

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE  
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

SUSICLEY JATI

Enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão (Pr), bacia hidrográfica do rio Iguaçu: efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica

Maringá  
2010

SUSICLEY JATI

Enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão (Pr), bacia hidrográfica  
do rio Iguaçu: efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais  
do Departamento de Biologia, Centro de Ciências  
Biológicas da Universidade Estadual de Maringá,  
como requisito parcial para obtenção do título de  
Doutor em Ciências Ambientais  
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sueli Train

Maringá

2010

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

J39e

Jati, Susicley, 1969-

Enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão (Pr), bacia hidrográfica do rio Iguaçu: efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica / Susicley Jati. -- Maringá, 2010.  
96 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2010

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sueli Train.

1. Fitoplâncton – Comunidades, Estrutura e dinâmica – Reservatório de Santa Clara – Jordão, Rio, Bacia – Paraná (Estado). 2. Reservatório de Santa Clara – Jordão, Rio, Bacia – Paraná (Estado) – Fase de enchimento - Fitoplâncton. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -579.81763098162  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

# FOLHA DE APROVAÇÃO\*

SUSICLEY JATI

Enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão (Pr), bacia hidrográfica  
do rio Iguaçu: efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

## COMISSÃO JULGADORA

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sueli Train  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Andrea Tucci  
Instituto de Botânica de São Paulo

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Thelma Ludwig Veiga  
Universidade Federal do Paraná (UFPr)

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Liliana Rodrigues  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 26 de março de 2010.

Local de defesa: Anfiteatro do Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

*Dedico este trabalho a várias pessoas especiais em minha vida:*

♥ *A Guiomar, minha mãe, incentivadora constante.*

♥♥ *A Walter, meu esposo, Mariana e João Gabriel, meus filhos, sempre tão amorosos e pacientes.*

♥♥♥ *A Sueli e Fábio, que acreditaram em mim, quando nem eu mesma acreditava.*

## AGRADECIMENTOS

Por mais que eu tente, não conseguiria expressar toda a gratidão que tenho às pessoas que passaram por minha vida durante este período e o quanto elas foram essenciais no meu aprendizado e para o desenvolvimento deste projeto. Os momentos que vivemos, nestes últimos anos, ficaram para sempre marcados em minha vida.

A minha mãe e irmãs, por todo o apoio e incentivo.

A meu marido e filhos pela paciência, apoio, incentivo e por serem meu estímulo, combustível e razão de tentar ser uma pessoa melhor.

A minha orientadora, Dra. Sueli Train, por dividir comigo seu conhecimento desde o início de minha vida acadêmica, por seu apoio constante, amizade, paciência, confiança e preciosa orientação.

A Luzia Cleide Rodrigues, pela amizade, apoio e por me ensinar tanto, durante quase toda a minha vida.

As queridas amigas e cúmplices de laboratório: Paula Borges, Vânia Mara, Sayuri, Evelise, Carla, Paula Cristina, Luana e Lívia, pelo apoio, auxílio em tantas etapas desta tese, e por fazer meus dias mais felizes.

Ao apoio, incentivo e auxílio constante e presença sempre feliz de Luiz Felipe Machado Velho, Claudia Costa Bonecker, Janet Higuti e Thomaz Aurélio Pagioro.

Aos queridos amigos Maria Cecília Olher, Rosimeire Ribeiro Antonio, Maria Claudia Z. Callegari, Marlise C. Tenório Ribeiro, Norton Luiz Milagres, Marli C. Campos, Regina Cíntia C. M. Velho, Silvia C. Barbosa, Maria Salete Ribelatto Arita, João Fábio Hildebrand, Jaime Luiz L. Pereira, Aldenir C. Oliveira, Jocemara Celestino dos Santos e Paulo Custódio Pinto pelo auxílio, apoio e incentivo diários.

Aos queridos amigos Maria do Carmo Roberto, Sebastião Rodrigues, Alfredo Soares da Silva, Valmir Alves Teixeira, Celso P. dos Santos e Valdenir F. de Souza, por todo o incentivo, pelos dias maravilhosos que vivemos juntos em tantas viagens e por tudo que sempre me ensinaram.

Aos queridos amigos Erica Mayumi Takarashi, Nadson Ressayé Simões da Silva, Leandro Junio Fuloni, Natalia Fernanda Santana, Clarice Maria Leal, Ciro Yoshio Joko, Natalia Silveira Siqueira, Eveline de Almeida Ferreira e Rodrigo Fernandes pelo incentivo, apoio, carinho e auxílio valioso em várias etapas deste trabalho.

Aos queridos amigos da pós-graduação, verdadeiros presentes divinos, Sandra Maria Lopes de Moura, Solange de Fátima Lolis, Cristhiane M. P. Okawa, Marlene Rodrigues da Silva, Henrique Hortêncio Filho e Carlos Alberto de O. Magalhães Júnior, por todo o apoio, incentivo, e por tantos momentos maravilhosos vividos.

Aos Coordenadores do Laboratório de Limnologia Básica e de Zooplantologia pelo fornecimento dos dados apresentados neste trabalho.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura, lugar onde aprendi muito mais que limnologia, pela oportunidade oferecida, pelo apoio logístico e todas as facilidades concedidas durante a execução deste projeto.

*“Não entendo. Isso é tão vasto que ultrapassa qualquer entender. Entender é sempre limitado. Mas não entender pode não ter fronteiras. Sinto que sou muito mais completa quando não entendo. Não entender, do modo como falo, é um dom. Não entender, mas não como um simples de espírito. O bom é ser inteligente e não entender. É uma benção estranha, como ter loucura sem ser doida. É um desinteresse manso, é uma doçura de burrice. Só que de vez em quando vem uma inquietação: quero entender um pouco. Não demais: mas pelo menos entender que não entendo.”*

*Clarice Lispector*



# Enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão (Pr), bacia hidrográfica do rio Iguaçú: efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica

## RESUMO

Devido à escassez de informações sobre as alterações limnológicas que ocorrem durante o enchimento de reservatórios, este estudo buscou ampliar os conhecimentos sobre as mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica além de investigar suas relações com a comunidade zooplanctônica durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão. Para tanto, foram analisadas amostras coletadas em curto intervalo de tempo durante o enchimento do reservatório na região próxima à barragem e em um compartimento lateral formado na foz do rio Caracu. Foram avaliadas a composição, densidade e biovolume fitoplanctônicos, além do enquadramento das espécies identificadas em Grupos Funcionais. Para avaliar a possível influência da herbivoria sobre a dinâmica da comunidade fitoplanctônica durante o período, foram investigadas as relações entre esta e a composição e densidade do zooplâncton. Para reduzir a dimensionalidade das variáveis e tentar identificar variáveis ambientais que influenciassem fortemente a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica foi aplicada uma Análise de Componentes Principais às variáveis abióticas. Na tentativa de identificar padrões de variação espacial e temporal dos grupos funcionais fitoplanctônicos, aplicou-se uma Análise de Correspondência Destendenciada aos dados de densidade das algas, enquanto que para quantificar a influência relativa das variáveis físicas e químicas e da comunidade zooplanctônica sobre a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, foi utilizado o método de partição de inércia (CCAp). Este trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo o primeiro intitulado “Efeitos do enchimento de um reservatório subtropical (Paraná, Brasil) sobre a Composição, Densidade e Biomassa fitoplanctônicas” no qual foram verificadas profundas modificações na estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a partir da diminuição da vazão do rio Jordão. No segundo capítulo, intitulado “Relações entre o Fitoplâncton e o Zooplâncton durante a fase de enchimento de um reservatório subtropical brasileiro” foi possível verificar que o zooplâncton influenciou mais fortemente a comunidade fitoplanctônica no final do enchimento do reservatório e foi responsável sozinho por 14% da variação da densidade do fitoplâncton, enquanto que as variáveis abióticas não influenciaram isoladamente a comunidade fitoplanctônica. O efeito da interação entre as variáveis abióticas e a comunidade zooplanctônica, representou 84,27% da variação do fitoplâncton o que é coerente ao fato de que tanto variáveis abióticas como bióticas terem sofrido o mesmo distúrbio: a drástica alteração hidrológica decorrente do barramento do rio Jordão.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Reservatório. Fase de enchimento. Estrutura e Dinâmica. Grupos Funcionais. Interação fitoplâncton/Zooplâncton.

Filling of Santa Clara Reservoir, Jordão River (Paraná State), watershed of Iguaçu River: effects on the phytoplankton community

**ABSTRACT**

Regarding the scarcity of information about the limnological changes occurring during the filling of reservoirs, the present study aimed to (i) increase the knowledge about the changes in the structure and dynamic of phytoplankton community and (ii) investigate the relationships with the zooplankton community during the filling of Santa Clara Reservoir, Jordão River. For this, samples were taken with short time interval during the reservoir filling in the region near the dam and at a lateral compartment formed in the mouth of the Caracu River. We evaluated the species composition, density and biovolume from phytoplankton community and the classification of the identified species into functional groups. In order to examine the possible influence of the grazing on the phytoplankton dynamic during the period, we analyzed the relationships between this community and the species composition and density of zooplankton community. A Principal Component Analysis was applied to summarize the variables and identify the environmental variables that more influenced the structure and dynamic of phytoplankton community. To identify patterns of spatial and temporal variation of the phytoplanktonic functional groups, we employed a Detrended Correspondence Analysis to the data of algae density, whereas to quantify the relative influence of physical and chemical variables and zooplankton community on the dynamic of phytoplankton community, we used the inertia partialling method (Partial CCA). This study was elaborated in two chapters; the first entitled “Effects of the filling of a subtropical reservoir (Paraná State, Brazil) on phytoplankton composition, density and biomass” evidenced deep changes in the structure and dynamic of phytoplankton community starting from the decrease in the current flow of the Jordão River. In the second chapter, entitled “Phytoplankton – Zooplankton relationship during the filling phase of a Brazilian subtropical reservoir”, we registered that the zooplankton influenced more strongly the phytoplankton community at the end of the filling and was responsible for 14% of the variation in phytoplankton density, while the abiotic variables did not influence this community. The effect of the interaction between the abiotic variables and zooplankton community represented 84.27% of the phytoplanktonic variation, which is coherent to the fact that both abiotic and biotic variables have suffered the same disturbance: the drastic hydrological change resulting from the damming of the Jordão River.

**Keywords:** Phytoplankton. Reservoir. Filling phase. Structure and Dynamic. Functional Groups.

# LISTA DE ILUSTRAÇÕES

## CAPÍTULO 1

Figura 1	Área de estudo.....	24
Tabela 1	Variáveis limnológicas analisadas e suas respectivas metodologias.....	25
Tabela 2	Valores máximos e mínimos de algumas variáveis físicas e químicas amostradas no período pré e durante o represamento do rio Jordão.....	28
Figura 2	Variação da temperatura da água (°C) no decorrer do enchimento do reservatório de Santa Clara.....	29
Figura 3	Variação da concentração de oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> ) no decorrer do enchimento do reservatório de Santa Clara.....	30
Figura 4	Variação das concentrações de Fósforo total (PT), Fósforo solúvel reativo (PÓ <sub>4</sub> ), Nitrogênio total (NT), Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) e íon Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), na estação SC1, durante o enchimento do reservatório de Santa Clara.....	31
Figura 5	Variação das concentrações de Fósforo total (PT), Fósforo solúvel reativo (PÓ <sub>4</sub> ), Nitrogênio total (NT), Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) e íon Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ), na estação SC2, durante o enchimento do reservatório de Santa Clara.....	31
Figura 6	Dispersão dos escores das variáveis abióticas e dias do enchimento ao longo do primeiro eixo da PCA para a estação SC1.....	32
Figura 7	Dispersão dos escores das variáveis abióticas e dias do enchimento ao longo dos dois primeiros eixos da PCA para a estação SC2.....	33
Tabela 3	Táxons fitoplanctônicos inventariados nas fases pré e durante o enchimento do reservatório de Santa Clara.....	34
Figura 8	Densidade fitoplanctônica e biovolume fitoplanctônico no período pré-enchimento do reservatório de Santa Clara na estação SC1 e SC2.....	36
Figura 9	Variação da densidade fitoplanctônica durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara na estação SC1 e na estação SC2.....	38
Figura 10	Variação do biovolume fitoplanctônico durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara na estação SC1 e na estação SC2.....	39

Tabela 4	Abundância relativa das principais espécies enquadradas nos grupos funcionais (GF) do fitoplâncton durante a fase de pré-enchimento do reservatório de Santa Clara .....	40
Tabela 5	Abundância relativa das principais espécies enquadradas em grupos funcionais (GF) do fitoplâncton na estação SC1 durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.....	41
Tabela 6	Abundância relativa das principais espécies enquadradas em grupos funcionais (GF) do fitoplâncton na estação SC2 durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.....	44
Figura 11	Variação da densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara na estação SC1 e na estação SC2.....	45
Tabela 7	Correlações de Spearman significativas ( $p < 0,05$ ) entre os eixos 1 e 2 da DCA e as variáveis abióticas que formam o eixo 1 da PCA para a estação SC1.....	46
Tabela 8	Correlações de Spearman significativas ( $p < 0,05$ ) entre os eixos 1 e 2 da DCA e as variáveis abióticas que formam o eixo 1 da PCA para a estação SC2.....	46
Figura 12	Dispersão dos escores da DCA aplicada aos dados de densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos da estação SC1.....	47
Figura 13	Dispersão dos escores da DCA aplicada aos dados de densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos da estação SC2, retirado o efeito do GF M.....	48

## CAPÍTULO 2

Figura 1	Área de estudo.....	68
Tabela 1	Variáveis limnológicas analisadas e suas respectivas metodologias.....	69
Figura 2	Variação da densidade fitoplanctônica expressa em grupos funcionais durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.....	74
Tabela 2	Valores máximos e mínimos de algumas variáveis físicas e químicas amostradas na estação SC1 no período de enchimento do reservatório de Santa Clara.....	75
Tabela 3	Lista de espécies que apresentaram densidade superior a 5% durante o enchimento do reservatório de Santa Clara e que foram enquadradas nas estratégias de crescimento e nos grupos funcionais.....	76

Figura 3 Contribuição relativa da densidade fitoplanctônica às frações nanoplanctônica e microplanctônica durante o enchimento do reservatório de Santa Clara.....	77
Tabela 4 Principais espécies fitoplanctônicas durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, forma do corpo, categoria de tamanho e porcentagem de contribuição.....	77
Figura 4 Variação da densidade da comunidade zooplanctônica durante o enchimento do reservatório de Santa Clara.....	79
Figura 5 Abundância relativa dos grupos zooplanctônicos.....	79
Figura 6 Dispersão dos escores dos dois primeiros eixos da CCA.....	81
Figura 7 Contribuição relativa de variáveis abióticas e da comunidade zooplanctônica, além de sua interação, sobre a densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos.....	82

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em <<http://www.springerlink.com>>, ISSN 0018-8158

## SUMÁRIO

### 1 INTRODUÇÃO GERAL

#### 2 CAPÍTULO 1 Efeitos do enchimento de um reservatório subtropical (Santa Clara, rio Jordão) sobre a Composição, Densidade e Biomassa fitoplanctônicas

2.1	Introdução.....	20
2.2	Material e Métodos.....	23
2.3	Área de estudo.....	23
2.4	Metodologia de amostragem.....	24
2.5	Análise da comunidade fitoplanctônica.....	26
2.6	Análise numérica.....	26
2.7	Resultados.....	27
2.7.1	Variáveis abióticas.....	27
2.7.2	Comunidade fitoplanctônica.....	33
2.8	Discussão.....	49
2.9	Considerações finais.....	54
	REFERÊNCIAS.....	56

#### 3 CAPÍTULO 2 Interações Fitoplâncton - Zooplâncton durante a fase de enchimento de um reservatório subtropical brasileiro

3.1	Introdução.....	65
3.2	Material e métodos.....	67
3.2.1	Área de estudo.....	67
3.2.2	Metodologia de amostragem.....	68
3.2.3	Análise da comunidade fitoplanctônica.....	69
3.2.4	Análise da comunidade zooplanctônica.....	70
3.2.5	Análise numérica.....	70

3.3	Resultados.....	71
3.3.1	Variáveis abióticas.....	71
3.3.2	Comunidade Fitoplanctônica.....	72
3.3.3.	Comunidade Zooplanctônica.....	78
3.3.4	Análises Numéricas.....	80
3.4	Discussão.....	82
3.5	Considerações finais.....	88
	REFERÊNCIAS.....	89
	ANEXO - Tabela com as datas de amostragens antes e durante o enchimento do reservatório de Santa Clara .....	95



# Capítulo 1

---

*Efeitos do enchimento de um reservatório subtropical (Paraná, Brasil) sobre a Composição, Densidade e Biomassa fitoplanctônicas*

## **Efeitos do enchimento de um reservatório subtropical (Paraná, Brasil) sobre a Composição, Densidade e Biomassa fitoplanctônicas.**

### **Resumo**

Este trabalho teve como objetivo, avaliar os efeitos do enchimento de um reservatório sobre a composição, densidade e biomassa (biovolume) da comunidade fitoplânctonica, caracterizando-a quanto aos grupos funcionais (GF) e identificando os principais fatores abióticos intervenientes. Para tanto, formulou-se a hipótese de que com a diminuição da velocidade de fluxo decorrente do represamento do rio Jordão, os valores de densidade e biomassa fitoplanctônica aumentarão no decorrer do enchimento do reservatório e que os Grupos Funcionais Fitoplanctônicos serão capazes de caracterizar o período de transição de ambiente lótico para lêntico. Foram realizadas amostragens na região próxima à barragem (SC1) e em um compartimento lateral (SC2) do reservatório de Santa Clara (rio Jordão, estado do Paraná), antes (11/04/2005) e durante (23/04 a 21/06/2005) o seu enchimento. Durante o enchimento do reservatório, foi verificado aumento no número de táxons, densidade e biovolume fitoplanctônicos em relação à fase pré-represamento. A baixa disponibilidade luminosa e a intensa instabilidade física da coluna de água estiveram relacionadas aos baixos valores de densidade e biovolume fitoplanctônicos observados durante o enchimento, sendo que a razão  $Z_{eu}/Z_m$  foi o principal fator abiótico interveniente na distribuição temporal e vertical do fitoplâncton. Os maiores valores para os atributos fitoplanctônicos ocorreram na estação SC1 e foram registrados na zona eufótica. Os GFs foram bons descritores da sucessão de eventos físicos e químicos que ocorreram durante a fase de enchimento do reservatório, sendo que os GFs **Y**, **X<sub>2</sub>** e **X<sub>1</sub>** foram os que apresentaram maior contribuição à densidade fitoplanctônica durante todo o período. A dominância, durante o enchimento do reservatório de espécies nanoplanctônicas oportunistas tolerantes à turbulência e à baixa intensidade luminosa indicam um profundo estresse adaptativo destas algas à instabilidade física do reservatório em formação, que resultou em intensa competição por recursos. Apenas ao final do enchimento, na região próxima à barragem, foi registrada a dominância em biovolume de clorofíceas coloniais (GF F), as quais, no entanto, embora favorecidas pela maior estabilidade física da coluna de água, sofreram perdas por vazão vertida, à superfície, quando o reservatório atingiu sua cota máxima e o volume de água excedente foi lançado à jusante pelo vertedouro.

## **Effects of the filling of a subtropical reservoir (Paraná State, Brazil) on phytoplankton composition, density and biomass.**

### **Abstract**

The present study evaluated the effects of the filling of a reservoir on the composition, density and biomass (biovolume) of phytoplankton community, characterized it regarding the functional groups (FG) and identified the main environmental factors influencing this community. For this, we hypothesized that with the decrease in the current flow caused by the damming of the Jordão River, the values of phytoplanktonic density and biomass will increase along the reservoir filling and the phytoplanktonic functional groups will be able to characterize the period of transition from lotic to lentic environment. We accomplished samplings in the region near the dam (SC1) and at a lateral compartment (SC2) from Santa Clara Reservoir (Jordão River, Paraná State) before (11/04/2005) and during (23/04 to 21/06/2005) the reservoir filling. During the filling, we recorded an increase in the number of taxa, in the density and in the biovolume in relation to the pre filling phase. The low availability of light and the intense physical instability of the water column were responsible for the low values of density and biovolume observed during the filling; the  $Z_{eu}/Z_m$  ratio was the main abiotic factor influencing the temporal and vertical distribution of the phytoplankton. The higher values for the phytoplankton attributes were observed in SC1, at euphotic zone. The functional groups were good descriptors of the succession observed in physical and chemical parameters, during the reservoir filling. The groups **Y**, **X<sub>2</sub>** and **X<sub>1</sub>** presented the highest contribution for phytoplankton density during the entire period. The dominance, during the filling of Santa Clara Reservoir, of nanoplanktonic and opportunistic species, tolerant to the turbulence and low intensity of light, indicates a deep adaptive stress presented by these algae in face of the physical instability of the reservoir, which caused a strong competition for resources. Only at the end of the filling, in the region near the dam, we registered the dominance in biovolume of colonial chlorophytes (FG **F**). These algae were favored by the higher physical stability presented by the water column, but they also suffered losses caused by the flow, at surface, when the reservoir reached the maximum quota and the volume of water that exceeded it was released downstream by the spillway.

## 1. Introdução

Com o crescimento populacional e a necessidade de aumentar a exploração dos recursos hídricos, principalmente para abastecimento, irrigação e geração de energia, praticamente todas as principais bacias hidrográficas em áreas tropicais e subtropicais da América do Sul tiveram seu regime hidrológico regulado pela construção de reservatórios (Agostinho *et al.*, 2005; Tundisi *et al.*, 2008).

A construção de barragens representa a maior das causas de modificação no regime hidrológico em ecossistemas hídricos. Essa atividade produz grande benefício para o homem, e em alguns países como o Brasil, a hidroeletricidade constitui a principal atividade na matriz energética. No entanto, além das modificações no regime hidrológico a montante e a redução de vazão a jusante do reservatório, devemos citar como pontos negativos importantes a diminuição da diversidade regional, principalmente da ictiofauna e a degradação da qualidade hídrica. O aumento das emissões de gás carbônico em locais onde a vegetação original foi inundada, além dos fatores relacionados à ecologia humana, são pontos críticos a serem também considerados (Agostinho *et al.*, 1999; Tundisi *et al.*, 2008).

A transformação de um trecho de rio em reservatório altera o gradiente hidrossedimentológico longitudinal entre a cabeceira e a foz do rio e desencadeia uma série de processos biogeoquímicos, resultando em instabilidade física e química a montante e atenuação dos pulsos hidrológicos a jusante da barragem. Em consequência, ocorrem alterações na estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas, que restringem o desenvolvimento de algumas populações e beneficiam outras, que possuam estratégias de sobrevivência capazes de garantir a ocupação destes nichos transitórios (Ackerman *et al.*, 1973; Thornton, 1990; Ward & Stanford, 1995; Straskraba & Tundisi, 1999). A ausência de informações limnológicas anteriores à construção dos represamentos dificulta a previsão dos processos oriundos da inundação, sejam sobre a estrutura das comunidades aquáticas ou sobre as estratégias necessárias ao manejo do reservatório.

A fase de enchimento de um reservatório é um período de transformações rápidas e intensas, que marcam a transição de um ecossistema lótico para outro lêntico ou semi-lótico (Agostinho *et al.*, 2007). Essa fase é fundamental no estabelecimento de padrões de funcionamento do futuro reservatório e as informações levantadas podem ser ferramentas importantes para a prevenção dos processos de eutrofização (Tundisi, 2005).

Embora o metabolismo de reservatórios venha sendo amplamente estudado no Brasil

desde a década de 70, e sejam abundantes as contribuições sobre a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica, são escassas as informações sobre as alterações sofridas por esta comunidade durante a fase de formação destes ambientes (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1991; Moreno, 1996; Magrin & Matsumura-Tundisi, 1997; Bicudo *et al.*, 2005; Baza, 1998; Pereira, 2002; Figueiredo, 2007).

Estudos desenvolvidos em regiões temperadas (Naselli-Flores & Barone, 1994) e tropicais (Marinho *et al.*, 1993; Baza, 1998; Bicudo *et al.*, 2005; Figueiredo, 2007) mostraram que as alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica ocorrem a partir da substituição de espécies potamoplanctônicas por espécies nanoplanctônicas e oportunistas como as clorofíceas e criptofíceas, que graças ao seu pequeno volume e elevada taxa de reprodução, ocupam rapidamente os nichos temporários que são formados no decorrer do processo de enchimento do reservatório.

A aplicação dos Grupos Funcionais Fitoplanctônicos (GF) em estudos sobre a estrutura e dinâmica do fitoplâncton pode auxiliar no entendimento da influência dos fatores abióticos sobre a comunidade fitoplanctônica, uma vez que agrupam espécies com adaptações fisiológicas e comportamentais semelhantes frente às variações ambientais independentemente do grupo filogenético a que pertencem (Reynolds *et al.* 2002, Padisak *et al.* 2009). Por meio da utilização dos GF é possível prever de forma mais eficiente, as condições ambientais, além de confirmar se os métodos quantitativos empregados são adequados para descrever a estrutura e a dinâmica do fitoplâncton (Reynolds, 1997; Kruk *et al.* 2002; Marinho & Huszar, 2002; Reynolds *et al.* 2002).

Os GF fitoplanctônicos vem sendo utilizados com sucesso para descrever as condições de diversos ambientes aquáticos (Bovo-Scomparin & Train, 2008; Borges *et al.*, 2008a; Borges *et al.*, 2008b; Fonceca & Bicudo, 2008; Becker *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2009; Rangel *et al.*, 2009; Devercelli, 2010). Sua aplicação e utilidade para caracterizar a fase de enchimento de reservatórios, fase transitória e de transformações tão intensas, foi utilizada e demonstrada apenas por Figueiredo (2007).

Na bacia do rio Iguaçu, a maior do estado do Paraná (70.800 Km<sup>2</sup>), localizam-se cinco das maiores hidroelétricas brasileiras (Foz do Areia, Salto Segredo, Salto Caxias, Salto Santiago e Salto Ozório) e vários pequenos reservatórios. O rio Jordão, um dos principais afluentes da margem direita do rio Iguaçu, apesar de ser tributário pouco caudaloso, abriga os reservatórios de Santa Clara e Fundão, ambos destinados à geração de energia elétrica (COPEL, 2005). Embora haja grande número de empreendimentos hidroelétricos na bacia do

rio Iguaçu, estudos envolvendo a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica são escassos (Rodrigues *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2005; Train *et al.*, 2005).

Assim, esse trabalho teve como principais objetivos: (i) avaliar as alterações temporais e espaciais na composição, densidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica durante o enchimento de um reservatório subtropical da bacia do rio Iguaçu e (ii) caracterizar esta comunidade quanto aos Grupos Funcionais (GF) propostos por Reynolds *et al.* (2002) e Padisak *et al.* (2009).

Para tanto, formulamos a hipótese de que: 1) com a diminuição da vazão decorrente do represamento do rio Jordão, os valores de densidade e biomassa fitoplanctônica aumentam no decorrer do enchimento do reservatório; 2) os Grupos Funcionais são capazes de caracterizar o período de transição de ambiente lótico para lêntico.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Área de Estudo

O reservatório da Usina Hidroelétrica Santa Clara está localizado no rio Jordão, uma das principais sub-bacias da margem direita do rio Iguaçu, na região do Terceiro Planalto, Região Sul do Estado do Paraná, entre os Municípios de Pinhão e Cândói (25° 38'S; 51° 57'W) (Figura 1). Com superfície de 20Km<sup>2</sup>, pode acumular 431 milhões de metros cúbicos de água, com capacidade de geração de 120 MW de potência (Copel, 2005).

O clima da região é classificado como subtropical úmido, sem estação seca, em que o período de menor precipitação pluviométrica ocorre entre abril e julho. Nos meses mais quentes, as temperaturas superam 22° C, enquanto que no inverno são normalmente inferiores a 16° C, com baixa incidência de geadas (Maack, 1981).

A vegetação predominante na região foi classificada por Maack (1981) como Mata Pluvial Subtropical Interior, no entanto, restam atualmente fragmentos desta vegetação com diferentes graus de perturbação. No entorno do reservatório ocorrem matas secundárias e áreas de cultivo agrícola com baixa rotação de cultura (Copel, 2005).

A barragem possui 811m de extensão, altura máxima de 67m e vertedouro tipo Soleira Livre, em que as vazões excessivas são escoadas por gravidade quando atingem a altura máxima da barragem, o qual apresenta capacidade de vazão de 6542m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Copel, 2005). O tempo de residência da água (TR) foi calculado em aproximadamente 76 dias.

A maior parte da vegetação natural da área de influência do reservatório foi removida antes do início do enchimento. Efetivamente, foram inundados remanescentes de mata localizados em escarpas de difícil acesso, a capoeira e a serrapilheira resultante do desmatamento. Estas medidas foram tomadas para minimizar os efeitos da decomposição da matéria orgânica, indesejáveis ao empreendimento, como acidificação das águas e um aumento do estado trófico do reservatório (Baxter, 1977; Petr, 1978; Fearnside, 2001).

Foram estabelecidas duas estações de amostragem na área de influência do reservatório: 1 - uma no rio Jordão próxima à barragem (SC1), região que será a mais profunda do reservatório; 2 - uma próxima à foz do rio Caracu (SC2), afluyente pouco caudaloso da margem direita, onde ocorreu a formação de um compartimento lateral. O rio

Caracú recebe efluentes da Indústria de Pasta de Papel Santa Clara Ltda, constituindo fonte pontual de nutrientes para o reservatório (Figura 1).

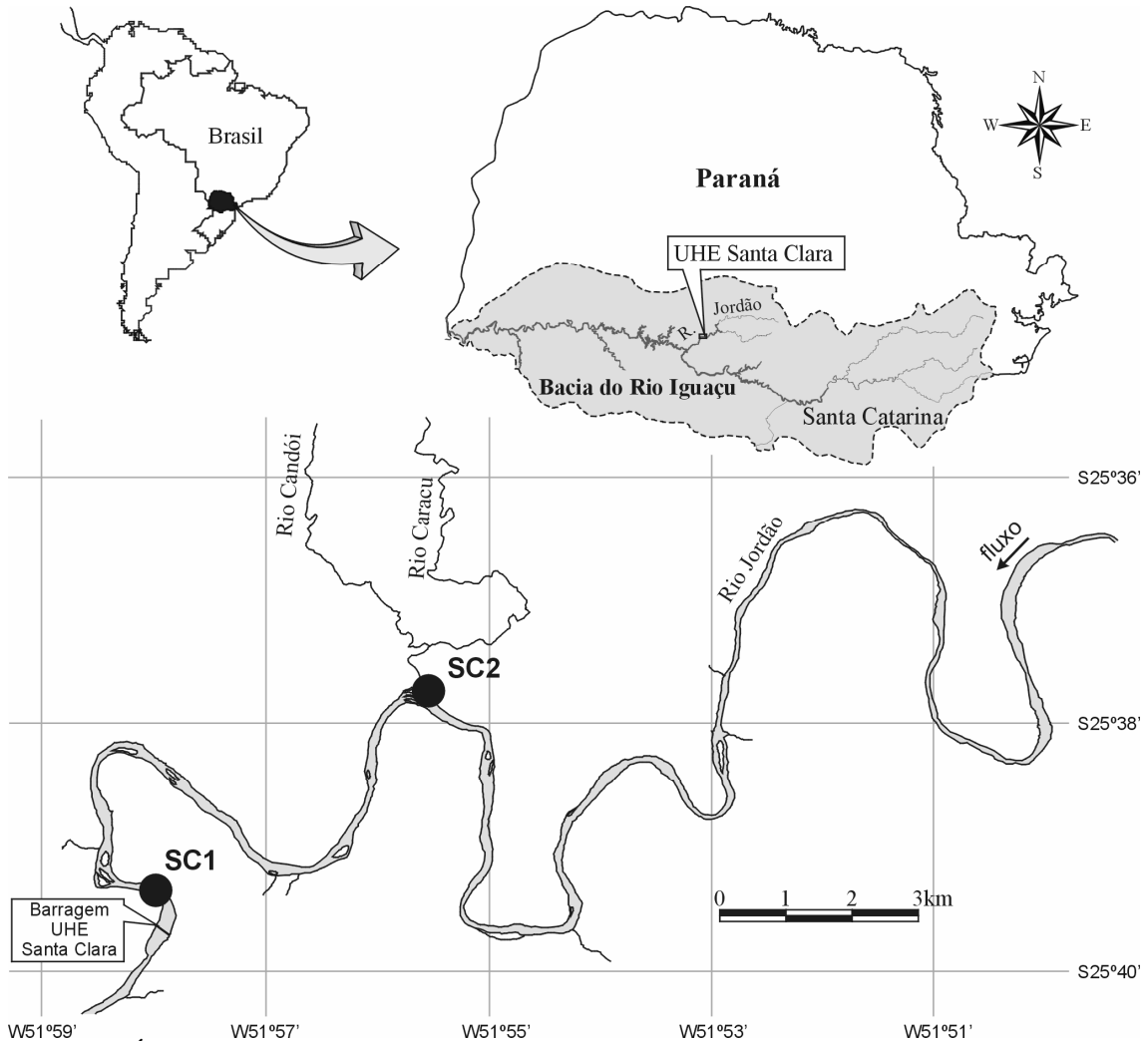


Figura 1. Área de estudo com a localização das estações de amostragem no reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Bacia hidrográfica do rio Iguaçu, Estado do Paraná) (SC1 - região próxima à barragem, SC2 - compartimento lateral na foz do rio Caracú).

## 2.2 Metodologia de Amostragem

Foram realizadas amostragens de água para análise dos parâmetros físicos, químicos e da comunidade fitoplancônica antes (11/04/2005) e durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (23/04 a 21/06/2005). Considerando as rápidas transformações que ocorrem no início do enchimento do reservatório, as amostragens foram diárias na região próxima à barragem (SC1) até o 16º dia do enchimento (08/05/2005). A partir desta data, as amostragens



passaram a ser realizadas a cada três dias até o 42º dia (24/05/2005) e semanalmente até o 60º dia do enchimento (21/06/2005).

O compartimento lateral (SC2), formado pelo rio Caracu, foi amostrado a cada 3 dias, a partir do 19º dia do início do represamento e semanalmente a partir do 32º dia (24/05/2005) até o final do enchimento do reservatório. Foram coletadas 77 amostras (SC1 n=60; SC2 n=17) em 60 dias de enchimento do reservatório.

O represamento do rio Caracu formou uma pequena baía (SC2) ao 19º dia (11/05/2005) do início do enchimento. Esta data foi considerada como o 1º dia de enchimento desse compartimento lateral para efeito comparativo com a estação próxima à barragem (SC1).

As profundidades de amostragem de água foram estabelecidas segundo gradientes verticais de luz e temperatura. Estas foram correspondentes à sub-superfície (sup), limite da zona eufótica (Zeu – 1% de luz incidente), limite inferior do epilimnio ou zona de mistura (Zm – diferença de 0,5°C em 1,0m de profundidade) e próximo ao sedimento (fun).

As amostras de água para a análise do fitoplâncton foram obtidas com o auxílio de garrafa de Van Dorn, fixadas com solução de lugol acético 1% (Bicudo & Menezes, 2006) e mantidas no escuro até o momento da identificação e contagem dos organismos. Paralelamente, foram realizadas amostragens com rede de plâncton de 15µm de abertura de malha, com a finalidade de concentrar o material fitoplanctônico, e auxiliar no estudo taxonômico. Estas amostras foram fixadas com solução de Transeau, segundo Bicudo & Menezes (2006).

Concomitantemente às amostragens da comunidade fitoplanctônica, foram determinadas as variáveis físicas e químicas da água, listadas na Tabela 1 com suas respectivas metodologias.

Tabela 1 . Variáveis abióticas analisadas e suas respectivas metodologias.

Variáveis Limnológicas	Método	Autor
Zona eufótica (Zeu)	- Radiômetro	
Temperatura da água (°C) e oxigênio dissolvido (OD)	- Oxímetro YSI (perfil vertical)	
Turbidez (Turb.)	- Turbidímetro LaMotte	
Condutividade elétrica (Cond.)	- Condutivímetro Digimed portátil	
pH	- pHmetro Digimed portátil	
Fósforo total (PT)		Golterman <i>et al.</i> (1978)
Fósforo solúvel reativo (PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )		Golterman <i>et al.</i> (1978)
Nitrogênio total Kjeldahl (NT)		Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )		Giné <i>et al.</i> (1980)
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )		Koroleff (1978)

Para a classificação do nível trófico foram utilizados o biovolume fitoplanctônico e as concentrações de nitrogênio e fósforo total, segundo os critérios de Vollenweider (1968).

Os dados das variáveis físicas e químicas da água foram fornecidos pelo Laboratório de Limnologia Básica do Núcleo de pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura - Nupelia/UEM.

### 2.3 Análise da Comunidade Fitoplanctônica

O enquadramento taxonômico de algas eucarióticas em nível de classe seguiu o proposto por Reviere (2003), enquanto que para as Cyanobacteria foram seguidos os critérios de Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005).

A densidade fitoplanctônica foi estimada em microscópio invertido segundo Utermöhl (1958) e APHA (1995). O volume de água a ser sedimentado foi determinado pela concentração de algas e/ou detritos presentes na amostra. O tempo de sedimentação foi de no mínimo três horas para cada centímetro de altura da câmara de sedimentação (Margalef, 1983). A biomassa fitoplanctônica foi estimada pelo biovolume celular, obtido por meio da multiplicação dos valores de densidade de cada espécie por seu volume, calculado a partir da aproximação de sua morfologia a formas geométricas conhecidas (Hillebrand *et al.*, 1999; Sun & Liu, 2003).

Os valores de biovolume fitoplanctônico foram utilizados na classificação do nível trófico do reservatório, segundo os critérios de Vollenweider (1968).

As espécies que apresentaram contribuição superior a 5% para a densidade fitoplânctônica foram enquadradas em grupos funcionais (GF), segundo Reynolds *et al.* (2002) e Padisak *et al.* (2009).

### 2.4 Análises Numéricas

Com o objetivo de resumir o conjunto de variáveis ambientais, e avaliar quais caracterizam limnologicamente o ambiente, foi aplicada uma PCA (Análise de Componentes Principais) aos valores da relação zona eufótica/zona de mistura (Zeu/Zm) e às variáveis físicas e químicas brutas, citadas na tabela 1. Para selecionar os eixos significativos, foi utilizado o critério de Broken Stick, proposto por Jackson (1993).

Para avaliar a variação espacial e temporal dos grupos funcionais fitoplanctônicos, foi aplicada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (Jongman *et al.*, 1995).

Para verificar a influência das variáveis ambientais sobre a comunidade fitoplanctônica foi realizada uma Análise de Correlação de Spearman entre as principais variáveis ambientais apontadas pela PCA e os dois primeiros eixos da DCA. Para a realização da PCA e DCA foi utilizado o programa PC-ORD, versão 2.0 (McCune & Mefford, 1999) e para a Correlação de Spearman foi utilizado o software STATSOFT Inc. (1996).

### 3. Resultados

#### 3.1 Variáveis Abióticas

O período de enchimento do reservatório de Santa Clara compreendeu 60 dias, nos quais, a temperatura da água que variou entre 22°C a 14,7°C, apresentou tendência à diminuição no decorrer do período para ambas as estações de amostragem (Figura 2).

Na região próxima à barragem (SC1), no início do enchimento do reservatório (entre o 1º e o 17º dia), período de intensa turbulência hídrica, a coluna de água manteve-se desestratificada termicamente. Com o rápido incremento na profundidade no decorrer do período (do 18º ao 60º dia) houve aumento na estabilidade térmica da coluna de água, fazendo com que ocorressem estratificações até o final do período de enchimento (Figura 2a).

Na estação SC1, houve disponibilidade luminosa até a profundidade da zona de mistura ( $Z_{eu}=Z_m$ ) no 10º dia e entre 16º e o 22º dia. No 46º dia a profundidade da zona eufótica foi maior que a da zona de mistura ( $Z_{eu}>Z_m$ ). No restante do período (75% das amostragens), a profundidade da zona eufótica foi menor que a profundidade da zona de mistura da água ( $Z_{eu}<Z_m$ )(Tabela 2).

Na estação SC2, a coluna de água manteve-se homogênea termicamente até o 22º dia, a partir daí, ocorreram estratificações térmicas até o final do período de enchimento (Figura 2b). Nesta estação de amostragem,  $Z_{eu}$  foi inferior a  $Z_m$  durante todo o período de estudo (Tabela 2).

A partir do represamento do rio Jordão houve diminuição nos valores de turbidez da água nas duas estações de amostragem (Tabela 2). A turbidez na zona eufótica foi baixa (máximo de 7 UNT) exceto pelo final do período (46º ao 60º dia) quando houve um aumento expressivo desta variável tanto para a estação SC1 (aumento de 5 vezes) quanto para SC2

Tabela 2. Valores máximos e mínimos de algumas variáveis físicas e químicas amostradas antes e durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil (SC1 - região próxima à barragem, SC2 - compartimento lateral).

Local	Dias	Prof. Máx (m)	Zm (m)	Zeu (m)	Zeu/ Zm	Zeu/ Zmax	Turbidez UNT		Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )		pH		PT ( $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ )		PO4 ( $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ )		NT ( $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ )		NO3 ( $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ )		NH4 ( $\mu\text{g}/\text{L}^{-1}$ )	
							Máx	Min	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.
SC1	antes	1,50	1,5	-	1	-	12,3	-	40,7	-	7,0	-	16,0	-	3,8	-	989,0	-	409,0	-	18,2	-
SC2	antes	1,50	1,5	-	1	-	14,7	-	39,5	-	6,9	-	15,2	-	3,7	-	989,0	-	407,0	-	18,1	-
SC1	1°	7,0	7,0	3,75	0,53	0,69	7,1	6,1	38,0	-	7,1	-	16,0	-	3,8	-	991,2	-	409,2	-	18,2	-
	2°	8,0	8,0	3,75	0,46	0,46	6,2	5,6	37,5	37,2	7,0	6,8	16,0	13,0-	3,8	2,2	991,2	935,3	409,2	408,0	18,2	16,2
	3°	10,5	10,5	3,8	0,36	0,36	6,3	5,73	40,6	39,9	7,0	6,8	16,0	13,0-	3,8	2,2	991,2	935,3	420,3	408,0	16,2	11,4
	4°	12,0	12,0	3,8	0,31	0,31	5,4	5,0	41,6	40,8	6,7	6,8	21,3	18,7	2,1	0,7	991,2	935,3	425,8	408,0	16,2	11,4
	5°	12,5	12,5	3,8	0,31	0,31	6,7	4,2	40,7	38,4	6,8	6,6	21,3	18,7	2,4	1,3	990,5	927,7	410,3	397,0	16,6	5,0
	6°	13,5	13,5	4,2	0,32	0,31	8,1	3,5	41,9	39,2	6,8	6,7	21,3	18,7	3,1	2,4	991,2	935,3	408,3	397,0	16,6	9,9
	7°	14,5	14,5	4,1	0,29	0,29	6,7	3,1	41,9	41,8	6,8	6,7	27,7	21,1	3,1	2,2	990,5	927,7	410,3	397,0	25,3	9,9
	8°	16,0	16,0	4,3	0,26	0,26	4,2	2,6	42,7	42,0	6,8	6,7	27,7	21,1	3,1	2,2	930,4	826,2	411,0	401,8	34,2	6,7
	10°	18,5	7,0	7,0	1	0,37	4,8	1,8	42,4	42,1	7,0	6,6	17,7	12,3	4,0	3,2	824,9	804,2	477,1	401,3	42,3	21,3
	13°	22,0	22,0	4,2	0,19	0,19	8,0	1,2	42,6	42,3	6,8	-	27,5	23,5	9,2	4,0	824,9	804,2	530,8	363,7	64,1	44,7
	16°	23,0	3,5	3,5	1	0,15	8,0	1,3	43,8	42,9	7,0	6,6	30,0	27,5	9,9	8,4	1019,4	871,8	505,8	283,7	81,1	34,6
	19°	24,0	4,7	4,7	1	0,19	6,6	1,4	44,8	42,9	6,8	6,3	31,0	26,7	3,1	2,4	982,9	935,7	468,0	282,5	78,6	40,6
	22°	24,5	5,0	5,0	1	0,20	5,1	1,4	46,1	42,7	6,9	6,4	34,1	27,1	3,1	2,8	987,0	934,5	430,8	261,4	101,8	36,8
	25°	26,0	7,0	5,2	0,74	0,20	3,6	0,8	45,2	43,4	6,8	6,3	29,9	22,9	3,8	2,4	965,5	771,0	323,7	238,2	146,9	75,4
	28°	28,0	9,6	4,0	2,4	0,14	3,7	1,3	46,9	43,9	7,0	6,4	46,7	19,0	5,3	1,6	747,2	713,4	298,5	177,7	97,9	49,8
	32°	34,0	13,0	5,2	0,4	0,15	5,8	2,1	54,5	42,9	6,6	6,4	29,6	25,7	10,9	5,7	1015,1	822,1	269,7	32,7	72,4	67,3
	39°	45,0	8,0	4,7	0,58	0,11	6,5	1,7	45,3	26,3	6,5	6,4	25,4	23,9	9,7	1,2	1007,9	833,8	508,8	388,8	179,1	53,3
	46°	49,0	5,0	5,4	1,08	0,11	12,9	1,3	42,4	25,2	6,7	6,3	27,7	26,8	7,6	6,9	1159,4	877,5	449,3	211,4	92,2	58,7
	53°	52,0	30,0	4,0	0,13	0,07	13,7	1,8	41,5	39,8	6,9	6,8	31,0	26,8	4,9	3,9	961,5	806,7	221,9	214,4	72,4	67,3
	60°	59,5	30,0	1,4	0,04	0,02	29,6	9,2	33,3	29,2	6,4	6,0	26,6	24,7	9,0	4,6	998,7	788,3	282,2	159,0	92,1	58,7
SC2	1°	6,0	6,0	3,84	0,64	0,64	6,7	3,4	52,5	55,8	6,27	6,30	64,1	57,2	2,8	2,8	1030,1	790,0	66,8	13,7	8,5	7,1
	4°	6,5	6,5	4,0	0,61	0,61	7,1	2,1	51,3	63,9	6,22	6,38	52,0	48,3	2,9	1,9	769,5	626,5	142,1	12,0	26,6	9,2
	7°	8,0	8,0	3,6	0,45	0,45	12,6	3,5	37,3	48,9	6,34	6,47	64,4	43,6	6,2	2,9	782,6	612,7	164,0	158,3	48,2	1,4
	10°	11,0	11,0	4,0	0,36	0,36	10,7	2,5	33,5	43,1	6,22	6,72	45,2	41,2	5,9	1,9	969,5	936,7	255,6	120,5	28,0	11,7
	14°	15,0	15,0	3,48	0,23	0,23	17,2	5,9	27,1	38,6	6,13	6,42	27,3	25,1	4,4	4,7	1319,5	1222,6	286,6	236,9	53,9	16,0
	22°	24,5	23,0	5,28	0,22	0,18	23,8	3,2	26,9	42,2	6,13	6,50	30,6	22,1	5,2	2,4	1178,7	806,6	481,4	183,6	113,5	103,3
	28°	26,0	24,5	7,2	0,29	0,3	10,7	1,3	28,7	42,0	6,22	6,57	31,9	28,2	11,1	8,5	971,1	788,4	341,5	204,0	141,1	89,6
	35°	26,0	17,0	7,2	0,42	0,27	7,6	1,8	30,2	36,5	6,55	6,09	27,4	23,4	10,1	6,3	651,9	527,8	301,6	172,1	90,1	31,1
	42°	35,0	13,0	2,0	0,15	0,06	17,5	13,5	28,8	33,0	6,16	6,06	38,0	23,3	11,5	4,4	1086,9	968,2	175,2	90,1	163,0	63,0

(aumento de 7 vezes), estes foram maiores inclusive que os valores registrados na fase pré-represamento.

Na região próxima à barragem (SC1), os episódios de anoxia no hipolimnio foram raros (do 28° ao 32° dia) (Figura 3a). No compartimento lateral (SC2) a água permaneceu estagnada por mais tempo, o que contribuiu para menores concentrações de oxigênio durante todo o período de estudo (Figura 3b).

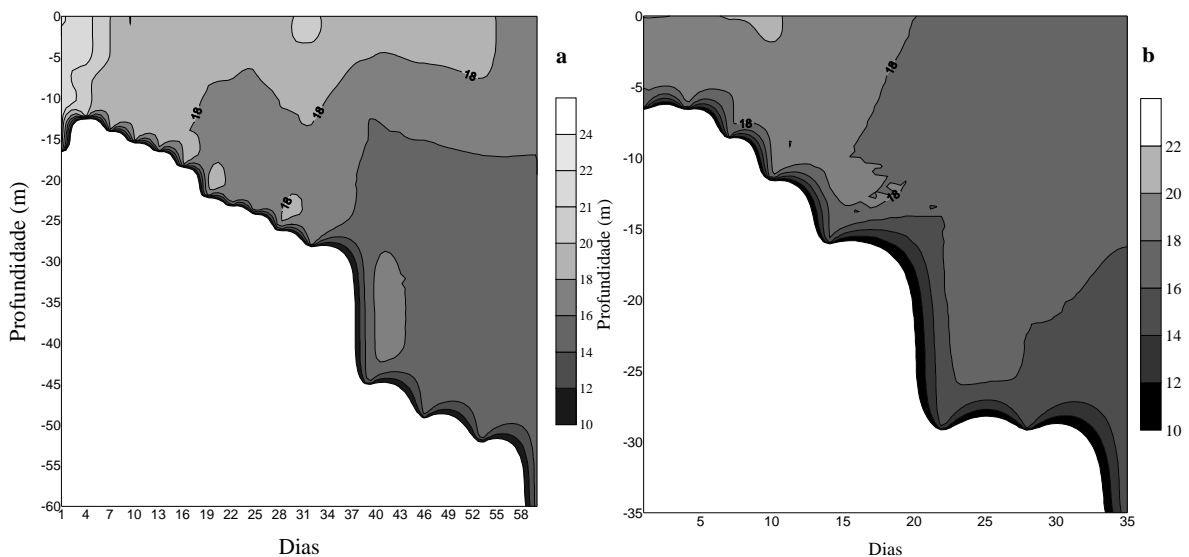


Figura 2. Variação da temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), no decorrer do enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil: a- Estação SC1 (região próxima à barragem), b- Estação SC2 (compartimento lateral)

Os valores de pH apresentaram pouca variação, mantendo-se próximos da neutralidade na maior parte do período de estudo para as duas estações de amostragem (Tabela 2). Para a estação SC1, a condutividade elétrica apresentou leve variação com maiores valores observados no hipolímnio. No compartimento lateral (SC2), os valores de condutividade elétrica apresentaram tendência de diminuição no decorrer do período com maiores valores no hipolimnio (Tabela 2).

Em relação à amostragem pré-represamento, houve aumento moderado nas concentrações de nitrogênio e fósforo para ambas as estações de amostragem, durante o represamento do rio Jordão. Na estação SC1 houve aumento gradual nas concentrações de fósforo total (PT) até o 28° dia do enchimento, com maiores concentrações no hipolímnio. A partir desta data as concentrações diminuíram, porém mantendo-se estáveis até o final do estudo. O menor valor para as concentrações de PT ( $12,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) foi observado no limite da zona eufótica e hipolimnio do 10° dia do enchimento. As concentrações  $\text{PO}_4^-$  apresentaram

leve tendência a aumento no decorrer do período. Tanto o fósforo total quanto a fração mineralizada, não apresentaram padrão de variação vertical (Figura 4a).

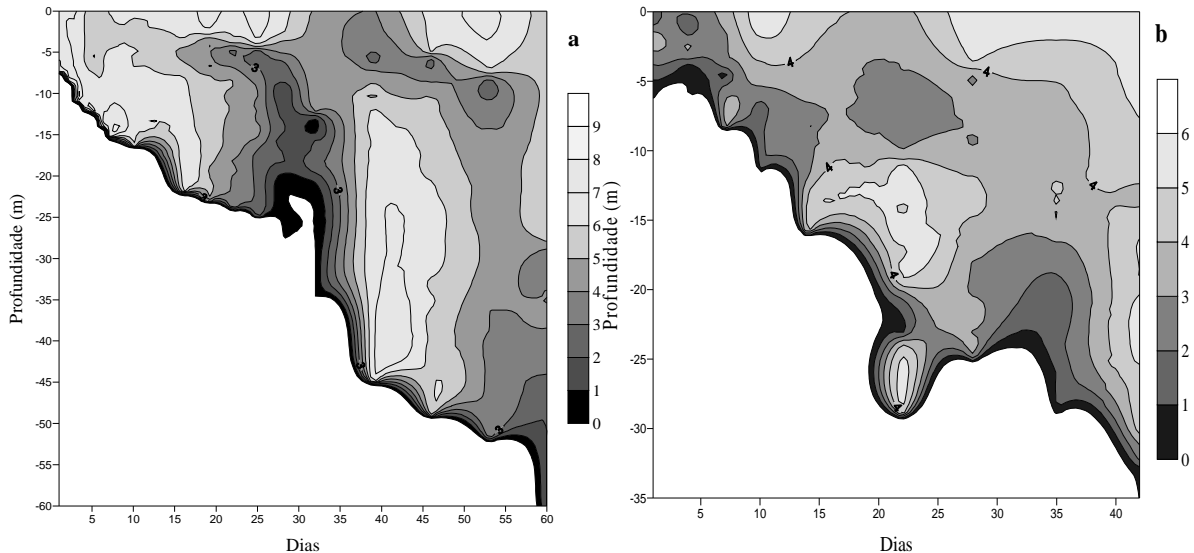


Figura 3: Variação da concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), no decorrer do enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil: a- Estação SC1 (região próxima à barragem), b- Estação SC2 (compartimento lateral)

No compartimento lateral (SC2), as concentrações de PT foram mais elevadas que as observadas para a estação SC1, apresentando maiores valores no início do enchimento, com tendência a diminuição no decorrer do período. As concentrações de  $\text{PO}_4^-$  foram próximas as observadas para a estação SC1. Quanto às variações verticais, a partir do 22º dia, as maiores concentrações de PT foram observadas no hipolímnio, no entanto, esse padrão não foi verificado para o  $\text{PO}_4$  (Figura 5a).

As concentrações de nitrogênio total foram altas (NT) na estação SC1 e apresentaram pouca variação no decorrer do enchimento. Com o aumento na profundidade do reservatório, as concentrações de Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) apresentaram tendência à diminuição enquanto que as concentrações de  $\text{NH}_4^+$  que apesar de baixas, apresentaram tendência inversa. Quanto à variação vertical, houve uma tendência de maiores concentrações no hipolímnio, tanto do NT quanto das frações mineralizadas (Figura 4b).

Na estação SC2, as concentrações das formas nitrogenadas apresentaram valores próximos aos observados para estação SC1. Foi observada tendência a aumento das concentrações tanto do NT, quanto das frações mineralizadas, no decorrer do enchimento (Figura 5b).

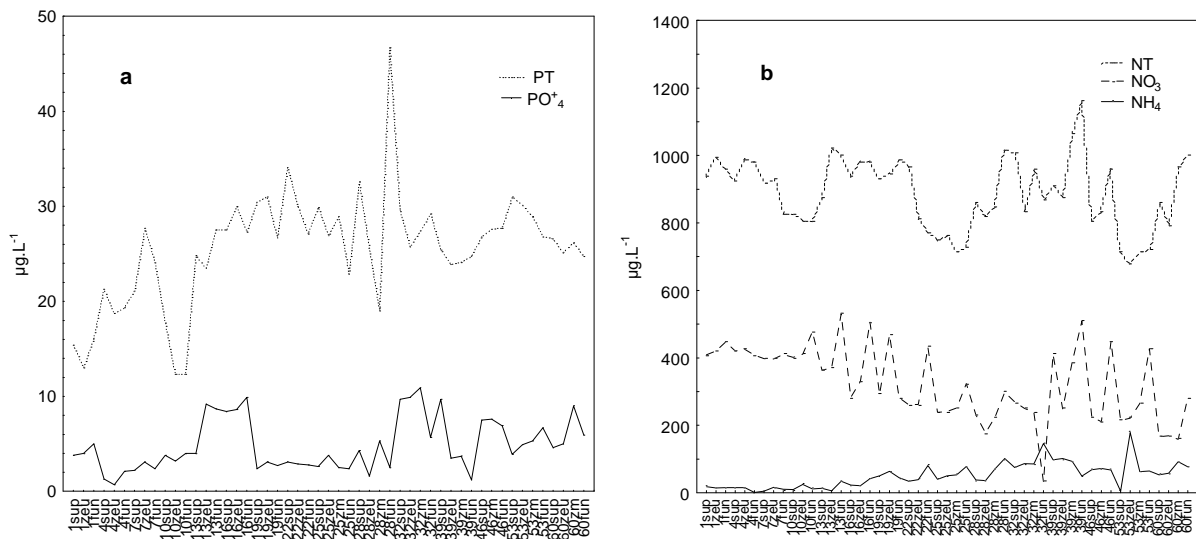


Figura 4. Variação das concentrações de: **a** - Fósforo total (PT) e Fósforo solúvel reativo ( $PO_4$ ), **b** - Nitrogênio total (NT), Nitrato ( $NO_3$ ) e íon Amônio ( $NH_4^+$ ), na estação SC1, durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil.

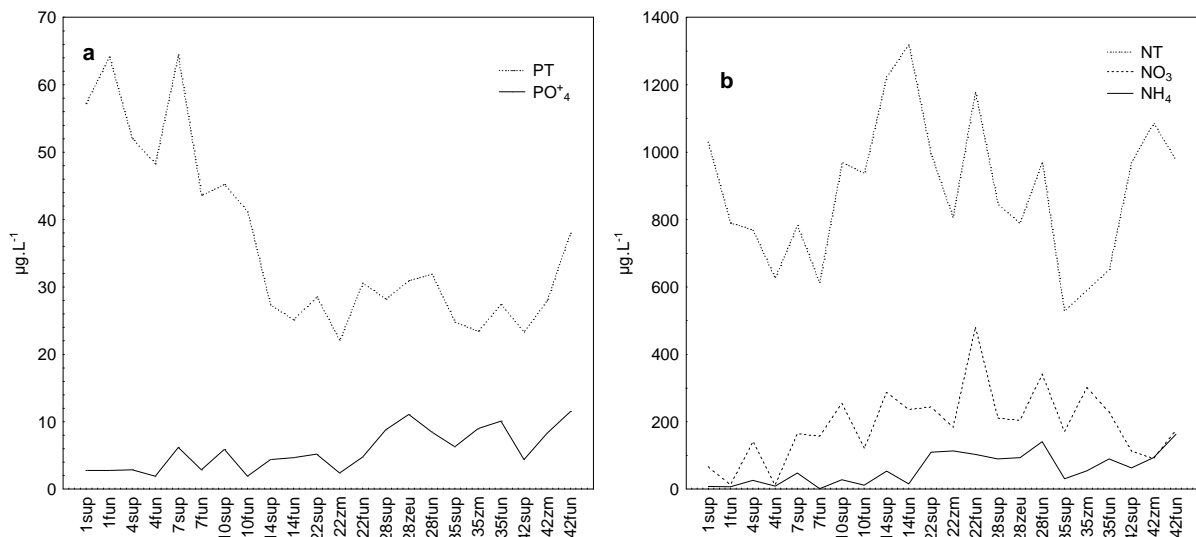


Figura 5. Variação das concentrações de: **a** - Fósforo total (PT) e Fósforo solúvel reativo ( $PO_4$ ), **b** - Nitrogênio total (NT), Nitrato ( $NO_3$ ) e íon Amônio ( $NH_4$ ), na estação SC2, durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil.

Não foi observado padrão quanto à distribuição vertical tanto das formas totais como da mineralizada de fósforo e nitrogênio, no entanto, com o aumento da estruturação térmica da coluna de água no decorrer do período, maiores concentrações foram observadas principalmente entre a zona de mistura e o hipolímnio.

As concentrações de PT observadas nas duas estações de amostragem permitiram classificar como mesotrófico o ambiente, tanto antes como durante o enchimento do reservatório. Em relação às concentrações de Nitrogênio Inorgânico para ambas as estações de

amostragem, na fase pré-represamento o ambiente foi classificado como mesotrófico e como oligotrófico durante o enchimento do reservatório.

A Análise de Componentes Principais (PCA) evidenciou a ocorrência de gradiente temporal e espacial das variáveis limnológicas para as duas estações de amostragem. O diagrama evidenciou a separação dos primeiros dias em relação ao restante do período de enchimento (eixo 1) e o gradiente vertical (eixo 2) foi dividido em dois estratos, em que as variáveis de superfície e zona eufótica aparecem mais próximas e separadas das unidades amostrais da zona de mistura e fundo (Figuras 6 e 7).

A PCA, aplicada às variáveis abióticas da estação SC1, apresentou apenas o primeiro eixo como significativo, explicando 38% da variabilidade total dos dados. Dentre as variáveis utilizadas na análise, a razão Zeu/Zm (-0,44), a temperatura da água (-0,45), o pH (-0,45), as concentrações de OD (-0,34), as concentrações de  $\text{NH}_4^+$  (0,39) e do  $\text{PO}_4^-$  (0,21) foram as variáveis melhor correlacionadas com o eixo 1 (Figura 6).

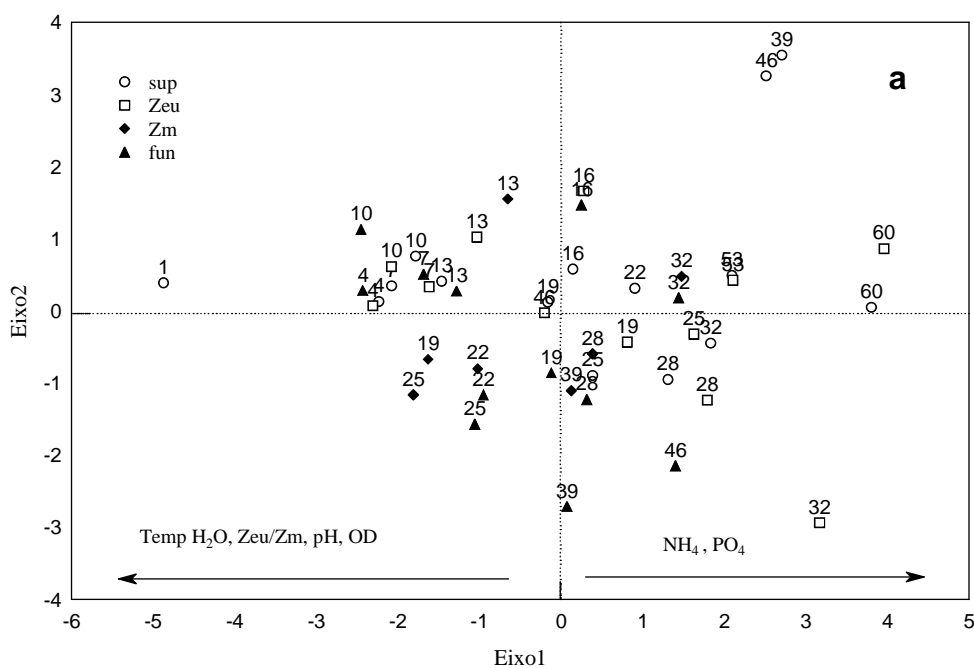


Figura 6. Dispersão dos escores das variáveis abióticas e dias do enchimento ao longo do primeiro eixo da PCA para a estação de amostragem SC1.

Os resultados da PCA aplicada às variáveis da estação SC2 (compartimento lateral) indicaram que os dois primeiros eixos foram significativos, e explicaram juntos 66% da variabilidade total dos dados, sendo que o primeiro eixo explicou 43% da variabilidade dos dados. A condutividade elétrica (0,44), a razão Zeu/Zm (0,43), a temperatura da água (0,40),



$\text{NH}_4^+$  (-0,41),  $\text{NO}_3^-$  (-0,32) e o  $\text{PO}_4^-$  (-0,32) foram as principais variáveis no eixo 1. O pH (0,60) e o OD (0,52) apresentaram maior correlação com o eixo 2 (Figura 7).

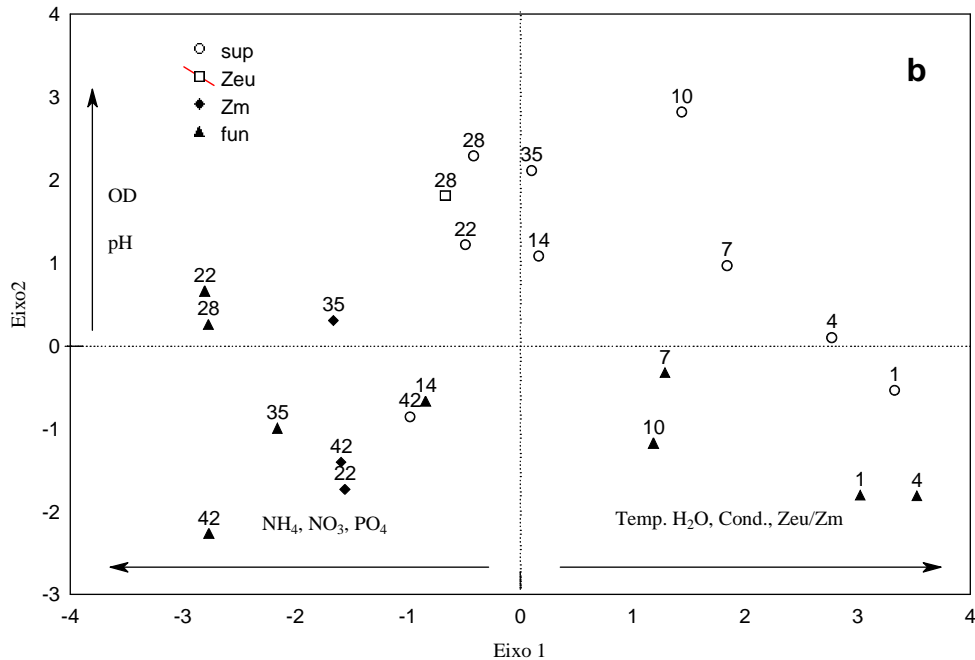


Figura 7. Dispersão dos escores das variáveis abióticas e dias do enchimento ao longo dos dois primeiros eixos da PCA para a estação de amostragem SC2

### 3.2 Comunidade Fitoplanctônica

No período pré-represamento (11/04/2005) foram identificados 60 táxons fitoplanctônicos, sendo que 40% destes foram representados por diatomáceas penadas, comuns no potamoplâncton. Durante a fase de enchimento, foram identificados 188 táxons, distribuídos em 9 grupos taxonômicos: Cyanobacteria (19%), Bacillariophyceae (17%), Chlorophyceae (41%), Chrysophyceae (3%), Euglenophyceae (3%), Cryptophyceae (3%), Zygnemaphyceae (11%), Xanthophyceae (2%) e Dinophyceae (1%). Os gêneros *Monoraphidium* (Chlorophyceae), *Scenedesmus* (Chlorophyceae) e *Aulacoseira* (Bacillariophyceae), foram os mais representativos (Tabela 3).

Tabela 3 – Táxons fitoplanctônicos inventariados nas fases pré e durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Paraná, Brasil (\* - táxons encontrados exclusivamente na fase pré-represamento).

<b>CYANOBACTERIA</b>	
<i>Anabaena planctonica</i> Brun.**	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm. **
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G. S. West	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström	<i>Microcystis</i> sp.
<i>Coelomorum</i> sp.	<i>Pannus</i> sp.
<i>Coelosphaerium</i> sp 1	<i>Planktolyngbya limnetica</i> Lemm. Kom.-Leg. et Cronb.
<i>Coelosphaerium</i> sp 2	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. Et. Kom. *
<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Smith) Kom.-Leg.	<i>Planktothrix</i> sp.
<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Nageli **	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom. **
<i>Chroococcus</i> cf. <i>vacuolatus</i> Skuja	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Nau. et Hub.-Pest.) Bourr.
<i>Chroococcus</i> sp 1 **	<i>Romeria</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp 2	<i>Sinechocystis aquatilis</i> Sauv. **
<i>Cyanosarcina</i> sp.	<i>Snowella atomus</i> Kom. et Hind.
<i>Cyanothece</i> sp.	<i>Woronikinia</i> sp.
<i>Epigloesphaera</i> sp.	Chroococcales não identificada 1
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C. Agardh) Anag. **	Chroococcales não identificada 2
<i>Komvophoron</i> sp. *	Pseudanabaenaceae não identificada 1
<i>Merismopedia</i> cf. <i>danubiana</i> Hort.	Ocellatoriales não identificada **
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	
<b>DIATOMOPHYCEAE</b>	
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kütz.) D.B. Czar.	<i>Gomphonema</i> sp.
<i>Amphora</i> sp.	<i>Melosira varians</i> Ag. **
<i>Asterionella</i> sp.	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.*
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grun.) Kram. **	<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr. *
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. **	<i>Navicula</i> sp. **
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim. **	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) Smith **
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. **	<i>Nitzschia</i> cf. <i>palea</i> (Kütz.) Smith
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.	<i>Nitzschia</i> sp 1
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemm.) Sim.	<i>Nitzschia</i> sp. **
<i>Cocconeis</i> sp.*	<i>Pinnularia</i> sp. **
<i>Cyclotella</i> sp. **	<i>Surirella</i> sp. **
<i>Cymbella</i> sp. **	<i>Synedra</i> sp.
<i>Fragilaria capucina</i> Desm. **	<i>Synedra gouldarii</i> Bréb. **
<i>Fragilaria</i> sp. **	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitz.) Comp. **
<i>Gomphonema augur</i> Ehr. **	<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Sm.) Round & Craw.
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr. **	Pennales não identificada **
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz. **	
<b>CHLOROPHYCEAE</b>	
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lag.	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind. **
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Cor.) Ralfs	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn **
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Cor.	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Rein.) Kors.	<i>Monoraphidium irregulare</i> (Smith) Kom.-Legn. **
<i>Closteriopsis scolia</i> Comas	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.
<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn
<i>Chlamydomonas</i> sp 1	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G. S. West) Kom - Legn **
<i>Chlorococcum</i> sp.	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	<i>Nephrocytium</i> cf. <i>limneticum</i> (G.M. Smith) Smith
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.	<i>Oocystis</i> sp.
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn **	<i>Pandorina morum</i> (O F. Müller) Bory
<i>Coelastrum</i> cf. <i>sphaericum</i> Näg.	<i>Pandorina</i> sp.
<i>Coenochloris mucolamellata</i> Com.	<i>Pteromonas</i> sp.
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schm) Schm.	<i>Pyramimonas</i> sp.
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) W & G.S. West **	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew.	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Her. Ex Ralfs) Chod
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Gucl.) Hegew.	<i>Scenedesmus linearis</i> Kom. *
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lag.) Am., Frie. & Hegew.	<i>Scenedesmus opoliensis</i> Rich.
<i>Desmodesmus protuberans</i> (Frit. et Rich.) Hegew.	<i>Scenedesmus parisiensis</i> Chod.

Continuação da tabela 3.

<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	<i>Schroederia</i> sp.
<i>Eutetramorus fotti</i> (Hind.) Kom. sensu Kom. **	<i>Selenastrum gracile</i> Rein.
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	<i>Selenodictyum brasiliense</i> Uherk. & Schm.
<i>Golenkinia</i> sp.	<i>Selenodictyum</i> sp.
<i>Gonium pectorale</i> Müll.	<i>Spermatozopsis exultans</i> Kors. **
<i>Gonium</i> sp.	<i>Sphaerellopsis fluviatilis</i> (F. Stein.) Pas.
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G. M. Schm.) Kors.	<i>Stauridium tetras</i> Buc. et al. *
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Moeb. sensu G.M. Smith	<i>Tetraedron caudatum</i> (Cor.) Hansg. **
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. W.) Schm.	<i>Tetranephris brasiliensis</i> Leite & Bic.
<i>Kirchneriella</i> sp.	<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.
<i>Lagerheimia ciliata</i> Lag.	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind. **
<i>Lagerheimia longiseta</i> Lemm.	<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teil.
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chod.) Chod.	<i>Treubaria</i> cf. <i>planctonica</i> (G. M. Smith) Kors.
<i>Lagerheimia</i> sp.	<i>Treubaria schmidlei</i> Sch.
<i>Lobomonas</i> cf. <i>ampla</i> Pás.	<i>Treubaria triappendiculata</i> Bern.
<i>Lobomonas</i> sp.	Chlorophyceae flagelada não identificada
<i>Micractinium pulsillum</i> Fres.	Chlamydoephyceae não identificada
<i>Micractinium</i> sp.	Chlorococcales não identificada
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>	
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.	<i>Mallomonas</i> sp.
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	<i>Synura</i> sp.
<i>Kephyrion</i> sp.	
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>	
<i>Euglena</i> sp. **	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehr.) Ehr.
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehr.) Stein. **	<i>Strombomonas</i> cf. <i>deflandrei</i> (Roll) Defl.
<i>Trachelomonas scabra</i> Playf. **	<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>	
<i>Chroomonas acuta</i> Uter. **	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja **
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	<i>Cryptomonas</i> sp. **
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr. Emend. Pen.	
<b>ZYGNEMAPHYCEAE</b>	
<i>Closterium. lineatum</i> Ehr. Ex. Ralfs **	<i>Micrasterias</i> sp.
<i>Closterium setaceum</i> Her. Ex Ralfs **	<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehr.) ex Ralfs
<i>Closterium</i> cf. <i>toscon</i> W. West. **	<i>Staurastrum muticum</i> (Breb.) Breb.
<i>Closterium</i> sp1	<i>Staurastrum</i> cf. <i>pachyrhynchum</i> Nordst.
<i>Closterium</i> sp2	<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs ex Ralfs
<i>Closterium</i> sp.	<i>Staurastrum</i> sp.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>cymatopleurum</i> Nordst.	<i>Staurodesmus O'mearii</i> (Archer) Teil.
<i>Cosmarium decoratum</i> W. & G. S. West **	<i>Staurodesmus corniculatus</i> (Lund.) Teil.
<i>Cosmarium</i> sp. **	<i>Staurodesmus</i> cf. <i>crassus</i> (West et G. S. West) Flor.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>margaritatum</i> (Lund.) Roy & Bisset	<i>Staurodesmus</i> cf. <i>corniculatus</i> (Lund.) Teil.
<i>Cosmarium</i> cf. <i>regnesii</i> Rein.	
<b>XANTHOPHYCEAE</b>	
<i>Brachiogonium</i> sp.	<i>Goniochloris</i> cf. <i>laevis</i> Pasc.
<i>Goniochloris contorta</i> (Bour.) Ettl	
<b>ULOTRICOPHYCEAE</b>	
<i>Ulothrix</i> sp.	
<b>DINOPHYCEAE</b>	
<i>Peridinium</i> sp. **	<i>Peridinium</i> sp1

Na fase pré-represamento (14/04/2005), foram registrados baixos valores de densidade e biomassa fitoplânctônica nas duas estações de amostragem. Foram dominantes em densidade para ambas as estações de amostragem, Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanobacteria (Figura 8a).

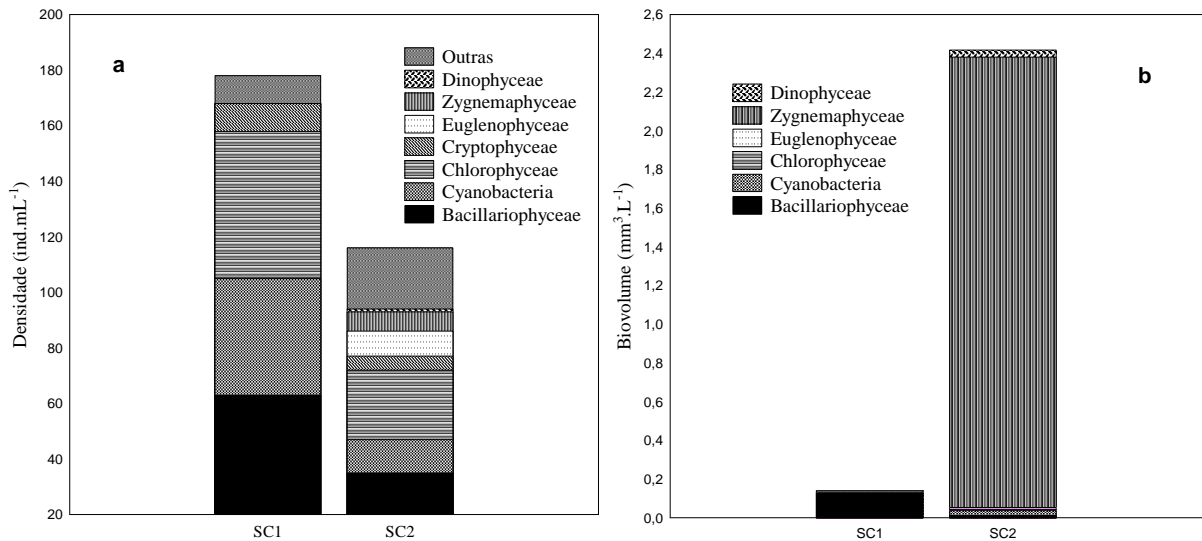


Figura 8: a - Densidade fitoplanctônica, b - Biovolume fitoplanctônico no período pré-enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil: estação SC1(região próxima à barragem), estação SC2 (Compartimento lateral).

Na estação SC1, o valor de biomassa fitoplanctônica foi muito baixo ( $0,14 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ), sendo as diatomáceas responsáveis por 91% do total. No córrego Caracu (SC2), as Zygnemaphyceae foram dominantes em biomassa, com dominância massiva de *Cosmarium decoratum*, que representou 92% do total (Figura 8b).

Com o represamento do rio Jordão houve incremento tanto nos valores de densidade como nos valores de biovolume fitoplanctônicos, para as duas estações monitoradas.

Na estação de amostragem próxima à barragem (SC1), a partir do 4º dia do início do enchimento, ocorreu aumento nos valores de densidade ( $680 \text{ ind.mL}^{-1}$ ), em relação ao período pré-enchimento do reservatório (Figura 7a). No 25º dia foi registrado o valor máximo ( $9.981 \text{ ind.mL}^{-1}$ ), com dominância de uma clorofícea flagelada não identificada e de várias espécies do gênero *Monoraphidium* (Chlorophyceae). A partir desta data, os valores de densidade decaíram e mantiveram-se abaixo de  $2.000 \text{ ind.mL}^{-1}$ , até o 53º dia, quando houve um novo incremento do número de organismos ( $4046 \text{ ind.mL}^{-1}$ ), no qual *Chlorococum* sp (Chlorophyceae) foi dominante (59%), e se manteve até o final do enchimento do reservatório.

As criptofíceas, o segundo grupo que mais contribuiu para a densidade, foi mais abundante entre o 13º e o 19º dia do enchimento, porém estiveram bem representadas durante todo o período (Figura 9a).

Quanto à distribuição vertical, os maiores valores de densidade fitoplanctônica foram observados nas profundidades correspondentes à zona eufótica, sendo que os máximos

valores obtidos no 25° e 53° dias do enchimento ocorreram no limite da zona eufótica (Figura 7a).

No compartimento formado pelo rio Caracu, o valor máximo de densidade (5.228 ind.mL<sup>-1</sup>), ocorreu no primeiro dia do enchimento com dominância de *Planktolyngbya limnetica* - Cyanobacteria (3.986 ind.mL<sup>-1</sup>) que contribuiu com 76% da densidade total. Sua população regrediu e a seguir, o número total de organismos apresenta a tendência de diminuição com o aumento nível hidrométrico. A classe Cryptophyceae, ocorreu durante todo o período, apresentando maior densidade (1.500 ind.mL<sup>-1</sup>) no 10° dia do enchimento. A classe Chlorophyceae ocorreu durante todo o período com maiores valores de densidade (máximo de 1.885 ind.mL<sup>-1</sup>) entre o 4° e o 10° dia do enchimento (Figura 9b).

Em relação à distribuição vertical da densidade fitoplanctônica, os maiores valores foram observados nas profundidades correspondentes à zona eufótica (superfície e limite da zona eufótica) para as duas estações de amostragem (Figura 9 a, b).

Na estação de amostragem próxima à barragem (SC1) o valor máximo de biovolume (10,5 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) foi observado no 25° dia de enchimento, com dominância de uma clorofícea unicelular flagelada nanoplanctônica não identificada, que foi responsável por 87,7% da biomassa. Os maiores valores de biomassa foram observados na zona eufótica, sendo que o máximo valor para este atributo ocorreu no limite da zona eufótica (Figura 10a).

Na estação SC2, o biovolume apresentou valor máximo (2,78 mm<sup>3</sup>.mL<sup>-1</sup>) no 1° dia do enchimento, atribuído ao desenvolvimento de *Planktolyngbya limnetica*. No 10° dia, foi registrado o segundo maior valor (1,87 mm<sup>3</sup>.mL<sup>-1</sup>), quando *Synedra* sp. e *Cryptomonas* sp foram dominantes. Os maiores valores de biovolume foram registrados à superfície durante todo o período (Figura 10b).

Considerando-se os valores de biovolume fitoplanctônico (em geral < 3,0 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) caracterizaram o reservatório de Santa Clara como ambiente oligotrófico, tanto na fase pré como durante o enchimento do reservatório. Apenas no 25° dia, em que ocorreu máximo de biomassa fitoplanctônica, o ambiente caracterizou-se como eutrófico.

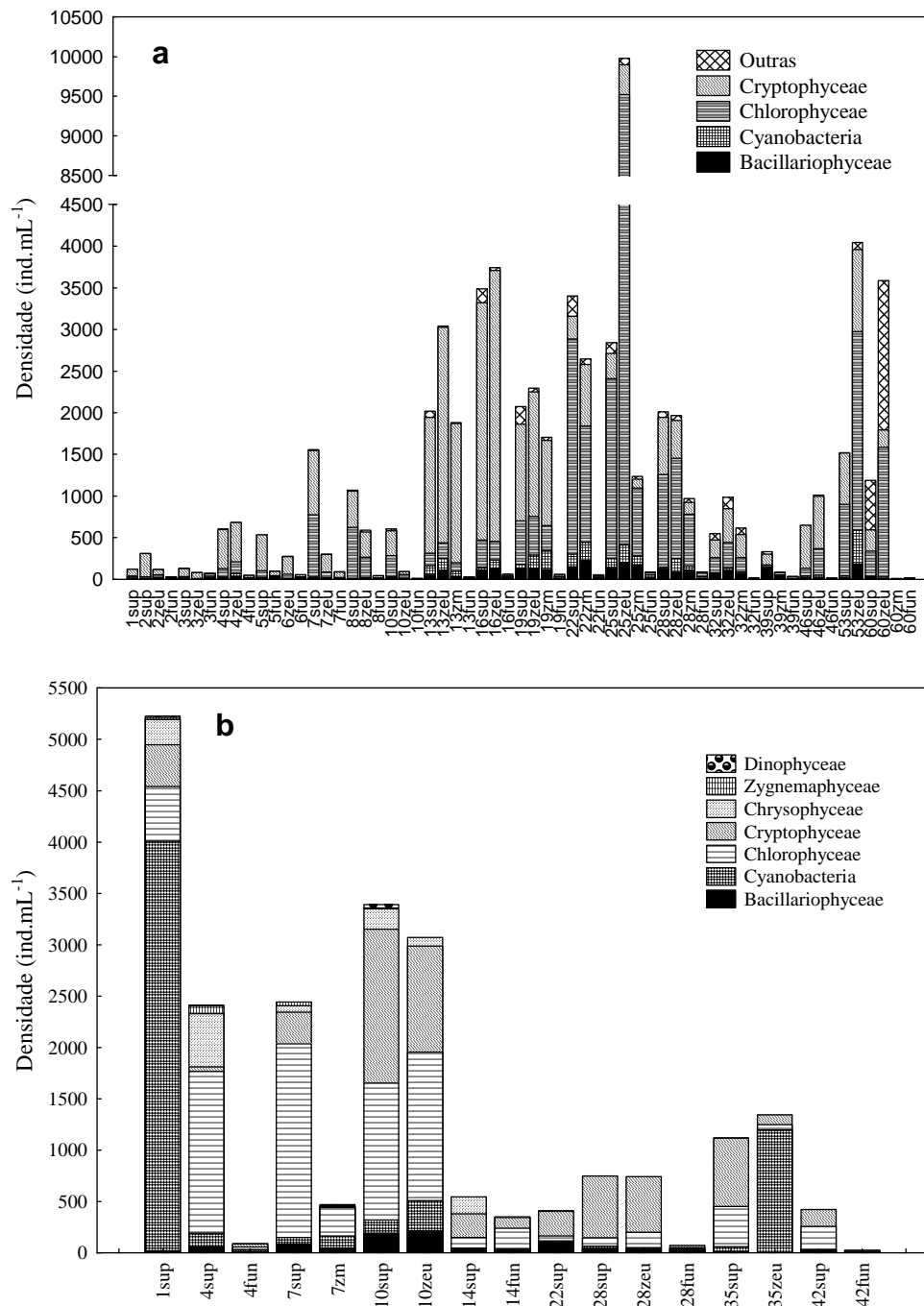


Figura 9. Variação da densidade fitoplânctônica durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil: a - Estação SC1(região próxima à barragem), b - Estação SC2 (Compartimento lateral).

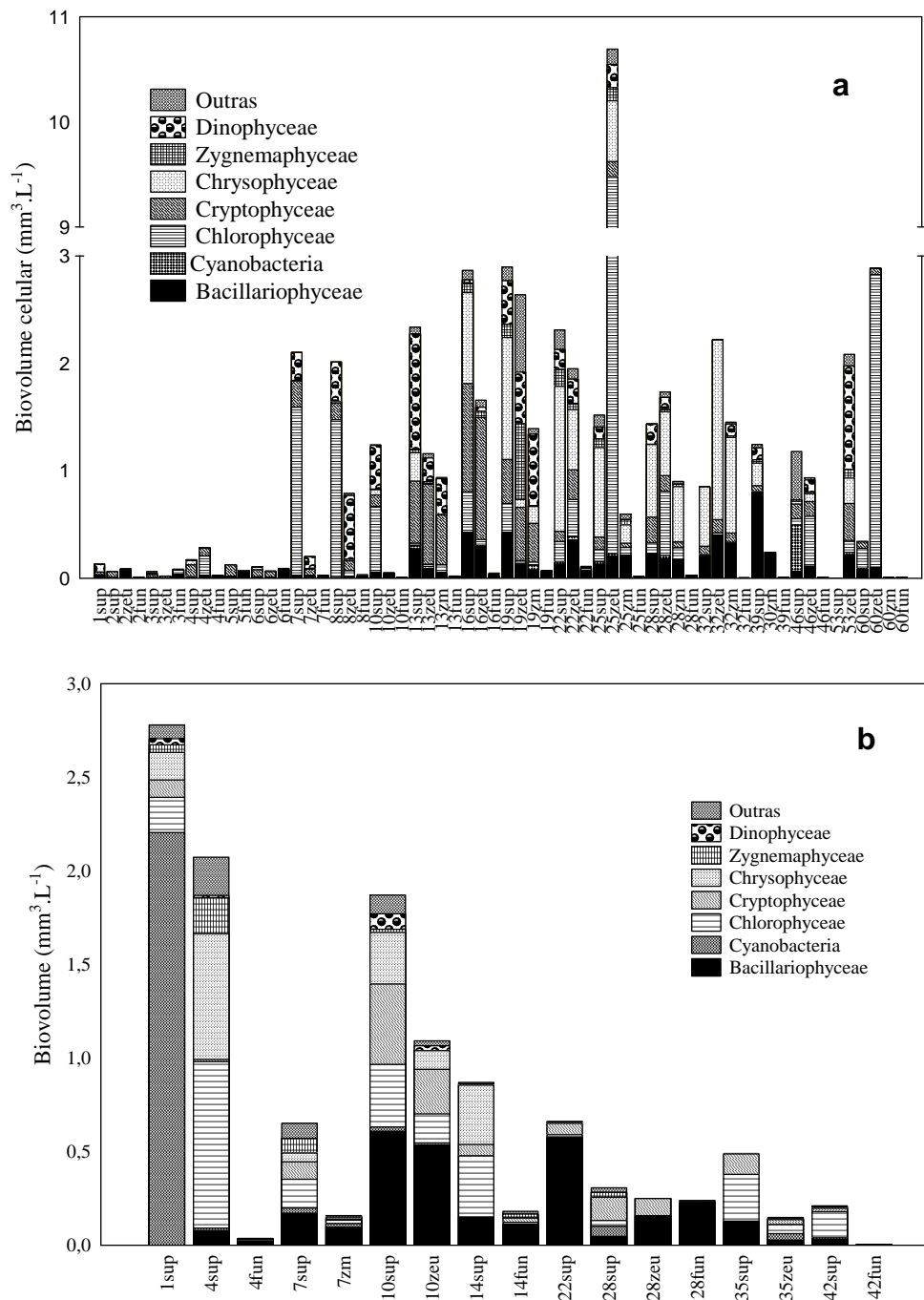


Figura 10. Variação do biovolume fitoplanctônico durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão): a- Estação SC1 (região próxima à barragem), b- Estação SC2 (Compartimento lateral).

Durante as fases pré-ressamento e enchimento do reservatório, foram registrados 20 Grupos Funcionais (GF) fitoplanctônicos. Apenas na fase pré-ressamento foram registrados 9 GF (**Y**, **T<sub>B</sub>**, **C**, **X<sub>1</sub>**, **MP**, **W<sub>2</sub>**, **K**, **J** e **P**), em que os GF **T<sub>B</sub>**, **X<sub>1</sub>** e **K**, representaram 57% da densidade total encontrada (Tabela 4).

Tabela 4 - Abundância relativa das principais espécies enquadradas nos grupos funcionais (GF) do fitoplâncton durante a fase de pré-enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão (SC1 – região próxima à barragem, SC2 – Compartimento lateral)

Espécies fitoplanctônicas	Local de Ocorrência	% de contribuição	GF
<i>Cryptomonas marsonii</i>	SC2	5	Y
<i>Navicula</i> sp.	SC2	18	T <sub>B</sub>
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	SC2	5	-
	SC1	6	-
<i>Navicula cryptocephala</i>	SC2	5	-
<i>Aulacoseira alpigena</i>	SC1	6	C
<i>Monoraphidium contortum</i>	SC2	20	X <sub>1</sub>
	SC1	9	-
<i>Komvophoron</i> sp.	SC1	5	MP
<i>Trachelomonas</i> sp.	SC1	7	W <sub>2</sub>
<i>Synechocystis aquatilis</i>	SC1	19	K
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	SC1	6	J
<i>Closteriopsis</i> sp.	SC1	6	P

Foram identificados durante a fase de enchimento do reservatório na estação próxima à barragem (SC1) 19 GF: **X<sub>2</sub>**, **Y**, **D**, **MP**, **A**, **C**, **P**, **X<sub>1</sub>**, **J**, **F**, **E**, **W<sub>1</sub>**, **W<sub>2</sub>**, **W<sub>S</sub>**, **Lo**, **K**, **S<sub>1</sub>**, **H<sub>1</sub>** e **Tc** (Tabela 5). Apenas o GF **T<sub>B</sub>**, característico de ambientes lóticos, presente na fase pré-represamento, não foi registrado após o barramento do rio Jordão. Os demais GF permaneceram durante a fase de enchimento do reservatório com aumento na contribuição relativa para a densidade. Entre os GF que apresentaram maior contribuição à densidade, destacam-se os GFs, **X<sub>2</sub>**, **Y** e **X<sub>1</sub>** (Figura 12a). Os GF **X<sub>2</sub>** e **Y** ocorreram juntos, contribuindo com mais de 80% para este atributo até o 13º dia do enchimento.

O GF **X<sub>2</sub>** representado principalmente por organismos flagelados nanoplanctônicos (*Chroomonas acuta*, *Cryptomonas brasiliensis*, *Chlamydomonas* sp, *Chlamydomonas* sp1, *Chlamydomonas* sp2., *Pyramimonas* sp. e Chlorophyceae flagelada não identificada), apresentou máximo de contribuição à densidade, 6.624 ind.mL<sup>-1</sup>, no 25º dia (Figura 12a), em que ocorreu o desenvolvimento de Chlorophyceae flagelada não identificada.

O GF **Y**, representado por *Cryptomonas marssonii* e *Cryptomonas* spp, ocorreu durante todo o período (Tabela 5), apresentando maior densidade entre o 13º e o 19º dias, com máximo no 16º dia (3.257 ind.mL<sup>-1</sup>) no limite da zona eufótica (Figura 12a).

O GF **X<sub>1</sub>** ocorreu concomitantemente a **X<sub>2</sub>** e **Y**, apresentando baixa contribuição (abaixo de 10%) à densidade até o 19º dia. Representado por algas nanoplanctônicas cocóides (*Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium griffithii*, *Schroederia setigera* e *Chlorococcum* sp.), este grupo apresentou maiores valores para este atributo entre o 22º e o 28º dias e no 53º e 60º dia



do enchimento. Entre o 22º e o 28º dia, a contribuição deste GF foi principalmente devido ao desenvolvimento de espécies do gênero *Monoraphidium*, enquanto que no final do período *Chlorococcum* sp. foi o seu principal representante (Tabela 5). As maiores contribuições à densidade (2.377 ind.mL<sup>-1</sup> e 2.230 foram ind.mL<sup>-1</sup>) foram observadas na profundidade limite da zona eufótica no 25º e 53º dias, respectivamente (Tabela 5).

Os GFs identificados na região próxima à barragem (SC1) representaram, em sua grande maioria, organismos unicelulares, cocóides e flagelados. Organismos coloniais estiveram representados principalmente pelo GF F (*Eutetramorus fotti*, *Dictyosphaerium pulchelum*, *Coenochloris mucolamellata* e Chlorophyceae cocóide não identificada), que ocorreu a partir do 13º dia, com baixa contribuição relativa, até o 22º e 53º dias em que representou 54% e 49% do total de densidade, respectivamente.

Tabela 5 - Abundância relativa das principais espécies enquadradas em grupos funcionais (GF) do fitoplâncton na região próxima à barragem (SC1) durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Paraná, Brasil.

Espécies fitoplanctônicas	GF
<i>Chroomonas acuta</i> 1º dia – 19% (sup); 2º dia – 46% (sup), 21% (Zeu); 3º dia – 77% (sup), 26% (Zeu); 4º dia – 38% (sup), 42% (Zeu), 25% fun; 5º dia – 28% (sup), 32% (fun); 6º dia – 28% (Zeu), 17% (fun); 7º dia – 5% (sup), 15% (Zeu), 33% (fun); 8º dia – 40% (sup), 11% (Zeu); 13º dia – 17% (Zeu), 21% (Zm); 19º dia – 7% (fun); 32º dia – 8% (Zeu), 7% (Zm); 46º dia – 34% (sup), 33% (Zeu); 53º dia – 21% (sup); 60º dia – 19% (sup).	X <sub>2</sub>
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> 16º dia – 14% (fun); 39º dia – 15% (sup); 46º dia – 15% (sup), 8% (Zeu).	
<i>Chlamydomonas</i> sp. – 2º dia – 10% (Zeu); 4º dia – 15% (sup); 5º dia – 12% (sup); 6º dia – 15% (Zeu); 7º dia – 7% (Sup), 17% (Zeu); 8º dia – 27% (Zeu), 13% (fun); 10º dia – 34% (Zeu); 28º dia – 7% (fun).	
<i>Chlamydomonas</i> sp1. 2º dia – 11% (fun); 4º dia – 6% (Zeu), 19% (fun); 8 dia – 7% (Zeu); 22º dia – 11% (sup).	
<i>Chlamydomonas</i> sp2. 3º dia – 11% (fun); 4º dia – 9% (Zeu).	
<i>Pyramimonas</i> sp. 7º dia – 40% (sup); 30/04 – 55% (sup); 10º dia – 40% (sup)	
Chlorophyceae flagelada não identificada. 25º dia – 65% (Zeu); 28º dia – 29% (Zeu), 6% (Zm).	
<i>Cryptomonas marssonii</i> 2º dia – 32% (Zeu), 21% (fun); 3º dia – 11% (fun); 7º dia – 54% (Zeu), 41% (fun); 8º dia – 37% (Zeu), 54% (fun); 10º dia – 34% (Zeu), 25% (fun); 13º dia – 68% (Zeu), 68% (Zm), 31% (fun); 16º dia – 87% (Zeu); 19º dia – 59% (Zeu), 58% (Zm), 14% (fun); 22º dia – 25% (Zm), 17% (fun); 25º dia – 8% (Zm), 12% (fun); 28º dia – 17% (Zeu), 8% (Zm), 18% (fun); 32º dia – 8% (Zeu), 36% (Zm).	Y
<i>Cryptomonas</i> sp. 1º dia – 48% (sup); 2º dia – 44% (sup); 3º dia – 56% (sup), 60% (Zeu); 4º dia – 38% (sup), 26% (Zeu), 31% (fun); 5º dia – 53% (sup), 23% (fun); 6º dia – 48% (Zeu), 28% (fun); 7º dia – 44% (sup); 8º dia – 40% (sup); 10º dia – 50% (sup); 13º dia – 81% (sup); 16º dia – 82% (sup); 19º dia – 56% (sup); 22º dia – 8% (sup); 25º dia – 9% (sup); 28º dia – 30% (sup); 32º dia – 36% (sup); 39º dia – 19% (sup); 46º dia – 30% (sup); 53º dia – 16% (sup); 60º dia – 22% (sup).	
<i>Synedra</i> sp. 3º dia – 11% (sup); 13º dia – 21% (fundo); 16º dia – 20% (fundo); 19º dia – 7% (fundo)	D
<i>Nitzschia</i> sp. 3º dia – 7% (Zeu)	
<i>Ulnaria ulna</i> 6º dia – 17% (fun)	
<i>Nitzschia acicularis</i> 16º dia – 5% (fun); 22º dia – 6% (Zm), 17% (fun); 25º dia – 7% (Zm), 20% (fun); 28º dia – 6% (Zm), 14% (fun); 32º dia – 50% (fun); 39º dia – 7% (zm), 18% (fun)	
<i>Synedra gouldii</i> 10º dia – 8% (fun)	
<i>Achnanthes minutissimum</i> . 3º dia – 11% (fun); 6º dia – 5% (fun); 8º dia – 6% (fun)	MP
<i>Cymbella</i> sp. 4º dia – 12% (fun); 6º dia – 5% (fun); 10º dia – 25% (fun)	
<i>Navicula</i> sp. 5º dia – 16% (fun); 10º dia – 25% (fun)	
<i>Amphora</i> sp. 8º dia – 6% (fun); 08/05 – 5% (fun)	
<i>Cocconeis</i> sp. 10º dia – 8% (fun)	
<i>Gomphonema augur</i> 10º dia – 8% (fun)	
<i>Cyclotella</i> sp. 16º dia – 5% (fun); 60º dia – 33% (fun)	A
<i>Aulacoseira alpigena</i> 5º dia – 9% (fun); 10º dia – 6% (Zeu); 13º dia – 21% (fun); 16º dia – 5% (fun); 60º dia – 5% (sup), 50% (Zm)	C
<i>Aulacoseira ambigua</i> 19º dia – 7% (fun)	

## Continuação tabela 5.

<i>A. granulata</i> 22° dia – 11% (sup)	P
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> 32° dia – 5% (sup), 5% (Zeu); 39° dia – 35% (sup)	
<i>Closteriopsis scolia</i> 2° dia – 17% (fun); 6° dia – 5% (fun); 39° dia – 10% (Zm), 27% (fun); 46° dia – 21% (fun)	
<i>Monoraphidium contortum</i> 2° dia – 21% (fun); 5° dia – 6% (fun); 10° dia – 10% (Zeu); 16° dia – 5% (fun); 19° dia – 9% (sup); 10% (Zeu); 7% (Zm), 7% (fun); 22° dia – 45% (sup), 30% (Zm); 25° dia – 9% (sup), 21% (Zeu), 12% (Zm); 28° dia – 49% (sup), 35% (Zeu), 49% (Zm), 7% (fun); 32° dia – 24% (sup), 22% (Zm), 17% (fun); 39° dia – 9% (fun); 46° dia – 42% (fun); 53° dia – 35% (Zeu)	X <sub>1</sub>
<i>Monoraphidium komarkovae</i> 19° dia – 5% (Zeu), 5% (Zm), 7% (fun); 22° dia – 24% (sup), 11% (Zm); 25° dia – 7% (sup), 12% (Zm); 28° dia – 7% (Zm); 53° dia – 20% (Zeu).	
<i>Monoraphidium griffithii</i> 39° dia – 9% (fun)	
<i>Schroederia setigera</i> 2° dia – 10% (fun)	
<i>Chlorococcum</i> sp. 22° dia – 6% (Zm); 46° dia – 25% (Zeu); 60° dia – 86% (sup)	
<i>Desmodesmus armatus</i> 3° dia – 5% (sup); 8° dia – 6% (fun); 16° dia – 5% (fun); 39° dia – 10% (Zm), 27% (fun)	J
<i>Desmodesmus opoliensis</i> 2° dia – 10% (fun)	
<i>Scenedesmus</i> sp. 6° dia – 5% (fun)	
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> 46° dia – 21% (fun)	
<i>Cosmarium</i> cf. <i>regnesii</i> 8° dia – 6% (fun)	
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> 32° dia – 17% (fun)	
<i>Eutetramorus fotti</i> 2° dia – 10% (zeu); 46° dia – 7% (sup); 53° dia – 49% (sup)	F
Chlorophyceae cocóide não identificada 13° dia – 10% (fun)	
<i>Dictyosphaerium pulchelum</i> 22° dia – 11% (fun)	
<i>Coenochloris mucolamellata</i> 22° dia – 54%	
<i>Mallomonas</i> sp. 19° dia – 6% (sup)	E
<i>Dinobryon sertularia</i> 32° dia – 8% (Zeu), 8% (Zm)	
<i>Dinobryon divergens</i> 39° dia – 6% (sup)	
<i>Gonium</i> sp. 19° dia – 7% (fun); 28° dia – 18% (fun)	W <sub>1</sub>
<i>Trachelomonas</i> spp 2° dia – 7% (fun)	W <sub>2</sub>
<i>Synura</i> sp. 32° dia – 9% (sup)	W <sub>s</sub>
<i>Merismopedia danubiana</i> 25° dia – 37% (fun); 28° dia – 7% (fun)	Lo
<i>Chroococcus</i> cf. <i>vacuolatus</i> 4° dia – 6% (fun)	
<i>Pannus</i> sp. 16° dia – 5% (fun); 19° dia – 7% (fun); 60° dia – 50% (Zm)	K
<i>Aphanocapsa koordersii</i> 13° dia – 10% (fun)	
<i>Pseudanabaena</i> sp. 6° dia – 6% (fun); 16° dia – 14% (fun); 19° dia – 10% (Zm), 14% (fun); 28° dia – 7% (fun); 39° dia – 9% (fun); 60° dia – 33% (fun)	S <sub>1</sub>
<i>Anabaena</i> sp. 3° dia – 8% (fun)	H <sub>1</sub>
<i>Oscillatoria</i> sp. 3° dia – 8% (fun)	Tc

No compartimento lateral (SC2) foram identificados 15 GF (X<sub>2</sub>, Y, D, A, C, P, F, X<sub>1</sub>, E, W<sub>s</sub>, S<sub>1</sub>, Lo, M, W<sub>2</sub> e W<sub>1</sub>), exceto o GF M (*Microcystis* sp.), todos foram também observados na estação próxima à barragem (Tabela 6). Dentre os GF, S<sub>1</sub>, X<sub>1</sub> e Y apresentaram maior contribuição à densidade. O GF S<sub>1</sub>, foi responsável pelo máximo valor de densidade observado (3.795 ind.mL<sup>-1</sup>) no primeiro dia do represamento deste compartimento, quando *Planktolynghya limnetica*, contribuiu com 72% para este. No entanto, sua contribuição no restante do período foi inexpressiva (Figura 12b).

O GF X<sub>1</sub>, representado principalmente por *Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium komarkovae*, *Monoraphidium arcuatum* e *Chlorococcum* sp, táxons nanoplanctônicos, esteve

presente durante todo o período, apresentando maior contribuição à densidade entre o 4° e o 10° dias, com valor máximo de 1.768 ind.mL<sup>-1</sup> no 7° dia. O GF **Y**, representado por *Cryptomonas marssonii* e *Cryptomonas* sp, apresentou melhor desenvolvimento entre o 7° e o 10° dia, sendo o valor máximo, 1.500 ind.mL<sup>-1</sup>, registrado no 7° dia (Figura 12b).

O GF **X<sub>2</sub>**, representado por flagelados nanoplanctônicos, apresentou maior contribuição aos valores de densidade ao final do enchimento deste compartimento, entre o 28° e o 35° dia, quando apresentou contribuição de 40% e 35%, respectivamente, com maior abundância de *Chroomonas acuta* (Tabela 6).

No compartimento lateral (SC2), como também observado para a região próxima à barragem, o fitoplâncton foi constituído em sua maioria por organismos unicelulares. Os organismos coloniais, representados principalmente pelos GF **M** e **F**, apresentaram maior contribuição aos valores de densidade no final do período, 35° e 42° dia. O GF **F**, representado por *Eutetramorus fotti* apesar de ter ocorrido em baixa densidade, foi responsável por 32% e 53% dos valores deste atributo no 35° e 42° dia, respectivamente. O GF **M**, representado por *Microcystis aeruginosa*, apresentou contribuição de 88% no 35° dia (1194 ind.mL<sup>-1</sup>). Apesar de terem coexistido no 35° dia, o GF **F** apresentou maior densidade à superfície, enquanto que o GF **M** ocorreu com maior número de organismos no limite da zona eufótica (Tabela 6).

Para avaliar a distribuição temporal e espacial das espécies fitoplanctônicas, foram utilizados os dois primeiros eixos da DCA aplicada aos valores de densidade dos GF fitoplanctônicos para as duas estações de amostragem.

Para a estação SC1, os escores dos dois primeiros eixos da DCA (autovalores  $\lambda_1=0,47$ ,  $\lambda_2=0,35$ ) mostraram baixa diferenciação dos valores de densidade dos GF fitoplanctônicos entre as profundidades de amostragem para a região próxima à barragem (Figura 13a). Esta análise evidenciou a formação de um gradiente temporal, sendo possível observar que os primeiros dias do enchimento foram discriminados à direita no diagrama, caracterizados de forma expressiva pelos GF **X<sub>2</sub>**, **Y**, **K** e **C** (Figura 13b), todos compostos por organismos nanoplanctônicos. Os 53° e 60° dias aparecem discriminados no diagrama em função do GF **F**, representado por organismos coloniais microplanctônicos, que ocorreram apenas neste período. À esquerda do diagrama situou-se o 25° dia do enchimento, quando foi registrado o máximo valor de densidade, caracterizado pelos GFs **X<sub>1</sub>** e **W<sub>1</sub>**.

O segundo eixo da DCA esteve relacionado com a distribuição vertical dos grupos funcionais. Os GFs **Tc** e **A**, que aparecerem discriminados no diagrama, referem-se a diatomáceas que ocorreram em baixa densidade, apenas no fundo. O GF **S<sub>1</sub>** refere-se às cianobactérias filamentosas que ocorreram por toda a coluna de água apenas no 1° dia, enquanto que os demais

GFs ocorreram nas profundidades que compreenderam a zona eufótica durante todo o período (Figura 13b).

Tabela 6 - Abundância relativa das principais espécies enquadradas em grupos funcionais (GF) do fitoplâncton no compartimento lateral formado pelo córrego Caracu (SC2), durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Paraná, Brasil (sup – Superfície, Zeu – limite da zona eufótica, Zm – limite da zona de mistura, fun – fundo).

<b>Espécies fitoplanctônicas</b>	<b>GF</b>
<i>Chroomonas acuta</i> 22° dia – 20% (sup); 28° dia – 40% (sup), 39% (Zeu); 35° dia – 37% (sup); 42° dia – 25% (sup).	X <sub>2</sub>
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> 10° dia – 6% (sup); 22° dia – 13% (sup); 28° dia – 15% (sup), 6% (fun); 35° dia – 8% (sup).	
<i>Chlamydomonas</i> sp. – 4° dia – 12% (fun)	
Chlorophyceae flagelada não identificada 10° dia – 6% (Zeu)	
<i>Cryptomonas</i> sp. 11/05 – 8% (sup); 7o dia – 10% (sup); 10o dia – 38% (sup); 14o dia – 38% (sup), 25% (fun); 22° dia – 25% (sup); 28° dia – 25% (sup), 24% (Zeu); 35° dia – 15% (sup).	Y
<i>Cryptomonas marssonii</i> 4° dia – 32% (fun); 10° dia – 27% (Zeu); 28° dia – 9% (Zeu), 21% (fun); 42° dia – 13% (sup).	
<i>Synedra</i> sp. 28° dia – 21% (fun); 45° dia – 10% (fun)	D
<i>Nitzschia</i> sp. 7° dia – 5% (Zm)	
<i>Cyclotella</i> sp. 4° dia – 28% (fun)	A
<i>Aulacoseira alpigena</i> 28° dia – 5% (sup), 6% (fun); 45° dia – 6% (sup)	C
<i>A. granulata</i> 28° dia – 10% (fun)	P
<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> 22° dia – 17% (sup)	
<i>Eutetramorus fotti</i> 28° dia – 6% (sup); 35° dia – 32% (sup); 45° dia – 53% (sup)	F
<i>Monoraphidium contortum</i> 4° dia – 18% (sup); 7° dia – 43% (sup), 25% (Zm); 10° dia – 36% (sup), 36% (Zeu); 14° dia – 17% (sup), 55% (fun); 22° dia – 8% (sup).	X <sub>1</sub>
<i>Monoraphidium komarkovae</i> 4° dia – 27% (sup); 7° dia – 29% (sup), 23% (Zm)	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> 28° dia – 6% (fun)	
<i>Chlorococcum</i> sp. 28° dia – 16% (Zeu); 42° dia – 29% (fun)	
<i>Closteriopsis</i> sp. 28° dia – 10% (fun)	
<i>Mallomonas</i> sp. 4° dia – 10% (sup)	E
<i>Synura</i> sp. 4° dia – 9% (sup)	W <sub>s</sub>
<i>Planktolyngbya limnetica</i> 1° dia – 72% (sup); 7° dia – 7% (Zm); 42° dia – 19% (fun)	S <sub>1</sub>
<i>Pseudanabaena limnetica</i> 7° dia – 9% (Zm); 28° dia – 15% (fun); 42° dia – 19% (fun)	
<i>Merismopedia tenuissima</i> 10° dia – 5% (Zeu)	Lo
<i>Merismopedia danubiana</i> 7° dia – 6% (Zm)	
<i>Microcystis aeruginosa</i> 28° dia – 6% (fun); 35° dia – 88% (Zeu).	M
<i>Strombomonas</i> cf. <i>deflandrei</i> 45° dia – 10% (fun)	W <sub>2</sub>
<i>Strombomonas fluviatilis</i> 45° dia – 13% (fun)	
<i>Gonium</i> sp. 1° dia – 6% (sup); 4° dia – 9% (sup)	W <sub>1</sub>

A Correlação de Spearman, aplicada entre os eixos 1 e 2 da DCA e as variáveis abióticas discriminadas no eixo 1 da PCA (Tabela 7) da estação SC1, mostrou correlação negativa e significativa entre o eixo 1 da DCA com as concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, enquanto o eixo 2 da DCA esteve correlacionado positivamente com o pH e o OD.

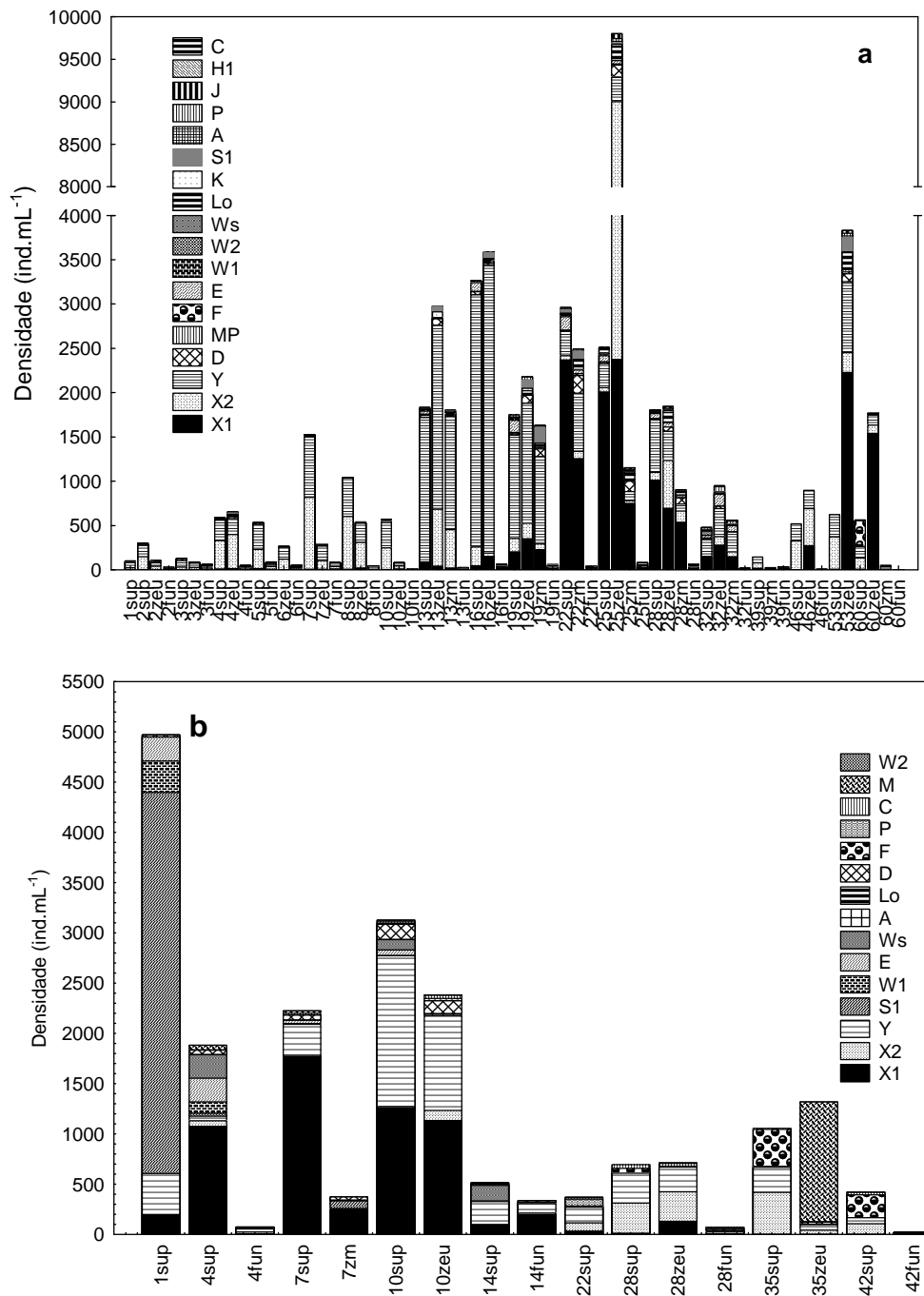


Figura 11. Variação da densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão), Paraná, Brasil: a - Estação SC1 (região próxima à barragem), b - Estação SC2 (compartimento lateral).

Tabela 7: Correlações de Spearman significativas ( $p < 0,05$ ) entre os eixos 1 e 2 da DCA e as variáveis abióticas que formam o eixo 1 da PCA., para a região próxima à barragem (SC1)

Eixos	DCA1	DCA2
$\text{NH}_4^+$	-0,56	-
pH	-	0,34
OD	-	0,44

Para o compartimento lateral (SC2), os escores dos dois primeiros eixos da DCA (autovalores  $\lambda_1 = 0,99$ ,  $\lambda_2 = 0,82$ ) mostraram que a distribuição dos GFs foi diferenciada entre as profundidades de coleta, evidenciando a ocorrência de um gradiente espacial. No entanto, a ocorrência exclusiva do GF **M** no 35º dia, com alto valor de densidade no limite da zona eufótica, causou distorção no resultado da análise, atribuindo maior variação dos dados ao gradiente espacial.

Quando desconsiderado o GF **M**, os escores dos dois primeiros eixos da DCA (autovalores  $\lambda_1 = 0,72$ ,  $\lambda_2 = 0,28$ ) mostraram que o padrão de distribuição dos GF foi diferenciado no decorrer do enchimento do reservatório, evidenciando gradiente temporal de variação da densidade (Figura 14). As unidades amostrais do início do enchimento estiveram discriminadas à direita do diagrama, em que os GF **S<sub>1</sub>**, **W<sub>2</sub>**, **W<sub>1</sub>** e **Lo** ocorreram exclusivamente nos primeiros dias do enchimento, e em baixa densidade. Os GF **X<sub>1</sub>**, **Y**, **E**, **Ws** posicionados ao centro do diagrama, estiveram representados durante todo o estudo, com maiores valores de densidade entre o 4º e o 10º dias do enchimento. Enquanto os GF **X<sub>2</sub>** e **F** posicionados à esquerda do diagrama foram mais representativos no final do período de enchimento, com baixo número de indivíduos. O diagrama não indicou um conspícuo padrão de distribuição vertical dos GFs.

Os resultados da Correlação de Spearman (Tabela 8) indicaram correlação positiva do eixo 1 da DCA com o  $\text{NH}_4^+$  e negativa entre o eixo 1 da DCA e a temperatura da água.

Tabela 8: Correlações de Spearman significativas ( $p < 0,05$ ) entre os eixos 1 e 2 da DCA e as variáveis abióticas que formaram os eixos 1 e 2 da PCA, para o compartimento lateral (SC2)

Eixos	DCA1	DCA2
$\text{NH}_4^+$	0,49	-
Tº H <sub>2</sub> O	-0,62	-

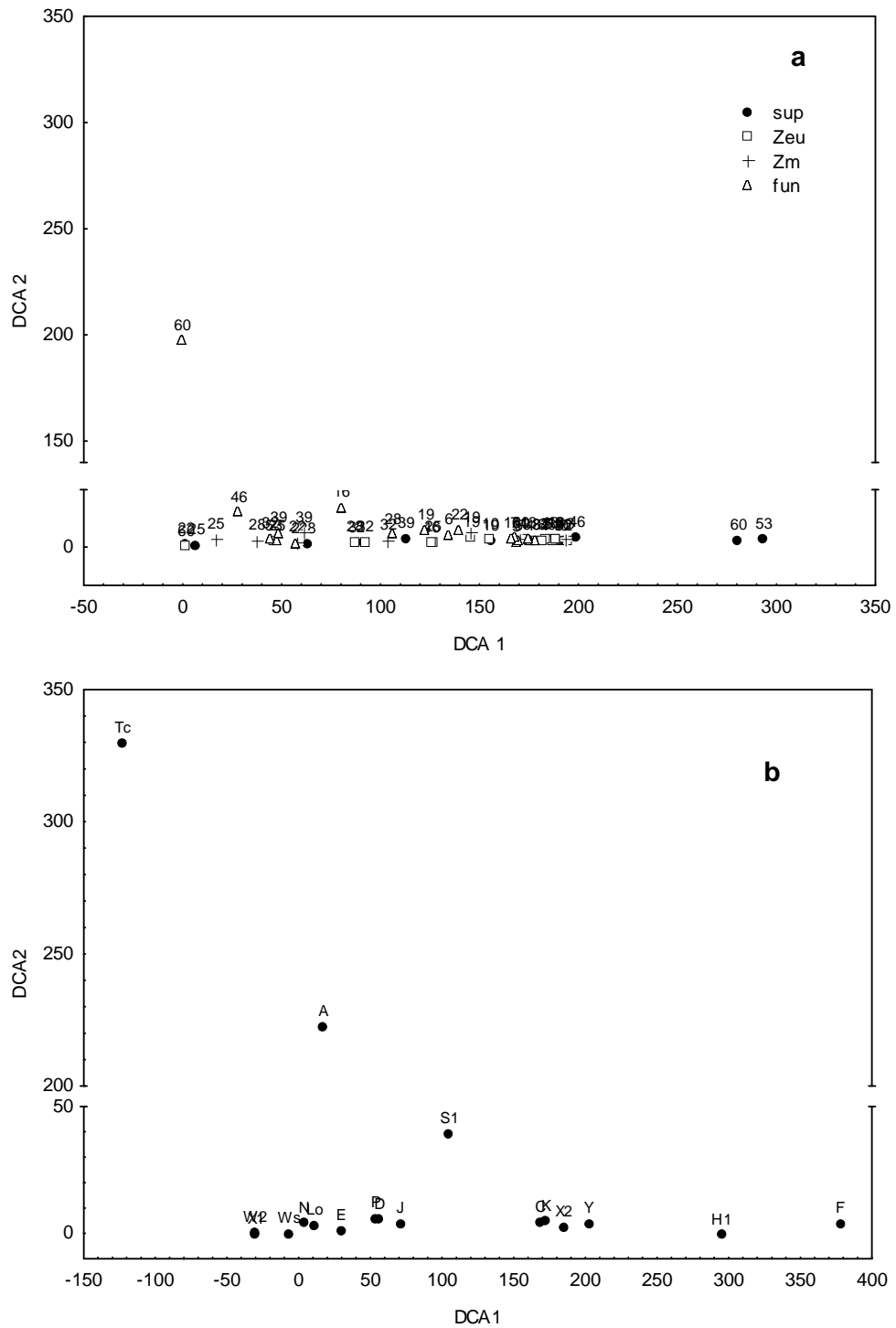


Figura 12: Dispersão dos escores da DCA aplicada aos dados de densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos da região próxima à barragem (SC1). a) Dispersão dos escores dos dias de enchimento do reservatório ao longo dos dois primeiros eixos da DCA, b) Dispersão dos escores dos Grupos Funcionais ao longo dos dois primeiros eixos da DCA.

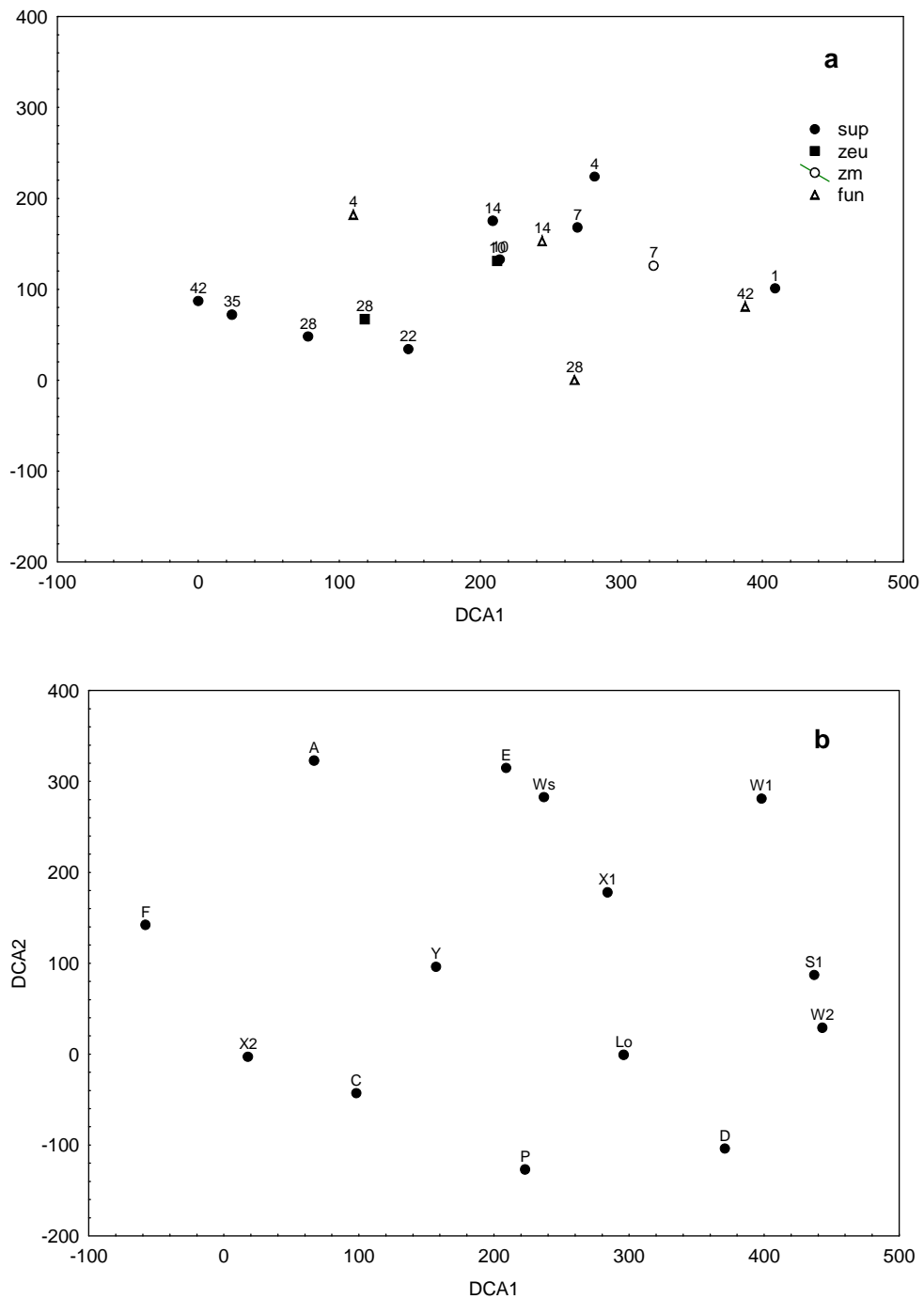


Figura 13: Dispersão dos escores da DCA aplicada aos dados de densidade dos grupos funcionais fitoplancônicos do compartimento lateral (SC2), retirado o efeito do GF M. a) Dispersão dos escores dos dias de enchimento do reservatório ao longo dos dois primeiros eixos da DCA, b) Dispersão dos escores dos GF ao longo dos dois primeiros eixos da DCA.



#### 4. Discussão

O represamento do rio Jordão provocou modificações na hidrodinâmica do ambiente com conseqüentes alterações nas características limnológicas. Quando comparado à fase pré-represamento, foi verificado diminuição da turbidez e aumento na disponibilidade de fósforo e nitrogênio total e de suas frações inorgânicas.

Durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, os valores de pH praticamente não sofreram alteração, da mesma forma que os valores de condutividade elétrica apresentaram leve incremento com tendências à diminuição no decorrer do período. Provavelmente, a retirada da maior parte da vegetação arbórea da área de influência do reservatório, contribuiu para a manutenção das condições de qualidade hídrica do ambiente. Ainda assim, a decomposição de herbáceas e da serrapilheira, além da liberação de nutrientes do solo inundado contribuíram para a existência de alguns episódios de anaerobiose no hipolímnio que ocorreram concomitantemente ao aumento da profundidade ao longo do período de enchimento. Mesmo reservatórios construídos em área degradada (Agostinho & Gomes, 1997; Thomaz *et al.* 2001; Figueiredo, 2007) ou em região de cerrado (Matsumura-Tundisi, 2006; Figueiredo, 2007), que possuem naturalmente menor quantidade de material vegetal de fácil decomposição a ser inundado, apresentaram, durante a fase de represamento, aumento do grau de trofia e episódios de anoxia no hipolímnio, além de alterações severas em outras variáveis limnológicas. Graves problemas de manejo e manutenção da qualidade da água, mesmo anos após o enchimento, foram associados à decomposição da matéria orgânica vegetal remanescente na área de influência de reservatórios (Matsumura-Tundisi *et al.* 1991; Moreno, 1996; Magrin & Matsumura-Tundisi, 1997; Fearnside, 2001; Sternberg, 2006, Zeng *et al.*, 2007).

A PCA aplicada às variáveis físicas e químicas das duas estações de amostragem, selecionou como variáveis melhor correlacionadas a razão  $Z_{eu}/Z_m$ , os nutrientes, o OD, o pH, a condutividade elétrica e a temperatura da água. Todas apresentaram autovalores muito próximos, indicando interdependência entre si, sendo suas variações, provavelmente, função das alterações hidrodinâmicas ocorridas no período. Durante o enchimento de um reservatório, o volume de água do rio, o tempo de residência dessa água e a quantidade de material orgânico que fica retido em seu compartimento principal controlam os processos físicos e químicos nesta fase da vida do ambiente (Straskraba & Tundisi, 1999). A interação

destes fatores pode dificultar o reconhecimento das funções de força que controlam possíveis padrões limnológicos durante a fase de enchimento de reservatórios (Figueiredo, 2007).

O material particulado carregado pelo rio Jordão e o revolvimento do material do solo inundado, refletidos nos valores de turbidez, fizeram com que a profundidade da Zeu fosse, na maior parte do período, menor que a profundidade de Zm. Assim, a Zeu representou uma pequena fração da coluna de água à medida que a profundidade do reservatório aumentou no decorrer do enchimento.

Apesar da interdependência entre as variáveis ambientais, a razão Zeu/Zm, parece ter influenciado mais fortemente a densidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica durante a fase de enchimento, nas duas estações de amostragem. O maior valor de densidade registrado em SC1 ocorreu após 10 dias em condições de Zeu=Zm, da mesma forma que o segundo maior valor de densidade, observado no 53º dia, ocorreu logo após o único registro de Zeu>Zm (46º dia). O mesmo comportamento foi observado em SC2, onde o maior valor de densidade ocorreu no 1º dia do enchimento, quando foi registrado o maior valor para Zeu/Zm. Por outro lado, os menores valores de densidade, ocorreram concomitantemente aos menores valores de Zeu/Zm, indicando que o fitoplâncton teve seu desenvolvimento limitado por luz (Silva et al. 2005; Figueiredo, 2007; Pivato *et al.* 2006; Borges et al. 2008 a,b).

Em condições de baixa incidência luminosa, o fitoplâncton direciona parte de sua energia na adequação do aparato fotossintético para as condições de penumbra, energia esta que em condições favoráveis seria destinada ao crescimento e reprodução. O grau de limitação no crescimento sofrido pela comunidade fitoplanctônica, por deficiência luminosa, depende, deste modo, de quanto tempo os organismos permanecem na zona afótica ou de quantas vezes passem por esse processo durante a circulação da água (Harris, 1986; Kimmel *et al.*, 1990; Reynolds, 1997). Como a profundidade de Zm foi, na maior parte do período, superior a profundidade de Zeu, esta condição provocou estresse adaptativo à comunidade, dificultando seu crescimento. Quando analisada a variação vertical da densidade fitoplanctônica, nas duas estações de amostragem, foram registrados maiores valores dentro da zona eufótica.

A análise da composição da comunidade fitoplanctônica anterior ao represamento do rio mostrou que, apesar de apresentar grande número de espécies de diatomáceas meroplanctônicas, ambos os ambientes (rio Jordão e o rio Caracu) carregavam inóculos de algas adaptadas à menor velocidade de corrente. As severas limitações ambientais impostas pelo início do enchimento do reservatório dificultaram o estabelecimento do fitoplâncton no ambiente recém-formado. No decorrer do enchimento, a diminuição da turbulência, o

aumentado tempo de residência e o incremento nas concentrações de nutrientes devem ter contribuído para o desenvolvimento algal nas duas estações de amostragem, o que proporcionou o aumento do número de táxons, e dos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica, quando comparados ao período pré-enchimento.

Tanto para a estação próxima à barragem (SC1) quanto para o compartimento lateral (SC2), os períodos em que ocorreram os menores valores de  $Z_{eu}/Z_m$  favoreceram principalmente as criptofíceas e as clorofíceas flageladas (*Chlamydomonas* sp., *Chlamydomonas* sp1., *Chlamydomonas* sp2., *Pyramimonas* sp. e uma Chlorophyceae flagelada não identificada), que são adaptadas a uma ampla gama de condições ambientais inclusive turbulência e baixa luminosidade. Nos períodos em que houve aumento nos valores  $Z_{eu}/Z_m$  e maior estabilidade térmica da coluna de água (a partir do 14º dia do enchimento), clorofíceas cocóides (*Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium griffithii*, *Schroederia setigera* e *Chlorococcum* sp.) resistentes à turbulência, porém exigentes quanto à disponibilidade luminosa e de nutrientes, tiveram seu desenvolvimento favorecido. Composição taxonômica similar e mesmo comportamento quanto à abundância dos grupos fitoplanctônicos em relação à hidrodinâmica e a disponibilidade luminosa foi observada por Huisman *et al.* (2004) para um lago urbano e por Figueiredo (2007) no enchimento dos reservatórios de Manso e Jauru (MT).

De acordo com os critérios de Vollenweider (1968), o rio Jordão antes do barramento apresentou-se mesotrófico quanto às concentrações de nitrogênio inorgânico e fósforo total. Durante o enchimento do reservatório, foi mantida a tendência de nível trófico, no entanto, utilizando o biovolume fitoplanctônico como parâmetro, segundo este mesmo autor, o reservatório passa a apresentar características oligotróficas. Essa discrepância deve-se a instabilidade física da coluna de água durante o enchimento do reservatório, que dificultou o desenvolvimento fitoplanctônico, apesar das condições favoráveis de nutrientes. Figueiredo (2007) estudando o reservatório de Manso (MT) encontrou a mesma relação entre o nível trófico e a comunidade fitoplanctônica. No reservatório de Lageado (TO), apesar do mesmo ter sido classificado como oligotrófico durante o enchimento, para o fósforo e o nitrogênio, ocorreram florescimentos de cianobactérias, que deram início ao processo de eutrofização (Pereira, 2002).

Como a fase de enchimento de um reservatório é um período de rápidas e intensas transformações (Straskraba, 1999; Agostinho *et al.*, 2007), o nível trófico nesta fase da vida do reservatório é transitório. Como o tempo de renovação da água (TR) é longo no decorrer do enchimento de reservatórios, além da lixiviação do solo e da decomposição da vegetação

submersa, contribui para as flutuações do nível trófico, o desenvolvimento sucessivo de um grande número de organismos (Strasktaba, 1999). Durante este período no reservatório de Santa Clara, provavelmente, apenas a forma lábil (folhas e serrapilheira) do material vegetal submerso tenha sido decomposta, tendo ocorrido, possivelmente, aporte lento e contínuo de nutrientes.

O declínio das populações fitoplanctônicas entre o 28º e o 46º dia do enchimento, na estação SC1, pode estar relacionado a eventos de perda da comunidade, como mortalidade natural das populações, diluição e herbivoria, visto não terem ocorrido modificações expressivas no suprimento de nutrientes, na estabilidade física da coluna de água ou na disponibilidade luminosa neste período. Takahashi (2008), estudando a estrutura da comunidade zooplanctônica no reservatório de Santa Clara, paralelamente ao desenvolvimento deste trabalho, destaca o desenvolvimento do zooplâncton a partir do 22º dia do enchimento, favorecido pela maior estabilidade física da coluna de água e pela disponibilidade alimentar (bactérias e algas).

Imediatamente após, ao 53º dia, na região próxima à barragem, foi observada a substituição das espécies de *Monoraphidium* por *Chlorococcum* sp., que apesar de ter ocorrido em menor densidade, tornou-se dominante, provavelmente favorecida pela diminuição na competição por recursos. No final do enchimento, foi registrada a dominância em biovolume de clorofíceas coloniais, *Eutetramorus fotti* (46º e 60º dia) e *Coenochloris mucolamellata* (53º dia) características de final do período de sucessão. Estas foram, provavelmente, favorecidas pelos menores requerimentos nutricionais, pela maior capacidade de fluabilidade e por serem menos susceptíveis à predação (Reynolds, 2006). No reservatório de Balbina (Moreno, 1996), a composição e a substituição de espécies fitoplanctônicas durante a fase de enchimento, esteve intimamente relacionada aos eventos de circulação da coluna de água, em que organismos coloniais ocorreram em períodos de estratificação térmica.

No compartimento lateral (SC2), os valores médios de densidade e biovolume celular fitoplanctônicos foram inferiores aos registrados para a estação próxima à barragem, a diminuição nos valores de densidade no decorrer do enchimento do compartimento ocorreu concomitantemente à diminuição das concentrações de  $PO_4^-$ . No entanto, a comunidade fitoplanctônica apresentou a mesma dinâmica de substituição de espécies e resposta às variações de luz e dinâmica da coluna de água observada para a região próxima à barragem.

Fortes chuvas que caíram por toda a bacia hidrográfica, entre o 53º e o 60º dia do enchimento, contribuíram para que o reservatório atingisse sua cota máxima rapidamente

(Takahashi, 2008), sendo os volumes excedentes de água lançados a jusante pelo vertedouro, o que explicaria os baixos valores de biomassa fitoplanctônica registrados à superfície.

No período pré-enchimento os grupos funcionais registrados descreveram um ambiente lótico mesotrófico. Com o represamento do rio Jordão e conseqüente aumento do tempo de residência da água houve substituição nos grupos funcionais dominantes em densidade nas duas estações de amostragem, que passaram a descrever um ambiente lêntico com disponibilidade de nutrientes, porém instável hidrológica e termicamente.

A fase de enchimento do reservatório fez com que fossem reproduzidas, inicialmente, as condições de um lago natural raso, mesotrófico e termicamente dinâmico. Os Grupos Funcionais (GFs), propostos por Reynolds *et al.* (2002) e Padisák *et al.* (2009) foram bons descritores da sucessão de eventos físicos e químicos que ocorreram durante a fase de enchimento do reservatório, para ambas as estações de amostragem. A distribuição temporal e espacial dos GFs em resposta ao enchimento do reservatório, observados nos resultados das DCAs, reafirma a validade da sua utilização nesta fase da vida de reservatórios.

Em ambas as estações de amostragem os GFs **Y**, **X<sub>2</sub>** e **X<sub>1</sub>**, todos compostos por organismos nanoplânctônicos oportunistas, foram os que apresentaram maior contribuição aos valores de densidade durante todo o período de enchimento do reservatório.

Os representantes do GF **Y** toleram baixa intensidade luminosa e são adaptados a um amplo espectro de habitats, sendo capazes de coexistir com vários grupos funcionais (Reynolds *et al.* 2002; Padisak *et al.* 2003). Juntamente com representantes do GF **X<sub>2</sub>**, podem tornar-se dominantes, em condições de forte pressão de herbivoria, por possuírem alta taxa de reprodução e conseguirem sobreviver e manter o estoque da população (Padisak *et al.* 2003).

Apesar de **X<sub>1</sub>** e **X<sub>2</sub>** serem separados pelas condições de trofia do ambiente, eutrófico e mesotrófico, respectivamente (Reynolds *et al.* 2002), no presente estudo a disponibilidade de luz e a instabilidade física da coluna de água provavelmente foram as principais responsáveis por sua variação durante o período de estudo. Ambos caracterizam ambiente raso, enriquecido e com desestratificação térmica. Em sua maioria, o GF **X<sub>1</sub>** esteve representado por organismos cocóides (principalmente Chlorococcales) e **X<sub>2</sub>** por pequenos flagelados (principalmente Chlorophyceae e Cryptophyceae).

Da mesma forma, os GFs, aplicados aos dados de densidade da comunidade fitoplânctônica para a fase de enchimento do reservatório de Jaurú foram considerados eficientes descritores das condições ambientais. Nesse reservatório, os períodos de disponibilidade de nutrientes e dinâmica hídrica foram descritos pelos GFs **Y**, **X<sub>1</sub>** e **X<sub>2</sub>**,

enquanto que os períodos de estabilidade da coluna de água foram caracterizados pelo GF G (Figueiredo, 2007).

O elevado número de GF registrados e sua rápida substituição durante o período do enchimento do reservatório, o que foi detectado principalmente na estação SC1, traduzem a grande dinâmica das condições físicas e químicas da água, refletindo o profundo estresse adaptativo ao qual a comunidade fitoplanctônica esteve exposta durante esse período. Desta forma, espécies oportunistas foram favorecidas durante a maior parte do enchimento. Com o aumento da estabilidade física no decorrer do período, predominou a competição por recurso entre as espécies, dando início a eventos de sucessão. No entanto, ao final do período, com a ocorrência de vazões vertidas, a lâmina superficial de água foi perdida a jusante e com ela boa parte dos organismos planctônicos. Este evento imprimiu novo distúrbio hidrodinâmico à comunidade fitoplanctônica, impedindo que estágios sucessionais maduros fossem atingidos.

## 5. Considerações finais

O padrão de distribuição de espécies, densidade e biomassa apontaram para uma diferenciação entre os dias de amostragem ao longo do período de enchimento, possibilitando o reconhecimento de gradiente temporal em função do aumento da profundidade e da ocorrência de estratificação térmica no reservatório. A razão  $Z_{eu}/Z_m$  foi o principal fator determinante da composição e do padrão de distribuição vertical da densidade e biomassa fitoplanctônicas em que principalmente espécies nanoplanctônicas oportunistas foram favorecidas. Os GF fitoplanctônicos foram capazes de caracterizar o período de transição de ambiente lótico para lêntico, refletindo a dinâmica ambiental característica desta fase da vida do reservatório, confirmando a hipótese inicial elaborada.

No entanto, a persistência da estrutura fitoplanctônica (composição, densidade e biomassa fitoplanctônicas) observada durante o enchimento, nas fases de estabilização e maturidade do reservatório de Santa Clara, dependerá do tempo de residência da água e da ocupação da bacia de drenagem. As características morfométricas, assim como o TR estimado em 76 dias, e a localização do reservatório em região de clima subtropical úmido, em que não há estação seca, provavelmente dificultem o processo de eutrofização e o desenvolvimento massivo de cianobactérias. Estas, apesar de terem ocorrido no reservatório, não se estabeleceram com sucesso durante o período de enchimento.

Para a manutenção dos usos múltiplos do reservatório de Santa Clara, faz-se necessária a utilização de toda a bacia hidrográfica como unidade básica do gerenciamento, com atenção especial à ocupação urbana e a agropecuária, que são os principais contribuintes da carga de fósforo afluente e responsáveis pelo nível trófico do reservatório. Por meio do monitoramento contínuo das variáveis físicas e químicas da água e da comunidade fitoplanctônica, será possível traçar cenários preditivos que deverão servir como subsídio ao gerenciamento integrado da bacia de drenagem do reservatório, de modo a se evitar o processo de eutrofização deste corpo de água.

## 6. Referências

- Ackerman, W. C., White, G.F. & Worthington, E.B. 1973. Man-Made lakes: their problems and environmental effects. American Geophysical Union, Washington DC, 847 p.
- Agostinho, A. A. & Gomes, L.C. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá. EDUEM. 387 p.
- Agostinho, A.A.; Miranda, L.E.; Bini, L.M.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M.; Suzuki, H.I. 1999. Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. (eds) Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 227-265.
- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M.; Gomes, L.C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L.C.; Pelicice, F.M. 2007. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem. 501p.
- American Public Health Association, 1995. APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th ed. Washington DC, 1268 pp.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments, *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 8: 255-283.
- Bazza, E.L. 1998. Flutuações na Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica Durante o Período de Enchimento do Reservatório de Corumbá . Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 22p.
- Bicudo, C. E. M. & Menezes, M. 2006. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (Chave para Identificação e Descrições) – 2ª Ed., São Carlos, RIMA, 489p.
- Bicudo, D.C.; Ferragut, C.; Crossetti, L.O.; Bicudo, C. E. M. 2005. Efeitos do represamento sobre a estrutura da Comunidade Fitoplanctônica do Reservatório de Rosana, Baixo Rio Paranapanema, Estado de São Paulo. In: Nogueira, M.G.; Henry, R.; Jorcín, A. (eds.) Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata, São Carlos, Editora Rima, 472 pp.
- Borges, P. A. F., Train, S. & Rodrigues, L. C. 2008 a. Estrutura do Fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum*, 30 (1): 57-65.
- Borges, P. A. F., Train, S. & Rodrigues, L. C. 2008 b. Spatial and Temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, 607:63-74.
- Companhia Paranaense de Energia Elétrica (COPEL) –, 2005. Disponível em: <http://www.copel.com>. Acessado em 15 de outubro de 2005.



- Fearnside, P.M. 2001. Environmental Impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned Lessons for Hydroelectric Development in Amazonia. *Environmental Management*, 27(3): 377-396.
- Figueiredo, D.M. 2007. Padrões Limnológicos e do Fitoplâncton nas Fases de Enchimento e de Estabilização dos Reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso). Tese (Doutorado): Universidade Federal de São Carlos, 264 p.
- Giné, M. F., Bergamin, H., Zagatto, E.A.G. & Reis, B.F. 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.
- Golterman, H. L.; CLYMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M. 1978 *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2 ed. IBP. Oxford, Blackwell Scientific Publication.
- Harris, G. P. 1986. *Phytoplankton Ecology, Structure, Function and Fluctuation*. Chapman and Hall. London. 384p.
- Hilebrand, H. Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, D. & Zohaty, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.
- Huisman, J.; Sharples, J.; Stroom, J. M.; Visser, P. M.; Kardinaal, W. E. A.; Verspagen, J. M. H.; Sommeijer, B. 2004. Changes in Turbulent Mixing shift competition for Light Between Phytoplankton Species, *Ecology*, 85 (11): 2960-2970.
- Jackson, D. 1993. Stopping rules in principal component analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology*, 74: 2204-2214.
- Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F. & Van Tongeren, G. F. R. 1995. *Data Analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, New York, 299 p.
- Kimmel, B.L.; Lind, O.T. & Paulson, L.J. 1990. Reservoir Primary Production, In: Thorton, K.W., Kimmel, B. & Payne, F.E.(eds.) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley-Interscience Publication :133-193.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4.Nostocales. *Archive für Hydrobiologie Suppl.* 82 (3) (Algological Studies 56): 247-345.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München: 1-759
- Koroleff, K. 1978. Determination of Ammonia. In: Grasshoff, K.; Kremling, E. (eds.), *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Maack, R. 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. 2ª ed. Rio de Janeiro: J. Olympo, Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná. 442p.

- MacCune, B. & Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.01. MjM Software. – Glenden Beach, Oregon, 126pp.
- Mackereth, F. Y. H., Heron, J.R. & Tailing, J.F. 1978. Water analysis: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association Scientific Publication.
- Magrin, A. G. E. & Matsumura-Tundisi, T. 1997. Phytoplankton assemblages in the Samuel Reservoir (Rondônia State, Brazil) during the filling phase. *Internationale Vereinigung. für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26: 529-534.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona, Editora Omega, 1010 p.
- Marinho, M.M.; Huszar, V.L.M. & Sampaio-Pinto, G.F. 1993 Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica da Lagoa Juturnaíba, Araruama, RJ, Brasil: Uma Comparação entre os Períodos Anterior e Posterior à Construção da Barragem no Rio São João. *Revista Brasileira de Biologia*, 53(3): 453-467.
- Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J.G.; Saggio, A.; Oliveira Neto, A.L.; Espíndola, E.G. 1991. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. *Internationale Vereinigung. für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 1482-1488.
- Matsumura-Tundisi, J. E. 2006. Indicadores da qualidade da bacia hidrográfica para gestão integrada dos recursos hídricos. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do Médio Tocantins (TO). Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 152p.
- Moreno, I.H. 1996. Estrutura da Comunidade Planctônica do Reservatório da UHE-Balbina (Floresta Tropical Úmida – Amazonas) e sua Relação com as Condições Limnológicas Apresentadas na Fase de Enchimento e Pós-enchimento (1987-1990). Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 229p.
- Naselli-Flores, L. & Barone, R. 1994. Relationship Between Trophic State and Plankton Community Structure in 21 Sicilian Dam Reservoirs. *Hydrobiologia*. 275/276: 197-205.
- Padisák, J., Borics, G., Fehér, G., Grigorszky, I., Oldal, I., Schmidt, A. & Zambóné-Doma, Z. 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia* 502: 157-168.
- Padisák, J., Crossetti, L. O. & Naselli-Flores, L. 2009. Use and Misuse in the Application of the Phytoplankton Functional Classification: a Critical Review With Updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.
- Pereira, V.L.R. 2002. A limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da usina hidroelétrica Luiz Eduardo Magalhães – UHE Lajeado Tocantins. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 262p.
- Petr, T. 1978. Tropical man-made lakes – their ecological impact. *Archiv für Hydrobiologie* 81(3): 368-385.
- Pivato, B. M.; Train, S. & Rodrigues, L. C. 2006. Dinâmica nictemeral das assembléias fitoplanctônicas em um reservatório tropical (reservatório de Corumbá, Estado de Goiás,

Brasil), em dois períodos do ciclo hidrológico. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 28 (1): 19-29.

Reviere, B. 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.

Reynolds, C. S. 1997. *Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Oldendorf. Ecology Institute. 384 p.

Reynolds, C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 537 p.

Reynolds, C. S., Huszar, V.L.M., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.

Rodrigues, L. C.; Train, S.; Pivato, B. M.; Bovo, V.M.; Borges, P. A. F. & Jati, S. 2005. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (org.) . *Biocenoses em Reservatórios*, São Carlos, Editora Rima, p. 57-72.

Silva, C. A.; Train, S & Rodrigues, L.C. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, 537: 99-109.

Statistic. 1996. Evanston, Systat Inc.

Sternberg, R. 2006. Damming the River: a Changing Perspective on Altering Nature. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 10: 165-197.

Straskraba, M. 1999. Retention Time as a Key Variable of Reservoir Limnology In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. (eds.) *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 385-410.

Straskraba, M. & Tundisi, J. G. 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. (eds.) *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 565-583.

Sun, J. & Liu, D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25(11): 1331-1346.

Takahashi, E. M. 2008. Efeitos do Represamento sobre a Estrutura e Dinâmica da Comunidade Zooplânctônica. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 83 p.

Thomaz, S.M.; Pagioro, T.A.; Roberto, M.C.; Pierini, S.A.; Pereira, G. 2001. Padrões de Variação Espacial e Temporal de Fatores Limnológicos. In: Universidade Estadual de Maringá. *Nupelia/Furnas. Estudos Ictiológicos na área de influência do AHE Corumbá: Biologia e Ecologia de Peixes do reservatório de Corumbá: bases para o manejo*. Elaborado por Agostinho et al..Maringá. cap.2, p.15-38. Relatório técnico.

- Thornton, K.W. 1990. Sedimentary processes. In: Thornton, K. W.; Kimmel, B.L. & Payne, F.E. (eds.) *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons: New York, 195-208.
- Train, S.; Jati, S.; Rodrigues, L. C. & Pivato, B. M. 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (org.). *Biocenoses em Reservatórios*, São Carlos, Editora Rima, 73-85.
- Tundisi, J. G. 2005. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas- Estudos de Caso e Perspectivas. In: Nogueira, M.G.; Henry, R. & Jorcin, A. (eds.) *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos, RIMA, 1-22.
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J.E.M. 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4, Suppl.): 1133-1135.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9:1-38.
- Vollenweider, R. A.1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. Paris: Tech. Rep. DAS/CSI/58-27, 1-159.
- Ward, J. V. & Stanford. 1995. The Serial Discontinuity Concept: Extending the Model to Floodplain Rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 159-168.
- Zeng, H.; Song, L.; Yu Z. & Chen H. 2007. Post-Impoundment Biomass and Composition of Phytoplankton in the Yangtze River. *International Review of Hydrobiology*, 92: 267-280.

## Capítulo 2

---

*Relações entre o Fitoplâncton e o Zooplâncton durante a fase de enchimento de um reservatório subtropical brasileiro*

## Relações entre o Fitoplâncton e o Zooplâncton durante a fase de enchimento de um reservatório subtropical brasileiro

### Resumo

Com o objetivo de investigar as relações entre fitoplâncton e zooplâncton durante o período de enchimento de um reservatório subtropical (reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Paraná), foi elaborada a hipótese de que o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, ao término do enchimento do reservatório, período em que prevalecem características de ambiente lântico, tenha sido influenciada pela predação do zooplâncton. Para tanto, foram realizadas amostragens em curto intervalo de tempo, dentro da zona eufótica na região próxima à barragem. No início do enchimento (1º ao 19º dias) o crescimento fitoplanctônico foi controlado principalmente por fatores físicos (turbulência e disponibilidade luminosa). A instabilidade física da coluna de água e a baixa disponibilidade luminosa favoreceram espécies de alta razão superfície/volume, estratégia oportunista de crescimento e alta taxa de reprodução. Os grupos funcionais fitoplanctônicos (GFs) **Y**, **X<sub>2</sub>** e **X<sub>1</sub>**, compostos por algas nanoplanctônicas, coexistiram alternando-se como dominantes em densidade durante todo o período de enchimento do reservatório. Com o aumento da profundidade e estabilidade física da coluna de água (19º ao 60º dias) as comunidades planctônicas foram beneficiadas e o crescimento populacional fitoplanctônico passou a ser controlado principalmente pela herbivoria zooplanctônica. O desenvolvimento do zooplâncton foi conspícuo apenas após o 19º dia do enchimento, a partir do qual houve distinção temporal na predação, provavelmente resultante de diferentes requerimentos ambientais, como também da competição interespecífica por recurso. O zooplâncton mostrou-se seletivo quanto à herbivoria. Os cladóceros *Bosmina longirostris* Müller e *Bosminopsis deitersi* Richard, apresentaram-se melhor correlacionados ao período de maior densidade do GF **Y** (1º e o 16º dia) e os cladóceros *Ceriodaphnia silvestrii* Daday, *Moina minuta* Hansen e o rotífero *Ascomorpha ecaudis* (Perty), apresentaram-se melhor correlacionados ao período de maior densidade dos GF **X<sub>1</sub>** e **X<sub>2</sub>** (25º ao 60º dia). A aplicação da CCA parcial aos conjuntos de dados revelou que a interação entre as variáveis abióticas e a comunidade zooplanctônica influenciou em 84,27% a variação da densidade fitoplanctônica. Não houve influência pura das variáveis abióticas sobre a variação temporal e espacial dos GF fitoplanctônicos, sendo que o zooplâncton influenciou sozinho 13,87% desta variação. A interação de variáveis

abióticas e zooplâncton sobre o fitoplâncton indica que os conjuntos de variáveis ambientais foram expostos a uma única e intensa fonte de distúrbio – o enchimento do reservatório.

## **Phytoplankton – Zooplankton relationships during the filling phase of a Brazilian subtropical reservoir.**

### **Abstract**

Aiming to investigate the relationships between the phytoplankton and zooplankton during the filling of a subtropical reservoir (Santa Clara Reservoir, Jordão River, Paraná State), we predicted that, at the end of the reservoir filling when lentic characteristics prevail, the development of the phytoplankton community was influenced by zooplankton predation. Samplings were carried out with short time interval, in the region near the dam. At the beginning of the filling (1<sup>st</sup> to 19<sup>th</sup> day) the phytoplankton development was mainly controlled by physical factors (turbulence and light availability). The physical instability of the water column and the low availability of light favored species with high surface/volume ratio, opportunistic strategy of growth and high reproduction rate. The functional groups of phytoplankton (FGs) **Y**, **X<sub>2</sub>** and **X<sub>1</sub>**, compounded by nanoplanktonic algae, coexisted and alternated as dominant in density during the entire period of the reservoir filling. With the increase of the depth and physical stability of the water column (19<sup>th</sup> to 60<sup>th</sup> day), the planktonic communities were favored and the growth of phytoplankton population was mainly controlled by the zooplankton grazing. The zooplankton development was remarkable only after the 19<sup>th</sup> of the filling, from which there was temporal distinction in predation, probably due to the different environmental requirements and interspecific competition by resources. The zooplankton was selective regarding the grazing. The cladocerans *Bosmina longirostris* Müller and *Bosminopsis deitersi* Richard, were better correlated to the period with higher density of FG **Y** (1<sup>st</sup> and the 16<sup>th</sup> day) and the cladocerans *Ceriodaphnia silvestrii* Daday, *Moina minuta* Hansen and the rotifer *Ascomorpha ecaudis* Perty, were better correlated to the period with higher density of FG **X<sub>1</sub>** and **X<sub>2</sub>** (25<sup>th</sup> to 60<sup>th</sup> day). The Partial CCA revealed that the interaction between the abiotic variables and the zooplankton community influenced 84.27% of the variation in the phytoplankton density. There was no pure influence of abiotic variables on the temporal and spatial variation of the functional groups of the phytoplankton; and the zooplankton influenced 13.87% of this variation. The interaction of abiotic variables and zooplankton on the phytoplankton variation indicates that the set of environmental variables were exposed to a single and intense disturbance source – the reservoir filling.



## 1. Introdução

Os fatores abióticos exercem forte influência sobre a dinâmica de populações planctônicas e ainda hoje, é a principal função de força considerada em estudos limnológicos. No entanto, a dinâmica das populações planctônicas é também consequência de complexas interações entre os recursos ambientais e as necessidades, tolerâncias e competição por recurso de cada espécie (Branco & Senna, 1996; Reynolds, 2006). A ação concomitante de fatores bióticos como a competição e ou predação pode mascarar a ação de fatores abióticos sobre a dinâmica de populações planctônicas e dificultar um melhor entendimento das principais funções de força que direcionam os processos ecológicos nos ambientes aquáticos. Distinguir e identificar tais funções de força constitui, ainda hoje, um desafio para os limnólogos (Arcifa, 1999; Quinlan *et al.*, 2009).

Na busca pelo entendimento da dinâmica do fitoplâncton é importante considerar, além da habilidade de aproveitamento dos recursos e as taxas de crescimento de cada espécie, os processos de perda de densidade e biomassa, que incluem, além da morte fisiológica, perdas por sedimentação, lavagem hidráulica, diluição, herbivoria e ação de patógenos (bactérias, fungos e vírus). Dentre estes, as perdas por lavagem hidráulica, sedimentação e herbivoria são considerados os processos que agem mais fortemente sobre a comunidade fitoplanctônica (Harris, 1986; Reynolds, 2006).

A transferência de energia na teia trófica em ambientes aquáticos está ligada a dois fatores principais: (i) Controle por fatores ascendentes (*bottom-up*), no qual, a partir da disponibilidade de recursos, ocorre competição entre as espécies fitoplanctônicas com transferência de energia aos níveis tróficos seguintes e (ii) o controle por fatores descendentes (*top-down*), no qual o repasse de energia ocorre através da predação por um nível mais elevado na cadeia trófica (McQueen *et al.*, 1986). As relações tróficas, no entanto, são complexas e podem ocorrer interações entre predador e presa capazes de alterar a abundância, biomassa ou produtividade de uma população, comunidade ou mesmo nível trófico em mais de um elo da teia alimentar, as chamadas Cascatas Tróficas (Carpenter *et al.*, 1985). Devido a esse efeito, a presença de peixes planctófagos pode, ao predação o zooplâncton, determinar um grande acúmulo de biomassa fitoplanctônica (Carpenter *et al.*, 2001). Assim, as relações fitoplâncton - zooplâncton dependerão, além do estado trófico do corpo de água, da presença ou ausência de peixes planctófagos (Elser & Goldman, 1991; Borics *et al.*, 2000; Reynolds, 2006; Bramm *et al.* 2009; Havens *et al.*, 2009).

Paralelamente à teia de herbivoria, a teia microbiana (Sherr & Sherr, 1988), é de grande importância na transferência da energia contida no detrito, até os níveis superiores da teia trófica. Apesar de representar item alimentar de baixo valor energético, o picoplâncton (bactérias e algas), é capaz de manter altas concentrações populacionais e sustentar nanoflagelados heterotróficos e algas mixotróficas, que, por sua vez, fazem parte da dieta de protozoários maiores e rotíferos. Estes sustentam o mesoplâncton, principalmente os copépodes calanóides, que participam da dieta tanto de larvas como de peixes planctófagos adultos (Reynolds, 2006). Durante a fase de enchimento de reservatórios, a grande disponibilidade de matéria orgânica dissolvida e particulada é indício da grande importância que a teia microbiana deve ocupar no fluxo de energia nestes corpos de água em formação.

O nanoplâncton e o micropoplâncton representam um recurso alimentar de boa qualidade energética ao zooplâncton. As pequenas clorofíceas, criptofíceas e diatomáceas (nanoplâncton) são extremamente edíveis e representam importante componente da dieta de filtradores como os rotíferos e cladóceros (Fileto *et al.* 2004; Rangel *et al.* 2009). De maneira que a herbivoria por estes grupos zooplancctônicos pode manter importante controle populacional sobre o fitoplâncton (Scheffer, 1998; Borics *et al.* 2000; Reynolds, 2006; Agasild *et al.* 2007; Goldyn & Kowalczevska-Madura, 2008; Pagano, 2008; Bramm *et al.* 2009; Quinlan *et al.* 2009; Rangel *et al.*, 2009).

Assim, apesar de as relações fitoplâncton - zooplâncton serem ponto crucial na rota de transferência de energia aos peixes, podendo inclusive determinar alterações de topo na teia alimentar (Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2007), não existem teorias unificadoras. Estas relações podem, potencialmente, traduzir mudanças no estado trófico do ambiente, fazendo com que estas relações sejam de grande interesse na predição de estratégias, no manejo da qualidade da água e na tentativa de garantir a multiplicidade de usos dos reservatórios (Elser & Goldman, 1991; Carpenter *et al.*, 2001).

Apesar de ser reconhecida a importância das relações tróficas entre as comunidades planctônicas, poucos estudos (Branco & Senna, 1996; Arcifa, 1999; Fileto *et al.*, 2004; Bonecker & Aoyagui, 2005; Melão *et al.* 2005; Pereira *et al.*, 2005; Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2007; Von Rückert & Giani, 2008; Rangel *et al.* 2009) tratam deste tema em águas continentais no Brasil. Em especial, Takahashi (2008), estudando o efeito do enchimento de um reservatório subtropical (Santa Clara), sobre o zooplâncton, destacou a importância do recurso alimentar (algas e bactérias) nas alterações da estrutura e dinâmica da comunidade zooplancctônica.

Dada à escassez de informações, este trabalho tem por objetivo investigar a influência do enchimento de um reservatório subtropical sobre a estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton. Para tanto, formulou-se a hipótese de que o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, ao término do enchimento do reservatório de Santa Clara, período em que prevalecem características de ambiente lântico, tenha sido influenciada pela predação zooplanctônica.

## 2. Material e Métodos

### 2.1 Área de Estudo

O reservatório da Usina Hidroelétrica Santa Clara está localizado no rio Jordão, uma das principais sub-bacias da margem direita do rio Iguazu, sul do Estado do Paraná, entre os municípios de Pinhão e Cândói (25° 38'S; 51° 57'W) (Maack, 1981). Construído para a produção de energia elétrica, possui potência de geração de 120 MW, superfície de 20Km<sup>2</sup>, acumulação de 431 milhões de metros cúbicos de água (Copel, 2005) e tempo de residência (TR) de aproximadamente 76 dias. A barragem possui 811 m de extensão, altura máxima de 67 m e vertedouro tipo Soleira Livre, em que as vazões excessivas são escoadas por gravidade quando atingem a altura máxima da barragem, a qual apresenta capacidade de descarga de 6542m<sup>3</sup>/s (Copel, 2005). A estação de amostragem está localizada próxima à barragem (SC1) na região que mais profunda do reservatório (Figura 1).

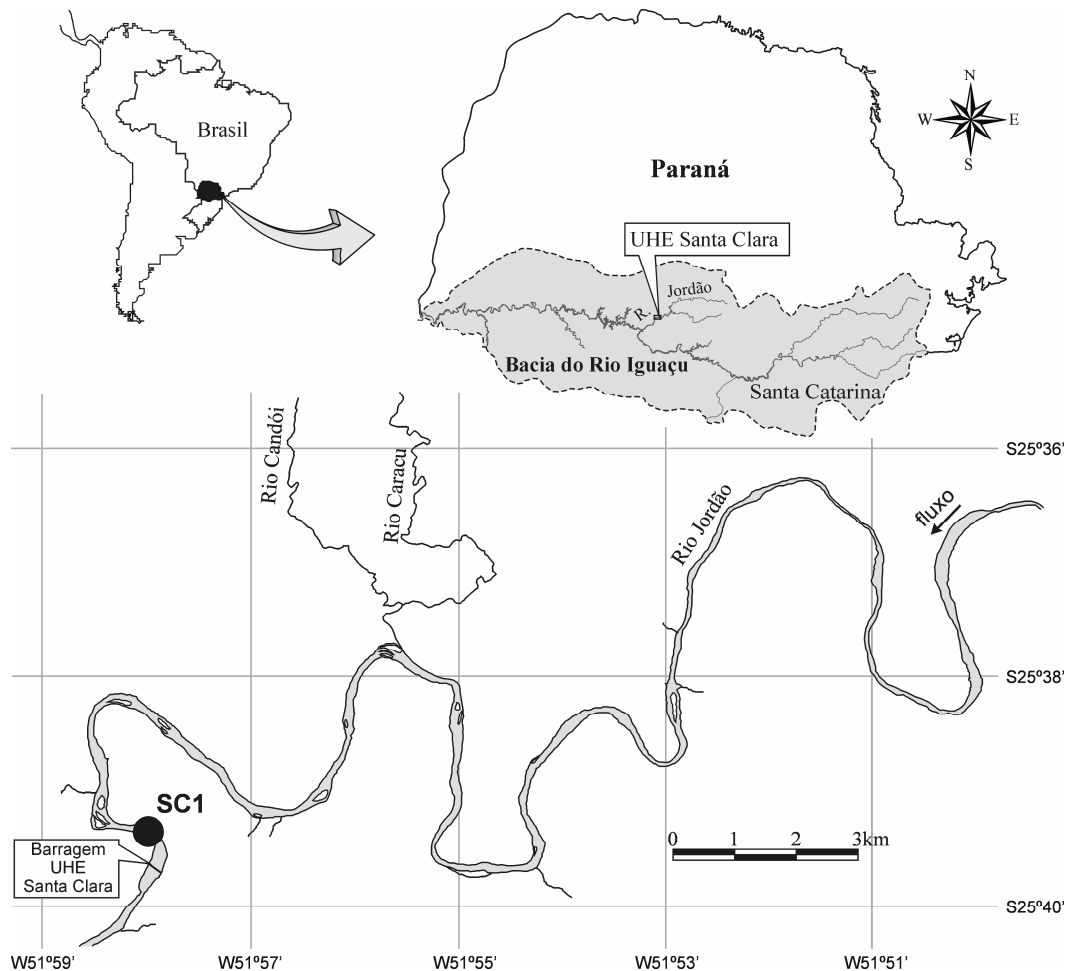


Figura 1. Mapa da área de estudo com a localização da estação de amostragem (SC1) no reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Bacia Hidrográfica do rio Iguaçu, Estado do Paraná).

## 2.2 Metodologia de Amostragem

O enchimento do reservatório teve início em 21 de abril e foi finalizado em 21 de junho de 2005. Neste período, foram realizadas amostragens de água na região próxima à barragem para análise dos parâmetros físicos, químicos e das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica a cada três dias entre o 1º (23/04/2005) e o 32º (24/05/2005) dia de enchimento e semanais até o final do período (60º dia - 21/06/2005).

As profundidades de amostragem de água para os fatores físicos e químicos e para as comunidades fitoplânctônica foram estabelecidas segundo gradientes verticais de luz e temperatura. Estas foram correspondentes à sub-superfície (sup), limite inferior da zona eufótica (Zeu), limite inferior do epilânio ou zona de mistura (Zm) e próximo ao sedimento (fun).

As amostras de água para a análise do fitoplâncton foram obtidas com o auxílio de garrafa de Van Dorn, fixadas com solução de lugol acético 1% (Bicudo & Menezes, 2006).

Paralelamente, foram realizadas amostragens com rede de plâncton de 15 $\mu$ m de abertura de malha, com a finalidade de concentrar o material fitoplanctônico e auxiliar no estudo taxonômico. Estas amostras foram fixadas com solução de Transeau segundo Bicudo e Menezes (2006).

As amostras da comunidade zooplanctônica foram coletadas à subsuperfície (sup), no limite inferior do epilímnio ou zona de mistura (Zm) e próximo ao sedimento (fun), com o auxílio de moto-bomba e rede de plâncton, com 68 $\mu$ m de abertura de malha, na qual foram filtrados 600 litros de água por amostra, estas foram fixadas com solução de formalina 4%, tamponada com carbonato de cálcio. Os dados referentes à comunidade zooplanctônica foram fornecidos pelo Laboratório de Zooplâncton do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura - Nupelia/UEM e estão disponíveis em Takahashi (2008).

Concomitantemente às amostragens das comunidades planctônicas, foram determinadas as variáveis físicas e químicas da água listadas na Tabela 1 com suas respectivas metodologias. Os dados foram fornecidos pelo Laboratório de Limnologia Básica do Nupélia/UEM.

Tabela 1. Variáveis abióticas analisadas e suas respectivas metodologias.

Variáveis Limnológicas	Método	Autor
Zona eufótica (Zeu)	- Radiômetro	
Temperatura da água (°C) e oxigênio dissolvido (OD)	- Oxímetro YSI (perfil vertical)	
Turbidez (Turb.)	- Turbidímetro LaMotte	
Condutividade elétrica (Cond.)	- Potenciômetros digitais portáteis	
pH	- Potenciômetros digitais portáteis	
Fósforo total (PT)		Golterman <i>et al.</i> (1978)
Fósforo solúvel reativo (PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> )		Golterman <i>et al.</i> (1978)
Nitrogênio total Kjeldahl (NT)		Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )		Giné <i>et al.</i> (1980)
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )		Koroleff (1978)

### 2.3 Análise da Comunidade Fitoplanctônica

O enquadramento taxonômico de algas eucarióticas ao nível de classe seguiu os critérios de Reviere (2003) e para Cyanobacteria Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005).

A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o uso de microscópio invertido, segundo o método de Utermöhl (1958). O volume sedimentado foi definido de acordo com a

quantidade de detrito/algas presentes na amostra e o tempo de sedimentação foi de no mínimo 3 horas para cada centímetro de altura da câmara de sedimentação (Margalef, 1983). O cálculo da densidade seguiu o recomendado com APHA (1995), foram considerados como indivíduos células, cenóbios, colônias ou filamentos, tal qual ocorrem na natureza.

As espécies que apresentaram contribuição superior a 5% para a densidade fitoplânctônica foram enquadradas nas estratégias de crescimento **C**, **S** e **R** (Reynolds, 1997) e em grupos funcionais fitoplanctônicos - **GFs** (Reynolds *et al.*, 2002; Padisak *et al.*, 2009).

## 2.4 Análise da Comunidade Zooplanctônica

Para a determinação da abundância das espécies zooplanctônicas foram realizadas subamostragens com pipeta tipo Hensen-Stempel (2,5 ml), e contados no mínimo, 50 indivíduos de rotíferos, cladóceros, formas jovens (náuplios e copepoditos) e adultos de copépodes, com o auxílio de câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. A contagem dos organismos seguiu os critérios de Bottrell *et al.* (1976), tendo sido estabelecidas três subamostras para cada amostra coletada. As amostras com reduzido número de indivíduos foram contadas integralmente (Takahashi, 2008).

## 2.5 Análises Numéricas

Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados e avaliar a correlação entre os grupos funcionais fitoplanctônicos e as variáveis físicas e químicas e os valores de densidade da comunidade zooplanctônica, foi utilizada uma análise de correspondência canônica (CCA; Ter Braak, 1986). Na análise foram considerados para a comunidade fitoplanctônica, os valores médios de densidade das unidades amostrais correspondentes a zona eufótica (superfície e o limite de Zeu -1% de radiação solar) e para o Zooplâncton, a densidade de superfície. As matrizes com as variáveis abióticas e bióticas foram log-transformadas para linearizar as relações com a matriz fitoplanctônica. A associação entre as matrizes foi testada pelo método de Monte Carlo. Para todos os testes foram utilizadas 1000 permutações e o nível de significância adotado foi  $p = 0,05$ .

Para quantificar a influência relativa das variáveis físicas e químicas e da comunidade zooplanctônica sobre a comunidade fitoplanctônica, foi utilizado o método de partição de inércia (CCAp) proposto por Borcard *et al.* (1992). O método permite quantificar a influência

“pura” de cada grupo de variáveis ambientais, sua interação e a variação não explicada pelos dados (Legendre & Legendre, 1998). Para isso, foi efetuada uma CCA com os dados bióticos e abióticos ( $CCA_{\text{geral}}$ ) e CCA's parciais entre (i) a densidade dos Grupos Funcionais Fitoplanctônicos e as variáveis físicas e químicas da água e (ii) a abundância das espécies zooplanctônicas. As contribuições relativas puras das variáveis abióticas e bióticas e a interação entre elas sobre a comunidade fitoplanctônica foram calculadas, respectivamente, como o valor de inércia de  $CCA_{\text{geral}}$ ; valor de inércia de  $CCA_{\text{fito/zoo}}$  e valor de inércia da  $CCA_{\text{fito/abióticos}}$  e  $CCA_{\text{fito/zoo}}$  somadas, menos o valor de inércia  $CCA_{\text{geral}}$ .

Todas as ordenações foram realizadas por meio do programa R (R. Development Core Team, 2009).

### 3. Resultados

#### 3.1 Variáveis Abióticas

Durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, a temperatura da água apresentou tendências de diminuição (Tabela 2). Em consequência da intensa turbulência hídrica do início do enchimento do reservatório, a coluna de água manteve-se homogênea durante boa parte do enchimento, com o aumento da profundidade houve aumento na estabilidade térmica da coluna de água, tendo ocorrido estratificações térmicas entre o 22° e o 60° dias.

A extensão da zona eufótica em 75% das amostragens foi menor que a extensão da zona de mistura da água ( $Z_{eu} < Z_m$ ). No 10° dia e entre 16° e o 22° dia, a extensão da zona eufótica coincidiu com a profundidade da zona de mistura ( $Z_{eu} = Z_m$ ) e no 46° dia, a profundidade da zona eufótica foi maior que a da zona de mistura ( $Z_{eu} > Z_m$ ) (Tabela 2).

Os valores de turbidez na zona eufótica foram baixos e com o aumento da estabilidade térmica da coluna de água, os maiores valores ficaram restritos ao hipolímnio. Exceto no 60° dia, quando houve um aumento de 5 vezes nos valores de turbidez (Tabela 2).

As concentrações de oxigênio dissolvido foram baixas, com menores valores observados no hipolímnio, no entanto, raros foram os episódios anaeróbicos. (Tabela 2).

Os valores de pH apresentaram pouca variação, mantendo-se próximo da neutralidade durante a maior parte do período (Tabela 2). Os valores de condutividade elétrica

apresentaram leve variação no período (Tabela 2), com maiores valores observados no hipolimnio.

Houve aumento gradual nas concentrações de PT até o 28º dia do enchimento (Tabela 2), com maiores valores registrados para o hipolimnio. A partir desta data as concentrações sofreram diminuição e mantiveram-se estáveis até o final do período. As concentrações de  $\text{PO}_4^+$  apresentaram leve tendência a aumento no decorrer do período (Tabela 2). Tanto o PT quanto a fração mineralizada não apresentaram padrão de variação vertical.

Com o aumento na profundidade do reservatório, houve tendência de diminuição nas concentrações do NT e  $\text{NO}_3^-$  e aumento nas concentrações do  $\text{NH}_4^+$  (Tabela 2). Quanto à variação vertical, as maiores concentrações foram observadas no hipolimnio.

### 3.2 Comunidade Fitoplanctônica

Durante o enchimento do reservatório de Santa Clara foram registrados 188 táxons, distribuídos em 9 grupos taxonômicos: Cyanobacteria (19%), Bacillariophyceae (17%), Chlorophyceae (41%), Chrysophyceae (3%), Euglenophyceae (3%), Cryptophyceae (3%), Zygnemaphyceae (11%), Xanthophyceae (2%) e Dinophyceae (1%). Os gêneros *Monoraphidium* (Chlorophyceae, 7 táxons), *Aulacoseira* (Bacillariophyceae, 6 táxons) e *Scenedesmus* (Chlorophyceae, 4 táxons), foram os mais representativos.

Dentre estes, os que apresentaram densidade superior a 5% foram enquadrados em 18 Grupos Funcionais (sensu Reynolds, 2002; Padiak *et al.*, 2009): **X<sub>2</sub>**, **Y**, **D**, **MP**, **A**, **C**, **P**, **X<sub>1</sub>**, **J**, **F**, **E**, **W<sub>1</sub>**, **W<sub>2</sub>**, **W<sub>s</sub>**, **Lo**, **K**, **S<sub>1</sub>** e **H<sub>1</sub>** (Tabela 3). Os GF **X<sub>2</sub>**, **Y** e **X<sub>1</sub>** apresentaram maior contribuição durante todo o período de enchimento do reservatório (Figura 2).

Houve incremento nos valores de densidade do fitoplâncton a partir do 4º dia do início do enchimento do reservatório. O valor máximo de densidade fitoplanctônica (9981 ind.mL<sup>-1</sup>) ocorreu no 25º dia com dominância de uma clorófitcea flagelada não identificada (GF **X<sub>2</sub>** – 6501 ind.mL<sup>-1</sup>) e de várias espécies do gênero *Monoraphidium* (Chlorophyceae, GF **X<sub>1</sub>** – 5114 ind.mL<sup>-1</sup>). A partir do 26º dia, os valores de densidade decaíram e mantiveram-se abaixo de 2000 ind.mL<sup>-1</sup>, até o 53º dia do enchimento, em que alcançou 4046 ind.mL<sup>-1</sup>, com dominância de *Chlorococum* sp (Chlorophyceae, **X<sub>1</sub>**) que se manteve até o final do enchimento do reservatório. O GF **Y** (*Cryptomonas marsonii* Skuja, *Cryptomonas* sp), terceiro GF quanto ao número de organismos, ocorreu durante todo o período, apresentando maior valor para densidade entre o 13º e o 19º dia do enchimento (Figura 2).



O GF **X<sub>2</sub>** esteve representado principalmente por organismos flagelados nanoplantônicos (*Chroomonas acuta* Üter., *Cryptomonas brasiliensis* Castro, Bic & Bic.- Cryptophyceae, *Chlamydomonas* sp, *Chlamydomonas* sp1, *Chlamydomonas* sp2, *Pyramimonas* sp. e Chlorophyceae flagelada não identificada - Chlorophyceae). O GF **Y**, neste ambiente foi representado por *Cryptomonas marssonii* Skuja e *Cryptomonas* spp. (Cryptophyceae) e o GF **X<sub>1</sub>** esteve representado por algas nanoplantônicas cocóides (*Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.–Legn., *Monoraphidium griffithii* (Berk.) Kom.–Legn., *Schroederia setigera* (Schröd.) Lemm. e *Chlorococcum* sp.- Chlorococcales) (Tabela 3).

Os GF **X<sub>2</sub>** e **Y** apresentaram maiores valores de densidade no início do enchimento, entre o 1º e o 19º dia, enquanto que **X<sub>1</sub>** foi dominante entre o 22º e o 28º dia e nos 53º e 60º dias (Figura 2).

No 60º dia, o GF **F**, foi dominante em densidade à subsuperfície. Representado pelas clorofíceas coloniais *Coenochloris muco lamellata* Com. e *Eutetramorus fotti* (Hind.) Kom. sensu Kom. ocorreu de forma esparsa no restante do período (Figura 2).

Em relação à distribuição vertical, os maiores valores de densidade dos GF foram observados dentro da zona eufótica durante todo o período de enchimento do reservatório (Figura 2).

Espécies **R** e **C** estrategistas ocorreram durante todo o enchimento e foram responsáveis pelos valores máximos de densidade observados no 25º e 53º dias. Como **R** estrategistas foram consideradas espécies nano ou microplântônicas, tolerantes ou dependentes de turbulência e capazes de aproveitar bem a quantidade de luz disponível. Como espécies **C** estrategistas foram consideradas as nanoplântônicas oportunistas, com alta taxa de reprodução e absorção de nutrientes. Foram consideradas como pertencentes a **C/R**, *Cryptomonas marssonii* Skuja e *Cryptomonas* sp., por apresentarem posição intermediária entre as duas estratégias de crescimento (Tabela 3).

Durante todo o enchimento, as espécies **S**-estrategistas, organismos coloniais, de crescimento lento com baixa razão superfície/volume, ocorreram em baixa densidade. Apenas no 60º dia, *Eutetramorus fotti* apresentou maior contribuição aos valores de densidade (Tabela 4), 49% à superfície.

Os máximos valores observados para densidade fitoplântônica foram referentes ao desenvolvimento de espécies unicelulares nanoplântônicas (Tabela 4). Em relação à variação vertical, o nanoplâncton se manteve como maior contribuinte para a densidade na zona eufótica (Figura 3).

Com o aumento na profundidade, houve uma tendência de maiores contribuições do microplâncton no hipolimnio (a partir do 10º dia do enchimento). Apenas ao 22º dia e 39º dia do enchimento, ocorreu maior contribuição do microplâncton aos valores de densidade em toda a coluna de água (Figura 3).

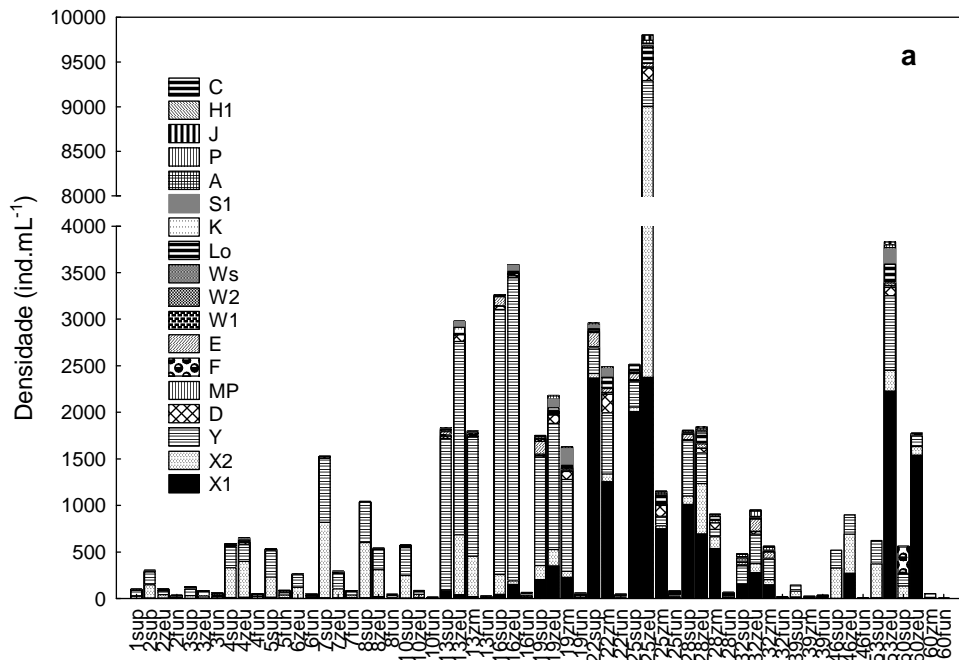


Figura 2. Variação da densidade fitoplanctônica expressa em Grupos Funcionais durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Paraná).

Tabela 2. Valores máximos e mínimos de algumas variáveis físicas e químicas da estação SC1, no período de enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Paraná)

Dia s	Prof. Máx (m)	Zeu (m)	Zeu/ Zmax	Temp. °C		Turbidez UNT		Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )		pH		OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )		PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )		PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )		NT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )		NO <sub>3</sub> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )		NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	
				Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min	Máx	Min
1°	7,0	3,75	0,69	22,1	-	7,1	6,1	38,0	-	7,1	-	7,3	-	16,0	-	3,8	-	991,2	-	409,2	-	18,2	-
2°	8,0	3,75	0,46	21,7	20,8	6,2	5,6	37,5	37,2	7,0	6,8	7,1	6,8	16,0	13,0-	3,8	2,2	991,2	935,3	409,2	408,0	18,2	16,2
3°	10,5	3,8	0,36	21,4	20,3	6,3	5,73	40,6	39,9	7,0	6,8	7,3	6,7	16,0	13,0-	3,8	2,2	991,2	935,3	420,3	408,0	16,2	11,4
4°	12,0	3,8	0,31	20,8	20,2	5,4	5,0	41,6	40,8	6,7	6,8	6,4	6,1	21,3	18,7	2,1	0,7	991,2	935,3	425,8	408,0	16,2	11,4
5°	12,5	3,8	0,31	20,4	18,9	6,7	4,2	40,7	38,4	6,8	6,6	5,7	5,6	21,3	18,7	2,4	1,3	990,5	927,7	410,3	397,0	16,6	5,0
6°	13,5	4,2	0,31	20,0	18,5	8,1	3,5	41,9	39,2	6,8	6,7	6,6	5,6	21,3	18,7	3,1	2,4	991,2	935,3	408,3	397,0	16,6	9,9
7°	14,5	4,1	0,29	20,0	18,2	6,7	3,1	41,9	41,8	6,8	6,7	7,1	5,5	27,7	21,1	3,1	2,2	990,5	927,7	410,3	397,0	25,3	9,9
8°	16,0	4,3	0,26	19,5	18,1	4,2	2,6	42,7	42,0	6,8	6,7	6,1	5,9	27,7	21,1	3,1	2,2	930,4	826,2	411,0	401,8	34,2	6,7
10°	18,5	7,0	0,37	19,2	18,0	4,8	1,8	42,4	42,1	7,0	6,6	7,0	5,8	17,7	12,3	4,0	3,2	824,9	804,2	477,1	401,3	42,3	21,3
13°	22,0	4,2	0,19	19,2	18,7	8,0	1,2	42,6	42,3	6,8	-	6,4	4,0	27,5	23,5	9,2	4,0	824,9	804,2	530,8	363,7	64,1	44,7
16°	23,0	3,5	0,15	19,2	17,3	8,0	1,3	43,8	42,9	7,0	6,6	7,3	3,8	30,0	27,5	9,9	8,4	1019,4	871,8	505,8	283,7	81,1	34,6
19°	24,0	4,7	0,19	19,4	17,4	6,6	1,4	44,8	42,9	6,8	6,3	6,7	2,6	31,0	26,7	3,1	2,4	982,9	935,7	468,0	282,5	78,6	40,6
22°	24,5	5,0	0,20	19,9	17,4	5,1	1,4	46,1	42,7	6,9	6,4	7,4	2,1	34,1	27,1	3,1	2,8	987,0	934,5	430,8	261,4	101,8	36,8
25°	26,0	5,2	0,20	19,7	17,5	3,6	0,8	45,2	43,4	6,8	6,3	6,1	0,9	29,9	22,9	3,8	2,4	965,5	771,0	323,7	238,2	146,9	75,4
28°	28,0	4,0	0,14	20,2	17,5	3,7	1,3	46,9	43,9	7,0	6,4	6,4	0,1	46,7	19,0	5,3	1,6	747,2	713,4	298,5	177,7	97,9	49,8
32°	34,0	5,2	0,15	19,0	17,6	5,8	2,1	54,5	42,9	6,6	6,4	4,9	0	29,6	25,7	10,9	5,7	1015,1	822,1	269,7	32,7	72,4	67,3
39°	45,0	4,7	0,11	18,3	14,8	6,5	1,7	45,3	26,3	6,5	6,4	4,4	0,2	25,4	23,9	9,7	1,2	1007,9	833,8	508,8	388,8	179,1	53,3
46°	49,0	5,4	0,11	18,9	14,7	12,9	1,3	42,4	25,2	6,7	6,3	6,4	5,9	27,7	26,8	7,6	6,9	1159,4	877,5	449,3	211,4	92,2	58,7
53°	52,0	4,0	0,07	18,5		13,7	1,8	41,5	39,8	6,9	6,8	7,3	7,0	31,0	26,8	4,9	3,9	961,5	806,7	221,9	214,4	72,4	67,3
60°	59,5	1,4	0,02	16,5	14,9	29,6	9,2	33,3	29,2	6,4	6,0	5,5	2,1	26,6	24,7	9,0	4,6	998,7	788,3	282,2	159,0	92,1	58,7

Tabela 3. Lista das espécies que apresentaram densidades superior a 5% durante o enchimento do reservatório de Santa Clara e que foram enquadradas nas estratégias de crescimento (EC - Reynolds, 1997) e em grupos funcionais (GF - Reynolds, 2002, Padisak et al. 2009).

	EC	GF		EC	GF
Espécies	C	X2	Espécies	S	F
	<i>Chroomonas acuta</i> Uter. Cryptomonas brasiliense Castro, Bic. & Bic. <i>Chlamydomonas</i> sp. <i>Chlamydomonas</i> sp1. <i>Chlamydomonas</i> sp2 <i>Pyramimonas</i> sp. Chlorophyceae flagelada não identif.			<i>Eutetramorus fotti</i> Chlorophyceae cocóide não identificada <i>Dictyosphaerium pulchelum</i> <i>Coenochloris mucolamellata</i>	
	C/R	Y		R	E
	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja. <i>Cryptomonas</i> sp.			<i>Mallomonas</i> sp. <i>Dinobryon sertularia</i> <i>Dinobryon divergens</i>	
	R	D		R	W <sub>1</sub>
	<i>Synedra</i> sp. <i>Nitzscha</i> sp. <i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) SmithSynedra goulardii Bréb. <i>Ulnaria ulna</i> (Nitz.) Comp.			<i>Gonium</i> sp.	
	R	MP		R	W <sub>2</sub>
	<i>Achnantheidium minutissimum</i> . (Kütz.) D. B. Czar. <i>Cymbella</i> sp. <i>Navicula</i> sp. <i>Amphora</i> sp. <i>Coconeis</i> sp. <i>Gomphonema augur</i> Ehr.			<i>Trachelomonas</i> spp	
	R	A		R	Ws
	<i>Cyclotella</i> sp.			<i>Synura</i> sp.	
R	C	S	Lo		
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grun.) Kram. <i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim.		<i>Merismopedia danubiana</i> Hort. <i>Chroococcus</i> cf. <i>vacuolatus</i> Skuja			
R	P	S	K		
<i>A. granulata</i> (Ehr.) Sim. <i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller)		<i>Pannus</i> sp. <i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström			
S	H1	R	S1		
<i>Anabaena</i> sp.		<i>Pseudanabaena</i> sp.			
		C	X1		
		<i>Closteriopsis scolia</i> Comas <i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn. <i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg. <i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom. -Legn. <i>Clorococcum</i> sp. <i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.			
		R	J		
		<i>Cosmarium</i> cf. <i>regnesi</i> Rein. <i>Coelosphaerium pseudomicroporum</i> Kors. <i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.			

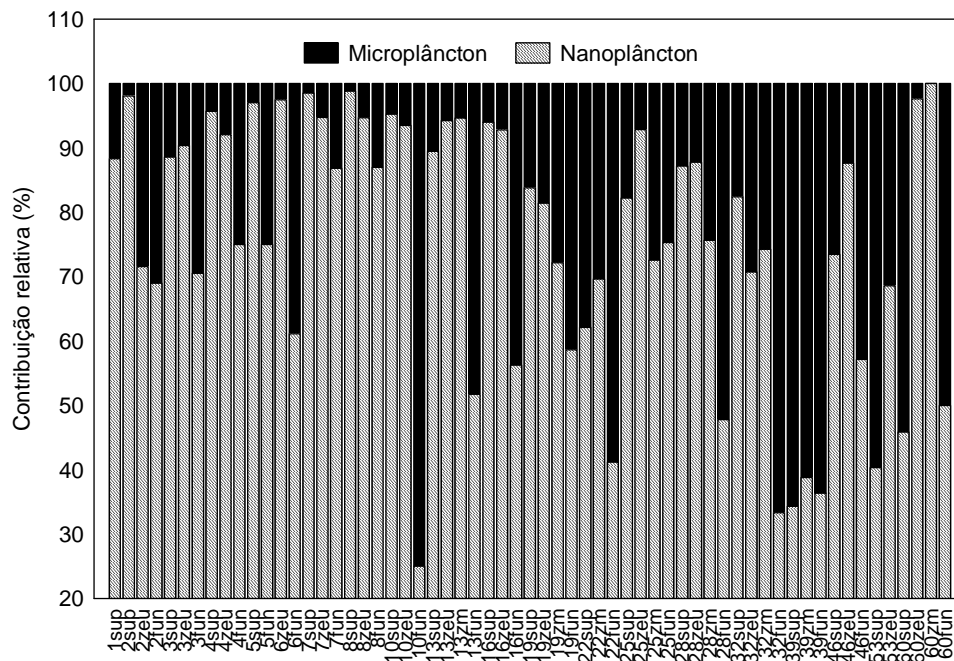


Figura 3. Contribuição relativa da densidade fitoplanctônica às frações nanoplânctônica (> 2-20µm) e microplânctônica (> 20µm) durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Paraná).

Tabela 4. Principais espécies fitoplanctônicas durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, forma do corpo, categoria de tamanho e porcentagem de contribuição. (Nanoplâncton > 2-20µm).

Espécie	GF	Forma	Categoria de tamanho	Abundância (%)
Chlorophyceae não identif. (Chlorophyceae)	<b>X<sub>2</sub></b>	Unicelular/ovalada	Nanoplâncton	25° dia Zeu- 65%
<i>Monoraphidium contortum</i> (Chlorophyceae)	<b>X<sub>1</sub></b>	Unicelular/fusifforme	Nanoplâncton	28° dia sup- 49% 32° dia sup- 24% 46° dia fun- 42% 53° dia sup- 35%
<i>Chlorococcum</i> sp. (Chlorophyceae)	<b>X<sub>1</sub></b>	Unicelular/esférica	Nanoplâncton	46° dia Zeu- 25% 60° dia sup- 86%
<i>Cryptomonas marsonii</i> (Cryptophyceae)	<b>Y</b>	Unicelular/ovalada	Nanoplâncton	13° dia Zeu- 68% 16° dia Zeu- 87% 19° dia Zeu- 59% 22° dia Zm- 25%
<i>Cryptomonas</i> sp	<b>Y</b>	Unicelular/ovalada	Nanoplâncton	28° dia sup- 30% 32° dia sup- 36% 46° dia sup- 30%
<i>Eutetramorus fotti</i>	<b>F</b>	Colonial/esférica	Microplâncton	53° dia sup - 49%

### 3.3 Comunidade Zooplanctônica

Foram identificadas 156 espécies zooplanctônicas, distribuídos em 3 grupos: rotíferos (108 espécies), cladóceros (32 espécies) e copépodes (16 espécies).

O incremento na densidade da comunidade zooplanctônica foi tardio e conspícuo apenas a partir do 19º dia do enchimento, com maiores valores de densidade observados à superfície. Os grupos zooplanctônicos apresentaram desenvolvimento sequencial no decorrer do enchimento, no qual os rotíferos foi o primeiro grupo a apresentar incremento em sua população, apresentando máximo de densidade no 22º dia, enquanto que os cladóceros apresentaram valor máximo de densidade ao 46º dia e os copépodes ao 53º dia (Figura 4). No decorrer do enchimento todos os grupos zooplanctônicos tenderam à diminuição nos valores de densidade, no entanto, os rotíferos foram dominantes durante quase que todo o período de enchimento. Foi observada co-dominância entre os três grupos zooplanctônicos entre o 45º e o 60º dia do enchimento (Figura 5). Em relação à distribuição vertical, os maiores valores de densidade da comunidade ocorreram à superfície. Na Zm e hipolímnio o número de organismos foi inexpressivo.

As espécies mais abundantes durante o enchimento do reservatório foram: *Synchaeta oblonga* Ehrenberg; *Polyarthra dolichoptera* Idelson (Rotíferos); *Bosmina longirostris* Müller, *Bosminopsis deitersi* Richard (Cladóceros); *Thermocyclops decipiens* Kiefer e *Notodiptomus spinuliferus* Dussart & Matsumura-Tundisi (Copépodes). Todas as espécies apresentam hábito de vida tipicamente planctônico.

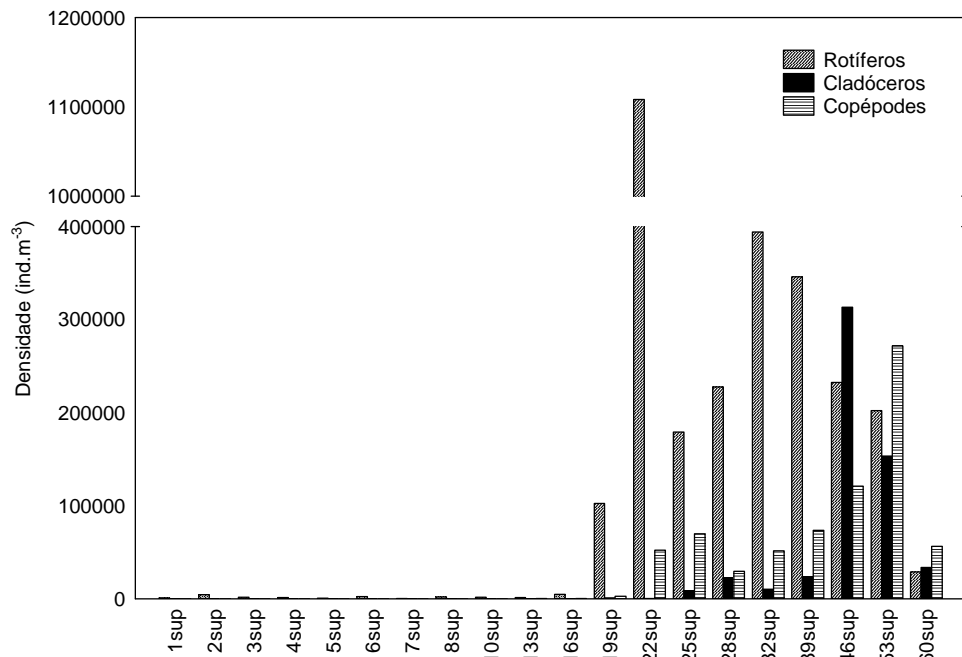


Figura 4. Variação da densidade da comunidade zooplancônica durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão).

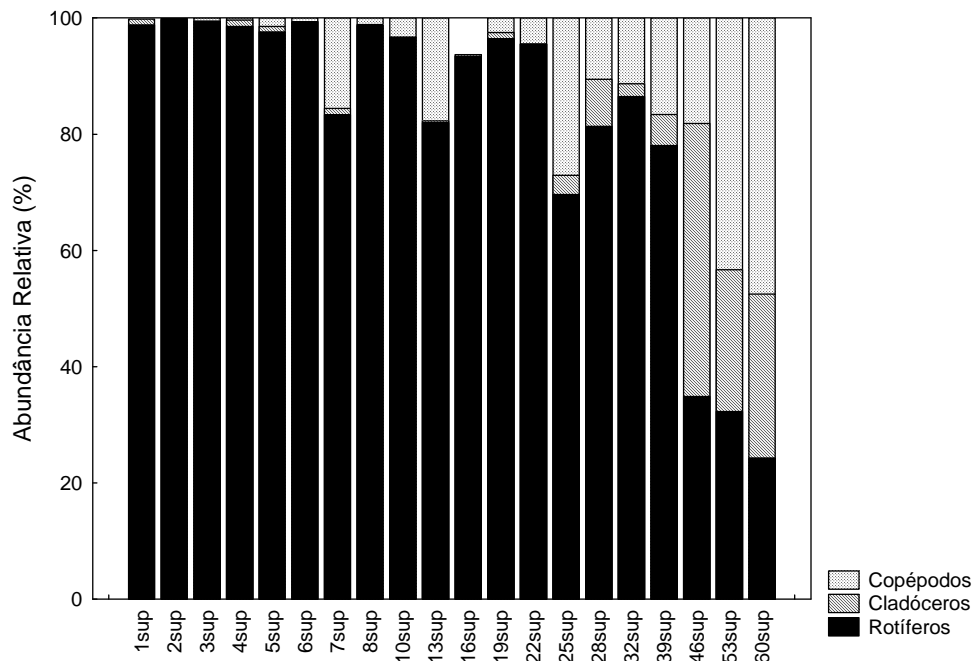


Figura 5. Abundância relativa dos grupos zooplancônicos durante o enchimento do reservatório de Santa Clara (rio Jordão).

### 3.4 Análises Numéricas

A CCA aplicada à matriz de variáveis abióticas e à matriz de densidade dos GF fitoplanctônicos não apresentou correlações significativas ( $p > 0,05$ ), segundo o teste de Monte Carlo (Figura 5). No entanto, o valor de significância ( $p < 0,05$ ) é muito próximo ao encontrado na análise ( $p = 0,07$ ), assim apesar de não apresentar correlações estatisticamente significativas, as variáveis  $\text{PO}_4^-$  (0,60), OD (0,52) e  $\text{NH}_4^+$  (-0,68), para o eixo 1, e a razão Zeu/Zm (0,52) para o eixo 2, foram as variáveis que melhor influenciaram a distribuição dos GF fitoplanctônicos.

Os dois primeiros eixos da CCA aplicada à matriz de densidade de espécies zooplanctônicas e à matriz de densidade dos GF fitoplanctônicos, apresentaram correlação significativa ( $p < 0,05$ ), segundo o teste de Monte Carlo (Figura 5). Os dois primeiros eixos explicaram 54,3% da variabilidade dos dados (eixo 1 = 31,6%; eixo 2 = 22,7%). Dentre as espécies zooplanctônicas selecionadas para a análise, no eixo 1 Zsp14 - *Moina minuta* Hansen (-0,54) foi a espécie mais importante. Enquanto que no eixo 2, Zsp8 - *Bosmina longirostris* Müller, Zsp9 - *Bosminopsis deitersi* Richard (0,34), Zsp11 - *Ceriodaphnia silvestrii* Daday (0,48) e Zsp22 - *Ascomorpha ecaudis* (Perty) (0,38) foram as espécies zooplanctônicas que melhor explicaram a distribuição dos GF fitoplanctônicos (Figura 5b).

O diagrama evidenciou a presença de gradiente temporal, no qual, os dias do início do período de enchimento, período de maior turbulência (1° ao 19° dia), encontram-se à direita no diagrama (Figura 5a). Este período foi representado pelos GFs fitoplanctônicos **Y**, **S<sub>1</sub>** e **K**, que estiveram melhor correlacionados com a temperatura da água,  $\text{PO}_4^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  e OD. O GF **Y** aparece em destaque no extremo direito do diagrama, apresentando máximo de densidade no 16° dia do enchimento. Os cladóceros *Bosmina longirostris* (Zsp8) e *Bosminopsis deitersi* (Zsp9), apresentaram-se melhor correlacionados nesse período (Figura 5b).

Dispostos no lado esquerdo do diagrama encontram-se as unidades amostrais referentes ao restante do período (22° dia ao 60° dia) de enchimento do reservatório, quando a maior razão Zeu/Zm aparece correlacionada às maiores concentrações de  $\text{NH}_4^+$ . Os GFs **F**, **A**, **X<sub>1</sub>** e **Lo** caracterizaram melhor este período, no entanto, apenas **X<sub>1</sub>** e **F** apresentaram maior densidade nos 53° e 60° dias, respectivamente. As espécies zooplanctônicas *Ceriodaphnia silvestrii* (cladóceros - Zsp11) e *Ascomorpha ecaudis* (rotífero - Zsp22), estiveram melhor correlacionadas com este período (Figura 5b).



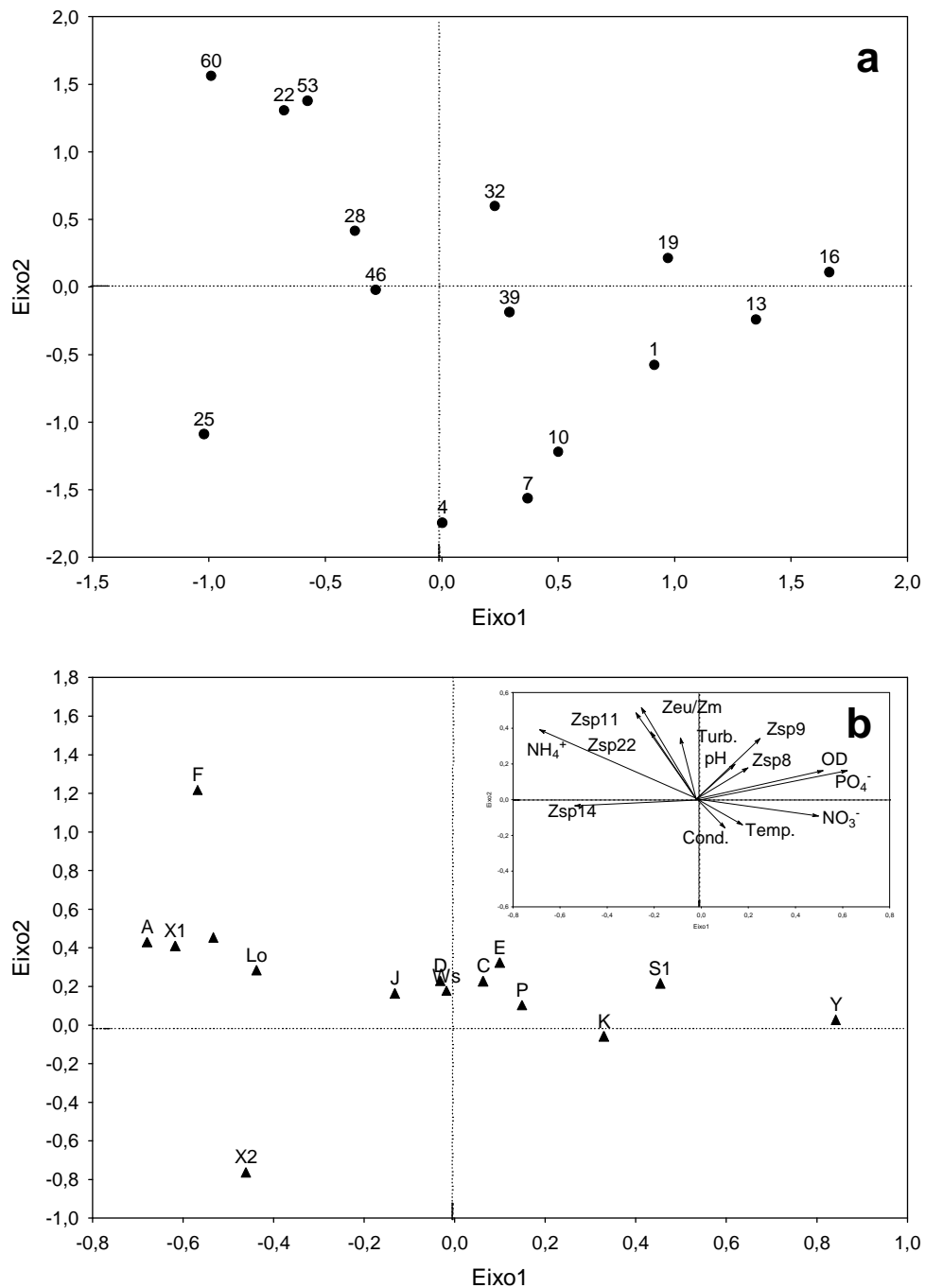


Figura 6. Dispersão dos escores dos dois primeiros eixos da CCA: a - dias do enchimento do reservatório, b – GF fitoplanctônicos, variáveis abióticas e espécies zooplanctônicas. Temperatura da água (Temp), Condutividade Elétrica (Cond), Turbidez (Turb), Oxigênio Dissolvido (OD). Espécies zooplanctônicas: *Bosmina longirostris* (Zsp8), *Bosminopsis deitersi* (Zsp9), *Ceriodaphnia silvestrii* (Zsp11), *Moina minuta* (Zsp14), *Ascomorpha ecaudis* (Zsp22).

No quadrante esquerdo inferior aparece em destaque o 25º dia do enchimento em que houve o maior valor de densidade fitoplanctônica, com dominância do GF X<sub>2</sub>, fortemente associado ao cladócer *Moina minuta* (Zsp14) (Figura 5b).

Os conjuntos das variáveis abióticas e da comunidade zooplanctônica, somados a sua interação, explicaram 98,14% da variação total da densidade dos GF fitoplanctônicos. Não

houve influência pura das variáveis abióticas sobre a densidade do fitoplâncton, enquanto que a comunidade zooplancônica, respondeu sozinha por 13,87% da variação da densidade dos GF fitoplanctônicos durante o enchimento do reservatório. A interação de ambos os conjuntos de variáveis representou 84,27% da variação da densidade do fitoplâncton e apenas 1,86 % da variação dos dados permaneceu sem explicação (Figura 6).

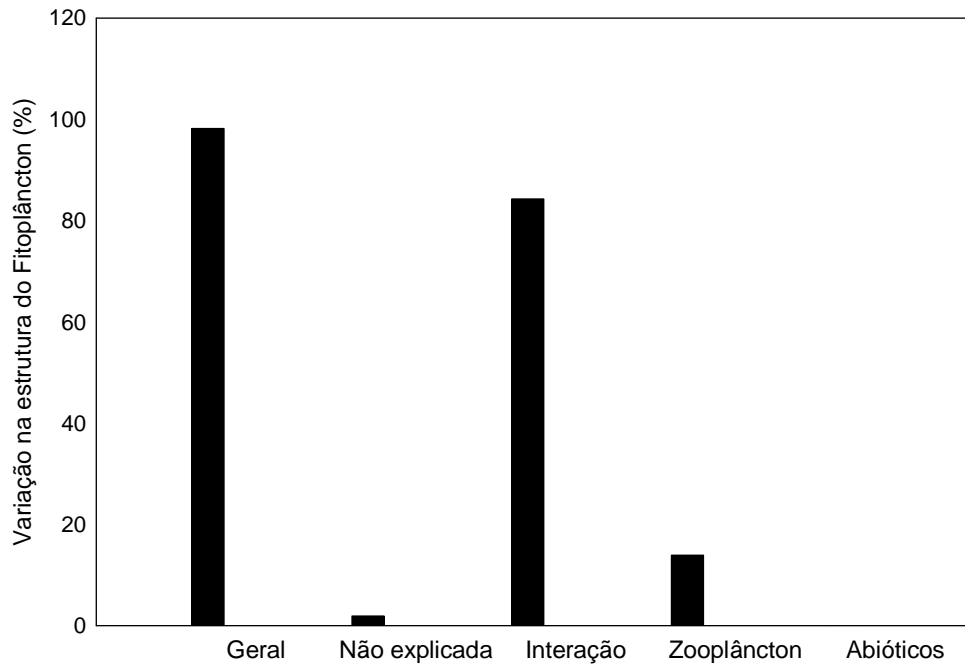


Figura 7. Contribuição relativa de variáveis abióticas e da comunidade zooplancônica, além de sua interação, sobre a densidade dos GF fitoplanctônicos.

#### 4.0 Discussão

A fase de enchimento de reservatórios pode ser caracterizada como um período de rápidas e intensas transformações, que marcam a transição de um ecossistema lótico, onde o fluxo unidirecional com vetores predominantemente longitudinais são abruptamente somados a padrões verticais decorrentes do aumento de profundidade e estratificação térmica. A dinâmica hídrica, característica desta fase interfere na ciclagem de nutrientes, na distribuição dos organismos planctônicos e no transporte e ressuspensão do sedimento (Straskraba & Tundisi, 1999; Agostinho *et al.*, 2007).

Durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, as variáveis abióticas não apresentaram correlação estatisticamente significativa com a densidade fitoplanctônica. O que

indica que as variáveis ambientais, assim como as comunidades aquáticas, responderam igualmente às alterações hidrológicas do barramento do rio Jordão e, portanto, não podem explicar sozinhas as alterações na estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

Apesar da ausência de correlações significativas, foi possível inferir que, a partir do represamento, os nutrientes não caracterizaram fator limitante ao crescimento fitoplanctônico, graças ao aporte de nutrientes oriundos da inundação do solo, das margens e da decomposição da biomassa vegetal submersa. A carga de material particulado carregado pelo rio Jordão e a ressuspensão de partículas, causada pela turbulência, influenciaram a disponibilidade luminosa. A  $Z_{eu}/Z_m$  foi uma das variáveis abióticas melhor correlacionadas com a densidade fitoplanctônica, como demonstrado pela CCA, influenciando a composição e a distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica. Esta variável não foi favorável ao desenvolvimento do fitoplâncton ( $Z_{eu} < Z_m$ ) na maior parte do período (75% das amostragens), assim, a deficiência luminosa imprimiu forte estresse fisiológico à comunidade, dificultando o desenvolvimento das populações.

As estratégias de crescimento (**C**, **S** e **R**) e os GF fitoplanctônicos (Reynolds, 1997; Reynolds et al, 2002; Padisák et al. 2009) caracterizaram bem a dinâmica ambiental da fase de enchimento do reservatório de Santa Clara. Espécies **C** e **C/R** estrategistas foram as responsáveis pelos maiores valores de densidade registrados para a comunidade. O enchimento do reservatório de Santa Clara foi um período de grande instabilidade física em que o tamanho reduzido, a alta taxa de crescimento e reprodução das algas, garantiram que estas espécies oportunistas ocupassem rapidamente o ambiente recém formado. Com o aumento da profundidade do reservatório e a ocorrência de estratificações térmicas, espécies fitoplanctônicas coloniais de crescimento lento (**S** estrategistas) ocorreram, sem, no entanto, contribuir expressivamente para os valores de densidade. A instabilidade física da coluna de água também foi apontada como a mantenedora de períodos de dominância de espécies **C** e **R** estrategistas por Huszar (1994) para um lago amazônico e por Train & Rodrigues (1998) para um tributário na planície de inundação do alto rio Paraná.

Normalmente, em ambientes em que ocorre alta frequência de perturbações físicas, independentemente do grau de trofia, há uma tendência de a comunidade fitoplanctônica apresentar menor biomassa com maior contribuição de espécies de tamanho reduzido (Harris; 1986, Reynolds, 1997). Graças às menores dimensões e à alta razão superfície/volume, espécies nanoplanctônicas apresentam altas taxas de reprodução, podendo ocupar rapidamente os nichos transitórios como também resistirem à pressão exercida pela predação (Naselli-

Flores & Barone, 1994; Matsumura-Tundisi *et al.*, 1991; Train & Rodrigues, 1998; Marinho *et al.* 1993; Bicudo *et al.*, 2005).

Durante o enchimento, os GFs  $X_1$ ,  $X_2$  e  $Y$ , alternaram-se na dominância da densidade do fitoplâncton. Do 1º ao 19º dia, onde predominaram a instabilidade térmica da coluna de água e a baixa disponibilidade luminosa, os GFs  $Y$  e  $X_2$  ocorreram juntos, no entanto o GF  $Y$ , favorecido por sua fisiologia plástica que permite que se desenvolva bem em uma ampla gama de condições ambientais, foi dominante. Com o aumento dos valores de  $Z_{eu}/Z_m$  e maior estabilidade térmica da coluna de água, o GF  $X_1$  teve seu desenvolvimento favorecido e passou a ocorrer em co-dominância com  $X_2$  e  $Y$  até o final do período. No 25º dia,  $X_2$  e  $X_1$  foram responsáveis pelo máximo valor em densidade observado. Entre o 28º e o 46º dia ocorreu diminuição acentuada da densidade, que voltou a apresentar novo incremento no 53º dia, quando o GF  $X_1$  voltou a ser dominante.

Dominância em densidade de criptofíceas (GF  $Y$ ) e clorofíceas nanoplânctônicas (GF  $X_1$  e  $X_2$ ) são normalmente atribuídas às condições de instabilidade física da água e disponibilidade de nutrientes (Robarts *et al* 1992; Train & Rodrigues, 1998; Silva *et al.* 2001; Silva *et al.* 2005; Borges *et al.*, 2008 a; Borges *et al.*, 2008 b; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Goldyn & Kowalczevska 2008; Rangel *et al.* 2009, Bramm *et al.* 2009). A dominância de formas flageladas e cocóides nanoplânctônicas também foi verificada por Marinho *et al.* (1993) para o período pós-represamento do rio São João (Rio de Janeiro), por Bicudo *et al.* (2005) para a fase de enchimento do reservatório de Rosana (rio Paranapanema) e por Figueiredo (2007) para a fase de enchimento dos reservatórios de Manso e Jauru, ambos localizados na região Centro-Oeste do país.

Durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, fatores físicos interferiram fortemente na estrutura e dinâmica da comunidade fitoplânctônica, no entanto, fatores bióticos como a competição interespecífica e a predação não podem deixar de ser considerados, sobretudo ao final do enchimento, quando a maior profundidade e a maior estabilidade térmica da coluna de água conferiu características lênticas ao reservatório em formação. Dentre os processos de perda sofridos pelo fitoplâncton neste reservatório, a herbivoria zooplânctônica foi considerado o mais importante, causando alterações na estrutura e dinâmica desta comunidade.

A partir do 16º dia, os rotíferos, filtradores oportunistas, tiveram seu crescimento favorecido pela grande disponibilidade alimentar (detritos, bactérias e algas) e instabilidade física da coluna de água, que segundo Tundisi & Matsumura-Tundisi (1994), é fator chave para o seu desenvolvimento. Apesar de filtradores pouco eficientes, permaneceram como

dominantes em densidade até o 39º dia do enchimento, quando foram substituídos por cladóceros, os quais, em seguida (53º dia), foram sucedidos por copépodes. Takahashi (2008), estudando a estrutura da comunidade zooplancônica no reservatório de Santa Clara, paralelamente a este estudo, atribuiu as substituições na dominância em densidade dos grupos zooplancônicos à competição explorativa por recursos alimentares (bactérias e algas). Bonecker & Aoyagui (2005), estudando as relações alimentares de rotíferos no reservatório de Corumbá (GO), sugerem que este grupo de organismos deve participar tanto da cadeia alimentar microbiana, quanto da cadeia de herbivoria, o que garantiria os altos valores de densidade e de riqueza de espécies observados.

Os resultados obtidos neste trabalho concordam com Eskinazi-Sant'Anna et al. (2007), segundo o qual, os rotíferos podem tornar-se dominantes em sistemas com flutuações temporais no grau de trofia, graças ao ciclo de vida curto e a capacidade de participar tanto da cadeia de herbivoria como da cadeia bacteriana.

Os GFs  $X_1$ ,  $X_2$  e  $Y$  são preferencialmente consumidos pelo zooplâncton, que encontra nestes organismos, fonte alimentar de boa qualidade. Esta preferência pode levar ao controle da biomassa e ou a alterações na composição de espécies fitoplanctônicas (Reynolds *et al.* 2002, Rangel *et al.* 2009). Provavelmente, a diminuição populacional do GF  $Y$  no 22º dia do enchimento deveu-se à predação, fator que limitou o desenvolvimento das criptofíceas. Este grupo de algas, por possuírem alta concentração de ácidos graxos e representarem recurso alimentar de alta qualidade nutricional, são intensivamente consumidos pelo zooplâncton (Ferrão-Filho *et al.* 2003; Reynolds; 2006; Rangel *et al.* 2009). Com a redução na competição por recurso entre as espécies fitoplanctônicas, os GF  $X_2$  e  $X_1$  foram favorecidos e se tornaram dominantes no 25º dia.

Houve distinção temporal na predação zooplancônica, sendo que os cladóceros *Bosmina longirostris* (Zsp8) e *Bosminopsis deitersi* (Zsp9) se apresentaram melhor correlacionadas com o início do enchimento em que o GF  $Y$  foi dominante em densidade. Os cladóceros *Ceriodaphnia silvestrii* (Zsp11), *Moina minuta* (Zsp14) e o rotífero *Ascomorpha ecaudis* (Zsp22), apresentaram-se melhor correlacionadas ao período de maior densidade dos GF  $X_1$  e  $X_2$ .

Apesar de o nanoplâncton ter sido o maior contribuinte à densidade fitoplanctônica durante o enchimento de Santa Clara e de as espécies dominantes serem todas representantes de clorofíceas e criptofíceas, grupos considerados palatáveis pelo zooplâncton, aparentemente estes organismos mostram-se seletivos, uma vez que diferentes espécies zooplancônicas estiveram relacionadas diferentes espécies fitoplanctônicas. Além do tamanho celular, a forma

da alga, a rigidez da parede celular, a produção de toxinas e a presença ou não de bainha mucilagínosa podem interferir na preferência de predação pelo zooplâncton (Fileto *et al.* 2004; Agasild *et al.* 2007).

Os cladóceros apresentam maior eficiência de filtração, quando comparados aos rotíferos, no entanto como filtradores ambos selecionam o alimento por tamanho, ou seja, as partículas devem ser menores que o corpo do animal para que possam ser filtradas. O fato de o microplâncton ter sido dominante em densidade em toda a coluna de água, no 22º e 39º dias do enchimento do reservatório de Santa Clara, provavelmente, deve estar relacionado ao fato de ser menos consumido pelo zooplâncton, dadas as suas maiores dimensões.

A ação da herbivoria foi intensificada pelo aumento populacional dos grupos zooplânctônicos, o que fez com que, ao 39º dia do enchimento, houvesse uma drástica diminuição da densidade de todos os GFs fitoplanctônicos. Neste período os cladóceros e copépodes competiram fortemente com os rotíferos por recurso alimentar e, favorecidos pela maior estabilidade física da coluna de água e maior eficiência na captura de alimento, alcançaram máximo de densidade populacional no 46º e 53º dias, respectivamente.

O aumento da densidade do GF  $X_1$  no 53º dia pode ter sido resultante do declínio populacional de cladóceros e rotíferos. Neste período foi observado a maior abundância dos copépodes. No entanto, *Thermocyclops decipiens*, responsável por estes valores, apresenta hábito raptorial de predação e a habilidade de se alimentar tanto de algas quanto de outros animais (inclusive cladóceros e copépodes), sendo considerado onívoro (Matsumura-Tundisi *et al.* 1990; Matsumura-Tundisi & Silva, 1999; Von Rückert & Giani, 2008). Provavelmente, sua particularidade alimentar pouco contribuiu para perdas de densidade fitoplanctônica por predação neste período.

Fortes chuvas na bacia de drenagem do reservatório (Takahashi, 2008), fizeram com que os valores de turbidez aumentassem em 5 vezes entre o 46º e o 60º dia. Este evento pode ter influenciado tanto o declínio na densidade de cladóceros e rotíferos, como a menor eficiência de predação dos copépodes, uma vez que o aumento de material particulado abiogênico em suspensão pode ter dificultado tanto a filtração pelos cladóceros e rotíferos, como captura visual pelos copépodes ciclopoídes.

Apesar da inexistência de informações sobre a ictiofauna durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, é possível inferir que provavelmente foi baixa a interferência de predação do zooplâncton por peixes planctófagos e, portanto, seria improvável a ação do efeito do tipo cascata trófica sobre o fitoplâncton. Agostinho *et al.* (2007) comentam que já nos primeiros dias após o represamento de um rio, os peixes que ocupavam a área, agora

inundada, sem o referencial do fluxo unidirecional ocupam toda a coluna de água. Em seguida, apresentam a tendência de se deslocarem massivamente para os tributários e ou trechos não represados a montante, fugindo das baixas concentrações de oxigênio dissolvido, comuns durante o processo de enchimento de reservatórios.

A influência *pura* (13,87%) da comunidade zooplanctônica sobre a densidade do fitoplâncton, evidenciada na CCAp, esteve relacionada aos eventos de predação, mais acentuados entre o 22º e o 60º dia do enchimento. O efeito da interação entre as variáveis abióticas e a comunidade zooplanctônica (84,27%) sobre o fitoplâncton é coerente ao fato de que tanto variáveis abióticas como bióticas terem sofrido o mesmo distúrbio: a drástica alteração hidrológica decorrente do barramento do rio Jordão. Tal foi a magnitude deste distúrbio que as variáveis abióticas amostradas refletiram este evento, assim como as alterações na estrutura das comunidades planctônicas. Apenas 1,86% da densidade dos GF fitoplanctônicos apresentaram variação inexplicável, sendo provavelmente resultantes de flutuações de variáveis ambientais não analisadas, dada a importância da ação hidrológica deste período sobre o sistema.

Ao final do enchimento (60º dia), quando a cota máxima do reservatório foi atingida, a lâmina superficial de água perdida a jusante e com ela grande parte dos organismos planctônicos. Assim, provavelmente, a ação do vertedouro imprimiu novo distúrbio hídrico às populações planctônicas (lavagem hidráulica).

## 5.0 Considerações Finais

A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que as alterações hidrológicas decorrentes do barramento do rio Jordão, representaram impacto drástico ao ambiente, causando profundas alterações tanto às variáveis abióticas quanto às comunidades planctônicas. A ação integrada das variáveis ambientais e da comunidade zooplanctônica, durante o enchimento do reservatório de Santa Clara, foi a responsável pelas alterações na estrutura e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. As variáveis abióticas influenciaram o fitoplâncton durante todo o enchimento, enquanto que os efeitos da herbivoria foram conspícuos ao término do enchimento.

Entre as variáveis abióticas, a razão  $Z_{eu}/Z_m$ , foi a que mais influenciou a densidade fitoplanctônica, no entanto, não foi favorável ao desenvolvimento das algas causando *stress* fisiológico, refletido no baixo número de organismos. A competição por recursos entre os GFs  $X_1$ ,  $X_2$  e  $Y$  determinaram a substituição de espécies dominantes. Estas espécies bem adaptadas às condições de instabilidade física da coluna de água e baixa disponibilidade luminosa, representaram fonte alimentar de qualidade ao zooplâncton, o que contribuiu para alterações na composição e densidade das espécies fitoplanctônicas.

Assim a hipótese inicial de que a densidade do fitoplâncton, ao final do enchimento do reservatório, quando prevalecem características de ambiente lântico, seria controlada por ação da herbivoria zooplanctônica foi confirmada.

Elucidar a importância da alça microbiana, da eficiência no repasse energético aos peixes, assim como a existência de cascatas tróficas neste reservatório, só serão possíveis por meio de futuros estudos experimentais.



## 6.0 Referências

- Agasild, H.; Zingel, P.; Tönno, I.; Haberman, J. & Nõges, T. 2007. Contribution of different zooplankton groups in grazing on phytoplankton in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia), *Hydrobiologia*, 584: 167-177.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L.C.; Pelicice, F.M. 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM. 501p.
- American Public Health Association, APHA .1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. APHA, Washington DC, 1268 p.
- Arcifa, M. S. 1999. Uma visão Sobre a Estrutura e Hipóteses de Funcionamento. In: Henry, R. (Ed.) *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FUNDIBIO: FAPESP, Botucatu, 800 p.
- Bicudo, C. E. M. & Menezes, M. 2006. *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (Chave para Identificação e Descrições) – 2ª Ed.*, São Carlos, RIMA, 489p.
- Bicudo, D.C.; Ferragut, C.; Crossetti, L.O.; Bicudo, C. E. M. 2005. Efeitos do represamento sobre a estrutura da Comunidade Fitoplânctônica do Reservatório de Rosana, Baixo Rio Paranapanema, Estado de São Paulo. In: Nogueira, M.G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Eds.) *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*, São Carlos, Editora Rima, 472 p.
- Borcard, D.; Legendre P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.
- Bonecker, C. C. & Aoyagui, A. S. M. 2005. Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in Corumbá reservoir, Goiás State, Brazil. *Hydrobiologia*, 546: 415-421.
- Borges, P. A. F., Train, S. & Rodrigues, L. C. 2008 a. Estrutura do Fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 30 (1): 57-65.
- Borges, P. A. F., Train, S. & Rodrigues, L. C. 2008 b. Spatial and Temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, 607: 63-74.
- Borics, G.; Grigorszky, I.; Szabó & Padisak, J. 2000. Phytoplankton associations in a small hypertrophic fishpond in East Hungary during a change from bottom-up to top-down control, *Hydrobiologia*, 424: 79-90.
- Bottrel, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z., Grygierek, E., Herzig, Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419-456.

- Bovo-Scomparin, V. M. & Train, S. 2008. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia*, 610: 331-344.
- Bramm, M. E.; Lassen, M. K.; Liboriussen, L.; Richardson, K.; Ventura, M. & Jeppesen, E. 2009. The role of light for fish-zooplankton-phytoplankton interactions during winter in shallow lakes – a climate change perspective. *Freshwater Biology*, 54: 1093-1109.
- Branco, C. W. C. & Senna, P. A.C. 1996. Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in Paranoá reservoir, Brasília, Brasil. *Hydrobiologia*, 337: 171-181.
- Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F. & Hodgson, J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity, *BioScience*, 35: 634-639.
- Carpenter, S. R.; Cole, J. J.; Hodgson, J. R.; Kitchell, J. F.; Pace, M. L.; Bade, D.; Cottingham, K. L.; Essington, T.E.; Houser, J. N. & Schindler, D.E. 2001. Trophic Cascades, Nutrients, and Lake Productivity: Whole-Lake Experiments. *Ecological Monographs*, 71(2): 163-186.
- Companhia Paranaense de Energia Elétrica (COPEL) – 2005. Disponível em: <http://www.copel.com>. Acessado em 15 de outubro de 2005.
- Elser, J. J. & Golman, C.R. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnology and Oceanography*, 36 (1): 64-90.
- Eskinazi-Sant'Anna, E. M. ; Menezes, R.; Costa, I. S.; Panosso, R. F; Araújo, M. F., Attayde, J.L. 2007. Composição da Comunidade Zooplânctônica em reservatórios Eutróficos do Semi-Árido do Rio Grande do Norte, *Oecologia Brasiliensis*, 11 (3): 410-421.
- Ferrão-Filho, A. S.; Arcifa, M. S. & Fileto, C. 2003. Resource limitation and food quality for cladocerans in a tropical Brazilian lake. *Hydrobiologia*, 491: 201-210.
- Figueiredo, D.M. 2007. Padrões Limnológicos e do Fitoplâncton nas Fases de Enchimento e de Estabilização dos Reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso). Tese (Doutorado): Universidade Federal de São Carlos, 264p.
- Fileto, C.; Arcifa, M. S.; Ferrão-Filho, A.S. & Silva, L. H. S. 2004. Influence of phytoplankton fractions on growth and reproduction of tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, 38: 503-514.
- Giné, M. F., Bergamin, H., Zagatto, E.A.G. & Reis, B.F. 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 14: 191-197.
- Goldyn, R. & Kowalczevska-Madura, K. 2008. Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzedzkie Lake in western Poland. *Journal of Plankton Research*, 30 (1): 33-42.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S. & Ohnstad, M. A. M. 1978 *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2 ed. IBP. Oxford, Blackwell Scientific Publication.

- Harris, G. P. 1986. *Phytoplankton Ecology, Structure, Function and Fluctuation*. Chapman and Hall. London. 384p.
- Huszar, V. L. M. 1994. *Fitoplâncton de um lago amazônico impactado por regeito de bauxite (lago Batata, Pará, Brasil): Estrutura da comunidade, flutuações espaciais e temporais*, Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos, 219 p.
- Havens, K. E.; Elia, A. C.; Taticchi, M. I. & Fulton III, R. S. 2009. Zooplankton-phytoplankton relationships in shallow subtropical versus temperate lakes Apopka (Florida, USA) and Trasimeno (Umbria, Italy). *Hydrobiologia*, 628: 165-175.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4.Nostocales. *Archive Hydrobiology Suppl.* 82 (3 - Algological Studies 56): 247-345.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 1-548.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München, p. 1-759
- Koroleff, K. 1978. Determination of Ammonia. In: Grasshoff, K.; Kremling, E. (eds.), *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Legendre P. & Legendre L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Maack, R. 1981. *Geografia Física do Estado do Paraná*, 2 ed., J. Olympio, Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná, 442 p.
- Mackereth, F. Y. H., Heron, J.R. & Tailing, J.F. 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Scientific Publication.
- McQueen, D. J.; Post, J. R. & Mills, E. L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1571-1581.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona, Editora Omega.
- Marinho, M.M.; Huszar, V.L.M. & Sampaio-Pinto, G.F. 1993 *Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica da Lagoa Juturnaíba, Araruama, RJ, Brasil: Uma Comparação entre os Períodos Anterior e Posterior à Construção da Barragem no Rio São João*. *Revista Brasileira de Biologia*, 53(3): 453-467.
- Matsumra-Tundisi, T. & Silva, W. M. 1999. Crustáceos Copepodos planctônicos. In: Joly, C. A. & Bicudo, C. E. M. (Orgs.) *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil*. 4. *Invertebraos de Água Doce*. Fapesp., São Paulo, 91-100.

Matsumura-Tundisi, T.; Rietzler, A. C.; Espindola, E. L. G.; Tundisi, J. G. 1990. Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *Brachionus calyciflorus* by 2 *Mesocyclops* espécies coexisting in Barra Bonita reservoir (SP, Brasil). *Hydrobiologia*, 198: 141-155.

Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J.G.; Saggio, A.; Oliveira Neto, A.L.; Espíndola, E.G. 1991. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 1482-1488.

Melão, M.G.G.; Rocha, O. & Roche, K. F. 2005. Produtividade, Biomassa, Flutuações Populacionais e Interações Biológicas da Comunidade Planctônica e suas Implicações na Transferência de Energia na Cadeia Alimentar de um Reservatório Raso e Oligotrófico. In: Roche, K. F. & Rocha, O. (Eds.), *Ecologia Trófica de Peixes com ênfase na Planctivoria em Ambientes Lênticos de água Doce do Brasil*. Editora Rima, São Carlos.

Naselli-Flores, L. & Barone, R. 1994. Relationship Between Trophic State and Plankton Community Structure in 21 Sicilian Dam Reservoirs. *Hydrobiologia*. 275/276: 197-205.

Padisák, J., Crossetti, L. O. & Naselli-Flores, L. 2009. Use and Misuse in the Application of the Phytoplankton Functional Classification: a Critical Review With Updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.

Pagano, M. 2008. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size – structure, *Journal of Plankton Research*, 30(4): 401-414.

Pereira, D. G.; Velho, L. F. M.; Pagioro, T. A. & Lansac-Tôha, F. A. 2005. Abundância de Nanoflagelados Heterotróficos no Plâncton de Reservatórios com Distintos Graus de Trofia. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27 (1): 43-50.

Quinlan, E. L.; Jett, C. H. & Philips, E. J. 2009. Microzooplankton grazing and the control of phytoplankton biomass in the Suwannee River estuary, USA. *Hydrobiologia*, 632: 127-137.

Rangel, L. M.; Silva, L. H. S.; Arcifa, M. S. & Peticarrari, A. 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal Biology*, 69 (1): 75-85.

R. Development Core Team, 2009. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em URL. <http://www.r-project.org/>.

Reviere, B. 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.

Reynolds, C. S. 1997. *Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Oldendorf. Ecology Institute. 384 p.

Reynolds, C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 537 p.

- Reynolds, C. S., Huszar, V.L.M., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Robarts, R. D.; Zohary, T.; Jarvis, A. C.; Pais-Madeira, C.; Sephton, L. M. & Combrink, S. 1992. Phytoplankton and zooplankton population dynamics and production of a recently formed African reservoir. *Hydrobiologia*, 237: 47-60.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London, p.122-1137.
- Sherr, E. & Sherr, B. 1988. Role of microbes in pelagic food webs: A revised concept. *Limnology and Oceanography*, 33 (5): 1225-1227.
- Silva, C. A.; Train, S & Rodrigues, L.C. 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum*, 23 (2): 283-290.
- Silva, C. A.; Train, S & Rodrigues, L.C. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, 537: 99-109.
- Straskraba, M. & Tundisi, J. G. 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 565-583.
- Takahashi, E. M. 2008. Efeitos do Represamento sobre a Estrutura e Dinâmica da Comunidade Zooplanctônica. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 83 p.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Train, S. & Rodrigues, L. C. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, 361: 125-134.
- Tundisi, J. G. & Matsumura-Tundisi, T. 1994. Plankton diversity in a warm monomitic lake (Dom Helvécio, Minas Gerais) and a polymitic reservoir (Barra Bonita): A comparative analysis of the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 66(1): 15-28.
- Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.
- Von Rückert, G. & Giani, A. 2008. Biological interations in the plankton community of a tropical eutrophic reservoir: is the phytoplankton controlled by zooplankton? *Journal of Plankton Research*, 30 (10): 1157-1168.

Zhang, X.; Xie, P.; Chen, F.; Li, S.; Qin, J. 2007. Driving forces shaping phytoplankton assemblages in two subtropical plateau lakes with contrasting trophic status. *Freshwater Biology*, 52: 1463-1475.



Tabela 1: Dias de amostragem com as respectivas datas por estação de amostragem.

Data da Amostragem	SC1	SC2
23 de abril de 2005	1º dia de amostragem	-
24 de abril	2º	-
25 de abril	3º	-
26 de abril	4º	-
27 de abril	5º	-
28 de abril	6º	-
29 de abril	7º	-
30 de abril	8º	-
02 de maio	10º	-
05 de maio	13º	-
08 de maio	16º	-
11 de maio	19º	1º dia de amostragem
14 de maio	22º	4º
17 de maio	25º	7º
20 de maio	28º	10º
24 de maio	32º	14º
31 de maio	39º	22º
07 de junho	46º	28º
14 de junho	53º	35º
21 de junho	60º	42º