

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

JASCIELI CARLA BORTOLINI

**Comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do rio Baía, planície de
inundação do alto rio Paraná: variabilidade interanual e persistência das
espécies**

Maringá
2014

JASIELI CARLA BORTOLINI

**Comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do rio Baía, planície de
inundação do alto rio Paraná: variabilidade interanual e persistência das
espécies**

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 a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sueli Train

Maringá
2014

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

B739c	<p>Bortolini, Jascieli Carla, 1985- Comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná : variabilidade interanual e persistência das espécies / Jascieli Carla Bortolini. -- Maringá, 2014. 109 f. : il.</p> <p>Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014. Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sueli Train.</p> <p>1. Fitoplâncton de água doce – Comunidades, Ecologia de - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Cianobactérias - Estabilidade - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.</p> <p>CDD 23. ed. -579.8178209816 NBR/CIP - 12899 AACR/2</p>
-------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

JASCIELI CARLA BORTOLINI

Comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná: variabilidade interanual e persistência das espécies

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.^a Dr.^a Sueli Train (Presidente)
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Maria Rosélia Marques Lopes
Universidade Federal do Acre (UFA)

Prof.^a Dr.^a Luciana Gomes Barbosa
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 11 de março de 2014.

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

*Dedico esta tese à minha família,
em especial aos meus pais, João e
Lourdes.*

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, juntamente com toda a coordenação, funcionários e docentes.

A CAPES pela concessão da bolsa de doutoramento.

Ao CNPq/PELD, Nupélia, UEM pelo apoio financeiro e logístico.

A Professora Dr.^a Sueli Train, que abriu as portas do seu laboratório para que eu pudesse desenvolver mais esta etapa em minha vida. Deixo aqui registrado a excelente orientação que dela recebi durante o desenvolvimento da tese. Agradeço pelo sua amizade, pelo seu incentivo e confiança, e claro, pelos “puxõezinhos de orelha”, que foram muito úteis. Ela sem dúvida é um exemplo de justiça e ética no meio acadêmico. Obrigada Sueli!

A Professora Dr.^a Norma Catarina Bueno que aceitou o convite para compor a banca, porém, devido a problemas pessoais não pôde comparecer. Faço esse agradecimento, à parte, pois ela foi a pessoa que abriu as portas da ficologia para mim. Desde o meu segundo ano da graduação, quando iniciei, sempre me incentivando, me apoiando e dizendo que eu tinha que ir atrás, buscando os caminhos. Pela sua amizade e confiança, pois mesmo distante continuamos mantendo nossa parceria. Sou muito grata por ter me aceitado em seu laboratório e permitido que eu chegasse até aqui. Norminha, muito obrigada!

Aos Professores Dr.^a Maria Rosélia Marques Lopes, Dr. Sidinei Magela Thomaz, Dr. Luiz Felipe Machado Velho, Dr.^a Luciana Gomes Barbosa, Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues e Dr.^a Priscilla de Carvalho por aceitarem compor a banca e contribuir com seus valiosos conhecimentos para a avaliação deste trabalho.

A Bióloga e agora docente do PEA Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues que com sua paciência me ensinou a contar minha primeira amostra de fitoplâncton, mesmo eu nem sendo aluna do PEA. Ela me deu apoio, incentivo e amizade durante todo esse tempo. Ela é um exemplo de profissional e de ser humano. Lu, quero ser igual a você quando eu “crescer” rsrs.

A Bióloga Dr.^a Susicley Jati. A pessoa mais receptiva e carismática que já conheci na minha vida. Pelo seu apoio, incentivo e amizade. As suas incansáveis “ajudinhas” na identificação das algas. Ela é inquestionavelmente brilhante no seu modo de ensinar. É inquestionavelmente, um exemplo de bondade, precisando é só contar com ela. Susi, você é simplesmente sensacional!

Aos amigos do laboratório de Fitoplâncton Aline e Geovani. Quantas risadas, quantas fofocas. E nossos trabalhos?! Vejo em vocês um futuro brilhante, afinal, vocês batalharam, se dedicaram e conseguiram alcançar os objetivos traçados. Continuem assim, quem sabe um dia sejamos colegas de trabalho. Já pensou?!

As amigas do laboratório de Fitoplâncton Bárbara, Larissa e Vânia. Talvez meu convívio com vocês não tenha sido tão intenso, mas os poucos momentos foram sensacionais. Adoro vocês!

Aos queridos amigos da Pós-Graduação Priscilla Guedes Gambale, Adalgisa Cabral, Jaques Zanon, Diogo Castanho Amaral, Ana Paula Fernandes, Natália Silveira Siqueira, Taise Miranda Lopes, Bárbara Dunck Oliveira e tantos outros. Obrigada pelos momentos de alegria, de risadas, das conversas de bar, dos churrascos mega sensacionais. Claro, nem só de festa vive o homem rsrs. Obrigada pelas dicas, pelas trocas de ideias durante as aulas, seminários, congressos, formulação dos projetos. Vocês foram essenciais na minha formação e levo cada

um aqui, dentro do meu coração. Sei que pela ordem da vida, teremos que nos afastar (fisicamente), mas espero que nossa amizade seja eterna. Adoro cada um de vocês!

A todos os demais colegas da Pós-Graduação, do mestrado e doutorado. Não vou citar mais nomes, porque com certeza esquecerei-me de alguns. Mas cada um sabe o carinho que levo comigo.

As amigas Paula Prado Bustamante (mãe), Alessandra Paim Berti (Gaúcha), Livia Maria Penna (Lhevia) e a mais nova integrante Tajla Zeraik (Tatinha). Obrigada pela amizade, pelo carinho, pela paciência em ouvir minhas lamentações, enfim, por todos os momentos vivenciados. É de verdadeiras amizades que nós precisamos. Espero que isso dure para sempre, mesmo cada uma morando em um canto desse país. Obrigada pela amizade de vocês!

As queridas amigas de Santa Helena Daiane Carla Rossi, Keylla Cavalli Baú e Talia Callegaro. Ah essas gurias! Pensa naquela amizade de berço. Mesmo longe, cada uma com sua vida, nunca nos separamos. E assim que vai ser para o resto de nossas vidas!

Aos meus pais, João e Lourdes, pelo amor, carinho e principalmente pelo incentivo durante esta trajetória. Mesmo com o jeito peculiar de vocês, eu os amo muito!

Aos meus queridos irmãos Jaime, Janete, Janice e Jairo.

Aos meus sobrinhos, que eu sei que me amam, mesmo eu sendo “ruim” com eles rrsrs. Taynara, Tamara, Larissa, Ana Luiza, Maria Gabriela, João Victor e Enzo. A tia ama vocês!

Ao laboratório de Limnologia Básica do Nupélia, em especial à Maria do Carmo Roberto (Dú), pela disponibilização dos dados abióticos, além das risadas e aventuras nas coletas em campo.

Ao Alfredo da Silva (Alfredinho) e Sebastião Rodrigues (Tião), funcionários do Nupélia/UEM pelo apoio em campo.

A Aldenir Oliveira e Jocemara dos Santos pelo eficiente trabalho na secretaria, sempre disponíveis para sanar as dúvidas e solucionar os meus problemas.

A Maria Salete Ribelatto Arita e João Fábio Hildebrandt pelas ajudas com as bibliografias.

*Seguir viagem, tirar os pés do chão
Viver à margem, correr na contramão
A tua imagem e perfeição
Segue comigo e me dá direção*

*Se dizem que é impossível
Eu digo: é necessário!
Se dizem que estou louco
Eu digo que é preciso
Eu preciso... é necessário*

*Seguir viagem, tirar os pés da terra firme
E seguir... viagem*

*Seguir viagem, tirar os pés do chão
Outros ares... sete mares... voar... mergulhar
O que nos dá coragem
Não é o mar nem o abismo
É a margem, o limite e sua negação*

*Se dizem que é impossível
Eu digo: é necessário!
Se dizem que é loucura
(eu provo o contrário)
E digo que é preciso
Eu preciso... é necessário*

*Seguir viagem, tirar os pés da terra firme
E seguir... viagem*

Seguir Viagem (Humberto Gessinger)

Comunidade fitoplanctônica da sub-bacia do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná: variabilidade interanual e persistência das espécies

RESUMO

Realizou-se um estudo acerca da variabilidade interanual e da persistência de espécies fitoplanctônicas em uma sub-bacia da planície de inundação do alto rio Paraná, que incluiu uma ampla escala temporal e diversos ambientes, durante períodos de potamofase e limnofase. Sobre as abordagens do estudo, inicialmente foi avaliado um estudo de longa duração, abrangendo 12 ciclos hidrossedimentológicos, sobre a variabilidade do biovolume e dos grupos funcionais fitoplanctônicos, envolvendo o rio Baía, um lago conectado e um lago sem conexão; A avaliação da influência de períodos hidrológicos extremos, sendo um longo período de limnofase e outro com potamofase conspícua, e analisada seus efeitos sobre a variabilidade e persistência fitoplanctônica no rio Baía, em um lago conectado e um lago sem conexão e a distribuição e dominância espaço-temporal das populações de cianobactérias durante dois ciclos hidrossedimentológicos, no rio Baía, em quatro lagos conectados, quatro lagos sem conexão e dois canais ativos. Estabeleceu-se que a estabilidade e a variabilidade temporal do biovolume e dos GFs estiveram ligadas à variabilidade sazonal e interanual dos períodos de limnofase e potamofase, que por sua vez, estiveram relacionados aos efeitos em longo prazo da variabilidade dos eventos climáticos e antropogênicos. Acrescentou que o prolongamento da limnofase interferiu negativamente na riqueza fitoplanctônica e influenciou o padrão de dominância e persistência das espécies. Observou a tendência de aumento de cianobactérias na sub-bacia do rio Baía em função da menor conectividade dos *habitat* e das maiores concentrações de nutrientes durante a limnofase.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Cianobactérias. Estabilidade. Rio. Lago de inundação. Estudo de longa duração.

Phytoplankton community in the sub-basin Baía River, upper Paraná River floodplain: interannual variability and persistence of species

ABSTRACT

A study was conducted concerning the interannual variability and persistence of phytoplankton species in a sub-basin of the upper Paraná River floodplain, which included a large temporal scale and several environments, during potamophasis and limnophasis periods. In the first, a long-term study was conducted, covering 12 hydrosedimentological cycles, on variability of phytoplankton biovolume and functional groups, involving the Baía River, a connected lake and a isolated lake. Was measured the influence of extreme hydrological periods, being one with a long limnophasis period and another one with a conspicuous potamophase, we analyzed the effects of these periods on the phytoplankton variability and persistence in the Baía River basin. Was evaluated the distribution and spatiotemporal dominance of cyanobacteria populations during two hydrosedimentological cycles, in the Baía river, in four connected lakes, four isolated lakes and two active channels. Established that the stability and temporal variability of biovolume and functional groups were linked to seasonal and interannual variability of limnophasis and potamophasis periods, which in turn, were related to long-term effects of climate variability and anthropogenic events. The results showed that the extension of limnophasis decreasead the phytoplankton richness and influenced the pattern of dominance and persistence of species. There was also an increase of cyanobacteria in the sub-basin of the Baía River due to the lower connectivity of *habitat* and the highest concentrations of nutrients during limnophasis.

Keywords: Phytoplankton. Cyanobacteria. Stability. River. Floodplain lake. Long-Term study.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em: <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10750>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	13
	REFERÊNCIAS	16
2	FATORES INTERVENIENTES NA VARIABILIDADE INTERANUAL DO BIOVOLUME E GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM UMA SUB-BACIA DO ALTO RIO PARANÁ	21
	RESUMO	21
	ABSTRACT	22
2.1	INTRODUÇÃO	23
2.2	MÉTODOS	24
2.2.1	Área de estudo.....	24
2.2.2	Metodologia.....	26
2.3	RESULTADOS	27
2.3.1	Variáveis abióticas.....	27
2.3.2	Comunidade fitoplanctônica.....	32
2.3.3	Grupos funcionais fitoplanctônicos.....	36
2.4	DISCUSSÃO	39
	REFERÊNCIAS	48
3	PERÍODOS HIDROLÓGICOS EXTREMOS: EFEITOS SOBRE A VARIABILIDADE E PERSISTÊNCIA FITOPLANCTÔNICA EM UMA SUB-BACIA DO ALTO RIO PARANÁ	53
	RESUMO	53
	ABSTRACT	54
3.1	INTRODUÇÃO	55
3.2	MÉTODOS	56
3.2.1	Área de estudo.....	56
3.2.2	Metodologia.....	58
3.2.3	Análise dos dados.....	59
3.3	RESULTADOS	59
3.3.1	Ciclos hidrossedimentológicos e a variabilidade ambiental.....	59
3.3.2	Riqueza e abundância da comunidade fitoplanctônica.....	61
3.4	DISCUSSÃO	67
	REFERÊNCIAS	73
4	DISTRIBUIÇÃO E DOMINÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DE CIANOBACTÉRIAS EM PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO TROPICAL: A INFLUÊNCIA DO REGIME HIDROSSEDIMENTOLÓGICO	78
	RESUMO	78
	ABSTRACT	79
4.1	INTRODUÇÃO	80
4.2	MÉTODOS	81
4.2.1	Área de estudo.....	81
4.2.2	Metodologia.....	83
4.2.3	Análise dos dados.....	84
4.3	RESULTADOS	85
4.3.1	Variabilidade espacial e temporal dos parâmetros ambientais.....	85

4.3.2	Cianobactérias e a relação com as variáveis explanatórias.....	88
4.4	DISCUSSÃO	93
	REFERÊNCIAS	98
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	103
	APÊNDICE 1 – Lista de táxons fitoplanctônicos ocorridos na sub-bacia do rio Baía.....	104

1 INTRODUÇÃO GERAL

A maior parte dos rios de grande e médio porte apresenta áreas alagáveis adjacentes, que em conjunto com a calha principal, constituem os sistemas denominados rios-planícies de inundação (Junk et al., 1989; Neiff, 1990; Thomaz et al., 2007). Constituem ecossistemas altamente dinâmicos, com alto grau de heterogeneidade espaço-temporal, abrangendo uma grande diversidade de *habitat* (Roberto et al., 2009), o que contribui para uma alta diversidade biológica (Ward et al., 1999; Ward & Tockner, 2001).

O regime hidrossedimentológico é considerado a principal função de força que atua sobre esses sistemas, e o conceito de “pulso” está associado às alterações dos níveis hidrométricos, o qual promove fluxo de matéria e energia (Neiff, 1990). As fases de inundação (potamofase) e seca (limnofase) (Neiff, 1996) estabelecidas pelo regime hidrossedimentológico acarretam importantes padrões sobre a estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas, a despeito da periodicidade, amplitude e grau de conectividade hidrológica (Tockner et al., 1999; Thomaz et al., 2007).

As flutuações naturais dos níveis hidrométricos têm sido afetadas pela variabilidade climática mundial e pela ação antrópica, principalmente quando observada a escala interanual (Thomaz et al., 1997; Rodrigues et al., 2009). Os ciclos de *El Niño*-Oscilação Sul (ENOS) caracterizados por flutuações entre aquecimento (*El Niño*) e resfriamento (*La Niña*) das águas do pacífico tropical (McPhaden et al., 2006), assim como a construção de barragens a montante dos canais principais (Agostinho et al., 2004; Souza Filho, 2009; Stevaux et al., 2009; Borges & Train 2009) promovem irregularidades na periodicidade e amplitude da potamofase e limnofase, sendo que a contínua regulação do rio Paraná devido aos procedimentos operacionais das mesmas altera as flutuações naturais do nível hidrométrico.

Nesse sentido, sistemas que abrigam elevada biodiversidade, como planícies de inundação, merecem especial atenção, uma vez que os eventos de inundação e seca provocam diferentes interferências no ciclo de vida da biota aquática, principalmente em relação à sua suscetibilidade, uso dos recursos e à produtividade biológica nesses períodos (Leira & Cantonati, 2008; Wantzen et al., 2008). Além disso, a crescente preocupação com a diversidade biológica faz com que muitos pesquisadores passem a se preocupar com as consequências da variabilidade, e mesmo a perda de espécies para o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas, tendo em vista a importância da diversidade nos processos ecossistêmicos, como produtividade, ciclagem de nutrientes e uso de recursos (Ptacnik et al., 2008).

Compreender os principais mecanismos relacionados à estabilidade e à variabilidade temporal das comunidades biológicas é um dos principais objetivos da ecologia, pois a estabilidade constitui uma propriedade fundamental dos sistemas ecológicos (Cottingham et al., 2001). O fato de a estabilidade ser fundamental ao ecossistema implica diretamente na importância do entendimento dos fatores que regulam essa variabilidade, permitindo ações mais eficientes das estratégias de manejo e conservação da biodiversidade.

O conceito de estabilidade tem sido amplamente utilizado em ecologia, tendo as pesquisas teóricas explorado diversas características dos ecossistemas que afetam a estabilidade, incluindo diversidade, interações entre as espécies, tipo de cadeias tróficas, e a sensibilidade das espécies a diferentes perturbações ambientais (Ives & Carpenter, 2007), buscando os ecologistas compreender sob quais condições uma comunidade pode persistir em longo prazo (Townsend et al., 2010). Importantes estudos desde a década de 50 (MacArthur, 1955) até os dias atuais têm evidenciado a influência da biodiversidade sobre a estabilidade das comunidades biológicas (May, 1973; Tilman, 1999; McCann, 2000; Cottingham et al., 2001; Petchey et al., 2002; Ives & Carpenter, 2007).

A estabilidade pode ser medida por diferentes caminhos, comumente associada a quatro propriedades: Resiliência (retorno ao equilíbrio após uma perturbação); Resistência (medida do deslocamento do equilíbrio causado por uma perturbação); Persistência e Variabilidade (Pimm, 1984). Destes, resiliência e resistência são frequentemente difíceis de serem medidas, pois muitas comunidades não possuem um equilíbrio bem definido. Entretanto, medidas de estabilidade através da persistência podem ser apropriadas para comunidades que possuem grandes flutuações na composição de espécies, assim como a variabilidade, que é mais frequentemente utilizada como medida de estabilidade e a mais compreendida a partir de uma perspectiva teórica (Ives et al., 2000; Tilman, 1999).

Assim, as características estruturais das comunidades aquáticas devem refletir as mudanças das interações entre os múltiplos fatores em diferentes escalas espaciais e temporais, e sinalizar ou não a sua estabilidade. Os processos ecológicos sustentam o funcionamento dos ecossistemas (Padisák et al., 2010), sendo a variabilidade temporal e estabilidade da comunidade relacionados com a ausência de variabilidade ambiental, em que a comunidade é desestabilizada quando ocorrer flutuação ambiental no decorrer do tempo, como por exemplo durante a potamofase, em sistemas de planícies de inundação.

Nesse contexto, a comunidade fitoplanctônica de rios-planícies de inundação, que é fortemente influenciada pelos períodos de inundação e seca (Train et al., 2000; Train & Rodrigues, 1997; Devercelli, 2006; Mihaljevic et al., 2009) pode apresentar significativas

flutuações temporais na sua estrutura em resposta ao regime hidrossedimentológico (Train & Rodrigues, 1998; Melo & Huszar, 2000; Nabout et al., 2006; Bovo-Scomparin & Train, 2008) e ao grau de conectividade entre os ambientes (Devercelli, 2010). Deste modo, a comunidade pode apresentar padrões na variabilidade de sua riqueza, densidade e biomassa, bem como na persistência das espécies, sinalizando a sua estabilidade.

Quando amostrada em escala interanual, a comunidade fitoplanctônica pode apresentar padrões de mudanças cíclicas, e conseqüentemente ser mais estável do que a comunidade amostrada em curto intervalo de tempo, sendo esse padrão, reflexo da dinâmica do ambiente (Schneck et al., 2010), ou mesmo resultante de um equilíbrio dinâmico da própria comunidade (Komárková & Tavera, 2003). Portanto, a persistência das espécies está relacionada às escalas temporais de observação (Naselli-Flores et al., 2003), assim como os padrões de variabilidade da densidade e biomassa.

Ambas as fases do ciclo hidrológico podem influenciar a comunidade, pois, embora a inundação na potamofase ocasione severas mudanças na estrutura fitoplanctônica, na limnofase, em condições de maior estabilidade do ecossistema, eventos estocásticos também podem interferir na sequência sucessional desta comunidade (Train & Rodrigues, 2004). A estrutura física da coluna de água, principalmente temperatura e luz, assim como a disponibilidade de nutrientes são importantes fatores condicionantes da estrutura do fitoplâncton nesses períodos (Huszar et al., 2003).

Neste sentido, a estabilidade da comunidade fitoplanctônica pode ser definida como uma constância de indivíduos, ou mesmo uma constância de biomassa que permanece por um longo período de tempo (Elber & Schanz, 1989; Komárková & Tavera, 2003). Desta maneira, o fitoplâncton, por apresentar curto tempo de geração de suas populações, e respondendo às alterações ambientais de maneira eficiente, com evidentes flutuações na estrutura da comunidade entre os diferentes períodos hidrológicos, é um excelente indicador das mudanças ambientais (Melo & Huszar, 2000; Reynolds, 2006).

Vários estudos sobre a comunidade fitoplanctônica foram desenvolvidos na planície de inundação do alto rio Paraná (Train & Rodrigues, 1997; Train, 1998; Rodrigues, 1998; Train & Rodrigues, 1998; Train, et al., 2000; Train & Rodrigues, 2004; Train et al., 2004; Bovo-Scomparin & Train, 2008; Borges & Train, 2009; Rodrigues et al., 2009; Bovo-Scomparin et al., 2013). Entretanto, estudos evidenciando padrões de diversidade e estabilidade fitoplanctônica, como a persistência de espécies e padrões de variabilidade interanual da riqueza, densidade e biomassa, ainda merecem atenção, uma vez que as mudanças temporais

em longo prazo dessa comunidade, suas consequentes causas e consequências, continuam sendo um ponto central nos estudos de sistemas rio-planície de inundação.

Diante disso, o projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), sítio 6, desenvolvido na planície de inundação do alto rio Paraná, e ao qual esta tese está vinculada, nos permite essa avaliação, podendo contribuir no direcionamento destas investigações em longo prazo. Deste modo, após o acúmulo de resultados de vários anos de estudos, surge a necessidade de se propor generalizações mais robustas, que acarretarão em uma melhor compreensão sobre os efeitos da diversidade fitoplanctônica sobre a capacidade de resposta às variações ambientais, proporcionando informações diretas para a conservação e o manejo dos recursos naturais desta APA (Área de Proteção Ambiental de Ilhas e Várzeas do rio Paraná).

A tese é apresentada em três artigos. O primeiro enfoca um estudo de longa duração, de 12 ciclos hidrossedimentológicos, sendo analisada a variabilidade do biovolume e dos grupos funcionais fitoplanctônicos do rio Baía, um lago conectado e um lago sem conexão. No segundo artigo, foi avaliada a variabilidade e persistência fitoplanctônica no rio Baía, em um lago conectado e um lago sem conexão durante dois ciclos hidrossedimentológicos (2000 e 2001) sob influência de *La Niña*, e nos anos de 2010 e 2011 quando ocorreu potamofase conspícua. No terceiro artigo foi avaliada a distribuição e dominância espaço-temporal das populações de cianobactérias durante dois ciclos hidrossedimentológicos, no rio Baía, em quatro lagos conectados, quatro lagos sem conexão e em dois canais ativos.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. M. Thomaz, N. S. Hahn, 2004. The upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.), The Upper Paraná River floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.
- 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.
- Bovo-Scomparim, 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-Scomparim, V. M., S. Train & L. C. Rodrigues, 2013. Influence of reservoirs to dispersion and seasonal variation of the phytoplankton community in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 702: 115–127.
- 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., 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.
- Elber, F. & F. Schanz, 1989. The causes of change in the diversity and stability of phytoplankton communities in small lakes. *Freshwater Biology* 21: 237-251.
- Huszar, V., C. Kruk & N. Caraco, 2003. Steady-state assemblages of phytoplankton in four temperate lakes (NE U.S.A.). *Hydrobiologia* 502: 97–109.
- Ives, A. R. & S. R. Carpenter, 2007. Stability and diversity of ecosystems. *Science* 317: 58-62.
- Ives, A. R., J. L. Klug & K. Gross, 2000. Stability and species richness in complex communities. *Ecology Letters* 3: 399-411.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic Science* 106: 110-127.
- Komárková, J. & R. Tavera, 2003. Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Hydrobiologia* 502: 187-196.
- Leira, M. & M. Cantonati, 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.
- MacArthur, R., 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36: 533–536.
- McCann, K.S., 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405: 228-233.
- McPhaden, M. J., S. E. Zebiak & M. H. Glantz, 2006. ENSO as an Integrating concept in earth science. *Science* 314: 1740-1745.
- May, R. M., 1973. Qualitative stability in model ecosystems. *Ecology* 54(3): 638-641.
- Melo, S., V. L. M. Huszar, 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brazil): deil variation and species strategies. *Journal of Plankton Research* 22: 63-76.

- Mihaljević, M., F. Stević, J. Horvatić & B. Hackenberger Kutuzović, 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (KopačkiRit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia* 618: 77–88
- 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 (2): 181–193.
- Naselli-flores, L., J. Padisák, M. T. Dokulil & I. Chorus, 2003. Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. *Hydrobiologia* 502: 395–403.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15(6): 424-441.
- Neiff, J. J., 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 1(26): 167-180.
- Padisák, J., E. Hajnal, L. Naselli-Flores, M. T. Dokulil, P. Noges & T. Zohary, 2010. Convergence e divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. *Hydrobiologia* 639: 205-220.
- Petchey, O. L., 2002. Species richness, environment fluctuations, and temporal change in total community biomass. *Oikos* 99: 231-240.
- Pimm, S. L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- Ptacnik, R., A. G. Solimini, T. Andersen, T. Tamminen, P. Brettum, L. Lepisto, E. Willén & S. Rekolainen, 2008. Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *PNAS* 105(13): 5134–5138.
- Reynolds, C. S., 2006. *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Roberto, M. C., N. F. Santana & 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.
- Rodrigues, L. C., 1998. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de uma lagoa marginal do rio Ivinhema (lagoa dos Patos, planície de inundação do alto rio Paraná) em diferentes períodos do ciclo hidrológico. 1998. Dissertação (Mestrado) - 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.
- Schneck, F., A. Schwarzbald, S. C. Rodrigues & A. S. Melo, 2010. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. *Austral Ecology* 36(7): 839-848.
- Souza Filho, E. E., 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69(2 Suppl.): 707-716.
- Stevaux, J. C., D. P. Martins & M. Meurer, 2009. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113: 230–238.
- Thomaz, S. M., M. C. Roberto & L.M. Bini, 1997. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In Vazzoler, A. E. A. M. et al. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM, p.73-102.
- Thomaz, S. M. , L. M. Bini & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455-1474.
- 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.
- Townsend, S. E., D. T. Haydon & L. Matthews, 2010. On the generality of stability–complexity relationships in Lotka–Volterra ecosystems. *Journal of Theoretical Biology* 267: 243–251.
- Train, S., 1998. Flutuações temporais da comunidade fitoplanctônica do subsistema rio Baía – Lagoa do Guaraná, Planície de inundação do alto rio Paraná (Bataiporã, MS). 1998. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos,
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 1997. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. In Vazzoler, A. E. A. M. et al. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos limnológicos e sócio-econômicos. Maringá: EDUEM, p.103-13.
- 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 Assemblage. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.), *The Upper Paraná River floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 103-124.
- 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(2): 389-399.
- 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. .
- Wantzen, K. M., W. J. Junk & O. K. Rothhaupt, 2008. An extension of the flood pulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151–170.
- 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 floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regul. Riv. Res. Managem.* 15: 125-139.

2 FATORES INTERVENIENTES NA VARIABILIDADE INTERANUAL DO BIOVOLUME E GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM UMA SUB-BACIA DO ALTO RIO PARANÁ

RESUMO A variabilidade da comunidade fitoplanctônica é uma propriedade natural de sistemas de planície de inundação, que ocorre em resposta ao regime hidrossedimentológico. Por ser um estudo de longa duração, foi possível avaliar os efeitos do regime hidrossedimentológico sobre a estabilidade e a variabilidade interanual do biovolume e grupos funcionais fitoplanctônicos na sub-bacia do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná. Amostras de fitoplâncton foram coletadas na zona pelágica do rio Baía, em um lago com conexão e em um lago isolado entre os anos de 2000 e 2011. Um total de 522 táxons foi registrado. Os menores valores de biovolume ocorreram durante as fases de potamofase. Ao contrário, os maiores valores de biovolume ocorreram na limnofase nos anos de 2000 e 2001, sob efeito do evento climático *La Niña*. O nível hidrométrico do rio Paraná e o fósforo total demonstraram ser eficientes preditores do biovolume fitoplanctônico, principalmente nos lagos de inundação. Foram registrados 10 GFs, sendo sete (**A, B, H1, J, P, T, W1**) no lago conectado, seis (**A, H1, M, P, Q, W2**) no lago isolado, e quatro (**H1, J, M, P**) no rio Baía. Os GFs **H1** e **P** foram dominantes e indicadores da limnofase. Os GFs **B** e **W1** foram indicadores do lago com conexão. A estabilidade e a variabilidade temporal do biovolume e dos GFs estiveram ligadas à variabilidade sazonal (limnofase e potamofase) e interanual, que por sua vez, estiveram relacionados aos efeitos em longo prazo da variabilidade dos eventos climáticos e da regulação das barragens a montante. Portanto, a estabilidade e a variabilidade interanual e espacial do biovolume e GFs ocorreram em função dos diferentes padrões sazonais da limnofase e potamofase durante os diferentes ciclos hidrossedimentológicos.

Palavras-chave: Fitoplâncton, estabilidade, persistência, planície de inundação

INTERVENING FACTORS ON THE PHYTOPLANKTON INTERANNUAL VARIABILITY OF BIOVOLUME AND FUNCTIONAL GROUPS IN ONE SUB-BASIN FROM THE UPPER PARANÁ RIVER

ABSTRACT: The variability of phytoplankton community is a natural property of the floodplain systems, which occurs in response to the hydrosedimentological regimen. The aim of this long-term study was to evaluate the effects of the hydrosedimentological regimen on the stability and interannual variability of phytoplankton biovolume and functional groups in the Baía River sub-basin, upper Paraná river floodplain. Phytoplankton samples were collected in the pelagic zone of the Baía River, in one connected and one isolated lake between the 2000 and 2011. A total of 522 taxa was recorded. The lowest values of biovolume occurred during the potamophasis. On the other hand, the highest values of biovolume occurred at the limnophasis of 2000 and 2001, under the influence of *La Niña* climate event. The hydrometric level of the Paraná River and total phosphorus proven to be efficient predictors of phytoplankton biovolume, mainly in the floodplain lakes. Were recorded 10 FGs, seven (**A, B, H1, J, P, T, W1**) in connected lake, six (**A, H1, M, P, Q, W2**) in isolated lake, and four (**H1, J, M, P**) in the Baía River. The FGs **H1** and **P** were dominant and indicators of limnophase. The FGs **B** and **W1** were indicators of connection. The stability and temporal variability of biovolume and FGs were related to seasonal (limnophasis and potamophasis) and interannual variability, which in turn, were related to long-term effects of climate events variability and regulation of dams upstream. Therefore, the stability and interannual and spatial variability of the biovolume and FGs occurred due to different seasonal patterns of limnophasis and potamophasis during different hydrosedimentological cycles.

Keywords: Phytoplankton, stability, persistence, floodplain

2.1 INTRODUÇÃO

O conceito de pulso de inundação (Junk et al., 1989) promulga a visão de que os grandes rios e suas planícies aluviais são componentes integrados de um único sistema dinâmico, ligados por fortes interações hidrológicas e com conectividade entre o rio e a planície (Wantzen et al., 2008). O regime hidrossedimentológico, caracterizado pelos períodos de limnofase (águas baixas) e potamofase (águas altas) e sua principal força motriz, o pulso, o qual determina a conectividade e a flutuação dos processos de matéria e energia em todos os gradientes rio-várzea (Mihaljevi et al., 2009), tem sido reconhecido como o principal fator estruturador das variáveis limnológicas nesses sistemas (Neiff, 1990).

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 em planície de inundação (Leira & Cantonati, 2008). Entretanto, alterações nas flutuações do nível d'água têm significativos efeitos sobre esses ecossistemas e suas comunidades biológicas (Leira & Cantonati, 2008; Wantzen et al., 2008; White et al., 2008).

A fragmentação de *habitat* provoca mudanças estruturais e funcionais (McGarigal & Cushman, 2002) e acarreta também alterações de fluxo e limnológicas (Souza Filho et al., 2004). No alto rio Paraná a ocorrência de barragens a montante e seus processos operacionais (Agostinho et al. 2008; Souza Filho, 2009; Bovo-Scomparim et al., 2013), bem como eventos climáticos (Train & Rodrigues, 2004; Bovo-Scomparim & Train, 2008; Rodrigues et al., 2009) têm sido apontados como principais causadores de alterações do regime hidrossedimentológico e, conseqüentemente, de alterações na variabilidade da estrutura fitoplanctônica, podendo ocasionar florações, principalmente de cianobactérias (Train & Rodrigues, 1998; Train & Rodrigues, 2004; Rodrigues et al., 2009).

Adicionalmente, alterações nas concentrações de nutrientes, principalmente o fósforo, ocasionada pelas oscilações de nível hidrométrico do rio Paraná, bem como por processos autóctones dos próprios ambientes, podem ter um importante papel na regulação da estrutura da comunidade fitoplanctônica nesses ambientes vulneráveis.

As algas fitoplanctônicas apresentam pequeno tamanho e curto tempo de geração de suas populações, assim, como consequência tornam os padrões sucessionais altamente dinâmicos (Padisák et al., 2010). Dessa maneira, a variabilidade da comunidade, uma propriedade natural dos sistemas ecológicos, que é uma medida de estabilidade usada frequentemente (Ives et al., 2000; Tilman, 1999), e definida como a variância da população no

tempo (Pimm, 1984), pode ajudar a compreender os principais mecanismos relacionados à essa variabilidade temporal. Assim, é de extrema importância o entendimento dos fatores que regulam essa variabilidade, sejam naturais ou antropogênicos, permitindo ações mais eficientes das estratégias de manejo e conservação da biodiversidade.

Os padrões de variabilidade do biovolume fitoplanctônico estão intimamente relacionados às escalas temporais de observação. Quando amostrada em escala interanual, a comunidade fitoplanctônica pode apresentar padrões de mudanças cíclicas, e conseqüentemente ser mais estável do que a comunidade amostrada em curto intervalo de tempo, sendo esse padrão, reflexo da dinâmica do ambiente (Schneck et al., 2010), ou mesmo resultante de um equilíbrio dinâmico da própria comunidade (Komárková & Tavera, 2003).

Investigou-se o efeito da variação interanual do regime hidrossedimentológico e das concentrações de fósforo sobre a estabilidade e variabilidade do biovolume e grupos funcionais fitoplanctônicos, em três diferentes *habitat* de uma sub-bacia da planície de inundação do alto rio Paraná. Assim, as perguntas desse trabalho são: (i) A estabilidade e a variabilidade interanual e espacial de tais atributos ocasionados são resultantes dos diferentes padrões sazonais impressos pela limnofase e potamofase durante os diferentes ciclos hidrossedimentológicos? (ii) Os fatores nível hidrométrico e fósforo podem prever a biomassa fitoplanctônica em escala de longa duração?

2.2 MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O rio Paraná é o segundo maior rio da América do Sul (4.965 km), o décimo maior rio do mundo em descarga d'água, e o quarto em área de drenagem ($2,8 \times 10^6 \text{ km}^2$). O alto rio Paraná inclui o primeiro terço da bacia do rio Paraná, e encontra-se completamente dentro do território brasileiro, com exceção de um trecho ao longo do reservatório de Itaipu, que faz fronteira com o Paraguai (Agostinho et al., 2008).

O alto rio Paraná possui relação largura: profundidade de 100:1 e velocidade de correnteza de aproximadamente $0,56 \text{ m s}^{-1}$. 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 Usina Hidrelétrica de Itaipu (Guaíra, PR). Abrange cerca de 230 km de extensão, 20 km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas e rios (Souza Filho & Stevaux, 2004).

O rio Baía (Fig. 1) compreende um importante canal lateral da margem direita do alto rio Paraná, localizado no estado de Mato Grosso do Sul. É separado do rio Paraná por uma planície de inundação com inúmeros canais e lagos. Apresenta largura variada e profundidade média de 3,2 m com trechos mais estreitos, diques mais altos e ocupados pela vegetação ripária ou campos antropizados. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de várzea (Comunello et al., 2000). Apresenta relação largura-profundidade de 18:1 e consideráveis variações em sua vazão durante as fases do ciclo hidrossedimentológico. Durante a potamofase a direção de fluxo pode reverter a montante, devido à entrada de água do rio Paraná (Souza Filho et al., 2004; Rodrigues et al., 2009).

A lagoa do Guaraná compreende um lago de inundação com conexão direta ao rio Baía. Possui forma arredondada, com profundidade média de 2,1 m, 386 m de comprimento, 1.058,3 m de perímetro e 4,2 ha. O dique marginal apresenta altura de 0,4 m e suas margens são tomadas por macrófitas aquáticas, principalmente em períodos de limnofase. A lagoa Fechada compreende um lago de inundação sem conexão direta com o rio Baía, possui forma alongada, com profundidade média de 2,4 m, 624 m de comprimento, 1.375,9 m de perímetro e 7,5 ha. Distancia-se 100 m do rio Baía e a altura do dique marginal, na porção mais próxima do rio é de 2 m. A margem é composta por reduzida vegetação arbórea e bancos de macrófitas aquáticas.

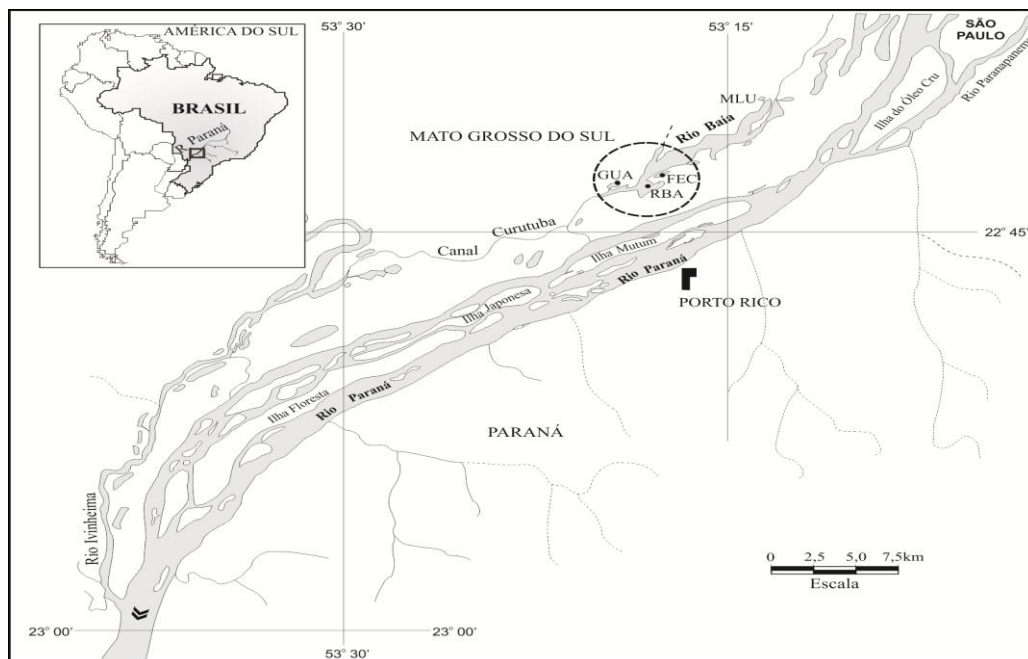


Fig. 1: Localização da sub-bacia do rio Baía e seus lagos associados na planície de inundação do alto rio Paraná (RBA – rio Baía; GUA – lagoa do Guaraná; FEC – lagoa Fechada).

2.2.2 Metodologia

As amostras de fitoplâncton foram coletadas entre os anos 2000-2011, totalizando 12 anos de coleta de dados. As amostragens foram semestrais nos anos de 2001 e 2003, e trimestrais nos anos de 2000, 2002 e de 2004 a 2011 (n= 44). Todas as amostragens estão contempladas no projeto de pesquisa multidisciplinar “A planície de inundação do alto rio Paraná” - Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), financiado pelo MCT/CNPq.

As amostras de fitoplâncton total foram coletadas diretamente com frascos à sub-superfície da região limnética e fixadas *in situ* com lugol acético. Paralelamente, foram obtidas amostras de fitoplâncton de rede, sendo utilizada para tal, rede de plâncton de 15 µm de abertura de malha, sendo estas fixadas em solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006). A utilização da rede visou, basicamente, a concentração do material fitoplanctônico, para auxiliar no estudo taxonômico do material.

A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de um microscópio invertido, seguindo o método de Utermöhl (1958) e Lund et al. (1958). A biomassa fitoplanctônica foi estimada pelo biovolume fitoplanctônico. Este foi calculado multiplicando a densidade dos diferentes táxons por seus respectivos volumes. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados a forma das células (Sun & Liu, 2003).

As espécies que apresentaram contribuição acima de 5% para o biovolume fitoplanctônico total foram enquadradas em grupos funcionais (GFs), de acordo com os critérios estabelecidos por Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (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).

Dados de temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (mg l^{-1}) foram tomados com potenciômetros digitais portáteis. A transparência da coluna d'água (m) foi obtida por meio do disco de Secchi, sendo a zona eufótica (Z_{eu}) calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole, 1994). Foram determinadas as concentrações de MSI (material em suspensão inorgânico), MSO (material em suspensão orgânico), fósforo total – PT, fósforo solúvel reativo – PSR (Golterman et al., 1978), nitrogênio total – NT, nitrato – NO_3 , nitrito - NO_2^- (Giné et al., 1980) e amônio – NH_4^+ (Koroleff, 1978). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi estimado pelas concentrações de nitrito, nitrato e amônio. A classificação quanto ao nível trófico dos ambientes seguiu o proposto por Vollenweider & Kerekes (1982) e Reynolds (1980).

Os níveis hidrométricos diários do rio Paraná foram fornecidos por Itaipu Binacional e Agência Nacional das Águas (ANA). Como referência, foi considerado o nível hidrométrico do rio Paraná, sendo que acima de 3,5 m tem início o processo de inundação dos ambientes da sub-bacia do rio Baía (Thomaz et al., 2004). Para cada ano foram estimados os atributos do pulso utilizando o programa PULSO (Neiff & Neiff, 2003). Foram calculados amplitude da limnofase (número de dias que o nível hidrométrico esteve abaixo do nível de referência de 3,5 m), amplitude da potamofase (número de dias que o nível hidrométrico esteve acima do nível de referência de 3,5 m) e índice de conectividade (taxa do número de dias entre potamofase e limnofase) (Neiff, 1990).

Para responder a primeira pergunta desse trabalho: a variabilidade ambiental da limnofase e potamofase foi sumarizada através de uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Pearson, 1901). A similaridade entre os ambientes estudados e os padrões de variabilidade quanto ao biovolume fitoplanctônico foi avaliada temporal e espacialmente, através de uma análise de correspondência destendenciada (DCA) (Hill & Gauch, 1980). Para testar as diferenças temporais e espaciais dos valores de biovolume fitoplanctônico foi realizada uma Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA) (Anderson, 2001). Além disso, uma correlação de Spearman foi realizada entre o biovolume dos grupos funcionais fitoplanctônicos, em cada período amostrado, e as variáveis ambientais. Uma Análise de Valor Indicador (INDVAL) (Dufrene & Legendre, 1997) foi realizada para verificar o potencial dos grupos funcionais fitoplanctônicos como indicadores dos períodos hidrológicos e *habitat* amostrados. Para responder a segunda pergunta desse trabalho: foram realizadas regressões lineares simples para determinar a relação entre o biovolume fitoplanctônico, nível hidrométrico e PT. Para a realização da análise de regressão os dados foram $\log_{10}(x+1)$ transformados. PCA, DCA, PERMANOVA foram realizadas através do programa R (R Development Core Team 2012), regressões lineares simples e correlação de Spearman através do programa Statistica (StatSoft Inc., 2005), e INDVAL através do programa PC-Ord 6.0 (McCune & Mefford, 1999).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Variáveis abióticas

Foram observados ciclos hidrossedimentológicos irregulares do rio Paraná, com períodos de extrema seca, nos anos de 2000, 2001 e 2008, e períodos de cheias intensas, nos anos de 2005, 2007, 2010 e 2011 (Fig. 2). O maior valor de nível hidrométrico foi registrado

em março de 2007 (> 6 m) e o menor em agosto de 2001 ($< 1,6$ m). O maior valor médio anual do nível hidrométrico do rio Paraná ocorreu em 2007 (3,61 m) e os menores em 2001 (2,24 m) e em 2008 (2,51m). A variabilidade anual do nível hidrométrico do rio Paraná (CV) foi alta principalmente nos anos de 2001 (CV=32%), 2007 (CV=46%) e 2011 (CV=34%).

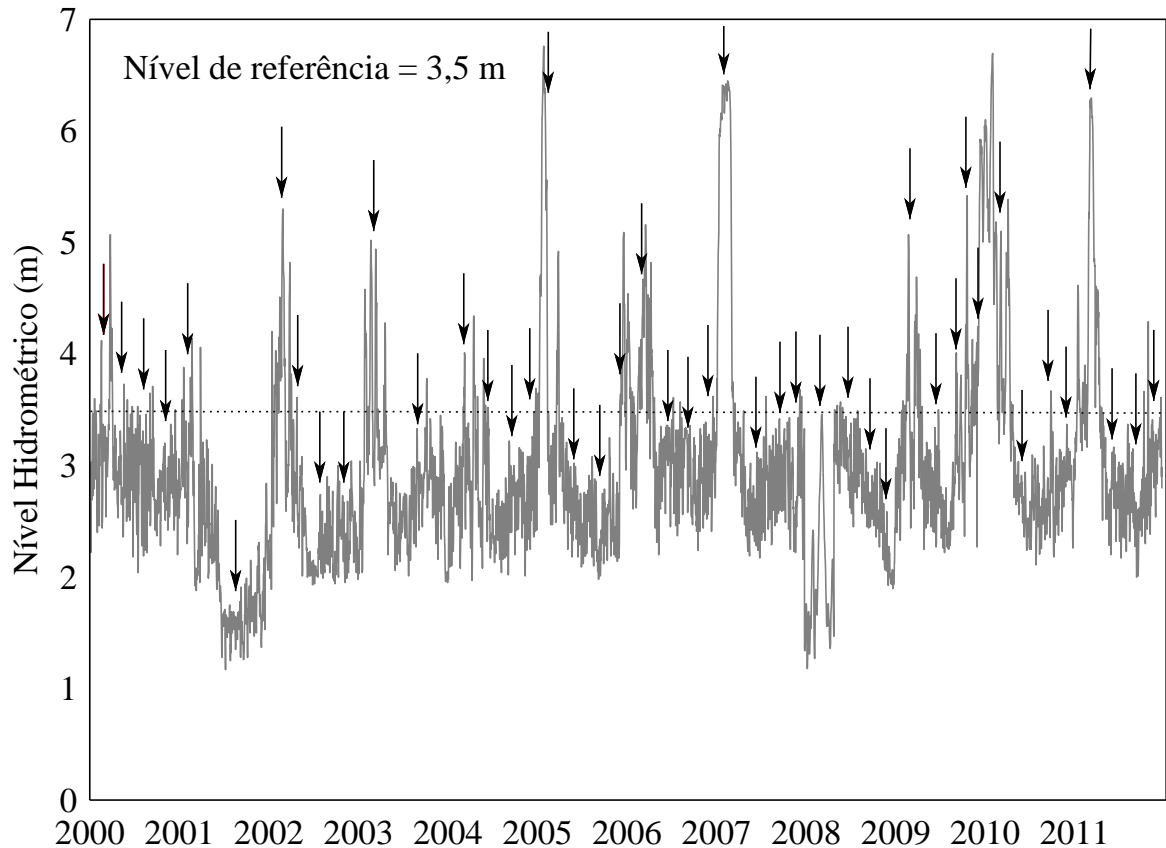


Fig. 2: Nível hidrométrico do rio Paraná entre os anos de 2000 e 2011. Setas indicam os períodos amostrados.

O período de potamofase teve maior duração na sub-bacia do rio Baía no ano de 2010, com 102 dias de nível hidrométrico do rio Paraná acima de 3,5 m. Já o período de isolamento dos *habitat* da sub-bacia foi maior no ano de 2001, com 362 dias de limnofase. O maior índice de conectividade entre os ambientes lóticos e lênticos na sub-bacia do rio Baía ocorreu em 2010 (Tabela 1).

Tabela 1: Atributos do Pulso dos níveis hidrométricos diários do alto rio Paraná na planície de inundação do alto rio Paraná (ΣAA = número de dias de potamofase, ΣAB = número de dias de limnofase, IC = índice de conectividade) para cada ano de estudo, com influência na sub-bacia do rio Baía.

	Sub-bacia do rio Baía		
	ΣAA	ΣAB	IC
2000	11	355	0,03
2001	3	362	0,01
2002	36	329	0,11
2003	27	338	0,08
2004	10	356	0,03
2005	54	311	0,17
2006	56	309	0,18
2007	60	305	0,20
2008	39	237	0,16
2009	93	272	0,34
2010	102	263	0,39
2011	81	284	0,29

Os maiores valores médios anuais de temperatura da água foram registrados nos anos de 2006 e 2007 para os três ambientes, enquanto os menores valores médios anuais foram registrados em 2005 e 2008. Para o oxigênio dissolvido as maiores médias anuais foram registradas em 2005 no rio Baía, em 2000 na lagoa do Guaraná e em 2002 na lagoa Fechada, já em 2009 foram registradas as menores médias anuais para todos os ambientes. A condutividade elétrica teve seus maiores valores médios anuais em 2007, e os menores em 2001. O pH apresentou valores médios em torno de 6 na maioria dos anos (Tabela 2).

As médias anuais de Z_{eu} da água foram maiores nos anos de 2010 e 2011. Os ambientes apresentaram elevadas médias de Z_{max} nos anos em que ocorreu potamofase conspícua, em 2007, 2010 e 2011. A concentração de material em suspensão apresentou tendência de decréscimo ao longo dos anos. As máximas médias anuais das concentrações de NT foram registradas principalmente nos anos em que ocorreu potamofase, e PT nos anos com somente limnofase, principalmente nos lagos de inundação. As concentrações de NID foram elevadas em 2001 no rio Baía, 2004 na lagoa do Guaraná, e em 2007 na lagoa Fechada. Já as concentrações de PSR foram maiores em 2009 no rio Baía, e em 2008 na lagoa do Guaraná e lagoa Fechada (Tabela 2). Tanto o rio como o lago não conectado apresentaram-se meso a eutróficos, enquanto que o lago conectado apresentou-se em muitos períodos hipereutrófico.

Tabela 2: Valores médios anuais (M) e desvio padrão (DP) de temperatura da água (T), oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade (Cond), zona eufótica (Z_{eu}), profundidade (Z_{max}) material em suspensão inorgânico (MSI), material em suspensão orgânico (MSO), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (PSR) no rio Baía, lagoa do Guaraná e lagoa Fechada entre os anos de 2000 e 2011.

Ano		T (°C)	OD mg l ⁻¹	pH	Cond μS cm ⁻¹	Z_{eu} (m)	Z_{max} (m)	MSI mg l ⁻¹	MSO mg l ⁻¹	NT μg l ⁻¹	NID μg l ⁻¹	PT μg l ⁻¹	PSR μg l ⁻¹
Rio Baía													
2000	M	23,8	4,4	6,1	37,3	1,9	2,4	0,8	0,8	405,7	36,9	56,6	4,1
	DP	4,3	2,3	0,1	3,5	0,8	0,1	0,3	0,3	221,9	29,0	46,9	4,1
2001	M	25,4	6,2	6,2	28,2	0,9	1,6	1,4	0,6	1349,2	98,8	211,5	12,9
	DP	3,9	3,0	0,6	5,3	0,1	1,1	0,4	0,2	528,9	35,5	144,3	4,1
2002	M	24,4	5,2	6,2	34,2	1,5	1,9	2,1	0,8	478,6	40,0	32,4	6,0
	DP	3,7	1,5	0,2	9,1	0,2	0,2	1,3	0,2	141,5	36,4	17,3	3,6
2003	M	25,0	4,1	6,1	29,6	2,0	2,9	0,4	0,4	484,2	25,8	71,9	15,5
	DP	6,9	4,2	0,4	5,6	0,1	0,0	0,5	0,3	244,0	22,8	14,2	4,8
2004	M	24,9	5,0	5,6	31,4	1,3	3,0	0,8	0,7	696,9	53,2	49,3	5,2
	DP	4,0	0,6	0,7	2,4	0,4	0,5	0,6	0,7	330,2	51,8	13,5	4,5
2005	M	23,7	7,1	6,6	35,7	1,5	2,8	1,3	0,6	909,7	64,5	60,9	3,4
	DP	4,0	1,8	0,3	11,7	0,5	1,2	1,1	0,3	240,5	54,9	17,1	3,5
2006	M	26,2	4,8	6,1	43,2	1,9	3,2	0,7	0,4	744,8	41,3	37,5	9,5
	DP	4,4	1,6	0,7	10,1	0,4	0,2	0,6	0,2	385,3	45,1	12,7	4,6
2007	M	26,0	4,5	6,5	44,3	2,3	2,8	0,6	0,6	1069,6	66,1	53,6	11,1
	DP	3,7	3,4	0,4	6,9	0,8	1,2	0,4	0,2	757,6	42,1	23,4	8,9
2008	M	23,7	5,4	6,1	33,6	1,8	1,8	0,5	0,3	772,3	30,2	45,8	9,4
	DP	5,0	1,9	0,1	7,3	0,3	0,3	0,4	0,1	446,4	25,8	17,7	4,0
2009	M	26,1	1,8	5,6	40,5	1,4	2,5	0,2	0,2	2030,8	26,6	100,9	19,4
	DP	4,8	2,7	0,5	8,3	0,8	1,7	0,3	0,1	998,4	35,5	75,7	22,6
2010	M	24,7	5,3	6,2	29,5	2,4	2,4	0,4	0,8	1192,3	43,3	50,2	7,6
	DP	5,4	2,5	0,6	5,9	0,5	0,5	0,2	0,4	274,1	34,1	11,4	5,2
2011	M	25,2	5,1	6,3	32,6	2,6	3,8	0,4	0,6	1222,9	36,3	45,2	15,3
	DP	4,3	1,6	0,1	15,3	0,9	2,2	0,2	0,6	461,0	24,6	16,6	9,9
Lagoa do Guaraná													
2000	M	24,3	7,2	6,9	26,0	0,7	2,3	1,3	0,8	637,0	29,6	141,0	9,4
	DP	4,3	2,6	1,3	1,5	0,3	0,2	0,6	0,3	222,0	57,5	99,6	12,2
2001	M	25,4	6,2	6,2	21,3	0,7	2,5	1,2	0,4	642,9	134,6	108,2	12,2
	DP	5,0	1,7	0,1	7,6	0,7	0,5	0,5	0,0	299,8	61,0	44,9	9,9
2002	M	24,8	6,0	6,3	25,2	1,2	2,2	1,8	0,9	489,7	120,6	104,6	4,9
	DP	3,9	1,3	0,2	3,3	0,7	0,0	1,1	0,5	350,0	191,5	74,0	2,1
2003	M	24,5	3,8	6,1	28,8	0,9	2,7	1,0	0,5	582,9	102,3	109,5	21,5
	DP	6,2	4,5	0,4	3,4	0,4	0,4	0,6	0,0	141,7	93,2	2,9	2,6
2004	M	24,4	5,6	5,7	27,3	1,1	2,3	1,3	0,5	772,3	200,4	114,4	10,2
	DP	4,7	0,3	0,4	10,0	0,9	0,5	0,7	0,1	493,6	330,4	59,0	8,9
2005	M	23,9	6,7	6,4	31,4	1,0	2,4	1,3	0,7	1159,9	142,3	87,6	10,9
	DP	4,3	0,9	0,2	6,1	0,5	0,2	0,7	0,5	550,4	121,5	28,8	11,6
2006	M	26,3	5,7	6,2	25,1	1,1	2,5	0,9	0,4	1562,4	70,0	105,3	16,6
	DP	3,8	2,0	0,6	6,0	0,7	0,1	0,4	0,2	1027,9	68,5	33,7	5,2
2007	M	26,2	5,4	6,5	40,3	1,3	3,0	0,8	0,4	2180,4	143,1	115,4	20,5
	DP	3,5	2,0	0,1	14,2	0,9	0,9	0,3	0,3	1572,8	130,1	52,6	19,4
2008	M	23,5	5,9	6,0	27,0	0,7	2,7	1,3	0,4	879,2	48,1	129,0	39,9
	DP	4,7	1,4	0,3	6,5	0,2	0,1	1,1	0,2	182,7	39,5	41,0	39,3
2009	M	25,4	3,6	6,2	30,7	1,5	2,6	0,4	0,3	1195,5	20,5	97,8	14,4
	DP	4,4	2,8	0,2	8,2	0,5	1,5	0,3	0,1	105,2	13,9	54,2	14,8
2010	M	24,9	5,3	6,3	31,3	3,0	3,0	0,5	0,6	1328,9	119,7	78,3	6,2
	DP	4,2	2,3	0,3	5,5	0,7	0,7	0,1	0,3	403,6	116,5	28,8	2,5
2011	M	25,0	6,0	6,2	35,9	2,4	3,0	0,7	0,4	1450,8	68,3	74,2	16,1
	DP	4,2	1,7	0,3	19,7	1,7	1,8	0,5	0,2	932,7	97,8	44,4	9,5
Lagoa Fechada													
2000	M	24,0	7,2	6,5	32,5	1,9	2,4	1,5	0,9	389,1	22,2	43,2	3,5
	DP	4,2	1,3	0,4	4,1	0,6	0,1	1,0	0,2	102,8	22,2	23,2	2,3
2001	M	25,2	7,2	6,6	23,4	1,4	1,5	1,8	0,9	439,4	16,2	30,1	7,1
	DP	5,4	1,7	0,5	3,1	0,1	0,2	1,2	0,1	338,0	7,4	4,9	2,9
2002	M	24,7	7,4	6,7	30,2	2,0	2,3	1,0	0,8	263,7	35,4	29,7	5,7
	DP	3,8	0,3	0,2	12,6	0,2	0,3	1,0	0,4	42,5	42,4	17,4	3,0
2003	M	25,1	5,3	6,6	27,6	2,1	2,1	1,2	1,0	405,1	25,5	68,3	13,6
	DP	6,7	4,9	0,9	0,2	0,1	0,1	1,3	1,1	178,4	27,9	1,8	6,5
2004	M	24,6	6,4	5,9	30,5	1,9	2,7	0,8	0,4	502,7	24,2	41,8	7,3
	DP	4,7	0,2	0,8	5,3	0,2	0,6	0,5	0,2	149,7	8,7	9,1	5,0
2005	M	24,4	6,8	6,6	36,8	1,7	2,6	1,7	0,7	643,4	77,8	32,4	5,3

2006	DP	4,0	1,1	0,3	12,7	0,1	0,6	0,7	0,3	301,2	91,5	7,3	3,9
	M	26,1	6,5	6,6	32,1	2,3	2,7	3,0	0,7	523,2	36,0	34,5	15,4
2007	DP	4,0	0,9	0,6	10,8	0,5	0,3	1,9	0,3	352,6	23,5	14,5	3,1
	M	26,2	6,2	6,8	40,4	2,7	3,7	1,1	0,8	966,3	87,5	35,3	9,5
2008	DP	3,8	1,6	0,2	11,2	0,7	1,6	0,6	0,3	615,5	40,6	14,7	3,9
	M	23,8	6,2	6,1	33,6	1,7	2,8	2,1	0,7	647,6	65,4	61,4	17,0
2009	DP	5,0	1,1	0,3	8,2	0,7	0,2	2,6	0,7	134,8	24,5	25,5	7,6
	M	25,7	4,9	6,3	29,2	2,5	3,0	0,8	0,4	1071,7	34,9	44,0	10,1
2010	DP	4,7	2,6	0,3	3,0	0,5	0,5	0,5	0,3	179,7	8,5	13,3	5,9
	M	25,4	5,8	6,5	27,5	3,3	3,3	0,4	1,1	858,1	49,1	41,5	8,2
2011	DP	5,2	2,8	0,6	9,1	1,0	1,0	0,2	0,4	221,3	57,9	10,6	6,3
	M	24,9	6,2	6,5	33,3	2,7	3,0	0,7	0,4	947,5	28,0	39,0	12,5
	DP	4,5	1,0	0,1	17,1	1,5	1,1	0,3	0,2	425,3	0,9	21,5	5,3

A Análise de Componentes Principais evidenciou nítida separação dos períodos de potamofase e limnofase (Fig. 3). Os dois primeiros eixos gerados pela análise explicaram 46% da variabilidade total dos dados. O eixo 1 foi influenciado positivamente pela temperatura da água (0,37), NT (0,29), PSR (0,28) e nível hidrométrico (0,27), e negativamente pelo oxigênio dissolvido (0,59). Já, no eixo 2, as variáveis que mais se correlacionaram positivamente foram PT (0,41), NID (0,25) e PSR (0,24), e negativamente foram Z_{eu} (0,49) e nível hidrométrico (0,40).

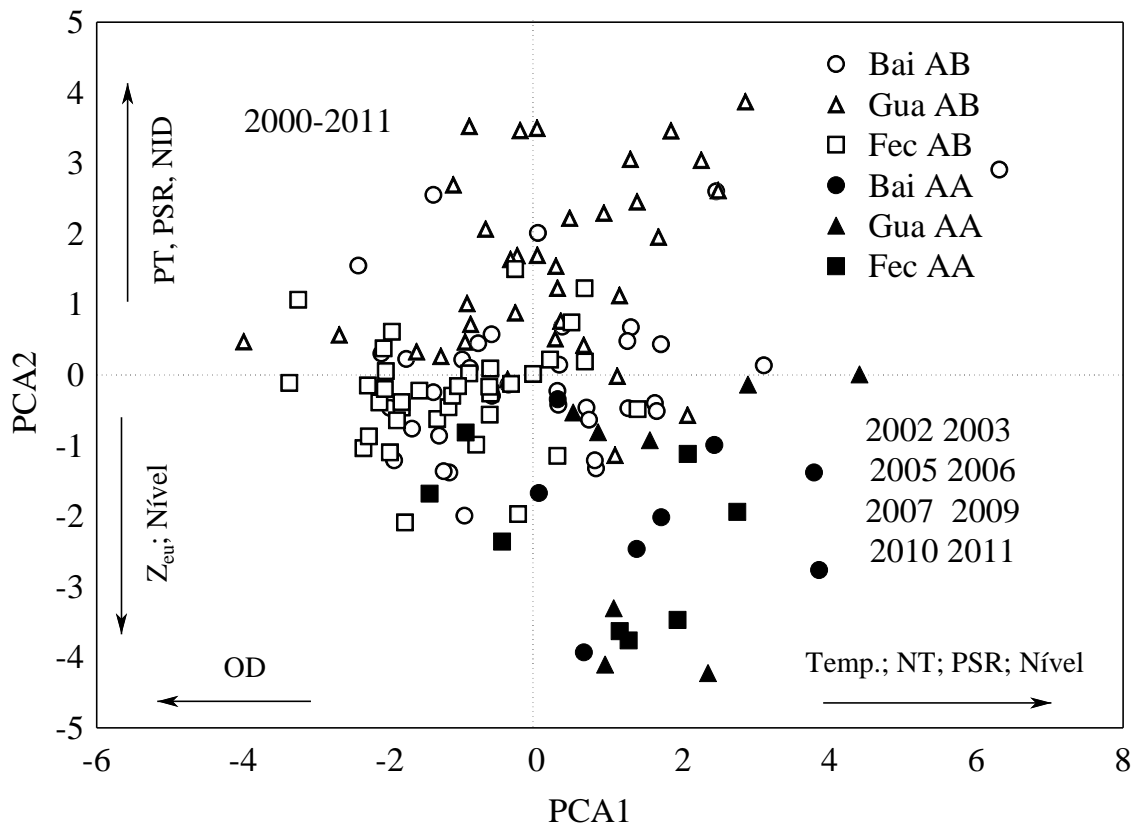


Fig. 3: Dispersão dos escores estações-meses ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, realizada para as variáveis abióticas na sub-bacia do rio Baía. (Bai AB- rio Baía limnofase; Bai AA – rio Baía potamofase; Gua AB – lagoa do Guaraná limnofase; Gua AA – lagoa do Guaraná potamofase; Fec AB – lagoa Fechada limnofase; Fec AA - lagoa Fechada potamofase).

2.3.2 Comunidade Fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica na sub-bacia do rio Baía esteve constituída por 522 táxons, distribuídos nos seguintes grupos: Chlorophyceae (153 táxons), Euglenophyceae (90 táxons), Cyanobacteria (82 táxons), Bacillariophyceae (80 táxons), Zygnemaphyceae (61 táxons), Xanthophyceae (19 táxons), Chrysophyceae (16 táxons), Cryptophyceae (9 táxons), Dinophyceae (5 táxons), Prasinophyceae (1 táxon) e Raphidophyceae (1 táxon).

Foram registrados maiores valores de biovolume fitoplanctônico principalmente nos períodos de limnofase. Tanto no rio Baía, como na lagoa Fechada, Cyanobacteria e Bacillariophyceae foram as classes que mais contribuíram para o biovolume fitoplanctônico. Na lagoa do Guaraná, além de Bacillariophyceae e Cyanobacteria, a classe Euglenophyceae apresentou significativa contribuição ao biovolume fitoplanctônico (Fig. 4a-c). O maior pico de biovolume ocorreu no rio Baía, em fevereiro de 2001, período de extrema seca, devido a floração massiva de *Dolychospermum planctonicum* (Brun.) Wack., Hoff. e Kom. e *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. var. *granulata*. O menor valor de biovolume registrado ocorreu no rio Baía em dezembro de 2011.

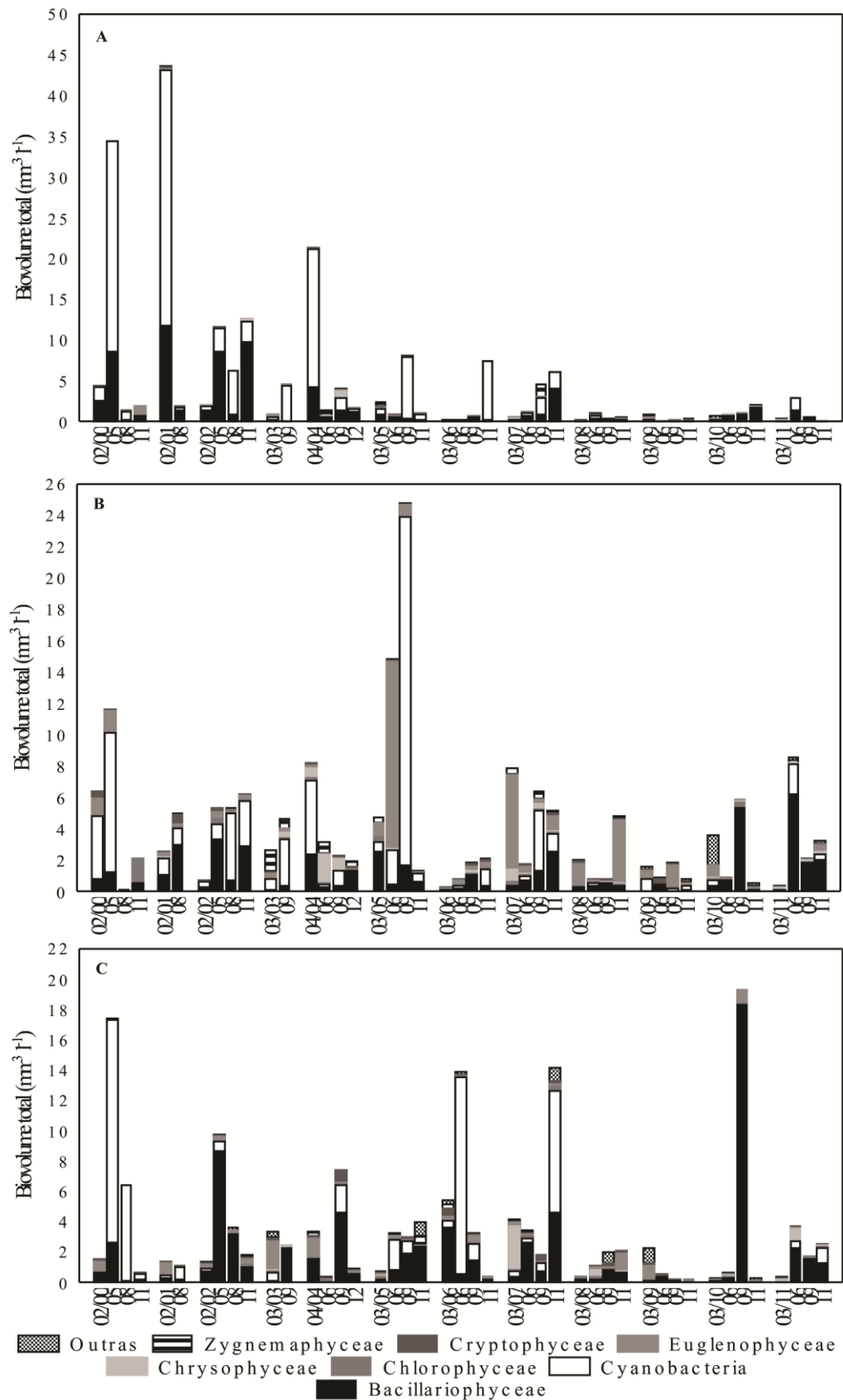


Fig. 4a-c: Variabilidade interanual do biovolume fitoplantônico no rio Baía (a), lagoa do Guaraná (b) e lagoa Fechada (c) entre os anos de 2000 e 2011.

Os maiores valores médios anuais de biovolume fitoplanctônico ocorreram em 2000 e 2004 para o rio Baía, em 2001, 2002 e 2010 para a lagoa do Guaraná, e em 2001, 2006, 2008 e 2010 para a lagoa Fechada. Os menores valores médios anuais de biovolume foram registrados no rio Baía em 2005, na lagoa do Guaraná em 2004 e 2005, e na lagoa Fechada em 2003 e 2011 (Fig. 5).

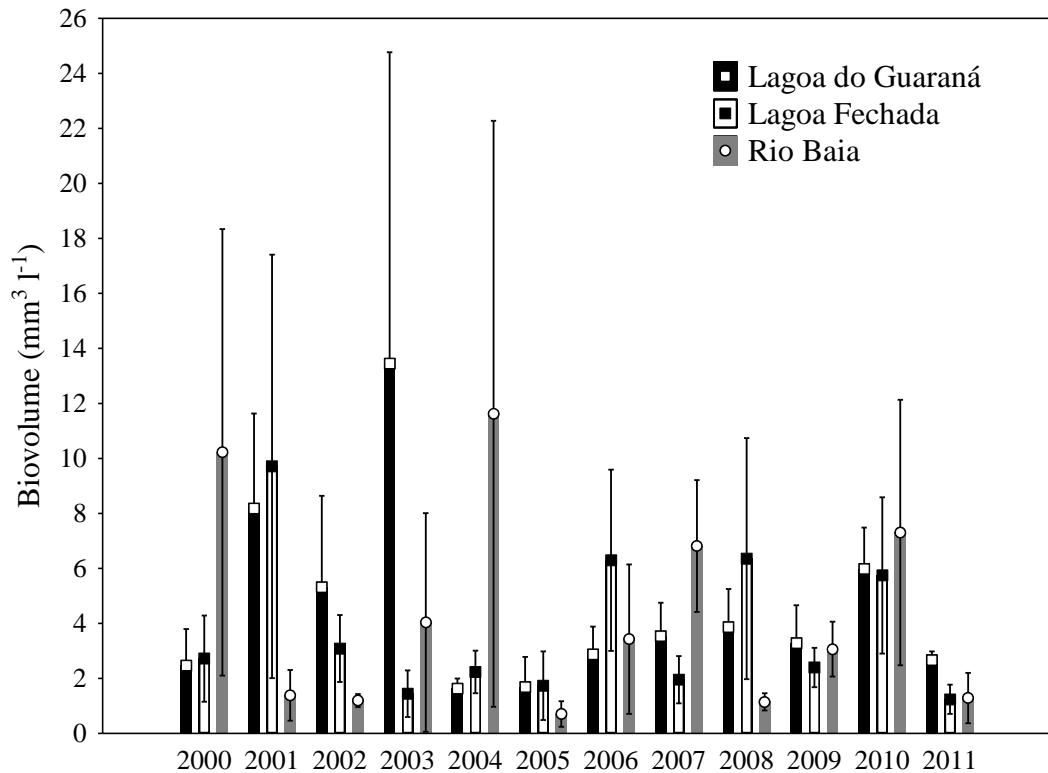


Fig. 5: Variabilidade interanual dos valores médios de biovolume fitoplanctônico no rio Baía, lagoa do Guaraná e lagoa Fechada entre os anos de 2000 e 2011.

A dispersão dos escores ao longo dos dois primeiros eixos da DCA gerados a partir do biovolume fitoplanctônico, evidenciaram algumas diferenças interanuais ao longo do período amostrado. No diagrama de biovolume (eixo 1= 0,83 e eixo 2=0,61) observou-se uma separação do ano de 2003, influenciado pelo biovolume de Cyanobacteria e Euglenophyceae. Na porção direita superior houve a separação do ano de 2011 influenciada pelo biovolume de Euglenophyceae e Chlorophyceae. Na porção direita inferior houve a separação do ano de 2010, influenciado principalmente pelo biovolume de Euglenophyceae, Chlorophyceae e Cyanobacteria (Fig. 6a-b).

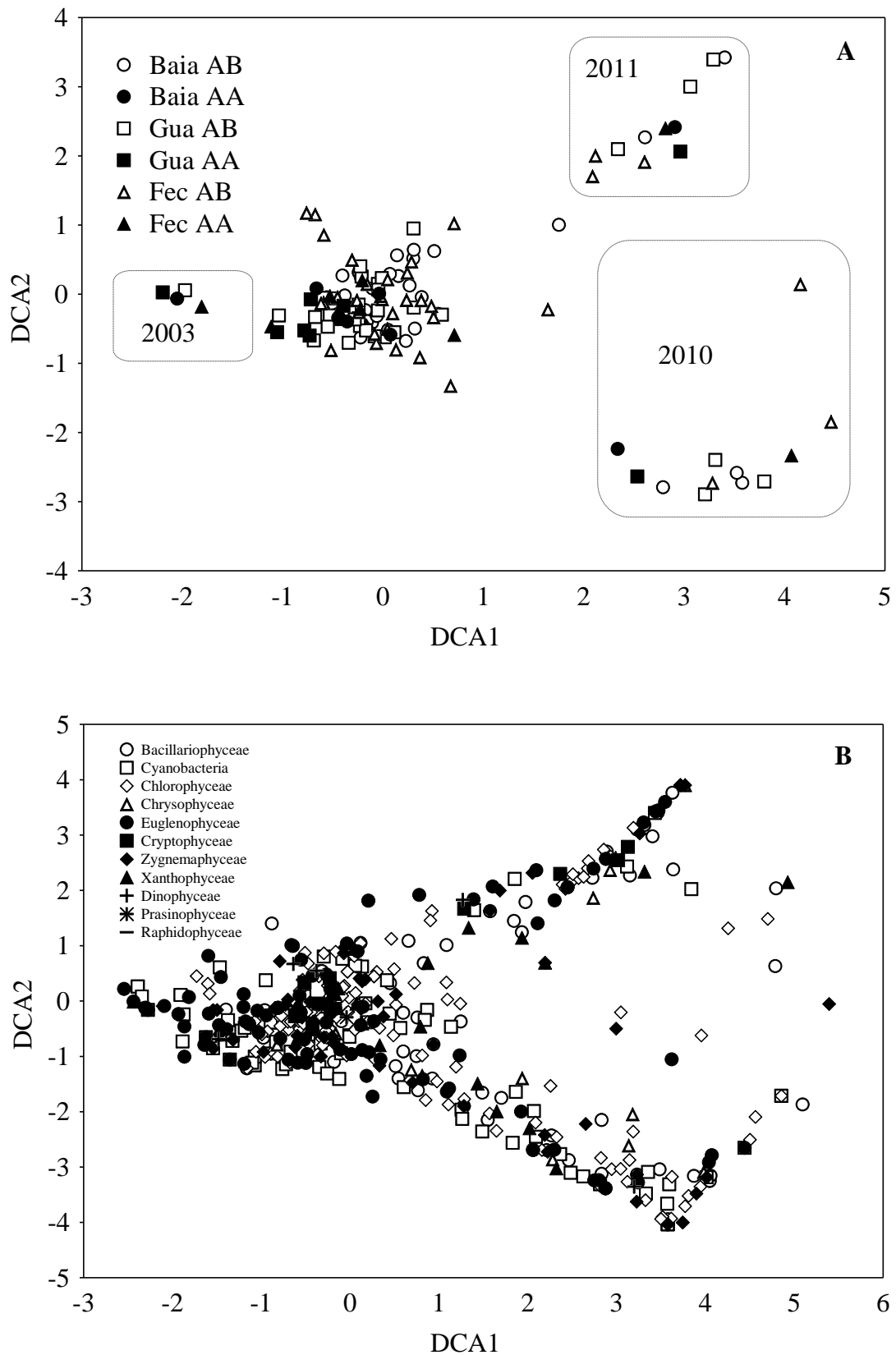


Fig. 6a-b: Dispersão dos escores (a) períodos/estações ao longo dos dois primeiros eixos da DCA realizada para os dados biovolume; (b) dispersão dos escores do biovolume dos táxons fitoplancônicos. (Baía AB – rio Baía limnofase; Baía AA - rio Baía potamofase; Gua AB – lagoa do Guaraná limnofase; Gua AA - lagoa do Guaraná potamofase; Fec AB – lagoa Fechada limnofase; Fec AA – lagoa Fechada potamofase).

A Permanova evidenciou diferenças significativas, tanto entre os anos e os períodos (limnofase e potamofase) amostrados, como para os diferentes tipos de *habitat*, para o biovolume fitoplanctônico (Tabela 3).

Tabela 3: Permanova *three-way* para o biovolume fitoplanctônico na sub-bacia do rio Baía com três níveis de observação (Período – limnofase e potamofase; Ano – 2000 – 2011; Tipo de *habitat* – rio, lago de inundação conectado, lago de inundação não conectado; nível de significância de <0,05).

Efeito	df	MeanSquare	F-statistic	P- value (Permutational)
Biovolume				
Período	1	0,94082	2,3641	0,001
Ano	1	2,50937	6,3056	0,001
Tipo	2	0,67942	1,7073	0,001
Período*Ano	1	0,87499	2,1987	0,002
Período*Tipo	2	0,32049	0,8053	0,909
Ano*Tipo	2	0,43137	1,0839	0,269
Período*Ano*Tipo	2	0,24233	0,6089	0,999
Resíduos	120	0,39796		
Total	131			

Na lagoa do Guaraná (modelos 1 e 2, $p < 0,0001$) e lagoa Fechada (modelos 3 e 4, $p < 0,01$) os fatores nível hidrométrico e fósforo foram preditores do biovolume fitoplanctônico. Entretanto, os modelos de regressão selecionados para o rio Baía (modelos 5 e 6) não foram significativos (Tabela 4).

Tabela 4: Modelos de regressão linear simples entre biovolume fitoplanctônica (LogBiovol , $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), Nível hidrométrico (Log Nível , m) e Fósforo Total (Log PT , $\mu \cdot \text{L}^{-1}$).

Modelos	Modelos da Regressão	r^2 ajustado	p	Local
1	$\text{LogBiovol} = -0,590 \text{ Log Nível}$	0,33	0,00002	Lagoa do Guaraná
2	$\text{LogBiovol} = 0,609 \text{ Log PT}$	0,35	0,00000	Lagoa do Guaraná
3	$\text{LogBiovol} = -0,430 \text{ Log Nível}$	0,16	0,00313	Lagoa Fechada
4	$\text{LogBiovol} = 0,414 \text{ Log PT}$	0,14	0,00466	Lagoa Fechada
5	$\text{LogBiovol} = 0,170 \text{ Log Nível}$	0,00	0,26367*	Rio Baía
6	$\text{LogBiovol} = 0,210 \text{ Log PT}$	0,02	0,16534*	Rio Baía

* Não significativo

2.3.3 Grupos Funcionais Fitoplanctônicos (GFs)

Foram registrados 7 GFs (**A, B, H1, J, P, T, W1**) na lagoa do Guaraná, 6 GFs (**A, H1, M, P, Q, W2**) na lagoa Fechada e 4 GFs (**H1, J, M, P**) no rio Baía (Tabela 5), totalizando 10 GFs na sub-bacia. Os GFs **H1**, representado por cianobactérias fixadoras de nitrogênio (*Dolichospermum planctonicum* e *Dolichospermum circinale*) e **P**, representado por diatomáceas cêntricas (*Aulacoseira granulata* var. *angustissima* e *Aulacoseira granulata* var. *granulata*) foram registrados em todos os anos de estudo e nos três ambientes amostrados,

sendo dominantes em biovolume principalmente nos períodos de limnofase. O Grupo funcional **H1** esteve correlacionado com oxigênio dissolvido ($r=0,19$), Z_{eu} ($r=-0,28$), MSI ($r=0,48$), MSO ($r=0,31$) e nível hidrométrico ($r=-0,18$), e o grupo funcional **P** com oxigênio dissolvido ($r=0,24$), Z_{eu} ($r=-0,29$), MSI ($r=0,46$), MSO ($r=0,26$), NT ($r=-0,37$) e nível hidrométrico ($r=-0,27$), caracterizando assim os períodos de limnofase.

Os GFs **B** (*Aulacoseira herzogii* – Bacillariophyceae), **Q** (*Gonyostomum* sp – Raphidophyceae), **T** (*Mougeotia* sp. – Zygnemaphyceae) e **J** (*Tetraplektron torsum*– Xanthophyceae) apresentaram maior contribuição ao biovolume na potamofase. O grupo funcional **B** esteve correlacionado com Z_{eu} ($r=-0,25$), MSI ($r=0,23$), PT ($r=0,18$) e PSR ($r=0,19$), enquanto que o grupo funcional **Q** correlacionou-se com temperatura da água ($r=0,20$), oxigênio dissolvido ($r=-0,22$), MSI ($r=-0,24$), MSO ($r=-0,27$), NT ($r=0,20$), PSR ($r=0,18$) e o grupo funcional **J** com MSO ($r=0,21$), NID ($r=0,23$) e PT ($r=-0,18$).

O GF **A** esteve representado pelas bacilariofíceas *Urosolenia eriensis* var. *morsa* na lagoa do Guaraná, principalmente nos períodos de limnofase. O grupo **A** esteve correlacionado com oxigênio dissolvido ($r=0,17$).

Euglenophyceae esteve representado pelos GFs **W1** (*Euglena spirogyra* var. *fusca* e *Euglena* sp.), e **W2** (*Trachelomonas volvocinopsis*). O GF **W1** esteve correlacionado com NT ($r=0,19$), enquanto que o GF **W2** esteve correlacionado com temperatura da água ($r=0,41$), oxigênio dissolvido ($r=-0,26$), MSO ($r=-0,19$), PT ($r=0,18$), PSR ($r=0,19$) e nível hidrométrico ($r=0,26$).

Microcystis aeruginosa, GF **M**, teve importante participação no biovolume fitoplanctônico no rio Baía e na lagoa Fechada, correlacionando-se com o pH ($r=0,20$).

Tabela 5: Grupos funcionais fitoplanctônicos (GF) e espécies com maior contribuição (>5%) ao biovolume total, nas estações e períodos amostrados (AA-águas altas; AB-águas baixas; fev-fevereiro; mar-março; mai-maio; jun-junho; ago-agosto; set-setembro; nov-novembro; dez-dezembro).

GF	Principais táxons
A	<i>Urosolenia eriensis</i> var. <i>morsa</i> (West e G. S. West) Bukhtiyarova (Lagoa do Guaraná AB –58% jun 2011; 19% set 2011; 34% dez 2011) <i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Round e Craw. (Lagoa fechada AB – 37% mai 2002; 80% ago 2002; 6% nov 2002; 20% mar 2004; 54% jun 2007)
B	<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemm.) Sim. (Lagoa do Guaraná AA - 39% mar 2005)
H1	<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnth.) Wacklin, L.Hoffm. & Komárek (Rio Baía AB – 30% fev 2000; 70% mai 2000; 12% ago 2000; 72% fev 2001; 5% ago 2002; 18% nov 2002; 25% set 2003; 55% mar 2004; 13% set 2004; 17% dez 2004; 11% jun 2005; 79% set 2005; 74% dez 2005; 47% jun 2006; 13% set 2006; 85% dez 2006; 27% jun 2007; 45% set 2007; 27% dez 2007; 29% jun 2008; 10% set 2008; Rio Baía AA - 29% mar 2005; Lagoa Fechada AB – 11% fev 2001; 75% ago 2001; 85% jun 2006; 27% set 2006; 26% dez 2006; 29% set 2007; 55% dez 2007; 9% dez 2010; Lagoa do Guaraná AB – 47% fev 2000; 73% mai 2000; 37% fev 2001; 11% ago 2001; 10% ago 2002; 42% nov 2002; 9% set 2003; 49% mar 2004; 18% set 2004; 14% jun 2005; 81% set 2005; 23% jun 2006; 49% set 2006; 17% jun 2007; 58% set 2007; 22% dez 2007)

	<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek (Lagoa Fechada AB – 11% mai 2000; 26% ago 2000; 21% set 2004; 8% jun 2006)
J	<i>Tetraplektron torsum</i> (Skuja) Dedus. Scæg. (Rio Baía AA - 45% mar 2010; Lagoa do Guaraná AA – 29% mar 2010)
M	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. (Rio Baía AA – 21% fev 2002; 6% mar 2003; Lagoa Fechada AB – 72% mai 2000; 54% nov 2000; 60% jun 2005; 10% set 2005; 7% jun 2007; Lagoa Fechada AA – 12% mar 2005; 21% mar 2006)
P	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Müll.) Sim. (Lagoa Fechada AB – 16% nov 2002; 67% set 2003; 54% set 2004; 18% dez 2004; 7% jun 2005; 25% set 2005; 26% dez 2005; 5% set 2006; 20% set 2007; 5% set 2008; 38% dez 2011)
	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i> (Rio Baía AB – 24% fev 2000; 28% nov 2000; 51% fev 2001; 58% ago 2001; 64% mai 2002; 9% ago 2002; 75% nov 2002; 18% mar 2004; 36% jun 2004; 49% dez 2004; 35% jun 2005; 9% dez 2005; 14% jun 2006; 44% jun 2007; 34% dez 2007; 35% fev 2008; 26% jun 2008; 13% dez 2008; 46% jun 2009; 9% set 2011; Rio Baía AA – 59% fev 2002; 18% mar 2005; 45% mar 2006; 10% mar 2009; Lagoa Fechada AB – 14% fev 2000; 13% mai 2000; 21% nov 2000; 14% fev 2001; 44% mai 2002; 24% nov 2002; 14% set 2003; 8% mar 2004; 10% dez 2004; 7% jun 2005; 14% set 2005; 18% dez 2005; 7% dez 2006; 30% set 2006; 26% dez 2007; 23% fev 2008; 7% jun 2008; 10% jun 2009; 27% set 2009; 6% set 2011; Lagoa Fechada AA – 49% fev 2002; 29% mar 2006; 12% mar 2010; Lagoa do Guaraná AB – 21% nov 2000; 32% fev 2001; 49% ago 2001; 5% ago 2002; 46% mai 2002; 44% nov 2002; 45% dez 2004; 6% jun 2004; 27% mar 2004; 6% set 2004; 7% jun 2006; 7% dez 2007; 36% jun 2008; 9% set 2008; 6% jun 2009; 24% jun 2010; 5% set 2011; Lagoa do Guaraná AA – 37% fev 2002)
Q	<i>Gonyostomum</i> sp (Lagoa Fechada AA – 41% mar 2009)
T	<i>Mougeotia</i> sp (Lagoa do Guaraná AA – 53% mar 2003)
W1	<i>Euglena spirogyra</i> (Brons.) Ehr. var. <i>fusca</i> Klebs (Lagoa do Guaraná AA – 74% mar 2007)
	<i>Euglena</i> sp1 (Lagoa do Guaraná AB – 80% jun 2005; 6% set 2007)
W2	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir. (Lagoa Fechada AA – 18% mar 2009)

De acordo com a Análise de Valor Indicador (INDVAL), foram evidenciados grupos funcionais com elevado valor indicador para os períodos amostrados (limnofase e potamofase), bem como para a lagoa do Guaraná. Os GFs **H1**, representados por *Dolichospermum planctonicum* e *Dolichospermum circinale* e **P**, representado por *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* e *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, foram significativamente indicadores do período de limnofase, enquanto que os GFs **J**, representado por *Tetraplektron torsum*, **Q**, representado por *Gonyostomum* sp, e **W2**, representado por *Trachelomonas volvocinopsis*, foram indicadores do período de potamofase (Tabela 6). Os GFs **B**, representado por *Aulacoseira herzogii*, e **W1**, representado por *Euglena spirogyra* var. *fusca* e *Euglena* sp., foram significativamente indicadores da lagoa do Guaraná (Tabela 7).

Tabela 6: Grupos funcionais indicadores dos períodos amostrados (B-biovolume; FR-Frequência relativa; VI-Valor Indicador). Valores significativos ($p < 0,05$), altos valores indicadores e altos valores de B e FR são destacados em negrito.

GF	Potamofase			Limnofase			<i>p</i>
	B	FR	VI	B	FR	VI	
A	5	38	2	95	44	41	0,1280
B	72	33	24	28	37	10	0,4540
H1	4	33	1	96	56	54	0,0110
J	91	25	23	9	14	1	0,0280
M	18	25	5	82	24	20	0,5750
P	25	71	17	75	87	66	0,0390
Q	95	13	12	5	5	0	0,0300
T	92	4	4	8	1	0	0,1970
W1	69	8	6	31	6	2	0,8530
W2	77	50	38	23	25	6	0,0050

Tabela 7: Grupos funcionais indicadores dos tipos de ambientes (B-biovolume; FR-Frequência relativa; VI-Valor Indicador). Valores significativos ($p < 0,05$), altos valores indicadores e altos valores de B e FR são destacados em negrito.

GF	R. Baía			L. Guaraná			L. Fechada			<i>p</i>
	B	FR	VI	B	FR	VI	B	FR	VI	
A	7	55	4	39	41	16	54	32	17	0,8850
B	3	18	1	63	55	35	33	36	12	0,0030
H1	54	64	34	30	52	16	16	41	6	0,0680
J	19	11	2	65	14	9	16	23	4	0,7450
M	22	23	5	8	25	2	70	25	17	0,4850
P	52	82	43	18	84	15	30	86	26	0,1570
Q	20	7	1	17	5	1	62	7	4	0,7330
T	0	0	0	100	5	5	0	0	0	0,3310
W1	0	2	0	100	14	14	0	5	0	0,0250
W2	4	18	1	56	39	22	40	32	13	0,0620

2.4 DISCUSSÃO

No rio Paraná, a vazão e o carreamento de sólidos suspensos, regulam as características físicas e químicas, atuando como forças direcionadoras no ambiente fluvial, sendo o regime hidrossedimentológico deste rio, o macro fator responsável pelos processos ecossistêmicos do grande mosaico de *habitat* nessa planície de inundação e desta forma, atuando intensamente sobre a variabilidade sazonal e interanual na sub-bacia do rio Baía (Thomaz et al., 2004). Entretanto, após o enchimento do reservatório de Porto Primavera, o rio Paraná sofreu drástica alteração na sua transparência, redução no transporte de sólidos suspensos, passando a apresentar baixos valores de turbidez, assim como um empobrecimento nutricional, principalmente relacionados às concentrações de fósforo (Roberto et al., 2009;

Bovo-Scomparim et al., 2013). Após esse período, também foram registradas alterações na intensidade, duração e frequência dos pulsos, bem como redução dos períodos com níveis hidrométricos acima de 3,5 metros (Stevaux et al., 2009).

Ao longo desse estudo interanual, o nível hidrométrico do rio Paraná apresentou significativas variações, tendo ocorrido ciclos hidrossedimentológicos diferenciados, o que influenciou na sazonalidade das características limnológicas na sub-bacia do rio Baía. Os anos de 2000 e 2001 apresentaram períodos de extrema seca, quando foram registrados mais de 350 dias de limnofase em cada um desses anos. A ausência de cheias nesses dois anos tem sido atribuída ao sinergismo da influência do fenômeno climático *La Niña* (McPhaden et al., 2006), assim como também ocorrido em 2008, o que promoveu anomalias negativas de precipitação na bacia do rio Paraná, juntamente com a influência dos procedimentos operacionais das barragens localizadas a montante do rio Paraná, principalmente a do reservatório de Porto Primavera (Borges & Train, 2009), o que resultou em menor conectividade entre o rio Paraná e os ambientes da sub-bacia do rio Baía. Isto promoveu maior influência dos fatores locais sobre os *habitat*, ocasionando o aumento das concentrações de PT principalmente no rio Baía e na lagoa do Guaraná, tornando-os eutrófico e hipereutrófico, respectivamente. A constante troca de água entre o lago conectado e o rio possibilitou maior similaridade temporal referente às concentrações de nutrientes, principalmente em relação ao aumento das concentrações de fósforo.

Ciclos hidrossedimentológicos com elevados níveis hidrométricos do rio Paraná e com intensa potamofase na sub-bacia do rio Baía, também podem estar associados a fenômenos climáticos, como *El Niño* (McPhaden et al., 2006), aos quais os anos de 2005, 2007 e 2010 estiveram associados (CPTEC, 2012), e que foram caracterizados por altos índices de conectividade entre o canal principal e a sub-bacia. As cheias pronunciadas nesses anos também se deveram à regulação da vazão do alto rio Paraná. Isto porque quando os reservatórios atingem cotas máximas em períodos de intensa precipitação, ocorre liberação de água pelos vertedouros, o que conseqüentemente promove o aumento do nível hidrométrico do rio Paraná a jusante (Souza Filho et al., 2004; Rodrigues et al., 2009). Nessa situação prevalece a influência regional sobre as condições abióticas e bióticas na sub-bacia.

As fases dos ciclos hidrossedimentológicos (limnofase e potamofase) representam e definem os ciclos anuais e geram a variabilidade interanual da comunidade fitoplanctônica no rio Baía e ambientes associados. De acordo com Neiff (1990), o rio Paraná e suas sub-bacias apresentam alta variabilidade temporal, representando um complexo de ação-reação, comportando-se como “sistemas elásticos” frente à inundação, com capacidade de retornar ao

seu estado original após um estresse hidrossedimentológico, ocorrido em períodos de potamofase.

A variabilidade limnológica interanual da sub-bacia do rio Baía, portanto, resultou do manifesto padrão de variação sazonal, como demonstrado pela PCA, tendo sido possível se observar claramente a distinção entre os períodos de limnofase e potamofase. No período de limnofase, quando os processos autóctones atuam fortemente, foram observadas distinções entre a lagoa Fechada e a lagoa do Guaraná, principalmente em relação às concentrações de NT e PT, que foram sempre maiores no lago conectado. O contrário ocorreu nos períodos de potamofase, quando houve maior similaridade entre as variáveis limnológicas nos três ambientes e os processos alóctones atuaram intensamente na sub-bacia do rio Baía. Esse Padrão já foi demonstrado para a bacia do alto rio Paraná por Thomaz et al. (2007). A inundação tem efeito tamponador sobre a variabilidade local, mantendo o “input” de nutrientes, deixando o espectro de variação ambiental mais estreito e constante entre os *habitat* (Roberto et al., 2009), quando comparado ao período de limnofase.

Esse estudo de longa duração não demonstrou uma clara distinção do rio Baía em relação aos lagos de inundação, uma vez que esse rio apresentou características limnológicas intermediárias entre o lago de inundação conectado e o não conectado, tanto na limnofase como na potamofase. Esse fato é atribuído à sua baixa vazão (Souza Filho et al., 2004; Rodrigues et al., 2009), o que fornece a este canal fluvial características semilóticas, e portanto, assemelhando-se aos lagos de inundação a ele associados.

Baixos valores de biovolume fitoplanctônico ($<2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$) tanto no rio Baía, como na lagoa Fechada, foram observados principalmente em períodos de potamofase. Isto pode ser atribuído ao efeito diluidor causado pela entrada de água do rio Paraná, e sua consequente influência lótica sobre a sub-bacia, o que promoveu um efeito negativo sobre o desenvolvimento algal, de forma que os organismos não conseguiram aumentar suas populações. Além de que, o estresse hidrológico provocado pela inundação, ocasionou alteração na persistência da comunidade, que foi evidenciado nos períodos de limnofase, de maior abundância fitoplanctônica.

Baixos valores desse atributo em períodos de maiores níveis hidrométricos têm sido registrados em outros ambientes na planície de inundação do alto rio Paraná (Train & Rodrigues, 1998; Train & Rodrigues, 2004; Bovo-Scomparim & Train, 2008; Rodrigues et al., 2009). Entretanto, valores de biovolume acima de $2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ foram registrados em alguns períodos de potamofase, principalmente na lagoa do Guaraná, provavelmente devido à contribuição do microplâncton, constituído principalmente por *Aulacoseira herzogii* (GF **B**),

Aulacoseira granulata var. *granulata* (GF **P**) e *Euglena spirogyra* (GF **W1**), que por possuírem elevado volume celular, contribuíram para o aumento do biovolume fitoplanctônico.

Bacillariophyceae (GF **P**) e Cyanobacteria (GF **H1**) foram os grupos mais abundantes em todos os ambientes, principalmente nos períodos de limnofase, associados ao maior nível trófico e maior Z_{eu} . As clorofíceas, representadas principalmente pelas Chlorococcales, apresentaram maior contribuição ao fitoplâncton, principalmente nos lagos de inundação, fato que está relacionado ao seu melhor desenvolvimento em condições lênticas e em períodos de limnofase, assim como em condições de alta transparência e altas concentrações de PSR (Devercelli, 2010).

As criptofíceas embora tenham contribuído de forma significativa para a abundância fitoplanctônica tanto no rio como nos lagos de inundação, tanto na potamofase como na limnofase, apresentaram baixa contribuição ao biovolume. Este grupo apresenta estratégia de vida oportunista, o que faz com que suas populações tenham se desenvolvido independentemente do ambiente ou do período. As criptofíceas apresentam alta razão superfície/volume, rápido crescimento, rápida absorção de nutrientes, desenvolvimento mixotrófico quando da limitação de luz e migração vertical devido a presença de flagelo (Reynolds, 2002; Padišák et al., 2009).

Foram importantes contribuintes ao biovolume fitoplanctônico os GFs **H1** representado por *Dolichospermum planctonicum* e *Dolichospermum circinale*, e o GF **P**, representada por *Aulacoseira granulata* var. *granulata* e *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* principalmente nos períodos de limnofase, tanto no rio como nos lagos de inundação. Esse fato se deve ao tipo de organização celular filamentosos, e ao maior tamanho dessas algas, em relação a outros táxons, como clorofíceas e criptofíceas. A dominância desses dois GFs tem sido amplamente registrada em outros ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Train & Rodrigues, 1998, 2004; Train et al., 2004; Bovo-Scomparim & Train, 2008; Bovo-Scomparim et al., 2013).

A menor conectividade entre os ambientes da sub-bacia do rio Baía, em períodos de limnofase, e a baixa Z_{max} dos lagos e do rio Baía, como evidenciado pela correlação negativa dessa variável com nível hidrométrico, provavelmente favoreceu a mistura da coluna de água e a maior circulação de nutrientes, ocasionada pela ação dos ventos, o que favoreceu a dominância dos GFs **H1** e **P**. Além disso, as altas temperaturas e altas concentrações de PT, que tornaram os ambientes meso a hipereutróficos na limnofase, favoreceram o

desenvolvimento algal, como evidenciado pelos picos de biovolume registrados no rio Baía, em fevereiro de 2000 e 2001.

De acordo com Reynolds (1988), um rio precisa ser suficientemente grande e apresentar um fluxo relativamente lento para permitir o desenvolvimento fitoplanctônico. Nesse sentido, as condições de baixa vazão que são registradas no rio Baía permitem que o fitoplâncton se estabeleça e se desenvolva (Train & Rodrigues, 1998; Train & Rodrigues, 2004; Rodrigues et al., 2009). Florações de cianobactérias há décadas vêm sendo registradas no rio Baía devido às condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Em estudo do ciclo hidrológico nos anos de 1993-1994, Train & Rodrigues (1998) registraram que os GFs **H1** e **P** também apresentaram altos valores de biovolume em período de limnofase no rio Baía, ultrapassando $10 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$.

O GF **H1** com dominância principalmente de *Dolichospermum planctonicum*, pode ocorrer em condições de estratificação térmica da coluna d'água, como já registrado anteriormente no rio Baía (Train & Rodrigues, 1998), mas também em condições de mistura total da coluna d'água, como também já registrado na planície do alto rio Paraná (Train et al., 2004; Bovo-Scomparin & Train, 2008). A dominância de *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, GF **P**, alga meroplanctônica de grandes dimensões e que apresenta parte de seu ciclo de vida no sedimento, foi favorecida sempre nessas condições durante a limnofase. Nesse período, quando os lagos e o rio se encontram mais rasos, o revolvimento do sedimento, devido à maior turbulência ocasionada pela ação dos ventos, promove a ressuspensão dos inóculos dessa alga meroplanctônica do sedimento para a coluna d'água (Train & Rodrigues, 2004), acarretando em maior abundância do táxon.

Os GFS **H1** e **P** co-dominaram nos ambientes da sub-bacia do rio Baía nos períodos de limnofase. Entretanto, as proporções de dominância foram em alguns períodos maiores para um grupo do que para outro. Essa codominância já havia sido registrada anteriormente no rio Baía e em lagos rasos da planície de inundação do alto rio Paraná (Train & Rodrigues, 2004). Fatores que causam a dominância de um táxon em particular são muitas vezes difíceis de serem identificados, devido à interação de vários fatores que podem estar envolvidos, e que não são necessariamente os mesmos em diferentes ambientes.

Essa co-dominância dos GFs **H1** e **P** indica que os mesmos partilham características vantajosas para o seu desenvolvimento no mesmo ambiente, o que pode ser utilizado para se detectar os fatores responsáveis pelas mudanças e pelo sincronismo entre os ambientes, segundo Anneville et al. (2004), principalmente em escala interanual, como ocorrido nessa sub-bacia.

Além disso, a persistência desses GFs está relacionada à sua afinidade com as condições limnológicas nesses ambientes. Nesse sentido, algumas propostas têm sido levantadas para identificar essa relação, tais como uma classificação qualitativa da afinidade das espécies para um *habitat* em particular, ou ainda a probabilidade de inclusão no *pool* usando medidas quantitativas de associação do nicho ambiental (Lessard et al., 2012).

A maior contribuição ao biovolume fitoplanctônico do GF **A**, representado pelas bacilariofíceas *Urosolenia eriensis* var. *morsa* e *Urosolenia longiseta*, em períodos de limnofase, na lagoa do Guaraná e lagoa Fechada, confirma o seu desenvolvimento em lagos com baixas concentrações de PSR e maior transparência (Reynolds et al., 2002). Na maioria dos períodos em que o GF **A** ocorreu, as concentrações de PSR sempre estiveram abaixo de 6 $\mu\text{g l}^{-1}$. Além disso, a Z_{eu} da lagoa do Guaraná atingiu a Z_{max} da lagoa em junho de 2011, quando o GF **A** contribuiu com 54% do biovolume fitoplanctônico nesse lago.

Aulacoseira herzogii, representante do GF **B**, registrada na lagoa do Guaraná, em março de 2005, período de potamofase, também foi dominante nesse mesmo período hidrológico em lagos do rio Araguaia (Nabout et al., 2006). Além disso, as correlações positivas deste táxon com PT e PSR confirmam sua dominância em maiores concentrações de nutrientes (Padisák et al., 2009), assim como para os GFs **Q** (*Gonyostomum* sp.) e **T** (*Mougeotia* sp.), registrados apenas em um período de potamofase na lagoa do Guaraná e lagoa Fechada, respectivamente, e suas correlações positivas com NT e PSR.

Tetraplektron torsum, pertencente à classe Xanthophyceae, foi enquadrada nesse estudo como GF **J**, tendo apresentado importante contribuição ao biovolume fitoplanctônico em março de 2010, em período de potamofase, no rio Baía e seu lago de inundação diretamente a ele conectado. Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (2009) afirmam que esse GF tem seu melhor desenvolvimento em lagos e rios com maiores concentrações de nutrientes, como evidenciado, uma vez que nesse mês, principalmente na lagoa do Guaraná houve o registro de concentrações de NT > 600 $\mu\text{g l}^{-1}$. Desse modo, a maior conectividade entre o rio e o lago nesse período, promoveram maior troca de inóculos entre os mesmos e, como consequência, a dominância em biovolume do GF **J** nesses ambientes no mesmo período.

A dominância do GF **M**, representado aqui por *Microcystis aeruginosa*, no rio Baía e na lagoa Fechada, indica a presença do grupo em condições meso a eutróficas, como em fevereiro de 2002, no rio Baía, quando as concentrações de NT estiveram acima de 1600 $\mu\text{g l}^{-1}$ e PT 18,4 $\mu\text{g l}^{-1}$. Além da capacidade de estocagem desses nutrientes, o GF **M** também apresenta tolerância a condições de mistura da coluna d'água (Train et al., 2004; Bovo-Scomparim & Train, 2008; Crossetti & Bicudo, 2008).

As euglenofíceas, representadas pelos GFs **W1** (*Euglena spirogyra* var. *fusca* e *Euglena* sp.) e **W2** (*Trachelomonas volvocinopsis*) apresentaram importante contribuição nos lagos de inundação, e foram favorecidas provavelmente pelas concentrações de nutrientes, como evidenciado pelas correlações positivas do GF **W1** com NT, e **W2** com PT e PSR. Esses grupos são comuns em ambientes lênticos com maiores concentrações de matéria orgânica (Train & Rodrigues, 2004). Além disso, a correlação positiva do GF **W2** com o nível hidrométrico, provavelmente esteve relacionada ao maior aporte de matéria orgânica oriunda da várzea, durante a potamofase, o que favoreceu este grupo.

Um decréscimo nos valores de biovolume fitoplanctônico foi registrado no rio Baía, principalmente após o ano de 2005, associado à diminuição da turbidez abiogênica e o consequente aumento na transparência da água, que foi evidenciado nesse canal secundário do alto rio Paraná. Esse fato provavelmente esteve associado à regulação das descargas do rio Paraná, assim como a redução dos períodos de potamofase (Rodrigues et al., 2009), o que consequentemente pode ter causado prejuízos ao desenvolvimento das populações fitoplanctônicas.

As variações significativas de longa duração no biovolume fitoplanctônico registradas na sub-bacia do rio Baía ocorreram devido as diferentes condições limnológicas dos períodos de limnofase e potamofase, as quais a comunidade esteve submetida durante os doze ciclos hidrossedimentológicos. Os anos de 2010 e 2011 se distinguiram dos demais, uma vez que em ambos, ocorreram períodos de potamofase intensa com baixos valores de biovolume, o que provavelmente acarretou em diferenças significativas nos valores desse atributo entre os períodos hidrológicos desses anos com os demais.

Alterações ambientais, como a inundação, que é ocasionada na forma de pulso, pode alterar a abundância das espécies (Ives & Carpenter, 2007). Assim, mudanças nas condições físicas e na entrada de nutrientes, associados à pressão antropogênica, afetam fortemente a estrutura e a dinâmica temporal da comunidade fitoplanctônica (Winder & Sommer, 2012), promovendo a variabilidade interanual.

A dispersão de espécimes algais de maior tamanho é facilitada na potamofase, devido ao aumento de fluxo, favorecendo assim a ocorrência de táxons de maior tamanho e maior volume celular. Adicionalmente, o enriquecimento dos lagos também pode ocorrer em períodos de inundação, e pode ser considerado um processo natural, principalmente pela decomposição dos bancos de macrófitas aquáticas, que acabam disponibilizando nutrientes ao ambiente (Roberto et al., 2009). Nesse período, a própria decomposição e acúmulo de matéria orgânica oriunda da várzea, que é reconhecida como “zona de armazenamento e troca de

matéria orgânica” (Keckeis et al., 2003) também contribui para o enriquecimento dos lagos, acarretando no aumento dos compostos húmicos e nutrientes, podendo gerar um aumento da biomassa fitoplanctônica.

Já nos períodos de limnofase, quando o nível trófico dos ambientes é elevado, os processos autóctones de produtividade superam os processos alóctones de entrada de energia, promovendo o acúmulo de PT, e consequentemente oferecendo condições ideais para o alto desenvolvimento algal, acarretando no incremento de biomassa fitoplanctônica. Assim, as oscilações nos níveis hidrométricos que mantêm a conectividade entre os ambientes, determinam a sazonalidade dos processos de troca de matéria e energia, e influenciam diretamente no ciclo de vida das espécies fitoplanctônicas.

Entretanto, a não significância dos modelos de regressão lineares selecionados para o rio Baía, pode estar relacionado à hidrodinâmica peculiar desse canal, que se diferencia dos ambientes lênticos. Além disso, relações tróficas, processos biogeoquímicos ou mesmo processos adicionais como os de origem alóctone podem suportar maior influência sobre a dinâmica fitoplanctônica nesse ambiente.

A ocorrência de apenas 10 GFs, representados por apenas 14 espécies entre 522 táxons, pode ser atribuída à dinâmica do rio Baía e seus lagos associados, os quais apresentam características semelhantes, e que oferecem condições para o desenvolvimento e permanência desses GFs, principalmente os GFs **H1** e **P**, representando um fator de estabilidade, através da persistência desses GFs na comunidade fitoplanctônica nessa sub-bacia, nos períodos de limnofase.

A ocorrência de poucos grupos funcionais é comum em sistemas planície de inundação, principalmente devido à hidrodinâmica desses sistemas (Nabout et al., 2006), determinada pelos períodos de potamofase e limnofase. Em estudos anteriores no alto rio Paraná, Bovo-Scomparim & Train, (2008) haviam registrado cinco GFs (**H1**, **H2**, **M**, **MP** e **Y**) em um lago isolado. Bovo-Scomparim et al. (2013) relataram 10 GFs, sendo cinco GFs no rio Paraná (**A**, **C**, **M**, **P**, **X2**) e cinco no rio Baía (**C**, **H1**, **M**, **P** e **X2**).

Os resultados obtidos para o INDVAL evidenciaram a eficiência da identificação dos grupos funcionais mais fortemente correlacionados com as condições ambientais dos períodos dos diferentes ciclos hidrossedimentológicos do rio Paraná sobre a sub-bacia do rio Baía. Nesse sentido, os GFs com maior potencial como indicadores de limnofase e potamofase foram **H1**, **P**, **J**, **Q** e **W2**, sendo os dois primeiros os mais persistentes, sendo registrados em todos os períodos de limnofase durante esse estudo de longa duração. Já na dimensão espacial apenas a lagoa do Guaraná apresentou GFs indicadores (GF **B** e **W1**).

Em conclusão, este estudo, baseado na análise de um longo banco de dados obtidos pelo projeto de pesquisa multidisciplinar “A planície de inundação do Alto rio Paraná” - Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), financiado pelo MCT/CNPq. PELD-sítio 6, demonstra que a comunidade fitoplanctônica apresenta alta variabilidade do biovolume e GFs, devido às variações sazonais do ciclo hidrossedimentológico do rio Paraná, e às altas concentrações de fósforo na sub-bacia. Em contraste, a condição de maior persistência dos GFs **H1** e **P**, principalmente nos períodos de limnofase, pode ser um indicativo de maior constância ambiental durante esses períodos. Assim, pode-se afirmar que ocorre a persistência de alguns GFs fitoplanctônicos, principalmente em relação às florações de cianobactérias, que vem sendo registradas há décadas, principalmente no rio Baía. Embora tenha ocorrido um decréscimo dos valores de biovolume, foram registradas florações ao longo do período de estudo.

Além disso, os efeitos em longo prazo da influência de eventos climáticos, bem como da regulação das descargas pelos processos operacionais dos reservatórios a montante, foram de extrema importância na variabilidade dos ciclos hidrossedimentológicos e da dinâmica da estrutura fitoplanctônica nessa sub-bacia. Portanto, situações de estabilidade em planícies de inundação devem ser consideradas aquelas em que a variabilidade temporal natural da estrutura da comunidade fitoplanctônica é mantida. Assim, os resultados apresentados podem ser considerados uma importante ferramenta para o manejo de planícies de inundação, bem como para o entendimento do comportamento e estabilidade do fitoplâncton nesses sistemas.

Nossos resultados responderam satisfatoriamente as questões levantadas, e, portanto a estabilidade e a variabilidade interanual e espacial do biovolume e GFs ocorreram em função dos diferentes padrões sazonais da limnofase e potamofase durante os diferentes ciclos hidrossedimentológicos, e as variáveis ambientais nível hidrométrico e fósforo são eficientes preditores da biomassa fitoplanctônica, principalmente nos lagos de inundação na escala de longa duração. Essas informações acerca da variabilidade interanual e espacial da comunidade fitoplanctônica são de extrema importância para tomadas de medidas frente ao manejo dessa APA (Área de Proteção Ambiental) e para a manutenção da integridade funcional da planície de inundação do alto rio Paraná e seus ambientes associados.

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, Suppl.): 1119-1132.

- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Anneville, O., S. Souissi, S. Gammeter & D. Straile, 2004. Seasonal and inter-annual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. *Freshwater Biology* 49: 98–115.
- Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. *Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. Rima, São Carlos.
- 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.
- Bovo-Scomparim, 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-Scomparim, V. M., S. Train & L. C. Rodrigues, 2013. Influence of reservoirs to dispersion and seasonal variation of the phytoplankton community in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 702: 115–127.
- Cole, G. A., 1994. *Textbook of limnology*. Waveland Press Inc., Illinois.
- Comunello, E. E., A. C. Petry, M. R. Russo, A. M. Santos, R. R. A. Rocha & R. A. Leimig, 2000. Descrição dos locais de amostragem. A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais. Relatório Técnico, NUPÉLIA/PELD. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- CPTEC., 2012. Centro de Previsão do tempo e estudos climáticos. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>.
- Crossetti, L. O. & C. E. M. Bicudo, 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia* 614: 91-105.
- Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5-19.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Giné, M. F., H. Bergamim, 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. Ohstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Hill, M. O. & H. G. GAUCH, 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Ives, A. R. & S. R. Carpenter, 2007. Stability and diversity of ecosystems. *Science* 317: 58-62.
- Ives, A. R., J. L. Klug & K. Gross, 2000. Stability and species richness in complex communities. *Ecology Letters* 3: 399-411.
- Junk, W. J., P. B. Bayley & R. E. Sparks, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic Science* 106: 110-127.
- Keckeis, S., C. Baranyi, T. Hein, C. Holarek, P. Riedler & F. Schiemer, 2003. The significance of zooplankton grazing in a floodplain system of the River Danube. *Journal of Plankton Research* 25(3): 243-253.
- 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: H. Ettl, et al. *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548. 30.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: B. Büdel, et al. *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München: 1-759.
- Komárková, J. & R. Tavera, 2003. Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Hydrobiologia* 502: 187-196.
- Koroleff, K., 1978. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Leira, M. & M. Cantonati, 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated Bibliography. *Hydrobiologia* 613: 171–184.
- Lessard, J. P., J. Belmaker, J. A. Myers, J. M. Chase & C. Rahbek, 2012. Inferring local ecological processes amid species pool influences. *Tree* 1-8.
- 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.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.
- McPhaden, M. J., S. E. Zebiak & M. H. Glantz, 2006. ENSO as an Integrating concept in earth science. *Science* 314: 1740-1745.

- McGarigal, K. & S. A. Cushman, 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12(2): 335–345.
- Mihaljević, M., F. Stević, J. Horvatić & B. Hackenberger Kutuzović, 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (KopačkiRit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia* 618: 77–88
- 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 (2): 181–193.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15(6): 424-441.
- Neiff, J. J. & M. Neiff, 2003. PULSO: software para análisis de fenómenos recurrentes. Disponible em: <http://www.neiff.com.ar>.
- Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and m issue in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Padisák, J., E. Hajnal, L. Naselli-Flores, M. T. Dokulil, P. Noges & T. Zohary, 2010. Convergence e divergence in organization of phytoplankton communities under various regimes of physical and biological control. *Hydrobiologia* 639: 205-220.
- Pearson, K., 1901. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *Philosophical Magazine* 2:559-572.
- Pimm, S. L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- R Development Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible em: <http://www.R-project.org/>.
- Reviere, B., 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.
- Reynolds, C. S., 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.* 3: 141–159.
- 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., 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 & 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.
- 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.
- Schneck, F., A. Schwarzbald, S. C. Rodrigues & A. S. Melo, 2010. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. *Austral Ecology* 36(7): 839-848.
- 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 floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-30.
- 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 floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 55-74.
- Statsoft, 2005. Inc. Statistica (data analysis software system) version 7.1. Disponível em: www.statsoft.inc.
- Stevaux, J. C., D. P. Martins & M. Meurer, 2009. Changes in a large regulated tropical river: The Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology* 113: 230–238.
- Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346.
- 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 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.

- Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455-1474.
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baia River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125–134.
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton Assemblage. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.), *The Upper Paraná River floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 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.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitt. d. internat. vereinig. f. limnol.* 9: 1-39.
- Vollenweider, R. A. & J. J. Kerekes, 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris.
- Wantzen, K. M., W. J. Junk & O. K. Rothhaupt, 2008. An extension of the flood pulse concept (FPC) for lakes. *Hydrobiologia* 613: 151–170.
- 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.
- Winder, M. & U. Sommer, 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16.

3 PERÍODOS HIDROLÓGICOS EXTREMOS: EFEITOS SOBRE A VARIABILIDADE E PERSISTÊNCIA FITOPLANCTÔNICA EM UMA SUB-BACIA DO ALTO RIO PARANÁ

RESUMO: A variabilidade e persistência das espécies são medidas de estabilidade apropriada para comunidades que possuem grandes flutuações na composição de espécies, como o fitoplâncton. Avaliou-se a variabilidade da estrutura da comunidade fitoplanctônica e sua persistência em função da variabilidade ambiental gerada por ciclos hidrossedimentológicos extremos. Nossa hipótese é de que a variabilidade e persistência da riqueza e abundância das espécies fitoplanctônicas dependem da variabilidade ambiental decorrentes das diferentes fases dos ciclos hidrossedimentológicos. Nós avaliamos uma sub-bacia da planície de inundação do alto rio Paraná, sendo analisado o rio Baía, um lago conectado e um lago isolado. Foram realizadas amostragens durante os anos de 2000-2001, período de limnofase prolongada, e 2010-2011, anos em que ocorreu potamofase conspícua. A comunidade fitoplanctônica diferiu entre os distintos períodos. Os menores valores de riqueza e maiores valores de abundância foram registrados em 2000-2001. Apenas *Monoraphidium convolutum* (Cor.) Kom.-Legn foi indicadora do período de 2010-2011, devido ao maior registro de espécies raras, enquanto que no período de 2000-2001, dezoito táxons foram indicadores, com maior dominância dos mesmos. A menor variabilidade e maior persistência fitoplanctônica foram registradas nos anos de 2000-2001, quando não houve influência de inundação pelo canal principal do rio Paraná e quando se registrou a menor variabilidade ambiental. Deste modo, o prolongamento da limnofase interferiu negativamente na riqueza fitoplanctônica e influenciou o padrão de dominância das espécies. Nesse contexto, a inundação como um fator regular e componente do sistema que auxilia na manutenção dos processos ecológicos e na manutenção da biodiversidade é temporalmente importante na variabilidade da comunidade fitoplanctônica e favorece a diversidade fitoplanctônica.

Palavras-chave: Fitoplâncton, abundância, riqueza, variabilidade ambiental, planície de inundação

EXTREME HYDROLOGICAL PERIODS: EFFECTS ON PHYTOPLANKTON VARIABILITY AND PERSISTENCE AT ONE SUB-BASIN OF UPPER PARANÁ RIVER

ABSTRACT: The variability and persistence of species are appropriate measures of stability for communities that have large fluctuations in species composition, as the phytoplankton. The aim of this study was to evaluate the variability of phytoplankton community structure and its persistence as a function of environmental variability generated by extreme hydrosedimentological cycles. Our hypothesis is that the variability and persistence of richness and abundance of phytoplankton species depend on the environmental variability arising from different phases of hydrosedimentological cycles. We evaluated a sub-basin of the upper Paraná River floodplain, which analyzed the Baía River, one connected and one isolated lake. Samples were obtained at 2000-2001, during a prolonged limnophasis period, and 2010-2011, in which occurred a conspicuous potamophasis. The phytoplankton community differed between the different periods. The lowest richness and higher values of abundance were recorded in 2000-2001. Only *Monoraphidium convolutum* (Cor.) Kom.-Legn was indicative of the period 2010-2011, due to highest records of rare species, while in the period 2000-2001, 18 taxa were indicators with greater dominance of them. The lower variability and greater persistence phytoplankton were recorded in 2000-2001, when there was no influence of flooding by the main channel of the Paraná River and it was registered the lowest environmental variability. Therefore, the extension of limnophasis negatively interfered the phytoplankton richness and influenced the pattern of species dominance. In this context, the flood acts as a regular factor of the system which assists in maintaining of the ecological processes and biodiversity component and is also important in the temporal variability of phytoplankton community still favoring phytoplankton diversity.

Keywords: Phytoplankton, abundance, richness, environmental variability, floodplain

3.1 INTRODUÇÃO

O conceito de estabilidade tem sido amplamente utilizado em ecologia, tendo as pesquisas teóricas explorado diversas características dos ecossistemas que afetam a estabilidade, incluindo diversidade, interações entre as espécies, tipo de cadeias tróficas, e a sensibilidade das espécies a diferentes perturbações ambientais (Ives & Carpenter, 2007). Desse modo, tem-se tentado compreender sob quais condições uma comunidade pode persistir e interagir em um determinado período de tempo (Townsend et al., 2010).

A estabilidade pode ser medida por diferentes caminhos, comumente associada a diferentes propriedades da comunidade, sendo a variabilidade, e inversamente, a persistência das espécies (Pimm, 1984) uma das medidas mais apropriadas, principalmente para comunidades que possuem grandes flutuações na composição de espécies (Ives et al., 2000; Tilman, 1999), como ocorre com o fitoplâncton. De acordo com Rahel (1990) a persistência das espécies é definida como a constância na abundância, no ranking das espécies ou em sua presença ou ausência no tempo.

A comunidade fitoplanctônica é temporalmente dinâmica e seu grau de variabilidade depende das características ambientais e da estabilidade temporal do ecossistema. De acordo com Schneck et al. (2010), vários processos subjacentes podem explicar o aumento da dissimilaridade das assembleias fitoplanctônicas ao longo do tempo, podendo ser resultante das diferentes respostas das populações às flutuações ambientais, bem como de extinções locais e eventos de colonização.

A variabilidade da estrutura da comunidade fitoplanctônica, expressa aqui como alterações na riqueza e na abundância, pode ser utilizada como um indicativo das condições ambientais do ecossistema, fornecendo subsídios para a compreensão de como os sistemas ecológicos podem reagir a distúrbios naturais ou antropogênicos. De acordo com Fraterrigo & Rusak (2008), a investigação da variabilidade da comunidade, como uma resposta, ocasionará um aumento no entendimento dos padrões e processos sob um amplo espectro de sistemas ecológicos, escalas (espacial e/ou temporal) e aplicações. Além disso, entender a dinâmica dos sistemas ecológicos e a amplitude de variação ambiental suportada pelos organismos é necessário para intervir sobre ações de planejamento e conservação da biodiversidade (Palmer et al., 1997).

Em sistemas de planície de inundação, as flutuações ambientais são marcadas pelas alterações das fases de limnofase (águas baixas) e potamofase (águas altas) (Neiff, 1990). Na planície de inundação do alto rio Paraná, os ciclos hidrossedimentológicos têm sido

influenciados por impactos antropogênicos, devido a uma grande cascata de reservatórios que estão localizados a montante dessa área e que tem gerado alterações hidrodinâmicas, físicas, químicas e biológicas sobre essa planície de inundação (Souza Filho et al., 2004; Roberto et al., 2009; Souza Filho, 2009; Bovo-Scomparim et al., 2013), além de eventos climáticos como *El Niño* e *La Niña* (Train & Rodrigues, 2004; Bovo-Scomparim & Train, 2008; Rodrigues et al., 2009) que podem ocasionar anomalias nas precipitações pluviométricas na região e influenciam a amplitude de variação dos níveis hidrométricos do canal principal, acarretando efeitos sobre o fitoplâncton.

Avaliou-se a variabilidade na estrutura da comunidade fitoplanctônica e sua persistência em um conjunto de *habitat* em uma sub-bacia da planície de inundação do alto rio Paraná e sua relação com a variabilidade ambiental gerada por ciclos hidrossedimentológicos extremos. Assim, nossa hipótese é de que a variabilidade e persistência da riqueza e abundância das espécies fitoplanctônicas dependem da variabilidade ambiental decorrentes das diferentes fases dos ciclos hidrossedimentológicos. Desse modo, nós predizemos que em anos com ciclos hidrossedimentológicos irregulares, em que não ocorre o pulso de inundação, há uma menor variabilidade e maior persistência da riqueza e abundância fitoplanctônica. No entanto, em ciclos hidrossedimentológicos normais, ou seja, com a ocorrência de limnofase e potamofase, o maior carreamento de inóculos fitoplanctônicos ocorrido durante a potamofase, aumenta a variabilidade e diminui a persistência desses atributos fitoplanctônicos.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O alto rio Paraná inclui o primeiro terço da bacia do rio Paraná, o segundo maior rio da América do Sul e décimo maior do mundo em descarga d'água, e encontra-se completamente dentro do território brasileiro, com exceção de um trecho ao longo do reservatório de Itaipu, que faz fronteira com o Paraguai (Agostinho et al., 2008). Sua relação largura: profundidade é de 100:1 e sua velocidade de correnteza é de aproximadamente 0,56 m s. A planície de inundação do alto rio Paraná ocupa toda a calha do rio Paraná no segmento compreendido entre a Usina Hidrelétrica Porto Primavera (Primavera, SP) e o remanso do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu (Guaíra, PR). Abrange cerca de 230 Km de extensão e 20 Km de largura (Souza Filho & Stevaux, 2004).

A sub-bacia do rio Baía se situa na margem direita do alto rio Paraná, sendo que o rio Baía constitui um importante canal lateral, localizado no estado de Mato Grosso do Sul (Fig.

1). É separado do rio Paraná por uma ampla planície de inundação com inúmeros canais e lagos. Apresenta largura variada e profundidade média de 3,2 m com trechos mais estreitos, diques mais altos e ocupados pela vegetação ripária ou campos antropizados. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de várzea (Comunello et al., 2000). Apresenta relação largura-profundidade de 18:1 e consideráveis variações em sua vazão durante as fases do ciclo hidrossedimentológico. Durante a potamofase a vazão diminui, e esta pode reverter a montante, devido à entrada de água do rio Paraná (Train & Rodrigues, 1998).

A lagoa do Guaraná compreende um lago de inundação com conexão direta ao rio Baía. Possui forma arredondada, com profundidade média de 2,1 m, 386 m de comprimento, 1.058 m de perímetro e 4,2 ha de área. O dique marginal apresenta altura de 0,4 m e suas margens são tomadas por macrófitas aquáticas, principalmente em períodos de limnofase. A lagoa Fechada compreende um lago de inundação sem conexão direta com o rio Baía, possui forma alongada, com profundidade média de 2,4 m, 624 m de comprimento, 1.376 m de perímetro e 7,5 ha de área. Distancia-se 100 m do rio Baía e a altura do dique marginal na porção mais próxima do rio é de 2 m. A margem é composta por reduzida vegetação arbórea e bancos de macrófitas aquáticas.

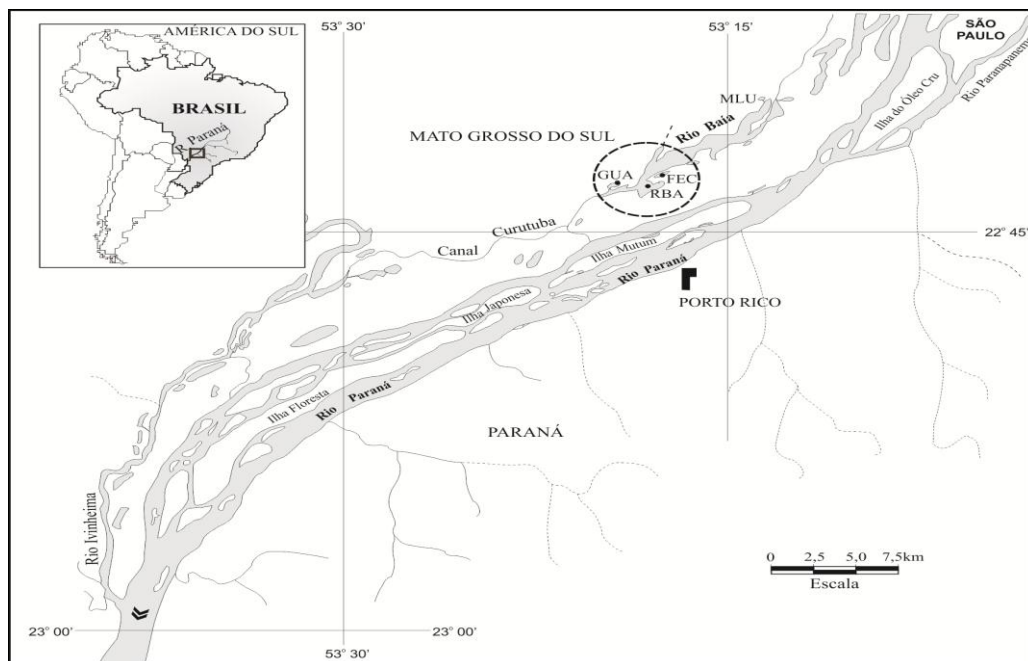


Fig. 1: Localização da sub-bacia do rio Baía na planície de inundação do alto rio Paraná (RBA – rio Baía; GUA – lagoa do Guaraná; FEC – lagoa Fechada).

3.2.2 Metodologia

As amostras de fitoplâncton foram coletadas em anos com ciclos hidrossedimentológicos distintos: 2000-2001 e 2010-2011. As amostragens foram trimestrais, exceto em 2001, quando foram semestrais. Todas estão contempladas no projeto de pesquisa multidisciplinar “A planície de inundação do alto rio Paraná” - Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), financiado pelo MCT/CNPq.

As amostragens de fitoplâncton seguiram o proposto por Bicudo & Menezes (2006). 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). Foi considerado como riqueza de espécies o número total de táxons presentes em cada amostra de fitoplâncton total. A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de um microscópio invertido, seguindo o método de Utermöhl (1958) e Lund et al. (1958).

Dados de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (mg l^{-1}) foram tomados *in situ* com potenciômetros digitais portáteis. A transparência da coluna d'água (m) foi obtida por meio do disco de Secchi, sendo a zona eufótica (Z_{eu}) calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole, 1994). A profundidade máxima (Z_{max}) de cada *habitat* também foi obtida.

Foram determinadas as concentrações de fósforo total – PT e fósforo solúvel reativo – PSR (Golterman et al., 1978). As concentrações de nitrogênio inorgânico total (NID) foram estimadas a partir da soma das concentrações de nitrato – NO_3^- , nitrito - NO_2^- (Giné et al., 1980) e amônio – NH_4^+ (Koroleff, 1978).

Os níveis hidrométricos diários do rio Paraná (Nível) foram fornecidos por Itaipu Binacional e Agência Nacional das Águas (ANA). Como referência, foi considerado o nível hidrométrico do rio Paraná, sendo que acima de 3,5 m tem início o processo de inundação do mesmo sobre os ambientes da sub-bacia do rio Baía (Thomaz et al., 2004). A variação hidrossedimentológica (Neiff, 1990) foi estimada a partir da amplitude da limnofase (número de dias que o nível hidrométrico esteve abaixo do nível de referência de 3,5 m), amplitude da potamofase (número de dias que o nível hidrométrico esteve acima do nível de referência de 3,5 m) e índice de conectividade (taxa do número de dias entre potamofase e limnofase) através do programa PULSO (Neiff & Neiff, 2003).

3.2.3 Análise dos dados

Para testar as diferenças nos valores das variáveis ambientais entre os distintos períodos foi realizada uma análise de variância – Anova *one way*. Para avaliar se existe

diferença na riqueza e abundância fitoplanctônica entre os dois períodos analisados (2000-2001 e 2010-2011) e as fases do ciclo hidrossedimentológico (limnofase e potamofase) foram realizadas Análises Multivariadas de Variância Permutacional - Permanova (Anderson, 2001). Para verificar quais espécies estão mais associadas a cada um dos períodos em cada habitat foi aplicada uma análise de espécies indicadoras – INDVAL (Dufrêne & Legendre, 1997). Para testar a variabilidade e a persistência das espécies fitoplanctônicas, em cada habitat, entre os diferentes períodos foi aplicado um teste de permutação de dispersão multivariada entre as unidades amostrais de densidade fitoplanctônica coletadas em cada período, sendo o teste baseado na distância de cada ponto individual (unidade amostral) para o seu grupo centróide num espaço multidimensional calculado a partir da Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Essa análise foi processada a partir de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Anderson, 2006). A significância foi estimada por meio de uma análise de variância e por teste de permutação. Os dados foram transformados em $\log_{10}(x) + 1$. Para avaliar a relação da variabilidade da comunidade fitoplanctônica e a variabilidade ambiental foi realizado o Bio Env, teste que encontra os melhores subconjuntos de variáveis ambientais de modo que as distâncias euclidianas de escala variáveis tenham o máximo (rank) de correlação com a matriz de dissimilaridade da comunidade (Bray-Curtis index, $\log(x + 1)$ data) (Clarke & Ainsworth 1993). A análise de INDVAL foi realizada pelo programa PC-Ord 6.0 (McCune & Mefford, 1999). As demais análises foram processadas através do programa R (R Development Core Team, 2012).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Ciclos hidrossedimentológicos e variabilidade ambiental

A variação do nível hidrométrico do rio Paraná foi determinada nos dois períodos distintos. Em 2000 e 2001 foi registrada média de $2,7 \pm 0,6$ m (CV – 21,4%) no nível hidrométrico do rio Paraná. Nesses anos registrou-se baixa intensidade e amplitude de potamofase (11 e 3 dias, respectivamente), com índices de conectividade variando de 0,01 a 0,03, com predomínio de limnofase (355 e 362 dias, respectivamente). Nos anos de 2010 e 2011 foi registrada média de $3,3 \pm 1,1$ m (CV – 32,4%) no nível hidrométrico do rio Paraná. Nesses anos registraram-se intensas potamofases (102 e 81 dias, respectivamente), com índices de conectividade entre 0,29 e 0,39. Nestes anos, durante a potamofase, o nível hidrométrico do rio Paraná ultrapassou a intensidade dos 6 m (Fig. 2).

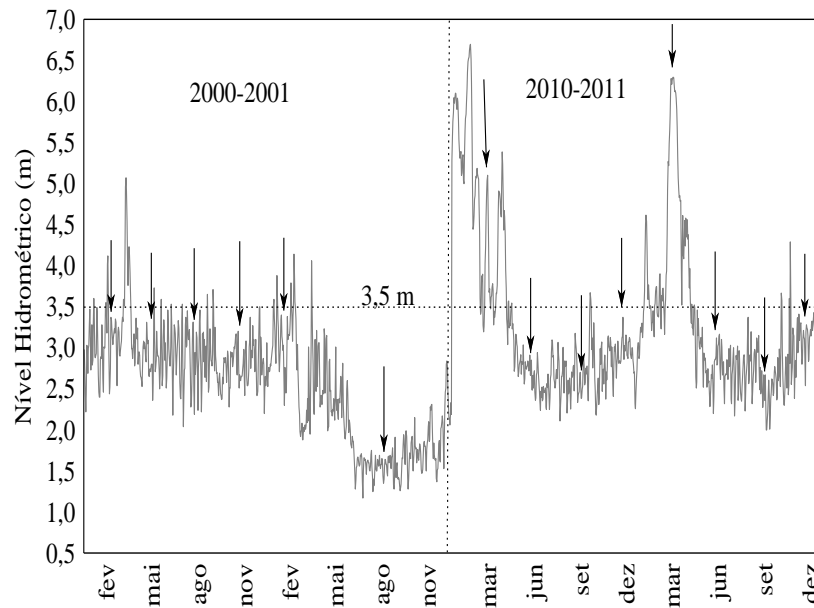


Fig. 2: Variação diária do nível hidrométrico do rio Paraná nos períodos de 2000-2001 e 2010-2011. Setas indicam os períodos de amostragem. Linha pontilhada representa o nível necessário para inundação na sub-bacia do rio Baía.

As variáveis NID, PT e PSR apresentaram grande amplitude de variação tanto no rio como nos lagos (Tabela 1). A temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo não apresentaram diferenças significativas entre os dois períodos analisados. No Rio Baía, PT ($p=0,02$) e Z_{eu} ($p=0,02$) apresentaram diferenças significativas entre os distintos períodos. No lago conectado, Z_{eu} ($p=0,003$) apresentou diferença significativa. No lago isolado, Z_{eu} ($p=0,03$) e Z_{max} ($p=0,04$) apresentaram diferenças significativas entre os distintos períodos.

Tabela 1: Média \pm desvio padrão e coeficiente de variação (entre parênteses em %) das variáveis abióticas nos três *habitat* da sub-bacia do rio Baía nos anos de 2000-2001 e 2010-2011. Temp (temperatura da água), OD (oxigênio dissolvido), pH, Cond (condutividade elétrica), Z_{eu} (zona eufótica), Z_{max} (profundidade máxima), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido), PT (fósforo total), PSR (fósforo solúvel reativo).

	Baía		Guaraná		Fechada	
	2000-2001	2010-2011	2000-2001	2010-2011	2000-2001	2010-2011
Temp (°C)	24,2 \pm 3,8 (15,7)	24,9 \pm 4,5 (18,0)	24,6 \pm 4,1 (16,5)	24,9 \pm 3,9 (15,6)	24,3 \pm 4,1 (16,9)	25,1 \pm 4,5 (17,8)
OD (mg l ⁻¹)	5,0 \pm 2,4 (47,9)	5,2 \pm 2,0 (37,9)	6,8 \pm 2,2 (23,7)	5,6 \pm 1,9 (33,3)	7,2 \pm 1,3 (17,9)	6,0 \pm 1,9 (32,4)
pH	6,1 \pm 0,3 (4,9)	6,2 \pm 0,4 (6,2)	6,6 \pm 1,1 (6,2)	6,2 \pm 0,3 (4,3)	6,5 \pm 0,4 (5,5)	6,5 \pm 0,4 (6,0)

Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	34,2±5,9 (17,2)	31,0±10,8 (34,9)	24,4±4,3 (17,7)	33,6±13,6 (40,5)	29,4±5,8 (19,9)	30,3±13,0 (42,9)
Z_{eu} (m)	1,5±0,8 (51,0)	2,5±0,7 (26,2)	0,7±0,4 (48,4)	2,6±1,3 (46,6)	1,7±0,5 (31,8)	2,9±1,2 (41,1)
Z_{max} (m)	2,1±0,6 (29,1)	3,1±1,6 (52,1)	2,3±0,3 (12,4)	2,9±1,2 (41,9)	2,1±0,5 (25,7)	3,1±1,0 (31,6)
NID ($\mu\text{g l}^{-1}$)	57,5±42,2 (73,3)	39,8±27,8 (69,7)	64,6±75,3 (116,5)	93,9±103,3 (109,9)	20,1±17,7 (88,0)	38,5±39,6 (102,7)
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	108,2±109,0 (100,7)	47,6±13,5 (28,2)	130,1±81,5 (62,7)	76,2±34,7 (45,5)	38,7±19,3 (49,9)	40,2±15,7 (39,0)
PSR ($\mu\text{g l}^{-1}$)	7,0±5,9 (83,4)	11,4±8,4 (73,0)	10,3±10,6 (102,3)	11,1±8,3 (74,6)	4,6±2,9 (61,4)	10,3±5,9 (56,9)

3.3.2 Riqueza e abundância da comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica do rio Baía apresentou 197 táxons: Chlorophyceae (65), Bacillariophyceae (42), Cyanobacteria (29), Euglenophyceae (29), Cryptophyceae (9), Chrysophyceae (8), Zygnemaphyceae (7), Xanthophyceae (6) e Dinophyceae (2). A lagoa do Guaraná apresentou 235 táxons: Chlorophyceae (69), Bacillariophyceae (42), Euglenophyceae (39), Cyanobacteria (36), Zygnemaphyceae (18), Chrysophyceae (10), Xanthophyceae (10), Cryptophyceae (9) e Dinophyceae (2). Na lagoa Fechada foram registrados 162 táxons: Chlorophyceae (53), Bacillariophyceae (29), Cyanobacteria (24), Euglenophyceae (21), Zygnemaphyceae (13), Cryptophyceae (8), Chrysophyceae (8), Xanthophyceae (4) e Dinophyceae (2).

A riqueza de espécies fitoplanctônicas do rio Baía variou de 13 (maio de 2000) a 52 táxons (dezembro de 2010). No lago conectado variou de 11 (agosto de 2000) a 56 táxons (março de 2010). No lago isolado variou de 14 (fevereiro de 2000) a 35 táxons (março de 2010). Os menores valores de riqueza fitoplanctônica foram sempre registrados durante os anos de 2000-2001, ao contrário dos maiores valores que sempre foram registrados nos anos de 2010-2011, em todos os *habitat* (Fig. 3). A densidade fitoplanctônica variou de 54 ind ml⁻¹ (dezembro de 2011) no rio Baía a 9.986 ind ml⁻¹ (fevereiro de 2000) no lago conectado. Em geral, altos valores de densidade fitoplanctônica foram registrados durante a limnofase, no período de 2000-2001 (Fig. 4). Diferenças significativas da riqueza e densidade fitoplanctônica entre os distintos períodos e fase do ciclo hidrossedimentológico nos diferentes *habitat* foram registradas (Tabela 2).

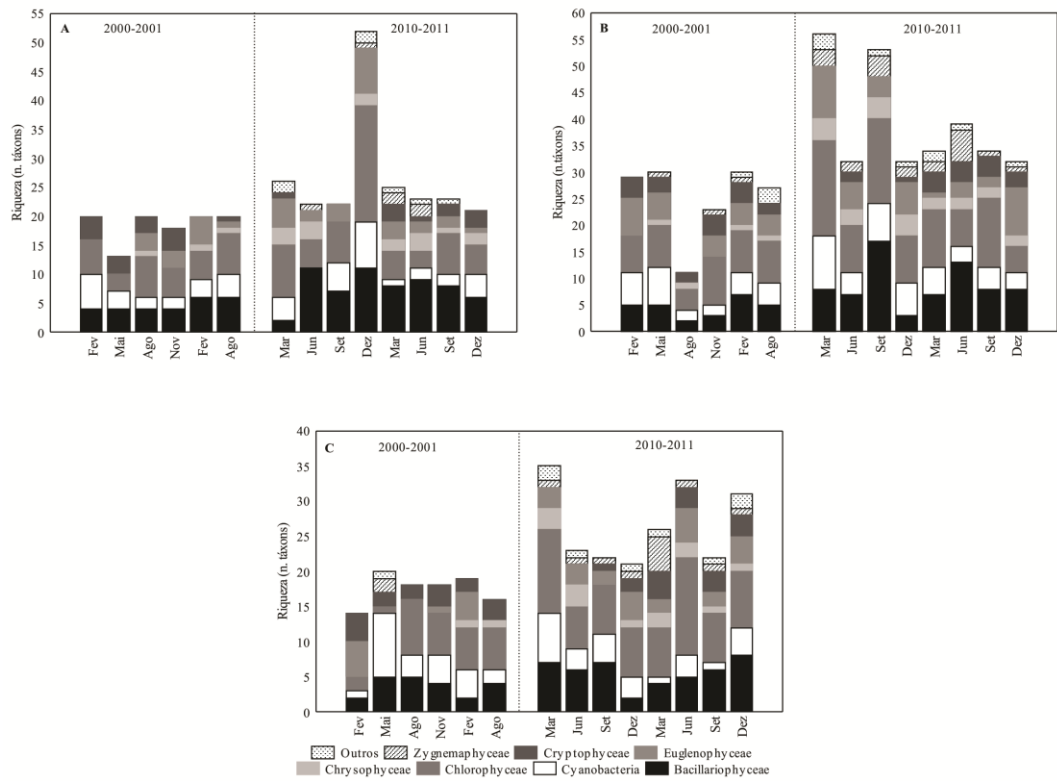


Fig. 3: Variação da riqueza fitoplânctônica por grupos taxonômicos no rio Baía (a), lagoa do Guaraná (b) e lagoa Fechada (c).

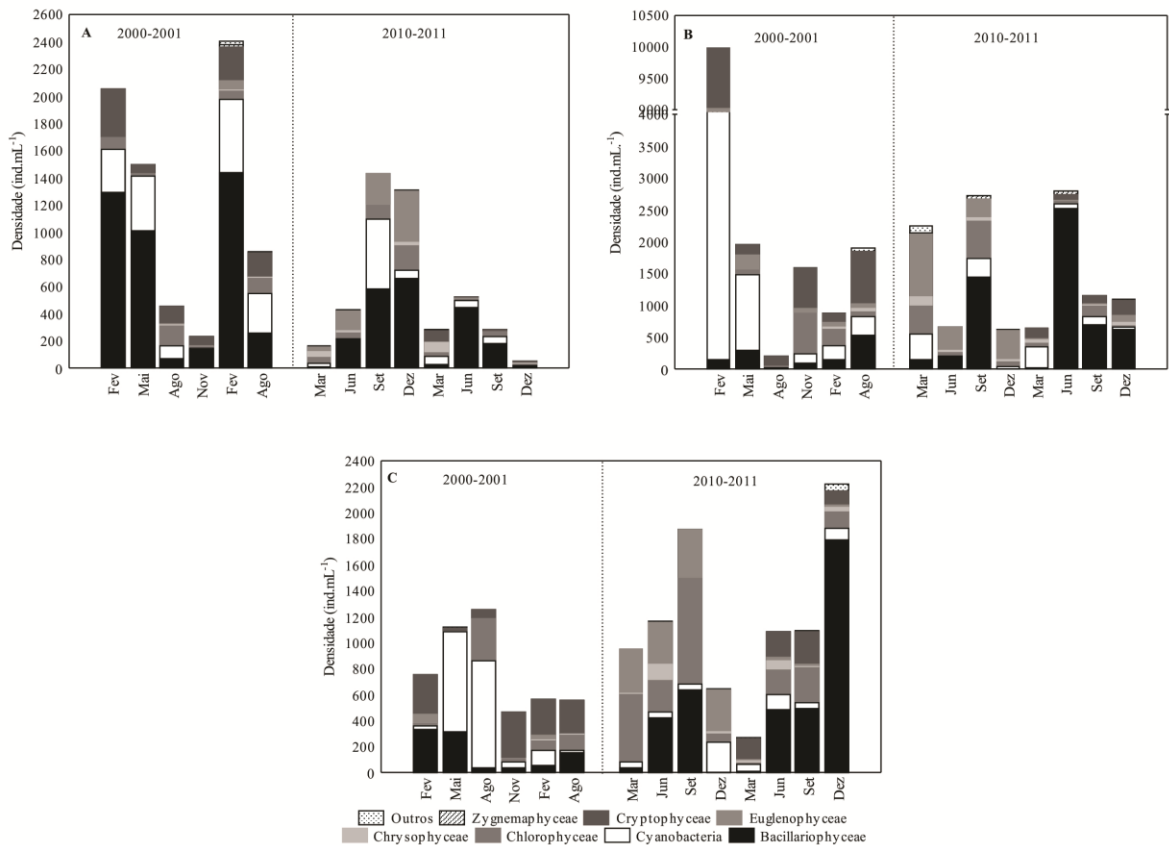


Fig. 4: Variação da densidade fitoplânctônica por grupos taxonômicos no rio Baía (a), lagoa do Guaraná (b) e lagoa Fechada (c).

Tabela 2: Permanova para riqueza e densidade fitoplanctônica no rio Baía, lagoa do Guaraná e lagoa Fechada com dois níveis de observação (Fase – limnofase e potamofase e Período– 2000-2001 e 2010-2011; nível de significância de <0,05).

	Efeito	df	MeanSquare	F-statistic	P- value (Permutational)
Baía					
Riqueza	Fase	1	0.40779	1.5835	0.080
	Período	1	1.25869	4.8877	0.001
	Fase*Período	1	0.49031	1.9039	0.001
	Resíduos	10	0.25752		
	Total	13			
Densidade	Fase	1	0.52316	1.4288	0.061
	Período	1	0.91255	2.4922	0.001
	Fase*Período	1	0.49705	1.3575	0.001
	Resíduos	10	0.36616		
	Total	13			
Guaraná					
Riqueza	Fase	1	0.40142	1.4889	0.094
	Período	1	1.15334	4.2779	0.001
	Fase*Período	1	0.44476	1.6497	0.002
	Resíduos	10	0.26960		
	Total	13			
Densidade	Fase	1	0.48802	1.3478	0.110
	Período	1	1.00741	2.7822	0.001
	Fase*Período	1	0.47807	1.3203	0.001
	Resíduos	10	0.36210		
	Total	13			
Fechada					
Riqueza	Fase	1	0.36461	1.2523	0.161
	Período	1	1.15214	3.9572	0.001
	Fase*Período	1	0.42765	1.4688	0.020
	Resíduos	10	0.29115		
	Total	13			
Densidade	Fase	1	0.42704	1.1849	0.230
	Período	1	1.08132	3.0003	0.001
	Fase*Período	1	0.49735	1.3800	0.001
	Resíduos	10	0.36040		
	Total	13			

De acordo com INDVAL apenas um táxon foi indicador do período de 2010-2011, sendo *Monoraphidium convolutum* (Cor.) Kom.-Legn. indicadora na lagoa do Guaraná (p=0.0210). Todos os demais táxons com valores significativos indicaram o período de 2000-2001 (Tabela 3).

Tabela 3: Táxons fitoplancônicos e seus valores de significância ($p < 0.05$) indicadores do período de 2000-2001 nos três *habitat* da sub-bacia do rio Baía.

	R. Baía	L. Guaraná	L. Fechada
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	0.0278		0.0034
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>granulata</i>	0.0024		
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen		0.0046	
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow	0.0002		0.0164
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	0.0014		
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnth) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	0.0472	0.0138	
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & West		0.0244	
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	0.0128		0.0158
<i>Closteriopsis scolia</i> A. Comas	0.0140	0.0138	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková – Legnerová	0.0168	0.0150	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková – Legnerová	0.0140		
<i>Euglena</i> sp.		0.0138	
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>hispida</i> (Perty) Stein		0.0494	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko		0.0156	
<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	0.0002	0.0046	0.0034
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bicudo e Bicudo		0.0494	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja		0.0008	0.0008
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	0.0002	0.0008	0.0036

A PCoA demonstrou que as unidades amostrais nos três *habitat*, no período de 2000-2001, foram menos dispersas do que no período de 2010-2011 (Fig. 5a-c). A dispersão dos grupos diferiu significativamente tanto no rio Baía ($p=0,005$), como na lagoa do Guaraná ($p=0.03$) e lagoa Fechada ($p=0.01$).

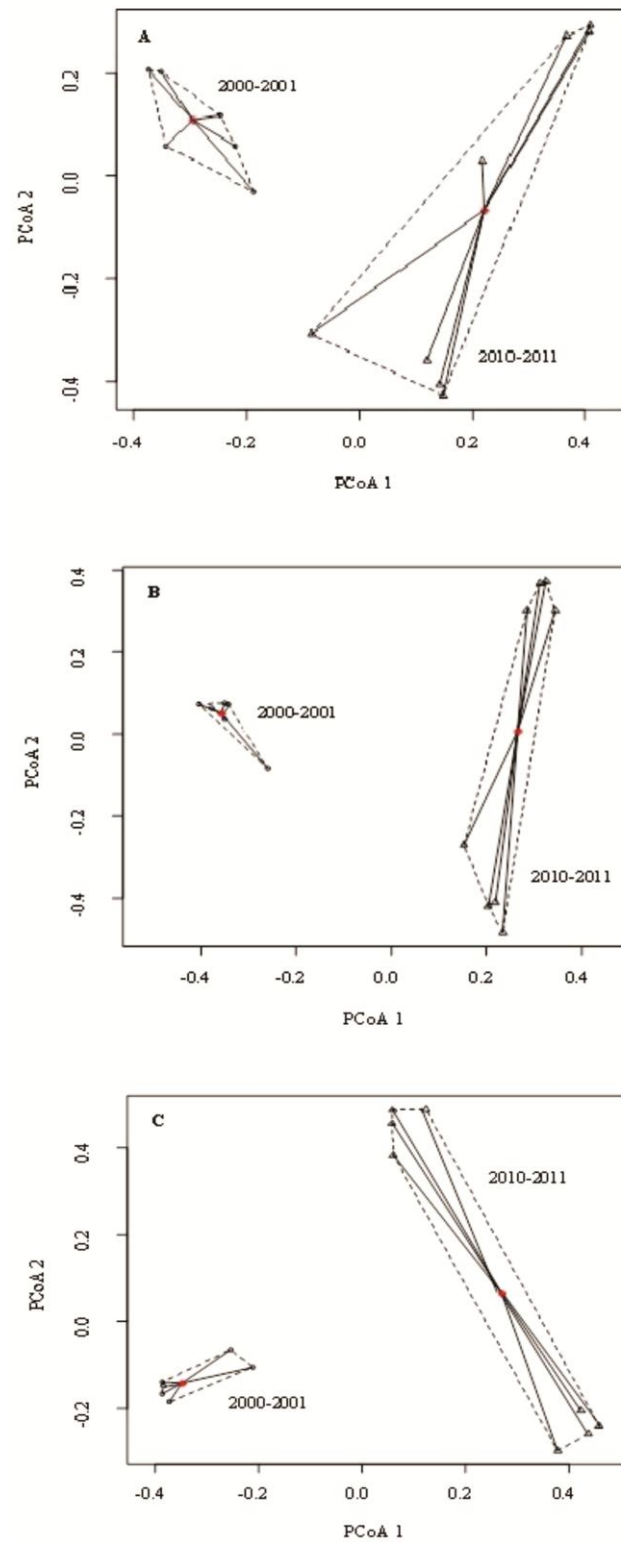


Fig. 5: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das unidades amostrais de densidade do fitoplâncton nos três *habitat* da sub-bacia do rio Baía em dois períodos distintos: (a) rio Baía, (b) lagoa do Guaraná e (c) lagoa Fechada. Polígonos indicam a máxima dispersão das unidades amostrais em cada período. O círculo sólido e o triângulo no centro de cada polígono representam seu respectivo grupo centróide.

A análise de BioEnv mostrou que as variáveis que melhor se correlacionaram com a abundância fitoplanctônica no rio Baía foram pH, Z_{\max} e nível hidrométrico do rio Paraná (Tabela 4). Já no lago conectado o melhor subconjunto de variáveis selecionadas foi condutividade e Z_{eu} (Tabela 5), enquanto que para o lago isolado o melhor subconjunto selecionado esteve composto pelas variáveis condutividade, Z_{eu} e PSR (Tabela 6).

Tabela 4: Resultado da análise de BioEnv para as amostras coletadas no rio Baía nos períodos de 2000-2001 e 2010-2011.

Modelo	Variáveis selecionadas	Correlação de Spearman
1	Nível	0.1184
2	Z_{\max} +Nível	0.1687
3	pH + Z_{\max} + Nível	0.1958
4	Cond + Z_{\max} + PSR +Nível	0.1748
5	Temp+ Cond+ Z_{\max} + PSR+ Nível	0.1708
6	Temp +pH +Cond + Z_{\max} +PSR+Nível	0.1378
7	Temp +OD +pH +Cond + Z_{\max} + PSR+ Nível	0.1072
8	Temp +OD +pH+ Cond+ Z_{\max} + NID+ PSR+ Nível	0.0840
9	Temp+ OD+ pH +Cond + Z_{eu} + Z_{\max} +NID +PSR+ Nível	0.0409
10	Temp+ OD +pH +Cond + Z_{eu} + Z_{\max} +NID +PT +PSR+ Nível	0.0180

Tabela 5: Resultado da análise de BioEnv para as amostras coletadas na lagoa do Guaraná nos períodos de 2000-2001 e 2010-2011.

Modelo	Variáveis selecionadas	Correlação de Spearman
1	Z_{eu}	0.4257
2	Cond + Z_{eu}	0.4452
3	pH +Cond + Z_{eu}	0.4367
4	pH +Cond+ Z_{eu} + Z_{\max}	0.4161
5	pH +Cond+ Z_{eu} + Z_{\max} +NID	0.3541
6	OD +pH +Cond + Z_{eu} + Z_{\max} +NID	0.3179
7	OD+ pH+ Cond + Z_{eu} + Z_{\max} +NID +Nível	0.2897
8	Temp +OD+ pH +Cond + Z_{eu} + Z_{\max} +NID +Nível	0.2458
9	Temp +OD +pH +Cond + Z_{eu} + Z_{\max} + NID +PSR +Nível	0.2018
10	Temp+ OD +pH +Cond+ Z_{eu} + Z_{\max} + NID+ PT +PSR +Nível	0.1611

Tabela 6: Resultado da análise de BioEnv para as amostras coletadas na lagoa Fechada nos períodos de 2000-2001 e 2010-2011.

Modelo	Variáveis selecionadas	Correlação de Spearman
1	Z _{eu}	0.2238
2	Z _{eu} +PSR	0.2673
3	Cond +Z _{eu} +PSR	0.2895
4	Cond +Z _{eu} +Z _{max} + PSR	0.2571
5	pH +Cond+ Z _{eu} + Z _{max} +PSR	0.2473
6	pH+ Cond+ Z _{eu} + Z _{max} + NID +PSR	0.2359
7	OD+ pH +Cond +Z _{eu} +Z _{max} +NID+PSR	0.2078
8	OD +pH +Cond +Z _{eu} +Z _{max} + NID+ PSR +Nível	0.1829
9	Temp +OD+ pH +Cond +Z _{eu} +Z _{max} + NID +PSR +Nível	0.1443
10	Temp+ OD +pH +Cond +Z _{eu} +Z _{max} +NID +PT +PSR +Nível	0.0929

3.4 DISCUSSÃO

A variabilidade temporal da riqueza e abundância fitoplanctônica nos ambientes da sub-bacia do rio Baía esteve fortemente associada ao regime de inundações da planície de inundação do alto rio Paraná. Os resultados obtidos evidenciaram que a comunidade fitoplanctônica diferiu entre 2000-2001 e 2010-2011, mostrando uma menor variabilidade temporal da riqueza e abundância fitoplanctônica em ciclos hidrossedimentológicos sem a influência da inundação do canal principal.

Durante os anos de 2000-2001, no qual foi registrada a menor variabilidade e maior persistência fitoplanctônica, registraram-se anomalias nos ciclos hidrossedimentológicos ocasionado por uma seca atípica na região. O sinergismo do fenômeno climático *La Niña* (McPhaden et al., 2006; CPETC, 2012), que pode ocasionar anomalias negativas de precipitação, juntamente com o enchimento do reservatório de Porto Primavera, situada a montante da área de estudo (Borges & Train, 2009; Rodrigues et al., 2009) foram decisivos para gerar distúrbio no regime hidrossedimentológico, prolongando a limnofase durante esse período.

Desta maneira, a combinação de anomalias hidrológicas e climáticas de grande intensidade, afetou a dinâmica da estrutura da comunidade fitoplanctônica, ocasionando maior persistência e abundância de alguns táxons. Decorrente de uma forte seca na região do médio rio Paraná, mais precisamente entre os anos de 1999-2000, Devercelli (2006) também registrou alta abundância fitoplanctônica, principalmente na margem direita do canal principal, ocasionada pela limnofase prolongada. Conforme atestado por Pomati et al. (2011),

a intensidade de oscilações dos fatores ambientais, pode ser um fator determinante, afetando a estabilidade temporal das comunidades planctônicas.

A variabilidade ambiental nos anos de 2000-2001 foi menor do que nos anos de 2010-2011, tanto no rio Baía como nos lagos de inundação. A alteração na dinâmica natural do pulso de inundação pode ter comprometido a diversidade fitoplanctônica local, uma vez que a inundação juntamente com a heterogeneidade de *habitat* é responsável pela manutenção da biodiversidade nesse tipo de ecossistema (Neiff, 1990; Ward & Tockner, 2001). Isso foi evidenciado pelos baixos valores de riqueza e altos valores de densidade fitoplanctônica registrados nos anos de 2000-2001, independente do tipo de *habitat*, com a presença de cianobactérias em quase todo esse período (ver capítulo 1). Em geral, a contínua presença de uma espécie em um local, considerado como persistência, é frequentemente maior em locais onde as condições ambientais são relativamente constantes (Collier, 2008).

O aumento na riqueza de espécies e diminuição da abundância fitoplanctônica durante as fases de elevados níveis hidrométricos do rio Paraná nos anos de 2010-2011, pode estar relacionado, sobretudo ao aumento da disponibilidade de nichos ecológicos e o transporte de inóculos oriundos de outros *habitat* que estiveram isolados durante a limnofase. Além de que, os ambientes laterais na planície de inundação do Alto Rio Paraná podem constituir zonas de armazenamentos de algas, compondo importantes contribuintes para a riqueza fitoplanctônica nesses *habitat* (Bovo-Scomparim, 2011).

Assim, quanto maior for a amplitude da potamofase, maior poderá ser a riqueza fitoplanctônica registrada. De acordo com Ives et al. (2000) o aumento no número de espécies em nível de comunidade pode suportar a “hipótese do seguro” (Yachi & Loreau, 1999) na qual o aumento no número de táxons leva a uma maior diversidade de espécies capazes de tolerar diferentes condições ambientais, além de que a complexidade da estrutura da comunidade aumenta a partir da introdução de espécies com novos papéis tróficos.

As espécies que estiveram presentes tanto no rio Baía como nos lagos de inundação diferiram pronunciadamente entre os dois períodos analisados. A despeito de apenas *Monoraphidium convolutum* ter sido significativamente indicadora na lagoa do Guaraná nos anos de 2010-2011, isto pode estar relacionado à diminuição da ocorrência de espécies dominantes e competitivas durante a potamofase, favorecendo o desenvolvimento de outros táxons, aumentando o número de espécies raras (Train & Rodrigues, 2004). Além disso, se o tempo de residência da água nos períodos de altos níveis hidrométricos for menor que a taxa de crescimento do fitoplâncton, esse tempo será insuficiente para acumulação de biomassa fitoplanctônica, ou seja, de espécies dominantes (Schemel et al., 2004).

No período de águas altas, as anomalias positivas de precipitação influenciadas por *El Niño* (McPhaden et al., 2006; CPTEC, 2012), que ocorreram concomitantemente com a liberação de água pelas barragens existentes a montante, ocasionaram cheias excepcionais no Alto Rio Paraná, com grande amplitude das potamofase. Durante essa fase do ciclo hidrossedimentológico, o fitoplâncton principalmente no rio Baía, que sofre primeiramente a influência da lavagem hidráulica ocasionada pelo rio Paraná, teve uma queda brusca em sua densidade fitoplanctônica, a qual voltou a aumentar após a diminuição do fluxo, durante a limnofase. Conforme atestado por Schemel et al. (2004) em planície de inundação de região temperada, anos em que ocorre uma variabilidade hidrológica complexa, com vários períodos de inundações favorecem maior abundância fitoplanctônica. Entretanto, esse não foi um padrão evidenciado nessa sub-bacia do Alto Rio Paraná, região tropical, onde nos anos de 2000-2001, quando só ocorreu limnofase foi registrada maior biomassa fitoplanctônica, tanto no rio Baía como no lago conectado.

Nos anos de 2000-2001, dezoito táxons (Bacillariophyceae, Cyanobacteria, Chlorophyceae, Euglenophyceae e Cryptophyceae) foram selecionados como indicadores, o que refletiu em uma menor variabilidade e maior persistência da abundância desses táxons nos *habitat*. Os táxons representantes desses grupos tiveram seu desenvolvimento favorecido pelas condições ambientais impostas pela limnofase, principalmente pelas altas concentrações de PT e baixa Z_{\max} .

Dentre estes táxons, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, diatomácea meroplanctônica e de grandes dimensões, apresentou importante contribuição para a densidade fitoplanctônica no rio Baía durante o período de 2000-2001, uma vez que esse táxon necessita de maior turbulência para sua ressuspensão na coluna d'água, o que foi facilitado nos períodos de menor Z_{\max} , quando a ação dos ventos pode ocasionar a mistura total da coluna d'água direcionando os inóculos para o plâncton (Rodrigues et al., 2009). *Aulacoseira herzogii*, espécie indicadora na lagoa do Guaraná, esteve associada às altas concentrações de nutrientes como PT e PSR registradas nesse período. De acordo com Padisák et al. (2009) a ocorrência desse táxon está ligada a lagos rasos, como esse lago de inundação, com características mesotróficas e sensíveis a estratificação.

Entre as cianobactérias, a presença de organismos heterocitados como *Dolichospermum circinale* e *Dolichospermum planctonicum* estão associados à capacidade em resistir às baixas concentrações de nitrogênio (Reynolds et al., 2002) devido à presença de heterocitos. Além disso, sua alta razão superfície:volume confere uma maior tolerância à limitação de luz, resultando no sucesso do desenvolvimento desses organismos em baixas

condições de luz e maior estado trófico (Kruk & Segura, 2012). *Dolichospermum planctonicum* apresentou dominância no rio Baía e em seu lago conectado em fevereiro e agosto de 2000, associados à baixa Z_{eu} e elevado estado trófico, quando as concentrações de PT chegaram a $290 \mu\text{g l}^{-1}$ na lagoa do Guaraná.

Já as espécies indicadoras na lagoa do Guaraná, *Aphanocapsa elachista*, com alta abundância em fevereiro de 2000 e *Synechocystis aquatilis*, indicadora no rio Baía e lagoa Fechada, com alta abundância em fevereiro e agosto de 2001, demonstraram que estas espécies tiveram seu desenvolvimento favorecido principalmente devido às condições de acúmulo de nutrientes, como o fósforo. Além disso, o primeiro táxon, caracterizado pela presença de mucilagem e o segundo com alta razão superfície: volume (Kruk et al., 2010) foram favorecidos na limnofase, pelo maior tempo de retenção da água, o que lhes permitiu a maior permanência na coluna d'água. Deste modo, o sinergismo desses fatores envolvidos influenciou a dominância de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica.

As Chlorococcales representadas por *Closteriopsis scolia*, *Monoraphidium contortum* e *Monoraphidium griffithii*, com alto requisito de nutrientes (Padisák et al., 2009) apresentaram alta contribuição à densidade fitoplanctônica no rio Baía e em seu lago conectado em alguns períodos. *Euglena* sp., *Trachelomonas hispida* var. *hispida* e *Trachelomonas volvocinopsis* comumente descritos para lagos rasos ricos em matéria orgânica, meso a eutróficos (Padisák et al., 2009; Kruk & Segura, 2012) contribuíram com altas densidades apenas na lagoa do Guaraná durante os anos de 2000-2001. Já as criptofíceas do gênero *Chroomonas* e *Cryptomonas*, selecionadas como indicadoras tanto do rio Baía como dos dois lagos de inundação, apresentam estratégia de vida oportunista, que amplia sua tolerância às condições ambientais e permite seu desenvolvimento em diferentes *habitat*. As criptofíceas apresentam alta razão superfície:volume, rápido crescimento, rápida absorção de nutrientes, desenvolvimento mixotrófico quando da limitação de luz, e migração vertical devido à presença de flagelo (Reynolds et al., 2002; Kruk et al., 2010).

Altos valores de densidade fitoplanctônica foram sempre registrados na lagoa do Guaraná e rio Baía, durante o extenso período de limnofase ocorrido em 2000-2001. As condições de baixa vazão registradas no rio Baía permitem o desenvolvimento fitoplanctônico, assim como o desenvolvimento de florações de cianobactérias (Train & Rodrigues, 1998). Deste modo, quando a velocidade média do fluxo é constante, há uma maior tendência de efeito positivo sobre a persistência da população (Lutscher & Seo, 2011), como acontece com esse rio.

Desta maneira a conectividade existente entre o rio e esse lago de inundação facilita a troca de inóculos, e a lagoa do Guaraná como ambiente lêntico, com condições hidrodinâmicas, físicas e nutricionais apropriadas permitiu o desenvolvimento e persistência principalmente de táxons como *Aulacoseira granulata* var. *granulata* e *Dolichospermum planctonicum* durante os anos de 2000-2001. Além disso, as constantes flutuações do nível hidrométrico do rio Baía, ao qual a lagoa do Guaraná está conectada, pode definir a amplitude de variação ambiental neste lago. Desta maneira, a permanente troca de água entre o rio Baía e esta lagoa possibilita uma maior similaridade das condições ambientais, bem como dos táxons fitoplanctônicos, diferentemente do lago sem conexão, que com sua dinâmica própria, permitiu a ocorrência de distintos processos sucessionais da comunidade fitoplanctônica e o diferiu do rio Baía.

A variabilidade da abundância fitoplanctônica seguiu um padrão temporal bem definido. Tanto para o rio como para os lagos de inundação, a maior variabilidade, ou seja, a maior dispersão das unidades amostrais no tempo foi registrada nos anos de 2010-2011. Como indicado pela PCoA, a presença da inundação nesse período modificou a comunidade, quando comparada aos anos de 2000-2001 (sem potamofase), aumentando a dissimilaridade temporal e promovendo alterações na abundância fitoplanctônica.

Deste modo, a recorrência das inundações mantém as condições ambientais que favorecem a maior variabilidade e menor persistência da comunidade fitoplanctônica. Diante disso, as alterações ambientais ocasionadas pela inundação podem alterar a abundância das espécies (Ives & Carpenter, 2007). Isso indica que a variabilidade temporal da abundância fitoplanctônica foi menor nos anos de 2000 e 2001 em que não ocorreu potamofase, conferindo maior persistência dos táxons fitoplanctônicos, tendo sido observado o inverso nos anos de 2010 e 2011 em que houve intensa potamofase, quando ocorreu maior variabilidade da abundância fitoplanctônica e menor persistência dos táxons.

O prolongamento da limnofase nos anos de 2000-2001 alterou os padrões de riqueza e influenciou na dominância de algumas espécies. A reduzida diversidade das algas planctônicas pode diminuir a magnitude e a estabilidade dos processos do ecossistema, tais como o uso de recursos e a produtividade, sendo estes efeitos mais acentuados em comunidades menos diversas, quando ocorre a dominância de poucos táxons (Cottingham et al., 2001). Assim, na ausência de inundações, os processos autóctones de produtividade podem ter superado os processos alóctones de entrada de energia, ocasionando principalmente o acúmulo de nutrientes nos *habitat*, principalmente PT, caracterizando condição essencial

para o abundante desenvolvimento fitoplanctônico de algumas espécies em particular, como as cianobactérias.

As variáveis ambientais selecionadas pela abordagem do BioEnv para explicar a dissimilaridade da comunidade fitoplanctônica tanto no rio Baía (pH, Z_{\max} e nível hidrométrico do rio Paraná), como na lagoa do Guaraná (condutividade e Z_{eu}) e lagoa Fechada (condutividade, Z_{eu} e PSR) apresentaram maior variabilidade nos anos de 2010-2011, assim como a variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica. A variabilidade ambiental predita pelo BioEnv apresentou forte relação temporal com a abundância fitoplanctônica, principalmente quando se tratou da variação do nível hidrométrico, sobretudo representada pela variáveis Z_{eu} e Z_{\max} .

As variáveis Z_{eu} e Z_{\max} estiveram associadas aos padrões temporais da variabilidade dos táxons fitoplanctônicos. Essas duas variáveis presentes nos modelos selecionados pelo BioEnv e com diferenças significativas entre os dois períodos nos *habitat*, indica que elas apresentaram alta correlação com a matriz de dissimilaridade da comunidade e sua variação teve significativo efeito sobre a variabilidade e persistência do fitoplâncton nos diferentes períodos.

Assim, pode-se afirmar que a variabilidade predita pelas variáveis selecionados através do BioEnv esteve relacionada com os padrões de variabilidade ambiental, suportando que, quanto mais constante forem as condições ambientais, ou seja, sem a influência da inundação, maior será a persistência da abundância fitoplanctônica no habitat. Segundo Huszar et al. (2003) para promover e manter a persistência das assembleias fitoplanctônicas é necessária uma constância ambiental, independente de uma condição física em particular. Pouco se sabe, no entanto, ainda sobre a persistência das espécies fitoplanctônicas e sua relação direta com a estabilidade ambiental (Schneck et al., 2010), todavia conclui-se que a maior persistência fitoplanctônica esteve relacionada a menor variabilidade ambiental.

É sabido que a inundação é um fator regulador e componente do sistema que auxilia na manutenção dos processos ecológicos e na manutenção da biodiversidade (Ward & Tockner, 2001) e que é temporalmente importante na variabilidade da comunidade fitoplanctônica. Isso demonstra que o prolongamento da limnofase interfere negativamente na riqueza fitoplanctônica e influencia o padrão de dominância das espécies. De acordo com Mihaljevic et al. (2009) o pulso de inundação constitui um importante agente estimulante para a diversidade das populações. Assim, para a comunidade fitoplanctônica dessa planície de inundação, pode-se afirmar que situações de estabilidade são aquelas que permitem a

variabilidade natural da estrutura da comunidade, ou seja, a ocorrência de ciclos hidrossedimentológicos com potamofase e limnofase conspícuas.

Nós observamos uma forte distinção da riqueza e abundância fitoplanctônica entre os dois períodos analisados. Indiscutivelmente, a regulação do canal principal do Alto Rio Paraná pela barragem de Porto Primavera e o evento climático *La Niña* nos anos de 2000-2001 foram os principais agentes nas mudanças das condições ambientais nesse período, influenciando no prolongamento da limnofase. Diante disso, nossa hipótese foi confirmada, evidenciando que em ciclos hidrossedimentológicos irregulares, em que não ocorreu o pulso de inundação, houve a menor variabilidade e maior persistência da comunidade fitoplanctônica, diferentemente dos ciclos hidrossedimentológicos normais, com limnofase e potamofase, quando ocorreu maior variabilidade e menor persistência da riqueza e abundância fitoplanctônica.

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, Suppl.): 1119-1132.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Anderson, M. J., 2006. Distance-Based Tests for Homogeneity of Multivariate Dispersions. *Biometrics* 62: 245–253.
- Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. Rima, São Carlos.
- 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.
- Bovo-Scomparim, V. M., 2011. 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 de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá.
- Bovo-Scomparim, 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-Scomparim, V. M., S. Train & L. C. Rodrigues, 2013. Influence of reservoirs to dispersion and seasonal variation of the phytoplankton community in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 702: 115–127.
- Clarke, K. R. & M. Ainsworth, 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar Ecol.-Prog. Ser.* 92: 205–19.
- Cole, G. A., 1994. Textbook of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Colier, K. J., 2008. Temporal patterns in the stability, persistence and condition of stream macroinvertebrate communities: relationships with catchment land-use and regional climate. *Freshwater Biology* 53: 603–616.
- Comunello, E. E., A. C. Petry, M. R. Russo, A. M. Santos, R. R. A. Rocha & R. A. Leimig, 2000. Descrição dos locais de amostragem. A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais. Relatório Técnico, NUPÉLIA/PELD. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Cottingham, K. L., B. L. Brown & J. T. Lennon, 2001. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecology Letters* 4: 72-85.
- CPTEC., 2012. Centro de Previsão do tempo e estudos climáticos. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>.
- Devercelli, M., 2006. Phytoplankton of the Middle Parana´ River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia* 563: 465–478.
- Dufrêne, M. & P. Legendre, 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
- Fraterrigo, J. M., J. A. Rusak, 2008. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. *Ecology Letters* 11: 756–770.
- Giné, M. F., H. Bergamim, 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. Ohstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Huszar, V., C. Kruk & N. Caraco, 2003. Steady-state assemblages of phytoplankton in four temperate lakes (NE U.S.A.). *Hydrobiologia* 502: 97–109.
- Ives, A. R. & S. R. Carpenter, 2007. Stability and diversity of ecosystems. *Science* 317: 58-62.
- Ives, A. R., J. L. Klug & K. Gross, 2000. Stability and species richness in complex communities. *Ecology Letters* 3: 399-411.

- 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: H. Ettl, et al. *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548. 30.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: B. Büdel, et al. *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.
- Kruk, C. & A. M. Segura, 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698: 191–202.
- Kruk, C., V. L. M. Huszar, E. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lurling, C. S. Reynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614–627.
- 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.
- Lutscher, F. & G. Seo, 2011. The effect of temporal variability on persistence conditions in rivers. *Journal of Theoretical Biology* 283: 53–59.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.
- McPhaden, M. J., S. E. Zebiak & M. H. Glantz, 2006. ENSO as an Integrating concept in earth science. *Science* 314: 1740-1745.
- Mihaljević, M., F. Stević, J. Horvatić & B. Hackenberger Kutuzović, 2009. Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (KopačkiRit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia* 618: 77–88.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15(6): 424-441.
- Neiff, J. J. & M. Neiff, 2003. PULSO: software para análisis de fenómenos recurrentes. Disponible em: <http://www.neiff.com.ar>.
- 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.
- Palmer, M., C. Hakenkamp & K. Nelson-Baker, 1997. Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *Journal North Am Benthol Soc.* 16: 189–202.

- Pimm, S. L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- Pomati, F., B. Matthews, J. Jokela, A. Schildknecht & B. W. Ibelings, 2011. Effects of re-oligotrophication and climate warming on plankton richness and community stability in a deep mesotrophic lake. *Oikos* 000: 001–011.
- R Development Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Rahel, F. J., 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *American Naturalist* 136: 328–44.
- Reviere, B., 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.
- Reynolds, C. S., V. 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 & 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.
- 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.
- Schemel, L. E., T. R. Sommer, A. B. Muller-Solger & W. C. Harrell, 2004. Hydrologic variability, water chemistry, and phytoplankton biomass in a large floodplain of the Sacramento River, CA, U.S.A. *Hydrobiologia* 513: 129–139.
- Schneck, F., A. Schwarzbald, S. C. Rodrigues & A. S. Melo, 2010. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. *Austral Ecology* 36(7): 839-848.
- 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 floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 1-30.

- 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 floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 55-74.
- 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 floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.
- Tilman, D., 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455-1474.
- Townsend, S. E., D. T. Haydon & L. Matthews, 2010. On the generality of stability–complexity relationships in Lotka–Volterra ecosystems. *Journal of Theoretical Biology* 267: 243–251.
- 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 Assemblage. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.), *The Upper Paraná River floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 103-124.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitt. d. internat. vereinig. f. limnol.* 9: 1-39.
- Ward, J. V. & K. Tockner, 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- Yachi, S. & M. Loreau, 1999. Biodiversity and ecosystem functioning in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl Acad. Sci.* 96: 1463-1468.

4 DISTRIBUIÇÃO E DOMINÂNCIA ESPAÇO-TEMPORAL DE CIANOBACTÉRIAS EM PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO TROPICAL: A INFLUÊNCIA DO REGIME HIDROSSEDIMENTOLÓGICO

RESUMO: Avaliou-se a influência do regime hidrossedimentológico sobre a dinâmica espacial e temporal das populações de cianobactérias. Nós hipotetizamos que as flutuações na composição, estrutura de tamanho e no biovolume das populações de cianobactérias são influenciadas pelas mudanças nas concentrações de nutrientes e no nível de conectividade entre os ambientes durante os dois períodos (limnofase e potamofase) do ciclo hidrossedimentológico. As amostragens foram efetuadas em uma sub-bacia da planície de inundação do alto rio Paraná, composta pelo rio Baía, quatro lagos com conexão, quatro lagos sem conexão e dois canais ativos, durante os anos de 2010 e 2011. Um total de 379 táxons fitoplanctônicos foi registrado, sendo destes, 58 pertencentes à Cyanobacteria. As cianobactérias contribuíram com a maior parte do biovolume nos períodos de limnofase, sempre com mais de 55% do biovolume total em 98% das amostras. Os valores máximos de biovolume foram registrados nos lagos sem conexão. Durante a potamofase, as cianobactérias nanoplanctônicas e coloniais apresentaram maior contribuição ao biovolume em todos os distintos *habitat*. Já na limnofase ocorreu a dominância de espécies de *Dolichospermum*, táxons microplanctônicos e filamentosos, no rio Baía, canais e lagos com conexão, enquanto que para os lagos sem conexão ocorreu maior diversidade de cianobactérias. Em geral, *Dolichospermum planctonicum* (Brunnthaler) Wacklin, Hoffmann & Komárek e *Microcystis aeruginosa* Kützing foram os táxons que mais contribuíram ao biovolume. A Análise de Redundância evidenciou a tendência de aumento de cianobactérias em função da menor conectividade dos ambientes e das maiores concentrações de nutrientes durante a limnofase. *Romeria gracilis* (Koczwara) Koczwara foi a única espécie que se correlacionou com o período de potamofase. *Dolichospermum* spp. foram particularmente sensíveis ao estresse ocasionado pela inundação, o que influenciou o decréscimo em biomassa de suas populações durante a potamofase. Assim, nossos resultados corroboraram nossa hipótese de que a composição, estrutura de tamanho e o biovolume das cianobactérias são influenciados pelas mudanças nas concentrações de nutrientes e no nível de conectividade entre os ambientes durante as fases do ciclo hidrossedimentológico.

Palavras-chave: Fitoplâncton, potamofase, limnofase, rio, lago de inundação, alto rio Paraná

SPATIO-TEMPORAL DISTRIBUTION AND DOMINANCE OF CYANOBACTERIA IN TROPICAL FLOODPLAIN: THE INFLUENCE OF HYDROSEDIMENTOLOGICAL REGIME

ABSTRACT: The aim of this study was to evaluate the influence of hydrosedimentological regimen on the spatial and temporal dynamics of cyanobacteria populations. We tested whether the fluctuations in the composition, size structure and biovolume of cyanobacteria populations were influenced by changes in nutrient concentration and the connectivity level between environments during the two periods (limnophasis and potamophasis) of the hydrosedimentological cycle. The samples were taken in a sub-basin of the upper Paraná River floodplain, composed by Baía River, four connected, four unconnected lakes and two active channels, during two hydrosedimentological cycles in the years 2010 and 2011. A total of 379 phytoplankton taxa were recorded, of these, 58 belonging to the Cyanobacteria. Cyanobacteria contributed to most biovolume in the limnophasis periods, with always more than 55% of total biovolume in 98% of the samples. The maximum values of biovolume were recorded in unconnected lakes. During the potamophasis occurred the highest contribution of nanoplanktonic cyanobacteria and colonial forms to the biovolume, in all different *habitat*. In limnophasis occurred the dominance of *Dolichospermum* species, microplanktonics and filamentous taxa, in the Baía River, channels and connected lakes, while at unconnected lakes, there was a greater diversity of cyanobacteria. In general, *Dolichospermum planctonicum* (Brunnthal) Wacklin, Hoffmann & Komárek and *Microcystis aeruginosa* Kützing were the taxa that most contributed to the biovolume. The Redundancy Analysis showed the tendency of increase of cyanobacteria due to the lower connectivity of environments and higher concentrations of nutrients during limnophasis. *Romeria gracilis* (Koczwara) Koczwara was the only species that was correlated with potamophasis period. *Dolichospermum* spp. were particularly sensitive to stress caused by the flooding, which influenced the decrease in the biomass of those populations during the potamophasis. Thus, our results support our hypothesis that the composition, size structure and biovolume of cyanobacteria were influenced by changes in nutrient concentration and the level connectivity between environments during the phasis of the hydrosedimentological cycle.

Keywords: Phytoplankton, potamophasis, limnophasis, river, floodplain lake, upper Paraná river

4.1 INTRODUÇÃO

Em ambientes de planície de inundação, a heterogeneidade ambiental causada pelo mosaico de *habitat* acarreta em elevada diversidade fitoplanctônica (Borges & Train, 2009), uma vez que nesses sistemas as flutuações ambientais são marcadas pelas alterações entre as fases de limnofase (águas baixas) e potamofase (águas altas) (Neiff, 1990). Durante o período de inundação, ocorre um aumento da diversidade de espécies. Entretanto, durante a limnofase, o fitoplâncton apresenta uma sequência sucessional autogênica com a predominância de alta biomassa e produtividade fitoplanctônica, geralmente com a formação de florações de cianobactérias (Stević et al., 2013).

Assim, a diversidade é maior quando ocorrem distúrbios ambientais e internos que podem impedir o estabelecimento de condições de equilíbrio. Em contraste, a ausência de perturbação, durante a limnofase, quando ocorre uma maior estabilidade hidrológica, poderia gerar segregação de nicho, resultando em condições de maior equilíbrio, onde a diversidade é reduzida a níveis mínimos, principalmente por exclusão competitiva (Train & Rodrigues, 1998), o que resulta na dominância de poucos táxons, tais como as cianobactérias.

Estudos em lagos rasos de planícies de inundação tropicais têm apontado as cianobactérias como componente dominante do fitoplâncton durante a limnofase (Hamilton & Lewis, 1987; Huszar & Reynolds, 1997; Zalocar de Domitrovic, 2007; Philips et al., 2008). Além disso, também em vários sistemas lóticos do mundo têm sido registradas florações de cianobactérias (Baker et al., 2000; Berger et al., 2005; Maier et al., 2001; Mitrovic et al., 2006; Moreno et al., 2004; Bowling et al., 2013). Este fato tem-se tornado um grande problema na qualidade da água dos rios do mundo (Mitrovic et al., 2011). Entretanto, a existência, abundância e produtividade fitoplanctônica nesses ambientes têm recebido menos atenção quando comparado aos lagos. Muitos rios de planície de inundação estão sujeitos não somente às mudanças diretas como agricultura e colonização, mas também mudanças na hidrologia e na qualidade da água (Lewis et al., 2000).

Na planície de inundação do alto rio Paraná, Train & Rodrigues (1998) registraram a dominância de *Dolichospermum planctonicum* (Brunnthaler) Wacklin, Hoffmann & Komárek no rio Baía nos anos de 1993 e 1994. Bovo-Scomparin & Train (2008) registraram a dominância de cianobactérias durante a limnofase, em um lago isolado. Rodrigues et al. (2009) após a construção do reservatório de Porto Primavera, registraram um aumento na riqueza de cianobactérias no rio Paraná e no rio Baía. Mais recentemente, Bovo-Scomparin et

al. (2013) registraram *Radiocystis fernandoi* Komárek & Komárková-Legnerová no alto rio Paraná e ambientes associados.

Nesse sentido, é crucial estabelecer a relação entre a distribuição espaço-temporal e períodos de dominância de cianobactérias em sistemas planície de inundação para o delineamento das preferências ecológicas das espécies, o que é importante não só para determinar as implicações ecológicas, mas principalmente para a formulação de predições e o estabelecimento de medidas cabíveis de controle e manejo. Analisou-se a influência das condições do regime hidrossedimentológico sobre a distribuição espacial e temporal de cianobactérias na sub-bacia do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná. Nós hipotetizamos que as flutuações na composição, estrutura de tamanho e no biovolume das populações de cianobactérias são fortemente influenciadas pelas mudanças nas concentrações de nutrientes e no nível de conectividade entre os ambientes durante as fases do ciclo hidrossedimentológico. Predizemos ainda, que os maiores valores do biovolume de cianobactérias ocorrem em lagos sem conexão, durante a limnofase, em função das maiores concentrações de nutrientes e do menor nível hidrométrico durante esse período.

4.2 MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O rio Paraná é o décimo maior do mundo em descarga ($5.108 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$) e o quarto em área de drenagem ($2,8.106 \text{ km}^2$). Da sua nascente, no planalto central, até a foz, no estuário do rio da Prata, percorre 4.695 km (Petri & Fulfaro, 1983). Seus trechos superior (rio Paranaíba=1070 km), alto (da confluência dos rios Paranaíba e Grande até os antigos Saltos de Sete Quedas – 619 km) e parte do médio (desde os antigos Saltos de Sete Quedas até a foz do rio Iguaçu – 190 km) se encontram em território brasileiro, drenando uma área de 891.000 km^2 , que corresponde a cerca de 10% da área do país (Paiva, 1982). O alto rio Paraná apresenta declividade média de 0,18 m km. O rio corre em um amplo canal anastomosado, com reduzida declividade (0,09 m km), ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e pequenas ilhas (mais de 300), ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (Agostinho et al., 1995).

A sub-bacia do rio Baía se situa na margem direita do alto rio Paraná, sendo que o rio Baía (RBA) constitui um importante canal lateral, localizado no estado de Mato Grosso do Sul (Fig. 1). É separado do rio Paraná por uma planície de inundação com inúmeros canais e lagos. Apresenta largura variada e profundidade média de 3,2 m com trechos mais estreitos,

diques mais altos e ocupados pela vegetação ripária ou campos antropizados. Nos trechos mais largos, os diques são mais baixos e a vegetação é de várzea (Comunello et al., 2000). Apresenta relação largura-profundidade de 18:1 e consideráveis variações em sua vazão durante o ciclo hidrossedimentológico. Durante a potamofase a vazão diminui, e esta pode reverter a montante, devido à entrada de água do rio Paraná (Train & Rodrigues, 1998).

Na sub-bacia do rio Baía foram amostrados além deste rio, quatro lagos de inundação conectados, quatro lagos de inundação isolados e dois canais, os quais seguem descritos abaixo:

As lagoas do Guaraná (GUA) (forma arredondada, com 386 m de comprimento, profundidade média de 2,1 m, 1.058 m de perímetro e área de 4,2 ha), Porcos (POR) (forma alongada, com 781 m de comprimento, profundidade média de 2,3 m, 1.823 de perímetro e área de 6,2 ha), Onça (ONC) (forma arredondada, com 1.297 m de comprimento, profundidade média de 2,0 m, 3.746 m de perímetro e área de 27,2 ha) e Maria Luiza (MLU) (com 693 m de comprimento, profundidade média de 3,3 m, 2.579 m de perímetro e área de 14,7 ha) são lagos de inundação com conexão direta com o rio Baía.

Já a lagoa Fechada (FEC) (forma alongada, com 624 m de comprimento, profundidade média de 2,46 m, 1.376 m de perímetro e área de 7,5 ha), Pousada das Garças (PGA) (forma alongada, com 317 m de comprimento, profundidade média de 2,3 m, 822 m de perímetro e 3,8 ha de área), Traíra (TRA) (forma arredondada, com 109 m de comprimento, profundidade média de 2,1 m, 292 m de perímetro e área de 0,47 ha) e Aurélio (AUR) (forma arredondada, com comprimento de 99 m, profundidade média de 1,9 m, 251 m de perímetro e área de 0,43 ha) são lagos de inundação sem conexão com o rio Baía.

Além dos lagos, dois canais pertencem a sub-bacia, sendo o canal Curutuba (CUR), que faz a ligação entre os rios Baía e Ivinhema, com profundidade média de 2,7 m, e o canal Baía (CBA), que se estende da confluência do rio Baía e canal Corutuba ao rio Paraná, com profundidade média de 2,0 m.

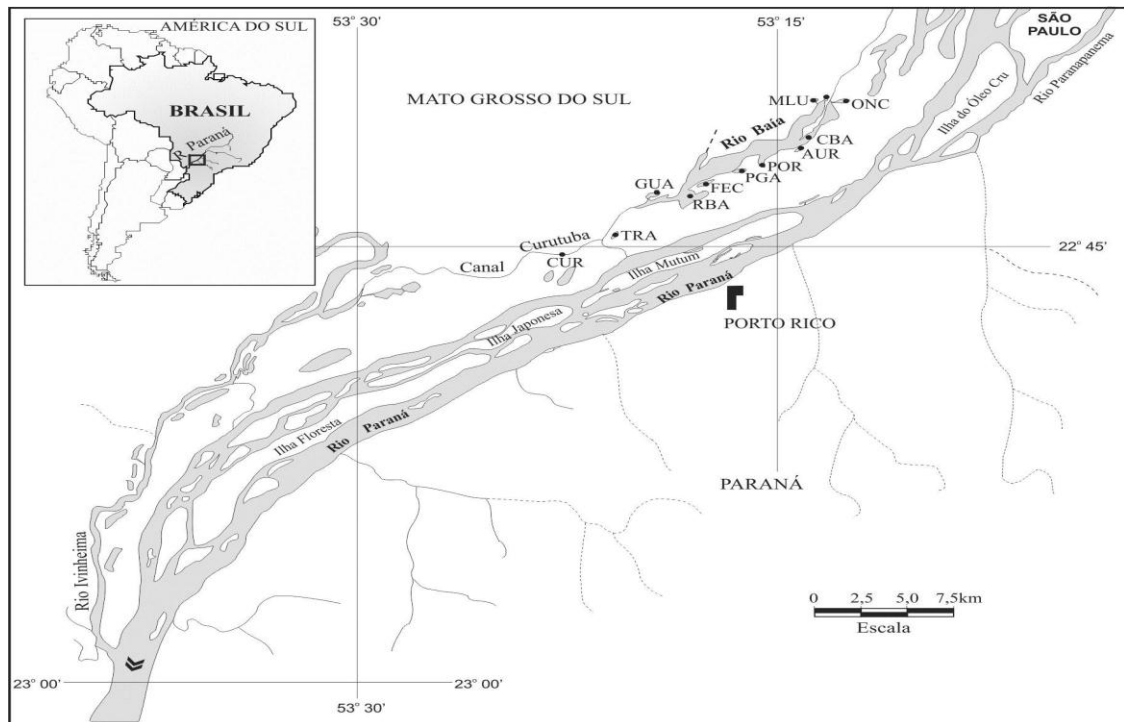


Fig. 1: Mapa de localização da sub-bacia do rio Baía e ambientes associados na planície de inundação do alto rio Paraná.

4.2.2 Metodologia

As amostragens foram realizadas trimestralmente entre os anos de 2010 e 2011. As amostras de fitoplâncton total foram coletadas diretamente com frascos à sub-superfície da região limnética e fixadas *in situ* com lugol acético. Paralelamente, foram obtidas amostras de fitoplâncton de rede, sendo utilizada para tal, rede de plâncton de 15 μ m de abertura de malha, sendo estas fixadas em solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006). A utilização da rede visou, basicamente, a concentração do material fitoplanctônico, para auxiliar no estudo taxonômico do material.

A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de um microscópio invertido, seguindo o método de Utermöhl (1958) e Lund et al. (1958). A biomassa fitoplanctônica foi estimada pelo biovolume fitoplanctônico. Este foi calculado multiplicando a densidade dos diferentes táxons por seus respectivos volumes. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados a forma das células (Sun & Liu, 2003). Para o enquadramento dos táxons de Cyanobacteria foi utilizado Komárek & Anagnostidis (1989, 1998, 2005). Para caracterizar as estratégias morfo-funcionais das populações de cianobactérias os táxons foram classificados de acordo com o tamanho: picoplâncton (Pico)

<2 μm ; nanoplâncton (Nano) 2-20 μm ; microplâncton (Micro) 20-200 μm e de acordo com as formas de vida: Unicelular (Uni), colonial (Col) e filamentosos (Fil).

Dados de temperatura da água ($T^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{Cond-}\mu\text{S cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (OD-mg l^{-1}) foram tomados com potenciômetros digitais portáteis. A transparência da coluna d'água (m) foi obtida por meio do disco de Secchi, sendo a zona eufótica (Z_{eu}) calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole, 1994). A zona de mistura (Z_{mix}) foi calculada de acordo com o perfil de temperatura (Reynolds, 1984). Foram determinadas as concentrações de fósforo total – PT, fósforo solúvel reativo – PSR (Golterman et al., 1978), nitrogênio total - NT (Mackereth et al., 1978), nitrato – NO_3 , nitrito - NO_2^- (Giné et al., 1980) e amônio – NH_4^+ (Koroleff, 1978). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi estimado pelas concentrações de nitrito, nitrato e amônio. A classificação quanto ao nível trófico dos ambientes seguiu o proposto por Vollenweider & Kerekes (1982) e Reynolds (1980).

Os níveis hidrométricos diários do rio Paraná foram fornecidos por Itaipu Binacional e Agência Nacional das Águas (ANA). Como referência, foi considerado o nível hidrométrico do rio Paraná, sendo que acima de 3,5 m tem início o processo de inundação dos ambientes da sub-bacia do rio Baía (Thomaz et al., 2004). Para os anos de 2010 e 2011 foram estimados a amplitude da limnofase (número de dias que o nível hidrométrico esteve abaixo do nível de referência de 3,5 m), amplitude da potamofase (número de dias que o nível hidrométrico esteve acima do nível de referência de 3,5 m) e índice de conectividade (taxa do número de dias entre potamofase e limnofase) (Neiff, 1990). Para este cálculo utilizou-se o programa PULSO (Neiff & Neiff, 2003).

4.2.3 Análise dos dados

Análises de Variância (Anova) foram realizadas para verificar a existência de diferenças tanto espacial como temporal das variáveis ambientais. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram testados. Análises de componentes principais (PCA) foram realizadas para cada ambiente para sumarizar a variabilidade ambiental. As variáveis utilizadas para esta análise foram temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, Z_{eu} , Z_{max} , Z_{mix} , NT, NID, PT e PSR. Considerando que todos os ambientes apresentavam o mesmo número de amostras no tempo e as mesmas variáveis descritoras, foi efetuada a soma dos dois primeiros autovalores ($\sum \lambda_i$), que apresentaram a maior variabilidade dos dados e, a partir de então, realizado o cálculo de média e desvio padrão da variabilidade ambiental em cada tipo de ambiente (lagos com conexão, sem

conexão, rio e canais). Correlações de Spearman foram realizadas para verificar a relação do biovolume total de cianobactérias e as variáveis ambientais. Uma Análise de redundância (RDA) foi realizada para determinar a distribuição das principais espécies de cianobactérias na sub-bacia do rio Baía nos períodos de limnofase e potamofase. Para esta análise foi utilizada uma matriz com o biovolume dos táxons de cianobactérias mais abundantes (aqueles que contribuíram sempre com mais de 30% do biovolume de cada amostra) e uma matriz com as variáveis ambientais temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, Z_{eu} , Z_{max} , Z_{mix} , NT, NID, PT e PSR e nível hidrométrico. A seleção das variáveis explanatórias foi realizada através do teste Forward, para determinar o mínimo de fatores explanatórios que pudessem explicar significativamente ($p < 0,05$) a proporção de variância dos dados das espécies. A significância foi testada através do teste de Monte Carlo (com 999 permutações) (Legendre & Legendre, 1998). Anova e Correlação de Spearman foram realizadas no programa Statistica (StatiSoft Inc., 2005), enquanto que PCA e RDA no programa R (R Development Core Team, 2012).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Variabilidade espacial e temporal dos parâmetros ambientais

Foram registrados altos níveis hidrométricos do rio Paraná ($>3,5$ m) em janeiro, fevereiro, março e abril de 2010 e 2011, caracterizando períodos de potamofase na sub-bacia do rio Baía. Nos dois anos, a média registrada do nível hidrométrico do rio Paraná foi de $3,3 \pm 1,1$ m (CV – 32,4%). Em 2010, a potamofase teve duração de 102 dias (IC= 0,29) e em 2011, de 81 dias (IC=0,39). Tanto em 2010 como em 2011, ocorreram períodos em que o nível hidrométrico ultrapassou os 6m (Fig. 2).

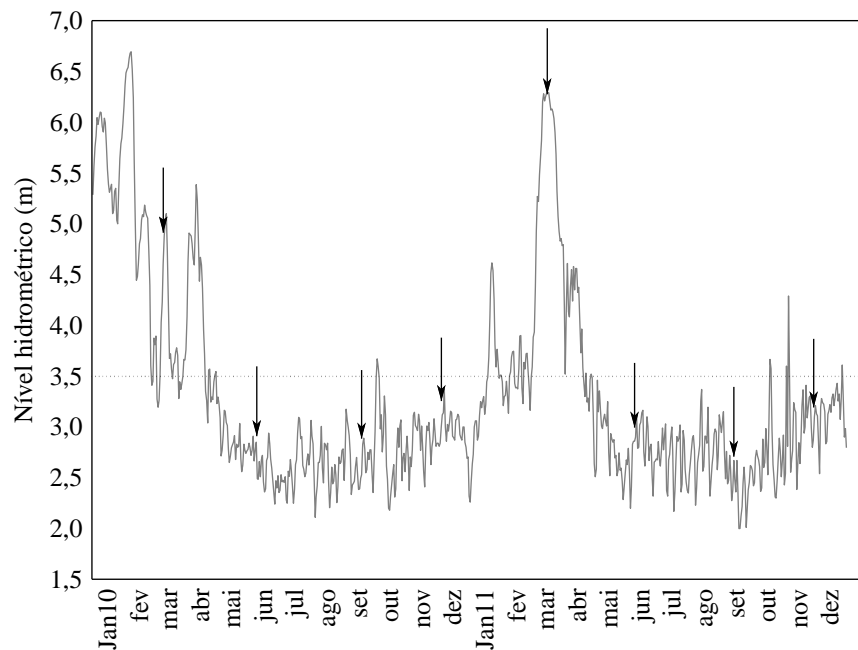


Fig. 2: Variação do nível hidrométrico do rio Paraná nos anos de 2010 e 2011. Setas indicam os períodos amostrados.

Dentre as variáveis ambientais analisadas, temperatura da água, condutividade elétrica e PT diferiram significativamente ($p < 0,05$) entre os períodos de potamofase e limnofase. Já Z_{eu} , Z_{max} , Z_{mix} e NT diferiram significativamente ($p < 0,05$) tanto entre os diferentes períodos do ciclo hidrossedimentológico, como entre os diferentes tipos de ambientes. Os valores máximos de NT, NID e PT foram registrados nos lagos sem conexão, enquanto que PSR nos lagos conectados. Valores médios e coeficientes de variação de todas as variáveis ambientais mensuradas em cada ambiente são apresentados na Tabela 1. Em geral, os ambientes se mantiveram sempre meso a eutróficos, de acordo com o biovolume total fitoplanctônico e as concentrações de PT, exceto para alguns lagos sem conexão, que se apresentaram hipereutróficos durante a limnofase, em setembro de 2010.

A variação ambiental, representada pela soma dos dois primeiros autovalores das análises de componentes principais para cada tipo de ambiente, diferiu significativamente ($F = 6,23$; $p = 0,02$). Os ambientes lóticos, representados pelos canais e rio apresentaram a maior variação dos fatores limnológicos, seguido dos lagos sem conexão e lagos conectados (Fig. 3). Todas as Análises de Componentes Principais realizadas apresentaram porcentagem de explicação entre 54 e 76%.

Tabela 1: Média e Coeficiente de variação (em %) das variáveis ambientais nos anos de 2010-2011 nos ambientes associados da sub-bacia do rio Baía.

	T (°C)	OD (mg l ⁻¹)	pH	Cond (uS cm)	Z_{eu} (m)	Z_{max} (m)	Z_{mix} (m)	NT (ug l ⁻¹)	NID (ug l ⁻¹)	PT (ug l ⁻¹)	PSR (ug l ⁻¹)
RBA	24,9(16%)	5,2(38%)	6,2(6%)	31 (35%)	2,5(26%)	3,1(52%)	3,5(45%)	821,7(23%)	39,8(70%)	47,6(28%)	11,4 (73%)
CUR	24,5(17%)	6,2(24%)	6,4(9%)	31,8(59%)	2,9(34%)	3,2(30%)	3,2(30%)	817,4(18%)	84,5(73%)	36,0(37%)	11,9(60%)
CBA	24,1(20%)	5,2(38%)	6,1(6%)	25,2(50%)	2,3(48%)	2,4(46%)	2,1(24%)	695,3(26%)	15,0(121%)	34,6(30%)	10,1(64%)
GUA	24,9(16%)	5,6(33%)	6,2(4%)	33,6(41%)	2,6(47%)	2,9(42%)	2,3(61%)	1255,4(26%)	93,9(110%)	76,2(46%)	11,1(75%)
POR	24,7(16%)	5,6(34%)	6,3(6%)	26,0(25%)	2,4(34%)	3,5(30%)	2,7(49%)	895,0(39%)	7,8(87%)	39,8(33%)	7,0(62%)
ONC	24,7(18%)	5,3(57%)	6,3(8%)	25,1(36%)	2,5(49%)	2,8(39%)	2,3(33%)	808,4(16%)	9,7(81%)	36,1(35%)	6,0(53%)
MLU	24,3(18%)	6,3(33%)	6,3(6%)	24,2(45%)	2,3(48%)	3,7(36%)	3,2(18%)	938,0(18%)	10,9(79%)	44,4(29%)	6,6(48%)
FEC	25,1(18%)	6,0(32%)	6,5(6%)	30,3(43%)	2,9(41%)	3,1(32%)	2,8(37%)	1423,1(47%)	38,5(103%)	40,2(39%)	10,3(57%)
PGA	24,1(17%)	5,7(36%)	6,3(5%)	25,2(37%)	2,0(50%)	2,9(46%)	2,9(47%)	832,7(21%)	23,0(129%)	45,0(30%)	9,2(64%)
TRA	24,2(16%)	4,8(47%)	6,3(4%)	36,5(36%)	1,8(60%)	2,2(42%)	2,2(45%)	1617,4(35%)	15,6(93%)	101,8(73%)	6,1(38%)
AUR	24,4(18%)	4,7(51%)	6,1(6%)	26,5(41%)	2,1(30%)	2,3(29%)	1,9(37%)	877,5(21%)	24,7(101%)	36,8(20%)	8,4(101%)

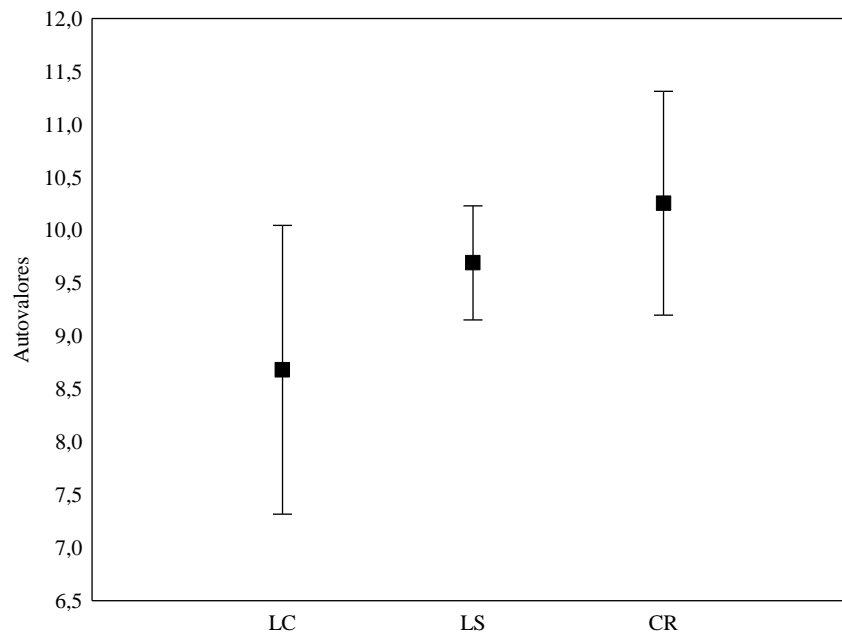


Fig. 3. Média e desvio padrão dos autovalores das PCAs, representando a variabilidade ambiental nos lagos conectados (LC), lagos sem conexão (LS) e canais/rio (CR).

4.3.2 Cianobactérias e a relação com as variáveis explanatórias

Um total de 379 táxons fitoplanctônicos foi registrado, sendo destes, 58 pertencentes à Cyanobacteria. Considerando o tamanho celular, as cianobactérias nanoplanctônicas contribuíram com 66% dos táxons, seguidos das microplanctônicas com 31% e as picoplanctônicas com apenas 3%. Considerando a contribuição das formas de vida para o total de táxons de cianobactérias, 60% foram representadas por táxons coloniais, seguido de 36% de táxons filamentosos e apenas 4% de táxons unicelulares. Com relação à ocorrência dos táxons nos diferentes ambientes, apenas nove táxons foram comuns aos quatro tipos de ambientes. Quinze táxons ocorreram somente nos lagos sem conexão, oito somente nos lagos conectados, três exclusivamente no rio Baía e dois nos canais (Tabela 2).

Tabela 2: Espécies de cianobactérias identificadas na sub-bacia do rio Baía, classificação de acordo com o tamanho e forma de vida e ocorrência nos diferentes ambientes.

	Tamanho	Forma de vida	Rio	Canal	LC	LS
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G. S. West	Nano	Col	x	x	x	x
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & G. S. West	Nano	Col		x	x	x
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann.) Cronberg e Komárek	Nano	Col		x	x	x
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg e Komárek	Nano	Col				x

<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström	Nano	Col	x		x	x
<i>Aphanothece smithii</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	Nano	Col	x	x	x	x
<i>Aphanothece</i> sp.	Nano	Col			x	x
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann	Nano	Col				x
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann	Nano	Col				x
<i>Chroococcus microscopicus</i> Komárková-Legnerová & Cronberg	Nano	Col				x
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	Nano	Col			x	x
<i>Chroococcus minor</i> (Kützing) Nägeli	Nano	Col		x		x
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	Nano	Uni		x		
<i>Chroococcus planctonicus</i> Bethge	Nano	Col				x
<i>Chroococcus</i> sp.	Nano	Col				x
<i>Cyanoduction</i> cf. <i>planctonicum</i> Meyer	Nano	Col			x	
<i>Cyanoduction reticulatum</i> (Lemmermann) Geitler	Nano	Col	x			x
<i>Cyanoduction tubiforme</i> Cronberg	Nano	Col				x
<i>Cyanoduction</i> sp.	Nano	Col				x
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Wawrik) Hindák	Nano	Col	x	x	x	x
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Rajú	Micro	Fil				x
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	Micro	Fil		x		
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) Wacklin, Hoffmann & Komárek	Micro	Fil	x	x	x	x
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthaler) Wacklin, Hoffmann & Komárek	Micro	Fil	x	x	x	x
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, Hoffmann & Komárek	Micro	Fil			x	
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebahn) Wacklin, Hoffmann & Komárek	Micro	Fil	x		x	x
<i>Epigloeosphaera glebulenta</i> (Zalessky) Komárková-Legnerová	Nano	Col				x
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis	Micro	Fil				x
<i>Geitlerinema</i> sp.	Micro	Fil			x	
<i>Gloeocapsa</i> cf. <i>fusco-lutea</i> Nägeli ex Kützing	Pico	Col		x	x	x
<i>Gloeocapsa</i> sp.	Nano	Col				x
<i>Gomphosphaeria natans</i> Komárek & Hindák	Nano	Col	x			
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemmermann) Geitler	Nano	Col	x			
<i>Lemmermanniella parva</i> Hindák	Pico	Col	x			
<i>Lemmermanniella</i> sp.	Pico	Col			x	x
<i>Limnothrix mirabilis</i> (Böcher) Anagnostidis	Micro	Fil			x	x
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	Nano	Col			x	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	Nano	Col	x	x	x	x
<i>Merismopedia</i> sp.	Nano	Col			x	x
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing	Nano	Col	x	x	x	x
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	Nano	Col				x
<i>Microcystis</i> sp.	Nano	Col				x
<i>Oscillatoria</i> sp.	Micro	Fil			x	
<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmermann)	Micro	Fil				x

Anagnostidis & Komárek						
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann)	Micro	Fil	x	x	x	
Komárková-Legnerová & Cronberg						
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	Micro	Fil	x	x	x	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	Micro	Fil		x	x	
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüber-Pestalozzi & Naumann) Bourr.	Nano	Fil	x	x	x	
<i>Pseudanabaena</i> sp.	Micro	Fil		x		
<i>Romeria crassa</i> Hindák	Nano	Fil				x
<i>Romeria gracilis</i> (Koczwara) Koczwara	Pico	Fil	x	x	x	x
<i>Romeria</i> sp.	Nano	Fil			x	
<i>Snowella atomus</i> Komárek & Hindák	Nano	Col	x	x	x	x
<i>Snowella lacustres</i> (Chodat) Komárek & Hindák	Nano	Col				x
<i>Snowella</i> sp.	Nano	Col			x	
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	Nano	Uni			x	x
Pseudanabaenaceae 1	Micro	Fil				x
Pseudanabaenaceae 4	Micro	Fil				x

As cianobactérias contribuíram com a maior parte do biovolume fitoplanctônico total nos períodos de limnofase (mais que 55% em 98% das amostras). Os máximos valores de biovolume foram registrados no período de limnofase em setembro de 2010 para todos os tipos de ambientes, sendo que os maiores valores foram registrados nos lagos sem conexão, atingindo valores próximos a $50 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ e com alta dominância de cianobactérias. Nesse período a temperatura da água esteve em torno dos 24°C . O biovolume total de cianobactérias esteve correlacionado negativamente com condutividade elétrica ($r=-0,47$), Z_{eu} ($r=-0,36$), Z_{max} ($r=-0,37$), Z_{mix} ($-0,31$), PSR ($r=-0,30$) e nível hidrométrico ($r=-0,56$), e positivamente com PT ($r=0,41$), com $p<0,05$ e $n= 88$.

Para o rio Baía, canais e lagos conectados, observou-se táxons microplanctônicos e filamentosos durante a limnofase, como as cianobactérias fixadoras de nitrogênio *Dolichospermum planctonicum*, *Dolichospermum circinale* e *Dolichospermum spiroides*. Já nos períodos de potamofase, observou-se cianobactérias nanoplanctônicas e coloniais, como os gêneros *Microcystis* e *Aphanocapsa* e a picoplanctônica filamentosa *Romeria*. Para os lagos não conectados observou-se o mesmo padrão de espécies durante a potamofase, entretanto, durante a limnofase ocorreu uma maior diversidade de táxons de cianobactérias, ocorrendo tanto nanoplanctônicas coloniais, como microplanctônicas filamentosas. Durante o período de potamofase em 2011, *Romeria gracilis* e *Aphanocapsa delicatissima* apresentaram maior contribuição relativa para o biovolume total de cianobactérias em todos os ambientes (Fig. 4).

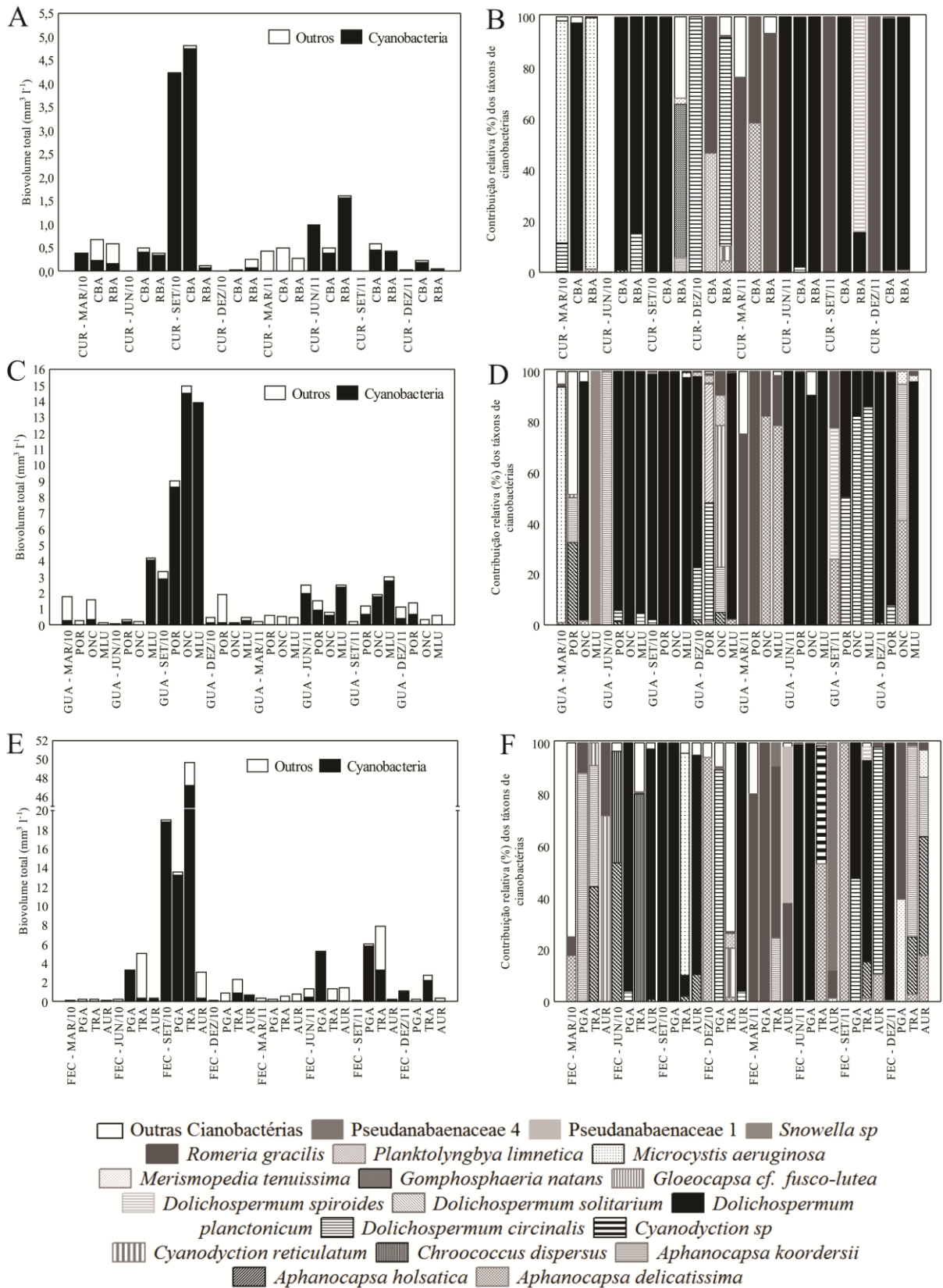


Fig. 4: Biovolume total fitoplantônico ($\text{mm}^3 \text{ ml}^{-1}$) e contribuição relativa (%) dos táxons de cianobactérias ao biovolume de cianobactérias nos diferentes períodos e ambientes da sub-bacia do rio Baía (A-B=canais e rio Baía; C-D= lagos conectados; E-F=lagos sem conexão).

Os maiores valores médios de biovolume de cianobactérias foram registrados na limnofase, nos lagos sem conexão, seguidos dos lagos conectados, canais e por fim, o rio Baía (Fig. 5).

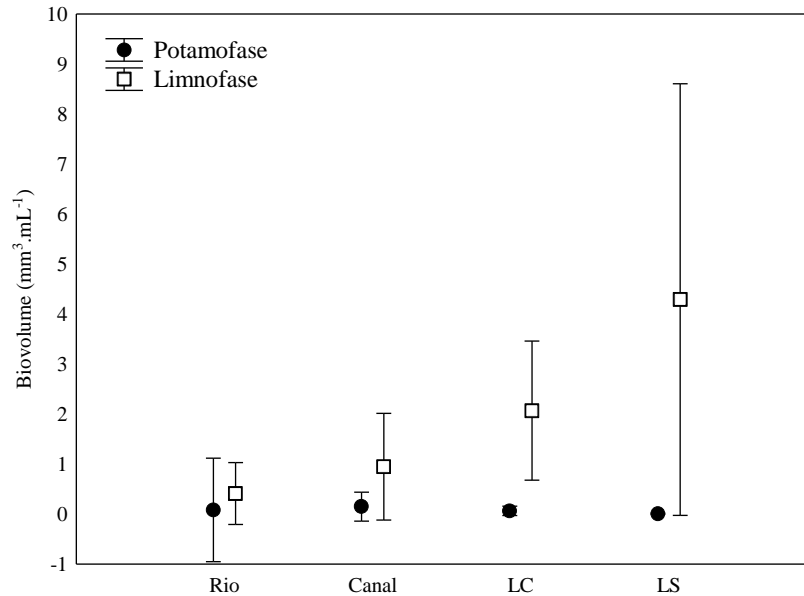


Fig. 5: Valores médios e desvio padrão do biovolume de cianobactérias entre os diferentes tipos de ambientes durante os períodos de potamofase e limnofase.

A Análise de Redundância (RDA) apresentou escores significativos para os dois primeiros eixos (eixo 1 = 0,005; eixo 2 = 0,005). De acordo com a RDA, as variáveis ambientais que apresentaram valores significativos ($p < 0,05$) foram temperatura da água ($F=10,4$; $p=0,01$), OD ($F=2,9$; $p=0,02$), pH ($F=2,3$; $p=0,01$), Z_{eu} ($F=2,09$; $p=0,05$), Z_{mix} ($F=2,5$; $p=0,03$) e PSR ($F=1,75$; $p=0,04$). A RDA foi significativa ($p=0,005$) e explicou 33% da variância do biovolume de cianobactérias na sub-bacia do rio Baía (Fig. 6). A RDA confirmou a tendência de aumento de cianobactérias na sub-bacia em função da menor conectividade dos ambientes e das maiores concentrações de nutrientes durante a limnofase. Em adição à alta disponibilidade de nutrientes, a baixa disponibilidade de luz também contribuiu para o maior biovolume de cianobactérias durante a limnofase. *Romeria gracilis* foi a única espécie que se correlacionou com o período de potamofase. Assim, os locais amostrados durante a limnofase estiveram geralmente distribuídos na porção esquerda do diagrama, enquanto que escores dos locais amostrados durante a potamofase ficaram distribuídos na porção direita do diagrama. Em geral, em relação aos períodos de limnofase, ocorreu a discriminação de um gradiente espacial, seguindo de lagos sem conexão, lagos conectados, canais e rio.

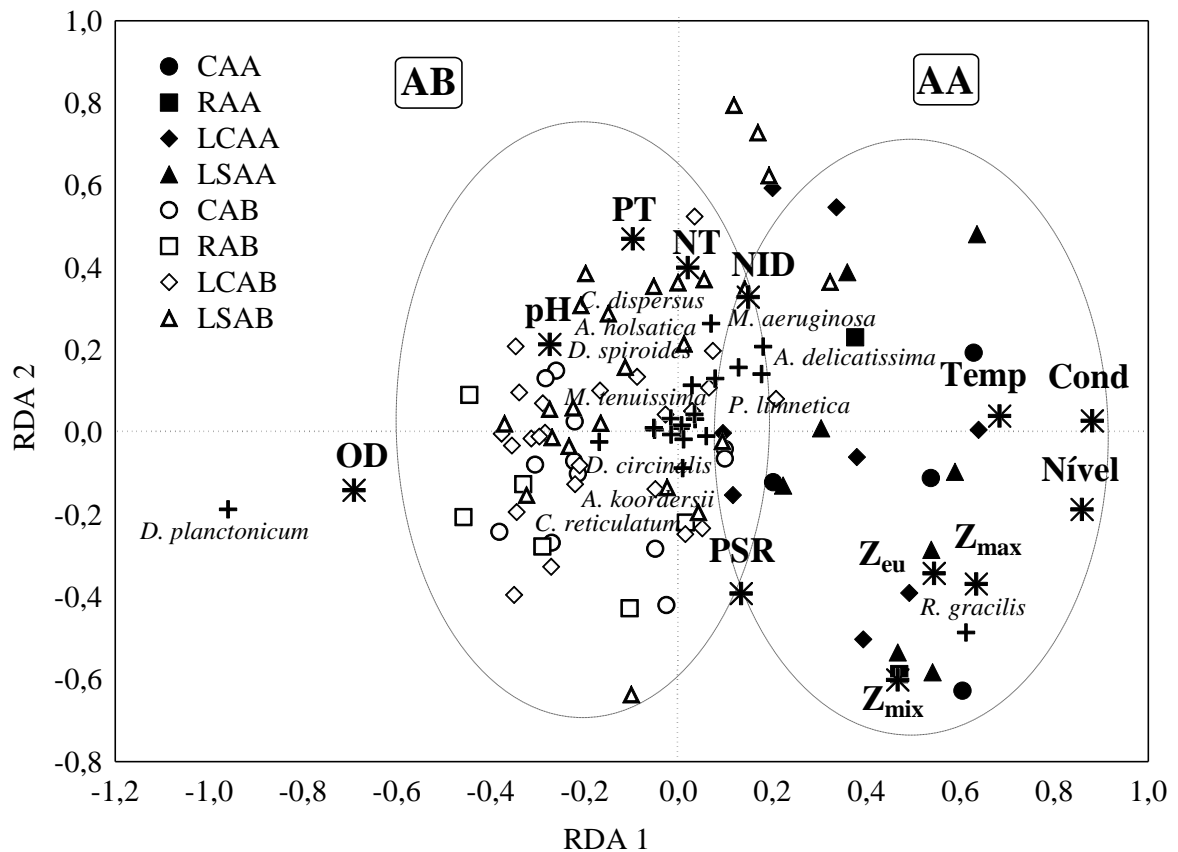


Fig. 6: Diagrama de ordenação da RDA incluindo todos os locais amostrados entre 2010 e 2011 com variáveis abióticas e biovolume de espécies de cianobactérias (CAA- canal águas altas; RAA – rio águas altas; LCAA – lagos com conexão águas altas; LSAA – lagos sem conexão águas altas; CAB – canal águas baixas; RAB – rio águas baixas; LCAB – lago com conexão águas baixas; LSAB – lago sem conexão águas baixas).

4.4 DISCUSSÃO

Durante os anos de 2010 e 2011, foram registradas cheias excepcionais com altos índices de conectividade entre o rio Paraná e a sub-bacia do rio Baía, as quais promoveram mudanças na comunidade fitoplanctônica durante a potamofase, com a redução do biovolume fitoplanctônico. Durante os períodos de elevados níveis hidrométricos, pode ocorrer o decréscimo da abundância e dominância de alguns grupos em particular, aumentando a riqueza fitoplanctônica (Train & Rodrigues, 2004), ao contrário do que ocorre durante períodos mais secos.

Nos períodos de limnofase, ocorre aumento da abundância fitoplanctônica, principalmente de cianobactérias. Altas concentrações de nutrientes, sobretudo fósforo, têm sido apontadas como um importante preditor da dominância deste grupo (Soares et al., 2013). Esse fato, associado ao maior tempo de retenção da água e a maior estabilidade hidrológica

durante a limnofase, pode estar relacionado à persistência da dominância de cianobactérias nos *habitat* da sub-bacia do rio Baía.

As concentrações de PT e NT caracterizaram os ambientes como meso a eutróficos, e mesmo hipereutróficos, especialmente durante a limnofase. Entretanto, diferenças significativas das concentrações de PT não foram observadas entre os *habitat*, o que indica a baixa influência da dinâmica espacial. Assim, o elevado estado trófico de todos os ambientes pode estar relacionado à ressuspensão de sedimento, decomposição, dentre outros fatores. Já para o NT foram observadas diferenças significativas tanto para a distribuição espacial como temporal, o que demonstra uma forte dinâmica desse nutriente tanto entre os *habitat*, quanto sazonalmente. A dinâmica temporal das cianobactérias caracterizou uma sazonalidade (limnofase e potamofase) imposta pelo regime hidrossedimentológico do rio Paraná, sendo que tais flutuações influenciaram decisivamente na composição do fitoplâncton e no estado trófico dos ambientes.

Em relação à heterogeneidade ambiental, as PCAs dos diferentes tipos de *habitat* nessa sub-bacia, demonstraram que a maior variabilidade ambiental esteve relacionada ao rio Baía e aos canais. Estes ambientes apresentam maior instabilidade, devido ao menor tempo de retenção da água, bem como sofrem influência direta do alto rio Paraná, principalmente durante a potamofase, quando as cianobactérias sofrem perdas de biomassa acentuada. Os lagos isolados apresentam condições mais específicas, devido à dinâmica local existente. Em relação aos lagos conectados que apresentaram a menor variabilidade ambiental, sabe-se que a frequente entrada de água do rio pode produzir um efeito tamponador das variáveis ambientais (Roberto et al., 2009), o que provavelmente acarretou na menor variabilidade ambiental. Desse modo, a heterogeneidade ambiental da sub-bacia foi fundamental para a dinâmica e distribuição das cianobactérias nos distintos *habitat*.

Na sub-bacia do rio Baía, o aumento da variabilidade limnológica dos locais indicou que as populações de cianobactérias tiveram maior variância com o aumento da variabilidade das condições ambientais, ou seja, com menor estabilidade temporal. Nos ambientes com maior variabilidade ambiental, as populações tendem a variar mais, com aumento da abundância de algumas espécies e decréscimo de outras.

Os atributos morfo-funcionais das cianobactérias associados com as condições ambientais foram bem definidos, com a dominância de cianobactérias nanoplanctônicas e microplanctônicas, assim como de formas de vida coloniais e filamentosas. No entanto, em geral, *Microcystis aeruginosa* e *Dolichospermum planctonicum* foram as espécies que mais contribuíram ao biovolume fitoplanctônico. Todavia, na sub-bacia do rio Baía, não ocorreu a

codominância dessas duas espécies. Alguns lagos isolados apresentaram em setembro de 2010 o maior estado trófico observado durante o estudo, atingindo a hipertrofia, quanto ao biovolume fitoplanctônico e PT. Nesse período ocorreu a dominância de *Dolichospermum planctonicum* nas lagoas Fechada e Pousada das Garças e dominância de *Microcystis aeruginosa* na lagoa Traíra. A ocorrência de *Dolichospermum* e *Microcystis* nesse período também esteve relacionada às concentrações de NT, que na lagoa Traíra foram elevadas.

Alternativamente, a capacidade de fixação de nitrogênio em algumas cianobactérias, como *Dolichospermum*, pode permitir o incremento deste nutriente na biomassa. A fixação do nitrogênio, quando o mesmo é limitado, ocorre muitas vezes quando são altas as cargas de fósforo (Bieaulieu, 2013). Assim, esse fato explica o massivo desenvolvimento que *Dolichospermum planctonicum* teve em alguns lagos, em condições de altos níveis de PT, porém em baixas concentrações de NT. *Dolichospermum planctonicum*, cianobactéria microplanctônica e filamentosa, tem sucesso em seu desenvolvimento em ambientes eutróficos com baixas concentrações de nitrogênio (Padisák et al., 2009), além de alta tolerância à limitação de luz e maior turbidez (Kruk & Segura, 2012).

Entretanto, estudos sugerem que a capacidade de fixação do nitrogênio, nem sempre é suficiente para compensar a limitação por este nutriente, devido à limitação por microelementos e luz, que também pode acontecer (Bieaulieu, 2013). Nessa planície de inundação, o aumento na presença de heterocitos em *Dolichospermum* tem ocorrido quando há diminuição substancial das concentrações de nitrogênio (Bovo-Scomparin & Train, 2008). Nos espécimes analisados sempre foi registrada a presença de heterocitos.

Inversamente, na lagoa Traíra, registrou-se alta concentração de NT, quando houve a dominância de *Microcystis aeruginosa*. Esta espécie que apresenta alto requisito tanto de PT como NT, e que devido a presença de aerótopos regulam sua fluatibilidade pelas condições de luz e nutrientes. Além disso, pode se sobressair na competição por estes nutrientes, além de poder tolerar aumento de luz, salinidade, temperatura da água e estratificação (Lehman et al., 2013).

A amplitude do pulso de inundação e o período de isolamento variam entre os lagos de várzea, dependendo da geomorfologia e da hidrologia das planícies de inundação, e de forma mais ampla, da área de influência do rio (Towsewnd, 2006). Durante o isolamento, condições locais desencadeiam uma específica ação dinâmica em cada lago de várzea, e variáveis como temperatura, tempo de residência da água e concentrações de nitrogênio e fósforo podem influenciar decisivamente no metabolismo desses ambientes (Unrein et al., 2010; Mayora et al., 2013; Granado & Henry, 2014). Desse modo, o aumento de cianobactérias está

relacionado ao aquecimento e à eutrofização (Wagner & Adrian, 2009; Kosten et al., 2012). Em setembro de 2010, altas temperaturas foram registradas, as quais, associadas ao alto nível trófico, também constituíram um fator decisivo para o elevado biovolume de cianobactérias nesses lagos isolados.

Esta distinção na distribuição morfo-funcional das cianobactérias também está diretamente relacionada à hidrodinâmica dos ambientes. Os lagos conectados frequentemente recebem a entrada de água do rio Baía, o que favorece uma maior similaridade na composição fitoplanctônica com o mesmo. Já nos lagos sem conexão, as condições locais, principalmente durante a limnofase, período de maior isolamento, diferenciam-se por causa da dinâmica própria do local, o que muito provavelmente favoreceu o desenvolvimento de diferentes estratégias morfo-funcionais de sobrevivência, e conseqüentemente o maior número de táxons de cianobactérias.

Algas de pequeno tamanho, como *Aphanocapsa delicatissima* e *Romeria gracilis*, devido à maior relação superfície:volume, podem ter sido beneficiadas na competição por nutrientes, sob condições limitantes, durante a potamofase, quando a disponibilidade de nutrientes é menor. Já na limnofase, embora as algas de maior tamanho, como *Dolichospermum planctonicum*, sejam menos eficientes na aquisição de nutrientes, alguns traços podem mitigar as limitações de captação e transporte destes nutrientes.

Quando algas grandes, como *Dolichospermum planctonicum* afundam, a zona de interface diminui, o que pode fazer com que o transporte de nutrientes aumente em cerca de 50% nas células. Assim, motilidade, afundamento e alongamento celular são características que podem auxiliar o transporte e armazenamento de nutrientes em algas de maior tamanho (Litchman et al., 2010). Além de que, a presença de aerótopos em *Dolichospermum planctonicum*, auxilia na redução da sedimentação e aumenta o acesso à luz e as estratégias de utilização dos nutrientes ao longo da coluna d'água (Cai & Kong, 2013).

A extensão da Z_{eu} , Z_{max} e Z_{mix} , além do nível hidrométrico foram decisivas para a dominância e persistência de cianobactérias. Essas variáveis foram alteradas pelo regime hidrossedimentológico significativamente durante os dois anos e estiveram correlacionadas negativamente com o biovolume de cianobactérias. Tais variáveis estão relacionadas à disponibilidade de luz na coluna d'água e influenciam na ocorrência ou não de cianobactérias. O significativo efeito do ciclo hidrossedimentológico sobre a dominância de cianobactérias foi demonstrado pela RDA. O aumento nas concentrações de nutrientes e diminuição da conectividade dos ambientes durante a limnofase promoveram a diminuição da diversidade fitoplanctônica, e conseqüentemente a dominância de cianobactérias. Em contraste, o aumento

do nível hidrométrico durante a potamofase em ambos os anos, favoreceu a disponibilidade de luz, com o aumento de Z_{\max} , Z_{eu} e Z_{mix} . Esse fato favoreceu o aumento na riqueza de espécies fitoplanctônicas, desestruturando a dominância das populações de *Dolichospermum* spp.

O único táxon de cianobactéria correlacionado positivamente com essas três variáveis durante a potamofase foi *Romeria gracilis*. Em geral as cianobactérias picoplanctônicas, necessitam de luz como um importante fator na diferenciação de nicho, além de que apresentam melhor desenvolvimento em condições de menores concentrações de nutrientes (Callieri, 2010). Já em relação ao gradiente espacial, a RDA evidenciou um conspícuo gradiente. Isso fica evidente, quando se analisa a dinâmica de cada tipo de habitat e o grau de conectividade, nos quais prevaleceu a dinâmica local, durante os períodos mais secos.

Fases de equilíbrio no fitoplâncton são relativamente difíceis de serem alcançadas, uma vez que a persistência é um importante fator de qualificação, sendo que a fase de equilíbrio é manifestada pela dominância de poucas espécies (Padisák et al., 2003), além de que um estado de equilíbrio pode ser considerado o oposto de um estado de fluxo, ou seja, de uma perturbação (Naselli-Flores et al., 2003). De acordo com Sommer et al. (1993), caracteriza-se uma fase de equilíbrio no fitoplâncton, quando uma, duas ou três espécies contribuem com mais de 80% da biomassa total, existe uma coexistência ou persistência destas por mais de uma ou duas semanas, e durante este período a biomassa total não aumenta significativamente.

Seguindo este critério, já foi identificada fase de equilíbrio para o rio Baía, quando foi detectada a dominância de *Dolichospermum spiroides* entre os meses de julho e setembro de 1993 (Train & Rodrigues, 1998). Entretanto, a escala amostral não permitiu averiguar a persistência florações de *Dolichospermum* spp. durante a limnofase.

Todavia, nos ambientes da sub-bacia do rio Baía, mais precisamente nos lagos de inundação, pode-se afirmar que ocorreu uma fase de maior estabilidade durante a limnofase, o que propiciou a dominância de *Dolichospermum*. Assim, a exclusão competitiva durante a limnofase parece ser um mecanismo primário para a seleção das cianobactérias nessa sub-bacia. Além de que, o alto requisito por nutrientes e a baixa disponibilidade de luz podem explicar a dominância dessas populações.

Em conclusão, nossos resultados demonstram que a dinâmica do regime hidrossedimentológico do rio Paraná é um fator controlador das populações de cianobactérias nos ambientes da sub-bacia do rio Baía, principalmente nos lagos sem conexão. As cianobactérias são particularmente sensíveis ao estresse ocasionado pela inundação, o que influencia o decréscimo da abundância de suas populações e reduz a biomassa fitoplanctônica.

Assim, nossos resultados corroboraram nossa hipótese, de que a composição, estrutura de tamanho e o biovolume das cianobactérias são influenciados pelas mudanças nas concentrações de nutrientes e no nível de conectividade entre os ambientes durante as fases do ciclo hidrossedimentológico.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., A. E. A. M. Vazzoler & S. M. Thomaz, 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura -Tundisi, *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro - RJ. p. 59 - 104.
- Baker, P. D., J. D. Brookes, M. D. Burch, H. R. Maier & G. G. Ganf, 2000. Advection, growth and nutrient status of phytoplankton populations in the lower river Murray, south Australia. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 16: 327–344.
- Beaulieu, M., F. Pick & I. Gregory-Eaves, 2013. Nutrients and water temperature are significant predictors of cyanobacterial biomass in a 1147 lakes data set. *Limnol. Oceanogr.* 58(5): 1736–1746.
- Berger, C., A. Couté, N. Ba & M. Gugger, 2005. Cyanobacterial taxa of the Senegal River hydrosystem (northern Senegal, West Africa). *Algological Studies* 117: 147–176.
- Bicudo, C. E. M. & M. Menezes, 2006. Gêneros de Algas de Águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. Rima, São Carlos.
- Bowling, L. C., C. Merrick, J. Swann, D. Green, G. Smith & B. A. Neilan, 2013. Effects of hydrology and river management on the distribution, abundance and persistence of cyanobacterial blooms in the Murray River, Australia. *Harmful Algae* 30: 27–36.
- 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.
- Bovo-Scomparim, 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-Scomparim, V. M., S. Train & L. C. Rodrigues, 2013. Influence of reservoirs to dispersion and seasonal variation of the phytoplankton community in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 702: 115–127.
- Cai, Y. & F. Kong, 2013. Diversity and dynamics of picocyanobacteria and bloom-forming cyanobacteria in a large shallow eutrophic lake (lake Chaohu, China). *J. Limnol.* 72(3): 473-484.

- Callieri, C., 2010. Single cells and microcolonies of freshwater picocyanobacteria: a common ecology. *J. Limnol.* 69(2): 257-277.
- Cole, G. A., 1994. Textbook of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- Comunello, E. E., A. C. Petry, M. R. Russo, A. M. Santos, R. R. A. Rocha & R. A. Leimig, 2000. Descrição dos locais de amostragem. A planície alagável do alto rio Paraná: estrutura e processos ambientais. Relatório Técnico, NUPÉLIA/PELD. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Giné, M. F., H. Bergamim, 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. Ohstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Granado, D. C. & R. Henry, 2014. Phytoplankton community response to hydrological variations in oxbow lakes with different levels of connection to a tropical river. *Hydrobiologia* 721: 223–238.
- Hamilton, S. K. & W. M. Lewis, 1987. Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnol. Oceanogr.* 32(6): 1277-1290.
- Huszar, V. L. M. & C. S. Reynolds, 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346: 169–181.
- 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: H. Ettl, et al. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548. 30.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: B. Büdel, et al. Süßwasserflora 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.
- Kosten, S., V. L. M. Huszar, E. B. Cares, L. S. Costa, E. Van Donks, L. Hansson, E. Jeppesen, C. Kruk, G. Lacerot, N. Mazzeo, L. Meester, B. Moss, M. Lurling, T. Noges, S. Romokk, M. Scheffer, 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18: 118–126.
- Kruk, C. & A. M. Segura, 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698: 191–202.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.

- Lehman, P. W., K. Marr, G. L. Boyer, S. Acuna & S. J. The, 2013. Long-term trends and causal factors associated with *Microcystis* abundance and toxicity in San Francisco Estuary and implications for climate change impacts. *Hydrobiologia* 718: 141–158
- Lewis, W. M., S. K. Hamilton, M. A. Lasi, M. Rodríguez & J. F. Saundres, 2000. Ecological determinism on the Orinoco floodplain. *Bioscience* 50(8): 681-692.
- Litchman, E., P. T. Pinto, C. A. Klausmeier, M. K. Thomas & K. Yoshiyama, 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653: 15–28.
- 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. Heron & J. F. Talling, 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Cumbria: Fresh. Biological Assoc., (scientific publication 36).
- Maier, H. R., M. D. Burch & M. Bormans, 2001. Flow management strategies to control blooms of the cyanobacterium, *Anabaena circinalis*, in the river Murray at Morgan, south Australia. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 637–650.
- Mayora, G., M. Devercelli & F. Giri, 2013. Spatial variability of chlorophyll-a and abiotic variables in a river–floodplain system during different hydrological phases. *Hydrobiologia* 717: 51–63.
- Mitrovic, S. M., B. C. Chessman, L. C. Bowling & R. H. Cooke, 2006. Modelling suppression of cyanobacterial blooms by flow management in a lowland river. *River Res. Applic.* 22: 109–114.
- Mitrovic, S. M., L. Hardwick & F. Dorani, 2011. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia. *Journal of Plankton Research* 33(2): 229-241.
- Moreno, I. M., P. Pereira, S. Franca, A. Cameán, 2004. Toxic cyanobacteria strains isolated from blooms in the Guadiana River (southwestern Spain). *Biological Research* 37(3): 405-417.
- Naselli-flores, L., J. Padisák, M. T. Dokulil & I. Chorus, 2003. Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. *Hydrobiologia* 502: 395–403.
- Neiff, J. J., 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15(6): 424-441.

- Neiff, J. J. & M. Neiff, 2003. PULSO: software para análisis de fenómenos recurrentes. Disponível em: <http://www.neiff.com.ar>.
- Padisák, J., G. Borics, G. Fehér, I. Grigorszky, I. Oldal, A. Schimidt & Z. Zábóné-Doma, 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia* 502: 157–168.
- Padisák, J., 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.
- Paiva, M. P., 1982. Grandes represas do Brasil. Editerra, Brasília, DF, Brasil.
- Petri, S. & V. J. Fulfaro, 1983. Geologia da Chapada dos Parecis, Mato Grosso, Brasil. *Rev. Brasil. Geociências* 7: 274-282.
- Phlips, E., 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. *Archiv für Hydrobiologie* 172(2): 99–109.
- R Development Core Team, 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Reynolds, C. S., 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.* 3: 141–159.
- Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 384 pp.
- Roberto, M. C., N. F. Santana & 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.
- 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.
- Soares, M. C., V. L. M. Huszar, M. N. Miranda, M. M. Mello & F. Roland, 2013. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. *Hydrobiologia* 717: 1-12.
- Sommer, U., J. Padisák, C. S. Reynolds & P. Juhasz-Nagy, 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1-7

- Statisoft, 2005. Inc. Statistica (data analysis software system) version 7.1. Disponível em: www.statisoft.inc.
- Stević, F., M. Mihaljević & D. Spoljarić, S. 2013. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 709:143–158.
- Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346.
- 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 floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 75-102.
- 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 Assemblage. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds.), *The Upper Paraná River floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden: 103-124.
- Unrein, F., I. O'Farrel, I. Izaguirre, R. Sinistro, M. S. Afonso & G. Tell, 2010. Phytoplankton response to pH rise in a N-limited floodplain lake: relevance of N₂-fixing heterocystous cyanobacteria. *Aquatic Science* 72:179–190.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitt. d. internat. vereinig. f. limnol.* 9: 1-39.
- Vollenweider, R. A. & J. J. Kerekes, 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris.
- Wagner, C. & R. Adrian, 2009. Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54(6): 2460–2468.
- Zalocar de Domitrovic, Y., 2007. Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná river floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510: 175–193.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os resultados contribuíram para o conhecimento dos efeitos da variabilidade ambiental sobre a dinâmica e estrutura da comunidade fitoplanctônica em planície de inundação.
- Na primeira abordagem estabelecemos que a estabilidade e a variabilidade temporal do biovolume e dos GFs estiveram ligadas à variabilidade sazonal e interanual dos períodos de limnofase e potamofase, que por sua vez, estiveram relacionados aos efeitos em longo prazo da variabilidade dos eventos climáticos, como *El Niño* e *La Niña*, bem como pela regulação de barragens a montante do canal principal do alto rio Paraná.
- Na segunda abordagem evidenciamos que o prolongamento da limnofase interferiu negativamente na riqueza fitoplanctônica e influenciou o padrão de dominância e persistência das espécies.
- Na terceira abordagem observamos a tendência de aumento de cianobactérias na sub-bacia do rio Baía em função da menor conectividade dos *habitat* e das maiores concentrações de nutrientes durante a limnofase.

Apêndice 1 – Lista de táxons fitoplanctônicos ocorridos na sub-bacia do rio Baía, planície de inundação do alto rio Paraná.

Bacillariophyceae	
<i>Acanthoceras magdeburgensis</i> Honig.	<i>Gomphonema augur</i> Ehr.
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.	<i>Gomphonema brasiliense</i> Grun.
<i>Achnanthes</i> sp.	<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.
<i>Amphipleura lindheimerii</i> Grun.	<i>Gomphonema subtile</i> Ehr.
<i>Amphipleura</i> sp.	<i>Gomphonema</i> sp.
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grun.) Kram.	<i>Melosira varians</i> Agard.
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i>	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i> f. <i>spiralis</i> Ludw.	<i>Navicula schroeterii</i> Meis.
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.	<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Müll.) Sim.	<i>Navicula</i> sp.
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	<i>Navicula</i> sp 1
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i> f. <i>curvata</i>	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Sm.) Van Heurck
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemm.) Sim.	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i> (Cleve) Sim.	<i>Nitzschia</i> cf. <i>subacicularis</i> Hust.
<i>Aulacoseira</i> sp.	<i>Nitzschia tubicola</i> Grun.
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	<i>Nitzschia</i> sp.
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grun.	<i>Nitzschia</i> sp 1
<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cleve
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	<i>Pinnularia gibba</i> (Ehr.) Ehr.
<i>Cymbella naviculiformis</i> Auer.	<i>Pinnularia major</i> (Kütz.) Rab.
<i>Cymbella</i> sp.	<i>Pinnularia</i> sp.
<i>Cymbella</i> sp1	<i>Selaphora pupula</i> Kütz.
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Holk & Klee	<i>Stauroneis</i> sp.
<i>Encyonema silesiacum</i> Kram.	<i>Surirella</i> cf. <i>linearis</i> W. Smith
<i>Eunotia camelus</i> Ehr.	<i>Surirella</i> cf. <i>tenera</i> Greg.
<i>Eunotia didyma</i> Grun.	<i>Surirella tenera</i> Greg. var. <i>nervosa</i> Schim.
<i>Eunotia didyma</i> Grun. var. <i>curta</i> F. Hustedt	<i>Surirella</i> sp.
<i>Eunotia exigua</i> (Bréb. ex Kütz.) Rab.	<i>Synedra</i> sp.
<i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb.) Kütz.	<i>Thalassiosira weissflogii</i> (Grun.) Fryx. & Hasl.
<i>Eunotia</i> sp.	<i>Thalassiosira</i> sp.
<i>Eunotia</i> sp 1	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Comp.
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Sm.) Round & Craw. var. <i>eriensis</i>
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kit.	<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Sm.) Round & Craw. var. <i>morsa</i> (West & G. S. West) Buth. (Buckhyarava)
<i>Fragilaria goulardii</i> Bréb.	<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Edlund & Stormer
<i>Fragilaria</i> sp.	Penales
<i>Fragilaria</i> sp 1	Pennales 1
<i>Fragilaria</i> sp 2	Pennales 2
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	Pennales 5
<i>Frustulia</i> sp.	Pennales 6
Cyanobacteria	
<i>Anabaena</i> cf. <i>ambigua</i> Rao	<i>Aphanotece</i> sp.
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemm.	<i>Borzia</i> sp.
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. & G. S. West	<i>Chroococcus aphanocapsoides</i> Skuja

<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G. S. West	<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Sm.) Kom. – Leg.
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemm.) Cronb. & Kom.	<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemm.) Cronb. & Kom.	<i>Chroococcus minimus</i> (Keis.) Lemm.
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström	<i>Chroococcus minutus</i> (Kütz.) Nag.
<i>Aphanocapsa parasitica</i> (Kütz.) Kom. & Anag.	<i>Coelomoron tropicale</i> Senna Peres & Kom.
<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Microcystis cf. firma</i> (Kütz.) Schm
<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i> Azev. & Sant'Anna	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Näg.	<i>Microcystis smithii</i> Kom. & Anag.
<i>Coelosphaerium</i> sp.	<i>Microcystis wesenbergii</i> (Kom.) Kom.
<i>Cyanoduction reticulatum</i> (Lemm.) Geit.	<i>Microcystis</i> sp.
<i>Cyanoduction</i> sp.	Nostocales não identificada
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Wawrik) Hind.	<i>Oscillatoria sancta</i> (Kütz.) Gom.
<i>Cyanothece</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. & Sub. Rajú	<i>Oscillatoria</i> sp 1
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	Oscillatoriales não identificada
<i>Dolychospermum circinale</i> (Rab. ex Bor. & Flah.) Wack., Hoff. & Kom.	<i>Phormidium tenue</i> (Ag. ex Gom) Anag. & Kom.
<i>Dolychospermum planctonicum</i> (Brun.) Wack., Hoff., Kom.	Phormidiaceae não identificada
<i>Dolychospermum solitarium</i> (Kleb.) Wack., Hoff. & Kom.	<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. & Cronb.
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Kleb.) Wack., Hoff. & Kom.	<i>Planktolynghya</i> sp.
<i>Dolichospermum</i> sp.	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. & Kom.
<i>Epigloeosphaera</i> sp.	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom.
<i>Epigloeosphaera glebulenta</i> (Zal.) Kom.	<i>Pseudanabaena moliniformis</i> Kom. & Kling
<i>Geitlerinema amphybium</i> (Agar. & Gom.) Anag.	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.-Pest. & Naum.) Bourr.
<i>Geitlerinema</i> sp.	<i>Pseudanabaena</i> sp.
<i>Gloeocapsa fusco-lutea</i> Naeg. ex Kütz.	Pseudanabaenaceae não identificada 1
<i>Gloeocapsa</i> sp.	Pseudanabaenaceae não identificada 2
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chodat	Pseudanabaenaceae não identificada 3
<i>Jaaginema homogenum</i> (Frémy) Anag. & Kom.	Pseudanabaenaceae não identificada 4
<i>Konvophoron</i> sp.	Pseudanabaenaceae não identificada 5
<i>Lemmermanniella</i> sp.	<i>Radiocystis fernandoi</i> Kom. & Kom.-Legn.
<i>Limnothrix mirabilis</i> (Böch.) Anag.	<i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. ex. Geit.
<i>Limnothrix</i> sp.	<i>Romeria</i> sp.
<i>Lyngbya majuscula</i> Har. ex Gam.	<i>Snowella atomus</i> Kom. & Hind.
<i>Lyngbya</i> sp.	<i>Synechococcus bigranulatus</i> Skuja
<i>Merismopedia convoluta</i> Bréb.	<i>Synechococcus</i> sp.
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	<i>Synechococcus</i> sp1
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	<i>Synechococcus</i> sp2
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.

Chlorophyceae

<i>Actinastrum aciculare</i> Playf.	<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.
<i>Actinastrum gracillimum</i> G. M. Sm.	<i>Characium</i> sp.
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lag.	<i>Chlamydomonas</i> sp.
<i>Actinastrum</i> sp.	<i>Chlamydomonas</i> sp1
<i>Ankistrodesmus bernadii</i> Kom.	<i>Closteriopsis acicularis</i> (G. M. Sm.) Belc e Sw.
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i> (Reins.) Kors.	<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemm.) Lemm.
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Cor.) Ralfs	<i>Closteriopsis</i> sp.
<i>Ankistrodesmus fusiformes</i> Cor.	<i>Closteriopsis</i> sp1
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Kors.	<i>Coelastrum astroideum</i> De Not.
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turn.) Lemm.	<i>Coelastrum indicum</i> Turn.
<i>Ankistrodesmus tortus</i> Kom. & Com.	<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.

<i>Ankyra ancora</i> (G.W. Smith) Fott	<i>Coelastrum pulchrum</i> Schm.
<i>Ankyra judayi</i> (G.W. Smith) Fott	<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senna
<i>Ankyra ocellata</i> (Kors.) Fott	<i>Coenochloris hindakii</i> Kom.
<i>Ankyra</i> sp.	<i>Coenochloris mucolamellata</i> Com.
<i>Basichlamys</i> sp.	<i>Coenochloris planconvexa</i> Hind.
<i>Coenochloris planctonicus</i> West & West	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.
<i>Coenochloris</i> sp.	<i>Monoraphidium caribeum</i> Hind.
<i>Coenocystis planctonica</i> Kors.	<i>Monoraphidium circinale</i> Nyg.
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schm.) Schm.	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. – Legn.
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) West & West	<i>Monoraphidium convolutum</i> (Cor.) Kom.-Legn.
<i>Crucigenia</i> sp.	<i>Monoraphidium fontinali</i> Hind.
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.
<i>Crucigeniella pulchra</i> (West. & West.) Kom.	<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.	Legn.
<i>Crucigeniella</i> sp.	<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i> (Chod.)	<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.
Hegew.	<i>Monoraphidium pusillum</i> (Prin.) Kom.-Legn.
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Gugl.)	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & West) Kom.- Legn.
Hegew.	<i>Neochloris</i> sp.
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>spinus</i> (Fritsch &	<i>Nephroclamys</i> sp.
Rick) Hegew.	<i>Nephrocytium agardhianum</i> Näg.
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.	<i>Nephrocytium lunatum</i> W. West
<i>Desmodesmus denticulatus</i> var. <i>denticulatus</i> (Lag.)	<i>Nephrocytium schilleri</i> (Kamm.) Comas
Am., Friedl & Hegew.	<i>Oocystis borgei</i> Snow
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>intermedius</i>	<i>Oocystis lacustris</i> Chod.
(Chod.) Hegew.	<i>Oocystis solitaria</i> Wittr. ex Nordst.
<i>Desmodesmus lefevrei</i> (Deflandre) An, Friedl &	<i>Oocystis</i> sp.
Hegew.	<i>Pachycladella umbrina</i> (G.M.Smith) Silva
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richter) Hegew.	<i>Pandorina morum</i> (Muller) Bory
<i>Desmodesmus protuberans</i> (Fritsch & Rich)	<i>Pediastrum cf. angulosum</i> Ehr.
Hegew.	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i>
<i>Desmodesmus serratus</i> (Cor.) Am., Friedl &	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen var. <i>simplex</i>
Hegew.	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs
<i>Desmodesmus spinulatus</i> (Biswas) Hegew.	<i>Pseudotetracystis</i> sp.
<i>Desmodesmus</i> sp.	<i>Quadrigula closterioides</i> (Bohl.) Printz
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Näg.	<i>Raphidocelis contorta</i> (Schm.) Marv.
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	<i>Rhombocystis</i> sp.
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.
<i>Dictyosphaerium sphagnale</i> Hind.	<i>Scenedesmus acunae</i> Com.
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	
<i>Dimorphococcopsis fritschii</i> (Crow) Jao	<i>Scenedesmus alternans</i> Reins.
<i>Dimorphococcus cordatus</i> Wol. Senu Chod.	<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>ecornis</i> (Ehr) Chodat
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. Braun	<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>polymorphus</i> Chod.
<i>Elakatothrix</i> sp.	<i>Scenedesmus heteracanthus</i> Guer.
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	<i>Scenedesmus javanensis</i> Chod.
<i>Eudorina</i> sp.	<i>Scenedesmus linearis</i> Kom.
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom. sensu Kom.	<i>Scenedesmus obtusus</i> Mey.
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Kors.) Bourr.	<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chod.
<i>Eutetramorus tetrasporus</i> Kom.	<i>Scenedesmus verrucosus</i> Roll
<i>Eutetramorus globosus</i> Walton	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Eutetramorus</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp. 1
<i>Fusola viridis</i> Snow	<i>Schroederia antillarum</i> Kom.
<i>Fusola</i> sp.	<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.
<i>Golenkinia paucispina</i> West & West	<i>Schroederia</i> sp.
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.	<i>Selenastrum gracile</i> Reins.
<i>Gonium cf. pectorale</i> Müll.	<i>Selenodictium brasiliense</i> Uherk. & Schm. ex.
<i>Gonium</i> sp.	Com. & Kom.
<i>Kirchneriella contorta</i> (Smith) Bohl.	<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohl.) Com.	<i>Sphaerellopsis agloe</i> Pasc.
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G. M. Schm.) Kors.	<i>Sphaerellopsis</i> sp.

<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Möb.	<i>Sorastrum americanum</i> (Bohl.) Schm.
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lag.) Chod.	<i>Tetrachlorella</i> sp.
<i>Lobomonas</i> sp.	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.
<i>Micractinium bornhemiense</i> (Conr.) Kors.	<i>Tetraedron triangulare</i> Kosch.
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.	<i>Tetrallantos lagerheimii</i> Teil.
<i>Tetrastrum elegans</i> Playf.	<i>Volvox aureus</i> Ehr.
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.	<i>Volvox</i> sp.
<i>Tetrastrum homoiacanthum</i> (Hub- Pest.) Com.	Chlorococcales não identificada 1
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	Chlorococcales não identificada 2
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chod.) Kom.	Volvocales não identificada 1
<i>Treubaria triappendiculata</i> Bern.	<i>Pyrobotrys</i> sp.
Chrysophyceae	
<i>Chromulina</i> cf. <i>equinocystis</i> Conr.	<i>Mallomonas</i> sp.2
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imh.	<i>Mallomonas</i> sp. 3
<i>Dinobryon divergens</i> Imh.	<i>Kephyrion littorale</i> Pas.
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	<i>Kephyrion</i> sp.
<i>Dinobryon</i> sp.	<i>Synura</i> sp.
<i>Epipyxis</i> sp.	Chrysophyceae não identificada 1
<i>Mallomonas akrokomos</i> Rut.	Chrysophyceae não identificada 2
<i>Mallomonas</i> sp.	Chrysophyceae não identificada 3
<i>Mallomonas</i> sp1	
Euglenophyceae	
<i>Euglena acus</i> Müller var. <i>acus</i> Ehr.	<i>Strombomonas maxima</i> (Skv.) Defl.
<i>Euglena acus</i> var. <i>longissima</i> Defl.	<i>Strombomonas ovalis</i> (Playf.) Defl.
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs.	<i>Strombomonas rotunda</i> (Playf.) Defl.
<i>Euglena oxyuris</i> Schm.	<i>Strombomonas scabra</i> (Playf.) Tell & Conf.
<i>Euglena spirogyra</i> (Brons.) Ehr. var. <i>fusca</i> Klebs	<i>Strombomonas schauinslandii</i> (Lemm.) Defl.
<i>Euglena</i> sp.	<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Defl.
<i>Euglena</i> sp.1	<i>Strombomonas</i> sp.
<i>Euglena</i> sp.2	<i>Trachelomonas abrupta</i> Swir. Emend. Defl.
<i>Lepocinclis acus</i> (Mul.) Marin & Melk.	<i>Trachelomonas amphoriformis</i> Osor.-Traf.
<i>Lepocinclis acus</i> var. <i>longissima</i> (Defl.) Kap.	<i>Trachelomonas armata</i> var. <i>armata</i> (Ehr.) Stein
<i>Lepocinclis caudata</i> (Cunha) Conr.	<i>Trachelomonas allorgei</i> Defl.
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>globula</i> (Perty. Lemm.)	<i>Trachelomonas atomaria</i> Skv.
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>ovum</i> (Ehr.) Lemm.	<i>Trachelomonas cervicula</i> Stokes
<i>Lepocinclis salina</i> Frits.	<i>Trachelomonas cylindrica</i> Playf.
<i>Lepocinclis spirogyra</i> Kor. var. <i>fusca</i> Klebs	<i>Trachelomonas curta</i> Cun.
<i>Lepocinclis</i> sp.	<i>Trachelomonas dastuguei</i> Balech.
<i>Monomorphina pyrun</i> (Ehr) Mer.	<i>Trachelomonas decora</i> Defl.
<i>Monomorphina</i> sp.	<i>Trachelomonas hemisphaerica</i> Emil.
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	<i>Trachelomonas hexangulata</i> (Swir) Playf.
<i>Phacus contortus</i> Bourr.	<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>hispida</i> (Perty) Stein
<i>Phacus helicoides</i> Pochm.	<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>crenulatocollis</i> (Mask.) Lemm.
<i>Phacus horridus</i> Pochm.	<i>Trachelomonas horrida</i> Pal.
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>longicauda</i> (Ehr.) Duj.	<i>Trachelomonas intermedia</i> Dang.
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj. var. <i>tortus</i> Lemm.	<i>Trachelomonas kellogii</i> Skv.
<i>Phacus margaritatus</i> Pochm.	<i>Trachelomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i> Drez.
<i>Phacus orbicularis</i> Hübn.	<i>Trachelomonas levefrei</i> Defl.
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müell.) Nitzs. ex Duj.	<i>Trachelomonas lemmermannii</i> Wolosz. emend Defl.
<i>Phacus tortus</i> (Lemm.) Skv.	<i>Trachelomonas magdaleniana</i> Defl.
<i>Phacus textus</i> Pochm.	<i>Trachelomonas minuscula</i> Drez.
<i>Phacus</i> sp.	<i>Trachelomonas naviculiformis</i> Defl.
	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemm.

<i>Phacus</i> sp 1	<i>Trachelomonas parvicollis</i> Defl.
<i>Strombomonas ensifera</i> var. <i>ensifera</i> (Daday) Defl.	<i>Trachelomonas planctonica</i> Swir.
<i>Strombomonas ensifera</i> var. <i>javanica</i> Hüb-Pest.	<i>Trachelomonas pseudobulla</i> var. <i>bulloides</i> Bal. & Dast.
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.	<i>Trachelomonas pusilla</i> Playf.
<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playf.) Defl.	<i>Trachelomonas varians</i> Defl.
<i>Trachelomonas rotunda</i> Swir. Emend Defl.	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.
<i>Trachelomonas scabra</i> Playf.	<i>Trachelomonas volzii</i> Lemm.
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech.	<i>Trachelomonas wernerii</i> Bourr. & Gayr.
<i>Trachelomonas superba</i> Svi.	<i>Trachelomonas woycickii</i> Koczw.
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>similis</i> Stokes	<i>Trachelomonas zingeri</i> Roll.
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>spinosa</i> Hub.-Pest.	<i>Trachelomonas</i> sp.
<i>Trachelomonas spinosa</i> Sto.	<i>Trachelomonas</i> sp1
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playf.	<i>Trachelomonas</i> sp2
Cryptophyceae	
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.
<i>Chroomonas nordstedtii</i> Hansg.	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	<i>Cryptomonas</i> sp.
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr. Emend. Pen.	<i>Cryptomonas</i> sp 1
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	<i>Plagioselmis</i> sp.
Zygnemaphyceae	
<i>Actinotaenium</i> sp.	<i>Onychonema laeve</i> Nordst.
<i>Closterium aciculare</i> T. West.	<i>Pleurotaenium</i> sp.
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variable</i> Bréb.	<i>Spondylosium planum</i> (Wol.) W. & West
<i>Closterium kutzingii</i> Bréb.	<i>Spyrogira</i> sp.
<i>Closterium leibleinii</i> Kütz ex Ralfs	<i>Staurastrum borgesinii</i> Racib.
<i>Closterium limneticum</i> Lemm.	<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs
<i>Closterium lineatum</i> Ehr. ex Ralfs	<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>leptocladum</i> Nordst.
<i>Closterium setaceum</i> Ehr. ex Ralfs	<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>cornutum</i> Will
<i>Closterium</i> sp.	<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehr.) ex Ralfs
<i>Closterium</i> sp1	<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> Wille
<i>Closterium</i> sp 2	<i>Staurastrum rotula</i> Nordst.
<i>Closterium</i> sp 3	<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve
<i>Closterium</i> sp 4	<i>Staurastrum tetracerum</i> (Kütz.) Ralfs ex Ralfs
<i>Cosmarium galeritum</i> Nordst.	<i>Staurastrum trifidum</i> Nordst.
<i>Cosmarium porrectum</i> Nordst.	<i>Staurastrum triangulare</i> Tur.-Unc
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i> Lund.	<i>Staurastrum volans</i> West & West
<i>Cosmarium punctulatum</i> Bréb.	<i>Staurastrum</i> sp.
<i>Cosmarium regnesi</i> Reins.	<i>Staurastrum</i> sp 1
<i>Cosmarium sphagnicola</i> West & West	<i>Stauroidesmus cuspidatus</i> (Bréb.) Teil.
<i>Cosmarium</i> sp.	<i>Stauroidesmus extensus</i> (And.) Teil.
<i>Cosmarium</i> sp1	<i>Stauroidesmus glaber</i> (Ehr.) Teil.
<i>Cosmarium</i> sp 2	<i>Stauroidesmus incus</i> var. <i>ralfsii</i> (West) Teil.
<i>Euastrum denticulatum</i> (Kirch.) Gay	<i>Stauroidesmus lobatus</i> (Borg.) Bourr.
<i>Euastrum didelta</i> (Turpin) Ralfs	<i>Stauroidesmus</i> sp.
<i>Euastrum insulare</i> (Wittr.) Roy	<i>Stauroidesmus</i> sp. 1
<i>Euastrum rectangulare</i> Frits. & Rich.	<i>Teilingia granulata</i> (Roy e Biss) Bourr.
<i>Euastrum turneri</i> West	<i>Teilingia wallichii</i> (Jacob.) Bourr.
<i>Euastrum</i> sp.	<i>Xanthidium antilopaenum</i> (Bréb.) Kütz.
<i>Gonatozygon kinahanii</i> (Arch.) Rabenh.	<i>Xanthidium mamillosum</i> (Gönb.) Föst.
<i>Gonatozygon pilosum</i> Wolle	<i>Xanthidium</i> sp.
<i>Mougeotia</i> sp.	
Xanthophyceae	
<i>Brachiogonium ophiaster</i> Pasch. & Ettl	<i>Tetraedriella jovetti</i> (Bourr.) Bourr.
<i>Centrtractus belenophorus</i> Lemm.	<i>Tetraedriella regularis</i> (Kütz.) Fott
<i>Gloeobotrys lunatus</i> Ettl	<i>Tetraedriella spinigera</i> Skuja

<i>Goniochloris cochleata</i> Pasch. & Ettl	<i>Tetraedriella</i> sp.
<i>Goniochloris contorta</i> (Bourr.) Ettl	<i>Tetraplektron acutum</i> (Pasch.) Fott
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	<i>Tetraplektron laevis</i> (Bourr.) Ettl
<i>Goniochloris mutica</i> (A. Braun) Fott	<i>Tetraplektron torsum</i> (Skuja) Dedus. Scæg.
<i>Isthmochloron gracile</i> (Reins.) Skuja	<i>Tetraplektron tribulus</i> (Pasch.) A R. Loeb.
<i>Pseudopolyedriopsis</i> skuja& Holler.	<i>Tetraplektron</i> sp.
<i>Pseudostaurastrum enorme</i> (Ralfs) Chod.	<i>Tetraplektron</i> sp 1
Dinophyceae	
<i>Gymnodinium</i> sp.	<i>Peridinium</i> sp2
<i>Peridinium</i> sp.	<i>Peridinium</i> sp 3
<i>Peridinium</i> sp1	
Prasinophyceae	
Prasinophyceae não identificada	
Rhaphidophyceae	
<i>Gonyostomum</i> sp.	