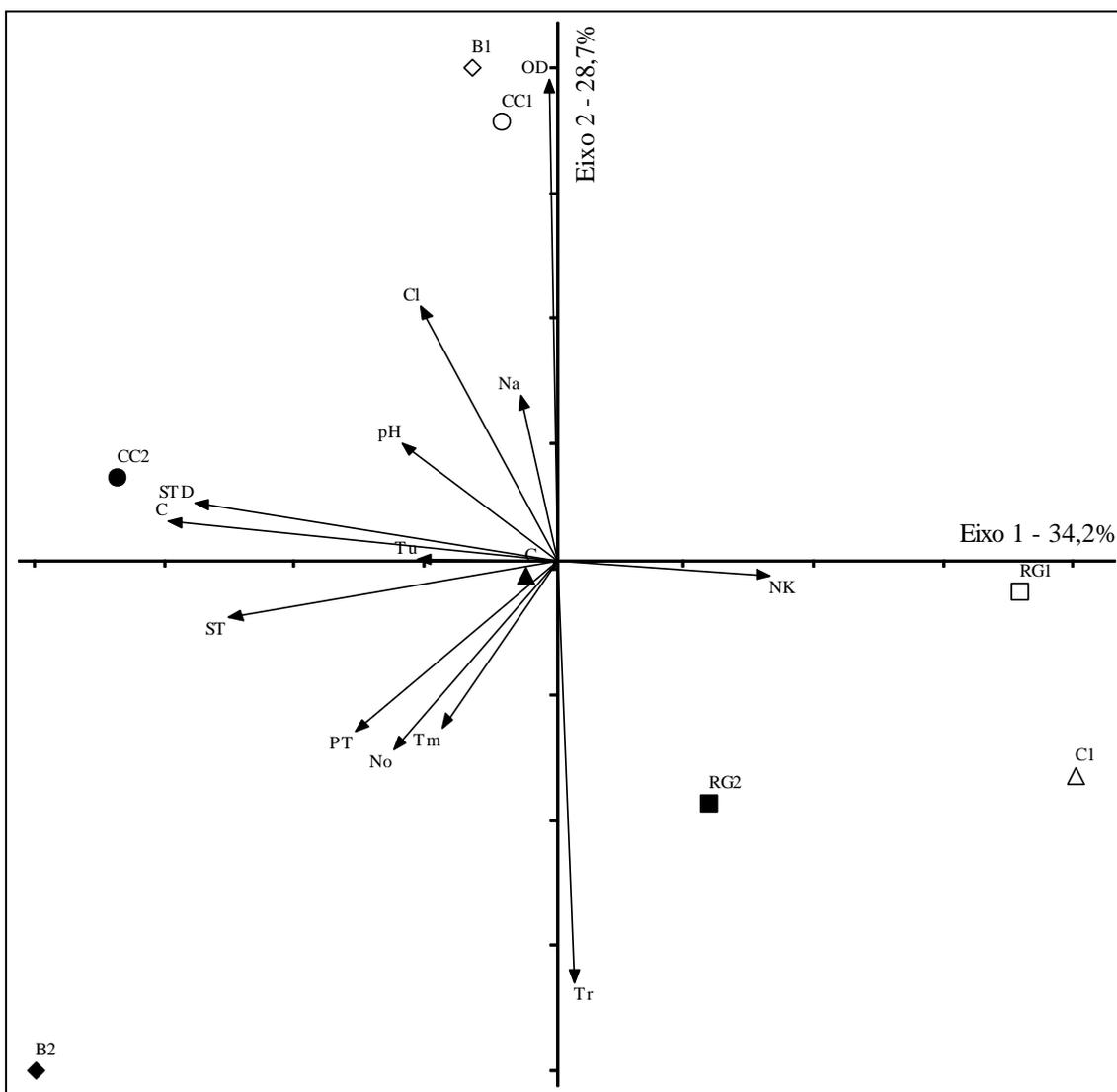


Figura 2 Diagrama de ordenação de PCA dos três pontos de coletas e duas épocas do ano com base na matriz de correlação das quatorze variáveis ambientais. Símbolos preenchidos= época chuvosa; símbolos vazados=época seca; C=Capivari; RG=Rio Grande; B=Bororé; CC=Corpo Central; Tr=transparência; Tm=temperatura; pH=potencial hidrogeniônico ; OD=oxigênio dissolvido; C=condutividade; STD=sólido totais dissolvidos; Cl=cloro PT=fósforo total; Hg=mercúrio;Na=nitrato; No=nitrito; NK=Nitrogênio kjeldhal; ST=sólidos totais; Tu=turbidez

Concentrações de Hg total no zooplâncton e nos peixes

O ponto que apresentou a maior densidade (m^3) de indivíduos foi o Rio Grande, seguido pelo Bororé, Capivari e Corpo Central (Figura 3). De um modo geral, houve uma predominância de rotíferos na maioria dos pontos estudados

e os cladóceros foram os menos abundantes em todos os locais. O ponto Rio Grande foi o que apresentou composição mais distinta dos demais pontos, com alta abundância de rotíferos, baixa de copépodos e cladóceros, apresentando ausência de Cladocera no período seco (Figura 3).

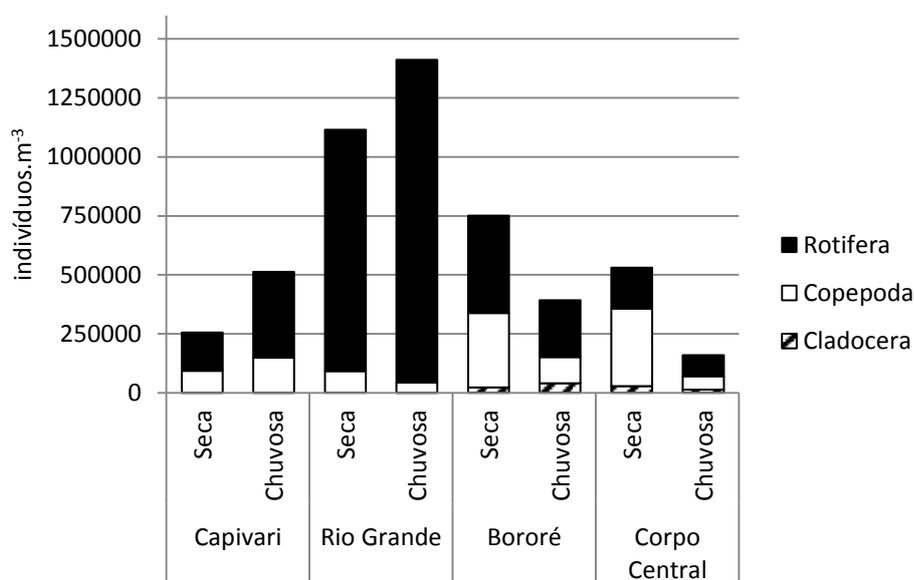


Figura 3 Densidade total (m^{-3}) dos diferentes grupos zooplanctônicos da água do Complexo Billings, nos pontos Capivari, Rio Grande, Bororé e Corpo Central nas épocas seca e chuvosa.

Nas determinações realizadas na comunidade zooplanctônica somente o ponto Corpo Central (chuvosa) apresentou valores de concentrações de Hg acima do limite de quantificação do método ($0,1045 \mu g.L^{-1}$).

Um total de 93 peixes, variando entre 50 e 80 mm e 1,16 e 3,38 g (Tabela 2), foi selecionado para medição da concentração de Hg Total, nos quatro pontos de coleta e nas duas épocas do ano. De um modo geral, os valores obtidos para as concentrações de Hg no peixe variaram entre 0,04 e $0,29 \mu g.g^{-1}$. As concentrações mais elevadas foram registradas no período chuvoso (dezembro) (Tabela 2) e no ponto Rio Grande, enquanto que o ponto Bororé apresentou os menores valores obtidos.

Tabela 2 Média e desvio padrão do comprimento total (Ct), Peso Total (Wt) e concentração de Hg total 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; Hg = mercúrio total.

		Média ± Desvio Padrão		
		Ct (mm)	Wt (g)	Hg peixe (µg/g)
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

Para a Análise de Covariância foi considerada somente a covariável Ct, devido à melhor relação linear com o Hg total. A correlação entre o Hg total e o Ct foi estatisticamente significativa e positiva ($n=93$; $r=0,24$; $p<0,05$). O resultado da análise de covariância apresentou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de Hg entre os pontos de coleta, porém não entre as épocas. Também indicou a influência da covariável Ct nas concentrações de Hg 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.

Tabela 3 Resultados da Análise de Covariância (ANCOVA) para as concentrações de Hg total em *P. platana*, após a remoção de todos os termos não significativos (modelo mínimo).

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
Error	0,25	88	0,003		

As médias corrigidas pelo efeito da covariável são apresentadas na Tabela 4, onde a maior concentração foi observada no ponto Rio Grande. O teste *a posteriori* de Boferroni, confirmou esta diferença mostrando que o Rio Grande foi diferente do Bororé e Corpo Central.

Tabela 4 Médias corrigidas das concentrações de Hg total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) 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

Na Figura 4 os valores da média ajustados, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$, foram comparadas com as médias observadas, mostrando que os valores ajustados foram consideravelmente menores que os observados.

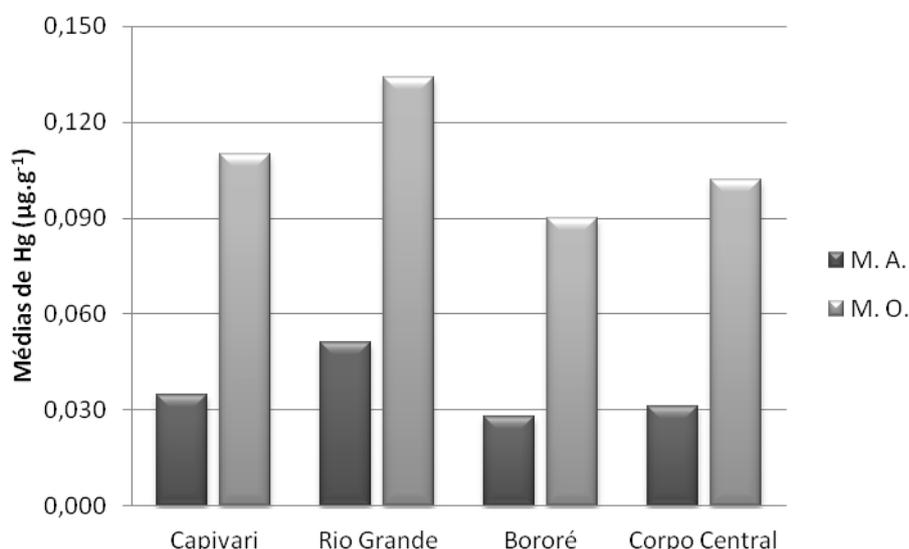


Figura 4 Comparação entre as médias observadas e as médias ajustadas (sem o efeito da covariável Ct) das concentrações de Hg total em *P. platana* nos quatro pontos de coleta. M. A. = média ajustada e M. O. = média observada.

Discussão

Variáveis ambientais

Com exceção do ponto Rio Grande no período seco, os valores obtidos de Clorofila-a nas amostras de água estiveram sempre acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 para Classe II (BRASIL, 2005). Já no período chuvoso, este ponto foi o único a apresentar valores de Hg total quantificáveis, que por sua vez excedeu aos limites estabelecidos pela Resolução (BRASIL, 2005). O valor mais elevado de Hg total obtido na amostra de água do Rio Grande (chuvosa) pode estar relacionado à ressuspensão do sedimento frequente no período, liberando Hg incorporado (NASCIMENTO *et al.*, 2009). Neste caso, vale ressaltar que no monitoramento realizado pela CETESB (2015), as concentrações de Hg no sedimento desta região, estiveram acima dos limites estabelecidos de TEL e PEL obtida nos últimos cinco anos. Tal fato pode estar relacionado com o lançamento de Hg no passado nesta região (REBOUÇAS *et al.*, 1989).

Apesar de o Hg total na água apresentar-se abaixo do 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, tornando-as mais solúveis e disponíveis (LACERDA e MALM, 2008).

Concentrações de Hg total no zooplâncton e nos peixes

O valor mais elevado de Hg total obtido na amostra de zooplâncton no Corpo Central (chuvosa) pode estar relacionado com a elevada concentração de Clorofila-a observada neste período ($174,64 \mu\text{g.L}^{-1}$), e a retenção de cianobactérias pela rede de zooplâncton, uma vez que o tamanho desta é maior que a malha da rede utilizada (BICUDO e MENEZES, 2006). Estes organismos já foram registradas nesta região por MOSCHINI-CARLOS *et al.* (2009) e CETESB (2015), e incluem gêneros como *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 µm) até mais de 105 vezes a concentração do meio (FISHER and REINFELDER, 1995; BOUDOU and RIBEYRE, 1997). Desta forma, o primeiro elo da cadeia alimentar, será em grande parte o precursor da introdução do mercúrio nas redes tróficas aquáticas (FERRARA and MASERTI, 1992; OLIVEIRA RIBEIRO *et al.*, 2000). Alguns estudos 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 em que a composição de zooplâncton foi semelhante (Bororé e Corpo Central), as concentrações de Hg total no zooplâncton foram distintas.

As quantificações de Hg total nos peixes estiveram sempre abaixo do limite estabelecido Resolução RDC N° 42 de 2013 da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária de 0,5 µg.g⁻¹, para a categoria Peixes e Produtos da Pesca (exceto predadores) (BRASIL, 2013), embora estudos anteriores realizados por ROCHA *et al.* (1985) na região do Corpo Central do reservatório Billings com predadores como *Hoplias malabaricus* (traíra) tenham indicado valores acima do estabelecido pela Resolução RDC N° 42 de 2013 (BRASIL, 2013). Além da traíra, a tilápia (*Coptodon rendalli*) também exibiu valores de Hg na musculatura acima do permitido para peixes não predadores, e o *Geophagus* sp. (Acará) concentrações nas vísceras acima de 0,5 µg.g⁻¹, com valores um pouco menores na musculatura (0,08 - 0,44 µg.g⁻¹) (ROCHA *et al.*, 1985). Estes resultados corroboram algumas observações realizadas em ambiente costeiro, onde menores níveis de mercúrio total foram observados em peixes planctófagos, na base da cadeia alimentar, aumentando em direção aos peixes carnívoros de níveis tróficos mais elevados (SILVA, 2006; KEHRIG *et al.*, 2009), indicando um processo de biomagnificação.

As concentrações mais elevadas de Hg total observadas no período chuvoso podem estar relacionadas com a maior lixiviação neste período, devido à alta pluviosidade, quando frequentemente uma ressuspensão sedimentar é verificada (NASCIMENTO *et al.*, 2007). Já os menores valores registrados para o período seco, poderiam ser explicados pelo fato de que

nesta época é quando ocorre maior deposição de material particulado (NASCIMENTO *et al.*, 2009). Já as altas concentrações obtidas no Rio Grande estão provavelmente relacionadas aos lançamentos de efluentes que ocorreram no passado (REBOUÇAS *et al.*, 1989).

Uma correlação positiva entre as concentrações de Hg total e Ct também foi verificada em estudo realizado em três reservatórios da Tanzânia, onde as concentrações de Hg na musculatura dos peixes exibiram uma relação positiva com o peso em comprimento (IKINGURA and AKAGI 2003). Ainda de acordo com estes autores, em muitos casos, é possível prever a quantidade de mercúrio total nos peixes a partir das relações entre o peso e comprimento. Entretanto, alguns autores consideram também importantes diferenças fisiológicas entre os gêneros, já que as gônadas possuem um papel na eliminação do Hg orgânico (BECKVAR *et al.*, 1996; CAPELLI *et al.*, 1983).

A ANCOVA demonstrou a importância de se levar em consideração as covariáveis na verificação das concentrações de Hg total nos peixes para fins de comparação entre os diferentes pontos de coleta. Finalmente pode se supor que a bem sucedida invasão da espécie no Complexo Billings, pode ter se tornado um fator adicional para a transferência deste metal para níveis tróficos superiores, visto que, conforme observado *P. platana* é predada por *Hoplias malabaricus*, o principal carnívoro do reservatório (Obs. Pessoal).

Conclusões

Embora os níveis de Hg total encontrados em *P. platana* tenham estado abaixo dos limites preconizados pela legislação, sugere-se que a invasão desta espécie no Complexo Billings pode constituir um fator adicional para a transferência deste metal para níveis tróficos superiores, uma vez que poucos peixes planctófagos ocorrem em reservatórios da Bacia do Alto Tietê. Além disto, as quantificações realizadas constituem ferramentas complementares para estudos de avaliação da qualidade ambiental em corpos hídricos.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto de Pesca e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e a todos os seus funcionários do setor de Análises Toxicológicas, em especial Barbara Held, Carlos Alberto Coimbra e Wálace A. A. Soares, pela viabilização deste trabalho. A Maria Letizia Petesse pela atenção e carinho durante as elaborações estatísticas. A todos os pescadores da Colônia de Pescadores Orlando Feliciano pela inestimável contribuição durante as coletas. À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos concedida.

Referências bibliográficas

- AGAH, H.; LEERMAKERS, M.; ELSKENS, M.; FATEMI, S. M. R. and 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.
- ANDRADE, J. C. de 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.
- AZCUE, J. M. P. 1987 *Possíveis vias de acesso de metais pesados provenientes do sistema hídrico do Rio Paraíba do Sul e Rio Grande, RJ, até o homem*. Rio de Janeiro (Dissertação de Mestrado da Universidade Federal do Rio de Janeiro, IBCCFO).
- BARROCAS, P. R. e WASSERMAN, J. C. 1995 O Mercúrio na Baía de Guanabara: Uma revisão histórica. *Geochimical Brasiliensis*, 9(2): 115-127.
- BARWICK, M. and 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.
- BECKVAR, N.; FIELD, J.; SALAZAR, S. and 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.

BICUDO e MENEZES 2006 *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil* (chave de identificação e descrições) – Segunda edição. São Carlos: RiMa. 502 p.

BOUDOU, A. and RIBEYRE, F. 1997 Mercury in the food web: accumulation and transfer mechanisms. *Metal Ions in Biological Systems*, 34, 289–319.

BRASIL. 2005 Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial Da União*, Brasília, 18 de março de 2005, N° 053, 58-63.

BRASIL. 2013 Resolução RDC N° 42 de 29 de agosto de 2013. *Diário Oficial Da União*, Brasília, 30 de agosto de 2013, N° 168, Seção 1.

CAPELLI, R.; CONTARDI, V.; COSMA, B.; MINGANTI, V. and ZANICCHI, G. 1983. A four-year study on the distribution of some heavy metals in five marine organisms of the ligurian sea. *Marine Chemistry*, 12(4), 281–293.

CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R., and MARIANI, C. F. 2014. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, 28(1), 31–43.

CARVALHO FILHO, A. 1994 *Peixes Costa Brasileira*. São Paulo: Marca D'Água. 304 p.

CASTRO, P. M. G.; GOMEZ, A. B.; MARUYAMA, L. S.; MENEZES, L. C. B. e MONTEIRO JUNIOR, A. 2011. Registros Históricos Da Ictiofauna Presente Na Represa Billings (Bacia Do Alto Tietê , SP). In: CONBEP - Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca Belém, PA.

CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2000 Norma técnica. Zooplâncton marinho: métodos qualitativo e quantitativo método de ensaio. São Paulo.

CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2011 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2010. São Paulo.

CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2012 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2011. São Paulo.

CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2013 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2012. São Paulo.

- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2014 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2013. São Paulo.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2015 Relatório de Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2014. São Paulo.
- CHEN, C. Y. and FOLT, C. L. 2005 High plankton densities reduce mercury biomagnification. *Environmental Science & Technology*, 39(1), 115–121.
- CIAGRO, Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em: 29 de maio de 2015.
- COSTA, M. P. da. 1998 *A ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental do complexo Billings, São Paulo*. São Paulo (Dissertação de Mestrado da Universidade de São Paulo). 120p.
- DE SMET, W. H. 1996 Rotifera: The Proalidae (Monogononta). In: DUMONT, H. J. (ed). *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. The Hague: SBP Academic Publishing, v. 4. 102p.
- DÓREA, J. G.; BARBOSA, A. C.; SOUZA, J.; FADINI, P. and JARDIM, W. F. 2004 Piranhas (*Serrasalmus* spp.) as markers of mercury bioaccumulation in Amazonian ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 59(1), 57–63.
- EDMONDSON, W. T. and WINBERG, G. G. 1971 *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook n°17. Oxford Blackwell. 358p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. 1997 *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Universa, Brasília. 156 p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L. and PADOVESI-FONSECA, C. 2004 New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 43, n. 3a, p. 415-422.
- EPA/US EPA (US Environmental Protection Agency). 2007 Method 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. 17 p.
- FERRARA, R. and MASERTI, B. E. 1992 Mercury concentration in the water, particulate matter, plankton and sediment of the Adriatic Sea. *Marine Chemistry*, 38(3-4), 237–249.

- FERREIRA, J. R. 1979 Mercury in Water and Fish from the São Vicente Estuary near Santos, Brazil. *Ambio*, 8(5), 210–213.
- FIALHO, C. B. 1998 *Estudo da comunidade de peixes da lagoa das Custodias, Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil*. São Carlos (Tese de Doutorado da Universidade Federal de São Carlos). 206 p.
- FISHER, N. S., and HOOK, S. E. 2002 Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. *Toxicology*, 181-182, 531–6.
- FISHER, N. S. and REINFELDER, J. R. 1995 The trophic transfer of metals in marine systems. In: TESSIER, A., TURNER, D.R. (Eds) *Metal speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. Chichester: John Wiley. p.363-406.
- FRODELLO, J. P.; ROMÉO, M. and 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 (Dissertação de Mestrado do Instituto de Pesca - APTA – SAA). 82p.
- FURLAN, N., ESTEVES, K. E., and 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. da; VERMULM JUNIOR, H. e 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.
- GÜTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. and ROCHA, O. 2004 *Macrothrix flabelligera*, a newly-recorded Cladocera Macrothricidae in Brazilian freshwaters. *Brazilian Journal of Biology*, v.64, n.2, 221-226.
- 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. and

- 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. and 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. and AZMAT, H. 2012 Assessment of heavy metals in the fish collected from the river Ravi, Pakistan. *Pakistan Veterinary Journal*, 32(1), 107–111.
- KAINZ, M., TELMER, K. and 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. e MALM, O. 2007 Mercúrio em peixes fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2), 228–239.
- KEHRIG, H. A.; FERNANDES, K. W. G.; MALM, O. e SEIXAS, T. G. 2009 Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro. *Química Nova*, 32(7), 1822–1828.
- KOSTE, W. 1978 *Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk*. Berlin: Gebrüder Borntraeger. 673 p.
- KOTOV, A. A. 2009 *Revision of Leydigia Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus*. Zootaxa, v. 2082. New Zeland: Magnolia Press.
- KOTOV, A. A.; DAMME, K. V. and ELÍAS-GUTIÉRREZ 2003 Differentiation between African *Leydigia* ciliate Gauthier, 1939 and Neotropical L. cf. *striata* Birabén, 1939 (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). *Hydrobiologia*, v. 505, p.179-197.
- 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.
- LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. e CASATTI, L. 2007 Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná : composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3), 181-197.
- 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. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).

- LIMA, A. P. DE S.; MÜLLER, R. C. S.; SARKIS, J. E. DE S.; ALVES, C. N.; BENTES, M. H. da S.; BRABO, E. and SANTOS, E. DE 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. e LANGEANI, F. 2011 A ictiofauna de cabeceiras do rio Tietê, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(3), 217–236.
- MASON, R. P.; LAPORTE, J. and 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.
- McCUNE, B. and MEFFORD, M. J. 2011 *PC-ORD*. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A
- MORGANO, M. A.; RABONATO, L. C.; MILANI, R. F.; MIYAGUSKU, L. and 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. and DÖRR, F. 2009 Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*, 28(2), 273–282.
- NANINI-COSTA, M. H.; QUINÁGLIA, G. A., PETESSE, M. L. e ESTEVES, K. E. (em preparação). Dieta do clupeídeo invasor *Platanichthys platana* (Regan, 1917) em um reservatório urbano no Sudeste do Brasil e avaliação do seu potencial impacto sobre a cadeia trófica.
- NASCIMENTO, E. L.; GOMES, J. P. O.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W. R.; BERNARDI, J. V. E. 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. e MIYAI, K. R. 2009 Mercúrio na comunidade planctônica do reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (RO),

Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 23(1), 101–116.

- NOGRADY, T. and SEGERS, H. 2002 Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In: DUMONT, H. J. *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands: SPB Academic Publishers, v. 6. 264 p.
- NOGRADY, T.; POURRIOT, R. and SEGERS H. 1995 Rotifera: The Notommatidae and the Scardiidae. In: DUMONT, H. J. *Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world*. Netherlands. SPB Academic Publishing, v. 3. 248 p.
- OLIVEIRA, A. G. 1997 *Dinâmica populacional de lycengraulis grossidens agassiz, 1829 nas lagoas Itapeva e Quadros, subsistema norte de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Engraulididae)*. Porto Alegre (Dissertação de Mestrado da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul). 105 p.
- 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. and GUIMARÃES, J. R. D. 2007 Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. *Science of The Total Environment*, 373(1), 68–76.
- REBOUÇAS, A. J. A.; ANTONAZ, D.; LACAZ, F.A. C.; RIBEIRO, H. P.; SNELWAR, L. I.; SATO, L.; FREITAS, N. B. B. e TODESCHINI, R., 1989. *Insalubridade Morte Lenta no Trabalho*. São Paulo: Oboré Editora. 223 p.
- REID, J. W. 1985 Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia Universidade de São Paulo*, v. 9. p. 17-143.
- ROCHA, A. A.; PEREIRA, D. N. e PÁDUA, H. B. de. 1985 Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). *Revista de Saúde Pública*, 19(5), 401–410.
- ROCHA, C. E. F. 1998 New morphological characters useful for the taxonomy of the genus *Microcyclops* (Copepoda, Cyclopoida). *Journal of Marine Systems*, v. 15, p. 425–431.

- SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. 2014 Relatório de Sustentabilidade de 2014. São Paulo.
- SÃO PAULO. 2010 *Billings* (Caderno de Educação Ambiental – Edição Especial Mananciais, vol. I). São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 150 p.
- SEGERS, H. and DUMONT, H. J. 1995 102+ rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. *Hydrobiologia*, v. 316. p.183-197.
- SHIEL, R. J. and KOSTE, W. 1992 Rotifera from Australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). *Transactions of the Royal Society of South Australia*, v. 116, n. 1, p.1-27.
- SILVA, W. M. 2003 *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do Estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética*. São Carlos, SP. 154p. (Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR)
- SILVA, C. A. da. 2006 *Especiação do mercúrio na cadeia trófica pelágica de uma costa sujeita a ressurgência. Cabo Frio - RJ*. Niterói (Tese de Doutorado da Universidade Federal Fluminense). 142 p.
- 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.
- TREMBLAY, A.; LUCOTTE, M. and SCHETAGNE, R. 1998 Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric reservoirs in northern Quebec (Canada). *Science of the Total Environment*, 213(1-3), 307–315.
- TUNG-YUAN, H.; LIANG-SAW, W.; CHEN-FENG, Y. and 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. and FISHER, N. S. 2004 Trophic transfer of trace metals from protozoa to mesozooplankton. *Limnology and Oceanography*, 49(1), 28–39.
- WALTERS, D. M.; BLOCKSOM, K. A.; LAZORCHAK, J. M.; JICHA, T.; ANGRADI, T. R. and 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., and BICUDO, D. D. C. 2011 Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(2), 200–216.
- ZAGATO, P. A. e BERTOLETTI, E. 2006 *Ecotoxicologia Aquática*. Princípios e aplicações. Editora Rima. São Carlos, São Paulo, 478p.

Considerações finais

Considerações Finais

- A espécie estudada - *P. platana* foi caracterizada como zooplanctófaga, tendo sido verificada uma diferença na composição das espécies de zooplâncton selecionadas entre os pontos de coleta.
- Notou-se uma associação entre a dieta da espécie com o estado trófico dos diferentes locais, que variaram entre eutrófico e hipereutrófico. Ocorreu uma predominância de copépodos no local com menor nível de eutrofização (Rio Grande) e de cladóceros nos mais eutrofizados (Bororé e Capivari).
- Embora tenha ocorrido uma predominância de Rotífera em todos os pontos amostrados, o Índice de Seletividade de Ivlev mostrou que estes organismos foram pouco selecionados.
- Os resultados da dieta sugerem que o papel que esta espécie invasora desempenha na cadeia trófica do Complexo Billings pode variar de acordo com o local e a composição do zooplâncton da água, sugerindo que os efeitos indiretos da predação sobre a qualidade da água sejam distintos nos diferentes braços estudados. Todavia deve se levar em conta que os efeitos sobre a qualidade da água podem ocorrer através de mecanismos que atuam de forma conjunta, incluindo os efeitos da predação (*top-down*) ou aumento da disponibilidade de recursos (*bottom-up*).
- As concentrações de mercúrio encontradas na água indicaram uma contaminação do ponto Rio Grande no período chuvoso, que apresentou valores acima do estabelecido pela legislação.
- Somente no ponto Corpo Central (chuvosa) foi verificado valor quantificável de Hg total no zooplâncton, o que pode ser explicado pela alta abundância de cianofíceas neste local, que possivelmente foram retidas na rede utilizada.

- Os níveis de Hg total em *P. platana* estiveram abaixo do limite estabelecido pela Resolução RDC N° 42 de 2013.
- A presença de *P. platana* em todo o Complexo Billings pode representar um fator adicional para a transferência deste metal para níveis tróficos superiores, visto que esta espécie é predada por peixes carnívoros.