

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

ERICA MAYUMI TAKAHASHI

Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade
zooplanctônica

Maringá
2008

ERICA MAYUMI TAKAHASHI

Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade
zooplanctônica

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.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha

Maringá
2008

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

T136e Takahashi, Erica Mayumi, 1978-
Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplancônica /
Erica Mayumi Takahashi. -- Maringá, 2008.
86 f. : il

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2008.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha.

1. Zooplâncton de água doce - Reservatórios - Impactos - Brasil. 2. Zooplâncton de
água doce - Populações, Dinâmica de - Reservatórios - Brasil. I. Universidade Estadual
de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de
Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -592.176309816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

ERICA MAYUMI TAKAHASHI

Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade
zooplanctônica

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

Prof. Dr. Fábio de Azevedo
Faculdade Estadual de Educação, Ciências e Letras de Paranavaí

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Universidade Federal de Goiás

Prof^a Dr^a Claudia Costa Bonecker
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Júnior
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 26 de novembro de 2008.

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

Dedicatória

Este trabalho é dedicado

Aos meus pais, ***Luiz e Marina Takahashi*** que me ensinaram as primeiras letras e me inspiraram o amor ao saber.

Ao meu noivo, ***Dener Alencar***, por todo seu amor e incentivo.

"Jamaís considere seus estudos como uma obrigação, mas como uma oportunidade invejável para aprender a conhecer a influência libertadora da beleza do reino do espírito, para seu próprio prazer pessoal e para proveito da comunidade à qual seu futuro trabalho pertencer."

(Albert Einstein)

AGRADECIMENTOS

Com muito amor, aos meus pais, *Luiz e Marina*, pelo amor incondicional, assistência emocional, apoio e incentivo constante. Tudo que sou hoje devo a vocês. Essa vitória pertence a vocês.

Ao *Dener*, pela paciência, amor, compreensão e incentivo em todos os momentos. Obrigada por segurar a barra e secar as minhas lágrimas.

Especialmente, ao meu orientador, *Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha*, por ter me iniciado na pesquisa, por acreditar no meu potencial, pela preciosa paciência e orientação, pelo apoio e amizade em todos os momentos.

Com muito carinho, à *Dra. Claudia Costa Bonecker*, por compartilhar comigo seu conhecimento, pela preciosa amizade e paciência, pelo apoio constante, por todas as sugestões, por estar presente em todos os passos dessa minha caminhada. Sem você, eu não estaria aqui.

Com carinho, ao *Dr. Luiz Felipe Machado Velho*, pela presença sempre alegre no laboratório, por dividir seus conhecimentos, pela amizade, apoio e sugestões e também por disponibilizar os dados de bactérias e protozoários.

Aos demais membros da banca, por se disponibilizarem a estar aqui, pela leitura do trabalho, críticas e sugestões.

Ao *Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira*, grande e amado amigo, por todo auxílio nas análises estatísticas, valiosas sugestões e pela paciência em me ensinar.

À *Dra. Luzia Cleide Rodrigues*, pela amizade e grande apoio nas análises estatísticas.

À *Flávia Sicielli de Lima*, pela grande apoio na árdua tarefa de identificação dos copépodes.

Aos queridos e amados amigos do laboratório de Zooplâncton, *Anderson, Arianne, Ciro, Flávia, Geziele, Gustavo, Juliana, Mariza e Nadson* pelo afeto, por terem me auxiliado tanto, em momentos difíceis e também pelos momentos de alegria e convívio. Valeu!

À todos os integrantes do laboratório, pelos momentos de alegrias que me proporcionaram. Levo todos vocês no coração, pelo resto da vida.

Às minhas amadas e preciosas amigas, *Daniele Sayuri Fujita, Delcy Extekoetter, Luciana Ramos Sato e Regina Massae Ide*, que não permitiram que a distância nos separasse, pelo amor que me dedicam e pela torcida constante.

À *MSc. Susicley Jatti* e à *Maria do Carmo Roberto* pelo carinho, amizade, apoio e por disponibilizar os dados de fitoplâncton e das variáveis abióticas.

À todas as pessoas que participaram e auxiliaram nas coletas: *Celsão, Clau, Dú, Fabão, Fê, Fernanda, Gazo, Gú, Leandro, Liliana, Lú, Mariza, Suzi, Thomaz e Valdenir*.

À *MSc. Dayane Christian Rossa*, por ter disponibilizado os dados do reservatório de Corumbá.

Aos queridos bibliotecários, *Maria Salete Ribellato Arita* e *João Fábio Hildebrand*, e as secretárias do curso de pós-graduação *Aldenir Cruz Oliveira* e *Jocemara Celestino dos Santos*, pela presteza e estímulo em todos os momentos.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura, pelas facilidades concedidas durante a execução deste trabalho.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

À todos aqueles que não permitiram que eu desistisse, e que contribuíram para a elaboração deste trabalho.

Acima de tudo, a Deus que tornou tudo isso possível. Seu amor e Sua luz não me abandonaram nos momentos de dúvida e angústia.

Tese elaborada conforme as normas da publicação científica *International Review of Hydrobiology*. Disponível em http://www3.interscience.wiley.com/homepages/60500251/2246_guidelines.pdf

Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica

RESUMO

O represamento de rios para a formação de reservatórios é considerado uma atividade antrópica de grande impacto para as comunidades biológicas. O presente estudo foi elaborado a partir de dois capítulos e procurou obter maiores informações sobre as alterações na estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica durante a fase de enchimento de reservatórios, tendo em vista a importância ecológica dessa comunidade em reservatórios e devido a escassez de informações sobre tais mudanças nessa comunidade.

O primeiro capítulo foi elaborado a partir de dados obtidos em um reservatório subtropical (reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Estado do Paraná) e teve como hipóteses: (i) a riqueza de espécies e a diversidade específica dos grupos zooplanctônicos são maiores no início da fase de enchimento, devido à presença de espécies não planctônicas; (ii) a abundância dos grupos é maior no final do enchimento, em função do desenvolvimento e o predomínio de grandes populações planctônicas, devido a redução na velocidade de corrente e a disponibilidade alimentar; e (iii) as alterações da riqueza de espécies, abundância e diversidade específica são mais nítidas no início do enchimento, tendo em vista as alterações das características físicas, químicas e biológicas da água. A comunidade zooplanctônica esteve representada por 156 espécies, sendo 108 de rotíferos, 32 de cladóceros e 16 de copépodes. Foi observada, em geral, uma tendência de aumento da riqueza de espécies de todos os grupos durante o enchimento e os maiores valores foram constatados no final do período. Os rotíferos sofreram as maiores alterações na composição de espécies, seguidos pelos cladóceros e copépodes.

Maiores abundâncias de todos os grupos foram registradas no final do enchimento do reservatório, porém o pico de abundância dos rotíferos foi maior e anterior aos registrados para os cladóceros e copépodes (ciclopóides e calanóides). Em geral, as variações dos valores de diversidade específica foram nítidas para todos os grupos e relacionadas principalmente aos resultados de equitabilidade. Assim como o verificado para a diversidade específica, os valores de equitabilidade de todos os grupos apresentaram marcantes variações.

O padrão de distribuição das espécies foi diferenciado entre os dias de amostragem, sendo possível observar um gradiente temporal quando algumas espécies de rotíferos (*Proales sordida* e *Trichocerca capuccina*) e cladóceros (*Disparalona dadayi* e *Kurzia latissima*) apresentaram uma distribuição preferencial no início do período de estudo; e outras espécies de rotíferos (*Ascomorpha saltans*, *Gastropus hyptopus*, *Hexarthra mira*) e uma espécie de copépode calanóide (*Notodiptomus spinuliferus*) caracterizaram os últimos dias da mesma fase; já os copépodes ocorreram apenas a partir da metade do mesmo período. A análise de regressão múltipla evidenciou a importância de diversos recursos alimentares (biomassa de bactérias, flagelados heterotróficos e fitoplâncton) sobre a variação da abundância do zooplâncton durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

A partir dos resultados obtidos, foi possível concluir que o represamento do rio Jordão provocou nítidas alterações na estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica, sendo que a disponibilidade de recurso alimentar é o principal fator atuando sobre a variação da abundância dessa comunidade durante esse período.

O segundo capítulo foi preparado com dados obtidos durante o enchimento dos reservatórios de Santa Clara (rio Jordão, Estado do Paraná) e Corumbá (rio Corumbá, Estado de Goiás), pressupondo-se que existe um padrão de coerência temporal nas alterações na composição de espécies em ambos os reservatórios, devido à redução na velocidade de corrente resultante do processo de represamento. Foram registrados 125 táxons em Santa Clara e 79 em Corumbá, sendo 54 deles comuns aos dois reservatórios. Os rotíferos compuseram o grupo que mais contribuiu para a riqueza específica durante a fase de enchimento de ambos os ambientes e essa contribuição apresentou uma leve redução ao longo do tempo. Os cladóceros e copépodes calanóides apresentaram uma maior contribuição no reservatório de Corumbá, e os copépodes ciclopóides, no reservatório de Santa Clara.

As maiores alterações na composição de espécies de todos os grupos foram registradas no reservatório de Santa Clara. Quanto à abundância, em Santa Clara, os rotíferos dominaram a comunidade durante quase todo o período, enquanto os microcrustáceos, especialmente cladóceros e copépodes ciclopóides, contribuíram mais para a abundância no final da fase de enchimento.

No reservatório de Corumbá, os rotíferos e os copépodes ciclopóides foram os grupos que dominaram a comunidade nessa fase, alternando-se durante o período, e os cladóceros foram mais importantes quase ao final do período estudado.

Os resultados da análise de Procrustes e do teste de Mantel parcial sugerem que a variação temporal da composição dos organismos zooplanctônicos apresenta um padrão de coerência temporal entre os reservatórios, ou seja, as mudanças da composição ao longo do tempo foram semelhantes. Algumas espécies estiveram mais relacionadas com o início, meio ou final da fase de enchimento, em ambos os reservatórios. *Disparalona dadayi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus falcatus*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Conochilus coenobasis*, *Epiphanes macrourus* (rotíferos) e *Moina minuta* (cladóceros) foram as espécies mais coerentes em ambos ambientes, enfatizando o resultado de variação coerente da composição de espécies zooplanctônicas nos dois reservatórios estudados. Uma avaliação da variação temporal do número de táxons nos reservatórios discriminando cada grupo constituinte do zooplâncton também não sugeriu divergências significativas. Em Santa Clara, a riqueza de espécies para os três grupos diminuiu no início da fase de enchimento, e posteriormente aumentou. Em Corumbá, a riqueza de espécies de rotíferos diminuiu logo no início e, em seguida, aumentou, enquanto que as riquezas de cladóceros e copépodes não apresentaram expressivas variações.

Os resultados obtidos sugeriram que as comunidades zooplanctônicas presentes nos reservatórios de Santa Clara e Corumbá, durante suas fases de enchimento, responderam similarmente pelo menos quanto às alterações em suas composições de espécies, a algum fator ambiental intrínseco local ou a um conjunto de fatores. Tendo em vista que um dos principais fatores ambientais afetando essa comunidade em reservatórios é a velocidade de

corrente, sugere-se que esse fator seja responsável pela variação coerente da composição de espécies no presente estudo.

A partir dos resultados obtidos nos dois estudos foi possível observar que a formação de reservatórios causa profundas modificações na estrutura e dinâmica do zooplâncton, sendo enfatizada a importância da disponibilidade de alimento para a variação da abundância da comunidade durante a fase de enchimento desses ambientes. Ainda, as comunidades presentes durante esse período em distintos reservatórios responderam similarmente, pelo menos quanto às alterações em suas composições de espécies, a algum fator ambiental, como a velocidade de corrente, já que essa variável hidrodinâmica é de suma importância para o estabelecimento e desenvolvimento dessa comunidade em reservatórios.

Palavras-chave: Zooplâncton. Reservatórios. Fase de enchimento. Coerência temporal.

Impoundment effects on the structure and dynamics of zooplankton community

ABSTRACT

The river impoundment for reservoir creation is considered an anthropogenic activity of vast impact for biological communities. The present study was elaborated in two chapters and aimed to obtain greater information about the alterations in the structure and dynamics of zooplankton community during the reservoirs filling, since the ecological importance of this community in reservoirs and due to the scarcity of information about these changes in this community.

The first chapter was elaborated from data obtained in one subtropical reservoir (Santa Clara reservoir, Jordão river, Paraná State) and predicted that: (i) the species richness and specific diversity of zooplankton groups are higher in the beginning of the filling phase, due to the presence of non planktonic species; (ii) the abundance of the groups is greater in the end of the same phase, in function of the development and predominance of large planktonic populations due to the food resources availability and the reduction of current flow and (iii) the alterations in the species richness, abundance, specific diversity are more remarkable in the beginning of the reservoir filling, due to the changes in the physical, chemical and biological features of the water. We identified 108 rotifer species, 32 cladoceran species and 16 copepod species. There was an increasing trend in the species richness of all groups during the filling, and the higher values were observed at the end of the period. Rotifers compounded the group with the highest alteration in species composition, followed by cladocerans and copepods.

Greater abundances of all groups were registered at the end of the study period, but the peak of abundance of rotifers was higher and previous than those recorded for cladocerans and copepods (cyclopoids and calanoids). In general, the variations in the values of specific diversity were clear to all zooplankton groups and were mainly related to evenness results. As also observed for specific diversity, the evenness values of all groups presented remarkable variations.

The pattern of species distribution was distinct among the sampling days, and allowed to observe a temporal gradient, when some species of rotifers (*Proales sordida* and *Trichocerca capuccina*) and cladocerans (*Disparalona dadayi* and *Kurzia latissima*) presented a preferential distribution in the beginning of the study; and other species of rotifers (*Ascomorpha saltans*, *Gastropus hyptopus*, *Hexarthra mira*) and one calanoid species (*Notodiaptomus spinuliferus*) characterized the last days of the same period, and the copepods occurred only from the middle of the period. The multiple regression analysis evidenced the importance of several food resources (biomass of bacteria, heterotrophic flagellate and phytoplankton) on the variation of zooplankton abundance during the filling of Santa Clara reservoir.

From the obtained results, it was possible to conclude that the impoundment of Jordão River caused sharp alterations in the structure and dynamics of zooplankton

community, and the food availability is the main factor driving the abundance variation during this period.

The second chapter was prepared with data obtained during the filling of Santa Clara reservoir (Jordão river, Paraná State) and Corumbá reservoir (Corumbá river, Goiás State), predicting that there is a pattern of temporal coherence in the alterations of species composition present in both reservoirs, due to the reduction in the current flow resulting of impoundment process. We registered 125 taxa in Santa Clara and 79 in Corumbá, and 54 were common to both reservoirs. The rotifers were the group that most contributed to the species richness during the filling of both environments, and this contribution presented a slight reduction along the time. Cladocerans and calanoid copepods presented a higher contribution in Corumbá, and cyclopoid copepods, in Santa Clara.

The highest alteration in species composition of all groups was verified in Santa Clara reservoir. Considering the abundance, in Santa Clara, rotifers dominated the community for almost the whole study period, whereas the microcrustaceans, especially cladocerans and cyclopoid copepods contributed to the abundance mainly at the end of the filling.

In the Corumbá Reservoir, rotifers and cyclopoid copepods alternated in the dominance of the community, and the cladocerans were more important almost at the end of the filling phase.

The results from Procrustes analysis and Mantel's partial test suggest that the temporal variation of zooplankton composition presents a pattern of temporal coherence between the reservoirs, i.e., the changes in the species composition along the time were similar. Some species were more related to the beginning, middle or the end of the filling phase in both environments. *Disparalona dadayi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus falcatus*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Conochilus coenobasis*, *Epiphanes macrourus* (rotifers) and *Moina minuta* (cladoceran) were the most coherent species in both environments, emphasizing the coherent variation result of species composition in the two studied reservoirs. An evaluation of temporal variation of taxa number in the reservoirs distinguishing each zooplankton group did not suggest significant divergences. In Santa Clara, the species richness of the three groups decreased in the beginning of the filling phase, and afterwards increased. In Corumbá, the rotifer species richness decreased soon in the beginning and, afterwards, increased, while the species richness of cladocerans and copepods did not present expressive variations.

The obtained results suggested that the zooplankton communities, present during the filling phase of Santa Clara and Corumbá reservoirs, responded similarly, at least regarding the changes in the species composition, to some intrinsic environmental factor or to a set of factors. Since the current flow is the one of the principal environmental factors affecting this community in reservoirs, we suppose that this factor is the responsible for the coherent variation in species composition in the present study.

From the results obtained in these two studies, it was possible to observe that the reservoir creation causes remarkable changes in the structure and dynamics of zooplankton, emphasizing the importance of food resource availability for the variation of zooplankton

abundance during the reservoirs filling. Furthermore, the communities present during this period in different reservoir responded similarly, at least regarding the changes in the species composition, to some environmental factor, such as the current flow, since this hydrological variable is of paramount importance for the establishment and development of this community in reservoirs.

Key-words: Zooplankton. Reservoirs. Filling phase. Temporal coherence.

SUMÁRIO

Capítulo 1: *Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica populacional do zooplâncton em um reservatório subtropical*

RESUMO	16
ABSTRACT	17
1. INTRODUÇÃO	18
2. MATERIAL E MÉTODOS	21
2.1. ÁREA DE ESTUDO	21
2.2. AMOSTRAGEM DE CAMPO	21
2.3. ANÁLISE EM LABORATÓRIO	23
2.4. ANÁLISE DOS DADOS	25
3. RESULTADOS	27
3.1. COMPOSIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON	27
3.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON	30
3.3. ABUNDÂNCIA DO ZOOPLÂNCTON	32
3.4. DIVERSIDADE ESPECÍFICA E EQUITABILIDADE DO ZOOPLÂNCTON	34
3.5. PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DA OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON	37
3.6. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)	39
3.7. RELAÇÃO DA ABUNDÂNCIA ZOOPLANCTÔNICA COM AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E A DISPONIBILIDADE ALIMENTAR	41
4. DISCUSSÃO	42
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
6. REFERÊNCIAS	48

Capítulo 2: *Estudo comparativo dos efeitos do represamento sobre o zooplâncton em dois reservatórios brasileiros*

RESUMO	56
--------------	----

ABSTRACT	57
1. INTRODUÇÃO	58
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	60
2.1. ÁREA DE ESTUDO	60
2.2. AMOSTRAGEM DE CAMPO	61
2.3. ANÁLISE EM LABORATÓRIO	63
2.4. ANÁLISE DOS DADOS	63
3. RESULTADOS	65
3.1. COMPOSIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON.....	65
3.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON.....	69
3.3. ABUNDÂNCIA RELATIVA DO ZOOPLÂNCTON.....	71
3.4. COMPARAÇÃO DA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES EM AMBOS OS RESERVATÓRIOS	73
4. DISCUSSÃO	77
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
6. REFERÊNCIAS	81

CAPÍTULO 1

Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica populacional do zooplâncton em um reservatório subtropical

Efeitos do represamento sobre a estrutura e dinâmica populacional do zooplâncton em um reservatório subtropical

RESUMO

A formação de um reservatório implica em uma seqüência de alterações rápidas, intensas e permanentes sobre o sistema terrestre, hídrico e sobre a biota. Esse estudo foi conduzido em um reservatório subtropical (reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Estado do Paraná) e teve como hipóteses: (i) a riqueza de espécies e a diversidade específica dos grupos zooplanctônicos são maiores no início da fase de enchimento, devido à presença de espécies não planctônicas; (ii) a abundância dos grupos é maior no final do enchimento, em função do desenvolvimento e o predomínio de grandes populações planctônicas, devido à redução na velocidade de corrente e a disponibilidade alimentar; e (iii) as alterações da riqueza de espécies, abundância e diversidade específica são mais nítidas no início do enchimento, tendo em vista as alterações das características físicas, químicas e biológicas da água. As coletas do zooplâncton foram realizadas durante a fase de enchimento do reservatório, utilizando-se moto-bomba e rede de plâncton (68 μ m). Foram identificadas 108 espécies de rotíferos, 32 de cladóceros e 16 de copépodes. Verificou-se uma tendência de aumento da riqueza de espécies de todos os grupos durante o enchimento, sendo os maiores valores constatados no final do período. Os rotíferos sofreram as maiores alterações na composição de espécies, seguidos pelos cladóceros e copépodes. Maiores abundâncias de todos os grupos foram registradas no final do enchimento. As variações dos valores de diversidade específica foram nítidas para todos os grupos e relacionadas principalmente aos resultados de equitabilidade. O padrão de distribuição das espécies permitiu observar um gradiente temporal quando algumas espécies apresentaram uma distribuição preferencial no início do período de estudo; e outras caracterizaram os últimos dias da mesma fase. A análise de regressão múltipla evidenciou a importância de diversos recursos alimentares sobre a variação da abundância do zooplâncton durante o enchimento do reservatório. A partir dos resultados obtidos, foi possível concluir que o represamento do rio Jordão provocou nítidas alterações na estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica, sendo que a disponibilidade de alimento parece ser o principal fator atuando sobre a variação da abundância dessa comunidade durante esse período.

Palavras-chave: reservatório, impacto, fase de enchimento, zooplâncton.

Impoundment effects on the structure and populational dynamics of zooplankton in a subtropical reservoir

ABSTRACT

The reservoirs creation implies in a sequence of rapid, intense and permanent alterations on the terrestrial and hydric systems and consequently on the biota. This study was performed in a subtropical reservoir (Santa Clara reservoir, Jordão river, Paraná State) and predicted that: (i) the species richness and specific diversity of zooplankton groups are higher in the beginning of the filling phase, due to the presence of non planktonic species; (ii) the abundance of the groups is greater in the end of the same phase, in function of the development and predominance of large planktonic populations due to the reduction of current flow and food resources availability and (iii) the alterations in the species richness, abundance, specific diversity are more remarkable in the beginning of the reservoir filling, due to the changes in the physical, chemical and biological features of the water. The zooplankton samplings were carried out during the filling phase of the reservoir, using motorized pump and plankton net (68 μm). We identified 108 rotifer species, 32 cladoceran species and 16 copepod species. There was an increasing trend in the species richness of all groups during the filling, and the higher values were observed at the end of the period. Rotifers compounded the group with the highest alteration in species composition, followed by cladocerans and copepods. Higher abundances of all groups were registered at the end of the study period. The variations in the values of specific diversity were clear to all zooplankton groups and were mainly related to evenness results. The pattern of species distribution allowed to observe a temporal gradient, when some species presented a preferential distribution in the beginning of the study; and other species characterized the last days of the same period. The multiple regression analysis evidenced the importance of several food resources on the variation of zooplankton abundance during the reservoir filling. From the obtained results, it was possible to conclude that the impoundment of Jordão river caused sharp alterations in the structure and dynamics of zooplankton community, and the food availability seems to be the main factor driving the abundance variation during this period.

Key-words: reservoir, impact, filling phase, zooplankton

1. INTRODUÇÃO

A construção de barragens em cursos naturais de rios é considerada uma das atividades antrópicas de maior impacto para os ecossistemas hídricos. Essa atividade produz diversos benefícios para o homem, como produção de energia, fonte de água potável, navegação, entre outros (STERNBERG, 2006). Por outro lado, acarreta distúrbios sociais, ambientais e econômicos, como a perda de biodiversidade, emigração humana e redução da produção pesqueira, muitos deles irreversíveis, sendo que nem todos ocorrem ao mesmo tempo (STRAŠKRABA e TUNDISI, 1999). MILLIMAN (1997) afirma que mesmo as barragens mais cuidadosamente planejadas geram problemas imprevistos.

De acordo com ACKERMAN *et al.* (1973), o fechamento da barragem para o enchimento de um reservatório gera uma complexa rede de impactos e sua ação inicial é abrupta e permanente, sendo a transformação das condições terrestre e lótica, para aquática e lacustre, rápida, intensa e extremamente evidente. A construção de uma barragem em um rio promove a formação de um novo ecossistema, sendo que um reservatório não mantém completamente as características de um rio, nem reflete integralmente as características de um lago natural. O novo ecossistema é um complexo híbrido constituído por características desses dois ecossistemas. Durante a fase de enchimento, o ambiente lótico desaparece progressivamente e o ambiente lacustre se origina e se expande, alagando grandes extensões de áreas. Desta forma, essa fase é caracterizada por um aumento excessivo da carga de matéria orgânica facilmente degradável, iniciada pela inundação do solo com a vegetação (UHLMANN, 1998).

Os principais distúrbios ecológicos resultantes da construção de reservatórios estão relacionados com o rearranjo de processos, como a produção de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, e a distribuição das comunidades aquáticas no sistema que foi previamente um rio (TUNDISI, 1990, WARD e STANFORD, 1995; SANTOS *et al.*, 2005; SIROL e BRITTO, 2005). Decomposição na matéria orgânica submersa, aumento no tempo de retenção (THOMAZ *et al.*, 1997), liberação de nutrientes, aumento na transparência da água, diminuição na turbulência e desenvolvimento de estratificação térmica são fatores-chaves nessa transição (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Além disso, a descontinuidade do fluxo de água ocasiona diferenças no transporte de sedimento e nutrientes ao longo do eixo longitudinal do reservatório, que, por sua vez, influenciam nos processos descritos anteriormente (THORNTON,

1990). Com as mudanças no reservatório, as comunidades de plantas e animais também mudam. Nota-se uma mudança sequencial da dominância de espécies e comunidades de ambientes lóticos para aquelas de águas mais calmas (ACKERMAN *et al.*, 1973).

Essas alterações que ocorrem no ambiente recém-formado levam as comunidades biológicas a uma nova organização, como pode ser observado durante o processo de colonização, quando se verifica a depleção de algumas populações, para as quais as novas condições, como as características físicas e químicas da água e/ou as relações bióticas, são restritivas, e a explosão de outras populações, que encontram nesse novo ambiente condições favoráveis, geralmente transitórias, para manifestar seu potencial de exploração (FALÓTICO, 1993; STRAŠKRABA *et al.*, 1993; AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Atualmente, é comum abordar as modificações na estrutura das comunidades aquáticas quando se quer avaliar os impactos causados por atividades antrópicas em ecossistemas aquáticos. Esses estudos geralmente avaliam a modificação na riqueza e diversidade de espécies. Apesar do grande número de trabalhos realizados para avaliar as mudanças ocorridas na estrutura das comunidades aquáticas em decorrência de diversos tipos de distúrbios, como eutrofização, por exemplo, o conhecimento é ainda escasso a respeito das alterações observadas na estrutura das comunidades aquáticas após o barramento de um rio (AGOSTINHO *et al.*, 1999). Tais informações seriam essenciais para mitigar o impacto da construção de reservatórios sobre os atributos das comunidades aquáticas (BONECKER *et al.*, 2001).

Analisando especificamente as alterações ambientais ocorridas em decorrência do barramento de um rio, destaca-se a importância do estudo da comunidade zooplânctônica no intuito de avaliar essas alterações através da modificação da estrutura de tal comunidade. Isto porque reservatórios podem ser considerados ambientes favoráveis para o desenvolvimento do zooplâncton, que pode estabelecer assembléias diversificadas em períodos de tempo relativamente curtos após o barramento (ROCHA *et al.*, 1999). A redução na velocidade de corrente favorece o desenvolvimento de grandes populações planctônicas, tendo em vista que a taxa de reprodução excede a taxa de carreamento dos organismos (MARZOLF, 1990).

Em geral, com a formação de um reservatório, observa-se a sucessão de espécies zooplânctônicas evidenciada durante a colonização. Espécies **r** estrategistas, como os rotíferos, são as primeiras a colonizar o novo ambiente, seguidas por espécies **k** estrategistas, como os copépodes (MATSUMURA-TUNDISI, 1999; ROCHA *et al.*, 1999). De modo geral, esses

organismos são favorecidos nessas condições, estabelecendo-se em um curto período de tempo após o barramento do rio.

De acordo com NOGUEIRA (2001), estudos sobre a estrutura e funcionamento da comunidade planctônica em ecossistemas de reservatórios fornecem oportunidades para investigar padrões de respostas às variações cíclicas e distúrbios episódicos. O entendimento da dinâmica do plâncton em reservatórios também pode ser usado para avaliar a resiliência deste tipo de ecossistema, que pode apresentar profundas mudanças nas condições limnológicas em períodos relativamente curtos, visto que esses organismos são extremamente sensíveis às alterações das propriedades ambientais e refletem a dinâmica do ecossistema (MARGALEF, 1983; LEGENDRE *et al.*, 1985).

Assim, esse trabalho objetiva: (i) fornecer informações sobre a composição dos grupos zooplanctônicos, durante a fase de enchimento de um reservatório subtropical (reservatório de Santa Clara, rio Jordão, Estado do Paraná); (ii) avaliar as alterações na riqueza de espécies, abundância, diversidade específica e dominância durante a formação do reservatório; (iii) avaliar a alteração da composição de espécies na mesma área, ao longo do tempo; (iv) analisar a distribuição espacial e temporal das espécies zooplanctônicas durante o enchimento do reservatório e (v) investigar a influência das condições físicas e químicas da água e da disponibilidade de recurso alimentar sobre a abundância da comunidade zooplanctônica durante a fase de enchimento do reservatório.

Dessa forma, o presente estudo tem as seguintes hipóteses: (1) a riqueza de espécies e a diversidade específica dos grupos zooplanctônicos (rotíferos, cladóceros e copépodes calanóides e ciclopóides) são maiores no início da fase de enchimento, devido à presença de espécies não planctônicas no ambiente ainda com predominância de características lóticas; (2) a abundância dos grupos é maior no final da mesma fase, em função do desenvolvimento e o predomínio de grandes populações planctônicas, devido à redução na velocidade de corrente e também a disponibilidade alimentar; e (3) as alterações da riqueza de espécies, abundância e diversidade específica são mais nítidas no início da fase de enchimento, tendo em vista as alterações das características físicas e químicas da água.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O reservatório da Usina Santa Clara possui 20 km² de superfície, acumulando 431 milhões de metros cúbicos de água. Está localizado no rio Jordão, afluente da margem direita do rio Iguaçu, entre os municípios de Pinhão e Candói, na região Centro-Sul do Estado do Paraná (25°38'S; 51°57'W). Seus principais afluentes são os rios Candói, Caracu, Sobradinho e Capivara. O rio Caracu recebe os efluentes da Indústria de Pasta e Papel Santa Clara Ltda (COPEL, 2005) (Fig. 1).

A barragem possui 811 m de comprimento, com altura máxima de 67 m. Sem vertedouro operável, as vazões excessivas são escoadas por uma soleira vertente de 251 m de extensão, com capacidade de descarga de até 6.542 m³/s de água. O enchimento do reservatório foi iniciado em 21 de abril e finalizado em 22 de junho de 2005. A capacidade de geração de energia é de 120 MW (COPEL, 2005).

2.2. AMOSTRAGEM DE CAMPO

Foram realizadas amostragens diárias da comunidade zooplanctônica, durante a fase de enchimento, em uma estação próxima à barragem do reservatório (região lacustre – estação 1) (Fig. 1), no período de 23 de abril a 08 de maio de 2005. Após esse período as coletas foram realizadas de três em três dias nessa mesma estação de amostragem até 24 de maio. Após esta data, foram realizadas amostragens semanais até o dia 22 de junho, totalizando 61 dias de enchimento, quando a barragem começou a verter e a dispensar os volumes que excediam a capacidade de armazenamento do lago, seguindo a previsão que estimava 60 dias para o enchimento total do reservatório. Além dessas amostras, conforme o enchimento do reservatório, foram realizadas coletas de zooplâncton em alguns locais a montante da região lacustre (rio Caracu – estação 2, n=15 amostras, futuras regiões de transição – estação 3, n=15 amostras, e fluvial – estação 4, n=6 amostras) (Fig. 1). As coletas realizadas nessas três estações de amostragem visaram apenas a análise qualitativa e foram consideradas somente para a análise de composição de espécies zooplanctônicas.

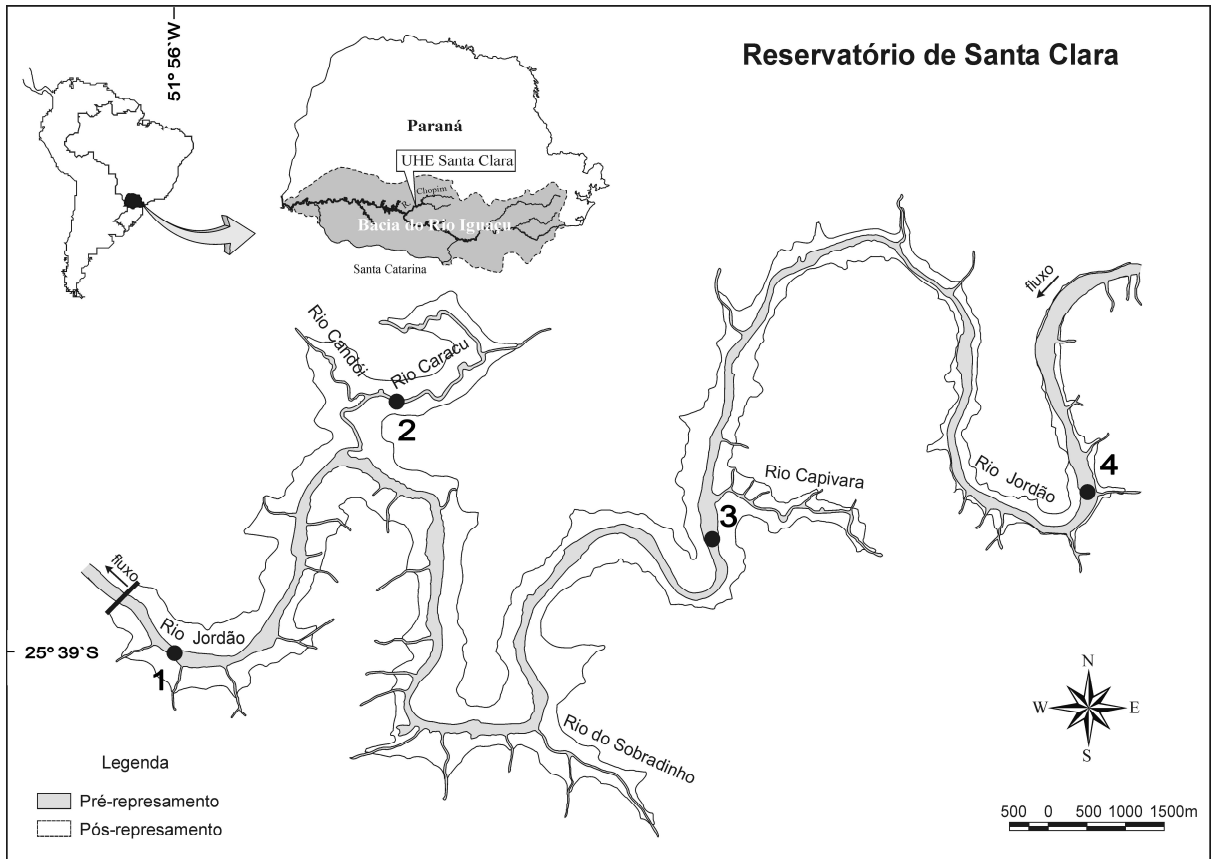


Figura 1. Área de estudo com a localização das estações de amostragem no reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Estado do Paraná).

As amostragens do zooplâncton foram realizadas à subsuperfície e quando se observou a estratificação térmica da coluna de água também foram realizadas amostragens na profundidade da termoclina (zona de mistura) e abaixo desta (camada profunda), totalizando 44 amostras.

As amostras da comunidade zooplanctônica foram obtidas com auxílio de motobomba e rede de plâncton, com 68 μm de abertura de malha, sendo filtrados 600 litros de água por amostra, e preservadas em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

Concomitante às amostragens do zooplâncton, foram medidas algumas variáveis físicas e químicas, como oxigênio dissolvido (mg/L) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (oxímetro YSI com cabo de 55 m, graduado a cada metro), condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$) e pH (potenciômetro digital Digimed) e turbidez (NTU) (turbidímetro portátil LaMotte). Amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn (5 L) e uma alíquota foi retirada para

análise da alcalinidade total (mEq/L) (CARMOUZE, 1994). Esses dados foram obtidos e fornecidos pelo Laboratório de Limnologia Básica do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura da Universidade Estadual de Maringá.

As comunidades de bactérias, protozoários flagelados, ciliados e algas, consideradas como representativas da disponibilidade de alimento para o zooplâncton, foram amostradas com a mesma periodicidade e estratégia, com auxílio de garrafa de van Dorn (5 L) e frascos de vidro (100 mL) e de polietileno (500 mL e 1000 mL).

2.3. ANÁLISE EM LABORATÓRIO

A composição de espécies do zooplâncton foi realizada considerando-se as amostras obtidas na região lacustre (estação 1) e que foram também avaliadas para as demais análises (riqueza, abundância, diversidade, equitabilidade, etc.), além das amostras coletadas no rio Caracu (estação 2, de 11 de maio a 22 de junho), e nas futuras regiões de transição (estação 2, de 20 de maio a 22 de junho) e fluvial (estação 4, de 8 a 22 de junho) do reservatório.

A riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica foi analisada a partir das amostras obtidas na região lacustre (estação 1), com auxílio de câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico (Olympus), até a estabilização da curva de riqueza de espécies. A identificação foi realizada utilizando-se bibliografia específica.

Para a determinação da abundância foram consideradas as amostras coletadas na região lacustre (estação 1) e foram feitas 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, em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. A contagem dos organismos foi baseada na metodologia de BOTTRELL *et al.* (1976), tendo sido estabelecidas três subamostras para cada amostra coletada. As amostras com reduzido número de indivíduos foram contadas na íntegra. A densidade total foi expressa em termos de ind.m⁻³.

Os dados do bacterioplâncton e protozoários foram gentilmente cedidos pelo Laboratório de Protozoários Planctônicos e os da comunidade fitoplanctônica, pelo

Laboratório de Fitoplâncton da mesma instituição. Para a obtenção desses dados, foram utilizadas as metodologias descritas abaixo.

As amostras do bacterioplâncton (100 mL) foram fixadas em uma solução composta por formaldeído, lugol alcalino e tiosulfato (SHERR e SHERR, 1993). A densidade e biomassa foram determinadas a partir da filtração de alíquotas (0,1 mL) em filtro preto Nucleopore/Watchman (0,2 μm), previamente coradas com DAPI (fluorocromo 4,6'-diamidino-2-fenil-indole). As bactérias foram então quantificadas em microscópio de epifluorescência (Zeiss Axiophot) e o biovolume determinado através da equação proposta por FRY (1990): $v = (\pi/4) w^2(l - w/3)$, onde: v = volume celular; l = comprimento e w = largura. A conversão de biovolume em biomassa (10^{-7} gC.mL⁻¹) foi realizada segundo a equação proposta por POSCH *et al.* (2001): $CC=218 V^{0,86}$; onde: CC=conteúdo de carbono (fg C) e V = volume celular.

As amostras de flagelados heterotróficos (400 mL) e ciliados (2 L) foram fixadas em solução composta por formaldeído, lugol alcalino e tiosulfato (SHERR e SHERR, 1993). Para os flagelados, alíquotas (5 a 25 ml), coradas com DAPI, foram filtradas em filtro preto Nucleopore/Watchman (0,8 μm). As amostras foram contadas em microscópio de epifluorescência e a densidade foi expressa em cels.mL⁻¹. A biomassa ($\mu\text{gC/L}$) foi obtida através das medidas de dimensões celulares e formas geométricas aproximadas dos organismos. O conteúdo de carbono foi estimado utilizando-se o fator de $1\mu\text{m}^3 = 167$ fgC (FENCHEL, 1982). Os ciliados foram quantificados (cels.mL⁻¹) em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. Para a estimativa da biomassa ($\mu\text{gC.L}^{-1}$), os organismos foram medidos e o biovolume (μm^3) calculado a partir da forma geométrica aproximada. O conteúdo de carbono ($\mu\text{gC.L}^{-1}$) foi estimado utilizando-se o fator de $1\mu\text{m}^3 = 110$ fg C (WEISSE, 1991).

As amostras de fitoplâncton (100 mL) foram preservadas em lugol acético (1%) (BICUDO e MENEZES, 2006). A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de microscópio invertido, segundo o método de UTERMÖHL (1958). O cálculo da densidade foi realizado de acordo com APHA (1995), sendo o resultado expresso em ind.mL⁻¹. A biomassa ($\text{mm}^{-3}.\text{L}^{-1}$) foi estimada através do cálculo do biovolume, multiplicando-se a densidade de cada táxon pelo seu respectivo volume. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à sua forma (EDLER, 1979; WETZEL e LIKENS, 2000).

2.4. ANÁLISE DOS DADOS

Após a análise da riqueza de espécies e densidade da comunidade zooplanctônica, para a interpretação da diversidade da comunidade e dos grupos, foi utilizado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (SHANNON e WEAVER, 1949). Este índice, cujos valores são dados em nits/indivíduos, foi calculado pela seguinte equação:

$$H' = - \sum p_i \cdot \ln p_i$$

onde p_i é a proporção em números de indivíduos representada pela espécie i na comunidade.

A equitabilidade (E) (PIELOU, 1966), componente da diversidade (H'), representa a uniformidade na abundância das espécies capturadas, e foi obtida através da seguinte fórmula:

$$E = H'/H_{\text{máx}}$$

onde H' é o índice de diversidade de Shannon-Wiener; e $H_{\text{máx}}$ é a diversidade sob condição máxima de uniformidade.

Essas análises foram realizadas com auxílio do programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (MCCUNE e MEFFORD, 1999).

A alteração na composição de espécies dos grupos zooplanctônicos foi avaliada através do índice de diversidade beta 2 ($\beta-2$), o qual quantifica a mudança na composição de espécies no tempo ou ao longo de um gradiente ambiental (WHITTAKER, 1960). Esse índice foi utilizado para avaliar as mudanças na composição dos grupos zooplanctônicos durante a fase de enchimento do reservatório. A seguinte fórmula foi empregada:

$$\beta-2 = [(R/\alpha_{\text{max}})-1]/[n-1]$$

onde α_{\max} é o valor máximo de riqueza de espécies em um conjunto de n amostras (dias) e R é o número total de espécies no conjunto de n amostras (HARRISON *et al.*, 1992; BLACKBURN e GASTON, 1996).

A variação temporal da distribuição das espécies da comunidade zooplanctônica foi avaliada através da Análise de Correspondência com Remoção do Efeito do Arco (“Detrended Correspondence Analysis” – DCA) (HILL e GAUCH, 1980; JONGMAN *et al.*, 1995), sendo os valores de abundância previamente transformados em $\ln(x+1)$. Essa análise foi realizada com auxílio do programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (MCCUNE e MEFFORD, 1999).

As variáveis físicas e químicas da água (temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, alcalinidade total (mEq/L), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), turbidez (NTU) e profundidade máxima (m) da estação de amostragem localizada próxima a barragem (estação 1) foram sintetizadas utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para selecionar os eixos significativos, utilizou-se o critério de Broken-Stick, proposto por JACKSON (1993). Os dados utilizados nessa análise foram transformados em $\ln(x+1)$, exceto o pH. Essa análise foi realizada com auxílio do programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (MCCUNE e MEFFORD, 1999). A PCA foi empregada para sumarizar os dados e retirar os possíveis efeitos de multicolinearidade (quando as variáveis explanatórias são altamente correlacionadas), que causam um alto erro de estimativa na análise de regressão múltipla.

Com o objetivo de verificar a influência das condições ambientais (variáveis físicas e químicas da água) e da disponibilidade de recurso alimentar sobre a variação da abundância da comunidade zooplanctônica, ao longo do tempo, foi realizada uma Análise de Regressão Múltipla (SOKAL e ROHLF, 1995). Nesta análise, foram utilizados os escores dos eixos da PCA, a biomassa de bactérias, protozoários flagelados heterotróficos e ciliados e fitoplâncton como variáveis explanatórias e a abundância do zooplâncton como variável resposta. Os dados de biomassa utilizados nesta análise foram previamente log transformados $\ln(x+1)$. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos resíduos, linearidade do modelo e independência das variáveis explanatórias foram previamente testados. Essa análise foi realizada com auxílio do software Statistica versão 7.1 (STATSOFT INC., 2005).

3. RESULTADOS

3.1. COMPOSIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

A comunidade zooplanctônica, no total de amostras analisadas, esteve representada por 156 espécies, sendo que os rotíferos constituíram o grupo com maior riqueza (108 espécies), seguidos pelos cladóceros (32 espécies) e copépodes (16 espécies) (Tabela 1).

Tabela 1. Inventário faunístico da comunidade zooplanctônica registrada na área de influência do reservatório de Santa Clara (rio Jordão, Estado do Paraná), durante seu período de enchimento (abril a junho de 2005). As espécies enumeradas são aquelas utilizadas posteriormente na análise de correspondência com remoção do efeito do arco.

ROTIFERA	
Asplanchnidae	
<i>Asplanchna sieboldi</i> (LEYDIG, 1854) (sp4)	
Brachionidae	
<i>Brachionus angularis</i> (GOSSE, 1851) (sp14)	<i>B. quadridentatus mirabilis</i> (DADAY, 1897) (sp13)
<i>B. bidentata</i> ANDERSON, 1889	<i>Kellicotia bostoniensis</i> (ROUSSELET, 1908) (sp38)
<i>B. calyciflorus</i> PALLAS 1766 (sp5)	<i>Keratella americana</i> CARLIN, 1943 (sp39)
<i>B. caudatus</i> BARROIS e DADAY 1894 (sp6)	<i>K. cochlearis</i> GOSSE, 1851 (sp35)
<i>B. caudatus austrogenitus</i> AHLSTROM 1940 (sp7)	<i>K. lenzi</i> HAUER, 1953 (sp36)
<i>B. caudatus personatus</i> AHLSTROM 1940 (sp8)	<i>K. tropica</i> APSTEIN, 1907 (sp37)
<i>B. caudatus vulgatus</i> AHLSTROM 1940	<i>Plationus patulus patulus</i> (MULLER, 1953) (sp61)
<i>B. dolabratus</i> HARRING, 1915 (sp9)	<i>P. p. macracanthus</i> (DADAY, 1905) (sp60)
<i>B. falcatus</i> ZACHARIAS 1898 (sp10)	<i>Platyias quadricornis quadricornis</i> (EHRENBERG, 1832) (sp62)
<i>B. mirus</i> DADAY 1905 (sp11)	<i>P. leloupi</i> (GILLARD, 1957) (sp64)
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i> (HERMANN, 1783) (sp12)	
Collothecidae	
<i>Collothea</i> sp. (sp19)	
Conochilidae	
<i>Conochilus coenobasis</i> (SKOROKOV, 1914) (sp20)	<i>C. natans</i> (SELIGO, 1900)
<i>C. dossuaris</i> (HUDSON, 1875) (sp16)	<i>C. unicornis</i> ROUSSELET, 1892 (sp17)
Dicranophoridae	
<i>Aspelta angusta</i> HARRING e MYERS, 1928	<i>Dicranophorus epicharis</i> HARRING e MYERS, 1928
<i>Dicranophoroides caudatus</i> (EHRENBERG, 1834) (sp21) (sp23)	
<i>D. cf. forcipatus</i> (O. F. MÜLLER, 1786) (sp22)	
Epiphanidae	
<i>Epiphanes macrourus</i> (BARROIS e DADAY, 1894) (sp28)	
Euchlanidae	
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (GOSSE, 1886) (sp54)	<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> EHRENBERG 1832 (sp29)
<i>Dipleuchlanis propatula propatula</i> (GOSSE, 1886) (sp24)	<i>E. d. luckisiana</i> (HAUER, 1930) (sp25)
	<i>E. incisa</i> CARLIN, 1939 (sp26)

Tabela 1 - continuação

Filiniidae	
<i>Filinia longiseta</i> (EHRENBERG, 1834) (sp32)	<i>F. pejleri</i> HUTCHINSON 1964 (sp31)
<i>F. opoliensis</i> (ZACHARIAS, 1898) (sp30)	<i>F. saltator</i> (GOSSE, 1886)
Flosculariidae	
<i>Octotrocha speciosa</i> THORPE 1893	
Gastropodidae	
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (PERTY, 1850) (sp3)	<i>Gastropus hyptopus</i> (EHRENBERG, 1938) (sp33)
<i>A. ovalis</i> (BERGENDAHL, 1892) (sp1)	<i>G. stylifer</i> IMHOF, 1891
<i>A. saltans</i> (BARTSCH, 1870) (sp2)	
Hexarthridae	
<i>Hexarthra intermedia</i> Wieszniewski, 1929	<i>H. mira</i> (HUDSON, 1871) (sp34)
Lecanidae	
<i>Lecane bulla</i> (GOSSE, 1886) (sp49)	<i>L. monostyla</i> (DADAY, 1897)
<i>L. cornuta</i> (O. F. MÜLLER, 1786) (sp40)	<i>L. papuana</i> (MURRAY, 1913) (sp45)
<i>L. curvicornis</i> (MURRAY, 1913) (sp41)	<i>L. punctata</i> (MURRAY, 1913)
<i>L. halyclista</i> HARRING e MYERS, 1926 (sp42)	<i>L. quadridentata</i> (EHRENBERG, 1832) (sp46)
<i>L. hamata</i> (STOKES, 1896) (sp43)	<i>L. signifera</i> (JENNINGS, 1896)
<i>L. ludwigii</i> (ECKSTEIN, 1893)	<i>L. steenrosi</i> (MEISSNER, 1908) (sp47)
<i>L. lunaris</i> EHRENBERG, 1832 (sp44)	
Lepadellidae	
<i>Lepadella ovalis</i> (O. F. MÜLLER, 1786) (sp50)	<i>L. patella</i> (O. F. MÜLLER, 1786)
Lindiidae	
<i>Lindia torulosa</i> DUJARDIN, 1841 (sp51)	<i>L. truncata</i> (JENNINGS, 1894) (sp48)
Mytilinidae	
<i>Lophocharis oxysternon</i> (GOSSE, 1851)	
Notommatidae	
<i>Cephalodella anebodica</i> (BERZINS, 1976)	<i>N. cerberus</i> GOSSE, 1886 (sp57)
<i>C. gibba</i> EHRENBERG 1832 (sp18)	<i>N. pachyura</i> HARRING e MYERS, 1922 (sp55)
<i>C. cf. megalcephala</i> (GLASSCOTT, 1893) (sp15)	<i>N. pseudocerberus</i> DE BEAUCHAMP, 1907 (sp56)
<i>Enteroplea lacustris</i> EHRENBERG 1830 (sp27)	<i>N. saccigera</i> EHRENBERG, 1832 (sp59)
<i>Monommata arndti</i> REMANE, 1933	<i>Pleurotrocha robusta</i> (GLASSCOTT, 1893) (sp65)
<i>M. maculata</i> HARRING e MYERS 1924	<i>Resticula cf. melandocus</i> GOSSE, 1887 (sp71)
<i>Notommata copeus</i> EHRENBERG, 1834 (sp58)	
Proalidae	
<i>Ptygura</i> sp. (sp70)	<i>Proales sordida</i> GOSSE, 1886 (sp69)
Testudinellidae	
<i>Pompholyx complanata</i> GOSSE, 1851 (sp68)	<i>T. patina dendradena</i> (DE BEAUCHAMP, 1955) (sp85)
<i>Testudinella patina patina</i> (HERMANN, 1783) (sp84)	
Trichocercidae	
<i>Trichocerca bicristata</i> (GOSSE, 1887) (sp86)	<i>T. pusilla</i> (LAUTERBORN, 1898) (sp79)
<i>T. capuccina</i> WIERZEJSKI e ZACHARIAS, 1893 (sp77)	<i>T. rattus</i> (O. F. MÜLLER, 1776) (sp80)
<i>T. cylindrica chattoni</i> (DE BEAUCHAMP, 1907) (sp76)	<i>T. rosea</i> (STENROOS, 1898)
<i>T. elongata</i> (GOSSE, 1886)	<i>T. similis</i> (WIERZEJSKI, 1893) (sp81)
<i>T. iernis</i> (GOSSE, 1887)	<i>T. similis grandis</i> (HAUER, 1965) (sp82)
<i>T. myersi</i> (HAUER, 1931) (sp78)	<i>T. stylata</i> HARRING, 1913 (sp83)
Trichotriidae	
<i>Macrochaetus collinsi</i> (GOSSE, 1867) (sp53)	<i>Trichotria tetractis</i> (EHRENBERG, 1830) (sp87)
<i>M. sericus</i> (THORPE, 1893) (sp52)	

Tabela 1 - continuação

Scaridiidae	
<i>Scaridium longicaudum</i> (O. F. MÜLLER, 1786)	
Synchaetidae	
<i>Ploesoma truncatum</i> (LEVANDER, 1894) (sp66)	<i>S. oblonga</i> EHRENBERG, 1831 (sp73)
<i>Polyarthra dolichoptera</i> IDELSON, 1924 (sp67)	<i>S. pectinata</i> EHRENBERG, 1832 (sp74)
<i>P. vulgaris</i> CARLIN, 1943 (sp63)	<i>S. stylata</i> WIEZEJSKI, 1893 (sp75)
<i>Synchaeta longipes</i> GOSSE, 1887 (sp72)	
Bdelloidea	
CLADOCERA	
Chydoridae	
<i>Acroperus harpae</i> (BAIRD, 1834) (sp92)	<i>Chydorus eurynotus</i> SARS, 1901 (sp97)
<i>Alona affinis</i> (LEYDIG, 1986) (sp88)	<i>C. nitidulus</i> (SARS, 1901)
<i>A. eximia</i> KISER 1948 (sp91)	<i>Disparalona dadayi</i> (BIRGE, 1910) (sp100)
<i>A. guttata guttata</i> SARS, 1862 (sp90)	<i>Kurzia latissima</i> (KURZ, 1974) (sp102)
<i>A. guttata tuberculata</i> KURZ, 1875	<i>Leydigia</i> cf. <i>leydigi</i> (SCHOEDLER, 1863) (sp103)
<i>A. intermedia</i> SARS, 1862	<i>Picripleuroxus</i> cf. <i>quasidenticulatus</i> SMIRNOV, 1996
<i>A. cf. verrucosa</i> SARS, 1901 (sp89)	<i>Pleuroxus scopuliferus</i> EKMAN, 1900
<i>Camptocercus dadayi</i> STINGELIN, 1914	
Bosminidae	
<i>Bosmina hagmanni</i> STINGELIN, 1904 (sp93)	<i>Bosminopsis deitersi</i> RICHARD, 1895 (sp95)
<i>B. longirostris</i> (O. F. MÜELLER, 1785) (sp94)	
Daphniidae	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> SARS, 1886 (sp98)	<i>S. latirostris</i> STINGELIN, 1906 (sp110)
<i>C. silvestrii</i> DADAY, 1902 (sp96)	<i>S. serrulatus</i> (KOCK, 1841) (sp111)
<i>Simocephalus acutirostris</i> KING, 1853	<i>S. cf. vetulus</i> (O. F. MÜLLER, 1776) (sp109)
<i>S. cf. iheringi</i> RICHARD, 1897 (sp108)	
Macrothricidae	
<i>Macrothrix laticornis</i> (JURINE, 1820) (sp104)	<i>M. superaculeata</i> (SMIRNOV, 1992)
<i>M. spinosa</i> KING, 1953 (sp106)	
<i>M. triserialis</i> (BRADY, 1886) (sp105)	
Moinidae	
<i>Moina minuta</i> HANSEN, 1899 (sp107)	
Ilyocryptidae	
<i>Ilyocryptus spinifer</i> HERRICK, 1884 (sp101)	
Sididae	
<i>Diaphanosoma birgei</i> KORINEK, 1981 (sp99)	
COPEPODA	
Cyclopidae	
<i>Eucyclops solitarius</i> HERBST, 1959 (sp112)	<i>Mesocyclops</i> sp. (sp113)
<i>Eucyclops</i> sp	<i>Metacyclops mendocinus</i> (WIERZEJSKI, 1892) (sp122)
<i>Mesocyclops longisetus curvatus</i> DUSSART, 1987 (sp114)	<i>Microcyclops anceps</i> (RICHARD, 1897) (sp121)
<i>M. longisetus longisetus</i> (THIÉBAUD, 1912) (sp115)	<i>Paracyclops chiltoni</i> (THOMSON, 1882) (sp123)
<i>M. meridianus</i> (KIEFER, 1926) (sp119)	<i>Thermocyclops decipiens</i> KIEFER, 1929 (sp117)
<i>M. ogunnus</i> ONABAMIRO, 1957 (sp120)	<i>T. minutus</i> (LOWNDES, 1934) (sp116)
<i>Tropocyclops prasinus</i> (FISCHER, 1860) (sp118)	
Diaptomidae	
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (WRIGHT, 1935)	<i>N. spinuliferus</i> DUSSART e MATSUMURA-TUNDISI, 1986 (sp124)
<i>N. incompositus</i> (BRIAN, 1926)	

3.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON

A riqueza de espécies de rotíferos na superfície da região lacustre (estação 1), em cada amostra, variou de 9 a 26 espécies, sendo observada uma tendência de aumento dos valores desse atributo durante o estudo. Na zona de mistura, foi constatada, ainda, uma variação de 17 a 27 espécies, por amostra, e no fundo, de 10 a 31 espécies. Os maiores valores de riqueza de espécies nessas duas últimas profundidades foram verificados aproximadamente na metade da fase de enchimento (25º dia após o fechamento da barragem), principalmente no fundo (Fig. 2a).

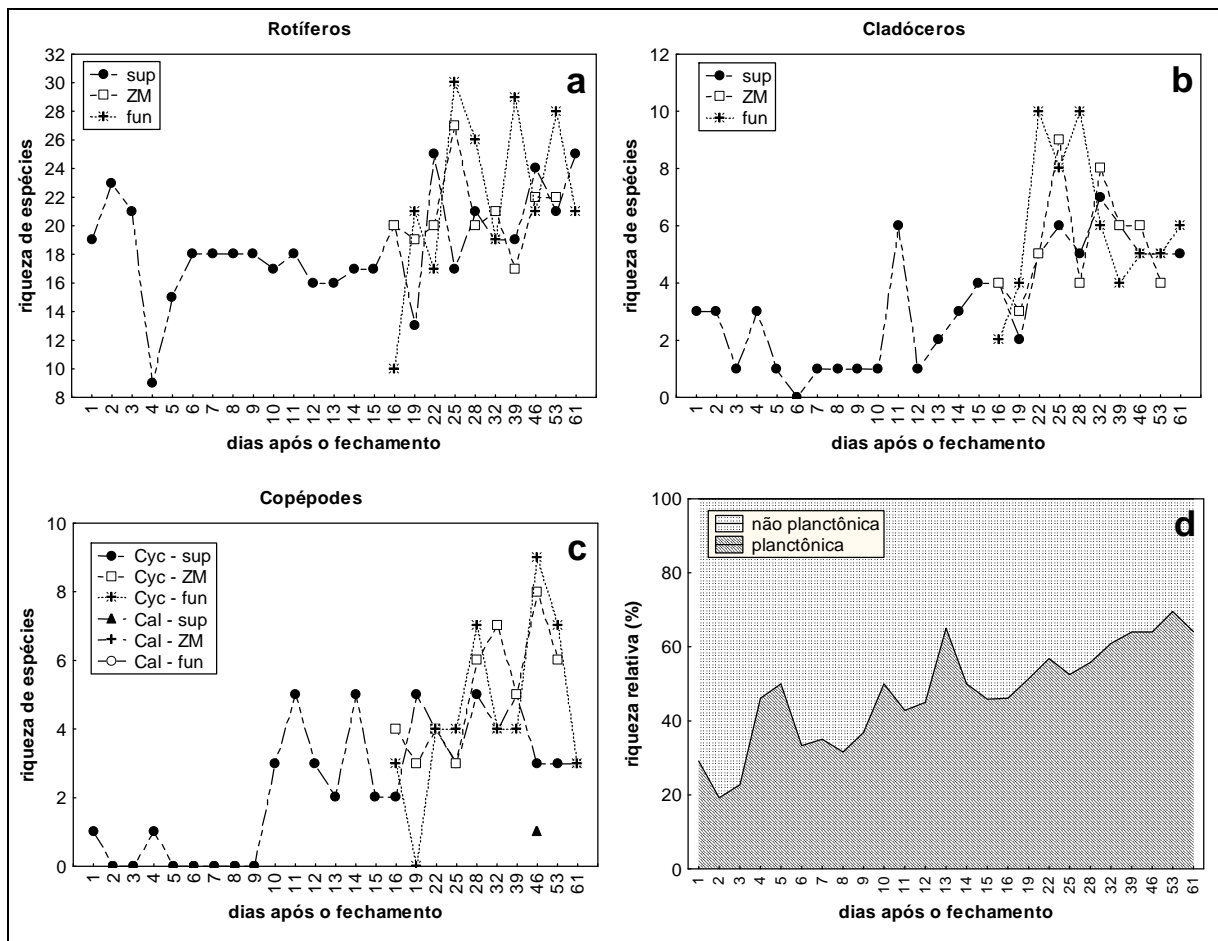


Figura 2. Riqueza de espécies dos diferentes grupos zooplancônicos, nas três profundidades da região lacustre (sup: superfície; ZM: zona de mistura; fun: fundo; Cyc: Cyclopoida; Cal: Calanoida), durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

Considerando-se os cladóceros, a riqueza de espécies na superfície da região lacustre (estação 1), em cada amostra, variou de 0 a 7 espécies. Para esse grupo, foi verificada

também uma tendência de aumento da riqueza durante a fase de enchimento do reservatório. Um maior registro de espécies foi observado na zona de mistura (4 a 9 espécies) e no fundo (2 a 10 espécies), principalmente próximo à metade do enchimento (25°, 22° e 28° dias após o fechamento da barragem). Na última profundidade, foi observado, ainda, um decréscimo nos valores de riqueza de espécies, por amostra, durante o término do período de estudo (39 ° dia), e uma tendência à estabilidade com valores maiores que os iniciais (Fig. 2b).

A riqueza de espécies de copépodes ciclopóides na superfície variou de 0 a 5 espécies, e os valores oscilaram entre 2 e 4 espécies durante a maior parte do período de estudo. Na zona de mistura, a riqueza de ciclopóides variou de 3 a 8 espécies, com elevados valores no término do período de enchimento. No fundo, foi observada uma variação de 0 a 9 espécies, sendo o maior valor registrado ao final da fase de enchimento do reservatório. Os copépodes calanóides, por sua vez, foram representados por apenas uma espécie, registrada na superfície, no final do período de estudo (Fig. 2c).

As espécies não planctônicas apresentaram uma contribuição expressiva para a riqueza de espécies da comunidade principalmente no início do enchimento do reservatório, e essa contribuição foi diminuindo durante o período de estudo, conforme o aumento na contribuição de espécies planctônicas (Fig. 2d).

De acordo com os resultados da diversidade beta, os rotíferos constituíram o grupo que apresentou a maior alteração na composição de espécies ao longo do período de estudo, seguido pelos cladóceros e copépodes (Fig. 3).

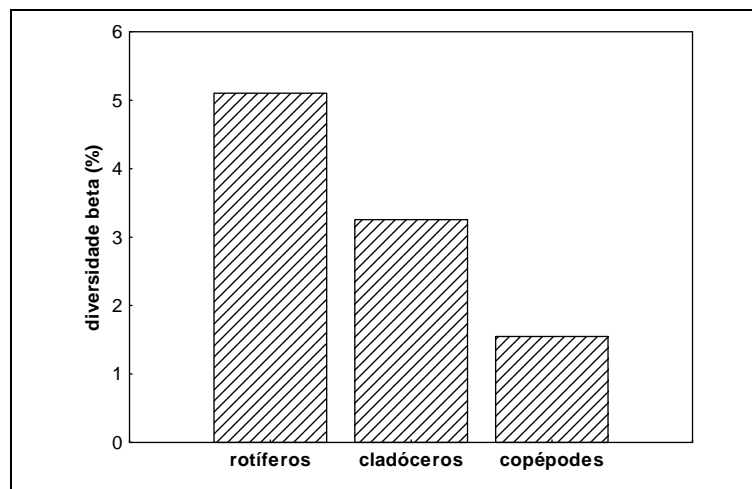


Figura 3. Diversidade beta dos diferentes grupos zooplânctônicos na região lacustre do reservatório durante o período de estudo.

3.3. ABUNDÂNCIA DO ZOOPLÂNCTON

Os rotíferos foram pouco abundantes à superfície da região lacustre do reservatório (estação 1), até a metade da fase de enchimento do reservatório. Posteriormente, foi registrado um expressivo pico de abundância, representado por *Synchaeta oblonga*, seguido por uma brusca redução e um novo aumento no número de indivíduos, representado por *S. oblonga* e *Polyarthra dolichoptera*. No entanto, ao término do período de estudo, a abundância dos rotíferos foi reduzida. Em relação à zona de mistura e ao fundo, os valores de abundância foram sempre menores que os observados à superfície. Nessas duas profundidades, foi constatado também um pico de abundância no 19º dia, novamente representado principalmente por *S. oblonga* (Fig. 4a).

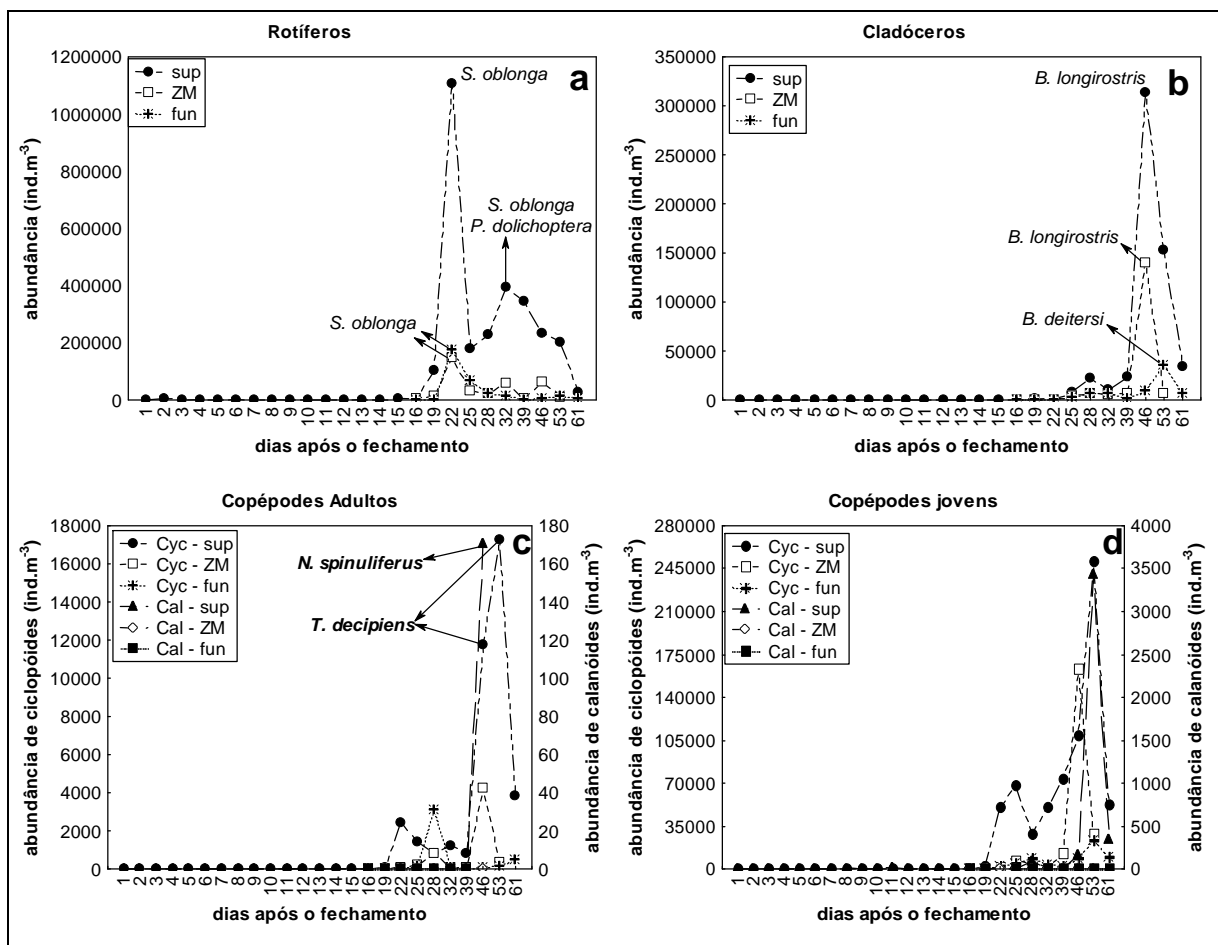


Figura 4. Abundância dos diferentes grupos zooplânctônicos, nas três profundidades da região lacustre (sup: superfície; ZM: zona de mistura; fun: fundo; Cyc: Cyclopoida; Cal: Calanoida), durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

Os cladóceros, por sua vez, foram pouco abundantes, à superfície, até o final do enchimento, quando então foi observado um expressivo pico de abundância, representado por *Bosmina longirostris*, seguido por uma súbita redução na abundância. Na zona de mistura, houve um pico de abundância de cladóceros também no mesmo dia, novamente representado por *B. longirostris* e seguido por uma nítida redução. Na região abaixo da zona de mistura, foi constatado um incremento na abundância bem ao final da fase de enchimento, representado por *Bosminopsis deitersi* (Fig. 4b).

Foi observado um aumento nos valores de abundância dos copépodes ciclopóides a partir da metade da fase de enchimento, principalmente das suas formas jovens, com expressivos valores no final do período de estudo, representados tanto por formas jovens de ciclopóides quanto adultos de *Thermocyclops decipiens*. Os calanóides, por sua vez, apresentaram sempre abundâncias menores que os ciclopóides, entretanto, foi observado um pico de abundância de adultos no final da fase de enchimento, representado por *Notodiaptomus spinuliferus*, e posteriormente, outro pico de abundância de formas jovens. Em relação à contribuição de formas jovens e adultos de copépodes, foi constatada a predominância de formas jovens durante todo o período de estudo, sendo que os calanóides não foram registrados em vários dias de amostragem (Figs. 4c, d e 5).

Quanto à contribuição de espécies planctônicas e não planctônicas para a abundância da comunidade, foi possível constatar que as espécies planctônicas foram as que mais contribuíram para a abundância durante a fase de enchimento, e as espécies não planctônicas apresentaram maiores contribuições em alguns dias da metade da fase de enchimento (Fig. 5).

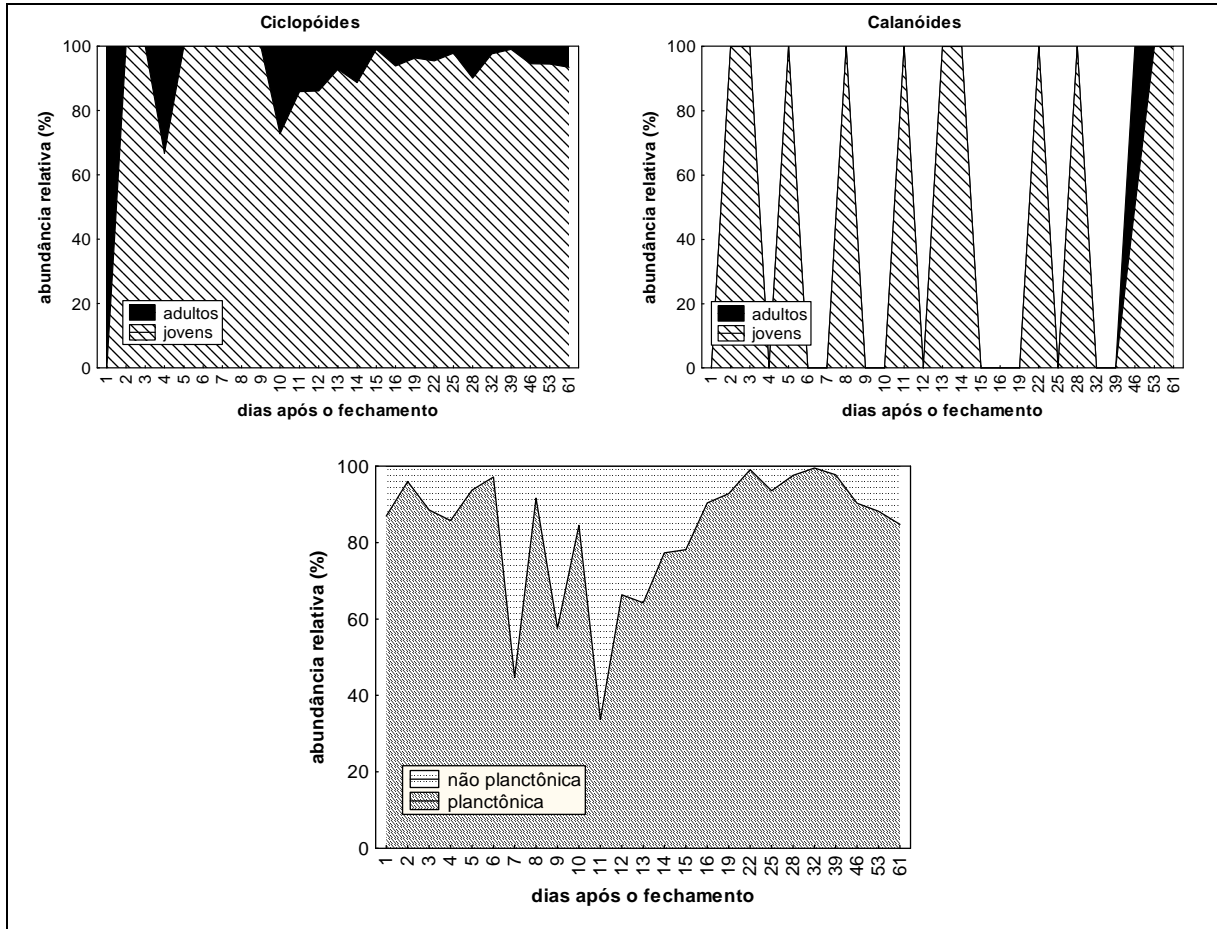


Figura 5. Abundância relativa das formas jovens (náuplios e copepoditos) e adultas de copépodes (ciclopóides e calanóides) e das espécies planctônicas e não planctônicas da comunidade zooplancônica durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

3.4. DIVERSIDADE ESPECÍFICA E EQUITABILIDADE DO ZOOPLÂNCTON

Foi observada uma expressiva oscilação dos valores de diversidade específica dos rotíferos durante o enchimento do reservatório, nas três profundidades da coluna de água da região lacustre (estação 1). Desde o início do enchimento até a metade desse período, os valores de diversidade foram relativamente elevados, principalmente ao final do período de amostragem na zona de mistura e no fundo (Fig. 6a).

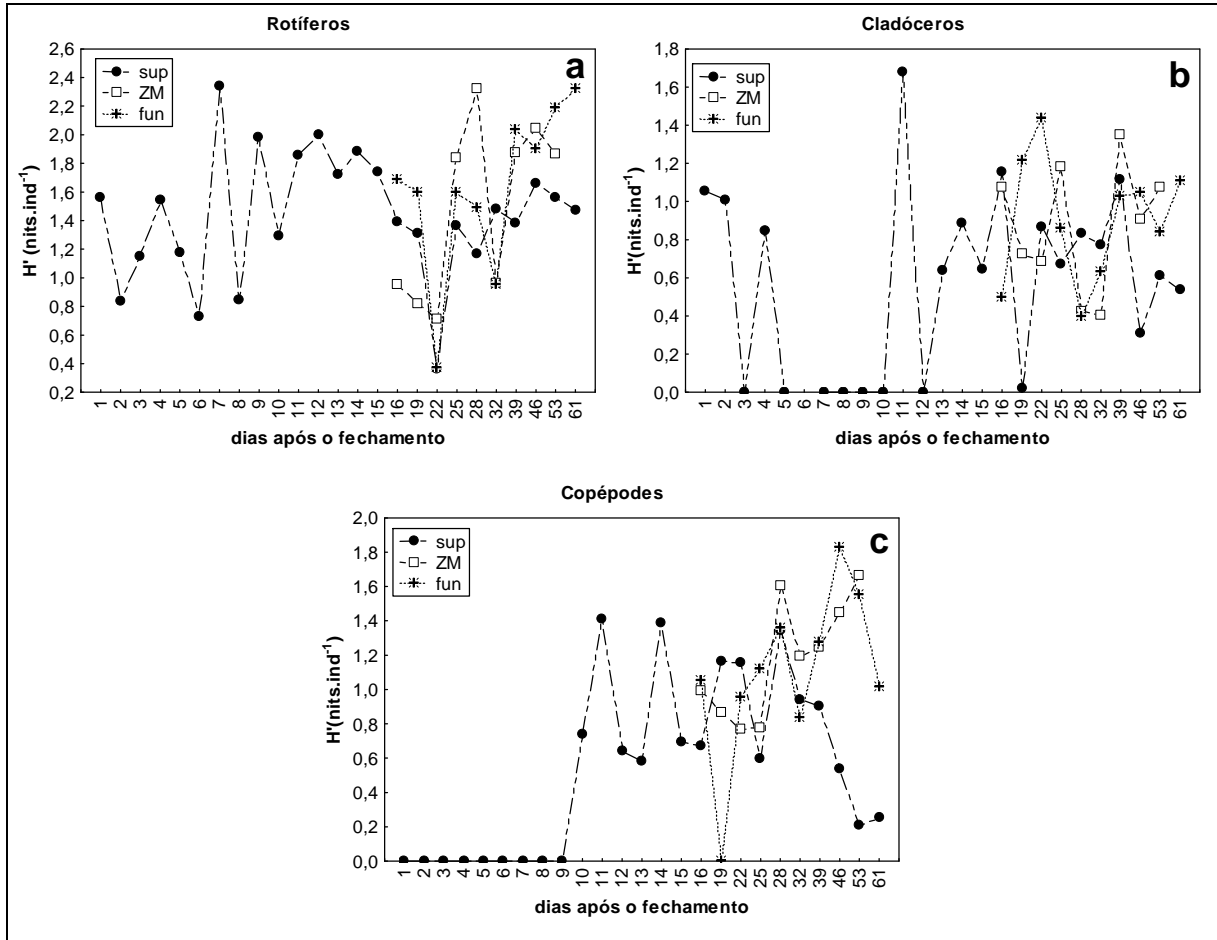


Figura 6. Diversidade específica (índice de Shannon-Wiener) dos diferentes grupos zooplancônicos, nas três profundidades da região lacustre (sup: superfície; ZM: zona de mistura; fun: fundo), durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

Para os cladóceros, foi constatado que, à superfície, em alguns dias do início do enchimento do reservatório, os valores de diversidade específica foram nulos, devido aos baixos valores de riqueza de espécies observados para esse grupo, durante esse período (Figs. 2b e 6b). No entanto, o maior valor de diversidade de espécies, à superfície, foi registrado no 10^o dia do estudo. Em relação às outras camadas, os maiores valores de diversidade específica na zona de mistura e no fundo foram observados especialmente ao final do enchimento (Fig. 6b).

Para os copépodes, a diversidade específica foi calculada para os ciclopoídes e calanóides conjuntamente, tendo em vista que foram registradas poucas espécies desse grupo de microcrustáceos. À superfície, foi observado um incremento dos valores de diversidade específica, a partir do 9^o dia após o início do estudo, seguido por variações nítidas desses valores até o final do enchimento, quando então foram verificados reduzidos valores de diversidade de espécies. Nas demais profundidades da coluna de água, foi registrada uma

tendência de aumento da diversidade específica até o final do período de amostragem (Fig. 6c).

Os valores de equitabilidade dos rotíferos variaram muito à superfície da região lacustre do reservatório, principalmente até a metade do enchimento do reservatório, com um decréscimo nítido no 22º dia, e posteriormente, foi observada uma menor amplitude de variação desse atributo. Na zona de mistura e no fundo, constatou-se uma tendência de aumento dos valores de equitabilidade até o final do período de estudo, embora tenham sido observadas nítidas quedas e incrementos desses valores (Fig. 7a).

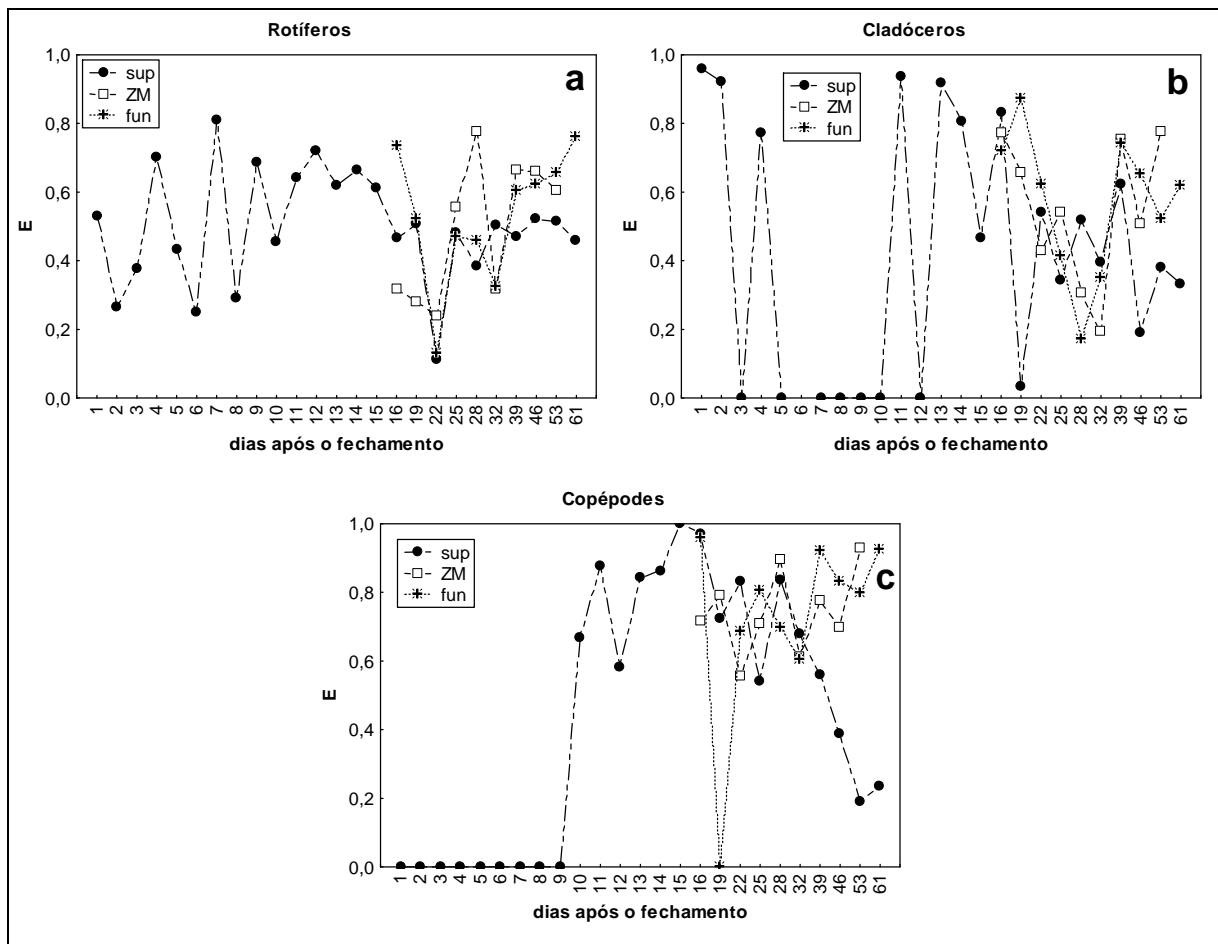


Figura 7. Equitabilidade dos diferentes grupos zooplancônicos, nas três profundidades da região lacustre (sup: superfície; ZM: zona de mistura; fun: fundo), durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

Para os cladóceros também foi verificada uma elevada oscilação dos valores de equitabilidade, e assim como o observado para a diversidade específica, em alguns dias do início da fase de enchimento os valores de equitabilidade foram nulos, em consequência dos

baixos valores de riqueza de espécies observados para esse grupo, durante esse período (Figs. 2b e 7b). Os maiores valores de equitabilidade, à superfície, foram registrados na metade do enchimento. Em relação à zona de mistura, foi observada uma tendência de redução dos valores, ainda que ao final do estudo tenha sido registrado um incremento da equitabilidade. Já no fundo, a tendência de redução dos valores foi registrada até o 28^o dia, com posterior aumento.

Para os copépodes, a equitabilidade foi calculada para os ciclopóides e calanóides conjuntamente, tendo em vista que foram registradas poucas espécies desse grupo de microcrustáceos. Esses organismos apresentaram valores nulos de equitabilidade, à superfície, durante o início da fase de enchimento; e, posteriormente, foram observados elevados valores, até a metade do estudo, seguido por um decréscimo até o final do período. Na zona de mistura e no fundo foi verificada uma tendência de aumento dos valores de equitabilidade até o fim do estudo (Fig. 7c).

3.5. PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO TEMPORAL DA OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DAS ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON

O padrão de distribuição das espécies, a partir da ocorrência e abundância das mesmas, foi descrito pelos escores dos dois primeiros eixos da DCA (DCA 1, $\lambda_1=0,50$; DCA 2, $\lambda_2=0,16$) sendo observado um padrão foi diferenciado entre os dias de amostragem durante a fase de enchimento do reservatório (Fig. 8).

Essa análise evidenciou a formação de um gradiente temporal, sendo possível observar que os primeiros dias de amostragem estiveram discriminados à direita do diagrama, e algumas espécies de rotíferos e cladóceros caracterizaram expressivamente esse período, como *P. sordida* (sp 69), *T. capuccina* (sp 77), *D. dadayi* (sp 100) e *K. latissima* (sp 102). Por outro lado, essa análise também discriminou os últimos dias de amostragem a esquerda do diagrama, caracterizados por *A. saltans* (sp 2), *Collotheca* sp. (sp 19), *G. hyptopus* (sp 33), *H. mira* (sp 34) e *N. spinuliferus* (sp 124) (Fig. 8).

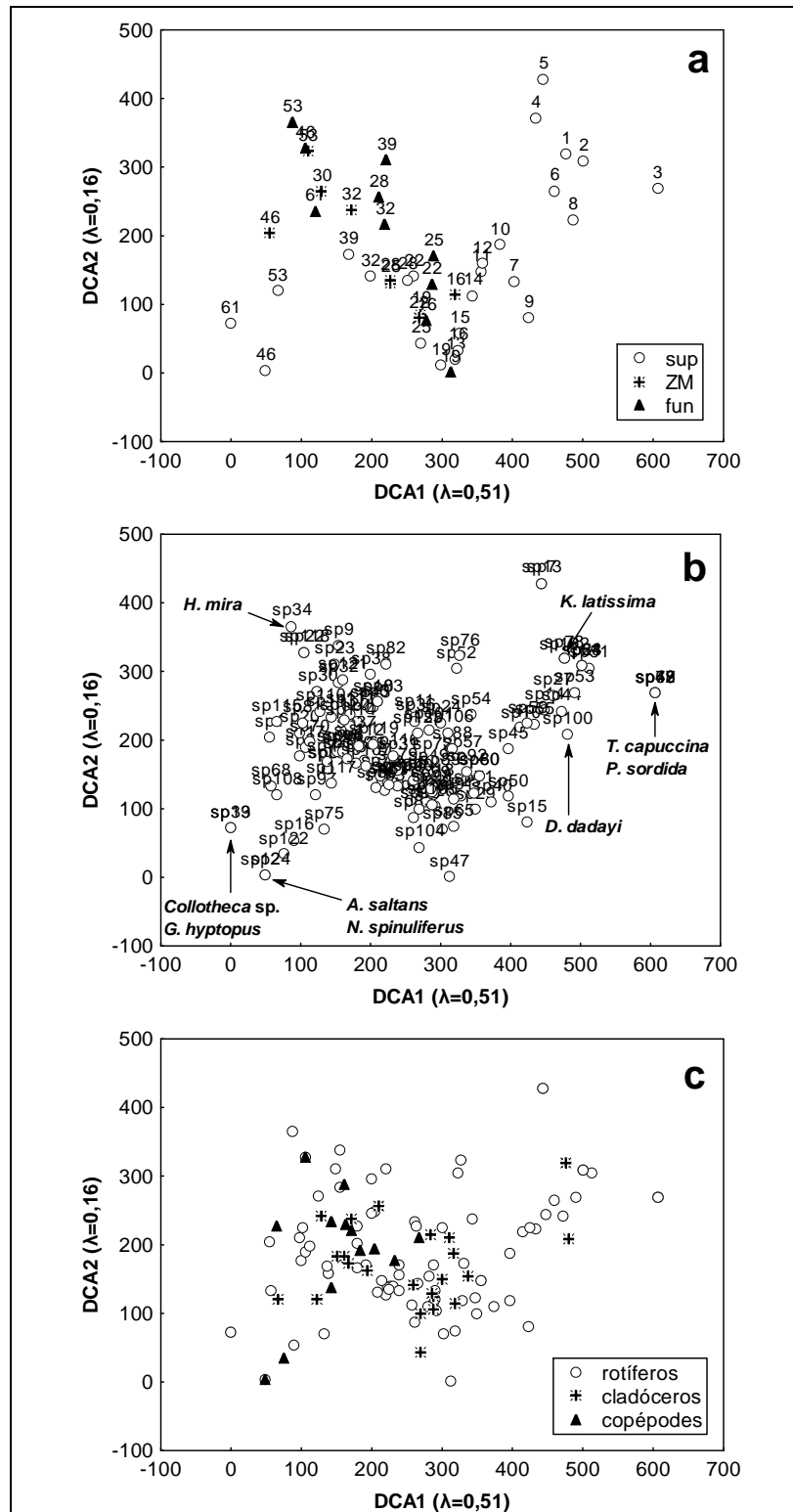


Figura 8. Dispersão dos escores da ocorrência e abundância das espécies (a e c), nas três profundidades da região lacustre (b) (sup: superfície; ZM: zona de mistura; fun: fundo), ao longo dos dois primeiros eixos da DCA, durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara. O nome de cada espécie encontra-se na Tabela 1.

Assim como o observado nas Figuras 2 e 4, a dispersão dos escores da DCA também apontou que a distribuição das espécies de copépodes esteve diferenciada entre os dias de amostragem, ocorrendo apenas a partir da metade do período de estudo (Fig. 8).

3.6. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)

Os resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) indicaram que o primeiro eixo (PCA1) explicou 53,2% da variabilidade dos dados limnológicos considerados, e o segundo eixo (PCA2), 23,8%, totalizando 77% de explicação dos dados com essa análise (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da Análise de Componentes Principais entre as variáveis limnológicas analisadas durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

Variáveis e eixos	PCA1	PCA2
Temperatura da água (°C)	-0,4809	-0,1654
Oxigênio dissolvido (mg/L)	-0,2392	-0,5435
Condutividade elétrica (µS/cm)	-0,3520	0,4771
pH	-0,4091	-0,2964
Turbidez (NTU)	0,3930	-0,2196
Alcalinidade total (mEq/L)	-0,3916	0,4639
Profundidade máxima (m)	0,3354	0,3136
% de explicação	53,2	23,8

A variabilidade limnologicamente descrita no eixo PCA1 foi devida, principalmente, à profundidade e turbidez, no lado positivo do eixo; e no eixo PCA2, às concentrações de oxigênio dissolvido, no lado negativo do eixo, e a alcalinidade total e a condutividade elétrica, no lado positivo do mesmo eixo (Tabela 2 e Fig. 9).

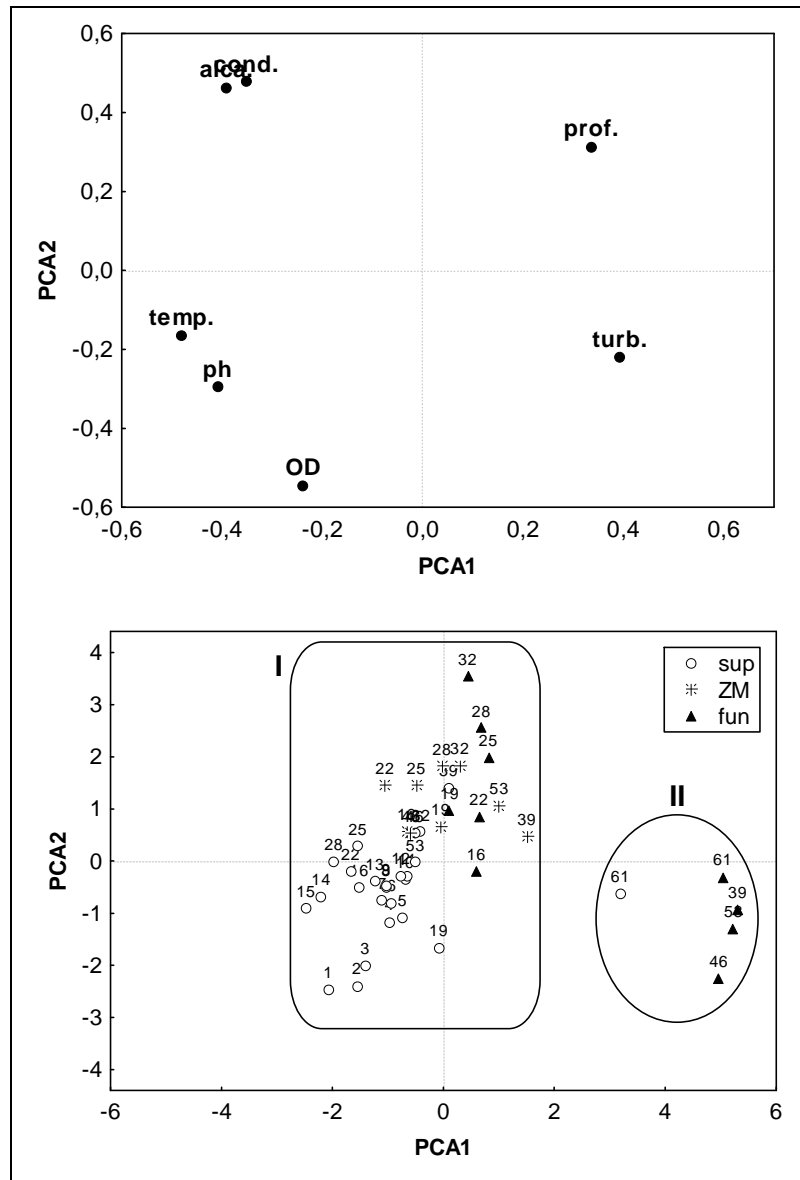


Figura 9. Dispersão dos escores das variáveis limnológicas consideradas e os dias de amostragem ao longo dos dois primeiros eixos da PCA (sup: superfície; ZM: zona de mistura; fun: fundo) (alca.=alcalinidade total, cond.=condutividade elétrica, prof.=profundidade máxima, temp.=temperatura da água, OD=oxigênio dissolvido, turb.=turbidez).

Esta análise evidenciou a formação de um gradiente temporal das variáveis limnológicas consideradas, sendo possível observar a distinção entre os últimos dias de amostragem (grupo II), especialmente o fundo, do restante do período (grupo I) (Fig. 9).

3.7. RELAÇÃO DA ABUNDÂNCIA ZOOPLANCTÔNICA COM AS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E A DISPONIBILIDADE ALIMENTAR

A análise de regressão múltipla mostrou relação significativa da abundância da comunidade zooplancônica com a biomassa de bactérias (BB; $p < 0,01$), biomassa de flagelados heterotróficos (BFH; $p < 0,01$) e fitoplâncton (BF; $p < 0,01$) (Tabela 3), com um coeficiente de determinação de 96%. E também foi verificada a ausência de significância dos fatores físicos e químicos da água sobre a abundância zooplancônica. É importante salientar que todos os pressupostos dessa análise foram atendidos.

A partir desses resultados, a seguinte equação é proposta:

$$Y = 0,50*BB - 1,87*BFH + 2,26*BF$$

Onde:

Y = abundância do zooplâncton

R^2 ajustado = 0,96

$p < 0,000001$

Tabela 3. Sumário do modelo da regressão linear múltipla entre a variável resposta e as variáveis explanatórias.

Variável resposta	Variável explanatória	<i>beta</i>	Correlação parcial	t	p
Abundância do zooplâncton	PCA 1	-0,02	-0,10	-0,64	0,53
	PCA 2	0,05	0,22	1,36	0,18
	BB*	1,17	0,90	12,85	0,00
	BFH*	-0,41	-0,52	-3,76	0,00
	BC*	0,02	0,07	0,44	0,66
	BF*	0,20	0,48	3,34	0,00

* BB=biomassa de bactérias; BFH=biomassa de flagelados heterotróficos; BC=biomassa de ciliados; BF=biomassa fitoplancônica.

4. DISCUSSÃO

O número de táxons no presente trabalho (156 espécies) foi superior ao encontrado em outros estudos em reservatórios. PEREIRA (2005), no reservatório de Lajeado (TO), estudou o zooplâncton ao longo do eixo longitudinal do reservatório, em intervalos mensais, logo após o seu enchimento, durante um ano, e registrou a ocorrência de 94 táxons. MASUNDIRE (1992), estudando o enchimento do reservatório de Mazvikadei (Zimbábue), registrou a ocorrência de 9 espécies de rotíferos, 4 de cladóceros e 3 de copépodes. Contudo, o reduzido número de espécies registrado por MASUNDIRE (1992) pode estar relacionado ao baixo esforço amostral efetuado naquele estudo (apenas três coletas em uma estação de amostragem próxima a barragem).

Como é comumente observado em reservatórios (LOPES *et al.*, 1997; ESPÍNDOLA *et al.*, 2000; BRANCO *et al.*, 2002; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005; MARCÉ *et al.*, 2005; MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2005), os rotíferos apresentaram o maior número de espécies durante o enchimento do reservatório de Santa Clara. Esse resultado pode ser explicado pela elevada capacidade de colonização apresentada por esse grupo e por serem organismos oportunistas, o que permite o seu sucesso em ambientes instáveis e dinâmicos (ROBERTSON e HARDY, 1984; GREEN, 1993; MATSUMURA-TUNDISI, 1999; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005).

As variações na riqueza de espécies durante a fase de enchimento do reservatório foram nítidas e o maior número de espécies de todos os grupos zooplancônicos foi observado ao final do represamento. Esse resultado pode ser atribuído a maior estabilidade hídrica do ambiente, tendo em vista que ao final do represamento, observa-se uma maior estabilização do ambiente lântico, favorecendo o estabelecimento de espécies tipicamente planctônicas. Nos reservatórios de Brokopondo (Suriname), Samuel (RO) e Balbina (AM), a riqueza de espécies zooplancônicas encontrada foi relativamente baixa no início do enchimento desses ambientes (VAN DER HEIDE, 1982; FALÓTICO, 1993; MORENO, 1996), e os autores atribuíram esses resultados à instabilidade ambiental apresentada pelos reservatórios durante o enchimento.

As alterações na composição de espécies, analisadas através da diversidade beta, evidenciaram que os rotíferos sofreram maiores alterações, seguidos pelos cladóceros e pelos copépodes. MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1991), estudando o enchimento do reservatório de

Samuel (RO), e REIS-PEREIRA (2002), no reservatório de Lajeado (TO), observaram que a composição específica da comunidade zooplanctônica mostrou mudanças nítidas e rápidas durante a fase de enchimento desses reservatórios. Mudanças na composição de espécies zooplanctônicas também foram registradas no reservatório de Cat Arm (Canadá) por CAMPBELL *et al.* (1998). Desse modo, sugere-se que as alterações na composição de espécies podem ser atribuídas ao maior tempo de retenção da água ao longo do enchimento e a substituição de espécies por outras capazes de aproveitar os recursos disponíveis. Estudos mostram, ainda, que as mudanças ocorridas nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água, decorrentes do represamento, promovem uma rápida alteração na composição de espécies e um aumento na biomassa zooplanctônica (MARZOLF, 1990).

Os maiores valores de abundância zooplanctônica foram observados ao final do enchimento do reservatório, porém o pico de densidade dos rotíferos foi maior e anterior aos picos registrados para os cladóceros e copépodes (ciclopóides e calanóides). Um grande aumento na densidade do zooplâncton e, principalmente de rotíferos, durante o enchimento de reservatórios também foi registrado por PINEL-ALLOUL *et al.* (1989), CAMPBELL *et al.* (1998) e GARRIDO e BOZELLI (2000), que atribuíram essa observação à alta taxa de crescimento populacional apresentada por esse grupo e por serem organismos oportunistas (ALLAN, 1976). THOUVENOT *et al.* (2000), estudando a comunidade zooplanctônica em um reservatório francês, também observaram a dominância numérica dos rotíferos no zooplâncton, após a formação do reservatório, e afirmaram que as alterações na estrutura dessa comunidade podem ser atribuídas principalmente às mudanças na quantidade e qualidade dos recursos alimentares.

Synchaeta oblonga, *Polyarthra dolichoptera* (rotíferos), *Bosmina longirostris*, *Bosminopsis deitersi* (cladóceros), *Thermocyclops decipiens* e *Notodiaptomus spinuliferus* (copépodes) foram as espécies responsáveis pelos picos de abundância dos seus respectivos grupos. O desenvolvimento de algumas poucas espécies é decorrente das condições favoráveis, como novos nichos a serem colonizados, grande disponibilidade de recursos, poucos competidores e predadores. De acordo com MATSUMURA-TUNDISI e OKANO (1983), a habilidade de algumas espécies obterem maior sucesso que outras também depende de requerimentos ecológicos, como temperatura, alcalinidade e condições alimentares. No presente estudo, a disponibilidade de recurso alimentar parece ter sido o fator principal para a variação da abundância zooplanctônica, como será discutido adiante.

Um trabalho conduzido por MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1990) no reservatório de Barra Bonita (SP) evidenciou que a coexistência de organismos estreitamente relacionados pode ocorrer através da segregação temporal das populações. Desta forma, quando em um ambiente ocorre mais de uma população dominando a comunidade, os picos de abundância de cada espécie ocorrem em épocas diferentes, como foi observado no presente estudo, onde em geral, os picos de abundância dos rotíferos foram maiores e ocorreram em dias diferentes dos cladóceros e copépodes, indicando uma segregação temporal das populações. Além disso, PEREIRA (2005) afirma que em reservatórios, particularmente nos recém-construídos, o registro da dominância de poucas espécies é comum, devido ao processo de adaptação delas às novas condições ambientais.

Ao longo do enchimento do reservatório, foi verificado que houve, para todos os grupos zooplanctônicos estudados, um nítido incremento na abundância. Esse resultado pode estar relacionado ao fato que reservatórios recém-criados são ambientes adversos para a maioria dos organismos adaptados às condições fluviais. Por outro lado, constituem ambientes favoráveis para o desenvolvimento de espécies adaptadas às condições lênticas, como as espécies zooplanctônicas, tendo em vista que esses reservatórios representam uma conveniente oportunidade de colonização. Esse processo de colonização pode diferir muito entre os reservatórios, pois as condições iniciais entre corpos de água recém-inundados são variáveis (ROCHA *et al.*, 1999).

Logo após os picos de abundância zooplanctônica, foram observadas reduções nítidas e súbitas no número de indivíduos de todos os grupos. O decréscimo na abundância de rotíferos durante a terceira semana após o fechamento da barragem e o concomitante aumento na abundância de cladóceros podem ser explicados pela competição explorativa (por recursos alimentares), sendo que há fortes evidências da superioridade competitiva dos cladóceros em relação aos rotíferos, devido a elevada eficiência de filtração (GILBERT, 1988).

Em geral, as variações dos valores de diversidade específica foram nítidas e atribuídas principalmente aos resultados de equitabilidade. No entanto, para os cladóceros e copépodes, as tendências no aumento da diversidade específica também estiveram relacionadas, algumas vezes, com o incremento do número de espécies.

Foram observadas variações nítidas dos valores de equitabilidade, evidenciando, em épocas distintas, o predomínio de algumas espécies como *Synchaeta oblonga*, *Polyarthra dolichoptera* (rotíferos), *Bosmina longirostris*, *Bosminopsis deitersi* (cladóceros), *Thermocyclops decipiens* e *Notodiptomus spinuliferus* (copépodes), que se destacaram em

termos de abundância. Essa variação na dominância pode ser explicada pela influência de vários fatores agindo simultaneamente, como a redução na velocidade de corrente frente ao barramento e disponibilidade alimentar, que favorecem uma determinada espécie, a qual passa, então, a dominar a comunidade. Além disso, menores valores de equitabilidade de todos os grupos foram observados, em geral, no final da fase de enchimento, na camada superficial. De acordo com GREEN (1993), a elevada dominância de espécies pode indicar uma forma de estresse ambiental, relacionado, por exemplo, com relações bióticas, como competição e predação.

O padrão de distribuição das espécies zooplanctônicas, avaliado através da DCA, a partir da ocorrência e abundância das mesmas, mostrou uma diferenciação entre os dias de amostragem durante o enchimento do reservatório, sendo possível observar um gradiente temporal. Algumas espécies de rotíferos (*Proales sordida* e *Trichocerca capuccina*) e cladóceros (*Disparalona dadayi* e *Kurzia latissima*) caracterizaram expressivamente os primeiros dias de amostragem, ou seja, apresentaram uma distribuição preferencial no início da fase de enchimento. Por outro lado, essa análise também indicou que outras espécies zooplanctônicas (*Ascomorpha saltans*, *Collotheca* sp., *Gastropus hyptopus*, *Hexarthra mira* e *Notodiptomus spinuliferus*) caracterizaram os últimos dias da mesma fase. A distribuição temporal dessas espécies esteve provavelmente relacionada com a redução na velocidade de corrente, resultante do represamento, tendo em vista que, em geral, as espécies que ocorreram no início do enchimento apresentam hábitos não planctônicos, e aquelas que ocorreram ao final dessa fase são tipicamente planctônicas e características de ambientes lênticos (cf. LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004).

A análise de regressão múltipla evidenciou a ausência de significância dos fatores físicos e químicos da água e a importância de vários recursos alimentares sobre a abundância do zooplâncton. A importância de vários fatores físicos e químicos sobre as populações zooplanctônicas é difícil de ser determinada, pois frequentemente as variações nesses fatores são bruscas e dependem umas das outras durante o enchimento de um reservatório (CAMPBELL *et al.*, 1998). VASCONCELOS (1994), estudando os rotíferos no reservatório Azibo (Portugal), verificou que as mudanças nas propriedades físicas e químicas da água não foram suficientes para causar alterações diretas sobre a densidade, atribuindo essas modificações à disponibilidade alimentar. Além disso, PINEL-ALLOUL *et al.* (1995), estudando vários lagos canadenses, também observaram que poucas variáveis físicas e químicas da água foram significativamente importantes, contudo não negaram a importância de outras variáveis sobre

a variação da abundância do zooplâncton. Assim, os resultados da análise de regressão múltipla evidenciaram que os fatores físicos e químicos da água não apresentaram influência significativa sobre a variação da abundância zooplanctônica no presente estudo.

Além disso, observou-se a ausência de significância da biomassa de ciliados sobre a variação da abundância zooplanctônica. Isso pode ser explicado pelo fato que esses protozoários foram compostos, em sua maioria, por organismos maiores que 25 µm em comprimento, o que possivelmente dificultaria o consumo pelo metazooplâncton (PAULETO, G. M., *com. pessoal*).

Ainda, através da análise de regressão múltipla, foi possível verificar a importância da biomassa de bactérias e flagelados heterotróficos sobre a variação da abundância zooplanctônica. A importância de organismos componentes do elo microbiano como recurso alimentar para o metazooplâncton foi destacada por THOUVENOT *et al.* (2000), em um reservatório francês, e por AUER *et al.* (2004), em vários lagos alemães. Esses autores afirmaram que as alterações na estrutura do zooplâncton podem ser atribuídas, principalmente, às mudanças na quantidade e qualidade dos recursos alimentares.

A importância de diferentes recursos alimentares, como verificado no presente estudo, pode ser explicada pelo fato de que nem todas as espécies utilizam um determinado tipo de alimento (VASCONCELOS, 1994). Os gêneros *Polyarthra* e *Synchaeta*, abundantes no presente estudo, são considerados predadores especialistas de flagelados, por apresentarem hábito alimentar raptorial (POURRIOT, 1977; GILBERT e BOGDAN, 1981; WALZ, 1995). Porém, DEVETTER e SED'A (2003) afirmaram que os flagelados heterotróficos não são a única fonte de alimento para os rotíferos, mas podem ser uma fração importante na dieta das espécies desses dois gêneros e também na dieta de *Keratella*. Vários estudos forneceram evidências que cladóceros e rotíferos consomem bactérias, sendo que algumas espécies podem utilizá-las como uma fonte de alimento significativa (STARKWEATHER *et al.*, 1979; BOGDAN *et al.*, 1980; URABE e WANATABE, 1990; JÜRGENS *et al.*, 1997; WORK *et al.*, 2005).

Da mesma forma, KNAUER e BUIKEMA (1984) destacaram que os rotíferos são beneficiados pela alta produção do bacterioplâncton, verificada logo após a formação de novos reservatórios. Os rotíferos, o grupo mais abundante no presente estudo, são capazes de consumir bactérias, algas e detritos de diferentes tamanhos, o que permite distintas dietas para as muitas espécies presentes simultaneamente no mesmo ambiente (STARKWEATHER, 1980). PATERSON *et al.* (1997), estudando um lago canadense, observaram um abrupto aumento na

abundância zooplantônica após o represamento. Esses autores observaram que os cladóceros passaram a consumir bactérias devido a sua elevada biomassa após o represamento.

Além da biomassa de bactérias e flagelados heterotróficos, o recurso algal também se revelou importante para o zooplâncton durante o enchimento do reservatório de Santa Clara. No lago Kinneret (Israel), HART e STONE (2000) observaram que o fitoplâncton e também os microorganismos heterotróficos serviram como importantes recursos alimentares para o metazooplâncton. A importância do fitoplâncton como recurso alimentar para o zooplâncton também foi enfatizada por GOLDYN e KOWALCZEWSKA-MADURA (2008), estudando a interação dessas duas comunidades em um reservatório polonês.

A partir dos resultados obtidos no presente estudo, foi possível verificar que a formação do reservatório de Santa Clara representou uma alteração nítida para a estrutura da comunidade zooplantônica, tendo em vista as marcantes modificações ocorridas durante o período de enchimento desse reservatório. Nesse sentido, segundo PANARELLI *et al.* (2001), a adaptação de populações ao ambiente limnético é resultado de um complexo processo evolutivo mediado por interações entre fatores bióticos e abióticos. Variações no ambiente podem promover mudanças erráticas ou cíclicas nas atividades dos organismos, flutuações de curto ou longo prazo na abundância de populações ou até substituição de espécies. Informações sobre como a comunidade varia, em diferentes escalas temporais, podem contribuir para um melhor entendimento do funcionamento e evolução do ecossistema. A obtenção deste tipo de informação pode ser ainda mais importante quando se trata de um ecossistema recém-construído.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em suma, o processo de represamento do rio Jordão para a formação do reservatório de Santa Clara resultou em nítidas mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade zooplantônica. Isso pôde ser comprovado através da análise de riqueza de espécies e a abundância de todos os grupos analisados, que foram maiores ao final da fase de enchimento, especialmente das espécies planctônicas. Também foi verificada uma expressiva alteração na composição de espécies e nítidas variações nos valores de diversidade específica, relacionadas, principalmente, aos resultados de dominância. A equitabilidade também variou claramente durante o período de estudo, indicando que em épocas distintas, foi constatado o

predomínio de algumas espécies em termos de abundância. Ainda, o padrão de distribuição das espécies apontou uma diferenciação entre os dias de amostragem durante a fase de enchimento, sendo possível observar um gradiente temporal.

Além disso, foi destacada a importância da cadeia microbiana e do recurso algal como sustentadores da estrutura e dinâmica do zooplâncton durante a fase de enchimento do reservatório. Os fatores físicos e químicos da água parecem ter influência secundária sobre a abundância, ou seja, não foram preponderantes (significativos) para determinar a variação desse atributo do zooplâncton durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara.

Dessa forma, a primeira hipótese foi refutada, pois a riqueza foi maior ao final do enchimento e a diversidade específica apresentou expressivas variações durante todo o estudo. A segunda hipótese foi corroborada tendo em vista que a abundância dos grupos foi maior no final da mesma fase, e finalmente, a terceira hipótese foi parcialmente rejeitada, pois as variações na equitabilidade e diversidade específica foram nítidas durante todo o período de estudo.

Ressalta-se a necessidade de avaliar as alterações na estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica em outros reservatórios, tendo em vista a escassez de informações sobre tais mudanças nessa comunidade durante a fase de enchimento desses ecossistemas. Também é imprescindível investigar quais fatores ambientais são responsáveis por tais alterações, a fim de que seja possível prever e mitigar possíveis impactos negativos sobre a biota aquática.

6. REFERÊNCIAS

ACKERMAN, W. C., G. F. WHITE and E. B. WORTHINGTON, 1973: Man-made lakes: their problems and environmental effects. - American Geophysical Union, Washington DC, 847 pp.

AGOSTINHO, A. A., L. E. MIRANDA, L. M. BINI, L. C. GOMES, S. M. THOMAZ and H. I. SUZUKI, 1999: Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognoses on aging. - *In*: TUNDISI, J. and M. STRAŠKRABA (eds.), Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. International Institute of Ecology, São Carlos, 227–265.

ALLAN, J. D., 1976: Life history patterns in zooplankton. - *Am. Nat.* **110**: 165-180.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), 1995: Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed. - Byrd Prepress Springfield, Washington DC, 412pp.

AUER, B., U. ELZER and H. ARNDT, 2004: Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation. - *J. Plankton Res.* **26**: 697-709.

BICUDO, C. E. M. and M. MENEZES, 2006: Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 2nd ed. - RiMa, São Carlos, 508pp.

BLACKBURN, T. M. and K. J. GASTON, 1996: The distribution of bird species in the new world: patterns in species turnover. - *Oikos* **77**: 146-152.

BOGDAN, K. G., J. J. GILBERT and P. L. STARKWEATHER, 1980: In situ clearance rates of planktonic rotifers. - *Hydrobiologia* **73**: 73-77.

BONECKER, C. C., F. A. LANSAC-TÔHA, L. F. M. VELHO and D. C. ROSSA, 2001: The temporal distribution pattern of copepods in Corumbá Reservoir, State of Goiás, Brazil. - *Hydrobiologia* **453/454**: 375-384.

BOTTREL, H. H., A. DUNCAN, Z. GLIWICZ, E. GRYGIEREK, A. HERZIG, A. HILLBRICHT-ILLKOWSKA, H. KURASAWA, P. LARSSON and T. WEGLENSKA, 1976: A review of some problems in zooplankton production studies. - *Norw. J. Zool.* **24**: 419-456.

BRANCO, C. W. C., M. I. A. ROCHA, G. F. S. PINTO, G. A. GÔMARA and R. DE FILIPPO, 2002: Limnological features of Funil reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. - *Lakes Reserv. Res. Manag.* **7**: 87-92.

CAMPBELL, C., R. KNOECHEL and D. COPEMAN, 1998: Evaluation of factors related to increased zooplankton biomass and altered species composition following impoundment of a Newfoundland reservoir. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55**: 230-238.

CARMOUZE, J. P., 1994: O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e analyses químicas. - Edgard Blücher/SBL, São Paulo, 267pp.

COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA ELÉTRICA (COPEL), 2005: Disponível em: <http://www.copel.com>

DEVETTER, M. and J. SED'A, 2003: Rotifer fecundity in relation to components of microbial food web in a eutrophic reservoir. - *Hydrobiologia* **504**: 167-175.

EDLER, L., 1979: Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea: phytoplankton and chlorophyll. - *The Baltic Marine Biologists*, Lund, 38pp.

ESPÍNDOLA, E. L. G., T. MATSUMURA-TUNDISI, A. C. RIETZLER and J. G. TUNDISI, 2000: Spatial and heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. - *Rev. Bras. Biol.* **60**: 179-194.

FALÓTICO, M. H. B., 1993: Características limnológicas e aspectos da composição e distribuição da comunidade zooplanctônica em um reservatório da região amazônica em sua

fase de enchimento (Reservatório de Samuel – Rondônia). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 197pp.

FENCHEL, T., 1982: Ecology of heterotrophic microflagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **9**: 35-42.

FRY, J. C., 1990: Direct methods and biomass estimation. - *In*: GRIGOROVA, R. and J. R. NORRIS (eds.), *Methods in microbiology*, vol. 22. *Techniques in microbial ecology*. Academic Press, London, 41–85.

GARRIDO, A. V. and R. L. BOZELLI, 2000: The study of zooplankton during the filling of the Serra da Mesa Reservoir, Tocantins River (GO, Brazil). – *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **27**: 2875-2878.

GILBERT, J. J., 1988: Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms and the effects on zooplankton community structure. - *Limnol. Oceanogr.* **33**: 1286-1303.

GILBERT, J. J. and K. G. BOGDAN, 1981: Selectivity of *Polyarthra* and *Keratella* for flagellate and aflagellate cells. - *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **21**: 1515–1521.

GREEN, J., 1993: Diversity and dominance in planktonic rotifers. - *Hydrobiologia* **255/256**: 345-352.

GOLDYN, R. and K. KOWALCZEWSKA-MADURA, 2008: Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland. - *J. Plankton Res.* **30**: 33-42.

HARRISON, S., S. J. ROSS and J. H. LAWTON, 1992: Beta diversity on geographic gradients in Britain. - *J. Anim. Ecol.* **61**: 151-158.

HART, D. and L. STONE, 2000: Seasonal dynamics of the Lake Kinneret food web: the importance of the microbial loop. - *Limnol. Oceanogr.* **45**: 350-361.

HILL, M. O. and H. G. GAUCH, 1980: Detrended Correspondence-Analysis - An Improved Ordination Technique. - *Vegetatio* **42**: 47-58.

JACKSON, D. A., 1993: Stopping rules in principal component analysis - a comparison of heuristic and statistical approaches. - *Ecology* **74**: 2204–2214.

JONGMAN, R. H. G., C. J. F. TERBRAAK and G. F. R. VAN TONGEREN, 1995: *Data analysis in community and landscape ecology*. - Cambridge University Press, New York, 299 pp.

JÜRGENS, K., H. ARNDT and H. ZIMMERMANN, 1997: Impact of metazoan and protozoan grazers on bacterial biomass distribution in microcosm experiments. - *Aquat. Microb. Ecol.* **12**: 131–138.

KNAUER, G. W. and A. L. BUIKEMA JR., 1984. Rotifer production in a small impoundment. - *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **22**: 1475-1481.

- LANSAC-TÔHA, F. A., C. C. BONECKER and L. F. M. VELHO, 2004: Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. - *In*: THOMAZ, S. M., A. A. AGOSTINHO and N. S. HAHN (eds.), *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, 145-190.
- LANSAC-TÔHA, F. A., C. C. BONECKER and L. F. M. VELHO, 2005: Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatórios. - *In*: RODRIGUES, L., S. M. THOMAZ, A. A. AGOSTINHO and L. C. GOMES (eds.), *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. RiMa, São Carlos, 115-127.
- LEGENDRE, L., W. M. KEMP, H. ATLAN, M. CONRAD, M. FRECHETTE, P. LANE, T. PLATT, G. RODRIGUEZ, J. G. TUNDISI and C. S. YENTSCH, 1985: Possible holistic approaches to the study of biological-physical interaction in the oceans. - *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* **213**: 248-253.
- LOPES, R. M., F. A. LANSAC-TÔHA, R. VALE and M. SERAFIM JR., 1997: Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. - *In*: AGOSTINHO, A. A. and L. C. GOMES (eds.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá, 39-60.
- MARCÉ, R., M. COMERMA, J. C. GARCÍA, J. GOMÀ and J. ARMENGOL, 2005: The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). - *Limnetica* **24**: 275-294.
- MARGALEF, R., 1983: *Limnología*. - Omega, Barcelona, 1010pp.
- MARZOLF, G. R., 1990: Reservoirs as environments for zooplankton. - *In*: THORNTON, K. W., B. L. KIMMEL and F. E. PAYNE (eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons, New York, 195-208.
- MASUNDIRE, H. M., 1992: The filling phase of Mazvikadei Reservoir, Zimbabwe. - *Hydrobiologia* **232**: 11-17.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., 1999: Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. - *In*: HENRY, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, 39-54.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. and W. Y. OKANO, 1983: Seasonal fluctuations of Copepod populations in Lake Dom Helvécio (Parque Florestal, Rio Doce, Minas Gerais, Brazil). - *Rev. Hydrobiol. Trop.* **16**: 35-39.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. and J. G. TUNDISI, 2005: Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). - *Hydrobiologia* **542**: 367-378.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., S. N. LEITÃO, L. S. AGHENA and J. MIYAHARA, 1990: Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. - *Rev. Bras. Biol.* **50**: 923-935.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., J. G. TUNDISI, A. SAGGIO, A. L. OLIVEIRA-NETO and E. G. ESPÍNDOLA, 1991: Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. - *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **24**: 1482-1488.

MCCUNE, B. and M. J. MEFFORD, 1999: PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.01. MjM Software. - Glenden Beach, Oregon, 126 pp.

MILLIMAN, J. D., 1997: Blessed or damned dams?. - *Nature* **386**: 326-327.

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 de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 229pp.

NOGUEIRA, M. C., 2001: Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). - *Hydrobiologia* **455**: 1-8.

PANARELLI, E. A., M. G. NOGUEIRA and R. HENRY, 2001: Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. - *Braz. J. Biol.* **61**: 577-598.

PATERSON, M. J., D. FINDLAY, K. BAETY, E. U. SCHINDLER and G. MCCULLOUGH, 1997: Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**: 1088-1102.

PEREIRA, D. F., 2005: Estudo da comunidade zooplanctônica em um reservatório recém-construído (Reservatório do Lajeado), UHE Luis Eduardo Magalhães – TO. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 160pp.

PIELOU, E. C., 1966: The measurement of diversity in different types of biological collection. - *J. Theor. Biol.* **13**: 131-144.

PINEL-ALLOUL, B., G. MÉTHOT and M. FLORESCU, 1989: Zooplankton species dynamics during impoundment and stabilization in a subarctic reservoir. - *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **33**: 521-537.

PINEL-ALLOUL, B., T. NIYONSENGA and P. LEGENDRE, 1995: Spatial and environmental components of freshwater zooplankton structure. - *Ecoscience* **2**: 1-19.

POSCH, T., M. LOFERER-KRÖBBRACHER, G. GAO, A. ALFREIDER, J. PERNTHALER and R. PSENNER, 2001: Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, and of allometric and linear volume-to-carbon factors. - *Aquat. Microb. Ecol.* **25**: 55-63.

POURRIOT, R., 1977: Food and feeding habitats of Rotifera. - *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **8**: 243-260.

REIS-PEREIRA, V. L. P., 2002: A limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães – UHE Lajeado Tocantins. Tese de Doutorado, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Universidade de São Paulo, São Paulo, 262pp.

ROBERTSON, B. A. and E. R. HARDY, 1984: Zooplankton of Amazonian lakes and Rivers. - *In*: SIOLI, H. (ed.), *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, 337-352.

ROCHA, O., T. MATSUMURA-TUNDISI, E. L. G. ESPINDOLA, K. F. ROCHE and A. C. RIETZLER, 1999: Ecological theory applied to reservoir zooplankton. - *In*: TUNDISI, J. G. and M. STRAŠKRABA (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos, 457-476.

SANTOS, C. M., R. A. R. FERREIRA and R. HENRY, 2005: Alterações na organização da comunidade bentônica no complexo Canoas (Rio Paranapanema – SP) durante as fases pré e pós-enchimento. - *In*: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY and A. JORCIN (eds.), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. RiMa, São Carlos, 183-204.

SIROL, R. N. and S. G. BRITTO, 2005: Conservação e manejo da ictiofauna: repovoamento. - *In*: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY and A. JORCIN (eds.), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. RiMa, São Carlos, 275-284.

SHANNON, C. E. and W. WEAVER, 1949: *The mathematical theory of communication*. - University of Illinois Press, Urbana, 117pp.

SHERR, E. B. and B. F. SHERR, 1993: Preservation and storage of samples for enumeration of heterotrophic protists. - *In*: KEMP, P. F., B. F. SHERR, E. B. SHERR and J. J. COLE (eds.), *Handbook of methods in aquatic microbiology*, Lewis Publishers, New York, 207-212.

SOKAL, R. R. and F. J. ROHLF, 1995: *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. - W. H. Freeman Company, New York, 887pp.

STARKWEATHER, P. L., 1980: Aspects of the feeding-behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. - *Hydrobiologia* **73**: 63–72.

STARKWEATHER, P. L., J. J. GILBERT and T. M. FROST, 1979: Bacterial feeding by the rotifer *Brachionus calyciflorus*: clearance and ingestion rates, behavior and population dynamics. - *Oecologia* **44**: 26–30.

STATSOFT INC., 2005: *STATISTICA for Windows (data analysis software system)*, version 7.1, Statsoft Inc., Tulsa, USA.

STERNBERG, R., 2006: Damming the river: a changing perspective on altering nature. - *Renew. Sustain. Energ. Rev.* **10**: 165-197.

STRAŠKRABA, M. and J. G. TUNDISI, 1999: *Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application*. - *In*: TUNDISI, J. G. and M. STRAŠKRABA (eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology/ Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, 565-583.

STRAŠKRABA, M., J. G. TUNDISI and A. DUNCAN, 1993: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management. Developments in Hydrobiology*. - Kluwer Academic Publishers, Kluwer Dordrecht, 293pp.

- THOMAZ, S. M., L. M. BINI and S. M. ALBERTI, 1997: Limnologia do Reservatório Segredo: padrões de variação espacial e temporal. - *In*: AGOSTINHO, A. A. and L. C. GOMES (eds.), Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá, 597-626.
- THORNTON, K. W., 1990: Sedimentary processes. - *In*: THORNTON, K.W., B. L. KIMMEL and F. E. PAYNE (eds.), Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley and Sons, New York, 195-208.
- THOUVENOT, A., D. DEBROAS, M. RICHARDOT, L. B. JUGNIA and J. DÉVAUX, 2000: A study of changes between years in the structure of plankton community in a newly-flooded reservoir. - *Arch. Hydrobiol.* **149**: 131-152.
- TUNDISI, J. G., 1990: Key factors of reservoir functioning and geographical aspects of reservoir limnology: chairman's overview. - *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* **33**: 645 - 646.
- UHLMANN, D., 1998: Reservoirs as ecosystems. - *Int. Rev. Hydrobiol.* **83**: 13-20.
- URABE, J. and Y. WANATABE, 1990: Difference in the bacterial utilization ability of four cladoceran plankton (Crustacea: Cladocera). - *Nat. Hist. Res.* **1**: 85-92.
- UTERMÖHL, H., 1958: Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton-Methodik. - *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* **9**: 1-38.
- VAN DER HEIDE, J., 1982: Lake Brokopondo. Filling phase limnology of a man-made lake in the humid tropics. Ph. D. Thesis, University of Amsterdam, 428 pp.
- VASCONCELOS, V. M., 1994: Seasonal fluctuation of planktonic rotifers in Azibo reservoir (Portugal). - *Hydrobiologia* **294**: 177-184.
- WALZ, N., 1995: Rotifer populations in plankton communities - energetics and life-history strategies. - *Experientia* **51**: 437-453.
- WARD, J. V. and J. A. STANFORD, 1995: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. - *Regul. Rivers Res. Manag.* **15**: 125-139.
- WEISSE, T., 1991: The annual cycle of heterotrophic freshwater nanoflagellates. Role of bottom-up versus top-down control. - *J. Plankton Res.* **13**: 167-185.
- WETZEL, R. G. and G. E. LIKENS, 2000: Limnological analyses. - Springer-Verlag, New York, 391pp.
- WHITTAKER, R. M., 1960: Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. - *Ecol. Monogr.* **30**: 279-338.
- WORK, K., K. HAVENS, B. SHARFSTEIN and T. EAST, 2005: How important is bacterial carbon to planktonic grazers in a turbid, subtropical lake?. - *J. Plankton Res.* **27**: 357-372.

CAPÍTULO 2

Estudo comparativo dos efeitos do represamento sobre o zooplâncton em dois reservatórios brasileiros

Estudo comparativo dos efeitos do represamento sobre o zooplâncton em dois reservatórios brasileiros

RESUMO

A criação de um reservatório representa uma mudança completa no ecossistema existente, acarretando em mudanças estruturais, físicas e químicas que afetam a biota. Dessa forma, pressupõe-se que existe um padrão de coerência temporal nas alterações na composição de espécies presente durante o enchimento dos reservatórios de Santa Clara (rio Jordão, Estado do Paraná) e Corumbá (rio Corumbá, Estado de Goiás), devido à redução na velocidade de corrente resultante do processo de represamento. Foram registrados 125 táxons em Santa Clara e 79 em Corumbá. Os rotíferos compuseram o grupo que mais contribuiu para a riqueza durante o enchimento de ambos os ambientes. Os cladóceros e copépodes calanóides apresentaram uma maior contribuição em Corumbá, e os copépodes ciclopoídes, em Santa Clara. Quanto à abundância, em Santa Clara, os rotíferos dominaram a comunidade durante quase todo o período, enquanto os microcrustáceos, especialmente cladóceros e copépodes ciclopoídes contribuíram mais para a abundância no final do enchimento. No reservatório de Corumbá, os rotíferos e os copépodes ciclopoídes alternaram-se na dominância da comunidade, e os cladóceros foram mais importantes quase ao final do período estudado. Os resultados da análise de Procrustes e do teste de Mantel parcial sugerem que a variação temporal da composição dos organismos zooplanctônicos apresenta um padrão de coerência temporal entre os reservatórios. Algumas espécies estiveram mais relacionadas com o início, meio ou final do enchimento em ambos os ambientes. *Disparalona dadayi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus falcatus*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Conochilus coenobasis*, *Epiphanes macrourus* e *Moina minuta* foram as espécies mais coerentes em ambos ambientes, enfatizando o resultado de variação coerente da composição de espécies zooplanctônicas nos dois reservatórios estudados. Os resultados obtidos sugeriram que as comunidades zooplanctônicas, presentes durante o enchimento dos reservatórios de Santa Clara e Corumbá, estiveram respondendo similarmente, pelo menos quanto às alterações em suas composições de espécies, a algum fator ambiental intrínseco local ou a um conjunto de fatores. Tendo em vista que um dos principais fatores ambientais afetando essa comunidade em reservatórios seja a velocidade de corrente, sugere-se que esse fator seja responsável pela variação coerente da composição de espécies no presente estudo.

Palavras-chave: reservatórios, efeitos do represamento, fase de enchimento, zooplâncton, coerência temporal.

Comparative study of impoundment effects on the zooplankton in two Brazilian reservoirs

ABSTRACT

The reservoir formation represents a complete change in the existing ecosystem, causing structural, physical and chemical alterations which affect the biota. In this way, we predict that there is a pattern of temporal coherence in the alterations of composition of species present during the filling of Santa Clara reservoir (Jordão river, Paraná State) and Corumbá reservoir (Corumbá river, Goiás State), due to the reduction of the current flow resulting of impoundment process. We registered 125 taxa in Santa Clara and 79 in Corumbá. The rotifers were the group that most contributed to the species richness during the filling of both environments. Cladocerans and calanoid copepods presented a higher contribution in Corumbá, and cyclopoid copepods, in Santa Clara. Considering the abundance, in Santa Clara, rotifers dominated the community for almost the whole study period, whereas the microcrustaceans, especially cladocerans and cyclopoid copepods contributed to the abundance mainly at the end of the filling. In the Corumbá Reservoir, rotifers and cyclopoid copepods alternated in the dominance of the community, and the cladocerans were more important almost at the end of the filling phase. The results from Procrustes analysis and Mantel's partial test suggest that the temporal variation of zooplankton composition presents a pattern of temporal coherence between the reservoirs. Some species were more related to the beginning, middle or the end of the filling phase in both environments. *Disparalona dadayi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus falcatus*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Conochilus coenobasis*, *Epiphanes macrourus* and *Moina minuta* were the most coherent species in both environments, emphasizing the coherent variation result of species composition in the two studied reservoirs. The obtained results suggested that the zooplankton communities, present during the filling phase of Santa Clara and Corumbá reservoirs, were similarly responding, at least regarding the changes in the species composition, to some intrinsic environmental factor or to a set of factors. Since the current flow is the one of the principal environmental factors affecting this community in reservoirs, we suggest that this factor is the responsible for the coherent variation in species composition in the present study.

Key-words: reservoirs, impoundment effects, filling phase, zooplankton, temporal coherence.

1. INTRODUÇÃO

Dentre as ações humanas de maior impacto para os ecossistemas aquáticos destaca-se a construção de barragens em cursos naturais de rios. As barragens têm sido construídas para servir à sociedade ao longo de 4.500 anos, com funções e usos que vão desde a geração de energia hidrelétrica, armazenamento de água, irrigação até recreação e piscicultura (STERNBERG, 2006). Porém, essa atividade também produz distúrbios sociais, econômicos e ambientais, muitos deles irreversíveis. Os possíveis efeitos ambientais positivos e negativos acarretados pela construção de um reservatório são apresentados em STRAŠKRABA e TUNDISI (1999).

A construção de uma barragem interrompe a continuidade do rio (VANNOTE *et al.*, 1980), alterando as interações entre os componentes físicos, químicos e biológicos do ecossistema (ARMITAGE, 1984; JOHNSON *et al.*, 1995; OGBEIBU e ORIBHABOR, 2002). De acordo com COLE e LANDRES (1996), a criação de um reservatório representa uma mudança completa no ecossistema existente, sendo que o ecossistema lótico é substituído por um lêntico, associado com braços que são formados nos locais próximos ao encontro dos tributários com o reservatório.

Durante o processo de represamento, o ambiente lacustre se origina e se desenvolve inundando grandes extensões de áreas, muitas vezes cobertas por vegetação nativa (ACKERMAN *et al.*, 1973). Desta forma, a fase de enchimento é caracterizada por aceleradas e intensas modificações, tais como, decomposição da matéria orgânica submersa facilmente degradável, liberação de nutrientes, aumento no tempo de retenção e na transparência da água, entre outras (THOMAZ *et al.*, 1997; UHLMAN, 1998; AGOSTINHO *et al.*, 1999).

As relações entre o sistema biológico e outros componentes do ecossistema (especialmente o sistema hidrológico) estão em rápida transição. Com as mudanças no reservatório, as comunidades de plantas e animais presentes também se modificam. É observada uma mudança seqüencial da dominância de espécies e comunidades de ambientes lóticos para aquelas características de ambientes lênticos (ACKERMAN *et al.*, 1973).

No Brasil, apesar do grande número de reservatórios construídos, estudos que monitoram as mudanças ocorrentes nas fases pré, durante e pós o represamento têm sido negligenciados, e o conhecimento sobre tais modificações é escasso. Além disso, as informações disponíveis estão relacionadas a reservatórios nos estados do Amazonas, Goiás,

Rondônia, São Paulo, Paraná e Tocantins (LANSAC-TÔHA *et al.*, 1999; MATSUMURA-TUNDISI, *et al.*, 1991; SERAFIM JR., 2002; BRANDIMARTE *et al.*, 2008). O aparecimento de tais estudos coincide com o estabelecimento da legislação brasileira, em 1996, relacionada com estudos de impacto ambiental (BRANDIMARTE *et al.*, 1999). Como focado por TUNDISI (2006), a fase de enchimento de um reservatório está entre os conceitos unificadores a ser avaliado através de pesquisas científicas em reservatórios, tendo em vista que as alterações hidrodinâmicas estabelecem os futuros padrões de funcionamento ecológico e operacional do sistema.

RIBEIRO *et al.* (2005) acrescentaram que para um melhor entendimento das alterações limnológicas e bióticas ocorridas durante o processo de enchimento de um reservatório é importante obter dados antes e após o represamento. FERREIRA *et al.* (2005) ressaltaram, ainda, que somente o monitoramento das variáveis físicas e químicas da água não é suficiente para avaliar o impacto causado pela construção da barragem em ecossistemas tão dinâmicos, como os rios. O conhecimento das mudanças ocorrentes nas comunidades biológicas fornece subsídios para o manejo do futuro reservatório, bem como para o detalhamento do tamanho do impacto causado pelo processo de represamento. Dessa forma, os efeitos do represamento sobre a biota aquática também devem ser conhecidos.

Analisando-se especificamente as alterações ambientais ocorridas em decorrência do barramento de um rio, destaca-se a importância do estudo da comunidade zooplânctônica com o objetivo de avaliar essas alterações através da modificação da estrutura de tal comunidade. Isto porque reservatórios podem ser considerados ambientes favoráveis para o desenvolvimento do zooplâncton, que pode estabelecer comunidades diversificadas em períodos de tempo relativamente curtos após o barramento (ROCHA *et al.*, 1999). A dispersão do zooplâncton nesse novo ambiente é rápida, proporcionando, desta forma, alterações mais rápidas na composição de espécies de reservatórios do que em lagos naturais antigos (MARZOLF, 1990).

Dentro da comunidade zooplânctônica, após a formação do reservatório, a sucessão de espécies é evidenciada durante a colonização, sendo que espécies *r* estrategistas, como os rotíferos, são as primeiras a colonizar o novo ambiente, seguidas por espécies *k* estrategistas, como os copépodes calanóides (ROCHA *et al.*, 1999). De maneira geral, em um curto período de tempo, esses organismos são beneficiados pelas novas condições criadas após o represamento. De acordo com MARZOLF (1990), estudos mostram que as mudanças ocorridas nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água, decorrentes do represamento,

promovem um aumento na biomassa zooplanctônica e uma rápida alteração na composição de espécies dentro dessa comunidade.

Dentre as variáveis biológicas estudadas atualmente com a comunidade zooplanctônica, verificam-se os trabalhos abordando a coerência temporal da abundância em diversos tipos de ambientes (RUSAK *et al.*, 1999, 2008; ALVES *et al.*, 2008; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2008; TAKAHASHI *et al.*, 2008). A coerência temporal é definida como o fenômeno de flutuações sincrônicas em um ou mais parâmetros (bióticos ou abióticos) entre diferentes localidades (MAGNUSON *et al.*, 1990) e tratado em diversos estudos como sinônimo de sincronia espacial (ALVES *et al.*, *submit.*).

Assim, o presente estudo tem os seguintes objetivos: (i) fornecer informações sobre a composição dos grupos zooplanctônicos, durante a fase de enchimento dos reservatórios de Santa Clara e Corumbá; (ii) investigar as alterações na riqueza de espécies e abundância relativa dos grupos zooplanctônicos durante a formação dos reservatórios; (iii) avaliar a alteração da composição de espécies nesses ambientes, ao longo do tempo; (iv) analisar os padrões de variação da composição de espécies zooplanctônicas em ambos os reservatórios.

Considerando os objetivos propostos, o presente estudo pressupõe que existe um padrão de coerência temporal nas alterações na composição de espécies em ambos os reservatórios, devido à redução na velocidade de corrente resultante do processo de represamento.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara, localizado no Estado do Paraná, na bacia do rio Iguaçu, e do reservatório de Corumbá, localizado no Estado de Goiás, na bacia do rio Paranaíba.

O reservatório da Usina Santa Clara possui 20 km² de superfície, acumulando 431 milhões de metros cúbicos de água. Está localizado no rio Jordão, afluente da margem direita do rio Iguaçu, entre os municípios de Pinhão e Candói, na região Centro-Sul do Estado do

Paraná (25°38'S; 51°57'W). Seus principais afluentes são os rios Candói, Caracu, Sobradinho e Capivara (Fig. 1a). A barragem possui 811 m de comprimento, com altura máxima de 67 m. Sem vertedouro operável, as vazões excessivas são escoadas por uma soleira vertente de 251 m de extensão, com capacidade de descarga de até 6.542 m³/s de água. O enchimento do reservatório foi iniciado em 21 de abril e finalizado em 22 de junho de 2005, totalizando 61 dias de enchimento. A capacidade de geração de energia é de 120 MW (COPEL, 2005).

O reservatório de Corumbá é formado pelo rio Corumbá, um dos principais tributários do rio Paranaíba. Está localizado no sul do Estado de Goiás, próximo à divisa com o Estado de Minas Gerais (15°79'S; 48°31'W), possuindo uma bacia de drenagem com cerca de 27.800 km² de área (UEM/NUPÉLIA-FURNAS, 1999). Seus principais afluentes são os rios Pirapetinga, Peixe e Santo Antônio (Fig. 1b). Esse reservatório teve sua barragem fechada no dia 7 de setembro, e seu enchimento foi finalizado em 21 de novembro de 1996, totalizando 76 dias de enchimento. A capacidade de geração de energia é 375 MW (ANEEL, 2008).

2.2. AMOSTRAGEM DE CAMPO

No reservatório de Santa Clara, amostragens diárias foram realizadas durante a fase de enchimento, em uma estação próxima à barragem do reservatório (região lacustre) (Fig. 1), no período de 23 de abril a 08 de maio de 2005. Após esse período, as coletas foram realizadas de três em três dias até o dia 24 de maio. Após esta data, foram obtidas amostras semanalmente até o dia 22 de junho de 2005, quando ocorreu o enchimento total do reservatório (n=25 amostras).

As amostragens foram realizadas à subsuperfície e, quando se observou a estratificação térmica da coluna de água, também foram realizadas amostragens na profundidade da termoclina (zona de mistura) e abaixo desta (camada profunda).

As amostras da comunidade zooplancônica foram obtidas com auxílio de motobomba e rede de plâncton (68 µm), sendo filtrados 600 litros de água por amostra, e preservados em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

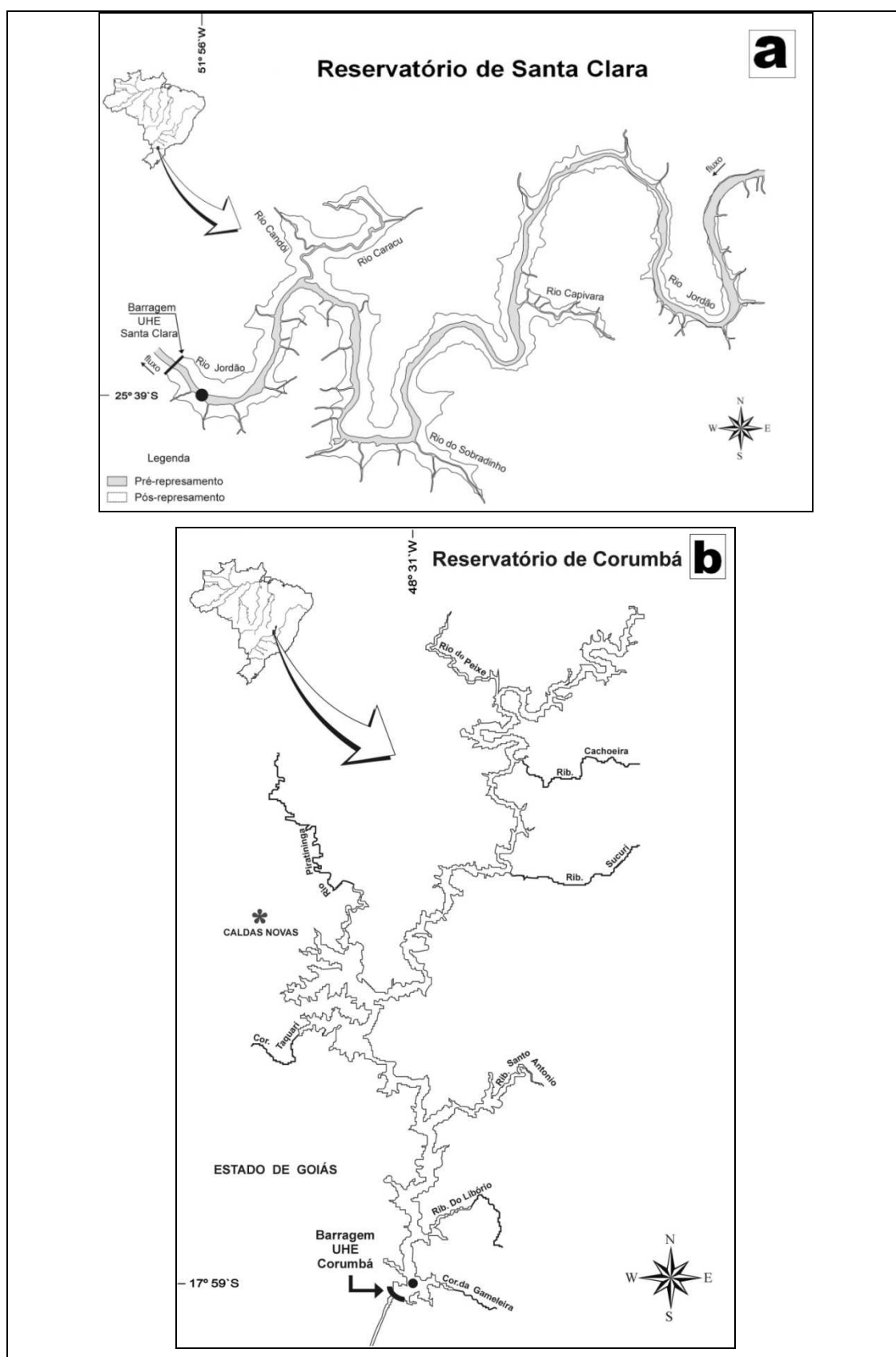


Figura 1. Área de estudo com a localização da estação de amostragem: a - reservatório de Santa Clara (PR); b - reservatório de Corumbá (GO).

No reservatório de Corumbá, as amostragens da comunidade zooplanctônica foram realizadas em uma estação de amostragem localizada próxima a barragem (região lacustre) (Fig. 1), a cada 3 dias, durante a fase de enchimento, no período de 7 de setembro a 17 de novembro de 1996 (n=25 amostras).

As amostras da comunidade zooplanctônica foram obtidas através de arrastos verticais, utilizando-se uma rede de plâncton (68 μ m), e foram preservadas em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

2.3. ANÁLISE EM LABORATÓRIO

A riqueza de espécies dos grupos da comunidade zooplanctônica foi analisada com auxílio de câmara de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico (Olympus), até a estabilização da curva de riqueza de espécies, e a identificação foi realizada utilizando bibliografia específica.

Para a determinação da abundância, foram feitas 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, em câmaras de Sedgewick-Rafter, sob microscópio óptico. A contagem dos organismos foi baseada na metodologia de BOTTRELL *et al.* (1976), tendo sido estabelecidas três subamostras para cada amostra coletada. As amostras com reduzido número de indivíduos foram contadas na íntegra.

Como no reservatório de Corumbá não foi medido o volume filtrado através dos arrastos verticais, não foi possível apresentar os resultados de abundância em termos de indivíduos.m⁻³. Dessa forma, os resultados da riqueza de espécies e a abundância dos grupos zooplanctônicos de ambos os reservatórios foram apresentados em riqueza de espécies relativa (%) e abundância relativa (%).

2.4. ANÁLISE DOS DADOS

A alteração na composição de espécies dos grupos zooplanctônicos ao longo do enchimento foi avaliada utilizando-se o índice de diversidade beta 2 (β -2), que quantifica a mudança na composição de espécies no tempo ou ao longo de um gradiente ambiental (WHITTAKER, 1960). Este índice foi estimado através da seguinte fórmula:

$$\beta-2 = [(R/\alpha_{\max})-1]/[n-1]$$

onde α_{\max} é o valor máximo de riqueza de espécies em um conjunto de n amostras (dias ou estações) e R é o número total de espécies no conjunto de n amostras (HARRISON *et al.*, 1992; BLACKBURN e GASTON, 1996). O índice de diversidade beta foi utilizado para avaliar as mudanças na composição de espécies dos grupos zooplancctônicos durante a fase de enchimento dos reservatórios de Santa Clara e Corumbá.

A fim de avaliar se as mudanças na composição de espécies zooplancctônicas em ambos os reservatórios, refletidas pela ordenação das datas de coleta, apresentaram um padrão de coerência temporal, foram realizadas duas análises, utilizando as datas pareadas (dias após o fechamento: 1-1, 4-4; 7-7; 10-10; 13-13; 16-16; 19-19; 22-22; 28-28; 32-31; 39-40; 46-46; 53-52; 61-61, em Santa Clara e Corumbá, respectivamente). Primeiramente, foi utilizada uma análise de Procrustes, baseada em 10.000 permutações. Esta análise foi realizada utilizando os escores das unidades de amostragem obtidos por meio de duas análises de correspondência com remoção do efeito do arco (“Detrended Correspondence Analysis” – DCA) (HILL e GAUCH, 1980; JONGMAN *et al.*, 1995), (feitas separadamente, uma para cada reservatório), utilizando dados de presença e ausência de espécies. As DCAs foram realizadas com auxílio do programa estatístico PC-ORD versão 4.01 (MCCUNE e MEFFORD, 1999). Na análise de Procrustes, os escores das unidades de amostragem de cada conjunto de dados (no caso, reservatórios de Santa Clara e Corumbá) são comparados utilizando um algoritmo que minimiza a soma dos quadrados dos resíduos entre os pares de unidades. A estatística resultante pode ser expressa na forma de distância (m^2) ou de similaridade (r , semelhante a correlação de Pearson, apesar de variar entre 0 e 1) descrevendo, desta maneira, o grau de coerência/ajuste entre as duas matrizes. JACKSON (1995) propôs o uso de um teste de randomização para avaliar a significância da estatística m^2 . A análise de Procrustes foi realizada com o programa PROTEST, desenvolvido por P. Peres-Neto (disponível em <http://uregina.ca/~peresnep/>).

Posteriormente, a fim de avaliar apenas o efeito da coerência temporal por meio da remoção de um possível efeito de autocorrelação temporal entre as unidades de amostragem no resultado da análise de Procrustes, um teste de Mantel parcial foi empregado como um segundo método de análise. Desta forma, foram utilizadas duas matrizes de dados biológicos (uma para cada reservatório, sendo que a medida de distância utilizada foi o índice

de Jaccard) e uma matriz de distância temporal (contada em dias) entre as unidades de amostragem (foram utilizados os conjuntos de datas pareadas). O teste de Mantel parcial avalia a associação entre dois conjuntos de dados (no caso, alterações da comunidade zooplanctônica) controlando o efeito de uma terceira variável (no caso, tempo após fechamento da barragem) (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

3. RESULTADOS

3.1. COMPOSIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

A comunidade zooplanctônica esteve representada por 125 táxons no reservatório de Santa Clara e por 79 táxons no reservatório de Corumbá. Comparando-se estes resultados, 54 táxons foram comuns aos dois reservatórios (Tabela 1).

Nos dois reservatórios, Santa Clara e Corumbá, os rotíferos constituíram-se no grupo mais especioso (87 e 62 espécies, respectivamente), seguidos pelos cladóceros (24 e 12 espécies, respectivamente) e copépodes (13 e 4 espécies, respectivamente). Ressalta-se que 42 espécies de rotíferos, 8 de cladóceros e 3 de copépodes foram comuns aos dois ambientes estudados (Tabela 1).

Tabela 1. Listagem e ocorrência dos táxons zooplanctônicos registrados na região lacustre dos reservatórios de Santa Clara (abril a junho de 2005) e Corumbá (setembro a novembro de 1996) durante suas fases de enchimento.

ROTIFERA	Santa Clara	Corumbá
Asplanchnidae		
<i>Asplanchna sieboldi</i> (LEYDIG, 1854)	X	X
Brachionidae		
<i>Anuraeopsis navicula</i> ROUSSELET, 1910		X
<i>Brachionus angularis</i> (GOSSE, 1851)	X	X
<i>B. budapestinensis</i> DADAY, 1885		X
<i>B. calyciflorus</i> PALLAS, 1766	X	X
<i>B. caudatus</i> BARROIS e DADAY, 1894	X	
<i>B. caudatus austrogenitus</i> AHLSTROM, 1940	X	
<i>B. caudatus personatus</i> AHLSTROM, 1940	X	
<i>B. dolabratus</i> HARRING, 1915	X	X
<i>B. falcatus</i> ZACHARIAS, 1898	X	X
<i>B. mirus</i> DADAY, 1905	X	X
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i> (HERMANN, 1783)	X	X

Tabela 1 – continuação

	Santa Clara	Corumbá
<i>B. quadridentatus mirabilis</i> (DADAY, 1897)	X	
<i>Kellicotia bostoniensis</i> (ROUSSELET, 1908)	X	
<i>Keratella americana</i> CARLIN, 1943	X	X
<i>K. cochlearis</i> GOSSE, 1851	X	X
<i>K. lenzi</i> HAUER, 1953	X	X
<i>K. tropica</i> APSTEIN, 1907	X	X
<i>Plationus patulus patulus</i> (MÜLLER, 1953)	X	X
<i>P. p. macrachantus</i> (DADAY, 1905)	X	
<i>Platyias quadricornis quadricornis</i> (EHRENBERG, 1832)	X	X
<i>P. leloupi</i> (GILLARD, 1957)	X	
Collothecidae		
<i>Collotheca</i> sp.	X	X
Conochilidae		
<i>Conochilus coenobasis</i> (SKOROKOV, 1914)	X	X
<i>C. dossuaris</i> (HUDSON, 1875)	X	
<i>C. natans</i> (SELIGO, 1900)		X
<i>C. unicornis</i> ROUSSELET, 1892	X	X
Dicranophoridae		
<i>Aspelta angusta</i> HARRING e MYERS, 1928		
<i>Dicranophoroides caudatus</i> (EHRENBERG, 1834)	X	
<i>Dicranophorus epicharis</i> HARRING e MYERS, 1928	X	
<i>D. cf. forcipatus</i> (O. F. MÜLLER, 1786)	X	
Epiphanidae		
<i>Epiphanes macrourus</i> (BARROIS e DADAY, 1894)	X	X
Euchlanidae		
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (GOSSE, 1886)	X	
<i>Dipleuchlanis propatula propatula</i> (GOSSE, 1886)	X	
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> EHRENBERG, 1832	X	X
<i>E. d. luckisiana</i> (HAUER, 1930)	X	
<i>E. incisa</i> CARLIN, 1939	X	X
Filiniidae		
<i>Filinia longiseta</i> (EHRENBERG, 1834)	X	X
<i>F. opoliensis</i> (ZACHARIAS, 1898)	X	X
<i>F. pejleri</i> HUTCHINSON, 1964	X	
Flosculariidae		
<i>Floscularia</i> sp.		X
<i>Ptygura</i> sp.	X	X
Gastropodidae		
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (PERTY, 1850)	X	X
<i>A. ovalis</i> (BERGENDAHL, 1892)	X	X
<i>A. saltans</i> (BARTSCH, 1870)	X	X
<i>Gastropus hyptopus</i> (EHRENBERG, 1938)	X	
Hexarthridae		
<i>Hexarthra intermedia</i> WIESZNIEWSKI, 1929		X
<i>H. mira</i> (HUDSON, 1871)	X	X
Lecanidae		
<i>Lecane bulla</i> (GOSSE, 1886)	X	X

Tabela 1 – continuação

	Santa Clara	Corumbá
<i>L. cornuta</i> (O. F. MÜLLER, 1786)	X	X
<i>L. curvicornis</i> (MURRAY, 1913)	X	X
<i>L. halyclista</i> HARRING e MYERS, 1926	X	
<i>L. hamata</i> (STOKES, 1896)	X	
<i>L. ludwigii</i> (ECKSTEIN, 1893)		X
<i>L. lunaris</i> EHRENBERG, 1832	X	
<i>L. monostyla</i> (DADAY, 1897)		X
<i>L. papuana</i> (MURRAY, 1913)	X	X
<i>L. proiecta</i> (HAUER, 1956)		X
<i>L. punctata</i> (MURRAY, 1913)		
<i>L. quadridentata</i> (EHRENBERG, 1832)	X	
<i>L. signifera</i> (JENNINGS, 1896)		X
<i>L. steenrosi</i> (MEISSNER, 1908)	X	X
Lepadellidae		
<i>Lepadella benjamini</i> HARRING, 1916		X
<i>L. ovalis</i> (O. F. MÜLLER, 1786)	X	X
Lindiidae		
<i>Lindia torulosa</i> DUJARDIN, 1841	X	
<i>L. truncata</i> (JENNINGS, 1894)	X	
Mytilinidae		
<i>Mytilina ventralis</i> (EHRENBERG, 1832)		X
<i>M. mucronata</i> (O. F. MÜLLER, 1773)		X
Notommatidae		
<i>Cephalodella gibba</i> EHRENBERG 1832	X	
<i>C. cf. megalcephala</i> (GLASSCOTT, 1893)	X	
<i>C. mucronata</i> MYERS, 1924		X
<i>Enteroplea lacustris</i> EHRENBERG, 1830	X	
<i>Notommata copeus</i> EHRENBERG, 1834	X	
<i>N. cerberus</i> GOSSE, 1886	X	
<i>N. pachyura</i> HARRING e MYERS, 1922	X	
<i>N. pseudocerberus</i> DE BEAUCHAMP, 1907	X	
<i>N. saccigera</i> EHRENBERG, 1832	X	
<i>Pleurotrocha robusta</i> (GLASSCOTT, 1893)	X	
<i>Resticula cf. melandocus</i> GOSSE, 1887	X	
Philodinidae		
<i>Dissotrocha aculeata</i> (EHRENBERG, 1832)		X
Proalidae		
<i>Proales sordida</i> GOSSE, 1886	X	
Synchaetidae		
<i>Ploesoma truncatum</i> (LEVANDER, 1894)	X	
<i>Polyarthra dolichoptera</i> IDELSON, 1924	X	X
<i>P. remata</i> SKORIKOV, 1896		X
<i>P. vulgaris</i> CARLIN, 1943	X	X
<i>Synchaeta longipes</i> GOSSE, 1887	X	
<i>S. oblonga</i> EHRENBERG, 1831	X	
<i>S. pectinata</i> EHRENBERG, 1832	X	X
<i>S. stylata</i> WIEZEJSKI, 1893	X	

Tabela 1 – continuação

	Santa Clara	Corumbá
Testudinellidae		
<i>Pompholyx complanata</i> GOSSE, 1851	X	X
<i>Testudinella patina patina</i> (HERMANN, 1783)	X	X
<i>T. patina dendradena</i> (DE BEAUCHAMP, 1955)	X	
<i>T. tridentata</i> SMIRNOV, 1931		X
Trichocercidae		
<i>Trichocerca bicristata</i> (GOSSE, 1887)	X	
<i>T. capuccina</i> WIERZEJSKI e ZACHARIAS, 1893	X	
<i>T. cylindrica</i> (IMHOF, 1891)		X
<i>T. cylindrica chattoni</i> (DE BEAUCHAMP, 1907)	X	X
<i>T. elongata</i> (GOSSE, 1886)		X
<i>T. myersi</i> (HAUER, 1931)	X	
<i>T. pusilla</i> (LAUTERBORN, 1898)	X	X
<i>T. rattus</i> (O. F. MÜLLER, 1776)	X	
<i>T. rosea</i> (STENROOS, 1898)		
<i>T. similis</i> (WIERZEJSKI, 1893)	X	X
<i>T. similis grandis</i> (HAUER, 1965)	X	
<i>T. stylata</i> HARRING, 1913	X	X
Trichotriidae		
<i>Macrochaetus collinsi</i> (GOSSE, 1867)	X	
<i>M. sericus</i> (THORPE, 1893)	X	
<i>Macrochaetus</i> sp.		X
<i>Trichotria tetractis</i> (EHRENBERG, 1830)	X	X
Trochosphaeridae		
<i>Horaëlla thomassoni</i> KOSTE, 1973		X
Bdelloidea	X	X
CLADOCERA		
Bosminidae		
<i>Bosmina hagemanni</i> STINGELIN, 1904	X	X
<i>B. longirostris</i> (O. F. MÜLLER, 1785)	X	
<i>B. tubicen</i> BREHM, 1953		X
<i>Bosminopsis deitersi</i> RICHARD, 1895	X	X
Chydoridae		
<i>Acroperus harpae</i> (BAIRD, 1834)	X	
<i>Alona affinis</i> (LEYDIG, 1986)	X	X
<i>A. eximia</i> KISER, 1948	X	
<i>A. guttata guttata</i> SARS, 1862	X	
<i>A. cf. verrucosa</i> SARS, 1901	X	
<i>Alona</i> sp.		X
<i>Chydorus eurynotus</i> SARS, 1901	X	
<i>D. dadayi</i> (BIRGE, 1910)	X	X
<i>Kurzia latissima</i> (KURZ, 1974)	X	
<i>Leydigia cf. leydigi</i> (SCHOEDLER, 1863)	X	
Daphniidae		
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> SARS, 1886	X	X
<i>C. silvestrii</i> DADAY, 1902	X	
<i>Daphnia gessneri</i> HERBST, 1967		X

Tabela 1 – continuação

	Santa Clara	Corumbá
<i>Simocephalus</i> . cf. <i>iheringi</i> RICHARD, 1897	X	
<i>S. latirostris</i> STINGELIN, 1906	X	
<i>S. serrulatus</i> (KOCH, 1841)	X	
<i>S.</i> cf. <i>vetulus</i> (O. F. MÜLLER, 1776)	X	
Ilyocryptidae		
<i>Ilyocryptus spinifer</i> HERRICK, 1884	X	X
Macrothricidae		
<i>Macrothrix laticornis</i> (JURINE, 1820)	X	
<i>M. spinosa</i> KING, 1953	X	X
<i>M. triserialis</i> (BRADY, 1886)	X	
Moinidae		
<i>Moina minuta</i> HANSEN, 1899	X	X
Sididae		
<i>Diaphanosoma birgei</i> KORINEK, 1981	X	
<i>D. spinulosum</i> HERBST, 1967		X
COPEPODA		
Cyclopidae		
<i>Eucyclops solitarius</i> HERBST, 1959	X	
<i>Mesocyclops longisetus longisetus</i> (THIÉBAUD, 1914)	X	X
<i>M. l. curvatus</i> DUSSART, 1987	X	
<i>M. meridianus</i> (KIEFER, 1926)	X	
<i>M. ogunnus</i> ONABAMIRO, 1957	X	
<i>Mesocyclops</i> sp.	X	
<i>Metacyclops mendocinus</i> (WIERZEJSKI, 1892)	X	
<i>Microcyclops anceps</i> (RICHARD, 1897)	X	
<i>Paracyclops chiltoni</i> (THOMSON, 1882)	X	
<i>Thermocyclops decipiens</i> KIEFER, 1929	X	X
<i>T. minutus</i> (LOWNDES, 1934)	X	X
<i>Tropocyclops prasinus</i> (FISCHER, 1860)	X	
Diaptomidae		
<i>Notodiaptomus spinuliferus</i> DUSSART e MATSUMURA-TUNDISI, 1986	X	
<i>N. iherengi</i> (WRIGHT, 1935)		X

3.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES DO ZOOPLÂNCTON

Os rotíferos constituíram-se no grupo que mais contribuiu para a riqueza de espécies da comunidade durante a fase de enchimento do reservatório de Santa Clara. No entanto, a partir da metade do período de estudo, os cladóceros e os copépodes ciclopoídes também apresentaram um incremento na contribuição do número total de táxons. Os copépodes calanóides, por sua vez, ocorreram apenas ao término da fase de enchimento, com um número reduzido de espécies (Fig. 2a).

No reservatório de Corumbá, a expressiva contribuição de espécies de rotíferos também foi evidente durante toda a fase de enchimento. Entretanto, ao contrário do observado no reservatório de Santa Clara, os cladóceros e os copépodos ciclopóides contribuíram para a riqueza de espécies da comunidade desde o início da fase de enchimento, e os copépodos calanóides, a partir do 19º dia após o fechamento da barragem, a despeito de apenas uma espécie de calanóide ser registrada nesse reservatório (Fig. 2b).

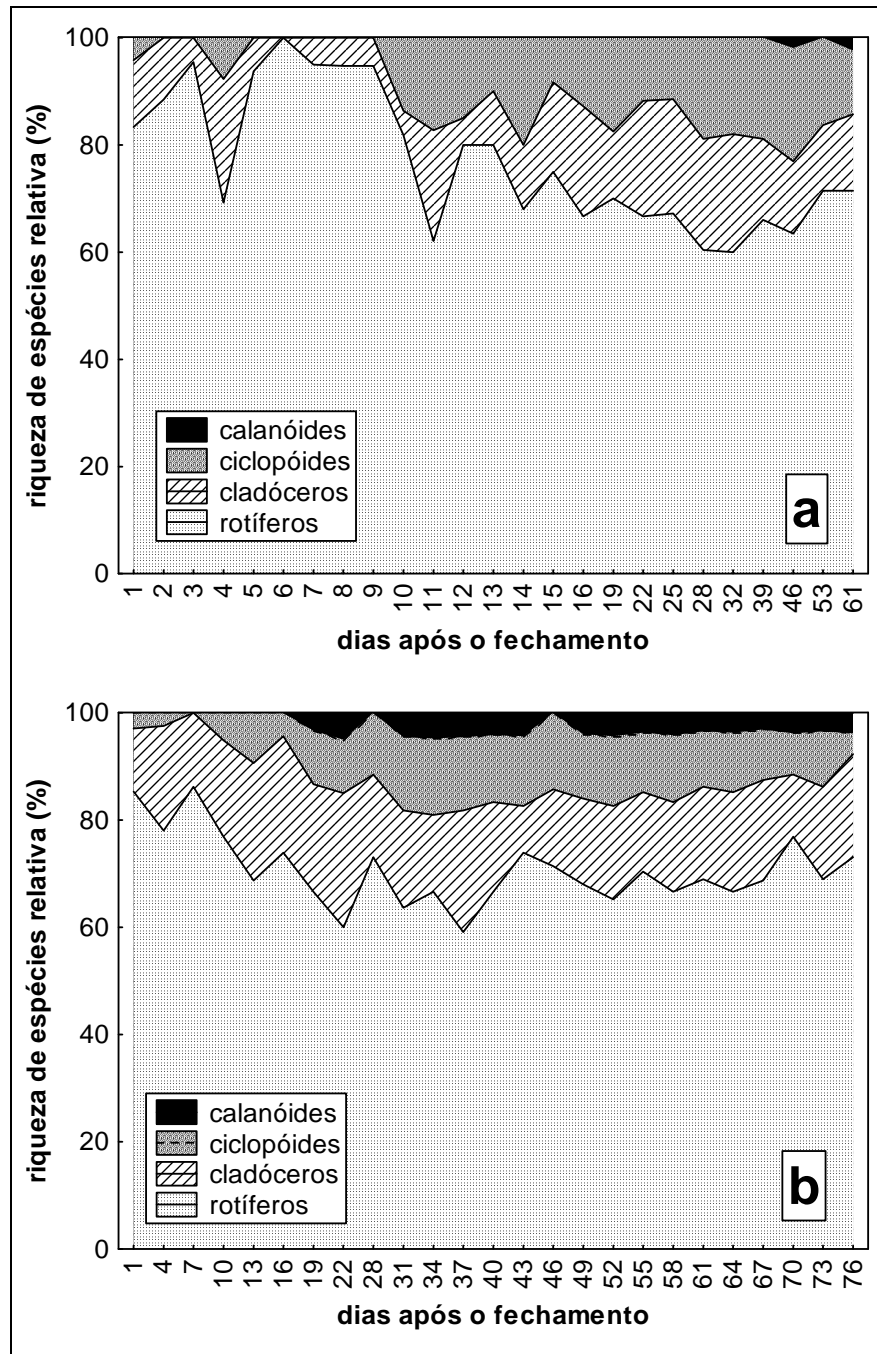


Figura 2. Riqueza de espécies relativa (%) dos diferentes grupos zooplancônicos, na região lacustre, durante a fase de enchimento dos reservatórios de Santa Clara (a) e Corumbá (b).

Comparando-se os dois reservatórios, é possível observar que os rotíferos nos dois ambientes constituíram o grupo com maior contribuição no número de espécies durante toda a fase de enchimento, e essa contribuição apresentou uma leve redução ao longo do tempo. Os copépodes ciclopóides apresentaram uma maior contribuição no reservatório de Santa Clara, especialmente a partir da metade do estudo, e os cladóceros e copépodes calanóides no reservatório de Corumbá (Figs. 2a e b).

De acordo com os resultados da diversidade beta, as maiores alterações na composição de espécies de todos os grupos foram registradas no reservatório de Santa Clara. Os rotíferos constituíram o grupo que apresentou a maior alteração na composição de espécies ao longo do período de estudo em ambos os reservatórios, seguidos pelos cladóceros. No reservatório de Santa Clara, os copépodes apresentaram um reduzido valor de alteração na composição, e no reservatório de Corumbá, esse valor foi nulo (Fig. 3).

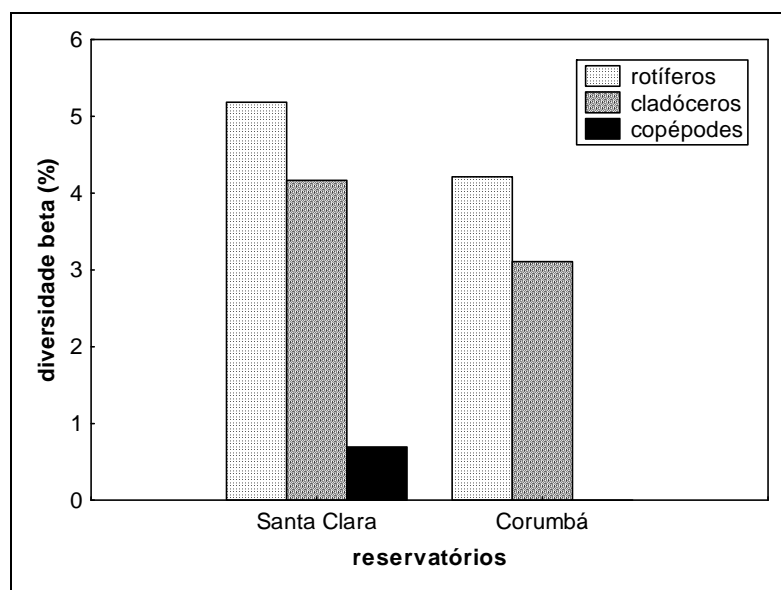


Figura 3. Diversidade beta dos diferentes grupos zooplancctônicos na região lacustre dos reservatórios de Santa Clara e Corumbá, durante suas fases de enchimento.

3.3. ABUNDÂNCIA RELATIVA DO ZOOPLÂNCTON

No reservatório de Santa Clara, os rotíferos constituíram o grupo com maior contribuição para a abundância da comunidade, porém ao final da fase de enchimento foi observado um decréscimo contínuo da sua contribuição. Nesse mesmo período, os cladóceros

começaram a contribuir continuamente para a abundância até o término do período de estudo. Os copépodes ciclopóides foram mais abundantes em alguns dias da metade e no final da fase de enchimento desse reservatório (Fig. 4a).

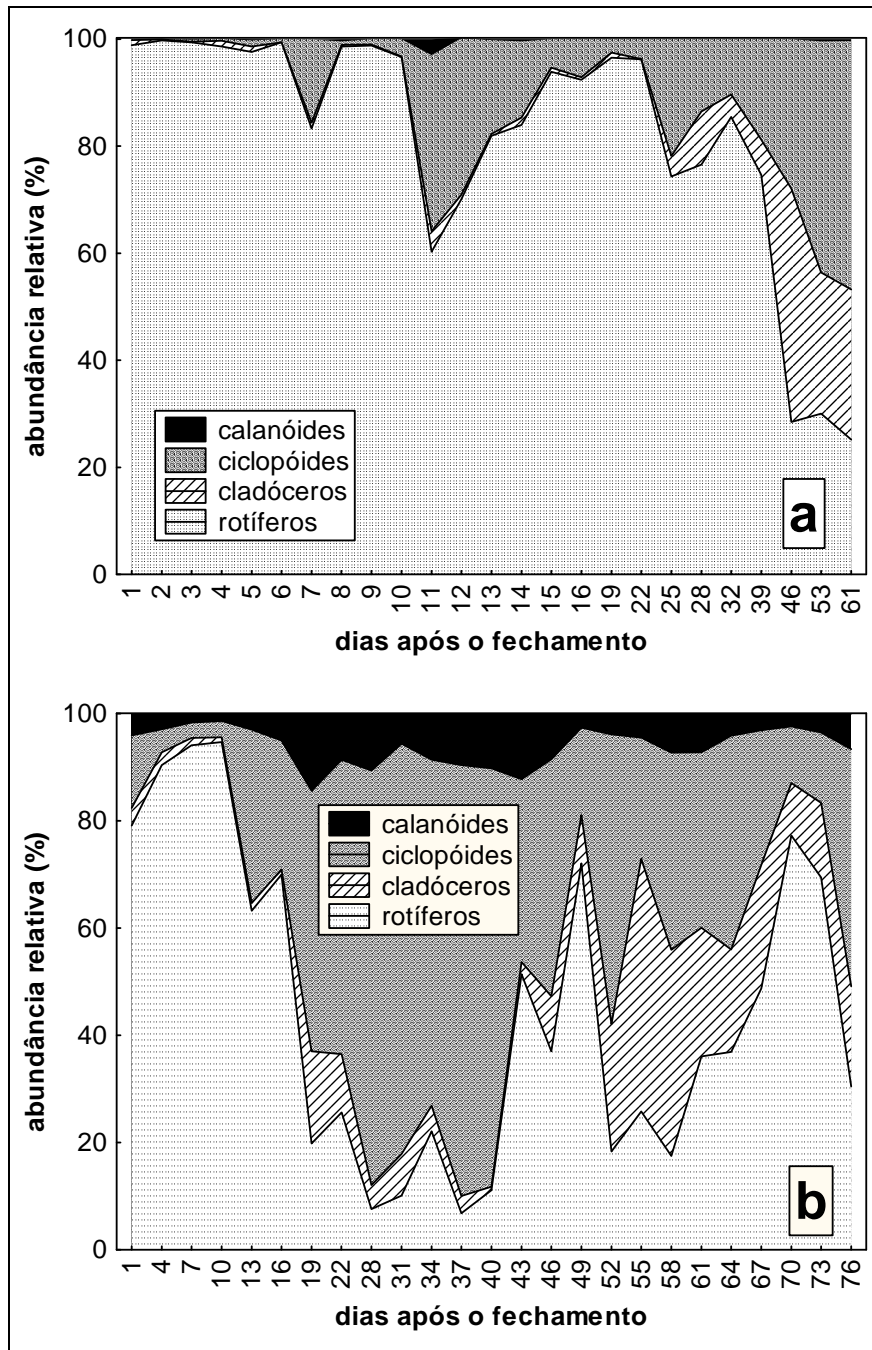


Figura 4. Abundância relativa (%) dos diferentes grupos zooplancônicos, na região lacustre, durante a fase de enchimento dos reservatórios de Santa Clara (a) e Corumbá (b).

Em Corumbá, os rotíferos foram expressivamente abundantes no início do período, com uma queda nítida na sua contribuição. A abundância desses organismos voltou a aumentar a partir da metade do período de estudo, porém, posteriormente, foi observado um novo decréscimo nesses valores. E, no final do período, voltaram a aumentar. Os cladóceros por sua vez, contribuíram mais para a abundância durante o final da fase de enchimento, com uma redução contínua na abundância até o término do estudo. Os copépodes ciclopoídes contribuíram para a abundância especialmente a partir do 13^o dia até o 43^o dia, e ainda foram numericamente importantes até o final do período. Os copépodes calanóides foram pouco abundantes, em relação aos outros grupos, com uma contribuição mais nítida durante a metade da fase de enchimento (Fig. 4b).

Comparando-se a abundância dos grupos nos dois ambientes, foi possível verificar diferenças nítidas na abundância durante a fase de enchimento desses reservatórios. Em Santa Clara, os rotíferos dominaram a comunidade durante quase todo o período, enquanto os microcrustáceos, especialmente cladóceros e copépodes ciclopoídes, contribuíram mais para a abundância da comunidade no final da fase de enchimento. No reservatório de Corumbá, os grupos que dominaram a comunidade, nessa fase, foram os rotíferos e copépodes ciclopoídes, que se alternaram na abundância durante o período, e os cladóceros foram mais importantes quase ao final do período estudado. Por sua vez, em ambos os ambientes, os copépodes calanóides apresentaram a menor contribuição para a abundância da comunidade (Figs. 4a e b).

3.4. COMPARAÇÃO DA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DE ESPÉCIES EM AMBOS OS RESERVATÓRIOS

Os resultados da análise de Procrustes ($r = 0,75$ ou $m^2 = 0,44$ e $P < 0,0001$) indicam que os padrões de variação temporal da composição dos organismos zooplanctônicos foram coerentes entre os reservatórios, ou seja, as mudanças da composição de espécies ao longo do tempo foram semelhantes.

Ademais, os resultados do teste de Mantel parcial ($r = 0,69$, $P < 0,0001$) também evidenciaram que as duas matrizes (Santa Clara e Corumbá) estão associadas, mesmo após a retirada do efeito do tempo.

Entre as unidades de amostragem (dias de coleta) 1 e 7 houve uma diminuição na riqueza (Fig. 5 - área a), já entre as unidades 8 e 15 observa-se uma estabilização no número

de espécies (Fig. 5 - área b) e entre as unidades de amostragem 16 e 25, foi verificada uma tendência de aumento na riqueza de espécies em ambos os reservatórios (Fig. 5- área c).

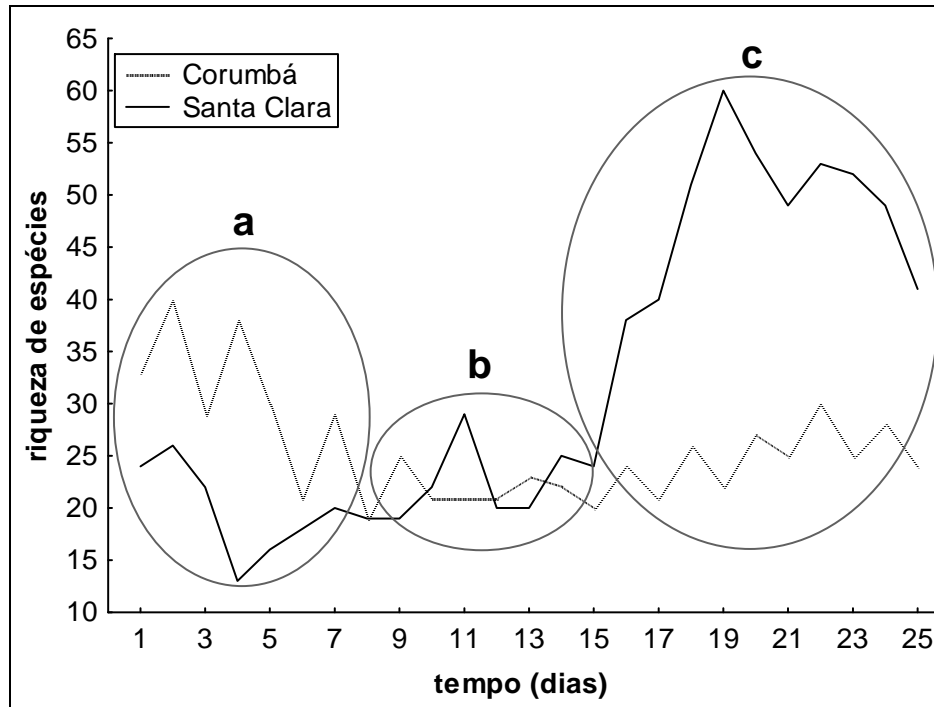


Figura 5. Variação temporal na riqueza total de espécies zooplancônicas nos reservatórios de Corumbá e Santa Clara.

A partir da ordenação dos dias de amostragem em ambos os reservatórios, foi possível observar um gradiente temporal, onde os primeiros dias de amostragem estiveram ordenados mais a direita da DCA1, e, os últimos dias de amostragem, mais a esquerda do mesmo eixo (Fig. 6).

Algumas espécies estiveram mais relacionadas com o início da fase de enchimento em ambos os reservatórios, como *Disparalona dadayi*, *Euchlanis dilatata dilatata* e *Brachionus falcatus*. Por outro lado, outras espécies estiveram mais relacionadas com o final desta fase, em ambos ambientes, como *Filinia longiseta*, *Filinia opoliensis* e *Conochilus coenobasis*. Além disso, *Epiphanes macrourus* e *Moina minuta* também estiveram relacionados com o período intermediário da fase de enchimento nos dois reservatórios. Essas espécies foram as mais coerentes em ambos os ambientes, enfatizando o resultado de variação coerente da composição de espécies zooplancônicas nos dois reservatórios estudados (Fig. 6).

Entretanto, algumas espécies apresentaram ocorrências antagônicas, ou seja, em um reservatório ocorreram nos primeiros dias após o fechamento da barragem, e no outro

reservatório, ocorreram mais ao final da fase de enchimento, como o observado para *Lepadella ovalis* e *Brachionus dolabratus*. Outros táxons, como *Lecane bulla* e Bdelloidea, ocorreram durante quase todo o período de estudo (Fig. 6).

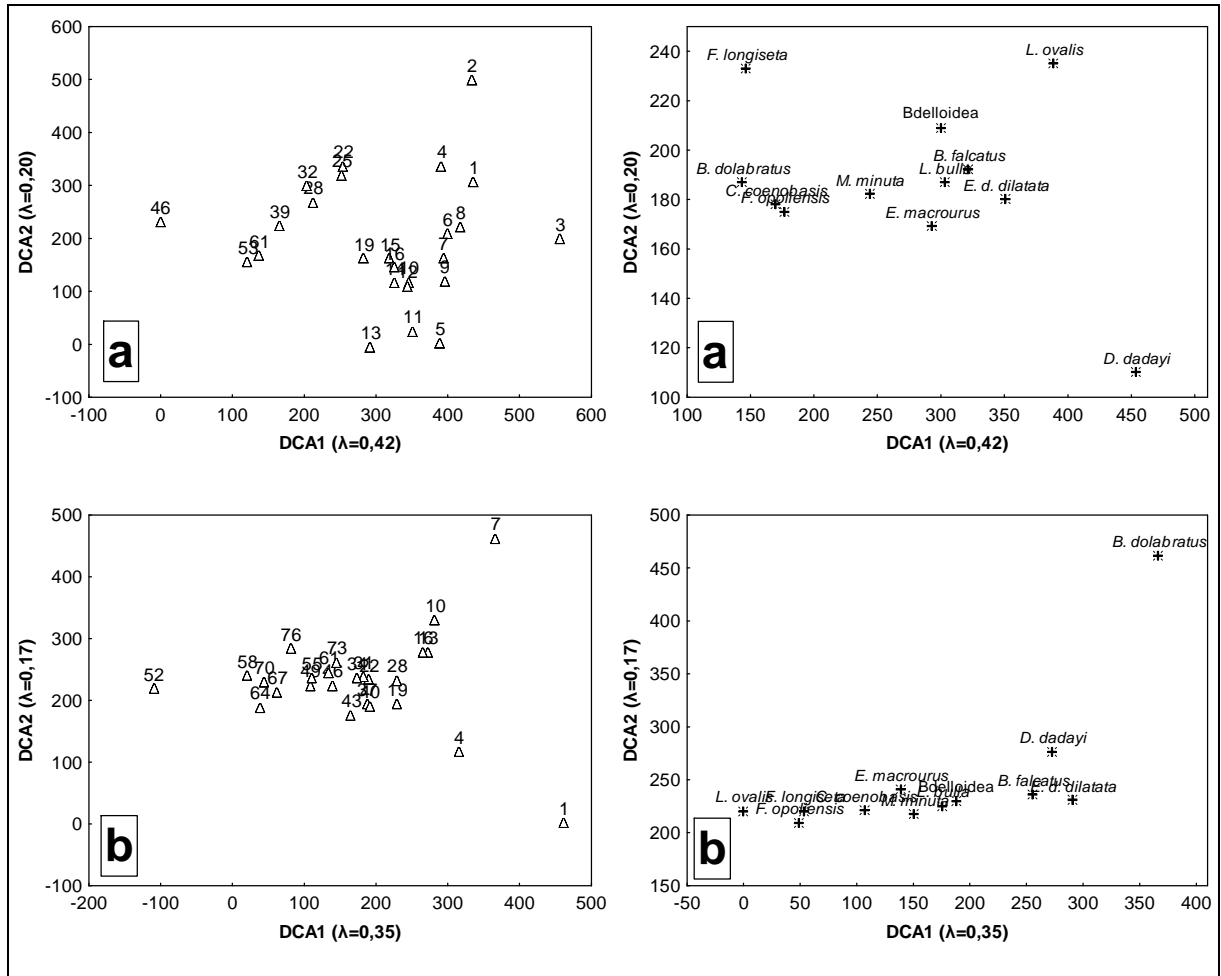


Figura 6. Dispersão dos escores dos dias de amostragem e algumas espécies zooplantônicas em comum aos dois ambientes ao longo dos dois primeiros eixos da DCA realizada com dados de composição nos reservatórios de Santa Clara (a) e Corumbá (b).

Uma avaliação da variação temporal da riqueza de espécies nos reservatórios discriminando cada grupo constituinte do zooplâncton também não sugeriu divergências significativas (Fig. 7). No reservatório de Santa Clara, a riqueza de espécies para os três grupos diminuiu bem no princípio da fase de enchimento, e posteriormente os valores aumentaram (Fig. 7a). Em Corumbá, a riqueza de espécies de rotíferos diminuiu logo no início e, em seguida aumentou, enquanto que as riquezas de cladóceros e copépodes não apresentaram expressivas variações (Fig. 7b). Os rotíferos apresentaram as maiores variações de riqueza de espécies em ambos os reservatórios (Figs. 7a e 7b) e certamente foram os

organismos responsáveis pelos padrões desse atributo da comunidade zooplancônica verificados em ambos os reservatórios (Fig. 5).

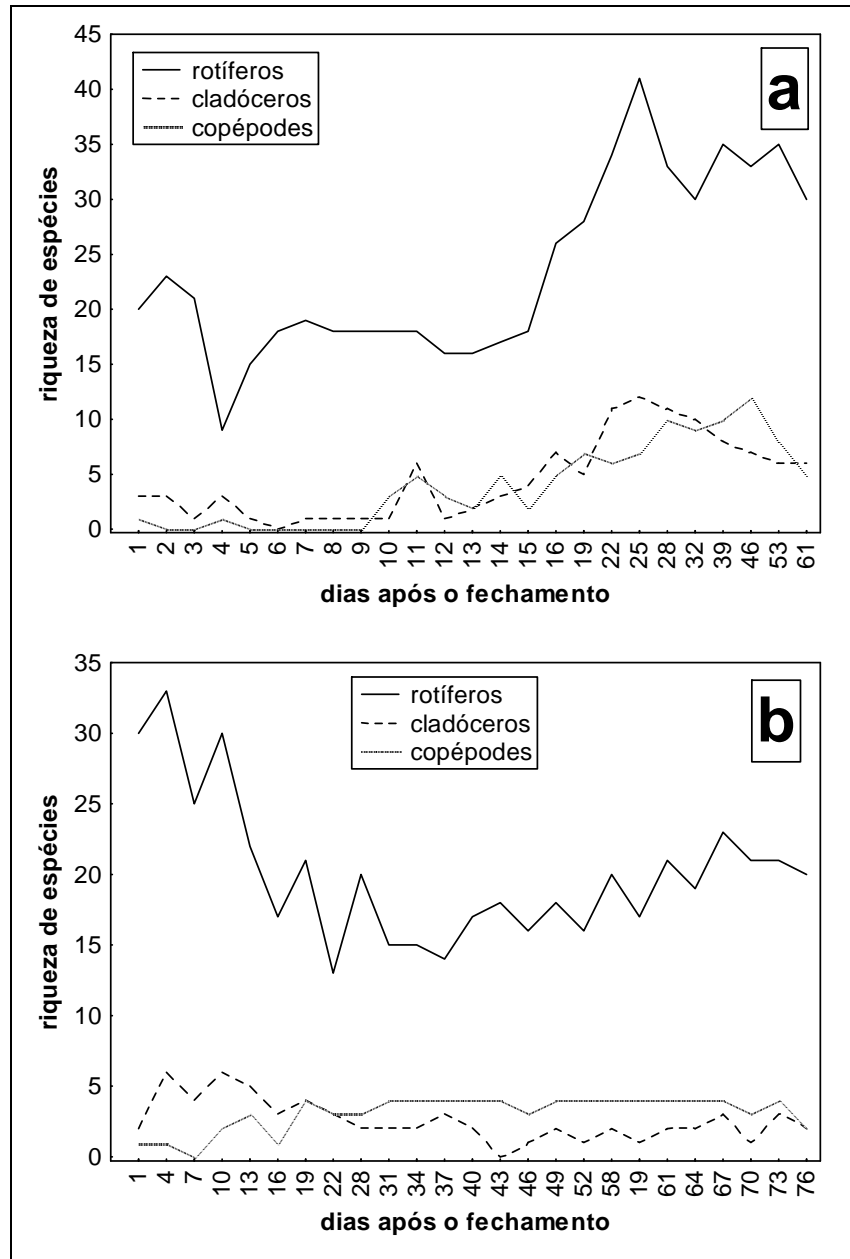


Figura 7. Variação temporal da riqueza de espécies dos diferentes grupos zooplancônicos, na região lacustre, durante a fase de enchimento dos reservatórios de Santa Clara (a) e Corumbá (b).

4. DISCUSSÃO

A predominância de espécies de rotíferos como observada nos dois reservatórios é um fato comumente registrado em outros reservatórios (LOPES *et al.*, 1997; ESPÍNDOLA *et al.*, 2000; BRANCO *et al.*, 2002; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005; MARCÉ *et al.*, 2005; MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2005). Esse resultado está relacionado à elevada capacidade de colonização que esse grupo apresenta bem como por serem organismos oportunistas, o que permite o seu sucesso em ambientes hidrologicamente instáveis e dinâmicos (ROBERTSON e HARDY, 1984; GREEN, 1993; MATSUMURA-TUNDISI, 1999; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2005). MORENO (1996), estudando o zooplâncton no reservatório de Balbina (AM), registrou uma alta riqueza de rotíferos e relacionou esse resultado às suas características oportunistas, amplo espectro adaptativo, baixas exigências metabólicas, rápida reprodução e a sua relação com cadeias tróficas microbianas. Segundo HUTCHINSON (1967), entre os invertebrados planctônicos, os rotíferos parecem ser o grupo que obteve maior sucesso evolutivo em ambientes dulcícolas, sendo característico desses ambientes, e mostrando-se aparentemente adaptados às mudanças gerais que neles ocorrem.

De acordo com os resultados do índice de diversidade beta, verificou-se alteração na composição de espécies do zooplâncton, durante a fase de enchimento de ambos os reservatórios. Os valores foram maiores para o grupo dos rotíferos, seguido dos cladóceros e copépodes, ao longo do período de estudo em ambos os reservatórios. Mudanças nítidas da composição de espécies da comunidade zooplanctônica durante o enchimento de reservatórios também foram observados por MATSUMURA-TUNDISI *et al.* (1991), no reservatório de Samuel (RO), e CAMPBELL *et al.* (1998), no reservatório Cat Arm (Canadá), que atribuíram esses resultados ao maior tempo de retenção da água ao longo do enchimento dos reservatórios. De acordo com PANARELLI *et al.* (2001), variações dos fatores bióticos e abióticos podem promover até mesmo a substituição de espécies.

Quanto à abundância relativa dos grupos, foi possível constatar que tanto em Santa Clara quanto em Corumbá, os rotíferos dominaram a comunidade durante quase toda a fase de enchimento. Estudos analisando a comunidade zooplanctônica em vários reservatórios, em diferentes fases de formação, identificaram os rotíferos como os mais abundantes durante o período estudado (THOUVENOT *et al.*, 2000; PANARELLI *et al.*, 2003). De acordo com ALLAN (1976), os rotíferos podem desenvolver grandes populações transitórias

devido a sua alta taxa de crescimento intrínseco e plasticidade alimentar. Nesse sentido, STARKWEATHER (1980) argumentou que os rotíferos apresentam habilidade de consumir bactérias, algas e detritos de diferentes tamanhos; isso permite dietas distintas para as muitas espécies presentes simultaneamente no mesmo ambiente ou mesmo para uma mesma espécie em diferentes ambientes. PEREIRA (2005), analisando a comunidade zooplânctônica logo após o enchimento do reservatório de Lajeado (TO), observou que na estação mais próxima a barragem, os cladóceros juntamente com os rotíferos foram os grupos mais abundantes durante o período estudado, assim como o verificado no final do enchimento do reservatório de Santa Clara. Ainda que não tenha sido registrado em outros estudos o predomínio de ciclopóides, é importante ressaltar que em Corumbá esses copépodes dominaram a abundância especialmente a partir do 13° ao 43° dia. A dominância dos ciclopóides, entre os copépodes, foi também observada por PEREIRA (2005).

Através da análise de Procrustes e do teste de Mantel parcial foi possível evidenciar que as mudanças na composição de espécies nos reservatórios de Santa Clara e Corumbá apresentaram um padrão de coerência temporal ao longo do enchimento desses ambientes, ou seja, essas mudanças, ao longo da fase de enchimento, foram semelhantes.

Estudos conduzidos em distintos ambientes aquáticos norte-americanos também verificaram coerência temporal em variáveis biológicas (composição, riqueza e abundância) de várias comunidades aquáticas (peixes, zooplâncton, fitoplâncton e bacterioplâncton) (RUSAK *et al.*, 1999; FINDLAY *et al.*, 2001; CHRZANOWSKI e GROVER, 2005; CRUMP e HOBBIE, 2005; OLDEN *et al.*, 2006; KENT *et al.*, 2007; RUSAK *et al.*, 2008). Esses autores sugeriram que os fatores intrínsecos sobre as comunidades são os mesmos, resultando em comunidades similares que respondem coerentemente a mudanças extrínsecas e atribuíram essa coerência a processos extrínsecos que ocorrem em grande escala sobre os ambientes, como o clima. Além disso, os padrões coerentes nas variáveis físicas e químicas freqüentemente tendem a ser refletidos nas variações da composição de comunidades aquáticas (PACE e COLE, 2002).

No presente estudo, dois reservatórios distintos foram avaliados quanto às variações na composição de espécies, tendo sido verificada coerência temporal. Em relação a diferentes ambientes, GEORGE *et al.* (2000) afirmaram que altos níveis de coerência ocorrem provavelmente em ambientes onde as bacias de drenagem são manejadas de modo similar. Nesse sentido, atividades antrópicas podem romper padrões de coerência e reverter tendências já estabelecidas.

Dessa forma, é possível afirmar que as comunidades zooplancônicas presentes nos reservatórios de Santa Clara e Corumbá, durante suas fases de enchimento, estiveram respondendo similarmente, pelo menos quanto às alterações em suas composições de espécies, a algum fator ambiental intrínseco local ou a um conjunto de fatores. Tendo em vista que um dos principais fatores ambientais afetando essa comunidade em reservatórios seja a velocidade de corrente, sugere-se que esse fator seja responsável pela variação coerente da composição de espécies no presente estudo.

ROCHA *et al.* (1999) afirmam que deve haver uma relação entre o tempo de residência da água, em geral inversamente relacionado com a velocidade de corrente, e a diversidade zooplancônica. Vários trabalhos demonstraram a influência de fatores hidrológicos (velocidade de corrente e tempo de residência da água) sobre a abundância de organismos zooplancônicos (LANSAC-TÔHA *et al.*, 1999, 2004; NOGUEIRA *et al.* 2006). Para o zooplâncton, a mudança de condições lóxicas para lênticas parece ter efeito positivo sobre a riqueza de espécies, sendo que uma relação inversa foi encontrada por NOGUEIRA *et al.* (2006) em reservatórios do rio Paranapanema.

No entanto, os dados de velocidade de corrente não estavam disponíveis para que pudéssemos testar essa influência, ressaltando-se a necessidade de estudos que possam avaliar essa relação entre as variações da composição de espécies e esse fator ambiental. De acordo com LIEBHOLD *et al.* (2004), para a maioria das espécies existentes, ainda falta uma compreensão preditiva das causas das flutuações sincrônicas.

Para evidenciar os resultados observados de coerência na variação da composição de espécies, os escores dos dias de amostragem e das espécies foram ordenados conjuntamente em cada reservatório. A partir desta ordenação, foi possível observar uma relação inversa do primeiro eixo (DCA 1) com o tempo. Algumas espécies estiveram relacionadas com o início, meio ou final da fase de enchimento em ambos os reservatórios. *Disparalona dadayi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus falcatus*, *Filinia longiseta*, *F. opoliensis*, *Conochilus coenobasis*, *Epiphanes macrourus* e *Moina minuta* foram as espécies mais coerentes em ambos ambientes, enfatizando o resultado de variação coerente da composição de espécies zooplancônicas nos dois reservatórios estudados.

Entretanto, algumas espécies (*Lepadella ovalis* e *Brachionus dolabratus*) apresentaram ocorrências antagônicas, ou seja, em um reservatório ocorreram nos primeiros dias após o fechamento da barragem, e no outro reservatório, ocorreram mais ao final da fase de enchimento. Além disso, *Lecane bulla* e Bdelloidea ocorreram durante quase toda a fase de

enchimento em ambos os reservatórios. Esses resultados, contudo, não foram suficientes para alterar o padrão de coerência temporal da composição de espécies zooplanctônicas entre os reservatórios.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, verificaram-se nítidas variações na estrutura e dinâmica do zooplâncton durante a fase de enchimento dos dois reservatórios. Além disso, grande parte das espécies foi comum aos dois ambientes analisados. Os rotíferos nos dois ambientes apresentaram maior contribuição no número de espécies; os cladóceros e copépodes calanóides apresentaram uma maior contribuição no reservatório de Corumbá, e os copépodes ciclopóides, no reservatório de Santa Clara. As alterações na composição de espécies de todos os grupos foram mais expressivas em Santa Clara. Quanto à abundância relativa dos grupos, foi possível constatar que, em Santa Clara, os rotíferos dominaram a comunidade durante quase todo o estudo, com os cladóceros e copépodes ciclopóides contribuindo mais para a abundância apenas no final do período. Já em Corumbá, os rotíferos e copépodes ciclopóides dominaram a comunidade e se alternaram na abundância durante o estudo sendo que os cladóceros foram mais importantes perto do final do período estudado. Além disso, as mudanças na composição de espécies nos distintos ambientes ao longo da fase de enchimento são semelhantes (coerentes), corroborando a hipótese levantada no presente estudo.

Devido à carência de informações sobre as mudanças ocorrentes na estrutura e dinâmica do zooplâncton após o fechamento de uma barragem para o enchimento de um reservatório, é indispensável que haja outros estudos para analisar as alterações referentes a esse processo. Faz-se essencial a comparação de tais modificações em múltiplos reservatórios para que seja possível descrever um cenário real dos possíveis impactos ambientais decorrentes do barramento de um rio, que modifica inteiramente e permanentemente o ecossistema e, conseqüentemente, as comunidades aí presentes. Assim, será possível prever e atenuar possíveis impactos negativos sobre a biota aquática.

6. REFERÊNCIAS

- ACKERMAN, W. C., G. F. WHITE and E. B. WORTHINGTON, 1973: Man-made lakes: their problems and environmental effects. - American Geophysical Union, Washington DC, 847 pp.
- AGOSTINHO, A. A., L. E. MIRANDA, L. M. BINI, L. C. GOMES, S. M. THOMAZ and H. I. SUZUKI, 1999: Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognoses on aging. - *In*: TUNDISI, J. and M. STRAŠKRABA (eds.), Theoretical Reservoir Ecology and its Applications. International Institute of Ecology, São Carlos, 227-265.
- ALVES, G. M., F. A. LANSAC-TÔHA, E. M. TAKAHASHI and L. F. M. VELHO, 2008: Fluctuations of testate amoebae populations (Rhizopoda) in plankton from different environments on the Upper Paraná River floodplain, Brazil. - *Int. Rev. Hydrobiol* **93**: 227-242.
- ALVES, G. M., E. M. TAKAHASHI, F. A. LANSAC-TÔHA and L. F. M. VELHO, submit: Sincronia espacial: conceitos básicos. - *In*: LANSAC-TÔHA, F. A., E. BENEDITO and E. F. OLIVEIRA (eds.), Contribuições das Teorias Ecológicas e da História da Ciência para a Limnologia. Maringá: EDUEM.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. ANEEL. 2008: Disponível em: <http://www.aneel.gov.br>
- ALLAN, J. D., 1976: Life history patterns in zooplankton. - *Am. Nat.* **110**: 165-180.
- ARMITAGE P. D., 1984: Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities. - *In*: LILLEHAMMER, A. and S. J. SALTVEIT (eds.), Regulated Rivers. Oslo University Press. Oslo, 139-165.
- BLACKBURN, T. M. and K. J. GASTON, 1996: The distribution of bird species in the new world: patterns in species turnover. - *Oikos* **77**: 146-152.
- BRANDIMARTE A. L., M. ANAYA and G. Y. SHIMIZU, 1999: Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré- e pós-enchimento em reservatórios: Um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). - *In*: HENRY, R. (ed.), Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, 375-408.
- BRANDIMARTE, A. L., M. ANAYA, G. Y. SHIMIZU, S. T. MEIRELLES and D. CANEPPELE, 2008: Impact of damming the Mogi-Guaçu River (São Paulo State, Brazil) on reservoir limnological variables. - *Lakes Reserv. Res. Manag.* **13**: 23-35.
- BOTTREL, H. H., A. DUNCAN, Z. GLIWICZ, E. GRYGIEREK, A. HERZIG, A. HILLBRICHT-ILLKOWSKA, H. KURASAWA, P. LARSSON and T. WEGLENSKA, 1976: A review of some problems in zooplankton production studies. - *Norw. J. Zool.* **24**: 419-456.

- BRANCO, C. W. C., M. I. A. ROCHA, G. F. S. PINTO, G. A. GÔMARA and R. DE FILIPPO, 2002: Limnological features of Funil reservoir (RJ, Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. - *Lakes Reserv. Res. Manag.* **7**: 87-92.
- CAMPBELL, C., R. KNOEHEL and D. COPEMAN, 1998: Evaluation of factors related to increased zooplankton biomass and altered species composition following impoundment of a Newfoundland reservoir. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55**: 230-238.
- CHRZANOWSKI, T. H. and J. P. GROVER, 2005: Temporal coherence in limnological features of two Southwestern Reservoirs. - *Lake Reservoir Manage.* **21**:39-48.
- COLE, D. N. and P. B. LANDRES, 1996: Threats to Wilderness Ecosystems: Impacts and Research Needs. - *Ecol. Appl.* **6**: 168-184.
- COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA ELÉTRICA. Copel. 2005: Disponível em: <http://www.copel.com>
- CRUMP, B. C. and J. E. HOBBIÉ, 2005: Synchrony and seasonality in bacterioplankton communities of two temperate rivers. - *Limnol. Oceanogr.* **50**: 1718-1729.
- ESPÍNDOLA, E. L. G., T. MATSUMURA-TUNDISI, A. C. RIETZLER and J. G. TUNDISI, 2000: Spatial and heterogeneity of the Tucuruí Reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. - *Rev. Bras. Biol.* **60**: 179-194.
- FERREIRA, R. A. R., C. M. SANTOS and R. HENRY, 2005: Estudo qualitativo da comunidade perifítica no complexo Canoas (Rio Paranapanema, SP/PR) durante as fases de pré e pós-enchimento. - *In*: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY and A. JORCIN (eds.), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. RiMa, São Carlos, 205-234.
- FINDLAY, D. L., S. E. M. KASIAN, M. P. STANTON, K. BEATY and M. LYNNG, 2001: Climatic influences on algal populations of boreal forest lakes in the Experimental Lakes Area. - *Limnol. Oceanogr.* **46**: 1784-1793.
- GEORGE, D. G., J. F. TALLING and E. RIGG, 2000: Factors influencing the temporal coherence in the English Lake District. - *Freshw. Biol.* **43**: 449-461.
- GREEN, J., 1993: Diversity and dominance in planktonic rotifers. - *Hydrobiologia* **255/256**: 345-352.
- HARRISON, S., S. J. ROSS and J. H. LAWTON, 1992: Beta diversity on geographic gradients in Britain. - *J. Anim. Ecol.* **61**: 151-158.
- HILL, M. O. and H. G. GAUCH, 1980: Detrended Correspondence-Analysis - An Improved Ordination Technique. - *Vegetatio* **42**: 47-58.
- HUTCHINSON, G. E., 1967: *A Treatise on Limnology: Introduction to lake biology and the limnoplankton*. Vol. II. - John Wiley and Sons, New York, 1115pp.

- JACKSON, D. A., 1995: Protest: a procrustean randomization test of community environment concordance. - *Ecoscience* **2**: 297-303.
- JOHNSON, B. L., W. B. RICHARDSON and T. J. NAIMO, 1995: Past, present, and future concepts in large river ecology. - *BioScience* **45**: 134-41.
- JONGMAN, R. H. G., C. J. F. TERBRAAK and G. F. R. VAN TONGEREN, 1995: Data analysis in community and landscape ecology. - Cambridge University Press, New York, 299 pp.
- KENT, D. A., A. C. YANNARELL, J. A. RUSAK, E. W. TRIPLETT and K. D. MCMAHON, 2007: Synchrony in aquatic microbial community dynamics. - *The ISME Journal* **1**, 38-47.
- LANSAC-TÔHA, F. A., L. F. M. VELHO and C. C. BONECKER, 1999: Estrutura da comunidade zooplanctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. - *In*: HENRY, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, 347-374.
- LANSAC-TÔHA, F. A., C. C. BONECKER and L. F. M. VELHO, 2004: Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. - *In*: THOMAZ, S. M., A. A. AGOSTINHO and N. S. HAHN (eds.), *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, 145-190.
- LANSAC-TÔHA, F. A., C. C. BONECKER and L. F. M. VELHO, 2005: Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatórios. - *In*: RODRIGUES, L., S. M. THOMAZ, A. A. AGOSTINHO and L. C. GOMES (eds.), *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. RiMa, São Carlos, 115-127.
- LANSAC-TÔHA, F. A., L. M. BINI, L. F. M. VELHO, C. C. BONECKER, E. M. TAKAHASHI and L. C. G. VIEIRA, 2008: Temporal coherence of zooplankton abundance in a tropical reservoir. - *Hydrobiologia* **614**: 387-399.
- LEGENDRE, P. and L. LEGENDRE, 1998: *Numerical Ecology*, 2nd English Edition. - Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.
- LIEBHOLD, A., W. D. KOENIG and O. N. BJØRNSTAD, 2004: Spatial synchrony in population dynamics. - *Ann Rev Ecol Evol Syst* **35**: 467-490.
- LOPES, R. M., F. A. LANSAC-TÔHA, R. VALE and M. SERAFIM JR., 1997: Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. - *In*: AGOSTINHO, A. A. and L. C. GOMES (eds.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá, 39-60.
- MAGNUSON, J. J., B. J. BENSON and T. K. KRATZ, 1990: Temporal coherence in the limnology of a suite of lakes in Wisconsin, USA. - *Freshw. Biol.* **23**: 145-159.
- MARCÉ, R., M. COMERMA, J. C. GARCÍA, J. GOMÀ and J. ARMENGOL, 2005: The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). - *Limnetica* **24**: 275-294.

MARZOLF, G. R., 1990: Reservoirs as environments for zooplankton. - *In*: THORNTON, K. W., B. L. KIMMEL and F. E. PAYNE (eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons, New York, 195-208.

MATSUMURA-TUNDISI, T., 1999: Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. - *In*: HENRY, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, 39-54.

MATSUMURA-TUNDISI, T. and J. G. TUNDISI, 2005: Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). - *Hydrobiologia* **542**: 367-378.

MATSUMURA-TUNDISI, T., J. G. TUNDISI, A. SAGGIO, A. L. OLIVEIRA-NETO and E. G. ESPÍNDOLA, 1991: Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. - *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* **24**: 1482-1488.

MCCUNE, B. and M. J. MEFFORD, 1999: PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.01. MjM Software. - Glenden Beach, Oregon, 126 pp.

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 de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 229pp.

NOGUEIRA, M. G., A. JORCIN, N. C. VIANNA and Y. C. T. BRITTO, 2006: Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). – *In*: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY and A. JORCIN (eds.), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. 2nd ed. – RiMa, São Carlos, 83-125.

OGBEIBU, A. E. and B. J. ORIBHABOR, 2002: Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. - *Water Res.* **36**: 2427–2436

OLDEN, J. D., O. P. JENSEN and M. J. V. ZANDEN, 2006: Implications of long-term dynamics of fish and zooplankton communities for among-lake comparisons. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **63**: 1812-1821.

PACE, M. L. and J. J. COLE, 2002: Synchronous variation of dissolved organic carbon and color in lakes. - *Limnol. Oceanogr.* **47**: 333–342.

PANARELLI, E. A., M. G. NOGUEIRA and R. HENRY, 2001: Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. - *Braz. J. Biol.* **61**: 577-598.

PANARELLI, E., S. M. C. CASANOVA, M. G. NOGUEIRA, P. M. MITSUKA and R. HENRY, 2003: A comunidade zooplânctônica ao longo de gradientes longitudinais no rio Paranapanema/represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). – *In*: HENRY, R. (ed.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RiMa, São Carlos, 129-160.

PEREIRA, D. F., 2005: Estudo da comunidade zooplânctônica em um reservatório recém-construído (Reservatório do Lajeado), UHE Luis Eduardo Magalhães – TO. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 160pp.

RIBEIRO, L. H. L., A. L. BRANDIMARTE and R. T. KISHI, 2005: Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication process. - *Acta Limnol. Bras.* **17**: 155-165.

ROBERTSON, B. A. and E. R. HARDY, 1984: Zooplankton of Amazonian lakes and Rivers. - *In*: SIOLI, H. (ed.), *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a mighty tropical river and its basin*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, 337-352.

ROCHA, O., T. MATSUMURA-TUNDISI, E. L. G. ESPINDOLA, K. F. ROCHE and A. C. RIETZLER, 1999: Ecological theory applied to reservoir zooplankton. - *In*: TUNDISI, J.G. and M. STRAŠKRABA (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos, 457-476.

RUSAK, J. A., YAN, N. D. and K. M. SOMERS, 2008: Regional climatic drivers of synchronous zooplankton dynamics in north-temperate lakes. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **65**: 878-889.

RUSAK, J. A., N. D. YAN, K. M. SOMERS and D. J. MCQUEEN, 1999: The temporal coherence of zooplankton population abundances in neighboring north-temperate lakes. - *Am. Nat.* **153**: 46-58.

SERAFIM JR, M., 2002: Efeitos do represamento em um trecho do médio rio Iguaçu sobre a estrutura e dinâmica da comunidade zooplanctônica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 51pp.

STARKWEATHER, P. L., 1980: Aspects of the feeding-behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. - *Hydrobiologia* **73**: 63–72.

STERNBERG, R., 2006: Damming the river: a changing perspective on altering nature. - *Renew. Sustain. Energ. Rev.* **10**: 165-197.

STRAŠKRABA, M. and J. G. TUNDISI, 1999: Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. - *In*: TUNDISI, J. G. and M. STRAŠKRABA (eds.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology/ Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, 565-583.

TAKAHASHI, E. M., F. A. LANSAC-TÔHA, L. F. M. VELHO and L. M. BINI, 2008: The temporal asynchrony of planktonic cladocerans population at different environments of the Upper Paraná River floodplain. – *Int. Rev. Hydrobiol.* **93**: 679-689.

THOMAZ, S. M., L. M. BINI and S. M. ALBERTI, 1997: Limnologia do Reservatório Segredo: padrões de variação espacial e temporal. - *In*: AGOSTINHO, A. A. and L. C. GOMES (eds.), *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. EDUEM, Maringá, 597-626.

THOUVENOT, A., D. DEBROAS, M. RICHARDOT, L. B. JUGNIA and J. DÉVAUX, 2000: A study of changes between years in the structure of plankton community in a newly-flooded reservoir. - *Arch. Hydrobiol.* **149**: 131-152.

TUNDISI, F. G., 2006: Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – estudos de caso e perspectivas. - *In*: NOGUEIRA, M. G., R. HENRY and A. JORCIN (eds.),

Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Segunda Edição. RiMa, São Carlos, p.1-21.

UEM/NUPÉLIA/FURNAS, 1999: Estudos limnológicos na área de influência do reservatório de Corumbá (GO). Relatório Parcial. Maringá, 341 pp.

UHLMANN, D., 1998: Reservoirs as ecosystems. - *Int. Rev. Hydrobiol.* **83**: 13-20.

VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL and C. E. CUSHING, 1980: The river continuum concept. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37**: 130-137.

WHITTAKER, R. M., 1960: Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. - *Ecol. Monogr.* **30**: 279-338.