

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

VÂNIA MARA BOVO SCOMPARIN

Variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná e ambientes associados, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana

Maringá  
2011

VÂNIA MARA BOVO SCOMPARI

Variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná e ambientes associados, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.ª Dr.ª Sueli Train

Maringá  
2011

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

S422v

Scomparin, Vânia Mara Bovo, 1980-

Varição temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná e ambientes associados, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana / Vânia Mara Bovo Scomparin. -- Maringá, 2011.

121 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.

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

1. Fitoplâncton de água doce - Variação sazonal e longitudinal - Lago de inundação - Alto rio Paraná. 2. Reservatórios tropicais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -579.817609816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

# FOLHA DE APROVAÇÃO

VÂNIA MARA BOVO SCOMPARIN

Variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná e ambientes associados, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana

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

## COMISSÃO JULGADORA

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

Prof. Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa  
Universidade Federal de Minas Gerais

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Norma Catarina Bueno  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

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

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

Aprovada em: 01 de abril de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

*À minha mãe Maria, ao  
meu esposo Anderson, a  
minha filha Heloisa e a  
minha avó Hilda,  
Dedico.*

## *Agradecimentos*

*Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais;*

*À CAPES pela concessão da bolsa e aos órgãos financiadores CNPq/PELD, Nupélia, UEM.*

*À minha orientadora Dr<sup>a</sup>. Sueli Train, pelo incentivo, paciência, apoio, amizade, confiança, dedicação, compreensão e valiosa orientação;*

*Aos Professores Dr. Francisco Antônio Rodrigues Barbosa, Dr<sup>a</sup>. Norma Catarina Bueno, Dr. Fábio Amôdeo Lansac-Tôha e Dr<sup>a</sup>. Líliliana Rodrigues, por aceitarem o convite para compor a banca;*

*À Dr<sup>a</sup>. Luzia Cleide Rodrigues, pela amizade, paciência, dedicação, apoio, incentivo, pelos conselhos e imenso carinho em todos os momentos. Você é o resumo do significado da palavra Amiga;*

*À Dr<sup>a</sup>. Susicley Jati, pela amizade, paciência, dedicação, incentivo, carinho, apoio e pelos valiosos conselhos;*

*À Dr<sup>a</sup>. Paula Aparecida Federiche Borges, grande amiga, pela atenção, carinho e auxílio em todos os momentos.*

*À grande amiga Msc. Bianca, por todo apoio moral e incentivo.*

*Aos amigos do laboratório de fitoplâncton, Evelise, Sayuri, Paula, Carla, Lívia, Luana, Aline, Larissa e Giovani, pelo apoio e incentivo;*

*Ao laboratório de Limnologia Básica do Nupélia pela disponibilização dos aparelhos para determinação das variáveis abióticas, em especial as amigas Maria do Carmo Roberto e Natália Fernanda Santana, por me ensinarem as análises sempre com muita paciência e carinho.*

*Aos amigos de coleta do Laboratório de Zooplâncton, Gezielle, Gustavo, Daniele, Bianca, Paulo e Janielly, pela ajuda nas coletas, apoio e pelos momentos maravilhosos em Porto Rico, foi muito bom trabalhar com vocês.*

*À Dr<sup>a</sup>. Cláudia Costa Bonecker e Dr<sup>a</sup>. Andréa Bialezki por me emprestarem os aparelhos para obtenção das variáveis ambientais.*

*Aos amigos Sebastião Rodrigues e Alfredo Soares da Silva pela ajuda nas coletas.*

*Ao meu esposo, Anderson Scomparin, pelo amor incondicional, incentivo, dedicação, paciência, compreensão e por me ajudar a cuidar da nossa casa e da nossa filha, com tanto carinho e atenção;*

*Ao meu presente mais precioso, minha filha Heloisa Bovo Scomparin, depois que você chegou tudo ficou mais fácil e mais bonito, você é minha jóia rara;*

*À minha mãe, Maria Aparecida Bovo, exemplo de mulher, que sozinha me deu uma excelente educação, minha eterna gratidão por todo amor, apoio, incentivo, dedicação e por ser meu porto seguro, a quem posso recorrer em todos os momentos. Muito obrigada por cuidar tão bem de mim e da Heloisa, sem a senhora eu não seria nada;*

*Ao meu pai, Vitorino Bovo e meu irmão Moacyr Jucimar Bovo (in memoriam), por todo amor, dedicação, incentivo ao estudo e formação do meu caráter, apesar de terem estado pouco tempo em minha vida;*

*À minha avó Hilda Zanata Miquelím, muito obrigada por todo amor, carinho, incentivo, dedicação e pelas valiosas orações, elas me ajudaram muito;*

*À minha irmã Sandra Cristina Bovo Negrelli, muito obrigada por todo amor, carinho, incentivo e por me ajudar a cuidar da minha casa nessa fase final de trabalho, você é muito importante na minha vida;*

*Ao meu cunhado Marcos Aurélio Negrelli e a minha sobrinha Amanda Cristina Negrelli, por toda dedicação, carinho, apoio e incentivo durante esta jornada;*

*À Deus, pois tudo é do Pai, toda a honra e toda a glória, é dele a vitória alcançada em minha vida.*

*“Nunca diga que não vale a pena acreditar no sonho que se tem,  
Ou que seus planos nunca vão dar certo.  
Ou que você nunca vai ser alguém.  
Se você quiser alguém em quem confiar,  
Confie em si mesmo.  
Quem acredita sempre alcança”*

*Renato Russo*

# VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DO ALTO RIO PARANÁ E AMBIENTES ASSOCIADOS, NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA

## RESUMO

A variação sazonal da comunidade fitoplanctônica foi analisada quanto à composição, riqueza, densidade, biomassa e grupos funcionais (GF<sub>S</sub>) fitoplanctônicos no canal principal do alto rio Paraná, em um lago de inundação conectado a este rio e no rio Baía, a jusante dos reservatórios de Porto Primavera e de Rosana. As amostragens de fitoplâncton foram realizadas à sub-superfície em sete estações no canal principal do rio Paraná, uma estação no rio Baía e uma no lago de inundação, mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008. Foram identificados 168 táxons, sendo Chlorophyceae o grupo melhor representado. Foram registrados baixos valores de riqueza, densidade e biomassa no canal principal do rio Paraná e altos valores de biomassa no rio Baía e no lago de inundação. Cyanobacteria foi o grupo que apresentou maior contribuição para a biomassa fitoplanctônica em todas as estações de amostragem, com exceção apenas do lago de inundação, onde Bacillariophyceae foi o grupo que mais contribuiu para este atributo. Foram registrados 10 GF<sub>S</sub> (A, C, E, H<sub>1</sub>, J, K, M, P, W<sub>1</sub> e X<sub>2</sub>) nas estações analisadas. Os baixos valores de riqueza e a dominância de Cyanobacteria em todas as estações do rio Paraná indicaram instabilidade quanto à diversidade fitoplanctônica deste rio. Os baixos valores de biomassa registrados no rio Paraná estiveram provavelmente associados à alta vazão deste rio e ao processo de oligotrofização devido à retenção e sedimentação de séston na cascata de reservatórios localizados a montante, o que se acentuou após a construção da barragem do reservatório de Porto Primavera. Estes processos foram os principais responsáveis pelas baixas concentrações de fósforo no rio Paraná e pelos reduzidos valores de biomassa de Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cryptophyceae. O reservatório de Rosana apresentou maior influência quanto ao aporte de inóculos para o rio Paraná e para o lago de inundação, quando comparado ao influxo proveniente do reservatório de Porto Primavera. A maior influência destes ocorreu no período de águas altas. *Radiocystis fernandoi* Kom. & Kom.-Legn., a principal espécie dominante na estação localizada imediatamente a jusante da foz do rio Paranapanema, apresentou dispersão efetiva nas demais estações localizadas no rio Paraná e no lago de inundação, observando-se ocorrência de colonização, no entanto, apenas no lago de inundação. O rio Baía, o qual pode ser considerado uma zona de armazenamento de biomassa fitoplanctônica, apresentou floração de *Dolichospermum planctonicum* (Brun.) Wacklin, Hoffm. et Kom., exportando altos valores de biomassa desta espécie para a estação a jusante, no rio Paraná, no período de águas baixas. No período de águas altas, o rio Paraná exerceu forte influência lótica sobre o rio Baía, reduzindo drasticamente a biomassa fitoplanctônica do mesmo, devido ao efeito dilutivo. Os baixos valores de biomassa registrados no rio Paraná, com provável impacto sobre a teia trófica, indicam a necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton no canal principal deste rio. A influência dos reservatórios localizados a montante do rio Paraná sobre a comunidade fitoplanctônica de ambientes lênticos conectados a ele, principalmente devido à exportação de inóculos de cianobactérias, indica a necessidade de monitoramento contínuo desta comunidade em sua planície de inundação e nesses reservatórios.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton. Variação sazonal e longitudinal. Grupos funcionais. Lago de inundação. Alto Rio Paraná. Regime Hidrossedimentológico. Reservatórios tropicais.

# TEMPORAL AND SPATIAL VARIATION OF PHYTOPLANKTON COMMUNITY OF THE UPPER PARANÁ RIVER AND ASSOCIATED ENVIRONMENTS, IN THE INFLUENCE AREA OF THE RESERVOIRS PORTO PRIMAVERA AND ROSANA.

## ABSTRACT

This study evaluated the seasonal variation of phytoplankton community, in composition, richness, density, biomass and functional groups (FG) of phytoplankton in the main channel of Upper Paraná River, in a floodplain lake, connected to this river, and in Baía River, downstream from Porto Primavera and Rosana Reservoirs. Monthly phytoplankton samplings were accomplished at subsurface, at seven sampling stations in the main channel of Paraná River, one at Baía River, and one at floodplain lake, during the period between May 2007 and April 2008. We identified 168 taxa, and Chlorophyceae was the most representative group. Low values of richness, density and biomass were registered in the main channel of Paraná River, and high biomass values, in Baía River and in floodplain lake. Cyanobacteria presented the greatest contribution to biomass in all sampling stations, except for floodplain lake, where Bacillariophyceae most contributed for this attribute. We verified 10 FG<sub>S</sub> (A, C, E, H<sub>1</sub>, J, K, M, P, W<sub>1</sub> and X<sub>2</sub>) in the examined sampling stations. The low values of richness and the Cyanobacteria dominance in all sampling stations at Paraná River indicated instability in phytoplankton diversity of this river. The low biomass values in Paraná River were probably associated with the high flow of this river, and with the oligotrophication process due to retention and sedimentation of seston in the cascade of reservoirs located upstream, which have increased after the construction of the dam of Porto Primavera Reservoir. These processes were the main responsible for the low concentrations of phosphorus in Paraná River, and the reduced values of biomass of Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cryptophyceae. Rosana Reservoir presented greater influence as to the input of inoculums to Paraná River and to floodplain lake, when compared to the flow from Porto Primavera Reservoir. Their highest influence occurred during the high water period. *Radiocystis fernandoi* Kom. & Kom.-Legn., the main dominant species in the sampling station located immediately downstream from the mouth of Paranapanema River, presented effective dispersal in the others sampling stations in the Paraná River and in floodplain lake, with occurrence of colonization, however, only in floodplain lake. Baía River, which can be considered a storage zone of phytoplankton biomass, presented bloom of *Dolichospermum planctonicum* (Brun.) Wacklin, Hoffm. et Kom., exporting high values of biomass of this species to the downstream sampling station, in Paraná River, in the low water period. During the high water period, the Paraná River had strong lotic influence on Baía River, drastically reducing the phytoplankton biomass of the same, due to dilution effect. The low biomass values recorded in Paraná River with probable impact on trophic web indicate the need of continuous monitoring of phytoplankton in the main channel of this river. The influence of reservoirs upstream from Paraná River on the phytoplankton community of lentic environments connected to it, mainly due to exportation of Cyanobacteria inoculums, indicates the need of continuous monitoring on this community in the floodplain and in these reservoirs.

**Keywords:** Phytoplankton. Seasonal and longitudinal variation. Functional groups. Floodplain lake. Upper Paraná River. Hydrosedimentological regime. Tropical reservoirs.

Tese elaborada e formatada conforme as  
normas da publicação científica  
*Hydrobiologia*. Disponível em:  
<<http://www.springer.com>>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>13</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>VARIAÇÃO SAZONAL E LONGITUDINAL DA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA FITOPLANCTÔNICA DO ALTO RIO PARANÁ, A JUSANTE DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA .....</b>	<b>20</b>
	<b>Resumo .....</b>	<b>20</b>
	<b>Abstract .....</b>	<b>21</b>
<b>2.1</b>	<b>Introdução .....</b>	<b>22</b>
<b>2.2</b>	<b>Material e Métodos .....</b>	<b>24</b>
2.2.1	Área de estudo .....	24
2.2.2	Metodologia de campo e laboratório .....	25
<b>2.3</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>27</b>
<b>2.4</b>	<b>Discussão .....</b>	<b>38</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>44</b>
<b>3</b>	<b>VARIAÇÃO SAZONAL DA DENSIDADE E BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA AO LONGO DE UMA SECÇÃO TRANSVERSAL DO ALTO RIO PARANÁ, NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA.....</b>	<b>52</b>
	<b>Resumo .....</b>	<b>52</b>
	<b>Abstract .....</b>	<b>53</b>
<b>3.1</b>	<b>Introdução .....</b>	<b>54</b>
<b>3.2</b>	<b>Material e Métodos.....</b>	<b>56</b>
3.2.1	Área de estudo .....	56
3.2.2	Metodologia de campo e laboratório .....	57
<b>3.3</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>59</b>
<b>3.4</b>	<b>Discussão .....</b>	<b>67</b>
<b>4</b>	<b>VARIAÇÃO SAZONAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA DO ALTO RIO PARANÁ E AMBIENTES ASSOCIADOS, A JUSANTE DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA .....</b>	<b>81</b>
	<b>Resumo .....</b>	<b>81</b>
	<b>Abstract .....</b>	<b>82</b>
<b>4.1</b>	<b>Introdução .....</b>	<b>83</b>
<b>4.2</b>	<b>Material e Métodos.....</b>	<b>85</b>
4.2.1	Área de estudo .....	85
4.2.2	Metodologia de campo e laboratório .....	87
<b>4.3</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>89</b>
<b>4.4</b>	<b>Discussão .....</b>	<b>99</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>108</b>
	<b>ANEXO.....</b>	<b>118</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O rio Paraná é o décimo no mundo em relação a descarga e possui a segunda maior bacia de drenagem da América do Sul (Agostinho et al., 1995). Este rio possui uma planície de inundação adjacente que, juntamente com o canal principal, constitui um sistema denominado rio-planície de inundação, de acordo com a proposição de Junk et al. (1989).

Nos sistemas rios-planícies de inundação, os fluxos de matéria e energia ocorrem como pulsos, representados por períodos de inundação ou potamofase e períodos de seca ou limnofase. Este último ocorre quando os ambientes se tornam isolados do canal principal. O regime hidrossedimentológico em rios dessa natureza abrange ambas as fases (Neiff, 1990) e alterações neste regime provocam, em geral, efeitos significativos nesses sistemas (Oliver & Merrick, 2006; Abrahams, 2008; Leira & Cantonati, 2008; Wantzen et al., 2008; Cote et al., 2009).

De acordo com o conceito de rio contínuo – RCC (Vannote et al., 1980), pequenos rios são fortemente influenciados pela vegetação ripária, a qual contribui para a entrada de material alóctone e reduz a produção primária devido ao sombreamento. Em rios de tamanho médio, ocorre redução da entrada de material alóctone e aumento da produção primária e em grandes rios, a mesma é limitada pela profundidade e turbidez. No entanto, este conceito isolado não se aplica em sistemas rios-planícies de inundação, por considerar somente o eixo longitudinal do rio.

O conceito de pulso de inundação (Junk et al., 1989) introduziu uma dimensão lateral nos sistemas fluviais, onde os eventos de inundação determinam fortes mudanças em toda a bacia hidrográfica. Quanto ao rio Paraná, além deste conceito, devem ser considerados o “serial discontinuity concept – SDC” (Ward & Stanford, 1995), o “cascading reservoir continuum concept – CRCC” (Barbosa et al., 1999) e a “network dynamics hypothesis – NDH” (Benda et al., 2004), devido à construção de inúmeros reservatórios em cascata ao longo do canal principal deste e de seus tributários e às interações nas áreas de confluência.

As mudanças ocorridas, devido à operação de barragens situadas a montante de rios de planícies de inundação, estão entre as principais alterações antropogênicas nesses sistemas (Agostinho et al., 2008; Poff et al., 1997; Thomaz et al., 2007; Stanford & Ward, 2001; Ward et al., 1999; Oliver & Merrick, 2006; Souza Filho, 2009).

Estudos têm mostrado que os reservatórios em cascata instalados ao longo do rio Paraná, principalmente o reservatório de Porto Primavera (Engenheiro Sérgio Motta), provocaram diversas alterações a jusante deste, dentre as quais destacaram-se a redução na

velocidade média de fluxo (de  $1 \text{ m.s}^{-1}$  para  $0,56 \text{ m.s}^{-1}$ ), extinção nos eventos de baixa descarga, aumento na frequência dos eventos de alta descarga (Crispim, 2001; Rocha & Thomaz, 2004; Souza Filho, 2009; Stevaux et al., 2009), redução no transporte de sólidos suspensos, aumento na transparência da água e decréscimo nas concentrações de nutrientes (Thomaz et al., 2007; Roberto et al., 2009).

Além dos reservatórios localizados a montante em seu canal principal e da extensa planície de inundação localizada em sua margem direita, o rio Paraná também é influenciado pelos tributários da margem esquerda. Dentre estes, o rio Paranapanema, que possui uma série de oito reservatórios, nos quais prevalecem os processos de transporte (Nogueira et al., 2002; Jorcin & Nogueira, 2005; Ferrareze & Nogueira, 2006; Nogueira et al., 2010) e que provavelmente, influem na estrutura da comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná devido à exportação de inóculos de algas (Rodrigues et al., 2009).

Embora o potamoplâncton seja composto de táxons fitoplanctônicos capazes de sobreviver às forças seletivas que atuam nos rios (Margalef, 1983; Reynolds, 2000), alguns organismos fitoplanctônicos sobrevivem às constantes mudanças provocadas pelo fluxo unidirecional, apenas porque existe um contínuo semeamento de inóculos, de um modo não estocástico, o que permite os ciclos reprodutivos de abundância e composição de espécies fitoplanctônicas, observados em diversos pontos ao longo dos rios (Reynolds, 2000).

Em função da complexidade das alterações físicas e químicas da água que promovem nos sistemas fluviais, a construção de barragens tem acelerado o processo de invasões biológicas, o que favorece organismos passivamente dispersantes que não se mantêm em ambientes com forte fluxo unidirecional (Havel et al., 2005). Este fato, associado ao tempo de residência da água no reservatório, o qual influi fortemente sobre a comunidade fitoplanctônica (Reynolds, 1984; Tundisi, 1990; Kimmel et al., 1990), pode favorecer a ocorrência de florações de cianobactérias em reservatórios que apresentam elevado tempo de residência e disponibilidade de nutrientes (Baxter, 1977; Harris & Baxter, 1996; Rodrigues et al., 2005; Silva et al., 2005; Train et al., 2005; Moreno-Ostos et al., 2009).

Dados sobre a comunidade fitoplanctônica do rio Paraná antes (Train et al., 2000; Train & Rodrigues, 2004) e após a construção do reservatório de Porto Primavera (Train et al., 2004; Rodrigues et al., 2009) mostraram um decréscimo na riqueza e biomassa de espécies de Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae e um aumento de Cyanobacteria.

A despeito dos inúmeros barramentos existentes ao longo dos rios brasileiros (Agostinho et al., 2007, 2008) e dos graves impactos que eles provocam a jusante (Agostinho

et al., 1995, 2002; Crispim, 2001; Gomes & Miranda, 2001; Mérona et al., 2001; Thomaz et al., 2004, 2007; Souza Filho et al., 2004; Souza Filho, 2009) existem poucos estudos enfocando a influência dos mesmos sobre a comunidade fitoplanctônica de rios regulados, em gradiente longitudinal. Dentre estes, os trabalhos de Silva et al. (2001), no rio Corumbá (GO), Ferrareze & Nogueira (2006) e Nogueira et al. (2010) no rio Paranapanema (SP e PR) e Soares et al. (2007), nos rios Paraibuna e Pomba (MG). Para a planície de inundação do alto rio Paraná podem ser citados os trabalhos de Borges & Train (2009) e Rodrigues et al. (2009). Para o trecho argentino, podem ser citados os trabalhos de Mercado & Gomes (1999) e Zalocar de Domitrovic et al. (2007).

Desse modo, a escassez de trabalhos mais aprofundados sobre a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no canal principal do alto rio Paraná, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e de Rosana, ressalta a necessidade de estudos mais detalhados neste segmento, abrangendo escalas temporais e frequência de coletas maiores, além de maior número de estações de amostragem, para avaliar a provável influência destes reservatórios sobre esta comunidade.

Estudos são necessários para elucidar os fatores que influem nas mudanças da composição específica e biomassa fitoplanctônica, além da origem dos aportes de inóculos, em especial de cianobactérias, considerando que o desenvolvimento excessivo deste grupo de algas pode acarretar perdas da biodiversidade, bem como comprometer os usos múltiplos da água.

## REFERÊNCIAS

- Abrahams, C., 2008. Climate change and lakeshore conservation: a model and review of management techniques. *Hydrobiologia* 613:33–43.
- Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler & S. M. Thomaz, 1995. The High River Paraná Basin: Limnological and Ichthyological Aspects. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura – Tundisi (eds). *Limnology in Brazil*, Rio de Janeiro: ABC/SBL. 59-103.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & K. Nakatani, 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná. In Seeliger, U., C. Cordazzo & F. Barbosa. *Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração*. MCT/CNPq. Programa PELD, Belo Horizonte: 101-124.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espindola, G. Borics & O. Rocha, 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (ed.), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Brazilian Academy of Sciences, International Institute of Ecology and Backhuys Publishers, Leiden: 425-437.
- Baxter, R. M., 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255-283.
- Benda, L., K. Andras, D. Miller & P. Bigelow, 2004. Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes 40: W05402.
- Cote, D., D. G. Kehler, C. Bourne & Y. F. Wiersma, 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24: 101–113.
- Ferrareze, M. & M. G. Nogueira, 2006. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18(4): 389-405.
- Harris, P. H. & G. Baxter, 1996. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater Biology* 35: 545-560.
- Havel, J. E., C. E. Lee & M. J. V. Zanden, 2005. Do Reservoirs Facilitate Invasions into Landscapes? *BioScience* 55(6): 518-525.
- Jorcín, A. & M. G. Nogueira, 2005. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment–water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Paranapanema River, south-east Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10: 1-12.

- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson, L. J. 1990. Reservoir primary production. In Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Paine (eds). *Reservoir limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley e Sons, New York: 133-193.
- Leira, M. & M. Cantonati, 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Omega, Barcelona.
- Mercado, L. M. & N. Gomez, 1999. Effects of a Nuclear Power Plant on phytoplankton structure of the lower Parana, river. *Interciencia* 24(1): 36-41.
- Moreno-Ostos, E., L. Cruz-Pizarro, A. Basanta & D. G. George, 2009. Spatial Heterogeneity of Cyanobacteria and Diatoms in a Thermally Stratified Canyon-Shaped Reservoir. *International Review of Hydrobiology* 94 (3): 245–257.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15(6): 424-441.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna & Y. T. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá. *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA, 91-106.
- Nogueira, M. G., M. Ferrareze, M. L. Moreira & R. M. Gouvêa, 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70( 3 suppl.): 781-793.
- Oliver, R. L. & C. J. Merrick, 2006. Partitioning of river metabolism identifies phytoplankton as a major contributor in the regulated Murray River (Australia). *Freshwater Biology* 51(6): 1131-1148.
- Poff, L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47(11): 769-784.
- Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S., 2000. Hydroecology of river plankton: o role of variability in channel flow. *Hydrological Processes* 14: 3119-3132.
- Roberto, M. C., N. F. Santana e S. M. Thomaz, 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial ad temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69 (2, Suppl.): 717-725.

- Rocha, R. R. A. & S. M. Thomaz, 2004. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). *Acta Scientiarum* 26(3): 261-271.
- Rodrigues, L. C., S. Train, B. M. Pivato, V. M. Bovo-Scomparin, P. A. F. Borges & S. Jati, 2005. Assembléias fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 57-72.
- Rodrigues, L. C., S. Train, V. M. Bovo-Scomparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli & E. Marengoni., 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 501-516.
- Silva, C. A., S. Train & L. C. Rodrigues, 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum* 23: 283-290.
- Silva, C. A., S. Train & L. C. Rodrigues, 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia* 537: 99-109.
- Stanford, J. A. & J. V. Ward, 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 303-310.
- Stevaux, J. C., D. P. Martins & M. Meurer, 2009. Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113(3-4): 230-238.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton assemblages. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys, Netherlands: 103-124.
- Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & B. M. Pivato, 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná river. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá: 63-74.
- Train, S., M. D. Oliveira & M. T. Quevedo, 2000. Dinâmica Sazonal da Comunidade Fitoplanctônica de um Canal Lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum* 22: 389-395.

- Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 73-85.
- Tundisi, J. G., 1990. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Revista Brasileira de Biologia* 50(4): 937-955.
- Vannote, R.L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J.R. Sedell & E. Guching, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Wantzen, K. M., W. J. Junk & K. O. Rothhaupt, 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613:151–170.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105-119.
- Ward, J. V., K. Tochner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.
- Zalocar de Domitrovic, Y., A. S. G. Poi de Neiff & S. L. Casco, 2007. Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 220 km downstream of the Yacyretá reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 67(1): 53-63.

## 2 VARIAÇÃO SAZONAL E LONGITUDINAL DA COMPOSIÇÃO E RIQUEZA FITOPLANCTÔNICA DO ALTO RIO PARANÁ, A JUSANTE DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA

### Resumo

A topologia característica de sistemas fluviais, formada pelo canal principal e ambientes associados, exerce efeito sobre a dispersão, sendo de grande importância para a estruturação das metacomunidades aquáticas. O objetivo do presente estudo foi analisar a influência do reservatório de Porto Primavera e do influxo do reservatório de Rosana sobre a variação sazonal e longitudinal da composição e riqueza fitoplanctônica do alto rio Paraná. A hipótese testada é a de que ocorre maior contribuição de inóculos de algas fitoplanctônicas para o rio Paraná no período de águas altas e que estes procedem principalmente do influxo procedente do reservatório de Rosana e não do influxo procedente do reservatório de Porto Primavera. As amostragens de fitoplâncton foram realizadas à sub-superfície, mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008. Ao longo do eixo longitudinal do rio Paraná foram estabelecidas sete estações de amostragem. Foram identificados 85 táxons, sendo Bacillariophyceae o grupo melhor representado. A metacomunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná, no trecho estudado, encontra-se de acordo com o paradigma do efeito de massa. Foram registrados baixos valores de riqueza e Cryptophyceae foi o grupo mais representativo. Foram registrados menores valores de riqueza de espécies no rio Paraná, que os verificados no período de março de 1993 a fevereiro de 1994, anterior à construção do reservatório de Porto Primavera. Essa redução foi atribuída ao aumento na transparência da água e decréscimo nas concentrações de nutrientes provocados pela construção da barragem deste reservatório. O reservatório de Rosana apresentou maior influência quanto ao aporte de inóculos de Cyanobacteria para o rio Paraná, no período de águas altas, quando comparado ao influxo proveniente do reservatório de Porto Primavera. Esta influência foi maior na estação localizada na margem deste rio, na qual se situa a foz do rio Paranapanema. Estes resultados sugerem uma compartimentalização do rio Paraná, a qual pode ser atribuída à grande largura (aproximadamente 2 Km) que o canal principal apresenta neste trecho. Os baixos valores de riqueza de espécies registrados e a influência dos reservatórios localizados a montante do rio Paraná sobre a comunidade fitoplanctônica deste rio, principalmente devido à exportação de inóculos de algas, indicam a necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton, não só no canal principal do rio Paraná, como em sua planície de inundação e nesses reservatórios. Estes estudos são fundamentais para fornecer subsídios para o manejo adequado, incluindo decisões quanto à operação das barragens, principalmente do reservatório de Rosana, durante o período de águas altas, quando ocorre o maior transporte de inóculos de cianobactérias, favorecendo a dispersão deste grupo.

**Palavras-chave:** Potamoplâncton. Diversidade. Metacomunidade. Variação sazonal. Alto Rio Paraná. Regime Hidrossedimentológico. Reservatórios tropicais.

## 2 SEASONAL AND LONGITUDINAL VARIATION OF COMPOSITION AND RICHNESS OF PHYTOPLANKTON OF THE UPPER PARANÁ RIVER, DOWNSTREAM FROM PORTO PRIMAVERA AND ROSANA RESERVOIRS.

### *Abstract*

The characteristic topology of fluvial systems, formed by the main channel and associated environments, have effect on the dispersal, with great importance for structuration of aquatic metacommunities. The goal of the present study was to analyze the influence of Porto Primavera Reservoir and of the downstream flow of Rosana Reservoir on the seasonal and longitudinal variation in composition and richness of phytoplankton of the Upper Paraná River. The hypothesis is that there is a major contribution to phytoplankton inoculums of algae to the Paraná River during high water periods and that these come mainly from the influx from the Rosana Reservoir, not the influx coming from Porto Primavera Reservoir. Monthly phytoplankton samplings were performed at subsurface in the period from May 2007 to April 2008. Along the longitudinal axis of Paraná River, seven sampling stations were established. We identified 85 taxa, and Bacillariophyceae was the most representative group. The phytoplankton metacommunity of Upper Paraná River, in the studied stretch, is in accordance to the mass-effect paradigm. Low values of richness were registered as well as Cryptophyceae as the most representative group. There were values of species richness lower than those verified in the sampling station **PR4**, in the period from March 1993 to February 1994, prior the construction of Porto Primavera Reservoir. This reduction was assigned to the increase in water transparence and decrease in nutrient concentrations caused by the construction of the dam. Rosana Reservoir presented greater influence as to the input of inoculums of Cyanobacteria to the Paraná River, in the high water period, when compared to the flow from Porto Primavera Reservoir. This influence was higher at the sampling station **PR5**, located at the bank of this river, in which lies the mouth of Paranapanema River. These results suggest a compartmentalization of Paraná River that can be ascribed to the large width (about 2 km) of the channel in this stretch. The low values of species richness and the influence of reservoirs located upstream of Paraná River on the phytoplankton community of this river, mainly due to the exportation of algal inoculums, indicate the need of continuous monitoring on this community, not only in the main channel of Paraná River, but also in the floodplain and in these reservoirs. These studies are essential to provide subsidies for suitable management, including decisions regarding the dam operation, mainly of Rosana Reservoir, during the high water period, when there is greater transport of Cyanobacteria inoculums, favoring the dispersal of this group.

**Keywords:** Potamoplankton. Diversity. Metacommunity. Seasonal variation. Upper Paraná River. Hydrosedimentological regime. Tropical reservoirs.

## 2.1 Introdução

A distribuição de espécies pode ter importantes determinantes espaciais e ambientais envolvendo processos de metacomunidade (Cottenie, 2005; Beisner et al., 2006; Leibold et al., 2010), definida como um conjunto de comunidades locais, conectadas pela dispersão de espécies (Wilson, 1992; Mouquet & Loureau, 2002; Cottenie & De Meester, 2004; Leibold et al., 2004).

A topologia característica de sistemas fluviais, formada pelo canal principal e ambientes associados, exerce um maior efeito sobre a dispersão, sendo de grande importância para a estruturação das metacomunidades (Brown & Swan, 2010) e relações entre diversidade e estabilidade, as quais podem ser determinadas pela dispersão de espécies entre comunidades locais (Loreau et al., 2003; Leibold et al., 2004; Howeth & Leibold, 2010).

As interações entre potenciais descritores de padrões longitudinais em rios, tais como o clima, zonas de armazenamento, vazão (Dodds & Whiles, 2004), geomorfologia (Young & Huryn, 1997; Stevaux et al., 2009), entrada de tributários (Benda et al., 2004; Thomaz et al., 2007) e barragens (Strastraka, 1990; Reschke et al., 2002; Souza Filho, 2009; Rocha, 2010) podem induzir mudanças nas comunidades aquáticas (Reynolds & Descy, 1996; Lair & Reys-Marchant, 1997).

As barragens reduzem a turbidez de grandes rios, provocando mudanças nas características destes sistemas e tonando-os mais similares aos rios de tamanho médio, onde a produção primária é maior (Vannote et al., 1980). Elas também provocam uma descontinuidade nas características físicas e biológicas de rios, alterando as previsões do conceito de rio contínuo - RCC, dependendo da localização, quantidade e operação das barragens (Ward & Stanford, 1995).

Além disso, existe uma interconecção dos processos ecológicos entre os reservatórios em cascata e estes provocam redução do transporte de sólidos suspensos, da conectividade entre o canal principal do rio e os ambientes adjacentes e da biodiversidade (Barbosa et al., 1999). Essa redução da conectividade resulta em baixo efeito de confluência pelos tributários considerando-se a “network dynamics hypothesis – NDH”, que discute as relações entre os atributos chave das redes hidrográficas e a heterogeneidade de formas e processos fluviais (Benda et al., 2004).

Alterações no regime hidrossedimentológico de rios de planície de inundação (*sensu* Neiff, 1990), principalmente aquelas associadas a procedimentos operacionais em barragens localizadas a montante, têm efeitos significativos nesses ecossistemas (Straskraba, 1990;

Ward et al., 1999; Oliver & Merrick, 2006; Agostinho et al., 2008; Souza Filho, 2009; Rocha, 2010).

Em função da complexidade das alterações físicas e químicas da água que promovem nos sistemas fluviais, a construção de barragens tem favorecido organismos passivamente dispersantes que não se mantêm em ambientes com forte fluxo unidirecional (Havel et al., 2005). Este fato, associado ao tempo de residência da água no reservatório, o qual influi fortemente sobre a comunidade fitoplanctônica (Reynolds, 1984; Tundisi, 1990; Kimmel et al., 1990), pode favorecer a ocorrência de florações de cianobactérias em reservatórios que apresentam elevado tempo de residência e disponibilidade de nutrientes (Baxter, 1977; Harris & Baxter, 1996; Rodrigues et al., 2005; Silva et al., 2005; Train et al., 2005; Moreno-Ostos et al., 2009).

Na cascata de reservatórios da bacia do rio Tietê, São Paulo, foi observado um decréscimo na biomassa de Cyanobacteria e um aumento de Zygnemaphyceae nos reservatórios localizados mais a jusante (Barbosa et al., 1999). Dados sobre a comunidade fitoplanctônica do rio Paraná antes (Train et al., 2000; Train & Rodrigues, 2004) e após a construção do reservatório de Porto Primavera (Train et al., 2004; Rodrigues, 2007; Rodrigues et al., 2009) mostraram um padrão inverso. Embora tenham sido mantidas condições oligotróficas, foi registrado um decréscimo na riqueza de espécies e biomassa de Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae e um aumento de Cyanobacteria.

Estudos são necessários para elucidar os fatores que influem nas mudanças da composição e riqueza fitoplanctônica do rio Paraná, além da origem dos aportes de inóculos algais, em especial de cianobactérias, considerando que o desenvolvimento excessivo deste grupo de algas pode acarretar perdas da biodiversidade, bem como comprometer os usos múltiplos da água.

A escassez de trabalhos mais aprofundados sobre a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no canal principal do alto rio Paraná, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e de Rosana, ressalta a necessidade de estudos mais detalhados neste segmento, abrangendo escalas temporais e frequência de coletas maiores, além de maior número de estações de amostragem, para avaliar a provável influência destes reservatórios sobre esta comunidade.

Desse modo, o objetivo do presente estudo foi analisar a influência do reservatório de Porto Primavera e do influxo do reservatório de Rosana sobre a variação sazonal e longitudinal da composição e riqueza fitoplanctônica. O influxo dos tributários para o rio Paraná é maior no período de águas altas e neste período foram altos valores de biomassa

fitoplanctônica na região lacustre do reservatório de Rosana (Rodrigues et al., 2005), a jusante da barragem (Ferrareze & Nogueira, 2006) e em tributários deste reservatório (Borges et al., 2008; 2010; Train et al., 2009).

Neste sentido, a hipótese testada é a de que ocorre maior contribuição de inóculos de algas fitoplanctônicas para o rio Paraná no período de águas altas e que estes procedem principalmente do influxo procedente do reservatório de Rosana e não do influxo procedente do reservatório de Porto Primavera, situado no canal principal do rio Paraná.

## **2.2 Material e Métodos**

### **2.2.1 Área de estudo**

O rio Paraná percorre, desde sua nascente (rio Paranaíba, Serra Mata da Corda), cerca de 1.900 Km em território brasileiro e sua bacia de drenagem compreende mais de 10% deste território (891.000 Km<sup>2</sup>). Essa bacia é a mais intensamente explorada pelos aproveitamentos energéticos, fornecendo cerca de 70% da energia elétrica produzida no país, além de deter a maior capacidade instalada nacional (63,76%) (Agostinho et al., 2007).

O alto rio Paraná, possui sinuosidade de 1,14, relação largura:profundidade de 100:1 e velocidade de corrente de aproximadamente 0,56 m/s. A planície de inundação do alto rio Paraná ocupa toda a calha do rio no segmento compreendido entre a Usina Hidrelétrica Porto Primavera (Primavera, SP) e o remanso do reservatório da UHE de Itaipu (Guaíra, PR). Apresenta 230 Km de extensão, 20 Km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas e rios (Souza Filho & Stevaux, 2004).

A Usina Hidrelétrica Porto Primavera localiza-se no rio Paraná, a 28 km a montante da confluência com o rio Paranapanema, no município de Primavera (SP). A primeira etapa do enchimento deste reservatório, com cota de 253 m, foi concluída em dezembro de 1998 e a segunda etapa, com cota de 259 m, em março de 2001. Apresenta área de 2.250 km<sup>2</sup>, volume de 18.500 10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, vazão média anual de 7.066 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, tempo teórico de residência da água de 33 dias e dispõe de uma eclusa para navegação, com 210 m de comprimento e 17 m de largura (Souza Filho et al., 2004).

O rio Paranapanema é formado a partir de várias nascentes existentes na Serra do Paranapiacaba. Após percorrer 60 Km ao longo da serra, entra em uma região de campos, onde amplia sua largura, e tem um leito raso coberto de pedras soltas. Apresenta 930 Km de curso até sua foz no rio Paraná, tendo às suas margens, escassos trechos de vegetação ripária, campos cultivados e áreas de preservação ambiental. Este rio apresenta uma cascata de oito

usinas hidrelétricas, sendo estas: Jurumirim, Chavantes, Canoas I e II, Capivara, Taquaruçu, Salto Grande e Rosana (Nogueira et al., 2002).

A Usina Hidrelétrica de Rosana localiza-se a 20 km da foz do rio Paranapanema no rio Paraná, entre os municípios de Primavera (SP) e Diamante do Norte (PR). Este reservatório foi fechado em novembro de 1986, resultando em uma área inundada de 220 km<sup>2</sup>. Apresenta volume de  $1.920 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ , vazão média anual de  $1.203 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998). A área de estudo compreende um trecho do canal principal do alto rio Paraná (PR), a jusante do reservatório de Porto Primavera (Figura 1).

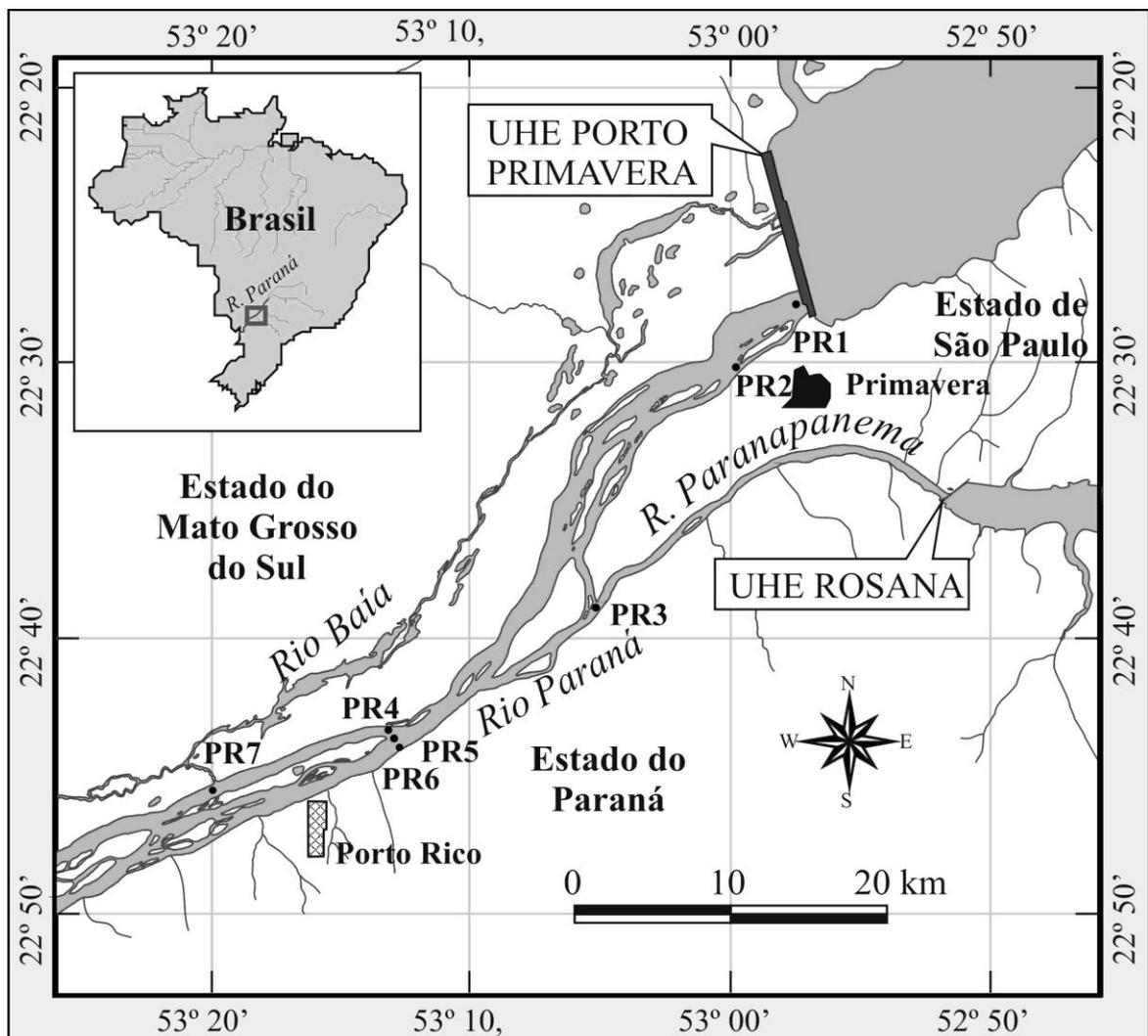


Figura 1: Mapa e localização das estações de amostragem no alto rio Paraná.

### 2.2.2 Metodologia de campo e laboratório

As amostragens de água para análise das variáveis limnológicas abióticas e do fitoplâncton total foram realizadas mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008, diretamente com frascos, à sub-superfície (20 cm de profundidade). Ao longo do eixo

longitudinal do rio Paraná foram estabelecidas sete estações de amostragem: imediatamente a jusante da barragem de Porto Primavera - **PR1** (S22°28,825' W52°58,162'), a jusante do canal da eclusa do reservatório de Porto Primavera - **PR2** (S22°30,880' W52°59,851'), a jusante da foz do rio Paranapanema - **PR3** (S22°39,530' W53°5,286'), em secção transversal no canal principal do rio Paraná, próximo à margem direita - **PR4** (S22°43,827' W53°12,993'), meio - **PR5** (S22°44,041' W53°12,878') e próximo à margem esquerda - **PR6** (S22°44,291' W53°12,779') e a jusante do canal que liga o rio Baía ao rio Paraná - **PR7** (S22°45,676' W53°19,767') (Figura 1).

As amostras para análise das variáveis abióticas foram acondicionadas em galões de polietileno para análises laboratoriais e as amostras de fitoplâncton total, acondicionadas em frascos de vidro e fixadas *in situ* com lugol acético. Paralelamente, foram obtidas amostras de fitoplâncton de rede, visando concentrar o material para auxiliar na análise taxonômica. Para tal foi utilizada rede de plâncton de 15 µm de abertura de malha, sendo as amostras acondicionadas em frascos de polietileno e fixadas em solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006).

A temperatura da água - Temp. (°C), pH, condutividade elétrica - Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e oxigênio dissolvido -  $\text{O}_2$  ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) foram obtidos por meio de potenciômetros digitais portáteis. A transparência da coluna d'água (m) foi obtida por meio do disco de Secchi, a turbidez (NTU) através de turbidímetro digital portátil e a alcalinidade total (Alc.) medida segundo Mackereth et al. (1978). A profundidade da zona eufótica ( $Z_{\text{eu}}$ ) foi estimada de acordo com Cole (1994), multiplicando-se o valor da transparência (disco de Secchi) pelo fator 2,7.

Foram determinadas as concentrações de material em suspensão total - MST, material em suspensão orgânico - MSO, material em suspensão inorgânico - MSI (Wetzel & Linkens, 2000), fósforo total - PT, fósforo solúvel reativo - PSR (Golterman et al., 1978), nitrogênio total - NT (Mackereth et al., 1978), nitrato -  $\text{NO}_3^-$  (Giné et al., 1980) e amônio -  $\text{NH}_4^+$  (Koroleff, 1978). Os índices pluviométricos e os níveis hidrométricos do rio Paraná, tomados no distrito de Porto São José, município de São Pedro do Paraná (PR), foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA).

O sistema de classificação proposto por Reiers (2003) foi adotado para o enquadramento taxonômico das algas eucarióticas ao nível de Classe. Para o enquadramento dos táxons de Cyanobacteria foi utilizado Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005). Como riqueza de espécies foi considerado o número de táxons presentes em cada amostra de fitoplâncton total.

Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar os gradientes espaciais e temporais foi efetuada uma análise de correspondência - CA (Greenacre, 1984), utilizando-se uma matriz com os dados de presença e ausência das espécies das estações **PR1**, **PR2**, **PR3**, **PR5** e **PR7**. As variáveis abióticas foram correlacionadas com os dados de riqueza e com os dois primeiros eixos da CA por meio da correlação de Spearman.

Uma ANOVA paramétrica bifatorial foi realizada para testar possíveis diferenças entre as estações e períodos de amostragem, utilizando-se os dois primeiros eixos da CA. Em caso de diferenças significativas, foram realizados testes *a posteriori* de Tukey. A correlação de Spearman e a ANOVA foram efetuadas por meio do programa Statistica versão 7.1 (StatiSoft Inc., 2005) e a CA utilizando o programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1999).

Para identificar as probabilidades de influência quanto ao aporte de inóculos dos reservatórios localizados a montante, sobre as estações localizadas em secção transversal no canal principal do alto rio Paraná, foram realizados diagramas de Venn (Venn, 1880), utilizando-se uma matriz com os dados de presença e ausência das espécies das estações **PR1**, **PR3**, **PR4**, **PR5** e **PR6**.

### 2.3 Resultados

Foram observados altos valores de precipitação no mês de julho e nos meses de novembro a março e baixos valores nos meses de maio, junho e agosto (Figura 2a). Com relação ao regime hidrossedimentológico do rio Paraná, pôde-se observar um período de águas baixas (maio a novembro) e um período de águas altas (dezembro a abril) (Figura 2b), no qual também foram registrados os maiores valores de vazão (Figura 2c).

Foram observados os mais baixos valores de temperatura nos meses de maio a setembro e os mais altos valores nos meses de outubro a abril. Os valores de pH estiveram próximos à neutralidade. Os maiores valores de condutividade, alcalinidade e as maiores concentrações de  $\text{NO}_3^-$  foram registrados na estação **PR3**. Os maiores valores de MST e as maiores concentrações de NT, PSR e PT foram registrados nas estações **PR3** e **PR7**. As maiores concentrações de  $\text{NH}_4^+$  foram registradas na estação **PR7**. Em geral, as variáveis ambientais apresentaram baixa variação espacial (Tabela 1).

A comunidade fitoplanctônica esteve constituída por 85 táxons e estes estiveram distribuídos entre os grupos Bacillariophyceae (36%), Chlorophyceae (25%), Cyanobacteria (24%), Cryptophyceae (7%), Chrysophyceae (5%) e Zygnemaphyceae (3%). Os gêneros *Monoraphidium* (Chlorophyceae), *Aulacoseira*, *Nitzschia* (Bacillariophyceae),

*Dolichospermum* (Cyanobacteria) e *Cryptomonas* (Cryptophyceae) foram os mais representativos quanto ao número de táxons (Tabela 2).

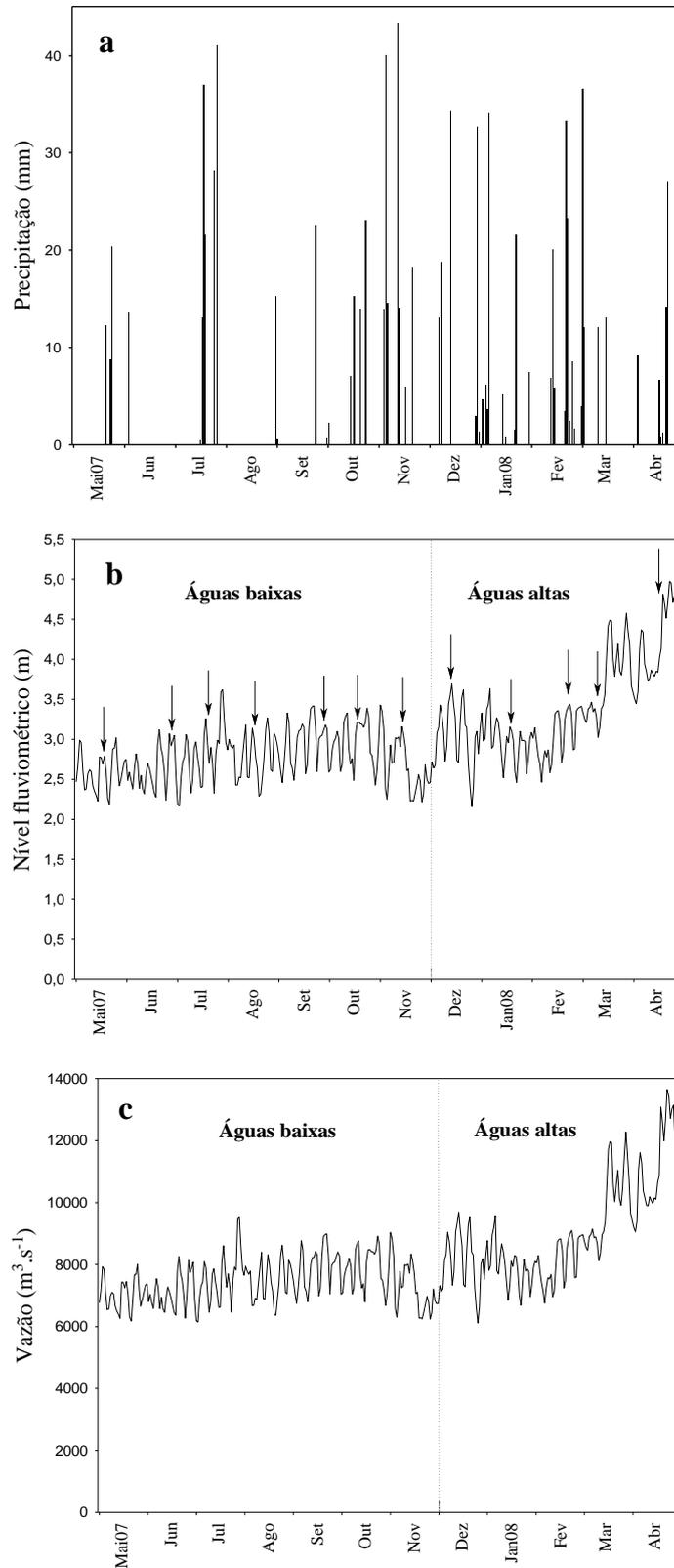


Figura 2: Valores de precipitação pluviométrica (a), níveis hidrométricos (b) e vazão (c) para o rio Paraná, no período de maio de 2007 a abril de 2008; dias de amostragem (setas).

Tabela 1: Valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $Z_{\text{máx}}$  (m),  $Z_{\text{eu}}$  (m), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), alcalinidade ( $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$ ), MST ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), MSO ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), MSI ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), turbidez (NTU),  $\text{NO}_3^-$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), NT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), PSR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e coeficiente de variação espacial (%) nas estações analisadas.

Mês	T	$Z_{\text{máx}}$	$Z_{\text{eu}}$	pH	Cond.	$\text{O}_2$	Alc.	MST	MSO	MSI	Turb.	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	NT	PSR	PT
<b>PR1</b>																
Mai/07	24,1	11,0	7,0	6,9	56,4	8,1	292,8	0,8	0,6	0,2	4,6	141,9	9,3	318,6	6,6	7,6
Jun	21,3	10,2	9,2	6,7	61,5	7,7	285,5	0,7	0,5	0,2	0,0	194,5	8,1	299,5	4,6	7,9
Jul	20,6	10,5	10,5	7,3	54,7	8,8	379,2	0,3	0,3	0,0	0,0	175,6	11,3	294,4	5,0	6,1
Ago	20,3	9,5	9,5	6,8	59,7	8,8	359,6	0,4	0,3	0,1	1,1	147,3	10,1	336,9	5,4	9,1
Set	23,8	10,0	10,0	7,4	61,9	8,2	374,2	0,2	0,1	0,1	0,0	136,6	13,0	353,5	6,8	6,9
Out	25,1	11,7	11,7	6,6	60,9	7,8	327,2	0,1	0,1	0,0	0,0	173,1	5,8	283,5	6,5	7,1
Nov	25,9	11,2	11,2	7,5	67,0	7,6	362,4	0,1	0,1	0,0	0,0	155,5	11,0	300,5	7,5	18,6
Dez	27,5	12,0	12,0	7,0	50,8	7,0	278,7	0,3	0,2	0,1	0,0	153,0	19,5	295,8	6,5	6,6
Jan/08	28,8	12,5	12,5	6,7	65,0	7,2	292,0	0,1	0,1	0,0	0,0	143,8	14,3	335,9	6,8	9,1
Fev	28,4	13,0	13,0	7,4	59,0	7,3	275,6	0,7	0,4	1,3	2,8	135,5	4,6	279,6	6,2	7,6
Mar	28,6	11,0	10,8	6,4	57,2	6,9	284,3	0,4	0,2	0,2	2,6	184,8	12,1	280,3	7,9	9,5
Abr	26,1	9,5	5,4	6,8	56,7	7,3	291,6	0,5	0,2	0,3	11,0	231,1	14,7	378,0	14,9	16,4
<b>PR2</b>																
Mai/07	24,1	3,3	3,3	7,9	55,5	7,8	293,4	1,5	0,6	0,9	4,3	152,1	6,4	305,9	6,5	7,1
Jun	21,6	3,5	3,5	6,8	61,6	7,4	296,6	1,0	0,4	0,6	0,2	198,1	10,4	359,9	6,6	6,7
Jul	20,9	4,6	4,6	6,6	57,5	8,7	345,8	0,6	0,3	0,3	0,0	192,9	12,7	318,8	6,1	6,3
Ago	20,4	2,8	2,8	6,7	61,6	8,7	434,2	0,4	0,2	0,2	2,1	178,2	16,3	390,3	8,0	13,2
Set	24,0	3,0	3,0	6,9	62,0	8,1	246,7	0,2	0,1	0,1	0,0	133,6	20,4	274,5	5,7	5,9
Out	25,2	2,9	2,9	6,7	61,8	7,6	309,3	0,2	0,1	0,1	0,0	174,5	4,7	330,3	6,3	6,7
Nov	26,2	4,2	4,2	7,0	68,0	7,4	349,9	0,1	0,1	0,0	0,0	192,9	10,1	382,6	8,3	13,7
Dez	27,7	4,6	4,6	7,2	50,7	7,1	286,0	0,2	0,2	0,0	0,0	177,2	10,2	318,9	7,6	7,7
Jan/08	29,0	4,0	4,0	6,8	66,7	7,7	296,2	0,1	0,1	0,0	0,0	167,9	8,4	378,5	7,3	7,6
Fev	28,9	4,1	4,1	7,3	59,7	7,5	276,1	0,5	0,3	0,2	3,6	136,4	7,7	282,8	7,9	8,6
Mar	28,2	5,3	5,3	6,5	62,1	6,7	303,0	0,4	0,2	0,2	4,0	185,2	14,9	209,3	8,6	10,6
Abr	26,3	5,0	5,0	6,9	57,8	7,3	293,5	0,6	0,3	0,3	12,0	235,7	8,7	389,2	15,8	17,2
<b>PR3</b>																
Mai/07	24,1	5,6	5,6	7,1	57,3	7,8	303,2	0,9	0,4	0,5	6,1	185,7	9,3	448,8	8,8	9,2
Jun	20,6	7,2	7,2	6,8	72,7	6,9	388,9	0,7	0,3	0,4	2,5	368,2	13,6	549,8	7,2	10,2
Jul	20,2	7,3	7,3	6,8	58,9	8,6	461,2	0,6	0,2	0,4	0,0	308,9	11,5	498,7	7,3	9,4
Ago	20,8	7,4	7,0	6,9	73,3	8,7	465,4	0,9	0,3	0,6	4,0	367,4	5,9	621,9	7,9	11,5
Set	22,8	7,5	7,5	6,5	66,5	8,2	396,5	1,4	0,6	0,8	9,2	340,4	18,6	571,3	7,3	11,8
Out	24,7	7,2	7,2	6,8	64,9	7,5	369,5	0,7	0,3	0,4	1,8	169,1	8,6	483,9	7,5	9,5
Nov	25,7	8,1	8,1	7,0	79,4	7,5	399,9	0,8	0,6	0,2	1,2	358,0	13,5	517,3	10,1	21,6
Dez	27,0	8,1	5,4	7,5	68,2	7,3	392,4	2,9	1,3	1,6	4,4	323,7	8,3	530,6	9,4	11,5
Jan/08	28,1	7,0	7,0	6,9	90,1	6,9	408,9	0,6	0,5	0,1	0,0	294,9	6,2	556,6	10,2	10,4
Fev	27,8	8,2	8,2	7,2	77,9	6,9	381,0	0,6	0,3	0,3	3,3	301,2	5,2	497,5	9,3	11,5
Mar	27,6	8,2	8,2	6,8	69,4	6,7	384,2	0,9	0,5	0,4	5,6	310,8	11,7	442,6	10,6	12,0
Abr	26,3	7,0	7,0	6,9	58,1	7,4	333,2	1,1	0,4	0,7	9,9	298,2	7,7	476,7	17,2	18,6
<b>PR4</b>																
Mai/07	24,0	4,9	4,9	7,5	55,6	8,0	287,7	0,6	0,3	0,3	4,4	131,8	5,7	341,9	6,5	8,7
Jun	20,8	5,6	5,6	7,1	60,6	6,4	341,4	0,5	0,2	0,3	0,0	161,3	9,3	365,6	4,8	6,4
Jul	20,5	4,6	4,6	7,2	54,2	8,6	400,4	0,2	0,1	0,1	0,0	193,2	8,9	342,4	5,6	6,3
Ago	20,3	5,1	5,1	7,0	59,3	8,6	407,4	0,3	0,3	0,0	0,9	132,4	19,5	375,1	6,6	6,9
Set	23,8	5,5	5,5	7,3	61,7	8,0	376,0	0,4	0,3	0,1	0,0	159,8	17,5	225,8	6,6	8,4
Out	24,9	4,8	4,8	6,8	60,5	7,5	362,1	0,1	0,1	0,0	0,0	175,4	11,2	291,6	5,1	6,2
Nov	25,9	6,0	6,0	7,0	67,9	7,3	342,1	0,1	0,1	0,0	0,0	158,2	15,3	305,1	8,4	17,9
Dez	27,5	6,5	6,5	7,5	51,3	7,1	283,2	0,4	0,2	0,2	0,0	172,3	14,1	313,3	7,7	8,6

Tabela 1 - Continuação.

Mês	T	Z <sub>máx</sub>	Z <sub>eu</sub>	pH	Cond.	O <sub>2</sub>	Alc.	MST	MSO	MSI	Turb.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NT	PSR	PT
<b>PR4</b>																
Jan/08	28,7	5,0	5,0	6,8	65,3	7,0	302,5	0,1	0,1	0,0	0,0	148,7	12,9	298,2	7,8	8,7
Fev	28,6	6,0	6,0	7,1	61,3	6,9	287,6	0,6	0,4	0,2	2,6	140,8	19,8	294,6	6,9	9,5
Mar	27,9	5,5	5,5	6,8	56,3	6,8	299,2	0,4	0,3	0,1	1,3	178,7	15,8	300,2	9,0	9,3
Abr	26,1	4,5	4,5	6,7	56,1	9,0	302,0	0,6	0,2	0,4	10,0	241,5	5,2	393,3	16,6	16,9
<b>PR5</b>																
Mai/07	24,0	9,8	9,2	7,2	55,7	7,9	294,8	0,5	0,3	0,2	4,9	152,3	6,9	314,9	7,5	7,7
Jun	21,0	5,0	5,0	6,8	60,4	7,5	374,0	0,4	0,2	0,2	0,0	170,2	11,1	292,1	5,7	6,9
Jul	20,5	4,2	4,2	6,8	57,4	8,6	403,8	0,1	0,1	0,0	0,0	185,1	12,2	332,4	6,3	7,0
Ago	20,4	4,5	4,5	6,9	60,1	8,7	285,9	0,2	0,2	0,0	1,0	179,3	16,0	268,7	6,6	8,9
Set	23,9	4,5	4,5	7,6	62,3	8,0	391,5	0,1	0,1	0,0	0,0	146,4	20,3	272,3	6,5	7,1
Out	24,8	5,5	5,5	6,8	60,6	7,5	374,9	0,2	0,2	0,0	0,0	171,4	8,1	316,6	5,3	6,5
Nov	26,0	6,0	6,0	7,0	67,7	7,4	341,6	0,3	0,1	0,2	0,0	169,8	13,3	345,5	8,0	13,7
Dez	27,5	5,0	5,0	7,3	51,3	7,1	280,1	0,2	0,2	0,0	0,0	171,0	10,9	358,1	7,0	7,8
Jan/08	28,7	5,0	5,0	7,0	65,9	7,0	356,6	0,1	0,1	0,0	0,0	141,7	9,9	320,4	7,0	8,4
Fev	28,8	6,3	6,3	7,1	61,9	7,2	283,6	0,7	0,3	0,4	3,2	137,0	5,5	240,4	8,8	9,1
Mar	28,1	6,5	6,5	6,8	57,2	6,8	295,3	0,4	0,2	0,2	2,1	182,2	13,7	288,2	7,9	8,7
Abr	26,2	6,0	6,0	6,8	55,9	7,7	294,2	0,6	0,2	0,4	11,0	237,0	6,0	422,4	16,5	17,0
<b>PR6</b>																
Mai/07	24,0	7,7	6,8	7,2	61,9	7,7	316,6	0,6	0,5	0,1	7,7	267,1	9,1	419,1	5,7	10,1
Jun	21,1	7,0	7,0	7,0	60,0	7,4	372,0	0,5	0,4	0,1	0,0	202,8	5,2	269,7	3,1	6,4
Jul	20,4	7,0	7,0	6,6	54,8	8,7	452,9	0,2	0,2	0,0	0,0	194,5	10,3	304,4	5,2	5,5
Ago	20,6	7,5	7,5	7,0	61,1	8,8	428,0	0,4	0,3	0,1	1,3	200,5	13,4	328,8	9,4	9,8
Set	24,0	6,5	6,5	7,5	62,0	8,0	411,0	0,4	0,3	0,1	0,0	143,4	24,1	294,3	6,4	7,3
Out	24,9	8,2	8,2	7,0	60,9	7,5	387,7	0,3	0,2	0,1	0,0	155,4	17,2	274,6	5,7	6,1
Nov	26,1	9,0	9,0	7,1	68,1	7,4	343,5	0,3	0,2	0,1	0,0	166,7	16,7	311,2	6,3	18,3
Dez	27,5	9,0	9,0	7,4	51,3	7,0	280,1	0,6	0,3	0,3	0,0	176,6	13,7	296,3	7,3	8,1
Jan/08	28,8	6,7	6,7	7,0	57,0	7,0	351,0	0,2	0,2	0,0	0,0	167,0	10,5	309,5	6,8	7,4
Fev	28,8	7,4	7,4	7,1	62,2	7,2	280,1	0,8	0,3	0,5	3,3	137,7	4,6	309,1	6,2	8,9
Mar	28,2	9,4	9,4	6,9	60,1	6,7	299,2	0,6	0,2	0,4	3,2	189,0	9,1	394,6	9,5	10,6
Abr	26,3	12,5	6,8	6,8	58,8	6,9	306,3	1,1	0,3	0,8	11,0	269,2	7,7	374,9	13,8	17,9
<b>PR7</b>																
Mai/07	24,1	0,9	0,9	7,4	56,6	8,5	396,6	1,4	0,7	0,7	6,2	103,7	11,2	348,4	6,1	9,7
Jun	20,5	1,4	1,4	7,2	56,0	9,7	290,3	1,3	0,6	0,7	1,6	110,4	23,5	279,1	3,4	6,8
Jul	19,8	1,0	1,0	6,9	55,2	8,7	328,9	1,1	0,3	0,8	1,2	155,3	15,8	291,2	3,9	6,8
Ago	20,2	2,0	2,0	6,5	62,0	9,8	312,0	1,1	0,4	0,7	1,0	91,2	6,9	301,0	7,1	8,5
Set	23,9	1,2	1,2	7,3	63,4	7,7	211,8	1,3	0,4	0,9	0,0	115,6	18,9	274,1	7,2	7,3
Out	25,3	1,7	1,7	8,3	61,2	8,2	336,6	1,0	0,3	0,7	0,0	134,4	8,1	253,9	4,9	6,7
Nov	26,3	1,2	1,2	6,1	57,5	7,2	288,5	3,4	1,6	1,8	11,7	92,9	52,1	717,3	16,1	38,9
Dez	27,6	1,7	1,7	6,9	53,0	7,5	364,6	1,0	0,4	0,6	1,4	136,9	21,8	323,7	7,9	8,3
Jan/08	28,8	1,6	1,6	6,3	62,0	7,1	292,7	0,3	0,2	0,1	0,0	162,1	21,0	347,3	8,9	12,4
Fev	28,7	1,2	1,2	7,7	71,2	6,3	276,5	1,1	0,4	0,7	2,6	118,8	6,7	253,8	8,9	9,0
Mar	28,6	1,2	1,2	7,1	31,0	5,3	339,6	3,2	0,7	2,5	17,7	67,2	33,8	498,2	16,9	35,3
Abr	26,1	3,5	3,5	6,9	56,1	8,6	305,5	1,3	0,3	1,0	11,0	234,6	10,5	427,4	14,9	17,0
<b>CV</b>																
Mai/07	0,2	58	50	4	4	3	12	44	32	72	23	32	24	16	15	13
Jun	2	49	46	3	8	14	13	43	40	62	165	40	50	28	30	19
Jul	2	53	53	4	3	1	13	75	42	130	264	25	18	21	19	19
Ago	1	49	48	3	8	5	17	63	24	118	68	47	40	31	18	21
Set	2	53	53	5	3	2	23	97	69	126	264	46	18	35	8	24
Out	1	56	56	8	3	3	8	92	48	143	264	9	45	24	16	17

Tabela 1 - Continuação.

Mês	T	Z <sub>máx</sub>	Z <sub>eu</sub>	pH	Cond.	O <sub>2</sub>	Alc.	MST	MSO	MSI	Turb.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NT	PSR	PT
<b>CV</b>																
Nov	1	50	50	6	9	2	10	166	139	199	237	44	78	37	34	42
Dez	1	50	75	3	12	3	16	122	101	143	199	33	35	24	12	18
Jan/08	1	56	56	4	16	4	14	90	78	170	0	30	40	25	16	19
Fev	1	55	55	3	11	6	13	28	166	75	13	40	70	28	17	13
Mar	1	47	47	3	21	9	11	113	60	150	109	38	51	29	31	69
Abr	0,4	46	23	1	2	10	5	38	28	49	7	10	36	9	8	4

Tabela 2: Relação dos táxons fitoplanctônicos registrados nas estações amostradas, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

Táxons	Ocorrência
<b>CYANOBACTERIA</b>	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G.S. West	PR2/PR4/PR6/PR7
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Strom	PR1/PR6/PR7
<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn. & Cronb.	PR6
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> Cronb. et Weibull	PR7
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenh. ex Bornet et Flahault) Wacklin, Hoffm. et Kom.	PR1/PR3/PR7
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brun.) Wacklin, Hoffm. et Kom.	PR7
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Kleb.) Wacklin, Hoffm. et Kom.	PR3
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb.) Wacklin, Hoffm. et Kom.	PR3
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gom.) Anagn.	PR7
<i>Lyngbya hieronymusii</i> Lemmerm.	PR4
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.	PR7
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	PR3/PR6
<i>Microcystis novacekii</i> (Kom.) Comp.	PR3
<i>Phormidium</i> sp.	PR2
<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmerm.) Kom.-Legn. & Cronb.	PR4
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Kom. et Anagn.	PR4/PR5/PR7
<i>Pseudanabaena mucicola</i> Lemmerm.	PR1/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Radiocystis fernandoi</i> Kom. & Kom.-Legn.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<b>CHLOROPHYCEAE</b>	
<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Sm.) Fott	PR1/PR2/PR3
<i>Chlamydomonas</i> sp.	PR1/PR2/PR7
<i>Chlorella</i> sp.	PR1/PR2
<i>Closteriopsis</i> sp.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	PR3/PR4
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	PR7
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom.	PR1/PR3/PR5/PR7
<i>Golenkinia radiata</i> Chod	PR6
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	PR5/PR7
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.	PR5/PR6/PR7
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Kom.-Legn.	PR2/PR4
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	PR2
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn.	PR7
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	PR1/PR3/PR5/PR7
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G. S. West) Kom.- Legn.	PR2/PR4/PR7
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas	PR7
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.	PR2/PR5/PR6/PR7
<i>Schroederia antillarum</i> Kom.	PR1
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemmerm.	PR1/PR2
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	PR2
<b>ZYGNEMAPHYCEAE</b>	
<i>Closterium incurvum</i> Bréb.	PR7

Tabela 2 - Continuação

Táxons	Ocorrência
<b>ZYGNEMAPHYCEAE</b>	
<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.	PR7
<i>Cosmarium rectangulare</i> Gruner	PR7
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>	
<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. emend. Penard	PR1/PR4/PR5
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Cryptomonas</i> sp.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Plagioselmis</i> sp.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>	
<i>Acanthoceras magdeburgensis</i> Honigm.	PR4
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.	PR7
<i>Achnanthes</i> sp.	PR3/PR7
Complexo <i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	PR2/PR4/PR5/PR7
<i>Anomoeoneis</i> sp.	PR2
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i> .	PR1/PR3/PR7
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i> fa. <i>spiralis</i>	PR7
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenb.) Sim.	PR3/PR5
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Sim. var. <i>granulata</i>	PR1/PR3/PR7
<i>Cocconeis</i> sp.	PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	PR4/PR7
<i>Cymbella</i> sp.	PR2/PR3/PR4
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Holk. & Klee	PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Encyonema silesiaca</i> Bleisch ex Rabenh.	PR4
<i>Fragilaria</i> sp.	PR5
<i>Fragilaria</i> sp1	PR1/PR4
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.	PR7
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	PR6/PR7
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	PR2/PR3/PR5
<i>Navicula schroeterii</i> Meister	PR7
<i>Navicula</i> sp.	PR4
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	PR4/PR7
<i>Nitzschia tubicola</i> Grun.	PR1/PR3/PR5/PR7
<i>Nitzschia</i> sp.	PR4/PR5/PR6/PR7
<i>Nitzschia</i> sp1	PR5/PR6/PR7
<i>Pinnularia</i> sp.	PR4/PR5
<i>Surirella linearis</i> W. Sm.	PR7
<i>Synedra filiformis</i> Grun.	PR2/PR7
<i>Synedra goulardii</i> Bréb.	PR4/PR5
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Edl. & Stoermer	PR3
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>	
<i>Bisocoeca</i> sp.	PR1/PR2/PR3/PR4/PR5/PR7
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenb.	PR3
<i>Kephyrion littorale</i> J. W. G Lund	PR1/PR2
<i>Mallomonas</i> sp.	PR1

A comunidade fitoplanctônica esteve constituída por 28 táxons na estação **PR1**, 28 na **PR2**, 33 na **PR3**, 34 na **PR4**, 31 na **PR5**, 24 na **PR6** e 52 na **PR7**. Dos táxons registrados, 3 foram exclusivos para a estação **PR1**, 5 para a **PR2**, 7 para a **PR3**, 5 para a **PR4**, 3 para a **PR5**, 2 para a **PR6** e 18 para a **PR7**. As clorófitas estiveram melhor representadas, quanto ao número de táxons, nas estações **PR1** e **PR2**, as diatomáceas nas estações **PR3**, **PR4**, **PR5** e **PR7** e as cianobactérias na estação **PR6** (Tabela 2).

Foram registrados baixos valores de riqueza, com uma média de 8 táxons por amostra nas estações **PR1**, **PR3** e **PR4**, 7 nas estações **PR2**, **PR5** e **PR6** e 9 na estação **PR7**. Foram registrados maiores valores de riqueza nas estações **PR1**, **PR4**, **PR6** e **PR7**, no período de águas baixas. Na estação **PR3**, os maiores valores foram registrados no período de águas altas e nas estações **PR2** e **PR5**, a riqueza foi similar em ambos os períodos (Figura 3).

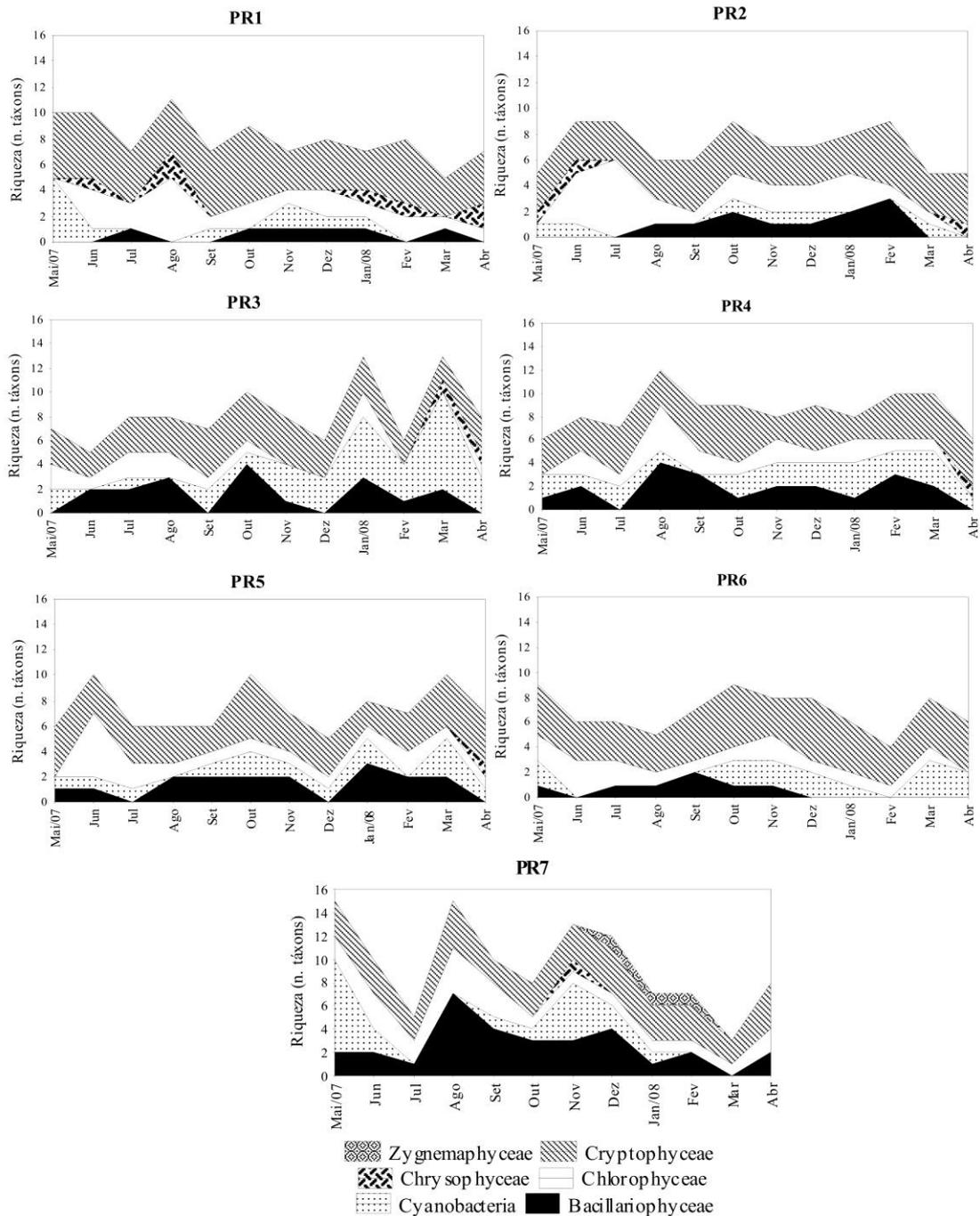


Figura 3: Variação sazonal da riqueza fitoplanctônica nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

Cryptophyceae foi o grupo mais representativo quanto à riqueza de espécies em todas as estações analisadas, sendo seguidas pelas clorofíceas e cianobactérias nas estações **PR1** e **PR6**, clorofíceas e diatomáceas nas estações **PR2**, **PR5** e **PR7** e cianobactérias e diatomáceas nas estações **PR3** e **PR4** (Figura 3).

Em geral, os grupos taxonômicos apresentaram baixa variação temporal quanto à riqueza, exceto Cyanobacteria, que apresentou aumento nos valores de riqueza no período de águas altas, nas estações **PR3**, **PR4**, **PR5** e **PR6** e Zygnemaphyceae que foi registrado somente na estação **PR7** (Figura 3).

Os escores obtidos da CA para as estações de amostragem e períodos do ciclo hidrossedimentológico foram interpretados utilizando-se os dois primeiros eixos, que apresentaram os maiores autovalores, eixo 1 (0,27) e eixo 2 (0,19). O diagrama da CA evidenciou a caracterização de gradientes temporais relacionados aos períodos de águas altas e águas baixas do ciclo hidrossedimentológico apenas para a estação **PR3**, que foi representada principalmente por espécies de cianobactérias, no período de águas altas. As demais estações de amostragens foram representadas principalmente por Bacillariophyceae e Chlorophyceae (Figura 4). O eixo 1 da CA esteve correlacionado positivamente com as concentrações de PSR na estação **PR3** ( $R = 0,82$ ;  $p < 0,05$ ;  $n = 12$ ).

Embora a estação **PR3**, no período de águas altas, tenha apresentado diferenças significativas quanto ao eixo 1 da CA ( $F = 4,24$ ;  $p = 0,0049$ ), as fontes de inóculos não foram homogêneas e constantes ao longo do tempo ( $p$  do teste de Levene = 0,0018), sendo observada alta variação dos escores deste eixo, durante o período de águas altas (Figuras 5 e 6).

A estação **PR7** apresentou alta variação dos escores do eixo 1 da CA no período de águas baixas (Figura 5), principalmente no mês de maio, quando a mesma apresentou maior ocorrência de Cyanobacteria e em novembro, único mês em que *Dolichospermum planctonicum* e *Scenedesmus acunae* foram registrados (Figuras 4, 5 e 6).

O diagrama de Venn realizado para as estações **PR1**, **PR3** e **PR4** no período de águas baixas mostrou que estas estações compartilharam nove táxons (Figura 7a). Dos táxons que ocorreram na estação **PR4**, 9% (*Fragilaria* sp. e *Cryptomonas curvata*) foram compartilhados exclusivamente com a estação **PR1** e 13% (*Cocconeis* sp., *Discostella stelligera* e *Dictyosphaerium elegans*) com a estação **PR3**.

O diagrama de Venn evidenciou que as estações **PR1**, **PR3** e **PR4** no período de águas altas apresentaram sete táxons comuns (Figura 7b). Dos táxons que ocorreram na estação **PR4**, 9% (*Gomphonema parvulum* e *Plagioselmis* sp.) foram compartilhados exclusivamente

com a estação **PR1** e 23% (*Cymbella* sp., *Discostella stelligera*, *Microcystis aeruginosa*, *Pseudanabaena mucicola* e *Synechocystis aquatilis*) com a estação **PR3**.

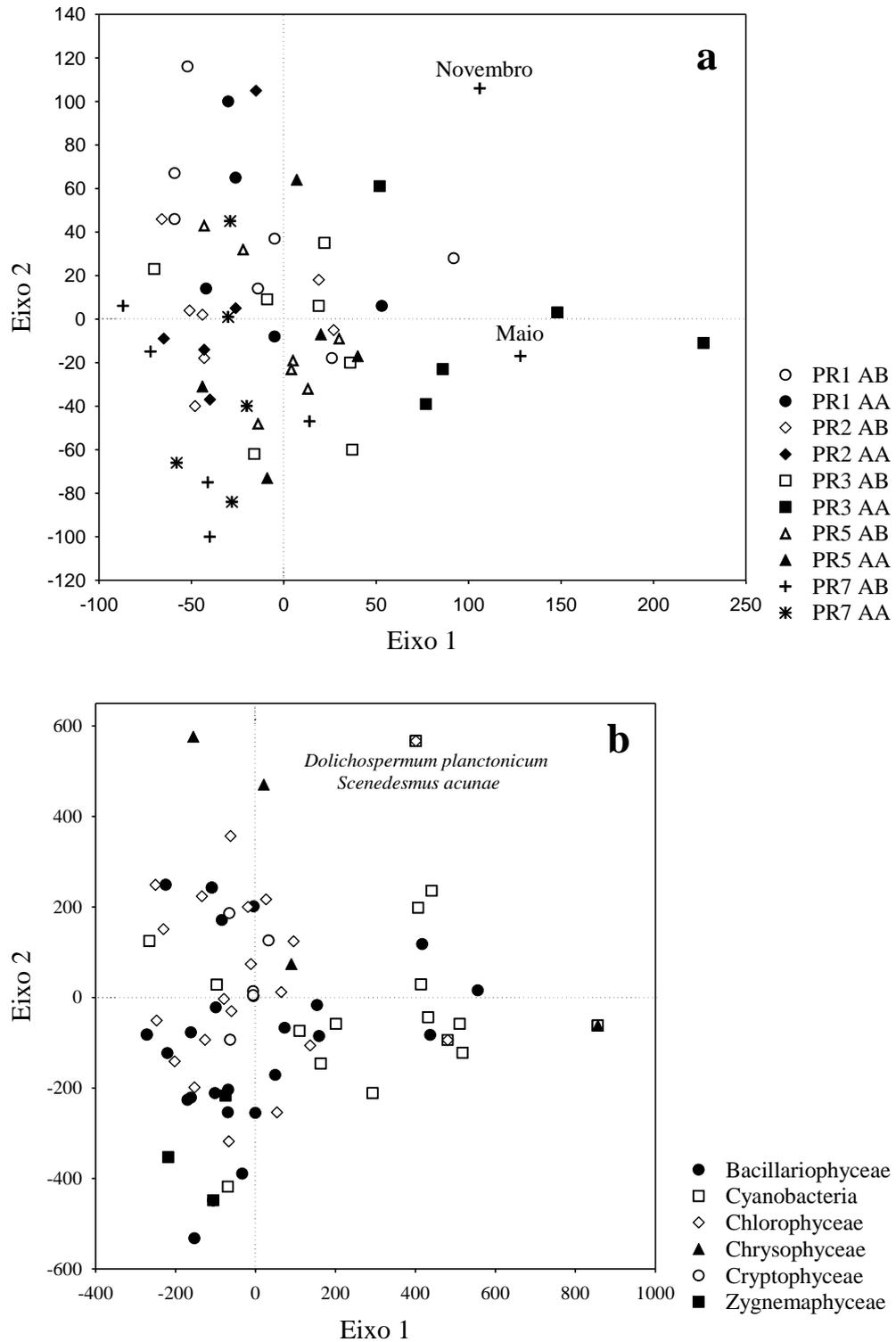


Figura 4: Dispersão dos escores das estações de amostragem (a) e das espécies fitoplantônicas (b) ao longo dos dois primeiros eixos da CA, nos períodos de águas baixas (AB) e águas altas (AA).

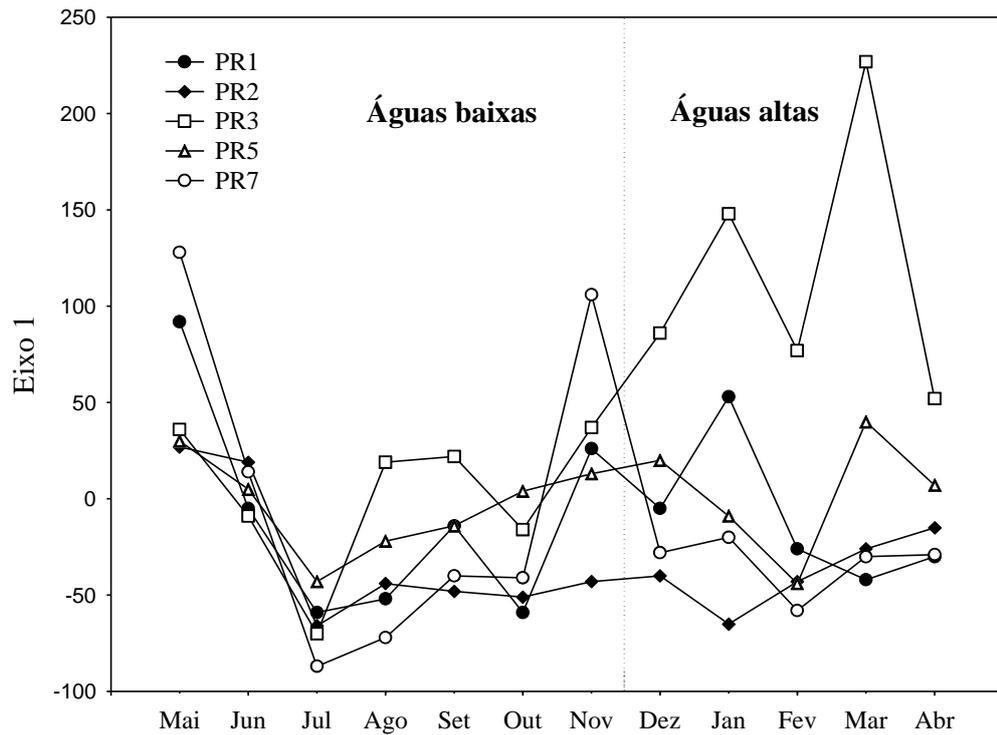


Figura 5: Variação temporal dos escores das estações de amostragem ao longo do eixo 1 da CA.

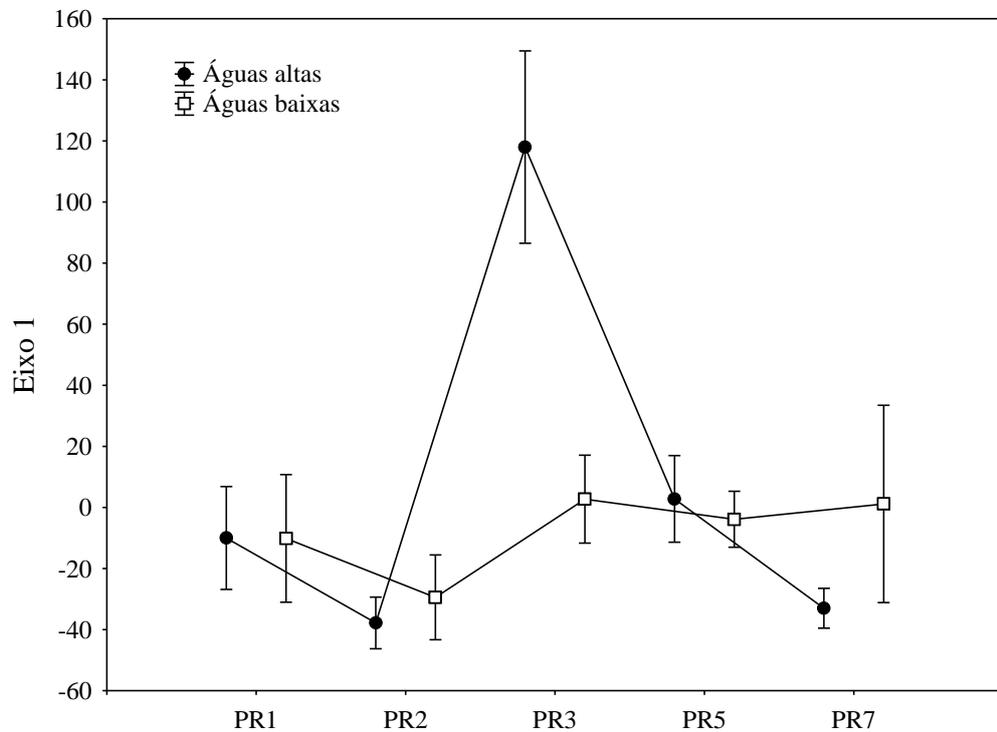


Figura 6: Variação espacial dos escores das estações de amostragem ao longo do eixo 1 da CA. (Média +/- erro padrão).

O diagrama de Venn realizado para as estações **PR1**, **PR3** e **PR5** no período de águas baixas mostrou que a estação **PR5** compartilhou dez táxons com as demais (Figura 7c), sendo

um destes (*Cryptomonas curvata*) compartilhado exclusivamente com a estação **PR1** e quatro táxons (*Cocconeis* sp., *Discostella stelligera*, *Navicula cryptocephala* e *Nitzschia tubicola*) compartilhados com a estação **PR3**.

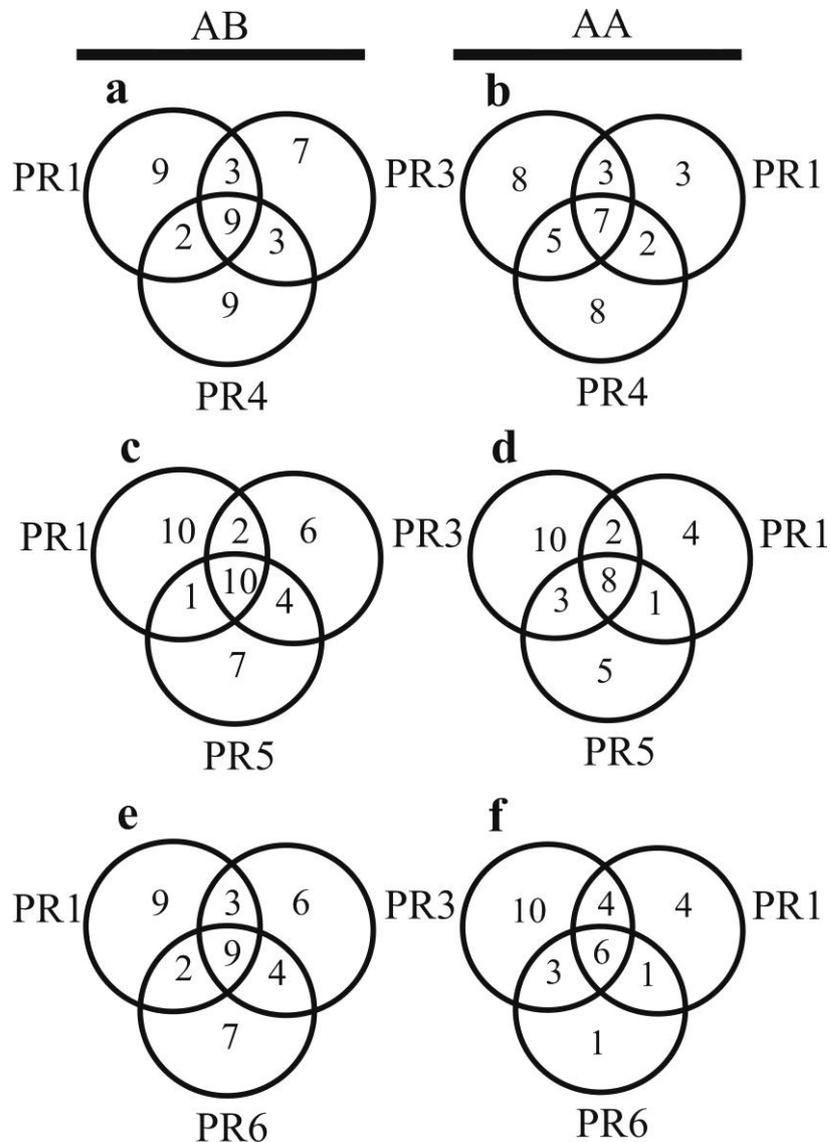


Figura 7: Diagramas de Venn com o número de táxons exclusivos e compartilhados nas estações PR1, PR3 e PR4 (a e b), PR1, PR3 e PR5 (c e d) e PR1, PR3 e PR6 (e e f), nos períodos de águas baixas (AB) e águas altas (AA), respectivamente.

O diagrama realizado para as estações **PR1**, **PR3** e **PR5** no período de águas altas mostrou que as três estações compartilharam oito táxons (Figura 7d). Dos táxons que ocorreram na estação **PR5**, 6% (*Gomphonema parvulum*) foi compartilhado exclusivamente com a estação **PR1** e 18% (*Discostella stelligera*, *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena mucicola*) compartilhados com a estação **PR3**.

O diagrama de Venn realizado para as estações **PR1**, **PR3** e **PR6** no período de águas baixas mostrou que a estação **PR6** compartilhou nove táxons com as demais (Figura 7e), dois táxons (*Aphanocapsa koordersii* e *Pseudanabaena mucicola*) exclusivamente com a estação **PR1** e quatro táxons (*Cocconeis* sp., *Discostella stelligera*, *Gomphonema parvulum* e *Microcystis protocystis*) com a estação **PR3**.

O diagrama realizado para as estações **PR1**, **PR3** e **PR6** no período de águas altas mostrou que seis táxons foram compartilhados por estas três estações (Figura 7f). Dos táxons que ocorreram na estação **PR6**, 9% (*Plagioselmis* sp.) foi compartilhado exclusivamente com a estação **PR1** e 27% (*Microcystis aeruginosa*, *Pseudanabaena mucicola* e *Synechocystis aquatilis*) com a estação **PR3**.

## 2.4 Discussão

Uma comunidade é composta por táxons provenientes de uma determinada região, que podem dispersar para uma determinada localidade, sobreviver às condições ambientais e persistir dentro do contexto de interações bióticas (Urban, 2004). Neste sentido, a comunidade fitoplanctônica englobando as estações amostradas no presente estudo, pode ser definida como metacomunidade, a qual é caracterizada por uma dinâmica espacial, que pode alterar a diversidade de espécies local e por sua vez a biota regional, através de interações entre os “sites” por meio da dispersão e colonização (Cottenie & De Meester, 2003; Leibold et al., 2004).

O paradigma do efeito de massa de metacomunidade enfoca os efeitos da imigração e emigração sobre a dinâmica das populações locais. Os locais com condições favoráveis são considerados fontes porque produzem indivíduos excedentes que irão migrar para locais chamados de drenos, que não poderiam persistir sem essa imigração continuada. Nesse modelo a dispersão atua como agente homogeneizador da estrutura da metacomunidade, independentemente das condições locais do ambiente (Leibold et al., 2004).

Segundo este paradigma, as taxas de dispersão superam os efeitos das interações entre as espécies e da filtragem ambiental, de modo que as espécies imigrantes exercem maior influência na composição dos habitats receptores (Kunin, 1998; Mouquet & Loreau, 2002; Urban, 2004; Vanormelingen et al., 2008; Brown & Swan, 2010).

Considerando a forte influência da dispersão sobre a estrutura da metacomunidade em grandes rios (Brown & Swan, 2010), esta pode ser caracterizada de acordo com o paradigma do efeito de massa. Isso explica o aumento na contribuição de alguns grupos fitoplanctônicos, quanto à riqueza de espécies do rio Paraná, em determinados períodos, nas diversas estações

de amostragem, devido a diferentes fontes de dispersão. Este aumento, no entanto, foi independente das variáveis ambientais, as quais mostraram baixa variação espacial.

A dispersão de espécies entre comunidades locais pode determinar as relações entre diversidade e estabilidade, de forma que a riqueza local e a estabilidade do sistema podem ser maximizadas quando ocorrem taxas intermediárias de dispersão (Loreau et al., 2003; Leibold et al., 2004). Estas aumentam a riqueza de espécies local por meio do efeito de massa, mantem competidores inferiores e estabilizam o sistema por diminuir os agregados de biomassa (Mouquet & Loreau, 2002; Loreau et al., 2003; Howeth & Leibold, 2010). Embora nos diversos “sites” do rio Paraná a dispersão seja constante, os baixos valores de riqueza registrados e a dominância em biomassa de Cyanobacteria em todas as estações (Capítulos II e III) indicam instabilidade quanto à diversidade.

O valores de riqueza de espécies registrados foram inferiores aos observados para outros trechos do rio Paraná, localizados a jusante (Zalocar de Domitrovic et al., 2007a; Devercelli, 2010). Embora estes resultados concordem com o conceito de rio contínuo – RCC (Vannote et al., 1980), segundo o qual, a menor diversidade de organismos aquáticos é registrada nos trechos localizados a montante, a dimensão lateral também exerce grande influência. Além disso, inóculos algais também podem ser transportados pelas correntes de ar ou por animais, assim como registrado em outros ambientes lóticos (Köhler, 1994; Kristiansen, 1996; Figuerola & Green, 2002; Chrisostomou et al., 2009).

Um rio é um sistema aberto, dependente de sua relação funcional com sistemas adjacentes (Billen et al., 1994). Neste sentido, a geomorfologia e as características hidrodinâmicas assumem grande importância na estrutura e função dos ecossistemas rio-planície de inundação (Junk et al., 1989; Poff et al., 1997; Wantzen et al., 2008), resultando em alta heterogeneidade espacial e temporal dos processos físicos, químicos e biológicos (Rocha & Rocha, 2007) e alta biodiversidade (Thomaz et al., 2004; Tockner et al., 1999; Ward & Tockner, 2001). Apesar de a comunidade fitoplanctônica da planície de inundação do alto rio Paraná apresentar alta diversidade (Train & Rodrigues, 2004; Train et al., 2004; Borges & Train, 2009), isso não ocorre no canal principal do rio Paraná.

O regime hidrossedimentológico é considerado a principal função de força atuante sobre o fitoplâncton da planície de inundação do alto rio Paraná e um dos principais responsáveis pela alta complexidade quanto à composição e riqueza de espécies dos ambientes desta planície (Train & Rodrigues, 2004; Borges & Train, 2009). No entanto, a baixa diversidade registrada no rio Paraná pode ser atribuída, além da baixa heterogeneidade

física e condições hidrológicas desfavoráveis, também à influência dos reservatórios localizados a montante, os quais são retentores de séston.

Como também registrado para o período de 2000 a 2007 (Rodrigues et al., 2009), o número total de táxons e os valores de riqueza de espécies verificados no canal principal do rio Paraná (estação **PR4**) foram inferiores aos registrados nesta estação no período de março de 1993 a fevereiro de 1994. Segundo essas autoras, o declínio nos valores de riqueza de espécies pode ser atribuído às alterações ambientais provocadas pela construção da barragem do reservatório de Porto Primavera, dentre estas, diminuição da carga de material em suspensão, decréscimo nas concentrações de nutrientes e na conectividade entre o canal principal do rio Paraná e os ambientes adjacentes.

Os resultados registrados neste estudo são condizentes com os conceitos de série descontínua – SDC (Ward & Stanford, 1995) e de contínuo de reservatórios em cascata – CRCC (Barbosa et al., 1999). Segundo estes conceitos, os reservatórios localizados a montante provocam decréscimo das concentrações de nutrientes e da biodiversidade de organismos aquáticos, devido aos processos de retenção e sedimentação de séston e diminuição da conectividade entre o canal principal do rio e os ambientes adjacentes.

Assim como destacado para o médio rio Paraná (Zalocar de Domitrovic et al., 2007b), os diversos e numerosos ambientes localizados na planície de inundação deste rio funcionam melhor como zonas de armazenamento de algas do que as regiões localizadas no canal principal. Neste sentido, os ambientes diretamente conectados ao canal principal constituem uma influência permanente e determinante na estrutura potamoplantônica. Os maiores valores de riqueza registrados na estação **PR7** e a ocorrência de *D. planctonicum* e Zygnemaphyceae apenas nesta estação são resultantes de aportes de inóculos do rio Baía, considerando os altos valores de riqueza de espécies e a alta representatividade de Cyanobacteria e Zygnemaphyceae já registrados neste rio (Train & Rodrigues, 1998; Rodrigues et al., 2009).

O rio Baía apresenta baixa vazão, devido à interrupção do fluxo a montante, pela construção da barragem do reservatório de Porto Primavera e é caracterizado por um grande número de lagoas ao longo do seu curso, formando lagoas concatenadas (Souza Filho & Stevaux, 2004), nas quais são comuns florações de diversas espécies de *Dolichospermum* (Train & Rodrigues, 2004).

O aporte de inóculos dos ambientes associados ao rio Baía, as características da estação de amostragem neste rio, localizada em uma baía, o registro de florações massivas de *D. planctonicum* (capítulo III) e outras espécies deste gênero no mesmo (Train & Rodrigues,

1998) e a direção de fluxo no sentido rio Baía-rio Paraná, registrada durante o período de maio de 2007 a março de 2008, confirmam a influência do rio Baía sobre o rio Paraná.

Considerando que o tempo de geração dos organismos fitoplanctônicos varia em torno de poucos dias (Ietswaart et al., 1999; Reynolds, 2000; Honti et al., 2008), em ambientes advectivos a estocagem hidráulica é um fator crucial para a entrada de inóculos, recrutamento e persistência de populações fitoplanctônicas a jusante (Reynolds 2006; Schiemer et al., 2001; Thorp et al., 2006; Istvánovics et al., 2010). Neste sentido, os maiores valores de riqueza de espécies registrados na estação **PR3**, no período de águas altas, foram provavelmente resultantes de aporte de inóculos do reservatório de Rosana.

Estes resultados são corroborados pelos maiores valores de riqueza de espécies registrados durante o período de águas altas, a montante (Train et al., 2005) e a jusante (Ferrareze & Nogueira, 2006) do reservatório de Rosana. Segundo os últimos autores, embora ocorra decréscimo da transparência da água, o aumento do fluxo e da entrada de nutrientes durante este período tem influência positiva na riqueza fitoplanctônica.

No entanto, cabe ressaltar que os valores de riqueza de espécies registrados na estação **PR3** foram muito inferiores aos verificados em trechos e tributários do rio Paranapanema nos anos de 2000, 2001 (Nogueira et al., 2010), 2002 e 2003 (Ferrareze & Nogueira, 2006), inclusive a jusante do reservatório de Rosana. Isso pode ser atribuído à diluição da comunidade fitoplanctônica, processo que é geralmente observado em rios de grande porte e elevada vazão (Reynolds, 2000).

Valores de riqueza de espécies superiores aos registrados na estação **PR3** também foram verificados em uma estação próxima, localizada a jusante desta, nos anos de 2000 e 2001, a qual também apresentou maiores concentrações de PT (Nogueira et al., 2010). Como discutido anteriormente, isso pode estar associado ao processo de oligotrofização do rio Paraná após a formação dos reservatórios localizados a montante, o qual se acentuou após a construção da barragem do reservatório de Porto Primavera (Roberto et al., 2009).

A maior entrada de inóculos de Cyanobacteria, grupo que apresentou maior contribuição para a composição e riqueza de espécies da estação **PR3**, no período de águas altas, foi provavelmente resultante de aportes provenientes do reservatório de Rosana. Neste reservatório ocorreram altos valores de densidade e biomassa de Cyanobacteria, durante o período de águas altas, na região lacustre (Rodrigues et al., 2005), a jusante (Ferrareze e Nogueira, 2006) e em tributários do mesmo (Borges et al., 2008, 2010; Train et al., 2009).

A influência dos aportes de inóculos fitoplanctônicos (especialmente de Cyanobacteria) procedentes do reservatório de Rosana sobre a estrutura fitoplanctônica do rio

Paraná, também foi verificada comparando-se com as demais estações amostradas, nas quais o fitoplâncton esteve representado principalmente por Bacillariophyceae e Chlorophyceae. Estes grupos são constituintes mais frequentes do potamoplâncton, pois são geralmente selecionados pelo investimento no crescimento rápido e pela habilidade de sobrevivência em sistemas turbulentos, com grande flutuação de luz (Reynolds et al., 1994; Chételat et al., 2006; Ferrareze & Nogueira, 2006; Borics et al., 2007).

Além do aporte de inóculos de Cyanobacteria, o reservatório de Rosana também contribuiu para o aumento das concentrações de fósforo do rio Paraná, principalmente durante o período de águas altas, haja visto as maiores concentrações de PSR registradas na estação **PR3** durante este período e a correlação positiva entre os escores do eixo 1 da CA e as concentrações deste nutriente.

Em sistemas fluviais, os “sites” localizados a jusante podem receber uma alta taxa de recrutamento e conseqüentemente exibir a estrutura da comunidade ditada em grande parte por processos regionais (Brown & Swan, 2010). A maior dispersão de espécies da estação **PR3** para as estações amostradas em secção transversal, nos períodos de águas baixas e águas altas indica maior influência do reservatório de Rosana, quanto ao aporte de inóculos, quando comparado ao influxo do reservatório de Porto Primavera.

Em relação ao regime hidrossedimentológico do rio Paraná, a estação localizada a jusante da foz do rio Paranapanema (**PR3**) contribuiu mais para a composição fitoplanctônica das estações amostradas em secção transversal, no período de águas altas. Estes resultados podem estar relacionados à proximidade entre a estação **PR3** e as estações amostradas em secção transversal e a velocidade de fluxo do rio Paraná, pois segundo Rodrigues (2007), a água proveniente do reservatório de Rosana demora em torno de 19 horas para chegar à estação **PR4**.

Os maiores valores de riqueza de espécies e o aumento progressivo nas porcentagens de contribuição, quanto ao número de táxons, da estação **PR3** para as estações **PR4**, **PR5** e **PR6**, no sentido margem direita-margem esquerda, no período de águas altas, indica que além do reservatório de Rosana apresentar maior influência quanto ao aporte de inóculos, esta aumenta em direção à margem esquerda do rio Paraná, na qual se situa a foz do rio Paranapanema. Estes resultados sugerem uma compartimentalização do rio Paraná, a qual pode ser atribuída à grande largura (aproximadamente 2 Km) que o canal principal apresenta neste trecho.

A maior contribuição de Cyanobacteria para a composição fitoplanctônica registrada na estação **PR3**, o maior aporte de inóculos desta para a composição fitoplanctônica das

estações amostradas em secção transversal e o compartilhamento exclusivo de espécies deste grupo entre as estações **PR3**, **PR4**, **PR5** e **PR6**, principalmente no período de águas altas, confirmaram a hipótese de que ocorre maior contribuição de inóculos durante este período e esta é procedente principalmente do influxo proveniente do reservatório de Rosana.

As perdas de biodiversidade podem diminuir a magnitude e estabilidade dos processos do ecossistema, tais como o uso de recursos e a produtividade, e estes efeitos são mais acentuados em comunidades menos diversas (Cottingham et al., 2001; France & Duffy, 2006; Ptacnik et al., 2008). Neste sentido, os baixos valores de riqueza de espécies registrados, inferiores aos verificados no período anterior à construção do reservatório de Porto Primavera, e a influência dos reservatórios sobre a comunidade fitoplanctônica do rio Paraná, principalmente devido à exportação de inóculos de algas, indicam a necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton, não só no canal principal do rio Paraná, como em sua planície de inundação e nesses reservatórios. Estes estudos são fundamentais para fornecer subsídios para o manejo adequado, incluindo decisões quanto à operação das barragens, principalmente do reservatório de Rosana, durante o período de águas altas, quando ocorre maior transporte de inóculos de cianobactérias, o que favorece a dispersão deste grupo.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá.
- Barbosa, F. A. R., J. Padisák, E. L. G. Espíndola, G. Borics & O. Rocha, 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos: 425–437.
- Baxter, R. M., 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 255-283.
- Benda, L., K. Andras, D. Miller & P. Bigelow, 2004. Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes 40: W05402.
- Beisner, B. E., P. R. Peres-Neto, E. S. Lindstrom, A. Barnett & M. L. Longhi, 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87: 2985–2991.
- Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. *Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2ª Edição. RIMA, São Carlos.
- Billen, G., J. Garnier & Ph. Hanset, 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289: 119-138.
- Borics, G., G. Várbró, I. Grigorszky, E. Krasznai, S. Szabó & K. T. Kiss, 2007. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Archives fur Hydrobiologie Supplement* 161(3-4): 465-486.
- Borges, P. A. F. & S. Train., 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 637-647.
- Borges, P. A. F., S. Train, J. D. Dias & C. C. Bonecker, 2010. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. *Hydrobiologia* 649: 279–291.
- Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 30(1): 57-65.
- Brown, B. L. & C. M. Swan, 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 79: 571–580.

- CESP, 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo: Série Divulgação e Informação 220.
- Chételat, J., F. R. Pick & P. B. Hamilton, 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology Oceanography* 51(1, part 2): 681–689.
- Chrisostomou, A., M. Moustaka-Gouni, S. Sgardelis & T. Lanara, 2009. Air-dispersed phytoplankton in a Mediterranean River-Reservoir System (Aliakmon- Polyphytos, Greece). *Journal of Plankton Research* 31(8): 877–884.
- Cole, G. A., 1994. Textbook of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8: 1175–1182.
- Cottenie, K. & L. De Meester, 2003. Connectivity and cladoceran species richness in a metacommunity of shallow lakes. *Freshwater Biology* (2003) 48: 823–832.
- Cottenie, K. & L. De Meester, 2004. Metacommunity structure: synergy of biotic interactions as selective agents and dispersal as fuel. *Ecology*, 85(1): 114–119.
- Cottingham, K. L., B. L. Brown & J. T. Lennon, 2001. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecology Letters* 4: 72-85.
- Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5–19.
- Dodds, W. K. & M. R. Whiles, 2004. Quality and quantity of suspended particles in rivers: continent-scale patterns in the United States. *Environmental Management* 33: 355–367.
- Ferrareze, M. & M. G. Nogueira, 2006. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18(4): 389-405.
- Figuerola, J. & A. J. Green, 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483–494,
- France, K. E. & J. E. Duffy, 2006. Biodiversity, dispersal, and scale interactively affect stability of ecosystem function in seagrass metacommunities. *Nature* 441:1139-1143.
- Giné, M. F., H. Bergamin, E. A. G. Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Greenacre, M. J., 1984. Theory and application of correspondence analysis. Academic Press, London.

- Harris, P. H. & G. Baxter, 1996. Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater Biology* 35: 545-560.
- Havel, J. E., C. E. Lee & M. J. V. Zanden, 2005. Do Reservoirs Facilitate Invasions into Landscapes? *BioScience* 55(6): 518-525.
- Honti, M., V. Istvánovics & Z. Kozma, 2008. Assessing phytoplankton growth along Tisza River (Hungary). *Verhandlungen der internationale Vereinigung für thoretische und angewandte. Limnologie* 30: 87–89.
- Howeth, J. G. & M. A. Leibold, 2010. Species dispersal rates alter diversity and ecosystem stability in pond metacommunities. *Ecology* 91(9): 2727–2741.
- Ietswaart, T., L. Breebaart, B. van Zanten & R. Bijkerk, 1999. Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia* 410: 1–10, 1999.
- Istvánovics, V., M. Honti, L. Vörös & Z. Kozma, 2010. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability—the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia* 637: 121–141.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson, L. J. 1990. Reservoir primary production. In Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Paine (eds). *Reservoir limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley e Sons, New York: 133-193.
- Köhler, J., 1994. Origin and succession of phytoplankton in a river-lake system (Spree, Germany). *Hydrobiologia* 289: 73-84.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München: 1-759.
- Koroleff, K., 1978. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Kristiansen, J., 1996. Dispersal of freshwater algae—a review. *Hydrobiologia* 336: 151–157.
- Kunin, W. E. 1998. Biodiversity at the edge: a test of the importance of spatial ‘mass effects’ in the Rothamsted Park Grass experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 95: 207–212.

- Lair, N. & P. Reyes-Marchant, 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the 'moving littoral' in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia* 356(1-3): 33-52.
- Leibold, M. A., E. P. Economo & P. Peres-Neto, 2010. Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. *Ecology Letters* 13: 1290–1299.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase & M. F. Hoopes, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Loreau, M., N. Mouquet & A. Gonzalez, 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 100: 12765–12770.
- Mackereth, F. Y. H., J. R. Heron & J. F. Tailing, 1978. Water analysis: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association (Scientific Publication, 36).
- Mccune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-Ord. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design. Glenden Beach, Oregon, USA.
- Moreno-Ostos, E., L. Cruz-Pizarro, A. Basanta & D. G. George, 2009. Spatial Heterogeneity of Cyanobacteria and Diatoms in a Thermally Stratified Canyon-Shaped Reservoir. *International Review of Hydrobiology* 94(3): 245–257.
- Mouquet, N. & M. Loreau, 2002. Coexistence in metacommunities: the regional similarity hypothesis. *The American Naturalist* 159: 420–426.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15(6): 424-441.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna & Y. T. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Parapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá. *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA, 91-106.
- Nogueira, M. G., M. Ferrareze, M. L. Moreira & R. M. Gouvêa, 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70( 3 suppl.): 781-793.
- Oliver, R. L. & C. J. Merrick, 2006. Partitioning of river metabolism identifies phytoplankton as a major contributor in the regulated Murray River (Australia). *Freshwater Biology* 51: 1131–1148.
- Poff, L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47(11): 769-784.

- Ptácnik, R., A. G. Solimini, T. Andersen, T. Tamminen, P. Brettum, L. Lepistö, E. Willén & S. Rekolainen, 2008. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(13): 5134-5138.
- Reschke, S., V. Ittekkot & N. Panin, 2002. The nature of organic matter in the Danube River particles and northwestern Black Sea sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54: 563–574.
- Reviere, B. de, 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.
- Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S., 1995. River Plankton: The Paradigm Regained. In Harper, D. M. & A. J. D. Ferguson. (eds), *The Ecological Basis for River Management*. Wiley, Chichester: 161-174.
- Reynolds, C. S., 2000. Hydroecology of river plankton: o role of variability in channel flow. *Hydrological Processes* 14: 3119-3132.
- Reynolds, C. S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S. & J. P. Descy, 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie/Suppl. band 113(1-4)*: 161-187.
- Reynolds, C. S., J. P. Descy & J. Padisák, 1994. Are phytoplankton dynamic in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia* 285: 1–7.
- Roberto, M. C., N. F. Santana e S. M. Thomaz, 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69 (2, Suppl.): 717-725.
- Rocha, P. C., 2010. Indicadores de alteração hidrológica no alto rio Paraná: intervenções humanas e implicações na dinâmica do ambiente fluvial. *Sociedade & Natureza* 22 (1): 191-211.
- Rocha, R. R. A. & P. C. Rocha, 2007. Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. *Topos* 1: 81-112.
- Rodrigues, L. C., 2007. Variação interanual da comunidade fitoplanctônica em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná: Influência do regime hidrossedimentológico. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Rodrigues, L. C., S. Train, B. M. Pivato, V. M. Bovo-Scomparin, P. A. F. Borges & S. Jati, 2005. Assembléias fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 57-72.
- Rodrigues, L. C., S. Train, V. M. Bovo-Scomparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli & E. Marengoni., 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River

floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 501-516.

Schiemer, F., H. Keckeis, W. Reckendorfer & G. Winkler, 2001. The 'inshore retention concept' and its significance for large rivers. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 135: 509–516.

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

Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 707-716.

Souza Filho, E. E. & J. C. Stevaux, 2004. Geology and geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinheima river complex. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. (eds), *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-29.

Souza Filho, E. E., P. C. Rocha, E. Comunello & J. C. Stevaux, 2004. Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 55-74.

Statsoft Inc. 2005. Statistica (data analysis software system) version 7.1, [www.statsoft.inc](http://www.statsoft.inc).

Stevaux, J. C., D. P. Martins & M. Meurer, 2009. Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113(3-4): 230-238.

Straskraba, M., 1990. Limnological particularities of multiple reservoir series. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 33: 677-678.

Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto & R. R. A. Rocha, 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.

Thorp, J. H., M. C. Thoms & M. D. DeLong, 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks space and time. *River Research and Applications* 22: 123–147.

Tockner, K., F. Schiemer, C. Baumgartner, G. Kum, E. Weigand, I. Zweimüller & J. V. Ward, 1999. The Danube restoration project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 245-258.

Train, S. & L. C. Rodrigues, 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.

- Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton assemblages. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys, Netherlands: 103-124.
- Train, S., L. C. Rodrigues, S. Jati, E. Marengoni & C. C. J. Borsalli, 2009. Fitoplâncton. In Benedito, E. (ed), *Ecologia do Ribeirão Diamante, Estação Ecológica do Caiuá, PR*. EDUEM, Maringá: 41-48.
- Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & B. M. Pivato, 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná river. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá: 63-74.
- Train, S., M. D. Oliveira & M. T. Quevedo, 2000. Dinâmica Sazonal da Comunidade Fitoplanctônica de um Canal Lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum* 22: 389-395.
- Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 73-85.
- Tundisi, J. G., 1990. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. *Revista Brasileira de Biologia* 50(4): 937-955.
- Urban, M. C., 2004. Disturbance heterogeneity determines freshwater metacommunity structure. *Ecology* 85(11): 2971–2978.
- Vannote, R.L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J.R. Sedell & E. Guching, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Vanormelingen, P., K. Cottenie, E. Michels, K. Muylaert, W. Vyverman & L. De Meester, 2008. The relative importance of dispersal and local processes in structuring phytoplankton communities in a set of highly interconnected ponds. *Freshwater Biology* 53: 2170–2183.
- Venn, J., 1880. On the Employment of Geometrical Diagrams for the Sensible Representation of Logical Propositions. *Proceedings of the Cambridge Philosophical Society* 4: 47 – 59.
- Wantzen, K. M., W. J. Junk & K. O. Rothhaupt, 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151–170.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford, 1995. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers. Research & Management* 10: 159-168.
- Ward, J. V. & K. Tockner, 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of floodplains river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15(1-3): 125-139.

Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological analysis*. Springer-Verlag, New York.

Wilson, D. S., 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology* 73:1984–2000.

Young, R. G. & A. D. Huryn, 1997. Longitudinal patterns of organic matter transport and turnover along a New Zealand grassland river. *Freshwater Biology* 38: 93–107.

Zalocar de Domitrovic, Y., A. S. G. Poi de Neiff & S. L. Casco, 2007a. Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 220 km downstream of the Yacyretá reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 67(1): 53-63.

Zalocar de Domitrovic, Y., M. Devercelli & M. O. Garcia de Emiliani, 2007b. Phytoplankton. In Iriondo, M. H., J. C. Paggi & M. J. Parma (eds), *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer, Berlin: 177-204.

### 3 VARIAÇÃO SAZONAL DA DENSIDADE E BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA AO LONGO DE UMA SECÇÃO TRANSVERSAL DO ALTO RIO PARANÁ, NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA

#### Resumo

As mudanças que ocorrem na comunidade fitoplanctônica a jusante de reservatórios são muito variáveis e dependentes de diversos fatores, como morfometria, clima, propriedades físicas e químicas da água, tempo de residência, interações biológicas e localização dos reservatórios no gradiente do rio. O objetivo do presente estudo foi analisar se ocorrem gradientes de distribuição transversal de abundância e biomassa fitoplanctônica no alto rio Paraná, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana. A hipótese examinada é a de que embora o trecho analisado deste rio receba biomassa fitoplanctônica de influxos de montante e das margens direita e esquerda, a baixa abundância fitoplanctônica deve-se ao efeito dilutivo e alta vazão. As amostragens de fitoplâncton foram realizadas à sub-superfície, mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008. Ao longo de um eixo transversal do rio Paraná, município de Porto Rico – PR foram estabelecidas três estações de amostragens: próximo à margem direita, no meio e próximo à margem esquerda. Foram identificados 49 táxons, sendo Bacillariophyceae o grupo melhor representado. Cryptophyceae apresentou maior contribuição para a densidade e Cyanobacteria para a biomassa fitoplanctônica em todas as estações de amostragem. Os valores médios de densidade e biovolume fitoplanctônico similares e a ausência de diferenças significativas quanto às estações mostraram a ausência de gradientes de distribuição transversal destes atributos. Essa homogeneidade pode ser atribuída às condições hidrológicas semelhantes, sendo os baixos valores de densidade e biovolume devidos principalmente à alta vazão do rio Paraná, aos processos de sedimentação do séston nos reservatórios localizados a montante, além da influência do fenômeno *La Niña*. Estes processos foram os principais responsáveis pelas baixas concentrações de fósforo no rio Paraná e pelos reduzidos valores de biomassa de Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cryptophyceae. A dominância de *Radiocystis fernandoi* Kom. & Komárk.-Legn. nas três estações de amostragem indicou dispersão efetiva, sendo os inóculos desta espécie provavelmente provenientes dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, nos quais a mesma tem apresentado florações. As diferenças significativas registradas para a biomassa fitoplanctônica nos períodos de águas altas e águas baixas ( $H = 5,05$ ;  $p = 0,0247$ ) e a maior contribuição de *Radiocystis fernandoi*, nas estações amostradas no presente estudo e em outras localizadas próximas aos reservatórios de Porto Primavera e Rosana, no período de águas altas, sugerem que também ocorre dispersão desta espécie proveniente destes reservatórios. No entanto, os baixos valores de biomassa registrados demonstram que o hábitat não favorece o seu desenvolvimento. A influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana sobre a comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná, principalmente devido à exportação de inóculos de cianobactérias, indica a necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton, em sua planície de inundação, onde os inóculos encontram condições propícias ao seu desenvolvimento, nestes reservatórios e nos braços dos mesmos. Estes estudos são fundamentais para fornecer subsídios para o manejo adequado, incluindo o controle das florações de cianobactérias e decisões quanto à operação das barragens destes reservatórios, principalmente durante o período de águas altas.

**Palavras-chave:** Potamoplâncton. Variação sazonal. Alto Rio Paraná. Secção transversal. Regime Hidrossedimentológico. Reservatórios tropicais.

### 3 SEASONAL VARIATION OF PHYTOPLANKTON DENSITY AND BIOMASS ALONG A TRANSVERSAL SECTION OF THE UPPER PARANÁ RIVER, IN THE INFLUENCE AREA OF THE RESERVOIRS PORTO PRIMAVERA AND ROSANA

#### *Abstract*

Changes occurring in phytoplankton community downstream from reservoirs are quite variable and dependent on several factors, as morphometry, climate, physical and chemical properties of the water, residence time, biological interactions and location of the reservoirs in the river gradient. The present study examined whether there are gradients of transverse distribution in the phytoplankton abundance and biomass in the Upper Paraná River, in the influence area of the reservoirs of Porto Primavera and Rosana. Monthly phytoplankton samplings were performed at subsurface, in the period from May 2007 to April 2008. The hypothesis examined is that although the reach of river analysed receives phytoplankton biomass from amount influxes and from right and left banks, the low phytoplankton abundance due to the dilutive effect and high flow. Along a transverse axis of Paraná River, Porto Rico municipality, Paraná State, we established three sampling stations: near the right bank, in the middle and near the left bank. Forty-nine taxa were identified, and Bacillariophyceae was the most representative group. Cryptophyceae presented greater contribution to density, and Cyanobacteria, to biomass, in all sampling stations. The similar mean values of density and biovolume and the absence of significant differences in sampling stations showed the absence of transverse gradients in distribution of these attributes. This homogeneity may be ascribed to similar hydrological conditions, being the low values of density and biovolume mainly due to the high flow of Paraná River, the sedimentation of seston in upstream reservoirs, besides the influence of *La Niña*. These processes were the main responsible for the low concentrations of phosphorus in Paraná River, and the reduced values of biomass of Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cryptophyceae. The dominance of *Radiocystis fernandoi* Kom. & Komárk.-Legn. in the three sampling stations indicated effective dispersal, and the inoculums of this species were probably from environments of the Upper Paraná River floodplain, where this species has presented blooms. Significant differences verified for phytoplankton biomass in the periods of high and low waters ( $H = 5.05$ ;  $p = 0.0247$ ) and the higher contribution of *Radiocystis fernandoi*, in the sampling stations of the present study and in others located near the reservoirs of Porto Primavera and Rosana, in the period of high water, suggest that dispersal of this species also occurs from these reservoirs. However, the low values of biomass indicate that the habitat does not favor its development. The influence of Porto Primavera and Rosana reservoirs on the phytoplankton community of the Upper Paraná River, mainly due to exportation of Cyanobacteria inoculums, points the need of continuous monitoring of phytoplankton in the floodplain, where the inoculums find favorable conditions for development, in these reservoirs and in their lateral arms. These studies are essential to provide subsidies for suitable management, including decisions regarding the dams operation, mainly during the high water period.

**Keywords:** Potamoplankton. Seasonal variation. Upper Paraná River. Transversal section. Hydrosedimentological regime. Tropical reservoirs.

### 3.1 Introdução

Ecosistemas de rios são redes de interações entre processos físicos, químicos e biológicos, os quais exibem um alto grau de complexidade (Wehr & Descy, 1998). As assembleias fitoplanctônicas destes ambientes desempenham um papel central no funcionamento dos mesmos, pois são as maiores produtoras de carbono orgânico, recurso alimentar e podem representar a fonte primária de oxigênio (Thorp & Delong, 1994; Köhler, 1995; Reynolds & Descy, 1996). Neste sentido, a compreensão do complexo fenômeno biofísico em ecossistemas de rios conta com a evidência de que a composição e abundância do fitoplâncton são importantes para a qualidade da água e sustentabilidade desses ecossistemas (Engelhardt et al., 2004).

O fitoplâncton de grandes rios é fortemente influenciado por fatores físicos, principalmente a vazão e as variáveis hidrológicas relacionadas (Descy, 1993; Stoyneva, 1994; Reynolds & Descy, 1996; Wehr & Descy, 1998; Salmaso & Braioni, 2008; Gruberts, 2007). Segundo Reynolds (2000) e Salmaso & Braioni (2008), duas situações interferem na abundância fitoplanctônica destes ambientes, episódios de alta vazão, quando o plâncton é transportado rapidamente e episódios de baixo fluxo, onde outros processos restritivos tal como entrada insuficiente de inóculos pode ocorrer.

O potamoplâncton é representado por formas capazes de sobreviver às forças seletivas que atuam em rios (Margalef, 1983; Reynolds & Descy, 1996). No entanto, para que essas espécies alcancem o sucesso necessário, além da pré-adaptação para viver em um ambiente intensamente dinâmico, as populações devem ser mantidas por inóculos provenientes de zonas de armazenamento (Reynolds, 1995, 2000, 2006; Lair & Reyes-Marchant, 1997; Schiemer et al., 2001; Thorp et al., 2006; Borics et al., 2007; Cote et al., 2009; Istvánovics et al., 2010).

As zonas de armazenamento de algas (“dead zones”) podem estar localizadas em planícies de inundação, assim como no canal principal do rio, em trechos de baixa vazão e áreas represadas (Reynolds, 2000). As condições hidrodinâmicas de reservatórios favorecem o desenvolvimento do fitoplâncton (Train et al., 2005; Borges et al., 2008) e esta biomassa pode ser exportada para o trecho a jusante dos mesmos (Lair & Reyes-Marchant, 1997; Silva et al., 2001; Soares et al., 2007).

Além da contribuição de inóculos, as mudanças que ocorrem na comunidade fitoplanctônica a jusante de reservatórios são muito variáveis e dependentes de diversos fatores, como morfometria, clima, propriedades físicas e químicas da água, tempo de

residência, interações biológicas e localização dos reservatórios no gradiente do rio (Zalocar de Domitrovic et al., 2007a).

Estudos têm mostrado que os reservatórios em cascata instalados ao longo do rio Paraná, principalmente o reservatório de Porto Primavera (Engenheiro Sérgio Motta), provocaram diversas alterações a jusante deste, dentre as quais se destacaram a redução na velocidade média de fluxo (de  $1 \text{ m.s}^{-1}$  para  $0,56 \text{ m.s}^{-1}$ ), extinção nos eventos de baixa descarga, aumento na frequência dos eventos de alta descarga (Crispim, 2001; Rocha & Thomaz, 2004; Souza Filho, 2009; Stevaux et al., 2009), redução no transporte de sólidos suspensos, aumento na transparência da água e decréscimo nas concentrações de nutrientes (Thomaz et al., 2007; Roberto et al., 2009).

Além dos reservatórios localizados a montante em seu canal principal e da extensa planície de inundação localizada em sua margem direita, o rio Paraná também é influenciado pelos tributários da margem esquerda. Dentre estes, o rio Paranapanema, que possui uma série de oito reservatórios, nos quais prevalecem os processos de transporte (Nogueira et al., 2002; Jorcin & Nogueira, 2005; Ferrareze & Nogueira, 2006) e que provavelmente influem na estrutura da comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná devido à exportação de inóculos de algas (Rodrigues et al., 2009).

A despeito dos inúmeros barramentos existentes ao longo dos rios brasileiros (Agostinho et al., 2008) e dos graves impactos que eles provocam a jusante (Agostinho et al., 2002; Thomaz et al., 2007; Souza Filho, 2009), não existem estudos enfocando a influência dos mesmos sobre a comunidade fitoplanctônica de rios regulados, em gradiente transversal. Para o trecho argentino do rio Paraná podem ser citados os trabalhos de Garcia de Emiliani & Devercelli (2003), Devercelli (2006) e Zalocar de Domitrovic et al. (2007a).

Assim, a ausência de trabalhos sobre a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no canal principal do alto rio Paraná, em gradiente transversal, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e de Rosana, ressalta a necessidade de estudos para avaliar a influência destes reservatórios sobre esta comunidade.

Desse modo, o objetivo do presente estudo foi verificar se ocorrem gradientes de distribuição transversal de abundância e biomassa fitoplanctônica do alto rio Paraná, na área de influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana. A hipótese examinada é a de que embora o trecho analisado deste rio receba biomassa fitoplanctônica de influxos de montante e das margens direita e esquerda, a baixa abundância fitoplanctônica deve-se ao efeito dilutivo e alta vazão.

## 3.2 Material e Métodos

### 3.2.1 Área de estudo

O rio Paraná percorre, desde sua nascente (rio Paranaíba, Serra Mata da Corda), cerca de 1.900 km em território brasileiro e sua bacia de drenagem compreende mais de 10% deste território (891.000 Km<sup>2</sup>). Essa bacia é a mais intensamente explorada pelos aproveitamentos energéticos, fornecendo cerca de 70% da energia elétrica produzida no país, além de deter a maior capacidade instalada nacional (63,76%) (Agostinho et al., 2007).

O alto rio Paraná, possui sinuosidade de 1,14, relação largura:profundidade de 100:1 e vazão média durante o período de estudo de 8104 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. A planície de inundação do alto rio Paraná ocupa toda a calha do rio no segmento compreendido entre a Usina Hidrelétrica Porto Primavera (Primavera, SP) e o remanso do reservatório da UHE de Itaipu (Guaíra, PR). Apresenta 230 Km de extensão, cerca de 20 Km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas e rios (Souza Filho & Stevaux, 2004).

A Usina Hidrelétrica de Porto Primavera localiza-se no rio Paraná, a 28 km a montante da confluência com o rio Paranapanema, no município de Primavera (SP). A primeira etapa do enchimento deste reservatório, na cota de 253 m, foi concluída em dezembro de 1998 e a segunda etapa, na cota de 259 m, em março de 2001. Apresenta área de 2.250 km<sup>2</sup>, volume de 18.500 10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, vazão média anual de 7.066 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, tempo teórico de residência da água de 33 dias e dispõe de uma eclusa para navegação, com 210 m de comprimento e 17 m de largura (Souza Filho, 2009).

O rio Paranapanema é formado a partir de várias nascentes existentes na Serra do Paranapiacaba. Após percorrer 60 Km ao longo da serra, entra em uma região de campos, onde amplia sua largura, e tem um leito raso coberto de pedras soltas. Apresenta 930 Km de curso até sua foz no rio Paraná, tendo às suas margens, escassos trechos de vegetação ripária, campos cultivados e áreas de preservação ambiental. Este rio apresenta uma cascata de oito usinas hidrelétricas, sendo estas: Jurumirim, Chavantes, Canoas I e II, Capivara, Taquaruçu, Salto Grande e Rosana (Nogueira et al., 2002).

A Usina Hidrelétrica de Rosana localiza-se a 20 km da foz do rio Paranapanema no rio Paraná, entre os municípios de Primavera (SP) e Diamante do Norte (PR). Este reservatório foi fechado em novembro de 1986, resultando em uma área inundada de 220 km<sup>2</sup>. Apresenta volume de 1.920 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, vazão média anual de 1.203 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998). Este estudo foi desenvolvido no canal principal do alto rio Paraná, a jusante do reservatório de Porto Primavera (Figura 1).

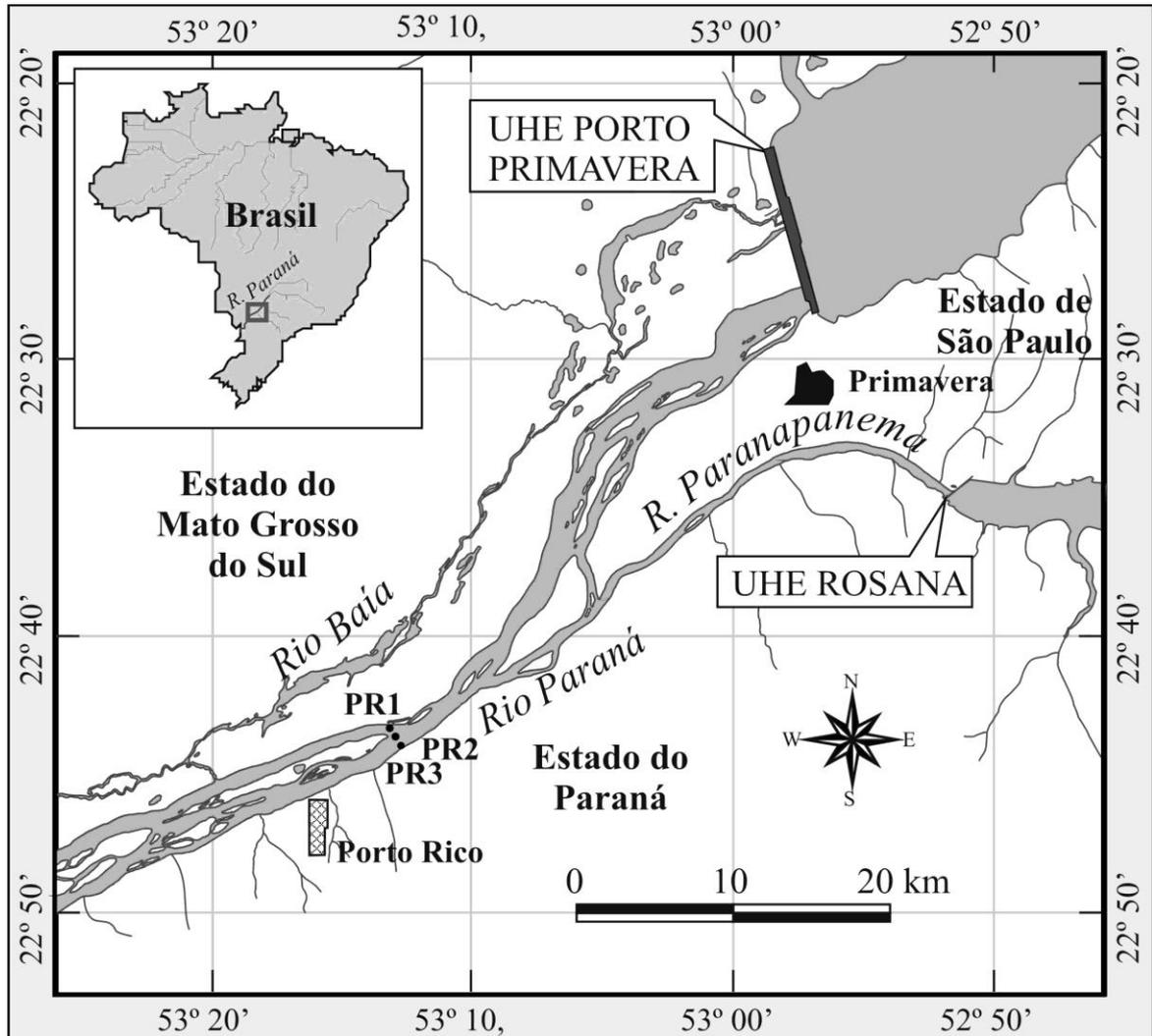


Figura 1: Mapa e localização das estações de amostragem no alto rio Paraná.

### 3.2.2 Metodologia de campo e laboratório

As amostragens de água para análise das variáveis limnológicas abióticas e do fitoplâncton total foram realizadas mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008, diretamente com frascos, à sub-superfície (20 cm de profundidade). Ao longo de um eixo transversal do rio Paraná, município de Porto Rico – PR foram estabelecidas três estações de amostragem: próximo à margem direita – **PR1** (S22°43,827' W53°12,993'), no meio – **PR2** (S22°44,041' W53°12,878') e próximo à margem esquerda – **PR3** (S22°44,291' W53°12,779'). As estações de amostragens localizam-se a aproximadamente 39 Km da barragem do reservatório de Porto Primavera e a 16 Km da foz do rio Paranapanema (Figura 1).

As amostras para análise das variáveis abióticas foram acondicionadas em galões de polietileno para análises laboratoriais e as amostras de fitoplâncton total, acondicionadas em frascos de vidro e fixadas *in situ* com lugol acético. Paralelamente, foram obtidas amostras de

fitoplâncton de rede, sendo utilizada para tal, uma rede de plâncton de 15  $\mu\text{m}$  de abertura de malha, sendo as amostras acondicionadas em frascos de polietileno e fixadas em solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006), visando concentrar o material para auxiliar na análise taxonômica.

Os dados de temperatura da água – Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, condutividade elétrica – Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e oxigênio dissolvido –  $\text{O}_2$  ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) foram obtidos por meio de potenciômetros digitais portáteis. O valor de transparência da coluna d'água (m) foi obtido por meio do disco de Secchi, a turbidez (NTU) através de turbidímetro digital portátil e a alcalinidade total (Alc.) medida segundo Mackereth et al. (1978). A profundidade da zona eufótica ( $Z_{\text{eu}}$ ) foi estimada de acordo com Cole (1994), multiplicando-se o valor da transparência (disco de Secchi) pelo fator 2,7.

Foram determinadas as concentrações de material em suspensão total – MST (Wetzel & Linkens, 2000), fósforo total - PT, fósforo solúvel reativo - PSR (Golterman et al., 1978), nitrogênio total - NT (Mackereth et al., 1978), nitrato -  $\text{NO}_3^-$  (Giné et al., 1980) e amônio -  $\text{NH}_4^+$  (Koroleff, 1978). Os índices pluviométricos, os níveis hidrométricos e a vazão do rio Paraná, tomados no distrito de Porto São José, município de São Pedro do Paraná (PR), foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA).

O sistema de classificação proposto por Reviere (2003) foi adotado para o enquadramento taxonômico das algas eucarióticas ao nível de Classe. Para o enquadramento dos táxons de Cyanobacteria foi utilizado Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005). A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de um microscópio invertido, segundo o método de sedimentação de Utermöhl (Utermöhl, 1958). O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos presentes na amostra e o tempo de sedimentação conforme a altura da câmara de sedimentação, sendo de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983).

A contagem foi realizada aleatoriamente, por campos, até a obtenção de 100 indivíduos da espécie mais abundante, sendo o erro inferior a 20%, a um coeficiente de confiança de 95% (Lund et al., 1958), sendo também considerada a curva de estabilização. O cálculo da densidade foi realizado de acordo com APHA (1995), sendo o resultado expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

A biomassa fitoplanctônica foi estimada por meio 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 forma dos indivíduos como, esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipses e outros (Hillebrand et al., 1999; Sun & Liu, 2003).

As variáveis abióticas foram sintetizadas utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA), e os eixos significativos desta análise foram selecionados segundo o critério de Broken Stick (Jackson, 1993). Para avaliar a variação temporal do biovolume fitoplanctônico foi utilizada a Análise de Correspondência com Remoção do Efeito de Arco (DCA - Gauch Jr., 1986; Jongman et al., 1995). Os dois primeiros eixos foram retidos para interpretação por explicarem a maior variabilidade dos dados.

Para testar se existiram diferenças significativas quanto ao biovolume fitoplanctônico foi aplicada uma análise de variância (ANOVA bifatorial), com os dados deste atributo sumarizados pelas médias dos escores dos eixos da DCA retidos para interpretação, nas estações de amostragem (fator 1) e períodos de águas baixas e águas altas (fator 2). Quando o pressuposto de homocedasticidade de variâncias não foi atingido, utilizou-se um teste não-paramétrico (Kruskal-Wallis) para avaliar as possíveis diferenças significativas.

As variáveis abióticas foram correlacionadas com os dados de densidade e biomassa fitoplanctônica e os eixos da PCA foram correlacionados com os eixos da DCA, por meio da correlação de Spearman. A análise de variância e as correlações de Spearman foram realizadas com auxílio do programa Statistica versão 7.1 (StatiSoft Inc., 2005), enquanto que as análises numéricas (DCA e PCA) foram obtidos por meio do programa Pc-ord 4.0 (McCune e Mefford, 1999).

### 3.3 Resultados

Foram observados altos valores de precipitação no mês de julho e nos meses de novembro a março e baixos valores nos meses de maio, junho e agosto. Em relação ao regime hidrossedimentológico do rio Paraná, pôde-se observar um período de águas baixas (maio a novembro) e um período de águas altas (dezembro a abril) (Figura 2a), no qual também foram registrados os maiores valores de vazão (Figura 2b). O período de setembro de 2007 a abril de 2008 esteve sob influência do fenômeno *La Niña* (CPC, 2010).

Foram observados os mais baixos valores de temperatura nos meses de maio a setembro e os mais altos valores nos meses de outubro a abril. Os valores de pH estiveram próximos à neutralidade. Os valores de condutividade e as concentrações de PSR foram similares nas três estações. Os maiores valores de alcalinidade, MST e as maiores concentrações de  $\text{NO}_3^-$ , NT e PT foram registrados na estação **PR3**. As maiores concentrações de  $\text{NH}_4^+$  foram registradas na estação **PR1** (Tabela 1).

A Análise de componentes principais (PCA) produziu dois eixos com autovalores iguais a 3,8 e 2,3 para o eixo 1 e 2 respectivamente. De acordo com o critério do Broken stick

(Jackson, 1993), ambos os eixos foram significativos e explicaram 50% da variabilidade dos dados. O eixo 1 evidenciou a caracterização de gradientes temporais relacionados aos dois períodos (águas altas e baixas) do ciclo hidrossedimentológico, que foram influenciados negativamente pela turbidez (-0,42), PSR (-0,41), vazão (-0,40),  $\text{NO}_3^-$  (-0,30) e temperatura (-0,29) e positivamente pela alcalinidade (0,35) e  $\text{NH}_4^+$  (0,27) (Figura 3).

O eixo 2 da PCA evidenciou a separação de alguns meses de águas baixas e do mês de abril, que estiveram associados as maiores concentrações de  $\text{O}_2$  (0,51) e  $\text{NO}_3^-$  (0,42). Este eixo discriminou na parte inferior do diagrama, os demais meses de águas altas, que estiveram associados aos maiores valores de temperatura (-0,48) e pH (-0,28). Porém, quanto às estações de amostragem, não foi possível observar diferenças nítidas quando as variáveis abióticas analisadas (Figura 3).

A comunidade fitoplanctônica da área de estudo esteve constituída por 49 táxons. Estes táxons estiveram distribuídos entre os grupos Bacillariophyceae (42%), Chlorophyceae (22%), Cyanobacteria (22%), Cryptophyceae (12%) e Chrysophyceae (2%). Os gêneros *Monoraphidium* (Chlorophyceae), *Nitzschia* (Bacillariophyceae) e *Cryptomonas* (Cryptophyceae) foram os mais representativos quanto ao número de táxons. Foram registrados 34 táxons na estação **PR1**, 30 na estação **PR2** e 24 na estação **PR3**. Doze táxons foram exclusivos para a estação **PR1**, 7 para a estação **PR2**, 5 para a estação **PR3** e 15 foram comuns a todas as estações de amostragem (Tabela 2).

Foram registrados baixos valores de densidade, com uma média de 213 ind.mL<sup>-1</sup> por amostra na estação **PR1**, 165 ind.mL<sup>-1</sup> na estação **PR2** e 156 ind.mL<sup>-1</sup> na estação **PR3**. Os maiores valores de densidade foram registrados na estação **PR1**, sendo o maior pico registrado no mês de maio (860 ind.mL<sup>-1</sup>). Os maiores valores foram registrados no período de águas baixas, nas três estações de amostragem (Figura 4).

Na estação **PR1**, os valores de densidade variaram de 54 ind.mL<sup>-1</sup> no mês de setembro a 860 ind.mL<sup>-1</sup> no mês de maio, ambos meses de águas baixas. Na estação **PR2**, variaram de 101 ind.mL<sup>-1</sup> no mês de abril, águas altas a 299 ind.mL<sup>-1</sup> no mês de maio, águas baixas. Na estação **PR3**, a densidade variou de 54 ind.mL<sup>-1</sup> no mês de março, águas altas, a 420 ind.mL<sup>-1</sup> no mês de agosto, águas baixas (Figura 4).

Cryptophyceae, Chlorophyceae e Cyanobacteria foram os grupos que apresentaram maior contribuição para os valores de densidade nas três estações de amostragem (Figura 4). *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas* sp. (Cryptophyceae), *Spermatozopsis exultans* (Chlorophyceae) e *Synechocystis aquatilis* (Cyanobacteria) foram os táxons mais representativos.

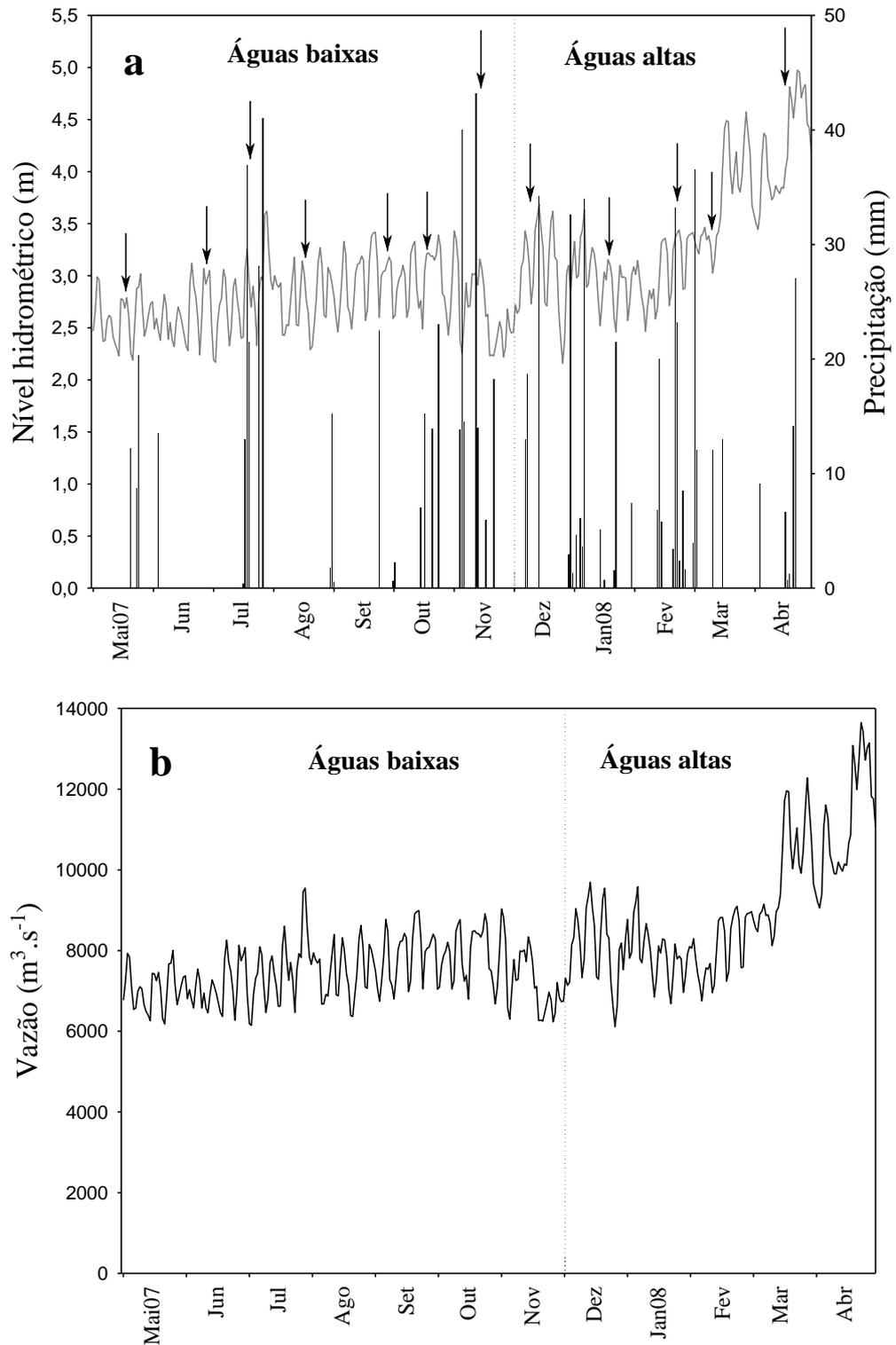


Figura 2: Valores de precipitação pluviométrica, níveis hidrométricos (a) e vazão (b) para o rio Paraná, no período de maio de 2007 a abril de 2008; dias de amostragem (setas).

Cryptophyceae apresentou o maior valor de densidade na estação **PR3**, no mês de agosto (Figura 3), quando foram registradas altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e disponibilidade de  $\text{NH}_4^+$  e PSR (Tabela 1). Chlorophyceae e Cyanobacteria apresentaram os maiores valores de

densidade na estação **PR1**, no meses de agosto e maio, respectivamente (Figura 4), quando foram registradas condições de disponibilidade de luz e nutrientes (Tabela 1)

Tabela 1: Valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $Z_{\text{máx}}$  (m),  $Z_{\text{eu}}$  (m), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), alcalinidade ( $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$ ), MST ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), turbidez (NTU),  $\text{NO}_3^-$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), NT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), PSR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) registrados nas estações analisadas no período de estudo.

Mês	T	$Z_{\text{máx}}$	$Z_{\text{eu}}$	pH	Cond.	$\text{O}_2$	Alc.	MST	Turb.	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	NT	PSR	PT
<b>PR1</b>														
Mai/07	24,0	4,9	4,9	7,5	55,6	8,0	287,7	0,6	4,4	131,8	5,7	341,9	6,5	8,7
Jun	20,8	5,6	5,6	7,1	60,6	6,4	341,4	0,5	0,0	161,3	9,3	365,6	4,8	6,4
Jul	20,5	4,6	4,6	7,2	54,2	8,6	400,4	0,2	0,0	193,2	8,9	342,4	5,6	6,3
Ago	20,3	5,1	5,1	7,0	59,3	8,6	407,4	0,3	0,9	132,4	19,5	375,1	6,6	6,9
Set	23,8	5,5	5,5	7,3	61,7	8,0	376,0	0,4	0,0	159,8	17,5	225,8	6,6	8,4
Out	24,9	4,8	4,8	6,8	60,5	7,5	362,1	0,1	0,0	175,4	11,2	291,6	5,1	6,2
Nov	25,9	6,0	6,0	7,0	67,9	7,3	342,1	0,1	0,0	158,2	15,3	305,1	8,4	17,9
Dez	27,5	6,5	6,5	7,5	51,3	7,1	283,2	0,4	0,0	172,3	14,1	313,3	7,7	8,6
Jan/08	28,7	5,0	5,0	6,8	65,3	7,0	302,5	0,1	0,0	148,7	12,9	298,2	7,8	8,7
Fev	28,6	6,0	6,0	7,1	61,3	6,9	287,6	0,6	2,6	140,8	19,8	294,6	6,9	9,5
Mar	27,9	5,5	5,5	6,8	56,3	6,8	299,2	0,4	1,3	178,7	15,8	300,2	9,0	9,3
Abr	26,1	4,5	4,5	6,7	56,1	9,0	302,0	0,6	10,0	241,5	5,2	393,3	16,6	16,9
<b>PR2</b>														
Mai/07	24,0	5,8	9,2	7,2	55,7	7,9	294,8	0,5	4,9	152,3	6,9	314,9	7,5	7,7
Jun	21,0	5,0	5,0	6,8	60,4	7,5	374,0	0,4	0,0	170,2	11,1	292,1	5,7	6,9
Jul	20,5	4,2	4,2	6,8	57,4	8,6	403,8	0,1	0,0	185,1	12,2	332,4	6,3	7,0
Ago	20,4	4,5	4,5	6,9	60,1	8,7	285,9	0,2	1,0	179,3	16,0	268,7	6,6	8,9
Set	23,9	4,5	4,5	7,6	62,3	8,0	391,5	0,1	0,0	146,4	20,3	272,3	6,5	7,1
Out	24,8	5,5	5,5	6,8	60,6	7,5	374,9	0,2	0,0	171,4	8,1	316,6	5,3	6,5
Nov	26,0	6,0	6,0	7,0	67,7	7,4	341,6	0,3	0,0	169,8	13,3	345,5	8,0	13,7
Dez	27,5	5,0	5,0	7,3	51,3	7,1	280,1	0,2	0,0	171,0	10,9	358,1	7,0	7,8
Jan/08	28,7	5,0	5,0	7,0	65,9	7,0	356,6	0,1	0,0	141,7	9,9	320,4	7,0	8,4
Fev	28,8	6,3	6,3	7,1	61,9	7,2	283,6	0,7	3,2	137,0	5,5	240,4	8,8	9,1
Mar	28,1	6,5	6,5	6,8	57,2	6,8	295,3	0,4	2,1	182,2	13,7	288,2	7,9	8,7
Abr	26,2	6,0	6,0	6,8	55,9	7,7	294,2	0,6	11,0	237,0	6,0	422,4	16,5	17,0
<b>PR3</b>														
Mai/07	24,0	7,7	6,8	7,2	61,9	7,7	316,6	0,6	7,7	267,1	9,1	419,1	5,7	10,1
Jun	21,1	7,0	7,0	7,0	60,0	7,4	372,0	0,5	0,0	202,8	5,2	269,7	3,1	6,4
Jul	20,4	7,0	7,0	6,6	54,8	8,7	452,9	0,2	0,0	194,5	10,3	304,4	5,2	5,5
Ago	20,6	7,5	7,5	7,0	61,1	8,8	428,0	0,4	1,3	200,5	13,4	328,8	9,4	9,8
Set	24,0	6,5	6,5	7,5	62,0	8,0	411,0	0,4	0,0	143,4	24,1	294,3	6,4	7,3
Out	24,9	8,2	8,2	7,0	60,9	7,5	387,7	0,3	0,0	155,4	17,2	274,6	5,7	6,1
Nov	26,1	9,0	9,0	7,1	68,1	7,4	343,5	0,3	0,0	166,7	16,7	311,2	6,3	18,3
Dez	27,5	9,0	9,0	7,4	51,3	7,0	280,1	0,6	0,0	176,6	13,7	296,3	7,3	8,1
Jan/08	28,8	6,7	6,7	7,0	57,0	7,0	351,0	0,2	0,0	167,0	10,5	309,5	6,8	7,4
Fev	28,8	7,4	7,4	7,1	62,2	7,2	280,1	0,8	3,3	137,7	4,6	309,1	6,2	8,9
Mar	28,2	9,4	9,4	6,9	60,1	6,7	299,2	0,6	3,2	189,0	9,1	394,6	9,5	10,6
Abr	26,3	12,5	6,8	6,8	58,8	6,9	306,3	1,1	11,0	269,2	7,7	374,9	13,8	17,9

Foram registrados baixos valores de biomassa fitoplanctônica nas três estações de amostragem. Os valores médios de biovolume registrados para as estações **PR1**, **PR2** e **PR3** foram  $0,1 \text{ mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $0,08 \text{ mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$  e  $0,1 \text{ mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. Os maiores valores foram

registrados no período de águas altas nas três estações, sendo o valor máximo registrado na estação **PR3** no mês de março ( $0,28 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Figura 5).

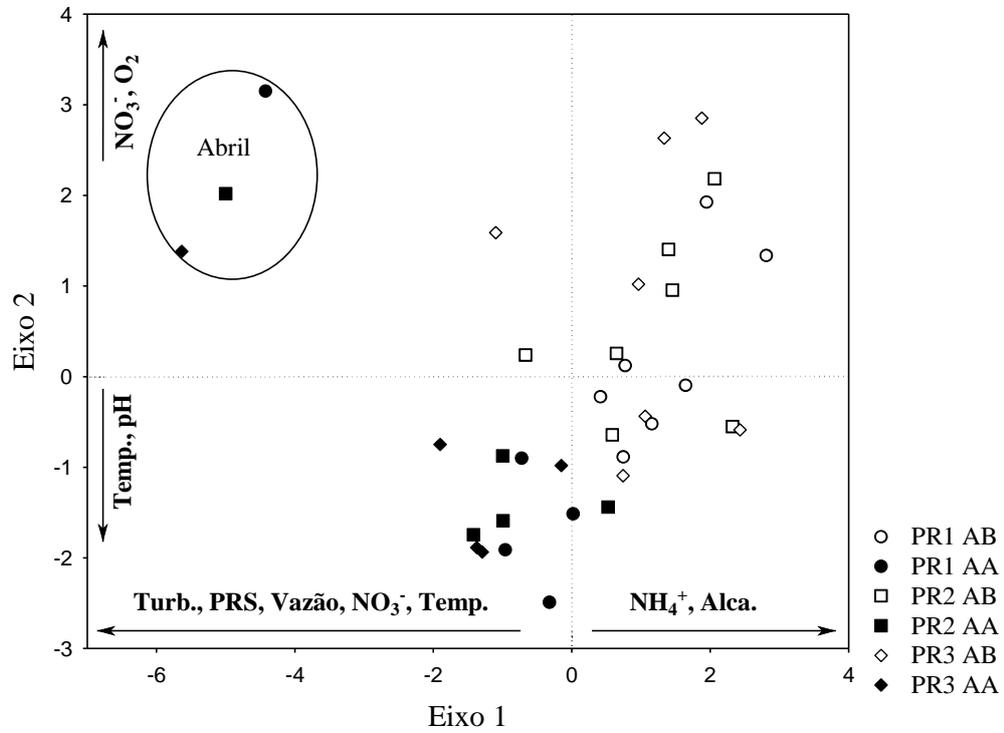


Figura 3: Correlação das estações de amostragem em relação aos dois primeiros eixos da PCA, nos períodos de águas baixas (AB) e águas altas (AA).

Tabela 2: Relação dos táxons registrados nas estações PR1, PR2 e PR3, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

Táxons	Ocorrência
<b>CYANOBACTERIA</b>	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G.S. West	PR1/PR3
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Strom	PR3
<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn. & Cronb.	PR3
<i>Lyngbya hieronymusii</i> Lemmerm.	PR1
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	PR1/PR2/PR3
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	PR3
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmerm.) Kom.-Legn. & Cronb.	PR1
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Kom. et Anagn.	PR1/PR2
<i>Pseudanabaena mucicola</i> Lemmerm.	PR1/PR2/PR3
<i>Radiocystis fernandoi</i> Kom. & Kom.-Legn.	PR1/PR2/PR3
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	PR1/PR2/PR3
<b>CHLOROPHYCEAE</b>	
<i>Closteriopsis</i> sp.	PR1/PR2/PR3
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	PR1
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom.	PR2
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	PR3
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	PR2
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.	PR2/PR3
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Kom.-Legn.	PR1
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	PR2
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G. S. West) Kom.-Legn.	PR1
<i>Scenedesmus ecomis</i> (Ehrenb.) Chod.	PR2/PR3
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.	PR1/PR2/PR3

Tabela 2 - Continuação

Táxons	Ocorrência
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>	
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	PR1/PR2/PR3
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	PR1/PR2/PR3
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. Emend. Penard	PR1/PR2
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	PR1/PR2/PR3
<i>Cryptomonas</i> sp.	PR1/PR2/PR3
<i>Plagioselmis</i> sp.	PR1/PR2/PR3
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>	
<i>Acanthoceras magdeburgensis</i> Honigm.	PR1
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	PR1/PR2
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenb.) Sim.	PR2
<i>Cocconeis</i> sp.	PR1/PR2/PR3
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	PR1
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>	
<i>Cymbella</i> sp.	PR1
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Holk. & Klee	PR1/PR2/PR3
<i>Encyonema silesiaca</i> Bleis. ex Rabenh.	PR1
<i>Fragilaria</i> sp.	PR2
<i>Fragilaria</i> sp1	PR1
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	PR3
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	PR1/PR2/PR3
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	PR2
<i>Navicula</i> sp.	PR1
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	PR1
<i>Nitzschia tubicola</i> Grun.	PR2
<i>Nitzschia</i> sp.	PR1/PR2/PR3
<i>Nitzschia</i> sp1	PR2/PR3
<i>Pinnularia</i> sp.	PR1/PR2
<i>Synedra gouldarii</i> Bréb.	PR1/PR2
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>	
<i>Bisocoeca</i> sp.	PR1/PR2

Cyanobacteria, Cryptophyceae e Bacillariophyceae foram os grupos que apresentaram maior contribuição para a biomassa fitoplanctônica nas três estações de amostragem (Figura 5). *Radiocystis fernandoi* (Cyanobacteria), *Synedra gouldarii* (Bacillariophyceae) e *Cryptomonas* sp. (Cryptophyceae) foram os táxons mais representativos.

Cyanobacteria apresentou o maior valor de biovolume na estação **PR3** no mês de março. Bacillariophyceae e Cryptophyceae apresentaram os maiores valores de biovolume na estação **PR2**, nos meses de janeiro e maio, respectivamente (Figura 5), quando foram registradas condições de disponibilidade de luz e nutrientes (Tabela 1).

Os escores obtidos da DCA para as estações de amostragem e biomassa dos táxons fitoplanctônicos foram interpretados utilizando-se os dois primeiros eixos, que apresentaram os maiores autovalores, eixo 1 (0,62) e eixo 2 (0,44). A dispersão dos escores das estações de amostragem ao longo do eixo 2 evidenciou diferenças na biomassa fitoplanctônica quanto aos períodos do ciclo hidrossedimentológico (Figura 6).

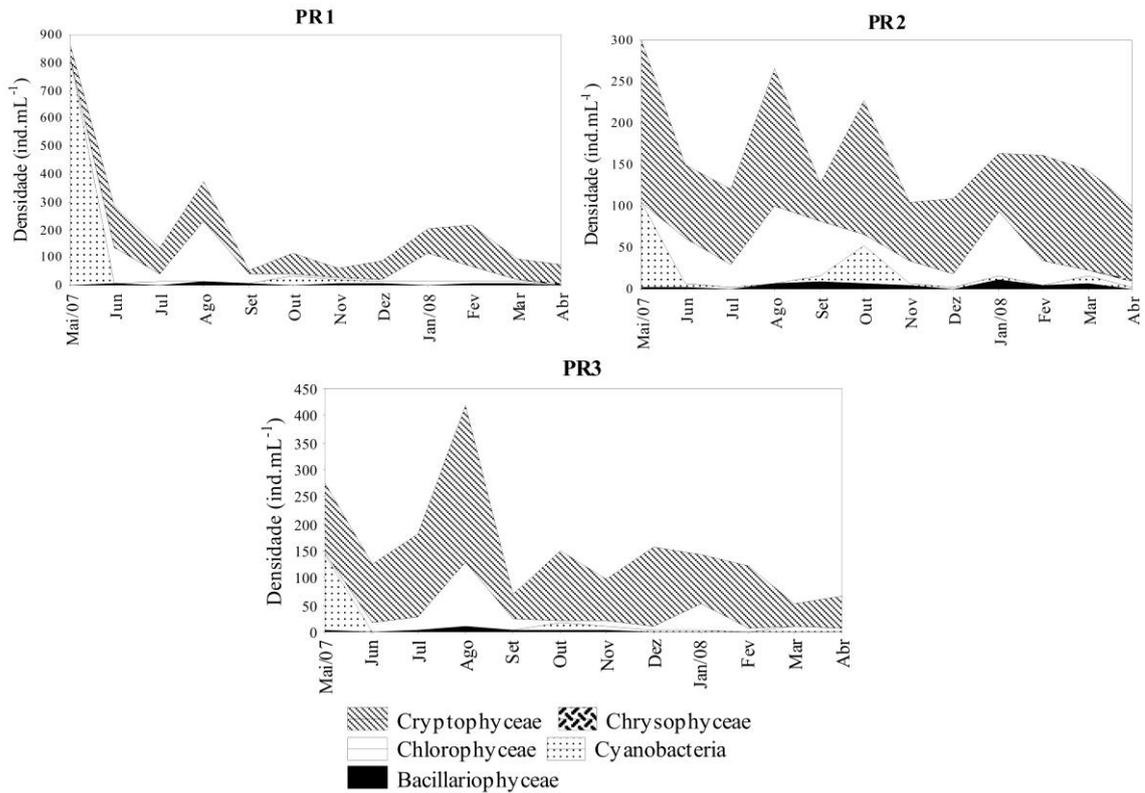


Figura 4: Variação mensal da densidade dos grupos taxonômicos fitoplanctônicos nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

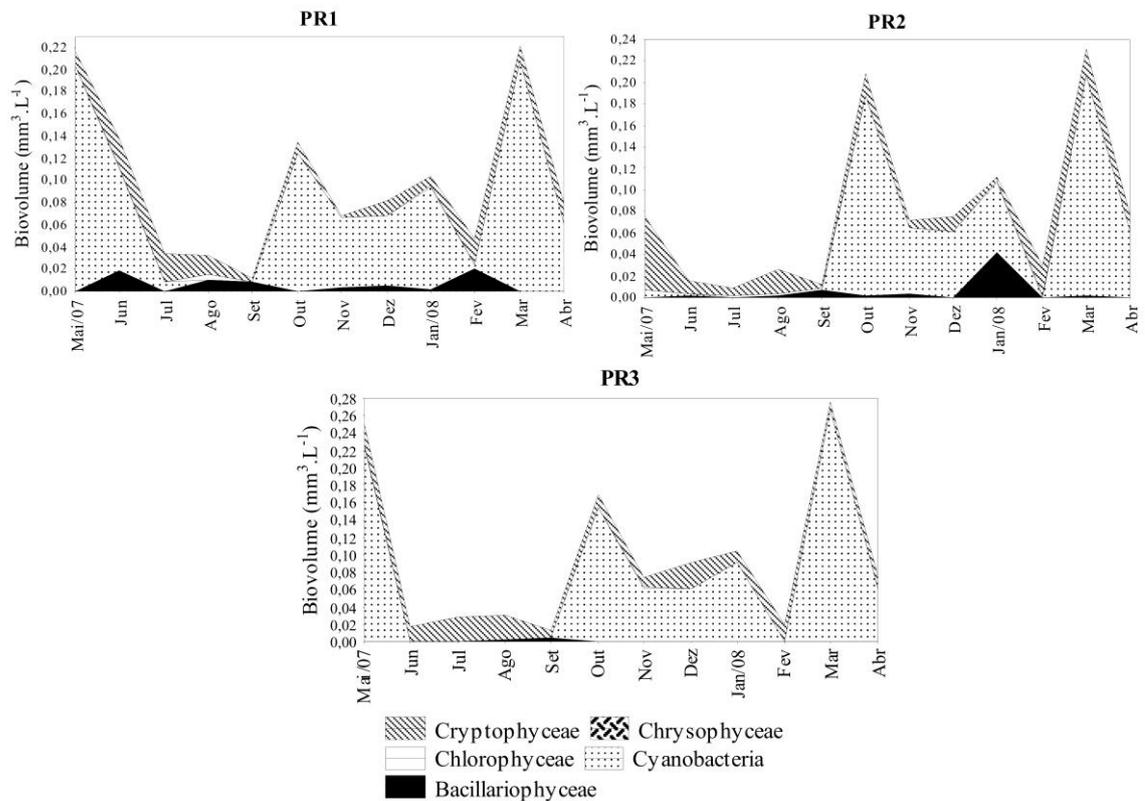


Figura 5: Variação mensal do biovolume dos grupos taxonômicos fitoplanctônicos nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

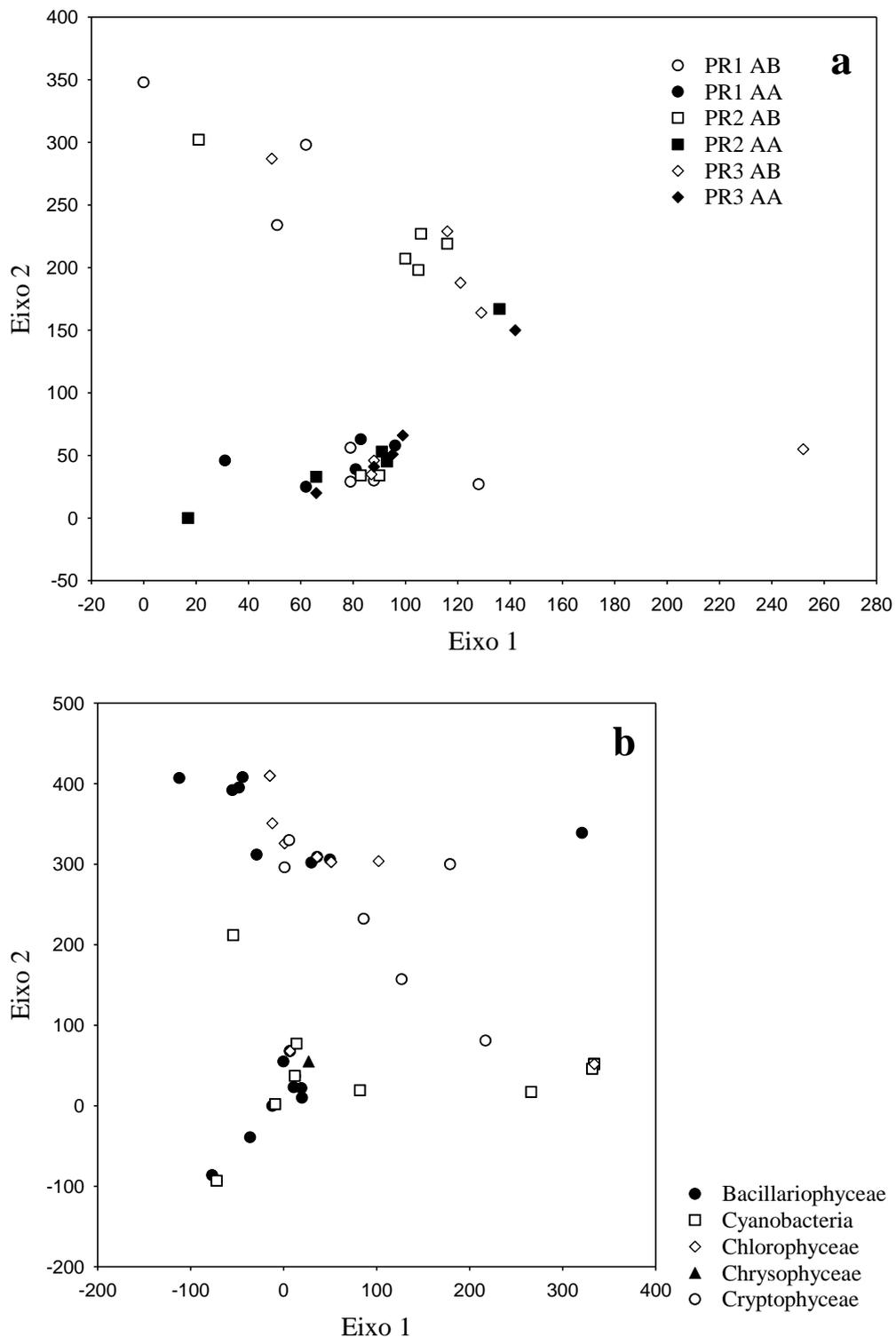


Figura 6: a) Dispersão dos escores das estações de amostragem nos períodos de águas altas (AA) e águas baixas (AB) (a) e escores da biomassa dos táxons fitoplantônicos (b) ao longo dos dois primeiros eixos da DCA.

O período de águas baixas foi representado principalmente por Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cryptophyceae e o período de águas altas por Cyanobacteria e Bacillariophyceae (Figura 6). As análises de variância realizadas para os escores dos eixos 1 e 2 da DCA não mostraram diferenças significativas quanto às estações de amostragem.

A análise de variância realizada para os escores do eixo 2 da DCA mostrou diferenças significativas quanto aos períodos de águas altas e águas baixas ( $H = 5,05$ ;  $p = 0,0247$ ) e este eixo esteve correlacionado positivamente com o eixo 1 ( $R = 0,50$ ;  $p < 0,05$ ;  $n = 36$ ) e 2 ( $R = 0,38$ ;  $p < 0,05$ ;  $n = 36$ ) da PCA.

### 3.4 Discussão

As variáveis limnológicas abióticas das estações de amostragem apresentaram variação ao longo do tempo, fato demonstrado pela análise de componentes principais (PCA) realizada, sendo possível distinguir os períodos de águas baixas e águas altas. A variabilidade temporal das variáveis abióticas analisadas foi, provavelmente, influenciada pelos reservatórios localizados a montante. Este fato foi corroborado pelos maiores valores de turbidez e maiores concentrações de PSR registrados no período de águas altas, nas estações analisadas no presente estudo e em estações localizadas próximas aos reservatórios de Porto Primavera e Rosana (Capítulo I).

O número total de táxons registrados na estação **PR1** foi inferior ao verificado nesta estação nos períodos de março de 1993 a fevereiro de 1994 e durante os anos de 2000 a 2007 (Rodrigues et al., 2009). Maior número total de táxons que o apresentado na secção transversal analisada do rio Paraná também foram registrados em outros trechos do mesmo, também amostrados em secção transversal (Anselmi de Manavella, 1986; Garcia de Emiliani & Devercelli, 2003; Devercelli, 2006; Zalocar de Domitrovic et al., 2007a), o que pode ser atribuído à maior distância e menor influência de reservatórios localizados a montante, os quais são retentores de séston.

A maior contribuição de Bacillariophyceae à diversidade fitoplanctônica do rio Paraná foi similar à observada para este ambiente nos períodos de março de 1993 a fevereiro de 1994 e 2000 a 2007 (Rodrigues et al., 2009) e em outros ambientes lóticos (Hudon et al., 1996; Lair & Reyes-Marchant, 1997; Bahnwart et al., 1999; Oliver & Merrick, 2006; Zeng et al., 2007 e Meiers et al., 2008). Em outros trechos do alto (Zalocar de Domitrovic et al., 2007a) e médio rio Paraná (Garcia de Emiliani & Devercelli, 2003; Devercelli, 2006), onde também foram realizadas amostragens em secção transversal, Chlorophyceae foi o grupo mais representativo.

Assim como registrado para o período de março de 1993 a fevereiro de 1994, anterior à formação do reservatório de Porto Primavera (Train & Rodrigues, 2004; Rodrigues et al., 2009), foram registrados baixos valores de densidade e biomassa na estação **PR1**, sendo inferiores aos verificados naquele período.

Os baixos valores de densidade e biomassa registrados nas três estações de amostragem se devem principalmente à alta vazão do rio Paraná, a qual embora tenha sido reduzida após a formação do reservatório de Porto Primavera (Souza Filho, 2009), continua sendo o principal fator atuante sobre as comunidades e variáveis abióticas desse ambiente. Quanto ao nível trófico, considerando-se as concentrações de fósforo total e os valores de biovolume fitoplanctônico, o rio Paraná, no trecho estudado, pode ser enquadrado como oligotrófico, segundo os critérios de Vollenweider (1968 apud Lind et al., 1993).

Os maiores valores de densidade registrados no período de águas baixas podem ser atribuídos ao menor efeito dilutivo geralmente registrado durante este período. A maior velocidade de fluxo durante o período de águas altas tem efeito negativo sobre o desenvolvimento algal, de forma que os organismos fitoplanctônicos não têm tempo suficiente para aumentar sua população enquanto são transportados a jusante (Salmaso & Braioni, 2008).

Considerando que a taxa de crescimento algal é inversamente relacionada ao tamanho celular (Reynolds, 1984) e que esta deve superar as perdas devido ao transporte a jusante (Sellers & Bukaveckas, 2003), células de pequeno tamanho com alta taxa de crescimento dominam em sistemas com baixo tempo de residência (Chételat et al., 2006). Isso justifica a maior contribuição de Cryptophyceae para os valores de densidade nas três estações de amostragem.

Maiores valores de densidade de Cryptophyceae também foram registrados para o médio rio Paraná (Garcia de Emiliani & Devercelli, 2003; Devercelli, 2006, 2010), diferentemente do observado em outros grandes rios do mundo (Gosselain et al., 1994; Rojo et al., 1994; Tryfon et al., 1996; Ietswaart et al., 1999; Köhler et al., 2002; Soylu & Gönülol, 2003; Salmaso & Zignin, 2010), nos quais Bacillariophyceae e Chlorophyceae são dominantes.

O balanço entre as fontes de materiais autóctones e alóctones em rios de planície de inundação é distorcido quando o fluxo é regulado, de modo que a quantidade e a qualidade do suprimento de matéria orgânica são alteradas (Oliver & Merrick, 2006). As condições das zonas de origem afetam os organismos planctônicos a jusante dos rios (Köhler, 1994). Por conseguinte, mudanças longitudinais podem ser conseqüências da origem de populações de diferentes fontes, especialmente no caso das cianobactérias (Bahnwart et al., 1999).

O alto valor de densidade de *Synechocystis aquatilis* registrado na estação **PR1**, no mês de maio, pode ser resultante de aportes de inóculos dos reservatórios localizados a montante, assim como estar relacionado à sua dominância registrada, tanto em densidade

quanto em biovolume, em biótopos lênticos da planície conectados a este rio (Train et al., 2004). Esta cianobactéria picoplanctônica apresenta alta taxa reprodutiva e é típica de lagos rasos e eutróficos (Padisák et al., 2009), características dos lagos de inundação do alto rio Paraná.

O recrutamento de espécies fitoplanctônicas tem três aspectos sucessivos: dispersão de populações pré-existentes, estabelecimento de baixa densidade populacional e posterior colonização com aumento em número e ocupação espacial. O fluxo a jusante de rios permite a dispersão por meio da transferência de inóculos e possibilita o registro de uma fase final de colonização (Talling & Prowse, 2010), sendo estes inóculos geralmente provenientes de zonas de armazenamento (Reynolds, 2000; Garcia de Emiliani & Devercelli, 2003).

A dominância de *Radiocystis fernandoi* nas três estações de amostragem indica dispersão efetiva, sendo os inóculos desta espécie provavelmente provenientes dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, nos quais a mesma já apresentou florações (capítulo III, Bovo-Scomparin & Train, 2008; Train & Rodrigues, 2004; Train et al., 2004). No entanto, vale ressaltar que nos trabalhos de Train & Rodrigues (2004) e Train et al. (2004), *Radiocystis fernandoi* foi identificada como *Microcystis aeruginosa*, devido às similaridades morfológicas entre as duas espécies e dificuldade de visualização da distribuição radial das células e do plano de divisão celular em colônias de *R. fernandoi*, de grandes dimensões (Train, comunicação pessoal).

As diferenças significativas registradas para a biomassa fitoplanctônica nos períodos de águas altas e águas baixas e a maior contribuição de *Radiocystis fernandoi*, nas estações amostradas no presente estudo e em outras localizadas próximas aos reservatórios de Porto Primavera e Rosana, no período de águas altas (capítulo III), indicam que também ocorre dispersão desta espécie proveniente destes reservatórios. No entanto, embora *Radiocystis fernandoi* seja característica de fase final de colonização, os baixos valores de biomassa registrados indicam que apesar da dispersão ter sido efetiva, ocorreu diluição desta espécie no canal principal do rio Paraná.

*Radiocystis fernandoi*, na bacia do alto rio Paraná, ocorre em ambientes eutróficos, lênticos (Rodrigues et al., 2010, submetido; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Bovo-Scomparin et al. em prep.) ou lóticos com baixa vazão (Borges et al., 2008; Train et al., 2009; Borges et al., 2010). Neste sentido, os baixos valores de densidade e biomassa desta espécie registrados no rio Paraná podem ser atribuídos à alta vazão deste rio e às baixas concentrações de PSR.

Além da alta vazão do rio Paraná, os baixos valores de biomassa registrados neste rio podem ser atribuídos aos processos de retenção e sedimentação de séston nos reservatórios localizados a montante, principalmente no reservatório de Porto Primavera. Estes processos são os principais responsáveis pelas baixas concentrações de fósforo no rio Paraná (Thomaz et al., 2007; Roberto et al., 2009) e pelos reduzidos valores de biomassa de Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cryptophyceae, os quais são constituintes frequentes do potamoplâncton, selecionados pela habilidade de sobrevivência em sistemas turbulentos (Reynolds et al., 1994; Chételat et al., 2006; Ferrareze & Nogueira, 2006; Borics et al., 2007).

Assim como registrado por Rodrigues (2007) e Rodrigues et al., (2009), foi verificado um decréscimo nos valores de densidade e biomassa de Bacillariophyceae na estação **PR1**, comparando-se com o período anterior a formação do reservatório de Porto Primavera. As diatomáceas são adaptadas a condições lóxicas devido à alta taxa de crescimento, alta razão superfície-volume e baixo limiar de saturação de luz (Reynolds, 1994; Reynolds & Descy, 1996). No entanto, apresentam alta demanda por fósforo, sendo pobres competidoras quando o ambiente está limitado por este nutriente (Sommer, 1988).

Neste sentido, o decréscimo nos valores de densidade e biomassa de Bacillariophyceae, após a formação do reservatório de Porto Primavera, além de ser atribuído à redução nas concentrações de fósforo, confirma a tolerância das diatomáceas a condições de menor disponibilidade luminosa, registradas no período anterior à construção deste reservatório (Roberto et al., 2009).

Esse decréscimo nos valores de densidade e biomassa de Bacillariophyceae ocorreu especialmente com *Aulacoseira granulata*, principal espécie dominante em diversos trechos do alto (Zalocar de Domitrovic & Vallejos, 1982; Bonetto et al., 1983; Zalocar de Domitrovic et al., 2007a; Rodrigues et al., 2009;) médio (Garcia de Emiliani, 1981; Anselmi de Manavella, 1986; Garcia de Emiliani, 1990; Garcia de Emiliani & Devercelli, 2003; Zalocar de Domitrovic et al., 2007b) e baixo rio Paraná (Mercado & Gómez, 1999; Unrein, 2002) em períodos anteriores e que não foi registrada no presente estudo.

A ausência de *Aulacoseira granulata* e os baixos valores de densidade e biomassa de outras espécies fitoplânctônicas também podem estar relacionados à baixa precipitação sob influência do fenômeno *La Niña*. A menor vazão e menores níveis hidrométricos do rio Paraná, quando comparados a períodos sem a influência deste fenômeno (Rodrigues et al., 2009), além da depleção de nutrientes, podem ter contribuído para o declínio das espécies que necessitam de turbulência para se manter em suspensão na coluna de água.

Além das perdas devido à sedimentação no reservatório de Porto Primavera, para que ocorra o desenvolvimento de algumas espécies no canal principal, como é o caso de *Aulacoseira granutata*, são necessários inóculos provenientes de ambientes adjacentes (Garcia de Emiliani, 1990). A menor conectividade entre o rio Paraná e os ambientes de sua planície, quando comparado a períodos de maior vazão e maiores níveis hidrométricos (Rodrigues et al., 2009) também podem ter contribuído para os baixos valores de densidade e biomassa registrados. Resultados similares foram registrados para o médio rio Paraná (Devercelli, 2006, 2010; Zalocar de Domitrovic et al., 2007b).

Estes resultados indicam que esse trecho do rio Paraná, no período estudado, não ofereceu condições propícias ao desenvolvimento fitoplanctônico e, além disso, ocorreu diluição de espécies fitoplanctônicas no canal principal deste rio, o que confirma a hipótese de que embora este trecho receba biomassa fitoplanctônica de influxos de montante e das margens direita e esquerda, a depleção fitoplanctônica deve-se a lavagem hidráulica.

Os valores médios de densidade e biovolume fitoplanctônico similares e a ausência de diferenças significativas quanto às estações de amostragem mostraram a ausência de gradientes de distribuição transversal destes atributos. Essa homogeneidade pode ser atribuída às condições hidrológicas semelhantes, sendo os baixos valores destes atributos devido principalmente à alta vazão do rio Paraná, aos processos de sedimentação do séston nos reservatórios localizados a montante, além da influência do fenômeno *La Niña*. Neste sentido, não foi evidenciada compartimentalização transversal do canal principal do rio Paraná, quanto à abundância e biomassa, como verificado em relação à composição fitoplanctônica (capítulo D).

Embora não tenham sido registradas diferenças expressivas quanto à densidade e biomassa fitoplanctônica nas três estações de amostragem, as diferenças significativas verificadas quanto aos períodos de águas altas e águas baixas devem ser consideradas. A dominância de *Radiocystis fernandoi*, no período de águas altas, indica que neste período é maior a influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana, assim como dos ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná, principalmente devido ao aumento da conectividade entre estes e o canal principal.

A proteção dos recursos de água doce do mundo requer um diagnóstico das ameaças à biodiversidade e o sucesso do manejo da água depende do balanço entre o uso desses recursos e a proteção do ecossistema (Wehr & Descy, 1998; Barbour & Paul, 2010). Neste sentido, a influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana sobre a comunidade fitoplanctônica do alto rio Paraná, principalmente devido à exportação de inóculos de cianobactérias, indica a

necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton, em sua planície de inundação, onde os inóculos encontram condições propícias ao seu desenvolvimento, nestes reservatórios e nos braços dos mesmos. Estes estudos são fundamentais para fornecer subsídios para o manejo adequado, incluindo o controle das florações de cianobactérias e decisões quanto à operação das barragens destes reservatórios, principalmente durante o período de águas altas.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & K. Nakatani, 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná. In Seeliger, U., C. Cordazzo & F. Barbosa. *Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração*. MCT/CNPq. Programa PELD, Belo Horizonte: 101-124.
- American Public Health Association, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19<sup>th</sup> ed. APHA, Washington DC.
- Anselmi de Manavella, M., 1986. Estudios limnológicos em uma sección transversal del tramo médio del rio Paraná. XIV: fitoplancton. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 17: 183-201.
- Bahnwart, M., T. Hübener & H. Schubert, 1999. Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river-lake system (Warnow River, Germany). *Hydrobiologia* 391: 99-111.
- Barbour, M. T. & M. J. Paul, 2010. Adding value to water resource management through biological assessment of rivers. *Hydrobiologia* 651:17-24.
- Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. *Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2<sup>a</sup> Edição. RIMA, São Carlos.
- Bonetto, C. A., Y. Zalocar de Domitrovic & E. R. Vallejos, 1983. Fitoplancton y producción primaria del rio Paraná (Argentina). *Physis* 41(101): 81-93.
- Borges, P. A. F., S. Train, J. D. Dias & C. C. Bonecker, 2010. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. *Hydrobiologia* 649: 279-291.
- Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 30(1): 57-65.
- Borics, G., G. Várbíró, I. Grigorszky, E. Krasznai, S. Szabó & K. T. Kiss, 2007. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Archives fur Hydrobiologie Supplement* 161(3-4): 465-486.
- Bovo-Scomparin, V. M. & S. Train, 2008. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia* 610: 331-344.

Bovo-Scomparin, V. M., S. Train & L. C. Rodrigues. Variação sazonal da comunidade fitoplanctônica em dois lagos de inundação (alto rio paraná, MS): influência do regime hidrossedimentológico, em prep.

CESP, 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo: Série Divulgação e Informação 220.

Chételat, J., F. R. Pick & P. B. Hamilton, 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology and Oceanography* 51(1, part 2): 681–689.

Cole, G. A., 1994. Textbook of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.

Cote, D., D. G. Kehler, C. Bourne & Y. F. Wiersma, 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24: 101–113.

C. P. C., 2010. Climate Prediction Center. National Weather Service. Disponível em: <http://www.cpc.noaa.gov>.

Crispim, J. Q., 2001. Alterações na hidrologia do canal após construção de reservatório a montante: o caso da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, Rio Paraná. 2001. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Descy, J. P., 1993. Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia* 249: 111–116.

Devercelli, M., 2006. Phytoplankton of the middle Paraná River during an anomalous hydrological period: A morphological and functional approach. *Hydrobiologia* 563: 465–478.

Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5–19.

Engelhardt, C., A. Krger, A. Sukhodolov & A. Nicklisch, 2004. A study of phytoplankton spatial distributions, flow structure and characteristics of mixing in a river reach with groynes. *Journal of Plankton Research* 26(11): 1351–1366.

Ferreze, M. & M. G. Nogueira, 2006. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Parapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18(4): 389-405.

Garcia de Emiliani, M. O., 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del rio Parana: tramo Goya-Diamante. *Revista de la Asociacion de Ciencias Naturales del Litoral* 12: 112-125.

Garcia de Emiliani, M. O., 1990. Phytoplankton Ecology of the middle Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3(1): 391-417.

- Garcia de Emiliani, M. O. & M. Devercelli, 2003. Influencia del fenómeno “*El Niño*” sobre el transporte y la estructura del fitoplâncton em el cauce principal del río Paraná Médio, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 38 (1-2): 29-38.
- Gauch Jr., H. G. 1986. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986). (Cambridge studies in ecology; 1).
- Giné, M. F., H. Bergamin, E. A. G. Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Gosselain, V., J. P. Descy & E. Everbecq, 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 289: 179–191.
- Gruberts, D., 2007. Effect of floods on phytoplankton communities in aspect of river monitoring: a case of the Middle Daugava River (South-east Latvia). *Large Rivers* 17, *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 161: 487–510.
- Hillebrand, H., C. D. Dürselen, D. Kirschtel, U. Pollinger & T. Zohary, 1999. Biovolume Calculation for Pelagic and Benthic Microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hudon, C., S. Paquet & V. Jarry, 1996. Downstream variations of phytoplankton in the St. Lawrence River (Quebec, Canada). *Hydrobiologia* 337: 11-26.
- Ietswaart, T., L. Breebaart, B. van Zanten & R. Bijkerk, 1999. Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia* 410: 1–10, 1999.
- Istvánovics, V., M. Honti, L. Vörös & Z. Kozma, 2010. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability—the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia* 637: 121–141.
- Jackson, D. A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74(8): 2204-2214.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. Ter Braak & O. F. R. Van Tongeren, 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jorcín, A. & M. G. Nogueira, 2005. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment–water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Parapanema River, south-east Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10: 1-12.
- Köhler, J., 1994. Origin and succession of phytoplankton in a riverlake system (Spree, Germany). *Hydrobiologia* 289: 73–83.
- Köhler, J., 1995. Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree: carbon balance. *Freshwater Biology* 34: 501–12.

- Köhler, J., M. Bahnwart & K. Ockenfeld, 2002. Growth and Loss Processes of Riverine Phytoplankton in Relation to Water Depth. *International Review of Hydrobiology* 87(2–3): 241–254.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schager (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München: 1-759.
- Koroleff, K., 1978. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Lair, N. & P. Reyes-Marchant, 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the ‘moving littoral’ in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia* 356(1-3): 33-52.
- Lind, O. T., T. T. Terrell & B. L. Kimmel, 1993. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In Straskraba, M., J. G. Tundisi & A. Ducan (eds), *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Kluwer Academic Press, Netherlands: 57-67.
- Lund, J. W. G., C. Kipling & E. D. Lecren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11: 980-985.
- Mackereth, F. Y. H., J. R. Heron & J. F. Tailing, 1978. Water analysis: Some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association (Scientific Publication, 36)*.
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Omega, Barcelona.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. *PC-Ord. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0*. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Meiers, S. T., S. E. Jenkins & R. V. Anderson, 2008. Possible Effect of Lock and Dam 19 on Phytoplankton Communities of the Upper Mississippi River. *Northeastern Naturalist* 15(3): 391–402.
- Mercado, L. M. & N. Gomez, 1999. Effects of a Nuclear Power Plant on phytoplankton structure of the lower Parana river. *Interciencia* 24(1): 36-41.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna & Y. T. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá. *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA, 91-106.

- Oliver, R. L. & C. J. Merrick, 2006. Partitioning of river metabolism identifies phytoplankton as a major contributor in the regulated Murray River (Australia). *Freshwater Biology* 51(6): 1131-1148.
- Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Reviere, B. de, 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.
- Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S., 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* 289: 9-22.
- Reynolds, C. S., 1995. River Plankton: The Paradigm Regained. In Harper, D. M. & A, J, D. Ferguson (eds), *The Ecological Basis for River Management*. Wiley, Chichester: 161-174.
- Reynolds, C. S., 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes* 14: 3119-3132.
- Reynolds, C. S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S. & J. P. Descy, 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie/Suppl. Band 113(1-4)*: 161-187.
- Reynolds, C. S., J. P. Descy & J. Padisák, 1994. Are phytoplankton dynamic in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia* 285: 1-7.
- Roberto, M. C., N. F. Santana e S. M. Thomaz, 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 717-725.
- Rocha, R. R. A. & S. M. Thomaz, 2004. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). *Acta Scientiarum* 26(3): 261-271.
- Rodrigues, L. C., 2007. Variação interanual da comunidade fitoplanctônica em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná: Influência do regime hidrossedimentológico. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Rodrigues, L. C., S. Train, V. M. Bovo-Scomparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli & E. Marengoni., 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 501-516.
- Rodrigues, L. C., S. Train & L. M. Bini, 2010. Temporal variability of phytoplankton in a tropical floodplain river-lake system (Upper Paraná River, Brazil). *International Review of Hydrobiology*, submetido.

- Rojo, C., M. Alvarez Cobelas & M. Arauzo, 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289: 43–55.
- Salmaso, N. & A. Zignin, 2010. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in highly flushed, large rivers. *Hydrobiologia* 639: 21–36.
- Salmaso, N. & M. G. Braioni, 2008. Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige). *Aquatic Ecology* 42: 533–545.
- Schiemer, F., H. Keckeis, W. Reckendorfer & G. Winkler, 2001. The ‘inshore retention concept’ and its significance for large rivers. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 135 : 509–516.
- Sellers, T. & P. A. Bukaveckas, 2003. Phytoplankton production in a large, regulated river: A modeling and mass balance assessment. *Limnology and Oceanography* 48(4): 1476–1487.
- Silva, C. A., S. Train & L. C. Rodrigues, 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum* 23: 283-290.
- Soares, M. C. S., V. L. M. Huszar & F. Roland, 2007. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River Research and Applications* 23: 698–714.
- Sommer, U., 1988. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In Sandgren, C. D. (ed), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 227-260.
- Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 707-716.
- Souza Filho, E. E. & J. C. Stevaux, 2004. Geology and geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinheima river complex. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. (eds), *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-29.
- Soylu, E. N. & A. Gönülol, 2003. Phytoplankton and seasonal variations of the River Yeilirmak, Amasya, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 3: 17-24.
- Statisoft Inc. 2005. Statistica (data analysis software system) version 7.1, [www.statsoft.inc](http://www.statsoft.inc).
- Stevaux, J. C., D. P. Martins & M. Meurer, 2009. Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113(3-4): 230-238.
- Stoyneva, M. P., 1994. Shallows of the Lower Danube as additional sources of potamoplankton. *Hydrobiologia* 289: 171–178.

- Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25(2): 1331-1346.
- Talling, J. F. & G. A. Prowse, 2010. Selective recruitment and resurgence of tropical river phytoplankton: evidence from the Nile system of lakes, rivers, reservoirs and ponds. *Hydrobiologia* (2010) 637: 187–195.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Thorp, J. H., M. C. Thoms & M. D. Delong, 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks space and time. *River Research and Applications* 22: 123–147.
- Thorp J. H. & M. D. Delong, 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305–308.
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton assemblages. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys, Netherlands: 103-124.
- Train, S., L. C. Rodrigues, S. Jati, E. Marengoni & C. C. J. Borsalli, 2009. Fitoplâncton. In Benedito, E. (ed), *Ecologia do Ribeirão Diamante, Estação Ecológica do Caiuá*, PR. EDUEM, Maringá: 41-48.
- Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & B. M. Pivato, 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná river. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá: 63-74.
- Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 73-85.
- Tryfon, E., M. Moustaka-Gouni & G. Nikolaidis, 1996. Phytoplankton and Nutrients in the River Strymon. *Internationale Revue Gesamten Hydrobiologie* 81(2): 281-292.
- Unrein, F., 2002. Changes in phytoplankton community along a transversal section of the Lower Paraná floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 468: 123–134.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- Wehr, J. D. & J. P. Descy, 1998. Use of phytoplankton in large river management. *Journal Phycology* 34: 741–749.
- Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological analysis*. Springer-Verlag, New York.

Zalocar de Domitrovic, Y., A. S. G. Poi de Neiff & S. L. Casco, 2007a. Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 220 km downstream of the Yacyretá reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 67(1): 53-63.

Zalocar de Domitrovic, Y. & E. R. Vallejos, 1982. Fitoplancton del río alto Paraná, variación estacional e distribución em relación a factores ambientales. *Ecosur* 9(7): 1-28.

Zalocar de Domitrovic, Y., M. Devercelli & M. O. Garcia de Emiliani, 2007b. Phytoplankton. In Iriondo, M. H., J. C. Paggi & M. J. Parma (eds), *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer, Berlin: 177-204.

Zeng, H., L. Song, Z. Yu & H. Chen, 2007. Post-Impoundment Biomass and Composition of Phytoplankton in the Yangtze River. *International Review of Hydrobiology* 92 (3): 267–280.

#### 4 VARIAÇÃO SAZONAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA DO ALTO RIO PARANÁ E AMBIENTES ASSOCIADOS, A JUSANTE DOS RESERVATÓRIOS DE PORTO PRIMAVERA E ROSANA

##### Resumo

Este estudo teve por objetivos analisar a influência dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana, comparar os “sites” amostrais e identificar padrões de variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica do alto rio Paraná, de um lago de inundação conectado a este rio e do rio Baía. As hipóteses examinadas foram: (1) considerando o baixo tempo de residência do reservatório de Rosana, os valores de biomassa são maiores a jusante deste, (2) a biomassa fitoplanctônica em lagos de inundação associados ao rio Paraná é influenciada pela dispersão de espécies provenientes dos influxos dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana. As amostragens de fitoplâncton foram realizadas à sub-superfície em quatro estações no canal principal do rio Paraná, uma estação no rio Baía e uma no lago de inundação, mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008. Foram identificados 168 táxons, sendo Chlorophyceae o grupo melhor representado. Foram registrados baixos valores de biomassa no canal principal do rio Paraná e altos valores no lago de inundação e no rio Baía. Cyanobacteria foi o grupo que apresentou maior contribuição para a biomassa fitoplanctônica em todas as estações de amostragem, com exceção apenas do lago de inundação, onde Bacillariophyceae foi o grupo que mais contribuiu para este atributo. Foram registrados 10 GF<sub>s</sub> (A, C, E, H<sub>1</sub>, J, K, M, P, W<sub>1</sub> e X<sub>2</sub>) nas estações analisadas. Os baixos valores de biomassa registrados no rio Paraná estiveram provavelmente associados à alta vazão deste rio e ao processo de oligotrofização devido à retenção e sedimentação de séston na cascata de reservatórios localizados a montante, o que se acentuou após a construção da barragem do reservatório de Porto Primavera. O reservatório de Rosana apresentou maior influência quanto ao aporte de inóculos para o rio Paraná e para o lago de inundação. A maior influência destes ocorreu no período de águas altas. *Radiocystis fernandoi* Kom. & Komárk.-Legn., a principal espécie dominante na estação localizada imediatamente a jusante da foz do rio Paranapanema, apresentou dispersão efetiva nas demais estações localizadas no rio Paraná e no lago de inundação, efetivando colonização apenas no lago de inundação. O rio Baía, o qual pode ser considerado uma zona de armazenamento de biomassa fitoplanctônica, apresentou floração de *Dolichospermum planctonicum* (Brunnth.) Wacklin, Hoffm. et Kom., exportando altos valores de biomassa desta espécie para a estação a jusante, no rio Paraná, no período de águas baixas. No período de águas altas, o rio Paraná exerceu forte influência lótica sobre o rio Baía, reduzindo drasticamente a biomassa fitoplanctônica do mesmo, devido ao efeito dilutivo. Os baixos valores de biomassa registrados no rio Paraná, com provável impacto sobre a teia trófica, indicam a necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton no canal principal deste rio. A influência dos reservatórios localizados a montante do rio Paraná sobre a comunidade fitoplanctônica de ambientes lênticos conectados a ele, principalmente devido à exportação de inóculos de cianobactérias, indica a necessidade de monitoramento contínuo desta comunidade em sua planície de inundação e nesses reservatórios.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton. Variação sazonal. Grupos funcionais. Lago de inundação. Alto Rio Paraná. Regime Hidrossedimentológico. Reservatórios de Porto Primavera e Rosana.

#### 4 SEASONAL VARIATION OF PHYTOPLANKTON BIOMASS OF THE UPPER PARANÁ RIVER AND ASSOCIATED ENVIRONMENTS, DOWNSTREAM FROM PORTO PRIMAVERA AND ROSANA RESERVOIRS

##### **Abstract**

This study aimed to analyze the influence of Porto Primavera and Rosana Reservoirs, compare the sampling sites and identify patterns of seasonal and spatial variation of phytoplankton biomass of Upper Paraná River, of a floodplain lake, connected to this river and of Baía River. The hypotheses examined were: (1) considering the low residence time in the Rosana Reservoir, biomass values are higher downstream of it, (2) the phytoplankton biomass in lakes associated with the Paraná River is influenced by the dispersal of species from influx of Porto Primavera and Rosana Reservoirs. Monthly phytoplankton samplings were accomplished at subsurface, at four sampling stations in the main channel of Paraná River, one at Baía River, and one at floodplain lake, during the period between May 2007 and April 2008. We identified 168 taxa, with Chlorophyceae the best representative group. Low values of biomass were registered in the main channel of Paraná River, and high values in floodplain lake and Baía River. Cyanobacteria presented the highest contribution to phytoplankton biomass in all sampling stations, except for floodplain lake, where Bacillariophyceae was the group that most contributed to this attribute. Ten FG<sub>S</sub> were observed (A, C, E, H<sub>1</sub>, J, K, M, P, W<sub>1</sub> and X<sub>2</sub>) in the studied sampling stations. The low values of biomass registered in Paraná River were probably related with the high flow of this river and with the oligotrophication process due to retention and sedimentation of seston in the cascade of reservoirs located upstream, which have increased after the construction of the dam of Porto Primavera Reservoir. Rosana Reservoir presented greater influence as to the input of inoculums to Paraná River and floodplain lake, when compared to the flow from Porto Primavera Reservoir. Their highest influence occurred during the high water period. *Radiocystis fernandoi* Kom. & Komárk.-Legn., the main dominant species in the sampling station located immediately downstream from the mouth of Paranapanema River, presented effective dispersal in the others sampling stations in the Paraná River and in floodplain lake, with occurrence of colonization, however, only in floodplain lake. Baía River, which can be considered a storage zone of phytoplankton biomass, presented bloom of *Dolichospermum planctonicum* (Brunnth.) Wacklin, Hoffm. et Kom., exporting high values of biomass of this species to the downstream sampling station, in Paraná River, in the low water period. During the high water period, the Paraná River had strong lotic influence on Baía River, drastically reducing the phytoplankton biomass of the same, due to dilution effect. The low biomass values recorded in Paraná River with probable impact on trophic web indicate the need of continuous monitoring of phytoplankton in the main channel of this river. The influence of reservoirs upstream from Paraná River on the phytoplankton community of lentic environments connected to it, mainly due to exportation of Cyanobacteria inoculums, indicates the need of continuous monitoring on this community in the floodplain and in these reservoirs.

**Keywords:** Phytoplankton. Seasonal variation. Functional groups. Floodplain lake. Upper Paraná River. Hydrosedimentological regime. Porto Primavera and Rosana Reservoirs.

#### 4.1 Introdução

O alto grau de heterogeneidade espacial e temporal dos ecossistemas rio-planície de inundação promove uma grande diversidade de habitats, cuja dinâmica fluvial originada pela inundação é responsável pelos diferentes estágios sucessionais dos ambientes aquáticos (Neiff, 1990; Rocha & Rocha, 2007; Thomaz et al., 2007).

A integridade destes ecossistemas é mantida pela dinâmica hidrológica e conectividade entre o rio e sua planície (Poff et al., 1997; Tockner et al., 1999; Knösche, 2006; Wantzen et al., 2008), sendo a conectividade dependente de vias de interação longitudinal, lateral, vertical e temporal (Barbosa et al., 1999; Ward et al., 1999; Kondolf et al., 2006; Rocha & Rocha, 2007; Thomaz et al., 2007).

A relação entre a conectividade hidrológica e a biocomplexidade depende da troca de organismos e do fluxo gênico através de processos de extinção e colonização (Amoros & Bornette, 2002; Cloern, 2007), os quais ocorrem entre comunidades locais que interagem, cujo conjunto pode ser definido como metacomunidade (Leibold et al., 2004). Assim, a conectividade funcional, que leva em conta a interação organismo-paisagem (Goodwin 2003; Sweeney et al., 2007; Kindlmann & Burel, 2008) é considerada um elemento vital já que é crítica para a sobrevivência das comunidades (Forero-Medina & Vieira, 2007) e manutenção da biodiversidade (Matisziw & Murray, 2009).

A manutenção da conectividade funcional, imposta pelas flutuações naturais do nível de água, desempenha um importante papel na integridade, função e estruturação das comunidades aquáticas dos ambientes lênticos de planície de inundação (Leira & Cantonati, 2008). Alterações nestas flutuações, provocadas por mudanças climáticas e regulação do fluxo dos canais a ele associados, podem resultar em severas consequências para a qualidade da água e a biodiversidade dos mesmos (Abrahams, 2008; Leira & Cantonati, 2008; Wantzen et al., 2008; White et al., 2008; Cote et al., 2009). A diminuição da conectividade, por exemplo, ao limitar a dispersão dos organismos, pode reduzir o fluxo gênico entre as comunidades locais e levar ao endocruzamento e perda de diversidade genética, como tem sido registrado em ambientes fragmentados (Coulon et al., 2004; Cloern, 2007).

A fragmentação de habitats é considerada o maior impacto nos rios do mundo (Nilsson et al., 2005), sendo que aquela provocada por barragens, principalmente as situadas a montante de rios de planícies de inundação, constitui uma das principais alterações antropogênicas nesses ecossistemas (Poff et al., 1997; Thomaz et al., 2007; Ward et al., 1999; Stanford & Ward, 2001; Oliver & Merrick, 2006; Agostinho et al., 2008; Souza Filho, 2009).

Estudos têm mostrado que os reservatórios em cascata instalados ao longo do rio Paraná, principalmente o reservatório de Porto Primavera (UHE Engenheiro Sérgio Motta), provocaram alterações no canal deste rio, na amplitude de variação dos níveis hidrométricos e redução da vazão e dos diferentes graus de conexão entre o canal fluvial e os ambientes lênticos (Thomaz et al., 2007; Roberto et al., 2009; Souza Filho, 2009; Stevaux et al., 2009). Também têm sido observadas influências dos tributários sobre o alto rio Paraná, principalmente do rio Paranapanema, quanto à contribuição dos mesmos na dispersão de inóculos de algas (Rodrigues et al., 2009).

A despeito dos inúmeros barramentos existentes ao longo dos rios brasileiros (Agostinho et al., 2008) e dos graves impactos que eles provocam a jusante (Agostinho et al., 2002; Thomaz et al., 2007; Souza Filho, 2009), existem poucos estudos enfocando a influência dos mesmos sobre a comunidade fitoplanctônica de rios regulados, em gradiente longitudinal. Dentre estes, os trabalhos de Barbosa et al. (1999) no rio Tietê (SP), Silva et al. (2001), no rio Corumbá (GO), Ferrareze & Nogueira (2006) e Nogueira et al. (2010) no rio Paranapanema (SP e PR) e de Soares et al. (2007), no rio Paraibuna (MG). Para a planície de inundação do alto rio Paraná podem ser citados os trabalhos de Borges & Train (2009) e Rodrigues et al. (2009). Para o trecho argentino, podem ser citados os trabalhos de Zalocar de Domitrovic et al. (2007) no alto rio Paraná e Mercado & Gomes (1999) no baixo rio Paraná.

A escassez de trabalhos mais aprofundados sobre a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no canal principal do alto rio Paraná e a ausência de trabalhos enfocando a influência dos reservatórios de Porto Primavera e de Rosana nos ambientes lênticos associados a este rio ressaltam a necessidade de estudos mais detalhados.

Desse modo, os objetivos do presente estudo foram analisar a influência do reservatório de Porto Primavera e do influxo do reservatório de Rosana, comparar os “sites” amostrais e identificar padrões de variação sazonal e espacial da biomassa e grupos funcionais fitoplanctônicos do alto rio Paraná, rio Baía e lagoa das Garças.

As hipóteses examinadas em relação aos objetivos foram: (1) considerando o menor tempo de residência do reservatório de Rosana em relação ao reservatório de Porto Primavera, os valores de biomassa são menores a jusante deste, (2) a biomassa dos grupos taxonômicos e grupos funcionais fitoplanctônicos em lagos de inundação conectados ao rio Paraná é influenciada pela dispersão de espécies provenientes dos influxos dos reservatórios de Porto Primavera e Rosana.

## 4.2 Material e Métodos

### 4.2.1 Área de estudo

O rio Paraná percorre, desde sua nascente (rio Paranaíba, Serra Mata da Corda), cerca de 1.900 Km em território brasileiro e sua bacia de drenagem compreende mais de 10% deste território (891.000 Km<sup>2</sup>). Essa bacia é a mais intensamente explorada pelos aproveitamentos energéticos, fornecendo cerca de 70% da energia elétrica produzida no país, além de deter a maior capacidade instalada nacional (63,76%) (Agostinho et al., 2007).

A planície de inundação do alto rio Paraná ocupa toda a calha do rio no segmento compreendido entre a Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta, também chamada de Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (Primavera, SP) e o remanso do reservatório da UHE de Itaipu (Guaíra, PR). Apresenta 230 Km de extensão, 20 Km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas e rios (Souza Filho, 2009).

A Usina Hidrelétrica de Porto Primavera localiza-se no rio Paraná, a 28 km a montante da confluência com o rio Paranapanema, no município de Primavera (SP). A primeira etapa do enchimento deste reservatório, na cota de 253 m, foi concluída em dezembro de 1998 e a segunda etapa, na cota de 259 m, em março de 2001. Apresenta área de 2.250 km<sup>2</sup>, volume de 18.500 10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>, vazão média anual de 7.066 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, tempo teórico de residência da água de 33 dias e dispõe de uma eclusa para navegação, com 210 m de comprimento e 17 m de largura (Souza Filho, 2009).

O rio Paranapanema é formado a partir de várias nascentes existentes na Serra do Paranapiacaba. Após percorrer 60 Km ao longo da serra, entra em uma região de campos, onde amplia sua largura, e tem um leito raso coberto de pedras soltas. Apresenta 930 Km de curso até sua foz no rio Paraná, tendo às suas margens, escassos trechos de vegetação ripária, campos cultivados e áreas de preservação ambiental. Este rio apresenta uma cascata de oito usinas hidrelétricas, sendo estas: Jurumirim, Chavantes, Canoas I e II, Capivara, Taquaruçu, Salto Grande e Rosana (Nogueira et al., 2002).

A Usina Hidrelétrica de Rosana localiza-se a 20 km da foz do rio Paranapanema no rio Paraná, entre os municípios de Primavera (SP) e Diamante do Norte (PR). Este reservatório foi fechado em novembro de 1986, resultando em uma área inundada de 220 km<sup>2</sup>. Apresenta volume de 1.920 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, vazão média anual de 1.203 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998).

A área de estudo compreende um trecho do canal principal do alto rio Paraná, o rio Baía e a lagoa das Garças, localizados na planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS), a jusante do reservatório de Porto Primavera (Figura 1).

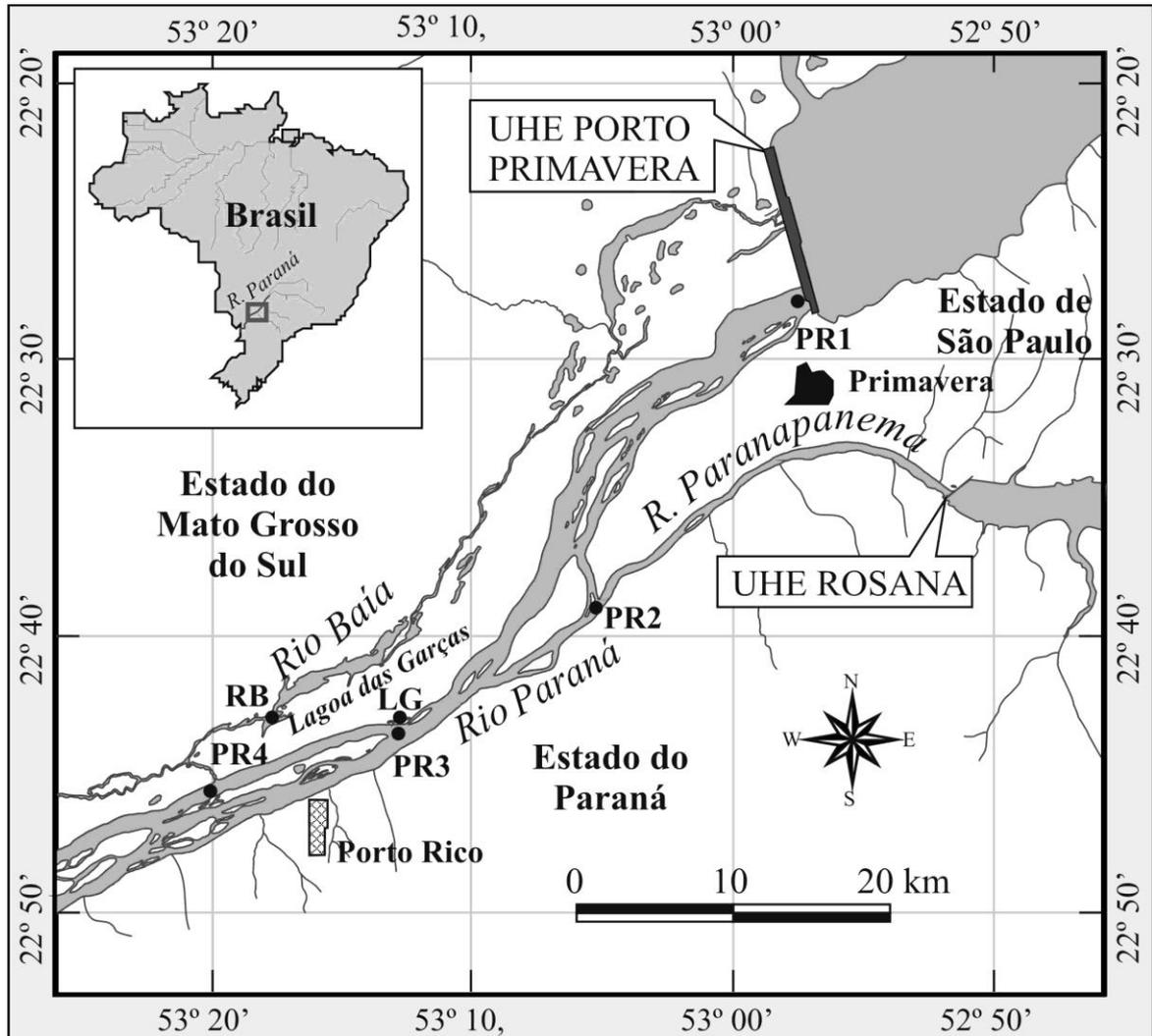


Figura 1: Mapa e localização das estações de amostragem no rio Paraná, rio Baía e lagoa das Garças, planície de inundação do alto rio Paraná.

O alto rio Paraná, possui sinuosidade de 1,14, relação largura:profundidade de 100:1 e velocidade de corrente de aproximadamente 0,56 m/s (Souza Filho & Stevaux, 2004). O rio Baía possui sinuosidade de 1,2 e relação largura:profundidade de 18:1, com curso de padrão anastomosado, cujo volume de água foi diminuído devido à construção da barragem de Porto Primavera. A vazão do rio Baía é mais alta em períodos de águas baixas, sendo que nos períodos de cheia as velocidades diminuem e o fluxo pode ser invertido para montante, devido à entrada de águas do rio Paraná, o qual exerce forte influência sobre o mesmo (Souza Filho & Stevaux, 2004).

A lagoa das Garças localiza-se na margem direita do canal principal do rio Paraná e apresenta conexão permanente com o mesmo. Possui comprimento de 2.128 m, área de 14,1 há, perímetro de 4.338,2 m, profundidade média de 2 m e suas margens são cobertas por gramíneas, com o entorno composto de vários estratos de vegetação ripária.

#### 4.2.2 Metodologia de campo e laboratório

As amostragens de água para análise das variáveis limnológicas abióticas e do fitoplâncton total foram realizadas mensalmente, no período de maio de 2007 a abril de 2008, diretamente com frascos, à sub-superfície (20 cm de profundidade). Ao longo do eixo longitudinal do rio Paraná foram estabelecidas quatro estações de amostragens: imediatamente a jusante da barragem de Porto Primavera – PR1 (S22°28,825' W52°58,162'), a jusante da foz do rio Paranapanema – PR2 (S22°39,530' W53°5,286'), no canal principal do rio Paraná – PR3, próximo à margem direita (S22°43,827' W53°12,993') e a jusante do canal que liga o rio Baía ao rio Paraná – PR4 (S22°45,676' W53°19,767'). Amostragens também foram realizadas no centro da região limnética do rio Baía – RB (S22°43,390' W53°17,620') e da lagoa das Garças – LG (S22°43,498' W53°13,136') (Figura 1).

As amostras para análise das variáveis abióticas foram acondicionadas em galões de polietileno para análises laboratoriais e as amostras de fitoplâncton total, acondicionadas em frascos de vidro e fixadas *in situ* com lugol acético. Paralelamente, foram obtidas amostras de fitoplâncton de rede, sendo utilizado para tal, rede de plâncton de 15 µm de abertura de malha, sendo as amostras acondicionadas em frascos de polietileno e fixadas em solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006) visando concentrar o material para auxiliar na análise taxonômica.

A temperatura da água – Temp. (°C), pH, condutividade elétrica – Cond. ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e oxigênio dissolvido –  $\text{O}_2$  ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) foram obtidos por meio de potenciômetros digitais portáteis. A transparência da coluna d'água (m) foi obtida por meio do disco de Secchi e a alcalinidade total (Alc.) medida segundo Mackereth et al. (1978). A profundidade da zona eufótica ( $Z_{\text{eu}}$ ) foi estimada de acordo com Cole (1994), multiplicando-se o valor da transparência (disco de Secchi) pelo fator 2,7.

Foram determinadas as concentrações de material em suspensão total – MST (Wetzel & Linkens, 2000), fósforo total – PT, fósforo solúvel reativo – PSR (Golterman et al., 1978), nitrogênio total – NT (Mackereth et al., 1978), nitrato –  $\text{NO}_3^-$  (Giné et al., 1980) e amônio –  $\text{NH}_4^+$  (Koroleff, 1978). Os índices pluviométricos e os níveis hidrométricos do rio Paraná, tomados no distrito de Porto São José, município de São Pedro do Paraná (PR), foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA). Foram considerados períodos de águas altas ou potamofase quando o nível hidrométrico do rio Paraná foi superior a 3,5 metros. Estes períodos caracterizam o início do processo de inundação dos ambientes lênticos associados ao alto rio Paraná, resultante da ação deste hidrossistema (Souza Filho, 2009).

O sistema de classificação proposto por Reviere (2003) foi adotado para o enquadramento taxonômico das algas eucarióticas ao nível de Classe. Para o enquadramento dos táxons de Cyanobacteria foi utilizado Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005). A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de um microscópio invertido, segundo o método de sedimentação de Utermöhl (Utermöhl, 1958). O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos presentes na amostra e o tempo de sedimentação conforme a altura da câmara de sedimentação, sendo de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983).

A contagem foi realizada aleatoriamente, por campos, até a obtenção de 100 indivíduos da espécie mais abundante, sendo o erro inferior a 20%, a um coeficiente de confiança de 95% (Lund et al., 1958), sendo também considerada a curva de estabilização. O cálculo da densidade foi realizado de acordo com APHA (1995), sendo o resultado expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

A biomassa fitoplanctônica foi estimada por meio 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 forma dos indivíduos como, esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipses e outros (Hillebrand et al., 1999; Sun & Liu, 2003). As espécies que apresentaram valores de biovolume superiores a 5% do biovolume total da amostra foram enquadradas em grupos funcionais (GF<sub>S</sub>), de acordo com os critérios estabelecidos por Reynolds et al. (2002), Souza et al. (2008) e Padisák et al. (2009).

A similaridade entre os valores de biomassa dos GF<sub>S</sub> nas estações de amostragem foi avaliada nas escalas sazonal e espacial, através de uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), o qual é um dos métodos de ordenação mais robustos a situações não lineares (Clarke, 1993). As distâncias foram calculadas por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis. A distorção da resolução em duas dimensões é expressa pelo valor *S* (*stress*). Quanto mais próximo de zero o *stress*, melhor o ajuste entre a distância original dos objetos e a configuração obtida pela análise (Legendre & Legendre 1998).

Uma ANOVA paramétrica foi realizada para testar possíveis diferenças entre as estações de amostragem quanto à biomassa dos GF<sub>S</sub>. Em caso de diferenças significativas, foram realizados testes *a posteriori* de Tukey. Quando o pressuposto de homocedasticidade de variâncias não foi atingido, utilizou-se um teste não-paramétrico (Kruskal-Wallis) para avaliar as possíveis diferenças significativas.

Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados, identificar os gradientes espaciais e temporais e avaliar quais variáveis abióticas foram intervenientes na estruturação

da comunidade fitoplanctônica, foi efetuada uma análise de gradiente direto, a Análise de Correspondência Canônica – CCA (Ter Braak, 1986). Para esta análise utilizou-se uma matriz com os valores de biovolume dos GF<sub>S</sub> e uma matriz com as variáveis abióticas. A ANOVA foi efetuada por meio do programa Statistica versão 7.1 (StatSoft Inc., 2005) e as análises NMDS e CCA foram realizadas utilizando o programa PC-ORD (McCune & Mefford, 1999).

### 4.3 Resultados

Foram observados altos valores de precipitação no mês de julho e nos meses de novembro de 2007 a março de 2008 e baixos valores nos meses de maio, junho e agosto de 2007. Com relação ao regime hidrossedimentológico do rio Paraná, pôde-se observar meses com elevados níveis hidrométricos, acima de 3,5 metros (julho, dezembro, março e abril) e meses de baixos níveis (maio, junho e novembro) (Figura 2a).

Durante o período de estudo foram registrados 312 dias que apresentaram níveis hidrométricos abaixo de 3,5 metros. Os maiores valores de vazão foram registrados nos meses de março e abril (Figura 2b). O período de setembro de 2007 a abril de 2008 esteve sob influência do fenômeno *La Niña* (CPC, 2011).

Foram observados os mais baixos valores de temperatura nos meses de maio a setembro e os mais altos valores nos meses de outubro a abril. Os valores de pH estiveram próximos à neutralidade. Os maiores valores de condutividade, alcalinidade e as maiores concentrações de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram registrados nas estações PR1, PR2, PR3 e PR4. Os maiores valores de MST, turbidez e as maiores concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram registrados nas estações LG e RB. As maiores concentrações de NT foram registradas nas estações PR2, LG e RB. As maiores concentrações de PSR e PT foram registradas na estação RB (Tabela 1).

A comunidade fitoplanctônica da área de estudo esteve constituída por 168 táxons. Estes táxons estiveram distribuídos entre os grupos Chlorophyceae (35%), Bacillariophyceae (23%), Cyanobacteria (15%), Euglenophyceae (10%), Xanthophyceae (5%), Zygnemaphyceae (4%), Cryptophyceae (4%), Chrysophyceae (3%) e Dinophyceae (1%). Os gêneros *Desmodesmus*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus* (Chlorophyceae), *Aulacoseira* e *Nitzschia* (Bacillariophyceae) foram os mais representativos quanto ao número de táxons (Anexo).

A comunidade fitoplanctônica esteve constituída por 73 táxons no rio Paraná, sendo 28 táxons na estação PR1, 33 na estação PR2, 28 na estação PR3 e 46 na estação PR4. Foram registrados 129 táxons na lagoa das Garças e 74 no rio Baía. Dos táxons registrados, 4 foram exclusivos para a estação PR1, 3 para a estação PR2, 6 para a estação PR3, 8 para a estação

PR4, 59 para a lagoa das Garças, 12 para o rio Baía e 8 foram comuns a todas as estações de amostragem (Anexo).

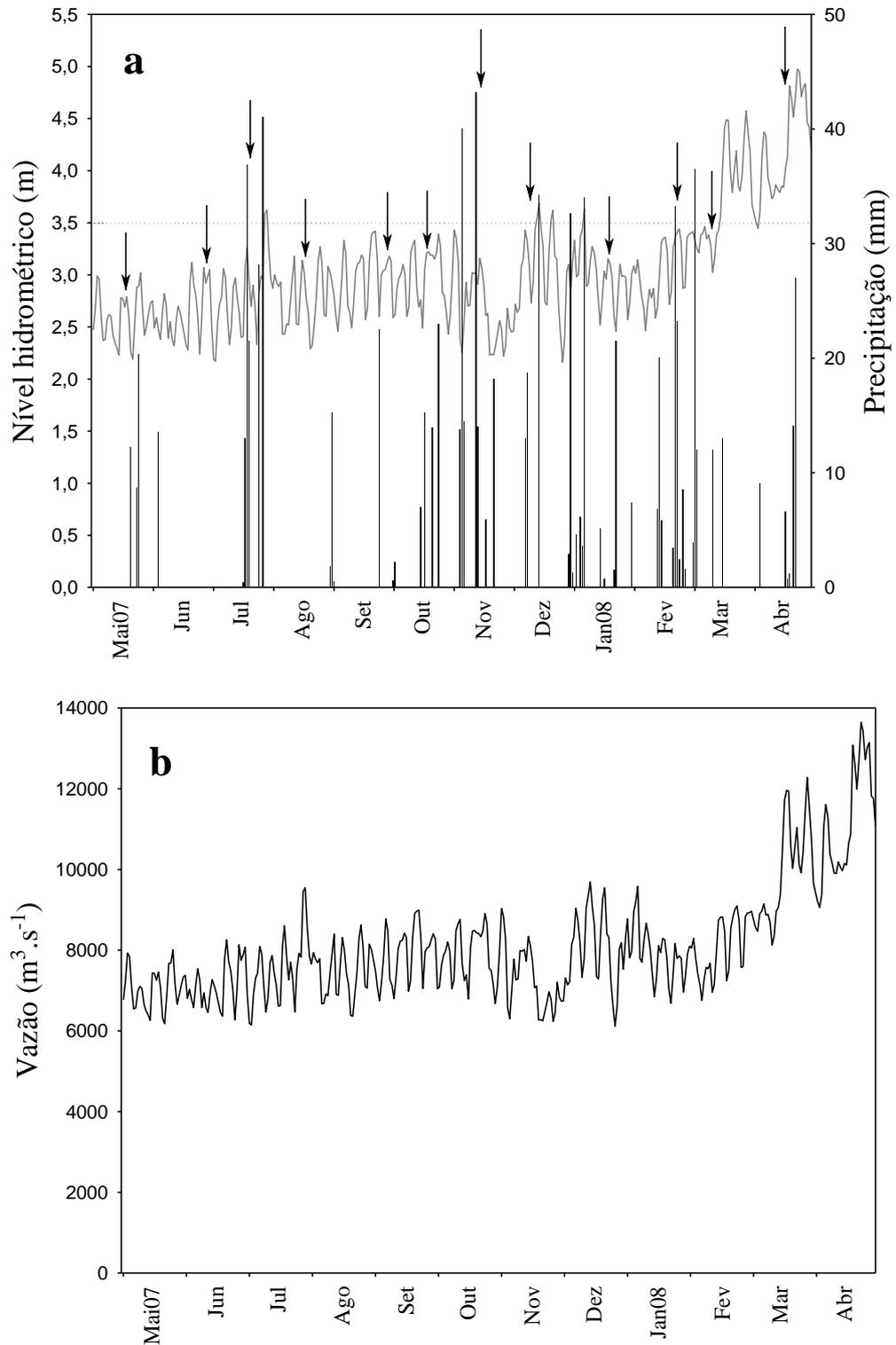


Figura 2: Valores de precipitação pluviométrica (barras), níveis hidrométricos (a) e vazão (b) (linhas) para o rio Paraná, no período de maio de 2007 a abril de 2008; dias de amostragem (setas).

Tabela 1: Valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $Z_{\text{máx}}$  (m),  $Z_{\text{eu}}$  (m), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), alcalinidade ( $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$ ), MST ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), turbidez (NTU),  $\text{NO}_3^-$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),  $\text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), NT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), PSR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) e PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) registrados nas estações analisadas no período de estudo.

Mês	T	$Z_{\text{máx}}$	$Z_{\text{eu}}$	pH	Cond.	$\text{O}_2$	Alc.	MST	Turb.	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	NT	PSR	PT
<b>Rio Paraná (PR1)</b>														
Mai/07	24,1	11	7	6,9	56,4	8,1	292,8	0,8	4,6	141,9	9,3	318,6	6,6	7,6
Jun	21,3	10	9,2	6,7	61,5	7,7	285,5	0,7	0,0	194,5	8,1	299,5	4,6	7,9
Jul	20,6	11	11	7,3	54,7	8,8	379,2	0,3	0,0	175,6	11,3	294,4	5	6,1
Ago	20,3	9,5	9,5	6,8	59,7	8,8	359,6	0,4	1,1	147,3	10,1	336,9	5,4	9,1
Set	23,8	10	10	7,4	61,9	8,2	374,2	0,2	0,0	136,6	13	353,5	6,8	6,9
Out	25,1	12	12	6,6	60,9	7,8	327,2	0,1	0,0	173,1	5,8	283,5	6,5	7,1
Nov	25,9	11	11	7,5	67	7,6	362,4	0,1	0,0	155,5	11	300,5	7,5	18,6
Dez	27,5	12	12	7	50,8	7	278,7	0,3	0,0	153	19,5	295,8	6,5	6,6
Jan/08	28,8	13	13	6,7	65	7,2	292	0,1	0,0	143,8	14,3	335,9	6,8	9,1
Fev	28,4	13	13	7,4	59	7,3	275,6	0,7	2,8	135,5	4,6	279,6	6,2	7,6
Mar	28,6	11	11	6,4	57,2	6,9	284,3	0,4	2,6	184,8	12,1	280,3	7,9	9,5
Abr	26,1	9,5	5,4	6,8	56,7	7,3	291,6	0,5	11,0	231,1	14,7	378	14,9	16,4
<b>Rio Paraná (PR2)</b>														
Mai/07	24,1	5,6	5,6	7,1	57,3	7,8	303,2	0,9	6,1	185,7	9,3	448,8	8,8	9,2
Jun	20,6	7,2	7,2	6,8	72,7	6,9	388,9	0,7	2,5	368,2	13,6	549,8	7,2	10,2
Jul	20,2	7,3	7,3	6,8	58,9	8,6	461,2	0,6	0,0	308,9	11,5	498,7	7,3	9,4
Ago	20,8	7,4	7	6,9	73,3	8,7	465,4	0,9	4,0	367,4	5,9	621,9	7,9	11,5
Set	22,8	7,5	7,5	6,5	66,5	8,2	396,5	1,4	9,2	340,4	18,6	571,3	7,3	11,8
Out	24,7	7,2	7,2	6,8	64,9	7,5	369,5	0,7	1,8	169,1	8,6	483,9	7,5	9,5
Nov	25,7	8,1	8,1	7	79,4	7,5	399,9	0,8	1,2	358	13,5	517,3	10,1	21,6
Dez	27	8,1	5,4	7,5	68,2	7,3	392,4	2,9	4,4	323,7	8,3	530,6	9,4	11,5
Jan/08	28,1	7	7	6,9	90,1	6,9	408,9	0,6	0,0	294,9	6,2	556,6	10,2	10,4
Fev	27,8	8,2	8,2	7,2	77,9	6,9	381	0,6	3,3	301,2	5,2	497,5	9,3	11,5
Mar	27,6	8,2	8,2	6,8	69,4	6,7	384,2	0,9	5,6	310,8	11,7	442,6	10,6	12
Abr	26,3	7	7	6,9	58,1	7,4	333,2	1,1	9,9	298,2	7,7	476,7	17,2	18,6
<b>Rio Paraná (PR3)</b>														
Mai/07	24	4,9	4,9	7,5	55,6	8	287,7	0,6	4,9	131,8	5,7	341,9	6,5	8,7
Jun	20,8	5,6	5,6	7,1	60,6	6,4	341,4	0,5	0,0	161,3	9,3	365,6	4,8	6,4
Jul	20,5	4,6	4,6	7,2	54,2	8,6	400,4	0,2	0,0	193,2	8,9	342,4	5,6	6,3
Ago	20,3	5,1	5,1	7	59,3	8,6	407,4	0,3	1,0	132,4	19,5	375,1	6,6	6,9
Set	23,8	5,5	5,5	7,3	61,7	8	376	0,4	0,0	159,8	17,5	225,8	6,6	8,4
Out	24,9	4,8	4,8	6,8	60,5	7,5	362,1	0,1	0,0	175,4	11,2	291,6	5,1	6,2
Nov	25,9	6	6	7	67,9	7,3	342,1	0,1	0,0	158,2	15,3	305,1	8,4	17,9
Dez	27,5	6,5	6,5	7,5	51,3	7,1	283,2	0,4	0,0	172,3	14,1	313,3	7,7	8,6
Jan/08	28,7	5	5	6,8	65,3	7	302,5	0,1	0,0	148,7	12,9	298,2	7,8	8,7
Fev	28,6	6	6	7,1	61,3	6,9	287,6	0,6	3,2	140,8	19,8	294,6	6,9	9,5
Mar	27,9	5,5	5,5	6,8	56,3	6,8	299,2	0,4	2,1	178,7	15,8	300,2	9	9,3
Abr	26,1	4,5	4,5	6,7	56,1	9	302	0,6	11,0	241,5	5,2	393,3	16,6	16,9
<b>Rio Paraná (PR4)</b>														
Mai/07	24,1	0,9	0,9	7,4	56,6	8,5	396,6	1,4	6,2	103,7	11,2	348,4	6,1	9,7
Jun	20,5	1,4	1,4	7,2	56	9,7	290,3	1,3	1,6	110,4	23,5	279,1	3,4	6,8
Jul	19,8	1	1	6,9	55,2	8,7	328,9	1,1	1,2	155,3	15,8	291,2	3,9	6,8
Ago	20,2	2	2	6,5	62	9,8	312	1,1	1,0	91,2	6,9	301	7,1	8,5
Set	23,9	1,2	1,2	7,3	63,4	7,7	211,8	1,3	0,0	115,6	18,9	274,1	7,2	7,3
Out	25,3	1,7	1,7	8,3	61,2	8,2	336,6	1	0,0	134,4	8,1	253,9	4,9	6,7
Nov	26,3	1,2	1,2	6,1	57,5	7,2	288,5	3,4	11,7	92,9	52,1	717,3	16,1	38,9
Dez	27,6	1,7	1,7	6,9	53	7,5	364,6	1	1,4	136,9	21,8	323,7	7,9	8,3
Jan/08	28,8	1,6	1,6	6,3	62	7,1	292,7	0,3	0,0	162,1	21	347,3	8,9	12,4
Fev	28,7	1,2	1,2	7,7	71,2	6,3	276,5	1,1	2,6	118,8	6,7	253,8	8,9	9
Mar	28,6	1,2	1,2	7,1	31	5,3	339,6	3,2	17,7	67,2	33,8	498,2	16,9	35,3
Abr	26,1	3,5	3,5	6,9	56,1	8,6	305,5	1,3	11,0	234,6	10,5	427,4	14,9	17

Tabela 1 - Continuação

Mês	T	Z <sub>máx</sub>	Z <sub>eu</sub>	pH	Cond.	O <sub>2</sub>	Alc.	MST	Turb.	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NT	PSR	PT
<b>Lagoa das Garças (LG)</b>														
Mai/07	24,5	2,3	2,2	6,9	53,7	7,9	291,8	12,7	16,9	72,2	19,2	449,1	7,3	21,5
Jun	19,4	2	1,5	6,9	59,7	7,9	317,1	11,7	22,1	90,7	20,6	420,3	4,1	24,5
Jul	18,8	2,2	2,2	6,4	52,4	8,4	390,6	6,2	9,5	158,4	72,8	462,7	5,9	17,8
Ago	22	2,5	2,3	7,3	61,1	9,7	399,6	8,6	5,5	41	16,6	408,7	4,9	21,5
Set	24	2,4	2,4	7,2	61,3	8,8	341,6	2,9	5,2	112,1	18	292,4	8,6	17,8
Out	26,2	2,9	2,4	6,9	58,3	7,8	332,8	6,5	10,7	88,7	2,7	291	7,5	29
Nov	27,2	2,6	1,4	6,9	62,6	7	301,5	16,8	26,6	108,1	54,9	514,5	7,9	45,5
Dez	27,7	2,8	1,4	6,9	70,4	5,6	333,7	14	24,9	120,1	69,2	478,1	8,9	28,9
Jan/08	29,9	2,5	1,1	6,7	61,6	5,8	276,5	17,5	33,6	92,9	36,2	373,7	9,6	31,8
Fev	30,5	3	2	6,9	57,1	7,3	274,3	9,6	21,7	51,5	10,9	298,9	11,2	25,9
Mar	28,7	2,9	1,6	6,5	52,7	6,3	296,2	13,1	26,7	121,4	20,7	331,4	8,9	30,7
Abr	25,7	2,5	1,4	6,5	57,7	4,7	305,4	8,8	27	181,7	61,9	438,1	29,2	42,7
<b>Rio Baía (RB)</b>														
Mai/07	23,8	3	2,4	7,6	29,6	4,6	165	4,3	14,6	92,7	355,6	789,8	66,4	81,8
Jun	20	3,3	3,2	6,7	37,5	8,3	137,7	3,3	9,9	52,4	78	392,5	16,2	23,4
Jul	18,4	3	3	6,5	28,1	7,5	97,65	3,9	13	85,3	50,9	477,9	14,3	26,6
Ago	20,9	3	2,4	6,1	33,8	7,1	101,3	4,6	9	43,5	44,2	797,4	18,3	41,6
Set	23,6	2,9	2,7	6,4	30,7	7,5	100,9	5,6	11,6	46,2	25	554,2	13,9	38,9
Out	25,6	2,7	2,7	7,3	55,2	6,2	300,3	2,2	5,8	128,4	105,5	392,9	21,8	31,6
Nov	25,9	2,6	1,8	5,9	30,2	7,1	135,9	11	29,2	44,7	15	824,8	9	60,6
Dez	28,6	3,3	2,2	6,6	42,5	5,4	280,1	6,5	42,9	82,1	93,8	578,8	13,9	37,1
Jan/08	29,6	2	1,2	5,9	32,9	5,9	124,4	10	34,1	56,1	53,9	650,6	16,3	63,2
Fev	29,7	3	1,4	6,7	36,3	5,8	127,7	14,5	34,1	22,9	9,9	555,4	14,5	44,8
Mar	28,3	3,1	1,9	6,6	25,7	5,5	183,7	4,4	21,6	16,8	66,4	548,8	10,4	51,2
Abr	27,5	5	2	6,4	30,5	5,9	109,8	5,1	16	82,4	35,3	526,1	34,1	48

Foram registrados altos valores de biomassa fitoplanctônica na lagoa das Garças e no rio Baía e baixos valores ( $<2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) nas estações PR1, PR2, PR3 e PR4, com exceção dos meses de novembro na estação PR4, quando foi registrada floração de *Dolichorpermum planctonicum* e novembro e dezembro na estação PR2, quando foram registradas florações de *Radiocystis fernandoi*. Os maiores valores foram registrados no período de águas baixas, sendo o valor máximo registrado no rio Baía no mês de novembro ( $16,7 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) (Figura 3).

Cyanobacteria foi o grupo que apresentou maior contribuição para a biomassa fitoplanctônica em todas as estações de amostragem, com exceção apenas da lagoa das Garças, onde Bacillariophyceae foi o grupo que mais contribuiu para este atributo (Figura 3). Foram registrados 9 GF<sub>S</sub> (A, C, E, J, K, M, P, W<sub>1</sub> e X<sub>2</sub>) na estação LG, 5 GF<sub>S</sub> (C, H<sub>1</sub>, M, P e X<sub>2</sub>) na estação RB, 4 GF<sub>S</sub> (C, M, P e X<sub>2</sub>) na estação PR1, 4 GF (C, M, P e X<sub>2</sub>) na estação PR2, 4 GF<sub>S</sub> (H<sub>1</sub>, M, P e X<sub>2</sub>) na estação PR4 e 3 GF<sub>S</sub> (A, M e X<sub>2</sub>) na estação PR3 (Figura 4, Tabela 2).

A análise de similaridade (NMDS) evidenciou valor de *stress* situado próximo a 0,17, garantindo uma boa confiabilidade na interpretação dos resultados de biomassa dos GF<sub>S</sub>. Esta

análise evidenciou a separação dos períodos que apresentaram similaridades quanto à biomassa dos GF<sub>S</sub>, nas diversas estações de amostragem (Figura 5).

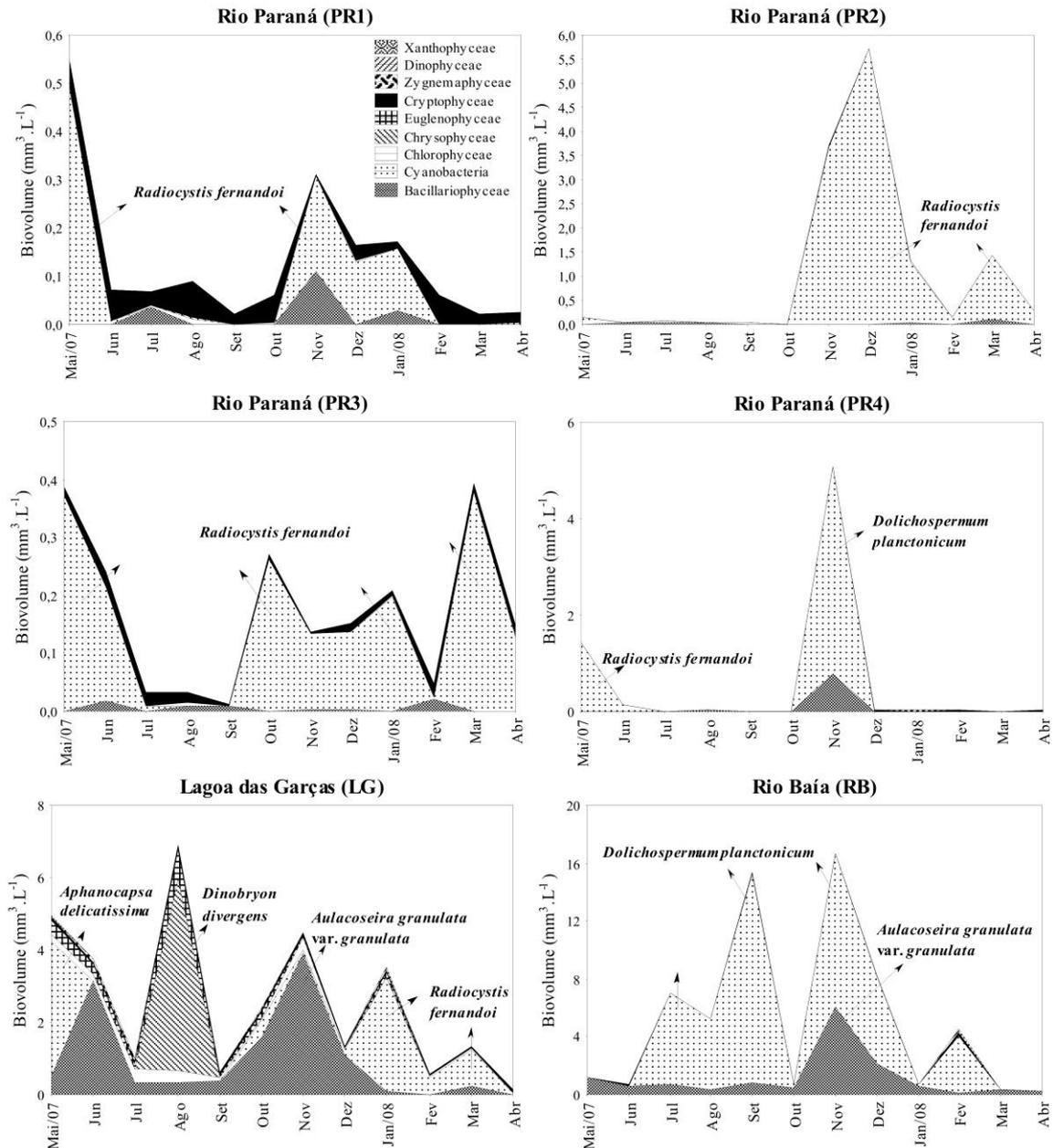


Figura 3: Variação mensal do biovolume dos grupos taxonômicos fitoplânctônicos nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

Foram registrados altos valores de biomassa do GF **E** apenas na lagoa das Garças no mês de agosto, não sendo registrada similaridade com as demais amostragens. A estação PR4 no mês de novembro apresentou similaridades com o rio Baía nos meses de julho, agosto, setembro, novembro, dezembro e fevereiro, quanto à biomassa do GF **H**<sub>1</sub> (Figura 5).

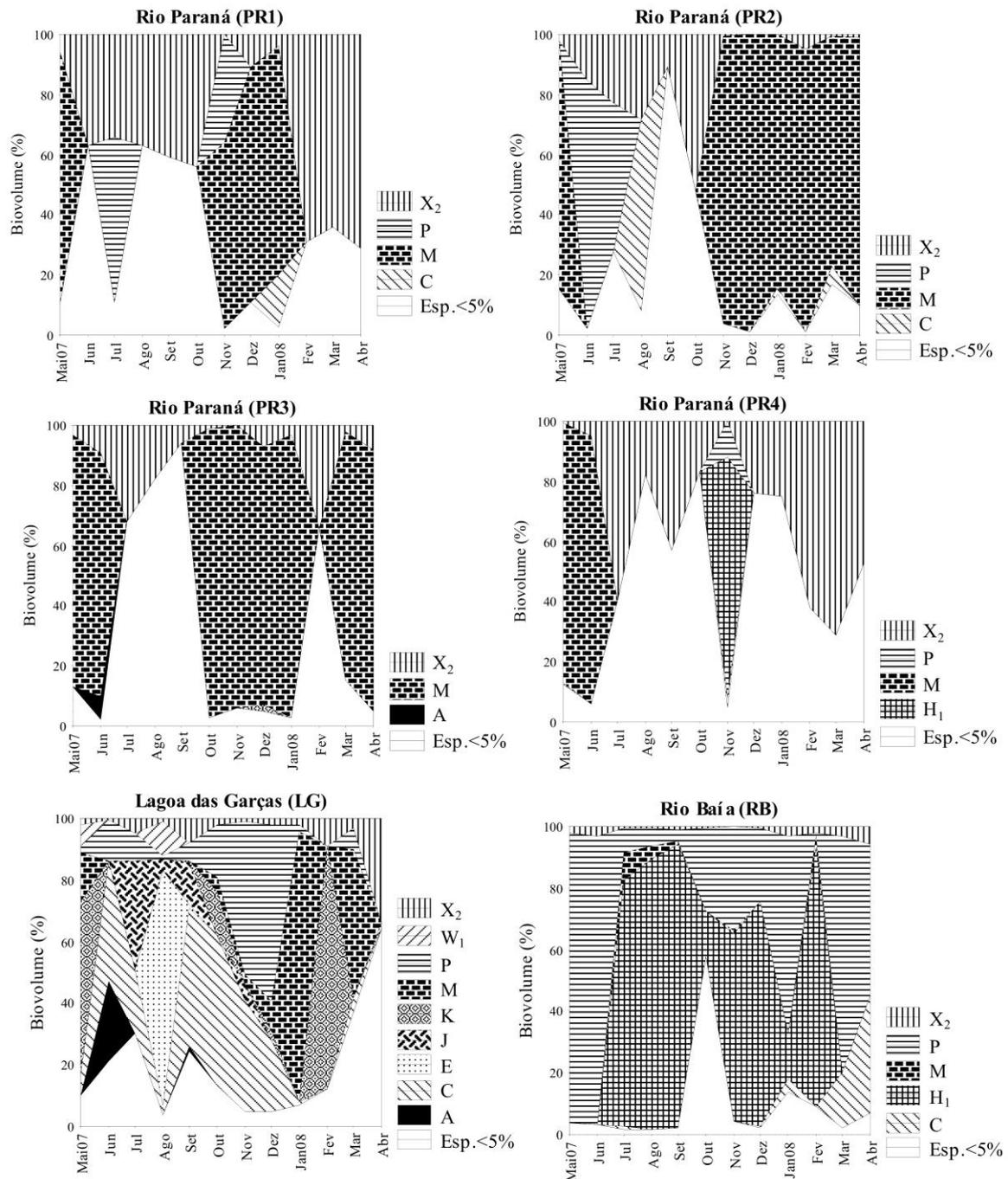


Figura 4: Variação mensal da contribuição relativa ao biovolume dos grupos funcionais fitoplancctônicos nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

O GF **K** esteve representado na lagoa das Garças no mês de fevereiro, não sendo registrada similaridade com as demais amostragens. A biomassa do GF **M** foi similar nas estações PR1 nos meses de maio, novembro, dezembro e janeiro, PR2 nos meses de maio, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril, PR3 nos meses de maio, junho, outubro, novembro, dezembro, janeiro, março e abril, PR4 nos meses de maio e junho, LG nos meses de maio, janeiro e março e RB nos meses de maio e junho (Figura 5).

Tabela 2: Principais espécies fitoplanctônicas, seus respectivos grupos funcionais (GFs) e sua contribuição (%) para a biomassa nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

GF	Espécies	Estações/Períodos
A	<i>Acanthoceras magdeburgensis</i>	PR3 – 8% junho
		LG – 26% junho
C	<i>Aulacoseira ambigua</i>	PR1 – 17% janeiro
		PR2 – 64% agosto, 6% março
		LG – 7% maio, 39% junho, 21%, julho, 45% setembro, 49% outubro, 36% novembro, 23% dezembro, 5% março
		RB – 18% março, 38% abril
E	<i>Dinobryon divergens</i>	LG – 76% agosto
H <sub>1</sub>	<i>Dolichospermum planctonicum</i>	PR4 – 80% novembro
		RB – 80% julho, 88% agosto, 92% setembro, 15% outubro, 61% novembro, 73% dezembro, 15% janeiro, 84% fevereiro
J	<i>Pediastrum duplex</i>	LG – 35% julho, 14% setembro, 5% novembro
K	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	LG – 56% maio, 14% outubro, 79% fevereiro
M	<i>Radiocystis fernandoi</i>	PR1 – 83% maio, 62% novembro, 78% dezembro, 76% janeiro
		PR2 – 83% maio, 96% novembro, 99% dezembro, 84% janeiro, 94% fevereiro, 77% março, 89% abril
		PR3 – 84% maio, 81% junho, 96% outubro, 94% novembro, 86% dezembro, 94% janeiro, 83% março, 87% abril
		PR4 – 86% maio, 89% junho
		LG – 16% maio, 5% outubro, 10% dezembro, 88% janeiro, 48% março
RB – 9% julho		
P	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	LG – 8% junho, 9% julho, 6% outubro, 6% novembro
		PR1 – 55% julho, 36% novembro
		PR2 – 83% junho, 49% julho
		PR4 – 12% novembro
		LG – 5% junho, 6% setembro, 11% outubro, 44% novembro, 57% dezembro, 7% março
RB – 94% maio, 94% junho, 8% julho, 6% agosto, 27% outubro, 34% novembro, 24% dezembro, 64% janeiro, 77% março, 49% abril		
W <sub>1</sub>	<i>Euglena ehrenbergii</i>	LG – 7% maio, 11% agosto
X <sub>2</sub>	<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	PR1 – 6% maio, 37% junho, 34% julho, 37% agosto, 41% setembro, 44% outubro, 11% dezembro, 69% fevereiro, 64% março, 71% abril
		PR2 – 15% junho, 23% julho, 28% agosto, 11% setembro, 52% outubro, 5% fevereiro
		PR3 – 9% junho, 32% julho, 18% agosto, 6% setembro, 7% dezembro, 34% fevereiro, 8% abril
		PR4 – 5% junho, 60% julho, 18% agosto, 43% setembro, 17% outubro, 24% dezembro, 25% janeiro, 62% fevereiro, 71% março, 47% abril
		LG – 5% julho, 8% setembro, 9% fevereiro, 34% abril
RB – 6% abril		

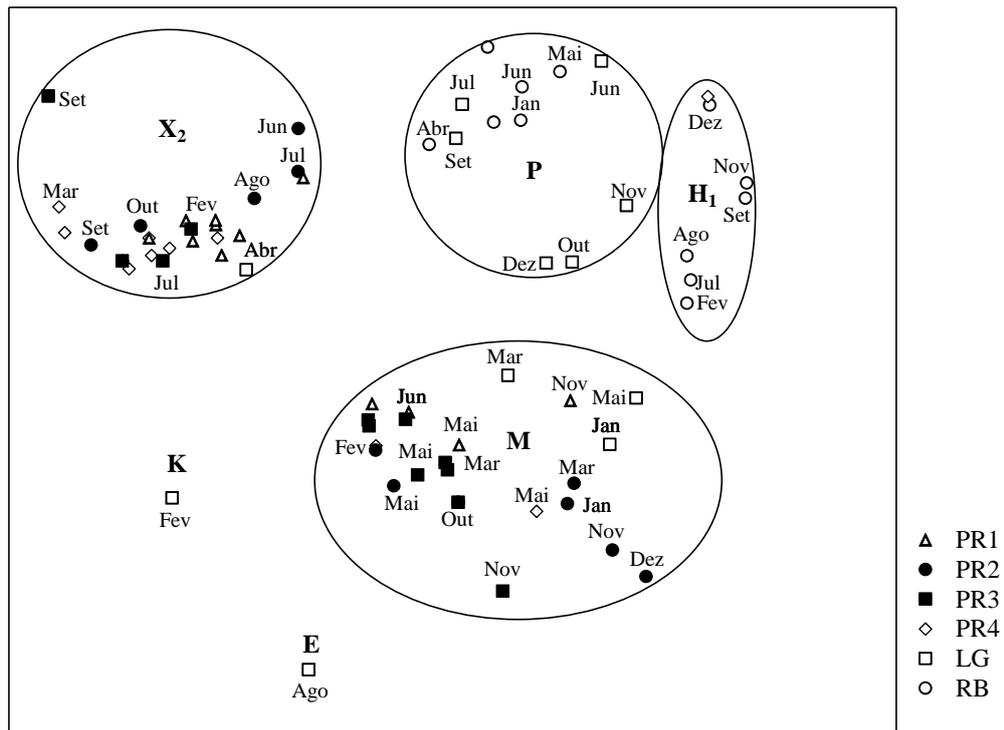


Figura 5. Análise de escalonamento multidimensional não métrica (NMDS) sobre a biomassa dos grupos funcionais fitoplanctônicos, nas estações de amostragem, no período de maio de 2007 a abril de 2008.

A lagoa das Garças nos meses de junho, julho, setembro, outubro, novembro e dezembro apresentou similaridades com o rio Baía nos meses de maio, junho, outubro, janeiro, março e abril, quanto à biomassa do GF **P** (Figura 5). Estes dois ambientes não apresentaram diferenças significativas quanto a biomassa desse GF e foram significativamente diferentes das demais estações de amostragem ( $H = 49,96$ ;  $p = 0,0000$ ).

A estação PR1 nos meses de julho, agosto, setembro, outubro, fevereiro, março e abril apresentou similaridades com as estações PR2 nos meses de junho, julho, agosto, setembro e outubro, PR3 nos meses de julho, agosto, setembro e fevereiro, PR4 nos meses de julho, agosto, setembro, outubro, dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril e LG no mês de abril, quanto à biomassa do GF **X<sub>2</sub>** (Figura 5).

Correlações positivas entre o biovolume dos GFs e as variáveis ambientais selecionadas para estudo foram obtidas através da CCA, a qual apresentou escores significativos para os dois primeiros eixos canônicos ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Monte Carlo (Figura 6).

A CCA explicou uma significativa porcentagem da variância total dos dados (eixo 1=21,1%, eixo 2=17,1%, acumulada 38,2%). Para o eixo 1, dentre as variáveis selecionadas para a análise, a alcalinidade (-0,87), a condutividade (-0,83), o pH (-0,80), o  $\text{NO}_3^-$  (-0,51), o

PSR (0,44), a  $Z_{\text{máx}}$  (-0,39), a  $Z_{\text{eu}}$  (-0,38) e o  $\text{NH}_4^+$  (0,28) foram as principais. Para o eixo 2, o  $\text{NO}_3^-$  (0,75), a  $Z_{\text{máx}}$  (0,68), a  $Z_{\text{eu}}$  (0,58), a temperatura da água (0,44) e o nível do rio Paraná (0,39) foram as variáveis que melhor explicaram a distribuição dos GFs. O diagrama da CCA evidenciou gradientes espaciais, com a discriminação da estação PR2 em relação à lagoa das Garças e ao rio Baía (Figura 6).

A estação PR2 foi representada principalmente pelo GF **M**. As estações PR1, PR3 e PR4 pelo GF **X<sub>2</sub>** e a lagoa das Garças pelos GFs **A**, **C**, **E**, **J**, **K** e **W<sub>1</sub>**. Estes GFs estiveram associados as maiores concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e maiores valores de  $Z_{\text{máx}}$ ,  $Z_{\text{eu}}$ , temperatura, condutividade, alcalinidade e pH. O rio Baía esteve representado principalmente pelos GFs **H<sub>1</sub>** e **P**, que estiveram associados às maiores concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e PSR e maiores valores de precipitação e nível hidrométrico do rio Paraná (Figura 6).

O GF **A** esteve representado nas estações PR3 e LG por *Acanthoceras magdeburgensis* (Figura 4, Tabela 2), onde foram registradas baixas concentrações de PSR, altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e alta disponibilidade luminosa (Tabela 1, Figura 6). O GF **C** (*Aulacoseira ambigua*) foi dominante em quatro das seis estações de amostragem (Figura 4, Tabela 2), em condições de mistura total da coluna de água e altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  (Tabela 1, Figura 6).

O GF **E** esteve representado principalmente por *Dinobryon divergens*, que foi dominante na lagoa das Garças no mês de agosto (Figura 4, Tabela 2), em condições de baixas concentrações de nutrientes (Tabela 1). *Dolichospermum planctonicum*, pertencente ao GF **H<sub>1</sub>**, foi dominante nas estações PR4 e RB (Figura 4, Tabela 2), em condições de altas concentrações de PSR e PT e baixas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  (Tabela 1, Figura 6).

O GF **J** esteve representado na lagoa das Garças por *Pediastrum duplex* (Figura 4, Tabela 2), que foi dominante em condições de alta disponibilidade luminosa, altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$ , disponibilidade de PSR e mistura total da coluna de água, principalmente no mês de julho (Tabela 1, Figura 6), quando foi registrada diferença de apenas 0,2°C entre os valores de temperatura da superfície e do fundo.

*Aphanocapsa delicatissima*, pertencente ao GF **K**, foi dominante na lagoa das Garças nos meses de maio, outubro e fevereiro (Figura 4, Tabela 2), em condições de disponibilidade de nutrientes (Tabela 1, Figura 6). O GF **M** ocorreu em todas as estações de amostragem e esteve representado por *Radiocystis fernandoi* (Figura 4, Tabela 2). A dominância deste GF esteve associada às condições de altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$ , alta temperatura e alta disponibilidade luminosa (Tabela 1, Figura 6).

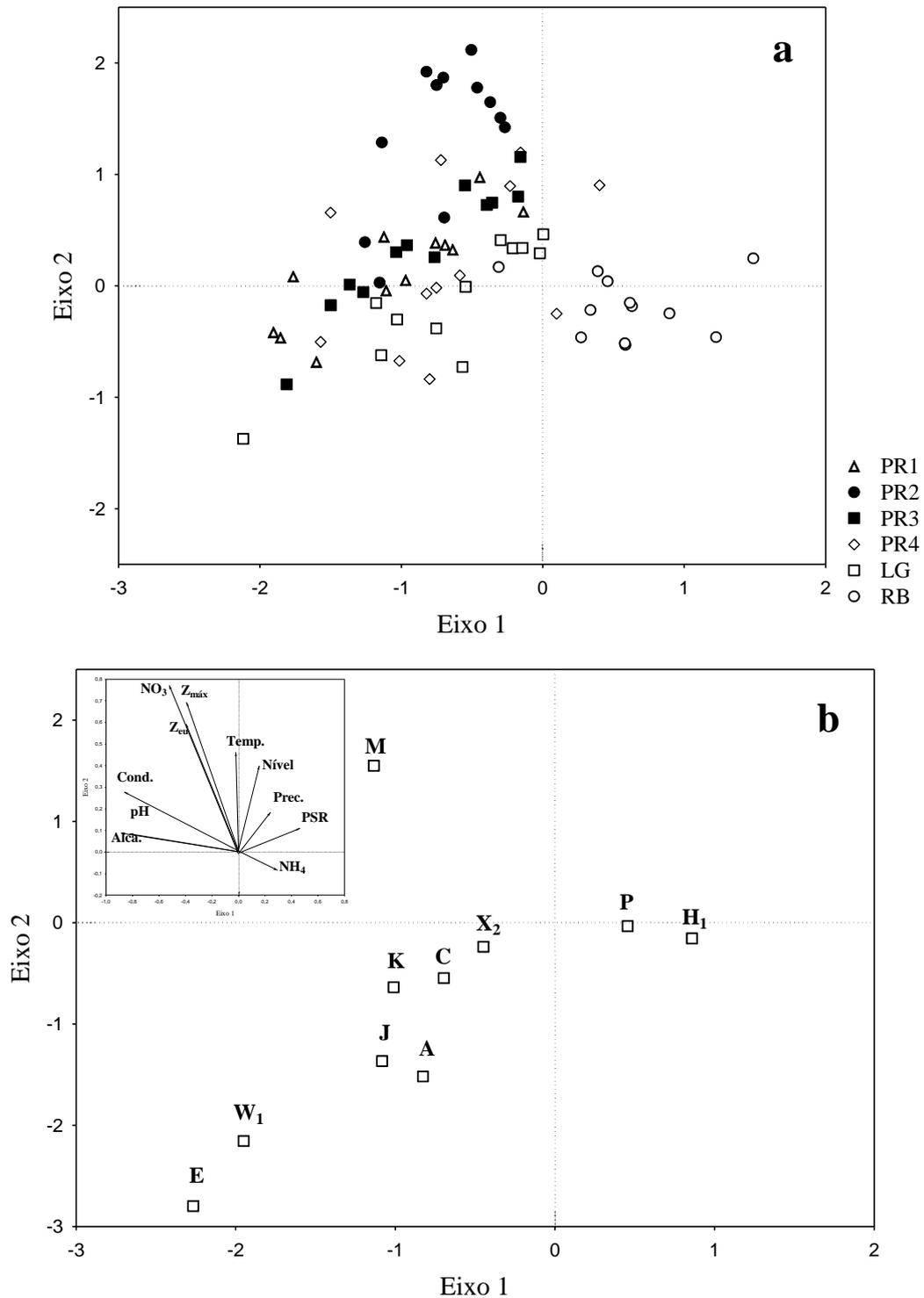


Figura 6: Dispersão dos escores das estações de amostragem (a), escores dos GFs fitoplanctônicos e variáveis abióticas (b) ao longo dos dois primeiros eixos da CCA.

O GF **P** foi dominante em cinco das seis estações de amostragem e esteve representado por *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* e *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (Figura 4, Tabela 2). Este último táxon apresentou maior contribuição para os valores de biomassa, principalmente no rio Baía e na lagoa das Garças, quando foram

registradas condições de mistura total da coluna de água e altas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e PSR (Tabela 1, Figura 6).

O GF  $\mathbf{W}_1$  esteve representado na lagoa das Garças por *Euglena ehrenbergii* (Figura 4, Tabela 2), dominante em condições de altas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  (Tabela 1, Figura 6). *Cryptomonas brasiliensis*, pertencente ao GF  $\mathbf{X}_2$ , foi dominante nas seis estações de amostragem (Figura 4, Tabela 2) em condições de disponibilidade de luz e de  $\text{NO}_3^-$  (Tabela 1, Figura 6).

#### 4.4 Discussão

Os baixos valores de nível hidrométrico do rio Paraná (<3,5 metros), caracterizando limnofase, verificados no período de outubro de 2007 a fevereiro de 2008, e o registro de 312 dias que apresentaram níveis hidrométricos abaixo de 3,5 metros, durante o período de estudo, decorreram provavelmente pela influência do fenômeno *La Niña* (CPC, 2011), que provoca anomalias negativas de precipitação na bacia deste rio (Borges & Train, 2009). Além da influência deste fenômeno, a redução dos níveis hidrométricos do rio Paraná também pode ser atribuída aos procedimentos operacionais das barragens localizadas a montante, principalmente a do reservatório de Porto Primavera.

Após a formação deste reservatório, foram registradas modificações no canal do rio Paraná, mudanças na magnitude, duração e frequências dos pulsos, redução de níveis hidrométricos acima de 3,5 metros e no transporte de sólidos suspensos (Roberto et al., 2009; Souza Filho, 2009; Stevaux et al., 2009).

A maior contribuição de Chlorophyceae à diversidade fitoplanctônica, principalmente para a lagoa das Garças, é similar à observada em outros ambientes lênticos da bacia do alto rio Paraná, (Train & Rodrigues, 2004; Train et al., 2004; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Borges & Train, 2009), médio rio Paraná (Garcia de Emiliani, 1997), do rio Paraguai (Oliveira & Calheiros, 2000), do rio Amazonas (Melo et al., 2004) e da área alagável do rio Paranapanema na zona de sua desembocadura no reservatório de Jurumirim (Henry et al., 2006).

O número total de táxons registrados no trecho amostrado do rio Paraná e no rio Baía foi inferior ao verificado nestes ambientes nos períodos de março de 1993 a fevereiro de 1994 e 2000 a 2007 (Train & Rodrigues, 1998; Rodrigues et al., 2009). Maior número de táxons que os apresentados por estes rios neste estudo também foi registrado para outros trechos do alto (Zalocar de Domitrovic et al., 2007) e médio rio Paraná (Garcia de Emiliani, 1997; Devercelli, 2010).

O número total de táxons registrados na lagoa das Garças foi superior ao registrado em ambientes lênticos da planície de inundação do médio rio Paraná (Garcia de Emiliani, 1993), do rio Amazonas (Melo et al., 2004), do rio Paraguai (Espíndola et al., 1996) e do rio Mary, na Austrália (Townsend, 2006). Alguns ambientes lênticos de planícies de inundação apresentaram maior diversidade fitoplanctônica que este lago de inundação, o que provavelmente se deve ao maior esforço amostral empregado nos mesmos (Ibañez, 1998; Izaguirre et al., 2001; Melo et al., 2004; Nabout et al., 2006).

Assim como o registrado para o período de março de 1993 a fevereiro de 1994, anterior à formação do reservatório de Porto Primavera (Train & Rodrigues, 2004), foram registrados baixos valores de biomassa na estação PR3, sendo inferiores aos verificados naquele período. Os menores valores de biomassa registrados neste estudo podem estar associados ao crescente processo de oligotrofização que tem ocorrido no rio Paraná após a construção de barragens a montante, o que se acentuou após a construção da barragem do reservatório de Porto Primavera (Roberto et al., 2009).

Os baixos valores de biomassa registrados nas estações PR1, PR2, PR3 e PR4 também podem ser atribuídos à alta vazão do rio Paraná, a qual embora tenha sido reduzida após a formação do reservatório de Porto Primavera (Souza Filho, 2009), continua sendo o principal fator atuante sobre as comunidades e variáveis abióticas desse ambiente.

Além da alta vazão e das concentrações de nutrientes, a carga de sólidos também é considerada um dos principais fatores que regulam as alterações das variáveis físicas, químicas e da comunidade fitoplanctônica de sistemas lóticos (Straskraba, 1990; Chételat et al., 2006; Reynolds, 2006; Soares et al., 2007; Zalocar de Domitrovic et al., 2007; Devercelli, 2010; Istvánovics et al., 2010). Os baixos valores de MST e os altos valores de  $Z_{cu}$  registrados no rio Paraná, no entanto, indicam alta disponibilidade luminosa, não sendo esta, portanto, um fator limitante ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica nesse sistema, mas sim a depleção de nutrientes e a elevada vazão.

Considerando o conceito de serviços ecossistêmicos (Abson & Termansen, 2010), a oligotrofização e a alta transparência da água do rio Paraná fazem com que este ecossistema forneça serviços culturais, relacionados à estética do ambiente e serviços de provisão, relacionados ao fornecimento de água limpa e às atividades de recreação. No entanto, os serviços de suporte, relacionados à produção primária, ciclagem de nutrientes e resiliência do ecossistema são prejudicados.

Os baixos valores de biomassa registrados na lagoa das Garças e no rio Baía no mês de abril, período de águas altas, podem ser atribuídos ao efeito dilutivo e à redução do tempo

de retenção provocados pela influência lótica do rio Paraná sobre estes ambientes. Baixos valores de densidade e biomassa no período de águas altas também foram verificados para outros ambientes lênticos da planície de inundação do rio Paraná (Garcia de Emiliani, 1993, 1997; Train e Rodrigues, 2004; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Rodrigues et al., 2010, submetido), do rio Acre (Phlips et al., 2008) e do rio Mary, na Austrália (Townsend, 2006).

A similaridade registrada entre as estações PR1, PR2, PR3 e PR4, quanto à biomassa dos GF<sub>5</sub> M e X<sub>2</sub>, pode ser atribuída às semelhantes condições ambientais registradas nas mesmas. A dominância do GF X<sub>2</sub> deve-se provavelmente, além das condições de disponibilidade de luz e de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, às características oportunistas das criptofíceas. Elas precisam de mistura da coluna de água, podem se adaptar à turbulência (Klaveness, 1988), possuem alta razão superfície:volume e rápida absorção de nutrientes (Reynolds & Lund, 1988; Jones, 2000). Segundo Reynolds (2000, 2006) o recrutamento de espécies fitoplanctônicas a jusante de rios é aumentado quando estas apresentam pequeno tamanho celular, alta taxa de crescimento e eficiência fotossintética e baixa taxa de sedimentação.

Embora o potamoplâncton seja composto de táxons fitoplanctônicos capazes de sobreviver às forças seletivas que atuam nos rios (Margalef, 1983; Reynolds, 2000), alguns organismos fitoplanctônicos sobrevivem às constantes mudanças provocadas pelo fluxo unidirecional, apenas porque existe um contínuo semeamento de inóculos, de um modo não estocástico, o que permite os ciclos reprodutivos de abundância e composição de espécies fitoplanctônicas, observados em diversos pontos ao longo dos rios (Reynolds, 2000). Assim como registrado para a composição fitoplanctônica (capítulo I), os altos valores de biomassa registrados na estação PR2 nos meses de novembro e dezembro, foram provavelmente resultantes de aportes de inóculos do reservatório de Rosana.

Embora este reservatório apresente elevada vazão, características oligotróficas (Nogueira et al., 2002; Jorcin & Nogueira, 2005) e baixos valores de biomassa fitoplanctônica (Rodrigues et al., 2005; Train et al., 2005; Ferrareze & Nogueira, 2006), *R. fernandoi*, a principal espécie dominante na estação PR2, apresentou altos valores de biovolume no reservatório de Rosana em 2001 (Rodrigues et al., 2005) e 2002 (Train et al., 2005). Vale ressaltar, que no entanto, nesses estudos, esta espécie foi identificada como *Microcystis aeruginosa*, devido as similaridades morfológicas entre as duas espécies e dificuldade de visualização da distribuição radial das células e do plano de divisão celular nas colônias de *R. fernandoi* (Train, comunicação pessoal).

Florações de *R. fernandoi* também foram registradas em três tributários da margem esquerda do reservatório de Rosana nos anos de 2003 (Borges et al., 2008) e 2006 (Fonseca et

al., 2009; Train et al., 2009; Borges et al., 2010). Embora tenha sido registrada a ocorrência desta cianobactéria nas estações PR1, PR3 e PR4, os baixos valores de biomassa verificados nas mesmas indicam que a alta vazão do rio Paraná e as baixas concentrações de fósforo não fornecem condições propícias ao seu desenvolvimento no canal principal deste rio.

Segundo Reynolds (2000) e Chételat et al. (2006), as condições físicas particulares encontradas em rios podem impedir a dominância de espécies que possuem elevado tamanho celular, baixa taxa de crescimento e que não conseguem superar as perdas advectivas. Além disso, os resultados encontrados no presente estudo concordam com o observado por Basu & Pick (1996), Van Nieuwenhuysse & Jones (1996), Heiskary & Markus (2001) e Chételat et al. (1996), os quais observaram a existência de relação positiva entre as concentrações de fósforo e a biomassa algal em rios.

Neste sentido, considerando a comunidade fitoplanctônica das estações amostradas no presente estudo como metacomunidade, ou seja, um conjunto de comunidades locais, conectadas pela dispersão de espécies (Cotteniee & De Meester, 2003; Leibold et al., 2004) pode-se afirmar que a dispersão de *R. fernandoi*, principalmente a partir do reservatório de Rosana, foi efetiva nas estações localizadas no canal principal do rio Paraná. No entanto, a elevada vazão e as baixas concentrações de nutrientes, acrescidas do efeito dilutivo, não permitiram a colonização desta espécie no rio Paraná.

Foi registrado aumento nos valores de biomassa de Chroococcales na estação PR3, quando comparado ao período de março de 1993 a fevereiro de 1994, anterior à formação do reservatório de Porto Primavera (Train et al., 2000; Train & Rodrigues, 2004). Embora tenha sido observado este aumento e *R. fernandoi* tenha ocorrido na estação PR1, no período de novembro de 2007 a janeiro de 2008, os baixos valores de biomassa da mesma registrados nesta estação confirmam que apesar de esse reservatório também atuar como provável fonte de inóculos, a contribuição do mesmo é menor, quando comparada à do reservatório de Rosana, assim como registrado para a composição fitoplanctônica (capítulo I).

Embora tenham sido registrados baixos valores de biomassa de *R. fernandoi* no rio Paraná, esta espécie constitui um potencial inóculo para a colonização de ambientes lênticos da planície de inundação, localizados a jusante. Os altos valores de biomassa de *R. fernandoi* registrados na lagoa das Garças, principalmente no mês de janeiro, após o registro de altos valores de biomassa desta espécie nos meses de novembro e dezembro na estação PR2, sugerem contribuição de inóculos de *Radiocystis fernandoi* do reservatório de Rosana, para este ambiente lêntico.

Além da dispersão de *R. fernandoi* do reservatório de Rosana, também deve ter ocorrido dispersão desta espécie, dos demais ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná para a lagoa das Garças, nos quais é comum a ocorrência de florações da mesma (Train & Rodrigues, 2004; Train et al., 2004; Bovo-Scomparin & Train, 2008). Vale ressaltar que, no entanto, nos estudos realizados por Train & Rodrigues (2004) e Train et al. (2004), *R. fernandoi* foi identificada como *Microcystis aeruginosa* (Train, comunicação pessoal).

Desse modo, nesse lago de inundação conectado ao canal principal do rio Paraná, além da dispersão de inóculos de *R. fernandoi* procedentes do reservatório de Rosana e dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, também ocorreu colonização desta espécie.

A dominância de *R. fernandoi* na lagoa das Garças e em outros ambientes eutróficos, lênticos (Rodrigues et al., 2010, submetido; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Bovo-Scomparin et al. em prep.) e lóticos com baixa vazão (Borges et al., 2008; Train et al., 2009; Borges et al., 2010), confirmam que o seu desenvolvimento é favorecido em ambientes lênticos, mais estáveis e com disponibilidade de nutrientes.

Neste sentido e de acordo com Borges et al. (2008) e Bovo-Scomparin & Train (2008), *R. fernandoi* foi enquadrado no GF **M**, caracterizado por espécies coloniais que apresentam elevadas dimensões, controle da flutuabilidade, sensibilidade ao alto fluxo e adaptação as flutuações diárias nas condições de mistura e estratificação de lagos eutróficos (Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2009) e não no GF **L<sub>0</sub>** (sensu Padisák et al., 2009). A dominância do GF **M** também tem sido associada a condições de altas concentrações de nutrientes (Çelik & Ongun, 2008), capacidade de estocagem dos mesmos (Marinho & Huszar, 2002), tolerância a condições de mistura da coluna de água e baixa disponibilidade luminosa (Becker & Marques, 2004; Train et al., 2004; Borges et al., 2008; Bovo-Scomparin & Train, 2008).

As flutuações de nível hidrométrico e vazão permitem trocas laterais e o recrutamento de organismos provenientes de zonas de armazenamento, as quais podem estar localizadas em canais fluviais ou em corpos de água adjacentes (Reynolds, 2000; Cote et al., 2009; Istvánovics et al., 2010). Em rios de planície de inundação, onde o canal principal e o vale aluvial são componentes integrados de um sistema dinâmico, as variações de nível e vazão são as principais forças que determinam o grau de conectividade através de um gradiente lateral (Knösche, 2006; Thomaz et al., 2007; Zalocar de Domitrovic et al., 2007). Assim como o registrado para a composição fitoplanctônica (capítulo I), a floração de *D. planctonicum* (GF **H<sub>1</sub>**), registrada na estação PR4 no mês de novembro, foi resultante dos aportes de inóculos desta espécie do rio Baía, onde a mesma apresentou florações massivas. A direção de

fluxo no sentido rio Baía-rio Paraná, registrada durante o período de maio de 2007 a março de 2008 contribuiu para a maior influência do rio Baía sobre esta estação.

Estes resultados também ressaltam a importância do eixo transversal no curso de rios, como fonte de inóculos para o canal principal, como destacado em outros estudos (Barbosa et al., 1999; Unrein, 2002; Zalocar de Domitrovic et al., 2007). Aumento nos valores de biomassa do GF  $H_1$  também foi observado para o médio rio Paraná e atribuído à influência de corpos de água adjacentes (Devercelli, 2010).

A ocorrência do alto valor de biomassa de *D. planctonicum* (GF  $H_1$ ) na estação PR4, apenas no mês de novembro, indica que apesar da dispersão esporádica desta espécie do rio Baía, não ocorre colonização da mesma no canal principal do rio Paraná. Neste sentido, a elevada biomassa pontual registrada nessa estação pode ser atribuída ao recrutamento temporário do fitoplâncton, procedente do rio Baía, o qual pode ser considerado uma zona de armazenamento de biomassa fitoplanctônica (sensu Reynolds, 2000).

O rio Baía, assim como o rio Paraná, é caracterizado por um grande número de lagos de inundação ao longo do seu curso, formando lagos concatenados (Souza Filho & Stevaux, 2004). Assim, as florações de *D. planctonicum* registradas no rio Baía podem ser resultantes dos aportes de inóculos desta espécie dos ambientes lênticos associados ao mesmo, nos quais já tem sido observadas florações massivas de diversas espécies de *Dolichospermum* (Train & Rodrigues, 2004).

As características da estação de amostragem no rio Baía, a qual é localizada em uma baía, provavelmente favoreceram as florações de *D. planctonicum*, devido às condições de maior estabilidade hidrodinâmica. Estas condições foram intensificadas após a interrupção do fluxo deste rio a montante, pela construção da barragem do reservatório de Porto Primavera (Souza Filho & Stevaux, 2004). Os maiores valores de biomassa de *D. planctonicum* registrados no rio Baía, quando comparados ao ciclo hidrológico 1993-1994 (Train & Rodrigues, 1998), provavelmente estão relacionados ao decréscimo da vazão do rio Baía, após a construção da barragem deste reservatório.

Considerando-se que a jusante dos reservatórios de Porto Primavera e de Rosana, está localizada a Área de Proteção Ambiental (APA) das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, que representa o último remanescente de várzea deste rio em território brasileiro (Agostinho et al., 2002) e faz parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, criada pelo MAB/UNESCO (Seeliger et al., 2002), a ocorrência de florações de cianobactérias nas estações PR2, PR4, LG e RB é preocupante.

As cianobactérias constituem importantes componentes do fitoplâncton em ambientes oligotróficos e mesotróficos (Blomqvist et al., 1994; Huszar and Caraco, 1998), assim como em ambientes lênticos de planície de inundação relativamente inalterados e naturalmente ricos em matéria orgânica e nutrientes (Lewis et al., 2000; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Borges & Train, 2009). No entanto, a dominância deste grupo é geralmente associada a processos de degradação do meio ambiente, relacionados à eutrofização (Chorus e Barthran, 1999; Chen et al., 2009), além de diminuição da diversidade e abundância de outros grupos algais (Scheffer et al., 1997). Além disso, é importante destacar que as espécies de cianobactérias registradas no presente estudo são potenciais produtoras de uma ampla variedade de toxinas, com riscos a saúde do homem e do meio ambiente (Yunes et al., 1998; Chorus e Barthram, 1999; Codd et al., 2005).

No estudo realizado no rio Baía, durante o ciclo hidrológico 1993-1994, foi registrada dominância de *Dolichospermum circinalis*, *Dolichospermum solitarium* e *Dolichospermum spiroides* no período de águas baixas e estas foram substituídas por *Aulacoseira granulata* var. *granulata* após um período de intensa precipitação, em que foi observado aumento nas concentrações de  $\text{NO}_3^-$  (Train & Rodrigues, 1998).

Resultados similares foram registrados no presente estudo e a ausência do GF **H<sub>1</sub>** e a dominância do GF **P** no rio Baía, nos meses de março e abril, período em que foram registrados os maiores níveis hidrométricos do rio Paraná, indicam que provavelmente pode ter ocorrido uma interrupção da seqüência sucessional e uma reversão para um estágio anterior da sucessão fitoplanctônica.

As maiores concentrações de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  registradas nos meses em que houve predomínio do GF **P** e as baixas concentrações destes nutrientes nos meses em que o GF **H<sub>1</sub>** foi mais representativo, provavelmente também contribuíram para a dinâmica sucessional da comunidade fitoplanctônica no rio Baía.

Alternâncias de dominância de *D. circinalis* e *A. granulata*, associadas a períodos de estratificação e mistura da coluna de água, respectivamente, também foram registradas para os rios Murray (Bormans et al., 1997) e Murrumbidgee (Sherman et al., 1998), Austrália, os quais como o rio Baía, apresentam baixa vazão.

As altas concentrações de nutrientes e as condições de mistura da coluna de água que favoreceram a dominância do GF **P** no rio Baía foram similares às condições registradas na lagoa das Garças. Isso justifica o fato de esses ambientes não terem apresentado diferenças significativas quanto à biomassa do GF **P** e terem sido significativamente diferentes das demais estações de amostragem.

As condições de mistura da coluna de água e altas concentrações de nutrientes registradas na lagoa das Garças também favoreceram a dominância do GF **C** nesse ambiente. A vantagem competitiva dos GFs **C** e **P** ocorre em virtude da elevada taxa de sedimentação das espécies meroplânctônicas, as quais necessitam de turbulência para se manter em suspensão na coluna de água (Reynolds, 2000).

As flutuações de nível hidrométrico dos sistemas fluviais desempenham um papel fundamental na estrutura, função e integridade dos ambientes aquáticos adjacentes (Leira & Cantonati, 2008), sendo que impactos causados por mudanças climáticas sobre estes sistemas podem provocar mudanças nos ambientes adjacentes, em suas comunidades e nas espécies individuais (Abrahams, 2008).

Desse modo, a influência de *La Niña* sobre o regime hidrossedimentológico do rio Paraná, além de refletir nos baixos níveis hidrométricos deste rio, apresentou consequentes efeitos sobre os ambientes a ele conectados, como baixa variação de nível hidrométrico (estimado pela  $Z_{\text{máx}}$ ) na lagoa das Garças e menor influência do rio Paraná sobre o rio Baía, no período de setembro de 2007 a abril de 2008.

As flutuações de nível hidrométrico a longo prazo provocam alterações na mistura vertical dos lagos rasos, ocorrendo condições de mistura total da coluna de água, pela ação dos ventos, quando ocorre acentuada redução do nível (Hofmann et al., 2008). Neste sentido, os baixos valores de  $Z_{\text{máx}}$  e as altas concentrações de nutrientes registradas na lagoa das Garças, no período sob influência de *La Niña*, podem ter contribuído para a dominância dos GFs **C** e **P**. Quanto ao rio Baía, a menor influência do rio Paraná sobre o mesmo neste período, provavelmente favoreceu condições de maior estabilidade hidrodinâmica, o que contribuiu para os maiores valores de biomassa do GF **H<sub>1</sub>**, registrados neste ambiente.

A dominância de cianobactérias em períodos sob influência do fenômeno *La Niña*, associada aos baixos valores do nível hidrométrico do rio Paraná, também tem sido registrada para outros ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná (Bovo-Scomparin & Train, 2008; Bovo-Scomparin et al. em prep.). Altos valores de densidade fitoplanctônica também têm sido registrados em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Borges & Train, 2009; Rodrigues et al., 2009) e do médio rio Paraná (Devercelli, 2010) sob influência deste fenômeno.

Os altos valores de biovolume registrados na estação PR2, maiores do que os registrados a jusante do reservatório de Porto Primavera, confirmam a hipótese de que a biomassa fitoplanctônica do rio Paraná é menor a jusante deste. Os altos valores de biomassa de *R. fernandoi* registrados na lagoa das Garças, após o registro de florações deste táxon na

estação PR2, confirmam a hipótese de que a biomassa dos grupos taxonômicos e grupos funcionais fitoplanctônicos nesse ambiente é influenciada pela dispersão de espécies provenientes dos reservatórios localizados a montante desse trecho estudado no rio Paraná, principalmente do reservatório de Rosana.

Os baixos valores de biomassa registrados no rio Paraná, com provável impacto sobre a teia trófica, indicam a necessidade de monitoramento contínuo do fitoplâncton no canal principal deste rio. Além disso, a influência dos reservatórios localizados a montante do rio Paraná sobre a comunidade fitoplanctônica de ambientes lênticos conectados a ele, principalmente devido à exportação de inóculos de cianobactérias, indica a necessidade de monitoramento contínuo desta comunidade em sua planície de inundação e nesses reservatórios.

Estudos que avaliem a presença de cianotoxinas nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná são necessários para avaliar os riscos potenciais à biota aquática e a saúde pública. Em vista do efeito cumulativo dos resíduos provenientes do cultivo intensivo de peixes e dos altos valores de biomassa de *R. fernandoi* registrados em braços do reservatório de Rosana (Borges et al., 2008; Fonseca et al., 2009), destaca-se também a necessidade de monitoramento constante e de estudos que avaliem o impacto da piscicultura em tanques-rede na bacia do rio Paraná.

Neste sentido, é indispensável a continuidade de estudos para a avaliação da variabilidade climática e influência dos reservatórios localizados a montante e seus efeitos sobre o regime hidrossedimentológico do rio Paraná, com consequentes alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica deste rio e ambientes associados.

É necessária uma visão sistêmica e integrada procurando-se estudar os processos biológicos que regulam os sistemas aquáticos e que são vitais para a continuidade do equilíbrio dinâmico do meio (Moraes, 2009). Estes estudos são fundamentais para o avanço do conhecimento sobre esse complexo ecossistema planície de inundação do alto rio Paraná, aperfeiçoamento da capacidade preditiva e para fornecer subsídios para o manejo adequado, incluindo decisões quanto à operação das barragens dos reservatórios localizados a montante.

## REFERÊNCIAS

- Abrahams, C., 2008. Climate change and lakeshore conservation: a model and review of management techniques. *Hydrobiologia* 613: 33–43.
- Abson, D. J. & M. TERMANSEN, 2010. Valuing Ecosystem Services in Terms of Ecological Risks and Returns. *Conservation Biology* 25(2): 250–258.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes, 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1119-1132.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & K. Nakatani, 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná. In Seeliger, U., C. Cordazzo & F. Barbosa. *Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração*. MCT/CNPq. Programa PELD, Belo Horizonte: 101-124.
- American Public Health Association, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19<sup>th</sup> ed. APHA, Washington DC.
- Amoros, C. & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761–776.
- Barbosa, F. A. R., J. Padišák, E. L. G. Espíndola, G. Borics & O. Rocha, 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos: 425–437.
- Basu, B. K. & F. R. Pick, 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41(7): 1572-1577.
- Becker, V. & D. M. Marques, 2004. Water dynamics, phytoplankton biomass and size structure of a shallow freshwater subtropical lake (Itapeva lake, south of Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(2): 163-174.
- Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. *Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2<sup>a</sup> Edição. RIMA, São Carlos.
- Blomqvist, P., A. Pettersson & P. Hyenstrand, 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie* 132: 141-164.
- Borges, P. A. F. & S. Train., 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 637-647.

- Borges, P. A. F., S. Train, J. D. Dias & C. C. Bonecker, 2010. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. *Hydrobiologia* 649: 279-291.
- Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences* 30(1): 57-65.
- Bormans, M., H. Maier, M. Burch & P. Baker, 1997. Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: implication for cyanobacterial bloom development. *Marine Freshwater Research* 48:647-54.
- Bovo-Scomparin, V. M. & S. Train, 2008. Long-Term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia* 610: 331-344.
- Bovo-Scomparin, V. M., S. Train & L. C. Rodrigues. Variação sazonal da comunidade fitoplanctônica em dois lagos de inundação (Alto Rio Paraná, MS): influência do regime hidrossedimentológico, em prep.
- Çelik, K. & T. Ongun, 2008. Spatial and temporal dynamics of the steady-state phytoplankton assemblages in a temperate shallow hypertrophic lake (Lake Manyas, Turkey). *Limnology* 9: 115-123.
- CESP, 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo: Série Divulgação e Informação 220.
- Chen, H., J. M. Burke, T. Mosindy, P. M. Fedorak & E. E. Prepas, 2009. Cyanobacteria and microcystin-LR in a complex lake system representing a range in trophic status: Lake of the Woods, Ontario, Canada. *Journal of Plankton Research* 31(9): 993-1008.
- Chételat, J., F. R. Pick & P. B. Hamilton, 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology Oceanography* 51(1, part 2): 681-689.
- Chorus, I. & J. Bartram, 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London.
- Clarke, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology* 18: 117-143.
- Cloern, J. E., 2007. Habitat Connectivity and Ecosystem Productivity: Implications from a Simple Model. *American Naturalist* 169(1): 21-33.
- Codd, G. A., L. F. Morrison & J. S. Metcalf, 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.
- Cole, G. A., 1994. Textbook of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Cote, D., D. G. Kehler, C. Bourne & Y. F. Wiersma, 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24: 101-113.

Cottenie, K. & L. De Meester, 2003. Connectivity and cladoceran species richness in a metacomunity of shallow lakes. *Freshwater Biology* 48: 823–832.

Coulon, A., J. F. Cosson, J. M. Angibault, B. Cargnelutti, M. Galan, N. Morellet, E. Petit, S. Aulagnier & J. M. Hewison, 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology* 13: 2841-4850.

C. P. C., 2011. Climate Prediction Center. National Weather Service. Disponível em: <http://www.cpc.noaa.gov>.

Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5–19.

Espíndola, E. G., T. Matsumura-Tundisi & L. D. Moreno, 1996. Estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa Albuquerque (Pantanal Matogrossense), Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 13-27.

Ferrareze, M. & M. G. Nogueira, 2006. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18(4): 389-405.

Fonseca, I. A., N. S. Siqueira & L. Rodrigues, 2009. Algas Perifíticas a montante e jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana – Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum* 31(2): 135-141.

Forero-Medina, G. & M. V. Vieira, 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis* 11 (4): 493-502.

Garcia de Emiliani, M. O., 1993. Seasonal sucession of phytoplankton in a lake of the Paraná river floodplain. *Hydrobiologia* 264: 101-114.

Garcia de Emiliani, M. O., 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 357: 1-15.

Giné, M. F., H. Bergamin, E. A. G. Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.

Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.

Goodwin, B. J., 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology* 18: 687–699.

Harris, G. P., 1986. Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation. Chapman and Hall, London, 384pp.

- Heiskary, S. & H. Markus, 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Lake and Reservoir Management* 17: 251–262.
- Henry, R., E. Ushinohama & R. M. R. Ferreira, 2006. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao Rio Paranapanema e em sua desembocadura no Reservatório de Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 399-414.
- Hillebrand, H., C. D. Dürselen, D. Kirschtel, U. Pollinger & T. Zohary, 1999. Biovolume Calculation for Pelagic and Benthic Microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hofmann, H., A. Lorke & F. Peeters, 2008. Temporal scales of water-level fluctuations in lakes and their ecological implications. *Hydrobiologia* 613: 85–96.
- Huszar, V. L. M. & N. F. Caraco, 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. *Freshwater Biology* 40: 679-696.
- Ibañez, M. S. R., 1998. Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* 362: 79-83.
- Istvánovics, V., M. Honti, L. Vörös & Z. Kozma, 2010. Phytoplankton dynamics in relation to connectivity, flow dynamics and resource availability—the case of a large, lowland river, the Hungarian Tisza. *Hydrobiologia* 637: 121–141.
- Izaguirre, I., G. Mataloni, L. Allende & A. Vinocur, 2001. Summer fluctuations of microbial planktonic communities in a eutrophic lake – Cierva Point, Antarctica. *Journal of Plankton Research* 23: 1095-1109.
- Jones, R. I., 2000. Mixotrophy in planktonic protists: An overview. *Freshwater Biology* 45: 219–226.
- Jorcín, A. & M. G. Nogueira, 2005. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment–water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Paranapanema River, south-east Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10: 1-12.
- Kindlmann, P & F. Burel, 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23: 879–890.
- Klaveness, D., 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In Sandgren, C. (ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 105-133.
- Knösche, R., 2006. Organic sediment nutrient concentrations and their relationship with the hydrological connectivity of floodplain waters (River Havel, NE Germany). *Hydrobiologia* 560: 63–76.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.

- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München: 1-759.
- Kondolf, G. M., A. J. Boulton, S. O'Daniel, G. C. Poole, F. J. Rahel, E. H. Stanley, E. Wohl, A. Bång, J. Carlstrom, C. Cristoni, H. Huber, S. Koljonen, P. Louhi & K. Nakamura, 2006. Process-Based Ecological River Restoration: Visualizing Three- Dimensional Connectivity and Dynamic Vectors to Recover Lost Linkages. *Ecology and Society* 11(2): 5.
- Koroleff, K., 1978. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical ecology*. Developments in Environmental Modelling. Elsevier, Amsterdam, 853p.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase & M. F. Hoopes, et al., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Leira, M. & M. Cantonati, 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.
- Lewis, W. M., S. K. Hamilton, M. A. Lasi, M. Rodrigues & J. F. Saunders, 2000. Ecological Determinism on the Orinoco Floodplain. *Bioscience* 50: 681-692.
- Lund, J. W. G., C. Kipling & E. D. Lecren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11: 980-985.
- Mackereth, F. Y. H., J. R. Heron & J. F. Tailing, 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association (Scientific Publication, 36).
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Omega, Barcelona.
- Marinho, M. M. & V. L. M. Huszar, 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archives fur Hydrobiologie* 153: 443-468.
- Matisziw, T. C. & A. T. Murray, 2009. Connectivity change in habitat networks. *Landscape Ecology* 24:89–100.
- Mccune, B. & M. J. Mefford, 1999. *PC-Ord*. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design. Glenden Beach, Oregon, USA.

- Melo, S., V. L. M. Huszar, F. Roland, F. A. Esteves & R. Bozelli, 2004. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata Lake and Mussurá Lake, Pará-Brasil) with different mixing regimes. *Amazoniana* 18(1-2): 1-10.
- Mercado, L. M. & N. Gomes, 1999. Effects of a Nuclear Power Plant on phytoplankton structure of the lower Parana, river. *Interciencia* 24(1): 36-41.
- Moraes, L. A. F., 2009. A visão integrada da ecologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* 13(4): 676-687.
- Nabout, J. C., I. S. Nogueira & L. G. Oliveira, 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research* 28: 181-193.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciencia* 15(6): 424-441.
- Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius & C. Revenga, 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405-408.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna & Y. T. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá. *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA, 91-106.
- Nogueira, M. G., M. Ferrareze, M. L. Moreira & R. M. Gouvêa, 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 70( 3 suppl.): 781-793.
- Oliveira, M. D. & D. F. Calheiros, 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* 727: 101-112.
- Oliver, R. L. & C. J. Merrick, 2006. Partitioning of river metabolism identifies phytoplankton as a major contributor in the regulated Murray River (Australia). *Freshwater Biology* 51(6): 1131-1148.
- Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1-19.
- Philips, E. J., K. E. Havens & M. R. M. Lopes, 2008. Seasonal dynamics of phytoplankton in two Amazon flood plain lakes of varying hydrologic connectivity to the main river channel. *Fundamental and Applied Limnology* 172(2): 99-109.
- Poff, L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks & J. C. Stromberg, 1997. The Natural Flow Regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47(11): 769-784.
- Reviers, B. de, 2003. *Biologie et phylogénie des algues, tome 2*. Éditions Berlin, Paris.

- Reynolds, C. S., 1988. The concept of biological succession applied to seasonal periodicity of phytoplankton. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 23: 683–691.
- Reynolds, C. S., 2000. Hydroecology of river plankton: o role of variability in channel flow. *Hydrological Processes* 14: 3119-3132.
- Reynolds, C. S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. University Press, Cambridge.
- Reynolds, C. S. & J. W. G. Lund, 1988. The phytoplankton of an enriched, soft-water lake subject to intermittent hydraulic flushing (Grasmere, English Lake District). *Freshwater Biology* 19: 379-404.
- Reynolds, C. S., V. L. M. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Roberto, M. C., N. F. Santana e S. M. Thomaz, 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial ad temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69 (2, Suppl.): 717-725.
- Rocha, R. R. A. & P. C. Rocha, 2007. Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. *Topos* 1: 81-112.
- Rodrigues, L. C., S. Train, B. M. Pivato, V. M. Bovo-Scomparin, P. A. F Borges & S. Jati, 2005. Assembléias fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 57-72.
- Rodrigues, L. C., S. Train & L. M. Bini, 2010. Temporal variability of phytoplankton in a tropical floodplain river-lake system (Upper Paraná River, Brazil). *International Review of Hydrobiology*, submetido.
- Rodrigues, L. C., S. Train, V. M. Bovo-Scomparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli & E. Marengoni., 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 501-516.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gragnani, L. R. Mur & E. H. V. Nes, 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes. *Ecology* 78: 272-282.
- Seeliger, U., C. Cordazzo & F. Barbosa, 2002. Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. MCT/CNPq. Programa PELD, Belo Horizonte.
- Sherman, B. S., I. T. Webster, G. J. Jones & R. L. Oliver, 1998. Transitions between *Aulacoseira* and *Anabaena* dominance in a turbid river weir pool. *Limnology Oceanography* 43: 1902–1915.

- Silva, C. A., S. Train & L. C. Rodrigues, 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum* 23: 283-290.
- Soares, M. C. S., V. L. M. Huszar & F. Roland, 2007. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River Research and Applications* 23: 698–714.
- Sommer, U., J. Padisák, C. S. Reynolds & P. Juhász-Nagy, 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1-7.
- Souza, M. B. G., C. F. A. Barros, F. Barbosa, É. Hajnal & J. Padisák., 2008. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia* 607: 211–224.
- Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2, Suppl.): 707-716.
- Souza Filho, E. E. & J. C. Stevaux, 2004. Geology and geomorphology of the Baía-Curutuba-Ivinheima river complex. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. (eds), *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-29.
- Stanford, J. A. & J. V. Ward, 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 303-310.
- Statsoft Inc. 2005. Statistica (data analysis software system) version 7.1, [www.statsoft.inc](http://www.statsoft.inc).
- Stevaux, J. C., D. P. Martins & M. Meurer, 2009. Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113(3-4): 230-238.
- Straskraba, M., 1990. Limnological particularities of multiple reservoir series. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 33: 677-678
- Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25(2): 1331-1346.
- Sweeney, S., M. Jurek & M. Bednar, 2007. Using place names to interpret former floodplain connectivity in the Morava River, Czech Republic. *Landscape Ecology* 22: 1007–1018.
- Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Tockner, K., D. Pennetzdorfer, N. Reiner, F. Schiemer & J. V. Ward, 1999. Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology* 41: 521–535.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

Townsend, S. A., 2006. Hydraulic phases, persistent stratification and phytoplankton in a tropical floodplain lake (Mary River, Northern Australia). *Hydrobiologia* 556: 163-179.

Train, S. & L. C. Rodrigues, 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.

Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton assemblages. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys, Netherlands: 103-124.

Train, S., L. C. Rodrigues, S. Jati, E. Marengoni & C. C. J. Borsalli, 2009. Fitoplâncton. In Benedito, E. (ed), *Ecologia do Ribeirão Diamante, Estação Ecológica do Caiuá, PR*. EDUEM, Maringá: 41-48.

Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & B. M. Pivato, 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná river. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá: 63-74.

Train, S., M. D. Oliveira & M. T. Quevedo, 2000. Dinâmica Sazonal da Comunidade Fitoplanctônica de um Canal Lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum* 22: 389-395.

Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RIMA, São Carlos: 73-85.

Unrein, F., 2002. Changes in phytoplankton community along a transversal section of the Lower Paraná floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 468: 123-134.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.

Van Nieuwenhuysse, E. E. & J. R. Jones, 1996. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchments area. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science* 53: 99-105.

Vieira, J. M. S., M. T. P. Azevedo, S. M. F. O. Azevedo, R. Y. Honda & B. Corrêa, 2003. Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. *Toxicon* 42: 709-713.

Wantzen, K. M., W. J. Junk & K. O. Rothhaupt, 2008. An extension of the floodpulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151-170.

Ward, J. V., K. Tochner & F. Schiemer, 1999. Biodiversity of Floodplain River Ecosystems: Ecotones and Connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 125-139.

Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological analysis*. Springer-Verlag, New York.

White, M. S., M. A. Xenopoulos, K. Hogsden, R. A. Metcalfe & P. J. Dillon, 2008. Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. *Hydrobiologia* 613: 21–31.

Yunes, J. S., L. F. H., Niencheski, P. S. Salomon, M. Parise, K. A. Beattie, S. L. Raggett & G. A. Codd, 1998. Effect of nutrient balance and physical factors on blooms of toxic cyanobacteria in the Patos Lagoon, southern Brazil. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 26: 1796-1800.

Zalocar de Domitrovic, Y., A. S. G Poi de Neiff & S. L. Casco, 2007. Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 220 km downstream of the Yacyretá reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 67(1): 53-63.

## ANEXO

Anexo: Relação dos táxons registrados a jusante de Porto Primavera (PR1), a jusante de Rosana (PR2), no canal principal do rio Paraná, próximo à margem direita (PR3), a jusante do rio Baía (PR4), na lagoa das Garças (LG), e no rio Baía (RB), no período de maio de 2007 a abril de 2008; dimensões médias (C= comprimento; L= largura; D= diâmetro, em  $\mu\text{m}$ ), número de células por indivíduo, volume e ocorrência nas estações.

Táxons	Dimensões	Nº.Cél/ind	Volume	Ocorrência
<b>CYANOBACTERIA</b>				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G.S. West	D=2,5	55	471,35	PR3/PR4/LG/RB
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G. S. West	D=5,4	30	504	LG
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmerm.) Cronb. et Kom.	D=5,1	11	703,9	LG/RB
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Strom	D=9,5	4	1621,5	PR1/PR3/PR4/LG/RB
<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn. & Cronb.	D=6,1	15	262	PR3/LG
<i>Coelomoron tropicale</i> Senna et al.	C=3,3 L=2,9	30	69,46	LG
<i>Cyanodictyon imperfectum</i> Cronb. et Weib.	D=0,7	15	73,9	PR4/LG/RB
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenh. ex Bornet et Flah.) Wack., Hoffm. et Kom.	D=7,5	38	8527,4	PR1/PR2/PR4/RB
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brun.) Wack., Hoffm. et Kom.	C=8,9 L=12,8	70	53417,8	PR4/RB
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Kleb.) Wack., Hoffm. et Kom.	D=7,7	74	17290,9	PR2
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb.) Wack., Hoffm. et Kom.	D=7,7	76	17104,5	PR2
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gom.) Anagn.	C=117,4 L=2,5	1	576,03	PR4
<i>Komvophoron</i> sp.	C=95 L=2,2	1	80,1	LG
<i>Lyngbya hieronymusii</i> Lemmerm.	C=117 L=13,5	1	1204,6	PR3
<i>Merismopedia convoluta</i> Bréb. In Kütz.	D=4,6	20	540,52	LG
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.	D=1,8	19	57,72	LG/RB
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	D=5,1	411	27043,8	PR2/PR3/PR4
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	D=6,1	350	28405,6	PR2/PR3/LG/RB
<i>Microcystis novacekii</i> (Kom.) Comp.	D=4,6	400	20052,5	PR2/LG
<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmerm.) Kom.-Legn. & Cronb.	C=102 L=1,5	1	210,76	PR3
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Kom. et Anagn.	C=123,1 L=5,1	1	2502,8	PR4
<i>Pseudanabaena mucicola</i> Lemmerm.	C=11,5 L=2,1	60	1112,3	PR1/PR2/PR3/PR4/LG
<i>Pseudanabaena</i> sp.	C=5,9 L=2,9	22	792,44	LG
<i>Radiocystis fernandoi</i> Kom. & Kom.-Legn.	D=6,5	450	64674,4	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Snowella atomus</i> Kom. et Hind.	D=1,1	20	60	LG
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	D=4,9	1	61,9	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<b>CHLOROPHYCEAE</b>				
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	C=12,8 L=3	8	484	LG
<i>Ankyra ancora</i> (G. M. Sm.) Fott	C=92,1 L=9,1	1	1949,9	LG/RB
<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Sm.) Fott	C=28,1 L=5,1	1	190,9	PR1/PR2/LG/RB
<i>Chlamydomonas</i> sp.	C=7,6 L=4,9	1	95,44	PR1/LG/PR4/RB
<i>Chlorella</i> sp.	D=4,2	1	102,51	PR1
<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemmerm.) Lemmerm.	C=240 L=5,5	1	1701,81	RB
<i>Closteriopsis</i> sp.	C=60,1 L=3,9	1	245,24	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.	D=6,5	16	1204,5	LG
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senna	D=5,1	15	1041,3	LG
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schm.) Schm.	D=3,6	4	11,5	LG/RB
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W & G.S. West	L=3,5	4	10,7	LG/RB
<i>Crucigeniella pulchra</i> (W. & G. S. West) Kom.	C=11,1 L=8,1	4	1130,5	LG
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.	C=7,2 L=5	4	340,6	LG/RB
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) E. H. Hegew. var. <i>subalternans</i>	C=10,2 L=2,5	4	138,8	LG
<i>Desmodesmus communis</i> (E.H.Hegew.) E. H. Hegew.	C=10,2 L=2,5	4	138,8	LG
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerh.) S.S. An, T. Friedl. & E. H. Hegew.	C=8,4 L=2,5	4	120,3	LG/RB
<i>Desmodesmus hystrix</i> (Lagerh.) E. H. Hegew.	C=9,6 L=2,4	4	130,5	LG
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Y. V. Roll) E. H. Hegew.	C=7,3 L=2,6	4	110,5	LG/RB
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Rich.) E. H. Hegew.	C=11,5 L=3,2	4	210,5	LG
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Næg. Ssensu Skuja	C=5 L=7,2	16	3045,83	LG
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	C=5,1 L=2,1	12	125,52	PR2/LG/RB
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	D=4,8	23	1322,7	PR4/LG/RB
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	C=7 L=6,5	24	2110,08	LG/RB
<i>Euastropsis richteri</i> Schm.	C=5 L=4,5	1	44,18	LG

## Anexo - Continuação

Táxons	Dimensões	Nº.Cél/ind	Volume	Ocorrência
<b>CHLOROPHYCEAE</b>				
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenb.	D=20,2	10	5424,6	RB
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom.	D=5,5	8	629,2	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<i>Fusola viridis</i> Snow	C=13,7 L=2,6	2	50,5	LG/RB
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schm.) Bohl.	C=18 L=2,8	7	258,48	LG
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M. Smith) Korš.	C=17 L=2,7	8	340,5	LG
<i>Micractinium bornhemiense</i> (Conr.) Kors.	D=6,2	8	200,3	LG
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	C=28,7 L=2,8	1	58,8	PR4/LG/RB
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.	C=26,7 L=3,8	1	101,14	PR3/PR4/RB
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Corda) Kom.-Legn.	C=12,8 L=2,5	1	20,85	LG
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	C=34,2 L=2,8	1	67,6	LG/RB
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Smith) Kom.-Legne.	C=13,1 L=3,6	1	44,1	PR4/LG/RB
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	C=25,5 L=2,6	1	43,38	LG/RB
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	C=9,2 L=3,9	1	37,9	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G. S. West) Kom.-Legn.	C=17,5 L=2,6	1	29,77	PR4/LG/RB
<i>Nephrocytium lunatum</i> W. West	C=15 L=5,6	8	3217	LG
<i>Oocystis borgei</i> Snow	C=10,2 L=7,7	4	1249,2	LG
<i>Oocystis lacustris</i> Chod.	C=10,2 L=6,8	4	971,2	LG
<i>Pandorina morum</i> (O. F. Mull.) Bory	D=20,2	10	5424,6	RB
<i>Paradoxia multiseta</i> Svir.	C=12,7 L=2,6	1	86,74	LG
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	D=59,2	1	43721	LG
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	C=15,2 L=3,5	4	340,5	LG
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas	C=10,2 L=3,5	4	261,56	LG
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chod.	C=9,3 L=4,1	4	116,2	PR4/LG/RB
<i>Scenedesmus javanensis</i> Chod.	C=15,2 L=3,5	4	416,52	LG
<i>Scenedesmus linearis</i> Kom.	C=15,3 L=5,1	4	416,5	LG
<i>Schroederia antillarum</i> Kom.	C=20,9 L=2,4	1	35,29	PR1/LG/RB
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) LemmERM.	C=26,5 L=3,7	1	94,8	PR1
<i>Selenastrum gracile</i> Reins.	C=20,2 L=5,2	10	1666	LG
<i>Selenodictium brasiliense</i> in Uherk. & Schm.	C=6,75 L=1,5	10	444,46	LG
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.	C=10,5 L=5,2	1	11,22	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Kors.) Bourr.	D=5,5	8	629,2	LG
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenb.) E.H. Hegew.	D=20,5	1	2459,8	LG/RB
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.	C=5,6 L=4,1	1	370,9	LG
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	C=5,5 L=4,1	1	350,4	LG
<b>ZYGNEPHYCEAE</b>				
<i>Closterium incurvum</i> Bréb.	C=195,1 L=8,5	1	394,95	PR4
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchn.	C=42,1 L=25,5	1	8095,62	RB
<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.	C=35,1 L=29,1	1	5229,63	PR4
<i>Cosmarium rectangulare</i> Gruner	C=29,5 L=25,5	1	4900,55	PR4/LG
<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordst.	C=110,1 L=35,1	1	7524,89	LG
<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehrenb.) Ralfs	C=27,1 L=32,1	1	544,68	RB
<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs	C=40,1 L=25,5	1	3807,08	LG
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>				
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	C=9,7 L=3,3	1	49,49	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	C=19,3 L=10,1	1	616,2	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. Emend. Penard	C=36,8 L=15,3	1	3532,6	PR1/LG/RB
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	C=15,2 L=7,9	1	204,1	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Cryptomonas</i> sp.	C=15,5 L=8,7	1	352,98	PR1/PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Plagioselmis</i> sp.	C=12,2 L=7,3	1	188,06	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>				
<i>Euglena acus</i> Ehrenb.	C=130,5 L=7,8	1	5078,1	LG
<i>Euglena ehrenbergii</i> Kleb.	C=250 L=18,5	1	65464,4	LG
<i>Euglena oxyuris</i> Schm.	C=160 L=17,5	1	38875,5	LG
<i>Euglena</i> sp.	C=120,5 L=10,7	1	4063,9	RB
<i>Lepocynclis ovum</i> (Ehrenb.) LemmERM.	C=39,6 L=28,1	1	16276,3	LG/RB
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenb.) Meres.	C=55 L=34,4	1	8773,09	LG/RB
<i>Phacus caudatus</i> Hüb.	C=30,4 L=25,4	1	1205,4	LG/RB
<i>Phacus orbicularis</i> Hüb.	C=15,8 L=11,3	1	1398,87	LG

## Anexo - Continuação

Táxons	Dimensões	N <sup>o</sup> .Cél/ind	Volume	Ocorrência
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>				
<i>Phacus pleuronectes</i> (O. F. Müll.) Dujar.	C=70,1 L=49,5	1	32495,6	LG
<i>Strombomonas gibberosa</i> (Play.) Defl.	C=104,1 L=41,1	1	13832,4	LG
<i>Strombomonas scabra</i> Play.	C=21,6 L=15,9	1	2837,8	LG/RB
<i>Strombomonas triquetra</i> (Play.) Defl.	C=37,5 L=20,1	1	2837,8	LG/RB
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Dad.) Defl.	C=35,5 L=19,1	1	2740,3	LG
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein	C=23,9 L=14,8	1	2743,5	RB
<i>Trachelomonas pusilla</i> Play.	C=20,4 L=17,8	1	3401	RB
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenb.	D=11,5	1	789,7	LG
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	D=16,3	1	2274	LG
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>				
<i>Acanthoceras magdeburgensis</i> Honig.	C=26,5 L=10,1	1	6048,6	LG
<i>Achmanthes exigua</i> Grun.	C=11,1 L=6,1	1	78,39	PR4
<i>Achmanthes</i> sp.	C=10,1 L=5,1	1	75,6	PR2/PR4
<i>Achmanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	C=12,2 L=3,2	1	79,9	PR4/LG/RB
<i>Amphora</i> sp.	C=25,9 L=4,6	1	225,76	LG
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i> .	C=27,6 L=7,9	15	14569,0	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i> . fa. <i>spiralis</i>	C=27,5 L=6,5	13	7635,8	PR4/RB
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenb.) Sim.	C=9,5 L=7,1	4	1233,07	PR2/LG/RB
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Sim. var. <i>angustissima</i>	C=29,9 L=6,7	7	6087,54	LG/RB
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Sim. var. <i>granulata</i>	C=26,6 L=12,7	10	18791,2	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmerm.) Sim.	C=38,2 L=6,6	5	5044,9	LG/RB
<i>Cocconeis</i> sp.	C=18,1 L=10,3	1	1336,6	PR2/PR3/PR4
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	D=13,1	1	534,26	LG/RB
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	C=35,6 L=9,3	1	444,32	LG/PR4
<i>Cymbella</i> sp.	C=36,4 L=10,2	1	450,2	PR2/LG
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Holk. & Klee	D=7,7	1	104,2	PR2/PR3/PR4/LG/RB
<i>Encyonema silesiaca</i> Bleis. ex Rabenh.	C=40,8 L=10,2	1	435,4	PR3
<i>Eunotia</i> sp.	C=40,5 L=4,8	1	324,9	RB
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	C=44,3 L=3,9	1	535,65	LG
<i>Fragilaria</i> sp.	C=91,8 L=2,6	1	376,6	PR1
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.	C=54,5 L=9,5	1	1150,4	PR4
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.	C=53,2 L=8,9	1	1141,5	PR3/PR4/LG
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	C=20,4 L=6,3	1	189,75	PR1/PR2/PR3/PR4/LG
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	C=30,8 L=5,5	1	225,73	PR2
<i>Navicula schroeterii</i> Méis.	C=25,6 L=7,5	1	120,53	PR4
<i>Navicula</i> sp.	C=17,8 L=7,7	1	305,5	PR3
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantz. ex Rabenh.	C=71,9 L=3,3	1	314,93	LG/RB
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	C=37,2 L=3,2	1	234,5	LG/PR4
<i>Nitzschia tubicola</i> Grun.	C=38,5 L=4,5	1	314,93	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<i>Nitzschia</i> sp.	C=50,2 L=6,5	1	403,6	PR3/PR4/LG
<i>Nitzschia</i> sp1	C=60,5 L=7,5	1	514,64	PR3/PR4
<i>Pinnularia</i> sp.	C=61,2 L=10,2	1	1342,01	LG
<i>Surirella linearis</i> W. Sm.	C=113,2 L=25,6	1	10486,2	PR4
<i>Surirella</i> sp.	C=110,2 L=25,2	1	10486,2	RB
<i>Synedra filiformis</i> Grun.	C=62,1 L=2,6	1	1501,11	PR4/LG/RB
<i>Synedra goulardii</i> Bréb.	C=51,1 L=2,6	1	10069,2	PR3
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Comp.	C=130,1 L=6,6	1	8851,03	LG
<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Sm.) Round et Craw.	C=25,5 L=7,7	1	898,9	LG/RB
<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Edl. & Stoer.	C=35,3 L=7,7	1	925,8	PR2/LG/RB
<b>XANTHOPHYCEAE</b>				
<i>Centritractus belenophorus</i> Lemmerm	C=68,1 L=7,7	1	2082,5	LG
<i>Gonochloris contorta</i> (Bourr.) Ettl	C=30,4 L=30,4	1	312,37	LG
<i>Isthmochloron gracile</i> (Reinsch) Skuja	C=30,6 L=38,25	1	1892,98	LG
<i>Isthmochloron neustonica</i> Zalocar & Pizarro	C=20,4 L=20,4	1	411,9	LG
<i>Tetraedriella jovetti</i> (Bourr.) Bourr.	C=11,1 L=10,1	1	399,3	LG
<i>Tetraedriella regularis</i> (Kütz.) Fott	L=31,4	1	5878,12	RB
<i>Tetraplektron acutum</i> (Pasch.) Fott	L=30,8	1	789,81	LG
<i>Tetraplektron torsum</i> (Skuja) Dedus. Scæg.	C=60,1 L=19,8	1	9392,5	LG

## Anexo - Continuação

Táxons	Dimensões	Nº.Cél/ind	Volume	Ocorrência
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>				
<i>Bisocoeca</i> sp.	C=9,7 L=3,3	1	102,6	PR1/PR2/PR4/LG/RB
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof	C=37,5 L=12,5	10	1838,22	LG
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenb.	C=30,2 L=10,1	10	1960,84	PR2/RB
<i>Kephyrion littorale</i> J. W. G Lund	C=5,1 L=3,2	1	87	PR1
<i>Mallomonas</i> sp.	C=14,4 L=8,8	1	577,7	PR1/LG/RB
<b>DINOPHYCEAE</b>				
<i>Peridinium</i> sp.	C=67,5 L=40,8	1	6954,2	LG/RB
<i>Peridinium</i> sp1	C=17,3 L=14,4	1	1256,22	RB