

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

**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.**

**Natália Furlan**

**Orientador: Prof. Dr<sup>a</sup>. 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**

**Abril - 2011**

**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**

**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.**

**Natália Furlan**

**Orientador: Prof. Dr<sup>a</sup>. 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**

**Abril – 2011**

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

F985d

Furlan, Natália

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. / Natália Furlan. -- São Paulo, 2010.  
82f.

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

Coorientador: Gilson Alves Quinágua

1. Qualidade ambiental. 2. Estrutura da ictiofauna. 3. Influências antrópicas. .  
4. Metais pesados. 5. Sedimento. I. Esteves, Katharina Eichbaum. II. Quinágua, Gilson Alves. III. Título.

CDD 597:523.41

Permitida a cópia parcial, desde que citada a fonte – O autor

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**

**“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”**

**AUTOR: Natália Furlan**

**ORIENTADOR: Katharina Eichbaum Esteves**  
**CO-ORIENTADOR: Gilson Alves Quináglia**

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

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Marta Conde Lamparelli

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Paula Maria Gênova de Castro

Data da realização: 27 de outubro de 2010

\_\_\_\_\_  
Presidente da Comissão Examinadora  
Prof. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

# Agradecimientos

## **AGRADECIMENTOS**

Este trabalho contou com a colaboração direta e indireta de muitas pessoas. Gostaria de prestar aqui a todos meus sinceros agradecimentos. Em especial:

À minha orientadora, Katharina E. Esteves, pela oportunidade, orientação, apoio, confiança, e dedicação à minha formação, pelos valiosos ensinamentos e também pela amizade e paciência durante esse período de convivência.

Ao meu coorientador Gilson A. Quinágua pela oportunidade, incentivo, amizade e por fazer as coisas acontecerem, principalmente em relação às tão exaustivas coletas.

A Gisella Aragão Umbuzeiro pela oportunidade na CETESB, por acreditar em mim e me apresentar para meu coorientador Gilson.

Ao Instituto de Pesca APTA/SAA-SP pela viabilização logística deste trabalho junto ao Programa de Pós-graduação em Aqüicultura e Pesca.

À Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB pela parceria com o Instituto de Pesca para viabilização deste trabalho.

À Subprefeitura de Paranapiacaba pela autorização de pesquisa na área do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba.

Ao IBAMA pela licença de amostragem (Licença 17948-1 e registro de expedição 930-1).

Ao Ingo Grantsau por informações sobre a região e pelo apoio em campo.

Ao Osvaldo T. Oyakawa (MZUSP) pela identificação das espécies de peixes.

Ao Professor Eduardo Tavares Paes (Inpe) pela ajuda nas análises estatísticas.

À Regina T. Shirasuna (IBT) pela identificação de gramíneas.

Ao Luiz Fernando Baceti Malavolta pela confecção do mapa.

Aos pesquisadores do Instituto de Pesca de São Paulo e de Santos pelos ensinamentos que contribuíram muito para minha formação, e pelo convívio e auxílio. Agradeço também a todos os funcionários que sempre me socorreram quando eu pedia um “help”.

Ao Sr. Estevar (IP) (in memorian) por me emprestar as tarrafas e por consertar as redes de pesca várias vezes.

Ao Sérgio Luiz da Silva (IP), pelo auxílio no trabalho de campo, que sem ele não teria acontecido. Pelas horas agradáveis de convivência durante as coletas, obrigada por tudo “BS”.

Ao Luiz Cláudio dos Santos Evangelista (IP), pela amizade e todo apoio concedido.

Aos colegas e amigos do Instituto de Pesca, Priscila, Cibele, Ivan, Marina, Isabela, Pati, Dani por todo o auxílio prestado e pela alegre convivência.

A todos meus colegas de Mestrado, principalmente à minha amiga Ariane e meu namorado João Alexandre, por estarem sempre por perto me ajudando a lavar redes, pesar e medir peixes e também por compartilharem comigo tantos momentos de muita alegria e diversão.

A todos os funcionários da CETESB que sempre foram muito solícitos, principalmente os do TLTA. Ao Carlos Alberto Coimbra que junto com o Sergio Luiz (Inst. Pesca) fizeram as coletas acontecerem. Também agradeço do coração ao Viana, Wallace, Genival, Ivo, Gordela, Pedro, Borges, à Flavia, Daniela e Simone. Também aos estagiários Gustavo e Carlos, pela agradável convivência.

Aos pescadores Orlando Feliciano Dias e Vanderlea Rochumbach Dias (minha mãe pescadora) pela inestimável ajuda nas coletas, pela amizade e por tornarem as coletas tão agradáveis e divertidas mesmo debaixo de chuva, à noite e com muitos pernilongos.

E a minha família, principalmente a minha mãe Maria de Fatima Furlan, por sempre me apoiar e incentivar mesmo sem entender exatamente o que eu estava fazendo com os “peixinhos”, obrigada pela força e dedicação em todos os momentos da minha vida, obrigada por ser minha heroína.

A todos meu Muito Obrigada!!!!

# Sumário

## SUMÁRIO

Resumo .....	1
Abstract .....	2
Introdução Geral .....	3
Objetivos Gerais.....	8
Área de Estudo.....	9
Referências Bibliográficas.....	13
Apresentação da Dissertação.....	16

### **Capítulo I - Distribuição da ictiofauna de um rio da Região Metropolitana de São Paulo (Rio Grande, Alto Tietê, SP) e sua relação com fatores ambientais.....**

17

Abstract .....	18
Resumo.....	19
Introdução.....	20
Material e Métodos.....	22
Resultados .....	26
Discussão.....	38
Agradecimentos.....	42
Referências Bibliográficas.....	42

### **Capítulo II – Mercúrio em sangue de *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae: Perciformes) do Rio Grande e da Represa Billings (Alto Tietê, SP, Brasil) como biomarcador para avaliação de exposição recente.....**

51

Abstract.....	52
Resumo.....	53
Introdução.....	54
Material e Métodos.....	56
Resultados e Discussão.....	60
Conclusões.....	70

Agradecimentos-----	70
Referências Bibliográficas-----	71
Considerações Finais-----	77
Anexo-----	80

## RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a composição e estrutura da ictiofauna, sua relação com as características ambientais e influências antrópicas no Rio Grande, principal formador da represa Billings. Procurou também avaliar o grau de exposição ao Hg a que a espécie *Geophagus brasiliensis* (acará) está sujeita, utilizando-se o Hg do sangue como biomarcador de exposição. Este rio, localizado em área preservada nas suas nascentes, está sujeito à poluição por efluentes domésticos e industriais no seu trecho inferior, sendo que os efeitos sobre a ictiofauna ainda são pouco conhecidos. Para o estudo da ictiofauna, coletas foram realizadas em diferentes trechos do Rio Grande, nas épocas seca e chuvosa de 2009, utilizando-se pesca elétrica nos trechos superiores, e redes de emalhe, tarrafas e peneiras nos trechos inferiores. Em cada ponto foram registradas diferentes variáveis ambientais e parâmetros físicos e químicos da água. A partir dos dados de composição e abundância foi calculada a diversidade, dominância, equitabilidade e riqueza, comparando-se as diferentes estações de amostragem. Para o estudo da exposição ao Hg total, foi utilizado o sangue do acará e determinadas as concentrações de Hg do sedimento de seis estações de coleta, incluindo uma estação no Reservatório do Rio Grande e uma na Represa Billings. Vinte e duas espécies de peixes foram registradas ao longo do Rio Grande, incluindo duas espécies ameaçadas de extinção. Em relação à estrutura da comunidade verificou-se que, a despeito de alterações na qualidade da água e na vegetação ripária, não foram observadas modificações detectáveis. Todavia a presença de espécies como *Astyanax fasciatus*, *Hoplosternum littorale* e *Hypostomus ancistroides* no trecho inferior do rio podem indicar estágios iniciais de distúrbios antropogênicos, já que essas espécies são consideradas tolerantes à poluição. Em relação à contaminação, foram encontradas as maiores concentrações de Hg total em sangue nas estações de coleta à jusante de uma indústria cloro-soda. De acordo com valores internacionais de qualidade do sedimento para o elemento Hg, constataram-se valores superiores a PEL (Probable Effect Level) ( $0,49 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) no trecho final do Rio Grande e na Represa Billings. A correlação entre as concentrações de Hg em sangue e sedimento foi significativa ( $p= 0,00001$ ), indicando que a quantificação do Hg em sangue pode ser uma ferramenta útil para o biomonitoramento, podendo ser utilizada de maneira complementar às técnicas atualmente utilizadas. A partir da análise conjunta dos resultados obtidos fica evidente a necessidade de que sejam tomadas medidas de preservação, recuperação, e monitoramento dos ambientes estudados, principalmente do trecho final do rio, que é o local que se encontra mais impactado.

Palavras-chave: qualidade ambiental, estrutura da ictiofauna, influências antrópicas, metais pesados, sedimento.

## ABSTRACT

This study aimed to evaluate the composition and structure of the fish fauna, its relation to environmental characteristics and anthropogenic influences on the Rio Grande, one of the main tributaries of the Billings reservoir. The degree of exposure to mercury to which the species *Geophagus brasiliensis* (acar) is subject to, was also assessed using the Hg in blood as a biomarker of exposure. This river, located in a preserved area at its headwaters, is subject to pollution by industrial and domestic effluents in its lower stretch, and the effects of these impacts on the fish fauna are still poorly understood. For the study of the fish fauna, samples were taken at different stretches of the Rio Grande, in the dry and rainy season of 2009, using electrofishing in the upper reaches, and gillnets, cast nets and dip nets in the lower reaches. At each sampling site, different environmental variables and physicochemical water parameters were recorded. From the data on the composition and abundance, diversity, dominance, evenness and richness of the fish fauna were calculated for the different sampling stations. To study the total mercury exposure, we used the blood of the acar and determined the concentrations of Hg in sediments from six sampling sites including one in the Rio Grande Reservoir and one in the Billings reservoir. Twenty two fish species were recorded along the Rio Grande, including two endangered species. Fish community structure indicated that despite changes in water quality and riparian vegetation along Rio Grande, no detectable changes could be observed. However the presence of species such as *Astyanax fasciatus*, *Hypostomus ancistroides* and *Hoplosternum littorale* on the lower stretch of the river may indicate early stages of anthropogenic disturbances, as these species are considered tolerant to pollution. The highest concentrations of total Hg in blood were found at the sampling sites downstream from a chlor-alkali industry. According to international values of sediment quality for the element Hg, these values were higher than PEL (Probable Effect Level) ( $0.49 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) in the final stretch of the Rio Grande and the Billings Reservoir. The correlation between the concentrations of Hg in blood and sediment was significant ( $p = 0.00001$ ), indicating that the quantification of Hg in blood can be a useful biomonitoring tool and can be used in a complementary way to the currently used techniques. The results indicate a need for action to be taken for the preservation, restoration, and monitoring of the studied environments, especially in the final stretch of the river, which seems to be the most impacted one.

Key words: environmental quality, ichthyofauna structure, anthropogenic influences, heavy metals, sediment.

# Introdução Geral

## Introdução geral

Os peixes são, indubitavelmente, o grupo de vertebrados que possui o maior número de espécies, sendo conhecidas cerca de 13.000 espécies de água doce em todo o planeta (REIS, *et al.*, 2003). A fauna de peixes de água doce sul-americana é a mais rica dentre todas as regiões zoogeográficas (LOWE-McCONNELL, 1999), sendo o Brasil, devido à sua extensão territorial, diversidade de biomas e elevado número de bacias hidrográficas, o país que possui uma porção considerável dessa riqueza. Somente no Brasil, registra-se a ocorrência de 2.587 espécies de peixes exclusivas de ambientes de água doce, sendo que deste total, 2.481 foram descritas e 106 ainda estão em fase de descrição (BUCKUP *et al.*, 2007).

Dentre as espécies dulcícolas, a ictiofauna de ambientes de riachos e cabeceiras mantém o conjunto de espécies menos conhecida e mais ameaçada, apresentando elevado grau de endemismo com relação às numerosas espécies de peixes de pequeno porte (CASTRO & MENEZES, 1998).

Muitos desses pequenos rios e riachos localizam-se em áreas de floresta Atlântica e abrigam uma fauna de peixes rica e diversificada que mantêm inter-relação muito complexa entre seus membros e os componentes ambientais (MENEZES *et al.*, 1990). Todavia, a devastação da floresta, hoje restrita a apenas 2 a 5% de sua extensão original, aliada à degradação ambiental junto a grandes centros urbanos, reduziram em muito a diversidade original (MENEZES, 1994). Embora esforços de conservação da Mata Atlântica tenham sido realizados por meio da criação de 600 novas áreas protegidas (FONSECA *et al.*, 1997), é quase certo que algumas espécies de peixes tenham desaparecido antes mesmo de se tornarem conhecidas (BUCKUP, 2003).

A região metropolitana de São Paulo (RMSP) apresenta uma enorme complexidade urbana, social, político-territorial, ambiental, econômica e,

especialmente, hídrica. A Bacia do Alto Tietê, localizada nesta região, corresponde à área drenada pelo rio Tietê. É composta de pequenas nascentes, tributários e riachos que drenam o lado ocidental da floresta atlântica (ALONSO, 1977), apresentando uma extensa área urbanizada, integrada por 35 municípios, que correspondem a aproximadamente 37% da área da bacia. Possui uma ictiofauna ainda pouco conhecida, com diversas espécies endêmicas (MENEZES, 1994), pouco estudadas, que vem sofrendo com os impactos antrópicos da RMSP.

A bacia do Alto Tietê é dividida em cinco sub-bacias, sendo que a sub-bacia Billings-Tamanduateí possui uma área de drenagem de 1.025 Km<sup>2</sup> (FUSP, 2001). Esta abrange o principal reservatório de abastecimento de água da RMSP - o Reservatório Billings, que junto com seus braços formadores, o braço Rio Grande, Rio Pequeno, Bororé, Taquacetuba, Capivari e Pedra Branca, formam o Complexo Billings. A Represa Billings encontra-se no alto da Serra do Mar, na exuberante Mata Atlântica, rica em biodiversidade, o que propiciou múltiplas atividades, como a instalação de colônias de pescadores, estaleiros e atividades agrícolas (CETESB, 1992). Durante mais de 50 anos a Represa Billings recebeu uma carga de esgotos domésticos e industriais de toda a região da Grande São Paulo. Passou a receber o bombeamento do Rio Pinheiros em 1940, a fim de aumentar a produção energética. As águas do reservatório começaram a ser utilizadas para o abastecimento somente 18 anos depois, por causa da falta de água em São Paulo (CETESB, 1990).

Atualmente, uma das captações de água do Complexo Billings destinada ao abastecimento dá-se por meio do braço do Rio Grande. Esse reservatório foi isolado do corpo central da represa Billings pela barragem Anchieta, sobre a qual passa a via Anchieta, com o objetivo de preservar a qualidade de sua água (MAIER *et al.*, 1997; CAPOBIANCO, 2002). Isto se fez necessário porque próximo à atual barragem existe um ponto de captação de água da Sabesp, que na Estação de Tratamento de Água (ETA) Rio Grande fornece 4,2 mil litros de água por segundo, abastecendo 1,2 milhões de pessoas em Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (SABESP, 2009).

Monitoramentos periódicos têm sido realizados neste reservatório, tendo já sido detectadas elevadas concentrações dos elementos Zinco (Zn) e Cobre (Cu) pela CETESB na coluna d'água (CETESB, 2005). Para o elemento mercúrio (Hg), os níveis de concentração nas águas ficaram abaixo do limite de quantificação no período de 1989 a 2007 (CETESB, 2007), porém, estudos recentes mostram que no sedimento os valores de concentração de Hg e outras espécies metálicas apresentam-se acima dos valores de TEL (Threshold Effect Level) e PEL (Probable Effect Level ) (CETESB, 2007).

Estes dados indicam que há inúmeras violações dos valores recomendados para TEL e PEL tanto para Hg quanto para outros metais, o que provavelmente decorre da contribuição das atividades industriais existentes no Rio Grande, seu principal formador. No passado, eventos de contaminação do Rio Grande por parte de uma indústria do setor de substâncias químicas e de plásticos, situada no entorno do rio, foram reportados em jornais (WHATELY, 2003). Embora um coletor esteja sendo construído desde 2003 com o intuito de levar estes efluentes e de parte da cidade de Ribeirão Pires, atualmente despejados no rio até a Estação de Tratamento de Efluente (ETE) ABC, a obra que era para ser concluída até 2005, em 2009 ainda não estava pronta (FOLHA DE SÃO PAULO, 2009).

Outras fontes de metais e substâncias orgânicas no reservatório do Rio Grande podem ser provenientes de derramamentos clandestinos e acidentais, como o registrado no ano de 2004, quando houve um vazamento de óleo diesel de uma empresa desativada ao lado da estrada Caminho do Mar, em São Bernardo do Campo (ABC paulista) (FOLHA-ON-LINE, 2004).

Dentre os compostos químicos contaminantes, os metais se destacam em relação aos compostos orgânicos tóxicos por não serem degradáveis. Estes podem acumular-se nos organismos através de processos de bioacumulação e biomagnificação, onde manifestam sua toxicidade (BAIRD, 2002), ou nos diversos compartimentos do ecossistema (solos, sedimentos, material em suspensão, etc).

Alguns trabalhos focam a questão dos metais em rios e reservatórios, utilizando a musculatura de peixes como matriz para análise das concentrações, visando encontrar padrões seguros para a alimentação humana e uso da água (ROCHA *et al.* 1985). Mais recentemente, a análise dos níveis de contaminação do ambiente e avaliações do risco e impacto ambiental tem sido realizada paralelamente à utilização de novas ferramentas como biomarcadores, cujas respostas biológicas podem ser úteis para determinar o grau de impacto na saúde da biota, identificando também os estressores ou poluentes responsáveis por estes efeitos (Fuentes-Rios *et al.*, 2005).

Biomarcadores são hoje definidos como alterações bioquímicas, celulares, moleculares ou mudanças fisiológicas nas células, fluidos corpóreos, ou órgãos de um organismo que são indicativos da exposição ou efeito de um xenobiótico (LAM & GRAY 2003). Objetivam caracterizar áreas impactadas, onde uma complexa mistura de poluentes está normalmente presente (MONSERRAT *et al.* 2007).

Dentre os estudos que utilizam peixes como biomarcadores, podemos citar Ramos *et al.* (2005); Rodrigues (2006); e Guilherme *et al.* (2008), os quais utilizam como matriz de análise o sangue de peixes como biomarcador de exposição ao mercúrio (Hg). A determinação de uma espécie química em sangue de um determinado organismo está associada ao fato deste refletir uma exposição recente àquele contaminante (RAMOS *et al.*, 2005, MERGLER *et al.*, 2007). Assim, esta abordagem pode ser uma fonte de informação para avaliar a qualidade do meio e encontrar padrões seguros à biota.

Sendo o Hg um dos metais pesados que apresenta os maiores riscos ambientais em virtude da sua toxicidade (BAIRD, 2002), biomarcadores podem ser de grande importância na avaliação da exposição e dos efeitos deste contaminante. Podendo ser utilizados de forma preditiva, permitem que sejam tomadas ações preventivas, evitando assim danos ambientais com conseqüências ecológicas severas (CAJARAVILLE *et al.* 2000).

## Objetivos gerais

- Determinar a composição, estrutura e distribuição longitudinal da ictiofauna do Rio Grande (Alto Tietê, SP), verificando sua relação com as diferentes variáveis ambientais.
- Verificar os níveis de exposição ao Hg no acará (*Geophagus brasiliensis*) do Rio Grande e de parte da Represa Billings, utilizando amostras de sangue como biomarcador de exposição.
- Indicar os níveis de degradação do ambiente por meio das análises conjuntas dos dados de qualidade de água, sedimento, níveis de exposição ao Hg e estrutura da ictiofauna.

## Área de estudo

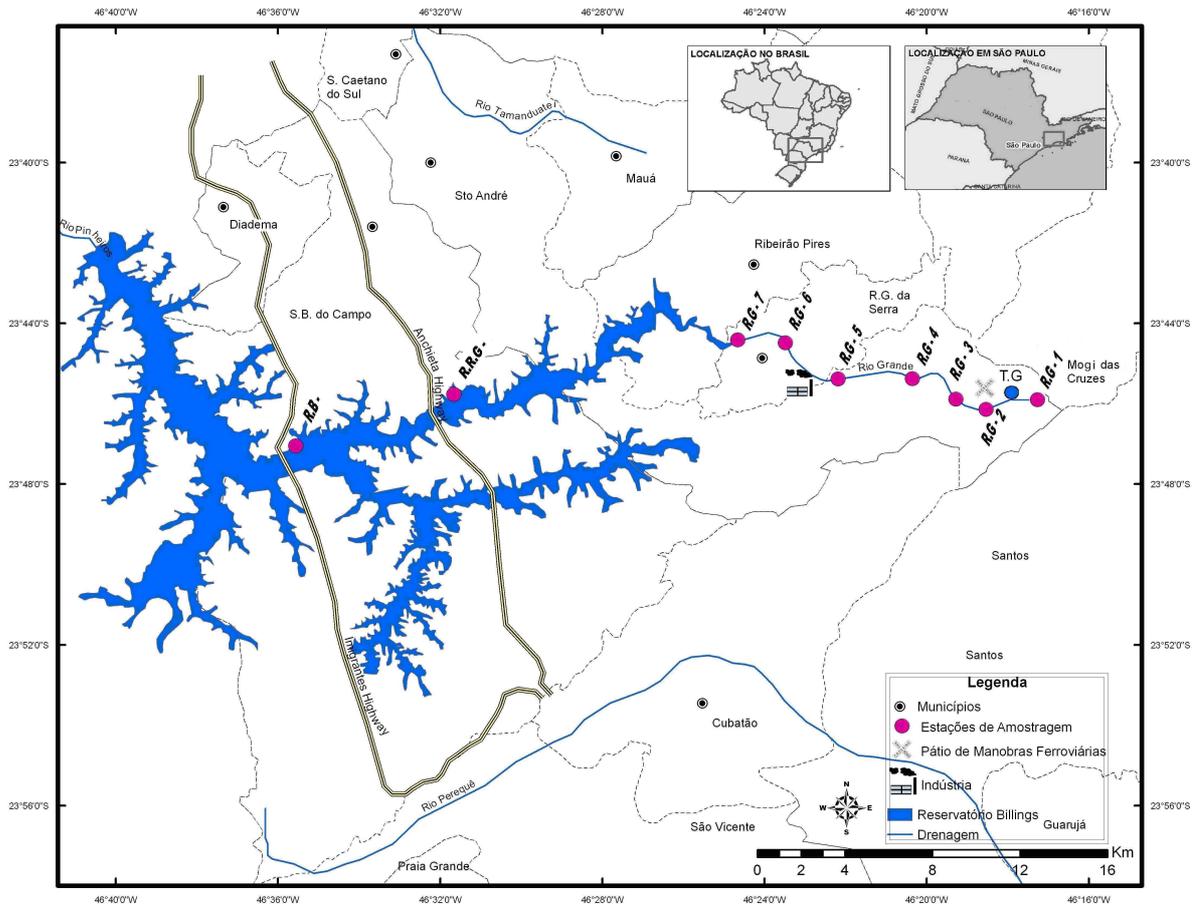
O Rio Grande, com aproximadamente 20 km de extensão, localiza-se na Bacia do Alto Tietê (Sub-Bacia Billings-Tamanduateí) (Figura 1), e tem suas nascentes na Serra de Paranapiacaba com surgência nas encostas mais altas do Complexo Costeiro, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP). Este está inserido no Planalto Paulistano à província Geomorfológica do Planalto Atlântico, protegendo 426 ha de Mata Atlântica. Destes, 46,88% são de vegetação secundária em estágio avançado de regeneração que ocupam faixas de altitude de 500 a 1500m, e 40% de mata primária, o que favorece a conservação das nascentes (PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTO ANDRÉ, 2008).

O clima da região é tropical úmido, com média anual de chuvas de 3.000 mm, podendo chegar a 4.000 mm. A temperatura média do ar nos meses mais quentes é de 22°C e nos meses mais frios de 18°C (PREFEITURA MUNICIPAL DE SANTO ANDRÉ, 2008).

Em seu curso médio-inferior, o Rio Grande atravessa uma região bastante urbanizada com predomínio de indústrias, sendo a cobertura vegetal nativa neste trecho praticamente ausente, com fragmentos de mata primária e secundária em estágio avançado de regeneração. Próximo ao município de Rio Grande da Serra recebe efluentes de origem doméstica e industrial, desaguando posteriormente no reservatório do Rio Grande, um braço da Represa Billings, utilizado para abastecimento da região do ABC. Neste trecho da Represa Billings, a sub-bacia Billings-Tamanduateí, assim como outras sub-bacias do Alto Tietê, destacam-se por um crescimento urbano acelerado e descontrolado, elevado número de assentamentos subnormais, precariedade sanitária, relacionada à baixa cobertura do esgotamento sanitário e pela vulnerabilidade ambiental decorrente do elevado número de pontos de escorregamento (FUSP, 2001).

Para o presente estudo foram selecionadas as seguintes estações de coleta, conforme indicam as Figuras 1 e 2:

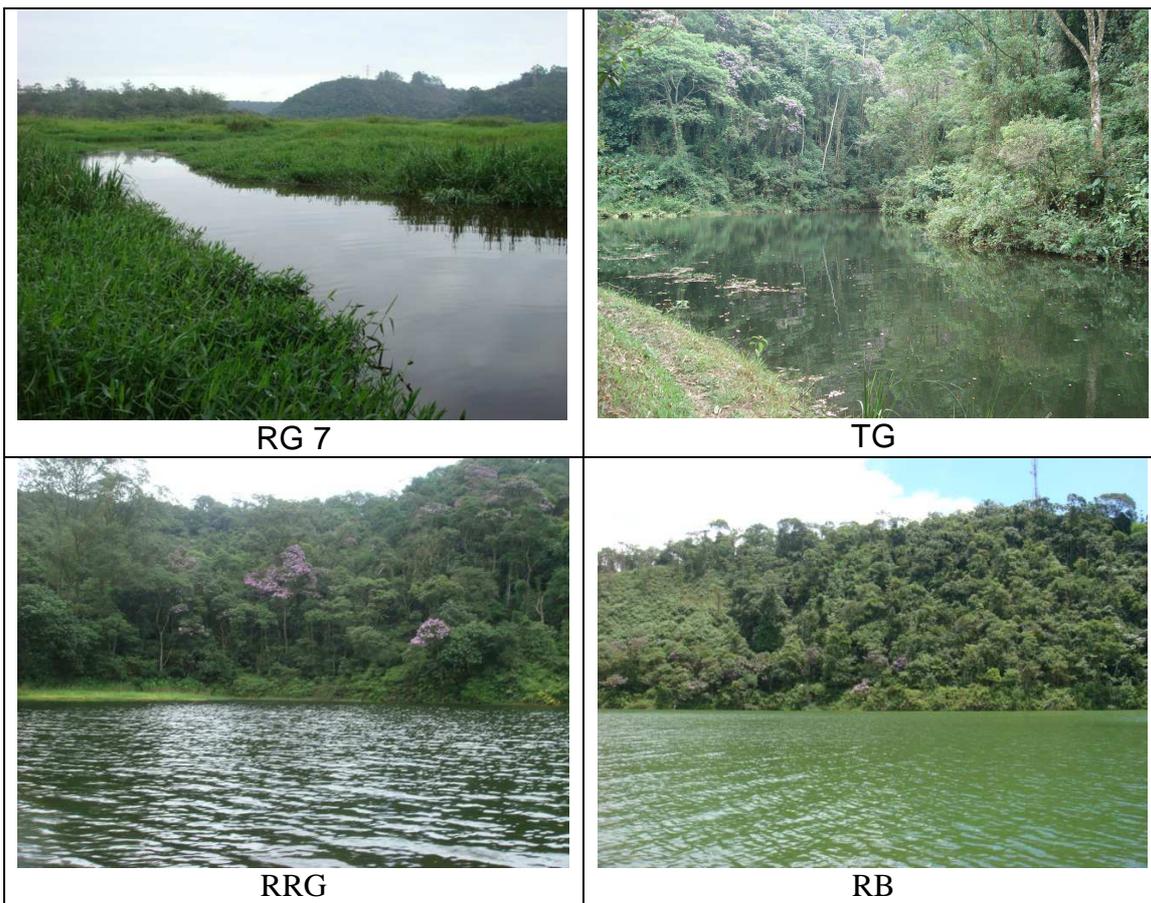
- Rio Grande (RG): Estações RG1 a RG 7. Compreende o trecho entre a nascente e a foz do Rio Grande.
- Tanque do Gustavo (TG): Reservatório de pequeno porte localizado no trecho superior do Rio Grande, dentro do PNMNP próximo à nascente.
- Reservatório Rio Grande (RRG) - localizada nas proximidades da captação de água da Sabesp (ETA Rio Grande). Este local sofre influência do Rio Grande, seu principal formador.
- Reservatório Billings (RB): Localizada no corpo principal da Represa Billings, no trecho entre as Rodovias Anchieta e Imigrantes. Não sofre influência do Reservatório do Rio Grande devido à existência da barragem Anchieta.



**Figura 1** - Inserção da Bacia do Alto Tietê no Estado de São Paulo e localização das estações de coleta ao longo do Rio Grande, Reservatório do Rio Grande e a estação na Represa Billings.



**Figura 2:** Aspecto geral das diferentes estações de coleta. RG1 a RG7 compreendem os trechos da nascente à foz do Rio Grande respectivamente; TG (Represamento do Rio Grande, próximo a sua nascente); RRG (Braço Rio Grande da Represa Billings) e RB (Corpo central da Represa Billings).



... Continuação Figura 2

## Referências Bibliográficas

- ALONSO M.T.A. 1977. Vegetação. In: IBGE, Geografia do Brasil, Região Sudeste. SERGRAF: IBGE. Rio de Janeiro 3: 31–113.
- BUCKUP, P.A. 2003. Biodiversidade de Peixes da Mata Atlântica. <http://www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/SE-S/peixes>. Acesso em 25/11/2003.
- BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. 1ª ed. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 195p.
- BAIRD, C. 2002. Química Ambiental. 2ª. Editora Bookman. 622 p.
- CAJARAVILLE, M.P.; BEBIANNO, M.J.; BLASCO, J.; PORTE, C.; SARASQUETE, C. & VIARENGO, A. 2000. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach. *The Science of the Total Environment*, 247(2-3): 295-311.
- CAPOBIANCO, J. P. R. 2002. Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental. 59 p. (Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no período 1989-99)
- CASTRO, R.M.C. e MENEZES, N.A. 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 6, vertebrados. São Paulo: WinnerGraph e FAPESP. p. 1-13.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1990. Qualidade ambiental. Série Relatórios. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1992. Qualidade ambiental. Série Relatórios. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2005. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2004. São Paulo, 297p.
- CETESB, Cia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2007. Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2000-2007, disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>.
- FOLHA DE SÃO PAULO. 2009. Falha em obra leva esgoto para a Billings 08/03/2009. Disponível em <http://www1.folha.uol.com.br/fsp/cotidian/ff0803200906.html> Acesso em 26 de novembro de 2009.
- FOLHA-ON-LINE. 2004. Técnicos da Cetesb afirmam ter controlado vazamento em represa. Disponível em <http://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u102940.shtml> Acesso em 26 de novembro de 2009.
- FONSECA, G.A.B. DA, L.P.PINTO AND A.B.RYLANDS 1997. Biodiversidade e unidades de conservação. Pages 189-209 in Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação: conferências e palestras. Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Brasil.

- FUENTES-RIOS, D.; ORREGO, R.; RUDOLPH, A.; MENDOZA, G.; GAVILÁN, J.F.; & BARRA, R. 2005. EROD activity and biliary fluorescence in *Schroederichthys chilensis* (Guichenot 1848): biomarkers of PAH exposure in coastal environments of the South Pacific Ocean. *Chemosphere*, 61(2): 192-199.
- FUNDAÇÃO DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (FUSP) - 2001. Plano da Bacia do Alto Tietê, São Paulo. Relatório final.
- GUILHERME, S.; VÁLEGA, M.; PEREIRA, M. E.; SANTOS, M. A. and PACHECO, M. 2008. Erythrocytic nuclear abnormalities in wild and caged fish (*Liza aurata*) along an environmental mercury contamination gradient. *Ecotoxicol Environ* 70:411-421.
- LAM, P.K.S. & GRAY, J.S. 2003. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 46(2): 182-186.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP. 534p.
- MAIER, M. H.; M. TAKINO ; A. J. MONTEIRO JR. 1997. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (Complexo Billings), 23°52'S - 46°31'W; Riacho Grande, SP, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v.24, n.único, p.1-17.
- MENEZES, N.A.1994. Importância da conservação da ictiofauna dos ecossistemas aquáticos brasileiros. In: SEMINÁRIO SOBRE A FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO. Conservação. Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico COMASE. Rio de Janeiro: Eletrobraz. Caderno 3. p713.
- MENEZES, N.A.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, S.H.; WEITZMAN, M.J. 1990. Peixes de riacho da floresta costeira Atlântica brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. In: II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sula e Sudeste Brasileira. Academia Brasileira de Ciências. Vol 1.
- MERGLER, D.; ANDERSON, H.A.;CHAN, L.H.M.; MAHAFFEY, K.R.;MURRAY, M.; SAKAMOTO, M.; STERN, A.H. 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *Ambio*, 36: 3-11.
- MONSERRAT, J.M.; MARTÍNEZ, P.E.; GERACITANO, L.A.; AMADO, L.L.; MARTINS, C.M.; PINHO, G.L.; CHAVES, I.S.; FERREIRA-CRAVO, M.; VENTURA-LIMA, J. & BIANCHINI, A. 2007. Pollution biomarkers in estuarine animals: critical review and new perspectives. *Comparative Biochemistry and Physiology part C: Toxicology and Pharmacology*, 146(1-2): 221-34.
- PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SANTO ANDRÉ, 2008. Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba. 2ª edição, 77p.
- RAMOS, A. S., CASTILHOS, Z. C., RODRIGUES A. P. C. 2005.Avaliação de Risco Ecológico e de Parâmetros Citogenéticos em Diversas Espécies de Peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ – Brasil. In Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica, II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul.
- REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARI JUNIOR, C.J. 2003 *Check list of the freshwater fishes of South and Central América*. 1ª ed. Porto Alegre: EDIPUCRS. 729p.
- ROCHA, A.A., PEREIRA, D.N. & PÁDUA, H.B. 1985. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings. São Paulo (Brasil). *Revista da Saúde Pública*. v. 19, p. 401-410.

- RODRIGUES, A.P.C. 2006. Avaliação de risco ecológico associado à contaminação mercurial em dois estuários do estado do rio de janeiro: baía de Guanabara e Baía da Ribeira. Dissertação (Mestrado) Geoquímica ambiental, Universidade Federal Fluminense.
- SABESP. 2009. Tratamento água na Região Metropolitana de São Paulo. [www.sabesp.com.br](http://www.sabesp.com.br). Acesso em 10 de agosto de 2009.
- WHATELY, M., 2003. (Ed). Seminário Billings 2002: avaliação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental, 119p.

## **Apresentação da Dissertação**

Para facilitar a publicação dos resultados, após a incorporação das sugestões feitas pela banca, a dissertação será apresentada em 2 capítulos na forma de manuscrito. O primeiro capítulo seguiu as normas da revista Neotropical Ichthyology e o segundo da revista Environmental Pollution.

### **Capítulo I – Distribuição da ictiofauna de um rio da Região Metropolitana de São Paulo (Rio Grande, Alto Tietê, SP) e sua relação com fatores ambientais**

Foi avaliada a composição e a distribuição longitudinal da comunidade de peixes do Rio Grande (Alto Tietê, SP) verificando-se sua relação com as diferentes variáveis ambientais. Procurou-se também identificar mudanças na estrutura da comunidade ao longo do rio, sujeito à diferentes impactos antrópicos.

### **Capítulo II – Mercúrio em sangue de *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae: Perciformes) do Rio Grande e de parte da Represa Billings (Alto Tietê, SP, Brasil) como biomarcador para avaliação de exposição recente**

Foi avaliado o grau de exposição ao mercúrio a que peixes da espécie *Geophagus brasiliensis* do Rio Grande, reservatório do Rio Grande e de parte da Represa Billings estão submetidos, determinando-se as concentrações de Hg total no sangue e sua relação com as concentrações de Hg total no sedimento. Este estudo procurou avaliar a utilização do Hg em sangue como biomarcador de exposição, para uso como ferramenta de apoio na análise e monitoramento da qualidade ambiental recente.

# Capítulo I

Distribuição da ictiofauna de um rio da Região Metropolitana de São Paulo (Rio Grande, Alto Tietê, SP) e sua relação com fatores ambientais.

## **Distribuição da ictiofauna de um rio da Região Metropolitana de São Paulo (Rio Grande, Alto Tietê, SP) e sua relação com fatores ambientais**

Natália Furlan<sup>1</sup>, Katharina Eichbaum Esteves<sup>2</sup>, Gilson Alves Quináglia<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Pós-Graduação em Aqüicultura e Pesca do Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Av. Francisco Matarazzo, 455, 05001-900 São Paulo, SP, Brasil. [nataliafurlan\\_bio@yahoo.com.br](mailto:nataliafurlan_bio@yahoo.com.br)

<sup>2</sup> Centro de Pesquisas e Desenvolvimento em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, APTA, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

<sup>3</sup> Gerente de setor, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

**ABSTRACT:** This work aimed to study the fish fauna and its relation to environmental characteristics and anthropogenic influences on the Rio Grande, one of the main tributaries of the Billings reservoir, identifying the main factors related to community structure. Water samples, and environmental characteristics were recorded and fish collected in seven sampling stations along the river during the rainy (January / March) and dry season (July / August) of 2009. Water quality varied along the river, with higher values of conductivity, fecal coliforms and total phosphorus in the lower reach, indicating strong influence of the urban area. Twenty two fish species were recorded, with two of them being considered endangered. A Canonical Correspondence Analysis (CCA) indicated marked differences between the upper and lower portion regarding species composition, which was attributed mainly to vegetation cover and different meso-habitats such as riffles and pools. *Trychomycterus* spp. and *Astyanax paranae* were associated with the upper reaches, while *Astyanax fasciatus* and *Astyanax bockmanni*, as well as some species adapted to lentic habitats such as *Cyphocharax modestus*, *Hoplias malabaricus* and *Hypostomus ancistroides* occurred in the lower reach. The results indicate that despite the disturbance in water quality and riparian vegetation, no detectable changes in community structure were found in relation to natural conditions. However, the presence of species such as *Astyanax fasciatus*, *Hoplosternum littorale* and *Hypostomus ancistroides* in the lower reach may indicate early stages of anthropogenic disturbance, since these species are considered tolerant to pollution. The results indicate the need for action to be taken to restore and preserve the habitats of this ecosystem.

Key words: water quality, structure of the ichthyofauna, Billings reservoir, anthropogenic influences.

RESUMO: O presente trabalho teve por objetivo estudar a ictiofauna e sua relação com as características ambientais e influências antrópicas no Rio Grande, principal formador da represa Billings, identificando os principais fatores relacionados à estruturação da comunidade. Amostras de água e características ambientais foram registradas e peixes coletados em sete estações de amostragem no período chuvoso (Janeiro/Março) e seco (Julho/Agosto) de 2009, ao longo do eixo longitudinal do rio. A qualidade da água variou ao longo do rio, com valores mais elevados de condutividade, coliformes termotolerantes e fósforo total no trecho inferior, indicando forte influência da área urbana. Foram encontradas 22 espécies de peixes, com duas espécies ameaçadas de extinção. A Análise de Correspondência Canônica (ACC) indicou diferenças marcantes entre a composição de espécies do trecho superior e inferior, o que foi atribuído, sobretudo a cobertura vegetal, e diferentes meso-habitats como corredeiras e poções. *Trychomycterus* spp. e *Astyanax paranae* foram características do trecho superior, enquanto que *Astyanax fasciatus* e *Astyanax bockmanni*, bem como algumas espécies bem adaptadas a ambientes lênticos tais como *Cyphocharax modestus*, *Hoplias malabaricus* e *Hypostomus ancistroides* ocorreram no trecho inferior. Os resultados indicam que a despeito de alterações na qualidade da água e na vegetação ripária, não foram observadas modificações detectáveis na estrutura da comunidade em relação as condições naturais. Todavia, a presença de espécies como *Astyanax fasciatus*, *Hoplosternum littorale* e *Hypostomus ancistroides* no trecho inferior do rio podem indicar estágios iniciais de distúrbios antropogênicos, já que essas espécies são consideradas tolerantes à poluição. Os resultados indicam a necessidade de que sejam tomadas medidas de recuperação e preservação dos habitats deste ecossistema.

Palavras chave: qualidade da água, estrutura da ictiofauna, represa Billings, influências antrópicas.

## **Introdução**

Variações na composição, estrutura e distribuição das espécies de peixes podem ser influenciadas por uma grande variedade de condições e mecanismos que operam em diferentes escalas temporais e espaciais (Pusey *et al.*, 1998). Diversos estudos realizados em riachos têm verificado que a estrutura física do habitat é de fundamental importância na determinação tanto da abundância como da composição da comunidade de peixes, seja representada pela sucessão de habitats, seja pela estruturação interna de cada um deles (Gorman & Karr, 1978). Aspectos importantes incluem a composição do substrato e profundidade (Angermeier & Karr, 1983), disponibilidade de refúgios, velocidade da corrente, estruturação da cobertura vegetal, dentre outros. Outros fatores importantes na estruturação da ictiofauna em rios estão relacionados a processos locais relacionados à geomorfologia e condições abióticas, que influenciam mudanças longitudinais na composição e riqueza da assembléia de peixes (Tejerina-Garro *et al.*, 2005).

A variação longitudinal na comunidade de peixes, que ocorre da cabeceira à foz, é um fenômeno comum, e os modelos conceituais que explicam os mecanismos dessa variação baseiam-se principalmente em estudos de rios da região de clima temperado (Matthews, 1998). Tais modelos sugerem que as mudanças estruturais e físicas do habitat ao longo do eixo longitudinal de um rio influenciam a distribuição dos peixes, o que pode ser atribuído ao aumento gradual na complexidade do habitat (Gorman & Karr, 1978) e mudanças físicas e químicas da água, tal como proposto pelo Conceito de Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980). Este conceito postula que em ambientes lóticos as variáveis físicas de um rio apresentam um gradiente contínuo de montante a jusante, com as comunidades biológicas se ajustando por meio da substituição de espécies, visando a utilização da energia com mais eficiência.

Outro modelo, o conceito da biozonação, sugere que os rios são formados por mosaicos complexos de tipos de habitats e gradientes ambientais, caracterizados pela alta conectividade e complexidade espacial (Schlosser, 1991; Fausch *et al.*, 2002), podendo ser divididos longitudinalmente em zonas, cada uma delas caracterizada pela ocorrência das principais espécies indicadoras (Huet, 1959). A idéia geral é que espécies de uma zona ou região são substituídas por outras espécies na próxima zona ou região (Huet, 1959). Desta forma, podem ocorrer processos de adição e substituição de acordo com a complexidade do habitat no sentido cabeceira-foz (Sheldon, 1968; Hocutt & Stauffer, 1975; Evans & Noble, 1979).

Diversos estudos realizados na região tropical têm investigado os padrões de distribuição de espécies em rios e riachos, podendo citar-se os trabalhos de Penczak *et al.* (1994); Abes (1998); Casatti & Castro (1998); Mazzoni & Lobón-Cerviá (2000); Abes & Agostinho (2001); Castro *et al.* (2003); Pavanelli & Caramaschi (2003); Petry & Schulz (2006). Mudanças no padrão longitudinal de distribuição podem ser importantes para diagnosticar e caracterizar a qualidade ambiental, visto que a estrutura dessas comunidades está diretamente relacionada com a estabilidade dos fatores ambientais (Beaumord & Petrere, 1994).

Embora estudos que avaliem as respostas das espécies de peixes à urbanização tenham se intensificado nos últimos anos na região neotropical (Cunico *et al.*, 2005; Pompeu & Alves, 2005; Alexandre *et al.*, 2010), ainda existe um grande desconhecimento dos padrões existentes em rios sujeitos a diversas ações antrópicas, bastante freqüentes em regiões próximas aos grandes centros urbanos. Nestes ambientes, os impactos mais comuns estão relacionados a modificações no canal e nas margens, devido à canalização ou utilização para fins agrícolas, regulação da vazão ou fragmentação (resultantes da construção de reservatórios ou captação de água para fins industriais), poluição química (metais pesados, pesticidas, fertilizantes) e poluição orgânica (efluentes domésticos e fontes difusas) (Tejerina-Garro, 2005). Todas estas alterações têm levado a uma grande degradação ecológica dos rios e riachos, tornando-os insustentáveis do ponto de vista ambiental, em vista da deterioração e diminuição da disponibilidade de água, intensas inundações e mudanças na distribuição e estrutura da biota aquática (Poff *et al.*, 1997).

Mais especificamente em relação aos rios e riachos da bacia do Alto Tietê, na região da Grande São Paulo verificam-se graves problemas ambientais relacionados à qualidade da água, devido principalmente a crescente e desordenada ocupação urbana (Capobianco, 2002). A sub-bacia hidrográfica Billings-Tamanduateí apresentou na última década intenso crescimento das áreas ocupadas por usos urbanos em detrimento de outros usos, especialmente Mata Atlântica. Este processo ocorreu por surgimento de novas ocupações, consolidação de ocupações existentes e transformação de áreas rurais em urbanas. As áreas urbanas, que compreendem a soma das áreas urbanas não consolidadas e das áreas urbanas consolidadas, apresentaram um crescimento de 31,74% no período de 1989 a 1999 (Capobianco, 2002).

Nesta sub-bacia localiza-se o principal reservatório de abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo - o Reservatório Billings, bem como seus braços

formadores, o Reservatório do Rio Grande, Rio Pequeno, Bororé e Taquacetuba, entre outros. O Rio Grande sofre com os problemas da urbanização no entorno do seu curso inferior, tendo sido relatados eventos de contaminação por mais de 50 anos provindos de atividade industrial do setor de substâncias químicas e de plásticos situada no entorno do rio (Whately, 2003).

Acrescente-se a estas questões o fato de que a região do Alto Tietê possui uma ictiofauna ainda pouco conhecida, apresentando elevado grau de endemismo e concentrando grande número de espécies, sendo algumas consideradas ameaçadas de extinção (Rosa & Lima, 2008). Neste contexto, o objetivo deste estudo foi determinar a composição, estrutura e distribuição longitudinal da ictiofauna do Rio Grande (Alto Tietê, SP), identificando as principais características ambientais e influências antrópicas relacionadas à estruturação da comunidade.

## **Materiais e métodos**

### **Área de estudo**

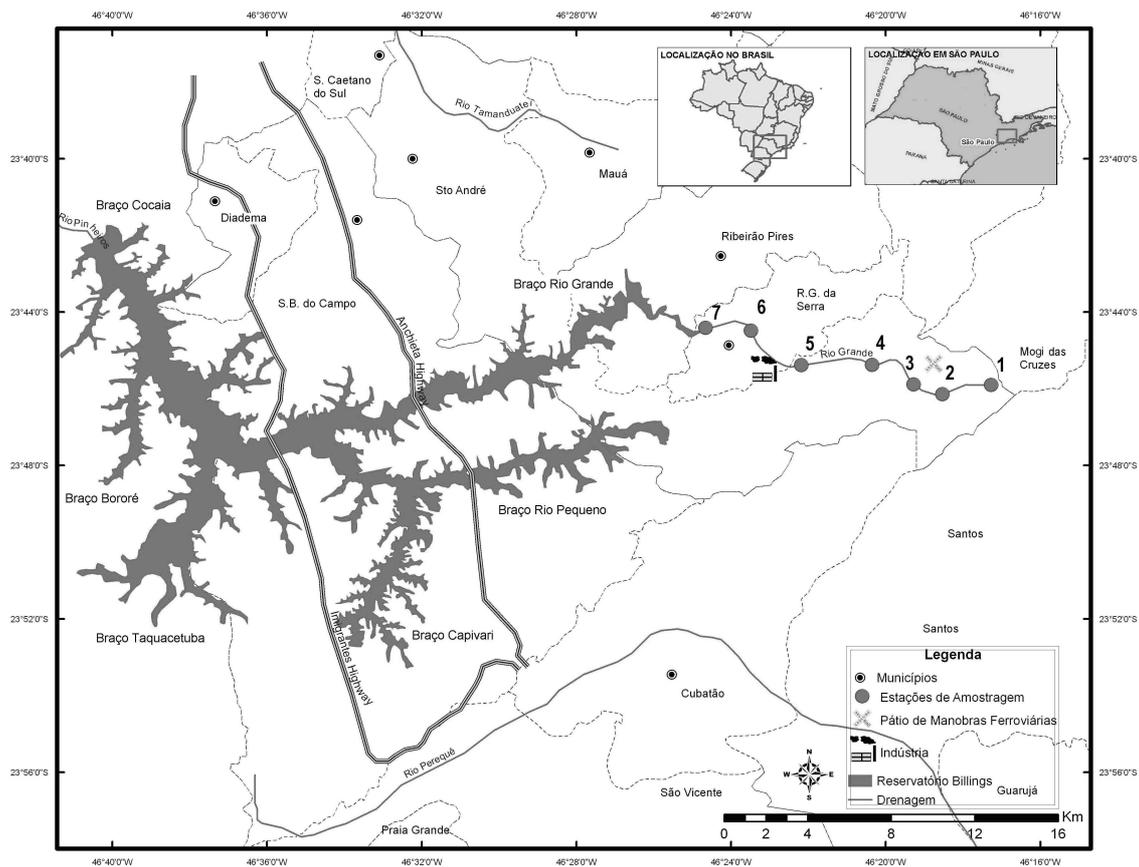
O Rio Grande com aproximadamente 20 km de extensão, localiza-se na Bacia do Alto Tietê (Sub-Bacia Billings-Tamanduateí) e têm suas nascentes na Serra de Paranapiacaba, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP) (Figura 1). Esta área está inserida no Planalto Paulistano da província Geomorfológica do Planalto Atlântico, protegendo 426 ha de Mata Atlântica (Prefeitura Municipal de Santo André, 2008).

O clima da região é tropical úmido, com média anual de chuvas de 3.000 mm, podendo chegar a 4.000 mm. A temperatura média do ar nos meses mais quentes é de 22°C e nos meses mais frios de 18°C (Prefeitura Municipal de Santo André, 2008).

Em seu curso médio-inferior, o Rio Grande atravessa uma região bastante urbanizada com a presença de indústrias, sendo a cobertura vegetal nativa praticamente ausente, observando-se fragmentos de mata primária e secundária. Próximo ao município de Rio Grande da Serra recebe efluentes de origem doméstica e industrial. Posteriormente forma o Reservatório do Rio Grande, que fornece 4,8 mil litros de água por segundo, e abastece 1,6 milhões de pessoas em Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (SABESP, 2009).

Para o presente estudo foram selecionadas sete estações de coleta ao longo do Rio Grande, localizadas entre as coordenadas S 23°46'01.2", W 46°17'18.7" e S 23°44'35.5", W 46°24'10.8" (Fig. 1). A estação 1 (2ª ordem) corresponde à nascente,

localizando-se dentro do PNMNP; a Estação 2 (2ª ordem) situa-se à jusante da vila de Paranapiacaba, com entorno ocupado por residências, onde ocorre o despejo *in natura* de efluentes domésticos. Nestes trechos o substrato é arenoso, ocorrendo predomínio de matações grandes e médios e vegetação preservada de grande porte. Nas estações 3 (3ª ordem), 4 e 5 (4ª ordem) o substrato é arenoso, observando-se fragmentos de vegetação primária e secundária em fase de regeneração e baixa influência antrópica. As estações 6 e 7 (4ª ordem) estão localizadas dentro da área urbana do município de Rio Grande da Serra, recebendo despejos domésticos e industriais. Neste trecho, a vegetação marginal é dominada por gramíneas da espécie *Panicum pernambucense*, dentre outras. O trecho final (estação 7) corresponde a um ponto de monitoramento (GADE 0290) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), desaguando no Braço Rio Grande da Represa Billings, situando-se em uma região brejosa.



**Figura 1** - Localização do Rio Grande no Complexo Billings, indicando as estações de coleta ao longo do rio, e inserção da sub-bacia Billings-Tamanduateí no Estado de São Paulo.

## Coleta de dados

Os peixes foram coletados durante a época chuvosa (Janeiro/Março) e época seca (Julho/Agosto) de 2009. Nos trechos de menor profundidade, localizados na porção superior do rio (Estações 1 a 4), foi utilizado um equipamento de pesca elétrica (Gerador Honda 1000W, 120V, 60Hz >2,5 A, CA) com configuração similar à utilizada por Mazzoni *et al.* (2000). Para cada local amostrado foi empregada a metodologia de três remoções sucessivas (Zippin, 1958) com um esforço de pesca constante, em trechos de aproximadamente 50 m de extensão.

Nos trechos mais profundos, localizados na porção média e inferior do rio (Estações 5 a 7), devido à impossibilidade de utilização da pesca elétrica, foram empregadas redes de emalhar de monofilamento (malhas 15, 20, 30, 35, 40 e 45 mm entre nós adjacentes), de 1,5 m de altura e 20 m de comprimento cada. Também foram utilizadas 3 tarrafas de malhas 15 e 35 mm monofilamento e 5 mm de multifilamento. Para a captura de exemplares de pequeno porte junto à vegetação marginal foi utilizado um puçá de 45 cm de diâmetro com tecido multifilamento de malha 3 mm . As redes permaneceram durante um período de 12 horas durante a noite em cada estação de amostragem. O número de lances das tarrafas foi padronizado em 10 lances por tarrafa e 30 passadas de puçá em cada estação. Este conjunto de métodos foi considerado como a unidade amostral “Redes” para fins de análise.

Após a captura, os peixes foram fixados no campo em formol 10%, sendo posteriormente transferidos para álcool 70%. A identificação dos exemplares foi realizada com base em chaves de identificação de Britski (1972) e Britski *et al.* (1986) e confirmadas por especialistas do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, onde exemplares testemunho foram depositados.

De cada estação de coleta foram registradas as seguintes características ambientais: largura (m); profundidade (m); velocidade da água ( $m \cdot s^{-1}$ ) [método do flutuador de acordo com Marques & Argento (1988) que fornece uma estimativa da velocidade máxima da água na superfície]; vazão ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ) (calculada através da fórmula,  $Q = L \times A \times V$ , onde  $Q =$  vazão,  $L =$  largura,  $A =$  área e  $V =$  velocidade); cobertura vegetal (%); proporção relativa de corredeiras, poções e rápidos (%); presença de represamentos e tipo de entorno. Também foi feita uma estimativa visual do substrato predominante, categorizado em areia (< 3 mm), cascalho fino ( $\cong$  3 a 49 mm), cascalho grosso ( $\cong$  50 a 149 mm), matacão pequeno ( $\cong$  150 a 300 mm) e matacão grande (>300 mm) de acordo com Froehlich (2003).

As seguintes variáveis físicas e químicas da água foram medidas por multissonda HORIBA U-22: temperatura (°C), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (µS.cm<sup>-1</sup>) e sólidos totais dissolvidos (mg.L<sup>-1</sup>). Para as demais análises, amostras de água foram coletadas, mantidas em gelo e levadas aos laboratórios da CETESB onde foram determinados os seguintes parâmetros, de acordo com APHA (2005): Cádmio total (mg.L<sup>-1</sup>), Cobre total (mg.L<sup>-1</sup>), Chumbo (mg.L<sup>-1</sup>), Crômio total (mg.L<sup>-1</sup>), Fósforo total (mg.L<sup>-1</sup>), Mercúrio total (mg.L<sup>-1</sup>), Níquel total (mg.L<sup>-1</sup>), Nitrato (mg.L<sup>-1</sup>), Nitrito (mg.L<sup>-1</sup>), Nitrogênio kjeldahl total (mg.L<sup>-1</sup>), Zinco total (mg.L<sup>-1</sup>) e Coliformes termotolerantes (UFC/100ml).

### **Análise de dados**

Os seguintes atributos de comunidade foram analisados para as duas épocas do ano nas diversas estações de coleta utilizando-se o software PRIMER 5 (Clarke & Gorley, 2001): diversidade de Shannon-Wiener (H'), dominância de Simpson (D), equitabilidade (E) (Krebs, 1989) e Riqueza (R) (Odum, 1988).

Considerando-se que a utilização de diferentes métodos de coleta dificulta a comparação do número de espécies entre amostras, foi aplicada uma análise de rarefação aos dados obtidos através da pesca elétrica e da bateria de redes. Esta técnica permite a padronização das amostras para tamanhos semelhantes, com o mesmo número de indivíduos (Krebs, 1999), por intermédio da remoção aleatória de sub-amostras do total (Magurran, 2004). Foi utilizada a fórmula  $E(\hat{S}_n)$  proposta por Sanders (1968) modificada por Hurlbert (1971) e Simberloff (1972), descrita como  $E(\hat{S}_n) = \sum_{i=1}^s [1 - (N - N_i) / (N / n)]$ , onde E é o número esperado de espécies em uma amostra aleatória de n indivíduos,  $N_i$  é o número de indivíduos da espécie i, N é o número total de indivíduos na amostra total e n é o número de indivíduos escolhidos para standardização ( $n \leq N$ ). Para esta análise foi utilizado o software Biodiversity Pro (McAleece *et al.*, 1997).

Por meio da curva de rarefação verificou-se que a eficiência da coleta com a pesca elétrica e bateria de redes foi próxima do máximo esperado, sendo possível analisar a distribuição das espécies ao longo do rio utilizando-se os diferentes métodos de coleta. Para tanto, uma Análise de Correspondência (AC) baseada em uma matriz de presença e ausência, conjuntamente com uma matriz do índice ponderal de cada espécie foi realizada no software CANOCO (versão 4.5), visando a interpretação de padrões. O

índice ponderal minimiza questões relativas à padronização das coletas por intermédio da utilização de diferentes técnicas de amostragem (Ferreira & Petreire, 2009), sendo descrito como:  $IP_{ij} = N_{ij} * B_{ij} / \sum (N_{ij} * B_i)$ , onde  $N_{ij}$  é a abundância relativa e  $B_{ij}$  a biomassa relativa. Tal índice foi modificado do índice originalmente descrito por Nataragan e Jhingianan (1961). O índice ponderal que originalmente era expresso em porcentagem, neste trabalho variou de 0 a 1, assim como os valores de  $N_{ij}$  e  $B_{ij}$ . Este procedimento permite a minimização dos efeitos de tendência resultante do efeito de amostragem (Ferreira & Petreire, 2009).

Para a análise da relação das espécies e das estações com as variáveis ambientais, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) utilizando-se uma matriz com o índice ponderal das espécies no software CANOCO (versão 4.5). Para esta análise foram utilizadas apenas as variáveis ambientais que apresentaram variação dos seus valores ao longo do rio. A significância de todas as variáveis para cada eixo foi testada utilizando-se o teste de Monte Carlo (Hope, 1968) com 9999 permutações a um nível de significância de  $P = 0,1$ .

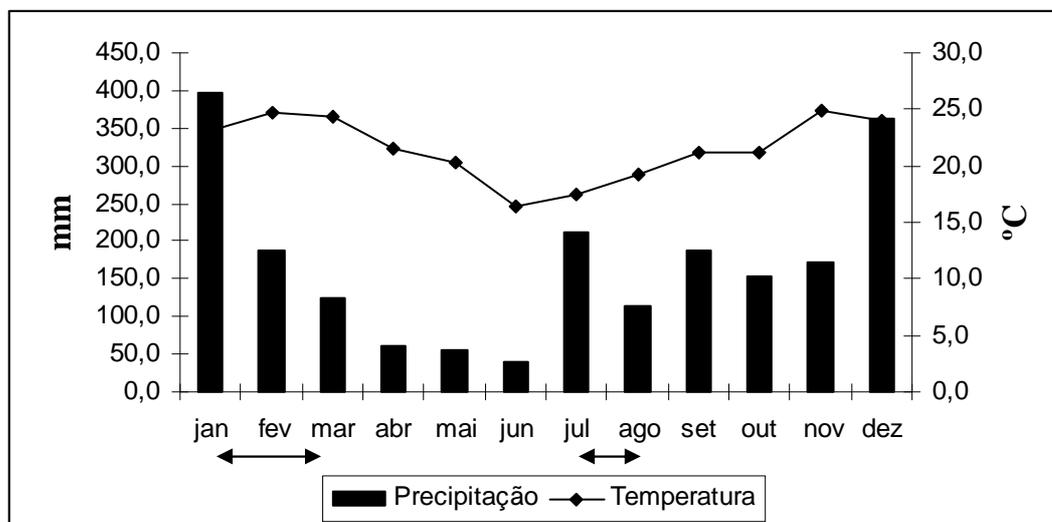
Para compreender a importância relativa dos vários processos que controlam a estruturação da comunidade foi utilizado um método de partição da variação, que considera a idéia de que as variações espaciais e temporais apresentam uma co-variação (Borcard *et al.*,1992). A variação total das espécies é explicada como: (A) variação temporal, (B) variação espacial e variação temporal, (C) variação espacial e (D) variação não explicada e flutuações estocásticas (Borcard *et al.*,1992). Foram utilizadas matrizes “dummy” para descrever a variação espacial, considerando-se neste caso os diferentes métodos de coleta utilizados ao longo do eixo longitudinal do Rio Grande, e uma matriz temporal em que foram consideradas as duas épocas de coleta (chuvosa e seca). Estas análises foram realizadas no software CANOCO versão 4.5.

## **Resultados**

### **Características do habitat**

A figura 2 mostra a variação da precipitação total mensal e das temperaturas médias mensais do ar na Bacia do Alto Tietê para o ano de 2009. A temperatura média na região de estudo, variou de 16,5 °C (período seco) a 25,0 °C (período chuvoso), enquanto que a precipitação variou de 40,9 mm (período seco) a 397,6 mm (período chuvoso). Entretanto, durante as três semanas de coleta da época seca, as precipitações

médias semanais (79,7; 98,8 e 13,4 mm) apresentaram valores próximos ou superiores aos obtidos na época chuvosa (155,6; 8,6 e 0,8 mm).



**Figura 2**– Médias mensais de precipitação e temperatura na Bacia do Alto Tietê para o ano de 2009. As setas indicam os meses de coleta. (Dados obtidos no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIIAGRO).

Cada trecho do rio apresentou características fisiográficas particulares quanto ao tipo de fundo, vegetação ripária, cobertura vegetal e variáveis hidráulicas. O trecho superior do rio (estações 1 e 2) caracterizou-se por apresentar maior porcentagem de cobertura vegetal, com vegetação ripária de mata nativa e substrato dominado por matacões, presença de corredeiras e rápidos. O trecho médio (estações 3, 4 e 5) apresentou menor cobertura vegetal, e vegetação marginal dominada por mata secundária. Na estação 5, o substrato apresentou-se arenoso, sendo um trecho mais profundo com águas mais lentas. O trecho inferior (estações 6 e 7) caracterizou-se pela ausência de cobertura vegetal, com vegetação marginal composta de gramíneas, apresentando características lânticas, já sob influência do reservatório (Tabela 1).

As características químicas da água das diferentes estações de coleta (Tab. 1) de modo geral variaram pouco entre as duas épocas e ao longo do rio. Alguns parâmetros apresentaram valores crescentes da nascente a foz, tais como sólidos totais dissolvidos, condutividade e coliformes termotolerantes, enquanto que o pH apresentou valores decrescentes. As concentrações de nitrato e nitrogênio total, de modo geral, não apresentaram diferenças marcantes entre as estações de coleta, porém maiores valores foram encontrados nas estações 2, 6 e 7, enquanto, o fósforo total foi mais elevado nas estações 2, 3 e 4 da época seca. Os demais parâmetros não apresentaram variações ao longo do rio, ficando em sua maioria abaixo dos valores de quantificação do método

(LQ): Cádmió (<0,001 mg.L<sup>-1</sup>), Chumbo (<0,01 mg.L<sup>-1</sup>), Cobre (<0,04 mg.L<sup>-1</sup>), Crômio (0,02 mg.L<sup>-1</sup>), Mercúrio (<0,0002 mg.L<sup>-1</sup>), Níquel (<0,02 mg.L<sup>-1</sup>), Zinco (<0,06 mg.L<sup>-1</sup>) e Nitrito (<0,06 mg.L<sup>-1</sup>).

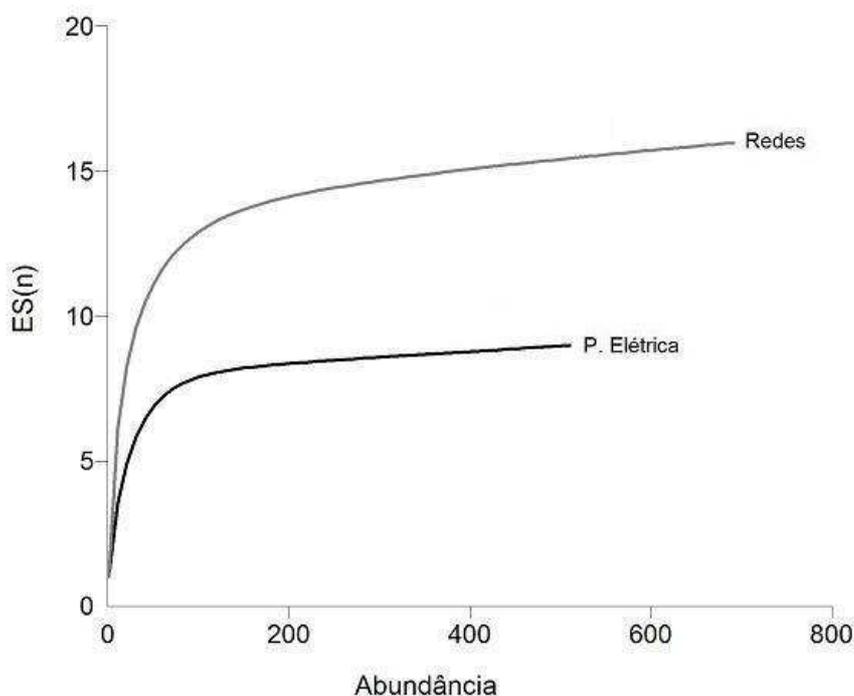
**Tabela 1** - Principais características ambientais e parâmetros físicos e químicos da água nos sete pontos de coleta do Rio Grande. C = Época Chuvosa; S = Época Seca; OD = Oxigênio Dissolvido; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; T = Temperatura; mg = Matacão Grande, mp = Matacão Pequeno, a = Areia, mn = Mata Nativa, ms = Mata Secundária, b = Bambu, g = Gramíneas, J = Jusante, M = Montante.

Parâmetros/Estações	1		2		3		4		5		6		7	
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
Substrato dominante	mg		mg/mp		a		a		a		a		a	
Vegetação ripária	mn/ms		ms/b		mn		ms		ms/g		g		g	
Largura (m)	2,58	2,13	4,21	3,79	4,93	4,84	6,29	6,53	9,23	10,88	12,12	13,64	13,76	14,82
Profundidade (m)	0,26	0,11	0,40	0,33	0,69	0,67	0,65	0,50	1,55	1,00	2,55	2,90	3,75	3,56
Cobertura vegetal (%)	95	95	50	60	55	60	60	65	15	25	0	0	0	0
Velocidade da água (m.s <sup>-1</sup> )	0,38	0,22	0,57	0,33	0,25	0,26	0,46	0,41	0,11	0,05	0,05	0,14	0,05	0,16
Vazão (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0,79	0,25	3,22	1,78	4,42	2,67	12,19	13,90	13,97	5,79	22,61	60,19	24,02	96,03
Rápidos (%)	0	0	80	20	85	97	80	80	*	*	*	*	*	*
Corredeiras (%)	95	90	15	70	0	0	0	0	*	*	*	*	*	*
Poções (%)	5	10	5	10	15	3	20	20	*	*	*	*	*	*
Troncos e raízes (%)	10	10	5	2	30	10	8	30	*	*	*	*	*	*
Represamento	J		M		J		M		J		M		J	
pH	6,14	5,20	6,11	5,49	5,50	5,18	5,92	5,22	4,87	5,77	5,53	5,19	5,87	5,45
Turbidez (NTU)	34,10	24,00	28,90	0	91,60	41,40	54,90	0	21,00	78,20	97,20	65,30	17,80	64,90
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	12,35	9,65	11,32	9,25	11,85	9,54	10,49	9,73	11,20	11,48	8,87	8,46	9,89	9,27
T (°C)	21,11	20,10	23,97	21,07	24,17	19,05	23,07	19,62	20,49	24,76	23,83	22,73	25,73	20,78
STD (g.L <sup>-1</sup> )	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	0,15	0,04	0,33	0,03
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	20	29	38	50	30	41	20,9	38	50	32	236	54	508	53
Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,02	0,10	0,02	0,30	<0,02	0,20	<0,02	0,20	0,04	0,03	0,17	0,04	0,07	0,04
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	0,46	0,42	0,75	0,88	0,54	0,63	0,43	0,42	0,62	0,27	0,30	0,28	0,32	0,31
N kjeldahl Total (mg.L <sup>-1</sup> )	<0,50	0,40	0,57	0,40	<0,50	0,30	0,60	0,30	0,96	0,93	1,82	1,28	1,20	0,71
Col. termotolerantes (UFC.100mL <sup>-1</sup> )	18	33	220	5100	880	156	2600	244	320	1800	250000	4800	13000	6800

\*Trechos mais profundos onde não foi possível o registro de algumas características

## Ictiofauna

Nas duas campanhas foram coletados 1.214 exemplares, totalizando 26.679,46 g em termos de biomassa (Tabela 2). Destes, 516 indivíduos (42,5%) foram capturados com equipamento de pesca elétrica, totalizando 1.129,71g (4,23%), e 698 (57,5%) com a bateria de redes, totalizando 25.549,75g (95,77%). Foram registradas 22 espécies, 6 ordens e 12 famílias, sendo a maioria da ordem Characiformes, seguida de Siluriformes (Tab. 2). A família Characidae contribuiu com o maior número de espécies (7), seguida da família Loricariidae (3), Gymnotidae (2) e Trichomycteridae (2). Das 22 espécies encontradas, 6 foram capturadas exclusivamente com pesca elétrica, 13 com redes, sendo 3 comuns às duas técnicas de coleta. A efetividade das coletas pode ser observada pela curva de rarefação (Fig. 3), que indica que o número de espécies capturadas esteve próximo do máximo esperado para cada apetrecho (9 para pesca elétrica e 16 para pesca com redes).



**Figura 3** – Curva de rarefação (ES) baseada na abundância das espécies coletadas com apetrechos de pesca elétrica e redes.

As espécies mais abundantes (Tab. 2) para o trecho superior (estações de 1 a 4) foram *Phalloceros reisi* (MZUSP106774), *Gymnotus pantherinus* (MZUSP106775), *Hollandichthys multifasciatus* (MZUSP106773) e *Pseudotocinclus tietensis*

(MZUSP103691), enquanto que participaram com maior biomassa foram *G. pantherinus*, *P. reisi* e *Trichomycterus paolence* (MZUSP103686). No trecho inferior (estações 5 a 7), as espécies mais abundantes (Tab. 2) foram *Astyanax bockmanni* (MZUSP103695), *Astyanax fasciatus* (MZUSP103696), *Cyphocharax modestus* (MZUSP106784) e *P. reisi* e em termos de biomassa *C. modestus*, *Hoplias malabaricus* (MZUSP106778) e *Hoplosternum littorale* (MZUSP106779). Levando em conta os dois trechos, as espécies que apresentaram os maiores valores do índice ponderal foram *A. bockmanni*, *A. fasciatus* e *C. modestus*.

Os índices de diversidade ( $H'$ ) e riqueza (R) apresentaram valores crescentes em direção a foz tanto no trecho superior (estações 1 a 4), como inferior (estações 5 a 7). Nas estações superiores, foram encontrados os maiores valores de dominância (D), enquanto que a equitabilidade apresentou um padrão inverso tanto no trecho superior como no trecho inferior (Tab. 2).

**Tabela 2** – Posição taxonômica, abundância e biomassa relativa (%) e o Índice Ponderal (IP) das espécies coletadas com pesca elétrica e redes no Rio Grande nas épocas chuvosa (C) e seca (S). N= Abundância; B= Biomassa.

Ordem/Família/Espécie	Pesca elétrica								Redes						T. superior		T. inferior		IP X 100
	1		2		3		4		5		6		7		N(%) B(%)		N(%) B(%)		
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	N(%)	B(%)	N(%)	B(%)	
<b>CHARACIFORMES</b>																			
<b>Characidae</b>																			
<i>Astyanax bockmanni</i> (Asbo)	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	41	13	119	19			28.08	9.564	30.41602
<i>Astyanax fasciatus</i> (Asfa)	-	-	-	-	-	-	-	-	4	7	49	7	54	3			17.77	9.022	18.15114
<i>Astyanax paranae</i> (Aspa)	-	-	-	-	6	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1.55	2.42			0.01390
<i>Astyanax sp.</i> (Assp)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	-	45	14			9.17	0.032	0.03365
<i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Homu)	-	-	-	-	6	14	1	3	2	1	-	-	-	-	4.65	7.62	0.43	0.070	0.17848
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (Hyre)	-	-	-	-	-	-	-	-	11	19	-	-	1	-			4.44	0.052	0.02597
<i>Oligosarcus paranensis</i> (Olpa)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	-	4	-			1.29	0.953	0.13923
<b>Crenuchidae</b>																			
<i>Characidium oiticicae</i> (Choi)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.19	0.23			0.00016
<b>Curimatidae</b>																			
<i>Cyphocharax modestus</i> (Cymo)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	21	50	-			10.89	18.753	23.12518
<b>Erythrinidae</b>																			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Homa)	-	-	-	-	-	-	-	-	6	3	1	-	3	-			1.86	18.298	3.85960
<b>CLUPEIFORMES</b>																			
<b>Clupeidae</b>																			
<i>Platanichthys platana</i> (Plap)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	15	-			2.44	0.097	0.02670
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>																			
<b>Poeciliidae</b>																			
<i>Phalloceros reisi</i> (Phre)	-	-	187	105	10	28	14	17	22	33	6	10	5	-	69.96	14.27	10.89	0.060	4.89926
<b>GYMNOTIFORMES</b>																			
<b>Gymnotidae</b>																			
<i>Gymnotus carapo</i> (Gyca)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-			0.14	0.001	0.00001
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Gypa)	-	-	3	4	12	7	13	13	1	-	-	-	-	-	10.08	55.95	0.14	0.003	2.12988
<b>PERCIFORMES</b>																			
<b>Cichlidae</b>																			
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Gebr)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	16	2	6	-			3.72	7.027	2.96446
<b>SILURIFORMES</b>																			
<b>Callichthyidae</b>																			
<i>Hoplosternum littorale</i> (Holi)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	27	1			5.16	16.842	9.83756

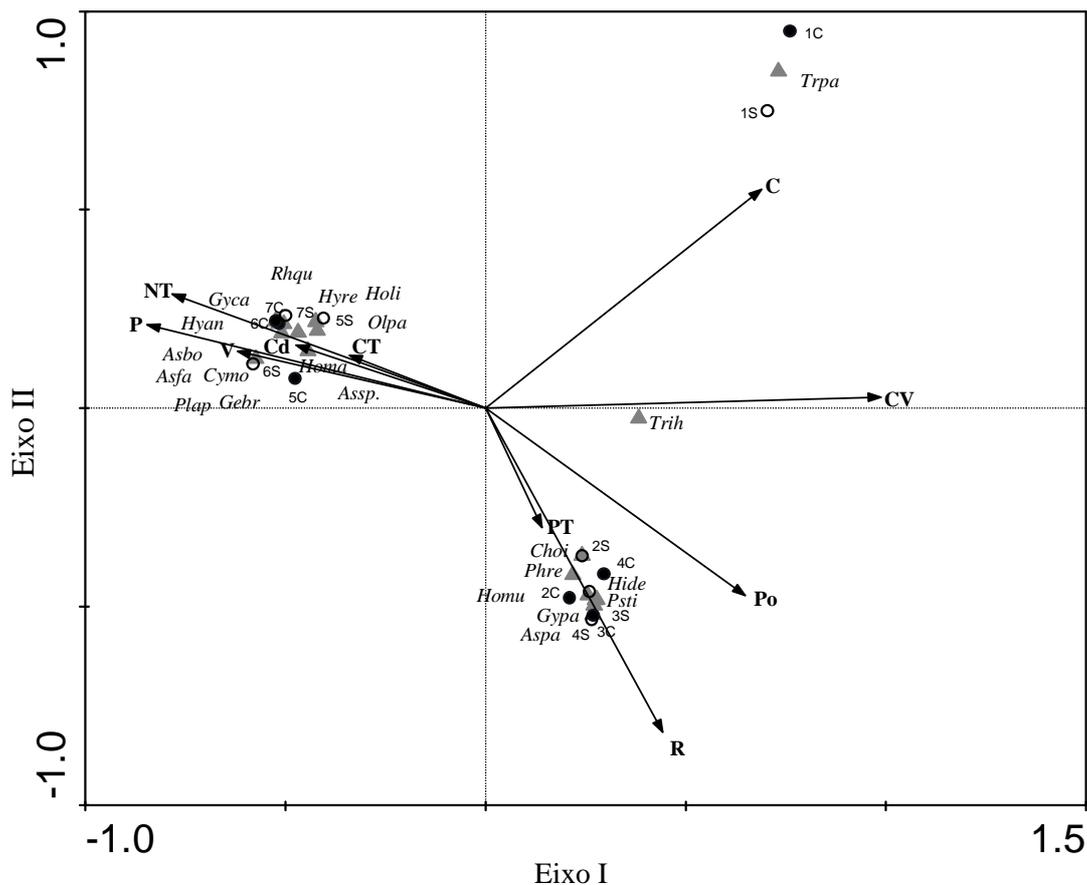
**Tabela 2 – Continuação**

Ordem/Família/Espécie	Pesca elétrica								Redes						T. superior		T. inferior		IP X 100
	1		2		3		4		5		6		7		N(%) B(%)		N(%) B(%)		
	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S					
<b>Loricariidae</b>																			
<i>Hisonotus depressicauda</i> (Hide)	-	-	-	-	3	1	7	7	-	-	-	-	-	-	3.49	0.67			0.00009
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Hyan)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	1	1	-			1.72	5.031	0.00979
<i>Pseudotocinclus tietensis</i> (Psti)	-	-	-	-	5	4	6	9	-	-	-	-	-	-	4.65	4.23			0.00073
<b>Pimelodidae</b>																			
<i>Rhamdia quelen</i> (Rhqu)	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	-	-	5	3			1.86	14.195	0.02994
<b>Trichomycteridae</b>																			
<i>Trichomycterus paolence</i> (Trpa)	5	7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.52	9.26			0.00086
<i>Trichomycterus iheringi</i> (Trih)	1	-	5	6	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2.91	5.35			0.00058
<b>Número de indivíduos</b>	6	7	196	116	43	56	42	50	56	68	145	54	335	40					
<b>Número de espécies</b>	2	1	4	4	7	6	6	6	10	8	12	6	13	5					
<b>Riqueza (R)</b>	0.558	0	0.568	0.631	1.595	1.242	1.338	1.278	2.236	1.659	2.210	1.253	2.064	1.084					
<b>Diversidade (H')</b>	0.195	0	0.099	0.173	0.768	0.578	0.644	0.672	0.799	0.612	0.801	0.644	0.818	0.521					
<b>Dominância (D)</b>	0.666	1	0.910	0.821	0.170	0.322	0.238	0.223	0.206	0.318	0.212	0.248	0.199	0.343					
<b>Equitabilidade (E)</b>	0.650	0	0.165	0.288	0.908	0.743	0.828	0.864	0.799	0.678	0.742	0.827	0.734	0.746					



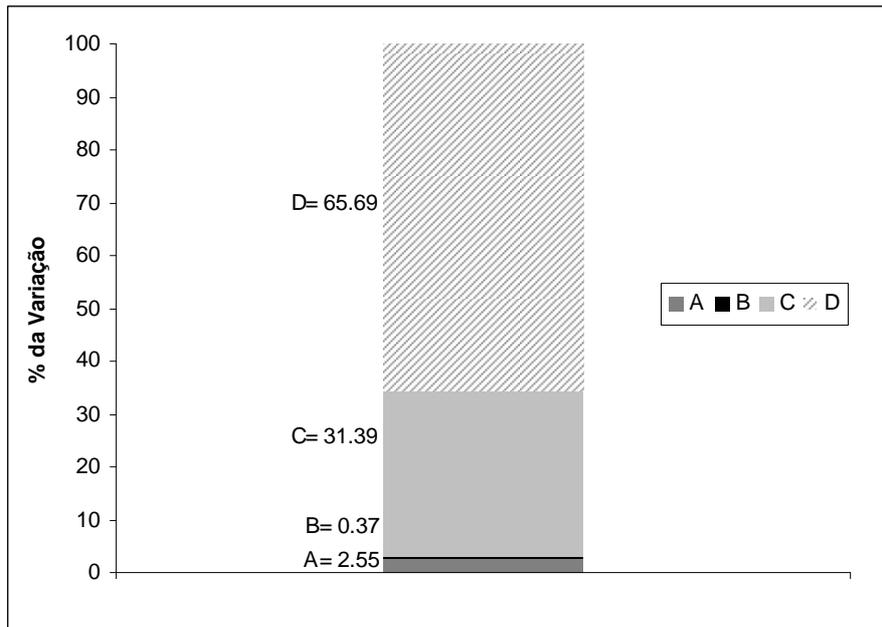
A Análise de Correspondência Canônica (ACC) originou 4 eixos canônicos com autovalores 0,989; 0,969; 0,774 e 0,749, sendo que 19,80% da variação foi explicada pelo primeiro eixo, 19,40% pelo segundo, 15,49% pelo terceiro e 14,99% pelo quarto. Verificou-se que a estrutura da ictiofauna demonstrou maior associação com as variáveis ambientais do que com as épocas do ano, já que os trechos foram agrupados independentemente do período de amostragem (Fig. 5). A correlação espécie-ambiente foi elevada (eixo I = 0,999; eixo II = 0,991), mostrando forte relação entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais.

Duas espécies estiveram associadas à estação 1 (*T. paolence* e *Trichomycterus iheringi* (MZUSP103688), sendo esta última também encontrada nas estações 2, 3 e 4. *Characidium oiticicai* (MZUSP106772) esteve restrita à estação 2, enquanto que *P. tietensis*, *G. pantherinus*, *Astyanax paranae* (MZUSP103689) e *Hisonotus depressicauda* (MZUSP103690) estiveram associadas as estações 2, 3 e 4. *Astyanax* sp. (MZUSP106971), *Rhamdia quelen* (MZUSP106783), *Geophagus brasiliensis* (MZUSP106781), *Hypostomus ancistroides* (MZUSP106782), *Gymnotus carapo* (MZUSP106780), *Platanichthys platana* (MZUSP106785), *Hyphessobrycon reticulatus* (MZUSP106777) e *Oligosarcus paranensis* (MZUSP106776), ocorreram nos trechos finais, já com algumas características lênticas e baixa cobertura vegetal, onde os valores de nitrogênio total, condutividade e coliformes tolerantes foram mais elevados (Fig. 5).



**Figura 5** - Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC), mostrando as espécies (triângulos), as estações de coleta (círculo preenchido = época chuvosa, círculo vazado = época seca) e as variáveis ambientais (setas). C = Corredeiras, CV = Cobertura vegetal, Po = Poções, R = Rápidos, PT = Fósforo total, CT = Coliformes termotolerantes, Cd = Condutividade, V = Vazão, P = Profundidade, NT = Nitrogênio total.

A análise de partição da variação das espécies revelou que a quantidade total explicada pelo modelo foi de 34,30%, sendo a maior parte explicada por meio da estrutura espacial, seguida da temporal, sendo uma pequena parte compartilhada entre os dois (0,37%). Todavia a maior parte da variação não foi explicada com dados obtidos (65,69%) (fig. 6).



**Figura 6-** Partição da variação da matriz de dados da composição de espécies do Rio Grande. (A) variação temporal; (B) variação espacial e variação temporal; (C) variação espacial e (D) variação não explicada e flutuações estocásticas.

## Discussão

Embora fontes de poluição pontuais causadas por efluentes domésticos e industriais sejam consideradas as principais causas de impactos agudos que ocorrem em rios e riachos do Estado de São Paulo (CETESB, 2008), suas consequências sobre estes ambientes ainda não foram totalmente avaliadas. Mais especificamente em relação à Bacia do Alto Tietê, esta apresenta uma das piores condições de qualidade das águas do Estado, conforme verificado para o período de 2000 a 2005 (Bittencourt *et al.*, 2009), em decorrência da densa ocupação urbana e ampla atividade industrial.

O Rio Grande apresentou condições diferenciadas na qualidade da água ao longo do seu curso quanto aos parâmetros analisados, pois apesar do trecho superior apresentar baixos valores de condutividade ( $41 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), esta foi bastante elevada no trecho inferior, atingindo  $508 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Tais resultados, associados aos altos valores de coliformes termotolerantes ( $250.000 \text{ UFC}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ ) e fósforo total ( $0,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) indicam forte influência da área urbana do Município de Rio Grande da Serra sobre a qualidade da água nos trechos finais do Rio Grande. Estes valores estiveram acima daqueles estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de classe 2 ( $1000 \text{ UFC}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$  e  $0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  respectivamente), à semelhança do encontrado em outros rios urbanos (Cunico *et al.*, 2006; Lima & Medeiros, 2008; Alexandre *et al.*, 2010). Embora os diversos metais determinados na água tenham apresentado valores de concentração inferiores ao limite de quantificação (LQ) do método, os níveis de concentração de Hg encontrados no sedimento do trecho final do Rio Grande estiveram acima de  $0,49 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Furlan *et al.*, em prep.), sendo este o valor de “efeitos limiares” à biota estabelecido pelo Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (CCME, 1999) para PEL (“Probable Effect Level”), em que a frequência dos efeitos biológicos adversos é provável. Todavia, segundo estes autores, os valores de Pb, Cu, Cr, Ni e Zn estiveram abaixo de PEL, ao contrário do verificado em estudos realizados no sedimento do reservatório Rio Grande em 2006 (Mariani, 2006). Neste local estes metais estiveram acima de TEL (“Threshold Effect Level”), limiar abaixo do qual é rara a ocorrência de efeitos à biota e/ou de PEL (Mariani, 2006).

A alteração das características fisiográficas do habitat é considerada um fator importante que afeta a abundância e a diversidade da biota aquática (Gorman & Karr, 1978; Kasyak, 2001), principalmente por causa das influências na disponibilidade de locais para alimentação, abrigo e reprodução. Neste sentido, as modificações observadas no Rio Grande estiveram relacionadas às alterações da vegetação ripária, sobretudo no

trecho inferior, onde a existência de uma área brejosa parece estar relacionada à zona de influência do Reservatório do Rio Grande, associada ao desmatamento decorrente da expansão da área urbana.

A ictiofauna do Alto Tietê é caracterizada por apresentar alto grau de endemismo, com espécies de pequeno porte e distribuição geográfica restrita (Menezes, 1994), tendo sido registradas 42 espécies para a região, sendo que 21 delas não ocorrem no restante da bacia do Paraná (Langeani, 1989). Embora o número de espécies encontradas no Rio Grande (22) tenha sido semelhante ao observado em outros estudos realizados em rios desta bacia, com 22 espécies registradas no Rio Biritiba-Mirim (Silva *et al.*, 2005) e 21 espécies no Rio Paraitinga (Esteves *et al.*, 2008), no presente estudo observou-se a ausência de espécies migradoras como *Salminus hilarii*, já registrada em outros rios desta bacia (Silva *et al.*, 2005), bem como a presença do clupeídeo *Platanichthys platana*. Esta espécie alóctone, aparentemente expandiu-se por diversos reservatórios do Alto Tietê conforme registros assinalados para o Reservatório de Ponte Nova (Alto Tietê) (Barbieri *et al.*, 2004) e reservatório Billings (Alves da Silva, 2008).

Adição e substituição são os processos que prevalecem na distribuição longitudinal de peixes em sistemas lóticos (Petry & Schulz, 2006). Estudos feitos em riachos relativamente íntegros demonstram a adição de espécies no sentido montante-justante, acompanhando o incremento da complexidade física e estrutural dos ambientes (Garutti 1988; Braga & Andrade 2005; Casatti 2005). Além disto, segundo o conceito de contínuo fluvial (Vannote *et al.*, 1980), aumentos graduais na riqueza e diversidade de espécies são esperados ao longo do gradiente longitudinal.

Tais processos foram evidentes ao longo do Rio Grande, estando aparentemente relacionados à marcante heterogeneidade ambiental ao longo do trecho estudado. Assim, a assembléia de peixes no trecho superior foi dominada por espécies de pequeno porte, tais como *Trychomycterus* spp., mais adaptadas à correnteza e a substratos rochosos, e *Astyanax paranae*, considerada uma espécie característica de cabeceiras, que tem preferência por locais de água limpa, não suportando condições de extrema adversidade (Oliveira & Bennemann, 2005). Já o trecho inferior foi caracterizado por caracídeos de pequeno porte como os do gênero *Astyanax* e algumas espécies bem adaptadas a ambientes lênticos tais como *C.modestus* e *H.malabaricus*, refletindo a influência do reservatório neste trecho.

Além da Análise de Correspondência evidenciar esta mudança gradual da ictiofauna, os valores de diversidade e riqueza seguiram o padrão de aumento em

direção à foz, sendo também possivelmente influenciados pelo efeito ecótono. Este efeito tem sido observado entre ambientes lóticos e lênticos (Willis & Magnuson, 2000) e entre trecho superior e inferior em diversas bacias hidrográficas (Toham & Teugels, 1998; Shibatta *et al.*, 2002; Hoeinghaus *et al.*, 2004), resultando em maior biodiversidade.

Baixa diversidade e alta dominância têm sido relatadas em rios sujeitos a diversos impactos antrópicos (Uieda & Barreto, 1999; Cunico, 2006; Alexandre *et al.*, 2010), onde espécies tolerantes como *P. reticulata* e *A. altiparanae* foram registradas como as mais abundantes. No entanto, o alto valor de dominância observado no trecho de nascente parece estar relacionado à presença exclusiva de *Trychomycterus paolence.*, onde as características do ambiente são bastante específicas, com a presença de corredeiras, matacões e alto sombreamento. Nos demais trechos, a dominância foi relativamente constante, indicando que a despeito dos efeitos de despejos industriais e domésticos, não foram detectados impactos negativos na estrutura da comunidade em relação às condições naturais. Entretanto, alguns estudos mostram que mudanças na assembléia de peixes não ocorrem imediatamente após os impactos antrópicos, podendo levar muitos anos, ao longo dos quais ocorre uma substituição gradual de espécies (Fitzgerald *et al.*, 1998).

A alta abundância de *P. reisi* esteve associada a valores mais elevados de fósforo total (estação 2), provavelmente devido à influência dos efluentes oriundos da Vila de Paranapiacaba. Embora diversos estudos tenham registrado a espécie em locais preservados (Abes & Agostinho, 2001; Alexandre *et al.*, 2010), Dyer *et al.*, (2003) observaram dominância de espécies da família Poeciliidae em função da redução da qualidade da água no ambiente em um rio urbano nas Filipinas. A alta representatividade numérica de *A. fasciatus* e *A. bockmanni* no trecho inferior, bem como a presença de *H. littorale*, parecem indicar uma maior capacidade de adaptação destas espécies ao ambiente em questão, seguindo o conceito de que a abundância relativa de espécies tolerantes tende a aumentar com a urbanização (Paul & Meyer, 2001). Resultados semelhantes foram encontrados por Schulz & Martins-Jr. (2001), que consideram *A. fasciatus* uma espécie tolerante à poluição.

Os resultados obtidos através da ACC indicaram que o tipo de meso-habitat (corredeira/poções) e a cobertura vegetal foram os parâmetros mais importantes na estruturação da ictiofauna, enquanto que a análise de partição da variação indicou que a fração explicada pela variação temporal foi baixa, em oposição a outros estudos nos

quais houve diferença sazonal na composição das espécies (Uieda,1984; Garutti 1988; Uieda & Barreto, 1999). Estes resultados parecem estar relacionados à precipitação atípica que ocorreu no período seco, sobretudo no mês de julho, causando modificações no volume e velocidade da água, dificultando o uso dos petrechos de pesca. Entretanto, a análise de partição indicou que a quantidade da variação inexplicada foi alta, o que significa que outros fatores bióticos e abióticos não mensurados no presente estudo podem ter exercido influências sobre a ictiofauna, a exemplo de estudos realizados para outras comunidades (Borcard *et al.*, 1992).

Considerando-se a associações das espécies com as diferentes variáveis ambientais, conforme verificado através da ACC, observou-se que *P. tietensis* ocorreu em locais mais rasos, com maior velocidade da água e alta cobertura vegetal. Loricarídeos como *P. tietensis* apresentam características morfológicas adaptadas à alta velocidade da corrente, como um corpo hidrodinâmico compacto e grandes nadadeiras peitorais, as quais auxiliam na fixação ao substrato (Petry & Schulz, 2006). Segundo Schaefer (1998), espécies desta família estão geralmente associadas à troncos submersos, macrófitas e folhas de plantas terrestres submersas.

Outras espécies como *H. malabaricus*, características do trecho inferior, estiveram associadas a locais com maior profundidade, menor velocidade da água e ausência de cobertura vegetal. Esta espécie é considerada um predador de tocaia, do tipo “senta e espera”, (Winemiller, 1989; Sabino & Zuanon, 1998), sendo encontrada em rios e lagoas, principalmente em ambientes de águas rasas, próximos à vegetação submersa ou marginal (Bistoni *et al.*, 1995; Resende *et al.*, 1996; Sabino & Zuanon, 1998). A presença de *H. ancistroides*, também característica deste trecho, tem sido associada a regiões com menor velocidade de água como poções (Uieda *et al.*, 1997; Casatti *et al.* 2005), ao contrário de outras espécies de *Hypostomus* que ocorrem predominantemente em regiões de maior correnteza. Além disto, esta espécie parece apresentar um hábito mais generalista em relação à ocupação de habitats, sendo aparentemente menos afetada do que outras espécies de *Hypostomus* em locais onde ocorre degradação, especialmente aporte de silte, geralmente relacionado a ambientes onde ocorreu remoção da vegetação ripária (Casatti *et al.*, 2005).

Além de terem sido encontradas espécies restritas ao Alto Tietê como *C. oiticicai* e *P. tietensis* (Langeani, 1989), esta última e *T. paolence* são consideradas espécies ameaçadas de extinção (Rosa & Lima, 2008). Estas, conjuntamente com outras sete espécies registradas para a Estação Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba

(Oyakawa & Berindelli, 2009), fazem parte da lista vermelha oficial nacional (Rosa & Lima, 2008) e/ou estadual (Bressan *et al.*, 2009).

Apesar das influências antrópicas observadas no trecho inferior do Rio Grande, não foram detectadas alterações na estrutura da comunidade em relação à ambientes naturais, podendo estas terem sido mascaradas pela variabilidade natural comumente encontrada em assembléias de peixes de ambientes lóticos (Grossman *et al.*, 1990). Segundo Fitzgerald *et al.* (1998), mudanças nas assembléias de peixes não ocorrem imediatamente após a ocorrência de impactos antropogênicos, podendo levar muitos anos, com substituição gradual das espécies. No entanto, a presença de diversas espécies tolerantes no trecho final do rio sugerem que a comunidade pode estar enfrentando os estágios iniciais de distúrbio, indicando a necessidade urgente de implementação de estratégias de manejo deste ecossistema perturbado.

### **Agradecimentos**

Agradecemos ao Instituto de Pesca (APTA/SAA) e à CETESB pela infraestrutura fornecida, assim como aos funcionários destas instituições pela ajuda no trabalho de campo; Subprefeitura de Paranapiacaba pela autorização de pesquisa na área do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba; Ingo Grantsau por informações sobre a região e pelo apoio em campo; IBAMA pela licença de amostragem (Licença 17948-1 e registro de expedição 930-1); Osvaldo T. Oyakawa pela identificação das espécies de peixes; Eduardo Tavares Paes pela ajuda nas análises estatísticas; Regina T. Shirasuna pela identificação de gramíneas; Luiz Fernando Baceti Malavolta pela confecção do mapa e aos pescadores Orlando Feliciano Dias e Vanderlea Rochumbach Dias pela inestimável ajuda nas coletas.

### **Referências bibliográficas**

- Abes, S. S. & A. A. Agostinho. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, 445: 217-227.
- Abes, S. S. 1998. Padrões espaço-temporais na composição específica e estrutura trófica da taxocenose de peixes do riacho Água Nanci, bacia do Alto rio Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, PR, Brasil.

- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & M. A. M. Moura e Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641: 97-114.
- Alves da Silva, M.E.P. 2008. Pescarias de Pequena Escala no Reservatório Billings (Alto Tietê, Sp) nos anos de 2005 A 2007. Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr, 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9:117-135.
- APHA, 2005. Standard methods for the examination of water and freshwater. Washington: American Public Health Association.
- Barbieri, G., V. H. Junior, J. J. D. Camara, E. C. Campos & M. T. D. Giamas. 2004. A ictiofauna da represa de Ponte Nova, Salesópolis (São Paulo) - bacia do alto Tietê. *Boletim do Instituto de Pesca*, 30 (1): 25-34.
- Beaumord, A. C. & M. Petrere. 1994. Fish communities of Manso River, Chapada dos Guimarães, MT, Brazil. *Acta Biologica Venezuelica*, 152: 21-35.
- Bistoni, M. de los A., J. G. Haro & M. Gutiérrez. 1995. Feeding of *Hoplias malabaricus* in the Wetlands of Dulce River (Córdoba, Argentina). *Hydrobiologia*, 316: 103-107.
- Bittencourt, A. G., N. Nucci, A. C. Matos, E. J. Tonso, L. E. G. Grisotto, M. H. Q. Lobo, L. Pena, F. K. Fernandes & G. A. P. Marques. 2009. Relatório de Avaliação Ambiental dos Componentes do Programa Mananciais. Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo – SSE e Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento - BIRD
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045–1055.
- Braga, F. M. S. & P. M. Andrade. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, Porto Alegre, 95 (2): 121-126.
- Brasil. 2005. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo. 18 de março de 2005. Brasília (DF).

- Bressan, P. M., M. C. M. Kierulff, A. M. Sugieda (Cord.). 2009. Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados. Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 645p.
- Britski, H. A. 1972. Peixes do Estado de São Paulo – Sistemática. In: Comissão interestadual da bacia Paraná-Uruguai. Poluição e Piscicultura. São Paulo: 79-108.
- Britski, H. A., S. Sato & A. B. S. Rosa. 1986. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias (com chaves de identificação para peixes da Bacia do Rio São Francisco). 2ª ed. Brasília: CODEVASF, 115p.
- Capobianco, J. P. R. 2002. Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental. 59p. (Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no período 1989-99).
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9(3): 229-242.
- Casatti, L., F. C. da Rocha & D. C. Perreira. 2005. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in Southeastern Brazilian streams. *Biota Neotropica*, 5(2): 1-9.
- Castro, R. M. C., L. Casatti, H. F. Santos, K. M. Ferreira, A. C. Ribeiro, R. C. Benine, G. Z. P. Dardis, A. L. A. Melo, R. Stopiglia, T.X. Abreu, F. A. Bockman, M. Carvalho, F. Z. Gibran & F. T. Lima. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3 (1):1-31.
- CCME. 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment, p.35.
- CIIAGRO (sem data). Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em: 09 abr. 2010.
- Clarke, K. R & R. N. Gorley. 2001. Primer v5: User manual/tutorial. Primer-E, Plymouth, UK.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. 2008. Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo - 2007. São Paulo, 537p.

- Cunico, A. M., A. A. Agostinho & J. D. Latini, 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 1101–1110.
- Dyer, S. D.; C. Peng; D. C. Mcavoy; N. J. Fendinger; P. Masscheleyn; L. V. Castilho & J. M. Lim. 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, the Philippines. *Chemosphere*, 52: 43-53.
- Esteves, K. E., A. V. Pinto-Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598: 373- 387.
- Evans, J. W. & R. L. Noble. 1979. The longitudinal distribution of fishes in an east Texas stream. *American Midland Naturalist*, 101: 333-334.
- Fausch K. D., C. E. Torgersen, C. V. Baxter & H. W. Li. 2002. Landscapes to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52: 483-498.
- Fausch, K. D., L. Lyons, J. R. Karr & P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, 8: 123-144.
- Ferreira, F. C. & M. Petrere-Jr. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Hydrobiologia*, 636 (1): 11-34.
- Fitzgerald, D. G., E. Kott, R. P. Lanno & D. G. Dixon, 1998. A quarter century of changes in the fish assemblages of three small streams modified by anthropogenic activities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 6: 111–127.
- Folha de São Paulo. 2009. Falha em obra leva esgoto para a Billings 08/03/2009. Disponível em <http://www1.folha.uol.com.br/fsp/cotidian/ff0803200906.html>. Acesso em 26 de novembro de 2009.
- Froehlich, O. 2003. Padrões de variação da riqueza de espécies e composição de comunidades de peixes em poções de um riacho da Serra da Bodoquena, MS. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 49p.
- Furlan, N., G. A. Quinágua & K. E. Esteves. Mercúrio em sangue de *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae: Perciformes) do Rio Grande e da Represa Billings (Alto Tietê,

- SP, Brasil) como biomarcador para avaliação de exposição recente (manuscrito em preparação).
- FUSP. 2000. Plano da Bacia do Alto Tietê – Relatório de Situação dos Recursos Hídricos – Revisão I. FUSP, Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna de um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48:747-758.
- Gorman, O. T & J. R. Karr. 1978 Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59(3): 507-515.
- Hocutt, C. H., & J. R. Stauffer. 1975. Influence of gradient on the distribution of fishes in Conowingo Creek, Maryland and Pennsylvania. *Chesapeake Science*, 16(1):143-147.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller & D. C. Taphorn. 2004. Compositional change in fish assemblages along the Andean piedmont – Llanos floodplain gradient of the Rio Portuguesa, Venezuela. *Neotropical Ichthyology* 2, 85-92.
- Hope, A. C. A. 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. *Journal of the Royal Statistical Society B*, 30: 582–598.
- Huet, M. 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fisheries management. *Transactions of the American Fisheries Society*, 88: 155–163.
- Hurlbert S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52, 577–586.
- Kasyak, P. F. 2001. Maryland biological stream survey: sampling manual. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. New York: Harper Collins Publishers, 654p.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park. 620p.
- Langeani, F. 1989. Ictiofauna do Alto curso do rio Tietê (SP): Taxonomia. Dissertação de Mestrado, Zoologia, Universidade de São Paulo. 231p.

- Lima, C. A. V. & G. A. Medeiros. 2008. Diagnóstico da qualidade da água do Rio Jaguari-Mirim no Município de São João da Boa Vista – SP. *Engenharia Ambiental*, 5 (2): 125-138.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltda. Blackwell Publishing Company. 256p.
- Mariani, C. F. 2006. Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 124p.
- Marques, V. S. & M. S. F. Argento. 1988. O uso de flutuadores para avaliação da vazão de canais fluviais. *Geociência*, 7: 173-186.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall. 756p.
- Mazzoni, R. & J. Lobón-Cerviá. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, 23: 588-602.
- Mazzoni, R., N. Frenerich-Verani & E. P. Caramashi. 2000. Electrofishing as a sampling technique for a coastal stream fish populations in the Southeast of Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60: 205-216.
- McAlece, N., P. J. D. Lamshead, G. L. J. Paterson & J. G. Gage. 1997. *Biodiversity professional. Beta-version,v.2*. London: The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Sciences.
- Menezes, N.A.1994. Importância da conservação da ictiofauna dos ecossistemas aquáticos brasileiros. In: *Seminário Sobre a Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro. Conservação*. Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico COMASE. Rio de Janeiro: Eletrobrás, 3: 7-13.
- Nataragan, A. V. & A. G. Jhingian, 1961. Index of preponderance - a method of grading the food elements in the stomach analysis of fishes. *Indian Journal of Fisheries*, 8: 54-59.
- Odum, E.P. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. 434p.

- Oliveira, D.C. & Bennemann, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano do Sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/download?article+BN02905012005>.
- Oyakawa, O. T. & J. L. O. Birindelli. 2009. Os peixes da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba, desde os primeiros naturalistas viajantes até o presente. In: Lopes, M. I. M. S, M. Kirizauwa & M. M. R. F. Melo (Eds.). *Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba - A Antiga Estação Biológica do Alto da Serra*. Instituto de Botânica, São Paulo, 720p.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333–365.
- Pavanelli, C. S. & E. P. Caramaschi. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná River, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 8 (1):23-31.
- Pavanelli, C. S. & E. P. Caramaschi. 2003. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná basin. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 46: 271-280.
- Penczak, T., A. A. Agostinho & E. K. Okada. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. *Hydrobiologia*, 294: 243-251.
- Petry, A. C. & U. H. Schulz. 2006. Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 69: 272-290.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime. *Bioscience*, 47: 769–784.
- Pompeu, P. S. & C. B. M. Alves, 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*, 47: 11–22.
- Prefeitura do Município de Santo André. 2008. *Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba*. 2ª edição, 77p.
- Pusey, B. J., A. H. Arthington & M. G. Read, 1998. Freshwater fishes on the Burdekin River, Australia: Biogeography, history and spatial variation in the community structure. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 303-318.

- Resende, E. K., R. A. C. Pereira, V. L. L. Almeida & A. G. Silva. 1996. Alimentação de peixes carnívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá, MS: EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa (03). 36 p.
- Rosa, R. S. & F. C. T. Lima. 2008. Peixes. In: Machado, A. B., C. S. Martins & G. M. Drummond (Eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Biodiversitas, Belo Horizonte. 1ª ed. Ministério do Meio Ambiente; Fundação Biodiversitas, Brasília, 1420 p.
- SABESP. 2009. Tratamento água na Região Metropolitana de São Paulo. Disponível em: [www.sabesp.com.br](http://www.sabesp.com.br). Acesso em 10 de agosto de 2009.
- Sabino, J. & J. Zuanon, 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: Distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, Munich, 8 (3): 201-210.
- Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist*, Chicago, 102 (925): 243-282.
- Schaefer, S. A. 1998. Conflict and resolution impact of new taxa on phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). Pp. 375-400 In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Edipucrs, Porto Alegre. 603p.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41: 704-712.
- Schulz, U. H. & H. Martins Jr., 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61: 615-622.
- Sheldon, A. L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, 49: 193-198.
- Shibatta, O.A., M. L. Orsi, S. T. Bennemann & A. T. Silva-Souza. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. In: a bacia do Rio Tibagi (Medri, M. E., E. Bianchini, O. A. Shibatta & J. A. Pimenta, Eds), Londrina. Eduel: 403-423.
- Silva, F.S.D.; Deus, J.R.M.; Hilsdorf, A.W.S. 2005. The upper reached ichthyofauna of the Tietê River, São Paulo, Brazil: aspects of their diversity and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3569-3577.

- Simberloff, D. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. *American Naturalist*, 106 (949): 414-418.
- Tejerina-Garro, F. L., M. Maldonado, C. Ibañez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.
- Toham, A. K. & G. G. Teugels. 1998. Diversity Patterns of fish assemblages in the Lower Ntem River Basin (Cameroon), with notes on potential effects of deforestation. *Archiv für Hydrobiologie* 141: 421-446.
- Uieda, V. S. & M. G. Barretto. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 1: 55-67.
- Uieda, V.S., P. Buzzato & R.M. Kikuchi. 1997. Partilha de recursos Alimentares em Peixes em um riacho de serra do sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 69: 243-252.
- Uieda.V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revista Brasileira de Biologia*, 44(2): 203-213.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Whately, M., 2003. (Ed). *Seminário Billings 2002: avaliação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings*. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental, 119p
- Willis, T. V. & J. J. Magnuson. 2000. Patterns in Fish species composition across the interface between streams and lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 1042-1052.
- Winemiller, K. O., 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.
- Zippin, C. 1958. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics*, 12: 163-169.

## Capítulo II

Mercúrio em sangue de *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae: Perciformes) do Rio Grande e de parte da Represa Billings (Alto Tietê, SP, Brasil) como biomarcador para avaliação de exposição recente

**Mercúrio em sangue de *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae: Perciformes) do Rio Grande e da Represa Billings (Alto Tietê, SP, Brasil) como biomarcador para avaliação de exposição recente**

Natália Furlan<sup>1</sup>, Gilson Alves Quinágua<sup>2</sup>, Katharina Eichbaum Esteves<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Pós-Graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, Av. Francisco Matarazzo, 455, 05001-900 São Paulo, SP, Brasil. [nataliafurlan\\_bio@yahoo.com.br](mailto:nataliafurlan_bio@yahoo.com.br)

<sup>2</sup> Gerente de setor, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

<sup>3</sup> Centro de Pesquisas e Desenvolvimento em Recursos Hídricos, Instituto de Pesca, APTA, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

**ABSTRACT:** The degree of exposure to mercury to which the fish species *Geophagus brasiliensis* from Rio Grande and Rio Grande reservoir are submitted to was evaluated. Hg in blood was used as biomarker of exposure, and relationships with the concentrations of Hg in the sediment established. Sediment and blood samples of *G. brasiliensis* specimens were collected at six sampling sites during the rainy (January-March) and dry season (July / August) of 2009, and rainy season (January) of 2010. Both total Hg in blood and sediments were determined by atomic absorption spectrometry with cold vapor (CV AAS). The highest Hg concentrations in blood occurred in the sampling sites downstream from a chlor-alkali industry. Weight and length of fish were significantly associated with concentrations of Hg in blood as shown by a *F-Fisher* test ( $R^2 = 0.597$ ). According to international values of sediment quality for Hg, these values were higher than PEL (Probable Effect Level) ( $0.49 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) in the final stretch of the Rio Grande and the Billings reservoir, while the remaining stations presented values between  $0.06$  and  $0.35 \mu\text{g.L}^{-1}$ . The correlation between the concentrations of Hg in blood and sediment was significant ( $p = 0.00001$ ), indicating that the quantification of Hg in blood can be an useful tool for biomonitoring and can be used as an additional tool to the currently used techniques.

**Key words:** sediment, environmental quality, anthropogenic influences, heavy metals.

RESUMO: O objetivo deste estudo foi avaliar o grau de exposição ao Hg a que peixes da espécie *Geophagus brasiliensis* do Rio Grande e reservatório do Rio Grande estão submetidos. Para tanto, utilizou-se o Hg do sangue como biomarcador de exposição, estabelecendo-se uma relação com as concentrações de Hg no sedimento. Foram amostrados sedimento e sangue de exemplares de *G. brasiliensis* em seis estações de coleta durante a época chuvosa (Janeiro/Março) e seca (Julho/Agosto) de 2009, e época chuvosa (Janeiro) de 2010. A determinação das concentrações de Hg total no sangue e sedimento foi realizada por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CV AAS). As maiores concentrações de Hg em sangue foram encontradas nas estações de coleta à jusante de uma indústria cloro-soda. Verificou-se que o peso e comprimento dos exemplares apresentaram associação significativa com as concentrações de Hg no sangue, conforme indicado pelo teste de *F-Fisher* ( $R^2 = 0,597$ ). De acordo com valores internacionais de qualidade do sedimento para o elemento Hg, constataram-se valores superiores a PEL (Probable Effect Level) ( $0,49 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) no trecho final do Rio Grande e em parte da Represa Billings, enquanto que as demais estações apresentaram valores entre  $0,06$  e  $0,35 \mu\text{g.L}^{-1}$ . A correlação entre as concentrações de Hg em sangue e sedimento foi significativa ( $p = 0,00001$ ), indicando que a quantificação do Hg em sangue pode ser uma ferramenta útil para o biomonitoramento, podendo ser utilizada de maneira complementar as técnicas atualmente utilizadas.

Palavras chave: sedimento, qualidade ambiental, influências antrópicas, metais pesados.

## Introdução

O mercúrio (Hg) é um metal pesado que ocorre naturalmente no ambiente em baixas concentrações, na maioria das vezes proveniente da lixiviação de rochas ou de emissões de gases em áreas vulcânicas. No entanto, a maior contribuição para o aumento da concentração desse elemento no meio ambiente é proveniente de indústrias (Zagatto & Bertoletti, 2006). A emissão de Hg para a atmosfera por atividades industriais é de cerca de 2.000 a 3.000 toneladas/ano, sendo que desse Hg, 95% permanece no solo e sedimentos, 3% em águas superficiais e 2% na atmosfera (Micarone, 2000).

O sedimento é um compartimento ativo do ambiente aquático, que não somente acumula material oriundo da coluna d'água como pode também torná-lo disponível quer em solução, quer para a biota (Bevilacqua, 1996). Os contaminantes podem ser liberados de maneira gradual a partir do sedimento, o qual pode agir como fonte secundária de poluentes, mesmo após a desativação da fonte primária de poluição (Salomons *et al.*, 1987; Baudo & Muntau, 1990; Chapman *et al.*, 1999; Burton, 2002). Do ponto de vista ecológico, os sedimentos são habitat para a comunidade bentônica, de micróbios e macrofauna que processam matéria orgânica (Chapman, 1990). Organismos que habitam sedimentos contaminados estão geralmente expostos a esses elementos e podem transferi-los para organismos de níveis tróficos superiores, aos quais servem de alimento.

Alguns trabalhos enfocam a questão dos metais em rios e reservatórios, utilizando a água, o sedimento e a musculatura de peixes como matrizes para determinação das concentrações desses elementos (Lima *et al.*, 2000; Huggett *et al.*, 2001; Mascarenhas *et al.*, 2004; Ferreira *et al.*, 2006; Arantes *et al.*, 2009), visando encontrar padrões seguros para a alimentação humana e uso da água (Rocha *et al.*, 1985). Mais recentemente, ferramentas como os biomarcadores têm sido aplicadas na determinação dos níveis de contaminação dos ambientes e em avaliações de risco.

De maneira geral, biomarcadores podem ser definidos como respostas biológicas aos poluentes ambientais que podem ser mensurados, indicando a presença, os eventuais efeitos e, em alguns casos, o grau de contaminação. Os biomarcadores de exposição referem-se à exposição de um organismo a um xenobiótico bem como seus metabólitos (Nordberg *et al.*, 2007), ou ainda a metais, que podem ser determinados em tecidos e fluidos biológicos, sendo que suas concentrações podem refletir a intensidade da

exposição. Por esta razão, biomarcadores devem ser considerados como indicadores precoces de contaminação (Walker *et al.*, 1996).

Os peixes constituem um grupo de grande importância nas avaliações de toxicidade ambiental em áreas impactadas, pois além de estarem presentes em vários ambientes e apresentarem ampla distribuição geográfica, participam ainda, de diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar, sendo considerados como excelentes modelos biológicos de estudo (Rodrigues, 2003 apud Jesus & Carvalho, 2008).

Diversos estudos que utilizam peixes como biomarcadores, têm empregado a quantificação de Hg em matriz sangue como biomarcador de exposição (Ramos *et al.*, 2005; Rodrigues, 2006; Guilherme *et al.*, 2008). A determinação de uma espécie química em sangue de um determinado organismo está associada ao fato deste refletir uma exposição recente àquele contaminante (Ramos *et al.*, 2005; Mergler *et al.*, 2007). Assim, esta abordagem pode ser uma fonte de informação para avaliar a qualidade do meio ambiente e na busca de padrões seguros a biota.

Os rios e represas da região do Alto Tietê apresentam significativo grau de influência antrópica, indicando a necessidade de se conhecer melhor os níveis de exposição da biota em relação às substâncias introduzidas no ambiente. A Represa Billings - um importante manancial de abastecimento de água da Região Metropolitana de São Paulo faz parte da sub-bacia Billings-Tamanduateí, e recebeu uma carga de efluentes domésticos e industriais de toda a região da Grande São Paulo durante mais de 50 anos. As águas do reservatório começaram a ser utilizadas para o abastecimento somente 18 anos depois, por causa da escassez de água em São Paulo (CETESB, 1990). Quando há a ocorrência de chuvas nas bacias do Rio Tietê e Rio Pinheiros, a Empresa Metropolitana de Águas e Energia (EMAE) procede à reversão destes rios bastante poluídos para a Represa Billings, para evitar enchentes na cidade de São Paulo, o que ocorre geralmente nos períodos de cheia (outubro-março). Atualmente ocorrem retiradas de água significativas desta represa, tanto para a geração de energia, como para transferência de um dos seus braços, o de Taquacetuba, para o Reservatório Guarapiranga, para aumentar a capacidade de abastecimento público nos meses de seca (abril-setembro) (Rocha, com. pess.).

Atualmente, uma das captações de água, destinada ao abastecimento público, do Complexo Billings, formado pela Represa Billings e seus braços formadores, dá-se no braço do Rio Grande, o qual foi isolado do corpo central da represa Billings no início da década de 80, para preservar a qualidade de suas águas (Maier *et al.*, 1997; Capobianco,

2002). Estudos recentes mostram que no sedimento do reservatório do Rio Grande os valores de concentração de Hg e outras espécies metálicas apresentam-se acima dos valores de TEL (*Threshold Effect Level*) e PEL (*Probable Effect Level*) (CETESB, 2007), o que provavelmente decorre da contribuição das atividades industriais existentes no Rio Grande, seu principal formador. No passado, eventos de contaminação do Rio Grande por parte de uma indústria do setor de substâncias químicas e de plásticos, situada no entorno do rio, foram reportados em jornais (Whately, 2003).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o grau de exposição ao Hg a que peixes da espécie *Geophagus brasiliensis* (acará ou papa-terra) do Rio Grande e reservatório do Rio Grande estão submetidos, avaliando-se as concentrações de Hg no sangue e sua relação com as concentrações de Hg no sedimento. Esta espécie foi selecionada devido à sua ampla distribuição no local, hábitos não migratórios (Froese & Pauly, 2010), e hábito alimentar detritívoro-iliófago (Meschiatti, 1995) ou onívoro (Sabino & Castro, 1990), que inclui a ingestão de sedimento (Sabino & Castro, 1990; Andreatta & Tenório, 1997; Moraes *et al.*, 2004; Abelha & Goulart, 2004).

Este estudo visa avaliar a utilização do Hg total em sangue como biomarcador de exposição e seu uso como ferramenta de apoio na análise e monitoramento da qualidade ambiental recente. A partir da verificação da eficiência desta metodologia, ambientes aquáticos poderão ser monitorados levando em conta não apenas o uso humano, mas também a preservação da biota aquática presente.

## **Materiais e métodos**

### *Área de Estudo*

O Rio Grande, ou Jurubatuba, com aproximadamente 20 km de extensão, localiza-se na Bacia do Alto Tietê (Sub-Bacia Billings-Tamanduateí) e têm suas nascentes na Serra de Paranapiacaba, no Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba (PNMNP) (Figura 1), o qual está inserido no Planalto Paulistano à província Geomorfológica do Planalto Atlântico, protegendo 426 ha de Mata Atlântica (Prefeitura Municipal de Santo André, 2008).

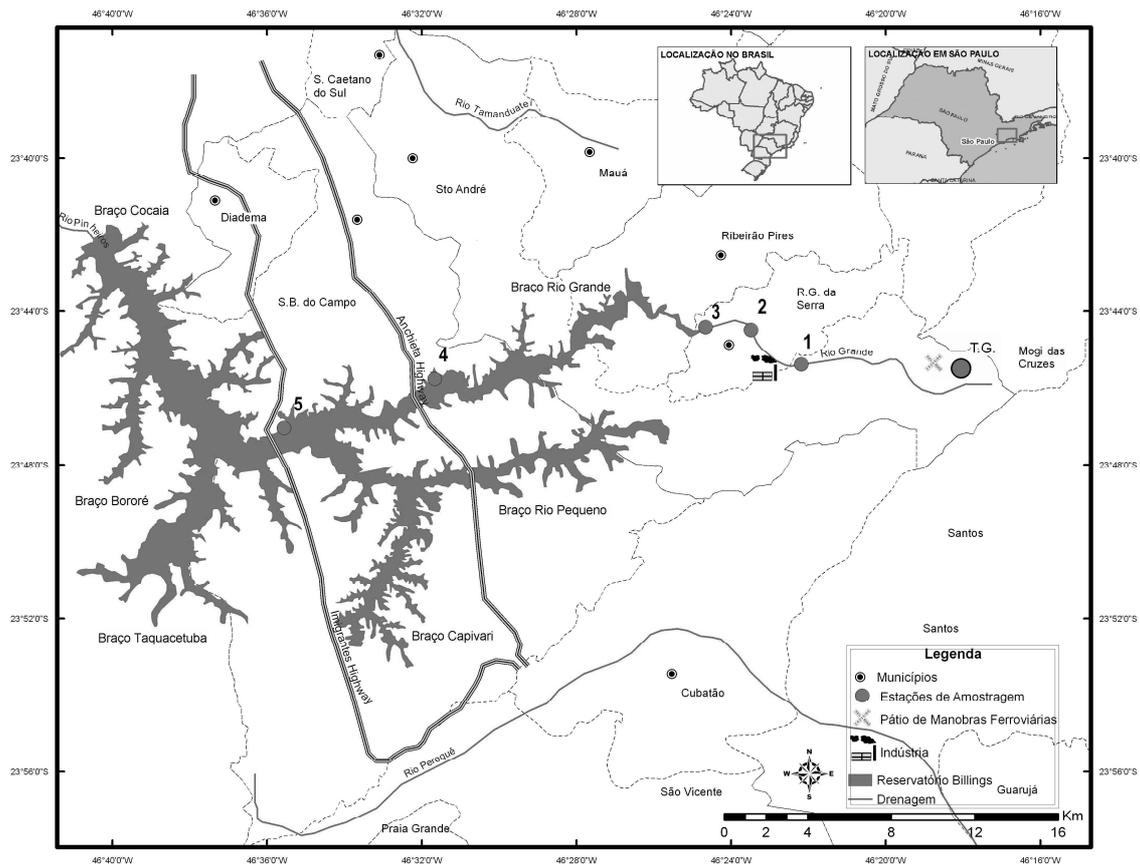
O clima da região é tropical úmido, com média anual de chuvas de 3.000 mm, podendo chegar a 4.000 mm. A temperatura média do ar nos meses mais quentes é de 22°C e nos meses mais frios de 18°C (Prefeitura Municipal de Santo André, 2008).

Próximo à sua nascente, o rio foi represado em 1900 pelos ingleses, para

abastecimento de água das máquinas do sistema funicular, formando o Tanque do Gustavo, um reservatório de águas cristalinas que atualmente é utilizado para abastecimento da parte alta da vila de Paranapiacaba, Município de Santo André (Prefeitura Municipal de Santo André, 2008).

Em seu curso médio-inferior, o Rio Grande atravessa uma região bastante urbanizada, com a presença de indústrias. Próximo ao município de Rio Grande da Serra recebe efluentes de origem doméstica e industrial, formando posteriormente o Reservatório do Rio Grande. Este fornece 4,8 mil litros de água por segundo, e abastece 1,6 milhões de pessoas dos municípios de Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (SABESP, 2009). Esse reservatório foi isolado do corpo central da represa Billings pela barragem Anchieta, sobre a qual passa a via Anchieta, com o objetivo de preservar a qualidade de sua água (Maier *et al.*, 1997; Capobianco, 2002).

Para o presente estudo foram selecionadas seis estações de coleta, sendo uma em um reservatório próximo à nascente (Tanque do Gustavo), três ao longo do Rio Grande, uma no Reservatório do Rio Grande e uma no corpo central da Represa Billings, localizada entre as Rodovias Anchieta e Imigrantes. As estações estão localizadas entre as coordenadas S 23°46'10.6" W 46°17'38.9" e S 23°47'05.6", W 46°35'27.8" (Fig. 1). A estação Tanque do Gustavo (TG) localiza-se dentro do PNMNP, tendo por isso sido considerada como "estação controle". A estação 1 localiza-se à montante de uma indústria, enquanto que as estações 2 e 3 situam-se dentro da área urbana do município de Rio Grande da Serra, à jusante de indústria, recebendo efluentes domésticos e industriais. A estação 4 está localizada no reservatório do Rio Grande, próximo a estação de tratamento de água da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP (ETA – Rio Grande). A estação 5 localiza-se no corpo central da Represa Billings, próximo a Rodovia dos Imigrantes, em trecho que não possui ligação com o reservatório do Rio Grande. Esta estação foi selecionada para o estudo por estar sobre a influência de fontes de contaminação diferentes das relatadas para o Reservatório do Rio Grande.



**Figura 1 - Localização do Rio Grande, Reservatório do Rio Grande e Reservatório Billings, indicando as estações de coleta, e inserção na sub-bacia Billings-Tamanduateí no Estado de São Paulo.**

### *Coleta de dados*

Exemplares de *G. brasiliensis* foram coletados durante a época chuvosa (Janeiro/Março) e época seca (Julho/Agosto) de 2009. Como não foram obtidos exemplares na estação TG na época seca, repetimos a coleta neste local na época chuvosa (Janeiro de 2010). Foram empregadas redes de emalhar de monofilamento (malhas 20, 30, 35, 40 e 45 mm entre nós adjacentes), de várias alturas e comprimentos. Em cada estação, as redes permaneceram por um período de 12 horas durante a noite e/ou dia, para a captura do maior número de exemplares possível. Quando necessário, também foram utilizadas tarrafas de monofilamento (malhas 15 e 35 mm entre nós adjacentes). Os peixes foram mantidos vivos até a retirada do sangue, coletado por meio de punção caudal com seringas previamente tratadas com solução anticoagulante de EDTA (Etilenodiaminotetracético sal dissódico). A seguir, o sangue foi acondicionado em microtubos tipo Eppendorf tratados com anticoagulante, e mantidos sob refrigeração

até o processamento em laboratório. Os exemplares foram pesados, medidos e etiquetados no campo.

Amostras de sedimento foram coletadas nas duas épocas do ano, e em cada estação usando-se amostradores van Veen ou Petersen, apropriados para coletas superficiais (USEPA, 2001). Para testes de granulometria, as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno, e para a determinação de Hg total, em frascos de polietileno previamente descontaminados com solução de ácido nítrico 10%. As amostras foram mantidas sob refrigeração até processamento em laboratório. A metodologia utilizada para coleta, armazenagem e manipulação das amostras de sedimentos baseou-se em USEPA (2001). A determinação granulométrica nas amostras de sedimentos foi feita por peneiramento e pipetagem (CETESB, 1995). Nos laboratórios da CETESB, as amostras foram digeridas por meio do método USEPA: 3051 (USEPA, 1997) utilizando-se a fração total da amostra <2,00 mm. O Hg foi determinado por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CV AAS).

As amostras de sangue de peixe com volume variando de 100 a 500 µL foram digeridas com 2,7 mL de ácido nítrico 65% (Carlo Erba) e 0,7 mL de peróxido de hidrogênio 30% (Fluka) em forno de microondas com sistema fechado (ETHOS – 1, Milestone) em frascos de teflon<sup>®</sup> por um tempo de reação de 15 minutos a 230°C (Milestone). O digerido foi transferido quantitativamente para o tubo volumétrico de polietileno e o volume aferido para 10 mL com água deionizada (18,0 MΩ). A determinação de Hg total foi realizada por espectrometria de absorção atômica com geração de vapor frio (CV AAS) com sistema de injeção em fluxo (Perkin Elmer, modelo FIMS 100), usando solução de cloreto de estanho (II) como agente redutor. A exatidão foi avaliada utilizando material de referência certificado (CRM) pela Bio-Rad Laboratories (Lyphochek<sup>®</sup>), Irvine, CA, USA – Nível 1 (faixa de 8,86 a 7,09 µg.L<sup>-1</sup> Hg e valor médio de 10,0 µg.L<sup>-1</sup> Hg).

#### *Análise de dados*

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software SPSS, versão 12.0 e Statgraph Plus versão 2.1, adotando-se o nível de significância de 10 % devido ao baixo número de peixes coletados em algumas estações. Como o limite de quantificação (LQ) do método utilizado para análise de sangue foi de 0,25 µg.L<sup>-1</sup>, sempre que foi

constatado valor abaixo desse limite, foi empregado a metade do valor limite para finalidade de análise.

Foi ajustado um Modelo Linear Geral Univariado (Morrison, 1967; Breslow, 1996) para as concentrações de Hg no sangue de *G. brasiliensis*, sendo que as estações amostradas e as épocas de coleta foram consideradas fatores fixos, e o peso e comprimento dos peixes como covariáveis, podendo-se assim quantificar as suas importâncias nos resultados. Foi utilizada a estatística *F-Fisher* para testar a significância de cada um desses fatores no modelo. Posteriormente, as médias de concentrações foram corrigidas pelo efeito do peso e comprimento dos peixes, o que possibilitou uma avaliação da concentração de Hg por estação amostrada.

Para as concentrações de Hg nos sedimentos das estações, foi ajustado um modelo linear geral, com uma transformação logarítmica prévia dos dados devido à assimetria encontrada na distribuição dos valores. Assim pôde-se verificar a significância da época e das estações de coleta sobre a quantidade de mercúrio encontrada no sedimento. As concentrações de Hg no sedimento foram comparadas aos valores guias de qualidade do sedimento estabelecido pelo Conselho Canadense do Ministério do Meio Ambiente (CCME) para sedimento total, que visam a proteção da vida aquática. Estes se baseiam nos valores de TEL “Thereshold Effect Level” que indica a concentração limiar de efeitos à biota e PEL “Probable Effect Level”, que indica níveis de concentração que provocam prováveis efeitos adversos à biota.

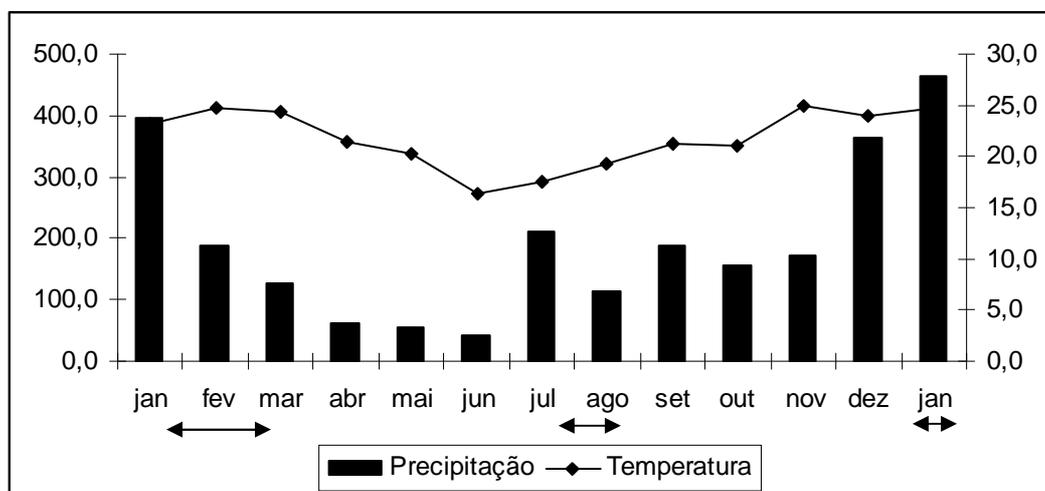
Para verificar a correlação existente entre as concentrações de mercúrio encontradas no sedimento e no sangue dos peixes, foi calculada a correlação de Pearson com uma transformação logarítmica prévia dos dados de Hg no sangue.

## **Resultados e Discussão**

### *Concentrações de Hg em peixes*

Segundo Relatório de 2009 de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo (CETESB, 2010) o ano de 2009 foi um dos anos mais chuvosos em relação aos valores médios históricos já registrados na UGRHI 6, na qual se localiza o Rio Grande (Alto Tietê). A figura 2 mostra a variação das temperaturas médias mensais do ar e da precipitação total mensal na Bacia do Alto Tietê para o ano de 2009. A temperatura média na região de estudo, variou de 16,5 °C (período seco) a 25,0 °C (período chuvoso), enquanto que a precipitação variou de 40,9 mm (período seco) a

463,4 mm (período chuvoso 2). Podemos observar que dos meses que compreendem a época seca, julho foi o mês com maior precipitação,



**Figura 2 - Médias mensais de precipitação e temperatura na Bacia do Alto Tietê para o ano de 2009 e janeiro de 2010. As setas indicam os meses de coleta. (Dados obtidos no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas – CIAGRO).**

Foram analisados 105 exemplares de *G. brasiliensis* (tabela 1), sendo 54 coletados na época chuvosa e 51 na época seca. A proposta inicial era coletar o mesmo número de exemplares em cada estação, tendo sido estipulada a coleta de 15 indivíduos por amostragem. No entanto, muitas vezes não foi possível encontrar exemplares na quantidade necessária, o que caracteriza uma dificuldade para o biomonitoramento, já que este depende da presença do organismo no local de amostragem, no momento da coleta. A tabela 1 apresenta a quantidade de organismos, o peso e o comprimento dos mesmos em cada estação de coleta, independentemente da época do ano em que foram coletados. Os menores indivíduos foram encontrados na estação controle (TG) e os maiores nas estações 2 e 5 (Tab 1).

**Tabela 1 – Mínimo, máximo, mediana, média e desvio padrão (DP) do peso e comprimento de *G. brasiliensis* nas diferentes estações de coleta nas duas épocas do ano. N = número de indivíduos em cada estação; TG = Tanque do Gustavo.**

Estações	N	Peso (g)				Comprimento (cm)			
		Min - Máx	Mediana	Média	DP	Min - Máx	Mediana	Média	DP
TG	10	11,5 - 113,2	66,60	64,68	30,40	11,0 - 18,2	15,10	15,26	1,90
1	6	23,1 - 140,0	99,60	97,17	40,44	10,0 - 21,0	17,80	17,23	3,86
2	15	24,7 - 195,5	102,50	118,68	50,61	10,2 - 21,2	16,10	16,42	3,18
3	9	46,5 - 149,0	91,50	94,94	38,92	13,0 - 18,2	16,50	15,74	2,02
4	36	10,9 - 161,0	115,60	86,39	52,16	8,7 - 20,0	17,80	15,39	4,01
5	29	100,5 - 200,3	151,90	152,63	31,88	12,0 - 22,3	19,30	19,41	2,00
<b>Total</b>	105	10,9 - 200,3	119,00	108,58	52,39	8,7 - 22,3	18,00	16,77	3,48

A média de recuperação do Hg no material de referência foi de 98%, o que demonstra uma determinação eficiente desse elemento nas amostras de sangue dos peixes. As médias das concentrações de Hg em sangue por estação de coleta indicaram que os menores valores foram encontrados na estação 4, onde todos os exemplares apresentaram valores abaixo do limite de quantificação, seguido da estação controle (TG), enquanto os maiores valores foram registrados nas estações 3 e 5 (Tab. 2).

As menores concentrações de Hg encontradas no sangue dos peixes da estação 4 podem estar relacionados a altos valores de cobre encontrados no sedimento deste trecho do reservatório, que foi de 4596  $\mu\text{g.g}^{-1}$  de acordo com o Relatório 2009 de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo (CETESB, 2010). Segundo Konsa Szumska & Chmielnicka, 1983 apud Nordberg *et al.*, 2007 o Cobre diminui em mais de 50% a retenção de Hg pelos organismos.

Os valores mais elevados de Hg no sangue encontrados na época seca na estação 5 podem ser atribuídos a diversos fatores tais como revolvimento do sedimento, ou aspectos reprodutivos da espécie, já que nessa época os peixes não se alimentam e utilizam suas reservas corpóreas o pode influenciar as diferentes concentrações de metais entre os sexos (Jesus & Carvalho, 2008). Os dados sugerem a necessidade de estudos mais detalhados que levem em consideração outros fatores como sexo dos indivíduos, bem como os períodos de estratificação térmica do reservatório, que podem gerar biodisponibilização de metais do sedimento (Vaz, 1996).

Apesar de não existirem valores referência para níveis de concentração de Hg em sangue de peixes e a maior parte da literatura encontrada que utiliza essa matriz como biomarcador referir-se à espécies das regiões de clima temperado (Cember *et al.*, 1968; Olson *et al.*, 1973; Ribeyre & Boudou, 1984; Wayland, 2001), observamos maiores concentrações de Hg nas estações localizadas em áreas com maior influência antrópica (estações 3 e 5), sendo os maiores valores de média e mediana encontrados

nesses trechos. Este resultado reflete a contaminação ambiental a qual os peixes estão expostos, já que a estação 5 está localizada em um trecho da Billings que recebeu uma grande carga de poluentes industriais com a reversão do Rio Pinheiros e a estação 3 em um trecho com altos teores de Hg no sedimento (CETESB, 2007), oriundos da descarga de efluentes de uma indústria de cloro-soda.

Das fontes artificiais de poluição por mercúrio, as fábricas de cloro-soda que utilizam células eletrolíticas à base do metal, são, proporcionalmente, as de maior importância. Além do mercúrio que normalmente escapa do processo, estando presente nos efluentes líquidos destas plantas, já se relatou também a sua presença no ar de exaustão destas indústrias (Wallin, 1976).

**Tabela 2 – Mediana, Média e desvio padrão (DP) das concentrações de mercúrio total (Hg) no sangue de *G. brasiliensis* por estação de coleta nas duas épocas do ano. \*LQ = 0,25 µg.L<sup>-1</sup>. TG = Tanque do Gustavo.**

Estação	Época	Mediana Hg (µg.L <sup>-1</sup> )	Média Hg (µg.L <sup>-1</sup> )	DP	N
TG	Chuvosa	10,50	10,75	5,77	10
	Total	10,50	10,75	5,77	10
1	Chuvosa	10,20	30,10	47,34	4
	Seca	23,20	23,15	25,10	2
	Total	12,80	27,78	38,52	6
2	Chuvosa	29,90	31,50	12,71	8
	Seca	11,40	14,60	12,56	7
	Total	23,50	23,61	14,99	15
3	Chuvosa	30,30	32,96	11,22	5
	Seca	24,80	31,88	18,16	4
	Total	27,90	32,48	13,67	9
4	Chuvosa	0,25	0,25	0,00	15
	Seca	0,25	0,25	0,00	21
	Total	0,25	0,25	0,00	36
5	Chuvosa	0,30	2,35	2,65	12
	Seca	66,40	104,05	93,76	17
	Total	14,10	61,97	87,32	29
Total	Chuvosa	4,80	12,53	18,67	54
	Seca	5,50	40,20	70,92	51
Total		5,20	25,97	52,81	105

Os resultados do Modelo Linear Geral Univariado para o Hg no sangue dos peixes indicaram que o ajuste foi significativo para as variáveis: estação, peso, e comprimento ( $p < 0,00001$ ), sendo que a explicação do modelo foi de 59% (Tab. 3).

O peso e comprimento dos peixes apresentaram associação significativa com as concentrações de Hg no sangue dos peixes (Tab.3), ou seja, a concentração do metal foi proporcional ao tamanho dos exemplares. Diversos autores já verificaram uma

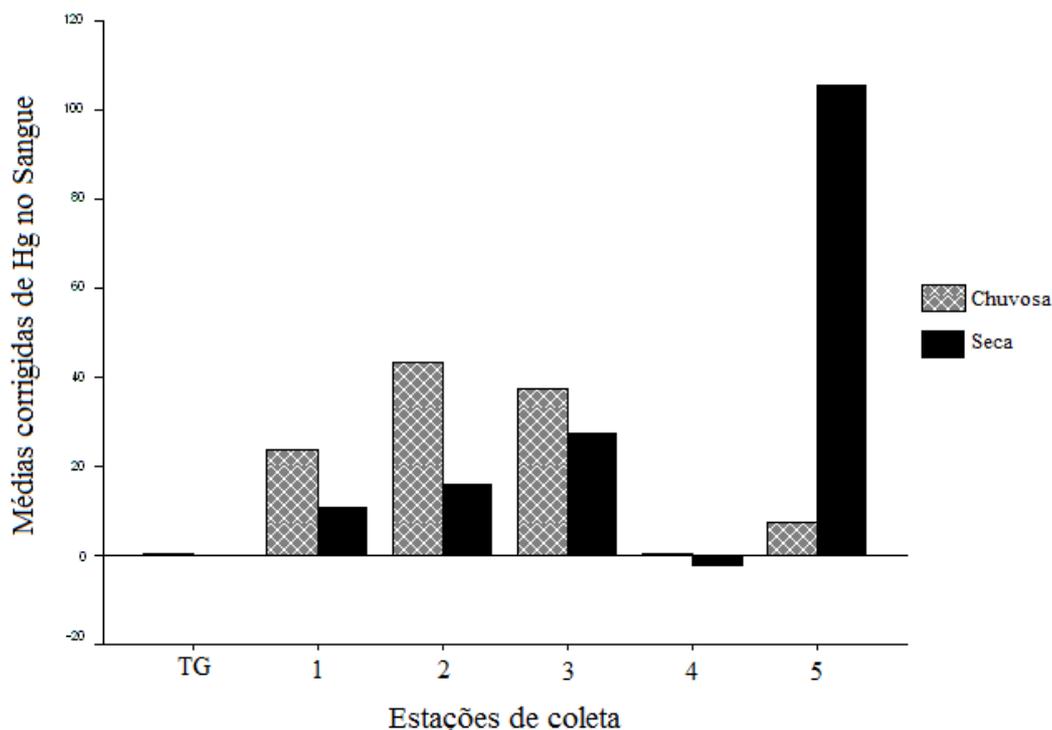
correlação linear positiva entre a concentração de Hg na musculatura dos peixes com o comprimento dos mesmos (Eysink, 1995; Thornton *et al.*, 1996; Kehrig *et al.*, 2001; Blanchfield *et al.*, 2004). Isto demonstra a necessidade da normalização dos tamanhos dos espécimes de peixes ou a utilização de ferramentas estatísticas adequadas para correção da concentração por peso e comprimento dos mesmos para avaliações espaço-temporal de contaminação mercurial.

**Tabela 3 - Modelo Linear Geral Univarido para as concentrações de Hg em sangue de *G. brasiliensis*. F = estatística *F-Fisher* e p = significância. (\*) Coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>) = 0,597.**

<b>Fonte de variação</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Modelo (*)</b>	10,47	<b>&lt;0,001</b>
<b>Estação</b>	3,76	<b>0,002</b>
<b>Peso</b>	3,88	<b>0,052</b>
<b>Comprimento</b>	3,15	<b>0,079</b>

A Figura 3 mostra as médias das concentrações de Hg no sangue de *G. brasiliensis* corrigidas por peso e comprimento, nas estações nas duas épocas. As maiores concentrações de Hg foram observadas nas estações 2 e 3 na época chuvosa e 5 e 3 na época seca, e as menores nas estações TG, 4 e 5 na época chuvosa e TG e 4 na época seca .

De modo geral, mesmo depois das correções por peso e comprimento dos peixes, as estações que apresentaram as maiores médias de concentração de Hg no sangue dos peixes foram as estações localizadas à jusante do lançamento de efluentes industriais e a estação localizada no corpo central da Represa Billings. Esta última recebeu por vários anos água revertida do poluído Rio Pinheiros, a fim de aumentar a produção energética na Usina Henry Borden (CETESB, 1990), o que gerou uma contaminação da represa.



**Figura 3 - Médias corrigidas das concentrações de Hg no sangue de *G. brasiliensis* nas duas épocas do ano**

Com exceção da estação 5, as menores concentrações encontradas na época seca podem ter ocorrido devido às baixas temperaturas encontradas nessa época, que diminuem consideravelmente o metabolismo basal dos peixes levando a uma redução na mobilidade natatória (Rankin & Jensen, 1993) e conseqüentemente diminuição da alimentação, o que pode acarretar em uma menor exposição à contaminação.

#### *Caracterização do sedimento e concentrações de Hg*

Considerando-se a classificação granulométrica do sedimento em areia, silte e argila (tabela 4), foi observado que em todas as estações houve uma porcentagem considerável da fração silte, sendo que nas estações 2 e 3 a fração predominante foi de areia. Por meio das determinações granulométricas, verificou-se que os sedimentos possuem na sua maioria a classificação granulométrica siltico-arenoso.

A granulometria é um dos principais fatores que condiciona a distribuição de metais em sedimentos (Zhang *et al.*, 2002). Segundo Nelson *et al.* (1977), existe uma correlação entre o diâmetro médio das partículas do sedimento e a concentração de Hg,

sendo que os níveis são inferiores em sedimento arenoso. No entanto, no Rio Grande as maiores concentrações foram encontradas nas áreas em que predominaram sedimentos arenosos, o que provavelmente se deve ao fato de que estas se localizam a jusante dos lançamentos de efluentes industriais.

**Tabela 4 - Distribuição granulométrica dos sedimentos das estações de coleta nas épocas chuvosa (C) e seca (S).**

Distribuição granulométrica	TG		Estação 1		Estação 2		Estação 3		Estação 4		Estação 5	
	C	C2	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S
Areia (%)	7,43	18,05	77,31	5,85	93,89	97,96	95,23	97,77	20,75	28,95	2,48	42,13
Silte (%)	60,05	56,08	19,16	59,13	3,96	1,06	3,23	1,36	49,73	58,79	47,31	39,6
Argila (%)	32,52	25,87	3,53	35,02	2,15	0,97	1,54	0,87	29,52	12,25	50,21	18,27

Em relação à qualidade do sedimento para o elemento Hg, podemos observar que as maiores concentrações foram encontradas nas estações 2, 3 e 5 nas duas épocas de coleta (Tab. 5). Quando comparados aos valores guias de qualidade de sedimentos (CCME, 1999), apenas a estação 1 apresentou valores abaixo de TEL nas duas épocas e as estações TG e 4 na época seca. As estações 2 e 3 apresentaram valores superiores a PEL nas duas épocas de coleta. As concentrações de Hg detectadas no sedimento evidenciam o problema de contaminação da região e servem de alerta para a preservação da saúde humana e ambiental.

Comparativamente, as concentrações de Hg encontradas no trecho final do Rio Grande (estação 3) foram mais elevadas do que as obtidas por Ramos & Filho (1996) no Rio Preto (Bacia do Paraíba do Sul – MG) ( $0,65 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) localizado em uma região com atividade de garimpo, e também mais elevadas que as concentrações encontradas por Windmoller *et al* (2007) no Rio Monsenhor Horta (Mariana – MG) (0,06 a  $0,47 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) localizado em área de garimpo.

**Tabela 5 - Concentrações de mercúrio no sedimento das diferentes estações de coleta nas duas épocas do ano. TG = Tanque do Gustavo; TEL = Threshold Effect Level: concentração limiar de efeitos à biota; PEL = Probable Effect Level: níveis de prováveis efeitos adversos à biota.**

<b>Campanha</b>	<b>Estação</b>	<b>Hg (mg.Kg<sup>-1</sup>)</b>
<b>Chuvosa</b>	<b>TG</b>	0,35
	<b>1</b>	0,10
	<b>2</b>	2,30
	<b>3</b>	1,06
	<b>4</b>	0,27
	<b>5</b>	0,79
<b>Seca</b>	<b>1</b>	0,11
	<b>2</b>	2,94
	<b>3</b>	0,86
	<b>4</b>	0,10
	<b>5</b>	0,31
<b>Chuvosa 2</b>	<b>TG</b>	0,06
	<b>TEL</b>	<b>0,17</b>
	<b>PEL</b>	<b>0,49</b>

Fonte dos valores TEL e PEL: CCME (1999).

Com base nos dados da Tabela 5, foi ajustado um Modelo Linear Geral (Tab.6). O ajuste foi significativo e a explicação da variabilidade devido à estação e época de coleta foi de 85,4 %. Foi constatada diferença significativa nas médias de Hg para as estações de coleta ( $p= 0,065$ ). Entretanto, não foi observada diferença significativa da época de coleta nessas médias ( $p= 0,900$ ).

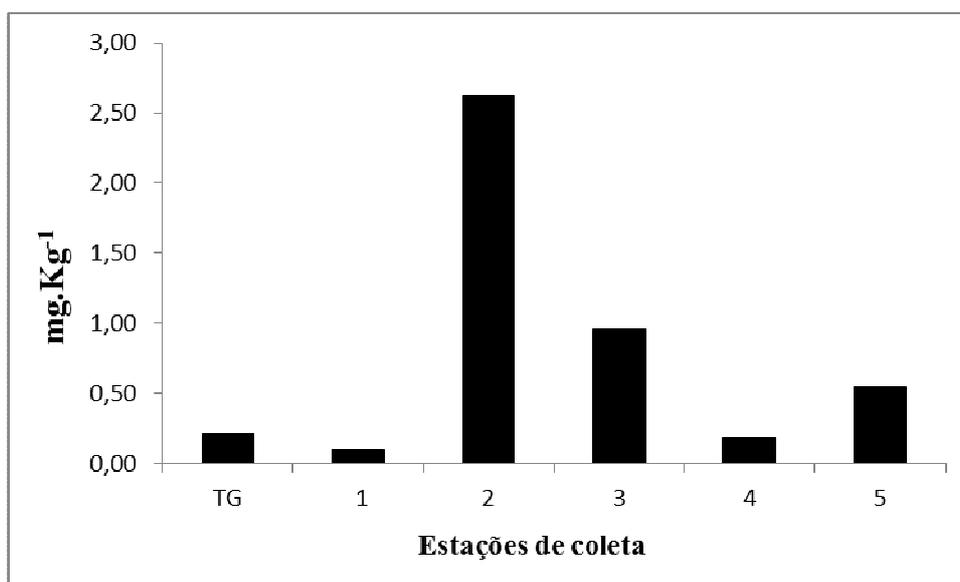
**Tabela 6 - Modelo Ajustado para as concentrações de mercúrio no sedimento. F = estatística F-Fisher e p = significância ( $p<0.1$  considerados significativos). (\*) Coeficiente de determinação do modelo? ( $R^2$ ) = 0,854.**

<b>Fonte de variação</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Modelo (*)</b>	4,18	<b>0,067</b>
<b>Estação</b>	4,40	<b>0,065</b>
<b>Época</b>	0,02	0,900

A figura 4 mostra as médias de concentração de Hg por estação de coleta. As estações 1 e 4 foram as que apresentaram menores médias de concentração, ficando inclusive abaixo do observado na estação controle TG. A maior média foi encontrada na estação 2, localizada imediatamente à jusante do lançamento de efluentes industriais.

Segundo Shanker *et al.* (1996), rios que recebem uma grande carga de poluentes,

por estarem localizados próximos a grandes centros urbanos e áreas com atividades agrícolas e industriais, podem ser considerados como fontes potenciais de mercúrio. Esta é a situação do trecho final do Rio Grande e do trecho estudado da Represa Billings em relação ao sedimento. Embora as concentrações de Hg encontradas no sedimento da estação TG tenham sido baixas, este local pode ter sofrido alguma contaminação no passado, devido à sua localização em uma área que foi utilizada para abrigo de minérios e outros materiais usados no sistema funicular, que podem ter contaminado o solo antes da formação do tanque.



**Figura 4 – Valores médios de Hg no sedimento por estação de coleta.**

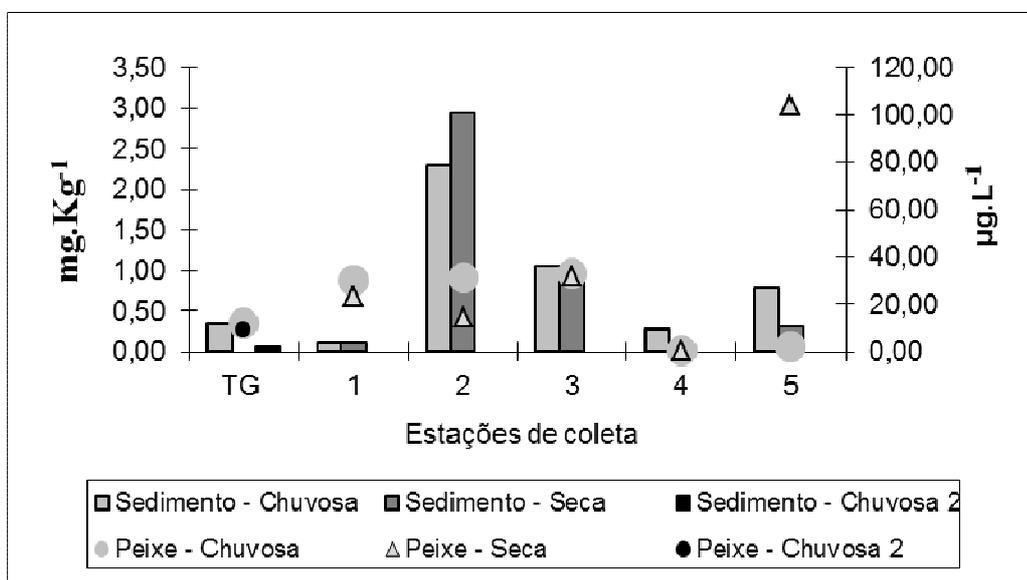
#### *Relação entre Hg no sangue e sedimento*

Correlacionando-se o Hg no sangue com as concentrações obtidas no sedimento, verificou uma correlação positiva, que, apesar de significativa ( $p = 0,00001$ ), foi baixa ( $r = 0,37$ ). Isto possivelmente ocorreu devido aos elevados valores encontrados no sangue dos exemplares da estação 5 na época seca, e também ao baixo número de exemplares encontrados em algumas estações. No entanto, retirada a estação 5 da análise, o valor de correlação foi mais elevado ( $r = 0,59$ ), o que pode também ser observado na Figura 5.

É comumente reconhecido que a dieta é a principal fonte de exposição ao mercúrio em organismos aquáticos. Isso pode muitas vezes explicar as diferenças nas concentrações de Hg entre as espécies, mas também entre as populações ou segmentos

de populações de uma espécie única (Silva, 2005). Ao acumular os poluentes, os organismos constituem bons indicadores de poluição por mercúrio, podendo revelar variações espaço-temporais na qualidade do ambiente em que vivem. Esta foi a situação verificada tanto no Rio Grande quanto na Represa Billings, onde aparentemente o Hg do sedimento está servindo como depósito desse metal, disponibilizando-o para biota. A correlação verificada entre o Hg do sangue e sedimento pode em parte ser explicada pela tática alimentar de *G. brasiliensis*, que revolve o substrato, abocanhando-o com a protrusão da maxila superior, e expelindo o sedimento pela boca e aberturas operculares (Sabino & Castro, 1990).

Relações semelhantes foram observadas por Zhou & Wong (2000), que verificaram que as concentrações de Hg no músculo de *Aristichthys nobilis* (carpa cabeçuda) apresentavam correlação positiva com as concentrações no sedimento e por Ikingura & Akagi (2003) que estudaram várias espécies em reservatórios artificiais da Tanzânia. Embora em geral as concentrações de Hg encontradas nos peixes representem os níveis de contaminação do ecossistema (Malm, 1990), variações também ocorrem em função do tecido estudado e do nível trófico da espécie (Cizdziel *et al.*, 2003).



**Figura 5 – Médias de concentração de Hg em sedimentos e em sangue de *G. brasiliensis* nas duas épocas do ano nas estações de coleta do Rio Grande, Tanque do Gustavo e Represa Billings.**

## **Conclusões**

Este trabalho mostrou que as concentrações de mercúrio total encontradas nas amostras de sedimento e no sangue de *Geophagus brasiliensis* variaram espacial e temporalmente, bem como em relação ao tamanho dos exemplares, indicando uma contaminação ambiental por este metal no trecho final do Rio Grande e na Represa Billings. Considerando-se que as concentrações de Hg em sangue de peixes estão altamente correlacionadas às concentrações no músculo (Cizdziel et al., 2003), os resultados indicam que a quantificação de Hg no sangue pode ser utilizada como medida não letal da concentração e exposição à este metal. Os resultados também sugerem que a escolha de uma espécie com hábitos bentônicos foi apropriada para o estudo em questão, indicando o seu potencial como ferramenta de biomonitoramento. Entretanto, espécies com outros hábitos alimentares devem ser testadas, para que se possa estabelecer valores de referência para concentrações de metais em sangue de peixes. Além disto, a padronização do tamanho dos indivíduos para comparação espacial e/ou temporal é importante para que os resultados sejam comparáveis. A técnica utilizada pode ser inserida de maneira complementar às atualmente utilizadas, já que mostra a exposição recente ao contaminante o qual o animal está exposto, podendo agir de forma preditiva antes de impactos maiores serem gerados.

## **Agradecimentos**

Agradecemos ao Instituto de Pesca (APTA/SAA) e à CETESB pela infraestrutura fornecida, assim como aos funcionários destas instituições pela ajuda no trabalho de campo; Subprefeitura de Paranapiacaba pela autorização de pesquisa na área do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba; Ingo Grantsau por informações sobre a região e pelo apoio em campo; IBAMA pela licença de amostragem (Licença 17948-1 e registro de expedição 930-1); Luiz Fernando Baceti Malavolta pela confecção do mapa e aos pescadores Orlando Feliciano Dias e Vanderlea Rochumback Dias pela inestimável ajuda nas coletas.

## Referências bibliográficas

- Abelha, M. C. F., Goulart, E. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v.26, n. 1, p. 37-45.
- Andreatta, J. V., Tenorio, M. M. 1997. Aspectos da alimentação de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Biológica Leopoldensia*, v. 19, n. 2, p. 185-195.
- Arantes, I.A., Pinto, M. T. C., Mangabeira, P. A., Grenier-Loustalot, M. F., Veado, M. A. R. V., Oliveira, A. H. 2009. Mercury concentration in fish from Piracicaba River (Minas Gerais, Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment* V. 156, N.1-4, p.119-130.
- Baudo, R., Muntau, H. 1990. Lesser known in-place pollutants and diffuse source problems. In: Baudo, J., Giesy, J., Muntau, H. (Eds). *Sediments: chemistry and toxicity for in-place pollutants*: Lewis Publishers, Inc., p.1-14.
- Bevilacqua, J. E. 1996. Estudo sobre a estabilidade de amostras de sedimento do rio Tietê, SP. (Tese de doutorado). Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 171 p.
- Blanchfield, P., Paterson, M., Hintelmann, H., Harris, R. 2004. Growth rates and the bioaccumulation of mercury by a predatory fish: wholelake experimental approaches. In: 7th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Cd-Rom. Ljubljana, Slovenia.
- Breslow, N.E. 1996. Review of Multivariate Statistical Modelling Based on Generalized Linear Models by L. Fahrmeir and G. Tutz. *Journal of the American Statistical Association* 91: p.908-909.
- Burton, G. A. J. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, v.3, p.65-75.
- Capobianco, J. P. R. 2002. Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo: Instituto Socioambiental. 59p. (Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no período 1989-99).

- CCME. 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment, p.35.
- CIIAGRO (sem data). Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br>. Acesso em: 09 abr. 2010.
- Cember, H., Gallagher, P., Faulkner, A. 1968. Distribution of mercury among blood fractions and serum proteins. American Industrial Hygiene Association Journal, p.233-237.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1990. Qualidade ambiental. Série Relatórios. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1995. Norma técnica. Sedimentos: determinação da distribuição granulométrica – método de ensaio. L6. 160. 15p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2007. Relatórios de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2000-2007, disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2010. Relatórios de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo, 2009. Série Relatórios, São Paulo. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/publicacoes/publicacoes.asp>>.
- Chapman, P.M. 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. Science of the Total Environment, v.97/98, p.815-823.
- Chapman, P. M., Wang, F., Adams, W. J., Green, A. 1999. Appropriate applications of Sediment Quality Values for metal and metalloids. Environmental Science and Technology, v.33, n.22, p.3937-3941.
- Cizdziel, J., Hinners, T., Cross, C., Pollard, J., 2003. Distribution of mercury in the tissues of five species of freshwater fish from Lake Mead, USA. Journal of Environmental Monitoring v.5, p.802-807.
- Eysink, G.G.J. 1995. Subsídios para o manejo de ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Dissertação. Universidade de São Paulo. São Paulo. 177p.

- Ferreira, M. S., Mársico, E. T., São Clemente, S. C., Medeiros, R. J. 2006. Contaminação mercurial em pescado capturado na lagoa Rodrigo de Freitas – Rio de Janeiro, Brasil. *Revista brasileira Ciências Veterinária*, v. 13, n. 2, p. 84-88.
- Froese, R., Pauly, D. 2010. Fishbase. Worldwide Web Electronic Publication. <http://www.fishbase.org>. Acessado 27 de setembro de 2010.
- Guilherme, S., Válega, M., Pereira, M. E., Santos, M. A., Pacheco, M. 2008. Erythrocytic nuclear abnormalities in wild and caged fish (*Liza aurata*) along an environmental mercury contamination gradient. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v70, p.411–421.
- Huggett, D.B., Steevens, J.A., Allgood, J.C., Lutken, C.B., Grace, C.A., Benson, W.H. 2001. Mercury in sediment and fish from North Mississippi Lakes. *Chemosphere* v42, p. 923-929.
- Ikingura, J.R., Akagi, H. 2003. Total mercury and methylmercury in fish from hydroelectric reservoirs in Tanzânia. *The Science of the Total Environment*, v.304, p.355-368.
- Jesus, T. B., Carvalho, C. E. V. 2008. Utilização de Biomarcadores em Peixes como Ferramenta para Avaliação de Contaminação Ambiental por Mercúrio (Hg). *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n.4. p. 680- 693.
- Kehrig, H.A., Costa, M., Moreira, I., Malm, O. 2001. Methylmercury and total mercury in estuarine organisms from Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v.8, n.4, p.275-279.
- Lima, A. P. S., SarkisMüller, R. C., Sarkis, J. E. S., Alves, C. N., Bentes, M. H. S., Brabo, E., Santos, E. O. 2000. Mercury Contamination in Fish from Santarem, Para, Brazil. *Environmental Research Section A* v.83, p. 117-122.
- Maier, M. H.; Takino, M., Monteiro JR, A. J. 1997. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (Complexo Billings), 23°52'S - 46°31'W; Riacho Grande, SP, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v.24, p.1-17.
- Malm, O., Pfeiffer, W., Souza, C. M. M., Reuther, R. 1990. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. *Ambio: journal of human environment* (São Paulo), V.19 n.1, p. 11–15.

- Mascarenhas, A.F.S., Brabo, E. S., Silva, A.P., Fayal, K. F., Jesus, I.M., Santos, E.C. O. 2004. Avaliação da concentração de mercúrio em sedimentos e material particulado no rio Acre, estado do Acre, Acta Amazônica (Brazil) V. 34, n.1, p. 61 – 68.
- Mergler, D., Anderson, H.A., Chan, L.H.M., Mahaffey, K.R., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A.H. 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. *Ambio*, v.36, p. 3-11.
- Meschiatti, A. J. 1995. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v.7, p.115-137.
- Micaroni, R. C. C. M., Bueno, M. I. M. S., Jardim, W. F. 2000. Compostos de mercúrio, revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, v.23, n.4, p.487–495.
- Moraes, M.F.P.G., Barbola, I. F, Duboc, L. F. 2004. Feeding Habits and Morphometry of Digestive Tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a Lagoon of High Tibagi River, Paraná State, Brazil. *Ciências Biológicas e da Saúde*, Londrina, v. 10, n. 1, p. 37-45.
- Morrison, D.F. 1967. *Multivariate Statistical Methods*, Ed. McGraw-Hill, Inc., New York.
- Nelson, H., Brandly, R.D., Everet, A.J., Dennis, H.S. 1977. Mercury dispersal from lode sources in the Kuskokwin River drainage, *Alaska Science*, v. 198, p. 820-824.
- Nordberg, G. F; Fowler, B. A.; Nordberg, M., Friberg, L. 2007. *Handbook on the toxicology of metals*. 3ª Edição. 949p.
- Olson, K. R., Bergman, H. L., Fromm, P. O. 1973. Uptake of methyl mercury chloride and mercuric chloride by trout: A study of uptake pathways into the whole animal and uptake by erythrocytes in vitro. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, v.30, p.1293–1299.
- Prefeitura do Município de Santo André. 2008. *Atlas do Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba*. 2ª edição, 77p.
- Ramos, A. S., Castilhos, Z. C., Rodrigues A. P. C. 2005. Avaliação de Risco Ecológico e de Parâmetros Citogenéticos em Diversas Espécies de Peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, RJ – Brasil. In *Anais do X Congresso Brasileiro de Geoquímica, II Simpósio de Geoquímica dos Países do Mercosul*.

- Ramos, A. J. L. A., Filho, S. R. P. 1996. Diagnóstico preliminar da área submetida a garimpagem de ouro em Rio Preto – MG. Rio de Janeiro, Cetem/CNPQ, 31p.
- Ranking, J. K., Jensen, F. B. 1993. Fish Ecophysiology, London: CHAMAN & HALL, 421p.
- Ribeyre, F, Boudou, A. 1984. Bioaccumulation et repartition tissulaire du mercure HgCl<sub>2</sub> et CH<sub>3</sub>HgCl CHES *Salmo gairdneri* apres contamination par voie directe. Water, Air and Soil Pollution, v.23, p.169–186,
- Rocha, A.A., Pereira, D.N., Pádua, H.B. 1985. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings. São Paulo (Brasil). Revista da Saúde Pública. v. 19, p. 401-410.
- Rodrigues, A.P.C. 2006. Avaliação de risco ecológico associado à contaminação mercurial em dois estuários do estado do rio de janeiro: baía de Guanabara e baía da ribeira. Dissertação (Mestrado) Geoquímica ambiental, Universidade Federal Fluminense.
- SABESP. 2009. Tratamento água na Região Metropolitana de São Paulo. [www.sabesp.com.br](http://www.sabesp.com.br). Acesso em 10 de agosto de 2009.
- Sabino, J., Castro, R. M. C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro, v.50, p.23-36.
- Salomons, W., Rooij, N. M., Kerdijk, H., Bril, J. 1987. Sediments as a source for contaminants? Hydrobiologia, v.149, p. 13-30.
- Shanker, K., Mishra, S., Srivastava, R., Dass, S., Prakash, S., Srivastava, M.M. 1996. Study of mercury-selenium (Hg-Se) interactions and their impact on Hg uptake by the radish (*Raphanaus sativus*) plant. Food and Chemical Toxicology, v. 34, p. 883-886.
- Silva, D. S., Lucotte, M., Roulet, M., Poirier, H., Mergler, D., Oliveira Santos, E., Crossa, M. 2005. Trophic Structure And Bioaccumulation Of Mercury In Fish Of Three Natural Lakes Of The Brazilian Amazon. Water, Air, and Soil Pollution, v.165, p.77-94.
- Thornton, K.W., Price, A., Armstrong, M., Nix, J., Giese, J., Turman, D. 1996. Factors affecting fish mercury concentration in Arkansas lakes and streams, USA. In: 4th. International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Book of Abstracts. Congress Center Hamburg, Germany. p.185.

- US.EPA. 1997. Recommended Guidelines for Sampling Marine Sediment, Water Column and Tissue in Puget Sound. Environmental Protection Agency, Region 10, Seattle, Washington, Sampling Chapter.
- US.EPA. 2001. Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual EPA 823-B-01-002. U.S Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington. DC.
- Vaz, S.R. 1996. Estudo de aspectos químicos e físico-químicos do lago do Parque do Ingá. Dissertação (Mestrado em Química Aplicada) - Departamento de Química, Universidade Estadual de Maringá.
- Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M., Peakall, D. B. 1996. Principles of Ecotoxicology. Taylor and Francis, London, 321p.
- Wallin, T. 1976. Deposition of air borne mercury from six Swedish Chlor-alkali plants surveyed by mass analysis. *Environmental Pollution*, v. 10, p. 101-14.
- Wayland, M. 2001. Concentrations of cadmium, mercury and selenium in blood, liver and kidney of common eider ducks from the Canadian Arctic. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.71, p.255–267.
- Whately, M., 2003. (Ed). Seminário Billings 2002: avaliação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental, 119p.
- Windmoller, C. C., Santos, R. C., Athayde, M., Palmiere, H. E. L. 2007. Distribuição e especiação de mercúrio em sedimentos de áreas de garimpo de ouro do Quadrilátero Ferrífero (MG). *Química Nova*, v.30, n.5, p. 1088-1094.
- Zagato, P.A., Bertolotti, E. 2006. *Ecotoxicologia Aquática. Princípios e aplicações*. Editora Rima. São Carlos, São Paulo, 478p.
- Zhang, C., Wang, L., Li, G., Dong, S., Yang, J., Wang, X. 2002. Grain size effect on multi-element concentrations in sediment from intertidal flats of Boihai Bay, China. *Applied Geochemistry*, v.17, p.59-68.
- Zhou, H.Y., Wong, M.H. 2000. Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Water Research*, v.34, n.17, p. 4234-4242.

## Considerações Finais

## Considerações Finais

- O Rio Grande com uma extensão de aproximadamente 20 km, apresentou um grande número de espécies (22) se for levado em consideração o número total de espécies registradas para a bacia do Alto Tietê (42).
- Foram encontradas 3 espécies restritas a bacia do Alto Tietê e 2 ameaçadas de extinção, sendo que para a região de Paranapiacaba já foram registradas 7 espécies ameaçadas.
- Apesar de alterações na qualidade da água e na vegetação ripária, não foram observadas modificações detectáveis na estrutura da comunidade de peixes em relação às condições naturais. Todavia, a presença de algumas espécies tolerantes a poluição no trecho inferior do rio podem indicar que estas estão sujeitas aos estágios iniciais de distúrbios antropogênicos.
- As concentrações de mercúrio encontradas no sedimento mostram uma contaminação por esse metal na região inferior do rio Grande e no trecho estudado da Represa Billings, sendo constatados valores superiores aos estabelecidos internacionalmente para qualidade do sedimento.
- As maiores concentrações de Hg em sangue foram encontradas nas estações de coleta que apresentaram as maiores concentrações de Hg em sedimento. Deste modo, a quantificação do Hg total em sangue de peixes pode ser inserida de maneira complementar as técnicas de biomonitoramento atualmente utilizadas, já que mostra a exposição recente ao contaminante o qual o animal está exposto, podendo agir de forma preditiva.
- Os resultados obtidos indicam a grande importância dos habitats dos diversos trechos estudados do Rio Grande para a manutenção de uma ictiofauna diversificada, que inclui espécies endêmicas e ameaçadas como o cascudo (*Pseudotocinclus tietensis*) e o bagre (*Trichomycterus paolence*). Entretanto com os problemas de poluição e contaminação mercurial encontrados, verifica-se a necessidade de que sejam tomadas

medidas urgentes de preservação e recuperação deste ecossistema.

## Anexos

Anexo I – Espécies coletadas no Rio Grande, bacia do Alto Tietê, SP, Brasil.

