

Patrícia do Amaral Meirinho

Compartimentalização da comunidade  
zooplanctônica em um reservatório tropical  
urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo  
Billings, SP)

São Paulo

2010

Patrícia do Amaral Meirinho

Compartimentalização da comunidade  
zooplanctônica em um reservatório tropical  
urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo  
Billings, SP)

Dissertação apresentada ao Instituto de  
Biotecnologia da Universidade de São  
Paulo, para a obtenção de Título de  
Mestre em Ciências, na Área de  
Ecologia de ecossistemas terrestres e  
aquáticos.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Luiz  
Martins Pompêo

São Paulo

2010

Meirinho, Patrícia do Amaral  
Compartimentalização da  
comunidade zooplanctônica em um  
reservatório tropical urbano eutrofizado  
(braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)  
89 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de  
Biotecnologia da Universidade de São Paulo.  
Departamento de Ecologia.

1. Zooplâncton 2. Heterogeneidade  
3. Compartimentos I. Universidade de São  
Paulo. Instituto de Biotecnologia.  
Departamento de Ecologia.

## Comissão Julgadora:

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof. Dr. Marcelo L. M. Pompêo

Orientador

## **Agradecimentos**

Agradeço a meu orientador Dr. Marcelo L. M. Pompêo por todo apoio que me deu desde o começo, por estar sempre presente, disposto a ouvir e ajudar a todo o momento.

A todo pessoal do laboratório de limnologia: Paula, Sheila, Evelyn, Clarissa, Daniel, Estefânia, Célia, Rafael, Fernanda e a todos os outros que passaram ou chegaram agora e ajudaram de qualquer forma, pela ajuda e apoio sem igual que me deram sempre que precisei em diversas fases deste trabalho, cada um com o que sabe de melhor, sempre dispostos a ajudar e também pelos bons momentos que passamos juntos.

A Dra. Maria José Santos Wisniewski e a Dra. Odete Rocha que me receberam muito bem em seus laboratórios e deram grande ajuda com as espécies de zooplâncton. Agradeço também a todas as suas alunas que ou me ajudaram com as espécies ou mesmo com a companhia e até mesmo abrigo, todas foram muito legais.

A Dra. Luciana Pinto Sartori que por diversas vezes veio ao laboratório de limnologia e me deu grandes dicas e ajuda com os copépodos que nunca vou esquecer, valeu mesmo.

A Dra. Carmen Lídia Pires Zottarelli que se colocou a disposição e me confirmou o fungo quitridio em minhas amostras.

Ao departamento de ecologia do IB, todos seus funcionários e professores.

Ao técnico Maurício pela ajuda nas coletas e aos barqueiros Cláudio e seu amigo quando não pôde estar presente, por nos guiarem na Billings.

A Dra. Marisa Bitencourt pela ajuda com sensoriamento remoto.

Aos membros da banca de qualificação Dr. Ana Lúcia Brandimarte, Dr. Sérgio Rosso e Dr. Roberto Shimizu pelas sugestões bem úteis.

A minha teacher Raquel pela ajuda sempre que precisei de algo em inglês.

A Capes, pelos 2 anos de bolsa de mestrado.

Finalmente agradeço demais a minha família, meus pais Izabel e Walter, minha vó Glais, minha irmã Luciana, ao povinho de Bariri e todos os outros, obrigado por todo apoio, incentivo, amor, me agüentarem falando de como vocês dizem “bichinhos da água”. Ao Adalto obrigada por todo amor e carinho, estar ao meu lado sempre e como você é o único que entende melhor o que faço obrigada pelas conversas, mesmo que ache que não, me ajuda. E a todos pela paciência quando estive mais ansiosa ou ocupada.

A todos os meus amigos, aos amigos do Grupo Musical Casa de Fabiano que não consigo me separar, vocês são super.

É muito que tenho a agradecer, por ter tantas pessoas queridas ao meu lado que colaboram não só para o trabalho como para que eu seja uma pessoa melhor.

E, sobretudo a Deus, tenho muito o que agradecer pela vida e tudo que nos proporciona sempre.

## Sumário

Resumo .....	1
Abstract.....	2
1 Introdução.....	3
2 Objetivos.....	9
3 Materiais e métodos.....	10
3.1 Local de estudo .....	10
3.2 Coleta.....	12
3.3 Variáveis limnológicas .....	13
3.4 Índice de estado trófico (IET).....	14
3.5 Zooplâncton .....	14
3.5.1 Índices de diversidade.....	15
3.6 Análise estatística – análise de componentes principais.....	15
4 Resultados.....	17
4.1 Variáveis limnológicas .....	17
4.1.1 Profundidade e transparência.....	17
4.1.2 Temperatura.....	18
4.1.3 Condutividade elétrica.....	21
4.1.4 pH .....	24
4.1.5 Oxigênio dissolvido .....	27
4.1.6 Sólidos totais, material em suspensão, fósforo total, clorofila- <i>a</i> e feoftina.....	30
4.2 IET .....	33
4.3 Comunidade zooplanctônica.....	35
4.3.1 Riqueza .....	37
4.3.2 Abundância absoluta.....	40
4.3.3 Abundância relativa .....	44
4.3.4 Diversidade .....	50
4.4 Análise estatística .....	50
4.4.1 Variáveis limnológicas .....	50
4.4.2 Características do zooplâncton .....	52
5 Discussão.....	55
5.1 Temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido .....	55

5.2 Sólidos totais, material em suspensão, fósforo total, clorofila- <i>a</i> e feoftina.....	58
5.3 IET .....	59
5.4 Zooplâncton .....	60
5.5 Compartimentos.....	70
5.6 Manejo .....	75
6 Conclusão .....	79
7 Referências bibliográficas .....	81

## Resumo

O presente estudo foi realizado no reservatório Rio Grande (Complexo Billings), estado de São Paulo, com o objetivo de analisar a heterogeneidade espacial ao longo de seu eixo principal e com isso também saber se a comunidade zooplanctônica varia junto com o gradiente de condições ambientais encontrado no reservatório. Para tal, o reservatório foi dividido em quatro porções com base em informações anteriores a este estudo que mostravam um gradiente de trofia variando de eutrófico próximo de seus tributários a oligotrófico próximo à barragem. Assim, em cada porção foram escolhidos três pontos, totalizando 12 pontos de coleta amostrados em duas épocas do ano. Algumas variáveis como clorofila-*a*, fósforo total, materiais em suspensão e condutividade elétrica diminuíram em direção a barragem, outras como a transparência e profundidade aumentaram, o que indica também uma diminuição da eutrofização na porção próxima à barragem onde há captação de água para abastecimento, embora os valores do IET tenham indicado em geral um ambiente eutrófico, chegando a ser mesotrófico próximo à barragem. O zooplâncton apresentou maior riqueza de espécies e abundância total na parte alta do reservatório, diminuindo em direção à barragem. Os Rotifera foram os organismos com maior número de espécies, foram quase sempre mais abundantes e seguiram o padrão geral de heterogeneidade na abundância, já os Copepoda, formados apenas pela ordem Cyclopoida, apresentaram padrões diferentes do geral em ambos os períodos. Os Cladocera foram pouco presentes. Assim, a presença de certas espécies ou grupos do zooplâncton apontaram para um ambiente eutrofizado e instável, com a presença de espécies oportunistas. Sendo assim, a comunidade zooplanctônica acompanhou o gradiente de condições ambientais do reservatório com alterações em sua abundância e composição, mostrando ser um bom indicador de mudanças ambientais. Esse gradiente ao longo do eixo principal é comum em reservatórios por ser um sistema de transição, mas no reservatório Rio Grande também pode haver influência antrópica vinda do despejo de cargas poluidoras ou do manejo, com a aplicação de algicidas para tratamento da água. Por meio de ACPs, as variáveis limnológicas e as características do zooplâncton dividiram o reservatório em três compartimentos dentro desse gradiente encontrado; tais compartimentos variam suas dimensões constantemente com o passar do tempo, mostrando assim um ambiente dinâmico, mas com compartimentos bem definidos.

Palavras chaves: zooplâncton, heterogeneidade, compartimentos, gradiente, reservatório



## **Abstract**

The present study was done in the Rio Grande reservoir (Billings Complex), São Paulo state, with the aim to analyze the spatial heterogeneity in the main axis and also to know if the zooplankton community varies with the gradient of environmental conditions found in the reservoir. To this end, the reservoir was divided in four portions based on previous information to this study that showed a trophic gradient varying from eutrophic near of its tributaries to oligotrophic near of the dam. Thus, in each portion it was chosen three points, totalizing 12 points sampled in two seasons. Some variables as chlorophyll-*a*, total phosphorus, suspension materials and electric conductivity decreased towards the dam, others such as the transparency and depth increased, what indicates a decrease of the eutrophication in the dam's portion where there is a captation point for water supply, although the IET values have indicated, in general, a eutrophic environment being mesotrophic near of the dam. The zooplankton presented large richness of species and total abundance in the upstream zone of the reservoir decreasing towards the dam. The Rotifera were the organisms with the largest number of species, being almost always the most abundant group and followed the general pattern of the heterogeneity in the abundance. On the other hand, the Copepoda, only formed by the order Cyclopoida, presented different patterns of heterogeneity in both periods. The Cladocera were rarely present. Therefore, the presence of some species or groups of zooplankton pointed to a eutrophic and instable environment, with the presence of opportunist species. Hence, the zooplankton community accompanied the gradient of environmental conditions of the reservoir with abundance and composition changes showing to be a good indicator of the environmental changes. This gradient along the main axis is common in reservoirs inasmuch as it is a transitional system, but in the Rio Grande reservoir can also have anthropic influence due to the discharge of pollutant loads or management applying algicides to water treatment. Through PCAs, the limnological variables and zooplankton characteristics divided the reservoir in three compartments inside this gradient found; such compartments vary their sizes constantly during the time showing thus a dynamic environment, but still with well-defined compartments.

**Keywords:** zooplankton, heterogeneity, compartment, gradient, reservoir

# 1 Introdução

Em todo o mundo pode-se notar que tudo ou quase tudo que existe possui algum tipo de variação. Ambientes variam de diversas formas, podendo ocorrer mudanças em sua estrutura física, química e biológica. Assim, a heterogeneidade é um fenômeno associado com descontinuidades e modulações que devem assumir muitas formas e combinações (KOLASA & ROLLO, 1991).

Em um ambiente pode haver heterogeneidade espacial e temporal. A heterogeneidade espacial ocorre quando algum fator varia no espaço em relação à variação estrutural do ambiente, já a heterogeneidade temporal, apesar de ser semelhante a espacial, se refere a um ponto no espaço e vários pontos no tempo, ou seja, um mesmo ponto é amostrado em momentos diferentes e não vários são amostrados no espaço para comparações como é feito para verificar heterogeneidade espacial. Entretanto, isso não significa que heterogeneidade espacial e temporal não estejam relacionadas, pelo contrário, as duas devem ser verificadas e relacionadas (KOLASA & ROLLO, 1991).

Nos ecossistemas aquáticos são conhecidas tanto variações espaciais como a variação da temperatura com a profundidade, quanto variações temporais como os ciclos anuais, e tanto os componentes físicos quanto os biológicos são importantes quando se trata de heterogeneidade (DOWNING, 1991).

Em um lago, tanto componentes como a água e o sedimento quanto os organismos são altamente dinâmicos, além disso, a ação de ondas, turbulência e correntes traduzem padrões espaciais altamente efêmeros. Desta forma, segundo Downing (1991), o conceito de lugar em ecossistemas aquáticos é ilusório e dinâmico, o que junto do fato da maioria dos organismos em lagos serem muito pequenos como o plâncton, dificulta o estudo da heterogeneidade, principalmente com relação à parte biológica.

Um importante exemplo de heterogeneidade em ambiente aquático ocorre ao longo do eixo central de um reservatório, onde mudanças físicas, químicas e biológicas acontecem gradativamente formando ambientes com dinâmicas bastante diferenciadas. Isto ocorre, pois um reservatório é um ecossistema de transição entre um rio e um lago, já que sua origem está em um rio que teve seu curso obstruído formando um ambiente similar a um lago (THORNTON, 1990).

Na construção de reservatórios ocorrem grandes modificações no meio tanto durante a construção quanto a posterior operação que levam a um ambiente heterogêneo, entre estas

mudanças estão o aumento do tempo de residência da água, temperatura, estratificação, redução na turbulência, frequentemente diminuição de partículas em suspensão e algumas vezes aumento da produção primária autóctone devido ao ambiente tornar-se mais propício (SERAFIM *et al.*, 2006). Deste modo, pode-se notar que além de fatores naturais como precipitação, vento e radiação solar, há também fatores que dependem do regime de operação do reservatório como variações no tempo de residência da água e correntes de advecção induzidas por fluxos a diferentes alturas na barragem (SARTORI, 2008). Um dos principais fatores que influencia no processo de compartimentação temporal e espacial em um reservatório é o tempo de residência da água. Reservatórios com tempo de residência da água longo, junto de uma alta taxa de sedimentação e um regime de fluxo controlado por processos advectivos fazem com que o gradiente ambiental seja maior (KENNEDY & WALKER, 1990).

Desta forma, podem ser observados três compartimentos distintos em um reservatório: um com características próximas às de rio (fluvial), localizado na parte alta do reservatório, outro semelhante ao ambiente de lago (lacustre), próximo à barragem, e um de transição entre os dois ambientes. Sendo assim, o compartimento fluvial é mais raso, com maior velocidade de fluxo e por isso menor tempo de retenção, menor penetração de luz, maior concentração de material em suspensão e de nutrientes, sendo a maior parte da produção autóctone. O compartimento lacustre possui características opostas às do fluvial, e o de transição possui características intermediárias. Também é no compartimento de transição que geralmente ocorre maior produtividade primária fitoplanctônica, pois nesta porção do reservatório há um ótimo na relação nutrientes / penetração de luz, conferindo assim boas condições para as algas (THORNTON, 1990; KIMMEL *et al.*, 1990).

Os compartimentos formados no reservatório não são estáticos, mas sim resultados de efeitos combinados de vários gradientes que se sobrepõem, podendo se expandir e contrair conforme os fluxos e operação do reservatório, formando assim um ambiente dinâmico tanto espacial quanto temporalmente (KIMMEL *et al.*, 1990). Também, segundo o mesmo autor, a distinção dos três compartimentos não ocorre sempre de forma precisa em um reservatório particular, podendo, por exemplo, os compartimentos fluvial e de transição estarem limitados a uma pequena porção devido ao tempo de retenção da água ser longo, ou ao contrário, o compartimento fluvial pode ser bastante grande por uma persistência de características de rio. Portanto, como já salientado, quanto menor o tempo de residência maior a tendência do reservatório se comportar como um rio. Do contrário, com o aumento do tempo de residência,

há tendência de grande parte do reservatório apresentar padrões típicos de ambientes lacustres.

Além de características físicas e químicas, este gradiente também pode ser acompanhado por mudanças na composição de espécies e abundância dos organismos. Assim, a comunidade zooplancônica, importante componente do ecossistema aquático também pode variar junto com esse gradiente de condições ambientais (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000; ZANATA & ESPÍNDOLA, 2002; URABE, 1989; NOGUEIRA, 2001; SARTORI, 2008).

Sua importância reside principalmente em seu papel de condutor do fluxo de energia, dos produtores primários para os consumidores de níveis tróficos superiores, sendo assim um importante grupo responsável pela produtividade secundária e também fundamental no transporte e regeneração de nutrientes pelo seu elevado metabolismo (NEWEL & NEWEL, 1963).

O zooplâncton geralmente possui uma reprodução rápida, sendo que grande parte dos organismos constituintes desse grupo possuem ciclo de vida curto. Essa tendência faz com que haja uma resposta rápida por parte destes organismos a mudanças ocorridas no ambiente, como é o caso do gradiente longitudinal em reservatórios. Assim, o zooplâncton possui grande sensibilidade ambiental, tendo sua abundância e composição de espécies alteradas em função de variações ocorridas em características do meio, sendo desta forma um bom bioindicador e de grande utilidade para a avaliação da qualidade da água do ambiente (COELHO-BOTELHO, 2003).

A qualidade da água pode se alterar conforme ocorram impactos em sua bacia de drenagem, com isto a composição e abundância do zooplâncton também pode mudar (MORETTO, 2001). A descarga de efluentes não tratados de grandes cidades e despejos agroindustriais como fertilizantes, pesticidas, herbicidas entre outras fontes faz com que afete a qualidade da água em rios, lagos e reservatórios, ocorrendo o fenômeno da eutrofização, grande problema, sobretudo em reservatórios (TUNDISI, 1994). Com o aumento da eutrofização, há um aumento na oferta de recursos alimentares e conseqüentemente, ocorre o aumento da biomassa zooplancônica, principalmente daqueles que se alimentam de pequenas partículas, como os rotíferos. Porém, estes geralmente têm sido encontrados em maior abundância e riqueza de espécies em reservatórios brasileiros independentemente do grau de trofia (COELHO-BOTELHO, 2003).

Os Copepoda Cyclopoida também são geralmente associados a ambientes mais eutrofizados, enquanto que os Calanoida são associados a ambientes entre oligo e mesotróficos (MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999). Porém, a proporção entre estes

dois grupos pode estar relacionada também com ambientes mais ou menos estáveis. Desta forma calanoidas são considerados organismos k-estrategistas, ou seja, possuem um período de desenvolvimento mais longo e com isso ambientes mais estáveis são mais propícios (NOGUEIRA, 2001). Portanto, ambientes instáveis, onde há, por exemplo, práticas de manejo constantes, podem abrigar espécies mais resistentes a mudanças. Assim, em reservatórios em que o funcionamento é bastante dinâmico, organismos r-estrategistas como rotíferos se estabelecem mais facilmente (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005).

De modo geral, dentro de uma comunidade ou grupo taxonômico há domínio de uma ou mais populações que são geralmente favorecidas por possuírem adaptações que permitem a melhor exploração de certos nichos que, em determinadas condições, podem ser aproveitados de forma melhor (MORETTO, 2001). Desta forma, um determinado conjunto de condições e recursos é mais favorável a um grupo de organismos que outro, fazendo com que indiquem condições diferentes.

Assim, com base na importância do zooplâncton para o ecossistema e sua capacidade de resposta a alterações ambientais, este grupo pode acompanhar o gradiente de condições e recursos existente ao longo do eixo principal de um reservatório, como já comentado, e com isso ser empregado como indicador destas mudanças.

Segundo o modelo de Marzolf (1990) há três padrões conhecidos de distribuição da abundância do zooplâncton ao longo deste gradiente: no primeiro, há um aumento não linear da abundância em direção à barragem. Isso ocorre devido à influência da corrente vinda do rio e pelo baixo tempo de retenção, assim os organismos do zooplâncton só aumentam sua taxa reprodutiva quando a velocidade da corrente diminui e então as populações são mantidas. No segundo ocorre uma redução exponencial da abundância em direção à barragem devido ao transporte de materiais do rio para o reservatório ser predominante quando os processos hidráulicos não estão operando; e no terceiro, os dois processos anteriores estão operando ao mesmo tempo, fazendo com que a maior abundância do zooplâncton ocorra em local intermediário aos dos dois padrões, ou seja na zona de transição.

A heterogeneidade na distribuição do zooplâncton é causada por interações entre processos físicos, químicos e biológicos. Além disso, também são importantes as interações biológicas e as características adaptativas, influenciando na estrutura do zooplâncton (URABE, 1989). Componentes marginais como braços também contribuem para manter o padrão heterogêneo (TUNDISI *et al.*, 1999). Essa estrutura espacial no reservatório, formada tanto pela parte física e química quanto pela biológica, pode ser mais complexa se levado em consideração eventos sazonais. Em certas regiões tropicais e subtropicais, as variações

temporais ocorrem geralmente pelo padrão sazonal de precipitação, pela ação do vento ou por ambas condições (NOGUEIRA, 1999).

Zanata & Espíndola (2002) sugerem que esse gradiente longitudinal é controlado pela circulação de água que está relacionada com as características físicas e químicas e com as comunidades bióticas do sistema. Esta heterogeneidade espaço-temporal, segundo os autores, é um fator decisivo na organização das comunidades, causando a diversidade de habitats, fundamental para a diversidade biológica.

Estudos anteriores efetuados no reservatório Rio Grande (Complexo Billings, SP), local de estudo do presente trabalho, já observaram heterogeneidade ao longo do eixo central. Pompêo (2006), analisando a qualidade da água superficial do Reservatório Rio Grande, com base no índice de estado trófico (IET) de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) para clorofila-*a* e Disco de Secchi e em imagens de satélite, observou um gradiente de trofia decrescendo em direção à barragem (Figura 1). Com base nessa observação, o reservatório foi dividido em três compartimentos: o primeiro compartimento, localizado na parte alta, próximo da influência de rios, mais eutrófico, o segundo compartimento, maior deles, na porção intermediária, considerado mesotrófico, e o terceiro compartimento, mais próximo à barragem, com tendência a oligotrofia. O autor atribuiu esse padrão à zonação existente no reservatório, como definido por Thorton *et al.* (1990), mas principalmente a constante aplicação de sulfato de cobre visando o controle do crescimento de algas, principalmente cianobactérias.

Mariani (2006), analisando a massa de água em perfil, mas em vários pontos distribuídos ao longo do eixo central do braço Rio Grande, também observou um gradiente no estado trófico do braço, diminuindo, no sentido montante-jusante. Segundo a autora, a análise de metais-traço no sedimento também mostrou um padrão heterogêneo com uma tendência de aumento nas suas concentrações no sentido montante-barragem, com exceção do Zn que apresentou tendência inversa.

Quanto ao zooplâncton, este já foi analisado no braço Rio Grande por Sendacz (1978), Sendacz (1984), Kubo (1989), Sendacz & Kubo (1999), Cetesb (1996b), mas sempre em poucos pontos. Segundo Nogueira (1999), a idéia de se coletar em apenas um ponto geralmente na parte mais profunda do reservatório é inadequada para se caracterizar sistemas tão heterogêneos e dinâmicos temporal e espacialmente. Assim, para a caracterização do zooplâncton ao longo deste padrão heterogêneo, é preciso englobar um maior número de pontos de amostragem também para os organismos, cobrindo de forma melhor o reservatório e sendo possível então uma comparação com a parte física e química.

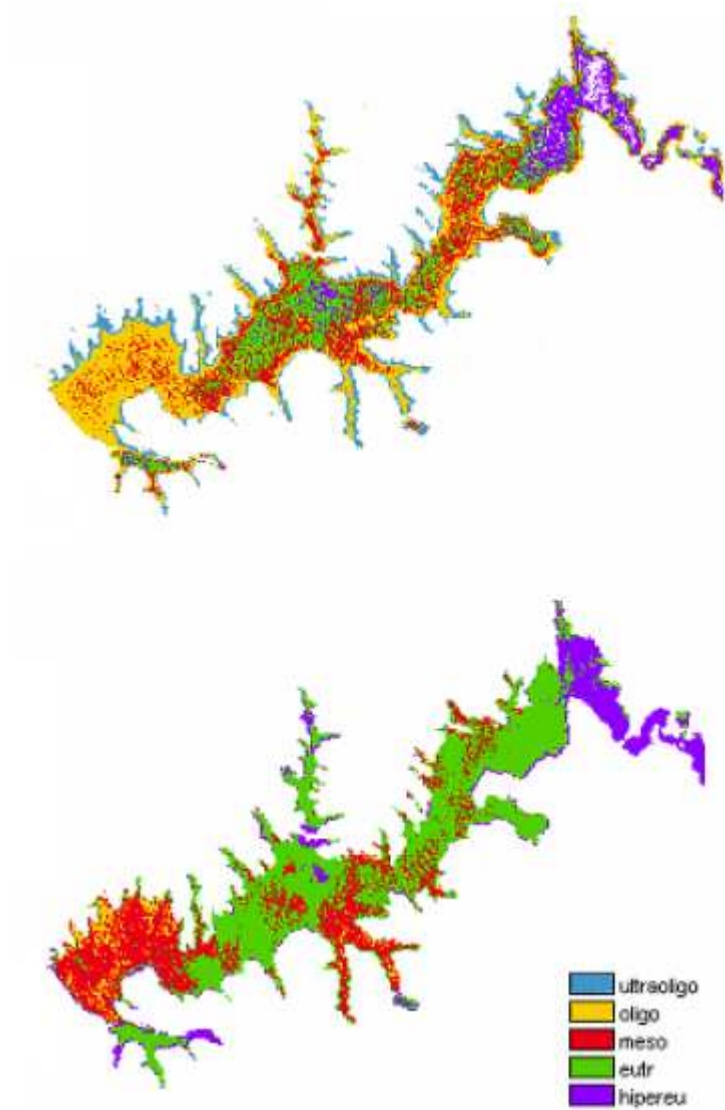


Figura 1 - Estado trófico no reservatório Rio Grande calculado por meio da Clorofila-a (acima) e do Disco de Secchi (abaixo) e estimados respectivamente com imagem de reflectância no vermelho e no verde. Modificado de: Pompêo (2006).

## 2 Objetivos

- Caracterizar o reservatório Rio Grande ao longo de seu eixo principal em dois períodos (seco e chuvoso) tanto com base nas variáveis limnológicas quanto com base na comunidade zooplanctônica, analisando assim a heterogeneidade espacial e temporal do reservatório.
- Estudar o zooplâncton (grupos Cladocera, Copepoda e Rotifera) do reservatório Rio Grande, analisando se e como este varia em sua composição, abundância, riqueza e diversidade ao longo do eixo principal do reservatório.
- Relacionar a distribuição espacial do zooplâncton com um eventual gradiente trófico observado no braço.
  - Relacionar o zooplâncton com as variáveis físicas, químicas e biológicas da água.
  - Observar a existência de compartimentos baseando-se nas características limnológicas e na distribuição dos diferentes grupos de zooplâncton.



### 3 Materiais e métodos

#### 3.1 Local de estudo

A Bacia Hidrográfica da Billings possui 582,8 km<sup>2</sup>, se localiza na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo e faz limite com a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga a oeste e com a Serra do Mar ao sul (Figura 2). Possui área de drenagem abrangendo totalmente o município de Rio Grande da Serra e, de forma parcial, abrange os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo (CAPOBIANCO, 2002).

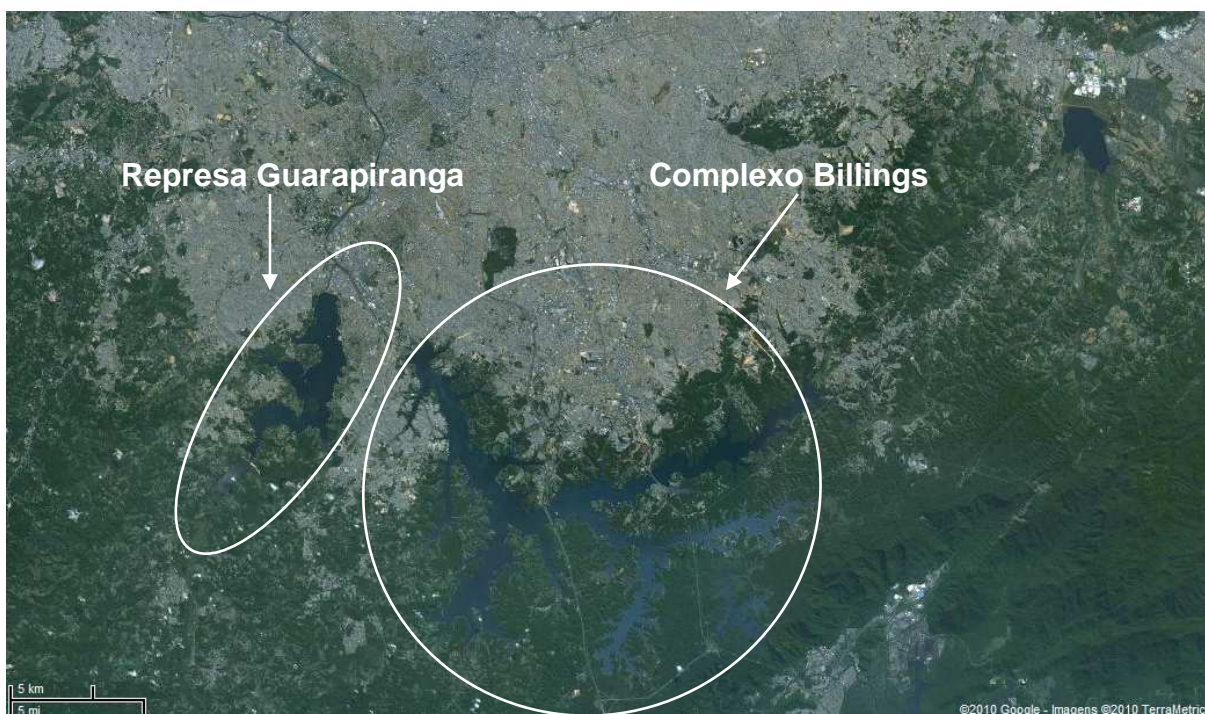


Figura 2 – Bacia hidrográfica da Billings e Região metropolitana de São Paulo (mancha cinza). Fonte: Google Maps, junho/2010 (<http://maps.google.com>).

Segundo Cetesb (1996b), o clima predominante da região é o tropical úmido, as temperaturas médias mais altas ocorrem de dezembro a março (média de 21° a 22° C), e diminuem a partir de abril, sendo menores entre junho e julho (média de 14° a 15° C). Apresenta grande queda pluviométrica, sendo janeiro o mês mais chuvoso e julho o mês mais seco (julho), havendo assim duas estações: uma chuvosa (de outubro a março) e outra de estiagem (de abril a setembro).

As áreas com maiores índices de vegetação são as porções sudeste, sul e sudoeste da Bacia, porém, atividades antrópicas, têm aumentado o desmatamento prejudicando assim a mata ciliar e conseqüentemente a qualidade das águas (CAPOBIANCO, 2002).

Segundo Capobianco (2002), a Bacia Hidrográfica da Billings está dividida em 11 sub-regiões: Corpo Central, Alvarenga, Bororé, Capivari, Cocaia, Grota Funda, Pedra Branca, Rio Grande (a jusante da Barragem Anchieta), Rio Grande (a montante da Barragem Anchieta), Rio Pequeno e Taquacetuba.

A Represa Billings é o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo. Segundo Cetesb (2003), ela possui 120 Km<sup>2</sup> e volume máximo de 1,2 bilhões de metros cúbicos. Devido ao relevo da região ser fortemente acidentado, a represa apresenta formato dendrítico, e por isso está subdividida em oito unidades (braços, Figura 3) (CAPOBIANCO, 2002). Por isso também que cada braço e o Corpo Central possuem características diferenciadas.

A Represa Billings foi construída de a partir de 1927 com a construção da Barragem de Pedreira no curso do Rio Grande, projeto este com o objetivo de aproveitar as águas da Bacia do Alto Tietê para gerar energia elétrica na Usina Hidrelétrica de Henry Borden, em Cubatão, aproveitando-se do desnível da Serra do Mar (CAPOBIANCO, 2002).

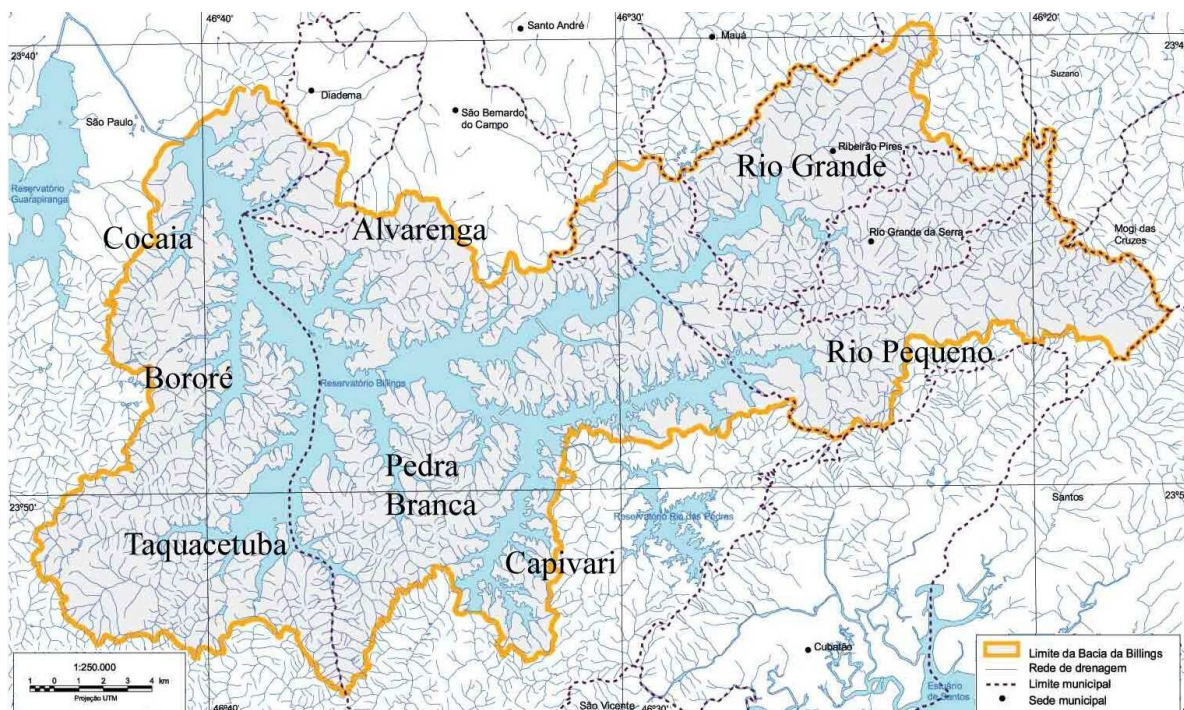


Figura 3 – Bacia hidrográfica e braços da represa Billings. Modificado de: Capobianco (2002).

Em 1982, o Braço do Rio Grande teve de ser interceptado totalmente com a construção da Barragem Anchieta, pois recebia grande quantidade de águas eutrofizadas do Corpo Central da Billings. Isso foi feito com a finalidade de manter a qualidade da água do braço, pois nele ocorre a captação de água para o abastecimento público da região do ABC. Assim o braço passou a funcionar como um reservatório independente, não recebendo cargas poluidoras do Corpo Central da Billings e, portanto, somente sofrendo influencia dos lançamentos domésticos e industriais de Rio Grande da Serra, Ribeirão Pires e São Bernardo do Campo (CETESB, 2003).

O reservatório Rio Grande abrange os municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 1999). Possui aproximadamente 15 km<sup>2</sup> e uma capacidade de 155 milhões de metros cúbicos de água. Entretanto, essa água se apresentava com índices de poluição consideravelmente altos já em 1979, ou seja, antes de seu isolamento Cetesb (1996a). Segundo Kubo (1989), a qualidade da água melhorou após seu isolamento, apesar de ainda receber em seu início, cargas poluidoras dos municípios de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires. Isso gera problemas na qualidade da água, sendo o aumento da urbanização (inclusive irregular), e falta de saneamento básico as causas do problema (SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 1999).

### **3.2 Coleta**

As coletas foram realizadas em dois períodos: nos dias 10 de setembro de 2008 (estação seca) e 4 de março de 2009 (estação chuvosa) na região limnética do reservatório ao longo de seu eixo principal. Com base nos compartimentos definidos por Pompêo (2006) para o reservatório Rio Grande, foram demarcadas quatro porções no reservatório (Figura 4): a porção 1, situada a montante, abrange o compartimento que segundo tal classificação seria o mais eutrofizado, as porções 2 e 3 abrangem o grande compartimento mesotrófico intermediário e a porção 4, próxima à barragem, abrange o compartimento oligotrófico. Para cada uma destas porções foram escolhidos 10 pontos com base em imagens de satélite e sorteados três para que fossem amostrados. Para a escolha dos pontos foram levados em consideração dois critérios: possuir pelo menos três metros de profundidade e distar 100 m da margem. Os pontos foram georeferenciados com sistema de coordenadas UTM, Datum sad69 e meridiano central W45°00 (Tabela 1).

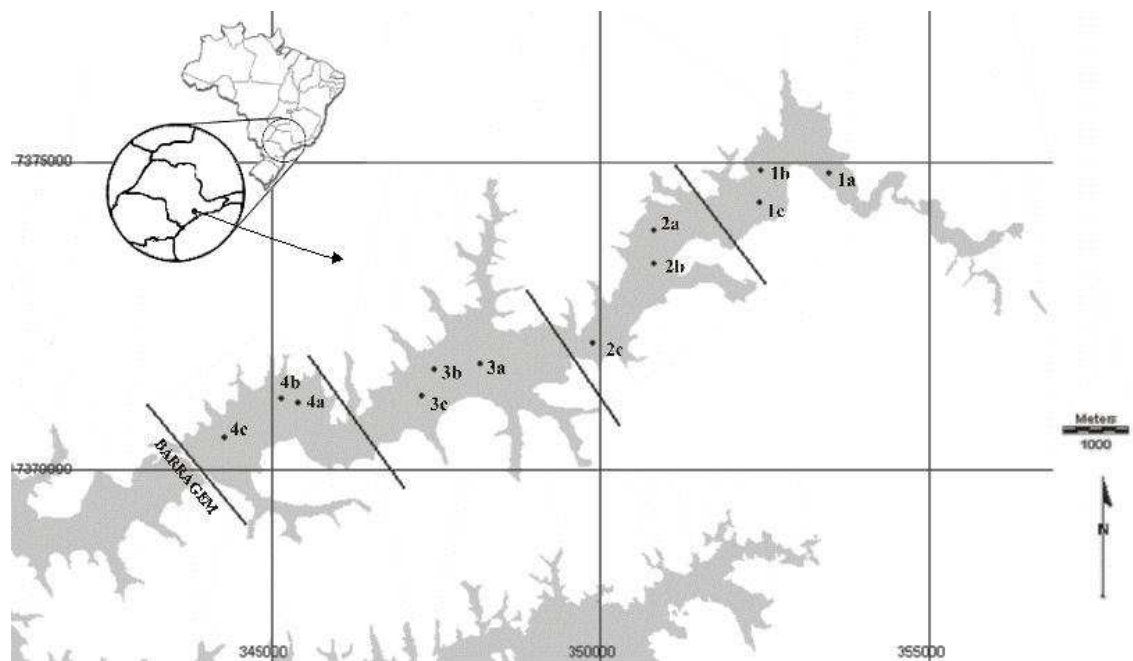


Figura 4 – Porções e pontos de coleta do Reservatório Rio Grande. Cada porção (1 a 4) com 3 pontos (a, b, c).

Tabela 1 – Coordenadas geográficas UTM dos pontos de coleta.

Pontos	Coordenadas X	Coordenadas Y
a	353497	7374897
1 b	352461	7374931
c	352462	7374419
a	350855	7373979
2 b	350858	7373446
c	349929	7372137
a	348218	7371801
3 b	347519	7371702
c	347307	7371280
a	345436	7371160
4 b	345175	7371256
c	344313	7370599

### 3.3 Variáveis limnológicas

Em campo foram obtidos, por meio de sonda multiparâmetros (YSI mod 556 MPS), os valores em perfil, medidos a cada 0,5 m, de temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH. A transparência foi medida pela profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi. Em cada ponto de coleta também foi coletada amostra de água da superfície para a

análise em laboratório dos teores de sólidos totais (WETZEL & LIKENS, 1991), material em suspensão total e frações orgânica e inorgânica (TEIXEIRA *et al.*, 1965), fósforo total (VALDERRAMA, 1981) e clorofila-*a* e feopigmentos com a utilização da acetona 90% como solvente (JEFFREY & HUMPHREY, 1975; LORENZEN 1967).

### 3.4 Índice de estado trófico (IET)

O grau de trofia foi calculado pelo Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) para clorofila-*a*, fósforo total e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi. O IET médio foi estimado a partir da clorofila e do fósforo, pois a transparência pode ser afetada pela turbidez decorrente do material em suspensão, sendo que o mais recomendável no caso é a retirada do valor do disco de Secchi.

- Clorofila:  $IET(Cl) = 10 \cdot \{6 - [2,04 - (0,695 \cdot \ln Cl)] / \ln 2\}$
- Disco de Secchi:  $IET(S) = 10 \cdot \{6 - [0,64 + \ln S] / \ln 2\}$
- Fósforo total:  $IET(PT) = 10 \cdot \{6 - [\ln (80,32 / p)] / \ln 2\}$
- Médio:  $IET = IET(PT) + IET(Cl) / 2$

A partir deste índice, o ambiente pode ser classificado como:

- Oligotrófico:  $IET \leq 44$
- Mesotrófico:  $44 < IET \leq 54$
- Eutrófico:  $IET > 54$

### 3.5 Zooplâncton

Para a análise qualitativa e quantitativa do zooplâncton, as amostras foram coletadas através de arrasto vertical na coluna de água a partir de 1 m do sedimento em rede de 68  $\mu$ m de abertura de malha e, com base na profundidade da coluna d'água amostrada e na área da boca da rede, foram estimados os volumes filtrados para a análise das amostras quantitativas. As amostras foram então fixadas em formaldeído 4% para as análises em laboratório.

A identificação dos organismos foi baseada em Elmoor-Loureiro (1997), Elmoor-Loureiro *et al.* (2004), Güntzel *et al.* (2004), Kotov *et al.* (2003), Kotov (2009), Silva (2003),

Reid (1985), Rocha (1998), Koste (1978), Nogrady *et al.* (1995), Nogrady & Segers (2002), Segers (1995), Segers & Dumont (1995), De Smet (1996), Shiel & Koste (1992). A riqueza foi dada pelo número de espécies encontradas em cada amostra.

Na quantificação das amostras foi utilizada uma placa de contagem quadriculada para Cladocera e Copepoda e uma câmara de Sedgwick-Rafter para Rotifera e náuplios de Copepoda. A contagem foi realizada retirando-se sub-amostras da amostra total homogeneizada até atingir pelo menos 100 indivíduos da espécie mais abundante de cada grupo (Copepoda, Cladocera e Rotifera), ou quando em amostras raras, os organismos foram quantificados na totalidade. Com base nas contagens realizadas e nos volumes filtrados, foi estimado o número de indivíduos por metro cúbico de cada ponto amostrado, o que foi utilizado nas abundâncias absolutas e relativas dos organismos.

### **3.5.1 Índices de diversidade**

Foram utilizados o Índice de Diversidade de Shannon (1948) e o Índice de Simpson (1949) que enfatiza a dominância

- Índice de Shannon:  $H = - \sum p_i \cdot \log p_i$

- Índice de Simpson:  $D = 1 / \sum p_i^2$

Onde “ $p_i$ ” é igual a “ $n_i / N$ ”, sendo “ $n_i$ ”, o número de indivíduos da espécie e “ $N$ ”, o número total de indivíduos.

### **3.6 Análise estatística – análise de componentes principais**

A análise de componentes principais (ACP) é um método de ordenação multivariado onde as variáveis são transformadas em novas variáveis chamadas componentes principais nas quais a primeira componente explica a maior parte dos dados, a segunda componente a segunda maior parte e assim por diante. Sendo assim, a ACP foi utilizada em cada coleta com a finalidade de evidenciar a associação entre os pontos coletados (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

Desta forma, as matrizes de correlação foram montadas com base nos dados obtidos de:

1 - variáveis limnológicas: temperatura (dados da superfície), pH (dados da superfície), oxigênio dissolvido (dados da superfície), condutividade elétrica (dados da superfície), transparência, profundidade, sólidos totais, material em suspensão total, fósforo total, clorofila-*a* e feoftina.

2 - características referentes aos organismos do zooplâncton: riqueza, diversidade, dominância, abundância total, abundância de Cladocera, de Copepoda e de Rotifera.

As análises foram realizadas no programa CANOCO 4,5.

## 4 Resultados

### 4.1 Variáveis limnológicas

#### 4.1.1 Profundidade e transparência

A profundidade da coluna d'água variou de 3 m no ponto 1a a 10,5 m na porção 4 em setembro e de 3,7 a 11,5 m nos mesmos pontos em março, havendo assim um aumento da profundidade de um período para outro (Figura 5).

Quanto à transparência observada pela medida do Disco de Secchi, na primeira coleta houve tendência de aumento até a porção 3 (Figura 6) onde ocorreram os maiores valores, diminuindo na porção 4. Na segunda coleta foi observado aumento da transparência da porção 1 a 4 mesmo com a aparente diminuição na porção 3.

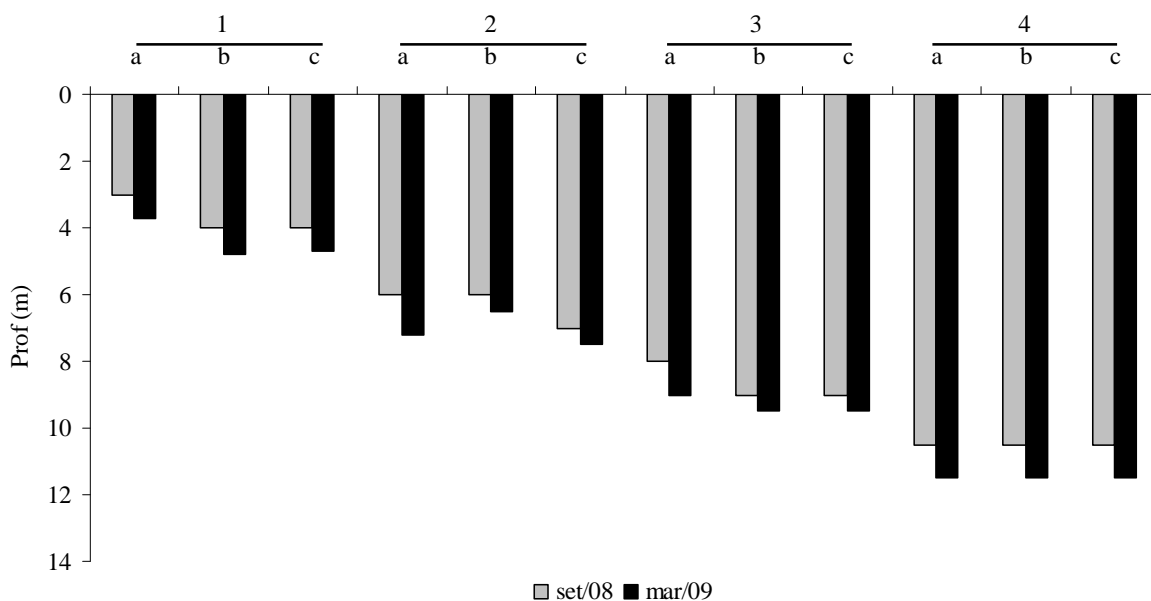


Figura 5 – Profundidade da coluna d'água nos dois períodos de amostragem.



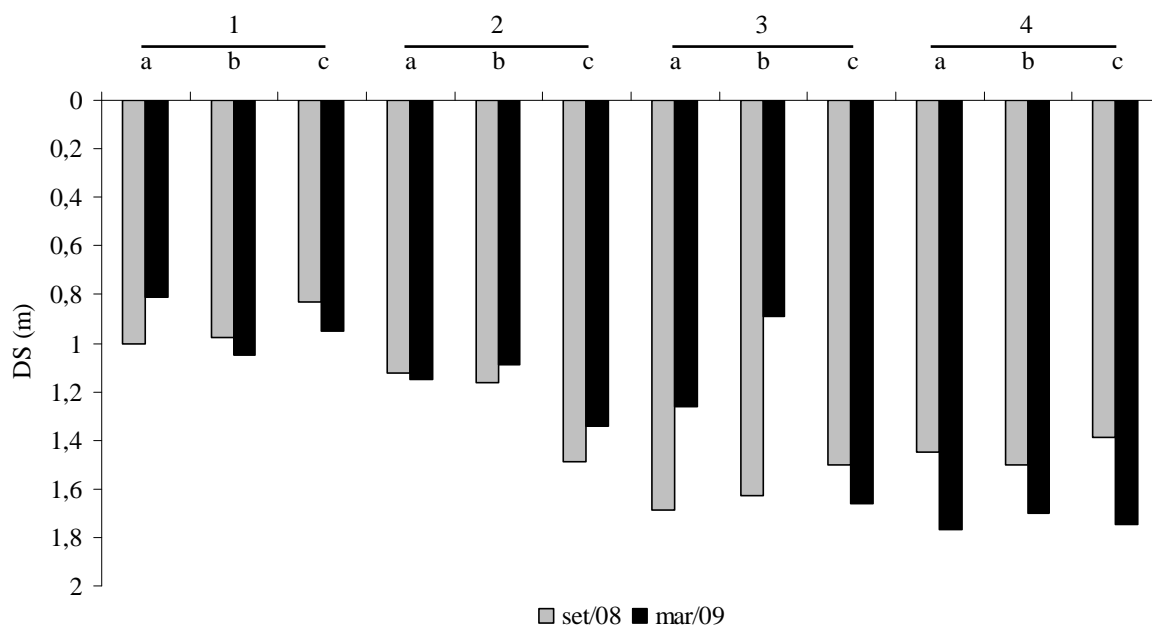


Figura 6 – Profundidade do desaparecimento do Disco de Secchi nos dois períodos de amostragem.

#### 4.1.2 Temperatura

A temperatura média observada na coleta de março foi pelo menos 5 °C mais elevada que na coleta de setembro em todos os pontos (Tabela 2). A temperatura variou em setembro de 18,0 °C no ponto 4b (9,5 m) a 23,1 °C no ponto 2b (superfície) e em março de 21,9 °C no ponto 4a (fundo) a 28,9 °C no ponto 2b (superfície). Os perfis de temperatura, em setembro (Figura 7), mostraram ligeira queda na porção 1 e estratificação no restante dos pontos. Em março (Figura 8) ocorreu estratificação nas porções 1 e 4, enquanto que houve um gradiente térmico nas porções 2 e 3.

Tabela 2– Valores máximos, mínimos, média e variação dentro da coluna d' água (valor máximo – mínimo) da temperatura nos dois períodos de amostragem.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Set/08</b>												
Min	20,1	19,7	19,6	19,0	18,9	18,8	18,7	18,7	18,6	18,5	18,1	18,4
Max	20,7	20,9	21,7	22,0	23,2	22,6	21,2	21,5	21,1	20,9	21,0	21,4
Média	20,3	20,3	20,3	19,7	20,1	20,1	19,8	19,8	19,7	19,6	19,9	20,0
Max-Min	0,6	1,2	2,1	3,1	4,3	3,8	2,4	2,9	2,5	2,4	2,9	2,9
<b>Mar/09</b>												
Min	24,1	24,0	24,2	23,9	23,9	23,5	23,1	23,0	23,4	22,0	22,0	22,3
Max	28,2	28,6	28,5	28,7	28,9	27,9	28,2	28,2	27,7	27,9	27,8	28,0
Média	27,0	26,6	26,6	25,8	26,1	25,8	25,5	25,6	25,6	25,1	25,0	25,3
Max-Min	4,1	4,6	4,3	4,8	5,0	4,4	5,1	5,2	4,4	5,9	5,8	5,8

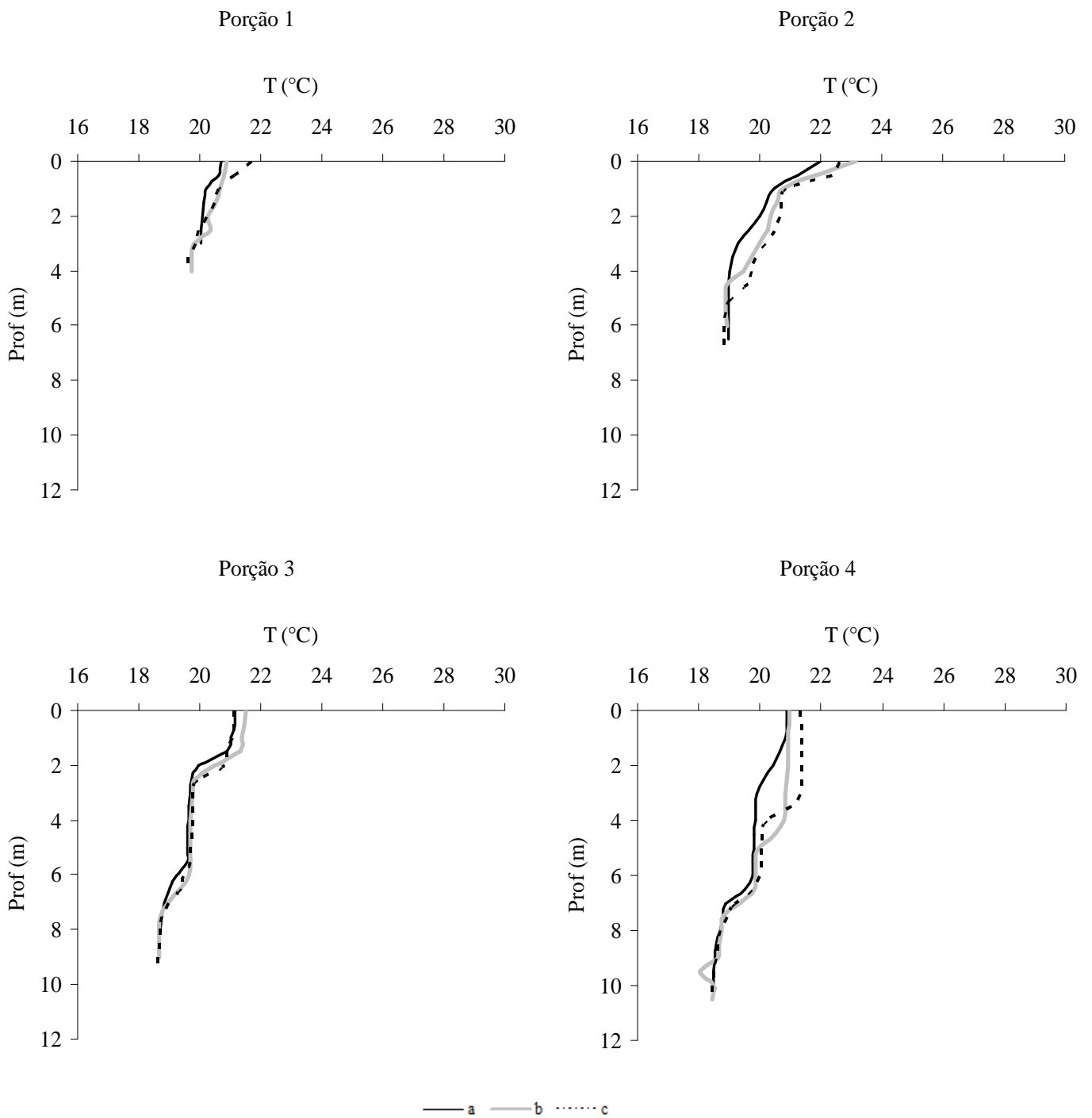


Figura 7 – Perfil de temperatura nos pontos amostrados a, b, c por região no período de setembro de 2008.

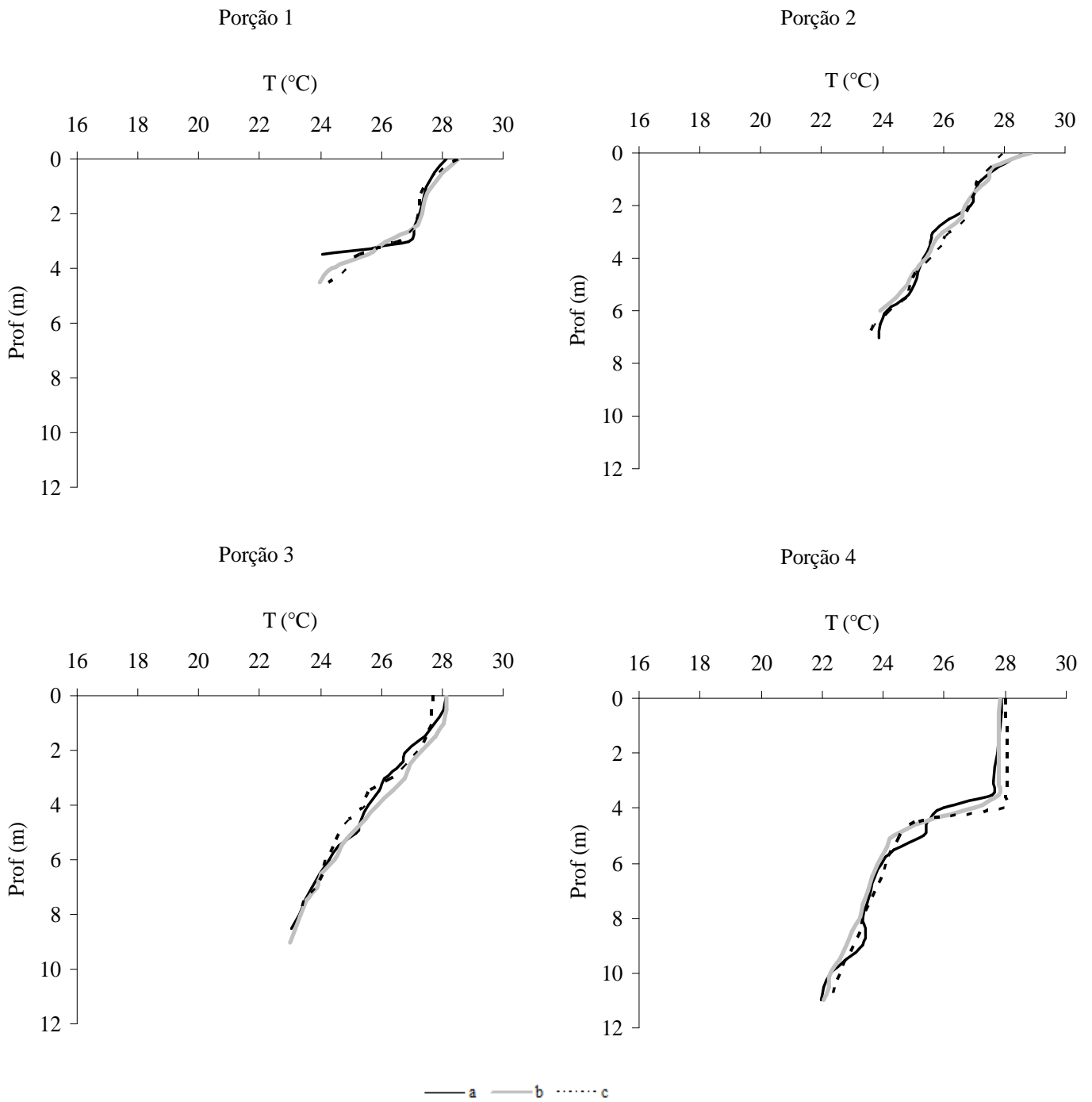


Figura 8 – Perfil de temperatura nos pontos amostrados a, b, c por região no período de março de 2009.

### 4.1.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) (Tabela 3) variou, em setembro, de 209  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na porção 4 (fundo) a 365  $\mu\text{S}/\text{cm}$  no ponto 1a (fundo) e em março de 219  $\mu\text{S}/\text{cm}$  no ponto 4c (de 4,5 a 5 m) a 683  $\mu\text{S}/\text{cm}$  no ponto 1b (fundo). A média da CE diminuiu em direção à barragem nos dois períodos, sendo que na segunda coleta, os valores nas porções 3 e 4 foram bastante semelhantes.

Na primeira coleta, os perfis (Figura 9) mostraram que a CE na porção 1 diminuiu em direção ao fundo com alguma queda no fundo, com exceção do ponto 1a onde ocorreu aumento. Na porção 2 foi observada diminuição da CE em direção ao fundo, seguido de aumento no caso dos pontos 2a e 2b. Na porção 3 houve no geral uma pequena diminuição da CE e na porção 4 todos os pontos permaneceram estáveis até 6,5 m onde houve pequena diminuição.

Na segunda coleta (Figura 10) ocorreu aumento da CE em direção ao fundo em todas as porções, mudando apenas a amplitude da variação, sendo que os perfis dos pontos dentro de cada porção foram bastante semelhantes, assim como os perfis das porções 3 e 4.

Tabela 3 – Valores máximos, mínimos, média e variação dentro da coluna d' água (valor máximo – mínimo) da condutividade elétrica nos dois períodos de amostragem.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Set/08</b>												
Min	324	267	269	231	231	229	221	217	216	209	209	209
Max	365	317	316	280	340	264	241	230	264	220	220	217
Média	339,3	301,0	297,0	252,4	267,8	244,9	230,3	225,3	225,8	216,7	216,4	214,0
Max-Min	41	50	47	49	109	35	20	13	48	11	11	8
<b>Mar/09</b>												
Min	245	236	236	230	228	223	220	220	220	219	219	219
Max	336	683	364	315	334	264	252	249	244	260	259	252
Média	258,9	303,6	266,0	256,7	253,4	237,1	230,7	229,1	227,4	229,5	230,6	226,3
Max-Min	91	447	128	85	106	41	32	29	24	41	40	33

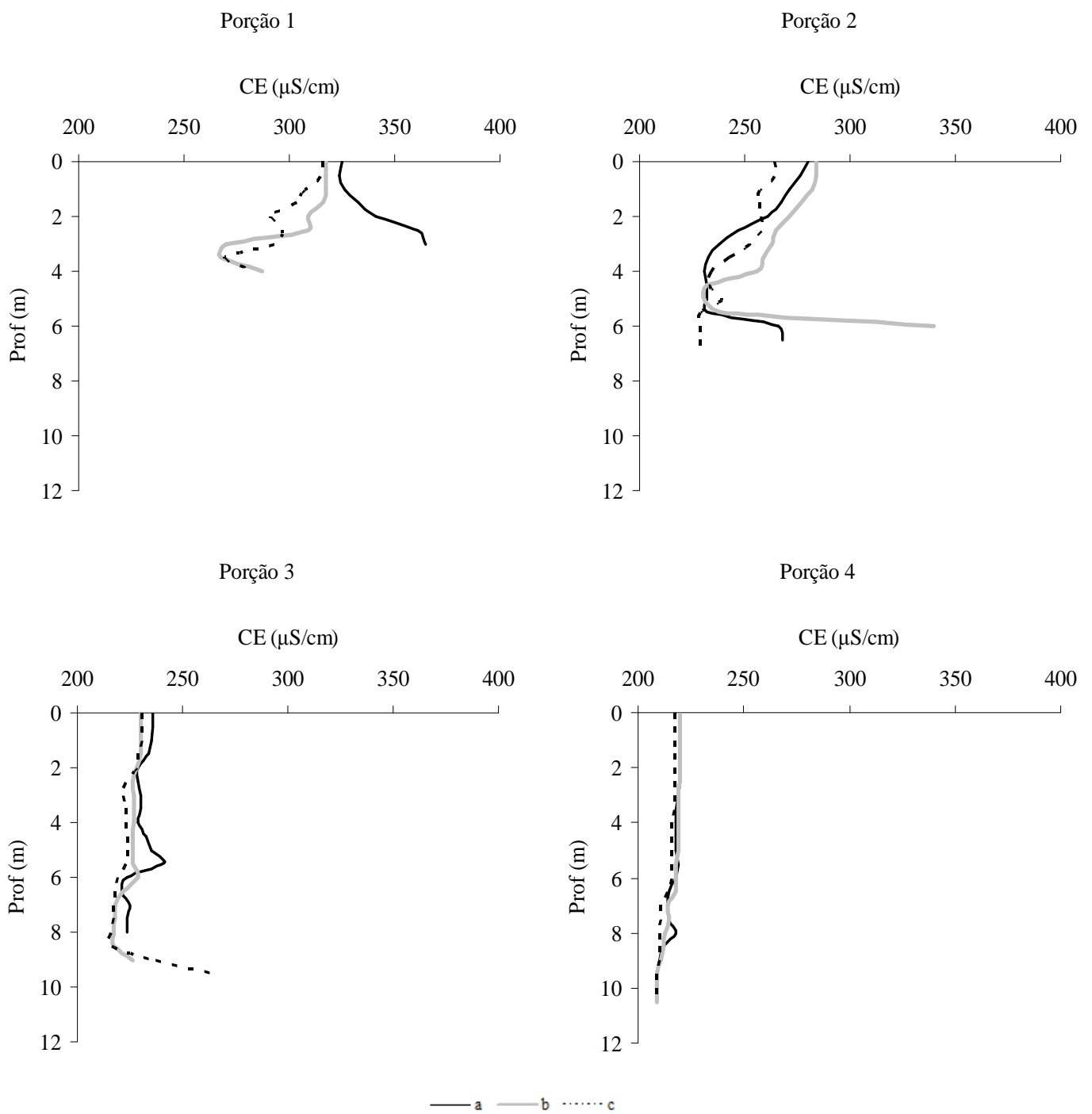


Figura 9 – Perfil de condutividade elétrica (CE) nos pontos amostrados a, b, c por região no período de setembro de 2008.

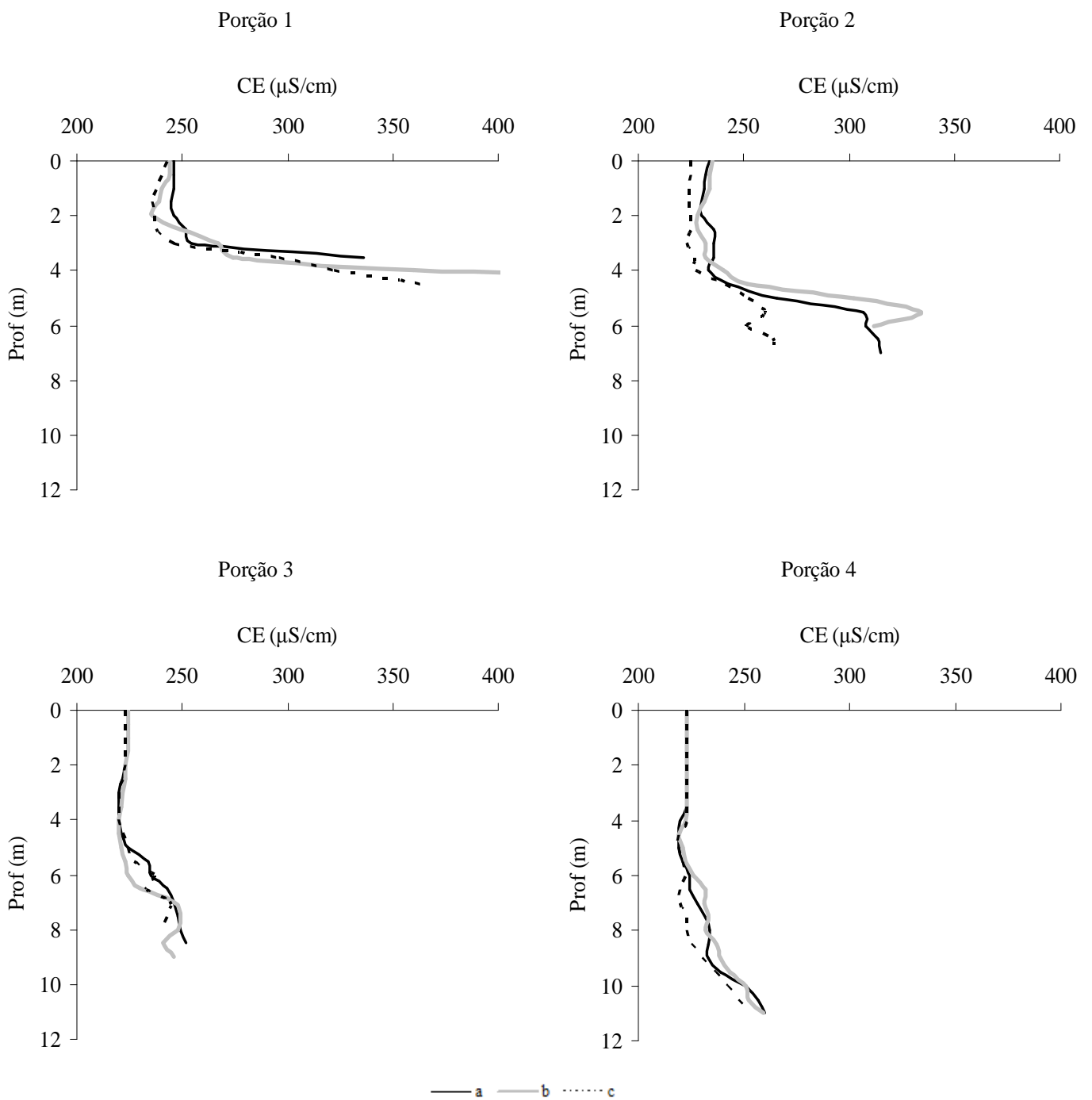


Figura 10 – Perfil de condutividade elétrica (CE) nos pontos amostrados a, b, c por região no período de março de 2009.

#### 4.1.4 pH

O pH variou, na primeira coleta, de 6,79 no ponto 1c (3,5 m) a 12,35 no ponto 2c (4 m) (Tabela 4), havendo um pico com altos valores nos pontos 2c, 3a e 3b. Já na segunda coleta, o pH variou de 6,61 nos pontos 1c (4,5 m) e 3c (7 m) a 9,3 no ponto 2b (1 m), mantendo-se com menor amplitude de variação ao longo do reservatório, quando comparado com a primeira coleta.

Na primeira coleta (Figura 11), na porção 1 os perfis de pH apresentaram tendência de menores valores em direção ao fundo. Na porção 2, ocorreu diminuição seguida de aumento, com exceção do ponto 2c. Na porção 3, o pH diminuiu progressivamente e na porção 4 diminuiu dentro de uma faixa entre 4 a 7 m estabilizando-se novamente.

Na segunda coleta (Figura 12), no ponto 1a foi observado que o pH diminuiu de forma constante até o fundo e que nos outros pontos a queda mais visível variou dentro da faixa de 2 a 5 metros, onde o pH caiu aproximadamente de 9 para 7.

Tabela 4 – Valores máximos, mínimos, média e variação dentro da coluna d' água (valor máximo – mínimo) do pH nos dois períodos de amostragem.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Set/08</b>												
Min	7,15	6,95	6,79	6,9	8,26	11,62	10,31	9,53	8,42	7,7	7,41	7,14
Max	7,65	7,44	7,95	8,6	9,11	12,35	11,77	10,95	9,29	8,92	8,77	8,71
Média	7,26	7,25	7,38	7,66	8,68	12,02	11,07	10,24	8,85	8,38	8,20	8,00
Max-Min	0,50	0,49	1,16	1,70	0,85	0,73	1,46	1,42	0,87	1,22	1,36	1,57
<b>Mar/09</b>												
Min	6,96	6,64	6,61	6,70	6,73	6,84	6,71	6,75	6,61	7,05	6,98	6,98
Max	9,10	9,24	9,27	9,11	9,30	9,04	9,02	9,02	9,03	9,10	9,15	9,17
Média	8,11	8,07	8,23	7,62	7,99	7,86	7,74	7,84	7,70	7,92	7,88	7,93
Max-Min	2,14	2,60	2,66	2,41	2,57	2,20	2,31	2,27	2,42	2,05	2,17	2,19

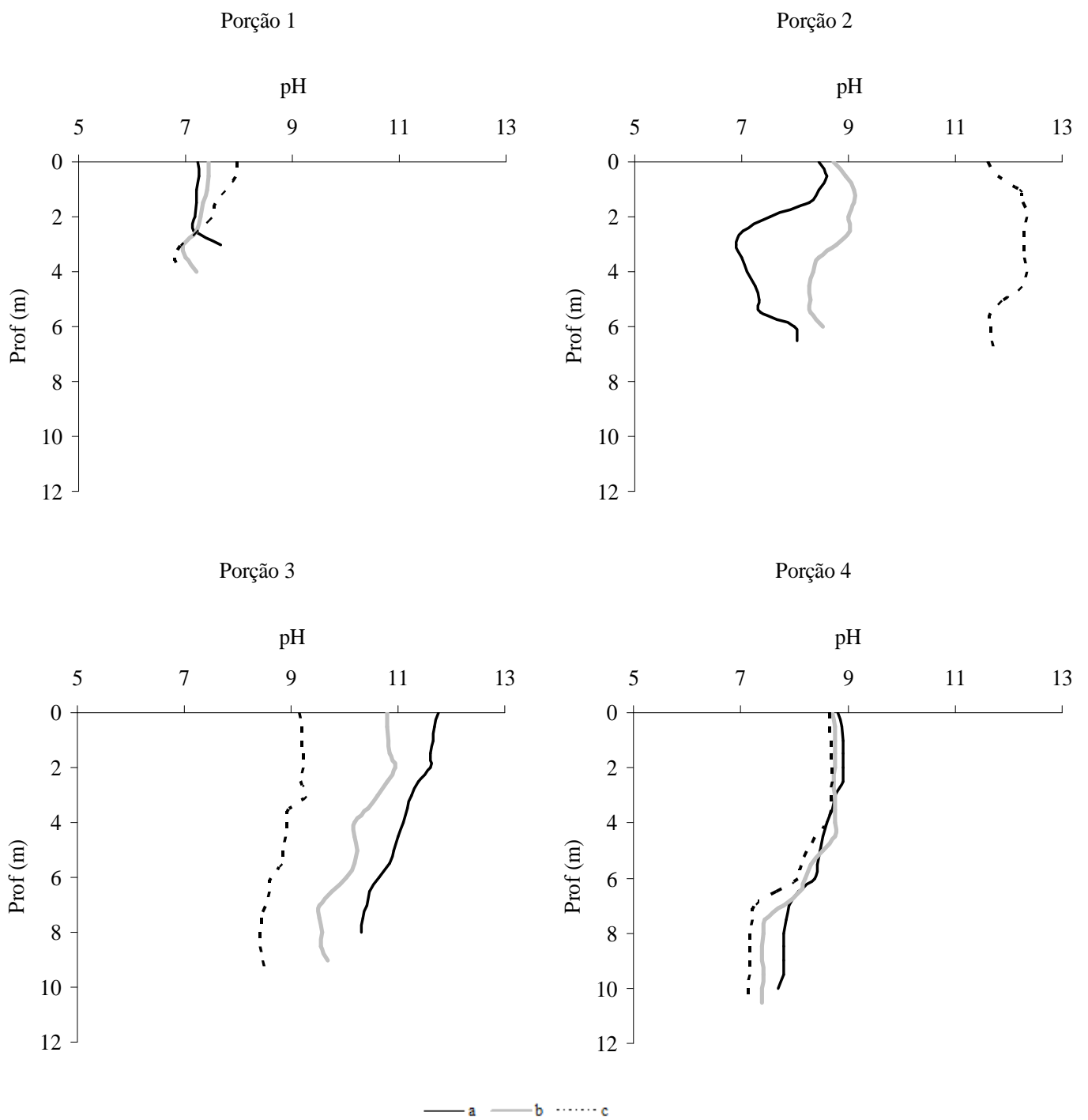


Figura 11 – Perfil de pH nos pontos amostrados a, b, c por região no período de setembro de 2008.



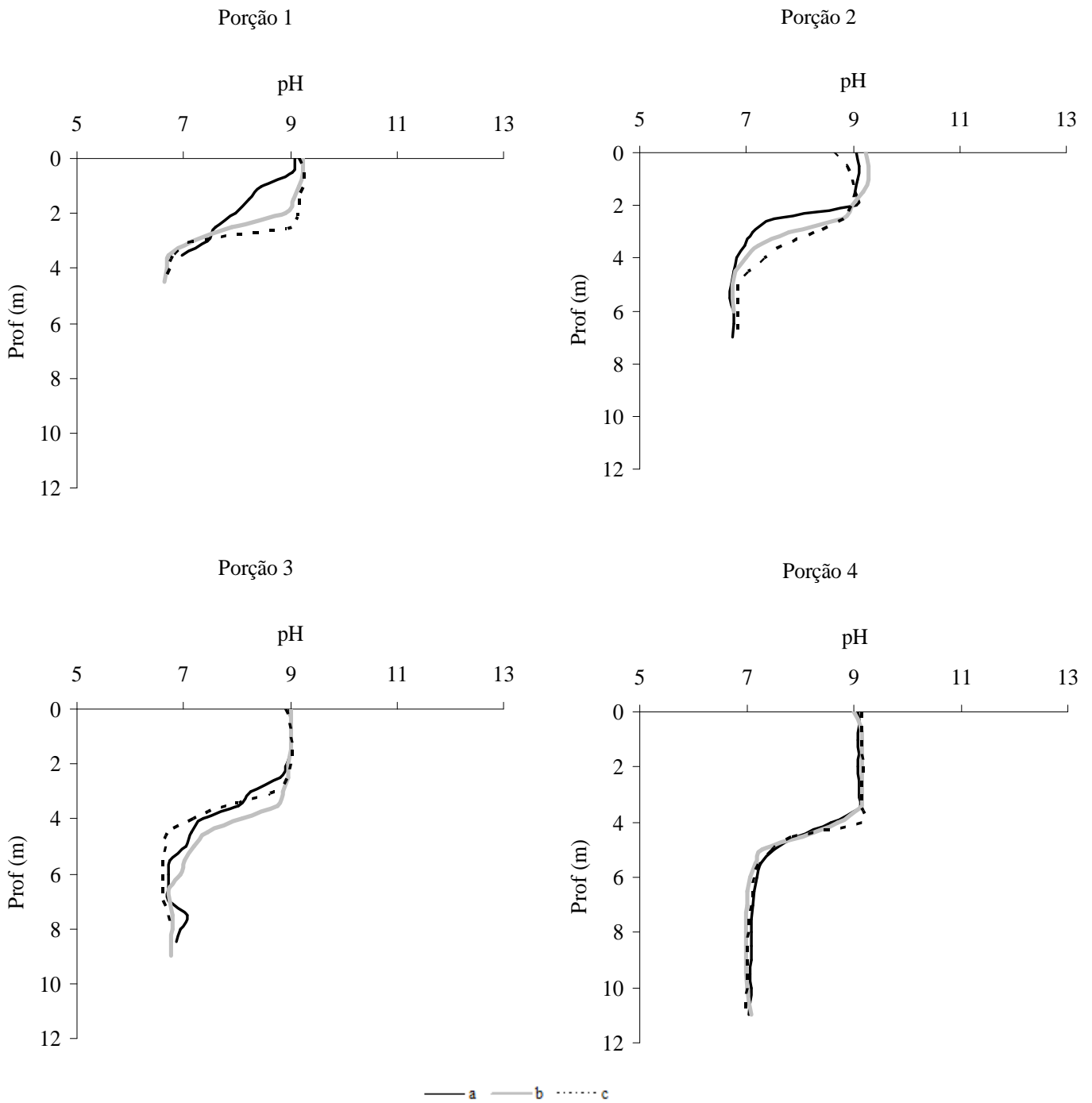


Figura 12 – Perfil de pH nos pontos amostrados a, b, c por região no período de março de 2009.

#### 4.1.5 Oxigênio dissolvido

Na primeira coleta não houve variação do teor de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do reservatório, no entanto, ocorreram marcados perfis, com tendência de menores valores em direção ao fundo (Tabela 5). Os perfis de OD da primeira coleta (Figura 13) mostram que essa queda se aproxima de zero na maioria dos pontos e que ocorre mais abruptamente próxima do fundo.

Na segunda coleta ocorreu tanto diminuição da concentração de OD em direção ao fundo quanto em direção à barragem, embora a amplitude de variação na coluna d'água nessa coleta tenha sido bem menor, com um máximo de 3,14 contra 10,18 mg/L da coleta de setembro, ambas medidas no ponto 2a. Os perfis de OD da segunda coleta (Figura 14) mostram que na porção 2, a queda de OD ocorre entre 2 a 4 m seguido de estabilização e nas porções 3 e 4, a concentração de OD é mais ou menos constante até 3 ou 4 m, diminui até no máximo 6m e se estabiliza novamente.

Tabela 5 – Valores máximos, mínimos, média e variação dentro da coluna d' água (valor máximo – mínimo) do oxigênio dissolvido nos dois períodos de amostragem.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Set/08</b>												
Min	2,27	0,11	0,03	0,05	0,02	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01
Max	6,5	7,66	8,37	10,23	7,93	7,92	7,29	7,31	7,19	7,29	7,33	8,77
Média	5,15	4,73	5,01	3,92	4,13	4,93	4,86	4,84	4,44	4,48	4,65	4,76
Max-Min	4,23	7,55	8,34	10,18	7,91	7,88	7,26	7,28	7,17	7,27	7,31	8,76
<b>Mar/09</b>												
Min	7,72	6,46	6,28	3,88	2,61	1,90	1,44	1,35	1,10	1,09	0,98	0,90
Max	9,23	8,96	8,54	7,02	5,50	4,28	4,12	3,80	3,62	3,52	3,32	3,26
Média	8,56	7,81	7,71	5,27	4,01	3,17	2,69	2,53	2,28	2,14	1,95	1,88
Max-Min	1,51	2,50	2,26	3,14	2,89	2,38	2,68	2,45	2,52	2,43	2,34	2,36

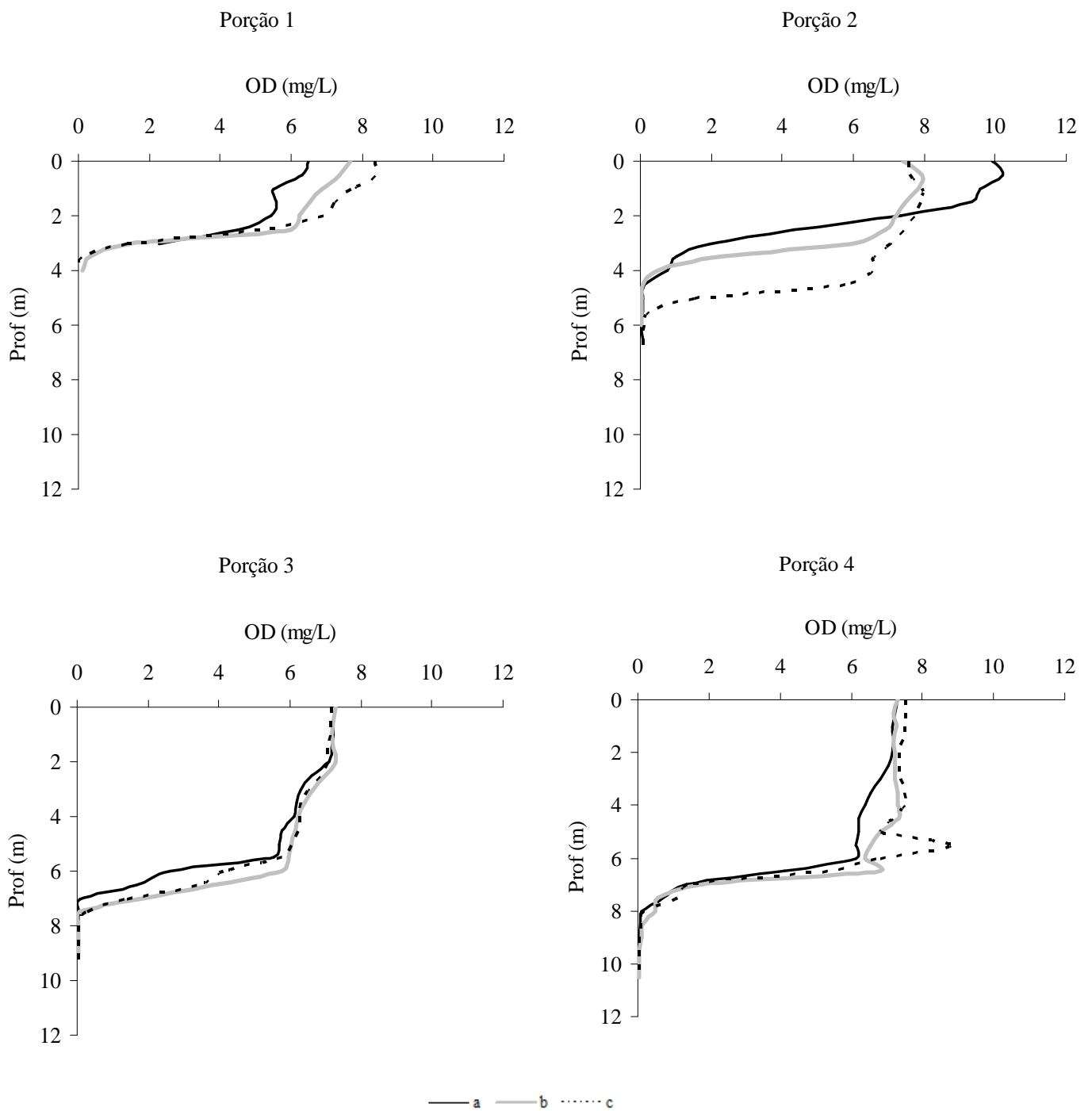


Figura 13 – Perfil de oxigênio dissolvido (OD) nos pontos amostrados a, b, c por região no período de setembro de 2008.

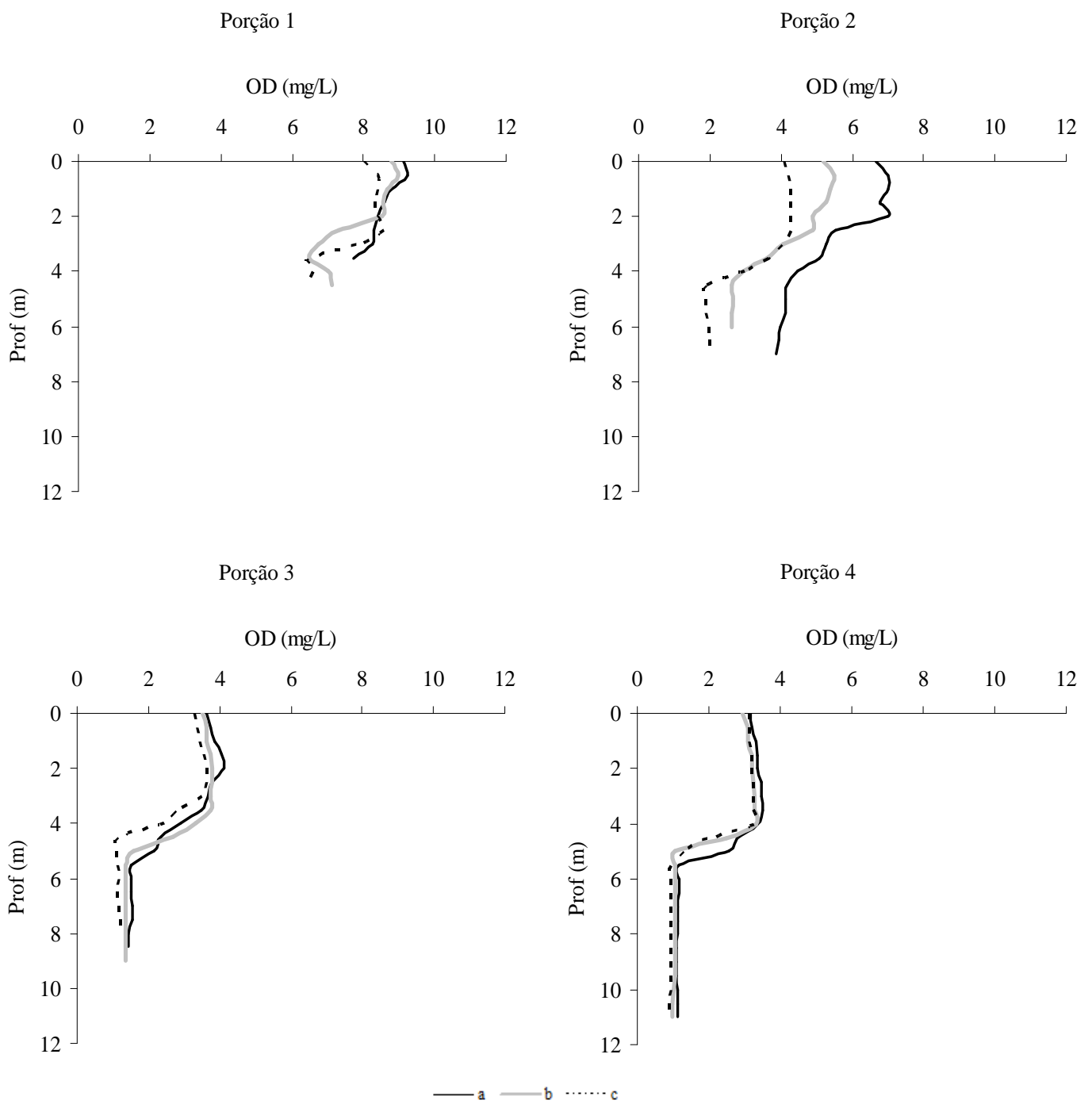


Figura 14 – Perfil de oxigênio dissolvido (OD) nos pontos amostrados a, b, c por região no período de março de 2009.

#### 4.1.6 Sólidos totais, material em suspensão, fósforo total, clorofila-*a* e feofitina

A concentração de sólidos totais (ST) diminuiu em direção a barragem nos dois períodos, sendo que os maiores valores foram observados em setembro (Figura 15). O material em suspensão inorgânico foi pouco expressivo nas duas coletas, fazendo com que o material em suspensão total (MST) fosse composto basicamente de material orgânico (Tabela 6). Sendo assim, foi observada tendência de diminuição na concentração de MST em direção a porção 4, embora tenha havido pequeno aumento nesta porção nas duas coletas (Figura 16). Os teores de fósforo total (PT) e de clorofila-*a* (Cla) mostraram diminuição em direção a barragem nos dois períodos, com concentrações maiores na amostragem de setembro (Figuras 17 e 18). O teor de feofitina também tendeu a uma diminuição em direção a barragem com valores maiores em setembro, entretanto nesse mesmo mês foram observadas concentrações mais elevadas nos pontos 2a, 2b e 4a que devido a discrepância em relação aos outros pontos não mostrou um padrão tão claro (Figura 19).

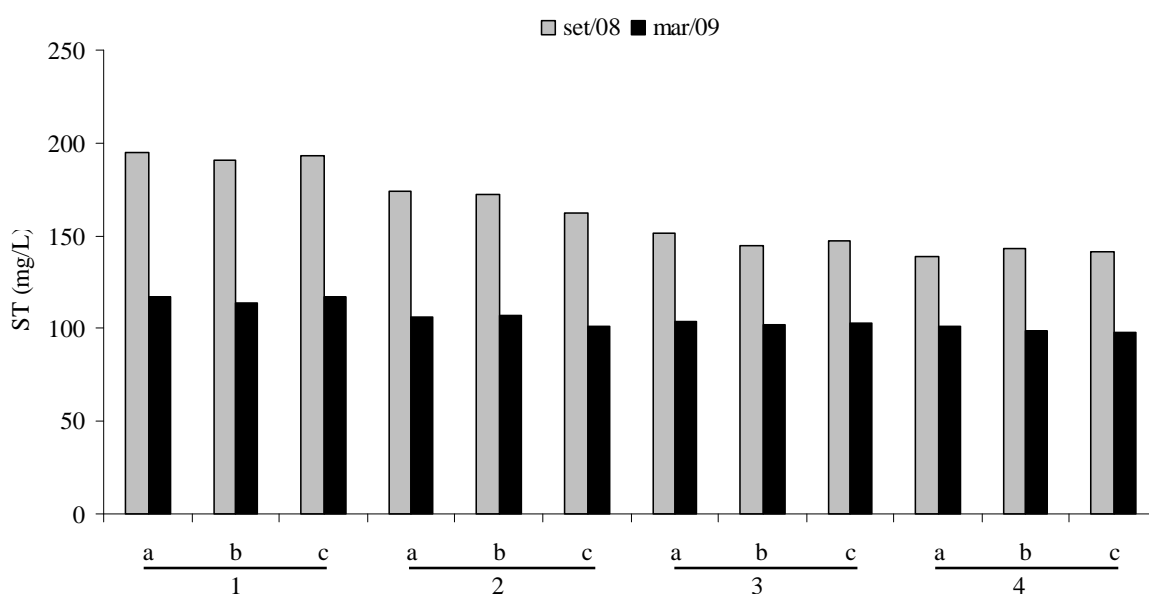


Figura 15 – Concentração de sólidos totais (ST) nos dois períodos de amostragem.

Tabela 6 – Concentração de material em suspensão orgânico (MSO) e material em suspensão inorgânico (MSI) nos dois períodos de amostragem.

	Set/08		Mar/09	
	MSO (mg/L)	MSI (mg/L)	MSO (mg/L)	MSI (mg/L)
1 a	7	0,67	9,33	0,00
1 b	7,33	1,00	8	0,00
1 c	7	0,00	7	0,67
2 a	6,33	0,00	5,33	0,00
2 b	6,33	0,67	7,5	0,00
2 c	5	0,00	5,6	0,00
3 a	4,67	0,00	4	0,20
3 b	5	0,00	3,8	0,00
3 c	4	0,00	4	0,00
4 a	4,2	0,60	3	0,00
4 b	4,2	0,00	3	0,20
4 c	4	0,60	5,2	0,00

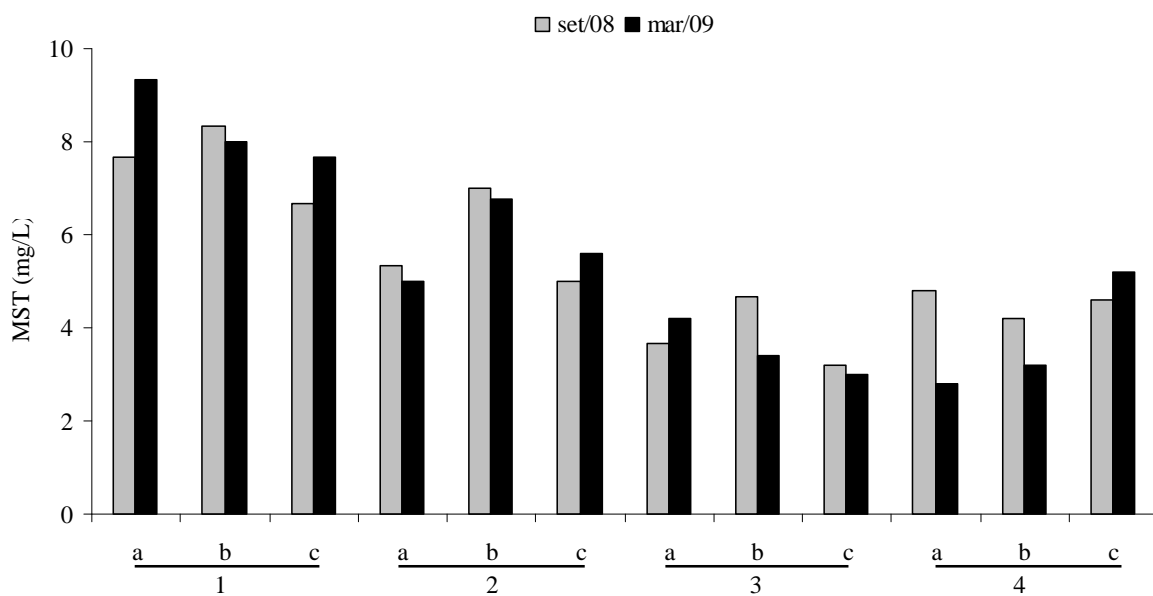


Figura 16 – Concentração de material em suspensão total (MST) nos dois períodos de amostragem.

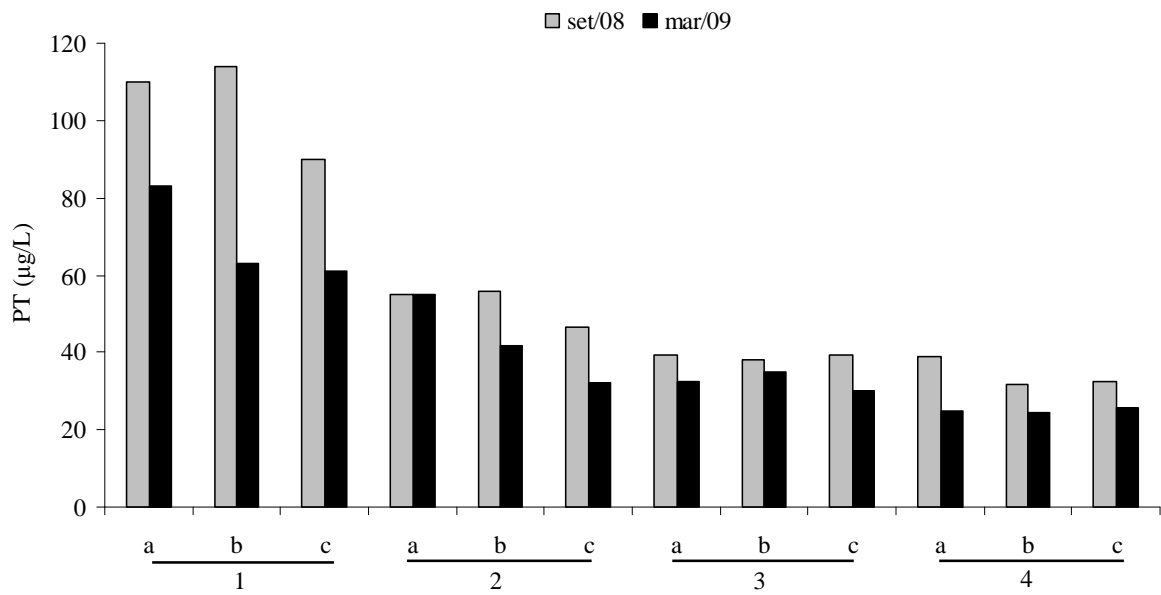


Figura 17 – Concentração de fósforo total (PT) nos dois períodos de amostragem.

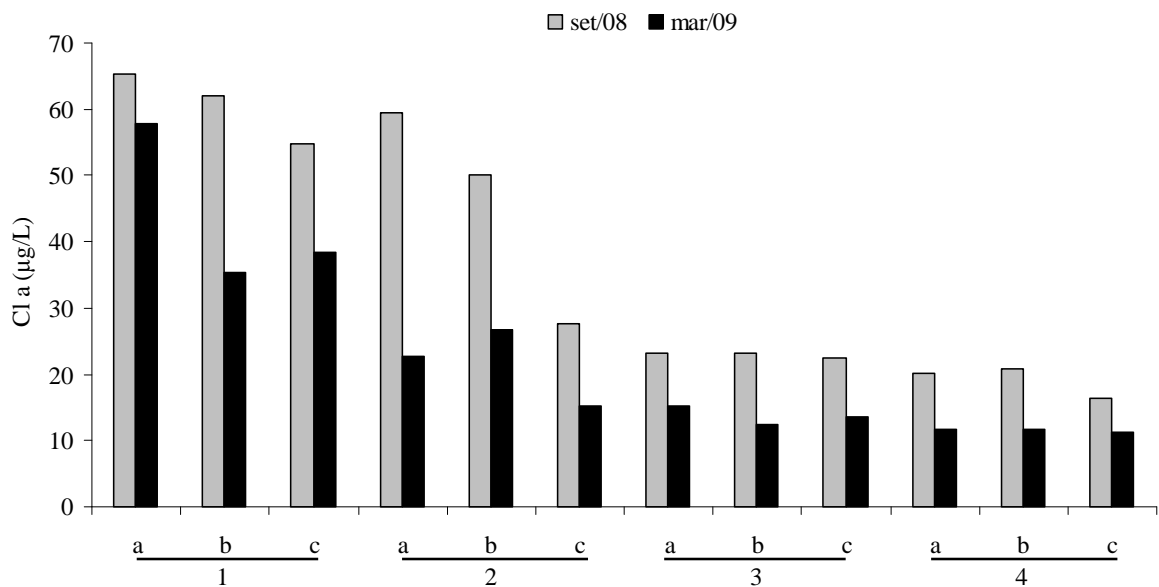


Figura 18 – Concentração de clorofila-a (Cl a) nos dois períodos de amostragem.

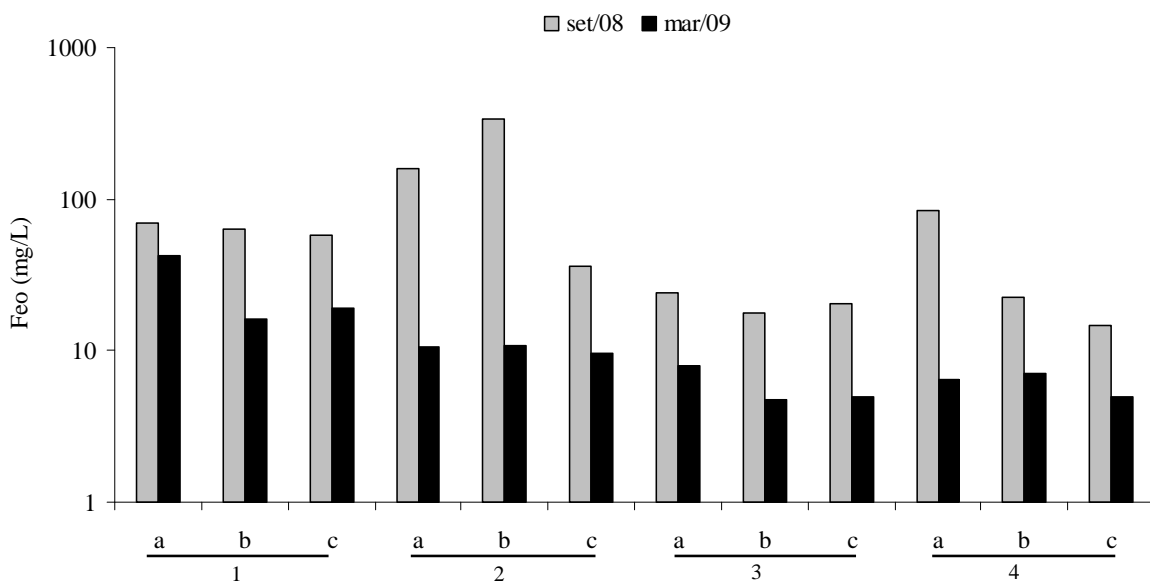


Figura 19 – Concentração de feoftina (Feo) nos dois períodos de amostragem.

#### 4.2 IET

O índice de estado trófico tanto para clorofila-*a*, quanto para fósforo ou disco de Secchi apresentou tendência de diminuição no grau de trofia em direção a barragem nas duas coletas (Figuras 20 e 21). Em setembro, o reservatório foi classificado pelo IET(CI) como eutrófico, pelo IET(PT) como eutrófico do ponto 1a ao 2b e mesotrófico no restante, e pelo IET(S) como mesotrófico com exceção dos pontos 3a e 3b classificados como oligotróficos. Diferente de setembro, em março a classificação teve uma variação um pouco maior ao longo do reservatório, classificando-o pelo IET(CI) como eutrófico, pelo IET(PT) como eutrófico na porção 1 e ponto 2a, mesotrófico nas porções 2 e 3 e oligotrófico na porção 4, e pelo IET(S) como mesotrófico e oligotrófico no ponto 3c e porção 4.



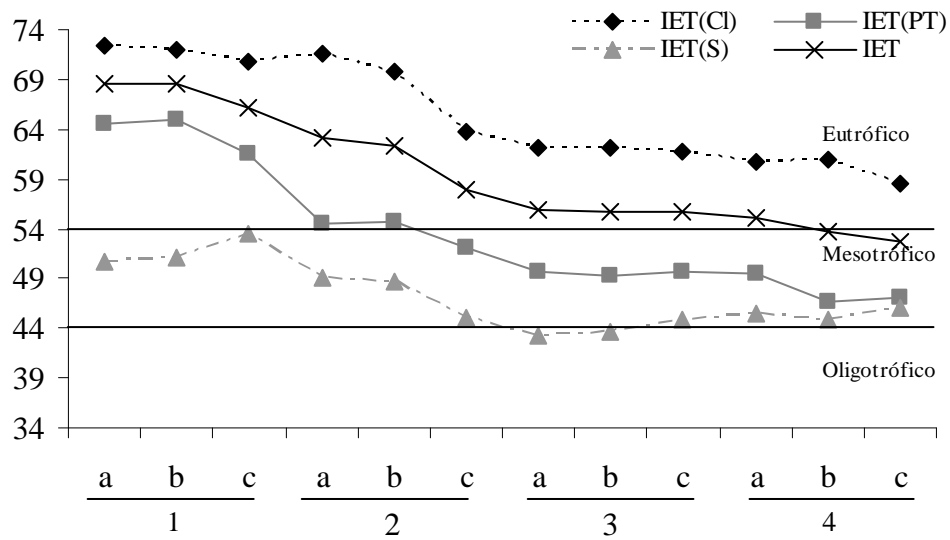


Figura 20 – Variação do índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008.

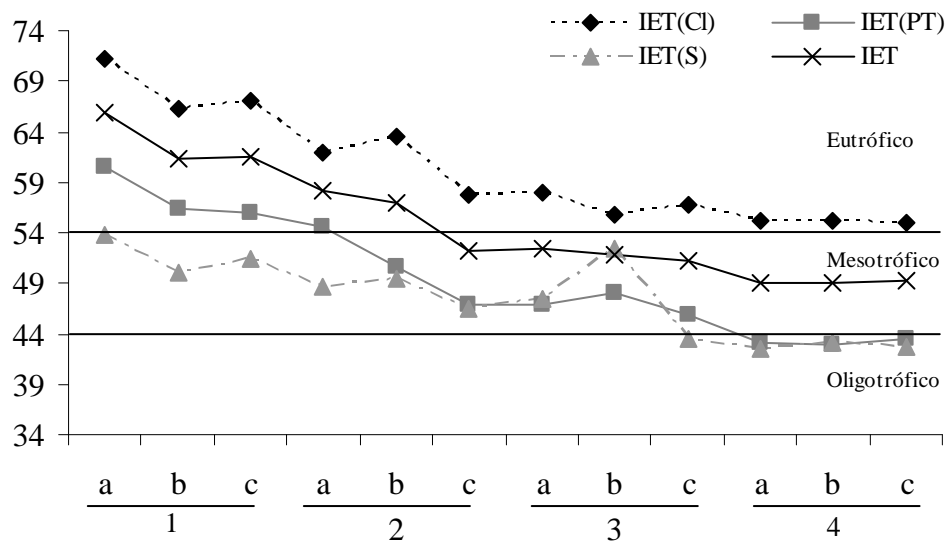


Figura 21 – Variação do índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) ao longo do reservatório Rio Grande no período de março de 2009.

### 4.3 Comunidade zooplanctônica

Durante os dois períodos de estudo foram observados 45 taxons no reservatório Rio Grande, destes, 5 são Cyclopoida, 7 são Cladocera e 33 são Rotífera. As espécies classificadas dentro de suas respectivas famílias são listadas abaixo:

#### Copepoda Cyclopoida

##### Cyclopidae

- Acantocyclops robustus* (Sars, 1863)
- Mesocyclops meridianus* (Kiefer, 1926)
- Mycrocyclops anceps* (Richard, 1897)
- Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929)
- Thermocyclops inversus* Kiefer, 1936

#### Cladocera

##### Bosminidae

- Bosminopsis deitersi* Richard, 1895

##### Chydoridae

- Alona glabra* Sars, 1901
- Chydorus pubescens* Sars, 1901
- Leydigia cf. Striata* Birabén, 1939

##### Daphnidae

- Simocephalus serrulatus* (Koch, 1841)

##### Macrothricidae

- Macrothrix flabelligera* Smirnov, 1992

##### Sididae

- Diaphanosoma birgei* Korineck, 1981

#### Rotifera

##### Asplanchnidae

- Asplanchna intermedia* Hudson, 1886

##### Brachionidae

- Anuraeopsis navicula* Rousselet, 1910
- Brachionus angularis* Gosse, 1851
- Brachionus calyciflorus* Pallas, 1766
- Brachionus caudatus* Barrois & Daday, 1884
- Brachionus falcatus*
- Platylabus quadricornis* Ehrenberg, 1832
- Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908)
- Keratella americana* Carlin, 1943
- Keratella cochlearis* (Gosse, 1851)

- Keratella lensi* Hauer, 1953  
*Keratella tropica* Apstein, 1907
- Collotheceidae  
*Collotheca sp.1*  
*Collotheca sp.2*
- Conochilidae  
*Conochilus coenobasis* Skorikov, 1914
- Euchlanidae  
*Euchlanis sp.*
- Filiniidae  
*Filinia opoliensis* (Zacharias, 1898)
- Flosculariidae  
*Sinantherina sp.*
- Gastropodidae  
*Gastropus hyptopus* (Ehrenberg, 1838)
- Hexarthridae  
*Hexarthra intermedia* (Wieszniewski, 1929)
- Lecanidae  
*Lecane bulla* (Gosse, 1851)  
*Lecane cornuta* (Müller, 1786)  
*Lecane curvicornis* (Murray, 1913)  
*Lecane sp.*
- Notommatidae  
*Cephalodella sp.*
- Proalidae  
*Proales sp.*
- Synchaetidae  
*Ploesoma truncatum* (Levander, 1894)  
*Polyarthra aff. vulgaris*  
*Synchaeta jollyi* Shiel & Koste, 1993
- Testudinellidae  
*Phompholyx complanata* Gosse, 1851
- Trichocercidae  
*Trichocerca dixon-nuttalli* (Jennings, 1903)  
*Trichocerca similis* (Wierzejski, 1893)  
*Trichocerca sp.*

## **Outros**

- Chaoboridae
- Chironomidae
- Insecta - outros
- Acarina
- Ostracoda
- Oligochaeta

### 4.3.1 Riqueza

A riqueza foi maior na primeira coleta para os três grupos de organismos (Tabela 7). Nesta coleta ocorreu um pico no ponto 2b e uma diminuição na porção 4, sendo que os Cladocera não estiveram presentes do ponto 3c ao 4c. Na segunda coleta, a riqueza de Copepoda diminuiu em direção a porção 4, os Cladocera apenas estiveram presentes nos pontos 3c e 4a com uma espécie em cada e os Rotífera apresentaram de 10 a 17 espécies, sendo que as menores riquezas foram observadas em pontos das porções 1 e 2. As Tabelas 8 e 9 mostram as espécies que compuseram a riqueza em cada pontos de coleta ao longo do reservatório Rio Grande em setembro e em março respectivamente.

Tabela 7 – Riqueza de espécies total e por grupo (Copepoda, Cladocera, Rotifera) nos dois períodos de amostragem.

	Set/08				Mar/09			
	Copepoda	Cladocera	Rotifera	Total	Copepoda	Cladocera	Rotifera	Total
1 a	1	2	22	25	1	0	12	13
1 b	1	3	24	28	3	0	16	19
1 c	2	2	23	27	3	0	10	13
2 a	3	2	24	29	2	0	14	16
2 b	5	7	25	37	2	0	14	16
2 c	3	1	22	26	1	0	12	13
3 a	4	2	23	29	1	0	17	18
3 b	3	2	21	26	1	0	16	17
3 c	4	0	24	28	1	1	16	18
4 a	3	0	18	21	1	1	17	19
4 b	3	0	19	22	1	0	16	17
4 c	3	0	16	19	1	0	17	18

Tabela 8 – Composição de espécies no período de setembro de 2008.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Copepoda</b>												
<i>Acantocyclops robustus</i>			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Mesocyclops meridianus</i>					x			x		x		
<i>Mycrocyclops anceps</i>					x							
<i>Thermocyclops decipiens</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thermocyclops inversus</i>				x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Cladocera</b>												
<i>Alona glabra</i>		x			x							
<i>Bosminopsis deitersi</i>	x	x	x	x	x			x				
<i>Chydorus pubescens</i>	x	x			x							
<i>Diaphanosoma birgei</i>			x	x	x	x	x	x				
<i>Leydigia striata</i>					x							
<i>Macrothrix flabelligera</i>					x			x				
<i>Simocephalus serrulatus</i>					x							
<b>Rotifera</b>												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Asplanchna intermedia</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus angularis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus calyciflorus</i>	x	x	x	x	x	x	x					
<i>Brachionus caudatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cephalodella sp.</i>	x	x	x	x	x							
<i>Collotheca sp.1</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Collotheca sp.2</i>					x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conochilus coenobasis</i>	x	x	x	x		x	x	x	x			
<i>Euchlanis sp.</i>					x							
<i>Filinia opoliensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gastropus hyptopus</i>		x	x	x					x			
<i>Hexarthra intermedia</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella americana</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella lensi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella tropica</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lecane bulla</i>		x	x		x							
<i>Lecane cornuta</i>					x							
<i>Lecane curvicornis</i>	x	x										
<i>Lecane sp.</i>					x							
<i>Phompholyx complanata</i>		x						x				
<i>Platylas quadricornis</i>										x		
<i>Ploesoma truncatum</i>				x				x	x	x	x	x
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Proales sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sinantherina sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x		x			
<i>Synchaeta jollyi</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca similis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca sp.</i>			x	x		x		x	x		x	x

Tabela 9 – Composição de espécies no período de março de 2009.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Copepoda</b>												
<i>Acanthocyclops robustus</i>		x										
<i>Mesocyclops meridianus</i>		x	x	x	x							
<i>Thermocyclops decipiens</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thermocyclops inversus</i>			x									
<b>Cladocera</b>												
<i>Chydorus pubescens</i>									x			
<i>Macrothrix flabelligera</i>										x		
<b>Rotifera</b>												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus angularis</i>				x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus calyciflorus</i>	x	x										
<i>Brachionus caudatus</i>		x										
<i>Brachionus falcatus</i>	x	x					x					
<i>Collotheca sp. 1</i>					x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Collotheca sp. 2</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conochilus coenobasis</i>		x						x	x	x	x	x
<i>Euchlanis sp.</i>				x	x							x
<i>Filinia opoliensis</i>	x	x	x									
<i>Gastropus hyptopus</i>								x	x			
<i>Hexarthra intermedia</i>				x			x	x		x	x	x
<i>Kellicottia bostoniensis</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella americana</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella cochlearis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Keratella lensi</i>							x		x	x		
<i>Keratella tropica</i>	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lecane cornuta</i>	x											
<i>Lecane curvicornis</i>		x		x								
<i>Ploesoma truncatum</i>							x	x	x	x	x	x
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Proales sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sinantherina sp.</i>					x							
<i>Synchaeta jollyi</i>							x					
<i>Trichocerca dixon-muttali</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca similis</i>				x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trichocerca sp.</i>		x		x						x	x	x

### 4.3.2 Abundância absoluta

De maneira geral Rotifera foi o grupo mais abundante, na primeira coleta foi possível observar uma alta abundância de Rotifera por quase todo o reservatório (Figura 22). Tal abundância diminuiu em direção a barragem enquanto que a abundância de Copepoda aumentou. Na segunda coleta (Figura 23), a abundância de Rotifera foi alta no ponto 1a, diminuindo a partir do ponto 2a, e aumentando apenas nos pontos da porção 3. Já para Copepoda foi observada uma abundância baixa no ponto 1a, com um aumento até o ponto 1c e a partir daí diminuição até a porção 4. Assim, na segunda coleta, os Copepoda foram mais abundantes do ponto 1c ao 2c, enquanto no restante dos pontos a maior abundância foi de Rotifera. A abundância de Cladocera foi baixa ou ausente nos dois períodos.

A abundância absoluta das espécies pode ser vista nas Tabelas 10 e 11 para os períodos de setembro e março respectivamente. Entre os Copepoda se destacaram as formas jovens e a espécie *Thermocyclops decipiens* nos dois períodos. Os Cladocera foram pouco representativos, se destacando principalmente as espécies *Bosminopsis deitersi* e *Diaphanosoma birgei* em setembro. Quanto aos Rotifera, na primeira coleta, *Polyarthra aff. vulgaris* foi a espécie mais abundante, seguido de *Keratella cochlearis*, *K. tropica* e de *Proales sp.* Já na segunda coleta, as espécies *Proales sp.* e *Collotheca sp. 2* dividiram os pontos de coleta quanto a espécie mais abundante, sendo a *Collotheca sp. 2* mais abundante do ponto 2b ao 4a. Os táxons *P. aff. vulgaris*, *Trichocerca dixon-nuttalli* e os membros da família Brachionidae: *Anuraeopsis navicula*, *K. tropica* e *Kellicottia bostoniensis* também foram importantes quantitativamente.

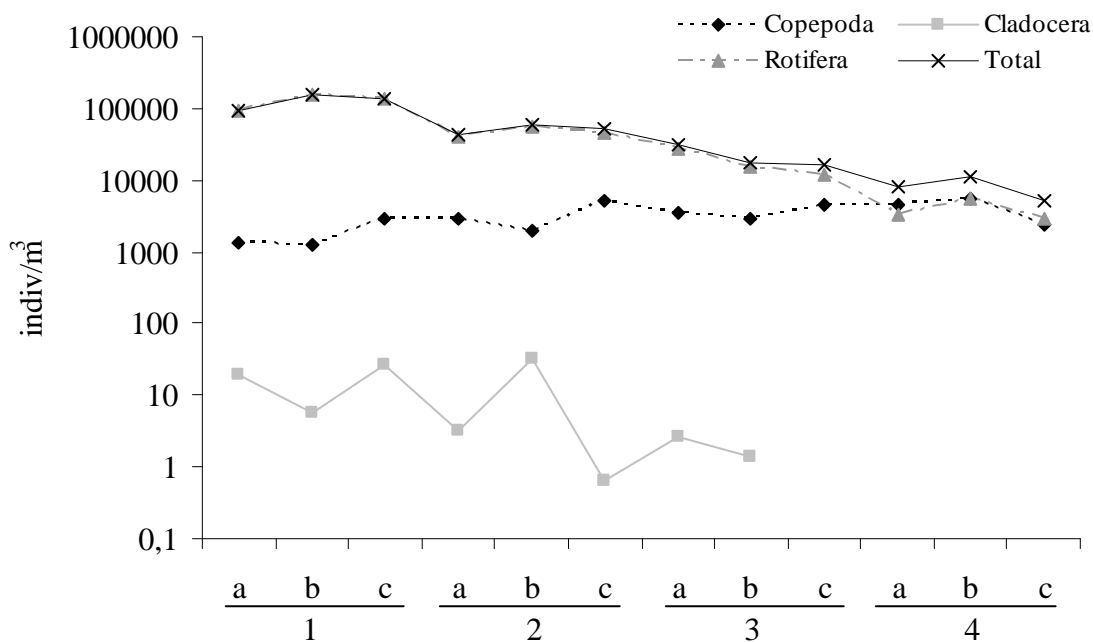


Figura 22 - Abundância total e por grupos (Copepoda, Cladocera e Rotífera) ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008. (escala logarítmica)

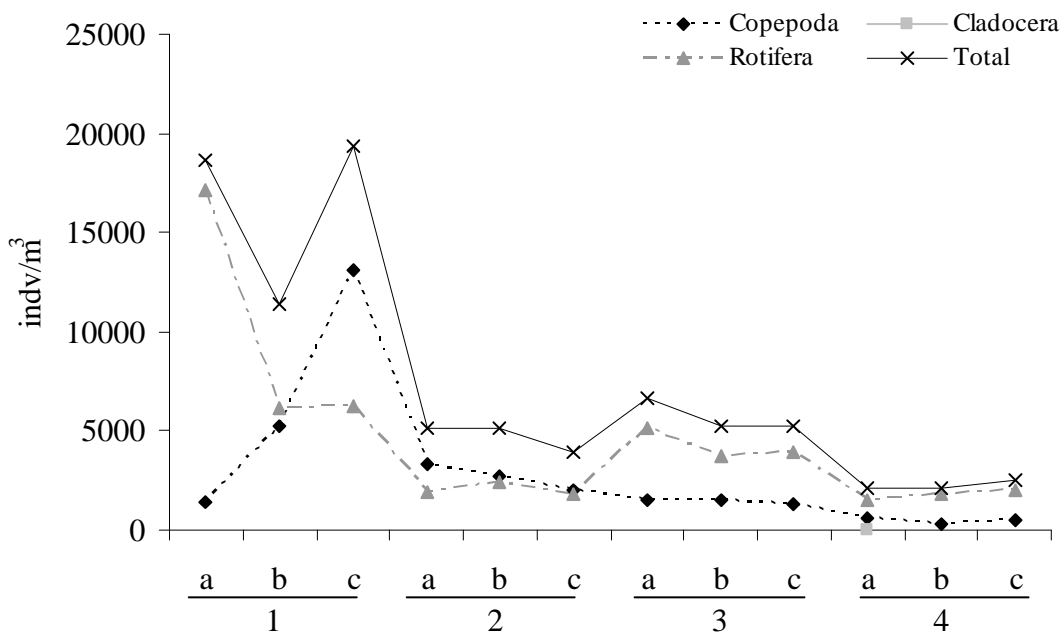


Figura 23 - Abundância total e por grupos (Copepoda, Cladocera e Rotífera) ao longo do reservatório Rio Grande no período de março de 2009.



Tabela 10 – Densidade numérica (indv./m<sup>3</sup>) das espécies no período de setembro de 2008.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Copepoda</b>												
nauplio	1109	1081	2582	718	1027	1249	2424	2212	1869	2109	2687	1385
copepodito	203	188	243	2050	941	2962	738	598	1980	1979	2025	808
<i>Acantocyclops robustus</i>				4	25	1	5	4	19	16	37	11
<i>Mesocyclops meridianus</i>					14		1		1			
<i>Mycrocyclops anceps</i>					4							
<i>Thermocyclops decipiens</i>				109	23	807	256	99	640	559	725	109
<i>Thermocyclops inversus</i>					2	1	2	5	6	12	10	6
<b>Cladocera</b>												
<i>Alona glabra</i>		*			12							
<i>Bosminopsis deitersi</i>	14	1	14	2	2		1					
<i>Chydorus pubescens</i>	4	3			1							
<i>Diaphanosoma birgei</i>	2	1	13	1	3	1	2	1				
<i>Leydigia striata</i>					1							
<i>Macrothrix flabelligera</i>					12			0				
<i>Simocephalus serrulatus</i>					2							
<b>Rotifera</b>												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	317	432	199	205	128	250	212	87	58	42	30	58
<i>Asplanchna intermedia</i>	4120	2161	4965	205	1155	333	212	29	29			
<i>Brachionus angularis</i>	1743	2810	2582	103	1027	250	141	87	29	52	15	10
<i>Brachionus calyciflorus</i>	951	1081	1589	513	128	83	71					
<i>Brachionus caudatus</i>	*	865	794	205	128	83	71	58	58	31	*	*
<i>Cephalodella sp.</i>	634	1297	596	308	642							
<i>Collotheca sp.1</i>	*	*	199	205	128	250	776	291	321	73	211	77
<i>Collotheca sp.2</i>					128	83	282	204	117	31	30	19
<i>Conochilus coenobasis</i>	475	648	199	205		416	71	29	58			
<i>Euchlanis sp.</i>					*							
<i>Filinia opoliensis</i>	951	2161	1986	308	257	167	71	29	*	*	15	10
<i>Gastropus hyptopus</i>		2810	1192	205					29			
<i>Hexarthra intermedia</i>	3961	7565	8341	1538	2438	2582	1410	233	204	31	121	
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	317		794	4920	5390	500	1410	378	1490	395	845	39
<i>Keratella americana</i>	2218	2161	2582	205	642	1249	141	175	88	42	30	19
<i>Keratella cochlearis</i>	14895	26369	24228	4203	5646	5081	4161	2415	2366	862	1057	794
<i>Keratella lensi</i>	4912	6700	5561	615	1925	1499	2116	1339	1285	239	317	203
<i>Keratella tropica</i>	11409	31124	20654	7073	11293	6330	2468	2299	1022	364	725	261
<i>Lecane bulla</i>		*	*		*							
<i>Lecane cornuta</i>					*							
<i>Lecane curvicornis</i>	*	*										
<i>Lecane sp.</i>					128							
<i>Phompholyx complanata</i>		216					*					
<i>Platylabus quadricornis</i>									*			
<i>Ploesoma truncatum</i>				*			*	*	*	*	15	
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	34860	52305	50443	14761	19890	23655	12975	6839	4206	1060	1570	1027
<i>Proales sp.</i>	7289	9942	7348	1948	3978	2749	423	146	204	10	91	*
<i>Sinanotherina sp.</i>	475	865	596	103	128	167	141		*			
<i>Synchaeta jollyi</i>	*	2161		205	642	250	141	87	58	*	15	
<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>	951	865	*	*	385	416	423	146	380	125	226	368
<i>Trichocerca similis</i>	792	2594	2383	1743	1027	500	282	146	88	42	15	58
<i>Trichocerca sp.</i>			199	103		333		29	58		75	19

Tabela 11 – Densidade numérica (indv./m<sup>3</sup>) das espécies no período de março de 2009.

	1			2			3			4		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
<b>Copepoda</b>												
nauplio	1293	3311	4361	716	1821	913	818	430	665	150	51	90
copepodito	154	1641	8753	1524	648	793	676	890	595	466	261	417
<i>Thermocyclops decipiens</i>	1	291	31	1051	271	354	16	153	14	7	3	7
<i>Mesocyclops meridianus</i>		5	2	3	1							
<i>Acanthocyclops robustus</i>		1										
<i>Thermocyclops inversus</i>			2									
<b>Cladocera</b>												
<i>Chydorus pubescens</i>									*			
<i>Macrothrix flabelligera</i>										1		
<b>Rotifera</b>												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	705	679	430	105	110	66	58	41	164	56	17	56
<i>Brachionus angularis</i>				*	8	16	*	*	10	9	13	11
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	21										
<i>Brachionus caudatus</i>		*										
<i>Brachionus falcatus</i>	118	42					12					
<i>Collotheca sp. 1</i>					8	8	23	31	51	30	25	28
<i>Collotheca sp. 2</i>	235	276	491	427	793	897	2316	1309	1412	432	380	203
<i>Conochilus coenobasis</i>		106						256	*	30	4	6
<i>Euchlanis sp.</i>				*	8							6
<i>Filinia opoliensis</i>	353	85	31									
<i>Gastropus hyptopus</i>								10	20			
<i>Hexarthra intermedia</i>				7			*	*		9	8	23
<i>Kellicottia bostoniensis</i>		743	215	105	173	82	12	82	10	26	42	11
<i>Keratella americana</i>	353	42	123	7	8	8	23	*	20	*	*	6
<i>Keratella cochlearis</i>	*	21	31	20	16	8	12	*	10	17	13	6
<i>Keratella lensi</i>							*		20	*		
<i>Keratella tropica</i>	118	127	92		16	8	104	164	184	141	169	282
<i>Lecane cornuta</i>	*											
<i>Lecane curvicornis</i>		21		*								
<i>Ploesoma truncatum</i>							23	20	10	4	8	6
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	1998	382	491	466	494	543	1844	869	921	320	389	524
<i>Proales sp.</i>	12812	2335	3563	690	604	140	599	788	1023	282	583	755
<i>Sinanotherina sp.</i>					8							
<i>Synchaeta jollyi</i>							12					
<i>Trichocerca dixon-muttali</i>	470	1274	737	33	157	58	115	113	20	38	30	34
<i>Trichocerca similis</i>				*	8	16	12	41	61	56	51	56
<i>Trichocerca sp.</i>		21		7						30	51	28

\*espécie não presente na análise quantitativa, embora existente no ponto.

### 4.3.3 Abundância relativa

A proporção de Cladocera em ambas as coletas (Figuras 24 e 25) não chegou a 0,1%, quanto à proporção de Copepoda e Rotifera, pode-se dizer que de modo geral, na primeira coleta, os Rotifera diminuíram sua abundância em relação aos Copepoda em direção a porção 4. Já na segunda ocorreu o inverso, ou seja, aumento de Rotifera em direção a porção 4, apesar do ponto 1a possuir uma abundância de Rotifera maior do que qualquer outro ponto.

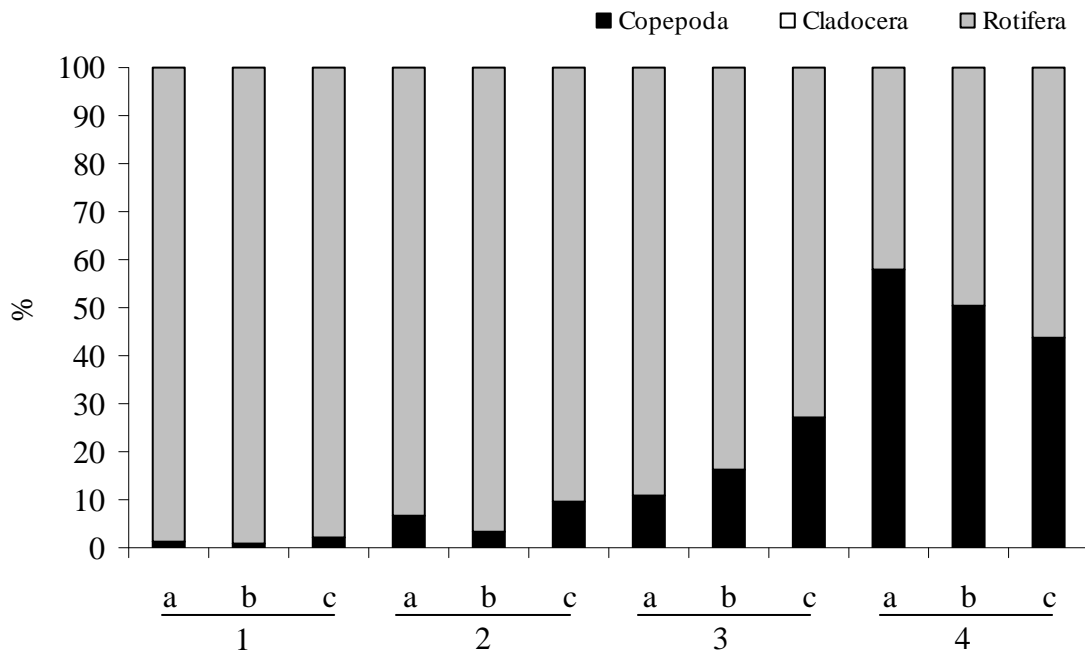


Figura 24 - Abundância relativa dos grupos (Copepoda, Cladocera e Rotifera) ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008.

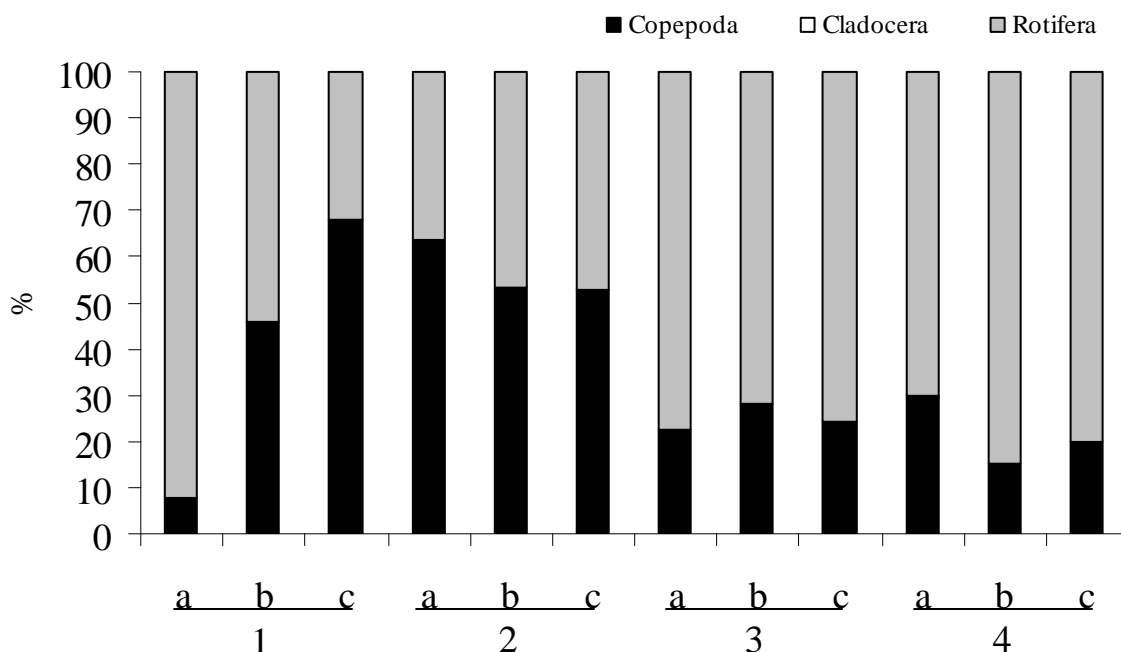


Figura 25 - Abundância relativa dos grupos (Copepoda, Cladocera e Rotifera) ao longo do reservatório Rio Grande no período de março de 2009.

#### Abundância relativa – Copepoda

A abundância relativa entre as fases de desenvolvimento do Copepoda em ambos os períodos mostrou (Figuras 26 e 27) que as formas jovens foram mais abundantes que os adultos. Na primeira coleta os náuplios estiveram em maior proporção com exceção da porção 2, e na segunda coleta, os copepoditos predominaram principalmente nos trechos 1c a 2a e porção 4, alternando assim os picos de abundância com os nauplios.

Os adultos estiveram presentes em uma proporção menor nos dois períodos sendo que na primeira coleta estiveram ausentes na porção 1 e mais representativos a partir do ponto 2c, e na segunda foram mais representativos na porção 2.

A proporção entre as espécies de Copepoda (Figuras 28 e 29), considerando apenas indivíduos adultos, mostrou que *T. decipiens* foi dominante nos dois períodos de amostragem, apenas não estando em maior número em relação a todas as outras espécies no ponto 2b em setembro.

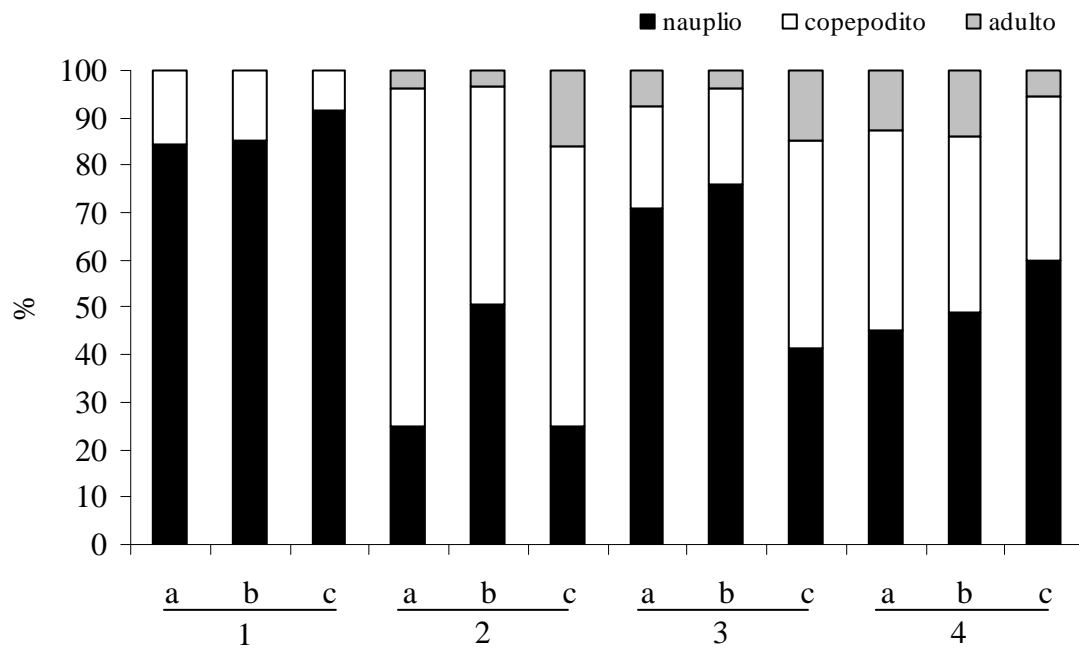


Figura 26 - Abundância relativa das fases de vida de Copepoda Cyclopoida ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008.

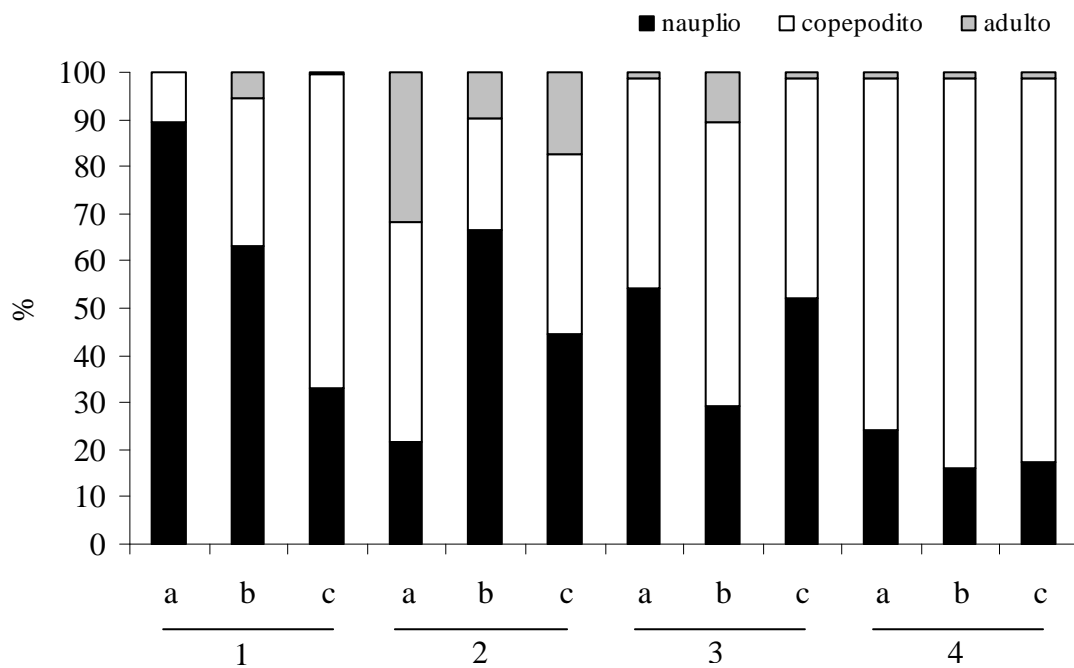


Figura 27 - Abundância relativa das fases de vida de Copepoda Cyclopoida ao longo do reservatório Rio Grande no período de março de 2009.

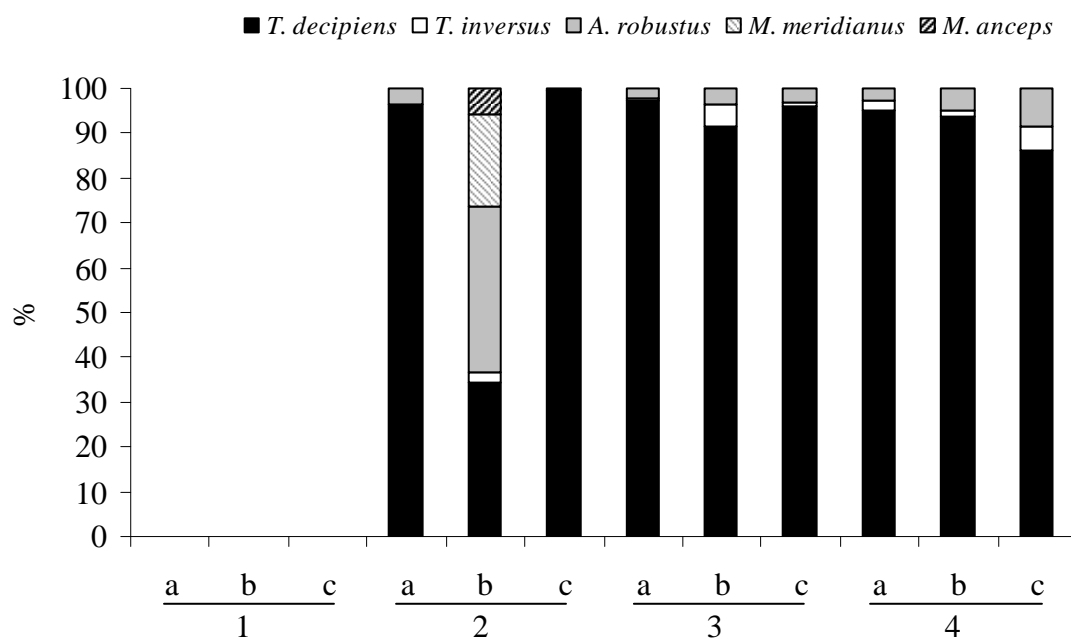


Figura 28 - Abundância relativa de indivíduos adultos de espécies de Copepoda Cyclopoida ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008.

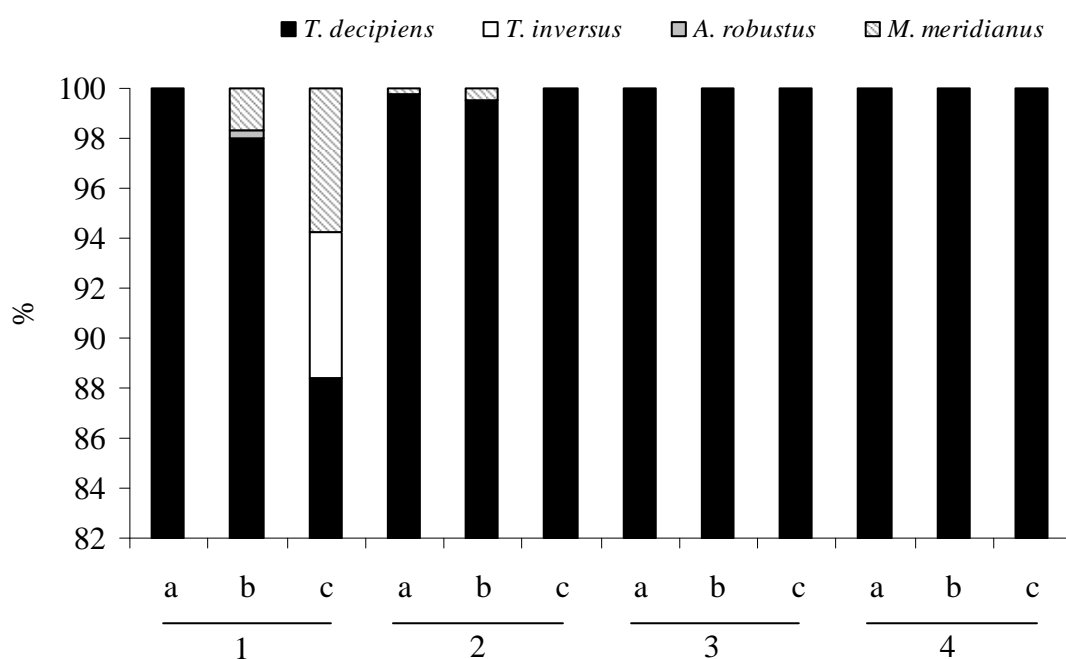


Figura 29 - Abundância relativa de indivíduos adultos de espécies de Copepoda Cyclopoida ao longo do reservatório Rio Grande no período de março de 2009.

### Abundância relativa – Cladocera

No período de setembro de 2008 (Figura 30), as espécies de Cladocera que estiveram presentes em maior número de pontos e apresentaram maior abundância relativa foram *B. deitersi* e *D. birgei*, sendo que *B. deitersi* predominou nos pontos 1a, 1c e 2a e *D. birgei* nos pontos 2c, 3a e 3b. O ponto 2b foi um ponto atípico, nele ocorreram as sete espécies de Cladocera, sendo que as espécies com maior abundância relativa neste ponto foram *A. glabra* e *M. flabelligera*. No período de março apenas ocorreram as espécies *C. pubescens* no ponto 3c e *M. flabelligera* no ponto 4a.

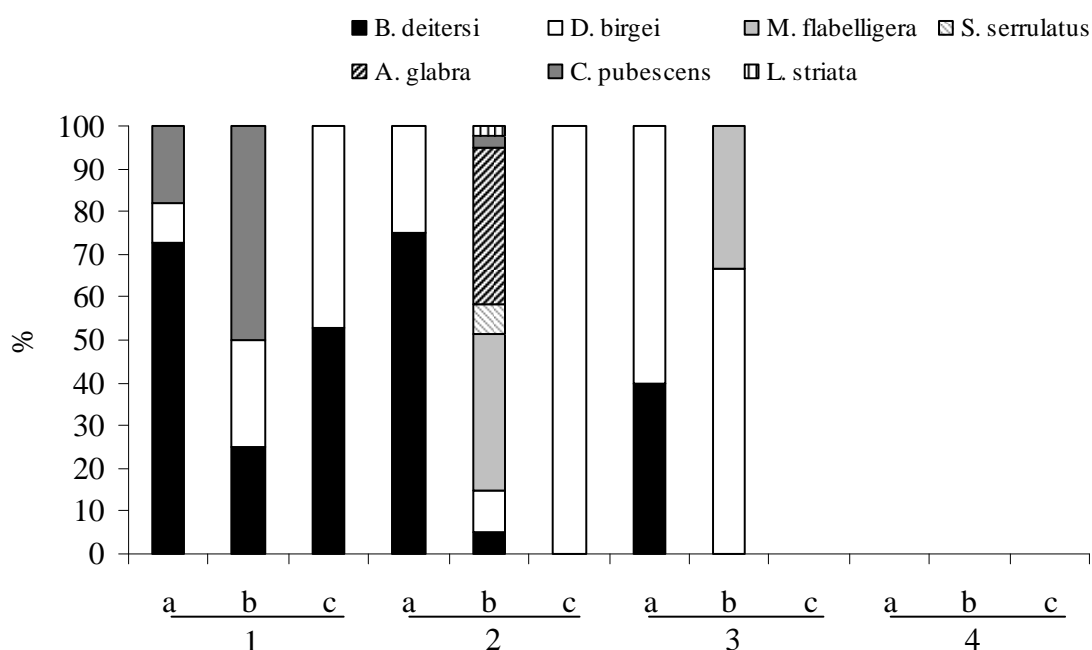


Figura 30 - Abundância relativa das espécies de Cladocera ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008.

### Abundância relativa – Rotifera

Na primeira coleta (Figura 31), as famílias mais representativas foram Synchaetidae, na qual está inserida a espécie *P. aff. vulgaris* (predominante em todos os pontos) e Brachionidae que foi composta por várias espécies, sendo algumas de grande abundância. Outras famílias também apareceram com alguma importância numérica.

Na segunda coleta as abundâncias relativas entre as famílias foram mais equilibradas (Figura 32). Desta forma, as famílias Collotheceidae e Proalidae foram mais abundantes, sendo que a Collotheceidae (principalmente com a espécie *Collotheca sp. 2*) foi mais abundante no trecho do ponto 2b ao 4a e a Proalidae (composta apenas por *Proales sp.*) nos seis pontos

restantes. As famílias Brachionidae e Synchaetidae também foram bastante abundantes, assim como Trichocercidae logo em seguida.

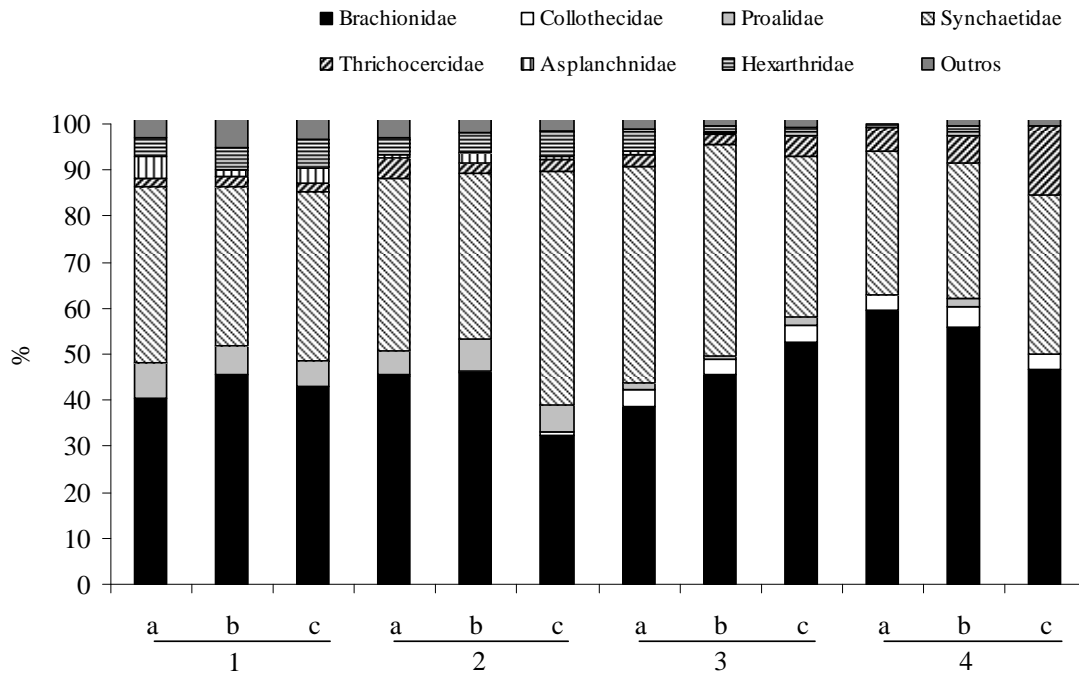


Figura 31 - Abundância relativa das principais famílias de Rotifera ao longo do reservatório Rio Grande no período de setembro de 2008.

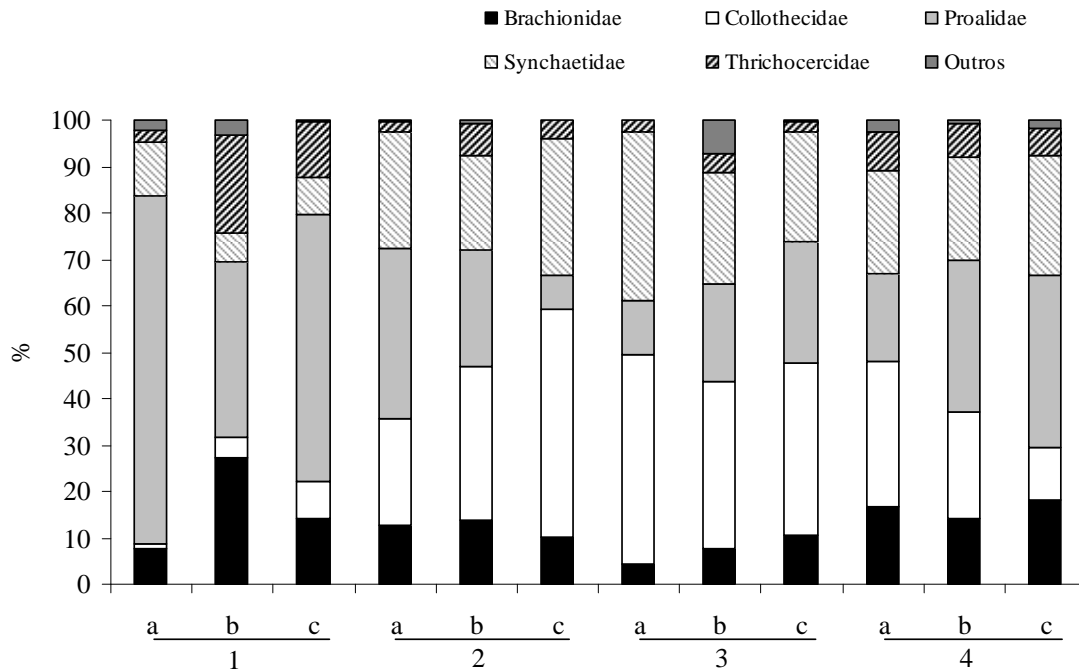


Figura 32 - Abundância relativa das principais famílias de Rotifera ao longo do reservatório Rio Grande no período de março de 2009.



#### 4.3.4 Diversidade

O reservatório Rio Grande não apresentou grandes diferenças na diversidade e dominância ao longo de seu eixo principal e nem mesmo entre períodos, sendo caracterizado principalmente por possuir alta dominância.

O índice de diversidade de Shannon apresentou maiores valores na coleta de setembro enquanto que o índice de Simpson apresentou maiores valores em março (Tabela 12).

O índice de Shannon variou em setembro de 2,05 no ponto 3b a 2,39 no ponto 4b, com valores menores também na porção 1, e em março de 1,21 no ponto 1a a 2,20 no ponto 4a, o que mostra um leve aumento na diversidade em direção a porção 4.

Para o índice de Simpson, em setembro, os maiores valores observados estavam entre os pontos 1a e 2b, e em março, os menores valores observados foram 0,51 e 0,71 nos pontos 1a e 1c, sendo que no restante dos pontos foram observados valores semelhantes.

Tabela 12 – Índice de Shannon (H) e índice de Simpson (D) nos dois períodos de amostragem.

	Set/08		Mar/09	
	H	D	H	D
a	2,11	0,80	1,21	0,51
1 b	2,14	0,81	2,07	0,83
c	2,14	0,80	1,54	0,71
a	2,25	0,80	1,89	0,82
2 b	2,24	0,81	1,95	0,81
c	2,07	0,71	1,92	0,82
a	2,24	0,74	1,73	0,77
3 b	2,05	0,72	2,09	0,84
c	2,26	0,79	1,97	0,83
a	2,31	0,74	2,20	0,86
4 b	2,39	0,77	2,07	0,83
c	2,17	0,71	2,04	0,82

#### 4.4 Análise estatística

##### 4.4.1 Variáveis limnológicas

Para a ACP realizada para os fatores limnológicos, na primeira coleta (Figura 33), os dois primeiros componentes explicaram 81,3% da variabilidade dos dados, sendo que o primeiro explicou 64,2%. Os pontos da porção 1 formaram um agrupamento posicionado no lado positivo do eixo 1 influenciado principalmente pela Cla, CE, ST, MST e PT, enquanto que os pontos das porções 3 e 4 foram agrupados no lado negativo do eixo 1 influenciados

pelo DS e profundidade. Os pontos da porção 2 foram agrupados do lado positivo do eixo 2 influenciados, no caso do ponto 2c pelo pH e no geral pela T, Feo, OD, na verdade esse grupo se explica pelas condições transitórias entre a porção 1 e as porções 3 e 4.

Na segunda coleta (Figura 34), os dois primeiros componentes explicaram 88,3% da variabilidade dos dados, sendo que o primeiro explicou 77,6%. O ponto 1 foi separado do restante pois se relaciona mais fortemente com a Feo, Cla e PT que os outros, do ponto 1b ao 2b formou-se um agrupamento do lado positivo do eixo 1 e negativo do eixo 2 que além de se relacionar com a Cla e PT, foi influenciado mais pelo ST, MST, OD e CE. Um grupo englobando o restante dos pontos também foi formado no lado negativo do eixo 1 influenciado pelo DS e profundidade.

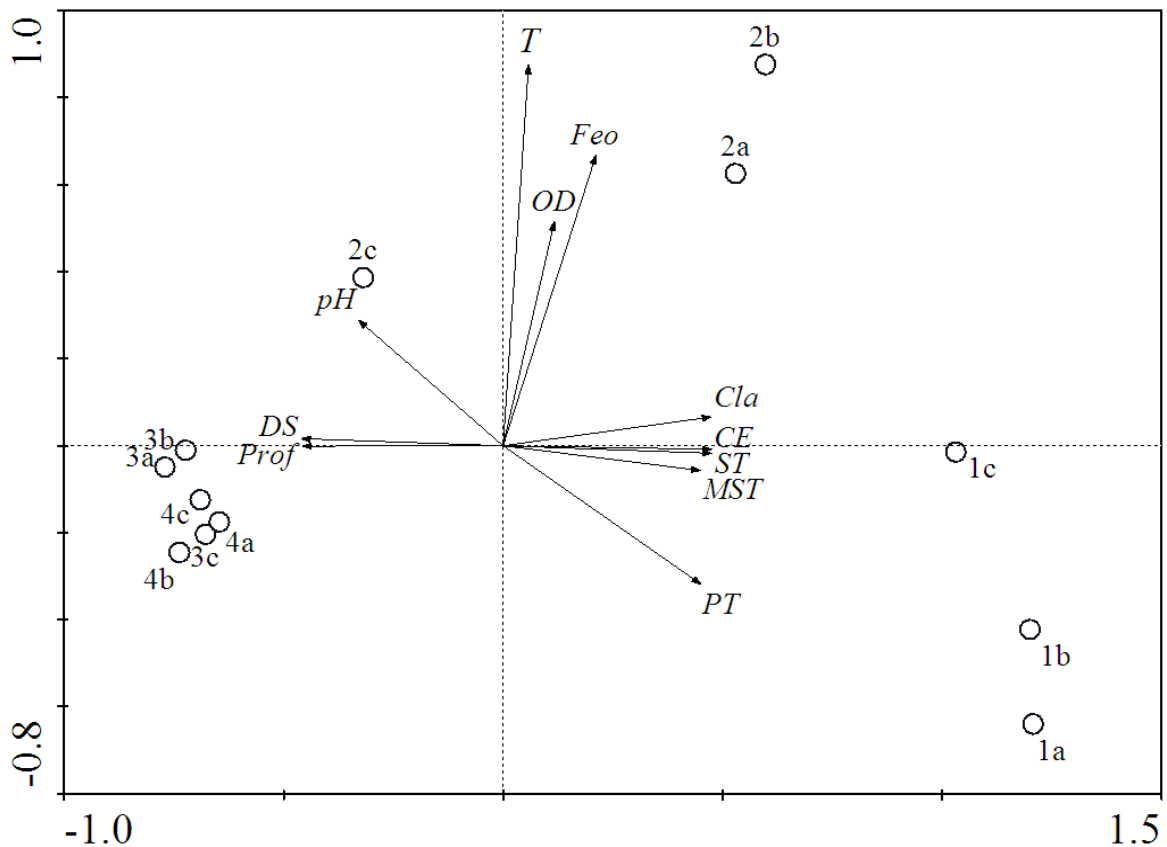


Figura 33 – Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis limnológicas: profundidade (Prof), profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (DS), sólidos totais (ST), material em suspensão total (MST), temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), clorofila-a (Cla), feoftina (Feo), fósforo total (PT), no período de setembro de 2008.

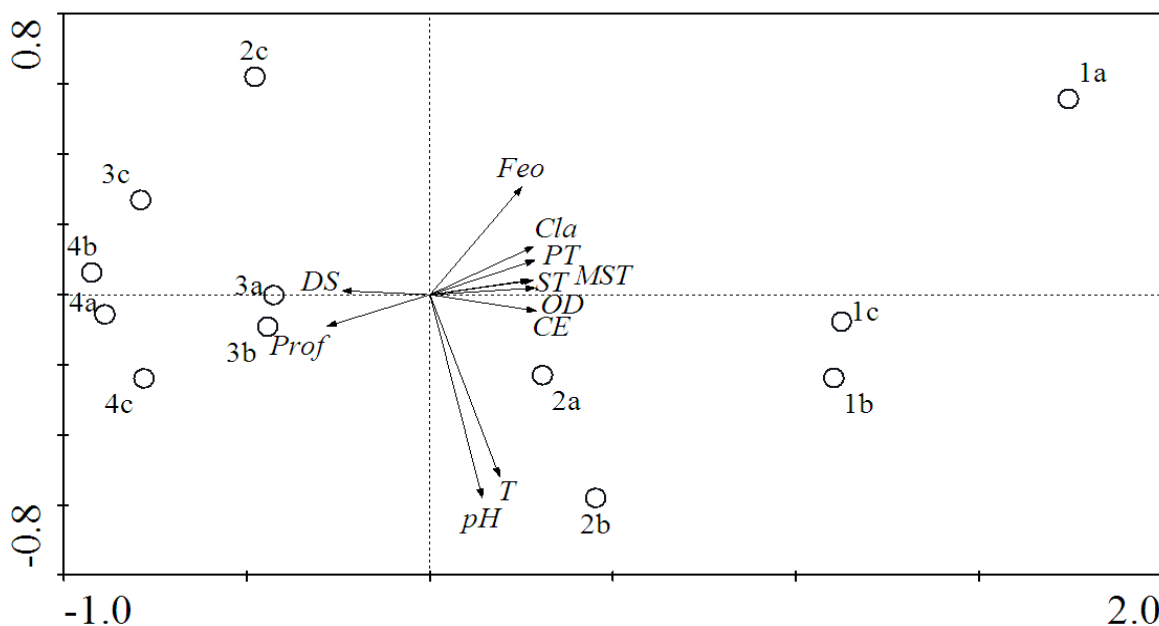


Figura 34 – Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis limnológicas: profundidade (Prof), profundidade de desaparecimento do Disco de Secchi (DS), sólidos totais (ST), material em suspensão total (MST), temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), clorofila-a (Cla), feoftina (Feo), fósforo total (PT), no período de março de 2009.

#### 4.4.2 Características do zooplâncton

Para a ACP realizada para as características do zooplâncton, na primeira coleta (Figura 35), os dois primeiros componentes explicaram 75,7% da variabilidade dos dados, sendo que o primeiro explicou 52,7%. Os pontos da porção 1 foram agrupados do lado positivo do eixo 1 e negativo do eixo 2 influenciados pela abundância de Rotifera, os pontos 2a e 2b foram agrupados do lado positivo do eixo 1 e positivo do eixo 2 principalmente pela dominância, apesar de ainda serem pontos distantes pela grande riqueza de espécies e abundância de Cladocera do ponto 2b. Do ponto 2c até o 4c a influência maior foi da abundância de Copepoda no lado negativo do eixo 1.

Na segunda coleta (Figura 36), os dois primeiros componentes explicaram 88,7% da variabilidade dos dados, sendo que o primeiro explicou 70,9%. O ponto 1a foi separado do restante por possuir uma abundância de Rotifera muito grande e assim também o ponto 1c foi separado por uma abundância grande de Copepoda. Os outros pontos com abundância total

menor que os pontos 1a e 1c podem ser separados em dois grupos. O primeiro, no lado positivo do eixo 2 e negativo do eixo 1, inclui o ponto 1b e porção 2 e foi influenciado principalmente pela abundância de Copepoda e dominância, já o segundo, abrange as porções 3 e 4 e foi influenciado principalmente pela riqueza de espécies, além de possuir uma abundância de Rotifera maior que a de Copepoda.

Nota-se que foi retirada a abundância total da coleta 1 por ser muito similar a abundância de Rotifera e assim apenas enfatizar o fato dos rotíferos possuírem alta abundância no reservatório. E que foi retirada a abundância de Cladocera da coleta 2 por este apenas ter ocorrido em quantidade mínima nos pontos 3c e 4a.

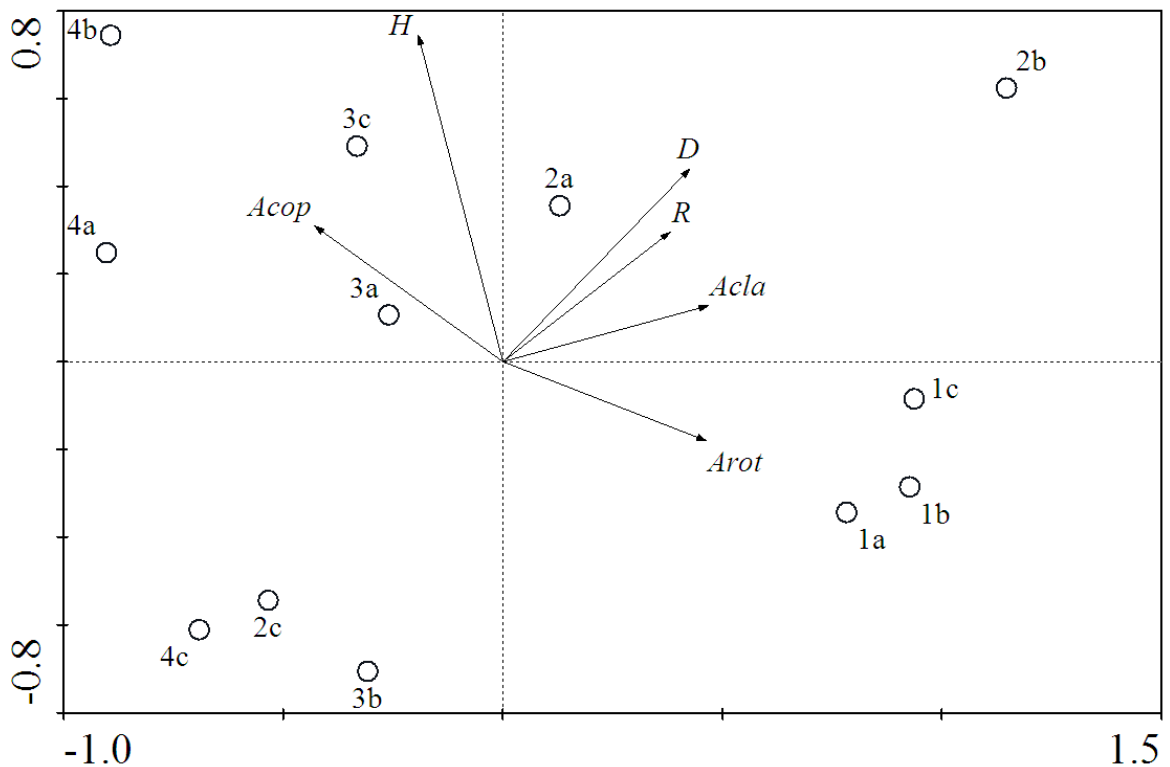


Figura 35 – Análise de Componentes Principais (ACP) das características do zooplâncton: riqueza (R), diversidade de Shannon (H), dominância de Simpson (D), abundância de Cladocera (Acla), de Copepoda (Acop) e de Rotifera (Arot), no período de setembro de 2008.

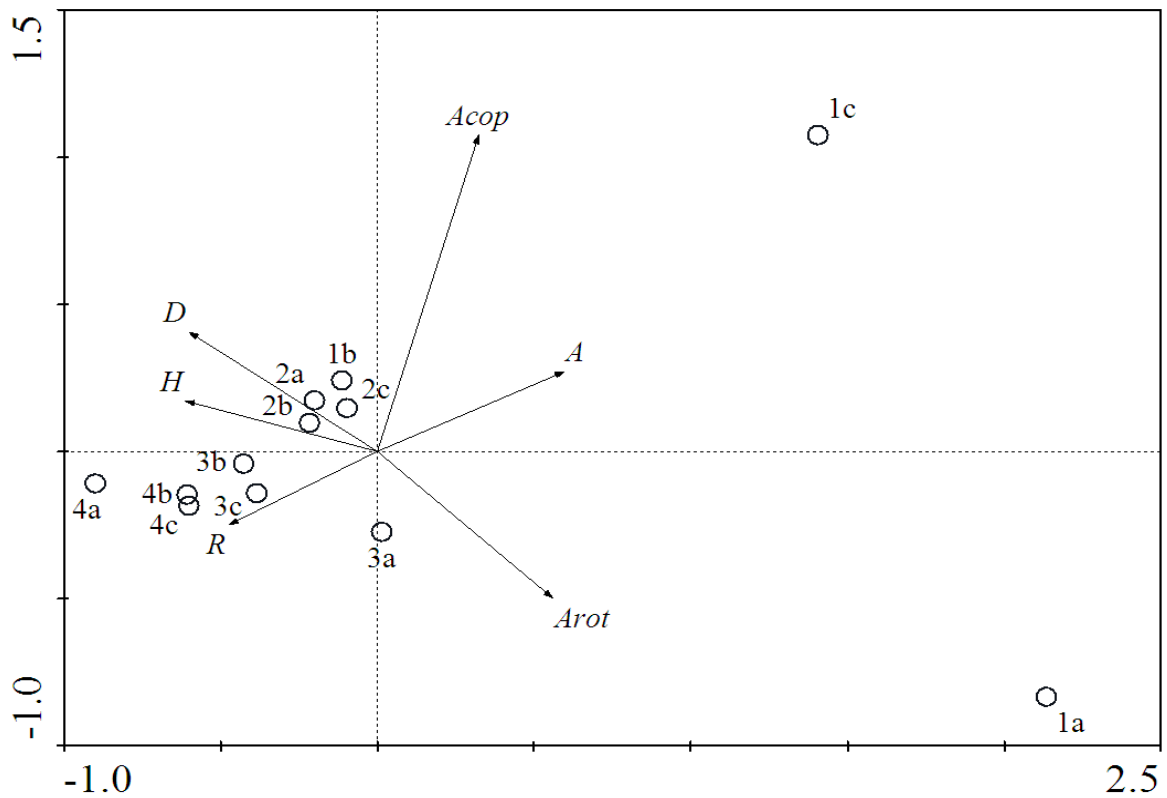


Figura 36 – Análise de Componentes Principais (ACP) das características do zooplâncton: riqueza (R), diversidade de Shannon (H), dominância de Simpson (D), abundância total (A), abundância de Copepoda (Acop) e de Rotifera (Arot), no período de março de 2009.

## 5 Discussão

O reservatório Rio Grande apresentou heterogeneidade espacial horizontal ao longo de seu eixo central, fato observado tanto pelas características limnológicas quanto pela distribuição e abundância da comunidade zooplancônica. Os dados também sugerem melhoria da qualidade da água em direção à barragem, local de captação de água bruta pela Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), empregada para o abastecimento público.

Essa heterogeneidade nas características físicas, químicas e biológicas do reservatório ocorreu nas duas coletas, tanto no período de estiagem de 2008, ano este que inclusive foi 6% mais seco que a média histórica (CETESB, 2009), quanto no período chuvoso de 2009, onde foi observado maior nível da coluna d' água.

### 5.1 Temperatura, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido

A temperatura foi mais alta na segunda coleta, provavelmente devido a radiação solar ser maior nesta época do ano. Quanto à heterogeneidade espacial ao longo do eixo central do reservatório, houve uma diminuição pouco significativa da temperatura em direção à barragem. Além disso, se levado em conta a duração da coleta, os primeiros pontos (a montante), foram feitos pela manhã, enquanto os últimos (próximos a barragem), foram feitos a tarde, logo, a radiação solar era diferente e portanto o efeito da temperatura da água diminuir pode ser também efeito da temperatura cair com o decorrer das horas do dia, e assim, outros fatores também podem ter sido influenciados.

A maioria dos perfis de temperatura mostraram padrão estratificado para a primeira coleta e com pouca diferença ao longo do reservatório. Nesta coleta a maior diferença ocorreu nos pontos da porção 1, onde a temperatura variou menos na coluna d' água sem ocorrer uma estratificação propriamente dita, talvez isso tenha ocorrido pela maior ação da correnteza, ou por eventos climáticos como por exemplo, maior ação do vento em menor profundidade.

Maier *et al.* (1997) destacam a importância dos ciclos diários no reservatório Rio Grande, onde eventos como chuvas e alterações na velocidade e direção de ventos podem ocorrer independentemente da estação do ano. Afirmam também que o reservatório é um ambiente polimítico com estratificações de superfície, que são estratificações não duradouras

que ocorrem durante o dia pelo aquecimento solar e se desfazem a noite. Assim, pode-se dizer que nas duas amostragens, as estratificações térmicas podem ter sido instáveis, mostrando, por exemplo, diversos pontos com declínio da temperatura, mas sem estratificação. Isto ocorreu na primeira coleta, mas mais evidentemente na segunda, nos pontos das porções intermediárias (2 e 3), enquanto que as outras porções estavam estratificadas, mostrando também grande similaridade entre os pontos dentro das porções, concordando com a divisão do reservatório realizada na amostragem.

Os perfis para oxigênio dissolvido mostraram padrão estratificado havendo ou não estratificação térmica no local para ambas as coletas. Sabe-se que grande quantidade de matéria orgânica no fundo pode estratificar o oxigênio mesmo sem a ocorrência de uma estratificação térmica que resulte nisso (ESTEVES, 1998). Mariani (2006) encontrou elevado teor de matéria orgânica no sedimento em todo o reservatório Rio Grande, podendo assim, a matéria orgânica ser responsável pela estratificação química nos dois períodos de amostragem.

Na estação quente, geralmente há uma aceleração nos processos de degradação da matéria orgânica, aumentando assim a demanda de oxigênio e provavelmente causando anoxia no fundo (MAIER, 1985). Apesar de março representar a estação quente neste estudo, este padrão ficou mais marcado em setembro. Isso pode estar ligado ao maior desenvolvimento do fitoplâncton no período, visto pelas maiores concentrações de clorofila. Assim, a fotossíntese realizada pelas algas aumenta a concentração de oxigênio no epilímnio, enquanto a matéria orgânica é decomposta ou sedimentada consumindo oxigênio no fundo.

Pode-se dizer também que na primeira coleta havia melhores condições para o desenvolvimento da vida pela maior concentração de oxigênio por todo o reservatório (valores semelhantes em todos os pontos), apesar da anoxia próxima ao fundo em todos os pontos.

Na segunda coleta, a diminuição da concentração de oxigênio, não apenas em direção ao fundo, com tendência a anoxia, mas na coluna d'água inteira em direção à barragem pode ter limitado a vida pois as concentrações ficaram abaixo de 4 mg/L. Segundo Esteves (1998), a baixa concentração de oxigênio na coluna d'água tem inúmeras implicações sobre o metabolismo do ecossistema, como alterações na fauna bentônica, zooplânctônica e fitoplânctônica. WHO (1996) afirma que em concentrações abaixo de 5 mg/L ocorre efeito adverso no funcionamento e sobrevivência das comunidades biológicas e que com menos de 2 mg/L pode ocorrer razoável morte de peixes.

Esta diminuição no oxigênio pode ser devido a processos de degradação da matéria orgânica, já que esta existe em grande quantidade no reservatório sendo o material em suspensão quase que exclusivamente constituído de matéria orgânica, que no caso poderia ser composta em grande parte de algas mortas. O desenvolvimento do fitoplâncton no reservatório Rio Grande é controlado pela Sabesp pela adição de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio na água, este motivo pode ter levado a uma menor quantidade de algas no reservatório principalmente próximo a barragem. Segundo Hanson & Stefan (1984), com a morte repentina de grande quantidade de algas, grande quantidade de oxigênio é utilizada no processo de decomposição desses organismos, fazendo com que o nível de oxigênio após um tratamento com sulfato de cobre possa se tornar extremamente baixo. Desta forma, é provável que os processos de degradação na segunda coleta estivessem atuando mais fortemente, ainda mais se levando em conta as maiores temperaturas da estação chuvosa.

A condutividade elétrica é a medida da habilidade da água conduzir uma corrente elétrica e portanto esta relacionada aos íons presentes na água, e conseqüentemente maiores valores de CE são associados a maiores concentrações de solutos (WHO, 1996). Assim, maiores valores de CE são comuns na estação seca (primeira coleta deste estudo), pois a menor quantidade de chuvas faz com que os solutos sejam menos diluídos (ZINABU, 2002), embora também possa ocorrer o contrário, pelas chuvas carregarem matéria orgânica e nutrientes para o corpo d' água (THOMAZ et al., 1992).

Entretanto, no período de estudo, os valores de CE foram próximos nas duas coletas, sendo apenas um pouco mais altos na primeira coleta (porções 1 e 2) e na segunda coleta (porções 3 e 4). Os valores mais altos da segunda coleta ocorreram, pois a CE, apesar de tender a diminuir, se estabilizou nas porções 3 e 4, enquanto que na primeira coleta a CE continuou a cair também nestas porções. Essa estabilização pode estar ligada aos sólidos e materiais em suspensão apresentarem pouca diminuição entre estas porções, apesar de não estar claro nos dados grande diferença destes em relação às duas coletas.

O fato dos altos valores de CE ser constantemente associados a maiores concentrações de solutos pode explicar a condutividade elétrica diminuir em direção à barragem por causa da sedimentação do soluto. Da mesma forma que o aumento em direção ao fundo, observado principalmente na segunda coleta, pode estar associado à proximidade do sedimento e desprendimento de íons deste.

A CE também está relacionada a fontes de poluição geradas pela atividade urbana e, portanto, a ambientes mais eutróficos (AKAISHI *et al.* 2006) como no caso dos pontos localizados mais a montante, ou seja, próximos à influencia dos afluentes do reservatório, os



rios Grande e Ribeirão Pires. Este último, segundo Cetesb (2009) apresentou-se supereutrófico segundo média do IET (PT) em 2008, com elevadas concentrações de PT provavelmente vindas de esgoto doméstico visto pela alta concentração de coliformes termotolerantes.

Ainda em relação a CE, na primeira coleta, dos pontos 1b ao 2b, pode ter ocorrido uma corrente horizontal, fazendo com que a CE diminuísse e em seguida recuperasse seu valor em direção ao fundo. Correntes horizontais, segundo Maier *et al.* (1997), ocorreram no reservatório afetando perfis de CE, OD e temperatura.

O pH básico do reservatório pode ser devido a grande produtividade primária realizada pelo fitoplâncton, visto pela concentração de clorofila-*a*. Apesar de que nos pontos onde ocorreu um pico na primeira coleta não foi observado nenhum aumento na concentração da clorofila, já que esta diminui gradualmente em direção à barragem. O pH foi maior mais próximo da superfície pelo processo da fotossíntese que aumenta o pH da água, enquanto que processos de decomposição acidificam a água. Os perfis de pH na segunda coleta foram muito semelhantes ao longo do reservatório, acompanhando a estratificação química já observada para o oxigênio dissolvido.

## **5.2 Sólidos totais, material em suspensão, fósforo total, clorofila-*a* e feoftina**

Os sólidos totais e materiais em suspensão tenderam a diminuir em direção à barragem em ambas as coletas, isto se deve às partículas estarem se depositando ao longo do reservatório, devido à diminuição da velocidade da corrente e assim aumento do tempo de retenção da água, lembrando que o reservatório é um ambiente de transição (KIMMEL *et al.*, 1990). Este fato também deve ser o fator explicativo da tendência de aumento na transparência da água em direção à barragem.

Os sólidos totais estiveram presentes em maior concentração na primeira coleta, pois como já dito, na estação seca, há uma diminuição no nível da água (menor profundidade), o que leva a uma concentração maior de sólidos. Segundo Serafim (2006), estas mudanças de concentração são devido a mudanças no balanço de água, sendo que as chuvas têm o efeito de diluição.

O material em suspensão foi constituído quase que inteiramente pela fração orgânica, em todos os pontos do reservatório nos dois períodos amostrados. Isto mostra grande abundância de organismos planctônicos e matéria orgânica. Tal riqueza de matéria orgânica

pode levar a depleções no oxigênio dissolvido como de fato ocorre no reservatório, ainda mais se esta matéria em suspensão se depositar no sedimento.

O fósforo total, a clorofila-*a* e a feoftina mostraram considerável diminuição em direção à barragem nas duas coletas. Havendo assim diminuição de nutriente, fitoplâncton e consequentemente diminuição do estado trófico. Embora, mesmo com a clara tendência apresentada pela clorofila, o IET(Cla) tenha classificado o reservatório como eutrófico em todos os pontos nas duas coletas.

Como já mencionado, os nutrientes se encontram em menor quantidade no compartimento lacustre (KENNEDY & WALKER, 1990), fato que concorda com o apresentado aqui pela concentração de fósforo total. Por outro lado, a concentração de clorofila-*a* não segue o padrão que seria esperado, pois segundo os mesmos autores, no compartimento de transição geralmente existe maior produção primária, devido a maior disponibilidade de luz (que aumenta a partir dessa região com a deposição de materiais) e nutrientes (que ainda não diminuíram a ponto de limitar a produção). Assim, como a clorofila diminui continuamente em direção à barragem, sem qualquer aumento em algum local intermediário, tal fato não foi corroborado neste estudo. Isto pode ter sido devido ao manejo do reservatório pela aplicação de algicidas próximo à barragem e pelas fontes poluentes vindas de seus afluentes.

### 5.3 IET

Foi observado que o Índice de estado trófico em geral diminuiu em direção à barragem, embora o IET(CI), apesar da grande diminuição na concentração de clorofila-*a*, tenha se mantido como eutrófico em todas as amostras. O índice com base no disco de Secchi foi sempre o que indicou menor eutrofização, estando entre mesotrófico e oligotrófico, enquanto que o índice para fósforo total foi o que mostrou maior variação, variando de eutrófico a mesotrófico na primeira coleta e de eutrófico a oligotrófico na segunda.

Assim, o grau de trofia, apesar de sempre possuir tendência de diminuição em direção à barragem, a extensão que cada grau trófico ocupa até mudar varia, por exemplo, o IET médio mudou de eutrófico para mesotrófico a partir do ponto 4b em direção à barragem na primeira coleta e a partir do ponto 2c na segunda coleta, havendo assim uma área mesotrófica bem maior na segunda coleta.

Além da variação entre as coletas, pôde ser observado que estas extensões no grau de trofia também variaram em relação a outros trabalhos efetuados neste reservatório. Por exemplo, quanto ao estado trófico observado por Pompêo (2006) ao longo do braço Rio Grande, trabalho no qual este estudo se baseou para definir sua amostragem, não foi observado o mesmo padrão. Para Pompêo (2006), quanto ao IET(CI), o braço apresentou-se hipereutrófico na porção superior, porção 1 deste trabalho, mesotrófico, na porção intermediária, que engloba as porções 2 e 3 deste estudo, e oligotrófico próximo à barragem, porção 4 deste trabalho, o que difere bastante do encontrado.

O estado trófico diminui próximo à barragem, primeiro pelo padrão de gradiente de condições existente ao longo do eixo central do reservatório, como definido por Thornton (1990). Outro fator explicativo que pode afetar o grau de trofia do reservatório é a aplicação periódica, em alguns momentos quase diária, de algicidas (sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio) realizada em inúmeros pontos do reservatório. Estas aplicações afetam principalmente as estimativas realizadas com base na clorofila-*a*, subestimando o IET(CI), apesar deste índice ter se mantido alto nas duas amostragens.

#### **5.4 Zooplâncton**

Tanto a riqueza quanto a abundância absoluta foram maiores na primeira coleta, estação seca, provavelmente pela maior eutrofização e assim disponibilidade de alimento principalmente para os Rotifera responsáveis pela maior quantidade de táxons em ambas as coletas.

Na primeira coleta, a riqueza das porções 1, 2 e 3, com exceção do ponto 2b, se mantiveram próximas, variando entre 25 a 29 táxons, já os menores valores ocorreram na porção 4 (entre 19 a 21 táxons). Ao contrario da primeira coleta, na segunda coleta, a menor riqueza ocorreu mais na parte alta, nos pontos 1a, 1c e 2c, isto se deve principalmente a menor riqueza de espécies de rotíferos.

O ponto 2b na primeira coleta foi caracterizado por uma alta riqueza de espécies de todos os grupos, sendo que algumas espécies estiveram presentes apenas neste ponto. Isto provavelmente se deve ao fato de neste dia existir um banco de macrófitas aquáticas flutuantes no local, colaborando assim para aumentar a diversidade de nichos e assim de espécies, que podem ser comumente associadas a macrófitas aquáticas (MAIA-BARBOSA *et al.*, 2008; ESPÍNDOLA *et al.*, 2000).

A abundância total, em geral, apresentou tendência de diminuição em direção à barragem nas duas coletas. Este padrão parece ser comum em diversos locais (SEDA & DEVETTER, 2000; NOGUEIRA 2001; ZANATA & ESPÍNDOLA, 2002; PASHKOVA, 2007; SARTORI, 2008).

Segundo Marzolf (1990), o padrão da abundância do zooplâncton em reservatórios é determinado por dois fatores: velocidade da correnteza (tempo de retenção da água) e exportação de material como nutrientes e matéria orgânica dissolvida vindos dos afluentes. Assim, com os dois processos atuando simultaneamente, a maior abundância deveria ser na região de transição. Porém, se um ou outro fator é dominante, o padrão da abundância muda, sendo maior em direção à barragem ou à região de rio. No caso, parece que os materiais vindos do rio, garantem um ambiente mais rico, com maior disponibilidade de alimento à montante, ou seja, próximo da entrada dos afluentes, fazendo com que a abundância do zooplâncton seja maior nesta região.

Essa maior abundância, em geral, é devido aos Rotifera, pois estes mantiveram o padrão de diminuição em direção à barragem, assim como mostrado para a abundância total, nas duas coletas, sendo que na primeira a abundância do grupo foi quase a abundância total na maioria dos pontos. Apesar da abundância decrescer em direção à barragem, na segunda coleta ocorreu um aumento nos pontos da porção 3 e logo após uma nova diminuição. Talvez a explicação para esse fato possa estar relacionada à maior abundância de Copepoda ocorrida entre os pontos 1b e 2c. Por serem predadores, os Cyclopoida podem ter diminuído as populações de rotíferos nestes pontos e assim quando os Cyclopoida voltaram a ser minoria, as populações de Rotifera voltaram a crescer.

Rotíferos são normalmente referidos como dominantes em diversos estudos em região tropical e subtropical (ESTEVEES & SENDACZ, 1988; NOGUEIRA, 2001; COELHO-BOTELHO, 2003). Também podem ser associados ao grau de trofia do ambiente, sendo dominantes em locais mais eutrofizados (COELHO-BOTELHO, 2003), como grande parte do braço Rio Grande. Isso pode ser devido à capacidade destes organismos se alimentarem de pequenas partículas como detritos orgânicos e bactérias (ESTEVEES & SENDACZ, 1988). Assim, a maior concentração de material em suspensão, comum em ambiente eutrófico, pode levar ao aumento de Rotifera (ZANATA & ESPÍNDOLA, 2002). De acordo com Ceirans (2007), a densidade de rotíferos aumenta conforme há um aumento na produtividade do ecossistema. Assim, quando o alimento não é limitante, como no caso de ambientes eutrofizados, pequenos organismos como rotíferos possuem maior taxa de filtração, o que traz vantagem ao grupo (ESTEVEES & SENDACZ, 1988). O grupo Rotifera também é

considerado melhor indicador de eutrofização que outros grupos como os de microcrustáceos, pois são pouco ou nada afetados por florações de algas.

Desta forma, rotíferos são organismos com características oportunistas, podendo se adaptar rapidamente a diversas mudanças ambientais devido a seu curto ciclo de desenvolvimento e assim suas populações podem crescer no curto tempo em que as condições são favoráveis (NOGUEIRA, 2001; SARTORI *et al.*, 2009). Assim, ambientes como reservatórios instáveis e dinâmicos, e mais especificamente, o reservatório Rio Grande, oferecem grandes vantagens competitivas a este grupo.

Em geral, a parte alta do reservatório Rio Grande possui condições mais instáveis, que são vantagem para pequenos organismos r-estrategistas como os rotíferos (SEDA & DEVETTER, 2000), sendo um padrão comum em reservatórios o que ocorre no reservatório Rio Grande, com a maior abundância na parte alta seguido de declínio em direção à barragem (SEDA & DEVETTER, 2000; NOGUEIRA 2001; ZANATA & ESPÍNDOLA, 2002).

Quanto à abundância relativa dos rotíferos pode-se dizer que as famílias que tiveram maiores abundâncias foram Synchaetidae e Brachionidae, a primeira representada principalmente por *Polyarthra aff. vulgaris* que foi a espécie mais abundante em todos os pontos, e a segunda com algumas espécies também de grande importância numérica tais como *Keratella tropica*, *K cochlearis* e *K. lensi*. Outras famílias como Proalidae, Trichocercidae e Hexarthridae também foram representativas nas porções mais eutrofizadas e Collotheidae foi mais abundante nas porções menos eutrofizadas e de características lacustres.

Segundo Oliveira-Neto & Moreno (1999), espécies como *Keratella americana*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra aff. vulgaris* que se distribuíram por todo o braço Rio Grande, são comuns na região limnética dos reservatórios do estado de São Paulo. Ainda, segundo esses autores, também são comuns espécies do gênero *Trichocerca*, por exemplo, *T. similis* e do gênero *Brachionus* como *B. angularis*, *B. caudatus*, *B. falcatus* e *B. calicyflorus*. Estas duas últimas espécies são comuns em condições eutróficas e que no presente estudo foram observadas nas porções mais eutróficas do reservatório, embora com uma abundância relativamente mais baixa que a de outras espécies. O gênero *Brachionus*, por ser muito sensível a mudanças no ambiente e ocupar grande diversidade de microhabitats, é bom indicador de mudanças ambientais, podendo ser um táxon alvo para monitoramento (ATTAYDE & BOZELLI, 1998).

A família Brachionidae, assim como pode ser percebido acima, é uma família de grande importância no plâncton de águas continentais, já outras famílias de rotíferos como, por exemplo, a família Lecanidae, são litorâneas e por isso suas espécies são migrantes

ocasionais no plâncton (ALMEIDA *et al.*, 2006). Assim, segundo mesmo autor, espécies litorâneas ocorrem geralmente na zona limnética principalmente em trechos mais lóticos, onde a zona litorânea tem mais influencia, e onde há maior presença de macrófitas. Tal fato pode ser observado no reservatório Rio Grande, onde as espécies do gênero *Lecane* foram raras, presentes em alguns pontos das porções 1 e 2 provavelmente pelos locais serem mais rasos e com maior influencia das margens, dos afluentes e de macrófitas como no ponto 2b da primeira coleta.

O gênero *Asplanchna*, segundo Ceirans (2007), também pode estar em maior densidade em ecossistemas mais produtivos, pois são raptorais. No reservatório Rio Grande *Asplanchna intermedia* foi observada na primeira coleta até a porção 3, não sendo observada na porção 4 onde a produtividade provavelmente é menor e também não foi observada na segunda coleta.

Segundo Nishimura *et al.* (2008) a produtividade primária fitoplancônica do reservatório Rio Grande em ponto próximo à barragem é por volta de 327 mg de carbono/m<sup>2</sup>/ano. Este valor de produtividade primária, segundo Esteves (1988), permite classificar o braço como mesotrófico, o que corrobora o encontrado próximo à barragem no presente estudo. Em outras palavras, este dado de produtividade se refere ao ambiente próximo da barragem, onde também no presente estudo foi classificado como mesotrófico, e não a todo reservatório, sendo assim provável que esta produtividade aumente em direção a parte alta do reservatório onde o teor de clorofila-*a*, entre outros fatores mostraram um ambiente mais eutrofizado e portanto com maior produtividade.

Na segunda coleta, duas famílias, ou mais especificamente, duas espécies: *Collotheca sp. 2* e *Proales sp.* dividiram o reservatório no que se refere à maior abundância entre as espécies de Rotifera. As duas famílias (Brachionidae e Synchaetidae) mais importantes na primeira coleta, também tiveram importância na segunda, com as maiores abundâncias relativas depois de Collothecidae e Proalidae. Collothecidae nos dois períodos mostrou maior abundância a partir da porção 2, tendo sua mais alta abundância nos pontos da porção 3, mostrando assim uma preferência pelas condições de tal região do reservatório. Maior abundância do gênero *Collotheca* na região lacustre também foi apontado por Nogueira (2001) no reservatório Jurumirim.

Tais variações na abundância entre os períodos podem mostrar que algumas espécies sempre são mais comuns no reservatório, mas que estas se alternam no tempo com umas sendo mais abundantes em um momento e outras em outro momento. Cetesb (1996b) mostrou

que grande variação de dominância ocorre entre os gêneros de Rotifera do reservatório Rio Grande ao longo dos meses.

Alguns gêneros como *Keratella* e *Polyarthra* foram sempre numericamente importantes no reservatório desde o trabalho de Sendacz (1978), e ainda são como mostrado no presente estudo. Porém, o levantamento da fauna de rotíferos em trabalhos anteriores mostrou sempre menor número de espécies e gêneros que atualmente, além de serem raros os táxons identificados em nível de espécie, não permitindo maiores comparações. O mais completo levantamento foi realizado por Kubo (1989) com 18 gêneros em comparação aos outros com sete (SENDACZ, 1978; CETESB, 1996b). Isto pode ser devido ao autor ter realizado maior número de pontos de amostragem, dois pontos além do ponto próximo a captação de água da Sabesp que foi utilizado pelos outros autores. Tal fato mostra a importância de se coletar em maior número de pontos devido à heterogeneidade espacial (ESPÍNDOLA *et al.*, 2000), que no presente trabalho, mostrou que os rotíferos foram mais importantes na parte alta e não próximo à barragem, onde geralmente era coletado no reservatório.

Os Copepoda foram mais abundantes na porção 4 na primeira coleta, tendo sua abundância aumentado em direção à barragem, padrão oposto ao apresentado pelos Rotifera. Este padrão de heterogeneidade na abundância de Copepoda também foi encontrado em: Nogueira (2001), Zanata & Espíndola (2002) e Sartori (2008).

Isso pode ser devido ao aumento no tempo de residência da água que ocorre nessa direção do reservatório. Além disso, segundo Ceirans (2007), crustáceos, mesmo aqueles que como os Cyclopoida são indicadores de ambientes eutrofizados, devem ser afetados por florações de algas. Tal fato pode mostrar também que os Rotifera, por terem sido mais abundantes nos locais mais eutrofizados, são mais resistentes às condições eutróficas que os Cyclopoida, também frequentemente relacionados a este tipo de ambiente.

Entretanto, essa distribuição dos Cyclopoida não permaneceu na segunda coleta, sendo que estes foram mais abundantes do ponto 1b ao 2c, uma região do reservatório mais eutrofizada que perde apenas para o ponto 1a, onde o grau de trofia e condições relacionadas foram mais semelhantes às condições encontradas na primeira coleta. Sendo assim, no ponto 1a, o padrão é o mesmo encontrado na porção 1 na primeira coleta, com uma abundância muito maior de Rotifera que Cyclopoida e estes com poucos indivíduos, sendo também muito raros os indivíduos adultos.

Desta forma, pelo ambiente na segunda coleta estar menos eutrofizado, a maior abundância de Cyclopoida nestes pontos não é estranha, mesmo porque o grau de trofia na

porção 4 quando os Cyclopoida foram abundantes também não foi muito mais baixo que o existente na segunda coleta.

Quanto à questão que envolve a maior correnteza na região, dentre os Copepoda, os Cyclopoida podem resistir melhor a ambientes lóticos que os Calanoida, tendo a habilidade de resistir e evitar fluxo de água, podendo exibir populações relativamente grandes (CASANOVA & HENRY, 2004), o que pode ter propiciado o desenvolvimento destes em ambiente que teoricamente possuiria maior corrente.

Outro fator que pode ter influenciado na distribuição dos Cyclopoida e do zooplâncton como um todo na segunda coleta é a menor concentração de oxigênio dissolvido em toda a coluna d' água, principalmente nas porções 3 e 4. Como dito no item onde se discutiu o oxigênio dissolvido, esta diminuição em direção à barragem pode ter sido devido ao tratamento da água com sulfato de cobre. Assim, a vida pode ter sido afetada neste trecho tanto pela menor concentração de oxigênio quanto pela toxicidade gerada pelo produto (HANSON & STEFAN, 1984). Casanova & Henry (2004) relataram que a maioria dos Copepoda estudados por eles mostrou uma correlação negativa com a velocidade da corrente, sólidos em suspensão e oxigênio. Desta forma, pode-se dizer que tais fatores também influíram na distribuição dos Copepoda do reservatório Rio Grande.

Não foi encontrado nenhum Copepoda Calanoida no reservatório. Esse grupo de organismos é geralmente associado a ambientes oligotróficos/mesotróficos, sendo a proporção Calanoida/Cyclopoida útil como indicador de trofia (MATSUMURA-TUNDISI & SILVA, 1999). Em período anterior ao isolamento do braço Rio Grande do corpo central da represa Billings (de 1977 a 1979), o grupo também não havia sido observado (SENDACZ & KUBO, 1999). No entanto, após o isolamento, foi relatada a presença de espécies de Calanoida por Kubo (1989). Tais fatos indicam melhoria da qualidade da água após a construção da barragem como já tinha sido observado por Kubo (1989), mas uma piora com o decorrer dos anos devido às cargas poluentes recebidas em sua bacia de drenagem.

Os Calanoida são filtradores seletivos, selecionando o que é adequado como alimento. Assim, segundo Esteves & Sendacz (1988), em ambientes eutróficos, apesar de haver muito alimento relacionado ao significativo crescimento do fitoplâncton, a maior parte deste é constituído de cianobactérias filamentosas ou coloniais de baixa qualidade nutricional e que podem ser tóxicas. Segundo Perbiche-Neves *et al.* (2007), há diminuição na capacidade de filtração e da população de Calanoida em si principalmente na presença de filamentos de cianobactérias. Logo, isso se torna uma desvantagem na competição em ambiente eutrofizado. Assim, a dominância de Cyclopoida em relação aos Calanoida é relacionada principalmente



com seus hábitos alimentares (PERBICHE-NEVES *et al.*, 2007). Sendo os Cyclopoida onívoros raptorais, eles capturam partículas de alimento, podendo ingerir porções de algas filamentosas e coloniais que devem ser um alimento inadequado para os Calanoida (PANARELLI *et al.*, 2001). Por outro lado, Ceirans (2007) afirma que estes organismos podem ser afetados, mais que os rotíferos, por florações de algas.

A espécie de Cyclopoida *Thermocyclops decipiens*, com exceção do ponto 2b na primeira coleta, foi dominante em todos os pontos em ambas as coletas, havendo poucos indivíduos de outras espécies ou até mesmo ausência de outra espécie de Cyclopoida. Esta espécie já era considerada dominante desde o trabalho de Kubo (1989), mas entre 1977 e 1978, esta espécie era mais abundante na estação chuvosa, enquanto que *Metacyclops mendocinus* era a espécie mais abundante na estação seca (SENDACZ, 1978, 1984). Tal espécie não foi encontrada no reservatório neste estudo e segundo Sendacz e Kubo (1999), estava praticamente desaparecendo entre 1982 e 1984, provavelmente por não ter se adaptado às novas condições pós isolamento do braço.

A espécie *T. decipiens* é frequentemente numerosa ou dominante em ambiente eutrófico, podendo servir como bioindicador (REID, 1988). Assim, ocorre em todas as bacias do estado de São Paulo com exceção da Serra da Mantiqueira (SILVA & MATSUMURA-TUNDISI, 2005). Esta espécie possui grande dispersão, sendo extremamente adaptável a ambientes novos (LANDA *et al.*, 2007). Desta forma, ela mostra ser uma espécie que se adapta a diferentes ambientes e que em um ambiente como o de reservatório, bastante dinâmico, poderia se adaptar mais facilmente a mudanças deste e se tornar dominante, como ocorre no reservatório Rio Grande.

De fato, *T. decipiens* é uma espécie que se adapta tanto a ambientes lóticos quanto lênticos ou reservatórios, corpos d' água pequenos ou grandes, diversos graus de trofia, mas é mais adaptado a um ambiente de eutrófico a mesotrófico e por isso, muito frequentemente encontrada em trechos com grande ocupação humana, sendo o ambiente afetado por atividades urbanas, agricultura entre outras (LANDA *et al.*, 2007). Ainda segundo mesmos autores, é um organismo que, assim como outras espécies pequenas do zooplâncton, é favorecido pela maior quantidade de detritos orgânicos e bactérias existentes em um ambiente eutrofizado. Além disso, o gênero *Thermocyclops* é capaz de quebrar colônias de algas e agregar detritos (PERBICHE-NEVES *et al.*, 2007).

No ponto 2b, primeira coleta, houve destaque para as espécies de Cyclopoida *Acanthocyclops robustus*, *T. decipiens* e *Mesocyclops meridianus*, sendo que esta última aparece frequentemente associada à macrófitas aquáticas, sendo encontrado onde há

vegetação litorânea bem desenvolvida (REID *et al.*, 1988). Os motivos pelo qual a espécie *A. robustus*, encontrada comumente na zona pelágica (LESCHER-MOUTOUÉ, 1996), apresentou sua maior abundância neste ponto ou a espécie *Microcyclops anceps* apenas foi observada neste ponto também devem estar relacionados à presença das macrófitas que podem estar servindo, por exemplo, como esconderijo na presença de predadores.

Quanto aos estágios de desenvolvimento dos Cyclopoida, pode-se dizer que há um predomínio das formas jovens. Na primeira coleta ocorreu maior abundância principalmente de nauplios, já na segunda, ora nauplios ora copepoditos foram mais abundantes. Essa maior abundância de nauplios pode ser uma estratégia dessas populações para permanecer no ambiente, contando para isso com uma geração de grande número de descendentes para que ao menos uma pequena parte chegue à fase adulta (PANARELLI *et al.*, 2001). Sartori *et al.* (2009) indicam a ocorrência de alta taxa de mortalidade durante as fases larvais de Cyclopoida, enfatizando essa idéia.

Além disso, a ontogenia dos Copepoda envolve muitas modificações, variando grandemente o tamanho e formato do corpo, o comportamento e a alimentação durante os estágios de desenvolvimento, sendo que condições do ambiente que são apropriadas a uma fase do ciclo de vida, não são para outra fase. Por exemplo, os estágios imaturos de Copepoda possuem pouca habilidade para nadar, pois seus apêndices natatórios ainda são pouco desenvolvidos e por isso geralmente podem ser abundantes quando estão à deriva em ambientes lóticos (CASANOVA & HENRY, 2004).

Os Cladocera foram raros no reservatório Rio Grande, sendo um pouco mais representativos na primeira coleta. Pode-se dizer também que foram poucas as espécies limnéticas, sendo que talvez a região litorânea possa abrigar a maior diversidade de Cladocera do reservatório. Esta teoria faz sentido observando-se a composição e abundância de espécies no ponto 2b, primeira coleta, onde todas as espécies de Cladocera ocorreram e a maioria são normalmente associadas à macrófitas ou ao sedimento, por exemplo, os membros das famílias Chydoridae e Macrothricidae são comumente encontrados na região litorânea (ELMOOR-LOUREIRO, 1997). No restante dos pontos a ocorrência de Cladocera foi baixa ou nula, sendo que as espécies mais comuns foram *Bosminiopsis deitersi* e *Diaphanosoma birgei*.

*Bosminiopsis deitersi*, que se destacou neste trabalho, não foi encontrada em regiões profundas e próximas à barragem em um estudo abordando heterogeneidade espacial no reservatório de Jurumirim (NOGUEIRA, 2001), o que se assemelha ao padrão encontrado no braço Rio Grande na primeira coleta.

Na segunda coleta, os Cladocera estiveram presentes apenas nos pontos 3c e 4a em pequena quantidade com respectivamente as espécies *Chydorus pubescens* e *Macrothrix flabelligera*. Isto mostra, ainda mais acentuadamente, que os Cladocera limnéticos não estão atualmente adaptados ao reservatório. O grupo sempre teve as menores abundâncias desde o trabalho de Sendacz (1978) representando em média 23% do zooplâncton, mas isso não é comparável ao encontrado aqui aonde os cladóceros nunca chegaram nem mesmo a 0,1% do zooplâncton total.

Além disso, a composição de espécies mudou, sendo que, apesar do número de espécies ter crescido de um trabalho para outro (5 para 12 espécies), os gêneros encontrados tanto no trabalho de Sendacz (1978) quanto de Kubo (1989) foram *Bosmina*, *Diaphanosoma*, *Daphnia*, *Ceriodaphnia* e *Moina*, com adição da espécie *Bosminiopsis deitersi* no trabalho de Kubo, embora esta pouco abundante. Em 1977 / 1978 os gêneros mais abundantes eram *Bosmina* e *Diaphanosoma* (SENDACZ, 1978), já em 1992 / 1993, segundo Cetesb (1996b), a família *Bosminidae* era abundante e *Daphnidae* e *Sididae* eram comuns. Desta forma, pode-se dizer que tanto neste estudo como em estudos anteriores, membros das famílias *Bosminidae* e *Sididae* foram abundantes, porém houve uma diminuição tanto no número de espécies de Cladocera planctônicos quanto no número de indivíduos, sendo encontrados neste estudo mais espécies associadas à macrófitas ou sedimento.

Os índices de diversidade não mostraram grandes variações no ambiente do reservatório, não sendo muito claras mudanças como foi mostrado pela riqueza ou abundância de espécies. Apenas pode ter sido mostrada uma diversidade um pouco maior na primeira coleta indicada pelo índice de Shannon e um possível aumento na dominância na segunda coleta indicado pelo índice de Simpson. Segundo (ATTAYDE & BOZELLI, 1998), apesar de ambientes estressados ou poluídos serem ditos ambientes onde há um aumento na dominância e diminuição na diversidade de espécies, os resultados obtidos pelos autores mostraram que os índices de diversidade por eles utilizados foram insensíveis a eutrofização, sendo a diversidade um indicador menos sensível de ambientes estressados que as mudanças taxonômicas, o que corrobora com o encontrado no reservatório Rio Grande.

#### Parasita de Rotifera

Um fator também observado que pode ter influenciado a distribuição e abundância de Rotifera no reservatório durante o período da segunda coleta foi o aparecimento de certos organismos parasitas no corpo de diversas espécies de Rotifera. Tal parasita provavelmente é uma espécie pertencente ao filo Chytridiomycota classificado dentro do reino Fungi, sendo os

organismos deste filo caracterizados como fungos zoospóricos por apresentarem flagelos em sua estrutura de reprodução (ROCHA & PIRES-ZOTTARELLI, 2002). Diversas espécies destes fungos são conhecidas por parasitar rotíferos, mas nenhum caso deste tipo tinha sido relatado no reservatório Rio Grande ou mesmo na região.

Segundo Glockling (1998) as estruturas visíveis na Figura 37 são os esporângios do fungo. Os rotíferos contabilizados aqui como afetados são aqueles que apresentaram esporângios, logo, esta não é a proporção de rotíferos parasitados, e sim a proporção em que os esporângios, ou seja, as estruturas reprodutivas, já foram formadas. Pode-se dizer também que é possível que estes rotíferos com esporângio já estejam mortos, pois segundo Karling (1946) na descrição de *Olpidium rotiferum*, quando estas estruturas são formadas o rotífero já morreu e o fungo utiliza o conteúdo interno do rotífero para seu desenvolvimento.

Desta forma, no presente trabalho, pode-se notar que esta espécie de fungo parasita apresentou um padrão ao longo do eixo central do reservatório, ocorrendo assim um aumento de rotíferos com esporângios em direção à barragem (Figura 38). Além disso, o maior número de indivíduos afetados foi encontrado nas espécies *Proales sp.* e *Polyarthra aff. Vulgaris*, mas isto não se deve apenas ao fato de as duas espécies terem sido bastante abundantes neste período, pois *Collotheca sp. 2*, outra espécie também muito abundante, foi muito pouco ou nada afetada pelo parasita, o que pode indicar alguma preferência do parasita por algumas espécies de Rotifera. Assim, pode-se dizer que tais organismos também influenciaram na distribuição dos Rotifera no reservatório.

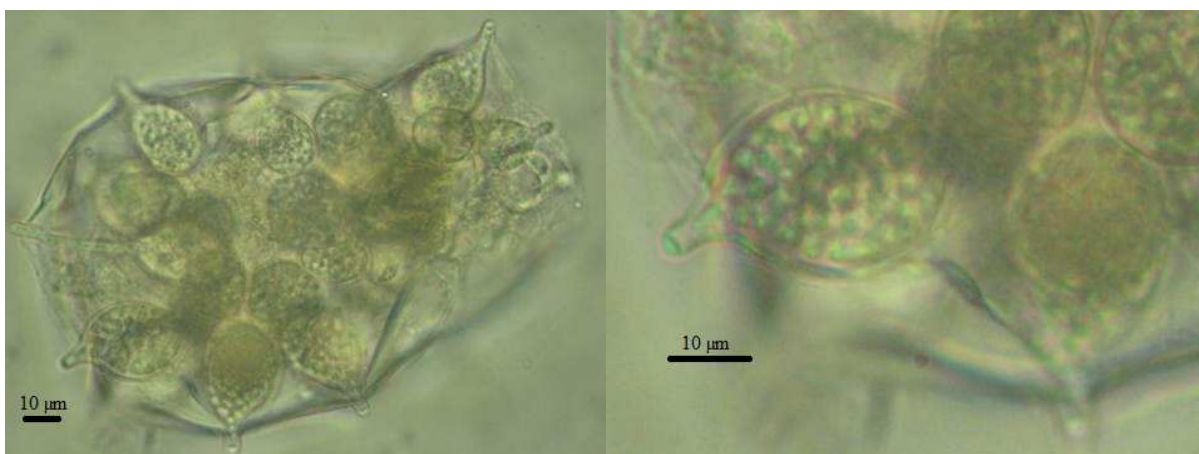


Figura 37 – Rotífero, *Proales sp.*, com esporângios do fungo parasita à esquerda; detalhe do esporângio à direita.

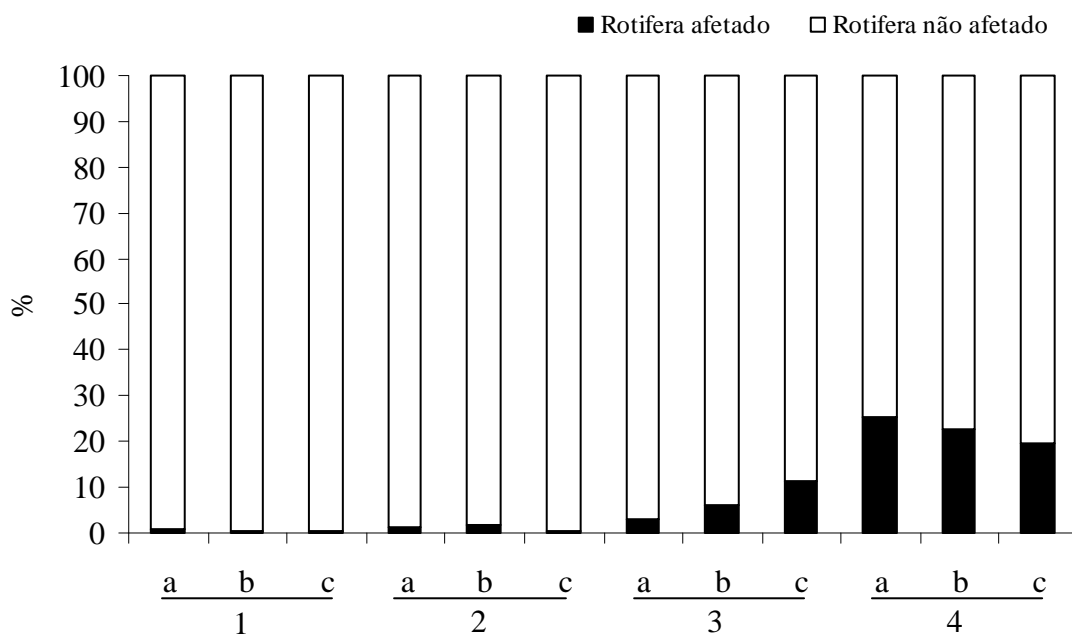


Figura 38 – Proporção rotifera afetados (com esporângios) e não afetados pelo parasita.

### 5.5 Compartimentos

A ACP para as variáveis limnológicas corrobora o gradiente de condições ambientais com a formação de três compartimentos para a primeira coleta, sendo o primeiro formado pela porção 1 mais eutrófica e semelhante ao ambiente de rio, o segundo formado pela porção 2 com características de transição, e o terceiro formado pelas porções 3 e 4, de características lacustres. Para a segunda coleta, o primeiro compartimento foi restrito ao ponto 1a, onde ocorreram variáveis com valores mais próximos aos do compartimento correspondente a primeira coleta, sendo mais eutrofizado que o restante dos pontos, o compartimento de transição se estendeu do ponto 1b ao 2b, e o compartimento lacustre foi formado pelo ponto 2c e porções 3 e 4.

Assim, o gradiente observado no reservatório Rio Grande, pode ser dividido em compartimentos que mudam de dimensões constantemente, aumentando ou diminuindo em tamanho. As Figuras 39, 40 e 41 mostram a mudança de dimensões dos compartimentos observada entre as coletas quanto ao grau de trofia (IET total), às variáveis limnológicas (arranjo da ACP) e às características do zooplâncton (arranjo da ACP).

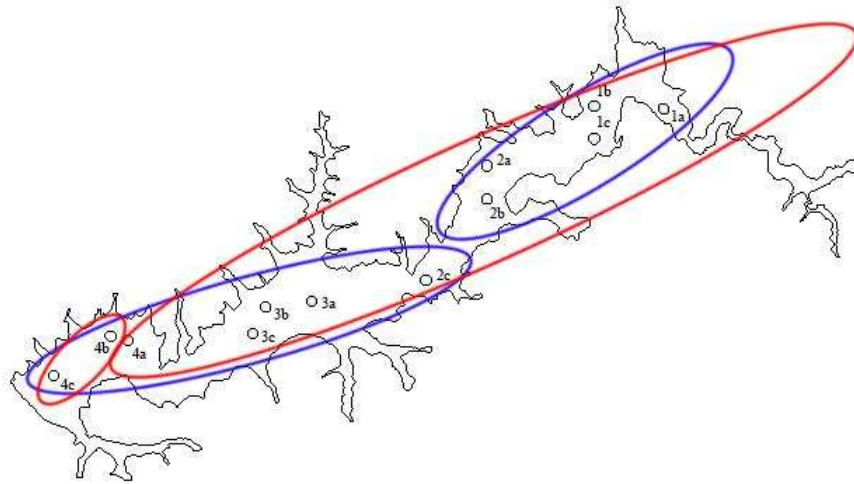


Figura 39 - Esquema de dimensões dos compartimentos observados nos períodos de setembro de 2008 (vermelho) e março de 2009 (azul) quanto ao grau de trofia (IET total).

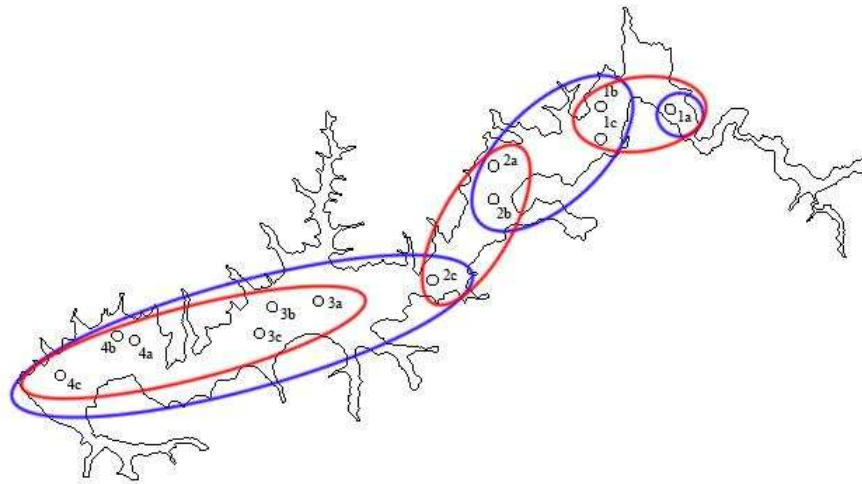


Figura 40 - Esquema de dimensões dos compartimentos observados nos períodos de setembro de 2008 (vermelho) e março de 2009 (azul) quanto às variáveis limnológicas (arranjo da ACP).

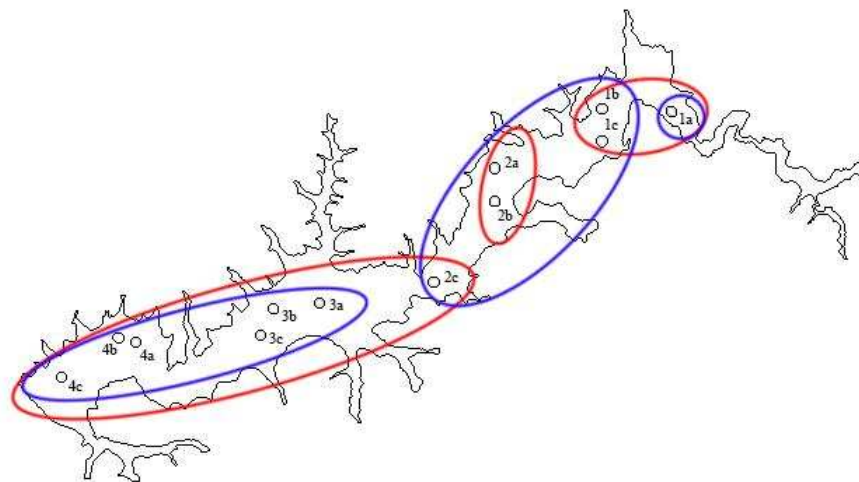


Figura 41 - Esquema de dimensões dos compartimentos observados nos períodos de setembro de 2008 (vermelho) e março de 2009 (azul) quanto às características do zooplâncton (arranjo da ACP).

Estas diferenças temporais na heterogeneidade podem ser devido a variações climáticas sazonais ou não, ou a variações no regime de operação do próprio reservatório. Para Straskraba (1999), o tamanho dos compartimentos horizontais em um reservatório pode ser influenciado por diversos fatores como morfometria, estratificação térmica, tempo de retenção da água, época do ano e localização geográfica.

Em ecossistemas tropicais e subtropicais é comum que variações temporais sejam induzidas pelos padrões sazonais de precipitação e pela ação do vento. Isto pode ocorrer no reservatório Rio Grande, onde, na região onde ele está inserido, há um período chuvoso e um de estiagem bem delimitado por chuvas inferiores a 100 mm (CETESB, 2009). Além disso, Maier *et al.* (1997) coloca a importância das chuvas e alterações na velocidade e direção de ventos que podem ocorrer independentemente do período do ano.

Sistemas de operação de reservatórios variam grandemente dependendo do volume, tamanho, hidrologia, usos múltiplos, entre outros fatores, tornando complexas as determinações das características da qualidade da água e respostas das comunidades. Desta forma, mudanças na operação de reservatórios levam a mudanças na qualidade da água (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Segundo Soares *et al.* (2008), um dos principais fatores que influenciam a formação de compartimentos em reservatórios é o tempo de residência da água que quanto maior, mais bem definidos são seus compartimentos. Sendo assim, quando o tempo de residência é pequeno, o reservatório todo pode se tornar um compartimento fluvial, ou ao contrário, quando o tempo de residência é longo, o compartimento de transição deve ser bastante diminuído e o fluvial nem ser percebido, já um tempo intermediário pode fazer com que os três compartimentos sejam reconhecidos (STRASKRABA, 1999). Assim, mudanças no sistema de operação também são prováveis que aconteçam e influenciem o gradiente existente no reservatório Rio Grande.

Quanto à comunidade zooplânctônica, pode-se dizer que esta, em geral, como apontado pelas ACPs, acompanhou as mudanças nas características limnológicas em ambos os períodos, sendo que os compartimentos formados por esta no reservatório foram bastante similares aos compartimentos formados pelas variáveis limnológicas como pode ser visto comparando as Figuras 40 e 41. Desta forma, com base nas variáveis limnológicas e na comunidade zooplânctônica, o reservatório Rio Grande pode ser dividido em três compartimentos gerais:

Compartimento 1 - formado pela porção 1 na primeira coleta e pelo ponto 1a na segunda tanto para o zooplâncton quanto para as variáveis limnológicas, tem como

características principais a alta concentração de clorofila, fósforo, material em suspensão, juntamente com a maior abundância do zooplâncton e mais especificamente a grande proporção de Rotifera, o que mostra um ambiente bastante eutrófico como indicado pelo IET.

Compartimento 2 - é de transição, ocorrendo assim condições transitórias nas variáveis limnológicas com eventual elevação em alguns fatores como temperatura, oxigênio, pH. O zooplâncton também se apresentou de forma transitória, com as abundâncias total e de rotíferos intermediárias entre os compartimento 1 e 3, porém houve diferenças entre as coletas para os Copepoda que enquanto na primeira coleta aumentaram sua abundância em direção ao compartimento 3, havendo assim uma abundância intermediária no de transição, na segunda coleta as maiores abundâncias ocorreram nos pontos do compartimento 2.

Compartimento 3 – formado pelas porções 3 e 4 e variavelmente pelo ponto 2c, possui características de zona lacustre, havendo maior transparência e profundidade e menores valores de fósforo, clorofila, condutividade elétrica e conseqüentemente é a porção com o IET menor, embora isto não tenha significado IET baixo. É também o compartimento com menor riqueza e abundância de zooplâncton, com exceção dos Copepoda que como dito, principalmente na primeira coleta, teve tendência de aumento nessa região. Essa tendência de aumento no compartimento lacustre é comum, já a maior abundância no compartimento transitório pode ter sido devido principalmente a preferência por condições mais eutróficas da principal espécie de Cyclopoida (*T. decipiens*), ou por condições inadequadas no compartimento 3 como a baixa concentração de oxigênio, fatores estes já discutidos.

As maiores quedas na abundância total ocorreram no ponto 2a nas duas coletas e no ponto 1b na segunda coleta, sendo que os pontos 2a na primeira coleta e 1b na segunda indicam o início do compartimento intermediário para as ACPs realizadas tanto para as variáveis limnológicas quanto para as características do zooplâncton. Sartori (2008) também encontrou valor baixo de abundância em ponto onde o trecho inicial termina e o intermediário começa no reservatório de Rosana SP/PR. Já a diminuição no ponto 2a na segunda coleta provavelmente deve-se principalmente ao pico de abundância dos Cyclopoida no ponto 1c, assim a diminuição da abundância do ponto 1c para o 2a é devido à diminuição da abundância destes organismos.

Porém, coincidentemente ou não, é no ponto 2a que ocorre a maior diminuição de abundância em ambas as coletas. Este fato pode estar mostrando que na porção 1 devem ocorrer características que a diferenciam do restante do reservatório, e que o zooplâncton, apesar de acompanhar as mudanças nas variáveis limnológicas amostradas neste estudo, deve ter sua distribuição influenciada por outros fatores, fazendo com que independentemente disso



ocorra maior abundância nessa porção do reservatório. Fatores como a morfometria ou fatores bióticos como pressão de predação ou competição podem estar influenciando nesta porção. Esta porção é mais rasa e provavelmente nela também há maior influência da região litorânea por ser mais próxima das margens e há mais frequentemente ocorrência de macrófitas. Tais fatores podem aumentar a riqueza e abundância das espécies.

Durante muito tempo pensava-se que o plâncton, como o próprio termo sugere, era distribuído aleatoriamente ou involuntariamente, porém a distribuição de espécies do zooplâncton pode ser tão heterogênea quanto qualquer outra distribuição de organismos terrestres ou aquáticos (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1988). Este pensamento pode ser devido parcialmente à impressão de que o habitat pelágico fornece um ambiente homogêneo para o plâncton (URABE, 1990). Porém, segundo mesmo autor, o ambiente pelágico é funcionalmente heterogêneo para o zooplâncton e as interações existentes aumentam a variação horizontal, ressaltando aí a importância das relações biológicas como a predação e competição entre os organismos. Além disso, se a distribuição de predadores e recursos não é homogênea, o ambiente para as comunidades planctônicas também não é e assim as espécies conseguem se manter melhor em um local do que outro por haver mais recurso ou ser um tipo de refugio contra predadores (URABE, 1990). Grande parte dos rotíferos em local mais eutrofizado, por exemplo, conseguem aproveitar os detritos orgânicos e as bactérias como alimento e ao mesmo tempo estarem menos suscetíveis a predadores.

A distribuição horizontal do plâncton pode ser explicada por vários fatores, mas qual fator seria mais importante em determinado ambiente? Para Urabe (1989), muitas vezes os fatores bióticos são mais importantes na estrutura da comunidade, sendo o impacto da predação e disponibilidade de alimento bem conhecidos por afetar o tamanho de diferentes populações de zooplâncton. Porém, fatores abióticos também são importantes, para Seda & Devetter (2000) em escalas espaciais maiores de 1 km, a heterogeneidade é mantida mais por fatores abióticos, enquanto que em escalas menores, os fatores biológicos costumam ser mais importantes. Entretanto, ambos estão ligados interativamente, sendo muitas vezes difícil a separação destes quanto às suas relativas participações na heterogeneidade dos organismos (SEDA & DEVETTER, 2000).

No reservatório Rio Grande são importantes os fatores abióticos como mostra a relação dos compartimentos formados pelo zooplâncton e pelas variáveis físicas, químicas e biológicas, porém também devem ser importantes as relações entre os organismos. Relações estas que podem ocorrer dentro do próprio zooplâncton, mas que também podem envolver predadores como peixes, larvas de *Chaoborus* entre outros. Embora Sendacz e Kubo (1999)

afirmem que na região, a presença de peixes planctófagos é rara e que a composição do zooplâncton pareça estar relacionada mais com a disponibilidade de alimento, o que de certa forma pode ser visto na distribuição de rotíferos. Outro fator que, por exemplo, pode ser visto neste estudo é o parasitismo exercido sobre algumas espécies de rotíferos que também pode ter influenciado a distribuição de rotíferos.

Quanto à heterogeneidade temporal, em lagos temperados, ocorre uma notável diminuição da abundância do zooplâncton no inverno e aumento e aparecimento de novas espécies nos outros períodos devido principalmente a mudanças na temperatura. Porém para ambientes tropicais não existe um padrão claro, existindo outros fatores como a precipitação e a penetração de luz que também podem influenciar bastante (SARTORI *et al.*, 2009).

Reservatórios, como o Rio Grande, mudam rapidamente seu complexo de espécies dominantes, este padrão é comum para comunidades de corpos d' água rasos com regime instável, que é diferente do que ocorre em grandes lagos e rios com regime estável onde a comunidade permanece sem grandes alterações por muitos anos (PASHKOVA, 2007). Assim, reservatórios em geral são bastante instáveis devido às constantes variações no regime hidrológico. Tais variações são responsáveis pelas principais mudanças em grande número de fatores ambientais que se relacionam entre si e com a comunidade zooplanctônica, sendo assim, as mudanças sazonais no zooplâncton ocorrem principalmente devido a mudanças nos fatores ambientais que tem como causa o regime hidrológico (CASANOVA & HENRY, 2004).

## **5.6 Manejo**

Outro fator relevante que pode influenciar as condições do braço Rio Grande é o manejo realizado pela Sabesp, através da aplicação periódica de algicidas, a base de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio. Isto além de interferir na proliferação de algas, também acaba por intervir em outros aspectos bióticos e abióticos, o que pode resultar em mudanças constantes no ambiente do reservatório e assim selecionar organismos que melhor competem em ambientes instáveis.

O sulfato de cobre age como inibidor da fotossíntese, fixação de nitrogênio e absorção de fósforo pelas algas (CETESB, 1996b). Segundo Beyruth (2000), o sulfato de cobre pode ser um algicida eficiente, porém seu efeito é temporário, permitindo que as populações de algas sobreviventes voltem a crescer. Algumas espécies de algas podem também se tornar

mais tolerantes aos efeitos do sulfato de cobre (HANSON & STEFAN, 1984). Além disso, a morte das algas resulta em depleção de oxigênio pelo processo de decomposição destas (HANSON & STEFAN, 1984), fato que deve ter ocorrido no presente estudo, prejudicando outros organismos como os peixes.

Quando o sulfato de cobre é aplicado por muitos anos, ocorre acumulação de cobre no sedimento, o que afeta também os organismos bentônicos (HANSON & STEFAN, 1984). Segundo Mariani (2006), grandes quantidades de cobre foram observadas no sedimento do reservatório Rio Grande, sendo que as maiores concentrações estão localizadas próximas à barragem, onde ocorre um grande incremento de cobre pelo tratamento realizado pela Sabesp.

Como pode ser observado, o sulfato de cobre não afeta apenas as algas, afeta também outros organismos. Assim, geralmente, as concentrações de cobre encontradas na água onde é realizado este tipo de tratamento são maiores que as que inibem a reprodução do zooplâncton (CALEFFI, 2000), sendo assim prejudiciais também a essa comunidade que é abordada no presente estudo.

Caleffi (2000), em estudo na Guarapiranga, mostrou que o efeito tóxico do cobre colaborou para os menores valores de densidade numérica, riqueza e diversidade do zooplâncton, sendo que o período onde ocorreram aplicações em maior intensidade correspondeu à diminuição nas densidades de rotíferos e principalmente de cladóceros. Os efeitos do sulfato de cobre podem ser diretos por sua toxicidade ou indiretos pela alteração do fitoplâncton.

Em um estudo da Cetesb (1996b) realizado no Complexo Billings, o ponto amostrado no reservatório Rio Grande próximo à captação de água da Sabesp apresentou altos valores de cobre devido à freqüente aplicação de algicida na água dessa região. Esse ponto se diferenciou pelas baixas densidades de organismos do zooplâncton, baixa biomassa do fitoplâncton, baixa concentração de clorofila-a e alta transparência. As baixas densidades zooplânctônicas foram relacionadas ao empobrecimento e alteração do fitoplâncton tanto pelas baixas concentrações de nutrientes como pelo tratamento com sulfato de cobre. Além disso, a presença e dominância de Cyclopoida no local, assim como a presença de *Bosmina* e *Brachionus*, que são organismos mais resistentes, também sugeriram a ocorrência de efeitos tóxicos do cobre sobre o zooplâncton e isso foi mostrado também nos testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia* realizados com a água da superfície do local que revelaram toxicidade aguda em todos os meses avaliados no estudo da Cetesb (1996b).

Com o tempo, o sulfato de cobre também se torna menos eficaz, isto ocorre quando o pH e o carbono orgânico dissolvido aumentam devido ao metabolismo da comunidade

(Sendacz & Kubo, 1999). Assim, em ambientes constantemente eutróficos, doses maiores e mais freqüentes tornam-se necessárias (BEYRUTH, 2000). Isto também pode ser motivo para os valores de pH no reservatório Rio Grande serem bastante elevados e talvez possa revelar alguma diminuição na eficiência no controle das algas.

Beyruth (2000), no reservatório Guarapiranga, mostrou que o sulfato de cobre não foi tão efetivo no controle do crescimento algal, sendo que favoreceu o crescimento de espécies resistentes de Chlorophyceae e promoveu o crescimento de Cyanobacteria pelos nutrientes que foram liberados das algas mortas, tendo um efeito inverso ao esperado. Assim, pode-se dizer que a continua utilização do sulfato de cobre, como ocorre no reservatório Rio Grande, pode estar ligada a uma baixa eficiência e portanto a uma necessidade cada vez maior de utilização.

Para Hanson & Stefan (1984), apesar dos impressionantes resultados que podem ser obtidos em um ou dois dias de aplicação do sulfato de cobre, o tratamento químico não deve ser sempre o melhor caminho quando considerados todos os efeitos, devendo-se então considerar todas as alternativas para o controle de algas antes de seu uso. De qualquer forma, a melhor alternativa é sempre tentar diminuir a entrada de cargas poluidoras, diminuindo assim a entrada de nutrientes e conseqüentemente também a eutrofização, havendo menor ocorrência de blooms de algas.

O reservatório Rio Grande, apesar de não receber mais cargas poluidoras do restante da Represa Billings por ter sido isolado, ainda recebe cargas de sua bacia de drenagem, vindas principalmente de Rio Grande e Ribeirão Pires. Isto melhorou a qualidade da água, porém mesmo após isolamento ainda exibia eutrofização suficiente para sustentar blooms que interferiam com o tratamento da água (BEYRUTH & PEREIRA, 2002).

A pior situação mostrada pelo monitoramento da Cetesb ocorre em Ribeirão Pires, onde a média anual de 2008 do IET foi supereutrófico, enquanto que no Rio Grande foi mesotrófico (CETESB, 2009). Segundo Simões *et al.* (1998), muitas indústrias se instalaram em Ribeirão Pires nos anos 70 devido principalmente a terra mais barata do que nas cidades vizinhas e a incentivos dados pela prefeitura de Ribeirão Pires, como terraplenagens, telefones, isenção de imposto territorial e energia. Pode-se dizer também que em uma amostra de 15 indústrias, a maioria possui uma preocupação com a questão ambiental periférica, sendo muito pouca no geral. Além das indústrias, há uma ocupação desordenada aonde os esgotos dos loteamentos clandestinos vão diretamente para a represa. Assim, por exemplo, a maior parte dos lançamentos de efluentes destas indústrias está sendo feita diretamente no corpo d' água mais próximo.

Mariani (2010) em estudo do sedimento do reservatório Rio Grande, comparou a concentração de metais existente no sedimento e na coluna d' água e com isso apontou para uma possível remobilização de metais, logo, a grande concentração de metais existente nos sedimentos do reservatório pode tornar-se disponível na coluna d' água. Além disso, testes de toxicidade com amostras deste sedimento revelaram que estas apresentaram alta toxicidade a embriões de peixes em teste agudo, e que amostras de extratos acetônicos do sedimento apresentaram alto potencial de indução de efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos (MARIANI, 2010), o que mostra ainda mais o grande efeito antrópico existente sobre um reservatório de usos múltiplos, mas que principalmente é utilizado no abastecimento de água da região.

## 6 Conclusão

- A heterogeneidade ao longo do reservatório Rio Grande ocorre em diversos fatores físicos químicos e biológicos, havendo, por exemplo, diminuição de clorofila-*a*, fósforo total, materiais em suspensão e condutividade elétrica em direção à barragem, enquanto que a profundidade e transparência diminuem.
- O IET mostrou-se alto em geral, com uma diminuição em direção à barragem, classificando o reservatório de eutrófico a mesotrófico (próximo à barragem).
- O zooplâncton acompanhou as mudanças nas condições físicas, químicas e biológicas, assim como se relacionou com o grau de trofia do ambiente, havendo assim maior abundância e riqueza de espécies na parte alta e diminuição em direção à barragem.
- Os organismos mais abundantes e com maior riqueza de espécies nos dois períodos amostrados foram os Rotifera. A abundância deste grupo também diminuiu em direção à barragem, sendo o grupo que mais contribuiu para esse padrão geral. Rotíferos são organismos oportunistas que na maioria acabam se favorecendo das condições eutróficas do meio, motivo pelo qual provavelmente estes foram tão abundantes, principalmente na parte alta, mais eutrofizada.
- O segundo grupo mais abundante foi o de Copepoda Cyclopoida, mais precisamente uma espécie, *T. decipiens*. Os Cyclopoida são organismos também ditos como indicadores de locais eutróficos e tal espécie é um exemplo típico, embora ainda rotíferos sejam mais resistentes. A ausência de Copepoda Calanoida, indicador de ambientes menos eutrofizados, também demonstra um reservatório bastante eutrófico. Já os Cladocera foram sempre pouco freqüentes no reservatório e a maioria das espécies são características de ambiente litorâneo.
- Comparando-se o presente estudo com trabalhos anteriores, pode-se notar uma mudança na composição de espécies da comunidade zooplanctônica, sendo que no presente estudo foram mais freqüentes espécies que melhor se adaptam a condições instáveis e ambientes eutrofizados.
- A heterogeneidade existente no reservatório Rio Grande é comum em reservatórios e reflete as mudanças ocorridas em um sistema de transição entre rio e lago. Entretanto, fatores antrópicos também ocorrem contribuindo para as condições do reservatório, havendo grande influência na parte alta do reservatório com a entrada de cargas poluentes das cidades de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires e na região próxima à barragem com a utilização de algicidas para tratamento da água realizado pela Sabesp.

- O reservatório foi dividido em três compartimentos que englobam tanto as variáveis limnológicas quanto as características do zooplâncton, mostrando de fato grande relação entre elas. Estes compartimentos mudam suas dimensões constantemente com o passar do tempo, mostrando um reservatório bastante dinâmico e que por possuir mudanças constantes também possui uma comunidade zooplancônica com espécies que mais rapidamente se adaptam a novas condições. Tais variações no tamanho dos compartimentos podem ser devido às mudanças nas condições climáticas, às mudanças no sistema de operação do reservatório ou mesmo às outras influências antrópicas já mencionadas.

## 7 Referências bibliográficas

- AKAISHI, F.; SATAKE, M.; OTAKI, M. & TOMINAGA, N. Surface water quality and information about the environment surrounding Inle Lake in Myanmar. **Limnology**, v. 7, p. 57–62, 2006.
- ALMEIDA, V. L. S.; LARRAZÁBAL, M. E. L.; MOURA, A. N. & MELO-JÚNIOR, M. Rotifera das zonas limnética e litorânea do reservatório de Tapacurá, Pernambuco, Brasil. **Inheringia, Ser. Zool.**, Porto Alegre, v. 96, n. 4, p. 445-451, 2006.
- ATTAYDE, J. L. & BOZELLI, R. L. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 55, p. 1789-1797, 1998.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 51-65, 2000.
- BEYRUTH, Z. & PEREIRA, H. A. S. L. The isolation of Rio Grande from Billings reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. **B. Inst. Pesca**, v. 28, n.2, p.111-123, 2002.
- CALEFFI, S. Impacto do uso de sulfato de cobre sobre o zooplâncton na represa de Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA, E. L. G., BOTTA-PASCHOAL, C. M. R., ROCHA, O., BOHRER, M. B. C. & OLIVEIRA-NETO, A. L. **Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI**. São Carlos: Rima, 2000. p.3-14.
- CAPOBIANCO, J. P. R. **Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2002. 59p. (Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no período 1989-99).
- CASANOVA, S. M. C. & HENRY, R. Longitudinal distribution of Copepoda populations in the transition zone of Paranapanema river and Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil) and interchange with two lateral lakes. **Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 1, p. 11-26, 2004.
- CEIRANS, A. Zooplankton indicators of trophic in Latvian lakes. **Acta Universitatis Latviensis**, v. 723, p. 61-69, 2007.
- CETESB. **Avaliação do complexo Billings: comunidades aquáticas, água e sedimento (out. 92 a out. 93)**. São Paulo, 1996a. 146p.



- CETESB. **Comunidade planctônica e clorofila-a do complexo Billings (out. 92 a out. 93)**. São Paulo, 1996b.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002. São Paulo: CETESB, 2003.
- CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008. São Paulo: CETESB, 2009.
- COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da Comunidade Zooplanctônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios**. São Paulo: CETESB. 2003.
- DE SMET, W. H. Rotifera: The Proalidae (Monogononta). In: DUMONT, H. J. (ed). **Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. The Hague: SBP Academic Publishing, v. 4, 1996. 102p.
- DOWNING, J. A. Biological heterogeneity in aquatic ecosystems. In: KOLASA, J.; PICKETT, S. T. A. **Ecological heterogeneity**. New York: Springer-Verlag. 1991. p.160-180.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997. 156p.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.; MENDONÇA-GALVÃO, L. & PADOVESI-FONSECA, C. New cladoceran records from lake Paranoá, Central Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 43, n. 3a, p. 415-422, 2004.
- ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C. & TUNDISI, J. G. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (state of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 60, n. 2, p.179-194, 2000.
- ESTEVEES, F. A. Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais. **Acta Limnol. Bras.**, v. 11, p. 3-28, 1988.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Ed. Interciencia/FINEP, 2nd ed., 1998. 602p.
- ESTEVEES, K. E. & SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do estado de São Paulo. **Acta Limnol. Bras.**, v. 2, p. 587-604, 1988.
- GLOCKLING, S. L. Isolation of a new species of rotifer-attacking *Olpidium*. **Mycol. Res.**, v. 102, n. 2, p. 206-208, 1998.

- GÜTZEL, A. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. *Macrothrix flabelligera*, a newly-recorded Cladocera Macrothricidae in Brazilian freshwaters. **Braz. J. Biol.**, v.64, n.2, p.221-226, 2004.
- HANSON, M. J. & STEFAN, H. G. Side effects of 58 years of copper sulfate treatment of the Fairmont lakes, Minnesota. **Water Resources Bulletin**, v. 20, n. 6, p. 889-900, 1984.
- JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1, c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. **Physiol. Pflanzen (BPP). Bd.**, v. 167, p. 191-194. 1975.
- KARLING, J. S. Brazilian chytrids. Additional parasites of rotifers and nematodes. **Lloydia**, v. 9, p. 1-12, 1946.
- KENNEDY, R. H. & WALKER, W. W. Reservoir nutrient dynamics. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p.109-131.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T. & PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p.133-193.
- KOLASA, J. & ROLLO, C. D. Introduction: The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. In: KOLASA, J.; PICKETT, S. T. A. **Ecological heterogeneity**. New York: Springer-Verlag. 1991. p.1-23.
- KOSTE, W. **Rotatoria**, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung Monogononta: ein Bestimmungswerk. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978.
- KOTOV, A. A. A revision of *Leydigia* Kurz, 1875 (Anomopoda, Cladocera, Branchiopoda), and subgeneric differentiation within the genus. **Zootaxa**, v. 2082. New Zealand: Magnolia Press, 2009.
- KOTOV, A. A.; DAMME, K. V. & ELÍAS-GUTIÉRREZ. Differentiation between African *Leydigia ciliate* Gauthier, 1939 and Neotropical *L. cf. striata* Birabén, 1939 (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). **Hydrobiologia**, v. 505, p.179-197, 2003.
- KUBO, E. **Autodepuração da Represa do Rio Grande (Complexo Billings – SP): Zooplâncton**. Dissertação (mestrado). USP, São Paulo, 1989. 100p.
- LANDA, G. G.; BARBOSA, F. A. R.; RIETZLER, A. C. & MAIA-BARBOSA, P. M. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 695-705, 2007.

- LANSAC- TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. & VELHO, L. F. M. Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. & GOMES L. C. **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005. p.115-127.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853p.
- LESCHER-MOUTOUÉ, F. Seasonal variations in size and morphology of *Acanthocyclops robustus* (Copepoda Cyclopoida). **Journal of Plankton Research**, v. 18, n. 6, p. 907-922, 1996.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v. 12, n. 2, p.343-346, 1967.
- MAIA-BARBOSA, P. M., PEIXOTO, R. S. & GUIMARÃES, A. S. Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. **Braz. J. Biol.**, v. 68, p. 1069-1078, 2008.
- MAIER, M. H. Limnologia de reservatórios do sudeste do estado de São Paulo, Brasil. II Circulação e estratificação da água. **B. Inst. Pesca**, v. 12, n. 1, p. 11-43, 1985.
- MAIER, M. H.; TAKINO, M. & MONTEIRO-JUNIOR, A. J. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (Complexo Billings), 23°52'S – 43°52'W; Riacho Grande, SP, Brasil. **B. Inst. Pesca**, v. 24, p.1-17, 1997.
- MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento**. Dissertação (mestrado). USP, São Paulo, 2006. 123p.
- MARIANI, C. F. **Variação temporal do teor de SVA/ MES e avaliação integrada do sedimento do Braço Rio Grande (Complexo Billings - SP)**. Tese (doutorado). USP, São Paulo, 2010. 143p.
- MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p.195-208.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & SILVA, W. M. Crustáceos copépodos planctônicos. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W.C. & MATSUMURA-TUDISI, T. *et al.* (Eds.) **Biodiversidade do Estado de São Paulo 4: invertebrados de água doce**. São Paulo: Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo, 1999. p.91-100.

- MORETTO, E. M. **Diversidade zooplanctônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do Vale do Rio Doce – MG, e suas relações com o entorno.** Dissertação (mestrado). São Carlos, 2001. 268p.
- NEWEL, G. E. & NEWEL R. C. **Marine Plankton.** London: Hutchinson Educational Great. Portland Street, 1963.
- NISHIMURA, P. Y., MOSCHINI-CARLOS, V., POMPEO, M. L. M., GIANESELLA, S. & SALDANHA-CORREA, M. P. F. Phytoplankton primary productivity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir, Sao Paulo, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol**, v. 30, p. 1-4, 2008.
- NOGRADY, T.; POURRIOT, R. & SEGERS H. Rotifera: The Notommatidae and the Scardiidae. In: DUMONT, H. J. (ed). **Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world.** Netherlands: SPB Academic Publishing, v. 3, 1995. 248p.
- NOGRADY, T. & SEGERS, H. Rotifera: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In: DUMONT, H. J. (ed). **Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world.** Netherlands: SPB Academic Publishers, v. 6, 2002. 264pp.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v.455, p.1-18, 2001.
- NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. & MARICATTO, F. E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v.4, p.107-120, 1999.
- OLIVEIRA-NETO A. L. & MORENO I. H. Rotíferos. In: Joly C. A. e Bicudo, C. E. M. (org.) Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: invertebrados de água doce. FAPESP, São Paulo. v. 4, p. 39-52, 1999.
- PANARELLI, E. A.; NOGUEIRA, M. G. & HENRY, R. Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 61, n. 4, p. 577-598, 2001.
- PASHKOVA, O. V. Zooplankton of the pelagic zone of the Kanev reservoir and the peculiarities of its spatial and temporal distribution. **Hydrobiological Journal**, v. 43, n. 3, 2007.

- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR., M.; GHIDINI, A. R. & BRITO, L. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçú River, Paraná, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 19, n. 4, p. 393-406, 2007.
- PINEL-ALLOUL, B.; DOWNING, J. A.; PÉRUSSE, M. & CODIN-BLUMER, G. Spatial heterogeneity in freshwater zooplankton: variation with body size, depth, and scale. **Ecology**, v. 69, n. 5, p. 1393-1400, 1988.
- POMPÊO, M. L. M. **Heterogeneidade espacial horizontal da qualidade da água no Reservatório Rio Grande - Complexo Billings, São Paulo state, Brazil.** USP, São Paulo, 2006. Relatório Fapesp.
- REID, J. W. **Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustácea, Copepoda).** Bolm. Zool. Universidade de São Paulo, v. 9. 1985. p. 17-143.
- REID, J. W. *Thermocyclops decipiens* (Copepoda Cyclopoida): exemplo de confusão taxonômica. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 11, p. 479-499, 1988.
- REID, J. W.; PINTO-COELHO; R. M. & GIANI, A. Uma apreciação da fauna de copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 11, p. 527-547, 1988.
- ROCHA, C. E. F. New morphological characters useful for the taxonomy of the genus *Microcyclops* (Copepoda, Cyclopoida). **Journal of Marine Systems**, v. 15, p. 425–431, 1998.
- ROCHA, M. & PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A. Chytridiomycota e Oomycota da represa do Guarapiranga, São Paulo, SP. **Acta bot. Bras.**, v. 16, n. 3, p. 287-309, 2002.
- SARTORI, L. P. **Compartimentalização longitudinal do reservatório de Rosana (Rio Paranapanema, SP/PR) – variáveis limnológicas e assembléias zooplanctônicas.** Tese (doutorado), Unesp, Botucatu, 2008.
- SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. & MORETTO, E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. **Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 1, p. 1-18, 2009.
- SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Termo de referencia para o programa de recuperação ambiental da Bacia Billings.** Coordenadoria de planejamento ambiental, 1999. 828p.

- SEDA, J. & DEVETTER, M. Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. **Journal of Plankton Research**, v. 22, n.10, p. 1829-1840, 2000.
- SEGERS, H. Rotifera: the Lecanidae (Monogonta) In: DUMONT, H. J. (ed). **Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world**. Netherlands: SPB Academic Publishing, v. 2, 1995.
- SEGERS, H. & DUMONT, H. J. 102+ rotifer species (Rotifera: Monogononta) in Broa reservoir (SP., Brazil) on 26 August 1994, with the description of three new species. **Hydrobiologia**, v. 316. p.183-197, 1995.
- SENDACZ, S. **Alguns aspectos do zooplâncton da Represa Billings**. Dissertação (mestrado em zoologia), USP, São Paulo, 1978, 84 p.
- SENDACZ, S. A study of the zooplankton community of the Billings Reservoir – São Paulo. **Hydrobiologia**, v. 113, p.121-127, 1984.
- SENDACZ, S. & KUBO, E. . Zooplâncton de reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo. In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: Fundibio; Fapesp, 1999. p.511-529.
- SERAFIM, A.; MORAIS, M.; GUILHERME, P.; SARMENTO, P.; RUIVO, M. & MAGRIÇO, A. Spatial and temporal heterogeneity in the Alqueva reservoir, Guadiana river, Portugal. **Limnética**, v. 25 n. 3, p. 771-786, 2006.
- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **The Bell System Technical Journal**, v. 27, p. 379-423, 623-656, Julho, Outubro, 1948.
- SHIEL, R. J. & KOSTE, W. Rotifera from australian inland waters VIII. Trichocercidae (Monogononta). **Transactions of the Royal Society of S. Aust**, v. 116, n. 1, p.1-27, 1992.
- SILVA, W. M. **Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustácea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética**. Tese (doutorado). Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR, São Carlos, SP, 2003. 154p.
- SILVA, W. M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology, and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 3, p. 521-531, 2005.
- SIMÕES, M. L. P.; LEVY, L. M. & NUNES, J. A. Programa de recuperação ambiental da bacia do rio Grande, represa Billings, para controle de efluentes e fiscalização em área de proteção de mananciais. São Paulo: CETESB/SMA, 1998. 16p.

- SIMPSON, E. H. Measurement of Diversity. **Nature**, 163: 688, 1949.
- SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M.; BRANCO, C. W. C. & AZEVEDO, S. M. F. O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs**, v. 13, p. 257-269, 2008.
- STRASKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. . In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 385-410.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 565-583.
- TEIXEIRA, C., TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. **Bol. Inst. Oceanogr.**, v. 24, p.23-41, 1965.
- THOMAZ, S. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; ROBERTO, M. C.; ESTEVES, F. A. & LIMA, A. F. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the High Rio Paraná, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Rev. Hydrobiol. trop.**, v. 25, n. 4, p. 269-276, 1992.
- THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p.1-13.
- TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J. & AGUDO E. G. **A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais**. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 1983. 57p.
- TUNDISI, J. G. Tropical South America: present and perspectives. In: MARGALEF, R. **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. Amsterdam: Elsevier Science B., 1994. p. 353-424.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 505-528.
- URABE, J. Relative importance of temporal and spatial heterogeneity in the zooplankton community of an artificial reservoir. **Hydrobiologia**, v. 184, p. 1-6, 1989.

- URABE, J. Stable horizontal variation in the zooplankton community structure of a reservoir maintained by predation and competition. **Limnol. Oceanogr.**, v. 35, n. 8, p. 1703-1717, 1990.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine chemistry**, v.10, p.109-222. 1981.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. Limnological Analyses: **Springer-Verlag**. 1991. 391p.
- WHO. Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Geneva: WHO, 2nd ed., 1996.
- ZANATA, L. H. & ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 2, p.347-361, 2002.
- ZINABU, G. M. The effects of wet and dry seasons on concentrations of solutes and phytoplankton biomass in seven Ethiopian rift-valley lakes. **Limnologica**, v. 32, p. 169-179, 2002.