

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

**ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTONICA E  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE  
TIAÇUPEBA – SÃO PAULO, SUBMETIDO À APLICAÇÃO  
DE ALGICIDA**

**Ivan Vanderley Silva**

**Orientador: Julio Vicente Lombardi**

**Co-orientador: Suzana Sendacz**

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

**São Paulo  
Maio - 2010**

**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**

**ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTONICA E  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE  
TIAAÇUPEBA – SÃO PAULO, SUBMETIDO À APLICAÇÃO  
DE ALGICIDA**

**Ivan Vanderley Silva**

**Orientador: Julio Vicente Lombardi**

**Co-orientador: Suzana Sendacz**

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

**São Paulo**  
**Maio – 2010**

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

V284e

Vanderley Silva, Ivan

Estudo da comunidade zooplânctônica e qualidade da água do Reservatório de Taiaçupeba-São Paulo, submetido à aplicação de algicida. / Ivan Vanderley Silva. – São Paulo, 2010.  
vii, 119f. ; il. ; tab.

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

Orientador: Júlio Vicente Lombardi

Co-orientador: Suzana Sendacz

1. Zooplâncton. 2. Qualidade da água. 3. Reservatório. 4. Algicida.  
5. Sulfato de cobre. I. Lombardi, Júlio Vicente (orientador). II. Sendacz, Suzana (co-orientador). III. Título.

CDD 591.92

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**

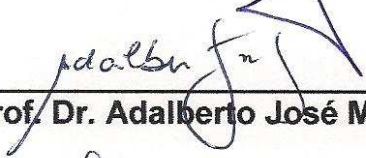
**“ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E QUALIDADE  
DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE TAIACUPEBA – SÃO  
PAULO/SP, SUBMETIDO À APLICAÇÃO DE ALGICIDA”**

**AUTOR: Ivan Vanderley Silva**

**ORIENTADOR: Julio Vicente Lombardi**  
**Co-Orientador: Suzana Sendacz**

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

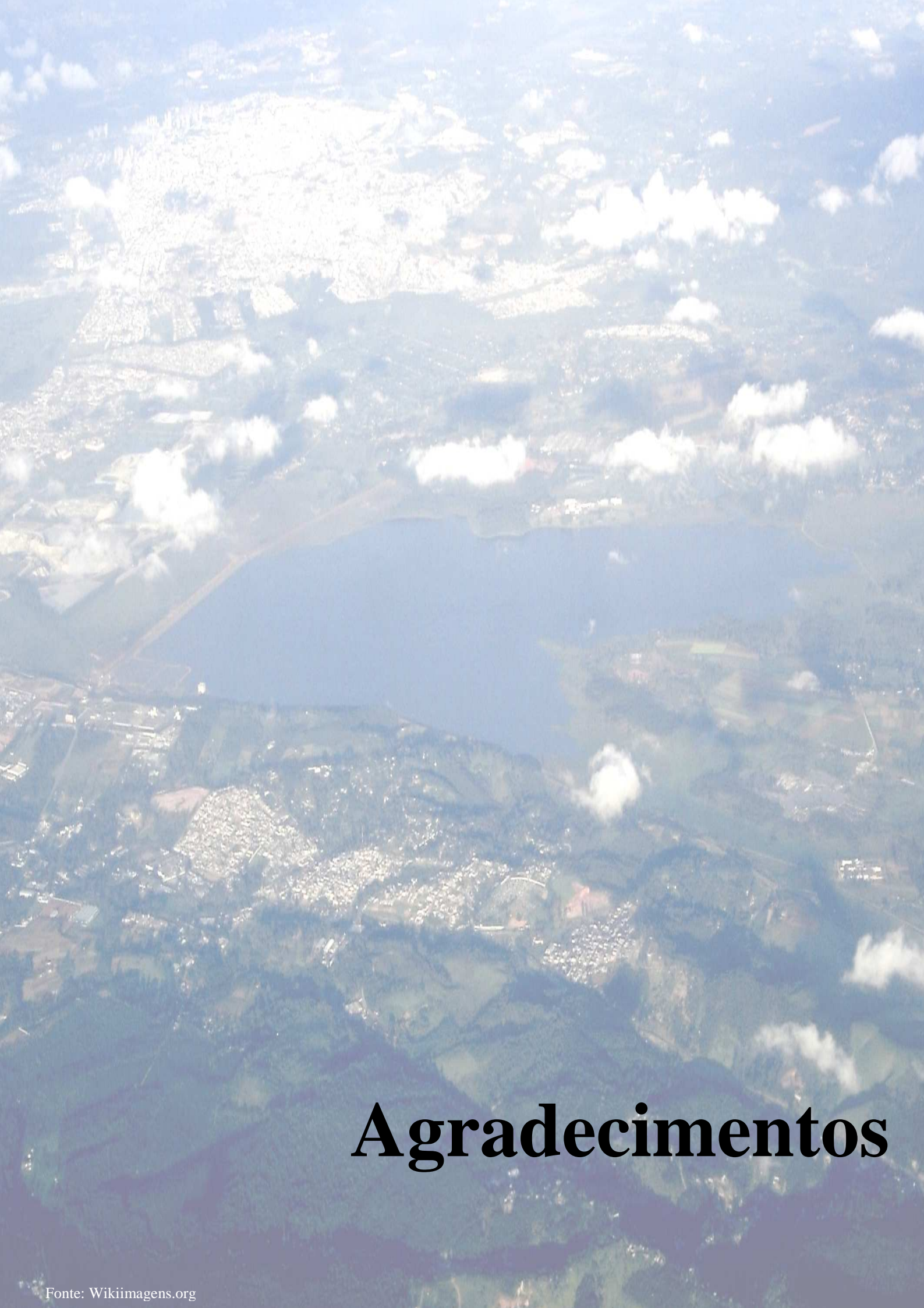
  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Julio Vicente Lombardi

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Adalberto José Monteiro Jr.

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Cacilda Thais Janson Mercante

Data da realização: 25 de maio de 2010

\_\_\_\_\_  
Presidente da Comissão Examinadora  
Prof. Dr. Julio Vicente Lombardi



# Agradecimentos

## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível com o auxílio de muitas pessoas amigas e de diversas instituições, entre elas:

O Instituto de Pesca - APT/SAA pela viabilidade logística deste trabalho junto ao programa de pós-graduação em Aquicultura e Pesca.

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP pela autorização para realização dos estudos no reservatório e apoio de infraestrutura para realização das coletas.

A Secretaria de Recursos Naturais e Meio Ambiente de Barueri, em nome do Secretário Antônio Carlos Pasinato, pela anuência e tornar possível a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Água e Energia Elétrica – DAEE pela colaboração no fornecimento de dados climáticos e de operação.

À Dra. Suzana Sendacz, pelos dois anos de amadurecimento científico, confiança no meu trabalho, incentivos, pelo aprendizado no campo, no laboratório e, principalmente, no meio do trabalho e que culminaram com uma grande e valiosa amizade.

Dr. Julio Lombardi pela orientação, sugestões, incentivos, oportunidades e boa convivência.

Ao técnico do laboratório do Instituto de Pesca, Luiz Cláudio dos Santos Evangelista, pela amizade, análise física e química, constantes bate papos e todo apoio concedido, que junto com Marcão, autor de uma celebre frase de coleta, e o Dr. Adalberto tornaram as coletas muito mais divertidas e proveitosas.

A amiga Ariane, zocompanheira, cuja simplicidade e amizade superaram momentos difíceis de laboratório.

Aos docentes, funcionários e colegas do Instituto de Pesca e da Secretaria de Recursos Naturais e Meio Ambiente de Barueri pelas facilidades concedidas e agradável convivência.

Aos colegas João, Serginho, Cibele, Priscila, Felipe, Débora, Camila, Natália, Ivan, Ricardo por todo auxílio e pela alegre convivência.

### **Em especial**

Durante o desenvolvimento do projeto há momentos difíceis de descréditos, descrenças, desvalorização pessoal... e momentos felizes, com acertos, resultados, auto-estima....

Pessoas como minha esposa Rosângela, meus filhos Erick e Allan, meus pais Jair e Maria José (Nenê), meu irmão Ivo, minha sogra Cristina, meus cunhados Preto e Antônio e família, primos e amigos, me fortalecem e supervalorizaram, sem conseguir quantificar o quanto foram importantes. Agradeço a todo amor dedicado, sem o qual tudo teria sido bem mais difícil.

Em fim, a todos que de alguma forma colaboraram para realização deste trabalho, meu Muito Obrigado!!!!!!



# Índices



## ÍNDICE GERAL

Resumo.....	02
Abstract.....	03
1. INTRODUÇÃO.....	05
1.1 Caracterização da problemática .....	05
1.2 Rede de monitoramento e Eutrofização.....	07
1.3 Aspectos da aplicação de sulfato de cobre .....	11
1.4 Comunidade Zooplânctônica .....	14
1.5 Área de estudo – Reservatório de Taiaçupeba e o SPAT .....	17
2. OBJETIVO GERAL.....	20
2.1 Objetivos específicos.....	20
3. JUSTIFICATIVA.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	25
4.2 Dados climáticos.....	25
4.3 Zooplâncton.....	26
4.4 Análise dos dados.....	26
4.4.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	26
4.4.2 Zooplâncton.....	27
5. RESULTADOS.....	32
5.1 Dados Climáticos .....	32
5.2 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	32
5.2.1 SPAT - Série histórica 2001 – 2007.....	32
5.2.2 TAIACUPEBA - julho de 2008 a junho de 2009.....	34
5.2.3 Comparação entre a série histórica e coletas recentes.....	35
5.2.4 Índice de estado trófico.....	35
5.2.5 Análise multivariada.....	36
5.2.5.1 SPAT - Série histórica 2001 – 2007.....	36
5.2.5.2 TAIACUPEBA - julho de 2008 a junho de 2009...	37
5.3 Comunidade zooplânctônica.....	38
5.3.1 Composição e frequência de ocorrência.....	38
5.3.2 Densidade numérica.....	39
5.3.3 Abundância relativa.....	40
5.3.4 Riqueza, Diversidade e Equitatividade.....	41
5.3.5 Análise Multivariada e Similaridade.....	42
6. DISCUSSÃO.....	46
6.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	46
6.2 Comunidade zooplânctônica.....	52
CONCLUSÕES .....	62
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
ANEXOS .....	78
FIGURAS.....	79
TABELAS .....	91
BANCO DE IMAGENS .....	116
AGRADECIMENTOS .....	i

## INDICE DE FIGURAS E TABELAS

### FIGURAS

1.	Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceira, Região Metropolitana de São Paulo.	<b>80</b>
2.	Esquema do significado da representação do gráfico tipo “Box-plot”.....	<b>81</b>
3.	Comparação entre os volumes de precipitação da média calculada para série histórica de 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>82</b>
4.	Comparação entre a vazão (captação pela SABESP e descarga no rio Taiapuê) da média calculada para série histórica 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>82</b>
5.	Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e no período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>83</b>
6.	Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de 2001 a 2007, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>86</b>
7.	Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>87</b>
8.	Análise em componentes principais sobre os grupos taxonômicos do zooplâncton no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009.....	<b>88</b>
9.	Análise em correspondência canônica entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e as variáveis ambientais no plano fatorial 1-2.....	<b>89</b>
10.	Dendograma da análise de agrupamento entre Taiapuê e as demais represas que compõe o Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>90</b>

## TABELAS

I.	Algumas características dos reservatórios que compõem o sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras, Região Metropolitana de São Paulo.....	92
II.	Estações amostrais definidas no sistema produtor alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados .....	93
III.	Variáveis ambientais amostradas e síntese da metodologia analítica utilizada.....	95
IV.	Classificação de Salas & Martino para o índice de Estado Trófico para fósforo total.....	95
V.	Valores de precipitação (mm) no reservatório Taiaçupeba, na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais.....	96
VI.	Valores de vazão (m <sup>3</sup> /s) (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba), na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais.....	97
VII.	Concentração das variáveis ambientais nas estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de n amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007.....	98
VIII.	Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiaçupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. ....	100
IX.	Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo <i>et. al.</i> (1983) calculado para o fósforo total.....	102
X.	Percentual de clorofila a e fósforo total acima do limite considerado eutrófico, segundo Wetzel, 2001 e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, respectivamente.....	103
XI.	Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 18) com os eixos 1 e 2, no período de 2001 a 2007.....	103
XII.	Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 12) com os eixos 1 e 2, no período de julho 2008 a junho 2009.....	104
XIII.	Composição da comunidade zooplanctônica e sua freqüência relativa	105

	no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	
XIV.	Densidade numérica (org./m <sup>3</sup> ) dos diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	107
XV.	Densidade numérica (org./m <sup>3</sup> ) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	108
XVI.	Abundância relativa (%) registrada para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	110
XVII.	Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	111
XVIII.	Valores de riqueza (número de táxons) total e relativa registrado para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	113
XIX.	Índice de diversidade (bits) e equitatividade registrados para a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	114
XX.	Correlação das densidades numéricas dos grupos zooplanctônicos (n = 12) com os eixos 1 e 2.....	114
XXI.	Correspondência canônica entre a comunidade zooplanctônica e varáveis ambientais (n = 16) com os eixos 1 e 2.....	115
XXII.	Matriz de similaridade de Sorensen entre Taiapuêba e as demais represas que compõe o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	115

## **BANCO DE IMAGENS**

Foto 1.	Desenho cartográfico e imagem de satélite do reservatório de Taiapuêba. ....	117
Foto 2.	Imagem do reservatório de Taiapuêba, com visualização angular diferenciada da estação de captação de água. ....	118
Foto 3.	Visão detalhada da estação de captação de água e imagem geral do reservatório. ....	119



# Resumo

## RESUMO

A eutrofização artificial evidencia a característica dos reservatórios da América Latina, que são construídos próximos aos grandes centros urbanos para promover o desenvolvimento regional. Em consequência, alterações na qualidade cênica da água e o manejo hidráulico do sistema promovem interferências na dinâmica da comunidade planctônica e põe em discussão o tratamento de algicida no controle de florações de algas, na preservação da vida aquática e no gerenciamento eficiente de reservatórios. A evolução do estado trófico do reservatório de Taiacupeba, responsável pelo fornecimento de 12m<sup>3</sup>/s para a RMSP, foi avaliada neste estudo, bem como a estrutura da comunidade zooplanctônica, sob influência da constante adição de sulfato de cobre, face às variáveis ambientais que refletem a qualidade da água, ao longo de um ciclo sazonal. Os resultados apresentaram elevadas concentrações de fósforo total (média de 0,06mg/l) e explicam a condição eutrófica e hipereutrófica reportada pela CETESB no período de 2001 a 2007. A dinâmica física e química da água e o estabelecimento do zooplâncton foram afetados pelas funções de força do controle químico e vazão, a qual o corpo d'água está submetido. Em consequência, a comunidade zooplanctônica apresentou densidade limitada, que variou de 26.683 org/m<sup>3</sup>, em ago/08 a 205.674 org/m<sup>3</sup>, em jan/09, baixa diversidade, prevalência de organismos de menor tamanho e predomínio de espécies r-estrategistas. Rotifera foi o grupo dominante; *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* estiveram associadas ao período sob maior influência do tratamento (julho a dezembro de 2008). Cladocera e Copepoda, principalmente, Calanoida apresentaram maior sensibilidade ao manejo. Os cladocera *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmani* e o copepode cyclopoide *Tropocyclops prasinus* foram registrados após a redução da ação algicida. Por outro lado, efeitos indiretos, como redução da disponibilidade de alimento e competição por recursos foram provavelmente favoráveis ao cladocera *Bosminopsis detersii*. Neste estudo, o reservatório apresentou ação seletiva e simplificação da cadeia trófica.

PALAVRAS CHAVES: ZOOPLÂNCTON, QUALIDADE DA ÁGUA, RESERVATÓRIO, ALGICIDA, SULFATO DE COBRE.

## ABSTRACT

The artificial eutrophication reflects the features of Latin America reservoirs, constructed to promote regional development usually near important urban centers. As a result, changes of the scenic water quality and of the hydraulic management of the system cause in turn changes on the dynamic of the planktonic community and bring to discussion the control of algae blooms by algaecide, the preservation of aquatic life and the management of reservoirs. The evolution of the trophic state of Taiaçupeba Reservoir, responsible by the water supply of 12m<sup>3</sup>/s to RMSP, was evaluated in this study, as well as the zooplankton community, under the influence of the constant addition of copper sulphate, and environmental variables which reflect the water quality, during a seasonal cycle. The results showed high concentrations of total phosphorus (average 0.06mg/l) and explained the eutrophic and hipereutrophic conditions reported by CETESB from 2001 to 2007. Physical and chemical water dynamics and the establishment of the zooplankton community were imposed by forcing factors submitted to this water body, as chemical addition and water flow control. As a consequence, the zooplankton community showed limited densities, which ranged between 26.683 org/m<sup>3</sup>, in Aug/08 to 205.674 org/m<sup>3</sup>, in Jan/09, low diversity values, small size organisms and r-strategist species. Rotifera was the most important group; *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* and *Synchaeta pectinata* were associated to the period under the treatment influence (july to December/2008). Cladocera and Copepoda, mainly Calanoida, showed a higher sensivity to the mamagement. The cladocerans *Diaphanossoma birgei* and *Bosmina hagmanni* and the cyclopoid copepod *Tropocyclops prasinus* were registered after the reduction of the algaecide action. In the other hand, indirect effects, as a decrease of both the available food and resource competition were probably favorable to the cladoceran *Bosminopsis detersii*. The studied reservoir showed selective action and simplify trophic net.

KEY WORDS: ZOOPLANKTON, WATER QUALITY, RESERVOIR, ALGICIDE, COPPER SULFATE



# Introdução



## INTRODUÇÃO

### 1.1 Caracterização da problemática

Muitas civilizações emergiram as margens de rios e fizeram da construção de represas um dos mais antigos ramos da engenharia, cujos propósitos variavam desde o fornecimento de água para irrigação, controle de enchentes e abastecimento público, até a manutenção dos cursos d'água para navegação e recreação (BAXTER, 1977). Posteriormente, com o advento da industrialização e evolução tecnológica, o armazenamento da água objetivou o fornecimento de energia (MATHENY, 1976).

De fato, a construção de grandes reservatórios no Brasil teve início em meados dos anos 50 e desde então inúmeros ecossistemas lacustres artificiais foram criados (ESTEVES, 1988). Apesar do importante papel social e econômico para a sociedade humana, propiciando o desenvolvimento industrial, agrícola e urbano (BAXTER, 1977; TUNDISI, 2003), revelaram-se uma das maiores experiências humanas na modificação de ecossistemas naturais (RODGHER *et al.*, 2005).

Variados impactos e problemas ecológicos surgiram em respostas aos benefícios advindos: alteração da qualidade da água, mudanças no corpo d'água que passa de lótico para lêntico (BAXTER, 1977), aumento no tempo de residência, surgimento de patógenos ou de vetores de doenças (ODUM, 1985; MUCCI, 1993) e, principalmente, a eutrofização artificial (ESTEVES, 1988; CARPENTER, 2005).

O processo de eutrofização tem-se intensificado e talvez seja o principal problema observado nas águas superficiais através do mundo. Este é um fenômeno particularmente grave nos países tropicais subdesenvolvidos, nos quais o crescimento demográfico e os problemas sociais contribuem para a falta de planejamento urbano (CALEFFI, 2000).

O carreamento de nutrientes para os corpos d'água dá origem a uma reação em cadeia que resulta na quebra da homeostase (ESTEVES, 1988), induz mudanças no metabolismo do ecossistema e provoca alterações na dominância e abundância das espécies que formam a comunidade lacustre (MACLACHLAN, 1974; TUNDISI, 2003).

De fato, inúmeros fatores podem influenciar a composição, abundância relativa e densidades numéricas da comunidade zooplanctônica (SAMPAIO *et. al.*, 2002). Em geral pode-se citar a temperatura (ALLAN, 1976; EDMONDON, 1965), condutividade (PINTO COELHO, *et. al.* 1998) e o estado sucessional (HUTCHINSON, 1967). A predação, a qualidade, a variabilidade de alimento (KERFOOT & PETERSON, 1980) e a competição agem simultaneamente, em diferentes graus e locais (SAMPAIO *et. al.*, 2002).

Segundo Attayde & Bozelli (1998) a capacidade sensitiva de determinadas espécies aos distúrbios antropogênicos são reveladas pelas alterações na composição da comunidade. Assim, atribuem aos organismos zooplanctônicos, por responder prontamente às variações ambientais, a função de indicadores ecológicos, o que permite utilizá-los como ferramentas auxiliares no entendimento das interações entre os processos físicos e as respostas biológicas (MARGALEF, 1991).

Neste sentido, Zago (1976) e Blancher (1984) relataram que o domínio de rotíferos e cladóceros são indicativos de lagos eutróficos. Para ROCHA *et. al.* (1995), independente do estado trófico, há nos reservatórios o predomínio em número e espécies de rotíferos (média 35 táxons/reservatório) sobre cladóceros e copépodos. Porém, em termos de biomassa, a contribuição desse grupo é pequena, devido ao reduzido tamanho (BLANCHER, 1984; MATSUMURA-TUNDISI *et. al.*, 1989).

A conciliação de propriedades sistêmicas e populacionais é fundamental para uma completa compreensão do ambiente físico e químico (LEWIS JR, 1979; NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996), visto que uma das consequências do excesso de nutrientes é a indução da floração de algas tóxicas (MATSUMURA-TUNDISI, 1986) e casos de intoxicação a animais silvestres, domésticos e ao homem tem sido registrado em todo o mundo (CARMICHAEL 1994).

Button *et. al.* (1977) revelam que há mais de 100 anos o controle das algas tóxicas, principalmente cianobactérias, tem sido realizado pela aplicação de sulfato de cobre como algicida, pois este reduz a capacidade fotossintética

(STEEMAN NIELSEN & KAMP-NIELSEN, 1970) e inibe a divisão celular (ERICKSON, 1972).

No entanto, sua aplicação causa impactos negativos ao ambiente; como mortalidade de peixes e invertebrados, alterações sucessionais, maior persistência na coluna d'água na forma dissolvida ou associada a sólidos suspensos, ácidos húmicos e aminoácidos (BROWN, SHAW & SHURBEN, 1974; HAWKINS & GRIFFITHS, 1986) e bioacumulação em microalgas (GUANZON *et al.* 1995).

Portanto, dentro de uma abordagem ecológica, a tomada de decisão relacionada ao manejo ambiental contempla estudos relativos à estrutura e função do ecossistema, para conhecimento de seu comportamento frente à diversas perturbações e consiste na habilidade de se monitorar e avaliar os efeitos antropogênicos (ODUM, 1985). Pode-se assim, inferir que o rearranjo estrutural da comunidade zooplanctônica pode ser o prelúdio de um declínio abrupto na funcionalidade do reservatório (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

## **1.2 Rede de Monitoramento e Eutrofização**

Com o agravamento da poluição dos corpos d'águas, a CETESB em 1974 iniciou a operação de uma rede de monitoramento da qualidade das águas interiores com 47 pontos de amostragem. Desde então, houve alterações no número de pontos amostrados, freqüências das coletas e das variáveis avaliadas. Em 2008 foram 408 estações, incluindo o monitoramento automático e a rede de sedimento (CETESB, 2008).

O monitoramento sistemático do reservatório de Taiaçupeba teve início em 2001, com duas estações amostrais: o primeiro no braço do rio Taiaçupeba mirim, em função da ocupação irregular de suas margens e do lançamento de efluentes industriais ao longo de sua bacia de drenagem; o segundo na captação de água da SABESP. Apesar de mantida a estação amostral no Rio Taiaçupeba, as variáveis específicas analisadas foram direcionadas para o abastecimento público.

Os principais objetivos da rede de monitoramento da CETESB são:

- avaliar a evolução da qualidade das águas interiores dos rios e reservatórios do Estado;

- propiciar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas;
- subsidiar o diagnóstico e controle da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público, verificando se suas características são compatíveis com o tratamento existente, bem como para os múltiplos usos;
- oferecer subsídio técnico para a elaboração/reformulação dos planos de bacia e relatórios de situação dos recursos hídricos, assim como para a implantação da cobrança pelo uso da água, realizados pelos Comitês de Bacias Hidrográficas em nível Estadual e Federal, no território do Estado de São Paulo;
- fornecer subsídios para a implementação da Política Nacional de Saneamento Básico (lei 11.445/2007) e,
- identificar trechos de rios onde a qualidade de água possa estar mais degradada, possibilitando ações preventivas e corretivas da CETESB e de outros órgãos, como a construção de estações de tratamento de esgotos (ETEs) pelos municípios ou a adequação de lançamentos industriais.

São realizadas amostragens bimestrais estruturadas em 22 bacias hidrográficas, conforme divisão estabelecida pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos, lei nº 9.034/1994, que visam observar as variações que ocorrem na qualidade da água ao longo de uma estação sazonal em função da atividade humana e das mudanças climáticas (CETESB, 2008).

Entre as principais fontes de poluição das águas destacam-se as cargas pontuais de origem doméstica e industrial e as cargas difusas de origem urbana e agrícola, que devido aos variados poluentes que possam carrear e as diferentes formas de aporte, tornam a análise sistemática de todos os parâmetros inexequível. De fato, são analisados pela CETESB cerca de 50 variáveis físicas, químicas, hidrobiológicas, microbiológicas e ecotoxicológicas mais representativas do corpo d'água, sendo elas:

- a) **Variáveis físicas:** absorvância no ultravioleta, coloração, série de resíduos (dissolvido, total e volátil), temperatura da água e do ar, turbidez e transparência;
- b) **Variáveis químicas:** alumínio, bário, cádmio, carbono orgânico dissolvido, chumbo, cloreto, cobre, condutividade específica, cromo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5,20), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro, fluoreto, fósforo total, manganês, mercúrio, níquel, óleos e graxas, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH, potássio, potencial de formação de trihalometanos, série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito), sódio, sulfato, surfactantes e zinco.
- c) **Variáveis Microbiológicas:** coliformes termotolerantes.
- d) **Variáveis Hidrobiológicas:** clorofila a, fitoplâncton e zooplâncton.
- e) **Variáveis Toxicológicas:** microcistinas, ensaio de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *V. fischeri* (Sistema microtox); ensaio de toxicidade crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e ensaio de mutação reversa (teste de Ames).

Para fornecer informações de fácil compreensão ao público leigo, a CETESB utiliza índices específicos formados a partir da integração de diferentes variáveis ambientais que refletem: a qualidade da água de abastecimento público (IAP), a prevenção da vida aquática (IVA) e a balneabilidade (IB).

Contudo, instrumentos legais, subsidiados por conhecimento tecnológico e dependendo do uso ao qual o corpo d'água está destinado, estabelecem padrões de qualidade regulamentares que assegurem e protejam a saúde pública e o meio ambiente, além de atenderem fatores econômicos, de segurança e de prioridades nacional (PIRES, 2001; PORTO *et. al.* 1991).

Na esfera federal, a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA estabelece treze classes segundo os usos preponderantes

a que são destinadas as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Todavia, os padrões de potabilidade da água para abastecimento público são definidas pela Portaria do Ministério da Saúde n<sup>o</sup> 518/2004.

A Política Nacional de Meio Ambiente, lei n<sup>o</sup> 6938/1981, o Código Ambiental, lei n<sup>o</sup> 9605/1998, e no Estado de São Paulo, a lei n<sup>o</sup> 997/1979, dispõem sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, corroboram e fornecem suporte aos órgãos ambientais e fiscalizadores. Em 1997 foi sancionada a lei n<sup>o</sup> 9.433 que definiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, um instrumento importante para a ordenação territorial do País.

Segundo Tundisi (2003), apesar da promulgação de legislações avançadas que, se efetivamente implementadas, garantirão às gerações futuras a disponibilidade de água em condições adequadas, torna-se necessário superar a falta de percepção do poder público sobre a gravidade da escassez de água e todos os problemas advindos, unificar o gerenciamento do recurso hídrico, contornar a ausência de receptividade entre administradores públicos e usuários no processo de constituição de parcerias e, principalmente, reduzir a deterioração da qualidade da água.

O Plano de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo elaborado para o período de 2004/2007 apresenta valores estimados para a carga poluidora da UGRHIs Alto Tietê de 1.386.526 Kg/DBO/dia e previsão de tratamento de esgoto de 45,55 m<sup>3</sup>/s, que se contrapõem à demanda global de 90,23 m<sup>3</sup>/s (SÃO PAULO, 2006).

Essa carga remanescente de esgoto não tratado de 779.632 Kg/DBO/dia, assim como o efluente final das estações de tratamento de esgoto (SÃO PAULO *op. cit*), são destinados aos corpos d'águas continentais ou zonas costeiras, cujo aporte de nitrogênio e fósforo provoca a deterioração dos ecossistemas aquáticos, potencializa a ocorrências de florações de algas tóxicas (AZEVEDO, *et. al.*, 1994; CARMICHAEL, 1992) e, conseqüentemente, eleva os custos do tratamento e obtenção de água.

Portanto, é preciso transformar a oratória e os planos em ações efetivas sobre o uso e ocupação do solo, investir em estações de tratamento de esgoto, em redes interceptadoras (CETESB, 1995), projetar modelos de unidades de

conservação que procurem conciliar preservação da biodiversidade e desenvolvimento social (MONTEIRO JUNIOR, 2006), identificar organismos indicadores de qualidade de água para minimizar as fontes de contaminação do ecossistema, pois apenas as legislações ambientais propostas não asseguram a proteção dos recursos hídricos, visto que o aporte de poluentes aos reservatórios e demais corpos d'água tem aumentado significativamente nas últimas décadas (TUNDISI, 2005).

### **1.3 Aspectos da aplicação de sulfato de cobre**

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de 2006, prevê que a população total da UGRHI Alto Tietê, em 2010, deverá se situar em torno de 20 milhões de habitantes, cuja demanda estimada de água, em 2007, ultrapassou os 90 m<sup>3</sup>/s. Acrescenta-se a este panorama o aumento no lançamento de esgotos em córregos afluentes com conseqüente deterioração e diminuição da capacidade de depuração dos reservatórios, que para continuidade no fornecimento de água e controle de algas nocivas são submetidos a aplicação de algicidas químicos, como o sulfato de cobre (BUTTON, 1977).

A sulfatação tem sido utilizada mundialmente em concentrações que variam de 0,20 ppm a 1,00 ppm (HAWKINS & GRUFFITHS, 1987; CARMICHAEL, 1992). Na bacia hidrográfica do Alto Tietê os relatos de concentração e volume de sulfato de cobre aplicado nos sistemas produtores de água estão pouco disponíveis, porém alguns relatos podem ser citados.

O reservatório Guarapiranga, com capacidade de armazenamento 195 x 10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, construído em 1906 e utilizado para abastecimento público desde 1926 (CARVALHO, *et. al*, 2009) esteve, em 1995, exposto a aplicação diária de 0,3 a 0,5mg/l (CETESB, 2005). Em 2006, a CETESB publicou no relatório de qualidade de águas interiores a informação de que, aproximadamente, 60 toneladas de sulfato de cobre foram aplicadas no mês de fevereiro e valores superiores a 10 toneladas/mês durante o ano, exceção apenas a março, quando os valores estiveram abaixo deste montante.

No reservatório Rio Grande, seccionado em 1981 do complexo Billings construído na década de 20 (MAIER *et. al.*, 1997), a aplicação de sulfato de cobre em 2006, conforme relatório da CETESB, esteve próximo ou superior a 36

toneladas nos meses de janeiro, fevereiro, março e outubro. De fato a aplicação deste algicida esteve acima de 9 toneladas/mês durante todo o ano, com exceção dos meses de maio e junho (CETESB, 2006).

No reservatório de Taiapuêba a aplicação sistemática de algicida teve início em 2004 devido a elevadas concentrações de cianobactérias, que em 2002 atingiram a média de 254.981 células/ml (MACEDO & MOLINA, 2008), valor muito superior à concentração máxima de 20.000 cél./ml permitida pela resolução CONAMA nº 357/2005. Em 2006, a sulfatação manteve-se muito abaixo de 20 toneladas/mês (CETESB, 2006). Segundo Macedo & Molina (2008) a aplicação ocorre no reservatório Jundiá, a montante de Taiapuêba, para evitar problemas com a lise das células tóxicas.

A ação algicida do sulfato de cobre se deve ao efeito prejudicial na capacidade de fixação de nitrogênio pelos heterócitos de cianobactérias (HORNER & GOLDMAN, 1974), que por se manifestar de forma diferenciada entre os gêneros e espécies tem despertado o interesse sob o aspecto de sua distribuição na cadeia alimentar, na ciclagem biogeoquímica (REINFELDER *et. al.* 1998) e no desenvolvimento de produtos seletivos (WHITAKER *et. al.* 1978).

O cobre é um elemento traço amplamente distribuído na natureza. Em ambientes aquáticos ocorre na forma solúvel, particulada e coloidal, sendo as duas últimas as mais freqüentes (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). Sua especiação em águas naturais é determinada pelas características físicas, químicas, hidrodinâmicas e biológicas do ambiente (HAWKINS & GRIFFITHS, 1987).

Segundo Moore & Ramamoorthy (1984), apesar de altamente tóxico para organismos marinhos e dulcícolas, estes últimos são mais susceptíveis devido à maior proporção de íons cobre livres na solução. Button (1977) analisando a dispersão do sulfato de cobre aplicado sobre a superfície do reservatório Hoover – EUA no controle de algas, concluiu que 95% dos cristais dissolvem-se até os primeiros 1,75m, porém, em média e altas concentrações podem ocorrer deposição no sedimento (CETESB, 1995; ROUSSEL *et. al.* 2007).



Ainda segundo Button (1977), o efeito tóxico é relativamente curto, tendo a concentração inicial de  $0,4\text{gCu}^{2+}/\text{m}^2$  atingido níveis basais em menos de 24 horas. Este rápido decréscimo se deve a diluição, ação de correntes e precipitação, além de depender da biomassa de fitoplâncton e da presença de sólidos em suspensão.

Jones & Orr (1994) relatam que apesar de algicidas serem eficientes no controle de cianobactérias, atenção especial deve ser adotada devido ao risco de liberação de toxinas intracelulares na água de abastecimento durante a lise das células. De fato, análises laboratoriais revelaram que 90% da microcistina liberada pela lise de *Microcystis aeruginosa* levou até 40 dias para ser biodegradada (BERG *et. al.*, 1987). Portanto, devido a persistência e/ou a degradação de microcistina depender das condições ambientais e da presença de bactérias endêmicas, Jones & Orr (1994) recomendam a interrupção no abastecimento de água durante um período de 7 – 10 dias após a aplicação, sendo inapropriado sua aplicação na presença de altas densidades de células tóxicas ou quando o período de segurança não puder ser resguardado.

Outros fatores a se considerar são as alterações no processo de sucessão sazonal, a redução na produtividade primária (EFFLER *et. al.* 1980) e, principalmente, a capacidade dos organismos de bioacumular compostos tóxicos na presença de concentrações estressoras de cobre (JARDIM & PEARSON, 1984). Jensen *et. al.* (1982) demonstraram que proteínas, polifosfatos e lipídios, componentes intracelulares, de *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) apresentam a capacidade de seqüestrar elementos traços.

A bioconcentração em organismos aquáticos envolve a retirada de substâncias químicas da água por adsorção nas superfícies externas respiratórias, pele e/ou filtração (MACKAY & FRASER, 2000) ou por absorção através da alimentação (CETESB, 1995). Todavia, se o processo de transferência e acumulação ocorre via cadeia trófica denomina-se de biomagnificação.

No caso do cobre, são necessários maiores esclarecimentos entre a dinâmica do metal e a biota, visto que controvérsias de informações são observadas na

literatura. Para Milani (2000) a prática de herbivoria e predação realizada pelo zooplâncton provoca concentrações de cobre mais elevadas do que na fração fitoplanctônica. Já a CETESB (1995) descreve a ausência de potencial para biomagnificação na cadeia trófica.

De fato, o cobre, por sua natureza redutora essencial para o processo de respiração celular e defesa contra radicais livres, torna-se um elemento importante no metabolismo das células. Conseqüentemente, observa-se que cada espécie apresenta uma curva padrão ideal, com sintomas de deficiência e efeito tóxico em concentrações baixas e elevadas, respectivamente (BOSSUYT & JANSSEN, 2003 *apud* BOSSUYT & JANSSEN, 2005). Estudos também revelam a capacidade de *Daphnia magna* em aumentar sua tolerância em resposta a concentração de cobre e pode indicar alteração no processo de absorção e/ou excreção biológica deste elemento (BOSSUYT & JANSSEN, 2004b).

Ressalta-se, assim, a necessidade de se discutir o tratamento de algicida no controle de florações de algas, na preservação da vida aquática e no gerenciamento eficiente de reservatórios.

#### **1.4 Comunidade Zooplanctônica**

A sulfatação é uma prática controversa que está banida em vários países devido a sua ação limitada no controle de diversas espécies de algas, seleção de espécies resistentes, depleção de oxigênio durante a morte intensa e rápida de algas, acúmulo no sedimento, toxicidade para fauna bentônica e, em especial, destruição da comunidade zooplânctônica que deixa de atuar na limitação da população algal (HANSON & STEPHAN, 1984).

Observa-se, também, que a concentração de cobre na água pode provocar aclimatação dos indivíduos zooplanctônicos, por aumento na absorção deste metal e/ou interferência no processo de sucessão ecológica (EFFLER et. al. 1980). Para Schindler (1987), mudanças na composição de espécies do plâncton permitem estabelecer padrões na dinâmica do ambiente e refletem respostas ao estresse antropogênico.

Stemberger & Lazorchak (1994) caracterizam a comunidade zooplanctônica como grupo de animais de diferentes categorias taxonômicas que habitam a coluna d' água e possuem um papel fundamental na transferência de energia e na ciclagem de nutrientes.

Em geral nos reservatórios brasileiros a riqueza de espécies varia de 14 a 81, com média de 35 táxons, sendo que os rotíferos têm sido o grupo mais abundante e diversificado, quando comparado a cladóceros e copépodos (ROCHA. *et. al.* 1995). A dominância de rotíferos nestes ambientes, provavelmente, está associada ao ciclo de vida de menor duração destes organismos, que atingem maturidade sexual mais cedo e que, portanto, apresentam taxa de reposição mais rápida que microcrustáceos. Esta característica permite ao grupo se estabelecer em sistemas onde há prevalência de condições instáveis, tais como baixo tempo de retenção hídrica, elevada turbulência, floração de algas e toxicidade aguda ou crônica provocada pela sulfatação (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

De fato, reservatórios são ecossistemas intermediários entre rios e lagos, favoráveis ao desenvolvimento de comunidades planctônicas, cujo aporte de nutrientes, clima, morfometria, regime de operação e gerenciamento estabelecem diferentes espécies, consequência dos fatores ambientais que podem direta ou indiretamente influenciar na reprodução e sobrevivência de organismos ((TUNDISI, 1981).

Mudanças na composição de espécies têm sido consideradas respostas do ecossistema aos distúrbios antropogênicos (ATTAYDE & BOZELLI, 1998; BRANCO *et. al.* 2000) e podem servir como ferramentas para classificação dos corpos d'água (DE MANUEL & ARMENGOL, 1993).

Branco & Senna (1996) associaram *Euchladiis dilatada* e *Ascomorpha ecaudis* ao aumento da temperatura e clorofila *a*. *Termocyclops decipiens* tem sido encontrada em condições eutróficas (SENDACZ, 1984; ARCIFA *et. al.*, 1998), assim como *Bosmina* spp são freqüentes em ambientes mais produtivos (BRANCO & SENNA, 1996).

Smith & Gilbert (1995) relatam que alguns rotíferos, como *Brachionus calyciflorus*, podem resistir ao efeito tóxico de *Microcystis aeruginosa*, porém outros, como *Keratella cochlearis*, são altamente sensíveis. Cladóceros apresentam diferentes inibições de crescimento, redução de tamanho e na taxa de filtração quando expostos a microcistina (GILBERT, 1990). Todavia, *Diaphanosoma* spp são capazes de sobreviver em lagos com alta concentração de cianobactérias (PINTO COELHO *et. al.*, 1999) ou material em suspensão (ATTAYDE & BOZELLI, 1998).

Portanto, a estratégia de reprodução e adaptação aos fatores abióticos (pH, oxigênio dissolvido, temperatura e etc) e bióticos (predação e competição) define a composição de espécies do sistema (ESPINDOLA *et. al.*, 2000), sendo que águas com toxicidade aguda ou crônica, em desacordo com o uso preponderante estabelecido por lei, revelam-se inadequados para a preservação da vida aquática (CETESB, 1995) e demandam uma abordagem sistêmica, multidimensional e interdisciplinar para elaboração de planos de recuperação, conservação e manejo (SENDACZ *et. al.*, 1985).

### 1.5 Área de estudo – O Reservatório de Taiapuêba e o SPAT

O Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT), com 1.889 km<sup>2</sup> de área de drenagem, abrange os reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga, no Município de Salesópolis; Jundiá, em Mogi das Cruzes; Biritiba, em Biritiba-Mirim e Taiapuêba, na divisa de Mogi das Cruzes e Suzano e contribui hoje com cerca de 12m<sup>3</sup>/s de água bruta para a Estação de Tratamento de Água (ETA) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em Taiapuêba (SENDACZ & KUBO, 2003). (Figura 1 e tabela I).

Fato preocupante, mas esperado, é a representatividade das áreas urbanizadas, perfazendo 22% do total da sub-bacia Alto Tietê cabeceiras. O eixo de expansão urbana proveniente da grande São Paulo estende-se para os municípios a jusante do sistema, principalmente, Poá, Ferraz de Vasconcelos, Suzano e Mogi das Cruzes.

Afastando-se da grande São Paulo, a agricultura, notadamente, a hortifruticultura, apresenta-se como atividade representativa nos municípios de Biritiba Mirim, Suzano e Mogi das Cruzes, onde o índice de agricultura corresponde a 7,6%. De acordo com Vicente *et. al.* (2006) existem 2.710 unidades de produção agropecuária que ocupam 12,9% da área, principalmente na região da represa Paraitinga.

As áreas preservadas, com vegetação primária ou secundária, representam apenas 35% da área total, sendo que a Mata primária encontra-se a montante do sistema, principalmente no Parque da Serra do Mar. Os municípios de Paraibuna e Salesópolis têm no reflorestamento a principal atividade, enquanto que a horticultura e fruticultura são praticamente insignificantes nestas cidades (CARVALHO *et. al.*, 2005).

O efeito do escoamento superficial em solo agrícola acelera o processo de enriquecimento natural dos corpos d'água (HENRY *et. al.*, 1999). Todavia, no Alto Tietê cabeceiras estudos tem demonstrado que o problema da qualidade de água do reservatório está associado ao manejo hidráulico do sistema do que diretamente das formas de uso do solo (CARVALHO *et. al.*, 2005).

Formado pelos rios Taiapuêba açu, Taiapuêba mirim e Balainho, o rio Taiapuêba apresenta suas nascentes na face interior da Serra do Mar, com acentuada declividade no trecho inicial, de pequena extensão, atingindo seu nível

de base, onde apresenta aspecto típico dos rios senis, de curso meândrico, ao longo de extensas planícies aluviais (CETESB, 1995).

O reservatório de Taiapuêba foi construído em 1976 com a finalidade específica de amortecer as vazões e enchentes do Alto Tietê mantendo-se vazões mínimas ao longo do ano neste trecho e com o objetivo de manancial de abastecimento da região. O local escolhido para implantação da barragem está situado à jusante da confluência do rio Taiapuêba com seus tributários e cerca de três quilômetros da sua confluência com o rio Tietê (CETESB, *op cit.*).

Atualmente as águas provenientes dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga escoam pelo rio Tietê até as proximidades da foz do rio Biritiba, de onde são parcialmente derivadas para uma Estação Elevatória. As águas são recalçadas até o túnel de interligação Tietê/Biritiba, a partir do qual todo o escoamento é feito por gravidade, passando por um canal até atingir um braço do reservatório de Biritiba, e através de sistema canal-túnel-canal alimenta o reservatório de Jundiaí, que por sua vez, através de canal-túnel-canal, sempre por gravidade, vai alimentar o reservatório de Taiapuêba, onde finalmente é feita a captação pela SABESP (SENDACZ *et. al.* 2005).

Apesar de localizadas em rios diferentes, as represas que compõe o SPAT funcionam como um sistema em cascata, sendo constituído por represas interligadas por túneis e canais, porém, ao invés da gradual melhora da qualidade da água ao longo da cadeia como ocorre com freqüência neste tipo de processo, há um aumento progressivo das cargas de nitrogênio e fósforo ao longo do seu percurso (SENDACZ *et al.*, *op. cit.*).



# Objetivo

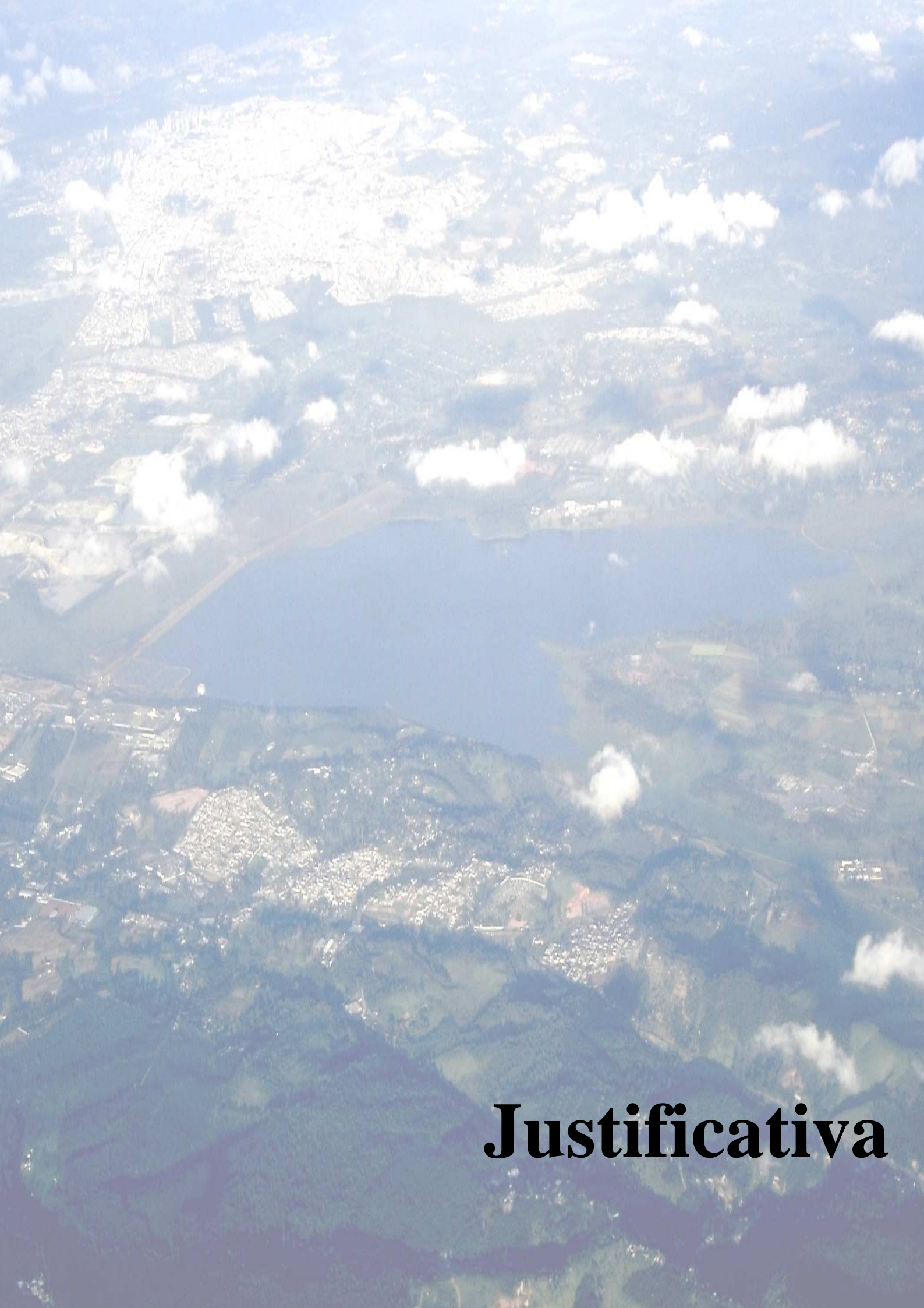
## **2. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a variação quali-quantitativa da composição e estrutura da comunidade zooplanctônica em um ciclo sazonal, face a aplicação periódica de sulfato de cobre e sua relação com os fatores ambientais. Os resultados serão analisados em termos de sua magnitude e comparados aos obtidos nas demais represas que formam o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.

### **2.1. Objetivos Específicos**

- a. Através da análise das variáveis físicas e químicas, avaliar a evolução do estado trófico do reservatório de Taiapuêba no período de 2001 a 2007 e compará-la aos dados obtidos de julho 2008 a junho 2009 e às demais represas que compõem o sistema.
- b. Determinar a composição e a estrutura da comunidade zooplanctônica, face à aplicação recorrente de sulfato de cobre, em um ciclo sazonal;
- c. Estabelecer as relações entre os dados de densidades numéricas e variáveis abióticas que refletem a qualidade da água.





**Justificativa**

### 3. JUSTIFICATIVA

A deterioração da qualidade da água decorre de variadas fontes (esgoto doméstico e industrial, deflúvio superficial urbano e agrícola). Portanto, são necessárias análises sistemáticas dos principais variáveis físicas, químicas e biológicas (PHILLIP, 2004).

Para otimizar o manejo destes dados é fundamental a compilação de valores amostrados ao longo de um determinado período, como ferramenta para avaliar a qualidade do sistema, pois revela as condições da água em termos de indicadores do estado trófico e direciona as estratégias de recuperação, conservação e manejo da bacia hidrográfica para que se atinja o máximo aproveitamento de uma represa (TUNDISI, 2003).

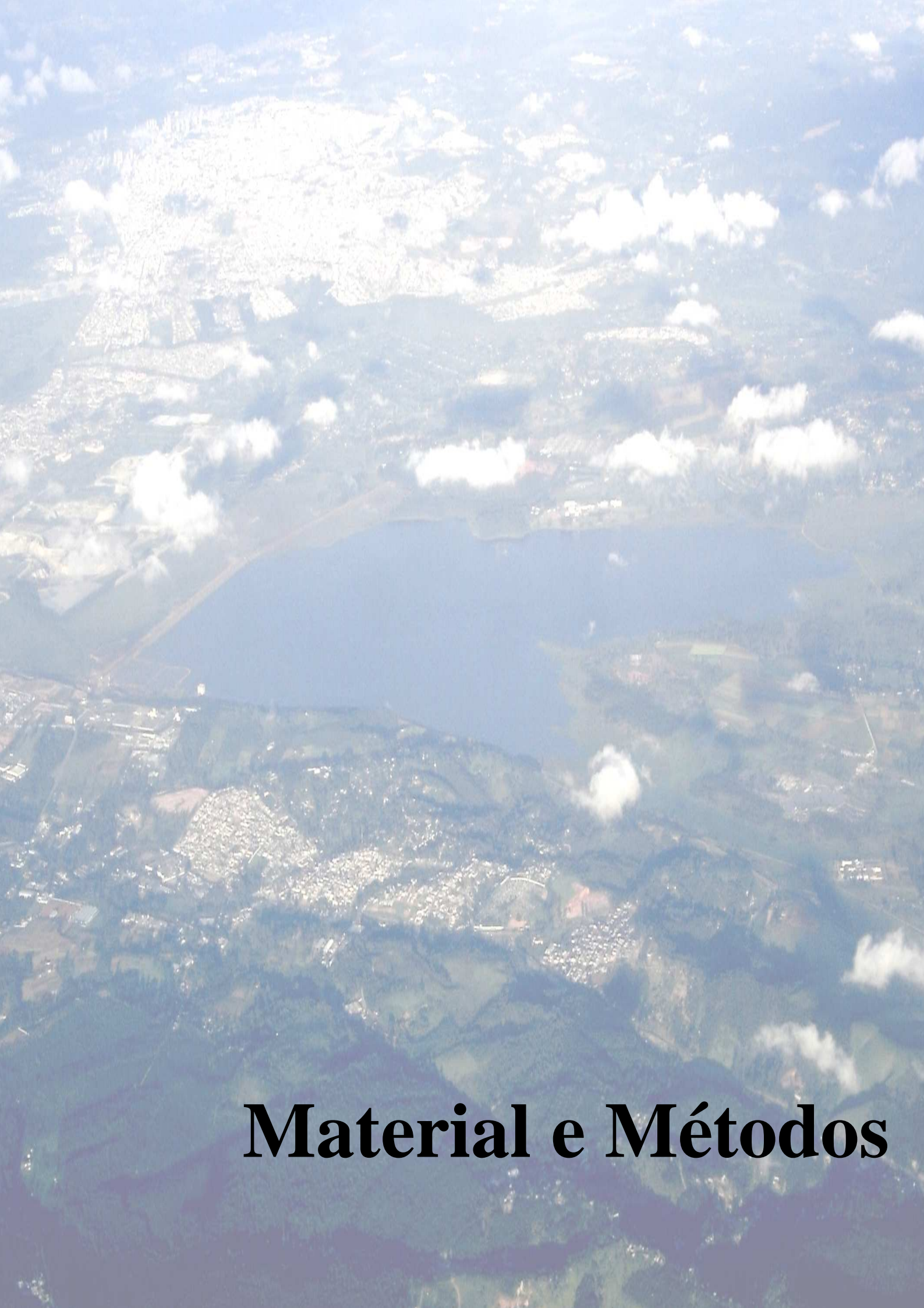
Além disso, os reservatórios, por serem ecossistemas artificiais sujeitos a impactos de diversas magnitudes, requerem freqüentemente o restabelecimento do estado de constância, fato que impõe uma sobrecarga nos componentes biológicos, proveniente dos fatores físicos e químicos que operam a dinâmica do sistema, e somente sobrevivem com o desenvolvimento de estratégias adaptativas baseadas em mecanismo de tolerância e respostas a fatores ambientais (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

Poucos estudos foram realizados no reservatório Taiaçupeba, a saber: relatório sobre características físicas, químicas e biológicas realizado pela SABESP – Andrade Gutierrez, 1995/1996; produção primária e suas relações com alguns fatores físicos e químicos em reservatórios do estado de São Paulo (GIANESSELA, 1981); composição de zooplâncton em dez reservatórios no sudeste brasileiro (ARCIFA, 1984) estudo da contaminação por elementos traços na rede trófica do reservatório de Taiaçupeba (MILANI, 2000); composição de Rotífera em corpos d'água da bacia do Rio Tietê (LUCNIDA, 2003); sistema em cascata; concentração e cargas de nutrientes no sistema produtor Alto Tietê, (SENDACZ *et. al.*, 2005) e Calanoida (Copepoda) e qualidade da água dos reservatórios da bacia hidrográfica do Alto Tietê (SENDACZ & NASCIMENTO, 2007).

O sistema produtor Alto Tietê cabeceiras foi concebido em meados dos anos 60, construídos a partir dos anos 70 (CARVALHO *et. al.* 2009) e visa a

disponibilização de 15m<sup>3</sup>/s de água à Região Metropolitana de São Paulo, RMSP, devendo beneficiar mais de 4,0 milhões de pessoas e garantir o abastecimento nos próximos anos, pois os sistemas atuais são insuficientes para atender a demanda estimada de 70m<sup>3</sup>/s (MONTEIRO JUNIOR, 2006).

Portanto, enfatiza-se a importância do estudo da estrutura zooplancônica ao longo de um ciclo sazonal para melhorar o detalhamento operacional, importante no desenvolvimento de planos de manejo e contribuir para o entendimento da seletividade que a aplicação de sulfato de cobre impõe sobre os organismos.



# **Material e Métodos**

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Qualidade da água - variáveis físicas e químicas**

Na tabela II são apresentadas as descrições das estações de coleta em ordem de posição geográfica no sentido montante-jusante, com detalhamento da classe de enquadramento, código do ponto, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água receptor.

A série histórica de monitoramento da água foi obtida nos relatórios de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo elaborados pela CETESB anualmente. Com amostragens bimestrais, as variáveis ambientais temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, clorofila *a* e feofitina, fósforo total, nitrato, nitrito e cobre total subsidiaram a análise comparativa da evolução da qualidade da água nos últimos sete anos (2001 a 2007).

Dados de Ponte Nova e Paraitinga foram obtidos, respectivamente, de Monteiro Junior (2006), no período de novembro de 2000 a outubro 2001 e Nascimento (2008), no período de agosto 2005 a julho 2006.

No laboratório do Centro de Pesquisa de Recursos Hídricos do Instituto de Pesca, utilizando-se os métodos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998), a partir de coletas de água mensais na estação amostral georreferenciada S 23°34'817" e W 46°16'764", no período de julho 2008 a junho de 2009, com uso da garrafa de Van Dorn na superfície, meio e fundo, foram determinadas as formas de nitrogênio e fósforo e definida a média da coluna d'água. Para temperatura, turbidez, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido os dados foram obtidos em campo a cada 0,5m da coluna d'água com uso de sonda multiparâmetro Horiba – U20 (tabela III).

### **4.2. Dados climáticos**

Os dados mensais de precipitação e vazão na região das represas de Ponte Nova, Jundiá e Taiaçupeba foram fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica da Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo (DAEE).

### 4.3. Zooplâncton

Durante o período de junho de 2008 a julho de 2009 foram realizadas coletas mensais de zooplâncton na estação TAIA 2008/9, por meio de arrasto vertical de toda coluna d'água, a partir de 0,5m do fundo até a superfície, utilizando-se uma rede com 68 $\mu$ m de malha e abertura de 25cm de diâmetro, sendo as amostras preservadas com formaldeído a 4%.

Sub-amostragens, após homogeneização, foram realizadas para análise quantitativa das amostras de zooplâncton. Os rotíferos contados em câmaras de Sedwick-Rafter, de 1ml de capacidade, sob microscópio óptico Olympus. Os microcrustáceos, sub-amostrados com uma pipeta de Stempel de 1ml, e os organismos contados sob microscópio estereoscópico Zeiss, até atingir o mínimo de 300 indivíduos adultos para cada grupo taxonômico. Quando esse número não foi atingido, colocou-se a amostra numa Placa de Petri sub-dividida em quadrantes e a amostra quantificada de  $\frac{1}{4}$  à sua totalidade, de acordo com as densidades apresentadas.

### 4.4. Análise dos Dados

#### 4.4.1. – Qualidade da água - variáveis físicas e químicas

O *software* utilizado para execução das análises estatísticas foi o *Statgraphics Plus v. 2.1*. Os resultados são apresentados a partir da análise descritiva de média, desvio padrão e valores máximo e mínimo.

Os dados da série histórica de Taiacupeba, estações amostrais PEBA 0100 e PEBA 0900, foram comparados através de um teste de análise de variância (One-Way ANOVA), seguido de comparação de mediana com 95% de significância através do teste Kruskal-Wallis, nos valores que não atendiam às suposições de distribuição normal e homogeneidade de variância exigida para aplicação do teste paramétrico, com as informações obtidas nas demais represas.

As análises apresentadas graficamente através do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico Box-Plot), possibilitou a observação de faixa de variância dos dados e a detecção da presença de possíveis valores extremos, sendo uma maneira de resumir a presença de “*outliers*” e de comparar conjunto de dados. Este método foi utilizado para comparar a média histórica das variáveis ambientais

semelhantes do reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100 e PEBA 0900), com os dados obtidos nas coletas recentes (TAIA 2008/9) (figura 2).

As relações entre as variáveis abióticas, série temporal e estações amostrais foram estabelecidas através da Análise de Componentes Principais (ACP), que constitui uma técnica estatística multivariada que trabalha com a estrutura interna de matrizes e consiste em fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para aplicação do teste de componentes principais foi utilizado o programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows (MCCUNE & MEFFORD, 1999), nas estações amostradas pela CETESB, a partir das médias bimestrais das variáveis selecionadas, no período de 2001 a 2007 e considerando todas as campanhas disponíveis. Os valores foram padronizados por *ranging* utilizando-se  $(X_i - \text{mínimo}) / (\text{máximo} - \text{mínimo})$ , com intuito de se evitar possíveis influência na análise, das diferentes escalas, unidades medidas e ordens de grandeza.

A partir dos dados de fósforo total na água foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson modificado por Toledo *et. al.* (1983), conforme a fórmula.

$$\text{IET (PT)} = \frac{10 (6 - \ln(80,32/\text{PT}))}{\ln 2}$$

Onde:

IET (PT) = índice de estado trófico para o fósforo total

A classificação do estado trófico segue os limites estabelecidos por Salas & Martino (1990) (tabela IV):

#### 4.4.2. – Zooplâncton

Os dados foram analisados por meio de índices ecológicos conforme descrito a seguir:

As densidades dos organismos zooplanctônicos foram calculadas a partir da fórmula  $D = N / V$ , onde D é a estimativa de densidade, N o número de indivíduos capturados e V é o volume filtrado pela rede. O volume filtrado foi

obtido pela fórmula  $V = a \cdot h$ , onde  $a$  é a área da abertura da rede e  $h$  é a distância percorrida.

A constância das espécies foi determinada segundo Dajoz (1973) em acidentais (frequência inferior a 25% das amostras), acessórias (frequência entre 25% e 50% das amostras) e constantes (frequência superior a 50% das amostras).

O índice Shannon ( $H'$ ) foi utilizado para cálculo de diversidade, baseado na teoria da informação (SHANNON & WEAVER, *apud* LEGENDRE & LEGENDRE, 1983), o qual é uma medida do grau médio de “incertezas” em prever a qual espécie pertencerá um indivíduo escolhido aleatoriamente de uma coleção de  $S$  (espécies) e  $N$  (indivíduos) (LUDWIG & REYNOLDS, 1988), conforme fórmula.

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N}$$

Onde:

$S$  = número de espécies

$N_i$  = número de indivíduos em cada espécie

$N$  = número total de indivíduos

A riqueza foi considerada como o número de espécies presentes na amostra. A equitatividade ( $U$ ) que se refere à distribuição dos organismos nos táxons, é uma medida importante para auxiliar na compreensão do aumento ou diminuição da diversidade numa comunidade. Para o cálculo da equitatividade utilizou-se a expressão de Pielou (1966).

$$U = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Onde:

$U$  = Equitatividade

$H'$  = Índice de Shannon – Waver



$H'$  Max = diversidade de espécies sob condições de máxima equitatividade, obtida do logaritmo do número de espécies da amostra;

Com objetivo de analisar regiões com comportamento similar, aplicou-se a técnica de análise de agrupamento para comparar o reservatório Taiaçupeba com as demais represas que compõem o sistema produtor Alto Tietê cabeceiras.

Neste sentido, o enfoque ocorreu sobre a variabilidade existente dentro da análise qualitativa da comunidade zooplanctônica identificadas nas coletas efetuadas neste trabalho e nos dados de literatura disponíveis. Atribuiu-se o valor 1 (um) para espécie presente na estação amostral e 0 (zero) para sua ausência.

O índice de Sorensen foi utilizado para comparar a similaridade entre a composição zooplanctônica das diferentes represas com Taiaçupeba. A partir do princípio de presença e ausência de espécies esse índice considera o número de espécies comuns às duas áreas. O programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows foi utilizado para construção do dendograma e obtenção do índice (MCCUNE & MEFFORD, 1999).

$$Ss = [ 2a / (2a + b + c) ] \times 100, \text{ em que}$$

Ss = coeficiente de similaridade de Sorensen;

a = número de espécies comuns em ambos os pontos;

b = número de espécies exclusivas de um ponto;

c = número de espécies exclusivas de outro ponto.

As relações entre as variáveis bióticas e abióticas foram estabelecidas através da Análise de Componentes Principais (ACP) e da Análise de Correspondência Canônica (CCA), que constituem em técnicas estatísticas multivariadas que trabalham com a estrutura interna de matrizes e consistem em fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para construir as matrizes os dados foram padronizados, todos variando entre 0 e 1, sendo zero correspondente ao valor mínimo e 1 o valor máximo

dentro de cada conjunto de variáveis (ranging), a fim de conferir pesos iguais a cada parâmetro analisado (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). No caso dos valores de densidade numérica para análise de variáveis apenas bióticas os valores foram transformados em  $\text{Log}(x+1)$ .

Para obtenção dos componentes principais e CCA foi utilizado o programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows (MCCUNE & MEFFORD, 1999).



# Resultados

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Dados climáticos

A tabela V apresenta os valores de precipitação relatados na série histórica (2001 a 2007) e obtidos no período de coleta entre julho de 2008 e junho de 2009, com uma evidente distinção entre a estação chuvosa e seca.

Em 2003 foi constatado o menor volume de precipitação (1104,7mm) e o maior valor (1976,6mm), em 2001, média de 1460,8mm. O mês mais chuvoso foi janeiro (242,6mm), enquanto que o menor índice observado ocorreu em agosto (14,6mm).

Nas coletas recentes o maior volume de precipitação também ocorreu em janeiro de 2009 (201,3mm), e o menor, em julho de 2008 (2mm). Nota-se que o volume de chuva registrado para o mês de agosto foi atípico em relação aos últimos sete anos, contudo, pode-se observar pela figura 3 que na comparação entre a média da série histórica e as análises de 2008 a 2009 não houve diferença significativa ( $p = 0,8999$ ).

A vazão de saída média (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba) variou de 9,2m<sup>3</sup>/s (2001) a 11,0m<sup>3</sup>/s (2007), um aumento de 1,8m<sup>3</sup>/s e média da série de 10,4m<sup>3</sup>/s. No período de julho de 2008 a junho de 2009 a vazão variou entre 9,8m<sup>3</sup>/s (junho de 2008) a 12,37m<sup>3</sup>/s (fevereiro de 2009), média de 11,4m<sup>3</sup>/s, valor que é estatisticamente diferente da média calculada para a série histórica ( $p < 0,0001$ ). Nota-se, também, que o volume de água aumentou em até 3,17m<sup>3</sup>/s entre 2001 e 2009 (Fig. 4 e Tabela VI).

### 5.2 Qualidade da água - variáveis físicas e químicas

#### 5.2.1 – SPAT - Série histórica 2001 - 2007

Os valores médios das variáveis ambientais analisadas na série histórica para cada estação amostral estão apresentados na tabela VII.

Uma avaliação inicial dos dados compilados a partir dos relatórios da CETESB e da literatura mostra, com poucas ressalvas, que os valores médios de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, fósforo total e nitrato variaram

significativamente entre a entrada do reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100) e as estações amostrais situadas a montante.

A temperatura da água em ambientes lênticos ou semi-lênticos apresentaram médias mais elevadas do que as estações localizadas em ambientes lóticos. A estação PEBA 0100 apresentou a maior média (23,4°C), com variação de 17,0 a 29,9°C, sendo que a menor temperatura média do sistema foi verificada na estação BMIR 2800 (20,0°C).

Verificou-se uma alcalinização da água a partir do reservatório Jundiáí, onde valores médios de pH foram de 7,5 (JNDI 0500) e 7,2 (PEBA 0100), porém com máximo entre 9,2 e 8,6, respectivamente. A montante nota-se o predomínio de águas ácidas, sobretudo em PRTG 2005/6, onde a média foi de 5,8. Ressalta-se que este reservatório encontrava-se em condição de enchimento durante a coleta de dados.

De uma maneira geral, observa-se um gradiente de eutrofização de montante a jusante do SPAT, com concentrações baixas de nutrientes em Ponte Nova e Paraitinga.

Valores de condutividade elétrica em Taiaçupeba variaram entre 44,9 e 66,8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  no período, com média de 54,3  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . As menores médias foram obtidas em PN 2000/1 (37,2  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e TIET 2050 (43,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), enquanto que os maiores valores ocorreram em PRTG 2005/6 (85,8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e BMIR 2800 (56,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ).

O sistema apresentou compartimentos em relação à concentração de fósforo total. No primeiro composto por PN 2000/1 e PRTG 2005/6 (0,01  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), foram obtidas as menores concentrações; o segundo, com as maiores concentrações, é formado por TIET 2050 (0,07  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), BMIR 2800 (0,10  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) e JNDI 0500 e o terceiro Taiaçupeba, estação PEBA 0100, onde ocorrem as maiores variações dos dados, apesar de média semelhante ao Reservatório Jundiáí.

A concentração de nitrato em PEBA 0100 variou de 0,2 a 2,0  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (média 0,27  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), sendo significativamente diferente PN 2000/1 (0,01  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) e PRTG 2005/6 (0,15  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), onde ocorreram as menores médias, e de BMIR 2800, maior

média (0,42 mg.l<sup>-1</sup>). De forma semelhante, os valores médios de nitritos em Taiapuêba (0,009 mg.l<sup>-1</sup>) diferiram bastante das estações situadas em Ponte Nova e Paraitinga (0,003 mg.l<sup>-1</sup>).

Quanto aos dados de oxigênio dissolvido houve distinção significativa em estações situadas em ambientes lênticos e semi-lênticos (maiores concentrações) e localizadas em ambientes lóticos (menores concentrações).

Não houve diferença significativa para os valores de turbidez e concentração de cobre total entre as estações amostradas.

### **5.2.2 – TAIAPUÊBA - julho de 2008 a junho de 2009**

Os valores mensais obtidos no período estão apresentados na tabela VIII.

A análise dos dados obtidos no período de julho de 2008 a junho de 2009 na estação TAIA 2008/9 revelou que de uma maneira geral as concentrações de nutrientes apresentaram um sutil aumento ao longo das coletas, principalmente na estação chuvoso-quente.

A concentração de amônia variou de 0,30mg/l em julho de 2008 a 0,50mg/l em janeiro de 2009, média de 0,39mg/l; de forma correlata, observa-se que a concentração de nitrogênio total seguiu o mesmo padrão, com valores variando de 0,31mg/l a 0,51mg/l, média de 0,40mg/l.

Apesar de um aumento significativo a partir de maio de 2009, a concentração de clorofila a manteve-se baixa durante o período de coleta, com variação de 0,37µg/l (fevereiro de 2009) a 1,50µg/l (junho de 2009), média de 0,73 µg/l.

Nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato sofreram pouca variação ao longo período analisado, não podendo ser estabelecido um padrão evidente de variação. Contudo, nota-se uma pequena elevação na concentração de fósforo total a partir de novembro de 2008 e um pequeno aumento na concentração de nitrato no período seco e frio.

A profundidade média do reservatório foi de 5,5m, com variação entre 4,30m (maio/2009) e 6,20m (março/2009). As informações do disco de Secchi

evidenciaram uma diminuição na transparência a partir de fevereiro/2009, com o menor nível em maio/2009 (1,05m).

A condutividade elétrica média foi de  $56,94\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , variando de 30,0 a  $73,8\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Já a turbidez, com média de 6,38 UNT, variou de valores não detectáveis a 20,36 UNT (junho/2009). Os níveis de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água mantiveram-se altos, com média de 8,42mg/l, sendo o menor valor de 7,03mg/l em agosto/2008.

### **5.2.3 – Comparação entre a série histórica e coletas recentes**

A comparação dos dados que puderam ser efetivadas entre as médias bimestrais obtidas do período de 2001 a 2007 (CETESB), para as estações amostrais PEBA 0100 e PEBA 0900, e as coletas realizadas entre julho/08 e junho/09 na estação TAIA 2008/9, evidenciaram que, com exceção da temperatura da água, as concentrações de nitrito, nitrato, fósforo total, clorofila *a*, pH, turbidez e oxigênio dissolvido, diferiram significativamente (Fig. 5). As demais variáveis não estiveram disponíveis para comparação.

### **5.2.4 - Índice de estado trófico**

Na tabela IX são apresentados os Índices de Estado Trófico das estações amostrais da série histórica (CESTEB) e pesquisas desenvolvidas no SPAT a partir das informações de fósforo total.

A análise do índice médio evidenciou que as estações PN 2000/1 e PRTG 2005/6 são classificadas como oligotróficas, enquanto que TIET 2050, BMIR 2800, JNDI 0500 e PEBA 0100 apresentam avançado processo de eutrofização, inclusive com períodos de caracterização hipereutrófico.

Contudo, quando comparado com a série histórica, foi constatado que o reservatório Taiacupeba, na estação TAIA 2008/9, manteve a classificação oligotrófica ao longo das doze coletas entre 2008 e 2009.

Em relação a concentração de fósforo total, 88,69% ( $n = 168$ ) das análises apresentaram valores superiores aos padrões definidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, com especial atenção

para BMIR 2800, que registrou 97,62% das coletas acima dos limites referidos (tabela X).

Apesar de ocorrer no sistema uma diminuição no grau de trofia em Taiapuêba, nota-se que há uma maior oscilação dos valores apurados neste reservatório.

Dos 87 dados históricos de clorofila *a*, 58,74% ( $n = 51$ ) apresentaram valores superiores a  $10\mu\text{g/l}$ , limite estabelecido por Wetzel (2001) para ambientes eutrofizados; entretanto, a estação JNDI 0500, quando analisada individualmente, revela 79,25% ( $n = 42$ ) dos valores superiores ao referido limite, enquanto que PEBA 0900, apenas 38,24% (tabela X).

## 5.2.5 – Análise multivariada

### 5.2.5.1 – SPAT - Série histórica 2001 a 2007

A Análise de Componentes Principais (ACP) para série histórica da CETESB no Sistema Produtor Alto Tietê cabeceiras foi realizada entre as seguintes variáveis ambientais: Temperatura da água (Temp); Cobre Total (C.T); Oxigênio Dissolvido (O.D.); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (C.E); Nitrogênio Total (N.T); Fósforo Total (PT); Turbidez (Turb); Vazão (Vazão), conforme disponibilidade de valores.

Foram evidenciados na ACP dois fatores responsáveis por 75,84% da variação dos dados (Fig 6 e tabela XI).

O eixo 1, que explica 62,63% da variação dos dados, esteve associado positivamente ao pH ( $r = 0,612$ ), condutividade elétrica ( $r = 0,734$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0,625$ ) e vazão ( $r = 0,834$ ), e à estação amostral PEBA 0100 em todos os meses amostrados. Negativamente, nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $r < 0,500$ ).

O eixo 2, com 13,22% da variação explicada, esteve associado negativamente ao pH ( $r = -0,669$ ), oxigênio dissolvido ( $r = -0,508$ ) e cobre total ( $r = -0,744$ ), à estação amostral JNDI 0500 em todos os meses amostrados. Positivamente, houve correlações significativas associadas às variáveis



condutividade elétrica ( $r = 0,546$ ) e turbidez ( $r = 0,559$ ) e a estação amostral PEBA 0100, no mês de julho.

#### **5.2.5.2 – TAIAÇUPEBA - Coletas julho de 2008 a junho de 2009**

A Análise de Componentes Principais (ACP) para o período de julho/2008 a junho/2009 no reservatório de Taiapuêba foi realizada entre as seguintes variáveis ambientais: Temperatura da água (Temp); Profundidade (Prof); Oxigênio Dissolvido (O.D.); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (C.E); Nitrogênio Total (N.T); Fósforo Total (PT); Turbidez (Turb); Vazão (Vazão); Transparência (Transp); Clorofila a (Clor a), conforme disponibilidade de dados.

O resultado da ACP resultou em uma matriz de correlação que evidenciaram dois fatores responsáveis por 65,46% da variação dos dados (Fig 7 e tabela XII).

O eixo 1, que explica 41,33% da variação dos dados, esteve associado positivamente ao pH ( $r = 0,573$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0,802$ ), turbidez ( $r = 0,599$ ) e clorofila a ( $r = 0,944$ ) e aos meses de maio e junho. Negativamente, esteve associado às variáveis: temperatura da água ( $r = -0,524$ ), profundidade ( $r = -0,721$ ), vazão ( $r = -0,895$ ) e transparência ( $r = -0,638$ ) e aos meses agosto, outubro e fevereiro.

O eixo 2, com 24,13% da variação explicada, esteve associado negativamente à variável temperatura da água ( $r = -0,807$ ), fósforo total ( $r = -0,804$ ) e nitrogênio total ( $r = -0,824$ ) e aos meses janeiro, fevereiro e março. Positivamente, nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $r > 0,500$ ), embora transparência ( $r = 0,494$ ) tenha contribuído em julho e setembro

Observa-se, também, que nos meses de novembro, dezembro e abril não foi possível estabelecer uma associação.

### **5.3. Comunidade zooplanctônica**

### 5.3.1. Composição e frequência de ocorrência

A tabela XIII apresenta uma relação de táxons que fizeram parte da comunidade zooplanctônica, durante os meses estudados, bem como a frequência de ocorrência.

Entre os Rotifera, as espécies *Collotheca* sp., *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* foram as mais frequentes e estiveram presentes em todos os meses analisados.

Os táxons *Trichocerca capucina*, *Kellicottia bastoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Conochillus dossuarius*, *Horaella thomassoni* e *Synchaeta stylata* apresentaram frequência entre 50% e 92%.

Já as espécies *Brachionus mirus*, *Brachionus angularis*, *Kerattella americana*, *Gastropus stylifer*, *Pitigura libera* e *Hexarthra intermedia* estiveram frequentes entre 42 e 25% das amostras.

*Cephalopedala forficata*, *Macrochetus* sp., *Filinia longiseta*, *Trichocerca similis*, *Lecane papuana* e *Ascomorpha ecaudis* ocorreram apenas em uma ou duas coletas.

Entre os Cladocera, as espécies *Bosminopsis deitersi*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni* estiveram frequentes em 50% ou mais das coletas, sendo que a primeira espécie ocorreu em todas as amostras. *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina minuta* apresentaram frequência de 25% e 42%, respectivamente.

Em relação aos Copepoda Cyclopoida, indivíduos adultos de *Tropocyclops prassinus* ocorreram em 25% das coletas, enquanto que exemplares nas fases larvais (náuplios e copepoditos) ocorrem em todas as amostras.

A análise do grupo Copepoda Calanoida evidenciou a ausência de indivíduos adultos no período e uma frequência de ocorrência de náuplios e copepoditos de 75% e 42%, respectivamente.

De modo semelhante, exemplares de táxons não euplanctônicos, como Harpaticoida, não evidenciaram indivíduos adultos, exemplares em estágios larvais ocorrem em menos de 25% das amostras.

Larvas de insetos da família Chaoboridae foram observadas apenas em abril de 2009, e da família Chironomidae nos meses de Setembro e Outubro de 2008.

### 5.3.2. Densidade numérica

As tabelas XIV e XV apresentam a densidade numérica total dos grupos que compõem a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

Grandes variações de densidade entre os meses analisados foram observadas na comunidade zooplanctônica. Baixas densidades ocorreram na estação seca, principalmente de Julho a Setembro de 2008. Em Janeiro de 2009 foi registrada a maior densidade numérica (205.674 org./m<sup>3</sup>) e a menor em agosto de 2008 (26.683 org./m<sup>3</sup>).

Entre os Rotifera, a menor densidade foi observada no período de maior influência do algicida (26.594 org./m<sup>3</sup> em agosto/2008); *Polyarthra vulgaris* (8.469 org./m<sup>3</sup>), *Collotheca* sp (6.060 org./m<sup>3</sup>) *Conochilus dossuarius* (4.445 org./m<sup>3</sup>), *Conochilus unicornis* (4.134 org./m<sup>3</sup>) e *Synchaeta pectinata* (2.148 org./m<sup>3</sup>) aparentemente mais resistentes.

A maior densidade de Rotifera ocorreu em janeiro de 2009 (157.066 org./m<sup>3</sup>), com destaque para *Conochilus unicornis* (96.562 org./m<sup>3</sup>) e *Polyarthra vulgaris* (22.409 org./m<sup>3</sup>). *Keratella cochlearis* apesar de algumas variações demonstrou aumento de densidade ao longo deste estudo, em oposição *Conochilus dossuarius*, que perdeu destaque a partir de fevereiro de 2009.

Algumas espécies demonstram caráter oportunista, evidenciando períodos de aumento de densidade, como: *Trichocerca capucina* e *Horaella thomassoni* (novembro de 2008 a janeiro 2009), *Synchaeta pectinata* (setembro de 2008 a novembro de 2009 e de março a abril de 2009) e *Hexarthra intermedia* (dezembro de 2008 a abril 2009).

Com relação a Cladocera e de forma semelhante a Rotifera, a maior densidade registrada ocorreu em janeiro de 2009 (46.831 org./m<sup>3</sup>), quando *Bosminopsis deitersi* representou 97%; a partir deste momento, houve uma alternância de dominância com *Moina minuta*.

Já em setembro de 2008, foi registrada a menor densidade de organismos deste grupo (22 org./m<sup>3</sup>) durante o período de estudo, coincidindo com a época de maior influência do algicida.

Cyclopoida apresentou densidade mais elevada a partir de janeiro de 2009, tendo sido a maior registrada em fevereiro de 2009. Nesta ocasião, indivíduos adultos de *Tropocyclops prassinus* apresentaram a maior ocorrência do período (65 org./m<sup>3</sup>). No geral, houve predomínio de naúplios em relação aos copepoditos.

Com exceção de janeiro de 2009, quando foi constatada a maior densidade de Calanoida (407 org./m<sup>3</sup>), as densidades deste grupo estiveram mais elevadas no período estiagem-frio. Todavia, períodos de completa ausência foram identificados como: agosto de 2008, dezembro e fevereiro de 2009.

Os demais grupos foram poucos representativos da fauna zooplanctônica, sendo observado apenas em fevereiro de 2009 um aumento considerável na densidade de naúplios de Harpaticoida (587 org./m<sup>3</sup>).

### **5.3.3. Abundância relativa**

As tabelas XVI e XVII apresentam a abundância relativa geral e de diferentes grupos taxonômicos que compuseram a comunidade zooplanctônica no período de estudo e em intervalos mensais.

Rotifera apresentou a maior representatividade e tolerância ao algicida em todo o período de estudo, principalmente em outubro de 2008 (99,76%) e a menor representatividade foi em janeiro de 2009 (76,37%), quando, foi observado um aumento da importância de Cladocera (22,77%), que voltou a ocorrer em maio (7,43%) e junho de 2009 (8,37%), porém com menor impacto.

Cyclopoida obteve maior representatividade em março de 2009 (5,17%) e maio de 2009 (4,06%). Os demais grupos apresentaram abundância relativa menor que 1% nos meses analisados.

Dentre Rotifera e com exceção de março de 2009, três espécies representaram mais de 63% da abundância em todo o período, sendo elas: *Collotheca* sp., *Conochillus unicornis* e *Polyarthra vulgaris*.

Em junho e outubro de 2008, abril, maio e junho de 2009 houve predomínio de *Polyarthra vulgaris*. Em novembro de 2008, *Conochilus unicornis* foi mais abundante (65,66%). *Collotheca* sp. foi representativa em dezembro de 2008 (50,61%).

*Conochillus dossuarius*, *Synchaeta pectinata* e *Trichocerca capucina* foram mais abundantes no período de estiagem-frio inicial. Enquanto que *Keratella cochlearis* apresentou uma aumento de abundância ao longo do período.

Dentre Cladocera e com poucas exceções, *Bosminopsis deitersi* apresentou a maior abundância em todo período, com valores elevados em janeiro (22,09%), maio (6,50%) e junho (8,31%) de 2009.

Nos demais grupos houve baixos valores de abundância, podendo ser relatado em março (4,07%) e maio (3,31%) de 2009 a representação para náuplios de Cyclopoida.

#### **5.3.4 Riqueza, Diversidade e Equitatividade**

A tabela XVIII apresenta os valores de riqueza dos grupos que compuseram a comunidade zooplanctônica. De forma semelhante as análises de densidade, freqüência de ocorrência e abundancia relativa, observa-se uma variação distinta entre o primeiro e segundo período de estiagem-frio, com valores mais diversificados e elevados nos meses de abril a junho de 2009, quando comprados a julho a setembro de 2008.

No total foram registrados apenas 37 táxons: 23 Rotifera, 5 Cladocera, 3 Cyclopoida, 2 Calanoida, 2 Harpaticoida e 2 Insecta .

O maior número de táxons foi registrado em abril de 2009 (28) e o menor em agosto de 2008 (10), ambos no período de estiagem e frio.

Dos 23 táxons de Rotifera registrados, a maior riqueza registrada deste grupo foi em abril de 2009 (18), e a menor em agosto de 2008 (7). Foram registrados 5 táxons de Cladocera, no geral uma maior riqueza foi observada a partir de novembro de 2008.

Entre Cyclopoida, no período de agosto a dezembro de 2008 houve uma variação de um a dois táxons por amostra, sendo que este valor variou de dois a três no período de janeiro a junho de 2009.

Em termos de riqueza houve predomínio Rotífera em todo o período de estudo, sendo que os grupos não euplanctônicos e Calanoida demonstraram elevadas variações de presença e ausência.

A tabela XIX apresenta os valores obtidos para os índices de diversidade e equitatividade. O maior índice de diversidade foi registrado no mês de março de 2009 (2,33 bits) e o menor em julho de 2008 (1,18 bits). Para equitatividade os maior e menor valores identificados ocorreram em agosto de 2008 (0,74) e julho de 2009 (0,39), respectivamente.

### **5.3.5 Análise Multivariada e Similaridade**

A análise em componentes principais da matriz de correlação entre densidade numérica dos grupos taxonômicos que compuseram a comunidade zooplanctônica ao longo deste estudo encontra-se na figura 8.

Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 86,97% da variância total dos dados (tabela XX). Observa-se uma distinção entre as análises realizadas no segundo semestre de 2008 e primeiro semestre de 2009.

O primeiro componente (eixo 1), com 72,107% da variância total explicada, é formado positivamente pelo grupo Cyclopoida ( $r = 0,795$ ), Calanoida ( $r = 0,710$ ) e Cladocera ( $r = 0,817$ ), que apresentaram densidades elevadas, principalmente, nos meses de fevereiro (Cladocera e Calanoida), março, maio e junho (Cyclopoida) de 2009. As correlações com o eixo 1 e 2 não foram significativas negativamente.

Já análise de correspondência canônica - CCA da matriz de correlação entre variáveis abióticas e bióticas para as espécies que apresentaram 25% ou mais de frequência relativa encontra-se na figura 9.

Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 78,50% da variância total dos dados (tabela XXI).

O primeiro eixo (eixo 1) com 42% da variância total explicada, foi formado positivamente pelas espécies *Keratella americana*, *Trichocerca capucina* e *Synchaeta pectinata* e associada com valores elevados de profundidade ( $r = 0,766$ ), vazão ( $r = 0,746$ ) e transparência ( $r = 0,632$ ). Negativamente ao eixo 1 a correspondência foi estabelecida por *Bosmina hagmanni*, *Diaphanosoma birgei*, *Tropocyclops prassinus*, copepodito de Calanoida, naúplio de Harpaticoida e copepodito de Cyclopoida, e as variáveis condutividade elétrica ( $r = -0,651$ ); fósforo total ( $r = -0,500$ ); oxigênio dissolvido ( $r = -0,640$ ); nitrogênio total ( $r = -0,643$ ) e clorofila *a* ( $r = -0,786$ ).

O segundo eixo (eixo 2) com 36,50% da variância total explicada, foi formado positivamente pelas espécies *Kellicottia bastoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Trichocerca capucina*, naúplio de Calanoida, *Bosmina hagmanni* e *Keratella americana*, e as variáveis pH ( $r = 0,697$ ); oxigênio dissolvido ( $r = 0,523$ ); Turbidez ( $r = 0,513$ ); Clorofila *a* ( $r = 0,535$ ). Negativamente ao eixo 2 a correspondência ocorreu entre *Brachionus angularis*, *Hexarthra intermédia*, *Ptygura libera* e *Tropocyclops prassinus* e associado as variáveis temperatura da água ( $r = -0,920$ ); condutividade elétrica  $r = -0,590$ ); fósforo total ( $r = -0,703$ ); nitrogênio total ( $r = -0,672$ ) e vazão ( $r = -0,529$ ).

Através da comparação do dendograma formado a partir da similaridade da comunidade zooplanctônica nas estações amostrais estabelecidas no SPAT foi possível observar as semelhanças e diferenças nos agrupamentos.

As quatro estações amostrais formaram apenas um grupo, porém a distribuição evidenciou que Taiaçupeba (TAIA 2005/9) e Ponte Nova (PN 2001/2) foram agrupados muito próximos (66,67%) e separados de BMIR 2800 (37,68%) e PRTG 2005/6 (43,68%), os quais apresentaram relativa semelhança (Fig. 10 e tabela XXII).

Entre as semelhanças de Taiaçupeba, submetido a ação algicida, e Ponte Nova, classificada como oligotrófico, estão os rotíferos *Keratella americana* e *cochlearis*, *Ptygura libera*, *Horaella thomassoni*, *Trichocerca capucina*, *pussila* e *similis*, *Brachionus mirus*, *collotheca sp*, *conochilus dossuarius* e *unicornis*, *kellicottia bastoniensis* e *Polyarthra vulgaris*, o copépoda ciclopóide *Tropocyclops*

*prassinus* e os cladoceros *Bosmina hagmanni*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta*.

Já entre a fauna exclusiva de Taiapuêba estão os rotíferos *Ascomorpha ecaudis*, *Brachionus angularis*, *Cephalopedela forficata*, *Filina longiseta*, *Hexarthra intermedia*, *Lecane papuana*, *Macrochetus sp*, *Syncheta pectinata* e *stylata* e o Cladocero *Bosminopsis deitersi*. Diferente de Ponte Nova que apresenta entre a fauna exclusiva o copépode ciclopóide *Mesocyclops longisetus*, o copépode calanóide *Ontodiaptomus paulistanus*, os Cladoceros *Bosmina longirostris* e *tubicen*, *Ceriodaphnia silvestri*, *Daphnia ambigua* e *gessneri*, além dos rotíferos *Ascomorpha saltans* e *Trichocerca cylindrica*.





**Discussão**

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas

Reservatórios artificiais, de forma semelhante aos lagos naturais, são importantes espaços de recreação e paisagismo, atuam no controle de inundações, na geração de energia, no abastecimento de água, na navegação entre outros (COOKE *et. al.*1993), apresentam processos bióticos e abióticos idênticos, habitats e dinâmicas de nutrientes comuns (TUNDISI, *et. al.* 1993).

Contudo, reservatórios possuem características próprias como complexas morfometria e estrutura hidrodinâmicos (BAXTER , 1977), sistema de circulação vertical e horizontal, influencia operacional sobre os mecanismos ecológicos, conjunto em cadeias e tomada de água no hipolímnio que os diferenciam dos lagos naturais (TUNDISI, 1990).

O SPAT é caracterizado por um processo de transferência de água, com conseqüente elevação das vazões à jusante de Ponte Nova e no canal Jundiá-Taiapuê para garantir a cota de captação em Taiapuê (SENDACZ *et. al.*, 2005). Outra questão são as elevadas cargas de nutrientes a jusante de Ponte Nova, conforme demonstra o monitoramento da CETESB na estação TIET 2050, apesar de Monteiro Junior (2006) não ter observado valores muito elevados no hipolímio.

Esta condição do sistema promover a retroalimentação de cargas internas de nutrientes, que somada aos impactos antropogênicos do desenvolvimento urbano atuantes sobre os rios tributários, em especial o Taiapuê mirim (SENDACZ *et. al.*, 2005), o histórico de uso agrícola do solo (GIANESELLA, 1981; CARVALHOS, AMAZONAS & PADRO, 2005) e ciclos de forças naturais (NISHIMURA, 2008) promovem elevados aportes de fósforo ao reservatório de Taiapuê, que atua como estoque e explica a condição eutrófica e hipereutrófica reportado pela CETESB no período de 2001 a 2007 .

De fato, as condições pluviométricas históricas permitiram a variação esperada do nível da água para ambientes tropicais, com a manutenção das cheias na estação chuvosa-quente e menores profundidades na estação estiagem-frio, com exceção de agosto de 2008 quando as precipitações estiveram

elevadas. Nishimura (2008) no reservatório Billings (Alto Tietê) e Nogueira (1999) na represa de Jurumirim (Paranapanema) atribuíram à flutuação do nível da água a captação para abastecimento público e abertura das comportas da barragem.

Em Taiapuê nos últimos oitos anos houve um aumento médio acumulativo não regular da vazão de  $0,40 \text{ m}^3/\text{s}/\text{ano}$ , fato que reforça a importância do monitoramento e controle da vazão na flutuação do nível da água, visto que processos de estruturação das comunidades planctônicas e dinâmica de nutrientes são regulados por alterações hidráulicas (CALIJURI *et. al.* 2002), entre outras interferências como morfometria, presença de algicidas e temperatura.

Entre 2008 e 2009 a vazão média regulada foi de  $11,40 \text{ m}^3/\text{s}$  no canal. Segundo Sendacz & Monteiro Junior (2003) vazões entre  $0,8$  e  $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$  foram suficientes para inibir a presença de fêmeas partenogênicas de Rotifera e Cladocera no rio Paraná. Estes autores relatam que há dados na literatura que demonstram presença de reprodução em organismos zooplanctônicos apenas em ambientes com velocidade inferiores a  $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ .

A idealização de Straskraba & Tundisi (2000) para localização de reservatórios em área montanhosa, rural, com baixa densidade populacional e rodeada de florestas, refletem as condições oligotróficas verificadas nos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga, constatado por Monteiro Júnior (2006) e Nascimento (2008), respectivamente. De forma semelhante, o gradiente de eutrofização estabelecido na análise de componentes principais a jusante do sistema, evidencia a característica dos reservatórios da América Latina, que são construídos para promover o desenvolvimento regional e, portanto, localizam-se próximos aos grandes centros urbanos (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

De acordo com Azevedo (1998), a eutrofização cultural produz mudanças na qualidade da água, inclusive na redução de oxigênio dissolvido, redução nas qualidades cênicas, morte extensiva de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. A floração de algas, principalmente, cianobactérias causa desequilíbrio no ecossistema, diminui a biodiversidade e compromete a utilização dos recursos hídricos para abastecimento, por liberar toxinas capazes de afetar a saúde humana e produzir alteração de sabor e odor na água (CHARMICAEL, 1994).

Esta necessidade de controlar o crescimento de algas nocivas é realizada com sulfatações periódicas (BUTTON & *et. al.*, 1977; DI BERNARDO, 1995). No SPAT a aplicação de sulfato de cobre se deve ao controle de florações que provocam concentrações elevadas de geosmina e metilsoborneol, cujo desequilíbrio ecológico confere sabor e odor desagradáveis à água (SANT'ANNA, 2006) e, conseqüentemente, pelo aumento no número de reclamações de consumidores à empresa operadora do sistema (MACEDO & MOLINA, 2006).

A utilização deste método paliativo se faz presente em todo o mundo, expõe Hawkins (1986), cujo primeiro relato data de 1904 (MORE AND KELLERMAN, 1904 *apud* BUTTON *et. al.*, 1977). No Brasil podem ser citadas, além de Taiapuê, as represas Billings (CETESB, 2006; MARIANI, 2006; NISHIMIRA, 2008), Guarapiranga (CETESB, 2006; CARVALHO, AMAZONAS & PADRO, 2005) em São Paulo e o lago Paranoá em Brasília (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004).

Entretanto, a eficiência da ação tóxica do sulfato de cobre deve ser planejada e alguns fatores observados antecipadamente, como o volume de água, a biomassa e a espécie alvo, a formulação de cobre definida, a concentração inicial do sulfato, a duração do tempo de exposição e as características químicas da água, íons dissolvidos ou condutividade (DEAVER & RODGERS, 1996), além da possibilidade de formar complexos estáveis com carbonatos, ácidos húmicos e fúlvicos (HAUGHHEY *et. al.*, 2002).

Essa condição ambiental e de planejamento para a utilização do sulfato de cobre, ou sua ausência, é indicativa dos elevados volumes e da aplicação rotineira nos principais reservatórios da capital e da Região Metropolitana de São Paulo (CETESB, 2006).

Flamming & Trevors (1989) relatam que alcalinidade e pH são os principais agentes químicos reguladores do efeito tóxico do cobre, sendo que a ação algicida dos íons é diminuída em águas alcalinas (MILEY & MACKAY, 1980). Em sistemas de criação de organismos aquáticos, Pádua (2002) relata a necessidade de aumentar a concentração inicial de 0,1 a 0,3mg/l -CuSO<sub>4</sub> para 0,5 a 1mg/l em águas com alcalinidade superiores a 50mg CaCO<sub>3</sub>/l.

Apesar da ausência de dados referentes a esta variável em Taiaçupeba para comparação, é possível encontrar na literatura referências para o SPAT, como relatado por Monteiro Júnior (2006) em Ponte Nova (média de 10,8mg/l) e Milani (2000) em Taiaçupeba (média de 41,8mg/L CaCO<sub>3</sub> e máxima de 57mg/l) e permitem refletir sobre a potencialidade dos íons Cu<sup>+</sup> no sistema.

Elevadas densidades de algas, como a relatada por Macedo & Molina (2006) em Taiaçupeba entre 1999 e 2004, elevam o pH e diminuem a eficiência do cobre por favorecer a formação de carbonatos e a precipitação (STIFF, 1971; HULLEBUSCH *et. al.*, 2002). De fato, os reservatórios de Jundiaí e Taiaçupeba apresentaram características alcalinas na série histórica reportada pela CETESB, com pH médio de 7,5 e 7,2, respectivamente, entre 2001 e 2007 e voltaram a apresentar esta condição em junho de 2009 (7,29). Essa situação é indicativa da menor eficiência do cobre e, portanto, da atividade fotossintética que retira CO<sub>2</sub> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> da água e interfere no sistema tampão do carbonato (WETZEL, 1991).

A análise de componentes principais (fig. 6 e tabela XI) reforça a associação entre cobre e pH, que apresentam correspondência ao reservatório Jundiaí, onde é realizada a sulfatação segundo Macedo & Molina (2006). Observa-se, também, uma correlação da vazão com o reservatório Taiaçupeba. Neste sentido, uma análise detalhada da dinâmica deste elemento traço no canal Jundiaí-Taiaçupeba e no próprio reservatório se faz necessária, pois foram constatados valores baixos de concentração de clorofila a e diminuição do pH, reduzindo a ação fotossintética em onze das doze coletas realizadas entre julho de 2008 e junho de 2009.

Button *et. al.*, (1977) descrevem que apesar da ação dos cristais de cobre serem dissolvidos nos primeiros metros da coluna d'água, a persistência deste metal pode ser diferenciada entre corpos d'água, variando de dois a cinco dias (BUTTON *et. al.*, *op. cit.*; EFLER *et. al.*, 1980) a mais de três semanas (WHITAKER *et. al.*, 1978; MCKNIGHT, 1981). Outro fator a ser observado é o risco de liberação de microcistina provocada pela lise das células durante a ação algicida, principalmente em florações e elevada concentração de toxina (JONES & ORR, 2004).

De fato, a concentração de clorofila *a* em Taiaçupeba, estação TAIA 2008/9, esteve abaixo dos valores reportados por Monteiro Júnior (2006) e Nascimento (2008), nos reservatórios de Ponte Nova (5,9 µg/l) e Paraitinga (1,5 µg/l), classificados como oligotróficos, e ainda mais reduzido que o verificado no reservatório Rio Grande, complexo Billings, que ficou entre 11,65 e 25,14 µg/l (MARIANI, 2006) e reforça o efeito algicida sobre o reservatório.

Os reflexos da sulfatação podem ser observados, ainda, sobre a transparência que aumenta abruptamente e o oxigênio dissolvido (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004). As reações ao uso do algicida estiveram presentes, principalmente, nos meses de junho a outubro de 2008, quando foram observadas as maiores transparências, valores baixos de clorofila *a*, associação com vazão de saída e variação do oxigênio dissolvido abaixo de 8,0mg/l. Nos demais meses, o aumento das precipitações permitiu o carreamento de nutrientes e a provável redução do efeito do cobre. Portanto, ambos responsáveis por uma sutil retomada do crescimento planctônico.

A baixa tensão do oxigênio ocorre imediatamente após a aplicação do cobre e se deve a ação de decomposição por bactérias e o declínio da fotossíntese (HAWKINS, 1986; HULLEBUSCH *et. al.*, 2002). Ainda segundo Hullebusch *et. al.*, (*op. cit.*), com informações obtidas de bioensaios em mesocosmo, a médio e longo prazo a depreciação do oxigênio compromete os processos de nitrificação e desnitrificação, o que resulta no aumento da concentração de amônia e, conseqüentemente, no crescimento do fitoplâncton, a retomada do oxigênio dissolvido e deterioração da qualidade da água.

Para efeito de comparação Taiaçupeba apresentou média de concentração de amônia de 0,39mg/l no período analisado; Monteiro Júnior (2006) reporta média da coluna d'água de 0,25mg/l em Ponte Nova, Nascimento (2008) encontrou média de 0,39mg/l na fase enchimento de Paraitinga e Mariani (2006) relata 0,46mg/l no reservatório Rio Grande. Portanto, a concentração de amônia não parecer ser um fator limitante para o crescimento fitoplanctônico, principalmente, após cessar a ação algicida.

Em Taiaçupeba a oxigenação não parece representar um fator crítico para o reservatório, que apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido durante

todo o ciclo sazonal analisado, com média de 8,42mg/l, variação dentro das condições definidas na Resolução CONAMA nº 357/2005. Esta condição de elevada aeração inerente ao sistema, também foi descrita por Milani (2000) e Giancesella (1981), porém demonstrou concentrações elevadas de amônia, que podem favorecer a recolonização do reservatório.

Diferença significativa não foi observada nas coletas recentes para valores de condutividade elétrica em comparação à série histórica publicada nos relatórios da CETESB (fig. 5). Resultado semelhante foi constatado por Sendacz & Kubo (1999) no Braço Rio Grande da represa Billings e reforça a idéia de que o tratamento com sulfato de cobre não reduz a deterioração da qualidade da água. Pelo contrário, de acordo com Cao *et. al.* (2004) a afinidade de carbono orgânico por cobre para formar complexos estáveis diminui com o aumento de íons dissolvidos, por consequência há um aumento do efeito.

Em relação ao fósforo total e significativamente diferente da série histórica publicada pela CETESB, as concentrações desta variável estiveram baixas entre julho de 2008 e junho de 2009, semelhante a Ponte Nova e Paraitinga situadas a montante do sistema. Entretanto, Effler *et. al.* (1980) constatou que a aplicação de cobre não afetou as concentrações de fósforo e imputou os baixos valores a ausência de biomassa algal.

Assim, em Taiapuê, os reduzidos valores de fósforo total pode estar relacionado à depreciação do fitoplâncton, as condições de saturação de oxigênio dissolvido e ao pH que favorecem a precipitação e o acúmulo no sedimento, além da retirada pela elevada vazão de água captada para abastecimento público. De fato, Giancesella (1981) encontrou situação semelhante em Taiapuê, mas não descartou as interferências de sulfatos decorrentes da oxidação de matéria orgânica e ácidos húmicos no carreamento deste nutriente. Sendacz *et. al.* (2005) constataram que o mesmo reservatório exporta nitrogênio e retém o fósforo, informação que reforça a possibilidade de sedimentação.

Estas combinações, apesar da carência de detalhamento e correlações diretas podem refletir a falsa impressão de melhoria da qualidade de água do reservatório, a qual apresentou indícios de aumento da concentração de nutriente e clorofila a após uma aparente redução da ação imposta pela sulfatação.

## 6.2 Comunidade Zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica do reservatório de Taiaçupeba apresentou dominância de Rotifera, quanto a densidade numérica, muito superior em relação a Cladocera e Copepoda ao longo das coletas. Ocorrência comum para os reservatórios do Estado de São Paulo foi observada por Sendacz *et. al.* (1985), Matsumura-Tundisi, *et. al.*(1989) e Oliveira- Neto (1993) no reservatório do Broa.

Interessante notar que Taiaçupeba apresentou na série histórica de monitoramento da CETESB um rápido processo de enriquecimento nutricional, taxa elevadas de aportes de cargas (Sendacz, *et. al.*, 2005) e sulfatação periódicas para controle de florações (MACEDO & MOLINA 2006), fatores que exercem forte interferência na dinâmica da comunidade zooplanctônica.

Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) relatam que mudanças na composição da comunidade zooplânctonica são frequentemente observadas em reservatório em processo de eutrofização, condição que favorece a substituição das espécies por outras mais adaptadas a nova situação.

Ocorrência semelhante foi verificada em outros reservatórios da bacia Alto Tietê, tais como Billings e Guarapiranga, que sofreram alterações quando à composição, abundância relativa e espécies dominantes de organismos zooplanctônicos ao longo dos anos, devido a constantes alterações na qualidade da água (SENDACZ & KUBO, 1999; CALEFFI, 2000).

Neste sentido, e de acordo com os resultados obtidos na análise da qualidade da água, pode-se dividir a avaliação da comunidade zooplanctônica em dois momentos: o primeiro de julho a dezembro de 2008, quando o reservatório esteve sob forte influência da sulfatação e a comunidade zooplanctônica formada quase que exclusivamente por Rotifera e apresentando diversidade biológica baixas.

Sendacz & Kubo (1999) constataram a ausência de Rotifera e Cladocera durante vários meses no braço Rio Grande da Represa Billings, entre 1992 e 1993, quando o reservatório esteve submetido a aplicação de sulfato de cobre em concentrações superiores em até 30 vezes o valor limite de 0,05mg/l. Neste



mesmo estudo, no período de 1981 a 1985 a densidade numérica do zooplâncton, nas estações 1 e 2, se manteve abaixo de 100.000 org/m<sup>3</sup>. De forma semelhante, foi registrado em Taiacupeba densidade numérica abaixo de 100.000 org/m<sup>3</sup> em 67% das coletas.

O segundo momento abrange de dezembro até junho de 2009, quando a toxicidade do algicida foi minimizada em decorrência do aumento pluviométrico e, conseqüentemente, notou-se uma sutil elevação da concentração de nutrientes e clorofila a, bem como permitiu o desenvolvimento de Cladocera e um aumento na diversidade de espécies.

As primeiras coletas evidenciaram que Cladocera e Copepoda foram os grupos mais sensíveis aos efeitos da sulfatação. Por sua vez, os Calanoida demonstraram ser mais suscetíveis às condições impostas pelo tratamento. Contudo, uma conclusão definitiva a partir da análise de sensibilidade dos grupos ecológicos não é possível, tendo em vista a diversidade de resultados descritos na literatura.

Gusmão (2004) em estudos desenvolvidos em micro e mesocosmo descreveu que Cladocera foi o grupo mais sensível a ação direta do cobre e que os Copepoda parecem ser mais tolerantes a sua presença. Havens (1994) relata predomínio de Cladocera, com posterior substituição por Copepoda. Taub *et. al.* (1989) encontrou ausência de efeitos sobre Rotifera e extinção de *Daphnia* sp, em contraposição a Moore & Winner (1989), que demonstraram forte redução de Rotifera e declínio de Copepoda, mas ausência de efeitos sobre Cladocera.

A análise do índice de diversidade demonstrou de uma maneira geral valores baixos, principalmente, nas primeiras coletas, e refletem a dominância de algumas espécies na comunidade zooplanctônica, que contribui para redução da equitatividade. O predomínio de um pequeno número de táxons indica uma baixa uniformidade na distribuição de recursos, fato comum nos reservatórios brasileiros (CALEFFI, 1994).

Apesar de índices ecológicos serem amplamente utilizados em estudos de ecossistemas como forma de caracterizar a comunidade, resultados conclusivos somente podem ser obtidos quando o efeito contaminante age de forma aguda sobre a natureza e provoca uma grande reestruturação.

Quando as concentrações são subletais para a maioria das espécies, descrições mais detalhadas podem informar mais sobre a comunidade, pois este tende a sofrer reestruturações mais lentas e graduais. Além disso, sendo o cobre um metal essencial, em baixas concentrações pode atuar diretamente sobre algumas espécies e estimular seu desenvolvimento, e assim gerar efeitos mais sutis que se refletem na pressão de predação, pastagem ou parasitismo, que se tornariam mais importantes que o efeito tóxico (GUSMÃO, 2004).

Esta questão poderia explicar a semelhança de táxons encontrada entre Taiacupeba e Ponte Nova, apesar de serem classificadas como eutrófica e oligotrófica, respectivamente e situadas em região sob influência dos entornos completamente diferentes. Todavia, ressalta-se que a estrutura organizacional estabelecida nos dois reservatórios é completamente distinta e resulta de uma dinâmica diferente.

De acordo com Sendacz *et. al.* (2005), Ponte Nova apresenta predomínio de até quatro espécies, bem com uma estabilidade trófica ao longo dos anos, a ponto de não ocasionar mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica. Os autores atribuíram a baixa diversidade de espécies a uma aparente ausência de compartimentalização, devido a uma morfometria relativamente homogênea e baixa produtividade primária ocasionada pela reduzida concentração de nutrientes, que torna restrita a disponibilidade alimentar para o desenvolvimento de uma comunidade mais expressiva.

Em Taiacupeba foi constatado o predomínio de uma ou poucas espécies, situação típica de ambiente eutrófico (MARGALEF, 1991), baixa produtividade primária, neste caso ocasionada pela aplicação de sulfato de cobre no controle de algas tóxicas, condição limnológica que favorece os processos de precipitação, além da captação de água para abastecimento público, conjunto de fatores que determinam a ausência de condições para estabelecimento do zooplâncton, que por conseqüência, afetam mais os microcrustáceos do que os rotíferos, pelo fato de se constituírem em k-estrategistas.

Em suma entende-se que os organismos estão expostos a uma série de fatores ambientais durante seu desenvolvimento. No caso das comunidades aquáticas tudo aquilo que é consumível, como alimento, nutrientes, espaço para

desenvolvimento e reprodução, ou não consumíveis, como temperatura, correntes de água e substâncias tóxicas interagem com a comunidade biótica (MARGALEF, 1991), podendo estabelecer uma relação direta, que permite ao zooplâncton responder em um curto período de tempo as alterações causadas pelo meio.

De fato, esta resposta se deve ao ciclo de vida curto e crescimento rápido destes organismos (SOMMER, 2001) e permite descartar a tendência de desenvolvimento autogênico, bem definidas e sem perturbações aparentes, das respostas a um fator estressante.

De acordo com Cairns Jr. *et. al.* (1995) existem duas classes de resposta para avaliar efeitos ecossistêmicos de contaminantes: estrutural e funcional. A primeira é estudada a partir do número das espécies em um ponto no tempo. Em contraposição, a função do ecossistema é sua performance (decomposição, produção primária, respiração da comunidade entre outros) e descreve a falta ou mudanças através do tempo. Neste trabalho procurou-se analisar as alterações da comunidade zooplanctônica a partir das respostas estruturais ao longo do tempo e em função das condições abióticas.

O filo Rotifera pode ser considerado o mais representativo da fauna de água doce, sendo um dos grupos mais importantes e diversificados (PENNAK, 1989), desempenha uma função chave na dinâmica do funcionamento destes ecossistemas, pois possuem coeficientes de assimilação altos que convertem uma considerável porção do alimento em biomassa para os níveis tróficos superiores (SNELL & JENSSEN, 1995).

Alterações importantes na população de Rotifera sob influência da contaminação por cobre ocorrem de forma geralmente lenta e menos severa para a maioria das espécies, sendo a grande responsável pelo estabelecimento das relações de competição e predação intrazooplânctônicas (GUSMÃO, 2004). Deste modo, os efeitos da sulfatação são caracterizados por causarem mais efeitos crônicos do que agudos sobre Rotifera.

O melhor desenvolvimento representado pelo aumento na abundância total no período sob influência da sulfatação indica que as espécies *Collotheca sp*, *Conochilus dossuarius*, *Conochilus unicornis*, *Polyarthra vulgaris*, *Keratella cochlearis*, *Horaella thomassoni*, *Keratella americana*, *Trichocerca capucina*,

*Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* foram favorecidas pela condição ambiental imposta pela ação algicida do sulfato de cobre.

Resultados semelhantes para algumas dessas espécies foram obtidos por Gusmão (2004) em estudos experimentais, que atribui o favorecimento ao desenvolvimento de rotíferos, as modificações severas sobre a população de Cladocera e Copepoda.

Os resultados indicam que algumas espécies são mais tolerantes à sulfatação. Gusmão (*op. cit.*) observou que *Keratella americana* e *Keratella cochlearis* apresentam sensibilidades diferentes ao cobre. De acordo com experimentos realizados por Rico-Martinez *et. al.* (1998), *K. cochlearis* foi a única espécie a ser observada em microcosmos logo após a aplicação das maiores concentrações de cobre (0,45mg/l). Apesar disso, Jak *et. al.* (1996) observaram elevada capacidade de recuperação, em especial as espécies de *Keratella*, após a eliminação de Cladocera.

Entre as espécies tolerantes a sulfatação apenas as três últimas estiveram associadas a condição de pH ácido, alta transparência e profundidade, típicas alterações provocadas pela sulfatação, além de elevada vazão e, provavelmente, foram favorecidas pela redução da competição e predação. Já *Tropocyclops prasinus*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni*, além de copepoditos estiveram associados à redução das características impostas pelo algicida.

Hawkins & Griffiths (1986) ao analisar os efeitos do cobre sobre a comunidade zooplanctônica no reservatório Dam Solomon, Austrália, verificou ausência completa de organismos quatro a 12 dias após o tratamento, sendo que *Brachionus calicyflorus* a primeira espécie a recolonizar a represa 33 dias após o tratamento, substituída quadragésimo sétimo dia por *Hexarthra mira*. Sessenta e sete dias depois da aplicação de sulfato de cobre a população zooplanctônica foi completamente dominada por microcrustáceos, principalmente *Ceriodaphnia cornuta*.

Segundo Chaory & Janssen (1999) a exposição ao cobre pode causar efeitos subletais em Rotifera, por reduzir a capacidade natatória, importante no reconhecimento específico, no comportamento de acasalamento, na atividade de

alimentação e fuga de predadores, portanto, consequências ecológicas importantes na estrutura da comunidade.

Os Cladóceros constituem um grupo ecologicamente importante, pois convertem o fitoplâncton e bactérias em proteína animal e formam uma porção significativa da dieta de numerosas espécies de peixes (PENNAK, 1989).

Este grupo demonstrou baixa tolerância a ação do algicida, com efeito agudo que reduziu muito a densidade ou reprodução. A única espécie tolerante foi *Bosminopsis deitersi*, as demais voltaram a colonizar o reservatório após o período chuvoso, quando os efeitos tóxicos reduziram e provavelmente houve o carreamento de nutrientes para o reservatório.

*Ceriodaphnia cornuta* demonstrou elevada sensibilidade às condições ambientais impostas pela sulfatação; segundo Gusmão (2004) o cobre pode causar efeito crônico a esta espécie, provavelmente por impedir o crescimento e reduzir a produção de ovos. Contudo registros de que a sensibilidade das espécies deste gênero pode ser diferente no ambiente para o cobre (WINNER *et. al* (1990), segundo Hauri & Horne (2004) a redução da toxicidade pode ser atribuída à melhoria do estado nutricional do zooplâncton, neste sentido entende-se que a aplicação periódica de algicida potencializa os efeitos tóxicos, pois reduz a produtividade primária e, conseqüentemente, a disponibilidade de alimento.

De forma semelhante *Bosmina hagdmani*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta* reduziram drasticamente sua densidade no período sob efeito da sulfatação, porém a melhoria do meio no segundo período de coleta e uma redução moderada da contaminação propiciaram o desenvolvimento destas espécies.

Outros relatos foram obtidos de Holt & Yan (2003) para *Diaphanosoma* sp, que reforçam a potencialização dos efeitos tóxicos em águas ácidas e contaminadas com alta concentração de cobre. De acordo, com Roche *et. al.* (1993) em estudos experimentais em mesocosmos, e Seixas (1981) na represa do Broa uma possível competição entre estas espécies pode ser acentuada; estes autores consideram este um fator responsável pela segregação sazonal.

Contudo, cladóceros maiores têm uma eficiência competitiva por recursos alimentares maior do que cladóceros de menor porte (HANAZATO & YASUMO, 1991). Isto explicaria em parte a redução na densidade de *Bosminopsis deitersi* com o aumento da representatividade de outras espécies. Em contrapartida, o favorecimento de *Bosminopsis* ao estresse causado pela contaminação do meio se deve a sua característica oportunista, favorecida pela redução ou eliminação da competição.

Crustáceos são reconhecidamente sensíveis a contaminação orgânica e inorgânica, em especial os Calanoida, que se mostram particularmente vulneráveis a contaminantes devido a seu hábito planctônico (NIPPER, 2002). As condições limnológicas do reservatório de Taiaçupeba parecem ter tido um efeito crônico a longo prazo, ou então uma resposta indireta às alterações provocadas ao fitoplâncton, visto que não foram registrados indivíduos adultos.

Para Sharp & Stearns (1997) a taxa de alimentação é um indicador sensível de estresse a exposição subletais de metais e pode ter efeitos significativos na dinâmica populacional através de mudanças das taxas de produção de ovos e desenvolvimento. Isso pode ser observado, por exemplo, na redução de adultos e copepoditos na presença de cobre (GUSMÃO, 2004).

Já os efeitos sobre náuplios são controversos, Winner *et. al.* (1990) e Rico-Martinez *et. al.* (1998) evidenciaram uma maior tolerância a introdução de cobre em microcosmos. Em oposição, íons cobre tem reconhecida toxicidade a nauplio de Calanoida marinho (SUNDA *et. al.* 1990), fato também evidenciado por Gusmão (2004) em experimentos com indivíduos de água doce.

Evidentemente, segundo Gusmão (*op. cit.*), a sensibilidade de espécies adaptadas a regimes climáticos tão severos pode ser diferente para os copépodos neotropicais, adaptados a ambientais mais quentes e estáveis na maior parte do ano, bem como não pode ser extrapolada para todas as espécies de Copepoda, mas permite sustentar a hipótese de que haja uma redução na viabilidade dos ovos quando fêmeas são expostas ao cobre.

Os Copepoda Cyclopoida representam um importante papel como invertebrados predadores pelágicos e devem ser considerados, além dos peixes,

como determinantes da abundância e estrutura da comunidade zooplanctônica (MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1990).

Apesar dos poucos estudos sobre a sensibilidade de Cyclopoida à presença de elementos traços, Gusmão (2004) relata que, geralmente, estes organismos são mais resistentes à alteração do meio quando comparados aos Calanoida. De fato, neste estudo foi observado que o desenvolvimento destes grupos foi altamente prejudicado pelas condições estabelecidas no reservatório de Taiapuê, tendo sido os Calanoida ainda mais comprometidos.

Alguns trabalhos desenvolvidos em regiões de clima temperado descrevem a resistência de Cyclopoida a condições adversas, entre os quais podemos citar: os estudos de Bonacina & Pasteria (2001), no lago Orta, ao norte da Itália, que descreve a extinção quase que completa da comunidade zooplanctônica após elevada contaminação que tornou a água ácida. Após algum tempo as condições do lago foram melhorando, surgindo alguns organismos pioneiros em sua recolonização, sendo caracterizados nesta fase inicial por *Cyclops abyssorum* e alguns poucos rotíferos.

Monteiro *et. al.* (1995) observaram os efeitos da contaminação por elementos traços do rio Sado, em Portugal, e descreveram o decréscimo acentuado da biodiversidade e riqueza em áreas impactadas, sendo dominada neste ponto por *Acanthocyclops robustus*, outro Cyclopoida.

Estudos desenvolvidos por Havens (1994) demonstram que após a adição de cobre em estações experimentais em mesocosmos, o único macrozooplâncton sobrevivente foi o *Mesocyclops edax*, adultos e copepoditos, e atribui esta questão a capacidade desta espécie em alterar sua dieta de microzooplâncton para herbivoria de grande quantidade de algas. Em Taiapuê, a única espécie de Cyclopoida identificada foi *Tropocyclops prasinus*, mesmo assim, apresentou baixas densidades de náuplios, copepoditos e, principalmente, adultos, o que denota a seletividade crônica imposta ao meio aquático.

Esta espécie vem sendo associada a condições oligo e mesotróficas, constatadas em corpos d'água do Alto Tietê, como na represa de Ponte Nova (SENDACZ *et. al.*, 1985), Pedro Breicht (ARCIFA, 1998) e Lagos dos IAG e

Ninféias (PIVA-BERTOLETTI, 2001). Em Taiaçupeba sua ocorrência pode estar relacionada a situação de menor competição e redução do efeito algicida.

Valores de sensibilidade descritos em diversos trabalhos e relacionados na PAN – Pesticide Action Network North Americana (2010) evidenciam que Copepoda em geral são sensíveis a concentrações de sulfato de cobre de 0,013mg/l; já para *Tropocyclops prasinus mexicanus* a dose letal é de 0,015mg/l. Em Taiaçupeba a média histórica registrada pela CETESB foi de 0,01mg/l, porém valores de até 0,06mg/l foram registradas.

Cooke *et. al.* (1993) relaciona diversos autores e conclui que concentrações pelo menos 100 vezes menores do que as registradas na coluna de água para controle de algas são letais para o zooplâncton.

Por fim, ressalta-se que no presente trabalho, as análises foram conduzidas de forma a tentar identificar alterações na comunidade zooplânctônica em função da periódica aplicação de sulfato de cobre no controle de floração algal, tendo sido identificado quatro tipos de alterações na estrutura da comunidade que, segundo Odum (1985), refletem a influência do fator estressante, sendo elas: maior proporção de organismos r-estrategistas; prevalência de organismos de menor tamanho; simplificação da cadeia trófica e conseqüente redução do fluxo de energia e/ou maior sensibilidade de predadores ao estresse; reduzida biodiversidade e aumento da dominância.





# Conclusões

## CONCLUSÕES

- O reservatório de Taiapuêba apresentou na série histórica comprometimento da qualidade da água, com valores elevados de fósforo total e condutividade elétrica, deterioração que se agrava a jusante dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga.
- Duas funções de força inerentes ao manejo foram importantes na dinâmica física e química da água e na estruturação da comunidade zooplanctônica: vazão de saída e sulfatação, porém não foi possível estabelecer a contribuição individual de cada componente.
- Influenciado pela sulfatação, vazão de saída e elevada concentração de oxigênio dissolvido o reservatório apresentou baixa concentração de fósforo total em contradição a série histórica reportada pela CETESB. Entretanto, os efeitos foram paliativos e houve um aumento de nutrientes e a retomada do crescimento planctônico, ao longo do período analisado.
- O estabelecimento do zooplâncton foi prejudicado pelo manejo aplicado ao reservatório com limitação na densidade numérica, baixa diversidade, prevalência de organismos de menor tamanho, cadeia trófica reduzida e predomínio de espécies r-estrategistas.
- Rotifera foi o grupo dominante no reservatório, sendo que as espécies *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* estiveram associadas ao período sob influencia da sulfatação e devem receber melhor ou mais atenção nos estudos de tolerância e toxicidade com cobre.
- Cladocera e Copepoda, principalmente Calanoida foram os grupos mais sensíveis ao manejo ao qual o reservatório esteve submetido. Entre Cladocera, apenas *Bosminopsis deitersi* foi tolerante e se beneficiou dos efeitos indiretos, como menor disponibilidade de alimento, vazão elevada e reduzida competição por recursos.
- As espécies *Tropocyclops prasinus*, *Diaphanossoma birgei* e *Bosmina hagmanni* estiveram associadas à redução dos efeitos atribuídos a ação algicida.

An aerial photograph of a landscape featuring a large, dark blue lake in the center. The surrounding area is a mix of green fields, some brown patches, and a town with buildings and roads. The sky is light blue with scattered white clouds. The text 'Referências Bibliográficas' is overlaid in the bottom right corner.

# **Referências Bibliográficas**

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J.D. 1976, Life history patterns in zooplankton. **Amer. Nat.**, 110(971): 165-180.
- APHA. 1998, **Standard methods for examination of water and wastewater.** 17<sup>th</sup> ed. Baltimore, Maryland, Port. City Press.
- ARCIFA, M. *et. al.* 1998. The planktonic community in a tropical Brazilian reservoir; Composition, fluctuations and interactions. **Rev. Brsail. Biol.** 58: 241-254.
- ATTAYDE, J. L. & BOZELLI, R. L. 1998, Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 55: 1789-1797.
- AZEVEDO, S.M. F.O., *et. al.*, 1994. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Phycology.** 1-5.
- BAXTER, R. M. 1977, Environmental effects of dams and impoundments. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 8: 255-283.
- BERG, K. *et. al.*, 1987, Effects of decaying toxic blue-green algae on water quality – a laboratory study. **Archiv. Hydrobiologia.** 108: 549-563.
- BLANCHER, E.C. 1984, Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida Lakes. **Hydrobiologia**, 109:251-263
- BONACINA, C. & PASTERIA, A. 2001. Zooplankton of Lake Orta after liming: an eleven years study. **J. Limnol.** 60(1): 101-109.
- BOSSUYT, B. T. A & JANSSEN, C. R. 2003, Acclimation of *Daphnia magna* Straus to copper environmentally realistic copper concentrations. **Comparative Biochemistry and Physiology.** 136C: 253-264.
- BOSSUYT, B. T. A. & JANSSEN, C. R. 2004b, Influence of multi-generation acclimation to copper on tolerance: energy reserves and homeostasis of *Daphnia magna*. Straus. **Environmental Toxicology and Chemistry.** 23: 2029-2037.

- BOSSUYT, B. T. A. & JANSSEN, C. R. 2005, Copper regulation and homeostasis of *Daphnia magna* and *Pseudokirchneriella subcapitata*; influence of acclimation **Environmental Pollution**. 136: 135-144.
- BOTTRELL, H. H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T.; 1976 A review of some problems in zooplankton production studies. **Norw. J. Zool.** 24: 419-456.
- BRANCO, C. W. C. *et. al.* 2000b. The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé R.J.). in Brazil. **Hydrobiologia**. 437: 71-81.
- BRANCO, C. W. C & SENNA, P. A. C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasilia, Brasil.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 6983/1981. Estabelece a Política Nacional de Meio Ambiente. Legislação Federal. Brasilia.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9605/1998. Código Ambiental. Legislação Federal. Brasilia.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9433/1997. Estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos. Legislação Federal. Brasilia.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357/2005. Legislação Federal. Brasilia.
- BROWN, V. M.; SHAW, T. L.; SHURBEN, D. G. 1974, Aspects of water quality and the toxicity of copper to rainbow trout. **Water Res.** 4: 797-803
- BURGIS, M. J. 1974, Revised estimates for the biomass and production of zooplankton in Lake George, Uganda. **Freshw. Biol.** 4: 535-541.
- BUTTON, K. S.; HOSTETTER, H. P.; MAIR, D. M. 1977, Copper dispersal in a water supply reservoir. **Wat. Res.** 11: 539-544.
- CAIRNS JR, J. *et. al.* 1995. The Genesis of Ecotoxicology. In. J. Cairns Jr. (Ed) Ecological Toxicity Testing: Scale, Complexity and Relevance. CRC Press. Boca Rotan, USA.

- CALEFFI, S. 1994, A represa de Guarapiranga estudo da comunidade zooplanctônica e aspecto da eutrofização. Dissertação (Mestrado). FSP-USP, São Paulo.
- CALEFFI, S. 2000, **Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapiranga, 1991/1992. Aspectos ecológicos e qualidade ambiental.** Tese (Doutorado). FSP/USP, São Paulo.
- CARMICHAEL, W. W. **A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins.** Environmental monitoring systems laboratory. EPA/600/R. 92/079. 141p. 1992..
- CARMICHAEL, W. W. 1994, The toxins of cyanobacteria. **Scientific American:** 78-86.
- CARPENTER, S. R. 2005, Eutrophication of aquatic ecosystems stability and soil phosphorus. **Proc. Natl Acad Sci.** 102: 10002-10005.
- CARVALHO, Y. M. C. de, *et. al.* 2005. Agricultura: um serviço ambiental para a bacia do Alto Tietê Cabeceiras. **Projeto Negowat/APTA, SAA.** 9-23.
- CARVALHO, M. C., *et. al.* 2009. Cianobactéria no monitoramento da qualidade da água em dois reservatórios da região metropolitana de São Paulo – Brasil, no período de 2002-2008. Correio eletrônico
- CETESB, 1995. **Avaliação ecotoxicológica do reservatório do Guarapiranga, SP. com ênfase ao problema de algas tóxicas e algicidas.** CETESB, São Paulo. 78p.
- CETESB, 1998/2008. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. SP.**
- CHAO *et. al.* 2004. The effect of pH, ions strength and reactant, content on the complexation of  $\text{Cu}^{2+}$  by various natural organic ligands from water and soil in Hong Kong. **Chemosphere.** 54: 507-514.
- CHAORY, C. & JANSSEN, C. R. 1999. The summing behavior of *Brachionus calyciflorus* (Rotifer) under toxic stress. II. Comparative sensitivity of various behavioral criteria. **Chemosphere.** 38(14): 3247-3260.

- COOKE, G. D. *et. al.* 1993. **Lake and reservoir restoration**. Boston. Butterworths Publisher. 392p.
- DAEE, 2001/2007. **Relatório mensal de precipitação e vazão do sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. São Paulo. SP.**
- DAJOZ, R. 1973. **Ecologia Geral**. São Paulo, Vozes. 472p
- DE MANUEL, J. & ARMENGOL, J. 1993. Rotifer assemblages; a contribution to the typology of Spanish reservoir. **Hydrobiologia**. 255/256: 421-428.
- DI BERNARDO, L. 1995. **Algas e suas influencias na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. ABES. Rio de Janeiro. 140p.
- DUNCAN, A. 1975, Production and biomass of three species of Daphnia coexisting in London reservoirs. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 19: 2858-2867.
- EDMONDSON, W. T. 1965, Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. **Ecological Monographs**. 35(1): 61-111.
- EFFLER, S. W. *et. al.*, 1980, Whole lake responses to low level copper sulfate treatment. **Water Res.** 14: 1489-1499.
- EGBORGE, A. B. M., 1994, Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system, Nigeria. **Hydrobiologia**, 272: 95-104.
- ERICKSON, S. J. 1972, Toxicity of copper to marine diatom in unenriched inshore seawater. **J. Phycol.** 8: 318-323.
- ESPINDOLA, *et. al.* 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. **Rev. Brasil. Biol.** 60(2): 179-194.
- ESTEVEES, F. A. 1988, **Fundamentos de Limnologia**. Ed. FINEP. 575p.
- GIANESSELA, S. M. F. 1981. Produção primária e suas relações com alguns fatores físico-químicos em reservatórios do estado de São Paulo. Tese (Doutorado). IO/UPS. São Paulo, SP.

- GILBERT, J. J. 1990. Differential effects of *Anabaena affins* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications for zooplankton community structure. **Ecology**. 71: 1727-1740.
- GUANZON, N.; NAKAHARA, H.; NISHIMURA, K. 1989, Accumulation of copper, zinc, cadmium, and their combinations by three freshwater microalgae. **Fish Sci**. 61(1): 149-156.
- GUSMÃO, L. F. M. de. 2004. **Efeitos do cobre e cromo na comunidade zooplanctônica; um estudo experimental em mesocosmos**. Dissertação (mestrado) EESC/USP. São Paulo, SP.
- HANAZATO, T. & YASUNO, M. 1987. Insights into competition in zooplankton communities derived from studies using experimental ponds. **Verh. Internat. Verein. Limnol**. 24: 1572-1580.
- HANSON, J. M. & STEPHAN, R. H. 1984. Empirical prediction of zooplankton and profundal macrobenthos biomass in lakes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci**. 41:439-455.
- HAWKINS, P. R.; GRIFFITHS, D. J. 1987, Copper as an algicide in a tropical reservoir. **Water res**. 4: 475-480.
- HAURI, J. F. & HORNE, A. J. 2004. Reduction in labile copper in the 7-day *Ceriodaphnia dubia* toxicity test due to the interaction with zooplankton food. **Chemosphere**. 56: 717-723.
- HAVENS, K. E. 1992. Acidifications effects on the plankton size spectrum: in situ mesocosm experiment. **J. Plankton Res**. 14(12):1687-1696.
- HULLEBUSH, W. V. *et. al.* 2002. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part II. Case os cooper sulfate. **Environmental Pollution**. 120: 627-634.
- HUTCHINSON, G. E., 1967, **A Treatise on limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton**. John Wiley & Sons, Inc., New York, 2<sup>o</sup> vol., 1115p.



- HOLT, C. & YAN, N. 2003. Recovery of crustacean zooplankton communities from acidification in Killarney Park, Ontario, 1971-2000: pH 6 as a Recovery Goal. **Journal of The Environment**. 32:293-297.
- HORNE, A. J. & GOLDMAN, C. E. 1974, Suppression of nitrogen fixation by blue-green algae in a eutrophic lake with trace additions of copper. **Science**. 183: 409-411.
- KERFOOT, W. C. & PETERSON, C. 1980, Predatory copepods and *Bosmina*: Replacement cycles and further influences of predation upon prey reproduction. **Ecology**. 61: 417-431.
- JAK, R. G. *et. al.* 1996. Evaluation of laboratory derived toxic effect concentrations of a mixture of metals by testing fresh water plankton communities in enclosures. **Waters Reservoir**. 30(5) 1215-1227.
- JARDIM, W. F. & PERSON, H. W. 1984. A study of the copper-complexing compounds released by some species of cyanobacteria. **Water Res**. 18(8): 985-989.
- JONES, G. J. & ORR, P. T. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreation lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. **Water. Res.** 28(4): 871-876.
- LATJA R. & SALONEN, K. 1978, Carbon analysis for the determination of individual biomass of planktonic animals. **Verh. Int. Verein. Limnol.** 20: 2556-2560.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. 1983, **Numerical ecology. Developments in environmental modeling, 3.** Amsterdam: Elsevier Scientific Publish Co.
- LEWIS JR, W. M. 1979 **Zooplankton community analysis studies on a tropical system.** Springer Verlag 163pp.
- LUCINDA, I. 2003. **Composição de Rotifera em corpos d'água da bacia do Tietê – São Paulo, Brasil.** (Dissertação de mestrado). Universidade federal de São Carlos, São Carlos - SP.

- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988, **Statistical ecology**. John Wiley & Sons.
- MACLACHLAN, A. J. 1974, Development of some lake ecosystem in tropical África, with reference to the invertebrates. **Biol. Rev.** 49: 365-369.
- MACKAY, D. & FRASER, A. 2000. Bioacumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environ. Pollut.** 110: 375-391.
- MACKERETH, J. F. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association**, n. 36, 121 p., 1978.
- MACEDO, A. & MOLINA, A. J. Controle da floração de cianobacteria e a redução de incidências de gosto e odor na água tratada do sistema produtor Alto Tietê.. In: **XIV Encontro de Técnicos AESABESP**. São Paulo – SP. CD do evento agosto 2008.
- MAIER, M. H., *et. al.*, 1997. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (complexo Billings), 23°52'S – 46°31'W; Rio Grande, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. v. 4: 1-17.
- MARGALEF, R. 1991, **Ecologia**. Barcelona: Omega, Barcelona 1010p.
- MARKER, A.F.H.; NUSCH, H.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusion and recomendations. **Arch. Hydrobiol. Beih.**, 14, p. 91-106, 1980.
- MATHENY, R. T. 1976, Maya lowland hydraulic systems. **Science**. 193: 639-646.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986, Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshewater aquatic system of Brazil. **Rev. Bras. Biol.** 46: 527-553.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1999, Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO / FAPESP, p. 39-54.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G., 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa Reservoir

- (São Carlos, SP – Brasil) and its fluctuation across one year. **Hydrobiologia**. 54(1): 229-236.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. 2003, Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**. 504: 215-222.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA NETO, A. L.; ESPÍNDOLA, E. G. 1991, Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 24: 1482-1488.
- MACCUNE, B. & MEFFORD, M. J. **PC-ORD – Multivariate analysis of ecological data, Versão 4**. Oregon. MJM Software Design, 1999.
- MCKNIGHT, D. 1981. Chemical and Biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: A field study of the CuSO<sub>4</sub> treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. **Limnol. Oceanogr.** 26(3):518-531.
- MILANI, G. M. 2000. **Estudo da contaminação pelos metais Cu, Pb, Cd e Zn na rede trófica dos reservatórios de Taiapuê e do Parque Ecológico do Tietê, SP**. (Dissertação de Mestrado). FSP/USP, São Paulo.
- MONTEIRO, T. *et. al.* 1995. Metal stress on the plankton communities of Sado River (Portugal). **Water Reservoir**. 2: 695-701.
- MONTEIRO JUNIOR, A. J. 2006. **Caracterização limnológica e compartimentalização do reservatório de Ponte Nova, Alto Tietê, SP – uma contribuição ao seu manejo**. Tese (doutorado). IB/USP, São Paulo.
- MOORE, G. T. & KELLERMAN, K. F. (1904) A method of destroying or preventing the growth of algae and certain pathogenic bacteria in water supplies. **US. Dept. Agri. Bur. Plant. Ind. Bull.** 64: 1-44.
- MOORE, J. W. & RAMAMOORTHY, S. 1984. Heavy metal in natural waters: Applied monitoring and impact assessment. Springer-verlag, New York. 268p.

- MOORE, M. V. & WINNER, R. W. 1989. Relative sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* laboratory tests and pond communities of zooplankton and benthos to chronic copper stress. **Aquat. Toxicol.** 14: 311-330.
- MUCCI, J. L. N. 1993, **A influência da decomposição da vegetação na qualidade da água de reservatórios.** Tese (Doutorado), FSP/USP, São Paulo. 163 p.
- NASCIMENTO, V. C. 2008. **Aspectos do enchimento da represa Paraitinga, Sistema Produtor Alto Tietê: zooplâncton e qualidade da água.** Dissertação (mestrado). FSP/USP, São Paulo.
- NISHIMURA, P. Y. 2008. **Ecologia da comunidade fitoplânctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia.** Dissertação (mestrado). IB/USP, São Paulo.
- NOGUEIRA, M. G. *et. al.* 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes Reservoir: Res. Manage.** 4: 107-120.
- NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1996, Limnologia de um sistema artificial raso (represa de Monjolinho – São Carlos, SP) dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia.** 8: 149-168.
- NIPPER, M. 2002. Avaliação de toxicidade com os copepodos calanoides *Acartia lilljeborgi* (Giesbrecht, 1982) e *Temora stylifera* (Dana, 1852). In. A. Nascimento, E.C. P. Souza & M. Niper (Eds). Métodos em ecotoxicologia marinha: Aplicações no Brasil. Artes Gráficas e Ind. Ltda., São Paulo.
- ODUM, O. P. 1985, **Ecologia.** Ed. Interamericana. Rio de Janeiro. 434p.
- PESTICIDES ACTION NETWORK NORTH AMERICA – disponível em [www.pesticideinfo.org](http://www.pesticideinfo.org). acesso em 20 de março de 2010.
- PENNAK, R. W. 1989. Fresh-Water invertebrates of the United States; protozoa to mollusca. 3ª ed. John Wiley & Sons , Inc. New York.
- PHILLIP, A. *et. al.* **Curso de Gestão Ambiental** (coleção ambiental I), Barueri, SP, Ed. Manole, 2004. 1045p;

- PIELOU, E. C. 1966, The measure of diversity in different types of biological collections. **J. Theoretical. Biol.** 13: 131-144.
- PINTO-COELHO, R. M., NUNES, C. M., BARBEITOS, M., MORAES, C. A. & GUERRA, S. T., 1998, O impacto da Refinaria Gabriel Passos na estruturação da comunidade zooplanctônica no reservatório de Ibirité, Betim, Minas Gerais. **Bios.**, 6: 11-19.
- PINTO-COELHO, R. M. *et. al.* 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica na lagoa da Pampulha . In: **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais** (Ed. Henry). pp. 553-572. FAPESP. Botucatu.
- PIRES, M. A. F, *et. al.*, Qualidade da água para consumo Humano: uma oportunidade de avaliação da concepção e aplicabilidade da nova legislação – Portaria 1469/MS/00. **Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento**, vol. 3, n 2, p. 127-138, 2001.
- PIVA-BERTOLLETTI, S. A. E. 2001. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplactônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo**. Tese (doutorado). FSP/USP.
- PADOVESI-FONSECA, C. & PHILOMENO, M. G. 2004. Effects of algicide application (copper sulfate) on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(4): 819-826, 2004.
- PORTO, R.L.L. *et. al.*, **Hidrologia Ambiental**, 3ª Edição. Edusp, São Paulo, 414p., 1991.
- REINFELDER, J. R. *et. al.*, 1998. Trace element trophic in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. **The Science of the Total Environment**, 219: 117-135.
- RICO-MARTINEZ, R. *et. al.* 1998. Effects of copper addition to laboratory maintained microcosms of Presidente Calles Reservoir organisms (Aguascalientes), Mexico). **Aquatic Ecosystem Health and Management**. 1: 323:332.

- ROCHA, O. & MATSUMURA-TUNDISI. 1984, Biomass and production of *Argyrodiaptomus furcatus*, a tropical calanoid copepod in Broa Reservoir, southern Brazil. **Hydrobiologia** 113: 307-311.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHE, K. F.; RIETZLER, A. C. 1999, Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys, p. 457-476.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; 1995, Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoir of Brazil. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eds. Limnology in Brazil. São Paulo. **Brazilina Academy of Sciences and Brazilian limnological Society** p. 155-165.
- RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. 2005, Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, 65: 697-710.
- RUSSEL, H. *et. al.*, 2007. A long-term copper exposure on freshwater ecosystem, using lotic mesocosms: Primary producer community responses. **Aquatic Toxicology**. 81: 168-182.
- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.** 8: 71-76.
- SABESP- Gutierrez. Terceira reunião annual. Rel. Int. SABESP. 1995/1996.
- SAMPAIO, E. V. ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. TUNDISI, J. G. 2002, Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil. **Braz. J. Biol.** 62(3): 525-545.
- SANT`ANNA, C.L.; *et. al.* 2006 Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras, Interciência, Rio de Janeiro; Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic.

- SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente. Lei nº 977/1979. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Legislação Estadual. São Paulo.
- SÃO PAULO. Governo do Estado. Plano de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. 2006.
- SCHINDLER, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 44: 6-25.
- SCHRAM, M. D. & SCHMITZ, E. H. 1983, Correlation of total organic carbon and dry weight data as indices of fresh-water zooplankton biomass. **Hydrobiologia.** 106(3): 283-284.
- SENDACZ, S. 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir – São Paulo. **Hidrobiologia.** 113: 121-127.
- SENDACZ, S; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. 2006, Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic condition in the state of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.** 16(1b): 337-350.
- SENDACZ, S. KUBO, E & CESTAROLLI M. A. 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste de São Paulo, Brasil. **Bol. Inst. Pesca.** 12(1): 287-205.
- SENDACZ, S. & KUBO, E. 1999. Zooplâncton de reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo. **Bol. Inst. Pesca.** 9(1): 51-89.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. (Coords.). **Diagnóstico limnológico e levantamento ictiofaunístico da Represa de Ponte Nova, Alto Tietê, com vistas ao manejo e preservação.** Contrato FEHIDRO 007/2000. Relatório Final. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento / Instituto de Pesca, 2003.
- SENDACZ, S.; MONTEIRO JÚNIOR, A. J.; MERCANTE, C. T.; MENEZES, L. C. B.; MORAES, J. F. Sistemas em cascata: concentrações e cargas de nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** São Carlos: Rima, 2005. p. 417 - 434.

- SENDACZ, S & MONTEIRO JÚNIOR, A. Zooplâncton e características limnológicas da planície de inundação do rio Paraná. In: RAOUL HENRY (org). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. p. 61 – 82.
- SENDACZ, S & NASCIMENTO, V. C. 2007. Calanoida (Copepoda) and water quality of reservoirs of Alto Tietê hydrographic basin, São Paulo, Brazil. (Apresentação de trabalho em simpósio).
- SHARP, A. A. & STEARNS, D. E. 1997. Sublethal effects of cupric ion Activity on the grazing behavior of three Calanoid Copepods . **Mar. Poll. Bull.** 34(12); 1041-1048.
- SMITH, A. D. & GILBERT, J. J. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Mycrocystis aeruginosa*. **Int. Rev. Ges. Hydrobiologia** 91: 309-333.
- SNELL, R. W. & JANSSEN, C. R. 1995. Rotifers in ecotoxicology: A review. **Hydrobiologia**. 313/314: 231-247.
- SOMMER, U. *et. al.* 1989. Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. *Ecology Letters*. 4: 545-550.
- STEEMAN NIELSEN, E.; KAMP-NIELSEN. L. 1970, Influence of deleterious concentration of copper on the growth of *Chorella pyremoidosa*. **Physiol. Pl.** 23: 828-840.
- STEMBERGER, R. S. & LAZORCHAK. J. M. 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 51: 2435-2447.
- STIFF, M. J. 1970. Copper/Bicarbonate equilibria in solutions of bicarbonate ion at concentrations similar those found in natural water. **Water Res. Pergamon Press**. 5:171-176.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, IIE v.9, 2000. 280p.
- TAUB, F. B. *et. al.* 1989. Effects of seasonal succession and grazing on copper toxicity in aquatic microcosms. **Verh. Int. Ver. Limnol.** 24:2205-2214.



- TUNDISI, J. G. 1990. Ecologia, Limnologia e aspectos socioeconômicos da construção de hidrelétricas nos trópicos. In. Encontro de Tropicologia, 4, 1987, Recife **Anais** Universidade de Brasília, **CNPq**. 47-85.
- TUNDISI, J. G. 1981. Typology of reservoir in Souther Brazil. **Verh. Internat Verein. Limnology**. 21: 1031-1-39.
- TUNDISI, J. G. Água no século XXI: Enfrentando a Escassez. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.
- TUNDISI, J. G. *et. al.* 1993. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: Straskraba, M., Tundisi, J. G. & Duncan, A. (eds). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht, Kluwer.p. 25-55.
- VALDERRAMA, J.C.. The simultaneous analysis of nitrogen and phosphorus total in natural waters. **Marine Chemistry**, Amsterdam, 10, p.109-122, 1981.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. 1991, **Limnological analyses**. 2th New York: Springer Berlag.
- WHITAKER, J. J. *et. al.*,1978. Efficiency of copper sulfate in the suppression of *Aphanizomenon flos-aque* blooms in prairie lakes. **Environ. Pollut.** 15:185-194.
- WINNER, R. W. *et. al.*. 1990. Seasonal variability in the sensitivity of freshwater communities to a chronic cooper stress. **Aquatic. Toxicology**. 17: 75-92.
- ZAGO, M.S.A. 1976, The planktonic Cladocera (Crustacea) and aspects of the eutrophication of Americana Reservoir, **Brazil. Bol. Zool.** USP. 1: 106-145.



**Anexos**

## FIGURAS

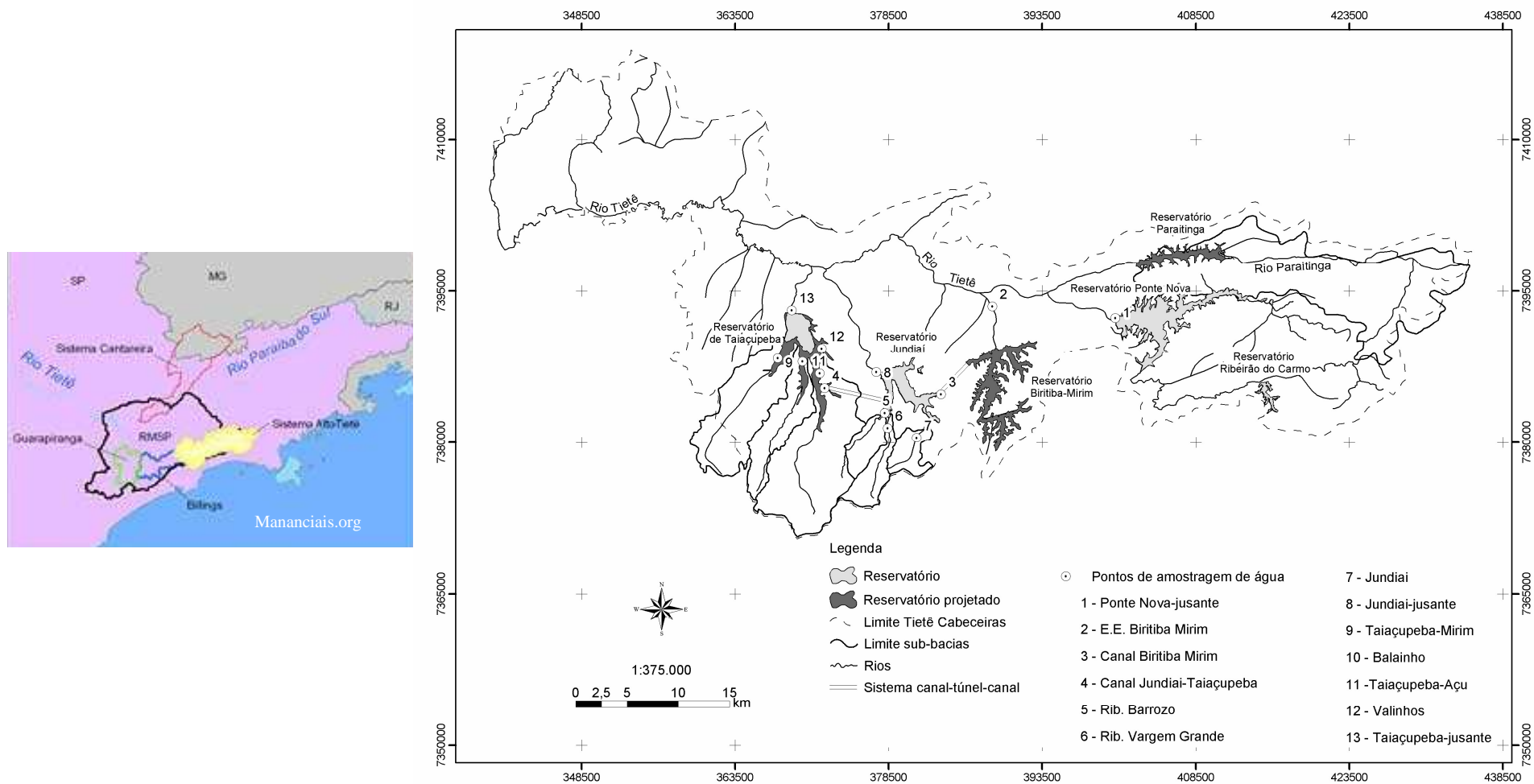


Fig. 1 – Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceira, Região Metropolitana de São Paulo. Fonte: Projeto Negowat.

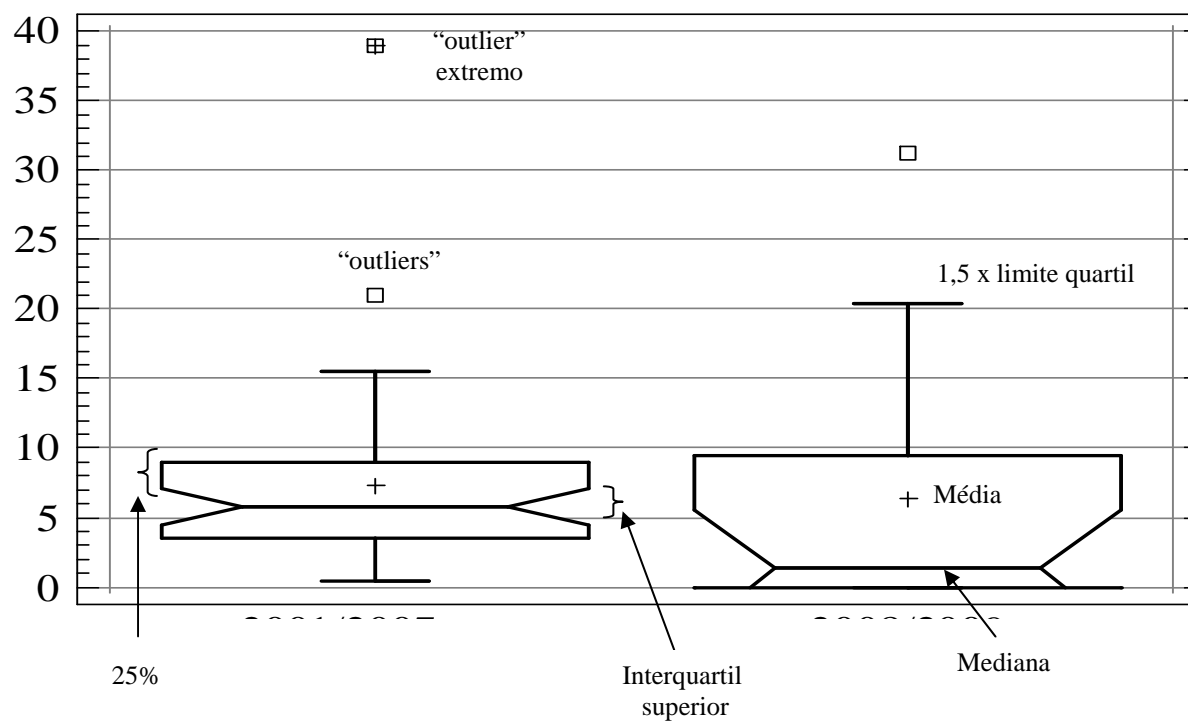


Figura 2. – Esquema do significado da representação do gráfico tipo “Box-plot”.

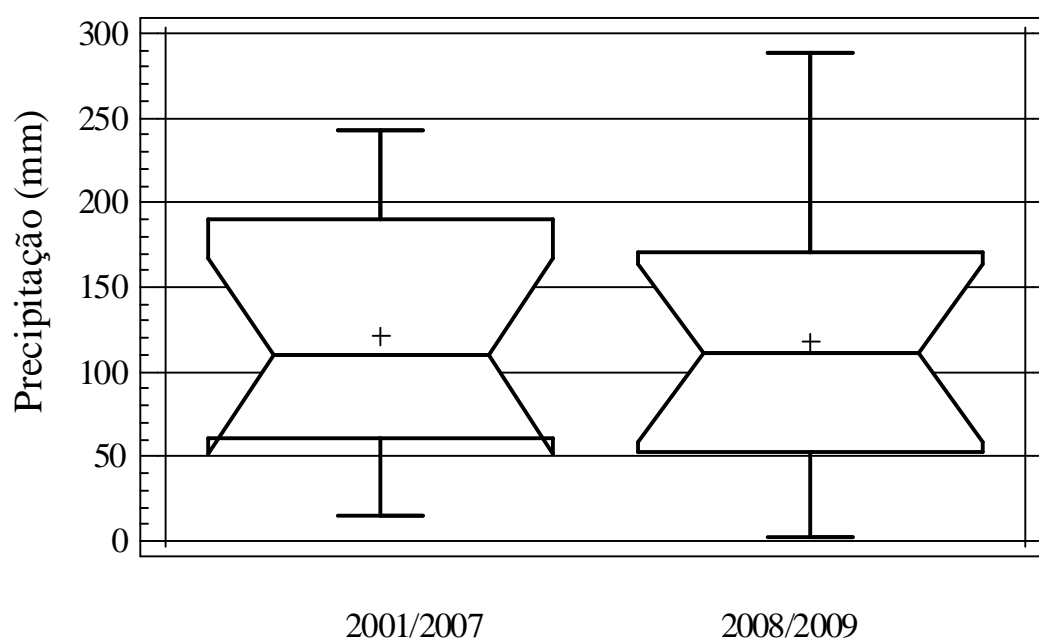


Fig. 3 – Comparação entre os volumes de precipitação da média calculada para série histórica de 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.

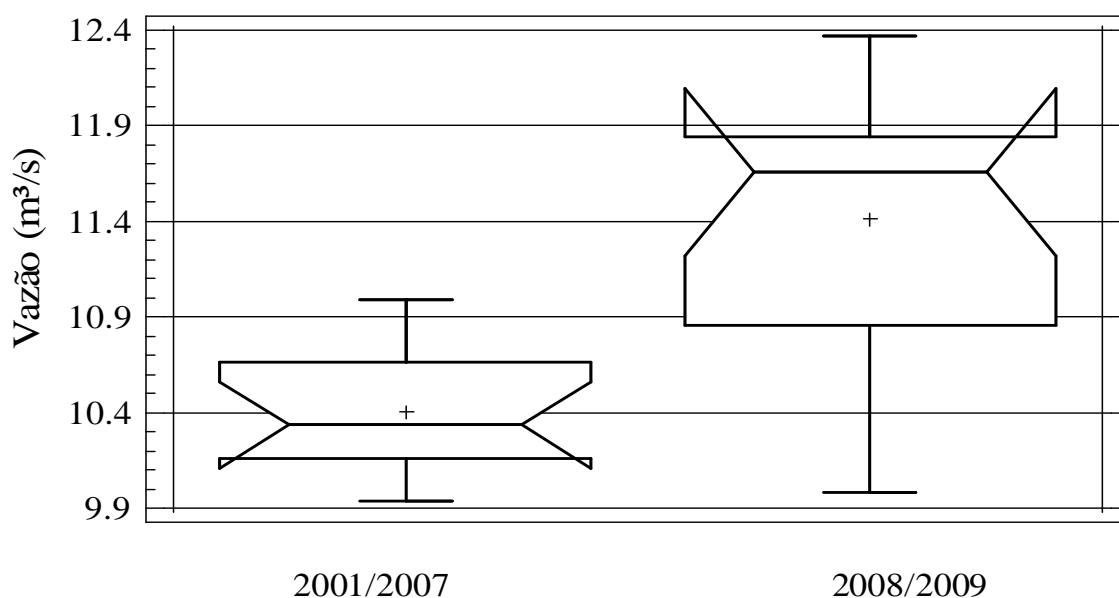


Fig. 4 – Comparação entre a vazão (captação pela SABESP e descarga no rio Taiapuêba) da média calculada para série histórica 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.

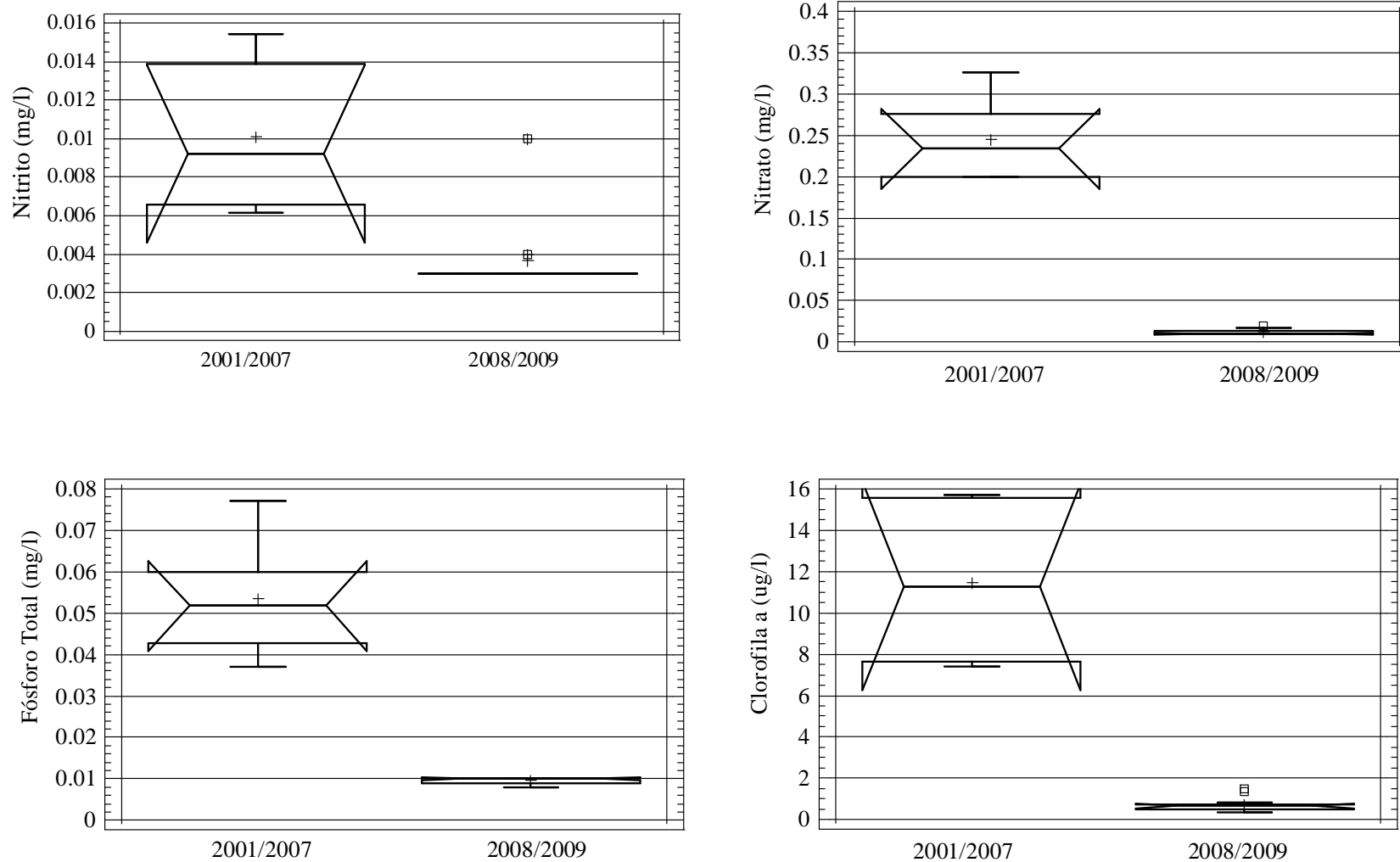


Fig. 5 – Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e no período de junho de 2008 a julho de 2009.

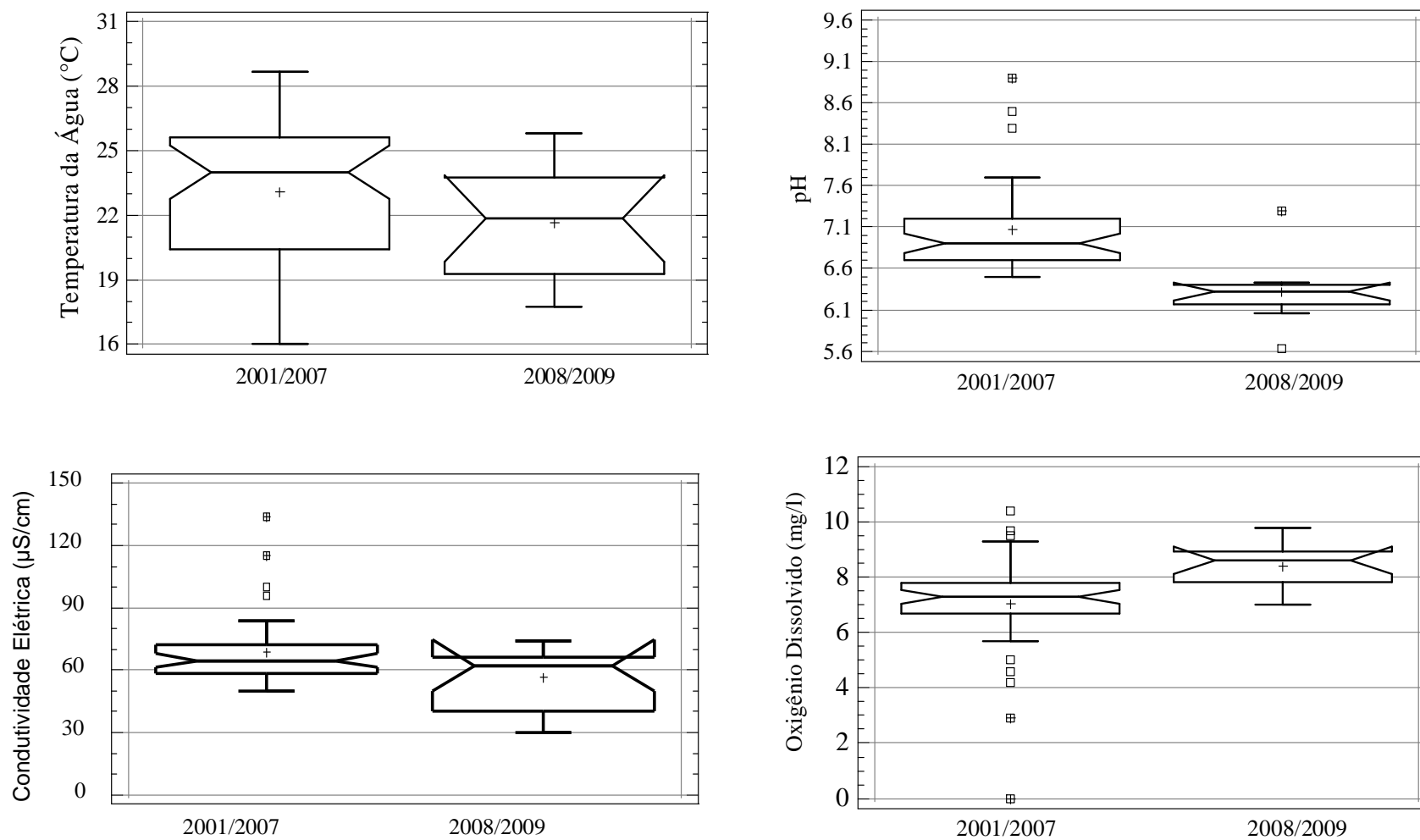


Fig. 5 – Continuação - Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água obtidas na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e nos período de junho de 2008 a julho de 2009.



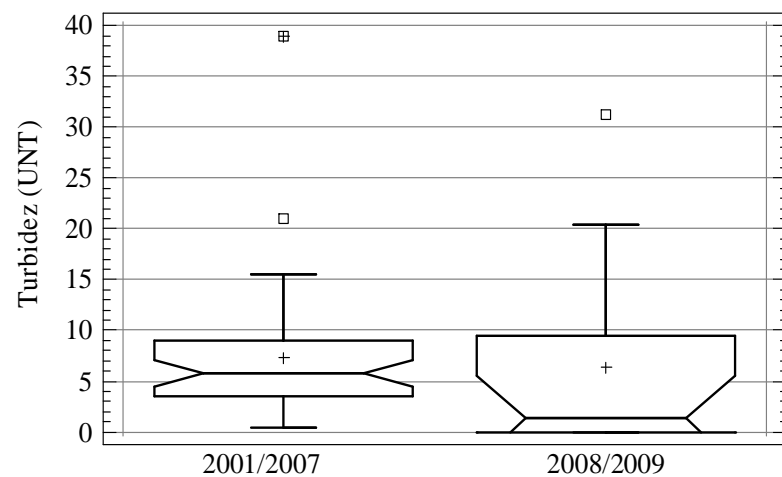


Fig. 5 – Continuação - Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água obtidas na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e nos período de junho de 2008 a julho de 2009.

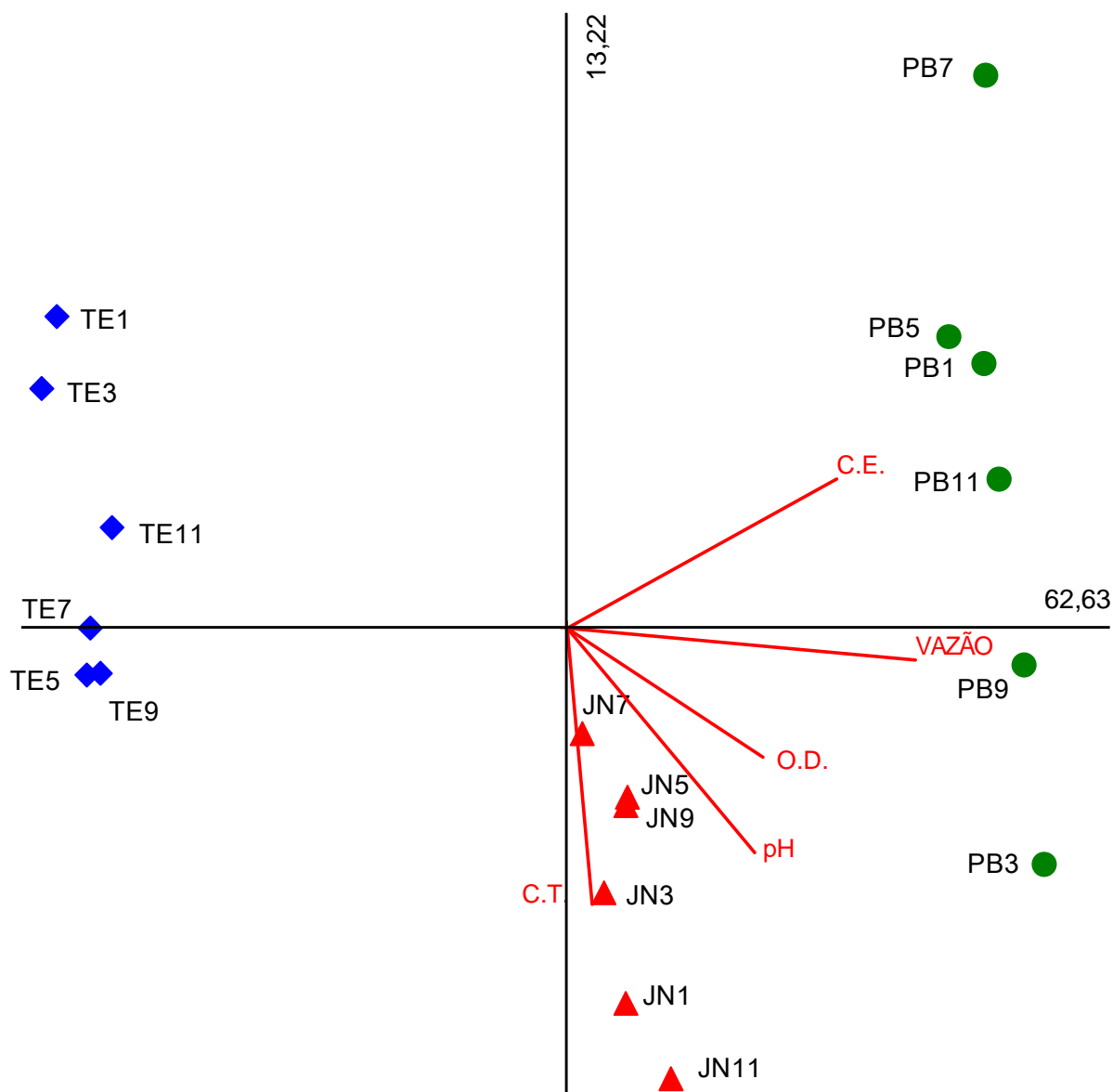


Fig. 6 - Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de 2001 a 2007, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras. (Legenda: JN – Reservatórios Jundiá (JNDI 0500); TE – Rio Tietê (TIET 2050); PB – Reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100); Temp - Temperatura da água; C.T – Cobre Total; O.D. - Oxigênio Dissolvido; pH – Potencial Hidrogeniônico; C.E. – Condutividade Elétrica; N.T. - Nitrogênio Total; PT – Fósforo Total; Turb – Turbidez; Vazão – Vazão. Os números revelam os meses do ano. (1 - janeiro; 3 – Março; 5 – Maio; 7 – Julho; 9 – Setembro; 11 – Novembro).

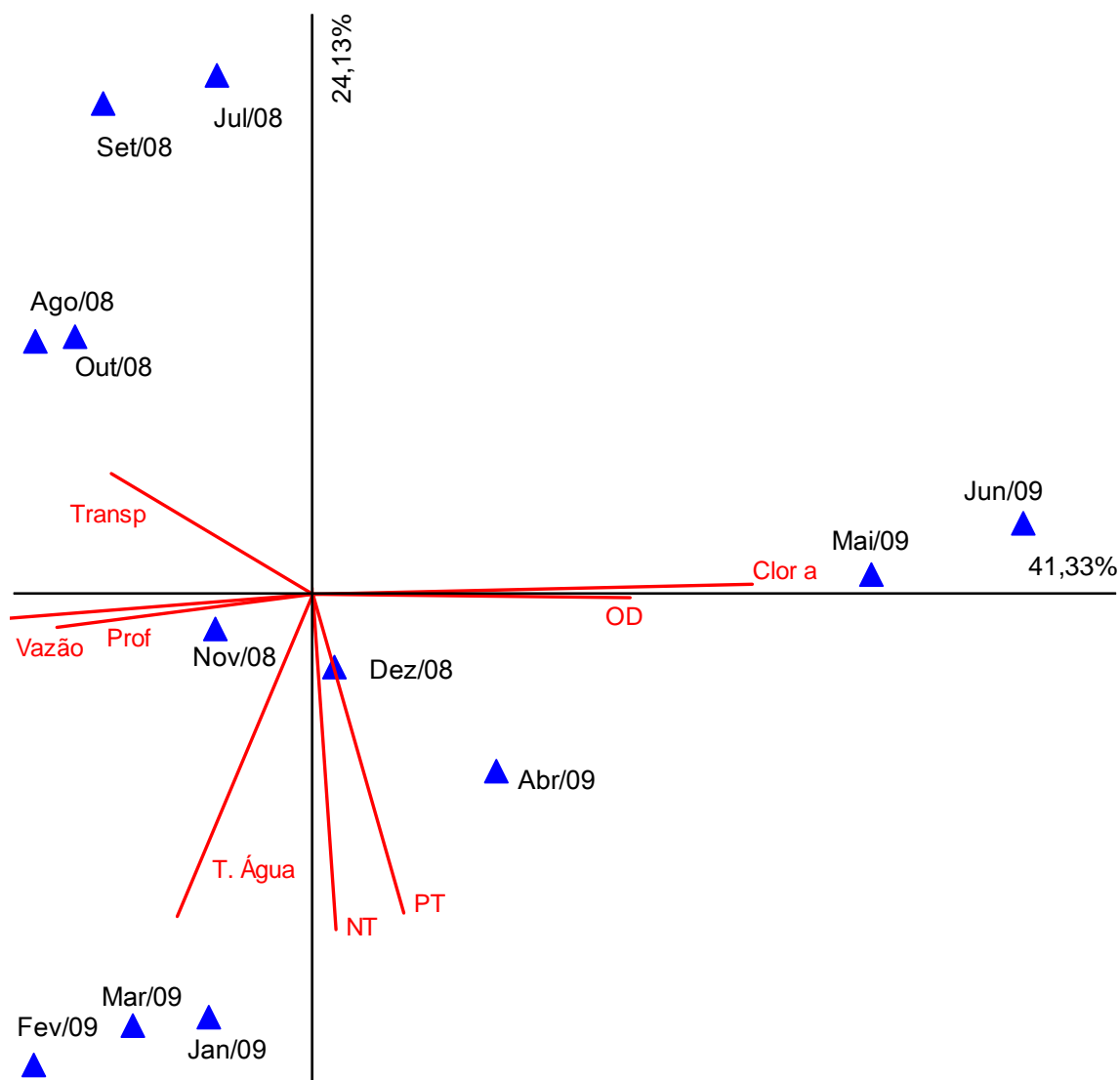


Fig. 7 - Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras. (Legenda: T. Água - Temperatura da água; O.D. - Oxigênio Dissolvido; pH - Potencial Hidrogeniônico; N.T. - Nitrogênio Total; PT - Fósforo Total; Transp - Transparência; Prof. Profundidade; Vazão - Vazão; Clor a - Clorofila a.

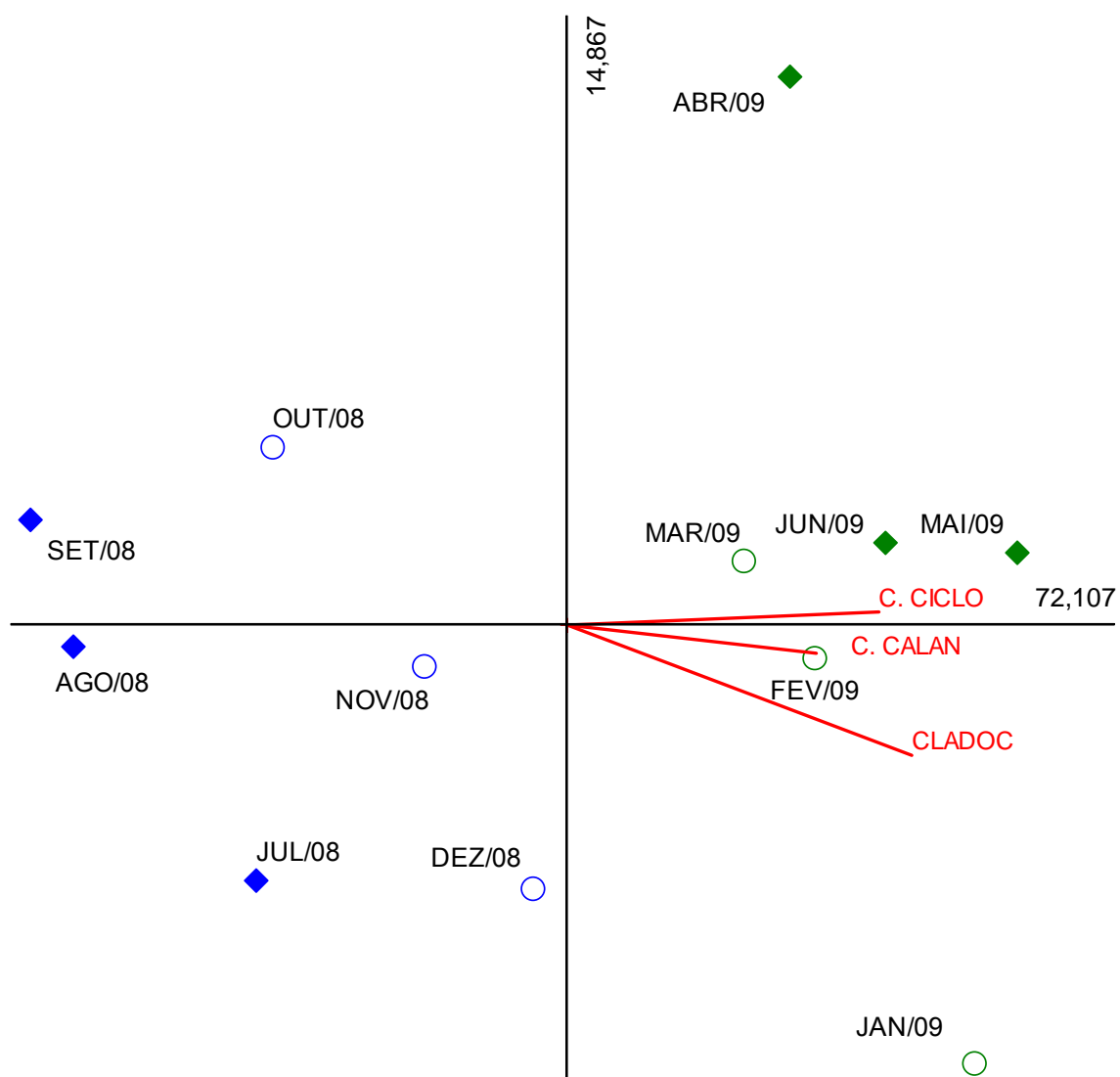


Fig. 8 - Análise em componentes principais sobre os grupos taxonômicos do zooplâncton no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009. (Legenda: C. CICLO – Copépode ciclopóides; C. CALAN – Copépode calanóide; - CLADOC – Cladóceros).

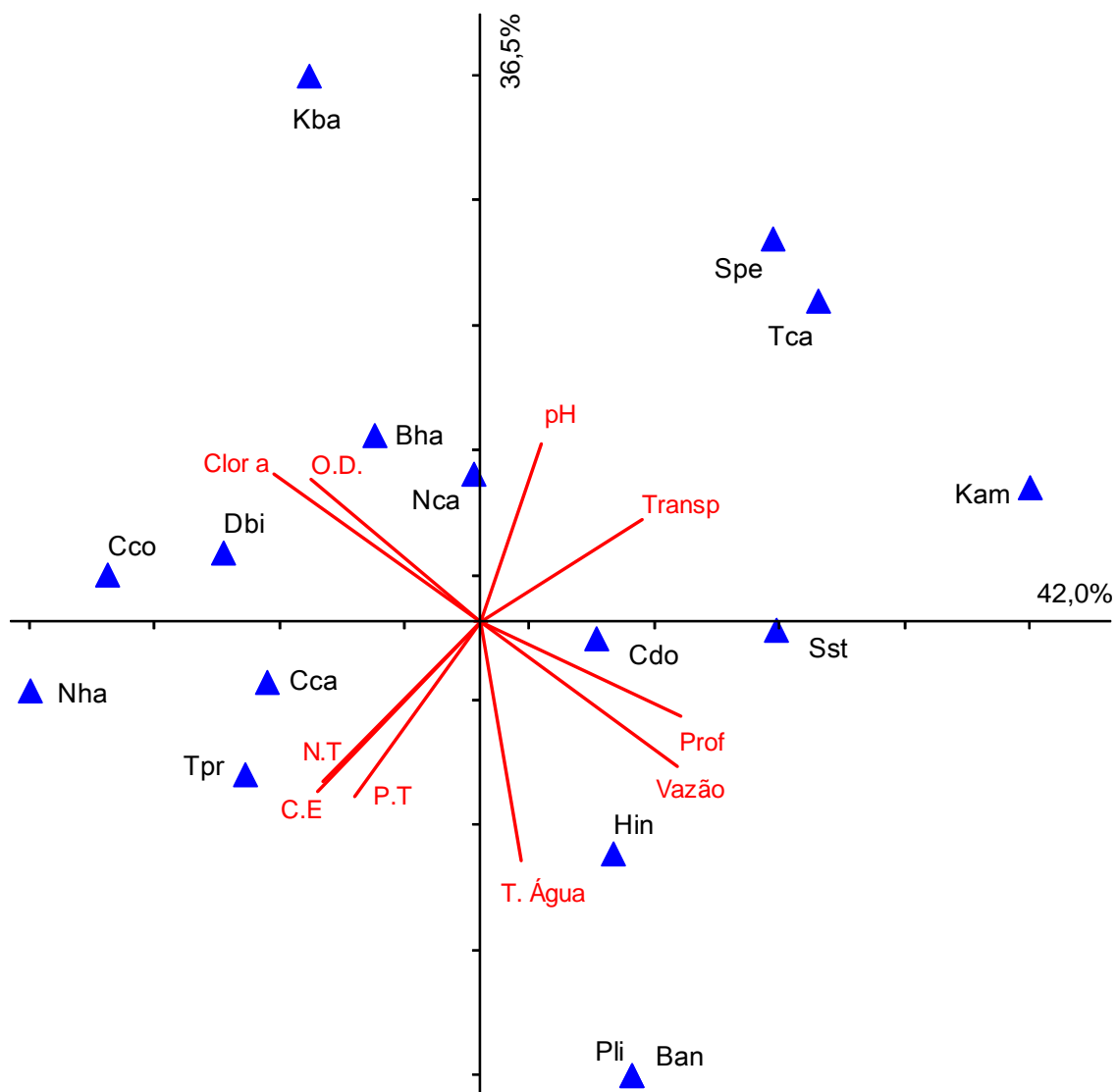


Fig. 9 - Análise em correspondência canônica entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e as variáveis ambientais no plano fatorial 1-2. (Legenda: Spe – *Synchaeta pectinata*; Tca – *Trichocerca capucina*; Kam - *Keratella americana*; Sst - *Synchaeta stylata*; Cdo - *Conochilus dossuarius*; Hin - *Hexarthra intermédia*; Pli – *Pitgura libera*; Ban – *Brachionus angularis*; Tpr – *Tropocyclops prasinus*; Nha – Naúplio de harpaticóida; Cca – Copepodito de calanóida; Cco – Copepodito ciclopóida; Dbi – *Diaphanosoma birgei*; Nca – Naúplio calanóida; Bha – *Bosmina hagmanni*; Kba – *Kellicottia bastoniensis*).

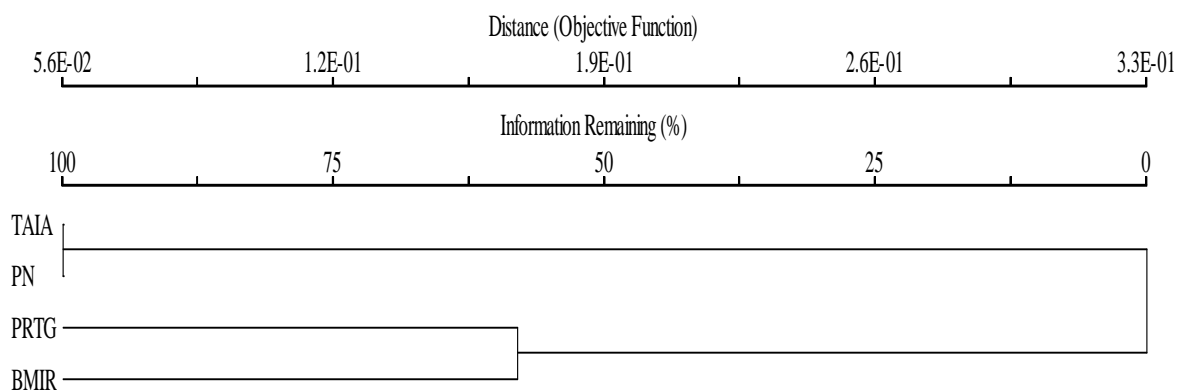


Fig. 10. – Dendrograma da análise de agrupamento entre Taiapuêba e as demais represas que compõem o Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceiras. Legenda: - TAIA – Reservatório Taiapuêba; PN – Represa Ponte Nova; PRTG – Represa Paraitinga; BMIR – Represa Biritiba Mirim.

## TABELAS

Tabela I - Algumas características dos reservatórios que compõem o sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras, Região Metropolitana de São Paulo.

<b>CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS</b>	<b>BARRAGEM</b>				
	<b>PONTE NOVA</b>	<b>PARAITINGA</b>	<b>BIRITIBA</b>	<b>JUNDIAÍ</b>	<b>TAIAÇUPEBA</b>
Ano de construção	1972	2004	2005	1984	1976
Altitude (m)	770,00	768,80	757,50	754,50	747,00
Área de Drenagem (Km <sup>2</sup> )	320,00	184,00	75,00	116,00	224,00
Área Inundada (Km <sup>2</sup> )	28.07	6.43	9.24	17.42	19.36
Volume Útil (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	296,00	35,00	34,04	60,00	87,90
Vazão regularizada (m <sup>3</sup> /s)	3,40	2,00	1,75	2,10	3,30



Tabela II – Estações amostrais definidas no sistema produtor Alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados.

<b>ID</b>	<b>Código da estação</b>	<b>Classe Res. Nº 357/2005</b>	<b>Descrição do local de amostragem</b>	<b>Caract.</b>	<b>Corpo d' água</b>	<b>Fonte</b>
1	PN 2000/1	Especial	Na represa Ponte Nova, estação M2 situada ao longo do eixo médio do Reservatório, em local equidistante de ambas as margens e distante cerca de 2.100m da barragem.	Lêntica	Rio Tietê	Monteiro Junior (2006)
2	TIET 2050	2	No rio Tietê, ponto na rodovia que liga Mogi das Cruzes e Salesópolis (SP -88)	Lótica	Rio Tietê	CETESB (2001 a 2007)
3	PRTG 2005/6	Especial	Na represa Paraitinga, estação próxima a barragem, em local mais profundo e longe da influencia das margens. Coordenadas (45° 56' 40,08" W e 23° 31' 33,54" S)	Lêntica	Res. Paraitinga	Nascimento (2008)
4	BMIR 2800	Especial	Na represa Biritiba Mirim, ponte na Rodovia SP - 88, no trecho que liga Mogi das Cruzes a Salesópolis, na divisa dos municípios de Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes.	Lêntica	Rio Biritiba-mirim	CETESB (2001 a 2007)
5	JNDI 0500	Especial	No reservatório Jundiaí, no canal de interligação com o Reservatório Taiaçupeba	Semi-Lêntica	Rio Jundiaí	CETESB (2001 a 2007)
6	PEBA 0100	Especial	No reservatório Taiaçupeba, no inicio do braço do Rio Taiaçupeba mirim	Semi-Lêntica	Res. Taiaçupeba	CETESB (2001 a 2007)

Tabela II – Continuação - Estações amostrais definidas no sistema produtor alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados.

<b>ID</b>	<b>Código da estação</b>	<b>Classe Res. Nº 357/2005</b>	<b>Descrição do local de amostragem</b>	<b>Caract.</b>	<b>Corpo d' água</b>	<b>Fonte</b>
7	PEBA 0900	Especial	No reservatório Taiapuêba, na captação da Sabesp	Lêntica	Res. Taiapuêba	CETESB (2001 a 2007)
8	TAIA 2008/9	Especial	No reservatório Taiapuêba, em estação situada próximo a barragem, em local mais profundo e eqüidistante de ambas as margens. Coordenadas (S 23°34'817" e W 46°16'764")	Lêntica	Res. Taiapuêba	Coleta Junho/08 a Julho/2009

Tabela III – Variáveis ambientais amostradas e síntese da metodologia analítica utilizada.

Variável Ambiental	Obtenção dos Dados	Método
Temperatura da água	medida direta	Horiba U-20
pH	medida direta	Horiba U-20
Condutividade elétrica	medida direta	Horiba U-20
Turbidez	medida direta	Horiba U-20
Oxigênio dissolvido	medida direta	Horiba U-20
Amônia	Espectrofotômetro	Nessler, (Apha, 1998)
Nitrito	Espectrofotômetro	Mackereth <i>et. al.</i> (1978)
Nitrato	Espectrofotômetro	Mackereth <i>et. al.</i> (1978)
Ortofosfato	Espectrofotômetro	Apha, (1998)
Fósforo total	Espectrofotômetro	Valderrama, (1981)
Nitrogênio total	Espectrofotômetro	Valderrama, (1981)
Clorofila <i>a</i> e feofitina	Espectrofotômetro	Marker <i>et. al.</i> (1980)

Tabela IV – Classificação de Salas & Martino para o índice de Estado Trófico para fósforo total.


Classificação		
Ultra-oligotrófico	< 20	
Oligotrófico	21 - 40	
Mesotrófico	41 - 50	
Eutrófico	51 - 60	
Hipereutrófico	> 61	

Tabela V – Valores de precipitação (mm) no reservatório Taiapuê, na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais. d.p = desvio padrão.

Mês	Precipitação (mm)								MÉDIA 2008/2009
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
<b>Jan</b>	237.9	402.6	189.4	180.5	291.8	160	236.2	242.6	201.3
<b>Fev</b>	205.3	181.1	147.7	228.6	83.8	193	150.4	170	179.1
<b>Mar</b>	239.5	235.8	220.7	182.4	149.2	354.9	96.1	211.2	107.3
<b>Abr</b>	104.6	29.7	53.8	93.2	67.8	31.6	128.8	72.8	66.3
<b>Mai</b>	113.9	80.3	26.3	80.9	135.1	26.4	53.3	73.7	80.9
<b>Jun</b>	15.8	13.5	30.1	78.3	33.1	21.1	34.5	32.3	40.1
<b>Jul</b>	40.4	28.7	20.2	87.3	22.9	53.3	118	53	2
<b>Ago</b>	27.4	27	17.6	14	8.5	7	0.8	14.6	114.1
<b>Set</b>	68.5	48.5	99.3	32.5	100.7	90.8	38.9	68.5	38.2
<b>Out</b>	369.1	93.3	27.4	128.8	178.1	104.9	117.2	145.5	133.2
<b>Nov</b>	218.6	143.5	98	165.9	79.2	203.8	184.7	156.2	162.2
<b>Dez</b>	335.6	263.5	174.2	167.1	230.2	184	187.2	220.3	288.4
<b>Acumulado</b>	1976.6	1547.5	1104.7	1439.5	1380.4	1430.8	1346.1	1460.8	1413.1
<b>Máximo</b>	369.1	402.6	220.7	228.6	291.8	354.9	236.2	242.6	288.4
<b>Mínimo</b>	15.8	13.5	17.6	14	8.5	7	0.8	14.6	2
<b>d.p.</b>	120	121	74.1	65.8	86	103.5	71.1	78.7	80.9

Tabela VI – Valores de vazão de saída (m<sup>3</sup>/s) (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba), na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais. d.p = desvio padrão.

<b>Mês</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>								
	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>MÉDIA</b>	<b>2008/2009</b>
<b>Jan</b>	9.91	11.74	11.17	10.55	10.68	10.87	10.18	10.73	11.84
<b>Fev</b>	9.33	12.49	11.86	9.74	10.6	11.6	11.31	10.99	12.37
<b>Mar</b>	9.65	10.8	11.33	10.97	9.57	10.77	11.13	10.60	12.20
<b>Abr</b>	9.39	10.88	11.50	11.05	9.62	12.43	10.82	10.81	10.43
<b>Mai</b>	9.43	10.08	11.07	10.22	11.17	9.55	9.51	10.15	10.26
<b>Jun</b>	8.84	9.7	12.19	11.83	10.42	9.86	10.16	10.43	9.98
<b>Jul</b>	8.35	9.47	12.51	10.42	9.59	9.83	11.02	10.17	11.66
<b>Ago</b>	8.36	9.19	11.64	11.38	9.14	9.86	11.79	10.19	11.60
<b>Set</b>	8.68	9.64	9.48	11.16	8.84	9.99	11.79	9.94	11.29
<b>Out</b>	8.45	10.95	10.43	10.56	9.17	9.96	11.53	10.15	11.84
<b>Nov</b>	10.54	10.39	9.62	10.78	9.56	9.99	11.74	10.37	11.84
<b>Dez</b>	9.24	11.01	9.77	10.79	9.74	10.19	11.38	10.30	11.66
<b>Média</b>	9.20	10.50	11.00	10.80	9.80	10.40	11.00	10.40	11.40
<b>Máximo</b>	10.54	12.49	12.51	11.83	11.17	12.43	11.79	10.99	12.37
<b>Mínimo</b>	8.35	9.19	9.48	9.74	8.84	9.55	9.51	9.94	9.98
<b>d.p</b>	0.67	0.98	1.01	0.55	0.71	0.86	0.74	0.32	0.77

Tabela VII – Concentração das variáveis ambientais nas estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de *n* amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007. \*Dados fornecidos por Monteiro Júnior/2006 (período de nov/2000 a out/2001); \*\*dados fornecidos por Nascimento/2008 (período ago/05 a jul/06). (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias das estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900 e as demais represas.

Variável Ambiental	PN 2000/1*	PRTG 2005/6**	TIET 2050	Estação Amostral BMIR 2800	JNDI 0500	PEBA 0100	PEBA 0900	<i>p</i>
Temperatura da Água (°C)	n = 13; 18.3 - 25.9 (22.4; 2.7)	n = 12; 18.4 - 27.0 (22.5; 3.1)	n = 42; 15.0 - 27.0 (21.0; 2.2)	n = 42; 14.5 - 25.9 (20.0; 3.2)	n = 49; 16.0 - 30.3 (23.2; 3.8)	n = 42; 17.0 - 29.9 (23.4; 3.5)	-	< 0.05
pH	n = 13; 5.4 - 7.1 (6.3; 0.4)	n = 12; 5.1 - 6.6 (5.8; 0.4)	n = 42; 6.0 - 7.3 (6.5; 0.3)	n = 42; 5.9 - 7.5 (6.6; 0.3)	n = 42; 6.6 - 9.2 (7.5; 0.8)	n = 42; 6.7 - 8.6 (7.2; 0.4)	-	< 0.0001
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	n = 13; 31.3 - 46.4 (37.2; 3.7)	n = 12; 70.0 - 100.0 (85.8; 10.3)	n = 42; 26.8 - 104.0 (43.4; 17.8)	n = 42; 31.5 - 138.2 (56.4; 26.4)	n = 41; 38.0 - 53.6 (45.8; 4.0)	n = 40; 44.9 - 66.8 (54.3; 5.0)	-	< 0.05
Fósforo Total - PT (mg.L <sup>-1</sup> )	n = 13; 0.005 - 0.02 (0.01; 0.004)	n = 12; 0.01 - 0.02 (0.01; 0.001)	n = 42; 0.02 - 0.28 (0.07; 0.060)	n = 42; 0.02 - 0.40 (0.10; 0.070)	n = 42; 0.02 - 0.19 (0.06; 0.040)	n = 42; 0.02 - 1.07 (0.06; 0.16)	-	< 0.05
Nitrato - NO <sup>3</sup> (mg.L-1)	n = 13; 0.03 - 0.01 (0.01; 0.002)	n = 12; 0.14 - 0.18 (0.15; 0.010)	n = 42; 0.20 - 1.31 (0.28; 0.230)	n = 42; 0.20 - 2.00 (0.42; 0.450)	n = 42; 0.06 - 0.74 (0.22; 0.100)	n = 42; 0.20 - 2.00 (0.27; 0.300)	-	< 0.05
Nitrito - NO <sup>2</sup> (mg.L-1)	n = 13; 0.001 - 0.006 (0.003; 0.002)	n = 12; 0.003 - 0.003 (0.003; 0.000)	n = 42; 0.004 - 0.040 (0.008; 0.006)	n = 42; 0.003 - 0.070 (0.014; 0.015)	n = 42; 0.004 - 0.020 (0.007; 0.003)	n = 42; 0.004 - 0.050 (0.009; 0.009)	-	< 0.0001

Tabela VII – Continuação - Concentração das variáveis limnológicas das estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de  $n$  amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007. \*Dados fornecidos por Monteiro Júnior/2006 (período de nov/2000 a out/2001); \*\*dados fornecidos por Nascimento/2008 (período ago/05 a jul/06). ( $p$ ) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias das estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900 e as demais represas.

Variável Ambiental	Estação Amostral							$p$
	PN 2000/1*	PRTG 2005/6**	TIET 2050	BMIR 2800	JNDI 0500	PEBA 0100	PEBA 0900	
Oxigênio Dissol. - OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	n = 13; 5.0 - 9.0 (7.0; 1.5)	n = 12; 4.3 - 12.2 (7.8; 2.2)	n = 42; 1.1 -10.2 (5.0; 2.0)	n = 42; 3.5 -10.0 (6.4; 1.5)	n = 42; 0.6 - 10.0 (7.9; 1.8)	n = 42; 5.7 - 9.8 (7.8; 1.0)	-	< 0.0001
Turbidez (UNT)	n = 13; 1.4 - 31.2 (9.4; 8.5)	-	n = 41; 0.0 - 70.0 (8.5; 13.0)	n = 41; 0.8 - 50.0 (11.3; 11.5)	n = 41; 0.35 - 110.9 (14.13; 24.7)	n = 40; 0.45 - 39.0 (7.31; 6.7)	-	> 0.05
Clorofila-a – Cl a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	n = 13; 2.9 - 14.3 (5.9; 2.9)	n = 12; 1.0 - 2.2 (1.5; 0.3)	-	-	n = 53; 3.1 - 86.2 (30.16; 18.3)	-	n = 34; 1.8 - 51.3 (11.4; 10.8)	< 0.0001
Cobre Total - Cu ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	-	-	n = 39; 0.004 - 0.020 (0.008; 0.003)	n = 33; 0.004 - 0.010 (0.009; 0.002)	n = 32; 0.001 - 0.070 (0.016; 0.017)	n = 32; 0.004 - 0.060 (0.010; 0.010)	-	> 0.05

Tabela VIII.– Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiapuê), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias bimestrais da série amostradas pela CETESB (2001 a 2007) nas estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900. (-) são dados que não puderam ser comparados. Legenda NT – Nitrogênio total; PT – Fósforo total; PO4 – Ortofosfato; Clor a – Clorofila a.

Mês	Variável limnológica						
	Amônia (mg/l)	Nitrito (mg/l)	Nitrato (mg/l)	NT (mg/l)	PT (mg/l)	PO4 (mg/l)	Clor a (ug/l)
jul/08	0.30	0.010	0.013	0.31	0.009	0.003	0.67
ago/08	0.34	0.003	0.017	0.35	0.009	0.003	0.60
set/08	0.33	0.003	0.013	0.34	0.008	0.003	0.43
out/08	0.34	0.004	0.010	0.35	0.009	0.003	0.67
nov/08	0.35	0.003	0.010	0.36	0.010	0.003	0.67
dez/08	0.33	0.003	0.010	0.34	0.010	0.003	0.57
jan/09	0.50	0.003	0.013	0.51	0.010	0.003	0.67
fev/09	0.46	0.003	0.010	0.48	0.010	0.002	0.37
mar/09	0.41	0.003	0.010	0.42	0.010	0.002	0.37
abr/09	0.42	0.003	0.010	0.43	0.010	0.002	0.83
mai/09	0.43	0.003	0.010	0.43	0.010	0.003	1.37
jun/09	0.41	0.003	0.020	0.42	0.010	0.003	1.50
<b>Média</b>	<b>0.39</b>	<b>0.004</b>	<b>0.01</b>	<b>0.40</b>	<b>0.01</b>	<b>0.003</b>	<b>0.73</b>
<b>Máximo</b>	<b>0.50</b>	<b>0.01</b>	<b>0.02</b>	<b>0.51</b>	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>1.50</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0.30</b>	<b>0.00</b>	<b>0.01</b>	<b>0.31</b>	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>0.37</b>
<b>d.p</b>	<b>0.062</b>	<b>0.002</b>	<b>0.003</b>	<b>0.062</b>	<b>0.001</b>	<b>0.0005</b>	<b>0.359</b>
<b><i>p</i></b>	-	<b>&lt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,05</b>	-	<b>&lt; 0,05</b>	-	<b>&lt; 0,05</b>



Tabela VIII – Continuação - Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiacupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias bimestrais da série amostradas pela CETESB (2001 a 2007) nas estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900. (-) são dados que não puderam ser comparados. Legenda Prof – Profundidade; Transp – Transparência; Temp. Ar – C.E. – Condutividade Elétrica; Turb – Turbidez; O.D. Oxigênio Dissolvido

Mês	Prof (m)	Transp (m)	Temp. Ar (°C)	Variável limnológica		Cond. (uS/cm)	Turb (UNT)	OD (mg/L)
				Temp Água (°C)	pH			
jul/08	4.70	2.65	22.00	18.70	5.63	66.1	2.30	8.56
ago/08	6.10	2.18	24.00	20.20	6.24	67.7	0.00	7.03
set/08	6.10	1.85	22.00	19.30	6.37	30.0	0.01	8.28
out/08	5.60	2.24	25.00	21.60	6.37	40.4	0.00	7.37
nov/08	5.80	1.80	23.00	23.40	6.42	-	0.00	8.79
dez/08	5.80	1.94	22.50	23.41	6.43	40.2	31.27	8.67
jan/09	6.10	2.05	27.00	24.10	6.14	73.8	4.35	8.90
fev/09	5.50	1.63	26.00	25.80	6.06	66.4	0.33	7.24
mar/09	6.20	1.15	23.50	24.50	6.38	68.8	3.35	8.29
abr/09	5.50	1.25	22.00	22.10	6.20	62.3	0.00	9.00
mai/09	4.30	1.05	11.00	19.22	6.27	55.3	14.60	9.12
jun/09	4.80	1.09	21.00	17.75	7.29	55.3	20.36	9.80
<b>Média</b>	<b>5.54</b>	<b>1.74</b>	<b>22.42</b>	<b>21.67</b>	<b>6.32</b>	<b>56.94</b>	<b>6.38</b>	<b>8.42</b>
<b>Máximo</b>	<b>6.20</b>	<b>2.65</b>	<b>27.00</b>	<b>25.80</b>	<b>7.29</b>	<b>73.8</b>	<b>31.27</b>	<b>9.80</b>
<b>Mínimo</b>	<b>4.30</b>	<b>1.05</b>	<b>11.00</b>	<b>17.75</b>	<b>5.63</b>	<b>30.0</b>	<b>0.00</b>	<b>7.03</b>
<b>d.p</b>	<b>0.63</b>	<b>0.52</b>	<b>4.02</b>	<b>2.61</b>	<b>0.38</b>	<b>4.70</b>	<b>10.24</b>	<b>0.83</b>
<b><i>p</i></b>	-	-	-	<b>&gt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>&gt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,01</b>

Tabela IX – Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et. al.* (1983) calculado para o fósforo total. d.p. significa desvio padrão.

	IET [PT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )]							Média da Estação	d.p
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
PN 2000/1	31	-	-	-	-	-	-	31	-
PRTG 2005/6	-	-	-	-	31	-	-	31	-
TIET 2050	49	63	50	52	63	63	62	58	6,67
BMIR 2800	66	63	60	56	68	63	63	63	3,95
JNDI 0500	56	57	60	52	53	60	52	56	3,59
PEBA 0100	53	30	63	63	63	63	49	55	12,48
PEBA 0900	50	50	73	50	50	46	46	52	9,50

	IET [PT( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )]												Média da Estação	d.p.
	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09		
TAIA 2008/9	28	28	27	28	30	30	30	30	30	30	30	30	29	1.14

Tabela X – Percentual de clorofila *a* e fósforo total acima do limite considerado eutrófico, segundo Wetzel, 2001 e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, respectivamente.

Estação Amostral	<i>n</i>	Valores acima do Limite (%)		
		Clorofila <i>a</i>	<i>n</i>	Fósforo total
<b>TIET 2050</b>	-	-	42	85.71
<b>BMIR 2800</b>	-	-	42	97.62
<b>JNDI 0500</b>	53	79.25	42	88.10
<b>PEBA 0100</b>	-	-	42	83.33
<b>PEBA 0900</b>	34	38.24	-	-
<b>Geral</b>	87	58.74	168	88.69

Tabela XI - Correlação das variáveis físicas e químicas (*n* = 18) com os eixos 1 e 2, no período de 2001 a 2007.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (Temp)	0,316	-0,385
pH (pH)	<b>0,612</b>	<b>-0,669</b>
Condutividade Elétrica (C.E.)	<b>0,734</b>	<b>0,546</b>
Fósforo Total (PT)	0,483	0,431
Oxigênio Dissolvido (OD)	<b>0,625</b>	<b>-0,508</b>
Turbidez (Turb.)	0,185	<b>0,559</b>
Nitrogênio Total (N.T.)	0,073	-0,027
Cobre Total (C.T.)	0,221	<b>-0,744</b>
Vazão (Vazão)	<b>0,834</b>	-0,251
<b>Variância explicada</b>	<b>62,63 %</b>	<b>13,22 %</b>

Tabela XII - Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 12) com os eixos 1 e 2, no período de julho 2008 a junho 2009.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (T. Água)	-0,524	-0,807
pH (pH)	0,573	-0,060
Condutividade Elétrica (C.E.)	0,040	-0,302
Fósforo Total (PT)	0,429	-0,804
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,802	-0,078
Turbidez (Turb.)	0,599	-0,075
Nitrogênio Total (N.T.)	0,218	-0,824
Profundidade (Prof)	-0,721	-0,258
Vazão (Vazão)	-0,895	-0,258
Transparência (Transp)	-0,638	0,494
Clorofila a (Clor a )	0,944	0,138
<b>Variância explicada</b>	<b>41,33%</b>	<b>24,13%</b>

Tabela XIII - Composição da comunidade zooplanctônica e sua frequência relativa no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (+) Presença do táxon / (-) Ausência do táxon. C – Constância das espécies.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09	Freq. Relativa (%)	C
<b>FILO ROTIFERA</b>														
<b>Classe Monogononta</b>														
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	16.67	O
<i>Brachionus angularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	25.00	A
<i>Brachionus mirus</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	41.67	A
<i>Cephalopedala forficata</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.33	O
<i>Collotheca</i> sp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Conochilus dossuarius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	91.67	C
<i>Conochilus unicornis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Filinia longiseta</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	16.67	O
<i>Gastropus stylifer</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	33.33	A
<i>Hexarthra intemedia</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	41.67	A
<i>Horaella thomassoni</i>	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+	-	+	58.33	C
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	+	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	50.00	A
<i>Keratella americana</i>	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	41.67	A
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Lecane papuana</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	16.67	O
<i>Macrochetus</i> sp	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	8.33	O
<i>Polyarthra vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Ptygura libera</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	25.00	A
<i>Synchaeta pectinata</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	75.00	C
<i>Synchaeta stylata</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	58.33	C
<i>Trichocerca capucina</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	75.00	C
<i>Trichocerca pussila</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	33.33	A
<i>Trichocerca similis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	8.33	O

Tabela XIII – continuação - Composição da comunidade zooplancônica e sua frequência relativa no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (+) Presença do táxon / (-) Ausência do táxon. *Constância* das espécies.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09	Freq.	C
<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>														
<b>Ordem Cyclopoida</b>														
Copepodito	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
Nauplio	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Tropocyclops prasinus</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	25.00	A
<b>Ordem Calanoida</b>														
Copepodito	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	41.67	A
Nauplio	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	75.00	C
<b>Ordem Harpacticoida</b>														
Copepodito	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	8.33	O
Nauplio	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	25.00	A
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>														
<b>Classe Branchiopoda</b>														
<i>Bosmina hagmanni</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	58.33	C
<i>Bosminopsis deitersi</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	25.00	A
<i>Diaphanosoma birgei</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	50.00	A
<i>Moina minuta</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	41.67	A
<b>FILO ARTHROPODA</b>														
<b>Classe Insecta</b>														
Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	8.33	O
Chironomidae	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	16.67	O

Tabela XIV – Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) dos diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Divisão Taxonômica</b>	<b>Jul/08</b>	<b>Ago/08</b>	<b>Set/08</b>	<b>Out/08</b>	<b>Nov/08</b>	<b>Dez/08</b>	<b>Jan/09</b>	<b>Fev/09</b>	<b>Mar/09</b>	<b>Abr/09</b>	<b>Mai/09</b>	<b>Jun/09</b>
Rotifera	47.743	26.594	30.705	138.754	82.053	95.068	157.066	113.723	50.852	131.027	59.628	53.060
Cyclopoida	244	59	164	186	441	202	1.369	3.488	2.819	2.102	2.750	238
Calaonida	104	0	8	5	15	0	407	0	132	277	285	51
Cladocera	240	30	22	95	509	1.335	46.831	1.972	1.028	81	5.032	4.872
Insecta	0	0	16	5	0	0	0	0	15	1304	0	0
Harpticoida	0	0	0	0	0	0	0	603	0	0	41	0
<b>TOTAL</b>	<b>48.332</b>	<b>26.683</b>	<b>30.915</b>	<b>139.044</b>	<b>83.019</b>	<b>96.605</b>	<b>205.674</b>	<b>119.786</b>	<b>54.846</b>	<b>134.792</b>	<b>67.736</b>	<b>58.221</b>

Tabela XV – Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09
<b>FILO ROTIFERA</b>												
<b>Classe Monogononta</b>												
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.445	1.528	0
<i>Brachionus angularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3.871	10.645	2.037	0	0
<i>Brachionus mirus</i>	9	0	0	0	189	0	0	0	2.019	1.630	509	0
<i>Cephalopedala forficata</i>	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Collotheca</i> sp	3.658	6.060	4.094	7.017	7.734	48.892	10.593	38.299	9.911	13.853	7.130	2.122
<i>Conochilus dossuarius</i>	17.127	4.445	599	905	2.452	3.492	2.037	114	15	412	41	0
<i>Conochilus unicornis</i>	1.349	4.134	3.994	20.372	54.513	28.909	96.562	5.500	1.468	26.687	11.714	2.546
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0	0	0	0	407	0	407	0	0
<i>Gastropus stylifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	611	2.386	4.686	0	424
<i>Hexarthra intemedia</i>	0	0	0	0	0	776	4.686	24.446	5.506	407	0	0
<i>Horaella thomassoni</i>	0	0	999	0	1.698	2.522	204	16	0	4	0	8
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	2	0	100	0	0	0	0	0	184	1.630	2.037	1.273
<i>Keratella americana</i>	0	0	499	453	377	0	0	0	367	407	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	50	652	1.098	905	6.036	776	11.816	7.334	3.304	3.667	6.112	5.942
<i>Lecane papuana</i>	0	0	0	0	0	0	0	204	0	407	0	0
<i>Macrochetus</i> sp	0	0	0	0	377	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	24.371	8.460	5.393	90.541	3.773	2.134	22.409	20.372	8.442	53.170	30.558	38.197
<i>Ptygura libera</i>	0	0	0	0	0	0	0	12.019	184	6.519	0	0
<i>Synchaeta pectinata</i>	36	2.148	5.592	15.166	2.641	582	0	0	5.689	12.019	0	1.273
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	8.089	2.943	1.320	2.328	611	122	0	29	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	1.141	696	48	453	943	4.656	8.149	204	0	0	0	424
<i>Trichocerca pussila</i>	0	0	0	0	0	0	0	204	551	611	0	849
<i>Trichocerca similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	184	0	0	0
<b>Subtotal</b>	<b>47.743</b>	<b>26.594</b>	<b>30.705</b>	<b>138.754</b>	<b>82.053</b>	<b>95.068</b>	<b>157.066</b>	<b>113.723</b>	<b>50.852</b>	<b>131.027</b>	<b>59.628</b>	<b>53.060</b>



Tabela XV – continuação - Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>												
<b>Ordem Cyclopoida</b>												
Copepodito	32	4	16	5	4	47	212	456	587	473	489	85
Nauplio	213	56	148	181	438	155	1.141	2.966	2.232	1.630	2.241	153
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0		0	0	0	0	16	65	0	0	20	0
<b>Subtotal</b>	<b>244</b>	<b>59</b>	<b>164</b>	<b>186</b>	<b>441</b>	<b>202</b>	<b>1.369</b>	<b>3.488</b>	<b>2.819</b>	<b>2.102</b>	<b>2.750</b>	<b>238</b>
<b>Ordem Calanoida</b>												
Copepodito	2	0	0	0	0	0	228	0	44	16	102	0
Nauplio	102	0	8	5	15	0	179	0	88	261	183	51
<b>Subtotal</b>	<b>104</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>407</b>	<b>0</b>	<b>132</b>	<b>277</b>	<b>285</b>	<b>51</b>
<b>Ordem Harpacticoida</b>												
Copepodito	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0
Nauplio	0	0	0	0	0	0	0	587	0	81	41	0
<b>Subtotal</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>603</b>	<b>0</b>	<b>81</b>	<b>41</b>	<b>0</b>
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>												
<b>Classe Branchiopoda</b>												
<i>Bosmina hagmanni</i>	0	0	0	0	26	109	293	326	0	179	20	17
<i>Bosminopsis deitersi</i>	240	30	22	95	483	1071	45429	652	73	391	4400	4838
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	16	20	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0	0	0	0	0	0	1108	33	176	130	367	17
<i>Moina minuta</i>	0	0	0	0	0	155	0	962	763	587	224	0
<b>Subtotal</b>	<b>240</b>	<b>30</b>	<b>22</b>	<b>95</b>	<b>509</b>	<b>1.335</b>	<b>46.831</b>	<b>1.972</b>	<b>1.028</b>	<b>1.304</b>	<b>5.032</b>	<b>4.872</b>



Tabela XVII – Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

	Jul/08	Ago/08	Set/08	Out/08	Nov/08	Dez/08	Jan/09	Fev/09	Mar/09	Abr/09	Mai/09	Jun/09
<b>FILO ROTIFERA</b>												
<b>Classe Monogononta</b>												
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.81	2.26	0.00
<i>Brachionus angularis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.23	19.41	1.51	0.00	0.00
<i>Brachionus mirus</i>	0.02	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00	3.68	1.21	0.75	0.00
<i>Cephalopedala forficata</i>	0.00	0.00	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Collotheca</i> sp	7.57	22.71	13.24	5.05	9.32	50.61	5.15	31.97	18.07	10.28	10.53	3.64
<i>Conochilus dossuarius</i>	35.44	16.66	1.94	0.65	2.95	3.62	0.99	0.10	0.03	0.31	0.06	0.00
<i>Conochilus unicornis</i>	2.79	15.49	12.92	14.65	65.66	29.92	46.95	4.59	2.68	19.80	17.29	4.37
<i>Filinia longiseta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.30	0.00	0.00
<i>Gastropus stylifer</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.51	4.35	3.48	0.00	0.73
<i>Hexarthra intemedia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.80	2.28	20.41	10.04	0.30	0.00	0.00
<i>Horaella thomassoni</i>	0.00	0.00	3.23	0.00	2.04	2.61	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	1.21	3.01	2.19
<i>Keratella americana</i>	0.00	0.00	1.62	0.33	0.45	0.00	0.00	0.00	0.67	0.30	0.00	0.00
<i>Keratella cochlearis</i>	0.10	2.44	3.55	0.65	7.27	0.80	5.74	6.12	6.02	2.72	9.02	10.21
<i>Lecane papuana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.30	0.00	0.00
<i>Macrochetus</i> sp	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Polyarthra vulgaris</i>	50.42	31.70	17.44	65.12	4.54	2.21	10.90	17.01	15.39	39.45	45.11	65.61
<i>Ptygura libera</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.03	0.33	4.84	0.00	0.00
<i>Synchaeta pectinata</i>	0.07	8.05	18.09	10.91	3.18	0.60	0.00	0.00	10.37	8.92	0.00	2.19
<i>Synchaeta stylata</i>	0.00	0.00	26.16	2.12	1.59	2.41	0.30	0.10	0.00	0.02	0.00	0.00
<i>Trichocerca capucina</i>	2.36	2.61	0.16	0.33	1.14	4.82	3.96	0.17	0.00	0.00	0.00	0.73
<i>Trichocerca pussila</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	1.00	0.45	0.00	1.46
<i>Trichocerca similis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>98.78</b>	<b>99.67</b>	<b>99.32</b>	<b>99.79</b>	<b>98.84</b>	<b>98.41</b>	<b>76.37</b>	<b>94.94</b>	<b>92.72</b>	<b>97.21</b>	<b>88.03</b>	<b>91.13</b>

Tabela XVII – continuação - Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>												
<b>Ordem Cyclopoida</b>												
Nauplio	0.44	0.21	0.48	0.13	0.53	0.16	0.55	2.48	4.07	1.21	3.31	0.26
Copepodito	0.07	0.01	0.05	0.00	0.00	0.05	0.10	0.38	1.07	0.35	0.72	0.15
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	0.00	0.00	0.03	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.51</b>	<b>0.22</b>	<b>0.53</b>	<b>0.13</b>	<b>0.53</b>	<b>0.21</b>	<b>0.67</b>	<b>2.91</b>	<b>5.14</b>	<b>1.56</b>	<b>4.06</b>	<b>0.41</b>
<b>Ordem Calanoida</b>												
Nauplio	0.21	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.09	0.00	0.16	0.19	0.27	0.09
Copepodito	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.08	0.01	0.15	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.22</b>	<b>0.00</b>	<b>0.03</b>	<b>0.00</b>	<b>0.02</b>	<b>0.00</b>	<b>0.20</b>	<b>0.00</b>	<b>0.24</b>	<b>0.21</b>	<b>0.42</b>	<b>0.09</b>
<b>Ordem Harpacticoida</b>												
Nauplio	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.00	0.06	0.06	0.00
Copepodito	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.50</b>	<b>0.00</b>	<b>0.06</b>	<b>0.06</b>	<b>0.00</b>
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>												
<b>Classe Branchiopoda</b>												
<i>Bosmina hagmanni</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.11	0.14	0.27	0.00	0.13	0.03	0.03
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0.50	0.11	0.07	0.07	0.58	1.11	22.09	0.54	0.13	0.29	6.50	8.31
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	0.03	0.00
<i>Diaphanossoma birgei</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.54	0.03	0.32	0.10	0.54	0.03
<i>Moina minuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.80	1.39	0.44	0.33	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.50</b>	<b>0.11</b>	<b>0.07</b>	<b>0.07</b>	<b>0.61</b>	<b>1.38</b>	<b>22.77</b>	<b>1.65</b>	<b>1.87</b>	<b>0.97</b>	<b>7.43</b>	<b>8.37</b>

Tabela XVII – continuação - Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>FILO ARTHROPODA</b>													
<b>Classe Insecta</b>													
Chaoburus	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
Chironomini	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.05</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.03</b>	0.00	0.00	0.00
<b>TOTAL</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>

Tabela XVIII – Valores de riqueza (número de táxons) total e relativa registrado para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica, no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Divisão</b>	<b>Jul/</b>	<b>Ago/</b>	<b>Set/</b>	<b>Out/</b>	<b>Nov/</b>	<b>Dez/</b>	<b>Jan/</b>	<b>Fev/</b>	<b>Mar/</b>	<b>Abr/</b>	<b>Mai/</b>	<b>Jun/</b>	<b>Total</b>	<b>Riqueza</b>
<b>Taxonômica</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>de</b>	<b>Relativa</b>
													<b>Taxa</b>	<b>(%)</b>
<b>Rotifera</b>	8.00	7.00	12.00	9.00	12.00	10.00	9.00	14.00	15.00	18.00	8.00	10.00	23.00	62.16
<b>Cyclopoida</b>	2.00	2.00	2.00	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	2.00	2.00	3.00	2.00	3.00	8.11
<b>Calanoida</b>	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	2.00	0.00	2.00	2.00	2.00	1.00	2.00	5.41
<b>Cladocera</b>	1.00	1.00	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	4.00	4.00	5.00	5.00	3.00	5.00	13.51
<b>Insecta</b>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	2.00	5.41
<b>Harpaticoida</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.00	1.00	1.00	0.00	2.00	5.41
<b>TOTAL</b>	<b>12.00</b>	<b>10.00</b>	<b>17.00</b>	<b>11.00</b>	<b>16.00</b>	<b>15.00</b>	<b>17.00</b>	<b>23.00</b>	<b>24.00</b>	<b>28.00</b>	<b>19.00</b>	<b>16.00</b>	<b>37.00</b>	<b>100.00</b>

Tabela XIX – Índice de diversidade (bits) e equitatividade registrados para a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

Índice	Jul/08	Ago/08	Set/08	Out/08	Nov/08	Dez/08	Jan/09	Fev/09	Mar/09	Abr/09	Mai/09	Jun/09	MÉDIA
<b>Diversidade</b>	1.18	1.70	1.97	1.15	1.36	1.43	1.62	1.97	2.33	2.00	1.74	1.31	<b>1.65</b>
<b>Equitatividade</b>	0.47	0.74	0.70	0.48	0.49	0.53	0.57	0.63	0.73	0.60	0.52	0.39	<b>0.57</b>

Tabela XX - Correlação das densidades numéricas dos grupos zooplanctônicos (n = 12) com os eixos 1 e 2.

Grupo Taxonômico	Componentes Principais	
	1	2
Rotífera	<b>0,517</b>	-0,010
Copepoda Cyclopoida	<b>0,795</b>	0,165
Copepoda Calanoida	<b>0,710</b>	-0,237
Cladocera	<b>0,817</b>	<b>-0,515</b>
<b>Variância explicada</b>	<b>72,107%</b>	<b>14,867%</b>

Tabela XXI – Correspondência canônica entre a comunidade zooplanctônica e variáveis ambientais (n = 16) com os eixos 1 e 2.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (T. Água)	0,126	-0,920
pH (pH)	0,285	0,697
Condutividade Elétrica (C.E.)	-0,651	-0,590
Fósforo Total (PT)	-0,500	-0,703
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,640	0,523
Turbidez (Turb.)	-0,366	0,513
Nitrogênio Total (N.T.)	-0,643	-0,672
Profundidade (Prof)	0,766	-0,327
Vazão (Vazão)	0,746	-0,529
Transparência (Transp)	0,632	0,391
Clorofila a (Clor a)	-0,786	0,535
<b>Variância explicada</b>	<b>42,00%</b>	<b>36,50%</b>

Tabela XXII – Matriz de similaridade de Sorensen entre Taiapuêba e as demais represas que compõe o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.

Estação Amostrai	nº total de espécies	nº de espécies Comuns em ambas as estações	nº de espécies exclusivas de Taiapuêba	nº de espécies exclusivas de outra represa	Ss
<b>TAIA</b>					100.0
<b>2008/9</b>	32	32	0	0	0
<b>PN 2001/2</b>	31	21	11	10	66.67
<b>PRTG</b>					
<b>2005/6</b>	55	19	13	36	43.68
<b>BMIR 2800</b>	37	13	19	24	37.68

## **BANCO DE IMAGENS**



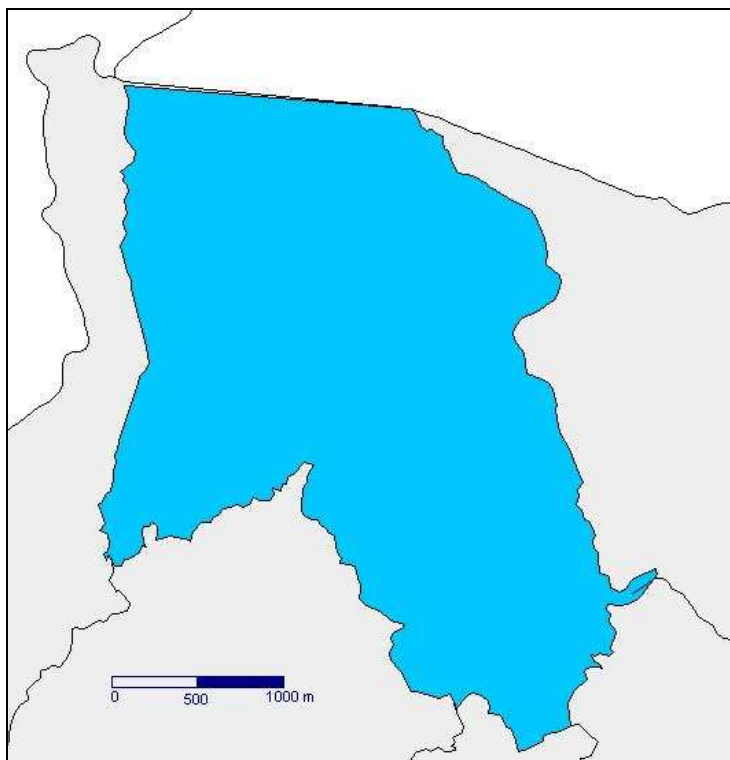


Foto 1 - Desenho cartográfico e imagem de satélite do reservatório de Taiapuêba. Fonte Sabesp.



Foto 2. Imagem do reservatório de Taiapuêba, com visualização angular diferenciada da estação de captação de água.



Foto 3. Visão detalhada da estação de captação de água e imagem geral do reservatório.



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

**ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTONICA E  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE  
TIAÇUPEBA – SÃO PAULO, SUBMETIDO À APLICAÇÃO  
DE ALGICIDA**

**Ivan Vanderley Silva**

**Orientador: Julio Vicente Lombardi**

**Co-orientador: Suzana Sendacz**

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**  
**Mai - 2010**

**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**

**ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTONICA E  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE  
TIAAÇUPEBA – SÃO PAULO, SUBMETIDO À APLICAÇÃO  
DE ALGICIDA**

**Ivan Vanderley Silva**

**Orientador: Julio Vicente Lombardi**

**Co-orientador: Suzana Sendacz**

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

**São Paulo**  
**Maio – 2010**

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

V284e

Vanderley Silva, Ivan

Estudo da comunidade zooplânctônica e qualidade da água do Reservatório de Taiaçupeba-São Paulo, submetido à aplicação de algicida. / Ivan Vanderley Silva. – São Paulo, 2010.  
vii, 119f. ; il. ; tab.

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

Orientador: Júlio Vicente Lombardi

Co-orientador: Suzana Sendacz

1. Zooplâncton. 2. Qualidade da água. 3. Reservatório. 4. Algicida.  
5. Sulfato de cobre. I. Lombardi, Júlio Vicente (orientador). II. Sendacz, Suzana (co-orientador). III. Título.

CDD 591.92

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**

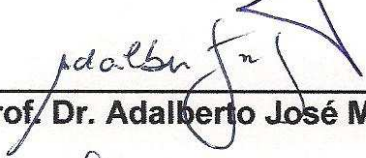
**“ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E QUALIDADE  
DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE TAIACUPEBA – SÃO  
PAULO/SP, SUBMETIDO À APLICAÇÃO DE ALGICIDA”**

**AUTOR: Ivan Vanderley Silva**

**ORIENTADOR: Julio Vicente Lombardi**  
**Co-Orientador: Suzana Sendacz**

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

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Julio Vicente Lombardi

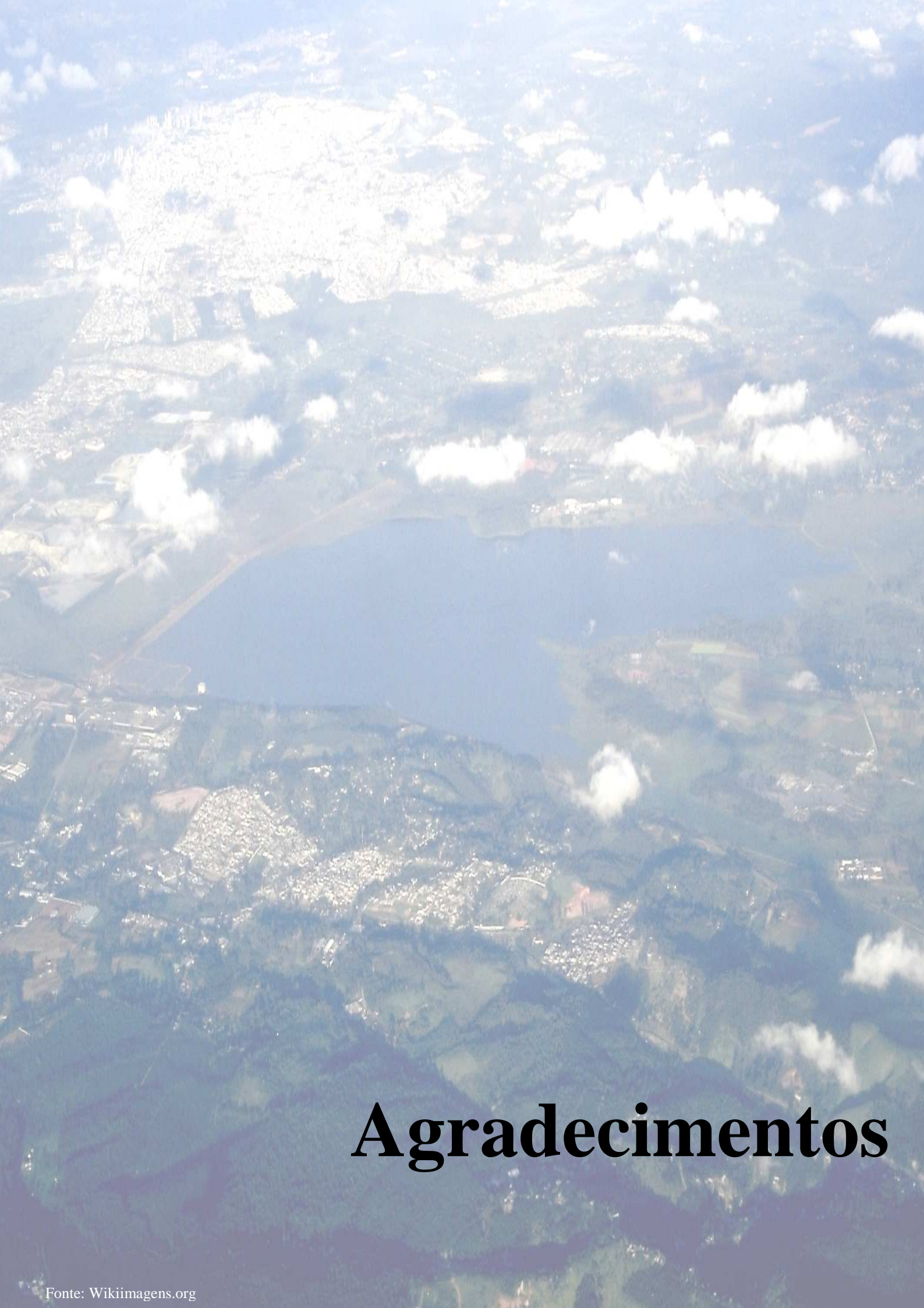
  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Adalberto José Monteiro Jr.

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Cacilda Thais Janson Mercante

Data da realização: 25 de maio de 2010

\_\_\_\_\_  
Presidente da Comissão Examinadora  
Prof. Dr. Julio Vicente Lombardi





# Agradecimentos

## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível com o auxílio de muitas pessoas amigas e de diversas instituições, entre elas:

O Instituto de Pesca - APT/SAA pela viabilidade logística deste trabalho junto ao programa de pós-graduação em Aquicultura e Pesca.

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP pela autorização para realização dos estudos no reservatório e apoio de infraestrutura para realização das coletas.

A Secretaria de Recursos Naturais e Meio Ambiente de Barueri, em nome do Secretário Antônio Carlos Pasinato, pela anuência e tornar possível a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Água e Energia Elétrica – DAEE pela colaboração no fornecimento de dados climáticos e de operação.

À Dra. Suzana Sendacz, pelos dois anos de amadurecimento científico, confiança no meu trabalho, incentivos, pelo aprendizado no campo, no laboratório e, principalmente, no meio do trabalho e que culminaram com uma grande e valiosa amizade.

Dr. Julio Lombardi pela orientação, sugestões, incentivos, oportunidades e boa convivência.

Ao técnico do laboratório do Instituto de Pesca, Luiz Cláudio dos Santos Evangelista, pela amizade, análise física e química, constantes bate papos e todo apoio concedido, que junto com Marcão, autor de uma celebre frase de coleta, e o Dr. Adalberto tornaram as coletas muito mais divertidas e proveitosas.

A amiga Ariane, zocompanheira, cuja simplicidade e amizade superaram momentos difíceis de laboratório.

Aos docentes, funcionários e colegas do Instituto de Pesca e da Secretaria de Recursos Naturais e Meio Ambiente de Barueri pelas facilidades concedidas e agradável convivência.

Aos colegas João, Serginho, Cibele, Priscila, Felipe, Débora, Camila, Natália, Ivan, Ricardo por todo auxílio e pela alegre convivência.

### **Em especial**

Durante o desenvolvimento do projeto há momentos difíceis de descréditos, descrenças, desvalorização pessoal... e momentos felizes, com acertos, resultados, auto-estima....

Pessoas como minha esposa Rosângela, meus filhos Erick e Allan, meus pais Jair e Maria José (Nenê), meu irmão Ivo, minha sogra Cristina, meus cunhados Preto e Antônio e família, primos e amigos, me fortalecem e supervalorizaram, sem conseguir quantificar o quanto foram importantes. Agradeço a todo amor dedicado, sem o qual tudo teria sido bem mais difícil.

Em fim, a todos que de alguma forma colaboraram para realização deste trabalho, meu Muito Obrigado!!!!!!



# Índices

## ÍNDICE GERAL

Resumo.....	02
Abstract.....	03
1. INTRODUÇÃO.....	05
1.1 Caracterização da problemática .....	05
1.2 Rede de monitoramento e Eutrofização.....	07
1.3 Aspectos da aplicação de sulfato de cobre .....	11
1.4 Comunidade Zooplanctônica .....	14
1.5 Área de estudo – Reservatório de Taiaçupeba e o SPAT .....	17
2. OBJETIVO GERAL.....	20
2.1 Objetivos específicos.....	20
3. JUSTIFICATIVA.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	25
4.2 Dados climáticos.....	25
4.3 Zooplâncton.....	26
4.4 Análise dos dados.....	26
4.4.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	26
4.4.2 Zooplâncton.....	27
5. RESULTADOS.....	32
5.1 Dados Climáticos .....	32
5.2 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	32
5.2.1 SPAT - Série histórica 2001 – 2007.....	32
5.2.2 TAIACUPEBA - julho de 2008 a junho de 2009.....	34
5.2.3 Comparação entre a série histórica e coletas recentes.....	35
5.2.4 Índice de estado trófico.....	35
5.2.5 Análise multivariada.....	36
5.2.5.1 SPAT - Série histórica 2001 – 2007.....	36
5.2.5.2 TAIACUPEBA - julho de 2008 a junho de 2009...	37
5.3 Comunidade zooplanctônica.....	38
5.3.1 Composição e frequência de ocorrência.....	38
5.3.2 Densidade numérica.....	39
5.3.3 Abundância relativa.....	40
5.3.4 Riqueza, Diversidade e Equitatividade.....	41
5.3.5 Análise Multivariada e Similaridade.....	42
6. DISCUSSÃO.....	46
6.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	46
6.2 Comunidade zooplanctônica.....	52
CONCLUSÕES .....	62
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
ANEXOS .....	78
FIGURAS.....	79
TABELAS .....	91
BANCO DE IMAGENS .....	116
AGRADECIMENTOS .....	i

## INDICE DE FIGURAS E TABELAS

### FIGURAS

1.	Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceira, Região Metropolitana de São Paulo.	<b>80</b>
2.	Esquema do significado da representação do gráfico tipo “Box-plot”.....	<b>81</b>
3.	Comparação entre os volumes de precipitação da média calculada para série histórica de 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>82</b>
4.	Comparação entre a vazão (captação pela SABESP e descarga no rio Taiapuê) da média calculada para série histórica 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>82</b>
5.	Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e no período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>83</b>
6.	Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de 2001 a 2007, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>86</b>
7.	Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>87</b>
8.	Análise em componentes principais sobre os grupos taxonômicos do zooplâncton no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009.....	<b>88</b>
9.	Análise em correspondência canônica entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e as variáveis ambientais no plano fatorial 1-2.....	<b>89</b>
10.	Dendograma da análise de agrupamento entre Taiapuê e as demais represas que compõe o Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>90</b>

## TABELAS

I.	Algumas características dos reservatórios que compõem o sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras, Região Metropolitana de São Paulo.....	92
II.	Estações amostrais definidas no sistema produtor alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados .....	93
III.	Variáveis ambientais amostradas e síntese da metodologia analítica utilizada.....	95
IV.	Classificação de Salas & Martino para o índice de Estado Trófico para fósforo total.....	95
V.	Valores de precipitação (mm) no reservatório Taiaçupeba, na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais.....	96
VI.	Valores de vazão (m <sup>3</sup> /s) (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba), na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais.....	97
VII.	Concentração das variáveis ambientais nas estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de n amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007.....	98
VIII.	Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiaçupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. ....	100
IX.	Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo <i>et. al.</i> (1983) calculado para o fósforo total.....	102
X.	Percentual de clorofila a e fósforo total acima do limite considerado eutrófico, segundo Wetzel, 2001 e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, respectivamente.....	103
XI.	Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 18) com os eixos 1 e 2, no período de 2001 a 2007.....	103
XII.	Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 12) com os eixos 1 e 2, no período de julho 2008 a junho 2009.....	104
XIII.	Composição da comunidade zooplanctônica e sua freqüência relativa	105

	no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	
XIV.	Densidade numérica (org./m <sup>3</sup> ) dos diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	107
XV.	Densidade numérica (org./m <sup>3</sup> ) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	108
XVI.	Abundância relativa (%) registrada para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	110
XVII.	Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	111
XVIII.	Valores de riqueza (número de táxons) total e relativa registrado para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	113
XIX.	Índice de diversidade (bits) e equitatividade registrados para a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	114
XX.	Correlação das densidades numéricas dos grupos zooplanctônicos (n = 12) com os eixos 1 e 2.....	114
XXI.	Correspondência canônica entre a comunidade zooplanctônica e varáveis ambientais (n = 16) com os eixos 1 e 2.....	115
XXII.	Matriz de similaridade de Sorensen entre Taiapuêba e as demais represas que compõe o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	115

## **BANCO DE IMAGENS**

Foto 1.	Desenho cartográfico e imagem de satélite do reservatório de Taiapuêba. ....	117
Foto 2.	Imagem do reservatório de Taiapuêba, com visualização angular diferenciada da estação de captação de água. ....	118
Foto 3.	Visão detalhada da estação de captação de água e imagem geral do reservatório. ....	119





# Resumo

## RESUMO

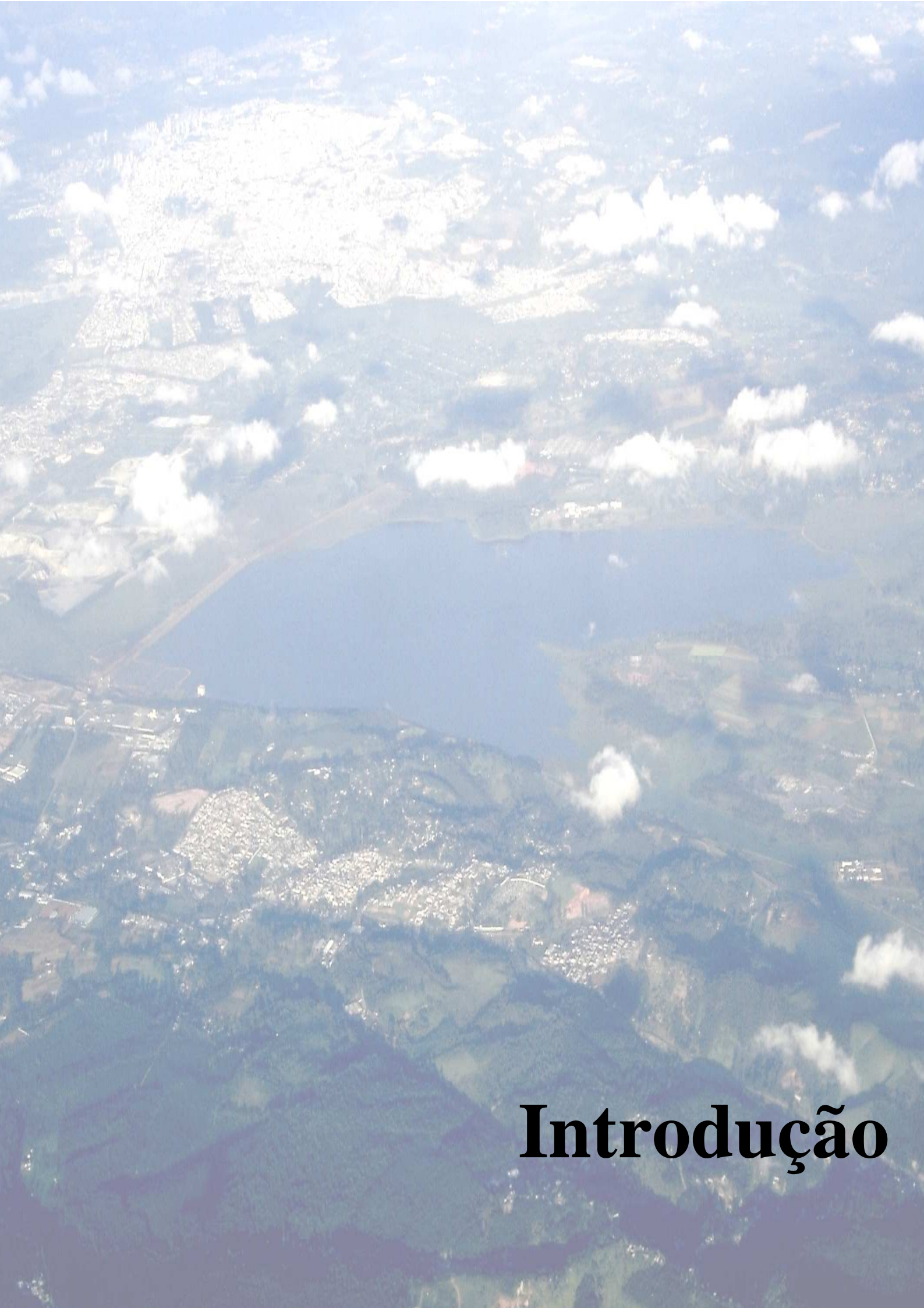
A eutrofização artificial evidencia a característica dos reservatórios da América Latina, que são construídos próximos aos grandes centros urbanos para promover o desenvolvimento regional. Em consequência, alterações na qualidade cênica da água e o manejo hidráulico do sistema promovem interferências na dinâmica da comunidade planctônica e põe em discussão o tratamento de algicida no controle de florações de algas, na preservação da vida aquática e no gerenciamento eficiente de reservatórios. A evolução do estado trófico do reservatório de Taiapuê, responsável pelo fornecimento de 12m<sup>3</sup>/s para a RMSP, foi avaliada neste estudo, bem como a estrutura da comunidade zooplanctônica, sob influência da constante adição de sulfato de cobre, face às variáveis ambientais que refletem a qualidade da água, ao longo de um ciclo sazonal. Os resultados apresentaram elevadas concentrações de fósforo total (média de 0,06mg/l) e explicam a condição eutrófica e hipereutrófica reportada pela CETESB no período de 2001 a 2007. A dinâmica física e química da água e o estabelecimento do zooplâncton foram afetados pelas funções de força do controle químico e vazão, a qual o corpo d'água está submetido. Em consequência, a comunidade zooplanctônica apresentou densidade limitada, que variou de 26.683 org/m<sup>3</sup>, em ago/08 a 205.674 org/m<sup>3</sup>, em jan/09, baixa diversidade, prevalência de organismos de menor tamanho e predomínio de espécies r-estrategistas. Rotifera foi o grupo dominante; *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* estiveram associadas ao período sob maior influência do tratamento (julho a dezembro de 2008). Cladocera e Copepoda, principalmente, Calanoida apresentaram maior sensibilidade ao manejo. Os cladocera *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmani* e o copepode cyclopoide *Tropocyclops prasinus* foram registrados após a redução da ação algicida. Por outro lado, efeitos indiretos, como redução da disponibilidade de alimento e competição por recursos foram provavelmente favoráveis ao cladocera *Bosminopsis detersii*. Neste estudo, o reservatório apresentou ação seletiva e simplificação da cadeia trófica.

PALAVRAS CHAVES: ZOOPLÂNCTON, QUALIDADE DA ÁGUA, RESERVATÓRIO, ALGICIDA, SULFATO DE COBRE.

## ABSTRACT

The artificial eutrophication reflects the features of Latin America reservoirs, constructed to promote regional development usually near important urban centers. As a result, changes of the scenic water quality and of the hydraulic management of the system cause in turn changes on the dynamic of the planktonic community and bring to discussion the control of algae blooms by algaecide, the preservation of aquatic life and the management of reservoirs. The evolution of the trophic state of Taiaçupeba Reservoir, responsible by the water supply of 12m<sup>3</sup>/s to RMSP, was evaluated in this study, as well as the zooplankton community, under the influence of the constant addition of copper sulphate, and environmental variables which reflect the water quality, during a seasonal cycle. The results showed high concentrations of total phosphorus (average 0.06mg/l) and explained the eutrophic and hipereutrophic conditions reported by CETESB from 2001 to 2007. Physical and chemical water dynamics and the establishment of the zooplankton community were imposed by forcing factors submitted to this water body, as chemical addition and water flow control. As a consequence, the zooplankton community showed limited densities, which ranged between 26.683 org/m<sup>3</sup>, in Aug/08 to 205.674 org/m<sup>3</sup>, in Jan/09, low diversity values, small size organisms and r-strategist species. Rotifera was the most important group; *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* and *Synchaeta pectinata* were associated to the period under the treatment influence (july to December/2008). Cladocera and Copepoda, mainly Calanoida, showed a higher sensivity to the mamagement. The cladocerans *Diaphanossoma birgei* and *Bosmina hagmanni* and the cyclopoid copepod *Tropocyclops prasinus* were registered after the reduction of the algaecide action. In the other hand, indirect effects, as a decrease of both the available food and resource competition were probably favorable to the cladoceran *Bosminopsis detersii*. The studied reservoir showed selective action and simplify trophic net.

KEY WORDS: ZOOPLANKTON, WATER QUALITY, RESERVOIR, ALGICIDE, COPPER SULFATE



# Introdução

## INTRODUÇÃO

### 1.1 Caracterização da problemática

Muitas civilizações emergiram as margens de rios e fizeram da construção de represas um dos mais antigos ramos da engenharia, cujos propósitos variavam desde o fornecimento de água para irrigação, controle de enchentes e abastecimento público, até a manutenção dos cursos d'água para navegação e recreação (BAXTER, 1977). Posteriormente, com o advento da industrialização e evolução tecnológica, o armazenamento da água objetivou o fornecimento de energia (MATHENY, 1976).

De fato, a construção de grandes reservatórios no Brasil teve início em meados dos anos 50 e desde então inúmeros ecossistemas lacustres artificiais foram criados (ESTEVES, 1988). Apesar do importante papel social e econômico para a sociedade humana, propiciando o desenvolvimento industrial, agrícola e urbano (BAXTER, 1977; TUNDISI, 2003), revelaram-se uma das maiores experiências humanas na modificação de ecossistemas naturais (RODGHER *et al.*, 2005).

Variados impactos e problemas ecológicos surgiram em respostas aos benefícios advindos: alteração da qualidade da água, mudanças no corpo d'água que passa de lótico para lêntico (BAXTER, 1977), aumento no tempo de residência, surgimento de patógenos ou de vetores de doenças (ODUM, 1985; MUCCI, 1993) e, principalmente, a eutrofização artificial (ESTEVES, 1988; CARPENTER, 2005).

O processo de eutrofização tem-se intensificado e talvez seja o principal problema observado nas águas superficiais através do mundo. Este é um fenômeno particularmente grave nos países tropicais subdesenvolvidos, nos quais o crescimento demográfico e os problemas sociais contribuem para a falta de planejamento urbano (CALEFFI, 2000).

O carregamento de nutrientes para os corpos d'água dá origem a uma reação em cadeia que resulta na quebra da homeostase (ESTEVES, 1988), induz mudanças no metabolismo do ecossistema e provoca alterações na dominância e abundância das espécies que formam a comunidade lacustre (MACLACHLAN, 1974; TUNDISI, 2003).

De fato, inúmeros fatores podem influenciar a composição, abundância relativa e densidades numéricas da comunidade zooplanctônica (SAMPAIO *et. al.*, 2002). Em geral pode-se citar a temperatura (ALLAN, 1976; EDMONDON, 1965), condutividade (PINTO COELHO, *et. al.* 1998) e o estado sucessional (HUTCHINSON, 1967). A predação, a qualidade, a variabilidade de alimento (KERFOOT & PETERSON, 1980) e a competição agem simultaneamente, em diferentes graus e locais (SAMPAIO *et. al.*, 2002).

Segundo Attayde & Bozelli (1998) a capacidade sensitiva de determinadas espécies aos distúrbios antropogênicos são reveladas pelas alterações na composição da comunidade. Assim, atribuem aos organismos zooplanctônicos, por responder prontamente às variações ambientais, a função de indicadores ecológicos, o que permite utilizá-los como ferramentas auxiliares no entendimento das interações entre os processos físicos e as respostas biológicas (MARGALEF, 1991).

Neste sentido, Zago (1976) e Blancher (1984) relataram que o domínio de rotíferos e cladóceros são indicativos de lagos eutróficos. Para ROCHA *et. al.* (1995), independente do estado trófico, há nos reservatórios o predomínio em número e espécies de rotíferos (média 35 táxons/reservatório) sobre cladóceros e copépodos. Porém, em termos de biomassa, a contribuição desse grupo é pequena, devido ao reduzido tamanho (BLANCHER, 1984; MATSUMURA-TUNDISI *et. al.*, 1989).

A conciliação de propriedades sistêmicas e populacionais é fundamental para uma completa compreensão do ambiente físico e químico (LEWIS JR, 1979; NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996), visto que uma das consequências do excesso de nutrientes é a indução da floração de algas tóxicas (MATSUMURA-TUNDISI, 1986) e casos de intoxicação a animais silvestres, domésticos e ao homem tem sido registrado em todo o mundo (CARMICHAEL 1994).

Button *et. al.* (1977) revelam que há mais de 100 anos o controle das algas tóxicas, principalmente cianobactérias, tem sido realizado pela aplicação de sulfato de cobre como algicida, pois este reduz a capacidade fotossintética

(STEEMAN NIELSEN & KAMP-NIELSEN, 1970) e inibe a divisão celular (ERICKSON, 1972).

No entanto, sua aplicação causa impactos negativos ao ambiente; como mortalidade de peixes e invertebrados, alterações sucessionais, maior persistência na coluna d'água na forma dissolvida ou associada a sólidos suspensos, ácidos húmicos e aminoácidos (BROWN, SHAW & SHURBEN, 1974; HAWKINS & GRIFFITHS, 1986) e bioacumulação em microalgas (GUANZON *et al.* 1995).

Portanto, dentro de uma abordagem ecológica, a tomada de decisão relacionada ao manejo ambiental contempla estudos relativos à estrutura e função do ecossistema, para conhecimento de seu comportamento frente à diversas perturbações e consiste na habilidade de se monitorar e avaliar os efeitos antropogênicos (ODUM, 1985). Pode-se assim, inferir que o rearranjo estrutural da comunidade zooplanctônica pode ser o prelúdio de um declínio abrupto na funcionalidade do reservatório (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

## **1.2 Rede de Monitoramento e Eutrofização**

Com o agravamento da poluição dos corpos d'águas, a CETESB em 1974 iniciou a operação de uma rede de monitoramento da qualidade das águas interiores com 47 pontos de amostragem. Desde então, houve alterações no número de pontos amostrados, freqüências das coletas e das variáveis avaliadas. Em 2008 foram 408 estações, incluindo o monitoramento automático e a rede de sedimento (CETESB, 2008).

O monitoramento sistemático do reservatório de Taiaçupeba teve início em 2001, com duas estações amostrais: o primeiro no braço do rio Taiaçupeba mirim, em função da ocupação irregular de suas margens e do lançamento de efluentes industriais ao longo de sua bacia de drenagem; o segundo na captação de água da SABESP. Apesar de mantida a estação amostral no Rio Taiaçupeba, as variáveis específicas analisadas foram direcionadas para o abastecimento público.

Os principais objetivos da rede de monitoramento da CETESB são:

- avaliar a evolução da qualidade das águas interiores dos rios e reservatórios do Estado;

- propiciar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas;
- subsidiar o diagnóstico e controle da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público, verificando se suas características são compatíveis com o tratamento existente, bem como para os múltiplos usos;
- oferecer subsídio técnico para a elaboração/reformulação dos planos de bacia e relatórios de situação dos recursos hídricos, assim como para a implantação da cobrança pelo uso da água, realizados pelos Comitês de Bacias Hidrográficas em nível Estadual e Federal, no território do Estado de São Paulo;
- fornecer subsídios para a implementação da Política Nacional de Saneamento Básico (lei 11.445/2007) e,
- identificar trechos de rios onde a qualidade de água possa estar mais degradada, possibilitando ações preventivas e corretivas da CETESB e de outros órgãos, como a construção de estações de tratamento de esgotos (ETEs) pelos municípios ou a adequação de lançamentos industriais.

São realizadas amostragens bimestrais estruturadas em 22 bacias hidrográficas, conforme divisão estabelecida pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos, lei nº 9.034/1994, que visam observar as variações que ocorrem na qualidade da água ao longo de uma estação sazonal em função da atividade humana e das mudanças climáticas (CETESB, 2008).

Entre as principais fontes de poluição das águas destacam-se as cargas pontuais de origem doméstica e industrial e as cargas difusas de origem urbana e agrícola, que devido aos variados poluentes que possam carrear e as diferentes formas de aporte, tornam a análise sistemática de todos os parâmetros inexequível. De fato, são analisados pela CETESB cerca de 50 variáveis físicas, químicas, hidrobiológicas, microbiológicas e ecotoxicológicas mais representativas do corpo d'água, sendo elas:



- a) **Variáveis físicas:** absorvância no ultravioleta, coloração, série de resíduos (dissolvido, total e volátil), temperatura da água e do ar, turbidez e transparência;
- b) **Variáveis químicas:** alumínio, bário, cádmio, carbono orgânico dissolvido, chumbo, cloreto, cobre, condutividade específica, cromo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5,20), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro, fluoreto, fósforo total, manganês, mercúrio, níquel, óleos e graxas, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH, potássio, potencial de formação de trihalometanos, série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito), sódio, sulfato, surfactantes e zinco.
- c) **Variáveis Microbiológicas:** coliformes termotolerantes.
- d) **Variáveis Hidrobiológicas:** clorofila a, fitoplâncton e zooplâncton.
- e) **Variáveis Toxicológicas:** microcistinas, ensaio de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *V. fischeri* (Sistema microtox); ensaio de toxicidade crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e ensaio de mutação reversa (teste de Ames).

Para fornecer informações de fácil compreensão ao público leigo, a CETESB utiliza índices específicos formados a partir da integração de diferentes variáveis ambientais que refletem: a qualidade da água de abastecimento público (IAP), a prevenção da vida aquática (IVA) e a balneabilidade (IB).

Contudo, instrumentos legais, subsidiados por conhecimento tecnológico e dependendo do uso ao qual o corpo d'água está destinado, estabelecem padrões de qualidade regulamentares que assegurem e protejam a saúde pública e o meio ambiente, além de atenderem fatores econômicos, de segurança e de prioridades nacional (PIRES, 2001; PORTO *et. al.* 1991).

Na esfera federal, a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA estabelece treze classes segundo os usos preponderantes

a que são destinadas as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Todavia, os padrões de potabilidade da água para abastecimento público são definidas pela Portaria do Ministério da Saúde n<sup>o</sup> 518/2004.

A Política Nacional de Meio Ambiente, lei n<sup>o</sup> 6938/1981, o Código Ambiental, lei n<sup>o</sup> 9605/1998, e no Estado de São Paulo, a lei n<sup>o</sup> 997/1979, dispõem sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, corroboram e fornecem suporte aos órgãos ambientais e fiscalizadores. Em 1997 foi sancionada a lei n<sup>o</sup> 9.433 que definiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, um instrumento importante para a ordenação territorial do País.

Segundo Tundisi (2003), apesar da promulgação de legislações avançadas que, se efetivamente implementadas, garantirão às gerações futuras a disponibilidade de água em condições adequadas, torna-se necessário superar a falta de percepção do poder público sobre a gravidade da escassez de água e todos os problemas advindos, unificar o gerenciamento do recurso hídrico, contornar a ausência de receptividade entre administradores públicos e usuários no processo de constituição de parcerias e, principalmente, reduzir a deterioração da qualidade da água.

O Plano de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo elaborado para o período de 2004/2007 apresenta valores estimados para a carga poluidora da UGRHs Alto Tietê de 1.386.526 Kg/DBO/dia e previsão de tratamento de esgoto de 45,55 m<sup>3</sup>/s, que se contrapõem à demanda global de 90,23 m<sup>3</sup>/s (SÃO PAULO, 2006).

Essa carga remanescente de esgoto não tratado de 779.632 Kg/DBO/dia, assim como o efluente final das estações de tratamento de esgoto (SÃO PAULO *op. cit*), são destinados aos corpos d'águas continentais ou zonas costeiras, cujo aporte de nitrogênio e fósforo provoca a deterioração dos ecossistemas aquáticos, potencializa a ocorrências de florações de algas tóxicas (AZEVEDO, *et. al.*, 1994; CARMICHAEL, 1992) e, conseqüentemente, eleva os custos do tratamento e obtenção de água.

Portanto, é preciso transformar a oratória e os planos em ações efetivas sobre o uso e ocupação do solo, investir em estações de tratamento de esgoto, em redes interceptadoras (CETESB, 1995), projetar modelos de unidades de

conservação que procurem conciliar preservação da biodiversidade e desenvolvimento social (MONTEIRO JUNIOR, 2006), identificar organismos indicadores de qualidade de água para minimizar as fontes de contaminação do ecossistema, pois apenas as legislações ambientais propostas não asseguram a proteção dos recursos hídricos, visto que o aporte de poluentes aos reservatórios e demais corpos d'água tem aumentado significativamente nas últimas décadas (TUNDISI, 2005).

### **1.3 Aspectos da aplicação de sulfato de cobre**

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de 2006, prevê que a população total da UGRHI Alto Tietê, em 2010, deverá se situar em torno de 20 milhões de habitantes, cuja demanda estimada de água, em 2007, ultrapassou os 90 m<sup>3</sup>/s. Acrescenta-se a este panorama o aumento no lançamento de esgotos em córregos afluentes com conseqüente deterioração e diminuição da capacidade de depuração dos reservatórios, que para continuidade no fornecimento de água e controle de algas nocivas são submetidos a aplicação de algicidas químicos, como o sulfato de cobre (BUTTON, 1977).

A sulfatação tem sido utilizada mundialmente em concentrações que variam de 0,20 ppm a 1,00 ppm (HAWKINS & GRUFFITHS, 1987; CARMICHAEL, 1992). Na bacia hidrográfica do Alto Tietê os relatos de concentração e volume de sulfato de cobre aplicado nos sistemas produtores de água estão pouco disponíveis, porém alguns relatos podem ser citados.

O reservatório Guarapiranga, com capacidade de armazenamento 195 x 10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, construído em 1906 e utilizado para abastecimento público desde 1926 (CARVALHO, *et. al*, 2009) esteve, em 1995, exposto a aplicação diária de 0,3 a 0,5mg/l (CETESB, 2005). Em 2006, a CETESB publicou no relatório de qualidade de águas interiores a informação de que, aproximadamente, 60 toneladas de sulfato de cobre foram aplicadas no mês de fevereiro e valores superiores a 10 toneladas/mês durante o ano, exceção apenas a março, quando os valores estiveram abaixo deste montante.

No reservatório Rio Grande, seccionado em 1981 do complexo Billings construído na década de 20 (MAIER *et. al.*, 1997), a aplicação de sulfato de cobre em 2006, conforme relatório da CETESB, esteve próximo ou superior a 36

toneladas nos meses de janeiro, fevereiro, março e outubro. De fato a aplicação deste algicida esteve acima de 9 toneladas/mês durante todo o ano, com exceção dos meses de maio e junho (CETESB, 2006).

No reservatório de Taiapuêba a aplicação sistemática de algicida teve início em 2004 devido a elevadas concentrações de cianobactérias, que em 2002 atingiram a média de 254.981 células/ml (MACEDO & MOLINA, 2008), valor muito superior à concentração máxima de 20.000 cél./ml permitida pela resolução CONAMA nº 357/2005. Em 2006, a sulfatação manteve-se muito abaixo de 20 toneladas/mês (CETESB, 2006). Segundo Macedo & Molina (2008) a aplicação ocorre no reservatório Jundiá, a montante de Taiapuêba, para evitar problemas com a lise das células tóxicas.

A ação algicida do sulfato de cobre se deve ao efeito prejudicial na capacidade de fixação de nitrogênio pelos heterócitos de cianobactérias (HORNBERG & GOLDMAN, 1974), que por se manifestar de forma diferenciada entre os gêneros e espécies tem despertado o interesse sob o aspecto de sua distribuição na cadeia alimentar, na ciclagem biogeoquímica (REINFELDER *et. al.* 1998) e no desenvolvimento de produtos seletivos (WHITAKER *et. al.* 1978).

O cobre é um elemento traço amplamente distribuído na natureza. Em ambientes aquáticos ocorre na forma solúvel, particulada e coloidal, sendo as duas últimas as mais freqüentes (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). Sua especiação em águas naturais é determinada pelas características físicas, químicas, hidrodinâmicas e biológicas do ambiente (HAWKINS & GRIFFITHS, 1987).

Segundo Moore & Ramamoorthy (1984), apesar de altamente tóxico para organismos marinhos e dulcícolas, estes últimos são mais susceptíveis devido à maior proporção de íons cobre livres na solução. Button (1977) analisando a dispersão do sulfato de cobre aplicado sobre a superfície do reservatório Hoover – EUA no controle de algas, concluiu que 95% dos cristais dissolvem-se até os primeiros 1,75m, porém, em média e altas concentrações podem ocorrer deposição no sedimento (CETESB, 1995; ROUSSEL *et. al.* 2007).

Ainda segundo Button (1977), o efeito tóxico é relativamente curto, tendo a concentração inicial de  $0,4\text{gCu}^{2+}/\text{m}^2$  atingido níveis basais em menos de 24 horas. Este rápido decréscimo se deve a diluição, ação de correntes e precipitação, além de depender da biomassa de fitoplâncton e da presença de sólidos em suspensão.

Jones & Orr (1994) relatam que apesar de algicidas serem eficientes no controle de cianobactérias, atenção especial deve ser adotada devido ao risco de liberação de toxinas intracelulares na água de abastecimento durante a lise das células. De fato, análises laboratoriais revelaram que 90% da microcistina liberada pela lise de *Microcystis aeruginosa* levou até 40 dias para ser biodegradada (BERG *et. al.*, 1987). Portanto, devido a persistência e/ou a degradação de microcistina depender das condições ambientais e da presença de bactérias endêmicas, Jones & Orr (1994) recomendam a interrupção no abastecimento de água durante um período de 7 – 10 dias após a aplicação, sendo inapropriado sua aplicação na presença de altas densidades de células tóxicas ou quando o período de segurança não puder ser resguardado.

Outros fatores a se considerar são as alterações no processo de sucessão sazonal, a redução na produtividade primária (EFFLER *et. al.* 1980) e, principalmente, a capacidade dos organismos de bioacumular compostos tóxicos na presença de concentrações estressoras de cobre (JARDIM & PEARSON, 1984). Jensen *et. al.* (1982) demonstraram que proteínas, polifosfatos e lipídios, componentes intracelulares, de *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) apresentam a capacidade de seqüestrar elementos traços.

A bioconcentração em organismos aquáticos envolve a retirada de substâncias químicas da água por adsorção nas superfícies externas respiratórias, pele e/ou filtração (MACKAY & FRASER, 2000) ou por absorção através da alimentação (CETESB, 1995). Todavia, se o processo de transferência e acumulação ocorre via cadeia trófica denomina-se de biomagnificação.

No caso do cobre, são necessários maiores esclarecimentos entre a dinâmica do metal e a biota, visto que controvérsias de informações são observadas na

literatura. Para Milani (2000) a pratica de herbivoria e predação realizada pelo zooplâncton provoca concentrações de cobre mais elevadas do que na fração fitoplanctônica. Já a CETESB (1995) descreve a ausência de potencial para biomagnificação na cadeia trófica.

De fato, o cobre, por sua natureza redutora essencial para o processo de respiração celular e defesa contra radicais livres, torna-se um elemento importante no metabolismo das células. Conseqüentemente, observa-se que cada espécie apresenta uma curva padrão ideal, com sintomas de deficiência e efeito tóxico em concentrações baixas e elevadas, respectivamente (BOSSUYT & JANSSEN, 2003 *apud* BOSSUYT & JANSSEN, 2005). Estudos também revelam a capacidade de *Daphnia magna* em aumentar sua tolerância em resposta a concentração de cobre e pode indicar alteração no processo de absorção e/ou excreção biológica deste elemento (BOSSUYT & JANSSEN, 2004b).

Ressalta-se, assim, a necessidade de se discutir o tratamento de algicida no controle de florações de algas, na preservação da vida aquática e no gerenciamento eficiente de reservatórios.

#### **1.4 Comunidade Zooplanctônica**

A sulfatação é uma prática controversa que está banida em vários países devido a sua ação limitada no controle de diversas espécies de algas, seleção de espécies resistentes, depleção de oxigênio durante a morte intensa e rápida de algas, acúmulo no sedimento, toxicidade para fauna bentônica e, em especial, destruição da comunidade zooplânctônica que deixa de atuar na limitação da população algal (HANSON & STEPHAN, 1984).

Observa-se, também, que a concentração de cobre na água pode provocar aclimatação dos indivíduos zooplanctônicos, por aumento na absorção deste metal e/ou interferência no processo de sucessão ecológica (EFFLER et. al. 1980). Para Schindler (1987), mudanças na composição de espécies do plâncton permitem estabelecer padrões na dinâmica do ambiente e refletem respostas ao estresse antropogênico.

Stemberger & Lazorchak (1994) caracterizam a comunidade zooplanctônica como grupo de animais de diferentes categorias taxonômicas que habitam a coluna d' água e possuem um papel fundamental na transferência de energia e na ciclagem de nutrientes.

Em geral nos reservatórios brasileiros a riqueza de espécies varia de 14 a 81, com média de 35 táxons, sendo que os rotíferos têm sido o grupo mais abundante e diversificado, quando comparado a cladóceros e copépodos (ROCHA. *et. al.* 1995). A dominância de rotíferos nestes ambientes, provavelmente, está associada ao ciclo de vida de menor duração destes organismos, que atingem maturidade sexual mais cedo e que, portanto, apresentam taxa de reposição mais rápida que microcrustáceos. Esta característica permite ao grupo se estabelecer em sistemas onde há prevalência de condições instáveis, tais como baixo tempo de retenção hídrica, elevada turbulência, floração de algas e toxicidade aguda ou crônica provocada pela sulfatação (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

De fato, reservatórios são ecossistemas intermediários entre rios e lagos, favoráveis ao desenvolvimento de comunidades planctônicas, cujo aporte de nutrientes, clima, morfometria, regime de operação e gerenciamento estabelecem diferentes espécies, consequência dos fatores ambientais que podem direta ou indiretamente influenciar na reprodução e sobrevivência de organismos ((TUNDISI, 1981).

Mudanças na composição de espécies têm sido consideradas respostas do ecossistema aos distúrbios antropogênicos (ATTAYDE & BOZELLI, 1998; BRANCO *et. al.* 2000) e podem servir como ferramentas para classificação dos corpos d'água (DE MANUEL & ARMENGOL, 1993).

Branco & Senna (1996) associaram *Euchladis dilatada* e *Ascomorpha ecaudis* ao aumento da temperatura e clorofila *a*. *Termocyclops decipiens* tem sido encontrada em condições eutróficas (SENDACZ, 1984; ARCIFA *et. al.*, 1998), assim como *Bosmina* spp são freqüentes em ambientes mais produtivos (BRANCO & SENNA, 1996).

Smith & Gilbert (1995) relatam que alguns rotíferos, como *Brachionus calyciflorus*, podem resistir ao efeito tóxico de *Microcystis aeruginosa*, porém outros, como *Keratella cochlearis*, são altamente sensíveis. Cladóceros apresentam diferentes inibições de crescimento, redução de tamanho e na taxa de filtração quando expostos a microcistina (GILBERT, 1990). Todavia, *Diaphanosoma* spp são capazes de sobreviver em lagos com alta concentração de cianobactérias (PINTO COELHO *et. al.*, 1999) ou material em suspensão (ATTAYDE & BOZELLI, 1998).

Portanto, a estratégia de reprodução e adaptação aos fatores abióticos (pH, oxigênio dissolvido, temperatura e etc) e bióticos (predação e competição) define a composição de espécies do sistema (ESPINDOLA *et. al.*, 2000), sendo que águas com toxicidade aguda ou crônica, em desacordo com o uso preponderante estabelecido por lei, revelam-se inadequados para a preservação da vida aquática (CETESB, 1995) e demandam uma abordagem sistêmica, multidimensional e interdisciplinar para elaboração de planos de recuperação, conservação e manejo (SENDACZ *et. al.*, 1985).



### 1.5 Área de estudo – O Reservatório de Taiapuê e o SPAT

O Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT), com 1.889 km<sup>2</sup> de área de drenagem, abrange os reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga, no Município de Salesópolis; Jundiá, em Mogi das Cruzes; Biritiba, em Biritiba-Mirim e Taiapuê, na divisa de Mogi das Cruzes e Suzano e contribui hoje com cerca de 12m<sup>3</sup>/s de água bruta para a Estação de Tratamento de Água (ETA) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em Taiapuê (SENDACZ & KUBO, 2003). (Figura 1 e tabela I).

Fato preocupante, mas esperado, é a representatividade das áreas urbanizadas, perfazendo 22% do total da sub-bacia Alto Tietê cabeceiras. O eixo de expansão urbana proveniente da grande São Paulo estende-se para os municípios a jusante do sistema, principalmente, Poá, Ferraz de Vasconcelos, Suzano e Mogi das Cruzes.

Afastando-se da grande São Paulo, a agricultura, notadamente, a hortifruticultura, apresenta-se como atividade representativa nos municípios de Biritiba Mirim, Suzano e Mogi das Cruzes, onde o índice de agricultura corresponde a 7,6%. De acordo com Vicente *et. al.* (2006) existem 2.710 unidades de produção agropecuária que ocupam 12,9% da área, principalmente na região da represa Paraitinga.

As áreas preservadas, com vegetação primária ou secundária, representam apenas 35% da área total, sendo que a Mata primária encontra-se a montante do sistema, principalmente no Parque da Serra do Mar. Os municípios de Paraibuna e Salesópolis têm no reflorestamento a principal atividade, enquanto que a horticultura e fruticultura são praticamente insignificantes nestas cidades (CARVALHO *et. al.*, 2005).

O efeito do escoamento superficial em solo agrícola acelera o processo de enriquecimento natural dos corpos d'água (HENRY *et. al.*, 1999). Todavia, no Alto Tietê cabeceiras estudos tem demonstrado que o problema da qualidade de água do reservatório está associado ao manejo hidráulico do sistema do que diretamente das formas de uso do solo (CARVALHO *et. al.*, 2005).

Formado pelos rios Taiapuê açu, Taiapuê mirim e Balainho, o rio Taiapuê apresenta suas nascentes na face interior da Serra do Mar, com acentuada declividade no trecho inicial, de pequena extensão, atingindo seu nível

de base, onde apresenta aspecto típico dos rios senis, de curso meândrico, ao longo de extensas planícies aluviais (CETESB, 1995).

O reservatório de Taiapuêba foi construído em 1976 com a finalidade específica de amortecer as vazões e enchentes do Alto Tietê mantendo-se vazões mínimas ao longo do ano neste trecho e com o objetivo de manancial de abastecimento da região. O local escolhido para implantação da barragem está situado à jusante da confluência do rio Taiapuêba com seus tributários e cerca de três quilômetros da sua confluência com o rio Tietê (CETESB, *op cit.*).

Atualmente as águas provenientes dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga escoam pelo rio Tietê até as proximidades da foz do rio Biritiba, de onde são parcialmente derivadas para uma Estação Elevatória. As águas são recalçadas até o túnel de interligação Tietê/Biritiba, a partir do qual todo o escoamento é feito por gravidade, passando por um canal até atingir um braço do reservatório de Biritiba, e através de sistema canal-túnel-canal alimenta o reservatório de Jundiaí, que por sua vez, através de canal-túnel-canal, sempre por gravidade, vai alimentar o reservatório de Taiapuêba, onde finalmente é feita a captação pela SABESP (SENDACZ *et. al.* 2005).

Apesar de localizadas em rios diferentes, as represas que compõe o SPAT funcionam como um sistema em cascata, sendo constituído por represas interligadas por túneis e canais, porém, ao invés da gradual melhora da qualidade da água ao longo da cadeia como ocorre com freqüência neste tipo de processo, há um aumento progressivo das cargas de nitrogênio e fósforo ao longo do seu percurso (SENDACZ *et al., op. cit.*).



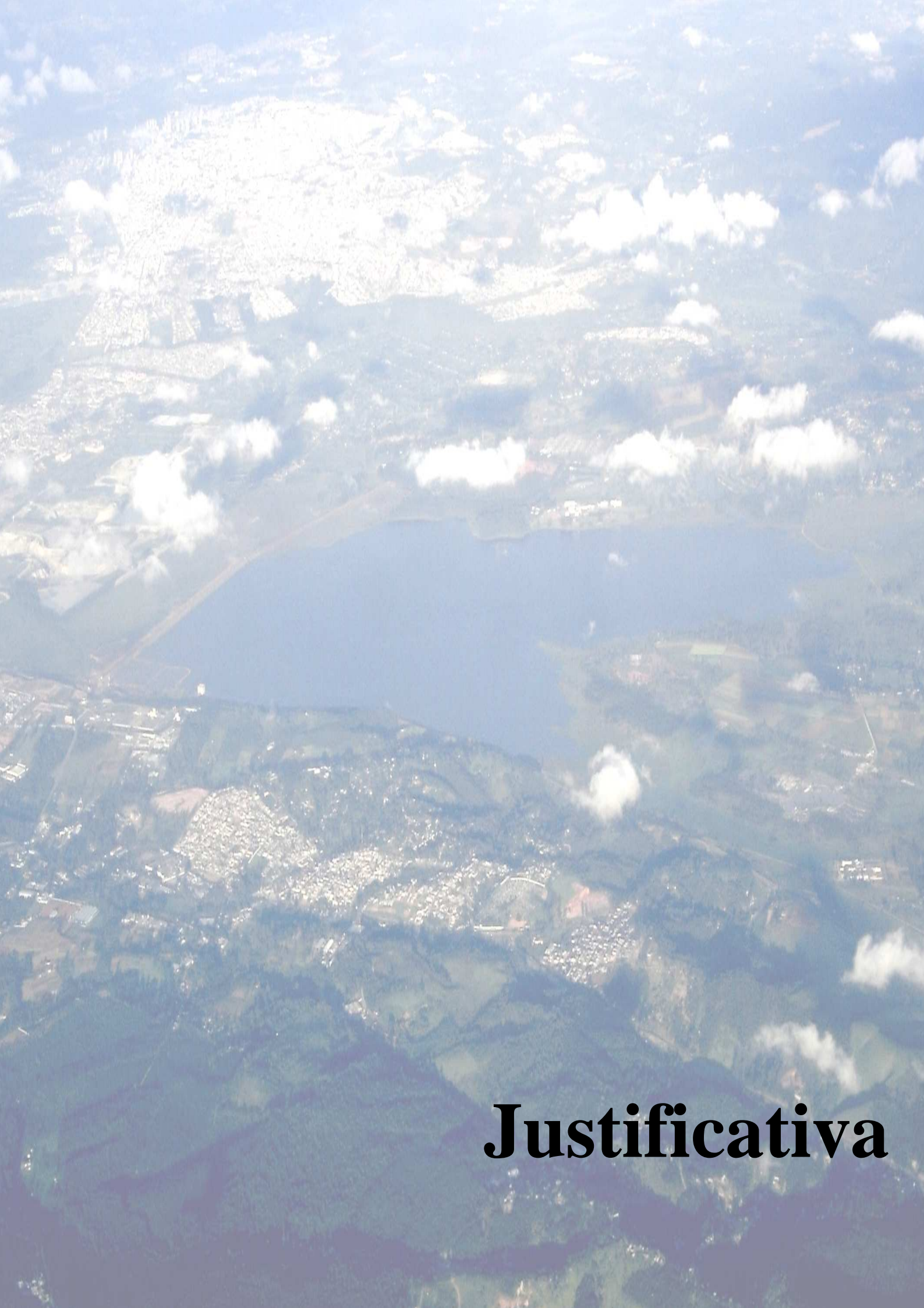
# Objetivo

## **2. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a variação quali-quantitativa da composição e estrutura da comunidade zooplanctônica em um ciclo sazonal, face a aplicação periódica de sulfato de cobre e sua relação com os fatores ambientais. Os resultados serão analisados em termos de sua magnitude e comparados aos obtidos nas demais represas que formam o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.

### **2.1. Objetivos Específicos**

- a. Através da análise das variáveis físicas e químicas, avaliar a evolução do estado trófico do reservatório de Taiapuêba no período de 2001 a 2007 e compará-la aos dados obtidos de julho 2008 a junho 2009 e às demais represas que compõem o sistema.
- b. Determinar a composição e a estrutura da comunidade zooplanctônica, face à aplicação recorrente de sulfato de cobre, em um ciclo sazonal;
- c. Estabelecer as relações entre os dados de densidades numéricas e variáveis abióticas que refletem a qualidade da água.



**Justificativa**

### 3. JUSTIFICATIVA

A deterioração da qualidade da água decorre de variadas fontes (esgoto doméstico e industrial, deflúvio superficial urbano e agrícola). Portanto, são necessárias análises sistemáticas dos principais variáveis físicas, químicas e biológicas (PHILLIP, 2004).

Para otimizar o manejo destes dados é fundamental a compilação de valores amostrados ao longo de um determinado período, como ferramenta para avaliar a qualidade do sistema, pois revela as condições da água em termos de indicadores do estado trófico e direciona as estratégias de recuperação, conservação e manejo da bacia hidrográfica para que se atinja o máximo aproveitamento de uma represa (TUNDISI, 2003).

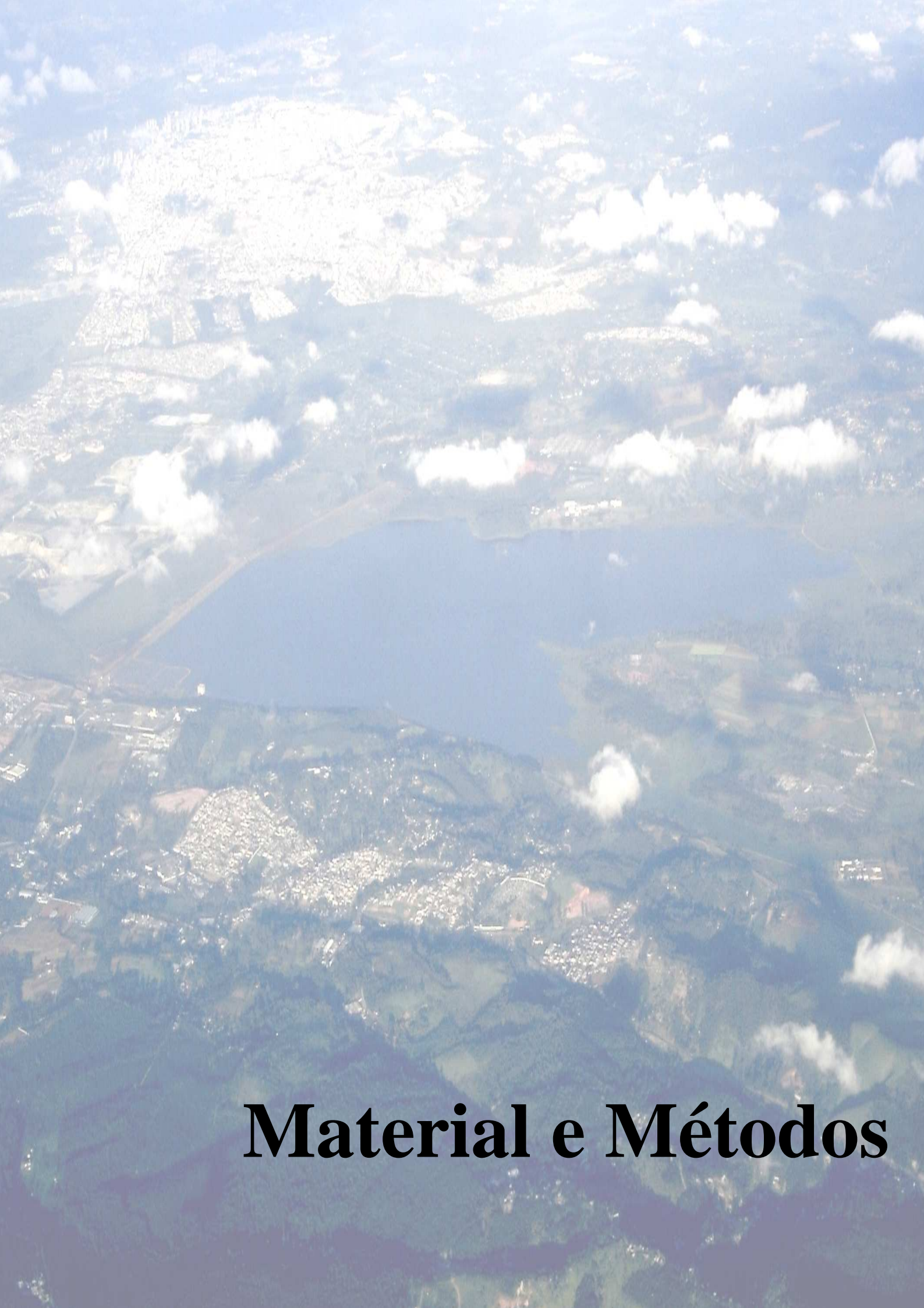
Além disso, os reservatórios, por serem ecossistemas artificiais sujeitos a impactos de diversas magnitudes, requerem freqüentemente o restabelecimento do estado de constância, fato que impõe uma sobrecarga nos componentes biológicos, proveniente dos fatores físicos e químicos que operam a dinâmica do sistema, e somente sobrevivem com o desenvolvimento de estratégias adaptativas baseadas em mecanismo de tolerância e respostas a fatores ambientais (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

Poucos estudos foram realizados no reservatório Taiaçupeba, a saber: relatório sobre características físicas, químicas e biológicas realizado pela SABESP – Andrade Gutierrez, 1995/1996; produção primária e suas relações com alguns fatores físicos e químicos em reservatórios do estado de São Paulo (GIANESSELA, 1981); composição de zooplâncton em dez reservatórios no sudeste brasileiro (ARCIFA, 1984) estudo da contaminação por elementos traços na rede trófica do reservatório de Taiaçupeba (MILANI, 2000); composição de Rotífera em corpos d'água da bacia do Rio Tietê (LUCNIDA, 2003); sistema em cascata; concentração e cargas de nutrientes no sistema produtor Alto Tietê, (SENDACZ *et. al.*, 2005) e Calanoida (Copepoda) e qualidade da água dos reservatórios da bacia hidrográfica do Alto Tietê (SENDACZ & NASCIMENTO, 2007).

O sistema produtor Alto Tietê cabeceiras foi concebido em meados dos anos 60, construídos a partir dos anos 70 (CARVALHO *et. al.* 2009) e visa a

disponibilização de 15m<sup>3</sup>/s de água à Região Metropolitana de São Paulo, RMSP, devendo beneficiar mais de 4,0 milhões de pessoas e garantir o abastecimento nos próximos anos, pois os sistemas atuais são insuficientes para atender a demanda estimada de 70m<sup>3</sup>/s (MONTEIRO JUNIOR, 2006).

Portanto, enfatiza-se a importância do estudo da estrutura zooplancônica ao longo de um ciclo sazonal para melhorar o detalhamento operacional, importante no desenvolvimento de planos de manejo e contribuir para o entendimento da seletividade que a aplicação de sulfato de cobre impõe sobre os organismos.



# **Material e Métodos**



## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Qualidade da água - variáveis físicas e químicas**

Na tabela II são apresentadas as descrições das estações de coleta em ordem de posição geográfica no sentido montante-jusante, com detalhamento da classe de enquadramento, código do ponto, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água receptor.

A série histórica de monitoramento da água foi obtida nos relatórios de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo elaborados pela CETESB anualmente. Com amostragens bimestrais, as variáveis ambientais temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, clorofila *a* e feofitina, fósforo total, nitrato, nitrito e cobre total subsidiaram a análise comparativa da evolução da qualidade da água nos últimos sete anos (2001 a 2007).

Dados de Ponte Nova e Paraitinga foram obtidos, respectivamente, de Monteiro Junior (2006), no período de novembro de 2000 a outubro 2001 e Nascimento (2008), no período de agosto 2005 a julho 2006.

No laboratório do Centro de Pesquisa de Recursos Hídricos do Instituto de Pesca, utilizando-se os métodos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998), a partir de coletas de água mensais na estação amostral georreferenciada S 23°34'817" e W 46°16'764", no período de julho 2008 a junho de 2009, com uso da garrafa de Van Dorn na superfície, meio e fundo, foram determinadas as formas de nitrogênio e fósforo e definida a média da coluna d'água. Para temperatura, turbidez, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido os dados foram obtidos em campo a cada 0,5m da coluna d'água com uso de sonda multiparâmetro Horiba – U20 (tabela III).

### **4.2. Dados climáticos**

Os dados mensais de precipitação e vazão na região das represas de Ponte Nova, Jundiá e Taiaçupeba foram fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica da Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo (DAEE).

### 4.3. Zooplâncton

Durante o período de junho de 2008 a julho de 2009 foram realizadas coletas mensais de zooplâncton na estação TAIA 2008/9, por meio de arrasto vertical de toda coluna d'água, a partir de 0,5m do fundo até a superfície, utilizando-se uma rede com 68 $\mu$ m de malha e abertura de 25cm de diâmetro, sendo as amostras preservadas com formaldeído a 4%.

Sub-amostragens, após homogeneização, foram realizadas para análise quantitativa das amostras de zooplâncton. Os rotíferos contados em câmaras de Sedwick-Rafter, de 1ml de capacidade, sob microscópio óptico Olympus. Os microcrustáceos, sub-amostrados com uma pipeta de Stempel de 1ml, e os organismos contados sob microscópio estereoscópico Zeiss, até atingir o mínimo de 300 indivíduos adultos para cada grupo taxonômico. Quando esse número não foi atingido, colocou-se a amostra numa Placa de Petri sub-dividida em quadrantes e a amostra quantificada de  $\frac{1}{4}$  à sua totalidade, de acordo com as densidades apresentadas.

### 4.4. Análise dos Dados

#### 4.4.1. – Qualidade da água - variáveis físicas e químicas

O *software* utilizado para execução das análises estatísticas foi o *Statgraphics Plus v. 2.1*. Os resultados são apresentados a partir da análise descritiva de média, desvio padrão e valores máximo e mínimo.

Os dados da série histórica de Taiacupeba, estações amostrais PEBA 0100 e PEBA 0900, foram comparados através de um teste de análise de variância (One-Way ANOVA), seguido de comparação de mediana com 95% de significância através do teste Kruskal-Wallis, nos valores que não atendiam às suposições de distribuição normal e homogeneidade de variância exigida para aplicação do teste paramétrico, com as informações obtidas nas demais represas.

As análises apresentadas graficamente através do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico Box-Plot), possibilitou a observação de faixa de variância dos dados e a detecção da presença de possíveis valores extremos, sendo uma maneira de resumir a presença de “*outliers*” e de comparar conjunto de dados. Este método foi utilizado para comparar a média histórica das variáveis ambientais

semelhantes do reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100 e PEBA 0900), com os dados obtidos nas coletas recentes (TAIA 2008/9) (figura 2).

As relações entre as variáveis abióticas, série temporal e estações amostrais foram estabelecidas através da Análise de Componentes Principais (ACP), que constitui uma técnica estatística multivariada que trabalha com a estrutura interna de matrizes e consiste em fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para aplicação do teste de componentes principais foi utilizado o programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows (MCCUNE & MEFFORD, 1999), nas estações amostradas pela CETESB, a partir das médias bimestrais das variáveis selecionadas, no período de 2001 a 2007 e considerando todas as campanhas disponíveis. Os valores foram padronizados por *ranging* utilizando-se  $(X_i - \text{mínimo}) / (\text{máximo} - \text{mínimo})$ , com intuito de se evitar possíveis influência na análise, das diferentes escalas, unidades medidas e ordens de grandeza.

A partir dos dados de fósforo total na água foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson modificado por Toledo *et. al.* (1983), conforme a fórmula.

$$\text{IET (PT)} = \frac{10 (6 - \ln(80,32/\text{PT}))}{\ln 2}$$

Onde:

IET (PT) = índice de estado trófico para o fósforo total

A classificação do estado trófico segue os limites estabelecidos por Salas & Martino (1990) (tabela IV):

#### 4.4.2. – Zooplâncton

Os dados foram analisados por meio de índices ecológicos conforme descrito a seguir:

As densidades dos organismos zooplanctônicos foram calculadas a partir da fórmula  $D = N / V$ , onde D é a estimativa de densidade, N o número de indivíduos capturados e V é o volume filtrado pela rede. O volume filtrado foi

obtido pela fórmula  $V = a \cdot h$ , onde  $a$  é a área da abertura da rede e  $h$  é a distância percorrida.

A constância das espécies foi determinada segundo Dajoz (1973) em acidentais (frequência inferior a 25% das amostras), acessórias (frequência entre 25% e 50% das amostras) e constantes (frequência superior a 50% das amostras).

O índice Shannon ( $H'$ ) foi utilizado para cálculo de diversidade, baseado na teoria da informação (SHANNON & WEAVER, *apud* LEGENDRE & LEGENDRE, 1983), o qual é uma medida do grau médio de “incertezas” em prever a qual espécie pertencerá um indivíduo escolhido aleatoriamente de uma coleção de  $S$  (espécies) e  $N$  (indivíduos) (LUDWIG & REYNOLDS, 1988), conforme fórmula.

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N}$$

Onde:

$S$  = número de espécies

$N_i$  = número de indivíduos em cada espécie

$N$  = número total de indivíduos

A riqueza foi considerada como o número de espécies presentes na amostra. A equitatividade ( $U$ ) que se refere à distribuição dos organismos nos táxons, é uma medida importante para auxiliar na compreensão do aumento ou diminuição da diversidade numa comunidade. Para o cálculo da equitatividade utilizou-se a expressão de Pielou (1966).

$$U = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Onde:

$U$  = Equitatividade

$H'$  = Índice de Shannon – Waver

$H'$  Max = diversidade de espécies sob condições de máxima equitatividade, obtida do logaritmo do número de espécies da amostra;

Com objetivo de analisar regiões com comportamento similar, aplicou-se a técnica de análise de agrupamento para comparar o reservatório Taiaçupeba com as demais represas que compõem o sistema produtor Alto Tietê cabeceiras.

Neste sentido, o enfoque ocorreu sobre a variabilidade existente dentro da análise qualitativa da comunidade zooplanctônica identificadas nas coletas efetuadas neste trabalho e nos dados de literatura disponíveis. Atribuiu-se o valor 1 (um) para espécie presente na estação amostral e 0 (zero) para sua ausência.

O índice de Sorensen foi utilizado para comparar a similaridade entre a composição zooplanctônica das diferentes represas com Taiaçupeba. A partir do princípio de presença e ausência de espécies esse índice considera o número de espécies comuns às duas áreas. O programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows foi utilizado para construção do dendograma e obtenção do índice (MCCUNE & MEFFORD, 1999).

$$Ss = [ 2a / (2a + b + c) ] \times 100, \text{ em que}$$

Ss = coeficiente de similaridade de Sorensen;

a = número de espécies comuns em ambos os pontos;

b = número de espécies exclusivas de um ponto;

c = número de espécies exclusivas de outro ponto.

As relações entre as variáveis bióticas e abióticas foram estabelecidas através da Análise de Componentes Principais (ACP) e da Análise de Correspondência Canônica (CCA), que constituem em técnicas estatísticas multivariadas que trabalham com a estrutura interna de matrizes e consistem em fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para construir as matrizes os dados foram padronizados, todos variando entre 0 e 1, sendo zero correspondente ao valor mínimo e 1 o valor máximo

dentro de cada conjunto de variáveis (ranging), a fim de conferir pesos iguais a cada parâmetro analisado (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). No caso dos valores de densidade numérica para análise de variáveis apenas bióticas os valores foram transformados em  $\text{Log}(x+1)$ .

Para obtenção dos componentes principais e CCA foi utilizado o programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows (MCCUNE & MEFFORD, 1999).



# Resultados

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Dados climáticos

A tabela V apresenta os valores de precipitação relatados na série histórica (2001 a 2007) e obtidos no período de coleta entre julho de 2008 e junho de 2009, com uma evidente distinção entre a estação chuvosa e seca.

Em 2003 foi constatado o menor volume de precipitação (1104,7mm) e o maior valor (1976,6mm), em 2001, média de 1460,8mm. O mês mais chuvoso foi janeiro (242,6mm), enquanto que o menor índice observado ocorreu em agosto (14,6mm).

Nas coletas recentes o maior volume de precipitação também ocorreu em janeiro de 2009 (201,3mm), e o menor, em julho de 2008 (2mm). Nota-se que o volume de chuva registrado para o mês de agosto foi atípico em relação aos últimos sete anos, contudo, pode-se observar pela figura 3 que na comparação entre a média da série histórica e as análises de 2008 a 2009 não houve diferença significativa ( $p = 0,8999$ ).

A vazão de saída média (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba) variou de 9,2m<sup>3</sup>/s (2001) a 11,0m<sup>3</sup>/s (2007), um aumento de 1,8m<sup>3</sup>/s e média da série de 10,4m<sup>3</sup>/s. No período de julho de 2008 a junho de 2009 a vazão variou entre 9,8m<sup>3</sup>/s (junho de 2008) a 12,37m<sup>3</sup>/s (fevereiro de 2009), média de 11,4m<sup>3</sup>/s, valor que é estatisticamente diferente da média calculada para a série histórica ( $p < 0,0001$ ). Nota-se, também, que o volume de água aumentou em até 3,17m<sup>3</sup>/s entre 2001 e 2009 (Fig. 4 e Tabela VI).

### 5.2 Qualidade da água - variáveis físicas e químicas

#### 5.2.1 – SPAT - Série histórica 2001 - 2007

Os valores médios das variáveis ambientais analisadas na série histórica para cada estação amostral estão apresentados na tabela VII.

Uma avaliação inicial dos dados compilados a partir dos relatórios da CETESB e da literatura mostra, com poucas ressalvas, que os valores médios de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, fósforo total e nitrato variaram



significativamente entre a entrada do reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100) e as estações amostrais situadas a montante.

A temperatura da água em ambientes lênticos ou semi-lênticos apresentaram médias mais elevadas do que as estações localizadas em ambientes lóticos. A estação PEBA 0100 apresentou a maior média (23,4°C), com variação de 17,0 a 29,9°C, sendo que a menor temperatura média do sistema foi verificada na estação BMIR 2800 (20,0°C).

Verificou-se uma alcalinização da água a partir do reservatório Jundiáí, onde valores médios de pH foram de 7,5 (JNDI 0500) e 7,2 (PEBA 0100), porém com máximo entre 9,2 e 8,6, respectivamente. A montante nota-se o predomínio de águas ácidas, sobretudo em PRTG 2005/6, onde a média foi de 5,8. Ressalta-se que este reservatório encontrava-se em condição de enchimento durante a coleta de dados.

De uma maneira geral, observa-se um gradiente de eutrofização de montante a jusante do SPAT, com concentrações baixas de nutrientes em Ponte Nova e Paraitinga.

Valores de condutividade elétrica em Taiaçupeba variaram entre 44,9 e 66,8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  no período, com média de 54,3  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . As menores médias foram obtidas em PN 2000/1 (37,2  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e TIET 2050 (43,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), enquanto que os maiores valores ocorreram em PRTG 2005/6 (85,8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e BMIR 2800 (56,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ).

O sistema apresentou compartimentos em relação à concentração de fósforo total. No primeiro composto por PN 2000/1 e PRTG 2005/6 (0,01  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), foram obtidas as menores concentrações; o segundo, com as maiores concentrações, é formado por TIET 2050 (0,07  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), BMIR 2800 (0,10  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) e JNDI 0500 e o terceiro Taiaçupeba, estação PEBA 0100, onde ocorrem as maiores variações dos dados, apesar de média semelhante ao Reservatório Jundiáí.

A concentração de nitrato em PEBA 0100 variou de 0,2 a 2,0  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (média 0,27  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), sendo significativamente diferente PN 2000/1 (0,01  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) e PRTG 2005/6 (0,15  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), onde ocorreram as menores médias, e de BMIR 2800, maior

média (0,42 mg.l<sup>-1</sup>). De forma semelhante, os valores médios de nitritos em Taiapuêba (0,009 mg.l<sup>-1</sup>) diferiram bastante das estações situadas em Ponte Nova e Paraitinga (0,003 mg.l<sup>-1</sup>).

Quanto aos dados de oxigênio dissolvido houve distinção significativa em estações situadas em ambientes lênticos e semi-lênticos (maiores concentrações) e localizadas em ambientes lóticos (menores concentrações).

Não houve diferença significativa para os valores de turbidez e concentração de cobre total entre as estações amostradas.

### **5.2.2 – TAIAPUÊBA - julho de 2008 a junho de 2009**

Os valores mensais obtidos no período estão apresentados na tabela VIII.

A análise dos dados obtidos no período de julho de 2008 a junho de 2009 na estação TAI 2008/9 revelou que de uma maneira geral as concentrações de nutrientes apresentaram um sutil aumento ao longo das coletas, principalmente na estação chuvoso-quente.

A concentração de amônia variou de 0,30mg/l em julho de 2008 a 0,50mg/l em janeiro de 2009, média de 0,39mg/l; de forma correlata, observa-se que a concentração de nitrogênio total seguiu o mesmo padrão, com valores variando de 0,31mg/l a 0,51mg/l, média de 0,40mg/l.

Apesar de um aumento significativo a partir de maio de 2009, a concentração de clorofila a manteve-se baixa durante o período de coleta, com variação de 0,37µg/l (fevereiro de 2009) a 1,50µg/l (junho de 2009), média de 0,73 µg/l.

Nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato sofreram pouca variação ao longo período analisado, não podendo ser estabelecido um padrão evidente de variação. Contudo, nota-se uma pequena elevação na concentração de fósforo total a partir de novembro de 2008 e um pequeno aumento na concentração de nitrato no período seco e frio.

A profundidade média do reservatório foi de 5,5m, com variação entre 4,30m (maio/2009) e 6,20m (março/2009). As informações do disco de Secchi

evidenciaram uma diminuição na transparência a partir de fevereiro/2009, com o menor nível em maio/2009 (1,05m).

A condutividade elétrica média foi de  $56,94\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , variando de 30,0 a  $73,8\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Já a turbidez, com média de 6,38 UNT, variou de valores não detectáveis a 20,36 UNT (junho/2009). Os níveis de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água mantiveram-se altos, com média de 8,42mg/l, sendo o menor valor de 7,03mg/l em agosto/2008.

### **5.2.3 – Comparação entre a série histórica e coletas recentes**

A comparação dos dados que puderam ser efetivadas entre as médias bimestrais obtidas do período de 2001 a 2007 (CETESB), para as estações amostrais PEBA 0100 e PEBA 0900, e as coletas realizadas entre julho/08 e junho/09 na estação TAIA 2008/9, evidenciaram que, com exceção da temperatura da água, as concentrações de nitrito, nitrato, fósforo total, clorofila *a*, pH, turbidez e oxigênio dissolvido, diferiram significativamente (Fig. 5). As demais variáveis não estiveram disponíveis para comparação.

### **5.2.4 - Índice de estado trófico**

Na tabela IX são apresentados os Índices de Estado Trófico das estações amostrais da série histórica (CESTEB) e pesquisas desenvolvidas no SPAT a partir das informações de fósforo total.

A análise do índice médio evidenciou que as estações PN 2000/1 e PRTG 2005/6 são classificadas como oligotróficas, enquanto que TIET 2050, BMIR 2800, JNDI 0500 e PEBA 0100 apresentam avançado processo de eutrofização, inclusive com períodos de caracterização hipereutrófico.

Contudo, quando comparado com a série histórica, foi constatado que o reservatório Taiacupeba, na estação TAIA 2008/9, manteve a classificação oligotrófica ao longo das doze coletas entre 2008 e 2009.

Em relação a concentração de fósforo total, 88,69% ( $n = 168$ ) das análises apresentaram valores superiores aos padrões definidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, com especial atenção

para BMIR 2800, que registrou 97,62% das coletas acima dos limites referidos (tabela X).

Apesar de ocorrer no sistema uma diminuição no grau de trofia em Taiapuêba, nota-se que há uma maior oscilação dos valores apurados neste reservatório.

Dos 87 dados históricos de clorofila *a*, 58,74% ( $n = 51$ ) apresentaram valores superiores a  $10\mu\text{g/l}$ , limite estabelecido por Wetzel (2001) para ambientes eutrofizados; entretanto, a estação JNDI 0500, quando analisada individualmente, revela 79,25% ( $n = 42$ ) dos valores superiores ao referido limite, enquanto que PEBA 0900, apenas 38,24% (tabela X).

## 5.2.5 – Análise multivariada

### 5.2.5.1 – SPAT - Série histórica 2001 a 2007

A Análise de Componentes Principais (ACP) para série histórica da CETESB no Sistema Produtor Alto Tietê cabeceiras foi realizada entre as seguintes variáveis ambientais: Temperatura da água (Temp); Cobre Total (C.T); Oxigênio Dissolvido (O.D.); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (C.E); Nitrogênio Total (N.T); Fósforo Total (PT); Turbidez (Turb); Vazão (Vazão), conforme disponibilidade de valores.

Foram evidenciados na ACP dois fatores responsáveis por 75,84% da variação dos dados (Fig 6 e tabela XI).

O eixo 1, que explica 62,63% da variação dos dados, esteve associado positivamente ao pH ( $r = 0,612$ ), condutividade elétrica ( $r = 0,734$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0,625$ ) e vazão ( $r = 0,834$ ), e à estação amostral PEBA 0100 em todos os meses amostrados. Negativamente, nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $r < 0,500$ ).

O eixo 2, com 13,22% da variação explicada, esteve associado negativamente ao pH ( $r = -0,669$ ), oxigênio dissolvido ( $r = -0,508$ ) e cobre total ( $r = -0,744$ ), à estação amostral JNDI 0500 em todos os meses amostrados. Positivamente, houve correlações significativas associadas às variáveis

condutividade elétrica ( $r = 0,546$ ) e turbidez ( $r = 0,559$ ) e a estação amostral PEBA 0100, no mês de julho.

#### **5.2.5.2 – TAIAÇUPEBA - Coletas julho de 2008 a junho de 2009**

A Análise de Componentes Principais (ACP) para o período de julho/2008 a junho/2009 no reservatório de Taiapuêba foi realizada entre as seguintes variáveis ambientais: Temperatura da água (Temp); Profundidade (Prof); Oxigênio Dissolvido (O.D.); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (C.E); Nitrogênio Total (N.T); Fósforo Total (PT); Turbidez (Turb); Vazão (Vazão); Transparência (Transp); Clorofila a (Clor a), conforme disponibilidade de dados.

O resultado da ACP resultou em uma matriz de correlação que evidenciaram dois fatores responsáveis por 65,46% da variação dos dados (Fig 7 e tabela XII).

O eixo 1, que explica 41,33% da variação dos dados, esteve associado positivamente ao pH ( $r = 0,573$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0,802$ ), turbidez ( $r = 0,599$ ) e clorofila a ( $r = 0,944$ ) e aos meses de maio e junho. Negativamente, esteve associado às variáveis: temperatura da água ( $r = -0,524$ ), profundidade ( $r = -0,721$ ), vazão ( $r = -0,895$ ) e transparência ( $r = -0,638$ ) e aos meses agosto, outubro e fevereiro.

O eixo 2, com 24,13% da variação explicada, esteve associado negativamente à variável temperatura da água ( $r = -0,807$ ), fósforo total ( $r = -0,804$ ) e nitrogênio total ( $r = -0,824$ ) e aos meses janeiro, fevereiro e março. Positivamente, nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $r > 0,500$ ), embora transparência ( $r = 0,494$ ) tenha contribuído em julho e setembro

Observa-se, também, que nos meses de novembro, dezembro e abril não foi possível estabelecer uma associação.

### **5.3. Comunidade zooplanctônica**

### 5.3.1. Composição e frequência de ocorrência

A tabela XIII apresenta uma relação de táxons que fizeram parte da comunidade zooplanctônica, durante os meses estudados, bem como a frequência de ocorrência.

Entre os Rotifera, as espécies *Collotheca* sp., *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* foram as mais frequentes e estiveram presentes em todos os meses analisados.

Os táxons *Trichocerca capucina*, *Kellicottia bastoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Conochillus dossuarius*, *Horaella thomassoni* e *Synchaeta stylata* apresentaram frequência entre 50% e 92%.

Já as espécies *Brachionus mirus*, *Brachionus angularis*, *Kerattella americana*, *Gastropus stylifer*, *Pitigura libera* e *Hexarthra intermedia* estiveram frequentes entre 42 e 25% das amostras.

*Cephalopedala forficata*, *Macrochetus* sp., *Filinia longiseta*, *Trichocerca similis*, *Lecane papuana* e *Ascomorpha ecaudis* ocorreram apenas em uma ou duas coletas.

Entre os Cladocera, as espécies *Bosminopsis deitersi*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni* estiveram frequentes em 50% ou mais das coletas, sendo que a primeira espécie ocorreu em todas as amostras. *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina minuta* apresentaram frequência de 25% e 42%, respectivamente.

Em relação aos Copepoda Cyclopoida, indivíduos adultos de *Tropocyclops prassinus* ocorreram em 25% das coletas, enquanto que exemplares nas fases larvais (náuplios e copepoditos) ocorrem em todas as amostras.

A análise do grupo Copepoda Calanoida evidenciou a ausência de indivíduos adultos no período e uma frequência de ocorrência de náuplios e copepoditos de 75% e 42%, respectivamente.

De modo semelhante, exemplares de táxons não euplanctônicos, como Harpaticoida, não evidenciaram indivíduos adultos, exemplares em estágios larvais ocorrem em menos de 25% das amostras.

Larvas de insetos da família Chaoboridae foram observadas apenas em abril de 2009, e da família Chironomidae nos meses de Setembro e Outubro de 2008.

### 5.3.2. Densidade numérica

As tabelas XIV e XV apresentam a densidade numérica total dos grupos que compõem a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

Grandes variações de densidade entre os meses analisados foram observadas na comunidade zooplanctônica. Baixas densidades ocorreram na estação seca, principalmente de Julho a Setembro de 2008. Em Janeiro de 2009 foi registrada a maior densidade numérica (205.674 org./m<sup>3</sup>) e a menor em agosto de 2008 (26.683 org./m<sup>3</sup>).

Entre os Rotifera, a menor densidade foi observada no período de maior influência do algicida (26.594 org./m<sup>3</sup> em agosto/2008); *Polyarthra vulgaris* (8.469 org./m<sup>3</sup>), *Collotheca* sp (6.060 org./m<sup>3</sup>) *Conochilus dossuarius* (4.445 org./m<sup>3</sup>), *Conochilus unicornis* (4.134 org./m<sup>3</sup>) e *Synchaeta pectinata* (2.148 org./m<sup>3</sup>) aparentemente mais resistentes.

A maior densidade de Rotifera ocorreu em janeiro de 2009 (157.066 org./m<sup>3</sup>), com destaque para *Conochilus unicornis* (96.562 org./m<sup>3</sup>) e *Polyarthra vulgaris* (22.409 org./m<sup>3</sup>). *Keratella cochlearis* apesar de algumas variações demonstrou aumento de densidade ao longo deste estudo, em oposição *Conochilus dossuarius*, que perdeu destaque a partir de fevereiro de 2009.

Algumas espécies demonstram caráter oportunista, evidenciando períodos de aumento de densidade, como: *Trichocerca capucina* e *Horaella thomassoni* (novembro de 2008 a janeiro 2009), *Synchaeta pectinata* (setembro de 2008 a novembro de 2009 e de março a abril de 2009) e *Hexarthra intermedia* (dezembro de 2008 a abril 2009).

Com relação a Cladocera e de forma semelhante a Rotifera, a maior densidade registrada ocorreu em janeiro de 2009 (46.831 org./m<sup>3</sup>), quando *Bosminopsis deitersi* representou 97%; a partir deste momento, houve uma alternância de dominância com *Moina minuta*.

Já em setembro de 2008, foi registrada a menor densidade de organismos deste grupo (22 org./m<sup>3</sup>) durante o período de estudo, coincidindo com a época de maior influência do algicida.

Cyclopoida apresentou densidade mais elevada a partir de janeiro de 2009, tendo sido a maior registrada em fevereiro de 2009. Nesta ocasião, indivíduos adultos de *Tropocyclops prassinus* apresentaram a maior ocorrência do período (65 org./m<sup>3</sup>). No geral, houve predomínio de naúplios em relação aos copepoditos.

Com exceção de janeiro de 2009, quando foi constatada a maior densidade de Calanoida (407 org./m<sup>3</sup>), as densidades deste grupo estiveram mais elevadas no período estiagem-frio. Todavia, períodos de completa ausência foram identificados como: agosto de 2008, dezembro e fevereiro de 2009.

Os demais grupos foram poucos representativos da fauna zooplanctônica, sendo observado apenas em fevereiro de 2009 um aumento considerável na densidade de naúplios de Harpaticoida (587 org./m<sup>3</sup>).

### 5.3.3. Abundância relativa

As tabelas XVI e XVII apresentam a abundância relativa geral e de diferentes grupos taxonômicos que compuseram a comunidade zooplanctônica no período de estudo e em intervalos mensais.

Rotifera apresentou a maior representatividade e tolerância ao algicida em todo o período de estudo, principalmente em outubro de 2008 (99,76%) e a menor representatividade foi em janeiro de 2009 (76,37%), quando, foi observado um aumento da importância de Cladocera (22,77%), que voltou a ocorrer em maio (7,43%) e junho de 2009 (8,37%), porém com menor impacto.

Cyclopoida obteve maior representatividade em março de 2009 (5,17%) e maio de 2009 (4,06%). Os demais grupos apresentaram abundância relativa menor que 1% nos meses analisados.

Dentre Rotifera e com exceção de março de 2009, três espécies representaram mais de 63% da abundância em todo o período, sendo elas: *Collotheca* sp., *Conochillus unicornis* e *Polyarthra vulgaris*.



Em junho e outubro de 2008, abril, maio e junho de 2009 houve predomínio de *Polyarthra vulgaris*. Em novembro de 2008, *Conochilus unicornis* foi mais abundante (65,66%). *Collotheca* sp. foi representativa em dezembro de 2008 (50,61%).

*Conochillus dossuarius*, *Synchaeta pectinata* e *Trichocerca capucina* foram mais abundantes no período de estiagem-frio inicial. Enquanto que *Keratella cochlearis* apresentou uma aumento de abundância ao longo do período.

Dentre Cladocera e com poucas exceções, *Bosminopsis deitersi* apresentou a maior abundância em todo período, com valores elevados em janeiro (22,09%), maio (6,50%) e junho (8,31%) de 2009.

Nos demais grupos houve baixos valores de abundância, podendo ser relatado em março (4,07%) e maio (3,31%) de 2009 a representação para náuplios de Cyclopoida.

#### **5.3.4 Riqueza, Diversidade e Equitatividade**

A tabela XVIII apresenta os valores de riqueza dos grupos que compuseram a comunidade zooplanctônica. De forma semelhante as análises de densidade, freqüência de ocorrência e abundancia relativa, observa-se uma variação distinta entre o primeiro e segundo período de estiagem-frio, com valores mais diversificados e elevados nos meses de abril a junho de 2009, quando comprados a julho a setembro de 2008.

No total foram registrados apenas 37 táxons: 23 Rotifera, 5 Cladocera, 3 Cyclopoida, 2 Calanoida, 2 Harpaticoida e 2 Insecta .

O maior número de táxons foi registrado em abril de 2009 (28) e o menor em agosto de 2008 (10), ambos no período de estiagem e frio.

Dos 23 táxons de Rotifera registrados, a maior riqueza registrada deste grupo foi em abril de 2009 (18), e a menor em agosto de 2008 (7). Foram registrados 5 táxons de Cladocera, no geral uma maior riqueza foi observada a partir de novembro de 2008.

Entre Cyclopoida, no período de agosto a dezembro de 2008 houve uma variação de um a dois táxons por amostra, sendo que este valor variou de dois a três no período de janeiro a junho de 2009.

Em termos de riqueza houve predomínio Rotífera em todo o período de estudo, sendo que os grupos não euplanctônicos e Calanoida demonstraram elevadas variações de presença e ausência.

A tabela XIX apresenta os valores obtidos para os índices de diversidade e equitatividade. O maior índice de diversidade foi registrado no mês de março de 2009 (2,33 bits) e o menor em julho de 2008 (1,18 bits). Para equitatividade os maior e menor valores identificados ocorreram em agosto de 2008 (0,74) e julho de 2009 (0,39), respectivamente.

### **5.3.5 Análise Multivariada e Similaridade**

A análise em componentes principais da matriz de correlação entre densidade numérica dos grupos taxonômicos que compuseram a comunidade zooplanctônica ao longo deste estudo encontra-se na figura 8.

Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 86,97% da variância total dos dados (tabela XX). Observa-se uma distinção entre as análises realizadas no segundo semestre de 2008 e primeiro semestre de 2009.

O primeiro componente (eixo 1), com 72,107% da variância total explicada, é formado positivamente pelo grupo Cyclopoida ( $r = 0,795$ ), Calanoida ( $r = 0,710$ ) e Cladocera ( $r = 0,817$ ), que apresentaram densidades elevadas, principalmente, nos meses de fevereiro (Cladocera e Calanoida), março, maio e junho (Cyclopoida) de 2009. As correlações com o eixo 1 e 2 não foram significativas negativamente.

Já análise de correspondência canônica - CCA da matriz de correlação entre variáveis abióticas e bióticas para as espécies que apresentaram 25% ou mais de frequência relativa encontra-se na figura 9.

Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 78,50% da variância total dos dados (tabela XXI).

O primeiro eixo (eixo 1) com 42% da variância total explicada, foi formado positivamente pelas espécies *Keratella americana*, *Trichocerca capucina* e *Synchaeta pectinata* e associada com valores elevados de profundidade ( $r = 0,766$ ), vazão ( $r = 0,746$ ) e transparência ( $r = 0,632$ ). Negativamente ao eixo 1 a correspondência foi estabelecida por *Bosmina hagmanni*, *Diaphanosoma birgei*, *Tropocyclops prassinus*, copepodito de Calanoida, naúplio de Harpaticoida e copepodito de Cyclopoida, e as variáveis condutividade elétrica ( $r = -0,651$ ); fósforo total ( $r = -0,500$ ); oxigênio dissolvido ( $r = -0,640$ ); nitrogênio total ( $r = -0,643$ ) e clorofila *a* ( $r = -0,786$ ).

O segundo eixo (eixo 2) com 36,50% da variância total explicada, foi formado positivamente pelas espécies *Kellicottia bastoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Trichocerca capucina*, naúplio de Calanoida, *Bosmina hagmanni* e *Keratella americana*, e as variáveis pH ( $r = 0,697$ ); oxigênio dissolvido ( $r = 0,523$ ); Turbidez ( $r = 0,513$ ); Clorofila *a* ( $r = 0,535$ ). Negativamente ao eixo 2 a correspondência ocorreu entre *Brachionus angularis*, *Hexarthra intermédia*, *Ptygura libera* e *Tropocyclops prassinus* e associado as variáveis temperatura da água ( $r = -0,920$ ); condutividade elétrica  $r = -0,590$ ); fósforo total ( $r = -0,703$ ); nitrogênio total ( $r = -0,672$ ) e vazão ( $r = -0,529$ ).

Através da comparação do dendograma formado a partir da similaridade da comunidade zooplanctônica nas estações amostrais estabelecidas no SPAT foi possível observar as semelhanças e diferenças nos agrupamentos.

As quatro estações amostrais formaram apenas um grupo, porém a distribuição evidenciou que Taiaçupeba (TAIA 2005/9) e Ponte Nova (PN 2001/2) foram agrupados muito próximos (66,67%) e separados de BMIR 2800 (37,68%) e PRTG 2005/6 (43,68%), os quais apresentaram relativa semelhança (Fig. 10 e tabela XXII).

Entre as semelhanças de Taiaçupeba, submetido a ação algicida, e Ponte Nova, classificada como oligotrófico, estão os rotíferos *Keratella americana* e *cochlearis*, *Ptygura libera*, *Horabella thomassoni*, *Trichocerca capucina*, *pussila* e *similis*, *Brachionus mirus*, *collotheca sp*, *conochilus dossuarius* e *unicornis*, *kellicottia bastoniensis* e *Polyarthra vulgaris*, o copépoda ciclopóide *Tropocyclops*

*prassinus* e os cladoceros *Bosmina hagmanni*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta*.

Já entre a fauna exclusiva de Taiacupeba estão os rotíferos *Ascomorpha ecaudis*, *Brachionus angularis*, *Cephalopedela forficata*, *Filina longiseta*, *Hexarthra intermedia*, *Lecane papuana*, *Macrochetus sp*, *Syncheta pectinata* e *stylata* e o Cladocero *Bosminopsis deitersi*. Diferente de Ponte Nova que apresenta entre a fauna exclusiva o copépode ciclopóide *Mesocyclops longisetus*, o copépode calanóide *Ontodiaptomus paulistanus*, os Cladoceros *Bosmina longirostris* e *tubicen*, *Ceriodaphnia silvestri*, *Daphnia ambigua* e *gessneri*, além dos rotíferos *Ascomorpha saltans* e *Trichocerca cylindrica*.



# Discussão

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas

Reservatórios artificiais, de forma semelhante aos lagos naturais, são importantes espaços de recreação e paisagismo, atuam no controle de inundações, na geração de energia, no abastecimento de água, na navegação entre outros (COOKE *et. al.*1993), apresentam processos bióticos e abióticos idênticos, habitats e dinâmicas de nutrientes comuns (TUNDISI, *et. al.* 1993).

Contudo, reservatórios possuem características próprias como complexas morfometria e estrutura hidrodinâmicos (BAXTER , 1977), sistema de circulação vertical e horizontal, influencia operacional sobre os mecanismos ecológicos, conjunto em cadeias e tomada de água no hipolímnio que os diferenciam dos lagos naturais (TUNDISI, 1990).

O SPAT é caracterizado por um processo de transferência de água, com conseqüente elevação das vazões à jusante de Ponte Nova e no canal Jundiá-Taiapuê para garantir a cota de captação em Taiapuê (SENDACZ *et. al.*, 2005). Outra questão são as elevadas cargas de nutrientes a jusante de Ponte Nova, conforme demonstra o monitoramento da CETESB na estação TIET 2050, apesar de Monteiro Junior (2006) não ter observado valores muito elevados no hipolímio.

Esta condição do sistema promover a retroalimentação de cargas internas de nutrientes, que somada aos impactos antropogênicos do desenvolvimento urbano atuantes sobre os rios tributários, em especial o Taiapuê mirim (SENDACZ *et. al.*, 2005), o histórico de uso agrícola do solo (GIANESELLA, 1981; CARVALHOS, AMAZONAS & PADRO, 2005) e ciclos de forças naturais (NISHIMURA, 2008) promovem elevados aportes de fósforo ao reservatório de Taiapuê, que atua como estoque e explica a condição eutrófica e hipereutrófica reportado pela CETESB no período de 2001 a 2007 .

De fato, as condições pluviométricas históricas permitiram a variação esperada do nível da água para ambientes tropicais, com a manutenção das cheias na estação chuvosa-quente e menores profundidades na estação estiagem-frio, com exceção de agosto de 2008 quando as precipitações estiveram

elevadas. Nishimura (2008) no reservatório Billings (Alto Tietê) e Nogueira (1999) na represa de Jurumirim (Parapanema) atribuíram à flutuação do nível da água a captação para abastecimento público e abertura das comportas da barragem.

Em Taiapuê nos últimos oitos anos houve um aumento médio acumulativo não regular da vazão de 0,40 m<sup>3</sup>/s/ano, fato que reforça a importância do monitoramento e controle da vazão na flutuação do nível da água, visto que processos de estruturação das comunidades planctônicas e dinâmica de nutrientes são regulados por alterações hidráulicas (CALIJURI *et. al.* 2002), entre outras interferências como morfometria, presença de algicidas e temperatura.

Entre 2008 e 2009 a vazão média regulada foi de 11,40m<sup>3</sup>/s no canal. Segundo Sendacz & Monteiro Junior (2003) vazões entre 0,8 e 2,0m<sup>3</sup>/s foram suficientes para inibir a presença de fêmeas partenogênicas de Rotifera e Cladocera no rio Paraná. Estes autores relatam que há dados na literatura que demonstram presença de reprodução em organismos zooplanctônicos apenas em ambientes com velocidade inferiores a 0,4m<sup>3</sup>/s.

A idealização de Straskraba & Tundisi (2000) para localização de reservatórios em área montanhosa, rural, com baixa densidade populacional e rodeada de florestas, refletem as condições oligotróficas verificadas nos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga, constatado por Monteiro Júnior (2006) e Nascimento (2008), respectivamente. De forma semelhante, o gradiente de eutrofização estabelecido na análise de componentes principais a jusante do sistema, evidencia a característica dos reservatórios da América Latina, que são construídos para promover o desenvolvimento regional e, portanto, localizam-se próximos aos grandes centros urbanos (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

De acordo com Azevedo (1998), a eutrofização cultural produz mudanças na qualidade da água, inclusive na redução de oxigênio dissolvido, redução nas qualidades cênicas, morte extensiva de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. A floração de algas, principalmente, cianobactérias causa desequilíbrio no ecossistema, diminui a biodiversidade e compromete a utilização dos recursos hídricos para abastecimento, por liberar toxinas capazes de afetar a saúde humana e produzir alteração de sabor e odor na água (CHARMICAEL, 1994).

Esta necessidade de controlar o crescimento de algas nocivas é realizada com sulfatações periódicas (BUTTON & *et. al.*, 1977; DI BERNARDO, 1995). No SPAT a aplicação de sulfato de cobre se deve ao controle de florações que provocam concentrações elevadas de geosmina e metilsoborneol, cujo desequilíbrio ecológico confere sabor e odor desagradáveis à água (SANT'ANNA, 2006) e, conseqüentemente, pelo aumento no número de reclamações de consumidores à empresa operadora do sistema (MACEDO & MOLINA, 2006).

A utilização deste método paliativo se faz presente em todo o mundo, expõe Hawkins (1986), cujo primeiro relato data de 1904 (MORE AND KELLERMAN, 1904 *apud* BUTTON *et. al.*, 1977). No Brasil podem ser citadas, além de Taiapuê, as represas Billings (CETESB, 2006; MARIANI, 2006; NISHIMIRA, 2008), Guarapiranga (CETESB, 2006; CARVALHO, AMAZONAS & PADRO, 2005) em São Paulo e o lago Paranoá em Brasília (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004).

Entretanto, a eficiência da ação tóxica do sulfato de cobre deve ser planejada e alguns fatores observados antecipadamente, como o volume de água, a biomassa e a espécie alvo, a formulação de cobre definida, a concentração inicial do sulfato, a duração do tempo de exposição e as características químicas da água, íons dissolvidos ou condutividade (DEAVER & RODGERS, 1996), além da possibilidade de formar complexos estáveis com carbonatos, ácidos húmicos e fúlvicos (HAUGHHEY *et. al.*, 2002).

Essa condição ambiental e de planejamento para a utilização do sulfato de cobre, ou sua ausência, é indicativa dos elevados volumes e da aplicação rotineira nos principais reservatórios da capital e da Região Metropolitana de São Paulo (CETESB, 2006).

Flamming & Trevors (1989) relatam que alcalinidade e pH são os principais agentes químicos reguladores do efeito tóxico do cobre, sendo que a ação algicida dos íons é diminuída em águas alcalinas (MILEY & MACKAY, 1980). Em sistemas de criação de organismos aquáticos, Pádua (2002) relata a necessidade de aumentar a concentração inicial de 0,1 a 0,3mg/l -CuSO<sub>4</sub> para 0,5 a 1mg/l em águas com alcalinidade superiores a 50mg CaCO<sub>3</sub>/l.



Apesar da ausência de dados referentes a esta variável em Taiaçupeba para comparação, é possível encontrar na literatura referências para o SPAT, como relatado por Monteiro Júnior (2006) em Ponte Nova (média de 10,8mg/l) e Milani (2000) em Taiaçupeba (média de 41,8mg/L CaCO<sub>3</sub> e máxima de 57mg/l) e permitem refletir sobre a potencialidade dos íons Cu<sup>+</sup> no sistema.

Elevadas densidades de algas, como a relatada por Macedo & Molina (2006) em Taiaçupeba entre 1999 e 2004, elevam o pH e diminuem a eficiência do cobre por favorecer a formação de carbonatos e a precipitação (STIFF, 1971; HULLEBUSCH *et. al.*, 2002). De fato, os reservatórios de Jundiaí e Taiaçupeba apresentaram características alcalinas na série histórica reportada pela CETESB, com pH médio de 7,5 e 7,2, respectivamente, entre 2001 e 2007 e voltaram a apresentar esta condição em junho de 2009 (7,29). Essa situação é indicativa da menor eficiência do cobre e, portanto, da atividade fotossintética que retira CO<sub>2</sub> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> da água e interfere no sistema tampão do carbonato (WETZEL, 1991).

A análise de componentes principais (fig. 6 e tabela XI) reforça a associação entre cobre e pH, que apresentam correspondência ao reservatório Jundiaí, onde é realizada a sulfatação segundo Macedo & Molina (2006). Observa-se, também, uma correlação da vazão com o reservatório Taiaçupeba. Neste sentido, uma análise detalhada da dinâmica deste elemento traço no canal Jundiaí-Taiaçupeba e no próprio reservatório se faz necessária, pois foram constatados valores baixos de concentração de clorofila a e diminuição do pH, reduzindo a ação fotossintética em onze das doze coletas realizadas entre julho de 2008 e junho de 2009.

Button *et. al.*, (1977) descrevem que apesar da ação dos cristais de cobre serem dissolvidos nos primeiros metros da coluna d'água, a persistência deste metal pode ser diferenciada entre corpos d'água, variando de dois a cinco dias (BUTTON *et. al.*, *op. cit.*; EFLER *et. al.*, 1980) a mais de três semanas (WHITAKER *et. al.*, 1978; MCKNIGHT, 1981). Outro fator a ser observado é o risco de liberação de microcistina provocada pela lise das células durante a ação algicida, principalmente em florações e elevada concentração de toxina (JONES & ORR, 2004).

De fato, a concentração de clorofila *a* em Taiaçupeba, estação TAIA 2008/9, esteve abaixo dos valores reportados por Monteiro Júnior (2006) e Nascimento (2008), nos reservatórios de Ponte Nova (5,9 µg/l) e Paraitinga (1,5 µg/l), classificados como oligotróficos, e ainda mais reduzido que o verificado no reservatório Rio Grande, complexo Billings, que ficou entre 11,65 e 25,14 µg/l (MARIANI, 2006) e reforça o efeito algicida sobre o reservatório.

Os reflexos da sulfatação podem ser observados, ainda, sobre a transparência que aumenta abruptamente e o oxigênio dissolvido (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004). As reações ao uso do algicida estiveram presentes, principalmente, nos meses de junho a outubro de 2008, quando foram observadas as maiores transparências, valores baixos de clorofila *a*, associação com vazão de saída e variação do oxigênio dissolvido abaixo de 8,0mg/l. Nos demais meses, o aumento das precipitações permitiu o carreamento de nutrientes e a provável redução do efeito do cobre. Portanto, ambos responsáveis por uma sutil retomada do crescimento planctônico.

A baixa tensão do oxigênio ocorre imediatamente após a aplicação do cobre e se deve a ação de decomposição por bactérias e o declínio da fotossíntese (HAWKINS, 1986; HULLEBUSCH *et. al.*, 2002). Ainda segundo Hullebusch *et. al.*, (*op. cit.*), com informações obtidas de bioensaios em mesocosmo, a médio e longo prazo a depreciação do oxigênio compromete os processos de nitrificação e desnitrificação, o que resulta no aumento da concentração de amônia e, conseqüentemente, no crescimento do fitoplâncton, a retomada do oxigênio dissolvido e deterioração da qualidade da água.

Para efeito de comparação Taiaçupeba apresentou média de concentração de amônia de 0,39mg/l no período analisado; Monteiro Júnior (2006) reporta média da coluna d'água de 0,25mg/l em Ponte Nova, Nascimento (2008) encontrou média de 0,39mg/l na fase enchimento de Paraitinga e Mariani (2006) relata 0,46mg/l no reservatório Rio Grande. Portanto, a concentração de amônia não parecer ser um fator limitante para o crescimento fitoplanctônico, principalmente, após cessar a ação algicida.

Em Taiaçupeba a oxigenação não parece representar um fator crítico para o reservatório, que apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido durante

todo o ciclo sazonal analisado, com média de 8,42mg/l, variação dentro das condições definidas na Resolução CONAMA nº 357/2005. Esta condição de elevada aeração inerente ao sistema, também foi descrita por Milani (2000) e Giancesella (1981), porém demonstrou concentrações elevadas de amônia, que podem favorecer a recolonização do reservatório.

Diferença significativa não foi observada nas coletas recentes para valores de condutividade elétrica em comparação à série histórica publicada nos relatórios da CETESB (fig. 5). Resultado semelhante foi constatado por Sendacz & Kubo (1999) no Braço Rio Grande da represa Billings e reforça a idéia de que o tratamento com sulfato de cobre não reduz a deterioração da qualidade da água. Pelo contrário, de acordo com Cao *et. al.* (2004) a afinidade de carbono orgânico por cobre para formar complexos estáveis diminui com o aumento de íons dissolvidos, por consequência há um aumento do efeito.

Em relação ao fósforo total e significativamente diferente da série histórica publicada pela CETESB, as concentrações desta variável estiveram baixas entre julho de 2008 e junho de 2009, semelhante a Ponte Nova e Paraitinga situadas a montante do sistema. Entretanto, Effler *et. al.* (1980) constatou que a aplicação de cobre não afetou as concentrações de fósforo e imputou os baixos valores a ausência de biomassa algal.

Assim, em Taiapuê, os reduzidos valores de fósforo total pode estar relacionado à depreciação do fitoplâncton, as condições de saturação de oxigênio dissolvido e ao pH que favorecem a precipitação e o acúmulo no sedimento, além da retirada pela elevada vazão de água captada para abastecimento público. De fato, Giancesella (1981) encontrou situação semelhante em Taiapuê, mas não descartou as interferências de sulfatos decorrentes da oxidação de matéria orgânica e ácidos húmicos no carreamento deste nutriente. Sendacz *et. al.* (2005) constataram que o mesmo reservatório exporta nitrogênio e retém o fósforo, informação que reforça a possibilidade de sedimentação.

Estas combinações, apesar da carência de detalhamento e correlações diretas podem refletir a falsa impressão de melhoria da qualidade de água do reservatório, a qual apresentou indícios de aumento da concentração de nutriente e clorofila a após uma aparente redução da ação imposta pela sulfatação.

## 6.2 Comunidade Zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica do reservatório de Taiaçupeba apresentou dominância de Rotifera, quanto a densidade numérica, muito superior em relação a Cladocera e Copepoda ao longo das coletas. Ocorrência comum para os reservatórios do Estado de São Paulo foi observada por Sendacz *et. al.* (1985), Matsumura-Tundisi, *et. al.*(1989) e Oliveira- Neto (1993) no reservatório do Broa.

Interessante notar que Taiaçupeba apresentou na série histórica de monitoramento da CETESB um rápido processo de enriquecimento nutricional, taxa elevadas de aportes de cargas (Sendacz, *et. al.*, 2005) e sulfatação periódicas para controle de florações (MACEDO & MOLINA 2006), fatores que exercem forte interferência na dinâmica da comunidade zooplanctônica.

Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) relatam que mudanças na composição da comunidade zooplânctonica são frequentemente observadas em reservatório em processo de eutrofização, condição que favorece a substituição das espécies por outras mais adaptadas a nova situação.

Ocorrência semelhante foi verificada em outros reservatórios da bacia Alto Tietê, tais como Billings e Guarapiranga, que sofreram alterações quando à composição, abundância relativa e espécies dominantes de organismos zooplanctônicos ao longo dos anos, devido a constantes alterações na qualidade da água (SENDACZ & KUBO, 1999; CALEFFI, 2000).

Neste sentido, e de acordo com os resultados obtidos na análise da qualidade da água, pode-se dividir a avaliação da comunidade zooplanctônica em dois momentos: o primeiro de julho a dezembro de 2008, quando o reservatório esteve sob forte influência da sulfatação e a comunidade zooplanctônica formada quase que exclusivamente por Rotifera e apresentando diversidade biológica baixas.

Sendacz & Kubo (1999) constataram a ausência de Rotifera e Cladocera durante vários meses no braço Rio Grande da Represa Billings, entre 1992 e 1993, quando o reservatório esteve submetido a aplicação de sulfato de cobre em concentrações superiores em até 30 vezes o valor limite de 0,05mg/l. Neste

mesmo estudo, no período de 1981 a 1985 a densidade numérica do zooplâncton, nas estações 1 e 2, se manteve abaixo de 100.000 org/m<sup>3</sup>. De forma semelhante, foi registrado em Taiacupeba densidade numérica abaixo de 100.000 org/m<sup>3</sup> em 67% das coletas.

O segundo momento abrange de dezembro até junho de 2009, quando a toxicidade do algicida foi minimizada em decorrência do aumento pluviométrico e, conseqüentemente, notou-se uma sutil elevação da concentração de nutrientes e clorofila a, bem como permitiu o desenvolvimento de Cladocera e um aumento na diversidade de espécies.

As primeiras coletas evidenciaram que Cladocera e Copepoda foram os grupos mais sensíveis aos efeitos da sulfatação. Por sua vez, os Calanoida demonstraram ser mais suscetíveis às condições impostas pelo tratamento. Contudo, uma conclusão definitiva a partir da análise de sensibilidade dos grupos ecológicos não é possível, tendo em vista a diversidade de resultados descritos na literatura.

Gusmão (2004) em estudos desenvolvidos em micro e mesocosmo descreveu que Cladocera foi o grupo mais sensível a ação direta do cobre e que os Copepoda parecem ser mais tolerantes a sua presença. Havens (1994) relata predomínio de Cladocera, com posterior substituição por Copepoda. Taub *et. al.* (1989) encontrou ausência de efeitos sobre Rotifera e extinção de *Daphnia* sp, em contraposição a Moore & Winner (1989), que demonstraram forte redução de Rotifera e declínio de Copepoda, mas ausência de efeitos sobre Cladocera.

A análise do índice de diversidade demonstrou de uma maneira geral valores baixos, principalmente, nas primeiras coletas, e refletem a dominância de algumas espécies na comunidade zooplanctônica, que contribui para redução da equitatividade. O predomínio de um pequeno número de táxons indica uma baixa uniformidade na distribuição de recursos, fato comum nos reservatórios brasileiros (CALEFFI, 1994).

Apesar de índices ecológicos serem amplamente utilizados em estudos de ecossistemas como forma de caracterizar a comunidade, resultados conclusivos somente podem ser obtidos quando o efeito contaminante age de forma aguda sobre a natureza e provoca uma grande reestruturação.

Quando as concentrações são subletais para a maioria das espécies, descrições mais detalhadas podem informar mais sobre a comunidade, pois este tende a sofrer reestruturações mais lentas e graduais. Além disso, sendo o cobre um metal essencial, em baixas concentrações pode atuar diretamente sobre algumas espécies e estimular seu desenvolvimento, e assim gerar efeitos mais sutis que se refletem na pressão de predação, pastagem ou parasitismo, que se tornariam mais importantes que o efeito tóxico (GUSMÃO, 2004).

Esta questão poderia explicar a semelhança de táxons encontrada entre Taiacupeba e Ponte Nova, apesar de serem classificadas como eutrófica e oligotrófica, respectivamente e situadas em região sob influência dos entornos completamente diferentes. Todavia, ressalta-se que a estrutura organizacional estabelecida nos dois reservatórios é completamente distinta e resulta de uma dinâmica diferente.

De acordo com Sendacz *et. al.* (2005), Ponte Nova apresenta predomínio de até quatro espécies, bem com uma estabilidade trófica ao longo dos anos, a ponto de não ocasionar mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica. Os autores atribuíram a baixa diversidade de espécies a uma aparente ausência de compartimentalização, devido a uma morfometria relativamente homogênea e baixa produtividade primária ocasionada pela reduzida concentração de nutrientes, que torna restrita a disponibilidade alimentar para o desenvolvimento de uma comunidade mais expressiva.

Em Taiacupeba foi constatado o predomínio de uma ou poucas espécies, situação típica de ambiente eutrófico (MARGALEF, 1991), baixa produtividade primária, neste caso ocasionada pela aplicação de sulfato de cobre no controle de algas tóxicas, condição limnológica que favorece os processos de precipitação, além da captação de água para abastecimento público, conjunto de fatores que determinam a ausência de condições para estabelecimento do zooplâncton, que por conseqüência, afetam mais os microcrustáceos do que os rotíferos, pelo fato de se constituírem em k-estrategistas.

Em suma entende-se que os organismos estão expostos a uma série de fatores ambientais durante seu desenvolvimento. No caso das comunidades aquáticas tudo aquilo que é consumível, como alimento, nutrientes, espaço para

desenvolvimento e reprodução, ou não consumíveis, como temperatura, correntes de água e substâncias tóxicas interagem com a comunidade biótica (MARGALEF, 1991), podendo estabelecer uma relação direta, que permite ao zooplâncton responder em um curto período de tempo as alterações causadas pelo meio.

De fato, esta resposta se deve ao ciclo de vida curto e crescimento rápido destes organismos (SOMMER, 2001) e permite descartar a tendência de desenvolvimento autogênico, bem definidas e sem perturbações aparentes, das respostas a um fator estressante.

De acordo com Cairns Jr. *et. al.* (1995) existem duas classes de resposta para avaliar efeitos ecossistêmicos de contaminantes: estrutural e funcional. A primeira é estudada a partir do número das espécies em um ponto no tempo. Em contraposição, a função do ecossistema é sua performance (decomposição, produção primária, respiração da comunidade entre outros) e descreve a falta ou mudanças através do tempo. Neste trabalho procurou-se analisar as alterações da comunidade zooplanctônica a partir das respostas estruturais ao longo do tempo e em função das condições abióticas.

O filo Rotifera pode ser considerado o mais representativo da fauna de água doce, sendo um dos grupos mais importantes e diversificados (PENNAK, 1989), desempenha uma função chave na dinâmica do funcionamento destes ecossistemas, pois possuem coeficientes de assimilação altos que convertem uma considerável porção do alimento em biomassa para os níveis tróficos superiores (SNELL & JENSSEN, 1995).

Alterações importantes na população de Rotifera sob influência da contaminação por cobre ocorrem de forma geralmente lenta e menos severa para a maioria das espécies, sendo a grande responsável pelo estabelecimento das relações de competição e predação intrazooplânctônicas (GUSMÃO, 2004). Deste modo, os efeitos da sulfatação são caracterizados por causarem mais efeitos crônicos do que agudos sobre Rotifera.

O melhor desenvolvimento representado pelo aumento na abundância total no período sob influência da sulfatação indica que as espécies *Collotheca sp*, *Conochilus dossuarius*, *Conochilus unicornis*, *Polyarthra vulgaris*, *Keratella cochlearis*, *Horaella thomassoni*, *Keratella americana*, *Trichocerca capucina*,

*Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* foram favorecidas pela condição ambiental imposta pela ação algicida do sulfato de cobre.

Resultados semelhantes para algumas dessas espécies foram obtidos por Gusmão (2004) em estudos experimentais, que atribui o favorecimento ao desenvolvimento de rotíferos, as modificações severas sobre a população de Cladocera e Copepoda.

Os resultados indicam que algumas espécies são mais tolerantes à sulfatação. Gusmão (*op. cit.*) observou que *Keratella americana* e *Keratella cochlearis* apresentam sensibilidades diferentes ao cobre. De acordo com experimentos realizados por Rico-Martinez *et. al.* (1998), *K. cochlearis* foi a única espécie a ser observada em microcosmos logo após a aplicação das maiores concentrações de cobre (0,45mg/l). Apesar disso, Jak *et. al.* (1996) observaram elevada capacidade de recuperação, em especial as espécies de *Keratella*, após a eliminação de Cladocera.

Entre as espécies tolerantes a sulfatação apenas as três últimas estiveram associadas a condição de pH ácido, alta transparência e profundidade, típicas alterações provocadas pela sulfatação, além de elevada vazão e, provavelmente, foram favorecidas pela redução da competição e predação. Já *Tropocyclops prasinus*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni*, além de copepoditos estiveram associados à redução das características impostas pelo algicida.

Hawkins & Griffiths (1986) ao analisar os efeitos do cobre sobre a comunidade zooplanctônica no reservatório Dam Solomon, Austrália, verificou ausência completa de organismos quatro a 12 dias após o tratamento, sendo que *Brachionus calicyflorus* a primeira espécie a recolonizar a represa 33 dias após o tratamento, substituída quadragésimo sétimo dia por *Hexarthra mira*. Sessenta e sete dias depois da aplicação de sulfato de cobre a população zooplanctônica foi completamente dominada por microcrustáceos, principalmente *Ceriodaphnia cornuta*.

Segundo Chaory & Janssen (1999) a exposição ao cobre pode causar efeitos subletais em Rotifera, por reduzir a capacidade natatória, importante no reconhecimento específico, no comportamento de acasalamento, na atividade de



alimentação e fuga de predadores, portanto, consequências ecológicas importantes na estrutura da comunidade.

Os Cladóceros constituem um grupo ecologicamente importante, pois convertem o fitoplâncton e bactérias em proteína animal e formam uma porção significativa da dieta de numerosas espécies de peixes (PENNAK, 1989).

Este grupo demonstrou baixa tolerância a ação do algicida, com efeito agudo que reduziu muito a densidade ou reprodução. A única espécie tolerante foi *Bosminopsis deitersi*, as demais voltaram a colonizar o reservatório após o período chuvoso, quando os efeitos tóxicos reduziram e provavelmente houve o carreamento de nutrientes para o reservatório.

*Ceriodaphnia cornuta* demonstrou elevada sensibilidade às condições ambientais impostas pela sulfatação; segundo Gusmão (2004) o cobre pode causar efeito crônico a esta espécie, provavelmente por impedir o crescimento e reduzir a produção de ovos. Contudo registros de que a sensibilidade das espécies deste gênero pode ser diferente no ambiente para o cobre (WINNER *et. al* (1990), segundo Hauri & Horne (2004) a redução da toxicidade pode ser atribuída à melhoria do estado nutricional do zooplâncton, neste sentido entende-se que a aplicação periódica de algicida potencializa os efeitos tóxicos, pois reduz a produtividade primária e, conseqüentemente, a disponibilidade de alimento.

De forma semelhante *Bosmina hagmanni*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta* reduziram drasticamente sua densidade no período sob efeito da sulfatação, porém a melhoria do meio no segundo período de coleta e uma redução moderada da contaminação propiciaram o desenvolvimento destas espécies.

Outros relatos foram obtidos de Holt & Yan (2003) para *Diaphanosoma* sp, que reforçam a potencialização dos efeitos tóxicos em águas ácidas e contaminadas com alta concentração de cobre. De acordo, com Roche *et. al.* (1993) em estudos experimentais em mesocosmos, e Seixas (1981) na represa do Broa uma possível competição entre estas espécies pode ser acentuada; estes autores consideram este um fator responsável pela segregação sazonal.

Contudo, cladóceros maiores têm uma eficiência competitiva por recursos alimentares maior do que cladóceros de menor porte (HANAZATO & YASUMO, 1991). Isto explicaria em parte a redução na densidade de *Bosminopsis deitersi* com o aumento da representatividade de outras espécies. Em contrapartida, o favorecimento de *Bosminopsis* ao estresse causado pela contaminação do meio se deve a sua característica oportunista, favorecida pela redução ou eliminação da competição.

Crustáceos são reconhecidamente sensíveis a contaminação orgânica e inorgânica, em especial os Calanoida, que se mostram particularmente vulneráveis a contaminantes devido a seu hábito planctônico (NIPPER, 2002). As condições limnológicas do reservatório de Taiaçupeba parecem ter tido um efeito crônico a longo prazo, ou então uma resposta indireta às alterações provocadas ao fitoplâncton, visto que não foram registrados indivíduos adultos.

Para Sharp & Stearns (1997) a taxa de alimentação é um indicador sensível de estresse a exposição subletais de metais e pode ter efeitos significativos na dinâmica populacional através de mudanças das taxas de produção de ovos e desenvolvimento. Isso pode ser observado, por exemplo, na redução de adultos e copepoditos na presença de cobre (GUSMÃO, 2004).

Já os efeitos sobre náuplios são controversos, Winner *et. al.* (1990) e Rico-Martinez *et. al.* (1998) evidenciaram uma maior tolerância a introdução de cobre em microcosmos. Em oposição, íons cobre tem reconhecida toxicidade a nauplio de Calanoida marinho (SUNDA *et. al.* 1990), fato também evidenciado por Gusmão (2004) em experimentos com indivíduos de água doce.

Evidentemente, segundo Gusmão (*op. cit.*), a sensibilidade de espécies adaptadas a regimes climáticos tão severos pode ser diferente para os copépodos neotropicais, adaptados a ambientais mais quentes e estáveis na maior parte do ano, bem como não pode ser extrapolada para todas as espécies de Copepoda, mas permite sustentar a hipótese de que haja uma redução na viabilidade dos ovos quando fêmeas são expostas ao cobre.

Os Copepoda Cyclopoida representam um importante papel como invertebrados predadores pelágicos e devem ser considerados, além dos peixes,

como determinantes da abundância e estrutura da comunidade zooplanctônica (MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1990).

Apesar dos poucos estudos sobre a sensibilidade de Cyclopoida à presença de elementos traços, Gusmão (2004) relata que, geralmente, estes organismos são mais resistentes à alteração do meio quando comparados aos Calanoida. De fato, neste estudo foi observado que o desenvolvimento destes grupos foi altamente prejudicado pelas condições estabelecidas no reservatório de Taiacupeba, tendo sido os Calanoida ainda mais comprometidos.

Alguns trabalhos desenvolvidos em regiões de clima temperado descrevem a resistência de Cyclopoida a condições adversas, entre os quais podemos citar: os estudos de Bonacina & Pasteria (2001), no lago Orta, ao norte da Itália, que descreve a extinção quase que completa da comunidade zooplanctônica após elevada contaminação que tornou a água ácida. Após algum tempo as condições do lago foram melhorando, surgindo alguns organismos pioneiros em sua recolonização, sendo caracterizados nesta fase inicial por *Cyclops abyssorum* e alguns poucos rotíferos.

Monteiro *et. al.* (1995) observaram os efeitos da contaminação por elementos traços do rio Sado, em Portugal, e descreveram o decréscimo acentuado da biodiversidade e riqueza em áreas impactadas, sendo dominada neste ponto por *Acanthocyclops robustus*, outro Cyclopoida.

Estudos desenvolvidos por Havens (1994) demonstram que após a adição de cobre em estações experimentais em mesocosmos, o único macrozooplâncton sobrevivente foi o *Mesocyclops edax*, adultos e copepoditos, e atribui esta questão a capacidade desta espécie em alterar sua dieta de microzooplâncton para herbivoria de grande quantidade de algas. Em Taiacupeba, a única espécie de Cyclopoida identificada foi *Tropocyclops prasinus*, mesmo assim, apresentou baixas densidades de náuplios, copepoditos e, principalmente, adultos, o que denota a seletividade crônica imposta ao meio aquático.

Esta espécie vem sendo associada a condições oligo e mesotróficas, constatadas em corpos d'água do Alto Tietê, como na represa de Ponte Nova (SENDACZ *et. al.*, 1985), Pedro Breicht (ARCIFA, 1998) e Lagos dos IAG e

Ninféias (PIVA-BERTOLETTI, 2001). Em Taiaçupeba sua ocorrência pode estar relacionada a situação de menor competição e redução do efeito algicida.

Valores de sensibilidade descritos em diversos trabalhos e relacionados na PAN – Pesticide Action Network North Americana (2010) evidenciam que Copepoda em geral são sensíveis a concentrações de sulfato de cobre de 0,013mg/l; já para *Tropocyclops prasinus mexicanus* a dose letal é de 0,015mg/l. Em Taiaçupeba a média histórica registrada pela CETESB foi de 0,01mg/l, porém valores de até 0,06mg/l foram registradas.

Cooke *et. al.* (1993) relaciona diversos autores e conclui que concentrações pelo menos 100 vezes menores do que as registradas na coluna de água para controle de algas são letais para o zooplâncton.

Por fim, ressalta-se que no presente trabalho, as análises foram conduzidas de forma a tentar identificar alterações na comunidade zooplanctônica em função da periódica aplicação de sulfato de cobre no controle de floração algal, tendo sido identificado quatro tipos de alterações na estrutura da comunidade que, segundo Odum (1985), refletem a influência do fator estressante, sendo elas: maior proporção de organismos r-estrategistas; prevalência de organismos de menor tamanho; simplificação da cadeia trófica e conseqüente redução do fluxo de energia e/ou maior sensibilidade de predadores ao estresse; reduzida biodiversidade e aumento da dominância.



# Conclusões

## CONCLUSÕES

- O reservatório de Taiapuêba apresentou na série histórica comprometimento da qualidade da água, com valores elevados de fósforo total e condutividade elétrica, deterioração que se agrava a jusante dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga.
- Duas funções de força inerentes ao manejo foram importantes na dinâmica física e química da água e na estruturação da comunidade zooplanctônica: vazão de saída e sulfatação, porém não foi possível estabelecer a contribuição individual de cada componente.
- Influenciado pela sulfatação, vazão de saída e elevada concentração de oxigênio dissolvido o reservatório apresentou baixa concentração de fósforo total em contradição a série histórica reportada pela CETESB. Entretanto, os efeitos foram paliativos e houve um aumento de nutrientes e a retomada do crescimento planctônico, ao longo do período analisado.
- O estabelecimento do zooplâncton foi prejudicado pelo manejo aplicado ao reservatório com limitação na densidade numérica, baixa diversidade, prevalência de organismos de menor tamanho, cadeia trófica reduzida e predomínio de espécies r-estrategistas.
- Rotifera foi o grupo dominante no reservatório, sendo que as espécies *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* estiveram associadas ao período sob influencia da sulfatação e devem receber melhor ou mais atenção nos estudos de tolerância e toxicidade com cobre.
- Cladocera e Copepoda, principalmente Calanoida foram os grupos mais sensíveis ao manejo ao qual o reservatório esteve submetido. Entre Cladocera, apenas *Bosminopsis deitersi* foi tolerante e se beneficiou dos efeitos indiretos, como menor disponibilidade de alimento, vazão elevada e reduzida competição por recursos.
- As espécies *Tropocyclops prasinus*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni* estiveram associadas à redução dos efeitos atribuídos a ação algicida.

An aerial photograph of a large, dark blue lake, likely a reservoir, surrounded by lush green hills and a city in the background. The city is visible as a dense cluster of buildings and roads, situated on a hillside. The sky is filled with scattered white clouds. The overall scene is a mix of natural and urban landscapes.

# **Referências Bibliográficas**

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J.D. 1976, Life history patterns in zooplankton. **Amer. Nat.**, 110(971): 165-180.
- APHA. 1998, **Standard methods for examination of water and wastewater.** 17<sup>th</sup> ed. Baltimore, Maryland, Port. City Press.
- ARCIFA, M. *et. al.* 1998. The planktonic community in a tropical Brazilian reservoir; Composition, fluctuations and interactions. **Rev. Brsail. Biol.** 58: 241-254.
- ATTAYDE, J. L. & BOZELLI, R. L. 1998, Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 55: 1789-1797.
- AZEVEDO, S.M. F.O., *et. al.*, 1994. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Phycology.** 1-5.
- BAXTER, R. M. 1977, Environmental effects of dams and impoundments. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 8: 255-283.
- BERG, K. *et. al.*, 1987, Effects of decaying toxic blue-green algae on water quality – a laboratory study. **Archiv. Hydrobiologia.** 108: 549-563.
- BLANCHER, E.C. 1984, Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida Lakes. **Hydrobiologia**, 109:251-263
- BONACINA, C. & PASTERIA, A. 2001. Zooplankton of Lake Orta after liming: an eleven years study. **J. Limnol.** 60(1): 101-109.
- BOSSUYT, B. T. A & JANSSEN, C. R. 2003, Acclimation of *Daphnia magna* Straus to copper environmentally realistic copper concentrations. **Comparative Biochemistry and Physiology.** 136C: 253-264.
- BOSSUYT, B. T. A. & JANSSEN, C. R. 2004b, Influence of multi-generation acclimation to copper on tolerance: energy reserves and homeostasis of *Daphnia magna*. Straus. **Environmental Toxicology and Chemistry.** 23: 2029-2037.



- BOSSUYT, B. T. A. & JANSSEN, C. R. 2005, Copper regulation and homeostasis of *Daphnia magna* and *Pseudokirchneriella subcapitata*; influence of acclimation **Environmental Pollution**. 136: 135-144.
- BOTTRELL, H. H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T.; 1976 A review of some problems in zooplankton production studies. **Norw. J. Zool.** 24: 419-456.
- BRANCO, C. W. C. *et. al.* 2000b. The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé R.J.). in Brazil. **Hydrobiologia**. 437: 71-81.
- BRANCO, C. W. C & SENNA, P. A. C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasilia, Brasil.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 6983/1981. Estabelece a Política Nacional de Meio Ambiente. Legislação Federal. Brasilia.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9605/1998. Código Ambiental. Legislação Federal. Brasilia.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9433/1997. Estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos. Legislação Federal. Brasilia.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357/2005. Legislação Federal. Brasilia.
- BROWN, V. M.; SHAW, T. L.; SHURBEN, D. G. 1974, Aspects of water quality and the toxicity of copper to rainbow trout. **Water Res.** 4: 797-803
- BURGIS, M. J. 1974, Revised estimates for the biomass and production of zooplankton in Lake George, Uganda. **Freshw. Biol.** 4: 535-541.
- BUTTON, K. S.; HOSTETTER, H. P.; MAIR, D. M. 1977, Copper dispersal in a water supply reservoir. **Wat. Res.** 11: 539-544.
- CAIRNS JR, J. *et. al.* 1995. The Genesis of Ecotoxicology. In. J. Cairns Jr. (Ed) Ecological Toxicity Testing: Scale, Complexity and Relevance. CRC Press. Boca Rotan, USA.

- CALEFFI, S. 1994, A represa de Guarapiranga estudo da comunidade zooplanctônica e aspecto da eutrofização. Dissertação (Mestrado). FSP-USP, São Paulo.
- CALEFFI, S. 2000, **Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapiranga, 1991/1992. Aspectos ecológicos e qualidade ambiental.** Tese (Doutorado). FSP/USP, São Paulo.
- CARMICHAEL, W. W. **A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins.** Environmental monitoring systems laboratory. EPA/600/R. 92/079. 141p. 1992..
- CARMICHAEL, W. W. 1994, The toxins of cyanobacteria. **Scientific American:** 78-86.
- CARPENTER, S. R. 2005, Eutrophication of aquatic ecosystems stability and soil phosphorus. **Proc. Natl Acad Sci.** 102: 10002-10005.
- CARVALHO, Y. M. C. de, *et. al.* 2005. Agricultura: um serviço ambiental para a bacia do Alto Tietê Cabeceiras. **Projeto Negowat/APTA, SAA.** 9-23.
- CARVALHO, M. C., *et. al.* 2009. Cianobactéria no monitoramento da qualidade da água em dois reservatórios da região metropolitana de São Paulo – Brasil, no período de 2002-2008. Correio eletrônico
- CETESB, 1995. **Avaliação ecotoxicológica do reservatório do Guarapiranga, SP. com ênfase ao problema de algas tóxicas e algicidas.** CETESB, São Paulo. 78p.
- CETESB, 1998/2008. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. SP.**
- CHAO *et. al.* 2004. The effect of pH, ions strength and reactant, content on the complexation of  $\text{Cu}^{2+}$  by various natural organic ligands from water and soil in Hong Kong. **Chemosphere.** 54: 507-514.
- CHAORY, C. & JANSSEN, C. R. 1999. The summing behavior of *Brachionus calyciflorus* (Rotifer) under toxic stress. II. Comparative sensitivity of various behavioral criteria. **Chemosphere.** 38(14): 3247-3260.

- COOKE, G. D. *et. al.* 1993. **Lake and reservoir restoration**. Boston. Butterworths Publisher. 392p.
- DAEE, 2001/2007. **Relatório mensal de precipitação e vazão do sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. São Paulo. SP.**
- DAJOZ, R. 1973. **Ecologia Geral**. São Paulo, Vozes. 472p
- DE MANUEL, J. & ARMENGOL, J. 1993. Rotifer assemblages; a contribution to the typology of Spanish reservoir. **Hydrobiologia**. 255/256: 421-428.
- DI BERNARDO, L. 1995. **Algas e suas influencias na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. ABES. Rio de Janeiro. 140p.
- DUNCAN, A. 1975, Production and biomass of three species of Daphnia coexisting in London reservoirs. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 19: 2858-2867.
- EDMONDSON, W. T. 1965, Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. **Ecological Monographs**. 35(1): 61-111.
- EFFLER, S. W. *et. al.*, 1980, Whole lake responses to low level copper sulfate treatment. **Water Res.** 14: 1489-1499.
- EGBORGE, A. B. M., 1994, Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system, Nigeria. **Hydrobiologia**, 272: 95-104.
- ERICKSON, S. J. 1972, Toxicity of copper to marine diatom in unenriched inshore seawater. **J. Phycol.** 8: 318-323.
- ESPINDOLA, *et. al.* 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. **Rev. Brasil. Biol.** 60(2): 179-194.
- ESTEVEES, F. A. 1988, **Fundamentos de Limnologia**. Ed. FINEP. 575p.
- GIANESSELA, S. M. F. 1981. Produção primária e suas relações com alguns fatores físico-químicos em reservatórios do estado de São Paulo. Tese (Doutorado). IO/UPS. São Paulo, SP.

- GILBERT, J. J. 1990. Differential effects of *Anabaena affins* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications for zooplankton community structure. **Ecology**. 71: 1727-1740.
- GUANZON, N.; NAKAHARA, H.; NISHIMURA, K. 1989, Accumulation of copper, zinc, cadmium, and their combinations by three freshwater microalgae. **Fish Sci**. 61(1): 149-156.
- GUSMÃO, L. F. M. de. 2004. **Efeitos do cobre e cromo na comunidade zooplanctônica; um estudo experimental em mesocosmos**. Dissertação (mestrado) EESC/USP. São Paulo, SP.
- HANAZATO, T. & YASUNO, M. 1987. Insights into competition in zooplankton communities derived from studies using experimental ponds. **Verh. Internat. Verein. Limnol**. 24: 1572-1580.
- HANSON, J. M. & STEPHAN, R. H. 1984. Empirical prediction of zooplankton and profundal macrobenthos biomass in lakes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci**. 41:439-455.
- HAWKINS, P. R.; GRIFFITHS, D. J. 1987, Copper as an algicide in a tropical reservoir. **Water res**. 4: 475-480.
- HAURI, J. F. & HORNE, A. J. 2004. Reduction in labile copper in the 7-day *Ceriodaphnia dubia* toxicity test due to the interaction with zooplankton food. **Chemosphere**. 56: 717-723.
- HAVENS, K. E. 1992. Acidifications effects on the plankton size spectrum: in situ mesocosm experiment. **J. Plankton Res**. 14(12):1687-1696.
- HULLEBUSH, W. V. *et. al.* 2002. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part II. Case os cooper sulfate. **Environmental Pollution**. 120: 627-634.
- HUTCHINSON, G. E., 1967, **A Treatise on limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton**. John Wiley & Sons, Inc., New York, 2<sup>o</sup> vol., 1115p.

- HOLT, C. & YAN, N. 2003. Recovery of crustacean zooplankton communities from acidification in Killarney Park, Ontario, 1971-2000: pH 6 as a Recovery Goal. **Journal of The Environment**. 32:293-297.
- HORNE, A. J. & GOLDMAN, C. E. 1974, Suppression of nitrogen fixation by blue-green algae in a eutrophic lake with trace additions of copper. **Science**. 183: 409-411.
- KERFOOT, W. C. & PETERSON, C. 1980, Predatory copepods and *Bosmina*: Replacement cycles and further influences of predation upon prey reproduction. **Ecology**. 61: 417-431.
- JAK, R. G. *et al.* 1996. Evaluation of laboratory derived toxic effect concentrations of a mixture of metals by testing fresh water plankton communities in enclosures. **Waters Reservoir**. 30(5) 1215-1227.
- JARDIM, W. F. & PERSON, H. W. 1984. A study of the copper-complexing compounds released by some species of cyanobacteria. **Water Res**. 18(8): 985-989.
- JONES, G. J. & ORR, P. T. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreation lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. **Water. Res.** 28(4): 871-876.
- LATJA R. & SALONEN, K. 1978, Carbon analysis for the determination of individual biomass of planktonic animals. **Verh. Int. Verein. Limnol.** 20: 2556-2560.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. 1983, **Numerical ecology. Developments in environmental modeling, 3.** Amsterdam: Elsevier Scientific Publish Co.
- LEWIS JR, W. M. 1979 **Zooplankton community analysis studies on a tropical system.** Springer Verlag 163pp.
- LUCINDA, I. 2003. **Composição de Rotifera em corpos d'água da bacia do Tietê – São Paulo, Brasil.** (Dissertação de mestrado). Universidade federal de São Carlos, São Carlos - SP.

- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988, **Statistical ecology**. John Wiley & Sons.
- MACLACHLAN, A. J. 1974, Development of some lake ecosystem in tropical África, with reference to the invertebrates. **Biol. Rev.** 49: 365-369.
- MACKAY, D. & FRASER, A. 2000. Bioacumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environ. Pollut.** 110: 375-391.
- MACKERETH, J. F. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association**, n. 36, 121 p., 1978.
- MACEDO, A. & MOLINA, A. J. Controle da floração de cianobacteria e a redução de incidências de gosto e odor na água tratada do sistema produtor Alto Tietê.. In: **XIV Encontro de Técnicos AESABESP**. São Paulo – SP. CD do evento agosto 2008.
- MAIER, M. H., *et. al.*, 1997. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (complexo Billings), 23°52'S – 46°31'W; Rio Grande, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. v. 4: 1-17.
- MARGALEF, R. 1991, **Ecologia**. Barcelona: Omega, Barcelona 1010p.
- MARKER, A.F.H.; NUSCH, H.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusion and recomendations. **Arch. Hydrobiol. Beih.**, 14, p. 91-106, 1980.
- MATHENY, R. T. 1976, Maya lowland hydraulic systems. **Science**. 193: 639-646.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986, Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshewater aquatic system of Brazil. **Rev. Bras. Biol.** 46: 527-553.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1999, Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO / FAPESP, p. 39-54.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G., 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa Reservoir

- (São Carlos, SP – Brasil) and its fluctuation across one year. **Hydrobiologia**. 54(1): 229-236.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. 2003, Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**. 504: 215-222.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA NETO, A. L.; ESPÍNDOLA, E. G. 1991, Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 24: 1482-1488.
- MACCUNE, B. & MEFFORD, M. J. **PC-ORD – Multivariate analysis of ecological data, Versão 4**. Oregon. MJM Software Design, 1999.
- MCKNIGHT, D. 1981. Chemical and Biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: A field study of the CuSO<sub>4</sub> treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. **Limnol. Oceanogr.** 26(3):518-531.
- MILANI, G. M. 2000. **Estudo da contaminação pelos metais Cu, Pb, Cd e Zn na rede trófica dos reservatórios de Taiapuê e do Parque Ecológico do Tietê, SP**. (Dissertação de Mestrado). FSP/USP, São Paulo.
- MONTEIRO, T. *et. al.* 1995. Metal stress on the plankton communities of Sado River (Portugal). **Water Reservoir**. 2: 695-701.
- MONTEIRO JUNIOR, A. J. 2006. **Caracterização limnológica e compartimentalização do reservatório de Ponte Nova, Alto Tietê, SP – uma contribuição ao seu manejo**. Tese (doutorado). IB/USP, São Paulo.
- MOORE, G. T. & KELLERMAN, K. F. (1904) A method of destroying or preventing the growth of algae and certain pathogenic bacteria in water supplies. **US. Dept. Agri. Bur. Plant. Ind. Bull.** 64: 1-44.
- MOORE, J. W. & RAMAMOORTHY, S. 1984. Heavy metal in natural waters: Applied monitoring and impact assessment. Springer-verlag, New York. 268p.

- MOORE, M. V. & WINNER, R. W. 1989. Relative sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* laboratory tests and pond communities of zooplankton and benthos to chronic copper stress. **Aquat. Toxicol.** 14: 311-330.
- MUCCI, J. L. N. 1993, **A influência da decomposição da vegetação na qualidade da água de reservatórios.** Tese (Doutorado), FSP/USP, São Paulo. 163 p.
- NASCIMENTO, V. C. 2008. **Aspectos do enchimento da represa Paraitinga, Sistema Produtor Alto Tietê: zooplâncton e qualidade da água.** Dissertação (mestrado). FSP/USP, São Paulo.
- NISHIMURA, P. Y. 2008. **Ecologia da comunidade fitoplânctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia.** Dissertação (mestrado). IB/USP, São Paulo.
- NOGUEIRA, M. G. *et. al.* 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes Reservoir: Res. Manage.** 4: 107-120.
- NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1996, Limnologia de um sistema artificial raso (represa de Monjolinho – São Carlos, SP) dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia.** 8: 149-168.
- NIPPER, M. 2002. Avaliação de toxicidade com os copepodos calanoides *Acartia lilljeborgi* (Giesbrecht, 1982) e *Temora stylifera* (Dana, 1852). In. A. Nascimento, E.C. P. Souza & M. Niper (Eds). Métodos em ecotoxicologia marinha: Aplicações no Brasil. Artes Gráficas e Ind. Ltda., São Paulo.
- ODUM, O. P. 1985, **Ecologia.** Ed. Interamericana. Rio de Janeiro. 434p.
- PESTICIDES ACTION NETWORK NORTH AMERICA – disponível em [www.pesticideinfo.org](http://www.pesticideinfo.org). acesso em 20 de março de 2010.
- PENNAK, R. W. 1989. Fresh-Water invertebrates of the United States; protozoa to mollusca. 3ª ed. John Wiley & Sons , Inc. New York.
- PHILLIP, A. *et. al.* **Curso de Gestão Ambiental** (coleção ambiental I), Barueri, SP, Ed. Manole, 2004. 1045p;



- PIELOU, E. C. 1966, The measure of diversity in different types of biological collections. **J. Theoretical. Biol.** 13: 131-144.
- PINTO-COELHO, R. M., NUNES, C. M., BARBEITOS, M., MORAES, C. A. & GUERRA, S. T., 1998, O impacto da Refinaria Gabriel Passos na estruturação da comunidade zooplanctônica no reservatório de Ibirité, Betim, Minas Gerais. **Bios.**, 6: 11-19.
- PINTO-COELHO, R. M. *et. al.* 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica na lagoa da Pampulha . In: **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais** (Ed. Henry). pp. 553-572. FAPESP. Botucatu.
- PIRES, M. A. F, *et. al.*, Qualidade da água para consumo Humano: uma oportunidade de avaliação da concepção e aplicabilidade da nova legislação – Portaria 1469/MS/00. **Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento**, vol. 3, n 2, p. 127-138, 2001.
- PIVA-BERTOLLETTI, S. A. E. 2001. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplactônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo**. Tese (doutorado). FSP/USP.
- PADOVESI-FONSECA, C.& PHILOMENO, M. G. 2004. Effects of algicide application (copper sulfate) on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(4): 819-826, 2004.
- PORTO, R.L.L. *et. al.*, **Hidrologia Ambiental**, 3ª Edição. Edusp, São Paulo, 414p., 1991.
- REINFELDER, J. R. *et. al.*, 1998. Trace element trophic in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. **The Science of the Total Environment**, 219: 117-135.
- RICO-MARTINEZ, R. *et. al.* 1998. Effects of copper addition to laboratory maintained microcosms of Presidente Calles Reservoir organisms (Aguascalientes), Mexico). **Aquatic Ecosystem Health and Management**. 1: 323:332.

- ROCHA, O. & MATSUMURA-TUNDISI. 1984, Biomass and production of *Argyrodiaptomus furcatus*, a tropical calanoid copepod in Broa Reservoir, southern Brazil. **Hydrobiologia** 113: 307-311.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHE, K. F.; RIETZLER, A. C. 1999, Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys, p. 457-476.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; 1995, Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoir of Brazil. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eds. Limnology in Brazil. São Paulo. **Brazilina Academy of Sciences and Brazilian limnological Society** p. 155-165.
- RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. 2005, Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, 65: 697-710.
- RUSSEL, H. *et. al.*, 2007. A long-term copper exposure on freshwater ecosystem, using lotic mesocosms: Primary producer community responses. **Aquatic Toxicology**. 81: 168-182.
- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.** 8: 71-76.
- SABESP- Gutierrez. Terceira reunião annual. Rel. Int. SABESP. 1995/1996.
- SAMPAIO, E. V. ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. TUNDISI, J. G. 2002, Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil. **Braz. J. Biol.** 62(3): 525-545.
- SANT`ANNA, C.L.; *et. al.* 2006 Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras, Interciência, Rio de Janeiro; Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic.

- SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente. Lei nº 977/1979. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Legislação Estadual. São Paulo.
- SÃO PAULO. Governo do Estado. Plano de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. 2006.
- SCHINDLER, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 44: 6-25.
- SCHRAM, M. D. & SCHMITZ, E. H. 1983, Correlation of total organic carbon and dry weight data as indices of fresh-water zooplankton biomass. **Hydrobiologia.** 106(3): 283-284.
- SENDACZ, S. 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir – São Paulo. **Hidrobiologia.** 113: 121-127.
- SENDACZ, S; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. 2006, Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic condition in the state of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.** 16(1b): 337-350.
- SENDACZ, S. KUBO, E & CESTAROLLI M. A. 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste de São Paulo, Brasil. **Bol. Inst. Pesca.** 12(1): 287-205.
- SENDACZ, S. & KUBO, E. 1999. Zooplâncton de reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo. **Bol. Inst. Pesca.** 9(1): 51-89.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. (Coords.). **Diagnóstico limnológico e levantamento ictiofaunístico da Represa de Ponte Nova, Alto Tietê, com vistas ao manejo e preservação.** Contrato FEHIDRO 007/2000. Relatório Final. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento / Instituto de Pesca, 2003.
- SENDACZ, S.; MONTEIRO JÚNIOR, A. J.; MERCANTE, C. T.; MENEZES, L. C. B.; MORAES, J. F. Sistemas em cascata: concentrações e cargas de nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** São Carlos: Rima, 2005. p. 417 - 434.

- SENDACZ, S & MONTEIRO JÚNIOR, A. Zooplâncton e características limnológicas da planície de inundação do rio Paraná. In: RAOUL HENRY (org). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. p. 61 – 82.
- SENDACZ, S & NASCIMENTO, V. C. 2007. Calanoida (Copepoda) and water quality of reservoirs of Alto Tietê hydrographic basin, São Paulo, Brazil. (Apresentação de trabalho em simpósio).
- SHARP, A. A. & STEARNS, D. E. 1997. Sublethal effects of cupric ion Activity on the grazing behavior of three Calanoid Copepods . **Mar. Poll. Bull.** 34(12); 1041-1048.
- SMITH, A. D. & GILBERT, J. J. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Mycrocystis aeruginosa*. **Int. Rev. Ges. Hydrobiologia** 91: 309-333.
- SNELL, R. W. & JANSSEN, C. R. 1995. Rotifers in ecotoxicology: A review. **Hydrobiologia**. 313/314: 231-247.
- SOMMER, U. *et. al.* 1989. Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. *Ecology Letters*. 4: 545-550.
- STEEMAN NIELSEN, E.; KAMP-NIELSEN. L. 1970, Influence of deleterious concentration of copper on the growth of *Chorella pyremoidosa*. **Physiol. Pl.** 23: 828-840.
- STEMBERGER, R. S. & LAZORCHAK. J. M. 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 51: 2435-2447.
- STIFF, M. J. 1970. Copper/Bicarbonate equilibria in solutions of bicarbonate ion at concentrations similar those found in natural water. **Water Res. Pergamon Press**. 5:171-176.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, IIE v.9, 2000. 280p.
- TAUB, F. B. *et. al.* 1989. Effects of seasonal succession and grazing on copper toxicity in aquatic microcosms. **Verh. Int. Ver. Limnol.** 24:2205-2214.

- TUNDISI, J. G. 1990. Ecologia, Limnologia e aspectos socioeconômicos da construção de hidrelétricas nos trópicos. In. Encontro de Tropicologia, 4, 1987, Recife **Anais** Universidade de Brasília, **CNPq**. 47-85.
- TUNDISI, J. G. 1981. Typology of reservoir in Souther Brazil. **Verh. Internat Verein. Limnology**. 21: 1031-1-39.
- TUNDISI, J. G. Água no século XXI: Enfrentando a Escassez. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.
- TUNDISI, J. G. *et. al.* 1993. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: Straskraba, M., Tundisi, J. G. & Duncan, A. (eds). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrect, Kluwer.p. 25-55.
- VALDERRAMA, J.C.. The simultaneous analysis of nitrogen and phosphorus total in natural waters. **Marine Chemistry**, Amsterdam, 10, p.109-122, 1981.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. 1991, **Limnological analyses**. 2th New York: Springer Berlag.
- WHITAKER, J. J. *et. al.*,1978. Efficiency of copper sulfate in the suppression of *Aphanizomenon flos-aque* blooms in prairie lakes. **Environ. Pollut.** 15:185-194.
- WINNER, R. W. *et. al.*. 1990. Seasonal variability in the sensitivity of freshwater communities to a chronic cooper stress. **Aquatic. Toxicology**. 17: 75-92.
- ZAGO, M.S.A. 1976, The planktonic Cladocera (Crustacea) and aspects of the eutrophication of Americana Reservoir, **Brazil. Bol. Zool.** USP. 1: 106-145.



**Anexos**

## FIGURAS

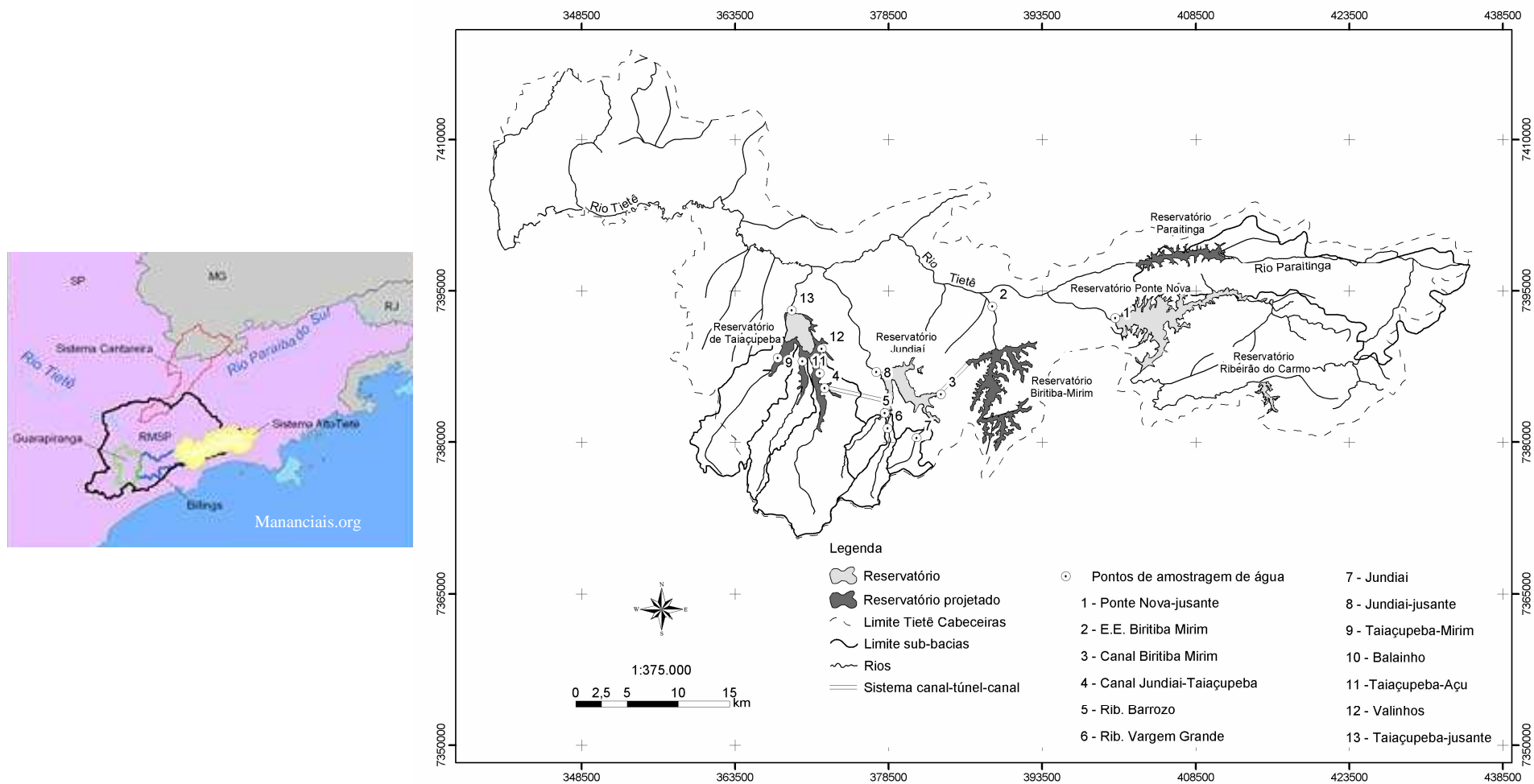


Fig. 1 – Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceira, Região Metropolitana de São Paulo. Fonte: Projeto Negowat.



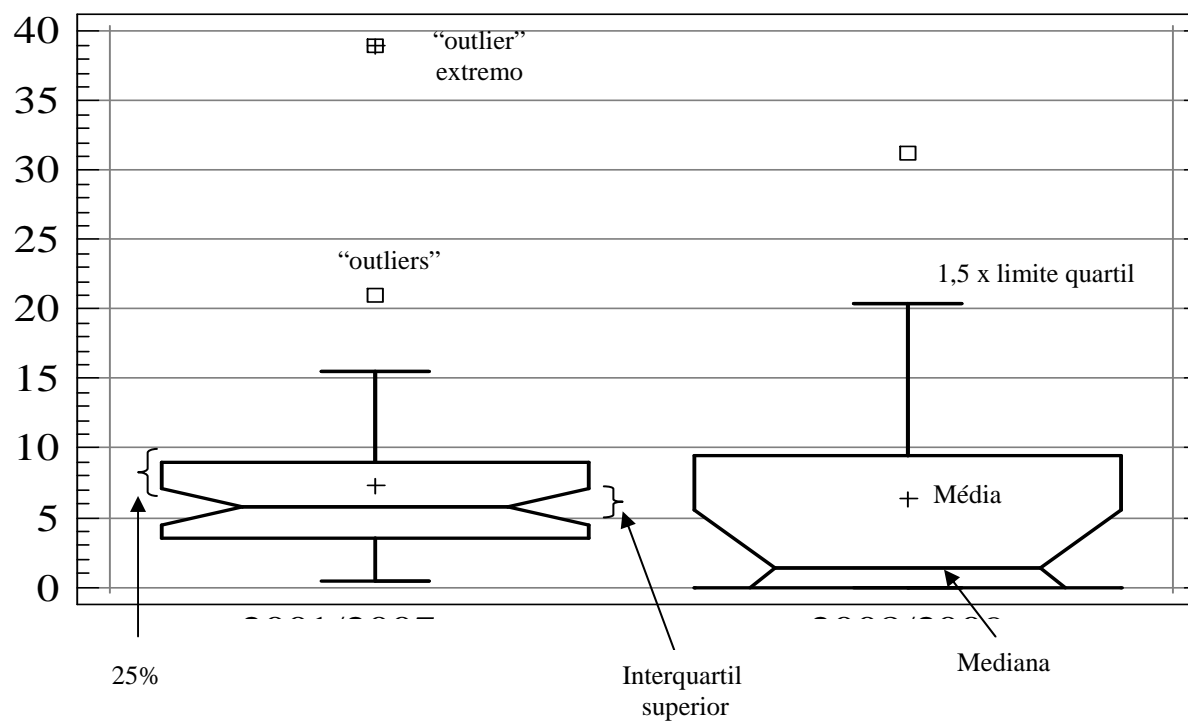


Figura 2. – Esquema do significado da representação do gráfico tipo “Box-plot”.

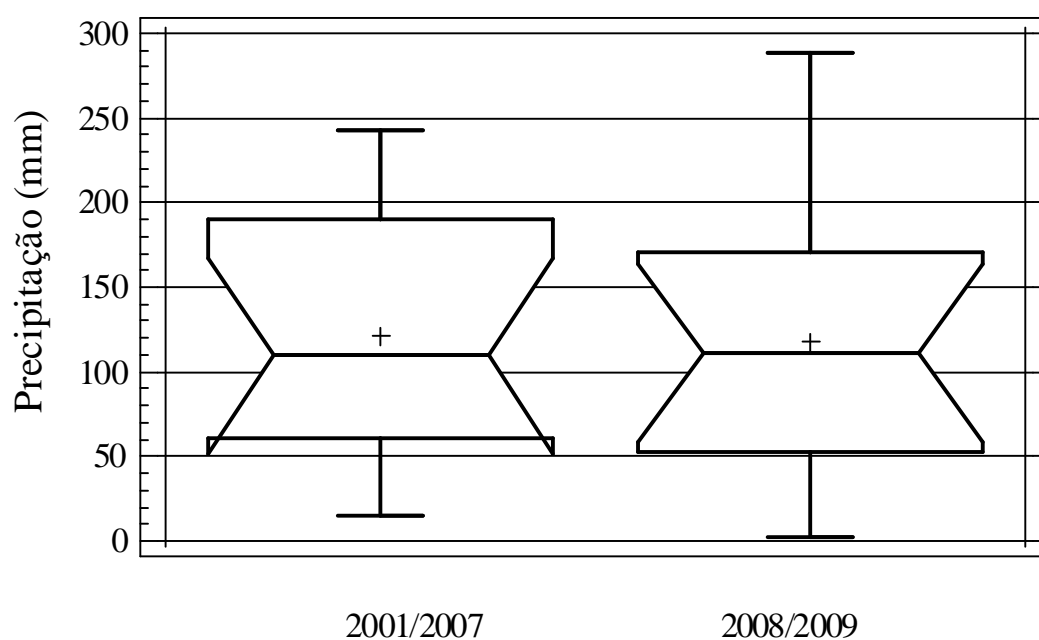


Fig. 3 – Comparação entre os volumes de precipitação da média calculada para série histórica de 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.

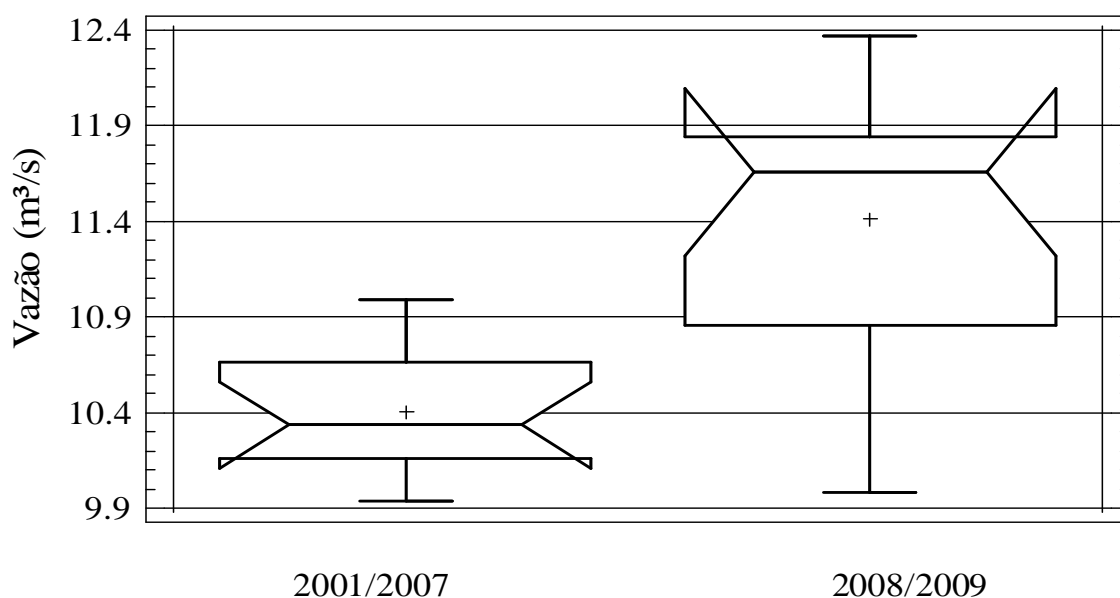


Fig. 4 – Comparação entre a vazão (captação pela SABESP e descarga no rio Taiapuêba) da média calculada para série histórica 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.

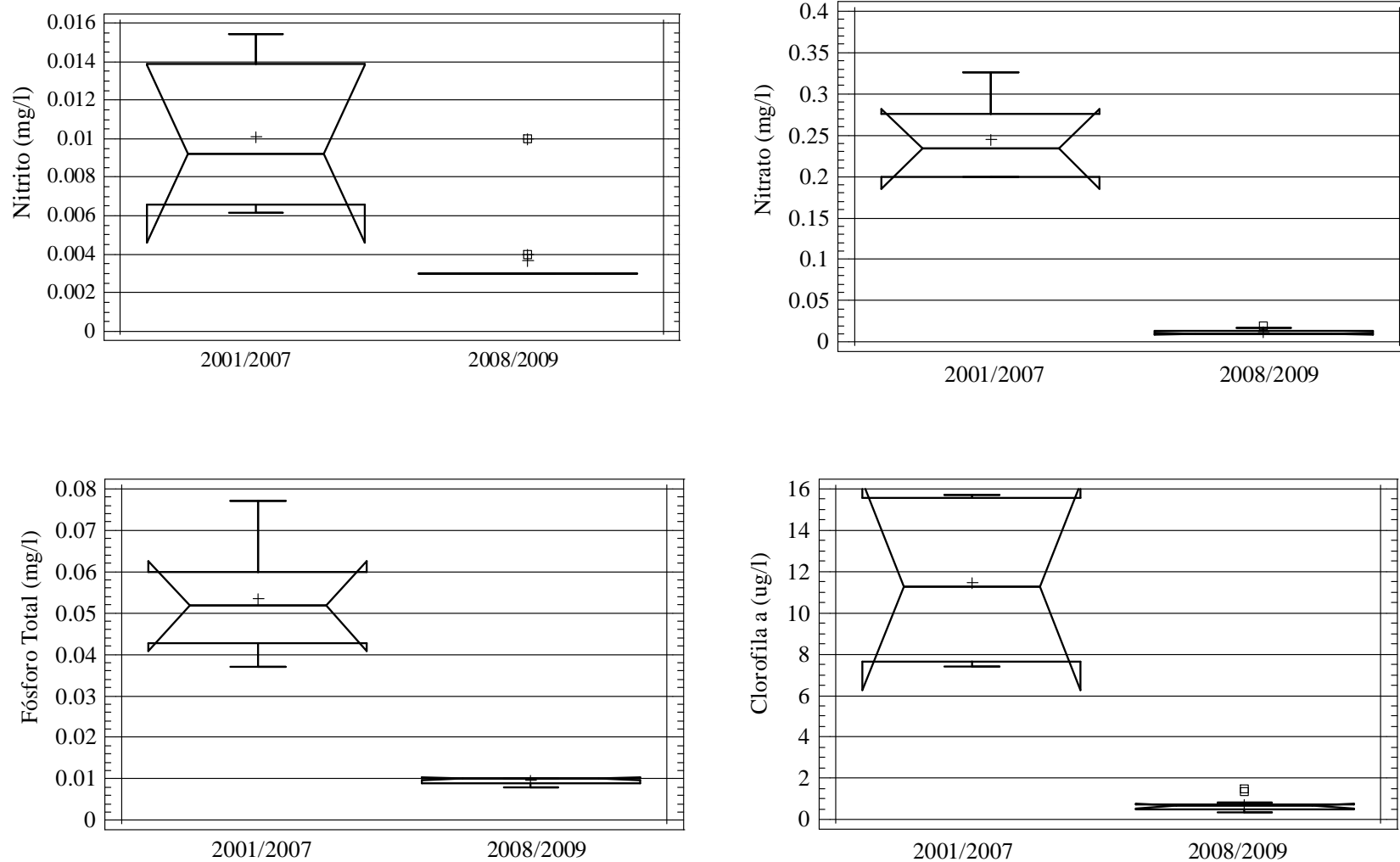


Fig. 5 – Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e no período de junho de 2008 a julho de 2009.

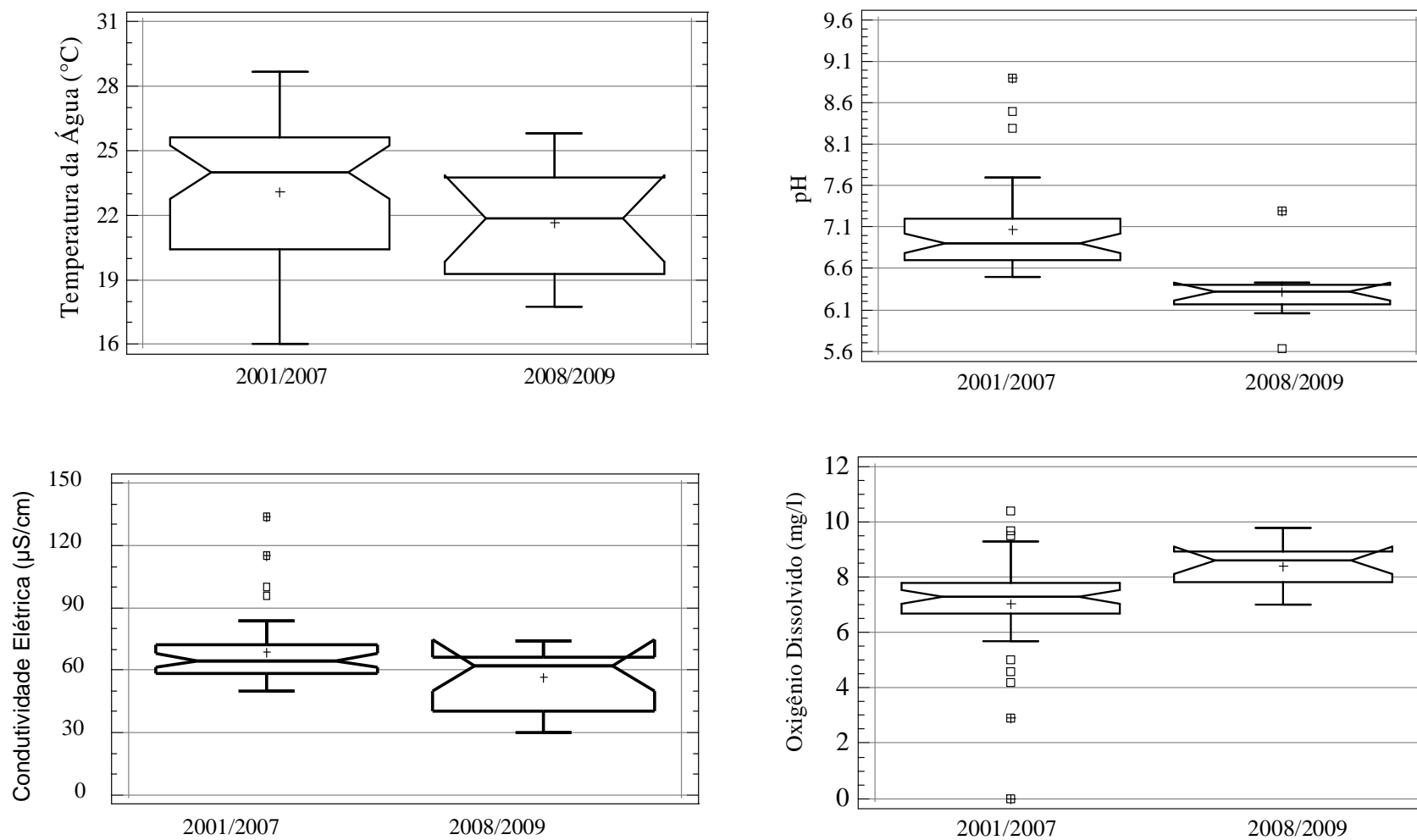


Fig. 5 – Continuação - Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água obtidas na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e nos período de junho de 2008 a julho de 2009.

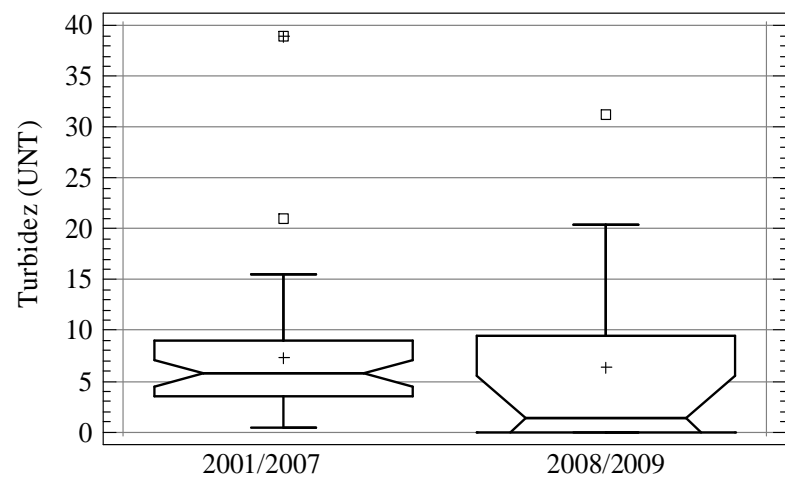


Fig. 5 – Continuação - Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água obtidas na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e nos período de junho de 2008 a julho de 2009.

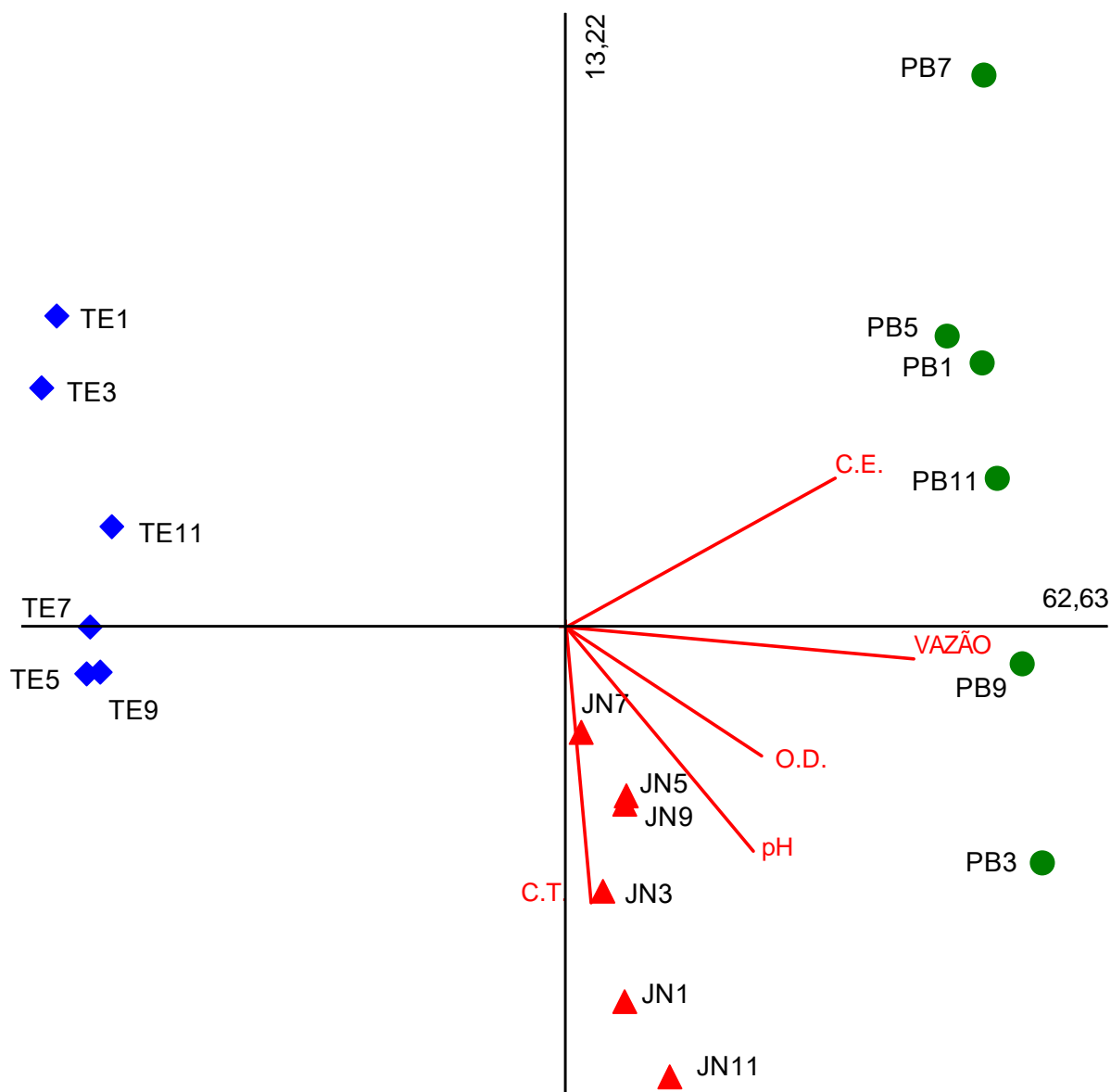


Fig. 6 - Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de 2001 a 2007, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras. (Legenda: JN – Reservatórios Jundiá (JNDI 0500); TE – Rio Tietê (TIET 2050); PB – Reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100); Temp - Temperatura da água; C.T – Cobre Total; O.D. - Oxigênio Dissolvido; pH – Potencial Hidrogeniônico; C.E. – Condutividade Elétrica; N.T. - Nitrogênio Total; PT – Fósforo Total; Turb – Turbidez; Vazão – Vazão. Os números revelam os meses do ano. (1 - janeiro; 3 – Março; 5 – Maio; 7 – Julho; 9 – Setembro; 11 – Novembro).

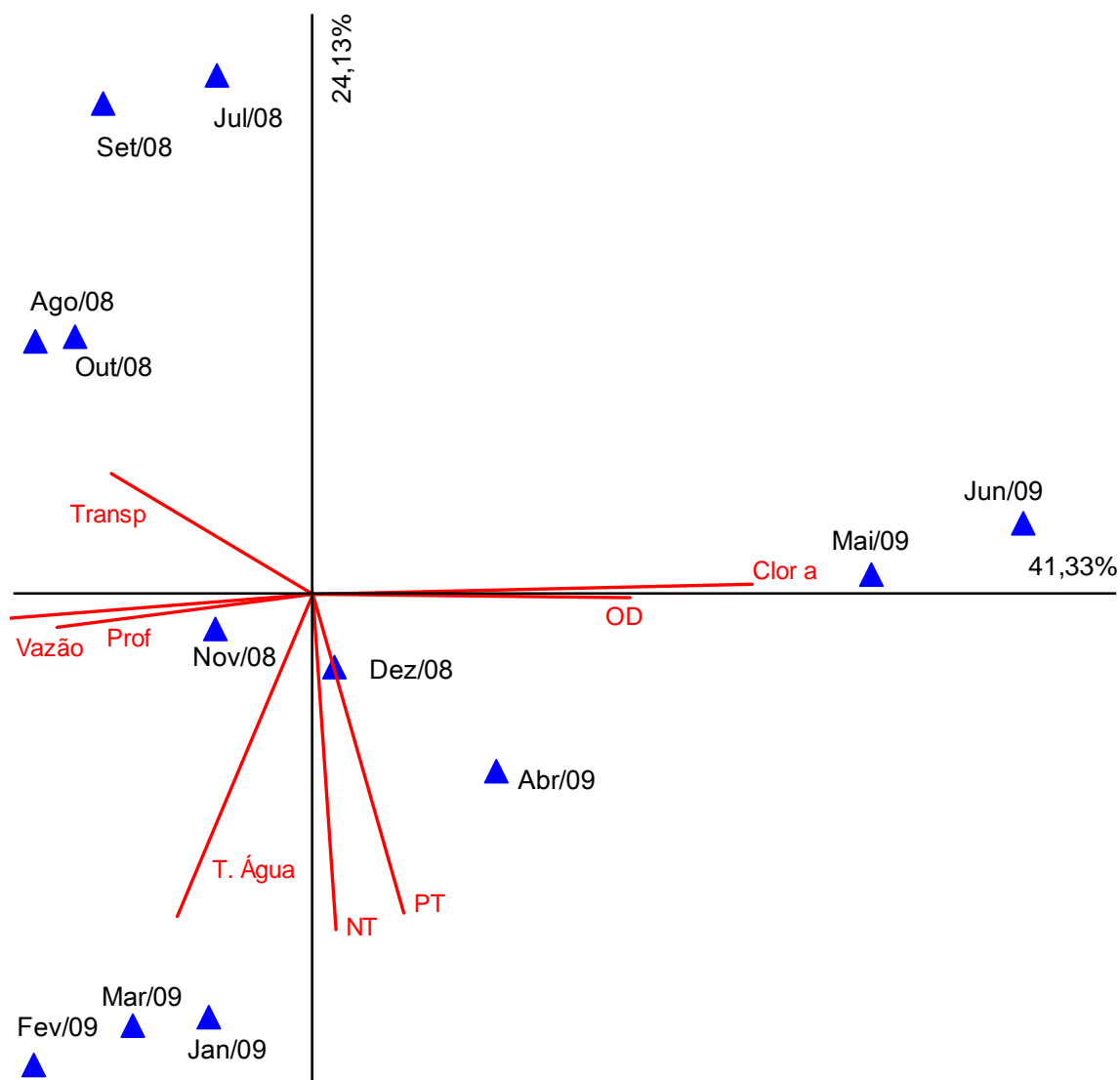


Fig. 7 - Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras. (Legenda: T. Água - Temperatura da água; O.D. - Oxigênio Dissolvido; pH - Potencial Hidrogeniônico; N.T. - Nitrogênio Total; PT - Fósforo Total; Transp - Transparência; Prof. Profundidade; Vazão - Vazão; Clor a - Clorofila a.

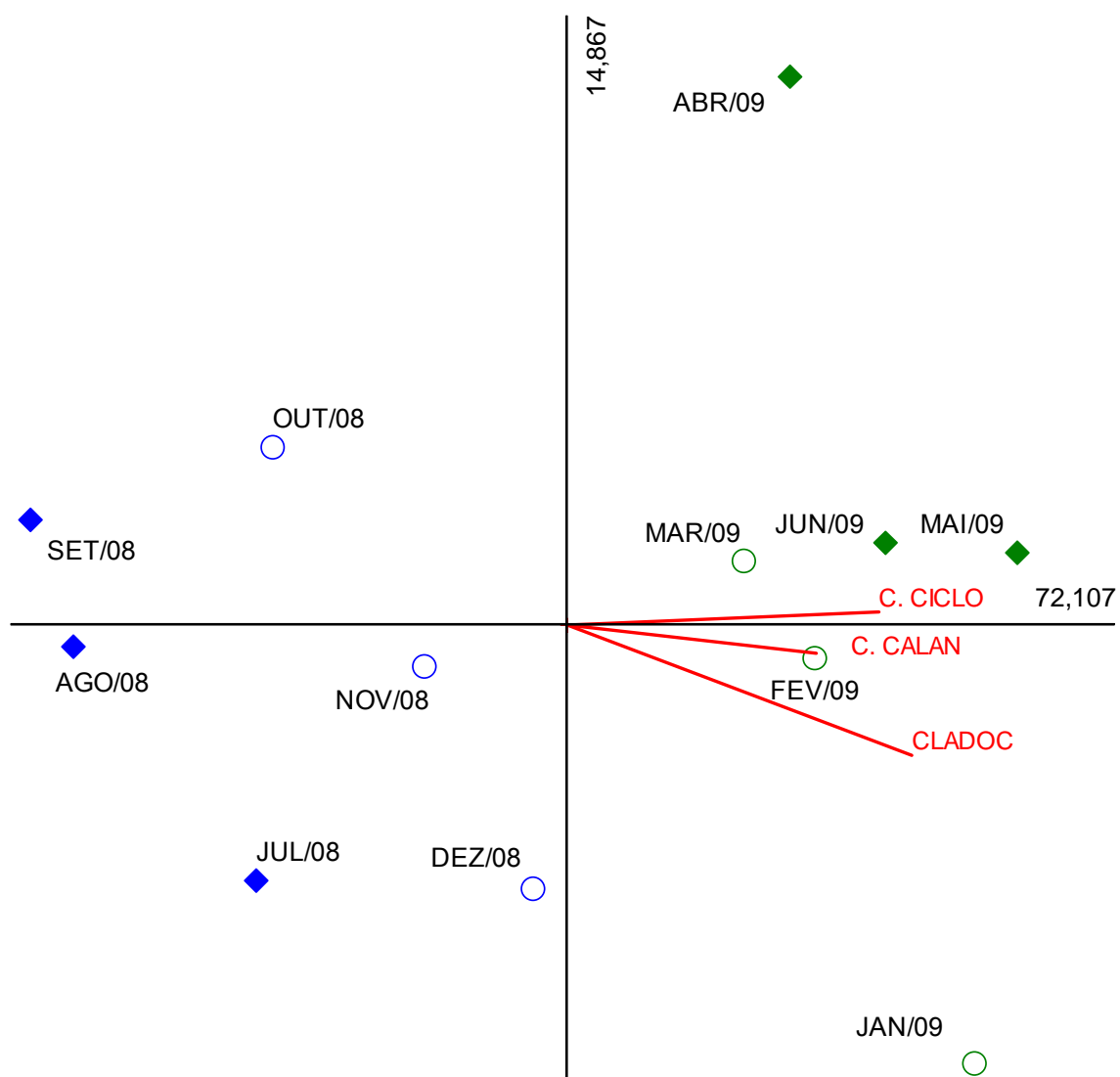


Fig. 8 - Análise em componentes principais sobre os grupos taxonômicos do zooplâncton no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009. (Legenda: C. CICLO – Copépode ciclopóides; C. CALAN – Copépode calanóide; - CLADOC – Cladóceros).



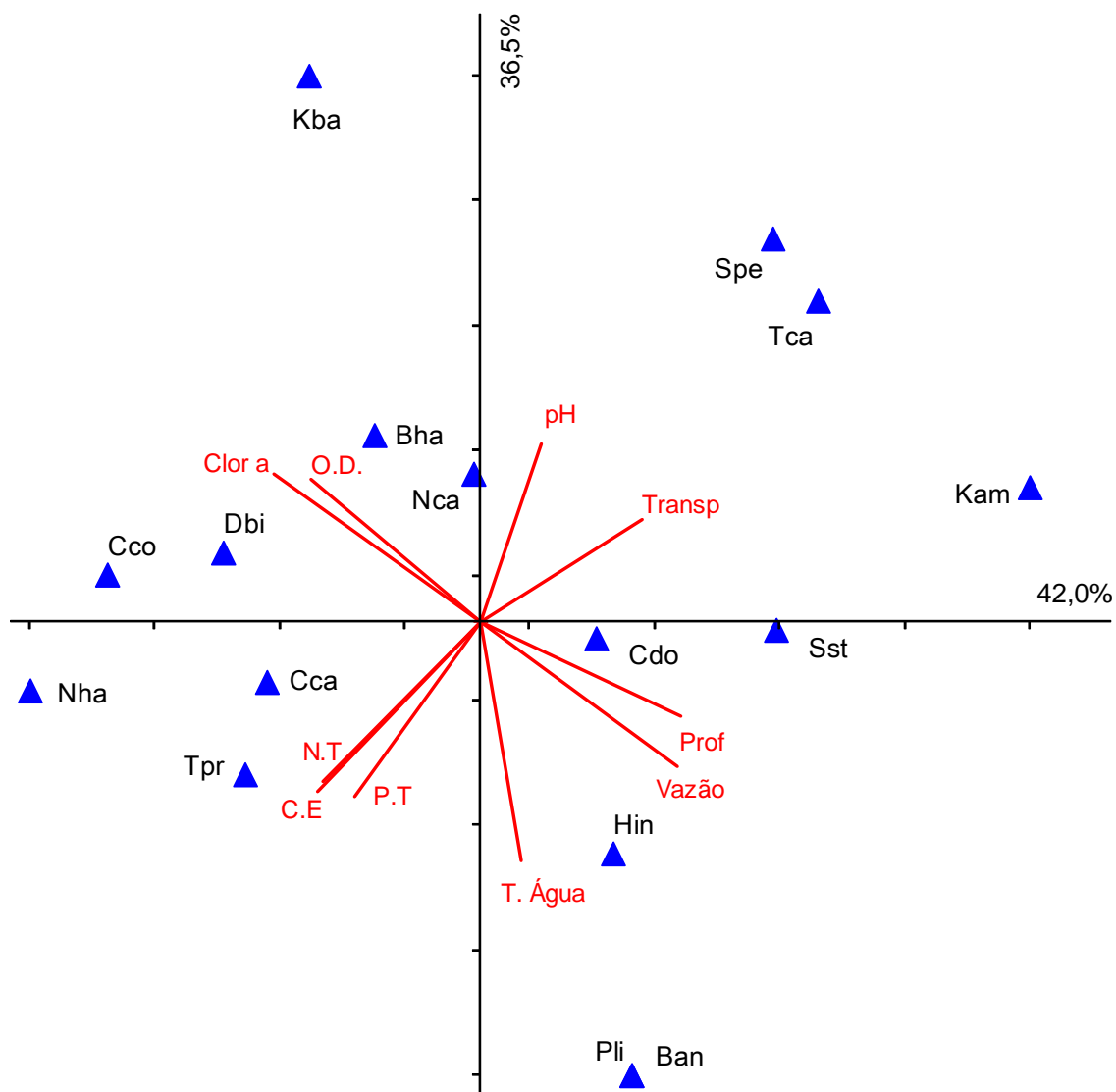


Fig. 9 - Análise em correspondência canônica entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e as variáveis ambientais no plano fatorial 1-2. (Legenda: Spe – *Synchaeta pectinata*; Tca – *Trichocerca capucina*; Kam - *Keratella americana*; Sst - *Synchaeta stylata*; Cdo - *Conochilus dossuarius*; Hin - *Hexarthra intermédia*; Pli – *Pitgura libera*; Ban – *Brachionus angularis*; Tpr – *Tropocyclops prasinus*; Nha – Naúplio de harpaticóida; Cca – Copepodito de calanóida; Cco – Copepodito ciclopóida; Dbi – *Diaphanosoma birgei*; Nca – Naúplio calanóida; Bha – *Bosmina hagmanni*; Kba – *Kellicottia bastoniensis*).

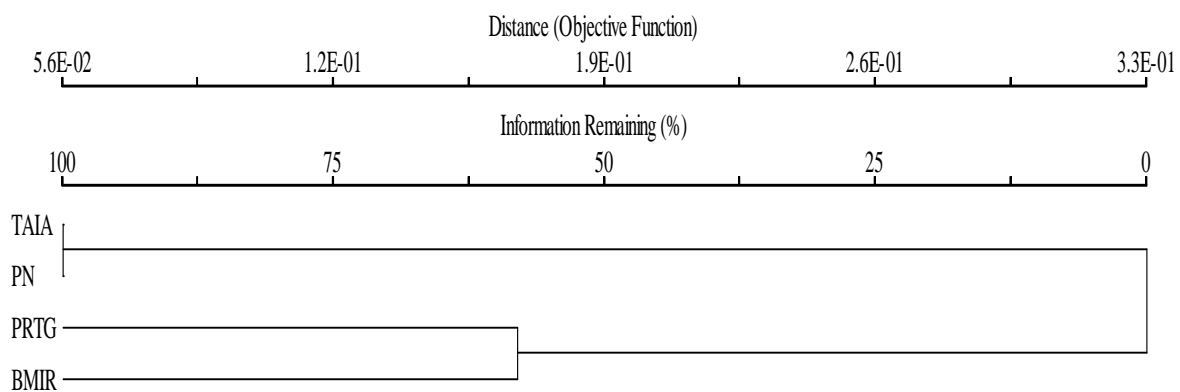


Fig. 10. – Dendrograma da análise de agrupamento entre Taiapuêba e as demais represas que compõem o Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceiras. Legenda: - TAIA – Reservatório Taiapuêba; PN – Represa Ponte Nova; PRTG – Represa Paraitinga; BMIR – Represa Biritiba Mirim.

## TABELAS

Tabela I - Algumas características dos reservatórios que compõem o sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras, Região Metropolitana de São Paulo.

<b>CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS</b>	<b>BARRAGEM</b>				
	<b>PONTE NOVA</b>	<b>PARAITINGA</b>	<b>BIRITIBA</b>	<b>JUNDIAÍ</b>	<b>TAIAÇUPEBA</b>
Ano de construção	1972	2004	2005	1984	1976
Altitude (m)	770,00	768,80	757,50	754,50	747,00
Área de Drenagem (Km <sup>2</sup> )	320,00	184,00	75,00	116,00	224,00
Área Inundada (Km <sup>2</sup> )	28.07	6.43	9.24	17.42	19.36
Volume Útil (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	296,00	35,00	34,04	60,00	87,90
Vazão regularizada (m <sup>3</sup> /s)	3,40	2,00	1,75	2,10	3,30

Tabela II – Estações amostrais definidas no sistema produtor Alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados.

<b>ID</b>	<b>Código da estação</b>	<b>Classe Res. Nº 357/2005</b>	<b>Descrição do local de amostragem</b>	<b>Caract.</b>	<b>Corpo d' água</b>	<b>Fonte</b>
1	PN 2000/1	Especial	Na represa Ponte Nova, estação M2 situada ao longo do eixo médio do Reservatório, em local equidistante de ambas as margens e distante cerca de 2.100m da barragem.	Lêntica	Rio Tietê	Monteiro Junior (2006)
2	TIET 2050	2	No rio Tietê, ponto na rodovia que liga Mogi das Cruzes e Salesópolis (SP -88)	Lótica	Rio Tietê	CETESB (2001 a 2007)
3	PRTG 2005/6	Especial	Na represa Paraitinga, estação próxima a barragem, em local mais profundo e longe da influencia das margens. Coordenadas (45° 56' 40,08" W e 23° 31' 33,54" S)	Lêntica	Res. Paraitinga	Nascimento (2008)
4	BMIR 2800	Especial	Na represa Biritiba Mirim, ponte na Rodovia SP - 88, no trecho que liga Mogi das Cruzes a Salesópolis, na divisa dos municípios de Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes.	Lêntica	Rio Biritiba-mirim	CETESB (2001 a 2007)
5	JNDI 0500	Especial	No reservatório Jundiaí, no canal de interligação com o Reservatório Taiaçupeba	Semi-Lêntica	Rio Jundiaí	CETESB (2001 a 2007)
6	PEBA 0100	Especial	No reservatório Taiaçupeba, no inicio do braço do Rio Taiaçupeba mirim	Semi-Lêntica	Res. Taiaçupeba	CETESB (2001 a 2007)

Tabela II – Continuação - Estações amostrais definidas no sistema produtor alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados.

<b>ID</b>	<b>Código da estação</b>	<b>Classe Res. Nº 357/2005</b>	<b>Descrição do local de amostragem</b>	<b>Caract.</b>	<b>Corpo d' água</b>	<b>Fonte</b>
7	PEBA 0900	Especial	No reservatório Taiapuêba, na captação da Sabesp	Lêntica	Res. Taiapuêba	CETESB (2001 a 2007)
8	TAIA 2008/9	Especial	No reservatório Taiapuêba, em estação situada próximo a barragem, em local mais profundo e eqüidistante de ambas as margens. Coordenadas (S 23°34'817" e W 46°16'764")	Lêntica	Res. Taiapuêba	Coleta Junho/08 a Julho/2009

Tabela III – Variáveis ambientais amostradas e síntese da metodologia analítica utilizada.

Variável Ambiental	Obtenção dos Dados	Método
Temperatura da água	medida direta	Horiba U-20
pH	medida direta	Horiba U-20
Condutividade elétrica	medida direta	Horiba U-20
Turbidez	medida direta	Horiba U-20
Oxigênio dissolvido	medida direta	Horiba U-20
Amônia	Espectrofotômetro	Nessler, (Apha, 1998)
Nitrito	Espectrofotômetro	Mackereth <i>et. al.</i> (1978)
Nitrato	Espectrofotômetro	Mackereth <i>et. al.</i> (1978)
Ortofosfato	Espectrofotômetro	Apha, (1998)
Fósforo total	Espectrofotômetro	Valderrama, (1981)
Nitrogênio total	Espectrofotômetro	Valderrama, (1981)
Clorofila <i>a</i> e feofitina	Espectrofotômetro	Marker <i>et. al.</i> (1980)

Tabela IV – Classificação de Salas & Martino para o índice de Estado Trófico para fósforo total.


Classificação		
Ultra-oligotrófico	< 20	
Oligotrófico	21 - 40	
Mesotrófico	41 - 50	
Eutrófico	51 - 60	
Hipereutrófico	> 61	

Tabela V – Valores de precipitação (mm) no reservatório Taiapuê, na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais. d.p = desvio padrão.

Mês	Precipitação (mm)								MÉDIA 2008/2009
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
<b>Jan</b>	237.9	402.6	189.4	180.5	291.8	160	236.2	242.6	201.3
<b>Fev</b>	205.3	181.1	147.7	228.6	83.8	193	150.4	170	179.1
<b>Mar</b>	239.5	235.8	220.7	182.4	149.2	354.9	96.1	211.2	107.3
<b>Abr</b>	104.6	29.7	53.8	93.2	67.8	31.6	128.8	72.8	66.3
<b>Mai</b>	113.9	80.3	26.3	80.9	135.1	26.4	53.3	73.7	80.9
<b>Jun</b>	15.8	13.5	30.1	78.3	33.1	21.1	34.5	32.3	40.1
<b>Jul</b>	40.4	28.7	20.2	87.3	22.9	53.3	118	53	2
<b>Ago</b>	27.4	27	17.6	14	8.5	7	0.8	14.6	114.1
<b>Set</b>	68.5	48.5	99.3	32.5	100.7	90.8	38.9	68.5	38.2
<b>Out</b>	369.1	93.3	27.4	128.8	178.1	104.9	117.2	145.5	133.2
<b>Nov</b>	218.6	143.5	98	165.9	79.2	203.8	184.7	156.2	162.2
<b>Dez</b>	335.6	263.5	174.2	167.1	230.2	184	187.2	220.3	288.4
<b>Acumulado</b>	1976.6	1547.5	1104.7	1439.5	1380.4	1430.8	1346.1	1460.8	1413.1
<b>Máximo</b>	369.1	402.6	220.7	228.6	291.8	354.9	236.2	242.6	288.4
<b>Mínimo</b>	15.8	13.5	17.6	14	8.5	7	0.8	14.6	2
<b>d.p.</b>	120	121	74.1	65.8	86	103.5	71.1	78.7	80.9



Tabela VI – Valores de vazão de saída (m<sup>3</sup>/s) (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba), na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais. d.p = desvio padrão.

Mês	Vazão (m <sup>3</sup> /s)								
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	MÉDIA	2008/2009
<b>Jan</b>	9.91	11.74	11.17	10.55	10.68	10.87	10.18	10.73	11.84
<b>Fev</b>	9.33	12.49	11.86	9.74	10.6	11.6	11.31	10.99	12.37
<b>Mar</b>	9.65	10.8	11.33	10.97	9.57	10.77	11.13	10.60	12.20
<b>Abr</b>	9.39	10.88	11.50	11.05	9.62	12.43	10.82	10.81	10.43
<b>Mai</b>	9.43	10.08	11.07	10.22	11.17	9.55	9.51	10.15	10.26
<b>Jun</b>	8.84	9.7	12.19	11.83	10.42	9.86	10.16	10.43	9.98
<b>Jul</b>	8.35	9.47	12.51	10.42	9.59	9.83	11.02	10.17	11.66
<b>Ago</b>	8.36	9.19	11.64	11.38	9.14	9.86	11.79	10.19	11.60
<b>Set</b>	8.68	9.64	9.48	11.16	8.84	9.99	11.79	9.94	11.29
<b>Out</b>	8.45	10.95	10.43	10.56	9.17	9.96	11.53	10.15	11.84
<b>Nov</b>	10.54	10.39	9.62	10.78	9.56	9.99	11.74	10.37	11.84
<b>Dez</b>	9.24	11.01	9.77	10.79	9.74	10.19	11.38	10.30	11.66
<b>Média</b>	9.20	10.50	11.00	10.80	9.80	10.40	11.00	10.40	11.40
<b>Máximo</b>	10.54	12.49	12.51	11.83	11.17	12.43	11.79	10.99	12.37
<b>Mínimo</b>	8.35	9.19	9.48	9.74	8.84	9.55	9.51	9.94	9.98
<b>d.p</b>	0.67	0.98	1.01	0.55	0.71	0.86	0.74	0.32	0.77

Tabela VII – Concentração das variáveis ambientais nas estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de *n* amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007. \*Dados fornecidos por Monteiro Júnior/2006 (período de nov/2000 a out/2001); \*\*dados fornecidos por Nascimento/2008 (período ago/05 a jul/06). (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias das estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900 e as demais represas.

Variável Ambiental	PN 2000/1*	PRTG 2005/6**	TIET 2050	Estação Amostrai BMIR 2800	JNDI 0500	PEBA 0100	PEBA 0900	<i>p</i>
Temperatura da Água (°C)	n = 13; 18.3 - 25.9 (22.4; 2.7)	n = 12; 18.4 - 27.0 (22.5; 3.1)	n = 42; 15.0 - 27.0 (21.0; 2.2)	n = 42; 14.5 - 25.9 (20.0; 3.2)	n = 49; 16.0 - 30.3 (23.2; 3.8)	n = 42; 17.0 - 29.9 (23.4; 3.5)	-	< 0.05
pH	n = 13; 5.4 - 7.1 (6.3; 0.4)	n = 12; 5.1 - 6.6 (5.8; 0.4)	n = 42; 6.0 - 7.3 (6.5; 0.3)	n = 42; 5.9 - 7.5 (6.6; 0.3)	n = 42; 6.6 - 9.2 (7.5; 0.8)	n = 42; 6.7 - 8.6 (7.2; 0.4)	-	< 0.0001
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	n = 13; 31.3 - 46.4 (37.2; 3.7)	n = 12; 70.0 - 100.0 (85.8; 10.3)	n = 42; 26.8 - 104.0 (43.4; 17.8)	n = 42; 31.5 - 138.2 (56.4; 26.4)	n = 41; 38.0 - 53.6 (45.8; 4.0)	n = 40; 44.9 - 66.8 (54.3; 5.0)	-	< 0.05
Fósforo Total - PT (mg.L <sup>-1</sup> )	n = 13; 0.005 - 0.02 (0.01; 0.004)	n = 12; 0.01 - 0.02 (0.01; 0.001)	n = 42; 0.02 - 0.28 (0.07; 0.060)	n = 42; 0.02 - 0.40 (0.10; 0.070)	n = 42; 0.02 - 0.19 (0.06; 0.040)	n = 42; 0.02 - 1.07 (0.06; 0.16)	-	< 0.05
Nitrato - NO <sup>3</sup> (mg.L-1)	n = 13; 0.03 - 0.01 (0.01; 0.002)	n = 12; 0.14 - 0.18 (0.15; 0.010)	n = 42; 0.20 - 1.31 (0.28; 0.230)	n = 42; 0.20 - 2.00 (0.42; 0.450)	n = 42; 0.06 - 0.74 (0.22; 0.100)	n = 42; 0.20 - 2.00 (0.27; 0.300)	-	< 0.05
Nitrito - NO <sup>2</sup> (mg.L-1)	n = 13; 0.001 - 0.006 (0.003; 0.002)	n = 12; 0.003 - 0.003 (0.003; 0.000)	n = 42; 0.004 - 0.040 (0.008; 0.006)	n = 42; 0.003 - 0.070 (0.014; 0.015)	n = 42; 0.004 - 0.020 (0.007; 0.003)	n = 42; 0.004 - 0.050 (0.009; 0.009)	-	< 0.0001

Tabela VII – Continuação - Concentração das variáveis limnológicas das estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de  $n$  amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007. \*Dados fornecidos por Monteiro Júnior/2006 (período de nov/2000 a out/2001); \*\*dados fornecidos por Nascimento/2008 (período ago/05 a jul/06). ( $p$ ) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias das estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900 e as demais represas.

Variável Ambiental	Estação Amostral							$p$
	PN 2000/1*	PRTG 2005/6**	TIET 2050	BMIR 2800	JNDI 0500	PEBA 0100	PEBA 0900	
Oxigênio Dissol. - OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	n = 13; 5.0 - 9.0 (7.0; 1.5)	n = 12; 4.3 - 12.2 (7.8; 2.2)	n = 42; 1.1 -10.2 (5.0; 2.0)	n = 42; 3.5 -10.0 (6.4; 1.5)	n = 42; 0.6 - 10.0 (7.9; 1.8)	n = 42; 5.7 - 9.8 (7.8; 1.0)	-	< 0.0001
Turbidez (UNT)	n = 13; 1.4 - 31.2 (9.4; 8.5)	-	n = 41; 0.0 - 70.0 (8.5; 13.0)	n = 41; 0.8 - 50.0 (11.3; 11.5)	n = 41; 0.35 - 110.9 (14.13; 24.7)	n = 40; 0.45 - 39.0 (7.31; 6.7)	-	> 0.05
Clorofila-a – Cl a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	n = 13; 2.9 - 14.3 (5.9; 2.9)	n = 12; 1.0 - 2.2 (1.5; 0.3)	-	-	n = 53; 3.1 - 86.2 (30.16; 18.3)	-	n = 34; 1.8 - 51.3 (11.4; 10.8)	< 0.0001
Cobre Total - Cu ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	-	-	n = 39; 0.004 - 0.020 (0.008; 0.003)	n = 33; 0.004 - 0.010 (0.009; 0.002)	n = 32; 0.001 - 0.070 (0.016; 0.017)	n = 32; 0.004 - 0.060 (0.010; 0.010)	-	> 0.05

Tabela VIII.– Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiapuê), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias bimestrais da série amostradas pela CETESB (2001 a 2007) nas estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900. (-) são dados que não puderam ser comparados. Legenda NT – Nitrogênio total; PT – Fósforo total; PO4 – Ortofosfato; Clor a – Clorofila a.

Mês	Variável limnológica						
	Amônia (mg/l)	Nitrito (mg/l)	Nitrato (mg/l)	NT (mg/l)	PT (mg/l)	PO4 (mg/l)	Clor a (ug/l)
jul/08	0.30	0.010	0.013	0.31	0.009	0.003	0.67
ago/08	0.34	0.003	0.017	0.35	0.009	0.003	0.60
set/08	0.33	0.003	0.013	0.34	0.008	0.003	0.43
out/08	0.34	0.004	0.010	0.35	0.009	0.003	0.67
nov/08	0.35	0.003	0.010	0.36	0.010	0.003	0.67
dez/08	0.33	0.003	0.010	0.34	0.010	0.003	0.57
jan/09	0.50	0.003	0.013	0.51	0.010	0.003	0.67
fev/09	0.46	0.003	0.010	0.48	0.010	0.002	0.37
mar/09	0.41	0.003	0.010	0.42	0.010	0.002	0.37
abr/09	0.42	0.003	0.010	0.43	0.010	0.002	0.83
mai/09	0.43	0.003	0.010	0.43	0.010	0.003	1.37
jun/09	0.41	0.003	0.020	0.42	0.010	0.003	1.50
<b>Média</b>	<b>0.39</b>	<b>0.004</b>	<b>0.01</b>	<b>0.40</b>	<b>0.01</b>	<b>0.003</b>	<b>0.73</b>
<b>Máximo</b>	<b>0.50</b>	<b>0.01</b>	<b>0.02</b>	<b>0.51</b>	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>1.50</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0.30</b>	<b>0.00</b>	<b>0.01</b>	<b>0.31</b>	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>0.37</b>
<b>d.p</b>	<b>0.062</b>	<b>0.002</b>	<b>0.003</b>	<b>0.062</b>	<b>0.001</b>	<b>0.0005</b>	<b>0.359</b>
<b><i>p</i></b>	-	<b>&lt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,05</b>	-	<b>&lt; 0,05</b>	-	<b>&lt; 0,05</b>

Tabela VIII – Continuação - Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiacupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias bimestrais da série amostradas pela CETESB (2001 a 2007) nas estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900. (-) são dados que não puderam ser comparados. Legenda Prof – Profundidade; Transp – Transparência; Temp. Ar – C.E. – Condutividade Elétrica; Turb – Turbidez; O.D. Oxigênio Dissolvido

Mês	Prof (m)	Transp (m)	Temp. Ar (°C)	Variável limnológica		Cond. (uS/cm)	Turb (UNT)	OD (mg/L)
				Temp Água (°C)	pH			
jul/08	4.70	2.65	22.00	18.70	5.63	66.1	2.30	8.56
ago/08	6.10	2.18	24.00	20.20	6.24	67.7	0.00	7.03
set/08	6.10	1.85	22.00	19.30	6.37	30.0	0.01	8.28
out/08	5.60	2.24	25.00	21.60	6.37	40.4	0.00	7.37
nov/08	5.80	1.80	23.00	23.40	6.42	-	0.00	8.79
dez/08	5.80	1.94	22.50	23.41	6.43	40.2	31.27	8.67
jan/09	6.10	2.05	27.00	24.10	6.14	73.8	4.35	8.90
fev/09	5.50	1.63	26.00	25.80	6.06	66.4	0.33	7.24
mar/09	6.20	1.15	23.50	24.50	6.38	68.8	3.35	8.29
abr/09	5.50	1.25	22.00	22.10	6.20	62.3	0.00	9.00
mai/09	4.30	1.05	11.00	19.22	6.27	55.3	14.60	9.12
jun/09	4.80	1.09	21.00	17.75	7.29	55.3	20.36	9.80
<b>Média</b>	<b>5.54</b>	<b>1.74</b>	<b>22.42</b>	<b>21.67</b>	<b>6.32</b>	<b>56.94</b>	<b>6.38</b>	<b>8.42</b>
<b>Máximo</b>	<b>6.20</b>	<b>2.65</b>	<b>27.00</b>	<b>25.80</b>	<b>7.29</b>	<b>73.8</b>	<b>31.27</b>	<b>9.80</b>
<b>Mínimo</b>	<b>4.30</b>	<b>1.05</b>	<b>11.00</b>	<b>17.75</b>	<b>5.63</b>	<b>30.0</b>	<b>0.00</b>	<b>7.03</b>
<b>d.p</b>	<b>0.63</b>	<b>0.52</b>	<b>4.02</b>	<b>2.61</b>	<b>0.38</b>	<b>4.70</b>	<b>10.24</b>	<b>0.83</b>
<b><i>p</i></b>	-	-	-	<b>&gt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>&gt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,01</b>

Tabela IX – Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et. al.* (1983) calculado para o fósforo total. d.p. significa desvio padrão.

	IET [PT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )]							Média da Estação	d.p
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
PN 2000/1	31	-	-	-	-	-	-	31	-
PRTG 2005/6	-	-	-	-	31	-	-	31	-
TIET 2050	49	63	50	52	63	63	62	58	6,67
BMIR 2800	66	63	60	56	68	63	63	63	3,95
JNDI 0500	56	57	60	52	53	60	52	56	3,59
PEBA 0100	53	30	63	63	63	63	49	55	12,48
PEBA 0900	50	50	73	50	50	46	46	52	9,50

	IET [PT( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )]												Média da Estação	d.p.
	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09		
TAIA 2008/9	28	28	27	28	30	30	30	30	30	30	30	30	29	1.14

Tabela X – Percentual de clorofila *a* e fósforo total acima do limite considerado eutrófico, segundo Wetzel, 2001 e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, respectivamente.

Estação Amostral	<i>n</i>	Valores acima do Limite (%)		
		Clorofila <i>a</i>	<i>n</i>	Fósforo total
<b>TIET 2050</b>	-	-	42	85.71
<b>BMIR 2800</b>	-	-	42	97.62
<b>JNDI 0500</b>	53	79.25	42	88.10
<b>PEBA 0100</b>	-	-	42	83.33
<b>PEBA 0900</b>	34	38.24	-	-
<b>Geral</b>	87	58.74	168	88.69

Tabela XI - Correlação das variáveis físicas e químicas (*n* = 18) com os eixos 1 e 2, no período de 2001 a 2007.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (Temp)	0,316	-0,385
pH (pH)	<b>0,612</b>	<b>-0,669</b>
Condutividade Elétrica (C.E.)	<b>0,734</b>	<b>0,546</b>
Fósforo Total (PT)	0,483	0,431
Oxigênio Dissolvido (OD)	<b>0,625</b>	<b>-0,508</b>
Turbidez (Turb.)	0,185	<b>0,559</b>
Nitrogênio Total (N.T.)	0,073	-0,027
Cobre Total (C.T.)	0,221	<b>-0,744</b>
Vazão (Vazão)	<b>0,834</b>	-0,251
<b>Variância explicada</b>	<b>62,63 %</b>	<b>13,22 %</b>

Tabela XII - Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 12) com os eixos 1 e 2, no período de julho 2008 a junho 2009.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (T. Água)	-0,524	-0,807
pH (pH)	0,573	-0,060
Condutividade Elétrica (C.E.)	0,040	-0,302
Fósforo Total (PT)	0,429	-0,804
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,802	-0,078
Turbidez (Turb.)	0,599	-0,075
Nitrogênio Total (N.T.)	0,218	-0,824
Profundidade (Prof)	-0,721	-0,258
Vazão (Vazão)	-0,895	-0,258
Transparência (Transp)	-0,638	0,494
Clorofila a (Clor a )	0,944	0,138
<b>Variância explicada</b>	<b>41,33%</b>	<b>24,13%</b>



Tabela XIII - Composição da comunidade zooplanctônica e sua frequência relativa no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (+) Presença do táxon / (-) Ausência do táxon. C – Constância das espécies.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09	Freq. Relativa (%)	C
<b>FILO ROTIFERA</b>														
<b>Classe Monogononta</b>														
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	16.67	O
<i>Brachionus angularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	25.00	A
<i>Brachionus mirus</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	41.67	A
<i>Cephalopedala forficata</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.33	O
<i>Collotheca</i> sp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Conochilus dossuarius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	91.67	C
<i>Conochilus unicornis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Filinia longiseta</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	16.67	O
<i>Gastropus stylifer</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	33.33	A
<i>Hexarthra intemedia</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	41.67	A
<i>Horaella thomassoni</i>	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+	-	+	58.33	C
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	+	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	50.00	A
<i>Keratella americana</i>	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	41.67	A
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Lecane papuana</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	16.67	O
<i>Macrochetus</i> sp	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	8.33	O
<i>Polyarthra vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Ptygura libera</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	25.00	A
<i>Synchaeta pectinata</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	75.00	C
<i>Synchaeta stylata</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	58.33	C
<i>Trichocerca capucina</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	75.00	C
<i>Trichocerca pussila</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	33.33	A
<i>Trichocerca similis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	8.33	O

Tabela XIII – continuação - Composição da comunidade zooplancônica e sua frequência relativa no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (+) Presença do táxon / (-) Ausência do táxon. *Constância* das espécies.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09	Freq.	C
<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>														
<b>Ordem Cyclopoida</b>														
Copepodito	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
Nauplio	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Tropocyclops prasinus</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	25.00	A
<b>Ordem Calanoida</b>														
Copepodito	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	41.67	A
Nauplio	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	75.00	C
<b>Ordem Harpacticoida</b>														
Copepodito	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	8.33	O
Nauplio	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	25.00	A
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>														
<b>Classe Branchiopoda</b>														
<i>Bosmina hagmanni</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	58.33	C
<i>Bosminopsis deitersi</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	25.00	A
<i>Diaphanosoma birgei</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	50.00	A
<i>Moina minuta</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	41.67	A
<b>FILO ARTHROPODA</b>														
<b>Classe Insecta</b>														
Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	8.33	O
Chironomidae	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	16.67	O

Tabela XIV – Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) dos diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Divisão Taxonômica</b>	<b>Jul/08</b>	<b>Ago/08</b>	<b>Set/08</b>	<b>Out/08</b>	<b>Nov/08</b>	<b>Dez/08</b>	<b>Jan/09</b>	<b>Fev/09</b>	<b>Mar/09</b>	<b>Abr/09</b>	<b>Mai/09</b>	<b>Jun/09</b>
Rotifera	47.743	26.594	30.705	138.754	82.053	95.068	157.066	113.723	50.852	131.027	59.628	53.060
Cyclopoida	244	59	164	186	441	202	1.369	3.488	2.819	2.102	2.750	238
Calaonida	104	0	8	5	15	0	407	0	132	277	285	51
Cladocera	240	30	22	95	509	1.335	46.831	1.972	1.028	81	5.032	4.872
Insecta	0	0	16	5	0	0	0	0	15	1304	0	0
Harpticoida	0	0	0	0	0	0	0	603	0	0	41	0
<b>TOTAL</b>	<b>48.332</b>	<b>26.683</b>	<b>30.915</b>	<b>139.044</b>	<b>83.019</b>	<b>96.605</b>	<b>205.674</b>	<b>119.786</b>	<b>54.846</b>	<b>134.792</b>	<b>67.736</b>	<b>58.221</b>

Tabela XV – Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09
<b>FILO ROTIFERA</b>												
<b>Classe Monogononta</b>												
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.445	1.528	0
<i>Brachionus angularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3.871	10.645	2.037	0	0
<i>Brachionus mirus</i>	9	0	0	0	189	0	0	0	2.019	1.630	509	0
<i>Cephalopedala forficata</i>	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Collotheca</i> sp	3.658	6.060	4.094	7.017	7.734	48.892	10.593	38.299	9.911	13.853	7.130	2.122
<i>Conochilus dossuarius</i>	17.127	4.445	599	905	2.452	3.492	2.037	114	15	412	41	0
<i>Conochilus unicornis</i>	1.349	4.134	3.994	20.372	54.513	28.909	96.562	5.500	1.468	26.687	11.714	2.546
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0	0	0	0	407	0	407	0	0
<i>Gastropus stylifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	611	2.386	4.686	0	424
<i>Hexarthra intemedia</i>	0	0	0	0	0	776	4.686	24.446	5.506	407	0	0
<i>Horaeella thomassoni</i>	0	0	999	0	1.698	2.522	204	16	0	4	0	8
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	2	0	100	0	0	0	0	0	184	1.630	2.037	1.273
<i>Keratella americana</i>	0	0	499	453	377	0	0	0	367	407	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	50	652	1.098	905	6.036	776	11.816	7.334	3.304	3.667	6.112	5.942
<i>Lecane papuana</i>	0	0	0	0	0	0	0	204	0	407	0	0
<i>Macrochetus</i> sp	0	0	0	0	377	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	24.371	8.460	5.393	90.541	3.773	2.134	22.409	20.372	8.442	53.170	30.558	38.197
<i>Ptygura libera</i>	0	0	0	0	0	0	0	12.019	184	6.519	0	0
<i>Synchaeta pectinata</i>	36	2.148	5.592	15.166	2.641	582	0	0	5.689	12.019	0	1.273
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	8.089	2.943	1.320	2.328	611	122	0	29	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	1.141	696	48	453	943	4.656	8.149	204	0	0	0	424
<i>Trichocerca pussila</i>	0	0	0	0	0	0	0	204	551	611	0	849
<i>Trichocerca similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	184	0	0	0
<b>Subtotal</b>	<b>47.743</b>	<b>26.594</b>	<b>30.705</b>	<b>138.754</b>	<b>82.053</b>	<b>95.068</b>	<b>157.066</b>	<b>113.723</b>	<b>50.852</b>	<b>131.027</b>	<b>59.628</b>	<b>53.060</b>

Tabela XV – continuação - Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>												
<b>Ordem Cyclopoida</b>												
Copepodito	32	4	16	5	4	47	212	456	587	473	489	85
Nauplio	213	56	148	181	438	155	1.141	2.966	2.232	1.630	2.241	153
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0		0	0	0	0	16	65	0	0	20	0
<b>Subtotal</b>	<b>244</b>	<b>59</b>	<b>164</b>	<b>186</b>	<b>441</b>	<b>202</b>	<b>1.369</b>	<b>3.488</b>	<b>2.819</b>	<b>2.102</b>	<b>2.750</b>	<b>238</b>
<b>Ordem Calanoida</b>												
Copepodito	2	0	0	0	0	0	228	0	44	16	102	0
Nauplio	102	0	8	5	15	0	179	0	88	261	183	51
<b>Subtotal</b>	<b>104</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>407</b>	<b>0</b>	<b>132</b>	<b>277</b>	<b>285</b>	<b>51</b>
<b>Ordem Harpacticoida</b>												
Copepodito	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0
Nauplio	0	0	0	0	0	0	0	587	0	81	41	0
<b>Subtotal</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>603</b>	<b>0</b>	<b>81</b>	<b>41</b>	<b>0</b>
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>												
<b>Classe Branchiopoda</b>												
<i>Bosmina hagmanni</i>	0	0	0	0	26	109	293	326	0	179	20	17
<i>Bosminopsis deitersi</i>	240	30	22	95	483	1071	45429	652	73	391	4400	4838
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	16	20	0
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0	0	0	0	0	0	1108	33	176	130	367	17
<i>Moina minuta</i>	0	0	0	0	0	155	0	962	763	587	224	0
<b>Subtotal</b>	<b>240</b>	<b>30</b>	<b>22</b>	<b>95</b>	<b>509</b>	<b>1.335</b>	<b>46.831</b>	<b>1.972</b>	<b>1.028</b>	<b>1.304</b>	<b>5.032</b>	<b>4.872</b>



Tabela XVII – Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

	Jul/08	Ago/08	Set/08	Out/08	Nov/08	Dez/08	Jan/09	Fev/09	Mar/09	Abr/09	Mai/09	Jun/09
<b>FILO ROTIFERA</b>												
<b>Classe Monogononta</b>												
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.81	2.26	0.00
<i>Brachionus angularis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.23	19.41	1.51	0.00	0.00
<i>Brachionus mirus</i>	0.02	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00	3.68	1.21	0.75	0.00
<i>Cephalopedala forficata</i>	0.00	0.00	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Collotheca</i> sp	7.57	22.71	13.24	5.05	9.32	50.61	5.15	31.97	18.07	10.28	10.53	3.64
<i>Conochilus dossuarius</i>	35.44	16.66	1.94	0.65	2.95	3.62	0.99	0.10	0.03	0.31	0.06	0.00
<i>Conochilus unicornis</i>	2.79	15.49	12.92	14.65	65.66	29.92	46.95	4.59	2.68	19.80	17.29	4.37
<i>Filinia longiseta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.30	0.00	0.00
<i>Gastropus stylifer</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.51	4.35	3.48	0.00	0.73
<i>Hexarthra intemedia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.80	2.28	20.41	10.04	0.30	0.00	0.00
<i>Horaella thomassoni</i>	0.00	0.00	3.23	0.00	2.04	2.61	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	1.21	3.01	2.19
<i>Keratella americana</i>	0.00	0.00	1.62	0.33	0.45	0.00	0.00	0.00	0.67	0.30	0.00	0.00
<i>Keratella cochlearis</i>	0.10	2.44	3.55	0.65	7.27	0.80	5.74	6.12	6.02	2.72	9.02	10.21
<i>Lecane papuana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.30	0.00	0.00
<i>Macrochetus</i> sp	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Polyarthra vulgaris</i>	50.42	31.70	17.44	65.12	4.54	2.21	10.90	17.01	15.39	39.45	45.11	65.61
<i>Ptygura libera</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.03	0.33	4.84	0.00	0.00
<i>Synchaeta pectinata</i>	0.07	8.05	18.09	10.91	3.18	0.60	0.00	0.00	10.37	8.92	0.00	2.19
<i>Synchaeta stylata</i>	0.00	0.00	26.16	2.12	1.59	2.41	0.30	0.10	0.00	0.02	0.00	0.00
<i>Trichocerca capucina</i>	2.36	2.61	0.16	0.33	1.14	4.82	3.96	0.17	0.00	0.00	0.00	0.73
<i>Trichocerca pussila</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	1.00	0.45	0.00	1.46
<i>Trichocerca similis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>98.78</b>	<b>99.67</b>	<b>99.32</b>	<b>99.79</b>	<b>98.84</b>	<b>98.41</b>	<b>76.37</b>	<b>94.94</b>	<b>92.72</b>	<b>97.21</b>	<b>88.03</b>	<b>91.13</b>

Tabela XVII – continuação - Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>												
<b>Ordem Cyclopoida</b>												
Nauplio	0.44	0.21	0.48	0.13	0.53	0.16	0.55	2.48	4.07	1.21	3.31	0.26
Copepodito	0.07	0.01	0.05	0.00	0.00	0.05	0.10	0.38	1.07	0.35	0.72	0.15
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	0.00	0.00	0.03	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.51</b>	<b>0.22</b>	<b>0.53</b>	<b>0.13</b>	<b>0.53</b>	<b>0.21</b>	<b>0.67</b>	<b>2.91</b>	<b>5.14</b>	<b>1.56</b>	<b>4.06</b>	<b>0.41</b>
<b>Ordem Calanoida</b>												
Nauplio	0.21	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.09	0.00	0.16	0.19	0.27	0.09
Copepodito	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.08	0.01	0.15	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.22</b>	<b>0.00</b>	<b>0.03</b>	<b>0.00</b>	<b>0.02</b>	<b>0.00</b>	<b>0.20</b>	<b>0.00</b>	<b>0.24</b>	<b>0.21</b>	<b>0.42</b>	<b>0.09</b>
<b>Ordem Harpacticoida</b>												
Nauplio	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.00	0.06	0.06	0.00
Copepodito	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.50</b>	<b>0.00</b>	<b>0.06</b>	<b>0.06</b>	<b>0.00</b>
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>												
<b>Classe Branchiopoda</b>												
<i>Bosmina hagmanni</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.11	0.14	0.27	0.00	0.13	0.03	0.03
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0.50	0.11	0.07	0.07	0.58	1.11	22.09	0.54	0.13	0.29	6.50	8.31
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	0.03	0.00
<i>Diaphanossoma birgei</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.54	0.03	0.32	0.10	0.54	0.03
<i>Moina minuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.80	1.39	0.44	0.33	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.50</b>	<b>0.11</b>	<b>0.07</b>	<b>0.07</b>	<b>0.61</b>	<b>1.38</b>	<b>22.77</b>	<b>1.65</b>	<b>1.87</b>	<b>0.97</b>	<b>7.43</b>	<b>8.37</b>



Tabela XVII – continuação - Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>FILO ARTHROPODA</b>													
<b>Classe Insecta</b>													
Chaoburus	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
Chironomini	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.05</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.03</b>	0.00	0.00	0.00
<b>TOTAL</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>

Tabela XVIII – Valores de riqueza (número de táxons) total e relativa registrado para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica, no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Divisão</b>	<b>Jul/</b>	<b>Ago/</b>	<b>Set/</b>	<b>Out/</b>	<b>Nov/</b>	<b>Dez/</b>	<b>Jan/</b>	<b>Fev/</b>	<b>Mar/</b>	<b>Abr/</b>	<b>Mai/</b>	<b>Jun/</b>	<b>Total</b>	<b>Riqueza</b>
<b>Taxonômica</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>de</b>	<b>Relativa</b>
													<b>Taxa</b>	<b>(%)</b>
<b>Rotifera</b>	8.00	7.00	12.00	9.00	12.00	10.00	9.00	14.00	15.00	18.00	8.00	10.00	23.00	62.16
<b>Cyclopoida</b>	2.00	2.00	2.00	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	2.00	2.00	3.00	2.00	3.00	8.11
<b>Calanoida</b>	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	2.00	0.00	2.00	2.00	2.00	1.00	2.00	5.41
<b>Cladocera</b>	1.00	1.00	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	4.00	4.00	5.00	5.00	3.00	5.00	13.51
<b>Insecta</b>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	2.00	5.41
<b>Harpaticoida</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.00	1.00	1.00	0.00	2.00	5.41
<b>TOTAL</b>	<b>12.00</b>	<b>10.00</b>	<b>17.00</b>	<b>11.00</b>	<b>16.00</b>	<b>15.00</b>	<b>17.00</b>	<b>23.00</b>	<b>24.00</b>	<b>28.00</b>	<b>19.00</b>	<b>16.00</b>	<b>37.00</b>	<b>100.00</b>

Tabela XIX – Índice de diversidade (bits) e equitatividade registrados para a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Índice</b>	<b>Jul/08</b>	<b>Ago/08</b>	<b>Set/08</b>	<b>Out/08</b>	<b>Nov/08</b>	<b>Dez/08</b>	<b>Jan/09</b>	<b>Fev/09</b>	<b>Mar/09</b>	<b>Abr/09</b>	<b>Mai/09</b>	<b>Jun/09</b>	<b>MÉDIA</b>
<b>Diversidade</b>	1.18	1.70	1.97	1.15	1.36	1.43	1.62	1.97	2.33	2.00	1.74	1.31	<b>1.65</b>
<b>Equitatividade</b>	0.47	0.74	0.70	0.48	0.49	0.53	0.57	0.63	0.73	0.60	0.52	0.39	<b>0.57</b>

Tabela XX - Correlação das densidades numéricas dos grupos zooplanctônicos (n = 12) com os eixos 1 e 2.

<b>Grupo Taxonômico</b>	<b>Componentes Principais</b>	
	<b>1</b>	<b>2</b>
Rotífera	<b>0,517</b>	-0,010
Copepoda Cyclopoida	<b>0,795</b>	0,165
Copepoda Calanoida	<b>0,710</b>	-0,237
Cladocera	<b>0,817</b>	<b>-0,515</b>
<b>Variância explicada</b>	<b>72,107%</b>	<b>14,867%</b>

Tabela XXI – Correspondência canônica entre a comunidade zooplanctônica e variáveis ambientais (n = 16) com os eixos 1 e 2.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (T. Água)	0,126	-0,920
pH (pH)	0,285	0,697
Condutividade Elétrica (C.E.)	-0,651	-0,590
Fósforo Total (PT)	-0,500	-0,703
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,640	0,523
Turbidez (Turb.)	-0,366	0,513
Nitrogênio Total (N.T.)	-0,643	-0,672
Profundidade (Prof)	0,766	-0,327
Vazão (Vazão)	0,746	-0,529
Transparência (Transp)	0,632	0,391
Clorofila a (Clor a )	-0,786	0,535
<b>Variância explicada</b>	<b>42,00%</b>	<b>36,50%</b>

Tabela XXII – Matriz de similaridade de Sorensen entre Taiapuêba e as demais represas que compõe o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.

Estação Amostrai	nº total de espécies	nº de espécies Comuns em ambas as estações	nº de espécies exclusivas de Taiapuêba	nº de espécies exclusivas de outra represa	Ss
<b>TAIA</b>					100.0
<b>2008/9</b>	32	32	0	0	0
<b>PN 2001/2</b>	31	21	11	10	66.67
<b>PRTG</b>					
<b>2005/6</b>	55	19	13	36	43.68
<b>BMIR 2800</b>	37	13	19	24	37.68

## **BANCO DE IMAGENS**

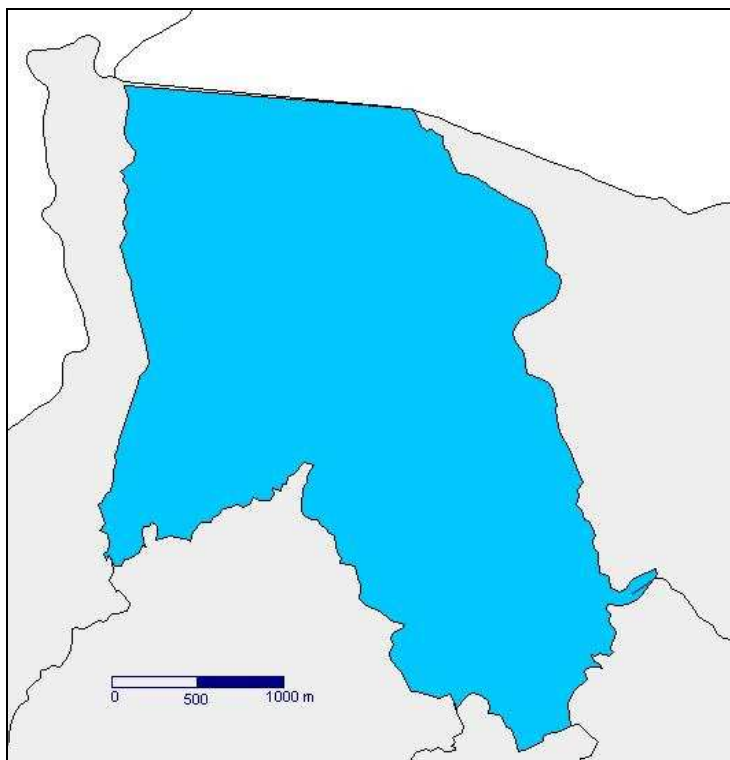


Foto 1 - Desenho cartográfico e imagem de satélite do reservatório de Taiapuêba. Fonte Sabesp.



Foto 2. Imagem do reservatório de Taiapuêba, com visualização angular diferenciada da estação de captação de água.



Foto 3. Visão detalhada da estação de captação de água e imagem geral do reservatório.





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

**ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTONICA E  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE  
TIAÇUPEBA – SÃO PAULO, SUBMETIDO À APLICAÇÃO  
DE ALGICIDA**

**Ivan Vanderley Silva**

**Orientador: Julio Vicente Lombardi**

**Co-orientador: Suzana Sendacz**

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

**São Paulo  
Maio - 2010**

**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**

**ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLÂNTONICA E  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE  
TIAAÇUPEBA – SÃO PAULO, SUBMETIDO À APLICAÇÃO  
DE ALGICIDA**

**Ivan Vanderley Silva**

**Orientador: Julio Vicente Lombardi**

**Co-orientador: Suzana Sendacz**

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

**São Paulo  
Maio – 2010**

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

V284e

Vanderley Silva, Ivan

Estudo da comunidade zooplânctônica e qualidade da água do Reservatório de Taiaçupeba-São Paulo, submetido à aplicação de algicida. / Ivan Vanderley Silva. – São Paulo, 2010.  
vii, 119f. ; il. ; tab.

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

Orientador: Júlio Vicente Lombardi

Co-orientador: Suzana Sendacz

1. Zooplâncton. 2. Qualidade da água. 3. Reservatório. 4. Algicida.  
5. Sulfato de cobre. I. Lombardi, Júlio Vicente (orientador). II. Sendacz, Suzana (co-orientador). III. Título.

CDD 591.92

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**

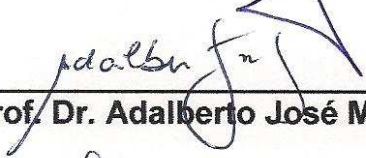
**“ESTUDO DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA E QUALIDADE  
DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE TAIACUPEBA – SÃO  
PAULO/SP, SUBMETIDO À APLICAÇÃO DE ALGICIDA”**

**AUTOR: Ivan Vanderley Silva**

**ORIENTADOR: Julio Vicente Lombardi**  
**Co-Orientador: Suzana Sendacz**

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

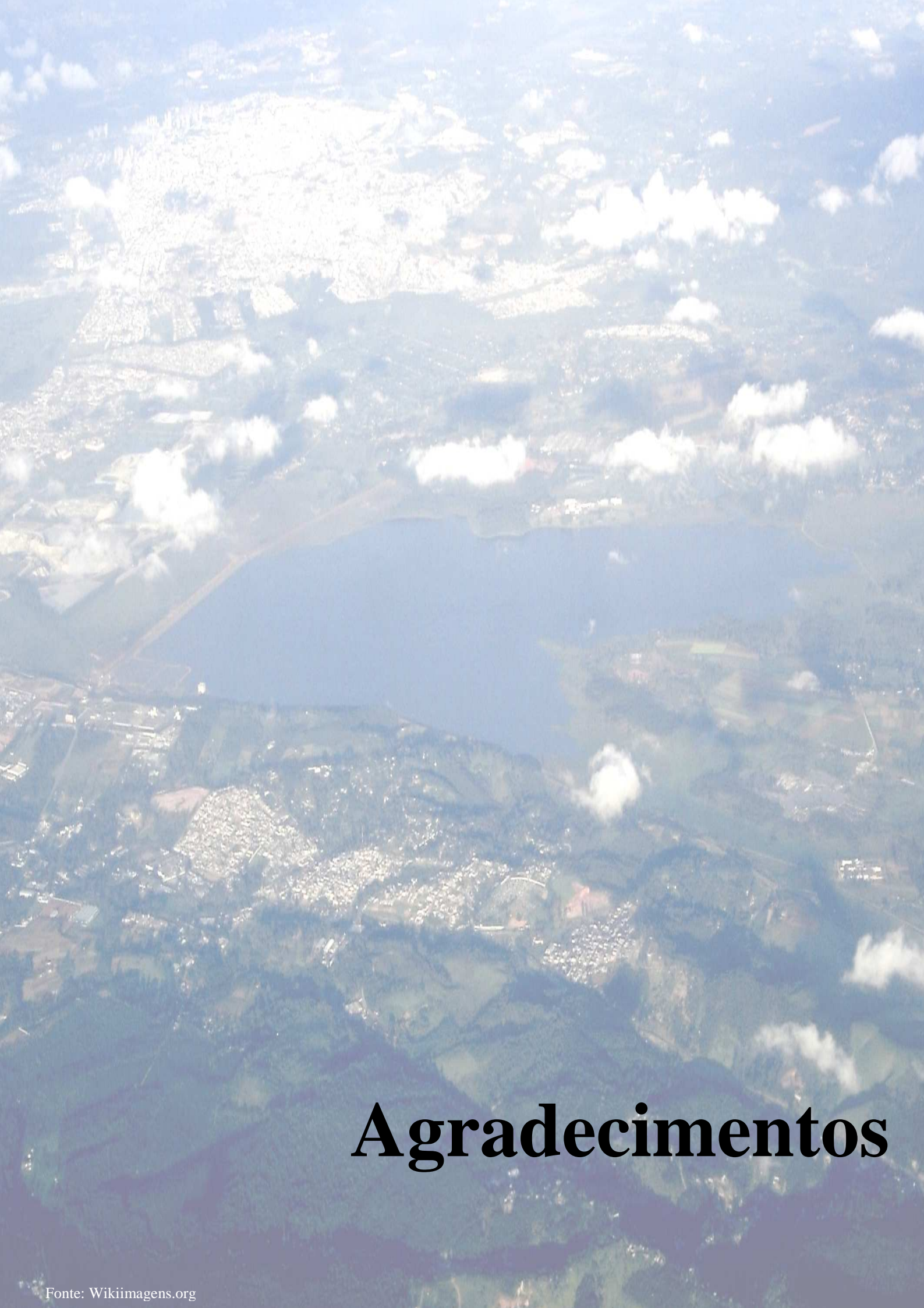
  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Julio Vicente Lombardi

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Adalberto José Monteiro Jr.

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Cacilda Thais Janson Mercante

Data da realização: 25 de maio de 2010

\_\_\_\_\_  
Presidente da Comissão Examinadora  
Prof. Dr. Julio Vicente Lombardi



# Agradecimentos

## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível com o auxílio de muitas pessoas amigas e de diversas instituições, entre elas:

O Instituto de Pesca - APT/SAA pela viabilidade logística deste trabalho junto ao programa de pós-graduação em Aquicultura e Pesca.

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP pela autorização para realização dos estudos no reservatório e apoio de infraestrutura para realização das coletas.

A Secretaria de Recursos Naturais e Meio Ambiente de Barueri, em nome do Secretário Antônio Carlos Pasinato, pela anuência e tornar possível a realização deste trabalho.

Ao Departamento de Água e Energia Elétrica – DAEE pela colaboração no fornecimento de dados climáticos e de operação.

À Dra. Suzana Sendacz, pelos dois anos de amadurecimento científico, confiança no meu trabalho, incentivos, pelo aprendizado no campo, no laboratório e, principalmente, no meio do trabalho e que culminaram com uma grande e valiosa amizade.

Dr. Julio Lombardi pela orientação, sugestões, incentivos, oportunidades e boa convivência.

Ao técnico do laboratório do Instituto de Pesca, Luiz Cláudio dos Santos Evangelista, pela amizade, análise física e química, constantes bate papos e todo apoio concedido, que junto com Marcão, autor de uma celebre frase de coleta, e o Dr. Adalberto tornaram as coletas muito mais divertidas e proveitosas.

A amiga Ariane, zocompanheira, cuja simplicidade e amizade superaram momentos difíceis de laboratório.

Aos docentes, funcionários e colegas do Instituto de Pesca e da Secretaria de Recursos Naturais e Meio Ambiente de Barueri pelas facilidades concedidas e agradável convivência.

Aos colegas João, Serginho, Cibele, Priscila, Felipe, Débora, Camila, Natália, Ivan, Ricardo por todo auxílio e pela alegre convivência.

### **Em especial**

Durante o desenvolvimento do projeto há momentos difíceis de descréditos, descrenças, desvalorização pessoal... e momentos felizes, com acertos, resultados, auto-estima....

Pessoas como minha esposa Rosângela, meus filhos Erick e Allan, meus pais Jair e Maria José (Nenê), meu irmão Ivo, minha sogra Cristina, meus cunhados Preto e Antônio e família, primos e amigos, me fortalecem e supervalorizaram, sem conseguir quantificar o quanto foram importantes. Agradeço a todo amor dedicado, sem o qual tudo teria sido bem mais difícil.

Em fim, a todos que de alguma forma colaboraram para realização deste trabalho, meu Muito Obrigado!!!!!!



# Índices



## ÍNDICE GERAL

Resumo.....	02
Abstract.....	03
1. INTRODUÇÃO.....	05
1.1 Caracterização da problemática .....	05
1.2 Rede de monitoramento e Eutrofização.....	07
1.3 Aspectos da aplicação de sulfato de cobre .....	11
1.4 Comunidade Zooplanctônica .....	14
1.5 Área de estudo – Reservatório de Taiaçupeba e o SPAT .....	17
2. OBJETIVO GERAL.....	20
2.1 Objetivos específicos.....	20
3. JUSTIFICATIVA.....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	25
4.2 Dados climáticos.....	25
4.3 Zooplâncton.....	26
4.4 Análise dos dados.....	26
4.4.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	26
4.4.2 Zooplâncton.....	27
5. RESULTADOS.....	32
5.1 Dados Climáticos .....	32
5.2 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	32
5.2.1 SPAT - Série histórica 2001 – 2007.....	32
5.2.2 TAIACUPEBA - julho de 2008 a junho de 2009.....	34
5.2.3 Comparação entre a série histórica e coletas recentes.....	35
5.2.4 Índice de estado trófico.....	35
5.2.5 Análise multivariada.....	36
5.2.5.1 SPAT - Série histórica 2001 – 2007.....	36
5.2.5.2 TAIACUPEBA - julho de 2008 a junho de 2009...	37
5.3 Comunidade zooplanctônica.....	38
5.3.1 Composição e frequência de ocorrência.....	38
5.3.2 Densidade numérica.....	39
5.3.3 Abundância relativa.....	40
5.3.4 Riqueza, Diversidade e Equitatividade.....	41
5.3.5 Análise Multivariada e Similaridade.....	42
6. DISCUSSÃO.....	46
6.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas.....	46
6.2 Comunidade zooplanctônica.....	52
CONCLUSÕES .....	62
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64
ANEXOS .....	78
FIGURAS.....	79
TABELAS .....	91
BANCO DE IMAGENS .....	116
AGRADECIMENTOS .....	i

## INDICE DE FIGURAS E TABELAS

### FIGURAS

1.	Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceira, Região Metropolitana de São Paulo.	<b>80</b>
2.	Esquema do significado da representação do gráfico tipo “Box-plot”.....	<b>81</b>
3.	Comparação entre os volumes de precipitação da média calculada para série histórica de 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>82</b>
4.	Comparação entre a vazão (captação pela SABESP e descarga no rio Taiapuê) da média calculada para série histórica 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>82</b>
5.	Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e no período de junho de 2008 a julho de 2009.....	<b>83</b>
6.	Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de 2001 a 2007, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>86</b>
7.	Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>87</b>
8.	Análise em componentes principais sobre os grupos taxonômicos do zooplâncton no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009.....	<b>88</b>
9.	Análise em correspondência canônica entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e as variáveis ambientais no plano fatorial 1-2.....	<b>89</b>
10.	Dendograma da análise de agrupamento entre Taiapuê e as demais represas que compõe o Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	<b>90</b>

## TABELAS

I.	Algumas características dos reservatórios que compõem o sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras, Região Metropolitana de São Paulo.....	92
II.	Estações amostrais definidas no sistema produtor alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados .....	93
III.	Variáveis ambientais amostradas e síntese da metodologia analítica utilizada.....	95
IV.	Classificação de Salas & Martino para o índice de Estado Trófico para fósforo total.....	95
V.	Valores de precipitação (mm) no reservatório Taiaçupeba, na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais.....	96
VI.	Valores de vazão (m <sup>3</sup> /s) (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba), na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais.....	97
VII.	Concentração das variáveis ambientais nas estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de n amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007.....	98
VIII.	Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiaçupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. ....	100
IX.	Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo <i>et. al.</i> (1983) calculado para o fósforo total.....	102
X.	Percentual de clorofila a e fósforo total acima do limite considerado eutrófico, segundo Wetzel, 2001 e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, respectivamente.....	103
XI.	Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 18) com os eixos 1 e 2, no período de 2001 a 2007.....	103
XII.	Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 12) com os eixos 1 e 2, no período de julho 2008 a junho 2009.....	104
XIII.	Composição da comunidade zooplanctônica e sua freqüência relativa	105

	no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	
XIV.	Densidade numérica (org./m <sup>3</sup> ) dos diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	107
XV.	Densidade numérica (org./m <sup>3</sup> ) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	108
XVI.	Abundância relativa (%) registrada para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	110
XVII.	Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	111
XVIII.	Valores de riqueza (número de táxons) total e relativa registrado para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	113
XIX.	Índice de diversidade (bits) e equitatividade registrados para a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.....	114
XX.	Correlação das densidades numéricas dos grupos zooplanctônicos (n = 12) com os eixos 1 e 2.....	114
XXI.	Correspondência canônica entre a comunidade zooplanctônica e varáveis ambientais (n = 16) com os eixos 1 e 2.....	115
XXII.	Matriz de similaridade de Sorensen entre Taiapuêba e as demais represas que compõe o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.....	115

## **BANCO DE IMAGENS**

Foto 1.	Desenho cartográfico e imagem de satélite do reservatório de Taiapuêba. ....	117
Foto 2.	Imagem do reservatório de Taiapuêba, com visualização angular diferenciada da estação de captação de água. ....	118
Foto 3.	Visão detalhada da estação de captação de água e imagem geral do reservatório. ....	119



# Resumo

## RESUMO

A eutrofização artificial evidencia a característica dos reservatórios da América Latina, que são construídos próximos aos grandes centros urbanos para promover o desenvolvimento regional. Em consequência, alterações na qualidade cênica da água e o manejo hidráulico do sistema promovem interferências na dinâmica da comunidade planctônica e põe em discussão o tratamento de algicida no controle de florações de algas, na preservação da vida aquática e no gerenciamento eficiente de reservatórios. A evolução do estado trófico do reservatório de Taiacupeba, responsável pelo fornecimento de 12m<sup>3</sup>/s para a RMSP, foi avaliada neste estudo, bem como a estrutura da comunidade zooplanctônica, sob influência da constante adição de sulfato de cobre, face às variáveis ambientais que refletem a qualidade da água, ao longo de um ciclo sazonal. Os resultados apresentaram elevadas concentrações de fósforo total (média de 0,06mg/l) e explicam a condição eutrófica e hipereutrófica reportada pela CETESB no período de 2001 a 2007. A dinâmica física e química da água e o estabelecimento do zooplâncton foram afetados pelas funções de força do controle químico e vazão, a qual o corpo d'água está submetido. Em consequência, a comunidade zooplanctônica apresentou densidade limitada, que variou de 26.683 org/m<sup>3</sup>, em ago/08 a 205.674 org/m<sup>3</sup>, em jan/09, baixa diversidade, prevalência de organismos de menor tamanho e predomínio de espécies r-estrategistas. Rotifera foi o grupo dominante; *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* estiveram associadas ao período sob maior influência do tratamento (julho a dezembro de 2008). Cladocera e Copepoda, principalmente, Calanoida apresentaram maior sensibilidade ao manejo. Os cladocera *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmani* e o copepode cyclopoide *Tropocyclops prasinus* foram registrados após a redução da ação algicida. Por outro lado, efeitos indiretos, como redução da disponibilidade de alimento e competição por recursos foram provavelmente favoráveis ao cladocera *Bosminopsis detersii*. Neste estudo, o reservatório apresentou ação seletiva e simplificação da cadeia trófica.

PALAVRAS CHAVES: ZOOPLÂNCTON, QUALIDADE DA ÁGUA, RESERVATÓRIO, ALGICIDA, SULFATO DE COBRE.

## ABSTRACT

The artificial eutrophication reflects the features of Latin America reservoirs, constructed to promote regional development usually near important urban centers. As a result, changes of the scenic water quality and of the hydraulic management of the system cause in turn changes on the dynamic of the planktonic community and bring to discussion the control of algae blooms by algaecide, the preservation of aquatic life and the management of reservoirs. The evolution of the trophic state of Taiaçupeba Reservoir, responsible by the water supply of 12m<sup>3</sup>/s to RMSP, was evaluated in this study, as well as the zooplankton community, under the influence of the constant addition of copper sulphate, and environmental variables which reflect the water quality, during a seasonal cycle. The results showed high concentrations of total phosphorus (average 0.06mg/l) and explained the eutrophic and hipereutrophic conditions reported by CETESB from 2001 to 2007. Physical and chemical water dynamics and the establishment of the zooplankton community were imposed by forcing factors submitted to this water body, as chemical addition and water flow control. As a consequence, the zooplankton community showed limited densities, which ranged between 26.683 org/m<sup>3</sup>, in Aug/08 to 205.674 org/m<sup>3</sup>, in Jan/09, low diversity values, small size organisms and r-strategist species. Rotifera was the most important group; *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* and *Synchaeta pectinata* were associated to the period under the treatment influence (july to December/2008). Cladocera and Copepoda, mainly Calanoida, showed a higher sensivity to the mamagement. The cladocerans *Diaphanossoma birgei* and *Bosmina hagmanni* and the cyclopoid copepod *Tropocyclops prasinus* were registered after the reduction of the algaecide action. In the other hand, indirect effects, as a decrease of both the available food and resource competition were probably favorable to the cladoceran *Bosminopsis detersii*. The studied reservoir showed selective action and simplify trophic net.

KEY WORDS: ZOOPLANKTON, WATER QUALITY, RESERVOIR, ALGICIDE, COPPER SULFATE



# Introdução



## INTRODUÇÃO

### 1.1 Caracterização da problemática

Muitas civilizações emergiram as margens de rios e fizeram da construção de represas um dos mais antigos ramos da engenharia, cujos propósitos variavam desde o fornecimento de água para irrigação, controle de enchentes e abastecimento público, até a manutenção dos cursos d'água para navegação e recreação (BAXTER, 1977). Posteriormente, com o advento da industrialização e evolução tecnológica, o armazenamento da água objetivou o fornecimento de energia (MATHENY, 1976).

De fato, a construção de grandes reservatórios no Brasil teve início em meados dos anos 50 e desde então inúmeros ecossistemas lacustres artificiais foram criados (ESTEVES, 1988). Apesar do importante papel social e econômico para a sociedade humana, propiciando o desenvolvimento industrial, agrícola e urbano (BAXTER, 1977; TUNDISI, 2003), revelaram-se uma das maiores experiências humanas na modificação de ecossistemas naturais (RODGHER *et al.*, 2005).

Variados impactos e problemas ecológicos surgiram em respostas aos benefícios advindos: alteração da qualidade da água, mudanças no corpo d'água que passa de lótico para lêntico (BAXTER, 1977), aumento no tempo de residência, surgimento de patógenos ou de vetores de doenças (ODUM, 1985; MUCCI, 1993) e, principalmente, a eutrofização artificial (ESTEVES, 1988; CARPENTER, 2005).

O processo de eutrofização tem-se intensificado e talvez seja o principal problema observado nas águas superficiais através do mundo. Este é um fenômeno particularmente grave nos países tropicais subdesenvolvidos, nos quais o crescimento demográfico e os problemas sociais contribuem para a falta de planejamento urbano (CALEFFI, 2000).

O carregamento de nutrientes para os corpos d'água dá origem a uma reação em cadeia que resulta na quebra da homeostase (ESTEVES, 1988), induz mudanças no metabolismo do ecossistema e provoca alterações na dominância e abundância das espécies que formam a comunidade lacustre (MACLACHLAN, 1974; TUNDISI, 2003).

De fato, inúmeros fatores podem influenciar a composição, abundância relativa e densidades numéricas da comunidade zooplanctônica (SAMPAIO *et. al.*, 2002). Em geral pode-se citar a temperatura (ALLAN, 1976; EDMONDON, 1965), condutividade (PINTO COELHO, *et. al.* 1998) e o estado sucessional (HUTCHINSON, 1967). A predação, a qualidade, a variabilidade de alimento (KERFOOT & PETERSON, 1980) e a competição agem simultaneamente, em diferentes graus e locais (SAMPAIO *et. al.*, 2002).

Segundo Attayde & Bozelli (1998) a capacidade sensitiva de determinadas espécies aos distúrbios antropogênicos são reveladas pelas alterações na composição da comunidade. Assim, atribuem aos organismos zooplanctônicos, por responder prontamente às variações ambientais, a função de indicadores ecológicos, o que permite utilizá-los como ferramentas auxiliares no entendimento das interações entre os processos físicos e as respostas biológicas (MARGALEF, 1991).

Neste sentido, Zago (1976) e Blancher (1984) relataram que o domínio de rotíferos e cladóceros são indicativos de lagos eutróficos. Para ROCHA *et. al.* (1995), independente do estado trófico, há nos reservatórios o predomínio em número e espécies de rotíferos (média 35 táxons/reservatório) sobre cladóceros e copépodos. Porém, em termos de biomassa, a contribuição desse grupo é pequena, devido ao reduzido tamanho (BLANCHER, 1984; MATSUMURA-TUNDISI *et. al.*, 1989).

A conciliação de propriedades sistêmicas e populacionais é fundamental para uma completa compreensão do ambiente físico e químico (LEWIS JR, 1979; NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996), visto que uma das consequências do excesso de nutrientes é a indução da floração de algas tóxicas (MATSUMURA-TUNDISI, 1986) e casos de intoxicação a animais silvestres, domésticos e ao homem tem sido registrado em todo o mundo (CARMICHAEL 1994).

Button *et. al.* (1977) revelam que há mais de 100 anos o controle das algas tóxicas, principalmente cianobactérias, tem sido realizado pela aplicação de sulfato de cobre como algicida, pois este reduz a capacidade fotossintética

(STEEMAN NIELSEN & KAMP-NIELSEN, 1970) e inibe a divisão celular (ERICKSON, 1972).

No entanto, sua aplicação causa impactos negativos ao ambiente; como mortalidade de peixes e invertebrados, alterações sucessionais, maior persistência na coluna d'água na forma dissolvida ou associada a sólidos suspensos, ácidos húmicos e aminoácidos (BROWN, SHAW & SHURBEN, 1974; HAWKINS & GRIFFITHS, 1986) e bioacumulação em microalgas (GUANZON *et al.* 1995).

Portanto, dentro de uma abordagem ecológica, a tomada de decisão relacionada ao manejo ambiental contempla estudos relativos à estrutura e função do ecossistema, para conhecimento de seu comportamento frente à diversas perturbações e consiste na habilidade de se monitorar e avaliar os efeitos antropogênicos (ODUM, 1985). Pode-se assim, inferir que o rearranjo estrutural da comunidade zooplanctônica pode ser o prelúdio de um declínio abrupto na funcionalidade do reservatório (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

## **1.2 Rede de Monitoramento e Eutrofização**

Com o agravamento da poluição dos corpos d'águas, a CETESB em 1974 iniciou a operação de uma rede de monitoramento da qualidade das águas interiores com 47 pontos de amostragem. Desde então, houve alterações no número de pontos amostrados, freqüências das coletas e das variáveis avaliadas. Em 2008 foram 408 estações, incluindo o monitoramento automático e a rede de sedimento (CETESB, 2008).

O monitoramento sistemático do reservatório de Taiaçupeba teve início em 2001, com duas estações amostrais: o primeiro no braço do rio Taiaçupeba mirim, em função da ocupação irregular de suas margens e do lançamento de efluentes industriais ao longo de sua bacia de drenagem; o segundo na captação de água da SABESP. Apesar de mantida a estação amostral no Rio Taiaçupeba, as variáveis específicas analisadas foram direcionadas para o abastecimento público.

Os principais objetivos da rede de monitoramento da CETESB são:

- avaliar a evolução da qualidade das águas interiores dos rios e reservatórios do Estado;

- propiciar o levantamento das áreas prioritárias para o controle da poluição das águas;
- subsidiar o diagnóstico e controle da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público, verificando se suas características são compatíveis com o tratamento existente, bem como para os múltiplos usos;
- oferecer subsídio técnico para a elaboração/reformulação dos planos de bacia e relatórios de situação dos recursos hídricos, assim como para a implantação da cobrança pelo uso da água, realizados pelos Comitês de Bacias Hidrográficas em nível Estadual e Federal, no território do Estado de São Paulo;
- fornecer subsídios para a implementação da Política Nacional de Saneamento Básico (lei 11.445/2007) e,
- identificar trechos de rios onde a qualidade de água possa estar mais degradada, possibilitando ações preventivas e corretivas da CETESB e de outros órgãos, como a construção de estações de tratamento de esgotos (ETEs) pelos municípios ou a adequação de lançamentos industriais.

São realizadas amostragens bimestrais estruturadas em 22 bacias hidrográficas, conforme divisão estabelecida pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos, lei nº 9.034/1994, que visam observar as variações que ocorrem na qualidade da água ao longo de uma estação sazonal em função da atividade humana e das mudanças climáticas (CETESB, 2008).

Entre as principais fontes de poluição das águas destacam-se as cargas pontuais de origem doméstica e industrial e as cargas difusas de origem urbana e agrícola, que devido aos variados poluentes que possam carrear e as diferentes formas de aporte, tornam a análise sistemática de todos os parâmetros inexequível. De fato, são analisados pela CETESB cerca de 50 variáveis físicas, químicas, hidrobiológicas, microbiológicas e ecotoxicológicas mais representativas do corpo d'água, sendo elas:

- a) **Variáveis físicas:** absorvância no ultravioleta, coloração, série de resíduos (dissolvido, total e volátil), temperatura da água e do ar, turbidez e transparência;
- b) **Variáveis químicas:** alumínio, bário, cádmio, carbono orgânico dissolvido, chumbo, cloreto, cobre, condutividade específica, cromo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO 5,20), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro, fluoreto, fósforo total, manganês, mercúrio, níquel, óleos e graxas, ortofosfato solúvel, oxigênio dissolvido, pH, potássio, potencial de formação de trihalometanos, série de nitrogênio (Kjeldahl, amoniacal, nitrato e nitrito), sódio, sulfato, surfactantes e zinco.
- c) **Variáveis Microbiológicas:** coliformes termotolerantes.
- d) **Variáveis Hidrobiológicas:** clorofila a, fitoplâncton e zooplâncton.
- e) **Variáveis Toxicológicas:** microcistinas, ensaio de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *V. fischeri* (Sistema microtox); ensaio de toxicidade crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e ensaio de mutação reversa (teste de Ames).

Para fornecer informações de fácil compreensão ao público leigo, a CETESB utiliza índices específicos formados a partir da integração de diferentes variáveis ambientais que refletem: a qualidade da água de abastecimento público (IAP), a prevenção da vida aquática (IVA) e a balneabilidade (IB).

Contudo, instrumentos legais, subsidiados por conhecimento tecnológico e dependendo do uso ao qual o corpo d'água está destinado, estabelecem padrões de qualidade regulamentares que assegurem e protejam a saúde pública e o meio ambiente, além de atenderem fatores econômicos, de segurança e de prioridades nacional (PIRES, 2001; PORTO *et. al.* 1991).

Na esfera federal, a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA estabelece treze classes segundo os usos preponderantes

a que são destinadas as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Todavia, os padrões de potabilidade da água para abastecimento público são definidas pela Portaria do Ministério da Saúde n<sup>o</sup> 518/2004.

A Política Nacional de Meio Ambiente, lei n<sup>o</sup> 6938/1981, o Código Ambiental, lei n<sup>o</sup> 9605/1998, e no Estado de São Paulo, a lei n<sup>o</sup> 997/1979, dispõem sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente, corroboram e fornecem suporte aos órgãos ambientais e fiscalizadores. Em 1997 foi sancionada a lei n<sup>o</sup> 9.433 que definiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, um instrumento importante para a ordenação territorial do País.

Segundo Tundisi (2003), apesar da promulgação de legislações avançadas que, se efetivamente implementadas, garantirão às gerações futuras a disponibilidade de água em condições adequadas, torna-se necessário superar a falta de percepção do poder público sobre a gravidade da escassez de água e todos os problemas advindos, unificar o gerenciamento do recurso hídrico, contornar a ausência de receptividade entre administradores públicos e usuários no processo de constituição de parcerias e, principalmente, reduzir a deterioração da qualidade da água.

O Plano de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo elaborado para o período de 2004/2007 apresenta valores estimados para a carga poluidora da UGRHs Alto Tietê de 1.386.526 Kg/DBO/dia e previsão de tratamento de esgoto de 45,55 m<sup>3</sup>/s, que se contrapõem à demanda global de 90,23 m<sup>3</sup>/s (SÃO PAULO, 2006).

Essa carga remanescente de esgoto não tratado de 779.632 Kg/DBO/dia, assim como o efluente final das estações de tratamento de esgoto (SÃO PAULO *op. cit*), são destinados aos corpos d'águas continentais ou zonas costeiras, cujo aporte de nitrogênio e fósforo provoca a deterioração dos ecossistemas aquáticos, potencializa a ocorrências de florações de algas tóxicas (AZEVEDO, *et. al.*, 1994; CARMICHAEL, 1992) e, conseqüentemente, eleva os custos do tratamento e obtenção de água.

Portanto, é preciso transformar a oratória e os planos em ações efetivas sobre o uso e ocupação do solo, investir em estações de tratamento de esgoto, em redes interceptadoras (CETESB, 1995), projetar modelos de unidades de

conservação que procurem conciliar preservação da biodiversidade e desenvolvimento social (MONTEIRO JUNIOR, 2006), identificar organismos indicadores de qualidade de água para minimizar as fontes de contaminação do ecossistema, pois apenas as legislações ambientais propostas não asseguram a proteção dos recursos hídricos, visto que o aporte de poluentes aos reservatórios e demais corpos d'água tem aumentado significativamente nas últimas décadas (TUNDISI, 2005).

### **1.3 Aspectos da aplicação de sulfato de cobre**

O Plano Estadual de Recursos Hídricos de 2006, prevê que a população total da UGRHI Alto Tietê, em 2010, deverá se situar em torno de 20 milhões de habitantes, cuja demanda estimada de água, em 2007, ultrapassou os 90 m<sup>3</sup>/s. Acrescenta-se a este panorama o aumento no lançamento de esgotos em córregos afluentes com conseqüente deterioração e diminuição da capacidade de depuração dos reservatórios, que para continuidade no fornecimento de água e controle de algas nocivas são submetidos a aplicação de algicidas químicos, como o sulfato de cobre (BUTTON, 1977).

A sulfatação tem sido utilizada mundialmente em concentrações que variam de 0,20 ppm a 1,00 ppm (HAWKINS & GRUFFITHS, 1987; CARMICHAEL, 1992). Na bacia hidrográfica do Alto Tietê os relatos de concentração e volume de sulfato de cobre aplicado nos sistemas produtores de água estão pouco disponíveis, porém alguns relatos podem ser citados.

O reservatório Guarapiranga, com capacidade de armazenamento 195 x 10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, construído em 1906 e utilizado para abastecimento público desde 1926 (CARVALHO, *et. al*, 2009) esteve, em 1995, exposto a aplicação diária de 0,3 a 0,5mg/l (CETESB, 2005). Em 2006, a CETESB publicou no relatório de qualidade de águas interiores a informação de que, aproximadamente, 60 toneladas de sulfato de cobre foram aplicadas no mês de fevereiro e valores superiores a 10 toneladas/mês durante o ano, exceção apenas a março, quando os valores estiveram abaixo deste montante.

No reservatório Rio Grande, seccionado em 1981 do complexo Billings construído na década de 20 (MAIER *et. al.*, 1997), a aplicação de sulfato de cobre em 2006, conforme relatório da CETESB, esteve próximo ou superior a 36

toneladas nos meses de janeiro, fevereiro, março e outubro. De fato a aplicação deste algicida esteve acima de 9 toneladas/mês durante todo o ano, com exceção dos meses de maio e junho (CETESB, 2006).

No reservatório de Taiapuêba a aplicação sistemática de algicida teve início em 2004 devido a elevadas concentrações de cianobactérias, que em 2002 atingiram a média de 254.981 células/ml (MACEDO & MOLINA, 2008), valor muito superior à concentração máxima de 20.000 cél./ml permitida pela resolução CONAMA nº 357/2005. Em 2006, a sulfatação manteve-se muito abaixo de 20 toneladas/mês (CETESB, 2006). Segundo Macedo & Molina (2008) a aplicação ocorre no reservatório Jundiá, a montante de Taiapuêba, para evitar problemas com a lise das células tóxicas.

A ação algicida do sulfato de cobre se deve ao efeito prejudicial na capacidade de fixação de nitrogênio pelos heterócitos de cianobactérias (HORNER & GOLDMAN, 1974), que por se manifestar de forma diferenciada entre os gêneros e espécies tem despertado o interesse sob o aspecto de sua distribuição na cadeia alimentar, na ciclagem biogeoquímica (REINFELDER *et. al.* 1998) e no desenvolvimento de produtos seletivos (WHITAKER *et. al.* 1978).

O cobre é um elemento traço amplamente distribuído na natureza. Em ambientes aquáticos ocorre na forma solúvel, particulada e coloidal, sendo as duas últimas as mais freqüentes (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984). Sua especiação em águas naturais é determinada pelas características físicas, químicas, hidrodinâmicas e biológicas do ambiente (HAWKINS & GRIFFITHS, 1987).

Segundo Moore & Ramamoorthy (1984), apesar de altamente tóxico para organismos marinhos e dulcícolas, estes últimos são mais susceptíveis devido à maior proporção de íons cobre livres na solução. Button (1977) analisando a dispersão do sulfato de cobre aplicado sobre a superfície do reservatório Hoover – EUA no controle de algas, concluiu que 95% dos cristais dissolvem-se até os primeiros 1,75m, porém, em média e altas concentrações podem ocorrer deposição no sedimento (CETESB, 1995; ROUSSEL *et. al.* 2007).



Ainda segundo Button (1977), o efeito tóxico é relativamente curto, tendo a concentração inicial de  $0,4\text{gCu}^{2+}/\text{m}^2$  atingido níveis basais em menos de 24 horas. Este rápido decréscimo se deve a diluição, ação de correntes e precipitação, além de depender da biomassa de fitoplâncton e da presença de sólidos em suspensão.

Jones & Orr (1994) relatam que apesar de algicidas serem eficientes no controle de cianobactérias, atenção especial deve ser adotada devido ao risco de liberação de toxinas intracelulares na água de abastecimento durante a lise das células. De fato, análises laboratoriais revelaram que 90% da microcistina liberada pela lise de *Microcystis aeruginosa* levou até 40 dias para ser biodegradada (BERG *et. al.*, 1987). Portanto, devido a persistência e/ou a degradação de microcistina depender das condições ambientais e da presença de bactérias endêmicas, Jones & Orr (1994) recomendam a interrupção no abastecimento de água durante um período de 7 – 10 dias após a aplicação, sendo inapropriado sua aplicação na presença de altas densidades de células tóxicas ou quando o período de segurança não puder ser resguardado.

Outros fatores a se considerar são as alterações no processo de sucessão sazonal, a redução na produtividade primária (EFFLER *et. al.* 1980) e, principalmente, a capacidade dos organismos de bioacumular compostos tóxicos na presença de concentrações estressoras de cobre (JARDIM & PEARSON, 1984). Jensen *et. al.* (1982) demonstraram que proteínas, polifosfatos e lipídios, componentes intracelulares, de *Plectonema boryanum* (Cyanophyceae) apresentam a capacidade de seqüestrar elementos traços.

A bioconcentração em organismos aquáticos envolve a retirada de substâncias químicas da água por adsorção nas superfícies externas respiratórias, pele e/ou filtração (MACKAY & FRASER, 2000) ou por absorção através da alimentação (CETESB, 1995). Todavia, se o processo de transferência e acumulação ocorre via cadeia trófica denomina-se de biomagnificação.

No caso do cobre, são necessários maiores esclarecimentos entre a dinâmica do metal e a biota, visto que controvérsias de informações são observadas na

literatura. Para Milani (2000) a prática de herbivoria e predação realizada pelo zooplâncton provoca concentrações de cobre mais elevadas do que na fração fitoplanctônica. Já a CETESB (1995) descreve a ausência de potencial para biomagnificação na cadeia trófica.

De fato, o cobre, por sua natureza redutora essencial para o processo de respiração celular e defesa contra radicais livres, torna-se um elemento importante no metabolismo das células. Conseqüentemente, observa-se que cada espécie apresenta uma curva padrão ideal, com sintomas de deficiência e efeito tóxico em concentrações baixas e elevadas, respectivamente (BOSSUYT & JANSSEN, 2003 *apud* BOSSUYT & JANSSEN, 2005). Estudos também revelam a capacidade de *Daphnia magna* em aumentar sua tolerância em resposta a concentração de cobre e pode indicar alteração no processo de absorção e/ou excreção biológica deste elemento (BOSSUYT & JANSSEN, 2004b).

Ressalta-se, assim, a necessidade de se discutir o tratamento de algicida no controle de florações de algas, na preservação da vida aquática e no gerenciamento eficiente de reservatórios.

#### **1.4 Comunidade Zooplanctônica**

A sulfatação é uma prática controversa que está banida em vários países devido a sua ação limitada no controle de diversas espécies de algas, seleção de espécies resistentes, depleção de oxigênio durante a morte intensa e rápida de algas, acúmulo no sedimento, toxicidade para fauna bentônica e, em especial, destruição da comunidade zooplânctônica que deixa de atuar na limitação da população algal (HANSON & STEPHAN, 1984).

Observa-se, também, que a concentração de cobre na água pode provocar aclimatação dos indivíduos zooplanctônicos, por aumento na absorção deste metal e/ou interferência no processo de sucessão ecológica (EFFLER et. al. 1980). Para Schindler (1987), mudanças na composição de espécies do plâncton permitem estabelecer padrões na dinâmica do ambiente e refletem respostas ao estresse antropogênico.

Stemberger & Lazorchak (1994) caracterizam a comunidade zooplanctônica como grupo de animais de diferentes categorias taxonômicas que habitam a coluna d' água e possuem um papel fundamental na transferência de energia e na ciclagem de nutrientes.

Em geral nos reservatórios brasileiros a riqueza de espécies varia de 14 a 81, com média de 35 táxons, sendo que os rotíferos têm sido o grupo mais abundante e diversificado, quando comparado a cladóceros e copépodos (ROCHA. *et. al.* 1995). A dominância de rotíferos nestes ambientes, provavelmente, está associada ao ciclo de vida de menor duração destes organismos, que atingem maturidade sexual mais cedo e que, portanto, apresentam taxa de reposição mais rápida que microcrustáceos. Esta característica permite ao grupo se estabelecer em sistemas onde há prevalência de condições instáveis, tais como baixo tempo de retenção hídrica, elevada turbulência, floração de algas e toxicidade aguda ou crônica provocada pela sulfatação (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

De fato, reservatórios são ecossistemas intermediários entre rios e lagos, favoráveis ao desenvolvimento de comunidades planctônicas, cujo aporte de nutrientes, clima, morfometria, regime de operação e gerenciamento estabelecem diferentes espécies, consequência dos fatores ambientais que podem direta ou indiretamente influenciar na reprodução e sobrevivência de organismos ((TUNDISI, 1981).

Mudanças na composição de espécies têm sido consideradas respostas do ecossistema aos distúrbios antropogênicos (ATTAYDE & BOZELLI, 1998; BRANCO *et. al.* 2000) e podem servir como ferramentas para classificação dos corpos d'água (DE MANUEL & ARMENGOL, 1993).

Branco & Senna (1996) associaram *Euchladis dilatada* e *Ascomorpha ecaudis* ao aumento da temperatura e clorofila *a*. *Termocyclops decipiens* tem sido encontrada em condições eutróficas (SENDACZ, 1984; ARCIFA *et. al.*, 1998), assim como *Bosmina* spp são freqüentes em ambientes mais produtivos (BRANCO & SENNA, 1996).

Smith & Gilbert (1995) relatam que alguns rotíferos, como *Brachionus calyciflorus*, podem resistir ao efeito tóxico de *Microcystis aeruginosa*, porém outros, como *Keratella cochlearis*, são altamente sensíveis. Cladóceros apresentam diferentes inibições de crescimento, redução de tamanho e na taxa de filtração quando expostos a microcistina (GILBERT, 1990). Todavia, *Diaphanosoma* spp são capazes de sobreviver em lagos com alta concentração de cianobactérias (PINTO COELHO *et. al.*, 1999) ou material em suspensão (ATTAYDE & BOZELLI, 1998).

Portanto, a estratégia de reprodução e adaptação aos fatores abióticos (pH, oxigênio dissolvido, temperatura e etc) e bióticos (predação e competição) define a composição de espécies do sistema (ESPINDOLA *et. al.*, 2000), sendo que águas com toxicidade aguda ou crônica, em desacordo com o uso preponderante estabelecido por lei, revelam-se inadequados para a preservação da vida aquática (CETESB, 1995) e demandam uma abordagem sistêmica, multidimensional e interdisciplinar para elaboração de planos de recuperação, conservação e manejo (SENDACZ *et. al.*, 1985).

### 1.5 Área de estudo – O Reservatório de Taiapuê e o SPAT

O Sistema Produtor Alto Tietê (SPAT), com 1.889 km<sup>2</sup> de área de drenagem, abrange os reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga, no Município de Salesópolis; Jundiá, em Mogi das Cruzes; Biritiba, em Biritiba-Mirim e Taiapuê, na divisa de Mogi das Cruzes e Suzano e contribui hoje com cerca de 12m<sup>3</sup>/s de água bruta para a Estação de Tratamento de Água (ETA) da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em Taiapuê (SENDACZ & KUBO, 2003). (Figura 1 e tabela I).

Fato preocupante, mas esperado, é a representatividade das áreas urbanizadas, perfazendo 22% do total da sub-bacia Alto Tietê cabeceiras. O eixo de expansão urbana proveniente da grande São Paulo estende-se para os municípios a jusante do sistema, principalmente, Poá, Ferraz de Vasconcelos, Suzano e Mogi das Cruzes.

Afastando-se da grande São Paulo, a agricultura, notadamente, a hortifruticultura, apresenta-se como atividade representativa nos municípios de Biritiba Mirim, Suzano e Mogi das Cruzes, onde o índice de agricultura corresponde a 7,6%. De acordo com Vicente *et. al.* (2006) existem 2.710 unidades de produção agropecuária que ocupam 12,9% da área, principalmente na região da represa Paraitinga.

As áreas preservadas, com vegetação primária ou secundária, representam apenas 35% da área total, sendo que a Mata primária encontra-se a montante do sistema, principalmente no Parque da Serra do Mar. Os municípios de Paraibuna e Salesópolis têm no reflorestamento a principal atividade, enquanto que a horticultura e fruticultura são praticamente insignificantes nestas cidades (CARVALHO *et. al.*, 2005).

O efeito do escoamento superficial em solo agrícola acelera o processo de enriquecimento natural dos corpos d'água (HENRY *et. al.*, 1999). Todavia, no Alto Tietê cabeceiras estudos tem demonstrado que o problema da qualidade de água do reservatório está associado ao manejo hidráulico do sistema do que diretamente das formas de uso do solo (CARVALHO *et. al.*, 2005).

Formado pelos rios Taiapuê açu, Taiapuê mirim e Balainho, o rio Taiapuê apresenta suas nascentes na face interior da Serra do Mar, com acentuada declividade no trecho inicial, de pequena extensão, atingindo seu nível

de base, onde apresenta aspecto típico dos rios senis, de curso meândrico, ao longo de extensas planícies aluviais (CETESB, 1995).

O reservatório de Taiapuêba foi construído em 1976 com a finalidade específica de amortecer as vazões e enchentes do Alto Tietê mantendo-se vazões mínimas ao longo do ano neste trecho e com o objetivo de manancial de abastecimento da região. O local escolhido para implantação da barragem está situado à jusante da confluência do rio Taiapuêba com seus tributários e cerca de três quilômetros da sua confluência com o rio Tietê (CETESB, *op cit.*).

Atualmente as águas provenientes dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga escoam pelo rio Tietê até as proximidades da foz do rio Biritiba, de onde são parcialmente derivadas para uma Estação Elevatória. As águas são recalçadas até o túnel de interligação Tietê/Biritiba, a partir do qual todo o escoamento é feito por gravidade, passando por um canal até atingir um braço do reservatório de Biritiba, e através de sistema canal-túnel-canal alimenta o reservatório de Jundiaí, que por sua vez, através de canal-túnel-canal, sempre por gravidade, vai alimentar o reservatório de Taiapuêba, onde finalmente é feita a captação pela SABESP (SENDACZ *et. al.* 2005).

Apesar de localizadas em rios diferentes, as represas que compõe o SPAT funcionam como um sistema em cascata, sendo constituído por represas interligadas por túneis e canais, porém, ao invés da gradual melhora da qualidade da água ao longo da cadeia como ocorre com freqüência neste tipo de processo, há um aumento progressivo das cargas de nitrogênio e fósforo ao longo do seu percurso (SENDACZ *et al.*, *op. cit.*).



# Objetivo

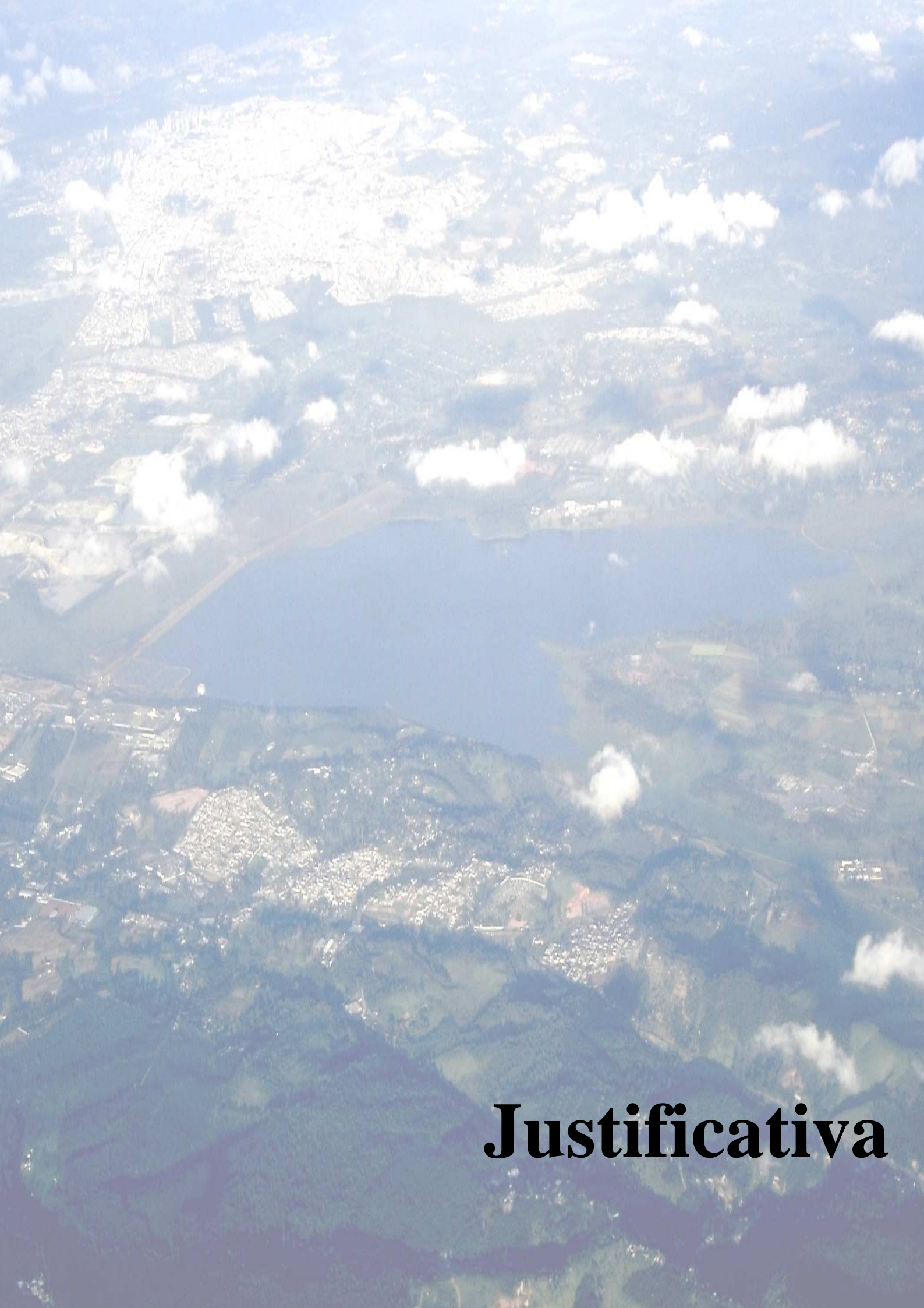
## **2. OBJETIVO GERAL**

Avaliar a variação quali-quantitativa da composição e estrutura da comunidade zooplanctônica em um ciclo sazonal, face a aplicação periódica de sulfato de cobre e sua relação com os fatores ambientais. Os resultados serão analisados em termos de sua magnitude e comparados aos obtidos nas demais represas que formam o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.

### **2.1. Objetivos Específicos**

- a. Através da análise das variáveis físicas e químicas, avaliar a evolução do estado trófico do reservatório de Taiapuêba no período de 2001 a 2007 e compará-la aos dados obtidos de julho 2008 a junho 2009 e às demais represas que compõem o sistema.
- b. Determinar a composição e a estrutura da comunidade zooplanctônica, face à aplicação recorrente de sulfato de cobre, em um ciclo sazonal;
- c. Estabelecer as relações entre os dados de densidades numéricas e variáveis abióticas que refletem a qualidade da água.





**Justificativa**

### 3. JUSTIFICATIVA

A deterioração da qualidade da água decorre de variadas fontes (esgoto doméstico e industrial, deflúvio superficial urbano e agrícola). Portanto, são necessárias análises sistemáticas dos principais variáveis físicas, químicas e biológicas (PHILLIP, 2004).

Para otimizar o manejo destes dados é fundamental a compilação de valores amostrados ao longo de um determinado período, como ferramenta para avaliar a qualidade do sistema, pois revela as condições da água em termos de indicadores do estado trófico e direciona as estratégias de recuperação, conservação e manejo da bacia hidrográfica para que se atinja o máximo aproveitamento de uma represa (TUNDISI, 2003).

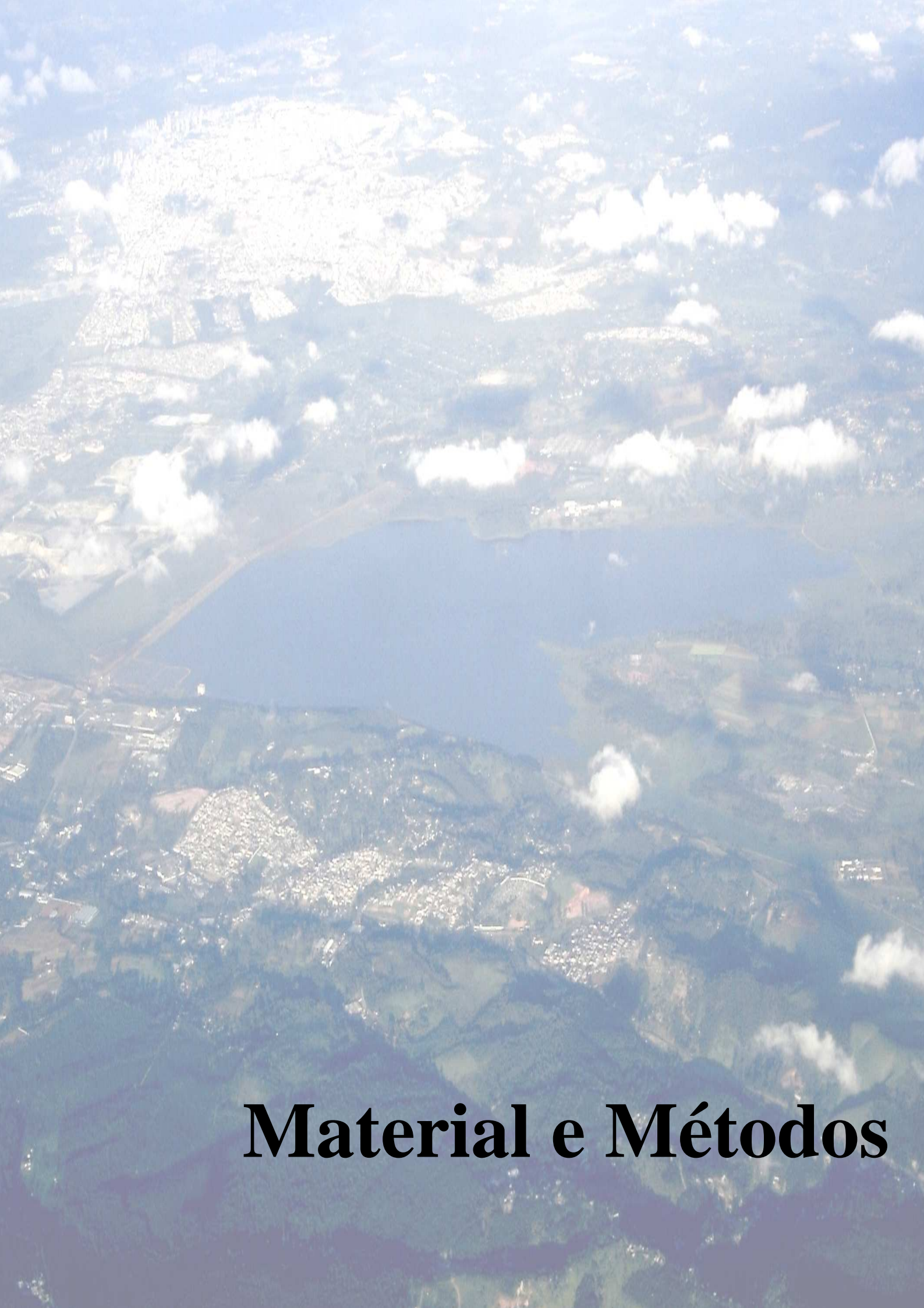
Além disso, os reservatórios, por serem ecossistemas artificiais sujeitos a impactos de diversas magnitudes, requerem freqüentemente o restabelecimento do estado de constância, fato que impõe uma sobrecarga nos componentes biológicos, proveniente dos fatores físicos e químicos que operam a dinâmica do sistema, e somente sobrevivem com o desenvolvimento de estratégias adaptativas baseadas em mecanismo de tolerância e respostas a fatores ambientais (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

Poucos estudos foram realizados no reservatório Taiaçupeba, a saber: relatório sobre características físicas, químicas e biológicas realizado pela SABESP – Andrade Gutierrez, 1995/1996; produção primária e suas relações com alguns fatores físicos e químicos em reservatórios do estado de São Paulo (GIANESSELA, 1981); composição de zooplâncton em dez reservatórios no sudeste brasileiro (ARCIFA, 1984) estudo da contaminação por elementos traços na rede trófica do reservatório de Taiaçupeba (MILANI, 2000); composição de Rotífera em corpos d'água da bacia do Rio Tietê (LUCNIDA, 2003); sistema em cascata; concentração e cargas de nutrientes no sistema produtor Alto Tietê, (SENDACZ *et. al.*, 2005) e Calanoida (Copepoda) e qualidade da água dos reservatórios da bacia hidrográfica do Alto Tietê (SENDACZ & NASCIMENTO, 2007).

O sistema produtor Alto Tietê cabeceiras foi concebido em meados dos anos 60, construídos a partir dos anos 70 (CARVALHO *et. al.* 2009) e visa a

disponibilização de  $15\text{m}^3/\text{s}$  de água à Região Metropolitana de São Paulo, RMSP, devendo beneficiar mais de 4,0 milhões de pessoas e garantir o abastecimento nos próximos anos, pois os sistemas atuais são insuficientes para atender a demanda estimada de  $70\text{m}^3/\text{s}$  (MONTEIRO JUNIOR, 2006).

Portanto, enfatiza-se a importância do estudo da estrutura zooplancônica ao longo de um ciclo sazonal para melhorar o detalhamento operacional, importante no desenvolvimento de planos de manejo e contribuir para o entendimento da seletividade que a aplicação de sulfato de cobre impõe sobre os organismos.



# **Material e Métodos**

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Qualidade da água - variáveis físicas e químicas**

Na tabela II são apresentadas as descrições das estações de coleta em ordem de posição geográfica no sentido montante-jusante, com detalhamento da classe de enquadramento, código do ponto, descrição do local de amostragem e respectivo corpo d'água receptor.

A série histórica de monitoramento da água foi obtida nos relatórios de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo elaborados pela CETESB anualmente. Com amostragens bimestrais, as variáveis ambientais temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, clorofila *a* e feofitina, fósforo total, nitrato, nitrito e cobre total subsidiaram a análise comparativa da evolução da qualidade da água nos últimos sete anos (2001 a 2007).

Dados de Ponte Nova e Paraitinga foram obtidos, respectivamente, de Monteiro Junior (2006), no período de novembro de 2000 a outubro 2001 e Nascimento (2008), no período de agosto 2005 a julho 2006.

No laboratório do Centro de Pesquisa de Recursos Hídricos do Instituto de Pesca, utilizando-se os métodos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998), a partir de coletas de água mensais na estação amostral georreferenciada S 23°34'817" e W 46°16'764", no período de julho 2008 a junho de 2009, com uso da garrafa de Van Dorn na superfície, meio e fundo, foram determinadas as formas de nitrogênio e fósforo e definida a média da coluna d'água. Para temperatura, turbidez, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido os dados foram obtidos em campo a cada 0,5m da coluna d'água com uso de sonda multiparâmetro Horiba – U20 (tabela III).

### **4.2. Dados climáticos**

Os dados mensais de precipitação e vazão na região das represas de Ponte Nova, Jundiá e Taiaçupeba foram fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica da Secretaria de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo (DAEE).

### 4.3. Zooplâncton

Durante o período de junho de 2008 a julho de 2009 foram realizadas coletas mensais de zooplâncton na estação TAIA 2008/9, por meio de arrasto vertical de toda coluna d'água, a partir de 0,5m do fundo até a superfície, utilizando-se uma rede com 68µm de malha e abertura de 25cm de diâmetro, sendo as amostras preservadas com formaldeído a 4%.

Sub-amostragens, após homogeneização, foram realizadas para análise quantitativa das amostras de zooplâncton. Os rotíferos contados em câmaras de Sedwick-Rafter, de 1ml de capacidade, sob microscópio óptico Olympus. Os microcrustáceos, sub-amostrados com uma pipeta de Stempel de 1ml, e os organismos contados sob microscópio estereoscópico Zeiss, até atingir o mínimo de 300 indivíduos adultos para cada grupo taxonômico. Quando esse número não foi atingido, colocou-se a amostra numa Placa de Petri sub-dividida em quadrantes e a amostra quantificada de  $\frac{1}{4}$  à sua totalidade, de acordo com as densidades apresentadas.

### 4.4. Análise dos Dados

#### 4.4.1. – Qualidade da água - variáveis físicas e químicas

O *software* utilizado para execução das análises estatísticas foi o *Statgraphics Plus v. 2.1*. Os resultados são apresentados a partir da análise descritiva de média, desvio padrão e valores máximo e mínimo.

Os dados da série histórica de Taiacupeba, estações amostrais PEBA 0100 e PEBA 0900, foram comparados através de um teste de análise de variância (One-Way ANOVA), seguido de comparação de mediana com 95% de significância através do teste Kruskal-Wallis, nos valores que não atendiam às suposições de distribuição normal e homogeneidade de variância exigida para aplicação do teste paramétrico, com as informações obtidas nas demais represas.

As análises apresentadas graficamente através do “Box-and-Whisker Plot” (gráfico Box-Plot), possibilitou a observação de faixa de variância dos dados e a detecção da presença de possíveis valores extremos, sendo uma maneira de resumir a presença de “*outliers*” e de comparar conjunto de dados. Este método foi utilizado para comparar a média histórica das variáveis ambientais

semelhantes do reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100 e PEBA 0900), com os dados obtidos nas coletas recentes (TAIA 2008/9) (figura 2).

As relações entre as variáveis abióticas, série temporal e estações amostrais foram estabelecidas através da Análise de Componentes Principais (ACP), que constitui uma técnica estatística multivariada que trabalha com a estrutura interna de matrizes e consiste em fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para aplicação do teste de componentes principais foi utilizado o programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows (MCCUNE & MEFFORD, 1999), nas estações amostradas pela CETESB, a partir das médias bimestrais das variáveis selecionadas, no período de 2001 a 2007 e considerando todas as campanhas disponíveis. Os valores foram padronizados por *ranging* utilizando-se  $(X_i - \text{mínimo}) / (\text{máximo} - \text{mínimo})$ , com intuito de se evitar possíveis influência na análise, das diferentes escalas, unidades medidas e ordens de grandeza.

A partir dos dados de fósforo total na água foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson modificado por Toledo *et. al.* (1983), conforme a fórmula.

$$\text{IET (PT)} = \frac{10 (6 - \ln(80,32/\text{PT}))}{\ln 2}$$

Onde:

IET (PT) = índice de estado trófico para o fósforo total

A classificação do estado trófico segue os limites estabelecidos por Salas & Martino (1990) (tabela IV):

#### 4.4.2. – Zooplâncton

Os dados foram analisados por meio de índices ecológicos conforme descrito a seguir:

As densidades dos organismos zooplanctônicos foram calculadas a partir da fórmula  $D = N / V$ , onde D é a estimativa de densidade, N o número de indivíduos capturados e V é o volume filtrado pela rede. O volume filtrado foi

obtido pela fórmula  $V = a \cdot h$ , onde  $a$  é a área da abertura da rede e  $h$  é a distância percorrida.

A constância das espécies foi determinada segundo Dajoz (1973) em acidentais (frequência inferior a 25% das amostras), acessórias (frequência entre 25% e 50% das amostras) e constantes (frequência superior a 50% das amostras).

O índice Shannon ( $H'$ ) foi utilizado para cálculo de diversidade, baseado na teoria da informação (SHANNON & WEAVER, *apud* LEGENDRE & LEGENDRE, 1983), o qual é uma medida do grau médio de “incertezas” em prever a qual espécie pertencerá um indivíduo escolhido aleatoriamente de uma coleção de  $S$  (espécies) e  $N$  (indivíduos) (LUDWIG & REYNOLDS, 1988), conforme fórmula.

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N}$$

Onde:

$S$  = número de espécies

$N_i$  = número de indivíduos em cada espécie

$N$  = número total de indivíduos

A riqueza foi considerada como o número de espécies presentes na amostra. A equitatividade ( $U$ ) que se refere à distribuição dos organismos nos táxons, é uma medida importante para auxiliar na compreensão do aumento ou diminuição da diversidade numa comunidade. Para o cálculo da equitatividade utilizou-se a expressão de Pielou (1966).

$$U = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Onde:

$U$  = Equitatividade

$H'$  = Índice de Shannon – Waver



$H'$  Max = diversidade de espécies sob condições de máxima equitatividade, obtida do logaritmo do número de espécies da amostra;

Com objetivo de analisar regiões com comportamento similar, aplicou-se a técnica de análise de agrupamento para comparar o reservatório Taiaçupeba com as demais represas que compõem o sistema produtor Alto Tietê cabeceiras.

Neste sentido, o enfoque ocorreu sobre a variabilidade existente dentro da análise qualitativa da comunidade zooplanctônica identificadas nas coletas efetuadas neste trabalho e nos dados de literatura disponíveis. Atribuiu-se o valor 1 (um) para espécie presente na estação amostral e 0 (zero) para sua ausência.

O índice de Sorensen foi utilizado para comparar a similaridade entre a composição zooplanctônica das diferentes represas com Taiaçupeba. A partir do princípio de presença e ausência de espécies esse índice considera o número de espécies comuns às duas áreas. O programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows foi utilizado para construção do dendograma e obtenção do índice (MCCUNE & MEFFORD, 1999).

$$Ss = [ 2a / (2a + b + c) ] \times 100, \text{ em que}$$

Ss = coeficiente de similaridade de Sorensen;

a = número de espécies comuns em ambos os pontos;

b = número de espécies exclusivas de um ponto;

c = número de espécies exclusivas de outro ponto.

As relações entre as variáveis bióticas e abióticas foram estabelecidas através da Análise de Componentes Principais (ACP) e da Análise de Correspondência Canônica (CCA), que constituem em técnicas estatísticas multivariadas que trabalham com a estrutura interna de matrizes e consistem em fracionar uma matriz de associação em um conjunto de eixos ortogonais (perpendiculares) ou componentes (Ludwig & Reynolds, 1988).

Para construir as matrizes os dados foram padronizados, todos variando entre 0 e 1, sendo zero correspondente ao valor mínimo e 1 o valor máximo

dentro de cada conjunto de variáveis (ranging), a fim de conferir pesos iguais a cada parâmetro analisado (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). No caso dos valores de densidade numérica para análise de variáveis apenas bióticas os valores foram transformados em  $\text{Log}(x+1)$ .

Para obtenção dos componentes principais e CCA foi utilizado o programa estatístico PC-ORD, versão 4.0 para Windows (MCCUNE & MEFFORD, 1999).



# Resultados

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Dados climáticos

A tabela V apresenta os valores de precipitação relatados na série histórica (2001 a 2007) e obtidos no período de coleta entre julho de 2008 e junho de 2009, com uma evidente distinção entre a estação chuvosa e seca.

Em 2003 foi constatado o menor volume de precipitação (1104,7mm) e o maior valor (1976,6mm), em 2001, média de 1460,8mm. O mês mais chuvoso foi janeiro (242,6mm), enquanto que o menor índice observado ocorreu em agosto (14,6mm).

Nas coletas recentes o maior volume de precipitação também ocorreu em janeiro de 2009 (201,3mm), e o menor, em julho de 2008 (2mm). Nota-se que o volume de chuva registrado para o mês de agosto foi atípico em relação aos últimos sete anos, contudo, pode-se observar pela figura 3 que na comparação entre a média da série histórica e as análises de 2008 a 2009 não houve diferença significativa ( $p = 0,8999$ ).

A vazão de saída média (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba) variou de 9,2m<sup>3</sup>/s (2001) a 11,0m<sup>3</sup>/s (2007), um aumento de 1,8m<sup>3</sup>/s e média da série de 10,4m<sup>3</sup>/s. No período de julho de 2008 a junho de 2009 a vazão variou entre 9,8m<sup>3</sup>/s (junho de 2008) a 12,37m<sup>3</sup>/s (fevereiro de 2009), média de 11,4m<sup>3</sup>/s, valor que é estatisticamente diferente da média calculada para a série histórica ( $p < 0,0001$ ). Nota-se, também, que o volume de água aumentou em até 3,17m<sup>3</sup>/s entre 2001 e 2009 (Fig. 4 e Tabela VI).

### 5.2 Qualidade da água - variáveis físicas e químicas

#### 5.2.1 – SPAT - Série histórica 2001 - 2007

Os valores médios das variáveis ambientais analisadas na série histórica para cada estação amostral estão apresentados na tabela VII.

Uma avaliação inicial dos dados compilados a partir dos relatórios da CETESB e da literatura mostra, com poucas ressalvas, que os valores médios de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, fósforo total e nitrato variaram

significativamente entre a entrada do reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100) e as estações amostrais situadas a montante.

A temperatura da água em ambientes lênticos ou semi-lênticos apresentaram médias mais elevadas do que as estações localizadas em ambientes lóticos. A estação PEBA 0100 apresentou a maior média (23,4°C), com variação de 17,0 a 29,9°C, sendo que a menor temperatura média do sistema foi verificada na estação BMIR 2800 (20,0°C).

Verificou-se uma alcalinização da água a partir do reservatório Jundiáí, onde valores médios de pH foram de 7,5 (JNDI 0500) e 7,2 (PEBA 0100), porém com máximo entre 9,2 e 8,6, respectivamente. A montante nota-se o predomínio de águas ácidas, sobretudo em PRTG 2005/6, onde a média foi de 5,8. Ressalta-se que este reservatório encontrava-se em condição de enchimento durante a coleta de dados.

De uma maneira geral, observa-se um gradiente de eutrofização de montante a jusante do SPAT, com concentrações baixas de nutrientes em Ponte Nova e Paraitinga.

Valores de condutividade elétrica em Taiaçupeba variaram entre 44,9 e 66,8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  no período, com média de 54,3  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . As menores médias foram obtidas em PN 2000/1 (37,2  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e TIET 2050 (43,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), enquanto que os maiores valores ocorreram em PRTG 2005/6 (85,8  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e BMIR 2800 (56,4  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ).

O sistema apresentou compartimentos em relação à concentração de fósforo total. No primeiro composto por PN 2000/1 e PRTG 2005/6 (0,01  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), foram obtidas as menores concentrações; o segundo, com as maiores concentrações, é formado por TIET 2050 (0,07  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), BMIR 2800 (0,10  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) e JNDI 0500 e o terceiro Taiaçupeba, estação PEBA 0100, onde ocorrem as maiores variações dos dados, apesar de média semelhante ao Reservatório Jundiáí.

A concentração de nitrato em PEBA 0100 variou de 0,2 a 2,0  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (média 0,27  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), sendo significativamente diferente PN 2000/1 (0,01  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) e PRTG 2005/6 (0,15  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), onde ocorreram as menores médias, e de BMIR 2800, maior

média (0,42 mg.l<sup>-1</sup>). De forma semelhante, os valores médios de nitritos em Taiapuêba (0,009 mg.l<sup>-1</sup>) diferiram bastante das estações situadas em Ponte Nova e Paraitinga (0,003 mg.l<sup>-1</sup>).

Quanto aos dados de oxigênio dissolvido houve distinção significativa em estações situadas em ambientes lênticos e semi-lênticos (maiores concentrações) e localizadas em ambientes lóticos (menores concentrações).

Não houve diferença significativa para os valores de turbidez e concentração de cobre total entre as estações amostradas.

### **5.2.2 – TAIAPUÊBA - julho de 2008 a junho de 2009**

Os valores mensais obtidos no período estão apresentados na tabela VIII.

A análise dos dados obtidos no período de julho de 2008 a junho de 2009 na estação TAI 2008/9 revelou que de uma maneira geral as concentrações de nutrientes apresentaram um sutil aumento ao longo das coletas, principalmente na estação chuvoso-quente.

A concentração de amônia variou de 0,30mg/l em julho de 2008 a 0,50mg/l em janeiro de 2009, média de 0,39mg/l; de forma correlata, observa-se que a concentração de nitrogênio total seguiu o mesmo padrão, com valores variando de 0,31mg/l a 0,51mg/l, média de 0,40mg/l.

Apesar de um aumento significativo a partir de maio de 2009, a concentração de clorofila a manteve-se baixa durante o período de coleta, com variação de 0,37µg/l (fevereiro de 2009) a 1,50µg/l (junho de 2009), média de 0,73 µg/l.

Nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato sofreram pouca variação ao longo período analisado, não podendo ser estabelecido um padrão evidente de variação. Contudo, nota-se uma pequena elevação na concentração de fósforo total a partir de novembro de 2008 e um pequeno aumento na concentração de nitrato no período seco e frio.

A profundidade média do reservatório foi de 5,5m, com variação entre 4,30m (maio/2009) e 6,20m (março/2009). As informações do disco de Secchi

evidenciaram uma diminuição na transparência a partir de fevereiro/2009, com o menor nível em maio/2009 (1,05m).

A condutividade elétrica média foi de  $56,94\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , variando de 30,0 a  $73,8\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Já a turbidez, com média de 6,38 UNT, variou de valores não detectáveis a 20,36 UNT (junho/2009). Os níveis de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água mantiveram-se altos, com média de 8,42mg/l, sendo o menor valor de 7,03mg/l em agosto/2008.

### **5.2.3 – Comparação entre a série histórica e coletas recentes**

A comparação dos dados que puderam ser efetivadas entre as médias bimestrais obtidas do período de 2001 a 2007 (CETESB), para as estações amostrais PEBA 0100 e PEBA 0900, e as coletas realizadas entre julho/08 e junho/09 na estação TAIA 2008/9, evidenciaram que, com exceção da temperatura da água, as concentrações de nitrito, nitrato, fósforo total, clorofila *a*, pH, turbidez e oxigênio dissolvido, diferiram significativamente (Fig. 5). As demais variáveis não estiveram disponíveis para comparação.

### **5.2.4 - Índice de estado trófico**

Na tabela IX são apresentados os Índices de Estado Trófico das estações amostrais da série histórica (CESTEB) e pesquisas desenvolvidas no SPAT a partir das informações de fósforo total.

A análise do índice médio evidenciou que as estações PN 2000/1 e PRTG 2005/6 são classificadas como oligotróficas, enquanto que TIET 2050, BMIR 2800, JNDI 0500 e PEBA 0100 apresentam avançado processo de eutrofização, inclusive com períodos de caracterização hipereutrófico.

Contudo, quando comparado com a série histórica, foi constatado que o reservatório Taiacupeba, na estação TAIA 2008/9, manteve a classificação oligotrófica ao longo das doze coletas entre 2008 e 2009.

Em relação a concentração de fósforo total, 88,69% ( $n = 168$ ) das análises apresentaram valores superiores aos padrões definidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, com especial atenção

para BMIR 2800, que registrou 97,62% das coletas acima dos limites referidos (tabela X).

Apesar de ocorrer no sistema uma diminuição no grau de trofia em Taiapuêba, nota-se que há uma maior oscilação dos valores apurados neste reservatório.

Dos 87 dados históricos de clorofila *a*, 58,74% ( $n = 51$ ) apresentaram valores superiores a  $10\mu\text{g/l}$ , limite estabelecido por Wetzel (2001) para ambientes eutrofizados; entretanto, a estação JNDI 0500, quando analisada individualmente, revela 79,25% ( $n = 42$ ) dos valores superiores ao referido limite, enquanto que PEBA 0900, apenas 38,24% (tabela X).

## 5.2.5 – Análise multivariada

### 5.2.5.1 – SPAT - Série histórica 2001 a 2007

A Análise de Componentes Principais (ACP) para série histórica da CETESB no Sistema Produtor Alto Tietê cabeceiras foi realizada entre as seguintes variáveis ambientais: Temperatura da água (Temp); Cobre Total (C.T); Oxigênio Dissolvido (O.D.); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (C.E); Nitrogênio Total (N.T); Fósforo Total (PT); Turbidez (Turb); Vazão (Vazão), conforme disponibilidade de valores.

Foram evidenciados na ACP dois fatores responsáveis por 75,84% da variação dos dados (Fig 6 e tabela XI).

O eixo 1, que explica 62,63% da variação dos dados, esteve associado positivamente ao pH ( $r = 0,612$ ), condutividade elétrica ( $r = 0,734$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0,625$ ) e vazão ( $r = 0,834$ ), e à estação amostral PEBA 0100 em todos os meses amostrados. Negativamente, nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $r < 0,500$ ).

O eixo 2, com 13,22% da variação explicada, esteve associado negativamente ao pH ( $r = -0,669$ ), oxigênio dissolvido ( $r = -0,508$ ) e cobre total ( $r = -0,744$ ), à estação amostral JNDI 0500 em todos os meses amostrados. Positivamente, houve correlações significativas associadas às variáveis



condutividade elétrica ( $r = 0,546$ ) e turbidez ( $r = 0,559$ ) e a estação amostral PEBA 0100, no mês de julho.

#### **5.2.5.2 – TAIAÇUPEBA - Coletas julho de 2008 a junho de 2009**

A Análise de Componentes Principais (ACP) para o período de julho/2008 a junho/2009 no reservatório de Taiaçupeba foi realizada entre as seguintes variáveis ambientais: Temperatura da água (Temp); Profundidade (Prof); Oxigênio Dissolvido (O.D.); Potencial Hidrogeniônico (pH); Condutividade Elétrica (C.E); Nitrogênio Total (N.T); Fósforo Total (PT); Turbidez (Turb); Vazão (Vazão); Transparência (Transp); Clorofila a (Clor a), conforme disponibilidade de dados.

O resultado da ACP resultou em uma matriz de correlação que evidenciaram dois fatores responsáveis por 65,46% da variação dos dados (Fig 7 e tabela XII).

O eixo 1, que explica 41,33% da variação dos dados, esteve associado positivamente ao pH ( $r = 0,573$ ), oxigênio dissolvido ( $r = 0,802$ ), turbidez ( $r = 0,599$ ) e clorofila a ( $r = 0,944$ ) e aos meses de maio e junho. Negativamente, esteve associado às variáveis: temperatura da água ( $r = -0,524$ ), profundidade ( $r = -0,721$ ), vazão ( $r = -0,895$ ) e transparência ( $r = -0,638$ ) e aos meses agosto, outubro e fevereiro.

O eixo 2, com 24,13% da variação explicada, esteve associado negativamente à variável temperatura da água ( $r = -0,807$ ), fósforo total ( $r = -0,804$ ) e nitrogênio total ( $r = -0,824$ ) e aos meses janeiro, fevereiro e março. Positivamente, nenhuma das variáveis apresentou correlação significativa ( $r > 0,500$ ), embora transparência ( $r = 0,494$ ) tenha contribuído em julho e setembro

Observa-se, também, que nos meses de novembro, dezembro e abril não foi possível estabelecer uma associação.

### **5.3. Comunidade zooplanctônica**

### 5.3.1. Composição e frequência de ocorrência

A tabela XIII apresenta uma relação de táxons que fizeram parte da comunidade zooplanctônica, durante os meses estudados, bem como a frequência de ocorrência.

Entre os Rotifera, as espécies *Collotheca* sp., *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis* e *Polyarthra vulgaris* foram as mais frequentes e estiveram presentes em todos os meses analisados.

Os táxons *Trichocerca capucina*, *Kellicottia bastoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Conochillus dossuarius*, *Horaella thomassoni* e *Synchaeta stylata* apresentaram frequência entre 50% e 92%.

Já as espécies *Brachionus mirus*, *Brachionus angularis*, *Kerattella americana*, *Gastropus stylifer*, *Pitigura libera* e *Hexarthra intermedia* estiveram frequentes entre 42 e 25% das amostras.

*Cephalopedala forficata*, *Macrochetus* sp., *Filinia longiseta*, *Trichocerca similis*, *Lecane papuana* e *Ascomorpha ecaudis* ocorreram apenas em uma ou duas coletas.

Entre os Cladocera, as espécies *Bosminopsis deitersi*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni* estiveram frequentes em 50% ou mais das coletas, sendo que a primeira espécie ocorreu em todas as amostras. *Ceriodaphnia cornuta* e *Moina minuta* apresentaram frequência de 25% e 42%, respectivamente.

Em relação aos Copepoda Cyclopoida, indivíduos adultos de *Tropocyclops prassinus* ocorreram em 25% das coletas, enquanto que exemplares nas fases larvais (náuplios e copepoditos) ocorrem em todas as amostras.

A análise do grupo Copepoda Calanoida evidenciou a ausência de indivíduos adultos no período e uma frequência de ocorrência de náuplios e copepoditos de 75% e 42%, respectivamente.

De modo semelhante, exemplares de táxons não euplanctônicos, como Harpaticoida, não evidenciaram indivíduos adultos, exemplares em estágios larvais ocorrem em menos de 25% das amostras.

Larvas de insetos da família Chaoboridae foram observadas apenas em abril de 2009, e da família Chironomidae nos meses de Setembro e Outubro de 2008.

### 5.3.2. Densidade numérica

As tabelas XIV e XV apresentam a densidade numérica total dos grupos que compõem a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

Grandes variações de densidade entre os meses analisados foram observadas na comunidade zooplanctônica. Baixas densidades ocorreram na estação seca, principalmente de Julho a Setembro de 2008. Em Janeiro de 2009 foi registrada a maior densidade numérica (205.674 org./m<sup>3</sup>) e a menor em agosto de 2008 (26.683 org./m<sup>3</sup>).

Entre os Rotifera, a menor densidade foi observada no período de maior influência do algicida (26.594 org./m<sup>3</sup> em agosto/2008); *Polyarthra vulgaris* (8.469 org./m<sup>3</sup>), *Collotheca* sp (6.060 org./m<sup>3</sup>) *Conochilus dossuarius* (4.445 org./m<sup>3</sup>), *Conochilus unicornis* (4.134 org./m<sup>3</sup>) e *Synchaeta pectinata* (2.148 org./m<sup>3</sup>) aparentemente mais resistentes.

A maior densidade de Rotifera ocorreu em janeiro de 2009 (157.066 org./m<sup>3</sup>), com destaque para *Conochilus unicornis* (96.562 org./m<sup>3</sup>) e *Polyarthra vulgaris* (22.409 org./m<sup>3</sup>). *Keratella cochlearis* apesar de algumas variações demonstrou aumento de densidade ao longo deste estudo, em oposição *Conochilus dossuarius*, que perdeu destaque a partir de fevereiro de 2009.

Algumas espécies demonstram caráter oportunista, evidenciando períodos de aumento de densidade, como: *Trichocerca capucina* e *Horaella thomassoni* (novembro de 2008 a janeiro 2009), *Synchaeta pectinata* (setembro de 2008 a novembro de 2009 e de março a abril de 2009) e *Hexarthra intermedia* (dezembro de 2008 a abril 2009).

Com relação a Cladocera e de forma semelhante a Rotifera, a maior densidade registrada ocorreu em janeiro de 2009 (46.831 org./m<sup>3</sup>), quando *Bosminopsis deitersi* representou 97%; a partir deste momento, houve uma alternância de dominância com *Moina minuta*.

Já em setembro de 2008, foi registrada a menor densidade de organismos deste grupo (22 org./m<sup>3</sup>) durante o período de estudo, coincidindo com a época de maior influência do algicida.

Cyclopoida apresentou densidade mais elevada a partir de janeiro de 2009, tendo sido a maior registrada em fevereiro de 2009. Nesta ocasião, indivíduos adultos de *Tropocyclops prassinus* apresentaram a maior ocorrência do período (65 org./m<sup>3</sup>). No geral, houve predomínio de naúplios em relação aos copepoditos.

Com exceção de janeiro de 2009, quando foi constatada a maior densidade de Calanoida (407 org./m<sup>3</sup>), as densidades deste grupo estiveram mais elevadas no período estiagem-frio. Todavia, períodos de completa ausência foram identificados como: agosto de 2008, dezembro e fevereiro de 2009.

Os demais grupos foram poucos representativos da fauna zooplanctônica, sendo observado apenas em fevereiro de 2009 um aumento considerável na densidade de naúplios de Harpaticoida (587 org./m<sup>3</sup>).

### 5.3.3. Abundância relativa

As tabelas XVI e XVII apresentam a abundância relativa geral e de diferentes grupos taxonômicos que compuseram a comunidade zooplanctônica no período de estudo e em intervalos mensais.

Rotifera apresentou a maior representatividade e tolerância ao algicida em todo o período de estudo, principalmente em outubro de 2008 (99,76%) e a menor representatividade foi em janeiro de 2009 (76,37%), quando, foi observado um aumento da importância de Cladocera (22,77%), que voltou a ocorrer em maio (7,43%) e junho de 2009 (8,37%), porém com menor impacto.

Cyclopoida obteve maior representatividade em março de 2009 (5,17%) e maio de 2009 (4,06%). Os demais grupos apresentaram abundância relativa menor que 1% nos meses analisados.

Dentre Rotifera e com exceção de março de 2009, três espécies representaram mais de 63% da abundância em todo o período, sendo elas: *Collotheca* sp., *Conochillus unicornis* e *Polyarthra vulgaris*.

Em junho e outubro de 2008, abril, maio e junho de 2009 houve predomínio de *Polyarthra vulgaris*. Em novembro de 2008, *Conochilus unicornis* foi mais abundante (65,66%). *Collotheca* sp. foi representativa em dezembro de 2008 (50,61%).

*Conochillus dossuarius*, *Synchaeta pectinata* e *Trichocerca capucina* foram mais abundantes no período de estiagem-frio inicial. Enquanto que *Keratella cochlearis* apresentou uma aumento de abundância ao longo do período.

Dentre Cladocera e com poucas exceções, *Bosminopsis deitersii* apresentou a maior abundância em todo período, com valores elevados em janeiro (22,09%), maio (6,50%) e junho (8,31%) de 2009.

Nos demais grupos houve baixos valores de abundância, podendo ser relatado em março (4,07%) e maio (3,31%) de 2009 a representação para náuplios de Cyclopoida.

#### **5.3.4 Riqueza, Diversidade e Equitatividade**

A tabela XVIII apresenta os valores de riqueza dos grupos que compuseram a comunidade zooplanctônica. De forma semelhante as análises de densidade, freqüência de ocorrência e abundancia relativa, observa-se uma variação distinta entre o primeiro e segundo período de estiagem-frio, com valores mais diversificados e elevados nos meses de abril a junho de 2009, quando comprados a julho a setembro de 2008.

No total foram registrados apenas 37 táxons: 23 Rotifera, 5 Cladocera, 3 Cyclopoida, 2 Calanoida, 2 Harpaticoida e 2 Insecta .

O maior número de táxons foi registrado em abril de 2009 (28) e o menor em agosto de 2008 (10), ambos no período de estiagem e frio.

Dos 23 táxons de Rotifera registrados, a maior riqueza registrada deste grupo foi em abril de 2009 (18), e a menor em agosto de 2008 (7). Foram registrados 5 táxons de Cladocera, no geral uma maior riqueza foi observada a partir de novembro de 2008.

Entre Cyclopoida, no período de agosto a dezembro de 2008 houve uma variação de um a dois táxons por amostra, sendo que este valor variou de dois a três no período de janeiro a junho de 2009.

Em termos de riqueza houve predomínio Rotífera em todo o período de estudo, sendo que os grupos não euplanctônicos e Calanoida demonstraram elevadas variações de presença e ausência.

A tabela XIX apresenta os valores obtidos para os índices de diversidade e equitatividade. O maior índice de diversidade foi registrado no mês de março de 2009 (2,33 bits) e o menor em julho de 2008 (1,18 bits). Para equitatividade os maior e menor valores identificados ocorreram em agosto de 2008 (0,74) e julho de 2009 (0,39), respectivamente.

### **5.3.5 Análise Multivariada e Similaridade**

A análise em componentes principais da matriz de correlação entre densidade numérica dos grupos taxonômicos que compuseram a comunidade zooplanctônica ao longo deste estudo encontra-se na figura 8.

Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 86,97% da variância total dos dados (tabela XX). Observa-se uma distinção entre as análises realizadas no segundo semestre de 2008 e primeiro semestre de 2009.

O primeiro componente (eixo 1), com 72,107% da variância total explicada, é formado positivamente pelo grupo Cyclopoida ( $r = 0,795$ ), Calanoida ( $r = 0,710$ ) e Cladocera ( $r = 0,817$ ), que apresentaram densidades elevadas, principalmente, nos meses de fevereiro (Cladocera e Calanoida), março, maio e junho (Cyclopoida) de 2009. As correlações com o eixo 1 e 2 não foram significativas negativamente.

Já análise de correspondência canônica - CCA da matriz de correlação entre variáveis abióticas e bióticas para as espécies que apresentaram 25% ou mais de frequência relativa encontra-se na figura 9.

Os dois primeiros eixos foram responsáveis por 78,50% da variância total dos dados (tabela XXI).

O primeiro eixo (eixo 1) com 42% da variância total explicada, foi formado positivamente pelas espécies *Keratella americana*, *Trichocerca capucina* e *Synchaeta pectinata* e associada com valores elevados de profundidade ( $r = 0,766$ ), vazão ( $r = 0,746$ ) e transparência ( $r = 0,632$ ). Negativamente ao eixo 1 a correspondência foi estabelecida por *Bosmina hagmanni*, *Diaphanosoma birgei*, *Tropocyclops prassinus*, copepodito de Calanoida, naúplio de Harpaticoida e copepodito de Cyclopoida, e as variáveis condutividade elétrica ( $r = -0,651$ ); fósforo total ( $r = -0,500$ ); oxigênio dissolvido ( $r = -0,640$ ); nitrogênio total ( $r = -0,643$ ) e clorofila *a* ( $r = -0,786$ ).

O segundo eixo (eixo 2) com 36,50% da variância total explicada, foi formado positivamente pelas espécies *Kellicottia bastoniensis*, *Synchaeta pectinata*, *Trichocerca capucina*, naúplio de Calanoida, *Bosmina hagmanni* e *Keratella americana*, e as variáveis pH ( $r = 0,697$ ); oxigênio dissolvido ( $r = 0,523$ ); Turbidez ( $r = 0,513$ ); Clorofila *a* ( $r = 0,535$ ). Negativamente ao eixo 2 a correspondência ocorreu entre *Brachionus angularis*, *Hexarthra intermedia*, *Ptygura libera* e *Tropocyclops prassinus* e associado as variáveis temperatura da água ( $r = -0,920$ ); condutividade elétrica  $r = -0,590$ ); fósforo total ( $r = -0,703$ ); nitrogênio total ( $r = -0,672$ ) e vazão ( $r = -0,529$ ).

Através da comparação do dendograma formado a partir da similaridade da comunidade zooplanctônica nas estações amostrais estabelecidas no SPAT foi possível observar as semelhanças e diferenças nos agrupamentos.

As quatro estações amostrais formaram apenas um grupo, porém a distribuição evidenciou que Taiaçupeba (TAIA 2005/9) e Ponte Nova (PN 2001/2) foram agrupados muito próximos (66,67%) e separados de BMIR 2800 (37,68%) e PRTG 2005/6 (43,68%), os quais apresentaram relativa semelhança (Fig. 10 e tabela XXII).

Entre as semelhanças de Taiaçupeba, submetido a ação algicida, e Ponte Nova, classificada como oligotrófico, estão os rotíferos *Keratella americana* e *cochlearis*, *Ptygura libera*, *Horaeella thomassoni*, *Trichocerca capucina*, *pussila* e *similis*, *Brachionus mirus*, *collotheca sp*, *conochilus dossuarius* e *unicornis*, *kellicottia bastoniensis* e *Polyarthra vulgaris*, o copépoda ciclopóide *Tropocyclops*

*prassinus* e os cladoceros *Bosmina hagmanni*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta*.

Já entre a fauna exclusiva de Taiapuêba estão os rotíferos *Ascomorpha ecaudis*, *Brachionus angularis*, *Cephalopedela forficata*, *Filina longiseta*, *Hexarthra intermedia*, *Lecane papuana*, *Macrochetus sp*, *Syncheta pectinata* e *stylata* e o Cladocero *Bosminopsis deitersi*. Diferente de Ponte Nova que apresenta entre a fauna exclusiva o copépode ciclopóide *Mesocyclops longisetus*, o copépode calanóide *Ontodiaptomus paulistanus*, os Cladoceros *Bosmina longirostris* e *tubicen*, *Ceriodaphnia silvestri*, *Daphnia ambigua* e *gessneri*, além dos rotíferos *Ascomorpha saltans* e *Trichocerca cylindrica*.





# Discussão

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 Qualidade da água – variáveis físicas e químicas

Reservatórios artificiais, de forma semelhante aos lagos naturais, são importantes espaços de recreação e paisagismo, atuam no controle de inundações, na geração de energia, no abastecimento de água, na navegação entre outros (COOKE *et. al.*1993), apresentam processos bióticos e abióticos idênticos, habitats e dinâmicas de nutrientes comuns (TUNDISI, *et. al.* 1993).

Contudo, reservatórios possuem características próprias como complexas morfometria e estrutura hidrodinâmicos (BAXTER , 1977), sistema de circulação vertical e horizontal, influencia operacional sobre os mecanismos ecológicos, conjunto em cadeias e tomada de água no hipolímnio que os diferenciam dos lagos naturais (TUNDISI, 1990).

O SPAT é caracterizado por um processo de transferência de água, com conseqüente elevação das vazões à jusante de Ponte Nova e no canal Jundiá-Taiapuê para garantir a cota de captação em Taiapuê (SENDACZ *et. al.*, 2005). Outra questão são as elevadas cargas de nutrientes a jusante de Ponte Nova, conforme demonstra o monitoramento da CETESB na estação TIET 2050, apesar de Monteiro Junior (2006) não ter observado valores muito elevados no hipolímio.

Esta condição do sistema promover a retroalimentação de cargas internas de nutrientes, que somada aos impactos antropogênicos do desenvolvimento urbano atuantes sobre os rios tributários, em especial o Taiapuê mirim (SENDACZ *et. al.*, 2005), o histórico de uso agrícola do solo (GIANESELLA, 1981; CARVALHOS, AMAZONAS & PADRO, 2005) e ciclos de forças naturais (NISHIMURA, 2008) promovem elevados aportes de fósforo ao reservatório de Taiapuê, que atua como estoque e explica a condição eutrófica e hipereutrófica reportado pela CETESB no período de 2001 a 2007 .

De fato, as condições pluviométricas históricas permitiram a variação esperada do nível da água para ambientes tropicais, com a manutenção das cheias na estação chuvosa-quente e menores profundidades na estação estiagem-frio, com exceção de agosto de 2008 quando as precipitações estiveram

elevadas. Nishimura (2008) no reservatório Billings (Alto Tietê) e Nogueira (1999) na represa de Jurumirim (Paranapanema) atribuíram à flutuação do nível da água a captação para abastecimento público e abertura das comportas da barragem.

Em Taiapuê nos últimos oitos anos houve um aumento médio acumulativo não regular da vazão de 0,40 m<sup>3</sup>/s/ano, fato que reforça a importância do monitoramento e controle da vazão na flutuação do nível da água, visto que processos de estruturação das comunidades planctônicas e dinâmica de nutrientes são regulados por alterações hidráulicas (CALIJURI *et. al.* 2002), entre outras interferências como morfometria, presença de algicidas e temperatura.

Entre 2008 e 2009 a vazão média regulada foi de 11,40m<sup>3</sup>/s no canal. Segundo Sendacz & Monteiro Junior (2003) vazões entre 0,8 e 2,0m<sup>3</sup>/s foram suficientes para inibir a presença de fêmeas partenogênicas de Rotifera e Cladocera no rio Paraná. Estes autores relatam que há dados na literatura que demonstram presença de reprodução em organismos zooplanctônicos apenas em ambientes com velocidade inferiores a 0,4m<sup>3</sup>/s.

A idealização de Straskraba & Tundisi (2000) para localização de reservatórios em área montanhosa, rural, com baixa densidade populacional e rodeada de florestas, refletem as condições oligotróficas verificadas nos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga, constatado por Monteiro Júnior (2006) e Nascimento (2008), respectivamente. De forma semelhante, o gradiente de eutrofização estabelecido na análise de componentes principais a jusante do sistema, evidencia a característica dos reservatórios da América Latina, que são construídos para promover o desenvolvimento regional e, portanto, localizam-se próximos aos grandes centros urbanos (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

De acordo com Azevedo (1998), a eutrofização cultural produz mudanças na qualidade da água, inclusive na redução de oxigênio dissolvido, redução nas qualidades cênicas, morte extensiva de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. A floração de algas, principalmente, cianobactérias causa desequilíbrio no ecossistema, diminui a biodiversidade e compromete a utilização dos recursos hídricos para abastecimento, por liberar toxinas capazes de afetar a saúde humana e produzir alteração de sabor e odor na água (CHARMICAEL, 1994).

Esta necessidade de controlar o crescimento de algas nocivas é realizada com sulfatações periódicas (BUTTON & *et. al.*, 1977; DI BERNARDO, 1995). No SPAT a aplicação de sulfato de cobre se deve ao controle de florações que provocam concentrações elevadas de geosmina e metilsoborneol, cujo desequilíbrio ecológico confere sabor e odor desagradáveis à água (SANT'ANNA, 2006) e, conseqüentemente, pelo aumento no número de reclamações de consumidores à empresa operadora do sistema (MACEDO & MOLINA, 2006).

A utilização deste método paliativo se faz presente em todo o mundo, expõe Hawkins (1986), cujo primeiro relato data de 1904 (MORE AND KELLERMAN, 1904 *apud* BUTTON *et. al.*, 1977). No Brasil podem ser citadas, além de Taiapuê, as represas Billings (CETESB, 2006; MARIANI, 2006; NISHIMIRA, 2008), Guarapiranga (CETESB, 2006; CARVALHO, AMAZONAS & PADRO, 2005) em São Paulo e o lago Paranoá em Brasília (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004).

Entretanto, a eficiência da ação tóxica do sulfato de cobre deve ser planejada e alguns fatores observados antecipadamente, como o volume de água, a biomassa e a espécie alvo, a formulação de cobre definida, a concentração inicial do sulfato, a duração do tempo de exposição e as características químicas da água, íons dissolvidos ou condutividade (DEAVER & RODGERS, 1996), além da possibilidade de formar complexos estáveis com carbonatos, ácidos húmicos e fúlvicos (HAUGHHEY *et. al.*, 2002).

Essa condição ambiental e de planejamento para a utilização do sulfato de cobre, ou sua ausência, é indicativa dos elevados volumes e da aplicação rotineira nos principais reservatórios da capital e da Região Metropolitana de São Paulo (CETESB, 2006).

Flamming & Trevors (1989) relatam que alcalinidade e pH são os principais agentes químicos reguladores do efeito tóxico do cobre, sendo que a ação algicida dos íons é diminuída em águas alcalinas (MILEY & MACKAY, 1980). Em sistemas de criação de organismos aquáticos, Pádua (2002) relata a necessidade de aumentar a concentração inicial de 0,1 a 0,3mg/l -CuSO<sub>4</sub> para 0,5 a 1mg/l em águas com alcalinidade superiores a 50mg CaCO<sub>3</sub>/l.

Apesar da ausência de dados referentes a esta variável em Taiaçupeba para comparação, é possível encontrar na literatura referências para o SPAT, como relatado por Monteiro Júnior (2006) em Ponte Nova (média de 10,8mg/l) e Milani (2000) em Taiaçupeba (média de 41,8mg/L CaCO<sub>3</sub> e máxima de 57mg/l) e permitem refletir sobre a potencialidade dos íons Cu<sup>+</sup> no sistema.

Elevadas densidades de algas, como a relatada por Macedo & Molina (2006) em Taiaçupeba entre 1999 e 2004, elevam o pH e diminuem a eficiência do cobre por favorecer a formação de carbonatos e a precipitação (STIFF, 1971; HULLEBUSCH *et. al.*, 2002). De fato, os reservatórios de Jundiaí e Taiaçupeba apresentaram características alcalinas na série histórica reportada pela CETESB, com pH médio de 7,5 e 7,2, respectivamente, entre 2001 e 2007 e voltaram a apresentar esta condição em junho de 2009 (7,29). Essa situação é indicativa da menor eficiência do cobre e, portanto, da atividade fotossintética que retira CO<sub>2</sub> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> da água e interfere no sistema tampão do carbonato (WETZEL, 1991).

A análise de componentes principais (fig. 6 e tabela XI) reforça a associação entre cobre e pH, que apresentam correspondência ao reservatório Jundiaí, onde é realizada a sulfatação segundo Macedo & Molina (2006). Observa-se, também, uma correlação da vazão com o reservatório Taiaçupeba. Neste sentido, uma análise detalhada da dinâmica deste elemento traço no canal Jundiaí-Taiaçupeba e no próprio reservatório se faz necessária, pois foram constatados valores baixos de concentração de clorofila a e diminuição do pH, reduzindo a ação fotossintética em onze das doze coletas realizadas entre julho de 2008 e junho de 2009.

Button *et. al.*, (1977) descrevem que apesar da ação dos cristais de cobre serem dissolvidos nos primeiros metros da coluna d'água, a persistência deste metal pode ser diferenciada entre corpos d'água, variando de dois a cinco dias (BUTTON *et. al.*, *op. cit.*; EFLER *et. al.*, 1980) a mais de três semanas (WHITAKER *et. al.*, 1978; MCKNIGHT, 1981). Outro fator a ser observado é o risco de liberação de microcistina provocada pela lise das células durante a ação algicida, principalmente em florações e elevada concentração de toxina (JONES & ORR, 2004).

De fato, a concentração de clorofila *a* em Taiaçupeba, estação TAIA 2008/9, esteve abaixo dos valores reportados por Monteiro Júnior (2006) e Nascimento (2008), nos reservatórios de Ponte Nova (5,9 µg/l) e Paraitinga (1,5 µg/l), classificados como oligotróficos, e ainda mais reduzido que o verificado no reservatório Rio Grande, complexo Billings, que ficou entre 11,65 e 25,14 µg/l (MARIANI, 2006) e reforça o efeito algicida sobre o reservatório.

Os reflexos da sulfatação podem ser observados, ainda, sobre a transparência que aumenta abruptamente e o oxigênio dissolvido (PADOVESI-FONSECA & PHILOMENO, 2004). As reações ao uso do algicida estiveram presentes, principalmente, nos meses de junho a outubro de 2008, quando foram observadas as maiores transparências, valores baixos de clorofila *a*, associação com vazão de saída e variação do oxigênio dissolvido abaixo de 8,0mg/l. Nos demais meses, o aumento das precipitações permitiu o carreamento de nutrientes e a provável redução do efeito do cobre. Portanto, ambos responsáveis por uma sutil retomada do crescimento planctônico.

A baixa tensão do oxigênio ocorre imediatamente após a aplicação do cobre e se deve a ação de decomposição por bactérias e o declínio da fotossíntese (HAWKINS, 1986; HULLEBUSCH *et. al.*, 2002). Ainda segundo Hullebusch *et. al.*, (*op. cit.*), com informações obtidas de bioensaios em mesocosmo, a médio e longo prazo a depreciação do oxigênio compromete os processos de nitrificação e desnitrificação, o que resulta no aumento da concentração de amônia e, conseqüentemente, no crescimento do fitoplâncton, a retomada do oxigênio dissolvido e deterioração da qualidade da água.

Para efeito de comparação Taiaçupeba apresentou média de concentração de amônia de 0,39mg/l no período analisado; Monteiro Júnior (2006) reporta média da coluna d'água de 0,25mg/l em Ponte Nova, Nascimento (2008) encontrou média de 0,39mg/l na fase enchimento de Paraitinga e Mariani (2006) relata 0,46mg/l no reservatório Rio Grande. Portanto, a concentração de amônia não parecer ser um fator limitante para o crescimento fitoplanctônico, principalmente, após cessar a ação algicida.

Em Taiaçupeba a oxigenação não parece representar um fator crítico para o reservatório, que apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido durante

todo o ciclo sazonal analisado, com média de 8,42mg/l, variação dentro das condições definidas na Resolução CONAMA nº 357/2005. Esta condição de elevada aeração inerente ao sistema, também foi descrita por Milani (2000) e Giancesella (1981), porém demonstrou concentrações elevadas de amônia, que podem favorecer a recolonização do reservatório.

Diferença significativa não foi observada nas coletas recentes para valores de condutividade elétrica em comparação à série histórica publicada nos relatórios da CETESB (fig. 5). Resultado semelhante foi constatado por Sendacz & Kubo (1999) no Braço Rio Grande da represa Billings e reforça a idéia de que o tratamento com sulfato de cobre não reduz a deterioração da qualidade da água. Pelo contrário, de acordo com Cao *et. al.* (2004) a afinidade de carbono orgânico por cobre para formar complexos estáveis diminui com o aumento de íons dissolvidos, por consequência há um aumento do efeito.

Em relação ao fósforo total e significativamente diferente da série histórica publicada pela CETESB, as concentrações desta variável estiveram baixas entre julho de 2008 e junho de 2009, semelhante a Ponte Nova e Paraitinga situadas a montante do sistema. Entretanto, Effler *et. al.* (1980) constatou que a aplicação de cobre não afetou as concentrações de fósforo e imputou os baixos valores a ausência de biomassa algal.

Assim, em Taiapuê, os reduzidos valores de fósforo total pode estar relacionado à depreciação do fitoplâncton, as condições de saturação de oxigênio dissolvido e ao pH que favorecem a precipitação e o acúmulo no sedimento, além da retirada pela elevada vazão de água captada para abastecimento público. De fato, Giancesella (1981) encontrou situação semelhante em Taiapuê, mas não descartou as interferências de sulfatos decorrentes da oxidação de matéria orgânica e ácidos húmicos no carreamento deste nutriente. Sendacz *et. al.* (2005) constataram que o mesmo reservatório exporta nitrogênio e retém o fósforo, informação que reforça a possibilidade de sedimentação.

Estas combinações, apesar da carência de detalhamento e correlações diretas podem refletir a falsa impressão de melhoria da qualidade de água do reservatório, a qual apresentou indícios de aumento da concentração de nutriente e clorofila a após uma aparente redução da ação imposta pela sulfatação.

## 6.2 Comunidade Zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica do reservatório de Taiapuêba apresentou dominância de Rotifera, quanto a densidade numérica, muito superior em relação a Cladocera e Copepoda ao longo das coletas. Ocorrência comum para os reservatórios do Estado de São Paulo foi observada por Sendacz *et. al.* (1985), Matsumura-Tundisi, *et. al.*(1989) e Oliveira- Neto (1993) no reservatório do Broa.

Interessante notar que Taiapuêba apresentou na série histórica de monitoramento da CETESB um rápido processo de enriquecimento nutricional, taxa elevadas de aportes de cargas (Sendacz, *et. al.*, 2005) e sulfatação periódicas para controle de florações (MACEDO & MOLINA 2006), fatores que exercem forte interferência na dinâmica da comunidade zooplanctônica.

Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) relatam que mudanças na composição da comunidade zooplânctonica são frequentemente observadas em reservatório em processo de eutrofização, condição que favorece a substituição das espécies por outras mais adaptadas a nova situação.

Ocorrência semelhante foi verificada em outros reservatórios da bacia Alto Tietê, tais como Billings e Guarapiranga, que sofreram alterações quando à composição, abundância relativa e espécies dominantes de organismos zooplanctônicos ao longo dos anos, devido a constantes alterações na qualidade da água (SENDACZ & KUBO, 1999; CALEFFI, 2000).

Neste sentido, e de acordo com os resultados obtidos na análise da qualidade da água, pode-se dividir a avaliação da comunidade zooplanctônica em dois momentos: o primeiro de julho a dezembro de 2008, quando o reservatório esteve sob forte influência da sulfatação e a comunidade zooplanctônica formada quase que exclusivamente por Rotifera e apresentando diversidade biológica baixas.

Sendacz & Kubo (1999) constataram a ausência de Rotifera e Cladocera durante vários meses no braço Rio Grande da Represa Billings, entre 1992 e 1993, quando o reservatório esteve submetido a aplicação de sulfato de cobre em concentrações superiores em até 30 vezes o valor limite de 0,05mg/l. Neste



mesmo estudo, no período de 1981 a 1985 a densidade numérica do zooplâncton, nas estações 1 e 2, se manteve abaixo de 100.000 org/m<sup>3</sup>. De forma semelhante, foi registrado em Taiacupeba densidade numérica abaixo de 100.000 org/m<sup>3</sup> em 67% das coletas.

O segundo momento abrange de dezembro até junho de 2009, quando a toxicidade do algicida foi minimizada em decorrência do aumento pluviométrico e, conseqüentemente, notou-se uma sutil elevação da concentração de nutrientes e clorofila a, bem como permitiu o desenvolvimento de Cladocera e um aumento na diversidade de espécies.

As primeiras coletas evidenciaram que Cladocera e Copepoda foram os grupos mais sensíveis aos efeitos da sulfatação. Por sua vez, os Calanoida demonstraram ser mais suscetíveis às condições impostas pelo tratamento. Contudo, uma conclusão definitiva a partir da análise de sensibilidade dos grupos ecológicos não é possível, tendo em vista a diversidade de resultados descritos na literatura.

Gusmão (2004) em estudos desenvolvidos em micro e mesocosmo descreveu que Cladocera foi o grupo mais sensível a ação direta do cobre e que os Copepoda parecem ser mais tolerantes a sua presença. Havens (1994) relata predomínio de Cladocera, com posterior substituição por Copepoda. Taub *et. al.* (1989) encontrou ausência de efeitos sobre Rotifera e extinção de *Daphnia* sp, em contraposição a Moore & Winner (1989), que demonstraram forte redução de Rotifera e declínio de Copepoda, mas ausência de efeitos sobre Cladocera.

A análise do índice de diversidade demonstrou de uma maneira geral valores baixos, principalmente, nas primeiras coletas, e refletem a dominância de algumas espécies na comunidade zooplanctônica, que contribui para redução da equitatividade. O predomínio de um pequeno número de táxons indica uma baixa uniformidade na distribuição de recursos, fato comum nos reservatórios brasileiros (CALEFFI, 1994).

Apesar de índices ecológicos serem amplamente utilizados em estudos de ecossistemas como forma de caracterizar a comunidade, resultados conclusivos somente podem ser obtidos quando o efeito contaminante age de forma aguda sobre a natureza e provoca uma grande reestruturação.

Quando as concentrações são subletais para a maioria das espécies, descrições mais detalhadas podem informar mais sobre a comunidade, pois este tende a sofrer reestruturações mais lentas e graduais. Além disso, sendo o cobre um metal essencial, em baixas concentrações pode atuar diretamente sobre algumas espécies e estimular seu desenvolvimento, e assim gerar efeitos mais sutis que se refletem na pressão de predação, pastagem ou parasitismo, que se tornariam mais importantes que o efeito tóxico (GUSMÃO, 2004).

Esta questão poderia explicar a semelhança de táxons encontrada entre Taiacupeba e Ponte Nova, apesar de serem classificadas como eutrófica e oligotrófica, respectivamente e situadas em região sob influência dos entornos completamente diferentes. Todavia, ressalta-se que a estrutura organizacional estabelecida nos dois reservatórios é completamente distinta e resulta de uma dinâmica diferente.

De acordo com Sendacz *et. al.* (2005), Ponte Nova apresenta predomínio de até quatro espécies, bem com uma estabilidade trófica ao longo dos anos, a ponto de não ocasionar mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica. Os autores atribuíram a baixa diversidade de espécies a uma aparente ausência de compartimentalização, devido a uma morfometria relativamente homogênea e baixa produtividade primária ocasionada pela reduzida concentração de nutrientes, que torna restrita a disponibilidade alimentar para o desenvolvimento de uma comunidade mais expressiva.

Em Taiacupeba foi constatado o predomínio de uma ou poucas espécies, situação típica de ambiente eutrófico (MARGALEF, 1991), baixa produtividade primária, neste caso ocasionada pela aplicação de sulfato de cobre no controle de algas tóxicas, condição limnológica que favorece os processos de precipitação, além da captação de água para abastecimento público, conjunto de fatores que determinam a ausência de condições para estabelecimento do zooplâncton, que por conseqüência, afetam mais os microcrustáceos do que os rotíferos, pelo fato de se constituírem em k-estrategistas.

Em suma entende-se que os organismos estão expostos a uma série de fatores ambientais durante seu desenvolvimento. No caso das comunidades aquáticas tudo aquilo que é consumível, como alimento, nutrientes, espaço para

desenvolvimento e reprodução, ou não consumíveis, como temperatura, correntes de água e substâncias tóxicas interagem com a comunidade biótica (MARGALEF, 1991), podendo estabelecer uma relação direta, que permite ao zooplâncton responder em um curto período de tempo as alterações causadas pelo meio.

De fato, esta resposta se deve ao ciclo de vida curto e crescimento rápido destes organismos (SOMMER, 2001) e permite descartar a tendência de desenvolvimento autogênico, bem definidas e sem perturbações aparentes, das respostas a um fator estressante.

De acordo com Cairns Jr. *et. al.* (1995) existem duas classes de resposta para avaliar efeitos ecossistêmicos de contaminantes: estrutural e funcional. A primeira é estudada a partir do número das espécies em um ponto no tempo. Em contraposição, a função do ecossistema é sua performance (decomposição, produção primária, respiração da comunidade entre outros) e descreve a falta ou mudanças através do tempo. Neste trabalho procurou-se analisar as alterações da comunidade zooplanctônica a partir das respostas estruturais ao longo do tempo e em função das condições abióticas.

O filo Rotifera pode ser considerado o mais representativo da fauna de água doce, sendo um dos grupos mais importantes e diversificados (PENNAK, 1989), desempenha uma função chave na dinâmica do funcionamento destes ecossistemas, pois possuem coeficientes de assimilação altos que convertem uma considerável porção do alimento em biomassa para os níveis tróficos superiores (SNELL & JENSSEN, 1995).

Alterações importantes na população de Rotifera sob influência da contaminação por cobre ocorrem de forma geralmente lenta e menos severa para a maioria das espécies, sendo a grande responsável pelo estabelecimento das relações de competição e predação intrazooplânctônicas (GUSMÃO, 2004). Deste modo, os efeitos da sulfatação são caracterizados por causarem mais efeitos crônicos do que agudos sobre Rotifera.

O melhor desenvolvimento representado pelo aumento na abundância total no período sob influência da sulfatação indica que as espécies *Collotheca sp*, *Conochilus dossuarius*, *Conochilus unicornis*, *Polyarthra vulgaris*, *Keratella cochlearis*, *Horaella thomassoni*, *Keratella americana*, *Trichocerca capucina*,

*Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* foram favorecidas pela condição ambiental imposta pela ação algicida do sulfato de cobre.

Resultados semelhantes para algumas dessas espécies foram obtidos por Gusmão (2004) em estudos experimentais, que atribui o favorecimento ao desenvolvimento de rotíferos, as modificações severas sobre a população de Cladocera e Copepoda.

Os resultados indicam que algumas espécies são mais tolerantes à sulfatação. Gusmão (*op. cit.*) observou que *Keratella americana* e *Keratella cochlearis* apresentam sensibilidades diferentes ao cobre. De acordo com experimentos realizados por Rico-Martinez *et. al.* (1998), *K. cochlearis* foi a única espécie a ser observada em microcosmos logo após a aplicação das maiores concentrações de cobre (0,45mg/l). Apesar disso, Jak *et. al.* (1996) observaram elevada capacidade de recuperação, em especial as espécies de *Keratella*, após a eliminação de Cladocera.

Entre as espécies tolerantes a sulfatação apenas as três últimas estiveram associadas a condição de pH ácido, alta transparência e profundidade, típicas alterações provocadas pela sulfatação, além de elevada vazão e, provavelmente, foram favorecidas pela redução da competição e predação. Já *Tropocyclops prasinus*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni*, além de copepoditos estiveram associados à redução das características impostas pelo algicida.

Hawkins & Griffiths (1986) ao analisar os efeitos do cobre sobre a comunidade zooplanctônica no reservatório Dam Solomon, Austrália, verificou ausência completa de organismos quatro a 12 dias após o tratamento, sendo que *Brachionus calicyflorus* a primeira espécie a recolonizar a represa 33 dias após o tratamento, substituída quadragésimo sétimo dia por *Hexarthra mira*. Sessenta e sete dias depois da aplicação de sulfato de cobre a população zooplanctônica foi completamente dominada por microcrustáceos, principalmente *Ceriodaphnia cornuta*.

Segundo Chaory & Janssen (1999) a exposição ao cobre pode causar efeitos subletais em Rotifera, por reduzir a capacidade natatória, importante no reconhecimento específico, no comportamento de acasalamento, na atividade de

alimentação e fuga de predadores, portanto, consequências ecológicas importantes na estrutura da comunidade.

Os Cladóceros constituem um grupo ecologicamente importante, pois convertem o fitoplâncton e bactérias em proteína animal e formam uma porção significativa da dieta de numerosas espécies de peixes (PENNAK, 1989).

Este grupo demonstrou baixa tolerância a ação do algicida, com efeito agudo que reduziu muito a densidade ou reprodução. A única espécie tolerante foi *Bosminopsis deitersi*, as demais voltaram a colonizar o reservatório após o período chuvoso, quando os efeitos tóxicos reduziram e provavelmente houve o carreamento de nutrientes para o reservatório.

*Ceriodaphnia cornuta* demonstrou elevada sensibilidade às condições ambientais impostas pela sulfatação; segundo Gusmão (2004) o cobre pode causar efeito crônico a esta espécie, provavelmente por impedir o crescimento e reduzir a produção de ovos. Contudo registros de que a sensibilidade das espécies deste gênero pode ser diferente no ambiente para o cobre (WINNER *et. al* (1990), segundo Hauri & Horne (2004) a redução da toxicidade pode ser atribuída à melhoria do estado nutricional do zooplâncton, neste sentido entende-se que a aplicação periódica de algicida potencializa os efeitos tóxicos, pois reduz a produtividade primária e, conseqüentemente, a disponibilidade de alimento.

De forma semelhante *Bosmina hagdmani*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina minuta* reduziram drasticamente sua densidade no período sob efeito da sulfatação, porém a melhoria do meio no segundo período de coleta e uma redução moderada da contaminação propiciaram o desenvolvimento destas espécies.

Outros relatos foram obtidos de Holt & Yan (2003) para *Diaphanosoma* sp, que reforçam a potencialização dos efeitos tóxicos em águas ácidas e contaminadas com alta concentração de cobre. De acordo, com Roche *et. al.* (1993) em estudos experimentais em mesocosmos, e Seixas (1981) na represa do Broa uma possível competição entre estas espécies pode ser acentuada; estes autores consideram este um fator responsável pela segregação sazonal.

Contudo, cladóceros maiores têm uma eficiência competitiva por recursos alimentares maior do que cladóceros de menor porte (HANAZATO & YASUMO, 1991). Isto explicaria em parte a redução na densidade de *Bosminopsis deitersi* com o aumento da representatividade de outras espécies. Em contrapartida, o favorecimento de *Bosminopsis* ao estresse causado pela contaminação do meio se deve a sua característica oportunista, favorecida pela redução ou eliminação da competição.

Crustáceos são reconhecidamente sensíveis a contaminação orgânica e inorgânica, em especial os Calanoida, que se mostram particularmente vulneráveis a contaminantes devido a seu hábito planctônico (NIPPER, 2002). As condições limnológicas do reservatório de Taiaçupeba parecem ter tido um efeito crônico a longo prazo, ou então uma resposta indireta às alterações provocadas ao fitoplâncton, visto que não foram registrados indivíduos adultos.

Para Sharp & Stearns (1997) a taxa de alimentação é um indicador sensível de estresse a exposição subletais de metais e pode ter efeitos significativos na dinâmica populacional através de mudanças das taxas de produção de ovos e desenvolvimento. Isso pode ser observado, por exemplo, na redução de adultos e copepoditos na presença de cobre (GUSMÃO, 2004).

Já os efeitos sobre náuplios são controversos, Winner *et. al.* (1990) e Rico-Martinez *et. al.* (1998) evidenciaram uma maior tolerância a introdução de cobre em microcosmos. Em oposição, íons cobre tem reconhecida toxicidade a nauplio de Calanoida marinho (SUNDA *et. al.* 1990), fato também evidenciado por Gusmão (2004) em experimentos com indivíduos de água doce.

Evidentemente, segundo Gusmão (*op. cit.*), a sensibilidade de espécies adaptadas a regimes climáticos tão severos pode ser diferente para os copépodos neotropicais, adaptados a ambientais mais quentes e estáveis na maior parte do ano, bem como não pode ser extrapolada para todas as espécies de Copepoda, mas permite sustentar a hipótese de que haja uma redução na viabilidade dos ovos quando fêmeas são expostas ao cobre.

Os Copepoda Cyclopoida representam um importante papel como invertebrados predadores pelágicos e devem ser considerados, além dos peixes,

como determinantes da abundância e estrutura da comunidade zooplanctônica (MATSUMURA-TUNDISI, *et. al.*, 1990).

Apesar dos poucos estudos sobre a sensibilidade de Cyclopoida à presença de elementos traços, Gusmão (2004) relata que, geralmente, estes organismos são mais resistentes à alteração do meio quando comparados aos Calanoida. De fato, neste estudo foi observado que o desenvolvimento destes grupos foi altamente prejudicado pelas condições estabelecidas no reservatório de Taiapuê, tendo sido os Calanoida ainda mais comprometidos.

Alguns trabalhos desenvolvidos em regiões de clima temperado descrevem a resistência de Cyclopoida a condições adversas, entre os quais podemos citar: os estudos de Bonacina & Pasteria (2001), no lago Orta, ao norte da Itália, que descreve a extinção quase que completa da comunidade zooplanctônica após elevada contaminação que tornou a água ácida. Após algum tempo as condições do lago foram melhorando, surgindo alguns organismos pioneiros em sua recolonização, sendo caracterizados nesta fase inicial por *Cyclops abyssorum* e alguns poucos rotíferos.

Monteiro *et. al.* (1995) observaram os efeitos da contaminação por elementos traços do rio Sado, em Portugal, e descreveram o decréscimo acentuado da biodiversidade e riqueza em áreas impactadas, sendo dominada neste ponto por *Acanthocyclops robustus*, outro Cyclopoida.

Estudos desenvolvidos por Havens (1994) demonstram que após a adição de cobre em estações experimentais em mesocosmos, o único macrozooplâncton sobrevivente foi o *Mesocyclops edax*, adultos e copepoditos, e atribui esta questão a capacidade desta espécie em alterar sua dieta de microzooplâncton para herbivoria de grande quantidade de algas. Em Taiapuê, a única espécie de Cyclopoida identificada foi *Tropocyclops prasinus*, mesmo assim, apresentou baixas densidades de náuplios, copepoditos e, principalmente, adultos, o que denota a seletividade crônica imposta ao meio aquático.

Esta espécie vem sendo associada a condições oligo e mesotróficas, constatadas em corpos d'água do Alto Tietê, como na represa de Ponte Nova (SENDACZ *et. al.*, 1985), Pedro Breicht (ARCIFA, 1998) e Lagos dos IAG e

Ninféias (PIVA-BERTOLETTI, 2001). Em Taiaçupeba sua ocorrência pode estar relacionada a situação de menor competição e redução do efeito algicida.

Valores de sensibilidade descritos em diversos trabalhos e relacionados na PAN – Pesticide Action Network North Americana (2010) evidenciam que Copepoda em geral são sensíveis a concentrações de sulfato de cobre de 0,013mg/l; já para *Tropocyclops prasinus mexicanus* a dose letal é de 0,015mg/l. Em Taiaçupeba a média histórica registrada pela CETESB foi de 0,01mg/l, porém valores de até 0,06mg/l foram registradas.

Cooke *et. al.* (1993) relaciona diversos autores e conclui que concentrações pelo menos 100 vezes menores do que as registradas na coluna de água para controle de algas são letais para o zooplâncton.

Por fim, ressalta-se que no presente trabalho, as análises foram conduzidas de forma a tentar identificar alterações na comunidade zooplânctônica em função da periódica aplicação de sulfato de cobre no controle de floração algal, tendo sido identificado quatro tipos de alterações na estrutura da comunidade que, segundo Odum (1985), refletem a influência do fator estressante, sendo elas: maior proporção de organismos r-estrategistas; prevalência de organismos de menor tamanho; simplificação da cadeia trófica e conseqüente redução do fluxo de energia e/ou maior sensibilidade de predadores ao estresse; reduzida biodiversidade e aumento da dominância.





# Conclusões

## CONCLUSÕES

- O reservatório de Taiapuêba apresentou na série histórica comprometimento da qualidade da água, com valores elevados de fósforo total e condutividade elétrica, deterioração que se agrava a jusante dos reservatórios de Ponte Nova e Paraitinga.
- Duas funções de força inerentes ao manejo foram importantes na dinâmica física e química da água e na estruturação da comunidade zooplanctônica: vazão de saída e sulfatação, porém não foi possível estabelecer a contribuição individual de cada componente.
- Influenciado pela sulfatação, vazão de saída e elevada concentração de oxigênio dissolvido o reservatório apresentou baixa concentração de fósforo total em contradição a série histórica reportada pela CETESB. Entretanto, os efeitos foram paliativos e houve um aumento de nutrientes e a retomada do crescimento planctônico, ao longo do período analisado.
- O estabelecimento do zooplâncton foi prejudicado pelo manejo aplicado ao reservatório com limitação na densidade numérica, baixa diversidade, prevalência de organismos de menor tamanho, cadeia trófica reduzida e predomínio de espécies r-estrategistas.
- Rotifera foi o grupo dominante no reservatório, sendo que as espécies *Trichocerca capucina*, *Synchaeta stylata* e *Synchaeta pectinata* estiveram associadas ao período sob influencia da sulfatação e devem receber melhor ou mais atenção nos estudos de tolerância e toxicidade com cobre.
- Cladocera e Copepoda, principalmente Calanoida foram os grupos mais sensíveis ao manejo ao qual o reservatório esteve submetido. Entre Cladocera, apenas *Bosminopsis deitersi* foi tolerante e se beneficiou dos efeitos indiretos, como menor disponibilidade de alimento, vazão elevada e reduzida competição por recursos.
- As espécies *Tropocyclops prasinus*, *Diaphanosoma birgei* e *Bosmina hagmanni* estiveram associadas à redução dos efeitos atribuídos a ação algicida.

An aerial photograph of a large, dark blue lake, likely a reservoir, surrounded by lush green hills and a city in the background. The city is visible as a dense cluster of buildings and roads, situated on a hillside. The sky is filled with scattered white clouds. The overall scene is a mix of natural and urban landscapes.

# **Referências Bibliográficas**

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J.D. 1976, Life history patterns in zooplankton. **Amer. Nat.**, 110(971): 165-180.
- APHA. 1998, **Standard methods for examination of water and wastewater.** 17<sup>th</sup> ed. Baltimore, Maryland, Port. City Press.
- ARCIFA, M. *et. al.* 1998. The planktonic community in a tropical Brazilian reservoir; Composition, fluctuations and interactions. **Rev. Brsail. Biol.** 58: 241-254.
- ATTAYDE, J. L. & BOZELLI, R. L. 1998, Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 55: 1789-1797.
- AZEVEDO, S.M. F.O., *et. al.*, 1994. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Phycology.** 1-5.
- BAXTER, R. M. 1977, Environmental effects of dams and impoundments. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 8: 255-283.
- BERG, K. *et. al.*, 1987, Effects of decaying toxic blue-green algae on water quality – a laboratory study. **Archiv. Hydrobiologia.** 108: 549-563.
- BLANCHER, E.C. 1984, Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida Lakes. **Hydrobiologia**, 109:251-263
- BONACINA, C. & PASTERIA, A. 2001. Zooplankton of Lake Orta after liming: an eleven years study. **J. Limnol.** 60(1): 101-109.
- BOSSUYT, B. T. A & JANSSEN, C. R. 2003, Acclimation of *Daphnia magna* Straus to copper environmentally realistic copper concentrations. **Comparative Biochemistry and Physiology.** 136C: 253-264.
- BOSSUYT, B. T. A. & JANSSEN, C. R. 2004b, Influence of multi-generation acclimation to copper on tolerance: energy reserves and homeostasis of *Daphnia magna*. Straus. **Environmental Toxicology and Chemistry.** 23: 2029-2037.

- BOSSUYT, B. T. A. & JANSSEN, C. R. 2005, Copper regulation and homeostasis of *Daphnia magna* and *Pseudokirchneriella subcapitata*; influence of acclimation **Environmental Pollution**. 136: 135-144.
- BOTTRELL, H. H.; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.; GRYGIEREK E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KURASAWA, H.; LARSSON, P.; WEGLENSKA, T.; 1976 A review of some problems in zooplankton production studies. **Norw. J. Zool.** 24: 419-456.
- BRANCO, C. W. C. *et. al.* 2000b. The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé R.J.). in Brazil. **Hydrobiologia**. 437: 71-81.
- BRANCO, C. W. C & SENNA, P. A. C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brasil.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 6983/1981. Estabelece a Política Nacional de Meio Ambiente. Legislação Federal. Brasília.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9605/1998. Código Ambiental. Legislação Federal. Brasília.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9433/1997. Estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos. Legislação Federal. Brasília.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357/2005. Legislação Federal. Brasília.
- BROWN, V. M.; SHAW, T. L.; SHURBEN, D. G. 1974, Aspects of water quality and the toxicity of copper to rainbow trout. **Water Res.** 4: 797-803
- BURGIS, M. J. 1974, Revised estimates for the biomass and production of zooplankton in Lake George, Uganda. **Freshw. Biol.** 4: 535-541.
- BUTTON, K. S.; HOSTETTER, H. P.; MAIR, D. M. 1977, Copper dispersal in a water supply reservoir. **Wat. Res.** 11: 539-544.
- CAIRNS JR, J. *et. al.* 1995. The Genesis of Ecotoxicology. In. J. Cairns Jr. (Ed) Ecological Toxicity Testing: Scale, Complexity and Relevance. CRC Press. Boca Rotan, USA.

- CALEFFI, S. 1994, A represa de Guarapiranga estudo da comunidade zooplanctônica e aspecto da eutrofização. Dissertação (Mestrado). FSP-USP, São Paulo.
- CALEFFI, S. 2000, **Estudo da comunidade zooplanctônica da represa de Guarapiranga, 1991/1992. Aspectos ecológicos e qualidade ambiental.** Tese (Doutorado). FSP/USP, São Paulo.
- CARMICHAEL, W. W. **A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins.** Environmental monitoring systems laboratory. EPA/600/R. 92/079. 141p. 1992..
- CARMICHAEL, W. W. 1994, The toxins of cyanobacteria. **Scientific American:** 78-86.
- CARPENTER, S. R. 2005, Eutrophication of aquatic ecosystems stability and soil phosphorus. **Proc. Natl Acad Sci.** 102: 10002-10005.
- CARVALHO, Y. M. C. de, *et. al.* 2005. Agricultura: um serviço ambiental para a bacia do Alto Tietê Cabeceiras. **Projeto Negowat/APTA, SAA.** 9-23.
- CARVALHO, M. C., *et. al.* 2009. Cianobactéria no monitoramento da qualidade da água em dois reservatórios da região metropolitana de São Paulo – Brasil, no período de 2002-2008. Correio eletrônico
- CETESB, 1995. **Avaliação ecotoxicológica do reservatório do Guarapiranga, SP. com ênfase ao problema de algas tóxicas e algicidas.** CETESB, São Paulo. 78p.
- CETESB, 1998/2008. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo. SP.**
- CHAO *et. al.* 2004. The effect of pH, ions strength and reactant, content on the complexation of  $\text{Cu}^{2+}$  by various natural organic ligands from water and soil in Hong Kong. **Chemosphere.** 54: 507-514.
- CHAORY, C. & JANSSEN, C. R. 1999. The summing behavior of *Brachionus calyciflorus* (Rotifer) under toxic stress. II. Comparative sensitivity of various behavioral criteria. **Chemosphere.** 38(14): 3247-3260.

- COOKE, G. D. *et. al.* 1993. **Lake and reservoir restoration**. Boston. Butterworths Publisher. 392p.
- DAEE, 2001/2007. **Relatório mensal de precipitação e vazão do sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. São Paulo. SP.**
- DAJOZ, R. 1973. **Ecologia Geral**. São Paulo, Vozes. 472p
- DE MANUEL, J. & ARMENGOL, J. 1993. Rotifer assemblages; a contribution to the typology of Spanish reservoir. **Hydrobiologia**. 255/256: 421-428.
- DI BERNARDO, L. 1995. **Algas e suas influencias na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. ABES. Rio de Janeiro. 140p.
- DUNCAN, A. 1975, Production and biomass of three species of Daphnia coexisting in London reservoirs. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 19: 2858-2867.
- EDMONDSON, W. T. 1965, Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. **Ecological Monographs**. 35(1): 61-111.
- EFFLER, S. W. *et. al.*, 1980, Whole lake responses to low level copper sulfate treatment. **Water Res.** 14: 1489-1499.
- EGBORGE, A. B. M., 1994, Salinity and the distribution of rotifers in the Lagos Harbour-Badagry Creek system, Nigeria. **Hydrobiologia**, 272: 95-104.
- ERICKSON, S. J. 1972, Toxicity of copper to marine diatom in unenriched inshore seawater. **J. Phycol.** 8: 318-323.
- ESPINDOLA, *et. al.* 2000. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. **Rev. Brasil. Biol.** 60(2): 179-194.
- ESTEVEES, F. A. 1988, **Fundamentos de Limnologia**. Ed. FINEP. 575p.
- GIANESSELA, S. M. F. 1981. Produção primária e suas relações com alguns fatores físico-químicos em reservatórios do estado de São Paulo. Tese (Doutorado). IO/UPS. São Paulo, SP.

- GILBERT, J. J. 1990. Differential effects of *Anabaena affins* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications for zooplankton community structure. **Ecology**. 71: 1727-1740.
- GUANZON, N.; NAKAHARA, H.; NISHIMURA, K. 1989, Accumulation of copper, zinc, cadmium, and their combinations by three freshwater microalgae. **Fish Sci**. 61(1): 149-156.
- GUSMÃO, L. F. M. de. 2004. **Efeitos do cobre e cromo na comunidade zooplanctônica; um estudo experimental em mesocosmos**. Dissertação (mestrado) EESC/USP. São Paulo, SP.
- HANAZATO, T. & YASUNO, M. 1987. Insights into competition in zooplankton communities derived from studies using experimental ponds. **Verh. Internat. Verein. Limnol**. 24: 1572-1580.
- HANSON, J. M. & STEPHAN, R. H. 1984. Empirical prediction of zooplankton and profundal macrobenthos biomass in lakes. **Can. J. Fish. Aquat. Sci**. 41:439-455.
- HAWKINS, P. R.; GRIFFITHS, D. J. 1987, Copper as an algicide in a tropical reservoir. **Water res**. 4: 475-480.
- HAURI, J. F. & HORNE, A. J. 2004. Reduction in labile copper in the 7-day *Ceriodaphnia dubia* toxicity test due to the interaction with zooplankton food. **Chemosphere**. 56: 717-723.
- HAVENS, K. E. 1992. Acidifications effects on the plankton size spectrum: in situ mesocosm experiment. **J. Plankton Res**. 14(12):1687-1696.
- HULLEBUSH, W. V. *et. al.* 2002. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part II. Case os cooper sulfate. **Environmental Pollution**. 120: 627-634.
- HUTCHINSON, G. E., 1967, **A Treatise on limnology. Introduction to lake biology and the limnoplankton**. John Wiley & Sons, Inc., New York, 2<sup>o</sup> vol., 1115p.



- HOLT, C. & YAN, N. 2003. Recovery of crustacean zooplankton communities from acidification in Killarney Park, Ontario, 1971-2000: pH 6 as a Recovery Goal. **Journal of The Environment**. 32:293-297.
- HORNE, A. J. & GOLDMAN, C. E. 1974, Suppression of nitrogen fixation by blue-green algae in a eutrophic lake with trace additions of copper. **Science**. 183: 409-411.
- KERFOOT, W. C. & PETERSON, C. 1980, Predatory copepods and *Bosmina*: Replacement cycles and further influences of predation upon prey reproduction. **Ecology**. 61: 417-431.
- JAK, R. G. *et al.* 1996. Evaluation of laboratory derived toxic effect concentrations of a mixture of metals by testing fresh water plankton communities in enclosures. **Waters Reservoir**. 30(5) 1215-1227.
- JARDIM, W. F. & PERSON, H. W. 1984. A study of the copper-complexing compounds released by some species of cyanobacteria. **Water Res**. 18(8): 985-989.
- JONES, G. J. & ORR, P. T. 1994. Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreation lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay. **Water. Res.** 28(4): 871-876.
- LATJA R. & SALONEN, K. 1978, Carbon analysis for the determination of individual biomass of planktonic animals. **Verh. Int. Verein. Limnol.** 20: 2556-2560.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. 1983, **Numerical ecology. Developments in environmental modeling, 3.** Amsterdam: Elsevier Scientific Publish Co.
- LEWIS JR, W. M. 1979 **Zooplankton community analysis studies on a tropical system.** Springer Verlag 163pp.
- LUCINDA, I. 2003. **Composição de Rotifera em corpos d'água da bacia do Tietê – São Paulo, Brasil.** (Dissertação de mestrado). Universidade federal de São Carlos, São Carlos - SP.

- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. 1988, **Statistical ecology**. John Wiley & Sons.
- MACLACHLAN, A. J. 1974, Development of some lake ecosystem in tropical África, with reference to the invertebrates. **Biol. Rev.** 49: 365-369.
- MACKAY, D. & FRASER, A. 2000. Bioacumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environ. Pollut.** 110: 375-391.
- MACKERETH, J. F. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association**, n. 36, 121 p., 1978.
- MACEDO, A. & MOLINA, A. J. Controle da floração de cianobacteria e a redução de incidências de gosto e odor na água tratada do sistema produtor Alto Tietê.. In: **XIV Encontro de Técnicos AESABESP**. São Paulo – SP. CD do evento agosto 2008.
- MAIER, M. H., *et. al.*, 1997. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (complexo Billings), 23°52'S – 46°31'W; Rio Grande, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**. v. 4: 1-17.
- MARGALEF, R. 1991, **Ecologia**. Barcelona: Omega, Barcelona 1010p.
- MARKER, A.F.H.; NUSCH, H.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusion and recomendations. **Arch. Hydrobiol. Beih.**, 14, p. 91-106, 1980.
- MATHENY, R. T. 1976, Maya lowland hydraulic systems. **Science**. 193: 639-646.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1986, Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshewater aquatic system of Brazil. **Rev. Bras. Biol.** 46: 527-553.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. 1999, Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO / FAPESP, p. 39-54.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G., 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa Reservoir

- (São Carlos, SP – Brasil) and its fluctuation across one year. **Hydrobiologia**. 54(1): 229-236.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. 2003, Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**. 504: 215-222.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA NETO, A. L.; ESPÍNDOLA, E. G. 1991, Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 24: 1482-1488.
- MACCUNE, B. & MEFFORD, M. J. **PC-ORD – Multivariate analysis of ecological data, Versão 4**. Oregon. MJM Software Design, 1999.
- MCKNIGHT, D. 1981. Chemical and Biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: A field study of the CuSO<sub>4</sub> treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. **Limnol. Oceanogr.** 26(3):518-531.
- MILANI, G. M. 2000. **Estudo da contaminação pelos metais Cu, Pb, Cd e Zn na rede trófica dos reservatórios de Taiapuê e do Parque Ecológico do Tietê, SP**. (Dissertação de Mestrado). FSP/USP, São Paulo.
- MONTEIRO, T. *et. al.* 1995. Metal stress on the plankton communities of Sado River (Portugal). **Water Reservoir**. 2: 695-701.
- MONTEIRO JUNIOR, A. J. 2006. **Caracterização limnológica e compartimentalização do reservatório de Ponte Nova, Alto Tietê, SP – uma contribuição ao seu manejo**. Tese (doutorado). IB/USP, São Paulo.
- MOORE, G. T. & KELLERMAN, K. F. (1904) A method of destroying or preventing the growth of algae and certain pathogenic bacteria in water supplies. **US. Dept. Agri. Bur. Plant. Ind. Bull.** 64: 1-44.
- MOORE, J. W. & RAMAMOORTHY, S. 1984. Heavy metal in natural waters: Applied monitoring and impact assessment. Springer-verlag, New York. 268p.

- MOORE, M. V. & WINNER, R. W. 1989. Relative sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* laboratory tests and pond communities of zooplankton and benthos to chronic copper stress. **Aquat. Toxicol.** 14: 311-330.
- MUCCI, J. L. N. 1993, **A influência da decomposição da vegetação na qualidade da água de reservatórios.** Tese (Doutorado), FSP/USP, São Paulo. 163 p.
- NASCIMENTO, V. C. 2008. **Aspectos do enchimento da represa Paraitinga, Sistema Produtor Alto Tietê: zooplâncton e qualidade da água.** Dissertação (mestrado). FSP/USP, São Paulo.
- NISHIMURA, P. Y. 2008. **Ecologia da comunidade fitoplânctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia.** Dissertação (mestrado). IB/USP, São Paulo.
- NOGUEIRA, M. G. *et. al.* 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes Reservoir: Res. Manage.** 4: 107-120.
- NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1996, Limnologia de um sistema artificial raso (represa de Monjolinho – São Carlos, SP) dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia.** 8: 149-168.
- NIPPER, M. 2002. Avaliação de toxicidade com os copepodos calanoides *Acartia lilljeborgi* (Giesbrecht, 1982) e *Temora stylifera* (Dana, 1852). In. A. Nascimento, E.C. P. Souza & M. Niper (Eds). Métodos em ecotoxicologia marinha: Aplicações no Brasil. Artes Gráficas e Ind. Ltda., São Paulo.
- ODUM, O. P. 1985, **Ecologia.** Ed. Interamericana. Rio de Janeiro. 434p.
- PESTICIDES ACTION NETWORK NORTH AMERICA – disponível em [www.pesticideinfo.org](http://www.pesticideinfo.org). acesso em 20 de março de 2010.
- PENNAK, R. W. 1989. Fresh-Water invertebrates of the United States; protozoa to mollusca. 3ª ed. John Wiley & Sons , Inc. New York.
- PHILLIP, A. *et. al.* **Curso de Gestão Ambiental** (coleção ambiental I), Barueri, SP, Ed. Manole, 2004. 1045p;

- PIELOU, E. C. 1966, The measure of diversity in different types of biological collections. **J. Theoretical. Biol.** 13: 131-144.
- PINTO-COELHO, R. M., NUNES, C. M., BARBEITOS, M., MORAES, C. A. & GUERRA, S. T., 1998, O impacto da Refinaria Gabriel Passos na estruturação da comunidade zooplanctônica no reservatório de Ibirité, Betim, Minas Gerais. **Bios.**, 6: 11-19.
- PINTO-COELHO, R. M. *et. al.* 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica na lagoa da Pampulha . In: **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais** (Ed. Henry). pp. 553-572. FAPESP. Botucatu.
- PIRES, M. A. F, *et. al.*, Qualidade da água para consumo Humano: uma oportunidade de avaliação da concepção e aplicabilidade da nova legislação – Portaria 1469/MS/00. **Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento**, vol. 3, n 2, p. 127-138, 2001.
- PIVA-BERTOLLETTI, S. A. E. 2001. **Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplactônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo**. Tese (doutorado). FSP/USP.
- PADOVESI-FONSECA, C.& PHILOMENO, M. G. 2004. Effects of algicide application (copper sulfate) on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, Central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(4): 819-826, 2004.
- PORTO, R.L.L. *et. al.*, **Hidrologia Ambiental**, 3ª Edição. Edusp, São Paulo, 414p., 1991.
- REINFELDER, J. R. *et. al.*, 1998. Trace element trophic in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. **The Science of the Total Environment**, 219: 117-135.
- RICO-MARTINEZ, R. *et. al.* 1998. Effects of copper addition to laboratory maintained microcosms of Presidente Calles Reservoir organisms (Aguascalientes), Mexico). **Aquatic Ecosystem Health and Management**. 1: 323:332.

- ROCHA, O. & MATSUMURA-TUNDISI. 1984, Biomass and production of *Argyrodiaptomus furcatus*, a tropical calanoid copepod in Broa Reservoir, southern Brazil. **Hydrobiologia** 113: 307-311.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHE, K. F.; RIETZLER, A. C. 1999, Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys, p. 457-476.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; 1995, Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoir of Brazil. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Eds. Limnology in Brazil. São Paulo. **Brazilina Academy of Sciences and Brazilian limnological Society** p. 155-165.
- RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. 2005, Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, 65: 697-710.
- RUSSEL, H. *et. al.*, 2007. A long-term copper exposure on freshwater ecosystem, using lotic mesocosms: Primary producer community responses. **Aquatic Toxicology**. 81: 168-182.
- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.** 8: 71-76.
- SABESP- Gutierrez. Terceira reunião annual. Rel. Int. SABESP. 1995/1996.
- SAMPAIO, E. V. ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.. TUNDISI, J. G. 2002, Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil. **Braz. J. Biol.** 62(3): 525-545.
- SANT`ANNA, C.L.; *et. al.* 2006 Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras, Interciência, Rio de Janeiro; Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic.

- SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente. Lei nº 977/1979. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Legislação Estadual. São Paulo.
- SÃO PAULO. Governo do Estado. Plano de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. 2006.
- SCHINDLER, D. W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 44: 6-25.
- SCHRAM, M. D. & SCHMITZ, E. H. 1983, Correlation of total organic carbon and dry weight data as indices of fresh-water zooplankton biomass. **Hydrobiologia.** 106(3): 283-284.
- SENDACZ, S. 1984. A study of the zooplankton community of Billings Reservoir – São Paulo. **Hidrobiologia.** 113: 121-127.
- SENDACZ, S; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. 2006, Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic condition in the state of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.** 16(1b): 337-350.
- SENDACZ, S. KUBO, E & CESTAROLLI M. A. 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste de São Paulo, Brasil. **Bol. Inst. Pesca.** 12(1): 287-205.
- SENDACZ, S. & KUBO, E. 1999. Zooplâncton de reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo. **Bol. Inst. Pesca.** 9(1): 51-89.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. (Coords.). **Diagnóstico limnológico e levantamento ictiofaunístico da Represa de Ponte Nova, Alto Tietê, com vistas ao manejo e preservação.** Contrato FEHIDRO 007/2000. Relatório Final. São Paulo: Secretaria de Agricultura e Abastecimento / Instituto de Pesca, 2003.
- SENDACZ, S.; MONTEIRO JÚNIOR, A. J.; MERCANTE, C. T.; MENEZES, L. C. B.; MORAES, J. F. Sistemas em cascata: concentrações e cargas de nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** São Carlos: Rima, 2005. p. 417 - 434.

- SENDACZ, S & MONTEIRO JÚNIOR, A. Zooplâncton e características limnológicas da planície de inundação do rio Paraná. In: RAOUL HENRY (org). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, 2003. p. 61 – 82.
- SENDACZ, S & NASCIMENTO, V. C. 2007. Calanoida (Copepoda) and water quality of reservoirs of Alto Tietê hydrographic basin, São Paulo, Brazil. (Apresentação de trabalho em simpósio).
- SHARP, A. A. & STEARNS, D. E. 1997. Sublethal effects of cupric ion Activity on the grazing behavior of three Calanoid Copepods . **Mar. Poll. Bull.** 34(12); 1041-1048.
- SMITH, A. D. & GILBERT, J. J. 1995. Relative susceptibilities of rotifers and cladocerans to *Mycrocystis aeruginosa*. **Int. Rev. Ges. Hydrobiologia** 91: 309-333.
- SNELL, R. W. & JANSSEN, C. R. 1995. Rotifers in ecotoxicology: A review. **Hydrobiologia**. 313/314: 231-247.
- SOMMER, U. *et. al.* 1989. Complementary impact of copepods and cladocerans on phytoplankton. *Ecology Letters*. 4: 545-550.
- STEEMAN NIELSEN, E.; KAMP-NIELSEN, L. 1970, Influence of deleterious concentration of copper on the growth of *Chorella pyremoidosa*. **Physiol. Pl.** 23: 828-840.
- STEMBERGER, R. S. & LAZORCHAK, J. M. 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 51: 2435-2447.
- STIFF, M. J. 1970. Copper/Bicarbonate equilibria in solutions of bicarbonate ion at concentrations similar those found in natural water. **Water Res. Pergamon Press**. 5:171-176.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC, IIE v.9, 2000. 280p.
- TAUB, F. B. *et. al.* 1989. Effects of seasonal succession and grazing on copper toxicity in aquatic microcosms. **Verh. Int. Ver. Limnol.** 24:2205-2214.



- TUNDISI, J. G. 1990. Ecologia, Limnologia e aspectos socioeconômicos da construção de hidrelétricas nos trópicos. In. Encontro de Tropicologia, 4, 1987, Recife **Anais** Universidade de Brasília, **CNPq**. 47-85.
- TUNDISI, J. G. 1981. Typology of reservoir in Souther Brazil. **Verh. Internat Verein. Limnology**. 21: 1031-1-39.
- TUNDISI, J. G. Água no século XXI: Enfrentando a Escassez. São Carlos: RIMA, IIE, 2003.
- TUNDISI, J. G. *et. al.* 1993. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: Straskraba, M., Tundisi, J. G. & Duncan, A. (eds). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrect, Kluwer.p. 25-55.
- VALDERRAMA, J.C.. The simultaneous analysis of nitrogen and phosphorus total in natural waters. **Marine Chemistry**, Amsterdam, 10, p.109-122, 1981.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. 1991, **Limnological analyses**. 2th New York: Springer Berlag.
- WHITAKER, J. J. *et. al.*,1978. Efficiency of copper sulfate in the suppression of *Aphanizomenon flos-aque* blooms in prairie lakes. **Environ. Pollut.** 15:185-194.
- WINNER, R. W. *et. al.*. 1990. Seasonal variability in the sensitivity of freshwater communities to a chronic cooper stress. **Aquatic. Toxicology**. 17: 75-92.
- ZAGO, M.S.A. 1976, The planktonic Cladocera (Crustacea) and aspects of the eutrophication of Americana Reservoir, **Brazil. Bol. Zool.** USP. 1: 106-145.



**Anexos**

## FIGURAS

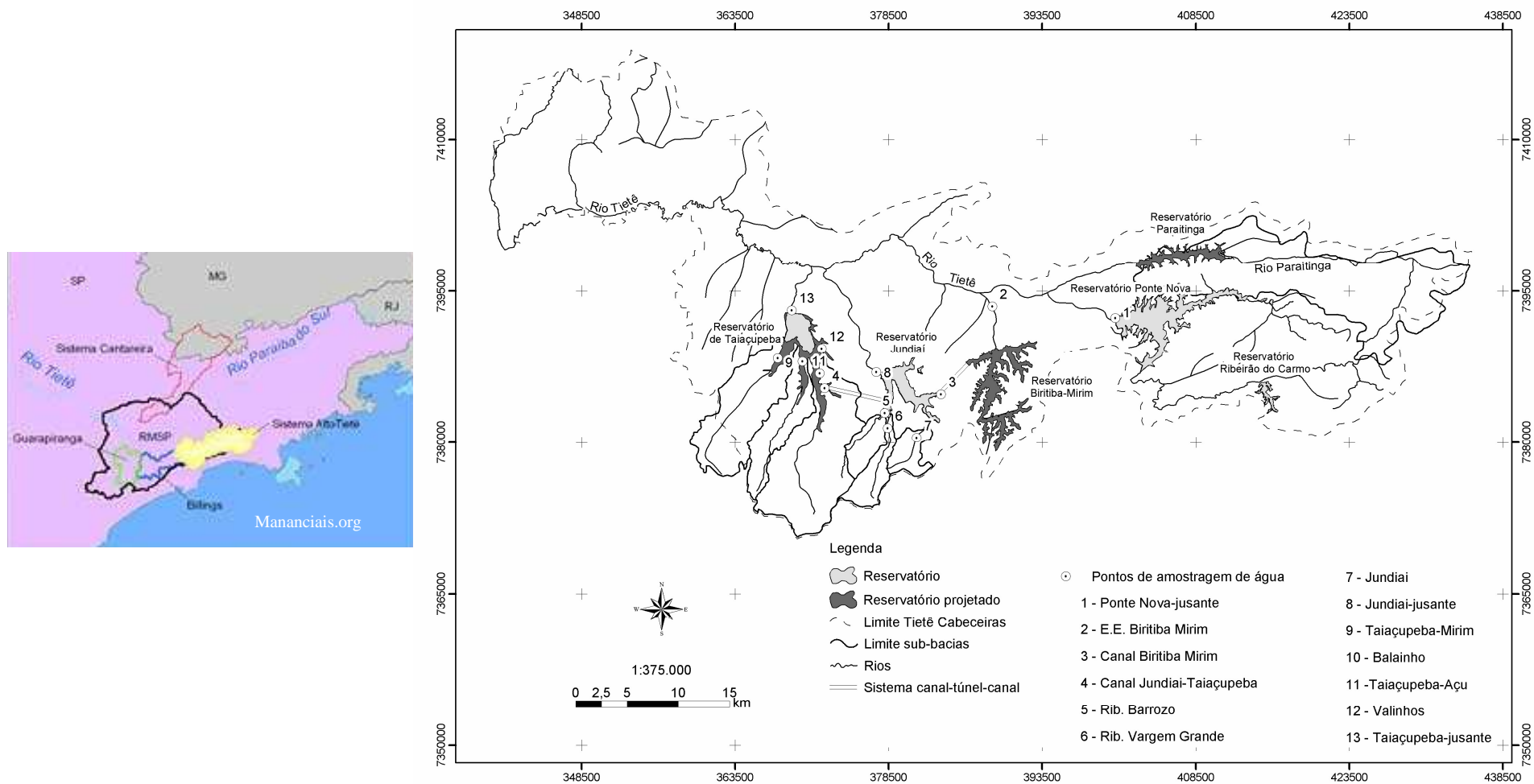


Fig. 1 – Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceira, Região Metropolitana de São Paulo. Fonte: Projeto Negowat.

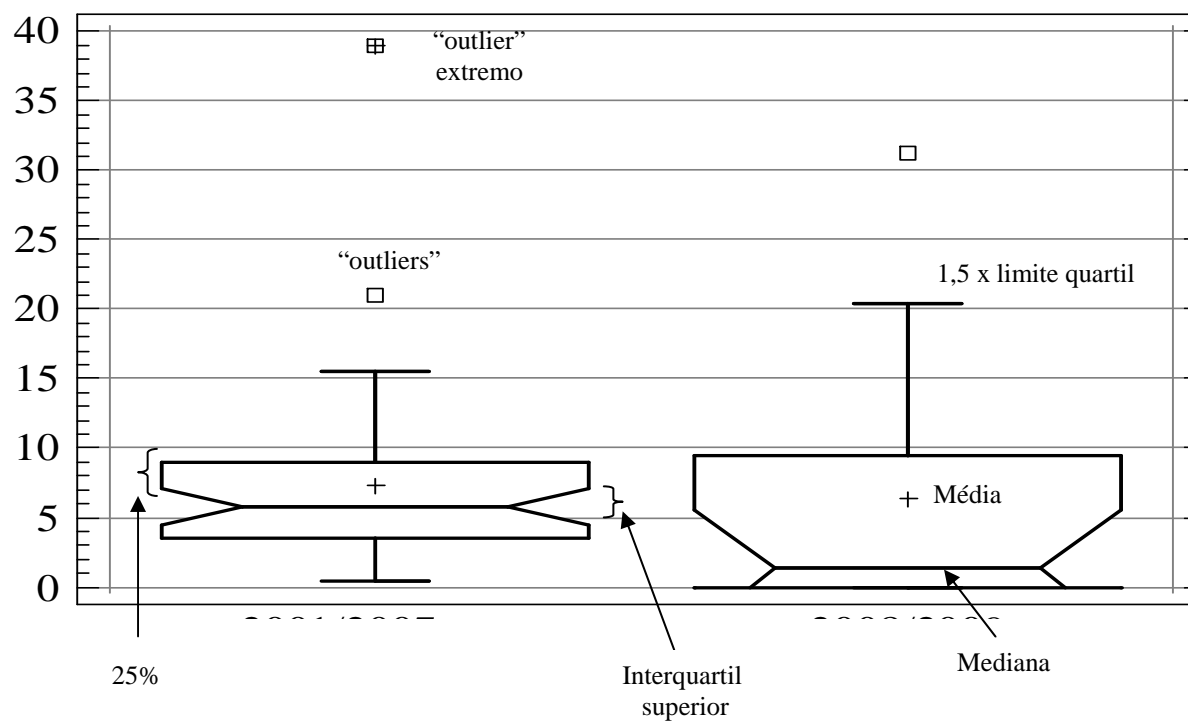


Figura 2. – Esquema do significado da representação do gráfico tipo “Box-plot”.

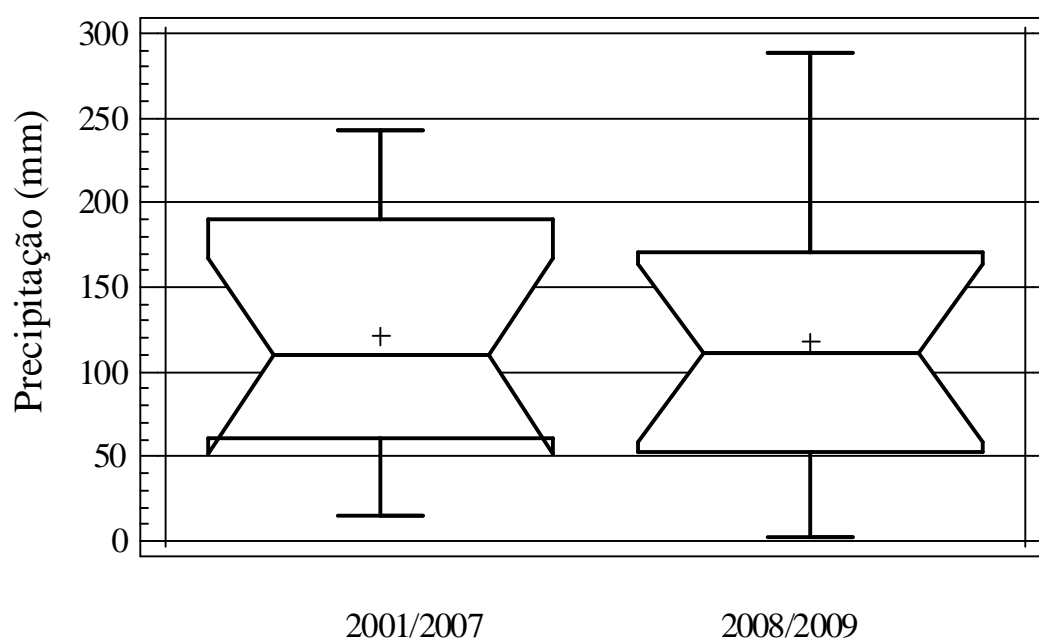


Fig. 3 – Comparação entre os volumes de precipitação da média calculada para série histórica de 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.

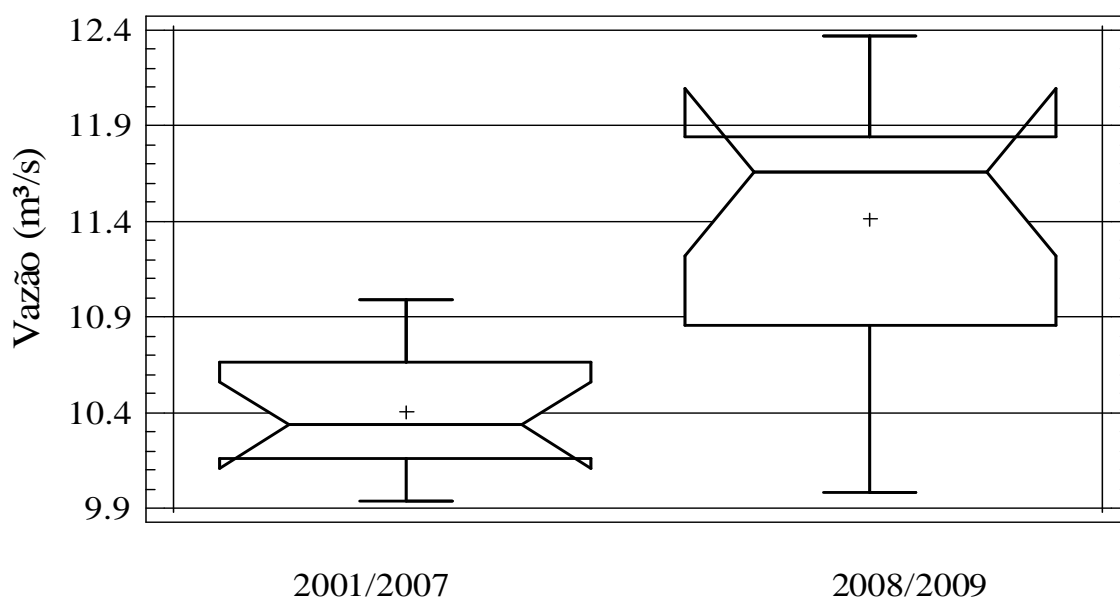


Fig. 4 – Comparação entre a vazão (captação pela SABESP e descarga no rio Taiapuêba) da média calculada para série histórica 2001 a 2007 e o período de junho de 2008 a julho de 2009.

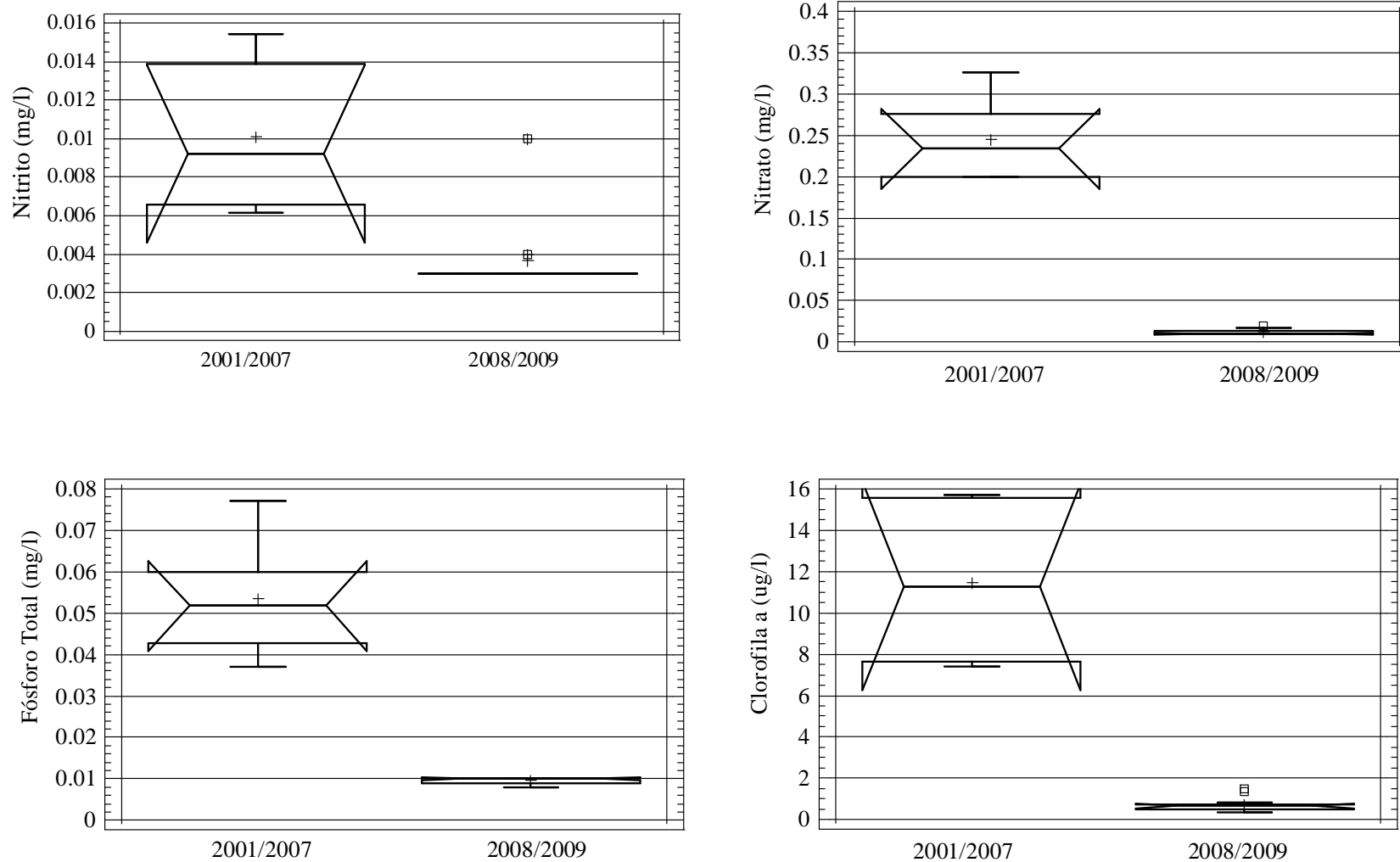


Fig. 5 – Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e no período de junho de 2008 a julho de 2009.

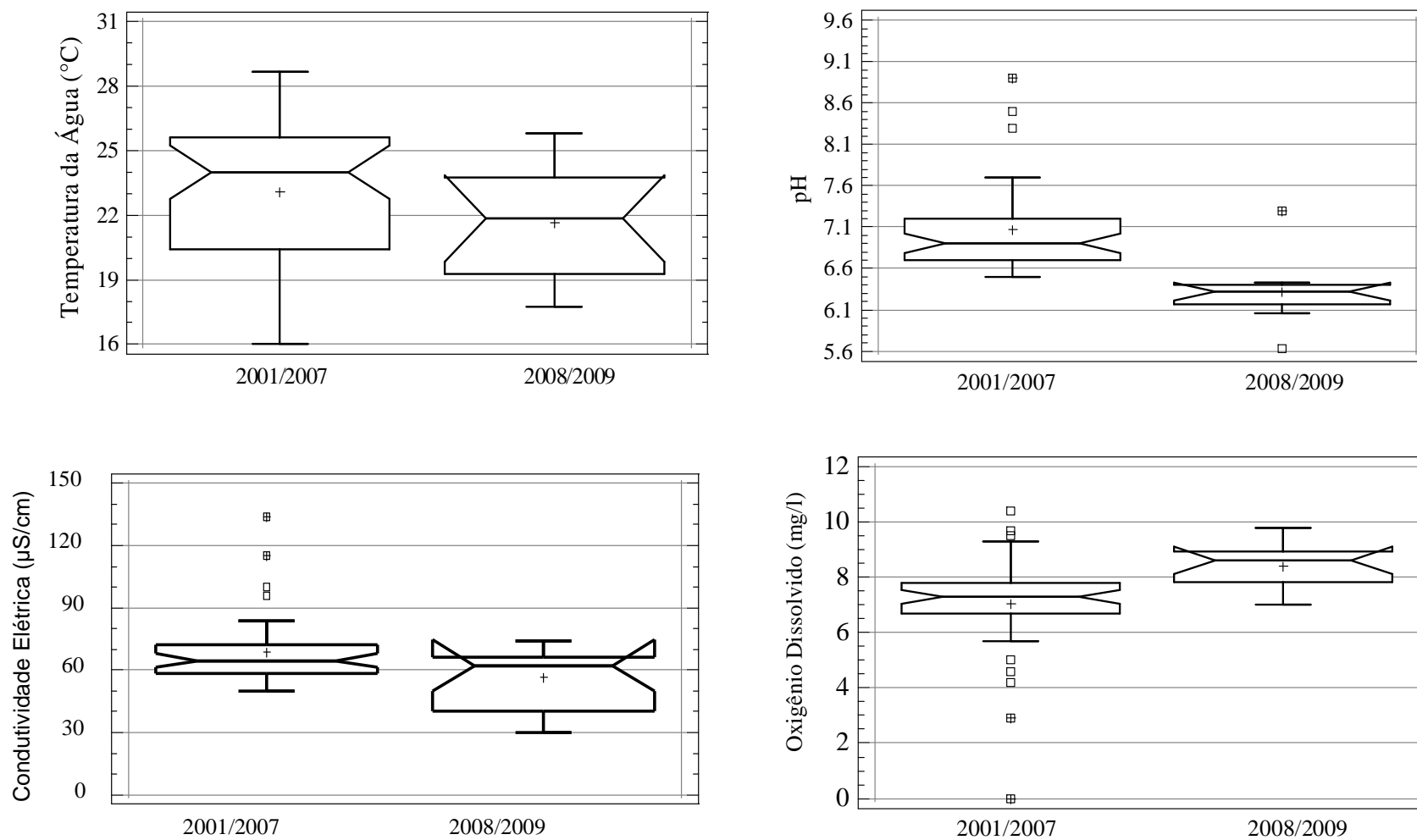


Fig. 5 – Continuação - Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água obtidas na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e nos período de junho de 2008 a julho de 2009.





Fig. 5 – Continuação - Comparação entre os resultados médios bimestral de concentração das variáveis físicas e químicas da água obtidas na série histórica da CETESB (2001 a 2007) e nos período de junho de 2008 a julho de 2009.

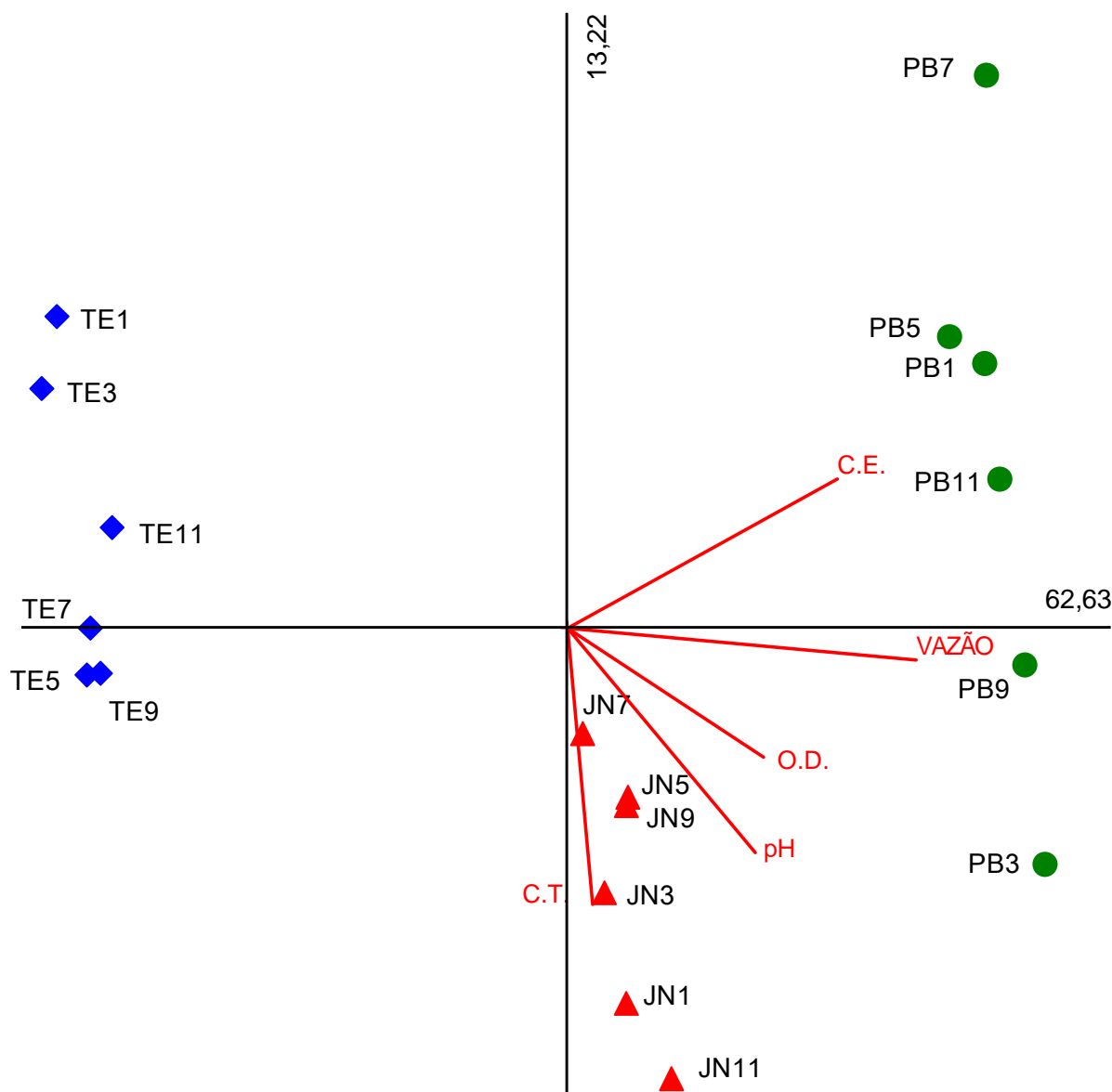


Fig. 6 - Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de 2001 a 2007, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras. (Legenda: JN – Reservatórios Jundiá (JNDI 0500); TE – Rio Tietê (TIET 2050); PB – Reservatório Taiaçupeba (PEBA 0100); Temp - Temperatura da água; C.T – Cobre Total; O.D. - Oxigênio Dissolvido; pH – Potencial Hidrogeniônico; C.E. – Condutividade Elétrica; N.T. - Nitrogênio Total; PT – Fósforo Total; Turb – Turbidez; Vazão – Vazão. Os números revelam os meses do ano. (1 - janeiro; 3 – Março; 5 – Maio; 7 – Julho; 9 – Setembro; 11 – Novembro).

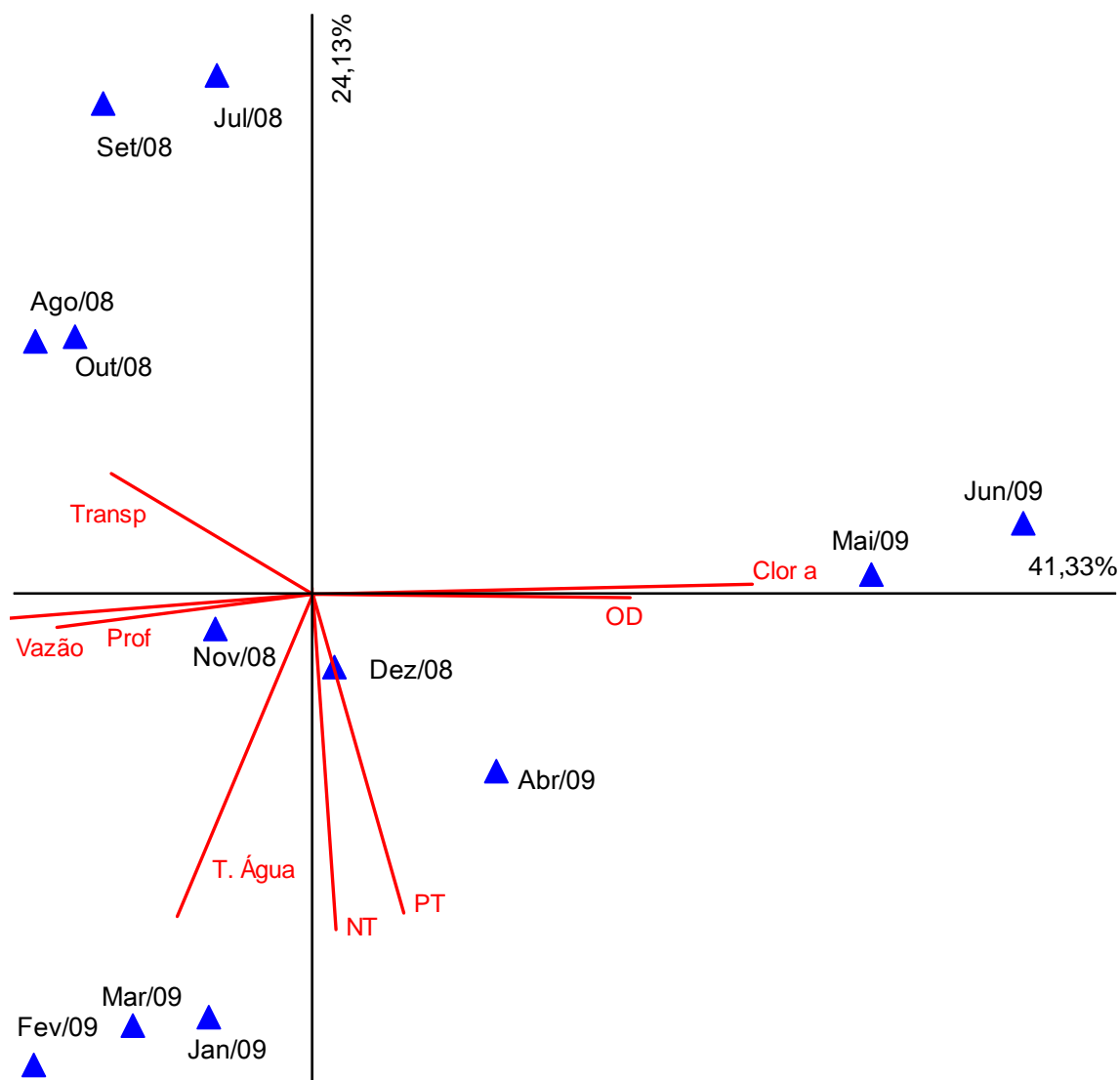


Fig. 7 - Análise em componentes principais sobre algumas variáveis físicas e químicas no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009, no sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras. (Legenda: T. Água - Temperatura da água; O.D. - Oxigênio Dissolvido; pH – Potencial Hidrogeniônico; N.T. - Nitrogênio Total; PT – Fósforo Total; Transp – Transparência; Prof. Profundidade; Vazão – Vazão; Clor a – Clorofila a.

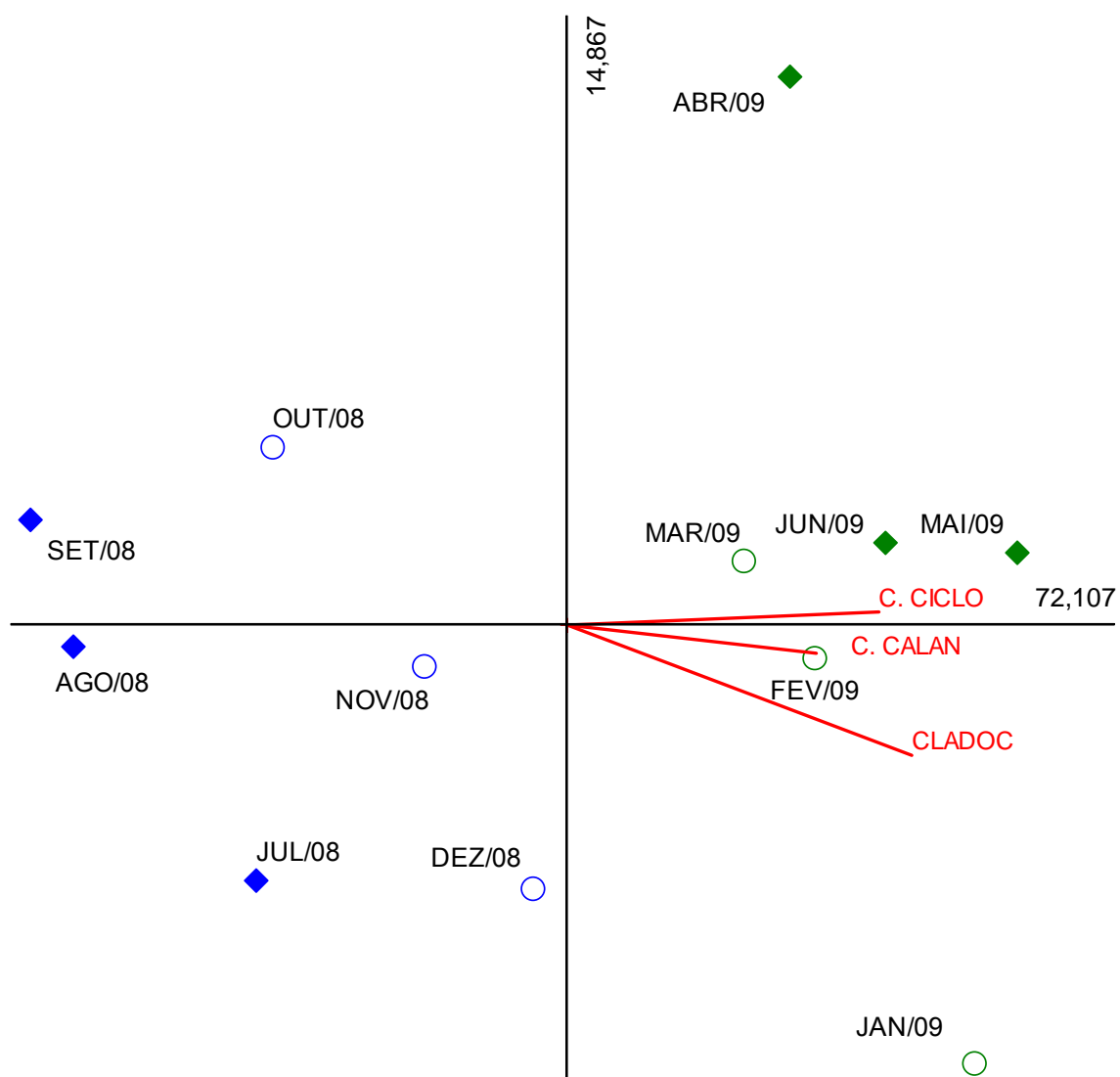


Fig. 8 - Análise em componentes principais sobre os grupos taxonômicos do zooplâncton no plano fatorial 1-2, no período de julho de 2008 a junho de 2009. (Legenda: C. CICLO – Copépode ciclopóides; C. CALAN – Copépode calanóide; - CLADOC – Cladóceros).

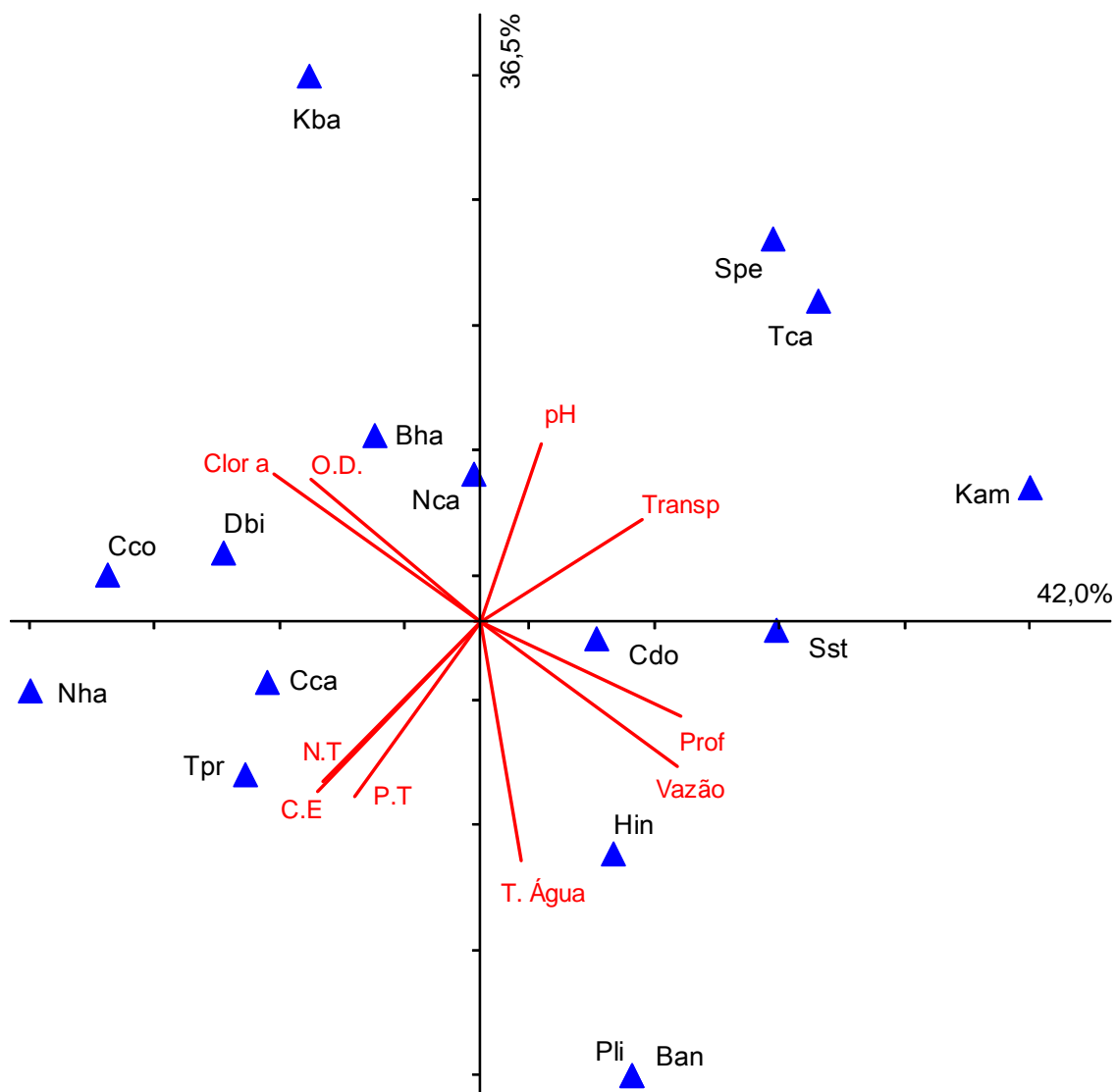


Fig. 9 - Análise em correspondência canônica entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e as variáveis ambientais no plano fatorial 1-2. (Legenda: Spe – *Synchaeta pectinata*; Tca – *Trichocerca capucina*; Kam - *Keratella americana*; Sst - *Synchaeta stylata*; Cdo - *Conochilus dossuarius*; Hin - *Hexarthra intermédia*; Pli – *Pitgura libera*; Ban – *Brachionus angularis*; Tpr – *Tropocyclops prasinus*; Nha – Naúplio de harpaticóida; Cca – Copepodito de calanóida; Cco – Copepodito ciclopóida; Dbi – *Diaphanosoma birgei*; Nca – Naúplio calanóida; Bha – *Bosmina hagmanni*; Kba – *Kellicottia bastoniensis*).

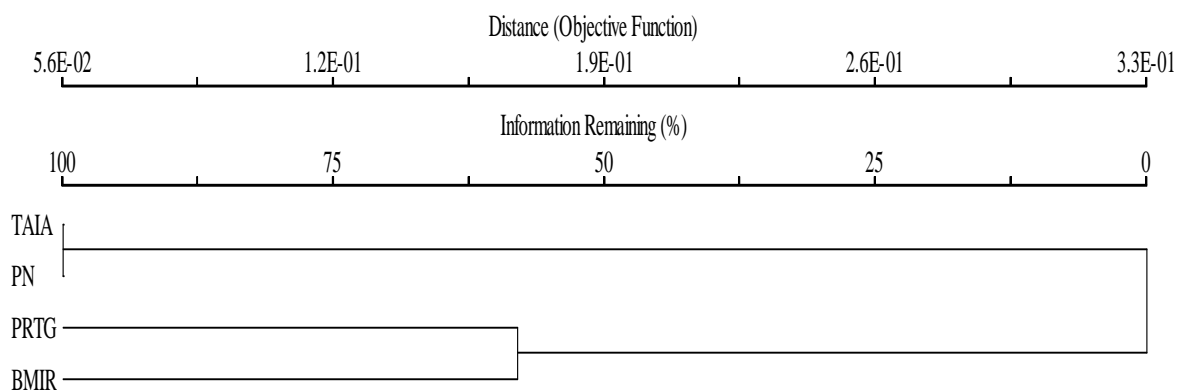


Fig. 10. – Dendograma da análise de agrupamento entre Taiapuêba e as demais represas que compõem o Sistema Produtor Alto Tietê Cabeceiras. Legenda: - TAIA – Reservatório Taiapuêba; PN – Represa Ponte Nova; PRTG – Represa Paraitinga; BMIR – Represa Biritiba Mirim.

## TABELAS

Tabela I - Algumas características dos reservatórios que compõem o sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras, Região Metropolitana de São Paulo.

<b>CARACTERÍSTICAS DOS RESERVATÓRIOS</b>	<b>BARRAGEM</b>				
	<b>PONTE NOVA</b>	<b>PARAITINGA</b>	<b>BIRITIBA</b>	<b>JUNDIAÍ</b>	<b>TAIAÇUPEBA</b>
Ano de construção	1972	2004	2005	1984	1976
Altitude (m)	770,00	768,80	757,50	754,50	747,00
Área de Drenagem (Km <sup>2</sup> )	320,00	184,00	75,00	116,00	224,00
Área Inundada (Km <sup>2</sup> )	28.07	6.43	9.24	17.42	19.36
Volume Útil (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	296,00	35,00	34,04	60,00	87,90
Vazão regularizada (m <sup>3</sup> /s)	3,40	2,00	1,75	2,10	3,30



Tabela II – Estações amostrais definidas no sistema produtor Alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados.

<b>ID</b>	<b>Código da estação</b>	<b>Classe Res. Nº 357/2005</b>	<b>Descrição do local de amostragem</b>	<b>Caract.</b>	<b>Corpo d' água</b>	<b>Fonte</b>
1	PN 2000/1	Especial	Na represa Ponte Nova, estação M2 situada ao longo do eixo médio do Reservatório, em local equidistante de ambas as margens e distante cerca de 2.100m da barragem.	Lêntica	Rio Tietê	Monteiro Junior (2006)
2	TIET 2050	2	No rio Tietê, ponto na rodovia que liga Mogi das Cruzes e Salesópolis (SP -88)	Lótica	Rio Tietê	CETESB (2001 a 2007)
3	PRTG 2005/6	Especial	Na represa Paraitinga, estação próxima a barragem, em local mais profundo e longe da influencia das margens. Coordenadas (45° 56' 40,08" W e 23° 31' 33,54" S)	Lêntica	Res. Paraitinga	Nascimento (2008)
4	BMIR 2800	Especial	Na represa Biritiba Mirim, ponte na Rodovia SP - 88, no trecho que liga Mogi das Cruzes a Salesópolis, na divisa dos municípios de Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes.	Lêntica	Rio Biritiba-mirim	CETESB (2001 a 2007)
5	JNDI 0500	Especial	No reservatório Jundiaí, no canal de interligação com o Reservatório Taiaçupeba	Semi-Lêntica	Rio Jundiaí	CETESB (2001 a 2007)
6	PEBA 0100	Especial	No reservatório Taiaçupeba, no inicio do braço do Rio Taiaçupeba mirim	Semi-Lêntica	Res. Taiaçupeba	CETESB (2001 a 2007)

Tabela II – Continuação - Estações amostrais definidas no sistema produtor alto Tietê cabeceiras e fonte de coleta de dados.

<b>ID</b>	<b>Código da estação</b>	<b>Classe Res. Nº 357/2005</b>	<b>Descrição do local de amostragem</b>	<b>Caract.</b>	<b>Corpo d' água</b>	<b>Fonte</b>
7	PEBA 0900	Especial	No reservatório Taiapuêba, na captação da Sabesp	Lêntica	Res. Taiapuêba	CETESB (2001 a 2007)
8	TAIA 2008/9	Especial	No reservatório Taiapuêba, em estação situada próximo a barragem, em local mais profundo e eqüidistante de ambas as margens. Coordenadas (S 23°34'817" e W 46°16'764")	Lêntica	Res. Taiapuêba	Coleta Junho/08 a Julho/2009

Tabela III – Variáveis ambientais amostradas e síntese da metodologia analítica utilizada.

Variável Ambiental	Obtenção dos Dados	Método
Temperatura da água	medida direta	Horiba U-20
pH	medida direta	Horiba U-20
Condutividade elétrica	medida direta	Horiba U-20
Turbidez	medida direta	Horiba U-20
Oxigênio dissolvido	medida direta	Horiba U-20
Amônia	Espectrofotômetro	Nessler, (Apha, 1998)
Nitrito	Espectrofotômetro	Mackereth <i>et. al.</i> (1978)
Nitrato	Espectrofotômetro	Mackereth <i>et. al.</i> (1978)
Ortofosfato	Espectrofotômetro	Apha, (1998)
Fósforo total	Espectrofotômetro	Valderrama, (1981)
Nitrogênio total	Espectrofotômetro	Valderrama, (1981)
Clorofila <i>a</i> e feofitina	Espectrofotômetro	Marker <i>et. al.</i> (1980)

Tabela IV – Classificação de Salas & Martino para o índice de Estado Trófico para fósforo total.


Classificação		
Ultra-oligotrófico	< 20	
Oligotrófico	21 - 40	
Mesotrófico	41 - 50	
Eutrófico	51 - 60	
Hipereutrófico	> 61	

Tabela V – Valores de precipitação (mm) no reservatório Taiapuê, na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais. d.p = desvio padrão.

Mês	Precipitação (mm)								MÉDIA 2008/2009
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
<b>Jan</b>	237.9	402.6	189.4	180.5	291.8	160	236.2	242.6	201.3
<b>Fev</b>	205.3	181.1	147.7	228.6	83.8	193	150.4	170	179.1
<b>Mar</b>	239.5	235.8	220.7	182.4	149.2	354.9	96.1	211.2	107.3
<b>Abr</b>	104.6	29.7	53.8	93.2	67.8	31.6	128.8	72.8	66.3
<b>Mai</b>	113.9	80.3	26.3	80.9	135.1	26.4	53.3	73.7	80.9
<b>Jun</b>	15.8	13.5	30.1	78.3	33.1	21.1	34.5	32.3	40.1
<b>Jul</b>	40.4	28.7	20.2	87.3	22.9	53.3	118	53	2
<b>Ago</b>	27.4	27	17.6	14	8.5	7	0.8	14.6	114.1
<b>Set</b>	68.5	48.5	99.3	32.5	100.7	90.8	38.9	68.5	38.2
<b>Out</b>	369.1	93.3	27.4	128.8	178.1	104.9	117.2	145.5	133.2
<b>Nov</b>	218.6	143.5	98	165.9	79.2	203.8	184.7	156.2	162.2
<b>Dez</b>	335.6	263.5	174.2	167.1	230.2	184	187.2	220.3	288.4
<b>Acumulado</b>	1976.6	1547.5	1104.7	1439.5	1380.4	1430.8	1346.1	1460.8	1413.1
<b>Máximo</b>	369.1	402.6	220.7	228.6	291.8	354.9	236.2	242.6	288.4
<b>Mínimo</b>	15.8	13.5	17.6	14	8.5	7	0.8	14.6	2
<b>d.p.</b>	120	121	74.1	65.8	86	103.5	71.1	78.7	80.9

Tabela VI – Valores de vazão de saída (m<sup>3</sup>/s) (captação pela SABESP e descarga no rio Taiaçupeba), na série de 2001 a 2007, na média histórica e no período de julho/2008 a junho/2009, em intervalos mensais. d.p = desvio padrão.

Mês	Vazão (m <sup>3</sup> /s)								
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	MÉDIA	2008/2009
<b>Jan</b>	9.91	11.74	11.17	10.55	10.68	10.87	10.18	10.73	11.84
<b>Fev</b>	9.33	12.49	11.86	9.74	10.6	11.6	11.31	10.99	12.37
<b>Mar</b>	9.65	10.8	11.33	10.97	9.57	10.77	11.13	10.60	12.20
<b>Abr</b>	9.39	10.88	11.50	11.05	9.62	12.43	10.82	10.81	10.43
<b>Mai</b>	9.43	10.08	11.07	10.22	11.17	9.55	9.51	10.15	10.26
<b>Jun</b>	8.84	9.7	12.19	11.83	10.42	9.86	10.16	10.43	9.98
<b>Jul</b>	8.35	9.47	12.51	10.42	9.59	9.83	11.02	10.17	11.66
<b>Ago</b>	8.36	9.19	11.64	11.38	9.14	9.86	11.79	10.19	11.60
<b>Set</b>	8.68	9.64	9.48	11.16	8.84	9.99	11.79	9.94	11.29
<b>Out</b>	8.45	10.95	10.43	10.56	9.17	9.96	11.53	10.15	11.84
<b>Nov</b>	10.54	10.39	9.62	10.78	9.56	9.99	11.74	10.37	11.84
<b>Dez</b>	9.24	11.01	9.77	10.79	9.74	10.19	11.38	10.30	11.66
<b>Média</b>	9.20	10.50	11.00	10.80	9.80	10.40	11.00	10.40	11.40
<b>Máximo</b>	10.54	12.49	12.51	11.83	11.17	12.43	11.79	10.99	12.37
<b>Mínimo</b>	8.35	9.19	9.48	9.74	8.84	9.55	9.51	9.94	9.98
<b>d.p</b>	0.67	0.98	1.01	0.55	0.71	0.86	0.74	0.32	0.77

Tabela VII – Concentração das variáveis ambientais nas estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de *n* amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007. \*Dados fornecidos por Monteiro Júnior/2006 (período de nov/2000 a out/2001); \*\*dados fornecidos por Nascimento/2008 (período ago/05 a jul/06). (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias das estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900 e as demais represas.

Variável Ambiental	PN 2000/1*	PRTG 2005/6**	TIET 2050	Estação Amostral BMIR 2800	JNDI 0500	PEBA 0100	PEBA 0900	<i>p</i>
Temperatura da Água (°C)	n = 13; 18.3 - 25.9 (22.4; 2.7)	n = 12; 18.4 - 27.0 (22.5; 3.1)	n = 42; 15.0 - 27.0 (21.0; 2.2)	n = 42; 14.5 - 25.9 (20.0; 3.2)	n = 49; 16.0 - 30.3 (23.2; 3.8)	n = 42; 17.0 - 29.9 (23.4; 3.5)	-	< 0.05
pH	n = 13; 5.4 - 7.1 (6.3; 0.4)	n = 12; 5.1 - 6.6 (5.8; 0.4)	n = 42; 6.0 - 7.3 (6.5; 0.3)	n = 42; 5.9 - 7.5 (6.6; 0.3)	n = 42; 6.6 - 9.2 (7.5; 0.8)	n = 42; 6.7 - 8.6 (7.2; 0.4)	-	< 0.0001
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	n = 13; 31.3 - 46.4 (37.2; 3.7)	n = 12; 70.0 - 100.0 (85.8; 10.3)	n = 42; 26.8 - 104.0 (43.4; 17.8)	n = 42; 31.5 - 138.2 (56.4; 26.4)	n = 41; 38.0 - 53.6 (45.8; 4.0)	n = 40; 44.9 - 66.8 (54.3; 5.0)	-	< 0.05
Fósforo Total - PT (mg.L <sup>-1</sup> )	n = 13; 0.005 - 0.02 (0.01; 0.004)	n = 12; 0.01 - 0.02 (0.01; 0.001)	n = 42; 0.02 - 0.28 (0.07; 0.060)	n = 42; 0.02 - 0.40 (0.10; 0.070)	n = 42; 0.02 - 0.19 (0.06; 0.040)	n = 42; 0.02 - 1.07 (0.06; 0.16)	-	< 0.05
Nitrato - NO <sup>3</sup> (mg.L-1)	n = 13; 0.03 - 0.01 (0.01; 0.002)	n = 12; 0.14 - 0.18 (0.15; 0.010)	n = 42; 0.20 - 1.31 (0.28; 0.230)	n = 42; 0.20 - 2.00 (0.42; 0.450)	n = 42; 0.06 - 0.74 (0.22; 0.100)	n = 42; 0.20 - 2.00 (0.27; 0.300)	-	< 0.05
Nitrito - NO <sup>2</sup> (mg.L-1)	n = 13; 0.001 - 0.006 (0.003; 0.002)	n = 12; 0.003 - 0.003 (0.003; 0.000)	n = 42; 0.004 - 0.040 (0.008; 0.006)	n = 42; 0.003 - 0.070 (0.014; 0.015)	n = 42; 0.004 - 0.020 (0.007; 0.003)	n = 42; 0.004 - 0.050 (0.009; 0.009)	-	< 0.0001

Tabela VII – Continuação - Concentração das variáveis limnológicas das estações amostrais no sistema produtor Alto Tietê – cabeceiras. Valores de  $n$  amostral, mínimos, máximos e, entre parênteses, média e desvio padrão, no período de 2001 – 2007. \*Dados fornecidos por Monteiro Júnior/2006 (período de nov/2000 a out/2001); \*\*dados fornecidos por Nascimento/2008 (período ago/05 a jul/06). ( $p$ ) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias das estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900 e as demais represas.

Variável Ambiental	Estação Amostral							$p$
	PN 2000/1*	PRTG 2005/6**	TIET 2050	BMIR 2800	JNDI 0500	PEBA 0100	PEBA 0900	
Oxigênio Dissol. - OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	n = 13; 5.0 - 9.0 (7.0; 1.5)	n = 12; 4.3 - 12.2 (7.8; 2.2)	n = 42; 1.1 -10.2 (5.0; 2.0)	n = 42; 3.5 -10.0 (6.4; 1.5)	n = 42; 0.6 - 10.0 (7.9; 1.8)	n = 42; 5.7 - 9.8 (7.8; 1.0)	-	< 0.0001
Turbidez (UNT)	n = 13; 1.4 - 31.2 (9.4; 8.5)	-	n = 41; 0.0 - 70.0 (8.5; 13.0)	n = 41; 0.8 - 50.0 (11.3; 11.5)	n = 41; 0.35 - 110.9 (14.13; 24.7)	n = 40; 0.45 - 39.0 (7.31; 6.7)	-	> 0.05
Clorofila-a – Cl a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	n = 13; 2.9 - 14.3 (5.9; 2.9)	n = 12; 1.0 - 2.2 (1.5; 0.3)	-	-	n = 53; 3.1 - 86.2 (30.16; 18.3)	-	n = 34; 1.8 - 51.3 (11.4; 10.8)	< 0.0001
Cobre Total - Cu ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	-	-	n = 39; 0.004 - 0.020 (0.008; 0.003)	n = 33; 0.004 - 0.010 (0.009; 0.002)	n = 32; 0.001 - 0.070 (0.016; 0.017)	n = 32; 0.004 - 0.060 (0.010; 0.010)	-	> 0.05

Tabela VIII.– Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiacupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias bimestrais da série amostradas pela CETESB (2001 a 2007) nas estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900. (-) são dados que não puderam ser comparados. Legenda NT – Nitrogênio total; PT – Fósforo total; PO4 – Ortofosfato; Clor a – Clorofila a.

Mês	Variável limnológica						
	Amônia (mg/l)	Nitrito (mg/l)	Nitrato (mg/l)	NT (mg/l)	PT (mg/l)	PO4 (mg/l)	Clor a (ug/l)
jul/08	0.30	0.010	0.013	0.31	0.009	0.003	0.67
ago/08	0.34	0.003	0.017	0.35	0.009	0.003	0.60
set/08	0.33	0.003	0.013	0.34	0.008	0.003	0.43
out/08	0.34	0.004	0.010	0.35	0.009	0.003	0.67
nov/08	0.35	0.003	0.010	0.36	0.010	0.003	0.67
dez/08	0.33	0.003	0.010	0.34	0.010	0.003	0.57
jan/09	0.50	0.003	0.013	0.51	0.010	0.003	0.67
fev/09	0.46	0.003	0.010	0.48	0.010	0.002	0.37
mar/09	0.41	0.003	0.010	0.42	0.010	0.002	0.37
abr/09	0.42	0.003	0.010	0.43	0.010	0.002	0.83
mai/09	0.43	0.003	0.010	0.43	0.010	0.003	1.37
jun/09	0.41	0.003	0.020	0.42	0.010	0.003	1.50
<b>Média</b>	<b>0.39</b>	<b>0.004</b>	<b>0.01</b>	<b>0.40</b>	<b>0.01</b>	<b>0.003</b>	<b>0.73</b>
<b>Máximo</b>	<b>0.50</b>	<b>0.01</b>	<b>0.02</b>	<b>0.51</b>	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>1.50</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0.30</b>	<b>0.00</b>	<b>0.01</b>	<b>0.31</b>	<b>0.01</b>	<b>0.00</b>	<b>0.37</b>
<b>d.p</b>	<b>0.062</b>	<b>0.002</b>	<b>0.003</b>	<b>0.062</b>	<b>0.001</b>	<b>0.0005</b>	<b>0.359</b>
<b><i>p</i></b>	-	<b>&lt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,05</b>	-	<b>&lt; 0,05</b>	-	<b>&lt; 0,05</b>



Tabela VIII – Continuação - Valores médios de concentração das variáveis limnológicas amostradas ao longo da coluna d' água na estação TAIA 2008/9 (reservatório Taiacupeba), no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (*p*) sinaliza se há diferença significativa em relação às médias bimestrais da série amostradas pela CETESB (2001 a 2007) nas estações amostrais PEBA 0100 ou PEBA 0900. (-) são dados que não puderam ser comparados. Legenda Prof – Profundidade; Transp – Transparência; Temp. Ar – C.E. – Condutividade Elétrica; Turb – Turbidez; O.D. Oxigênio Dissolvido

Mês	Prof (m)	Transp (m)	Temp. Ar (°C)	Variável limnológica		Cond. (uS/cm)	Turb (UNT)	OD (mg/L)
				Temp Água (°C)	pH			
jul/08	4.70	2.65	22.00	18.70	5.63	66.1	2.30	8.56
ago/08	6.10	2.18	24.00	20.20	6.24	67.7	0.00	7.03
set/08	6.10	1.85	22.00	19.30	6.37	30.0	0.01	8.28
out/08	5.60	2.24	25.00	21.60	6.37	40.4	0.00	7.37
nov/08	5.80	1.80	23.00	23.40	6.42	-	0.00	8.79
dez/08	5.80	1.94	22.50	23.41	6.43	40.2	31.27	8.67
jan/09	6.10	2.05	27.00	24.10	6.14	73.8	4.35	8.90
fev/09	5.50	1.63	26.00	25.80	6.06	66.4	0.33	7.24
mar/09	6.20	1.15	23.50	24.50	6.38	68.8	3.35	8.29
abr/09	5.50	1.25	22.00	22.10	6.20	62.3	0.00	9.00
mai/09	4.30	1.05	11.00	19.22	6.27	55.3	14.60	9.12
jun/09	4.80	1.09	21.00	17.75	7.29	55.3	20.36	9.80
<b>Média</b>	<b>5.54</b>	<b>1.74</b>	<b>22.42</b>	<b>21.67</b>	<b>6.32</b>	<b>56.94</b>	<b>6.38</b>	<b>8.42</b>
<b>Máximo</b>	<b>6.20</b>	<b>2.65</b>	<b>27.00</b>	<b>25.80</b>	<b>7.29</b>	<b>73.8</b>	<b>31.27</b>	<b>9.80</b>
<b>Mínimo</b>	<b>4.30</b>	<b>1.05</b>	<b>11.00</b>	<b>17.75</b>	<b>5.63</b>	<b>30.0</b>	<b>0.00</b>	<b>7.03</b>
<b>d.p</b>	<b>0.63</b>	<b>0.52</b>	<b>4.02</b>	<b>2.61</b>	<b>0.38</b>	<b>4.70</b>	<b>10.24</b>	<b>0.83</b>
<b><i>p</i></b>	-	-	-	<b>&gt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>&gt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,05</b>	<b>&lt; 0,01</b>

Tabela IX – Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et. al.* (1983) calculado para o fósforo total. d.p. significa desvio padrão.

	IET [PT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )]							Média da Estação	d.p
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
PN 2000/1	31	-	-	-	-	-	-	31	-
PRTG 2005/6	-	-	-	-	31	-	-	31	-
TIET 2050	49	63	50	52	63	63	62	58	6,67
BMIR 2800	66	63	60	56	68	63	63	63	3,95
JNDI 0500	56	57	60	52	53	60	52	56	3,59
PEBA 0100	53	30	63	63	63	63	49	55	12,48
PEBA 0900	50	50	73	50	50	46	46	52	9,50

	IET [PT( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )]												Média da Estação	d.p.
	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09		
TAIA 2008/9	28	28	27	28	30	30	30	30	30	30	30	30	29	1.14

Tabela X – Percentual de clorofila *a* e fósforo total acima do limite considerado eutrófico, segundo Wetzel, 2001 e padrões estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 20/1986 e 357/2005 para ambientes classe 2, respectivamente.

Estação Amostral	<i>n</i>	Valores acima do Limite (%)		
		Clorofila <i>a</i>	<i>n</i>	Fósforo total
<b>TIET 2050</b>	-	-	42	85.71
<b>BMIR 2800</b>	-	-	42	97.62
<b>JNDI 0500</b>	53	79.25	42	88.10
<b>PEBA 0100</b>	-	-	42	83.33
<b>PEBA 0900</b>	34	38.24	-	-
<b>Geral</b>	87	58.74	168	88.69

Tabela XI - Correlação das variáveis físicas e químicas (*n* = 18) com os eixos 1 e 2, no período de 2001 a 2007.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (Temp)	0,316	-0,385
pH (pH)	<b>0,612</b>	<b>-0,669</b>
Condutividade Elétrica (C.E.)	<b>0,734</b>	<b>0,546</b>
Fósforo Total (PT)	0,483	0,431
Oxigênio Dissolvido (OD)	<b>0,625</b>	<b>-0,508</b>
Turbidez (Turb.)	0,185	<b>0,559</b>
Nitrogênio Total (N.T.)	0,073	-0,027
Cobre Total (C.T.)	0,221	<b>-0,744</b>
Vazão (Vazão)	<b>0,834</b>	-0,251
<b>Variância explicada</b>	<b>62,63 %</b>	<b>13,22 %</b>

Tabela XII - Correlação das variáveis físicas e químicas (n = 12) com os eixos 1 e 2, no período de julho 2008 a junho 2009.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (T. Água)	-0,524	-0,807
pH (pH)	0,573	-0,060
Condutividade Elétrica (C.E.)	0,040	-0,302
Fósforo Total (PT)	0,429	-0,804
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,802	-0,078
Turbidez (Turb.)	0,599	-0,075
Nitrogênio Total (N.T.)	0,218	-0,824
Profundidade (Prof)	-0,721	-0,258
Vazão (Vazão)	-0,895	-0,258
Transparência (Transp)	-0,638	0,494
Clorofila a (Clor a )	0,944	0,138
<b>Variância explicada</b>	<b>41,33%</b>	<b>24,13%</b>

Tabela XIII - Composição da comunidade zooplanctônica e sua frequência relativa no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (+) Presença do táxon / (-) Ausência do táxon. C – Constância das espécies.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09	Freq. Relativa (%)	C
<b>FILO ROTIFERA</b>														
<b>Classe Monogononta</b>														
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	16.67	O
<i>Brachionus angularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	25.00	A
<i>Brachionus mirus</i>	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	41.67	A
<i>Cephalopedala forficata</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.33	O
<i>Collotheca</i> sp	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Conochilus dossuarius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	91.67	C
<i>Conochilus unicornis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Filinia longiseta</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	16.67	O
<i>Gastropus stylifer</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	33.33	A
<i>Hexarthra intemedia</i>	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	41.67	A
<i>Horaella thomassoni</i>	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+	-	+	58.33	C
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	+	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	50.00	A
<i>Keratella americana</i>	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	41.67	A
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Lecane papuana</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	16.67	O
<i>Macrochetus</i> sp	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	8.33	O
<i>Polyarthra vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Ptygura libera</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	25.00	A
<i>Synchaeta pectinata</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	75.00	C
<i>Synchaeta stylata</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	58.33	C
<i>Trichocerca capucina</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	75.00	C
<i>Trichocerca pussila</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	33.33	A
<i>Trichocerca similis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	8.33	O

Tabela XIII – continuação - Composição da comunidade zooplancônica e sua frequência relativa no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais. (+) Presença do táxon / (-) Ausência do táxon. *Constância* das espécies.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09	Freq.	C
<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>														
<b>Ordem Cyclopoida</b>														
Copepodito	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
Nauplio	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Tropocyclops prasinus</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	25.00	A
<b>Ordem Calanoida</b>														
Copepodito	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	41.67	A
Nauplio	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	75.00	C
<b>Ordem Harpacticoida</b>														
Copepodito	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	8.33	O
Nauplio	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	25.00	A
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>														
<b>Classe Branchiopoda</b>														
<i>Bosmina hagmanni</i>	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	58.33	C
<i>Bosminopsis deitersi</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	100.00	C
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	25.00	A
<i>Diaphanosoma birgei</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	50.00	A
<i>Moina minuta</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	41.67	A
<b>FILO ARTHROPODA</b>														
<b>Classe Insecta</b>														
Chaoboridae	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	8.33	O
Chironomidae	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	16.67	O

Tabela XIV – Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) dos diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Divisão Taxonômica</b>	<b>Jul/08</b>	<b>Ago/08</b>	<b>Set/08</b>	<b>Out/08</b>	<b>Nov/08</b>	<b>Dez/08</b>	<b>Jan/09</b>	<b>Fev/09</b>	<b>Mar/09</b>	<b>Abr/09</b>	<b>Mai/09</b>	<b>Jun/09</b>
Rotifera	47.743	26.594	30.705	138.754	82.053	95.068	157.066	113.723	50.852	131.027	59.628	53.060
Cyclopoida	244	59	164	186	441	202	1.369	3.488	2.819	2.102	2.750	238
Calaonida	104	0	8	5	15	0	407	0	132	277	285	51
Cladocera	240	30	22	95	509	1.335	46.831	1.972	1.028	81	5.032	4.872
Insecta	0	0	16	5	0	0	0	0	15	1304	0	0
Harpticoida	0	0	0	0	0	0	0	603	0	0	41	0
<b>TOTAL</b>	<b>48.332</b>	<b>26.683</b>	<b>30.915</b>	<b>139.044</b>	<b>83.019</b>	<b>96.605</b>	<b>205.674</b>	<b>119.786</b>	<b>54.846</b>	<b>134.792</b>	<b>67.736</b>	<b>58.221</b>

Tabela XV – Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

	Jul/ 08	Ago/ 08	Set/ 08	Out/ 08	Nov/ 08	Dez/ 08	Jan/ 09	Fev/ 09	Mar/ 09	Abr/ 09	Mai/ 09	Jun/ 09
<b>FILO ROTIFERA</b>												
<b>Classe Monogononta</b>												
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.445	1.528	0
<i>Brachionus angularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3.871	10.645	2.037	0	0
<i>Brachionus mirus</i>	9	0	0	0	189	0	0	0	2.019	1.630	509	0
<i>Cephalopedala forficata</i>	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Collotheca</i> sp	3.658	6.060	4.094	7.017	7.734	48.892	10.593	38.299	9.911	13.853	7.130	2.122
<i>Conochilus dossuarius</i>	17.127	4.445	599	905	2.452	3.492	2.037	114	15	412	41	0
<i>Conochilus unicornis</i>	1.349	4.134	3.994	20.372	54.513	28.909	96.562	5.500	1.468	26.687	11.714	2.546
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0	0	0	0	0	407	0	407	0	0
<i>Gastropus stylifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	611	2.386	4.686	0	424
<i>Hexarthra intemedia</i>	0	0	0	0	0	776	4.686	24.446	5.506	407	0	0
<i>Horaella thomassoni</i>	0	0	999	0	1.698	2.522	204	16	0	4	0	8
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	2	0	100	0	0	0	0	0	184	1.630	2.037	1.273
<i>Keratella americana</i>	0	0	499	453	377	0	0	0	367	407	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	50	652	1.098	905	6.036	776	11.816	7.334	3.304	3.667	6.112	5.942
<i>Lecane papuana</i>	0	0	0	0	0	0	0	204	0	407	0	0
<i>Macrochetus</i> sp	0	0	0	0	377	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra vulgaris</i>	24.371	8.460	5.393	90.541	3.773	2.134	22.409	20.372	8.442	53.170	30.558	38.197
<i>Ptygura libera</i>	0	0	0	0	0	0	0	12.019	184	6.519	0	0
<i>Synchaeta pectinata</i>	36	2.148	5.592	15.166	2.641	582	0	0	5.689	12.019	0	1.273
<i>Synchaeta stylata</i>	0	0	8.089	2.943	1.320	2.328	611	122	0	29	0	0
<i>Trichocerca capucina</i>	1.141	696	48	453	943	4.656	8.149	204	0	0	0	424
<i>Trichocerca pussila</i>	0	0	0	0	0	0	0	204	551	611	0	849
<i>Trichocerca similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	184	0	0	0
<b>Subtotal</b>	<b>47.743</b>	<b>26.594</b>	<b>30.705</b>	<b>138.754</b>	<b>82.053</b>	<b>95.068</b>	<b>157.066</b>	<b>113.723</b>	<b>50.852</b>	<b>131.027</b>	<b>59.628</b>	<b>53.060</b>



Tabela XV – continuação - Densidade numérica (org./m<sup>3</sup>) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>												
<b>Ordem Cyclopoida</b>												
Copepodito	32	4	16	5	4	47	212	456	587	473	489	85
Nauplio	213	56	148	181	438	155	1.141	2.966	2.232	1.630	2.241	153
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0		0	0	0	0	16	65	0	0	20	0
<b>Subtotal</b>	<b>244</b>	<b>59</b>	<b>164</b>	<b>186</b>	<b>441</b>	<b>202</b>	<b>1.369</b>	<b>3.488</b>	<b>2.819</b>	<b>2.102</b>	<b>2.750</b>	<b>238</b>
<b>Ordem Calanoida</b>												
Copepodito	2	0	0	0	0	0	228	0	44	16	102	0
Nauplio	102	0	8	5	15	0	179	0	88	261	183	51
<b>Subtotal</b>	<b>104</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>407</b>	<b>0</b>	<b>132</b>	<b>277</b>	<b>285</b>	<b>51</b>
<b>Ordem Harpacticoida</b>												
Copepodito	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0
Nauplio	0	0	0	0	0	0	0	587	0	81	41	0
<b>Subtotal</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>603</b>	<b>0</b>	<b>81</b>	<b>41</b>	<b>0</b>
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>												
<b>Classe Branchiopoda</b>												
<i>Bosmina hagmanni</i>	0	0	0	0	26	109	293	326	0	179	20	17
<i>Bosminopsis deitersi</i>	240	30	22	95	483	1071	45429	652	73	391	4400	4838
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	16	20	0
<i>Diaphanossoma birgei</i>	0	0	0	0	0	0	1108	33	176	130	367	17
<i>Moina minuta</i>	0	0	0	0	0	155	0	962	763	587	224	0
<b>Subtotal</b>	<b>240</b>	<b>30</b>	<b>22</b>	<b>95</b>	<b>509</b>	<b>1.335</b>	<b>46.831</b>	<b>1.972</b>	<b>1.028</b>	<b>1.304</b>	<b>5.032</b>	<b>4.872</b>



Tabela XVII – Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

	Jul/08	Ago/08	Set/08	Out/08	Nov/08	Dez/08	Jan/09	Fev/09	Mar/09	Abr/09	Mai/09	Jun/09
<b>FILO ROTIFERA</b>												
<b>Classe Monogononta</b>												
<i>Ascomorpha ecaudis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.81	2.26	0.00
<i>Brachionus angularis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.23	19.41	1.51	0.00	0.00
<i>Brachionus mirus</i>	0.02	0.00	0.00	0.00	0.23	0.00	0.00	0.00	3.68	1.21	0.75	0.00
<i>Cephalopedala forficata</i>	0.00	0.00	0.65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Collotheca</i> sp	7.57	22.71	13.24	5.05	9.32	50.61	5.15	31.97	18.07	10.28	10.53	3.64
<i>Conochilus dossuarius</i>	35.44	16.66	1.94	0.65	2.95	3.62	0.99	0.10	0.03	0.31	0.06	0.00
<i>Conochilus unicornis</i>	2.79	15.49	12.92	14.65	65.66	29.92	46.95	4.59	2.68	19.80	17.29	4.37
<i>Filinia longiseta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.30	0.00	0.00
<i>Gastropus stylifer</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.51	4.35	3.48	0.00	0.73
<i>Hexarthra intemedia</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.80	2.28	20.41	10.04	0.30	0.00	0.00
<i>Horaella thomassoni</i>	0.00	0.00	3.23	0.00	2.04	2.61	0.10	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
<i>Kellicottia bastoniensis</i>	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	1.21	3.01	2.19
<i>Keratella americana</i>	0.00	0.00	1.62	0.33	0.45	0.00	0.00	0.00	0.67	0.30	0.00	0.00
<i>Keratella cochlearis</i>	0.10	2.44	3.55	0.65	7.27	0.80	5.74	6.12	6.02	2.72	9.02	10.21
<i>Lecane papuana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.30	0.00	0.00
<i>Macrochetus</i> sp	0.00	0.00	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Polyarthra vulgaris</i>	50.42	31.70	17.44	65.12	4.54	2.21	10.90	17.01	15.39	39.45	45.11	65.61
<i>Ptygura libera</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.03	0.33	4.84	0.00	0.00
<i>Synchaeta pectinata</i>	0.07	8.05	18.09	10.91	3.18	0.60	0.00	0.00	10.37	8.92	0.00	2.19
<i>Synchaeta stylata</i>	0.00	0.00	26.16	2.12	1.59	2.41	0.30	0.10	0.00	0.02	0.00	0.00
<i>Trichocerca capucina</i>	2.36	2.61	0.16	0.33	1.14	4.82	3.96	0.17	0.00	0.00	0.00	0.73
<i>Trichocerca pussila</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	1.00	0.45	0.00	1.46
<i>Trichocerca similis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>98.78</b>	<b>99.67</b>	<b>99.32</b>	<b>99.79</b>	<b>98.84</b>	<b>98.41</b>	<b>76.37</b>	<b>94.94</b>	<b>92.72</b>	<b>97.21</b>	<b>88.03</b>	<b>91.13</b>

Tabela XVII – continuação - Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>SUBCLASSE COPEPODA</b>												
<b>Ordem Cyclopoida</b>												
Nauplio	0.44	0.21	0.48	0.13	0.53	0.16	0.55	2.48	4.07	1.21	3.31	0.26
Copepodito	0.07	0.01	0.05	0.00	0.00	0.05	0.10	0.38	1.07	0.35	0.72	0.15
<i>Tropocyclops prasinus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.05	0.00	0.00	0.03	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.51</b>	<b>0.22</b>	<b>0.53</b>	<b>0.13</b>	<b>0.53</b>	<b>0.21</b>	<b>0.67</b>	<b>2.91</b>	<b>5.14</b>	<b>1.56</b>	<b>4.06</b>	<b>0.41</b>
<b>Ordem Calanoida</b>												
Nauplio	0.21	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.09	0.00	0.16	0.19	0.27	0.09
Copepodito	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.00	0.08	0.01	0.15	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.22</b>	<b>0.00</b>	<b>0.03</b>	<b>0.00</b>	<b>0.02</b>	<b>0.00</b>	<b>0.20</b>	<b>0.00</b>	<b>0.24</b>	<b>0.21</b>	<b>0.42</b>	<b>0.09</b>
<b>Ordem Harpacticoida</b>												
Nauplio	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.00	0.06	0.06	0.00
Copepodito	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.50</b>	<b>0.00</b>	<b>0.06</b>	<b>0.06</b>	<b>0.00</b>
<b>SUPERCLASSE CRUSTACEA</b>												
<b>Classe Branchiopoda</b>												
<i>Bosmina hagmanni</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.11	0.14	0.27	0.00	0.13	0.03	0.03
<i>Bosminopsis deitersi</i>	0.50	0.11	0.07	0.07	0.58	1.11	22.09	0.54	0.13	0.29	6.50	8.31
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	0.03	0.00
<i>Diaphanossoma birgei</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.54	0.03	0.32	0.10	0.54	0.03
<i>Moina minuta</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.80	1.39	0.44	0.33	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.50</b>	<b>0.11</b>	<b>0.07</b>	<b>0.07</b>	<b>0.61</b>	<b>1.38</b>	<b>22.77</b>	<b>1.65</b>	<b>1.87</b>	<b>0.97</b>	<b>7.43</b>	<b>8.37</b>

Tabela XVII – continuação - Abundância relativa (%) registrada para todos os táxons da comunidade zooplantônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>FILO ARTHROPODA</b>													
<b>Classe Insecta</b>													
Chaoburus	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
Chironomini	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<b>Subtotal</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.05</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.00</b>	<b>0.03</b>	0.00	0.00	0.00
<b>TOTAL</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>

Tabela XVIII – Valores de riqueza (número de táxons) total e relativa registrado para os diferentes grupos taxonômicos da comunidade zooplanctônica, no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

<b>Divisão</b>	<b>Jul/</b>	<b>Ago/</b>	<b>Set/</b>	<b>Out/</b>	<b>Nov/</b>	<b>Dez/</b>	<b>Jan/</b>	<b>Fev/</b>	<b>Mar/</b>	<b>Abr/</b>	<b>Mai/</b>	<b>Jun/</b>	<b>Total</b>	<b>Riqueza</b>
<b>Taxonômica</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>08</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>09</b>	<b>de</b>	<b>Relativa</b>
													<b>Taxa</b>	<b>(%)</b>
<b>Rotifera</b>	8.00	7.00	12.00	9.00	12.00	10.00	9.00	14.00	15.00	18.00	8.00	10.00	23.00	62.16
<b>Cyclopoida</b>	2.00	2.00	2.00	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	2.00	2.00	3.00	2.00	3.00	8.11
<b>Calanoida</b>	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	2.00	0.00	2.00	2.00	2.00	1.00	2.00	5.41
<b>Cladocera</b>	1.00	1.00	1.00	1.00	2.00	3.00	3.00	4.00	4.00	5.00	5.00	3.00	5.00	13.51
<b>Insecta</b>	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	2.00	5.41
<b>Harpaticoida</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.00	0.00	1.00	1.00	0.00	2.00	5.41
<b>TOTAL</b>	<b>12.00</b>	<b>10.00</b>	<b>17.00</b>	<b>11.00</b>	<b>16.00</b>	<b>15.00</b>	<b>17.00</b>	<b>23.00</b>	<b>24.00</b>	<b>28.00</b>	<b>19.00</b>	<b>16.00</b>	<b>37.00</b>	<b>100.00</b>

Tabela XIX – Índice de diversidade (bits) e equitatividade registrados para a comunidade zooplanctônica no período de julho de 2008 a junho de 2009, em intervalos mensais.

Índice	Jul/08	Ago/08	Set/08	Out/08	Nov/08	Dez/08	Jan/09	Fev/09	Mar/09	Abr/09	Mai/09	Jun/09	MÉDIA
<b>Diversidade</b>	1.18	1.70	1.97	1.15	1.36	1.43	1.62	1.97	2.33	2.00	1.74	1.31	<b>1.65</b>
<b>Equitatividade</b>	0.47	0.74	0.70	0.48	0.49	0.53	0.57	0.63	0.73	0.60	0.52	0.39	<b>0.57</b>

Tabela XX - Correlação das densidades numéricas dos grupos zooplanctônicos (n = 12) com os eixos 1 e 2.

Grupo Taxonômico	Componentes Principais	
	1	2
Rotífera	<b>0,517</b>	-0,010
Copepoda Cyclopoida	<b>0,795</b>	0,165
Copepoda Calanoida	<b>0,710</b>	-0,237
Cladocera	<b>0,817</b>	<b>-0,515</b>
<b>Variância explicada</b>	<b>72,107%</b>	<b>14,867%</b>

Tabela XXI – Correspondência canônica entre a comunidade zooplanctônica e variáveis ambientais (n = 16) com os eixos 1 e 2.

Variáveis	Componentes Principais	
	1	2
Temperatura da Água (T. Água)	0,126	-0,920
pH (pH)	0,285	0,697
Condutividade Elétrica (C.E.)	-0,651	-0,590
Fósforo Total (PT)	-0,500	-0,703
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0,640	0,523
Turbidez (Turb.)	-0,366	0,513
Nitrogênio Total (N.T.)	-0,643	-0,672
Profundidade (Prof)	0,766	-0,327
Vazão (Vazão)	0,746	-0,529
Transparência (Transp)	0,632	0,391
Clorofila a (Clor a )	-0,786	0,535
<b>Variância explicada</b>	<b>42,00%</b>	<b>36,50%</b>

Tabela XXII – Matriz de similaridade de Sorensen entre Taiapuêba e as demais represas que compõem o sistema produtor Alto Tietê Cabeceiras.

Estação Amostrai	nº total de espécies	nº de espécies Comuns em ambas as estações	nº de espécies exclusivas de Taiapuêba	nº de espécies exclusivas de outra represa	Ss
<b>TAIA</b>					100.0
<b>2008/9</b>	32	32	0	0	0
<b>PN 2001/2</b>	31	21	11	10	66.67
<b>PRTG</b>					
<b>2005/6</b>	55	19	13	36	43.68
<b>BMIR 2800</b>	37	13	19	24	37.68

## **BANCO DE IMAGENS**



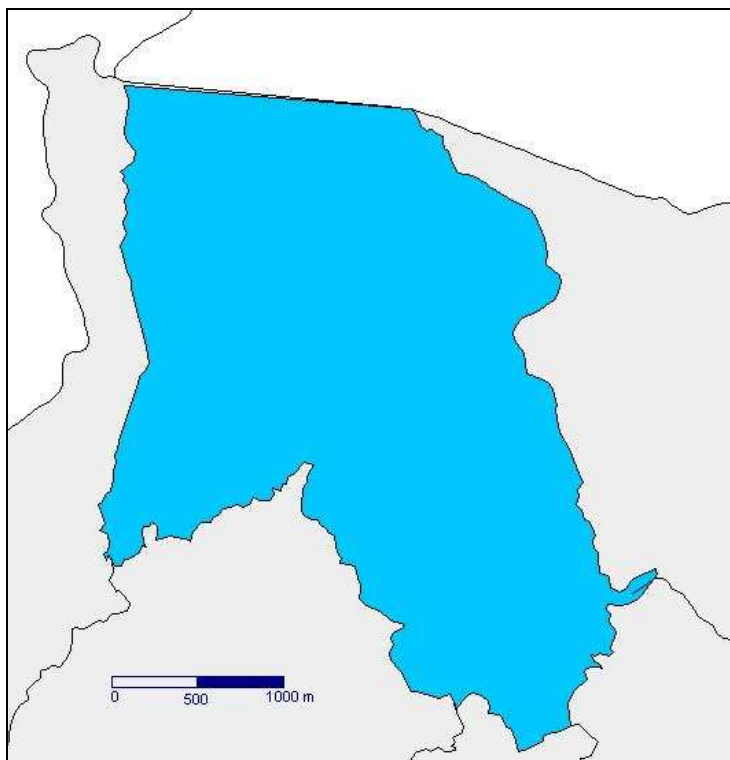


Foto 1 - Desenho cartográfico e imagem de satélite do reservatório de Taiapuêba. Fonte Sabesp.



Foto 2. Imagem do reservatório de Taiapuêba, com visualização angular diferenciada da estação de captação de água.



Foto 3. Visão detalhada da estação de captação de água e imagem geral do reservatório.

