

Capítulo 3

Fitoplâncton

Introdução

Como os grandes rios exercem um importante papel no desenvolvimento da sociedade humana, eles estão entre os ecossistemas mais intensivamente fragmentados que existem, estando a maioria deles atualmente fragmentados por barragens (Jager *et al.*, 2001), o que constitui um risco elevado à extinção de espécies, pois a conectividade longitudinal dos rios implica em conectividade biológica de montante a jusante. A conectividade longitudinal do alto rio Paraná tem sofrido forte influência da intervenção humana, devido principalmente aos vários reservatórios que apresenta, entre os quais o reservatório de Porto Primavera, cujo enchimento se deu no final do ano de 2000 e início de 2001 (Souza Filho *et al.*, 2004), coincidindo com o início do desenvolvimento do projeto PELD no Site 6 – planície de inundação do Alto rio Paraná.

Neste relatório, são apresentados dados da variabilidade espacial e sazonal da comunidade fitoplanctônica em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, referentes ao ano de 2007 e da variabilidade interanual, abrangendo o período de 2000 a 2007. Além do fitoplâncton do canal principal do rio Paraná e biótopos lênticos associados ao mesmo (lagoa das Garças, lagoa do Osmar e ressaco “Pau Véio”), foram também analisados o fitoplâncton de ambientes do baixo rio Ivinhema (canal principal deste rio e lagoas Ventura e dos Patos), do rio Baía e de duas lagoas associadas ao mesmo (lagoa do Guaraná e lagoa Fechada). Os atributos fitoplanctônicos analisados foram composição, riqueza de espécies e biomassa fitoplanctônica, sendo os resultados analisados em relação às alterações sazonais (períodos de águas baixas e altas) ocorridas nos diversos ciclos hidrossedimentológicos.

Metodologia

Foram realizadas amostragens de água, a subsuperfície na zona pelágica de 10 (dez) biótopos da planície de inundação do alto rio Paraná (Rio Baía e as lagoas Fechada e Guaraná, associadas a ele, rio Paraná e as lagoas Pau Véio, Garças e Osmar, associadas a ele e rio Ivinhema e as lagoas Ventura e Patos associadas a este último). Nos anos de 2001 e 2003 as amostragens foram realizadas semestralmente e nos anos de 2000, 2002 e entre 2004 e 2007 as amostras foram realizadas com periodicidade trimestral.

As amostras para o estudo quantitativo e taxonômico do fitoplâncton foram coletadas diretamente em frascos de vidro e fixadas com lugol acético e mantidas na obscuridade até o momento da identificação e contagem dos organismos. Paralelamente, foram efetuadas coletas de água com rede de plâncton de 15 μm de abertura de malha e fixadas com solução de Transeau (Bicudo & Menezes, 2006), com a finalidade de concentrar o material fitoplanctônico e, deste modo, facilitar o estudo taxonômico do microfitoplâncton.

A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958) e APHA (1995). A biomassa específica foi estimada multiplicando-se a densidade fitoplanctônica pelo volume médio dos indivíduos (Edler, 1979; Wetzel e Likens, 2000). O volume celular de cada espécie (μm^3) foi calculado, aplicando-se as fórmulas estereométricas mais apropriadas às formas das algas fitoplanctônicas. Como riqueza de espécies foi considerada o número de espécies presente em cada amostra.

Os níveis fluviométricos do rio Paraná (Porto São José, PR) e rio Ivinhema (Porto Sumeca, MS) foram fornecidos pela Agência nacional de Águas (ANA).

Resultados e Discussão

Nível fluviométrico do rio Paraná

Os dados de variação diária do nível fluviométrico do rio Paraná referentes aos anos de 2000 e 2007 mostraram ciclos anuais bastante irregulares, como já verificado em estudos prévios (Thomaz *et al.*, 1997). Destaca-se a ausência de cheias pronunciadas nos anos de 2000 e 2001 (maioria dos valores máximos do nível hidrométrico menores de 3,5 metros), o que pode ser atribuído aos procedimentos operacionais das barragens existentes no rio Paraná à montante, especialmente o reservatório de Porto Primavera que tem promovido alterações significativas no regime hidrossedimentológico desse rio (Souza-Filho *et al.*, 2004; Thomaz *et al.*, 2004), além da provável influência negativa do fenômeno *La Niña* neste período, sobre a precipitação pluviométrica nesta bacia.

Os maiores níveis hidrométricos do rio Paraná ocorreram, em geral, nos meses de janeiro a março, atingindo o valor máximo (6,7 m) no mês de janeiro de 2005, sob influência do fenômeno *El Niño*, quando se registrou conexão máxima entre o rio Paraná e as lagoas associadas a ele. Em função do regime de chuvas na região, estes meses têm sido caracterizados, ao longo dos últimos anos, como períodos de águas altas (Thomaz *et al.*, 2004; Train & Rodrigues, 2004), assim como os menores níveis fluviométricos têm sido comumente registrados nos meses de junho a agosto.

No entanto os ciclos hidrológicos não apresentaram sempre um padrão regular, não tendo ocorrido potamofase ou períodos de águas águas conspícuos (nível hidrométrico > 3,5 metros) em vários anos (Figura 1).

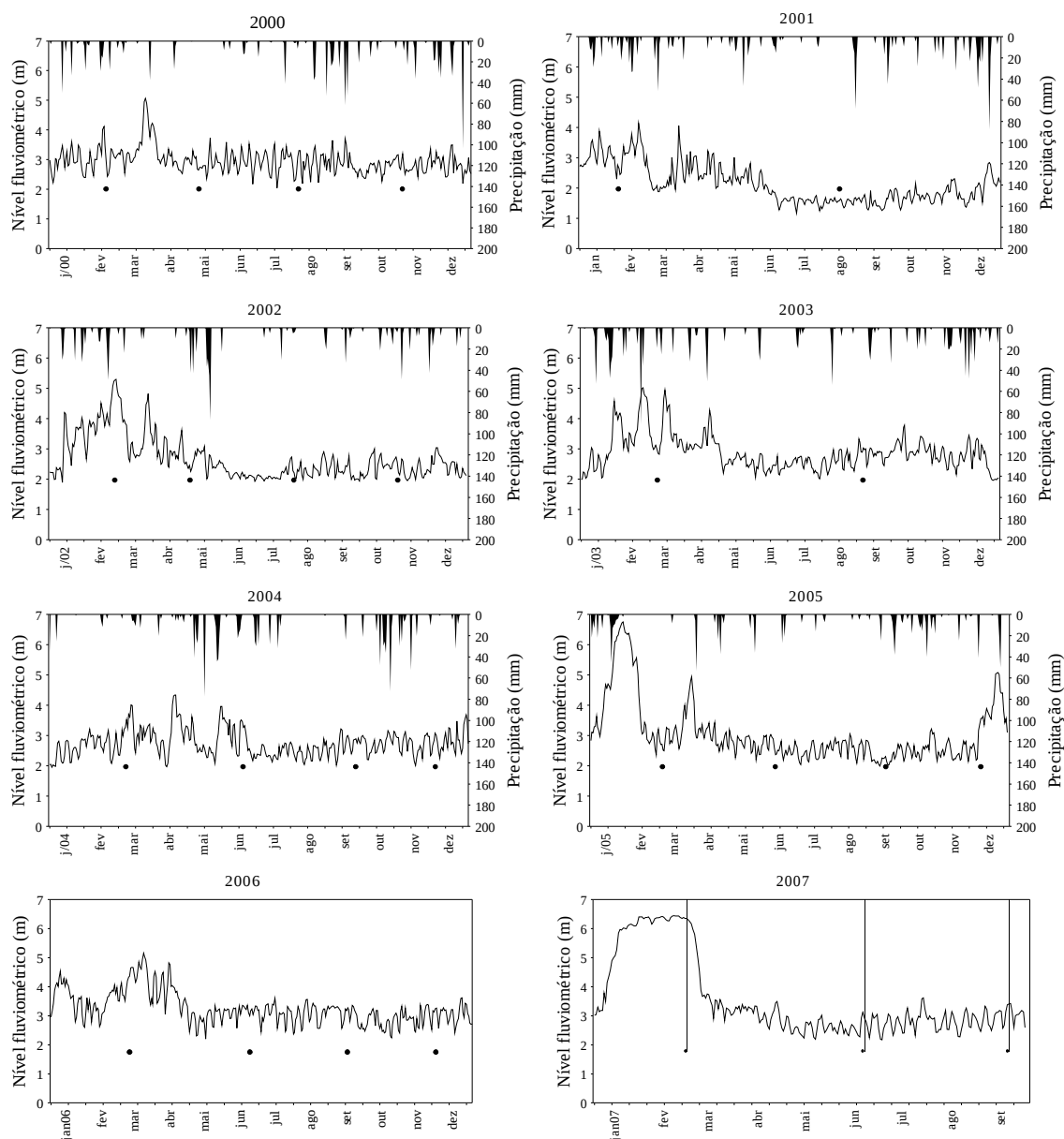


Figura 1: Níveis fluviométricos (linha) do rio alto Paraná nos anos de 2000 a 2007 e pluviométricos (barra) nos anos 2000 a 2005. Os pontos indicam os períodos de coleta.

Composição e Riqueza de espécies fitoplanctônicas

O estudo taxonômico da comunidade fitoplanctônica, relativo ao período de fevereiro de 2000 a setembro de 2007, nos rios Paraná, Baía, Ivinhema e biótopos associados, evidenciaram a alta biodiversidade desta comunidade na planície de inundação do alto rio Paraná (Tabela 1). Foram identificados 582 táxons

fitoplanctônicos (Tabela 1), distribuídos entre os grupos taxonômicos: Chlorophyceae (156), Zygnemaphyceae (109), Euglenophyceae (95), Cyanobacteria (93), Bacillariophyceae (85), Xanthophyceae (23), Chrysophyceae (11), Cryptophyceae (6) e Dinophyceae (4). Estudos taxonômicos referentes aos sete primeiros anos de estudo (2000 a 2006), geraram “check list” com 552 táxons, deste modo, o estudo taxonômico do fitoplâncton coletado no período de dezembro de 2006 a setembro de 2007, possibilitou um incremento de 32 táxons (5,5%) no número de táxons fitoplanctônicos conhecidos para a planície de inundação.

A Classe Chlorophyceae, representada quase que exclusivamente pela Ordem Chlorococcales, tipicamente composta por táxons de hábito fitoplanctônico, foi o grupo que mais contribuiu para a diversidade fitoplanctônica, sendo *Scenedesmus* e *Monoraphidium* os gêneros melhor representados, com 12 e 11 táxons, respectivamente (Tabela 1). As clorofíceas, comumente registradas como as mais importantes qualitativamente em ambientes dulcícolas, são favorecidas por apresentarem alta variabilidade morfométrica, podendo se desenvolver em diversos habitats (Haphey-Wood, 1988) e constituem em geral, o grupo melhor representado no plâncton, seguido das diatomáceas (Reynolds, 1984).

Zygnemaphyceae constituiu o segundo grupo melhor representado em número de táxons, sendo notável o incremento progressivo no número de táxons deste grupo, registrados principalmente no canal principal do rio Paraná, quanto em ambientes lênticos a ele conectados. Consideradas meroplanctônicas, as Zygnemaphyceae são comuns próximo a bancos de macrófita emersas ou submersas, que tem se tornado abundantes no rio Paraná e nos ambientes diretamente conectados a ele, graças ao aumento na transparência da água após o fechamento do reservatório de Porto Primavera.

As euglenofíceas, que ocorrem preferencialmente em ambientes ricos em matéria orgânica e alta DBO (Reynolds, 1997; Reynolds *et al.*, 2002) constituíram o terceiro grupo mais importante em número de táxons (Tabela 1), tendo ocorrido principalmente nas lagoas isoladas, sendo notável o número de táxons (53) registrados, pertencentes ao gênero *Trachelomonas*.

Neste estudo, as cianobactérias representaram o quarto grupo que mais contribuiu para a diversidade fitoplanctônica (94), destacando-se a ocorrência de muitos gêneros comumente registrados em ambientes de elevado grau de trofia (Tucci & Sant’Anna, 2003; Rodrigues *et al.*, 2005) e potencialmente tóxicos como *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Planktothrix* e *Radiocystis* (Küiper-Goodman *et al.*, 1999). Bacillariophyceae constituiu o quinto grupo mais importante qualitativamente e esteve representada especialmente por

diatomáceas penadas (82% do total de diatomáceas) (Tabela 1). Em ambientes rasos e turbulentos, como os de planícies de inundação, é praticamente impossível se estabelecer limites de hábitat (Goldsborough & Robinson, 1996), isto explica o grande número de táxons meroplânctônicos e ticoplânctônicos registrados na maioria dos biótopos monitorados. Entre os táxons ticoplânctônicos, que tiveram ocorrência esporádica, enquadram-se, entre outros, os gêneros *Navicula*, *Cymbella*, *Encyonema* e *Gomphonema*, tipicamente perifíticos. Entre as espécies meroplânctônicas, destacaram-se principalmente as diatomáceas cêntricas, como espécies de *Aulacoseira*, cujos ciclos de vida estão estreitamente relacionados com o regime de mistura da coluna de água (Lund, 1965), e que, por estarem adaptadas à mistura turbulenta constituem componentes comuns do plâncton de rios e lagos rasos (Rodrigues *et al.*, 2005; Train & Rodrigues, 2004; Train *et al.*, 2005), como é o caso do rio Baía e dos lagos de inundação do Alto rio Paraná, nos quais este gênero esteve bem representado.

As xantofíceas, embora estejam muitas vezes, melhor representadas no perifíton, contribuíram de forma significativa para a composição fitoplânctônica dos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, fato já destacado por Bovo-Scomparin *et al.* (2005). Chrysophyceae e Cryptophyceae embora com poucos representantes também contribuíram para a biodiversidade fitoplânctônica da planície (Tabela 1), destacando-se a alta frequência de ocorrência destes organismos mixotróficos em todos os biótopos amostrados.

No último ano de amostragem, foram identificados 36 táxons que constituíram primeiro registro de ocorrência para a planície de inundação do Alto rio Paraná: *Pinnularia gibba* (Ehr.) Ehrenberg, *Aphanothece* cf. *bachmannii* Kom.-Legn. & Cronb., *Microcystis firma* (Kutz.) Schm., *Chroococcus* cf. *vacuolatus* Skuja, *Snowella litoralis* (Häyr.) Kom. & Hind., *Gloeocapsa* cf. *fusco-lutea* Naeg. ex Kütz., *Ankistrodesmus bibrainianus* (Reins.) Kors., *Monoraphidium circinale* Nyg., *Nephrocytium agardhianum* Näg., *Nephrocytium schilleri* (Kamm.) Com., *Desmodesmus opoliensis* (P. Richt.) Hegew., *Eutetramorus tetrasporus* Kom., *Sphaerellopsis* cf. *fluviatilis* (Stein) Parsch., *Tetradismus* cf. *wisconsinensis* G.M. Smith, *Tetrallantos novae-geronae* Com., *Tetrastrum homoiacanthum* (Hub-Pest.) Com., *Treubaria quadrispina* (G.M. Smith) Fott & Kovac., *Micractinium bornhemense* (Conr.) Kors., *Mallomonas* cf. *akrokomos* Ruttner, *Lepocinclis acus* var. *longissima* (Brons.) Defl., *Trachelomonas bernardii* Wol., *Trachelomonas decora* Defl., *Trachelomonas hispida* var. *crenulatocollis* (Mask.) Lemm., *Trachelomonas molesta* Defl., *Trachelomonas* cf. *minuscule* Drez., *Strombomonas maxima* (Skv.) Defl., *Strombomonas rotunda* (Playf.) Defl., *Trachelomonas zingeri* Roll., *Closterium* cf. *leibleinii* Kütz., *Cosmarium* cf. *ovale*

Ralfs, *Cosmarium portianum* Archer, *Cosmarium* cf. *galeritum* Nordst., *Staurodesmus dickiei* (Thén- Marc.) Teil, *Euastrum fissum* West & West var. *brasiliense* Krieg., *Staurodesmus* cf. *megacanthus* (Lund.) Thun., *Micrasterias torreyi* Bailey ex Ralfs.

Tabela 1: Táxons fitoplanctônicos registrados nos 10 ambientes (rio Paraná, rio Ivinhema, rio Baía e biótopos associados a estes) monitorados na planície de inundação do alto rio Paraná, durante o período de fevereiro de 2000 a setembro de 2007.

BACILLARIOPHYCEAE	
<i>Acanthoceras magdeburgensis</i> Honig.	<i>Gomphonema</i> sp.
<i>Achnantes exigua</i> Grun.	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.
<i>Achnantes parexigua</i> Metz. & Lang.-Bert.	<i>Gyrosigma</i> sp.
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	<i>Hydrosera</i> sp.
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grun.	<i>Melosira</i> sp.
<i>Amphipleuras</i> sp.	<i>Melosira varians</i> Agard.
<i>Amphora</i> sp.	<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.
<i>Anomoeoneis</i> sp.	<i>Navicula schroeterii</i> Meis.
<i>Aulacoseira alpigena</i> (Grun.) Kram.	<i>Navicula</i> sp.
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i>	<i>Navicula</i> sp. 1
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim. var. <i>ambigua</i> fa. <i>spiralis</i> Ludw.	<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.	<i>Nitzschia</i> cf. <i>ignorata</i> Krasske
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	<i>Nitzschia</i> cf. <i>subacicularis</i> Hustedt
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemm.) Sim.	<i>Nitzschia claussii</i> Hantsch
<i>Cocconeis</i> sp.	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Sm.) Van Heurck
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantz. ex Rabenh.
<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.
<i>Cymbella affinis</i> Kütz.	<i>Nitzschia</i> sp.
<i>Cymbella naviculiformis</i> Auer.	<i>Nitzschia</i> sp. 1
<i>Cymbella</i> sp.	<i>Nitzschia</i> sp. 2
<i>Cymbella</i> sp.1	<i>Nitzschia tubicola</i> Grun.
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Holk & Klee	<i>Pinnularia gibba</i> (Ehr.) Ehr.
<i>Encyonema minutum</i> (Hil. Ex Rab.) Manm.	<i>Pinnularia major</i> (Kütz.) Rab.
<i>Encyonema silesiacum</i> Krammer	<i>Pinnularia</i> sp.
<i>Encyonema</i> sp.	<i>Pinnularia</i> sp. 1
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Mil.	<i>Pinnularia subcapitata</i> Greg.
<i>Eunotia camelus</i> Ehr.	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzs.) Ehr.
<i>Eunotia didyma</i> Grun. var. <i>curta</i>	<i>Stauroneis</i> sp.
<i>Eunotia didyma</i> Grun. var. <i>didyma</i>	<i>Surirella</i> cf. <i>linearis</i> W. Sm.
<i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb.) Kütz.	<i>Surirella</i> sp.
<i>Eunotia</i> sp.	<i>Surirella tenera</i> Greg.
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	<i>Synedra</i> sp.
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	<i>Thalassiosira</i> sp.
<i>Fragilaria gouldardii</i> Bréb.	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Comp.
<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Sm.) Round & Craw.
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni	<i>Urosolenia longiseta</i> (Zach.) Round & Craw.
<i>Frustulia</i> sp.	Pennales não identificada 1
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	Pennales não identificada 2
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehr.	Pennales não identificada 3
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	Pennales não identificada 4
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	Pennales não identificada 5
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.	
CYANOBACTERIA	
<i>Anabaena ambigua</i> Rao	<i>Konvophoron</i> sp.
<i>Anabaena circinalis</i> Rab.	<i>Lemmermanniella</i> sp.
<i>Anabaena macrospora</i> Kleb.	<i>Limnothrix</i> cf. <i>redekei</i> Anag. & Kom.
<i>Anabaena planctonica</i> Brun.	<i>Lyngbya major</i> Péterf & al.
<i>Anabaena solitaria</i> Kom.	<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey ex Gamont.

Anabaena spiroides Kleb.
Anabaena sp.
Aphanizomenon capricorni Cronb. et Kom.
Aphanizomenon gracile Lemm.
Aphanizomenon tropicale Hor. et Kom.
Aphanocapsa delicatissima W. Et G. S. West
Aphanocapsa elachista W. & G. S. West
Aphanocapsa holsatica (Lemm.) Cronb. & Kom.
Aphanocapsa incerta (Lemm.) Cronb. & Kom.
Aphanocapsa koordersii Ström
Aphanocapsa parasitica (Kütz.) Komárek et al.
Aphanocapsa sp.
Aphanothece cf. *bachmannii* J. Kom.-Legn. & Cronb.
Aphanothece clathrata (Wet G. S. West)
Aphanothece endophytica (Wet G. S. West)
Aphanothece sp.
Chroococcus aphanocapsoides Skuja
Chroococcus dispersus (Keissler) Lemm.
Chroococcus distans (G. M. Smith) Kom. – Leg.
Chroococcus limneticus Lemm.
Chroococcus minimus (Keis.) Lemm.
Chroococcus minutus (Kütz.) Näg.
Chroococcus pusillum (Van Goor) Kom.
Chroococcus cf. *vacuolatus* Skuja
Coelomorion pusillum (Van Goor) Kom.
Coelomorion sp.
Coelomorion tropicale Sen. Peres & Kom. et al.
Chroococcus sp.
Coelosphaerium evidenter-maginatium Azev. Et San'Anna
Coelosphaerium kuetzingianum Näg.
Coelosphaerium sp.
Cyanostylon plancticum Hindák
Cyanothece sp.
Cylindrospermopsis raciborskii (W.) Seen. & Sub. Rajú
Cylindrospermopsis sp.
Epigloesphaera glebulenta (Zalenky) Kom.
Epigloesphaera sp.
Geitlerinema amphybium (Gom.) Anag.
Geitlerinema sp.
Geitlerinema splendidum (Grev. Ex Gom.) Anag.
Gloeocapsa cf. *fusco-lutea* Naeg. ex Kütz.
Gomphosphaeria sp.

Lyngbya sp.
Merismopedia glauca (Bréb.)
Merismopedia tenuissima Lemm.
Microcystis aeruginosa Kütz.
Microcystis firma (Kütz.) Schm.
Microcystis protocystis Crow.
Microcystis smithii Kom. & Anag.
Microcystis wesenbergii (Kom.) Kom. & Kom.
Microcystis sp.
Oscillatoria princeps Vauc. ex Gam.
Oscillatoria sp.
Planktolyngbya limnetica (Lemm.) Kom.-Legn. & Cronb.
Planktolyngbya sp.
Planktothrix agardhii (Gom.) Anag. & Kom.
Pseudanabaena limnetica (Lemm.) Kom.
Pseudanabaena moniliformis Kom. & Kling
Pseudanabaena mucicola (Hüb.-Pest. & Naum.) Bourr.
Pseudanabaena sp.
Pseudanabaena sp. 1
Radiocystis fernandoi Kom. & Kom. – Legn.
Raphidiopsis sp.
Rhabdoderma sp.
Rhabdogloea ellipsoidea Schröder
Rhabdogloea smithii (R. et al. F. Chod.) Kom.
Romeria gracilis (Koczw.) Koczw. ex. Geitler
Romeria sp.
Snowella cf. *atomus* Kom. & Hind
Snowella lacustris (Chod.) Kom. & Hind.
Snowella litoralis (Häyrén) Kom. et Hind.
Spirulina sp.
Synechococcus bigranulatus Skuja
Synechococcus sp.
Synechocystis aquatilis Sauv.
Synechocystis salina Wisl.
Trichodesmium lacustris (Kom., Kom. & Kling)
Woronichinia sp.
Chroococcaceae não identificada
Oscillatoriaceae não identificada
Phormidiaceae não identificada
Pseudanabaenaceae não identificada 1
Pseudanabaenaceae não identificada 2

CHLOROPHYCEAE

Actinastrum gracillimum G. M. Smith
Actinastrum hantzschii Lag.
Actinastrum sp.
Ankistrodesmus bibraianus (Reinsch) Kors.
Ankistrodesmus densus Kors.
Ankistrodesmus falcatus (Cor.) Ralfs
Ankistrodesmus fusiformes Cor.
Ankistrodesmus spiralis (Turn.) Lem.
Ankistrodesmus turneri (W. et G. S. West) Kom. Et Com.
Ankyra ancora (G.W. Smith) Fott
Ankyra judayi (G.W. Smith) Fott
Ankyra ocellata (Kors.) Fott
Basichlamys sp.
Botryococcus braunii Kütz.
Botryococcus protuberans West et G. S. West.
Characium sp.
Chlamydomonas sp.
Chlamydomonas sp. 1
Closteriopsis longissima (Lemm.) Lemm.
Closteriopsis sp.

Monoraphidium arcuatum (Kors.) Hind.
Monoraphidium caribeum Hind.
Monoraphidium circinale Nyg.
Monoraphidium contortum (Thur.) Kom. – Legn.
Monoraphidium convolutum (Cor.) Kom.-Legn.
Monoraphidium griffithii (Berk.) Kom.-Legn.
Monoraphidium irregulare (G. M. Sm.) Kom.-Legn.
Monoraphidium komarkovae Nyg.
Monoraphidium minutum (Näg.) Kom.-Legn.
Monoraphidium pusillum (Prin.) Kom.-Legn.
Monoraphidium tortile (W. & G.S. West) Kom.- Legn.
Neochloris sp.
Nephroclamys sp.
Nephrocitium agardhianum Näg.
Nephrocitium lunatum W. West
Nephrocitium schilleri (Kamm.) Comas
Oocystis borgei Snow
Oocystis lacustris Chod.
Oocystis solitaria Wittr. et Nordst.
Oocystis sp.

Coelastrum indicum Turn.
Coelastrum microporum Näg.
Coelastrum proboscideum Bohl.
Coelastrum pseudomicroporum Kors.
Coelastrum pulchrum Schm.
Coelastrum reticulatum (Dang.) Senn.
Coenochloris hindakii Kom.
Coenochloris mucolamellata Com.
Coenochloris planconvexa Hind.
Coenochloris planctonicus W. & West
Coenochloris sp.
Coenocystis planctonica Kors.
Coenocystis sp.
Crucigenia fenestrata (Schm.) Schm.
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) W. & G. S. West
Crucigenia sp.
Crucigeniella apiculata (Lemm.) Kom.
Crucigeniella pulchra (West. Et G. S. West.) Kom.
Crucigeniella rectangularis (Näg.) Kom.
Crucigeniella sp.
Desmodesmus armatus (Chod.) Hegew.
Desmodesmus armatus var. *bicaudatus* (Gugl.) Hegew.
Desmodesmus brasiliensis (Bohl.) Hegew.
Desmodesmus denticulatus (Lag.) Am., Friedl & Hegew.
Desmodesmus maximus (W. et G. S. West) Hegew.
Desmodesmus opoliensis (P. Richter) E. Hegewald
Desmodesmus serratus (Cor.) Am., Friedl & Hegew.
Desmodesmus sp.
Dictyosphaerium ehrenbergianum Näg.
Dictyosphaerium elegans Bachm.
Dictyosphaerium pulchellum Wood
Dictyosphaerium tetrachotomum Printz
Dimorphococcopsis fritschii (Crow) Jao
Dimorphococcus cordatus Wol. Ssensu Chod.
Dimorphococcus lunatus A. Br.
Elakatothrix sp.
Eudorina elegans Her.
Eudorina sp.
Eutetramorus fottii (Hind.) Kom. Ssensu Kom.
Eutetramorus planctonicus (Kors.) Bourr.
Eutetramorus tetrasporus Kom.
Eutetramorus sp.
Fusola viridis Snow
Golenkinia radiata Chod.
Golenkinia sp.
Gonium cf. *pectorale* O. F. Müller
Gonium sp.
Kirchneriella aperta Teil
Kirchneriella contorta (Schm.) Bohl.
Kirchneriella diana (Bohl.) Com.
Kirchneriella irregularis (G. M. Schm.) Kors.
Kirchneriella lunaris (Kirchn.) Möb.
Kirchneriella obesa (W. W.) Schm.
Kirchneriella sp.
Lagerheimia ciliata (Lag.) Chod.
Micractinium bornhemiense (Conr.) Kors.
Micractinium pusillum Fres.
Micractinium sp.

Oocystis taionensis Kom.
Pandorina morum (F. ullaer) Bory
Pandorina sp.
Paradoxia multiseta Swir.
Pediastrum argentinense Bourr. et Tell in Tell
Pediastrum cf. *angulosum* Ehr.
Pediastrum duplex Mey. var. *duplex*
Pediastrum duplex var. *subgranulatum* Mey.
Pediastrum simplex var. *simplex* Mey.
Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs
Pteromonas variabilis Hub.– Pest.
Quadrigula closterioides (Bohl.) Printz
Quadrigula cf. *korsikovii* Kom.
Radiococcus sp.
Raphidocelis contorta (Schm.) Marv. et al.
Rhombocystis complanata Kom.
Rhombocystis sp.
Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod.
Scenedesmus acunae Com.
Scenedesmus acutus Mey.
Scenedesmus alternans Reins.
Scenedesmus ecornis var. *ecornis* (Her. Ex Ralfs) Chod.
Scenedesmus ecornis var. *polymorphus* Chod.
Scenedesmus gracile Reins.
Scenedesmus javanensis Chod.
Scenedesmus linearis Kom.
Scenedesmus obtusus Mey.
Scenedesmus ovalternus Chod.
Scenedesmus sp.
Schroederia antillarum Kom.
Schroederia setigera (Schröd.) Lemm.
Schroederia sp.
Selenastrum bibrarianum Reins.
Selenastrum gracile Reins.
Selenodictium brasiliense Uherk. & Schm. Ex. Com. & Kom.
Sorastrum americanum (Bohl.) Schmidle
Spermatozopsis exsultans Kors.
Sphaerellopsis agloe Pascher
Sphaerellopsis cf. *fluviatilis* (Stein) Parscher
Tetrachlorella sp.
Tetrademus cf. *wisconsinensis* G.M. Smith
Tetraedron caudatum (Cor.) Hansg.
Tetraedron minimum (A. Br.) Hansg.
Tetrallantos lagerheimii Teil.
Tetrallantos novae-geronae Com.
Tetranephris brasiliensis Leite & Bic.
Tetrastrum elegans Playf.
Tetrastrum heteracanthum (Nordst.) Chod.
Tetrastrum homoiacanthum (Hub- Pest.) Com.
Tetrastrum komarekii Hind.
Tetrastrum triangulare (Chod.) Kom.
Treubaria quadrispina (G.M. Smith) Fott & Kovac.
Treubaria triappendiculata Bern.
Volvox aureus Ehr.
Volvox sp.
Chlorococcales colonial não identificada 1
Chlorococcales colonial não identificada 2
Volvocales não identificada 1

CHRYSTOPHYCEAE

Dinobryon divergens Imh.
Dinobryon sertularia Ehr.
Dinobryon sp.
Kephyrion littorale Pas.

Mallomonas cf. *akrokomos* Ruttner in Pars.
Mallomonas sp.
Mallomonas sp. 1
Chrysophyceae colonial não identificada

Kephyrion sp.
Kephyrion sp. 1

Chrysophyceae unicelular não identificada

EUGLENOPHYCEAE

Euglena sp.
Euglena sp. 1
Lepocinclis acus var. *acus* (Brons.) Ehr.
Lepocinclis acus var. *longissima* (Brons.) Defl.
Lepocinclis ehrenbergii (Brons.) Kleb.
Lepocinclis caudata (Cunha) Conr.
Lepocinclis ovum (Her.) Lemm.
Lepocinclis oxyuris (Brons.) Schm.
Lepocinclis salina Frits.
Lepocinclis spirogyra (Brons.) Ehr. var. *fusca* Klebs
Lepocinclis spirogyra var. *spirogyra* (Brons.) Ehr.
Lepocinclis texta (Duj.) Lemm. emend. Conr.
Lepocinclis sp.
Phacus acuminatus Stokes
Phacus horridus Pochm.
Phacus longicauda var. *longicauda* (Ehr.) Duj.
Phacus longicauda (Ehr.) Duj. var. *tortus* Lemm.
Phacus margaritatus Pochm.
Phacus cf. *megalopsis* Pochm.
Phacus orbicularis Hübn.
Phacus pleuronectes (etráp) Duj.
Phacus pyrum (Ehr.) Stein
Phacus suecicus Lemm.
Phacus tortus (Lemm.) Skv.
Phacus contortus
Phacus sp.
Phacus sp. 1
Phacus sp. 2
Strombomonas costata Defl.
Strombomonas cf. *schauinslandii* (Lemm.) Defl.
Strombomonas deflandrei (Y. V. Roll) Defl.
Strombomonas ensifera (Daday) Defl.
Strombomonas fluviatilis (Lemm.) Defl.
Strombomonas gibberosa (Playf.) Defl.
Strombomonas girardiana (Playf.) Defl.
Strombomonas ovalis (Playf.) Defl.
Strombomonas scabra (Playf.) Tell & Conf.
Strombomonas tetraptera Bal. & Dast.
Strombomonas treubii (Wol.) Defl.
Strombomonas maxima (Skv.) Defl.
Strombomonas rotunda (Playf.) Defl.
Strombomonas verrucosa (Daday) Defl.
Trachelomonas abrupta Swir. Emend. Defl.
Trachelomonas acanthophora Stokes
Trachelomonas amphoriformis Osor.-Traf.
Trachelomonas armata var. *nana* Balec.
Trachelomonas armata var. *armata* (Ehr.) Stein
Trachelomonas armata (Ehr.) Stein var. *litoralensis* Tell & Zaloc

Trachelomonas armata (Ehr.) Stein var. *steinii* Lemm.
Trachelomonas atomaria Skv.
Trachelomonas bernardii Wol.
Trachelomonas cervicula Stokes
Trachelomonas conica Playf.
Trachelomonas curta Cunha emend. Defl.
Trachelomonas cylindrica Playf.
Trachelomonas decora Defl.
Trachelomonas dastuguei Balech.
Trachelomonas fluviatilis Lemm.
Trachelomonas hemisphaerica G. de Emiliani
Trachelomonas hirta Cunha
Trachelomonas hispida var. *crenulatocollis* (Mask.) Lemm.
Trachelomonas hispida var. *hispida* (Perty) Stein
Trachelomonas hispida (Perty) Stein emend. Defl. var. *coronata* Lemm.
Trachelomonas horrida Pal.
Trachelomonas intermedia Dang.
Trachelomonas lacustris Drez.
Trachelomonas levefrei Defl.
Trachelomonas lemmermannii Wolosz emend. Defl.
Trachelomonas molesta Defl.
Trachelomonas cf. *minuscule* Drez.
Trachelomonas magdaleniana Defl.
Trachelomonas malum Conr.
Trachelomonas minuscule Drez.
Trachelomonas oblonga Lemm.
Trachelomonas parvicollis Defl.
Trachelomonas planctonica Swir.
Trachelomonas pseudobulla Swir.
Trachelomonas pusilla Playf.
Trachelomonas raciborskii Wolosz.
Trachelomonas rugulosa Stein
Trachelomonas scabra Playf.
Trachelomonas sculpta Balech.
Trachelomonas similis Stokes var. *similis* Stokes
Trachelomonas similis Stokes var. *spinosa* Hub.-Pest.
Trachelomonas superba Swir. Emend. Defl.
Trachelomonas sydneyensis Playf.
Trachelomonas volvocina Ehr.
Trachelomonas volvocinopsis Swir.
Trachelomonas volzii Lemm.
Trachelomonas zingeri Roll.
Trachelomonas wernerii Bourr. & Gayr.
Trachelomonas woyckickii Koczw.
Trachelomonas sp.
Trachelomonas sp. 1
Trachelomonas sp. 2

CRYPTOPHYCEAE

Chroomonas acuta Uterm.
Cryptomonas brasiliensis Castro, Bic. & Bic.
Cryptomonas curvata Ehr. Emend. Pen.

Cryptomonas marssonii Skuja
Cryptomonas sp.
Plagioselmis sp.

ZYGNEMAPHYCEAE

Actinotaenium globosum (Bulnh.) Först.
Actinotaenium sp.
Closterium aciculare T. West.
Closterium archerianum Cleve
Closterium calosporum Wittr.
Closterium ehrenbergii Men. ex Ralfs
Closterium kutzingii Bréb.

Pleurotaenium sp.
Onychonema laeve Nordst.
Sphaerosoma laeve (Nordst.) Thom.
Spyrogira sp.
Spondylosium planum (Wol.) W. & W.
Spondylosium pulchrum (Bail.) Archer
Spondylosium sp.

Closterium cf. *leibleinii* Kütz.
Closterium lineatum Ehr. ex Ralfs
Closterium parvulum Nag.
Closterium setaceum Ehr. ex Ralfs
Closterium toxon W. West.
Closterium sp.
Closterium sp. 1
Closterium sp. 2
Closterium sp. 3
Cosmarium contractum Kirch.
Cosmarium decoratum W. G. & S. West
Cosmarium excavatum Nordst.
Cosmarium lagoense Nordst. var. *amoebum* Forst.
Cosmarium cf. *ovale* Ralfs
Cosmarium margaritatum (Lund.) Roy & Biss
Cosmarium portianum Archer
Cosmarium porrectum Nordst.
Cosmarium protractum (Näg.) De Bary
Cosmarium pseudopyramidatum Lund.
Cosmarium cf. *galeritum* Nordstedt
Cosmarium punctulatum Bréb.
Cosmarium regnesi Reins.
Cosmarium sp.
Cosmarium sp. 1
Cosmarium sp. 2
Desmidium aptogonum Bréb. & Goder
Desmidium swartzii (C. A.) Agardh
Euastrum abruptum Nordst.
Euastrum denticulatum (Kirch.) Gay
Euastrum quadricaps (Turpin) Ralfs
Euastrum elegans (Bréb.) Kütz.
Euastrum evolutum (Nordst.) West & West
Euastrum insulare (Witt.) Roy
Euastrum fissum West & West var. *brasiliense* Krieg.
Euastrum rectangulare Fritsch & Rich
Euastrum cf. *quebecense* Irénée-Marie
Euastrum sp.
Gonatozygon kinahanii (Arch.) Rabenh.
Gonatozygon pilosum Wolle
Hyalotheca dissiliens Bréb. ex Ralfs
Hyalotheca mucosa (Mert.) Ehr. ex Ralfs
Micrasterias borgei Krieg.
Micrasterias furcata C. Agardh ex Ralfs
Micrasterias torreyi Bailey ex Ralfs
Micrasterias laticeps Nordst.
Micrasterias mahabuleshwarensis Hobs
Micrasterias truncata (Corda) Bréb ex Ralfs
Mougeotia sp.

Staurastrum brasiliense Nordst.
Staurastrum glabrum Ehr.
Staurastrum gracile Ralfs
Staurastrum leptacanthum Nordst.
Staurastrum leptocladum Nordst.
Staurastrum leptocladum var. *cornutum* Will
Staurastrum leptocladum var. *subinsigne* Scott et Grön.
Staurastrum margaritaceum (Ehr.) ex Ralfs
Staurastrum minesotense Wolle
Staurastrum muticum (Bréb.) & Ralfs
Staurastrum nudibranchiatum Borge
Staurastrum polymorphum (Bréb.) & Ralfs
Staurastrum pseudosebaldi Wille
Staurastrum rotula Nordst.
Staurastrum sexangulare (Bulnh.) Hundell
Staurastrum seabaldi Reins.
Staurastrum setigerum Cleve
Staurastrum subulatus (Kütz.) Thom.
Staurastrum tetracerum (Kütz.) Ralfs ex Ralfs
Staurastrum trifidum Nordst.
Staurastrum sp.
Staurastrum sp. 1
Staurodesmus clepsydra Nordst.
Staurodesmus convergens (Ehr.) Teil.
Staurodesmus cornutus (Wolle) Teil.
Staurodesmus cuspidatus (Bréb.) Teil.
Staurodesmus dickiei (Thén- Marc.) Teil
Staurodesmus dejectus (Bréb.) Teil.
Staurodesmus extensus (And.) Teil.
Staurodesmus glaber (Ehr.) Teil.
Staurodesmus lobatus (Borg.) Bourr.
Staurodesmus cf. *mamillatus* Nordst.
Staurodesmus subulatus (Kütz.) Thom.
Staurodesmus cf. *megacanthus* (Lund.) Thunmark
Staurodesmus triangularis (Lagerh.) Teil.
Staurodesmus validus W & G. S. West Thom.
Staurodesmus sp.
Staurodesmus sp. 1
Staurodesmus sp. 2
Teilingia granulata (Roy & Biss) Bourr.
Teilingia sp.
Xanthidium antilopaeum (Bréb. in Menegh)
Xanthidium mamillosum (Gönb.) Föster
Xanthidium paraguayense Borge
Xanthidium trilobum Nordst.
Xanthidium sp.
Zygnemaphyceae filamentosa não identificada

XANTHOPHYCEAE

Brachiogonium ophiaster Pascher & Ettl
Centrtractus belenophorus Lemm.
Gloeobotrys lunatus Ettl
Goniochloris cochleata Pascher & Ettl
Goniochloris contorta (Bourr.) Ettl
Goniochloris mutica (A. Braun) Fott
Goniochloris spinosa Parscher
Isthmochloron gracile (Reins.) Skuja
Isthmochloron lobulatum (Naeg.) Skuja
Isthmochloron neustonica Zal. & Pizz.
Pseudostaurastrum enorme (Ralfs) Chod.
Pseudostaurastrum limneticum (Bor.) Chod.

Tetraedriella jovetti (Bourr.) Bourr.
Tetraedriella regularis (Kütz.) Fott
Tetraedriella spinigera Skuja
Tetraedriella sp.
Tetraplektron acutum (Pasch.) Fott
Tetraplektron laevis (Bourr.) Ettl
Tetraplektron torsum (Skuja) Dedus. Scgeg.
Tetraplektron tribulus (Pasch.) A R. Loeb.
Tetraplektron sp.
Tetraplektron sp. 1
Tetraplektron sp. 2

DINOPHYCEAE

Gymnodinium sp.
Peridinium sp.

Peridinium sp. 1
Dinococcales não identificada

Foram registrados altos valores de riqueza de espécies nos biótopos analisados, sendo os maiores nos biótopos lênticos associados ao rio Paraná (Figura 2 a). Os valores médios de riqueza de espécies estiveram próximos de 30 táxons em todos os biótopos, exceto na calha dos rios Paraná e Ivinhema, nos quais a riqueza foi menor, em torno de 20 táxons (Figuras 2 a, b e c). No entanto em 2007, quando se registrou a menor vazão do rio Ivinhema, os valores de riqueza deste rio, contrastando com os anos anteriores foram elevados (> 30). Os maiores valores médios ocorreram nos ambientes lênticos, como a lagoa do Osmar (associada ao rio Paraná), a lagoa do Guaraná (associada ao rio Baía) e a lagoa dos Patos (associada ao rio Ivinhema), em todos os anos, sendo registrada grande amplitude de variação dos valores entre os diferentes meses, especialmente no ano de 2000 (sob influência do fenômeno *La Niña*), que apresentou baixa precipitação (Figuras 1 e 10).

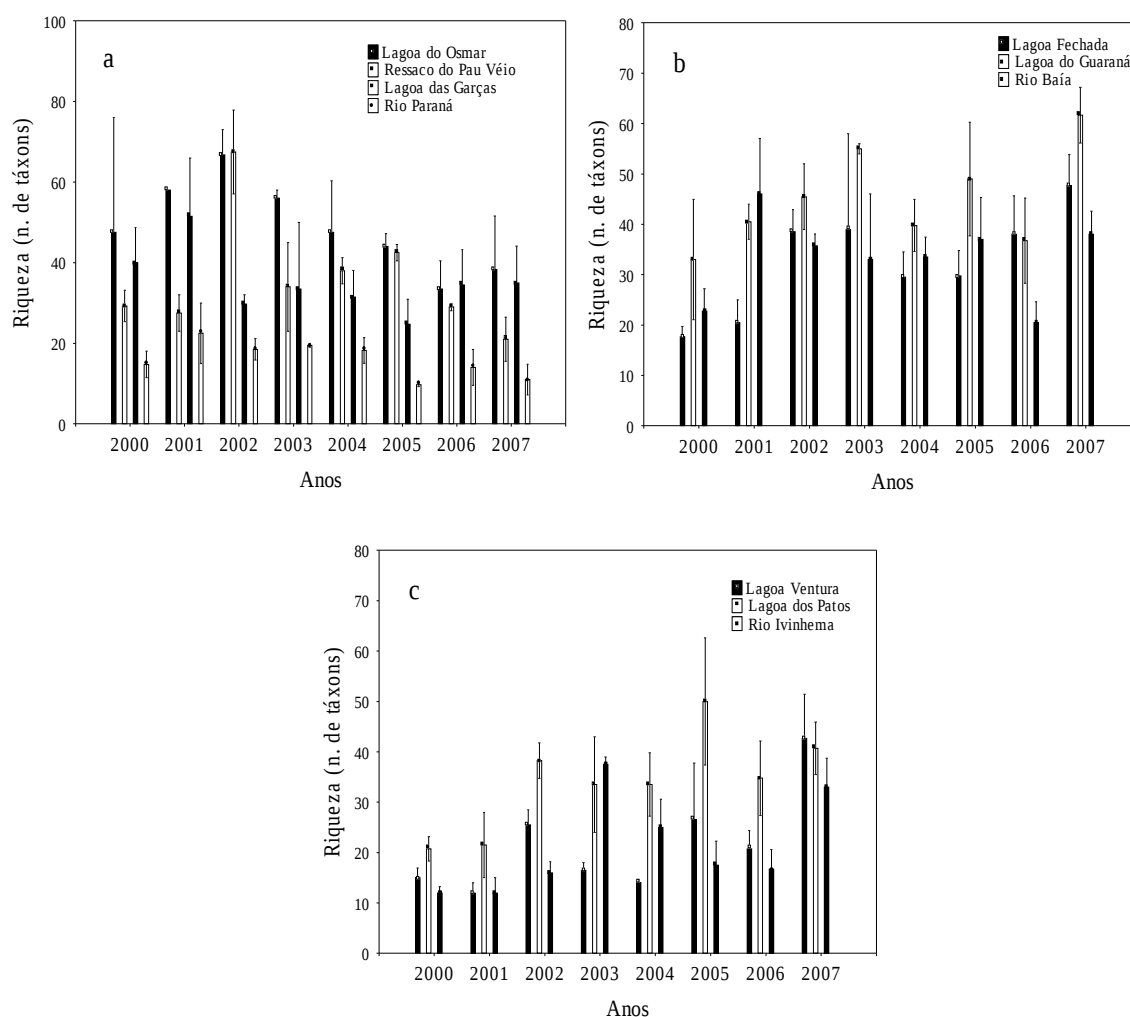


Figura 2: Variação interanual da riqueza de espécies fitoplanctônicas (valores médios; $\pm$ erro padrão) nos rios Paraná (a), Baía (b) e Ivinhema (c) e nos biótopos associados a estes, durante o período de 2000 a 2007.

Os altos valores de riqueza registrados no rio Baía podem ser atribuídos à maior disponibilidade de nutrientes e menor vazão do mesmo. Estas condições aliada à conectividade direta entre este rio e algumas lagoas promove a exportação de inóculos algais entre estes ambientes, constituindo um fator determinante para a alta diversidade fitoplanctônica do sub-sistema Baía, o qual apresentou a maior média de número de táxons (36) do que o sub-sistema Paraná (34) e Ivinhema (26). Estes valores foram próximos aos registrados por Train em 1993 (1998), que encontrou para o rio Baía um valor médio de 32 táxons. Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cyanobacteria e Euglenophyceae foram os grupos que apresentaram maior contribuição aos valores de riqueza em todos os biótopos amostrados.

Biomassa fitoplanctônica

Foram registrados, em geral, elevados valores médios de biomassa fitoplanctônica, especialmente nos ambientes lênticos e com menor grau de conectividade com o rio principal (Figuras 3 a, b e c).

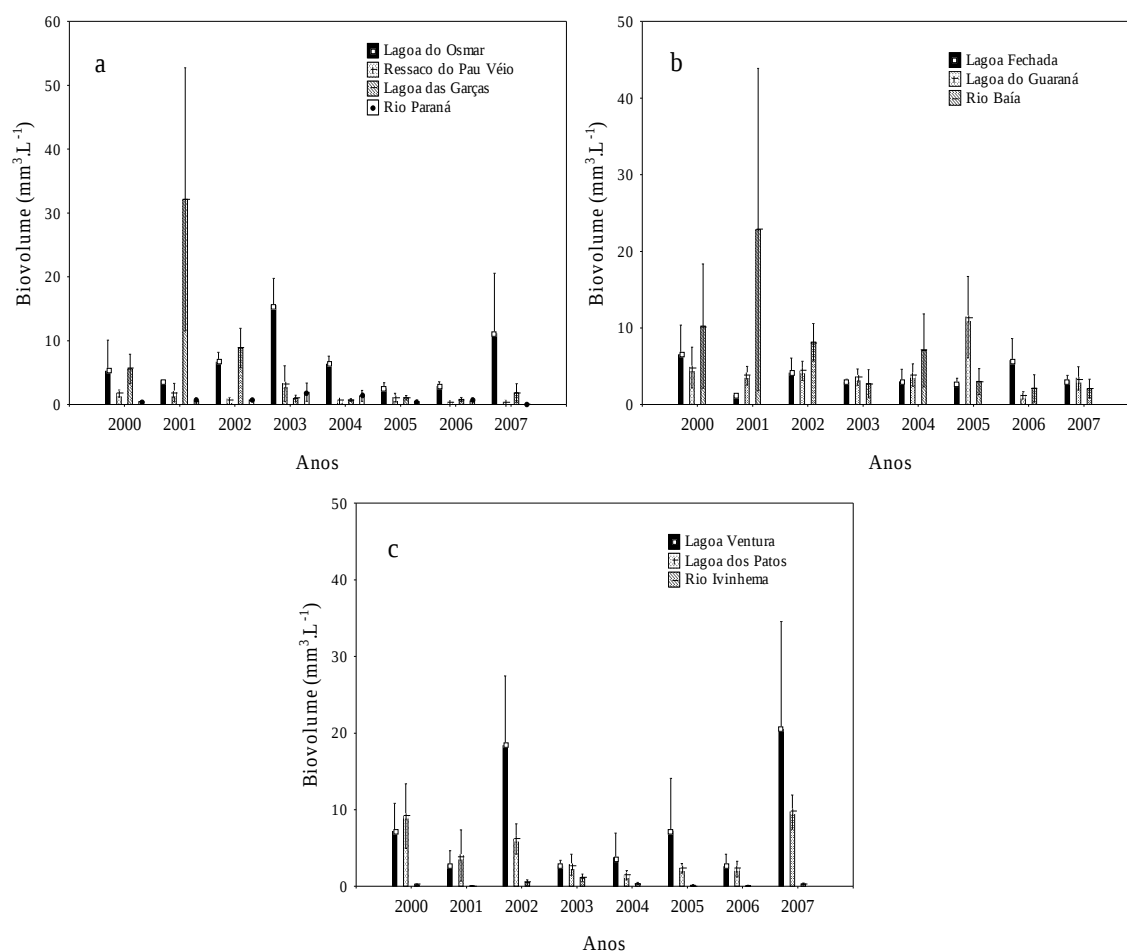


Figura 3: Variação interanual da biomassa fitoplanctônica (valores médios; $\pm$ erro padrão) nos rios Paraná (a), Baía (b) e Ivinhema (c) e em biótopos a eles associados entre os anos de 2000 a 2007.

A contribuição das cianobactérias para a biomassa fitoplanctônica nos ambientes amostrados dos sub-sistemas Paraná e Ivinhema foi menor do que no sub-sistema Baía. Valores elevados de biomassa foram registrados apenas nos ambientes lênticos associados a estes rios, sejam estes isolados ou permanentemente ligados ao rio principal (Figuras 4a e b). Lagos rasos, como os lagos da planície de inundação do alto rio Paraná, que possuem ciclos diários de estratificação e mistura podem suportar a dominância de cianobactérias de elevadas dimensões, que possuem alta capacidade de explorar recursos, controlar sua posição na coluna de água e se adaptar à variabilidade hidrológica (Reynolds, 1987; 1994; 1997; Wallace *et al.*, 2000; Reynolds *et al.*, 2002; Albay e Akcaalan, 2003; Barone & Naselli-Flores, 2003), pois, de acordo com Charpin *et al.* (1998), os fatores físicos que provocam estes ciclos afetam consideravelmente o desenvolvimento do fitoplâncton através dos seus efeitos na disponibilidade de luz e nutrientes.

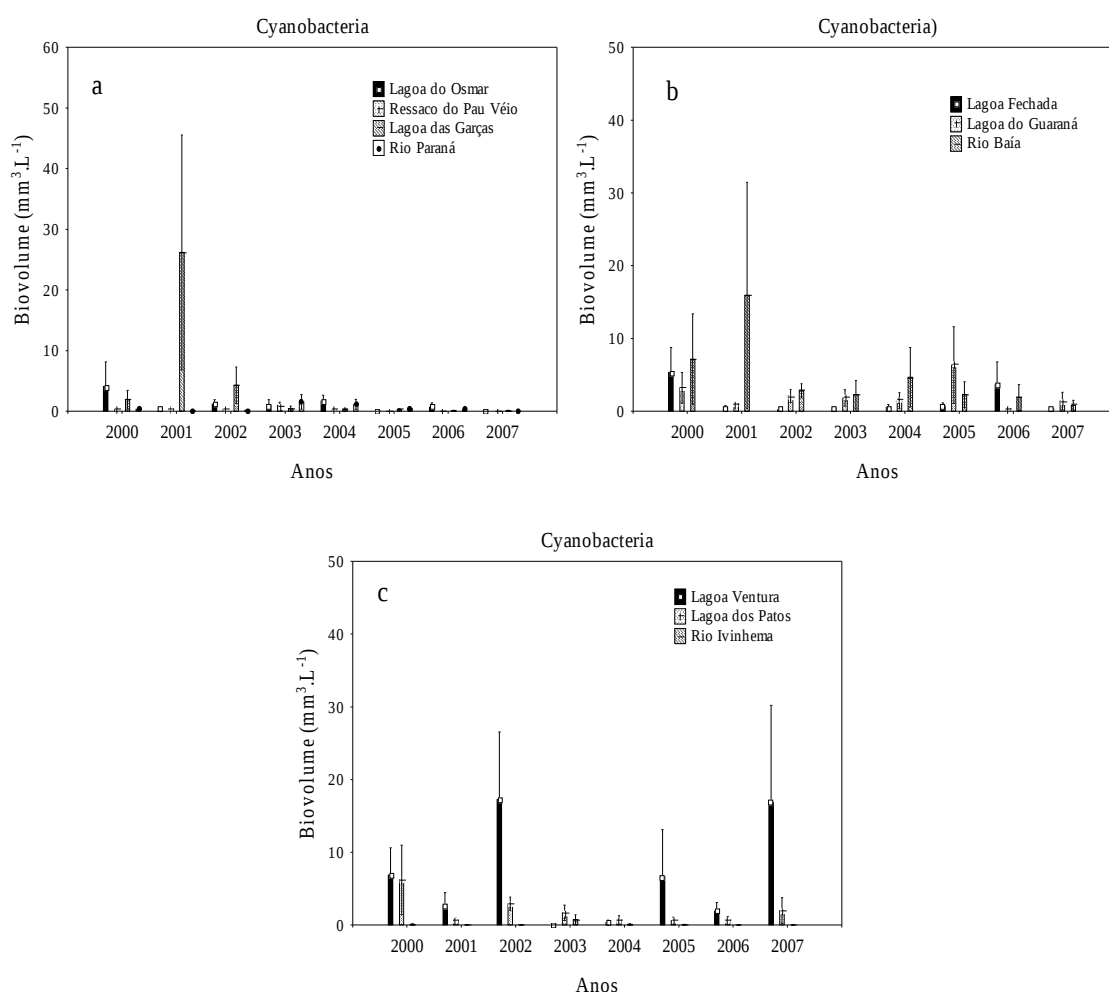


Figura 4: Variação interanual da biomassa de Cianobactérias (valores médios; +/- erro padrão) nos rios Paraná (a), Baía (b) e Ivinhema (c) e biótopos associados a estes, durante o período de 2000 a 2007.

As cianobactérias que mais contribuíram para os valores de biovolume foram *Anabaena planctonica* (rio Baía, anos de 2000, 2001 e 2004, e lagoa do Guaraná em 2005 e lagoa Ventura em 2000, 2001 e 2002), *Synechocystis aquatilis* (rio Baía, em 2001), *Aphanizomenon gracile*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktolyngbya limnetica* (lagoa das Garças (rio Paraná), no mês de maio de 2002. Estes dois últimos táxons também foram os responsáveis pelos elevados valores de biomassa registrados na lagoa das Garças no mês de agosto de 2001.

Algumas espécies de *Anabaena* ocorrem quando o fluxo de água é baixo, associado a períodos de estratificação térmica (Reynolds, 1987; Webster *et al.*, 2000; Westwood e Ganf, 2004; Silva *et al.*, 2005). Esse fato pode explicar a codominância de *Anabaena spiroides* e *Anabaena circinalis* Rab. (grupo H₁) no mês de agosto, em condições de estratificação da coluna de água, alta disponibilidade luminosa ($Z_{eu} > 1$ m), altos valores de pH e maior profundidade da lagoa Fechada (Bovo-Scomparin *et al.*, *em prep.*). A dominância destas espécies é comumente registrada em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, durante a limnofase e em condições de estabilidade da coluna de água (Train & Rodrigues, 1998; Train, 1998; Train *et al.*, 2000).

No mês de agosto de 2000, quando ocorreu a codominância de *Anabaena circinalis* e *Anabaena spiroides* na lagoa Fechada, as concentrações de nitrato e amônio não foram detectadas pelo método utilizado e foi observada a presença de heterocitos nos filamentos destas espécies (Bovo-Scomparin *et al.*, *em prep.*). Em um canal lateral do rio Paraná, Train *et al.* (2000) não observaram heterocitos na maioria dos filamentos de *Anabaena circinalis*, em condições de altas concentrações de amônio. O desenvolvimento das cianobactérias é reduzido em concentrações de nitrato acima de 20 mg.L⁻¹ (Blomqvist *et al.*, 1994) e o aumento do número de heterocitos em populações naturais de *Anabaena* ocorre quando as concentrações de nitrato e amônio diminuem substancialmente a valores abaixo de 350 mg.L⁻¹ (Horne e Goldman, 1972; Horne *et al.*, 1972; Reynolds, 1987).

Radiocystis fernandoi foi a responsável pelo alto valor (18 mm³.L⁻¹) de biomassa fitoplanctônica observado na lagoa Fechada (rio Baía) no mês de maio de 2000 e contribuiu de forma expressiva para os valores de biomassa fitoplanctônica da lagoa Ventura (rio Ivinhema) em 2006. Contrariando a tendência geral de dominância em biovolume por espécies de grande volume celular, em 2006 na lagoa dos Patos (rio Ivinhema) ocorreu dominância, quanto a este atributo, de cianobactérias nano e picoplanctônicas como *Synechocystis aquatilis*, *Gloeocapsa cf. fusco-lutea* e *Aphanocapsa holsatica*.

Dentre as diatomáceas, *Aulacoseira granulata* var. *granulata* destacou-se principalmente no rio Baía, nos meses de fevereiro de 2000 e 2001, maio e novembro de 2002 e março de 2004. Nestes 3 últimos meses, esta espécie também contribuiu com altos valores de biovolume na lagoa do Guaraná e na lagoa Fechada. *A. granulata* var. *granulata* ocorreu com altos valores nos meses de maio de 2000, agosto de 2002 e dezembro de 2005, juntamente com *Aulacoseira distans*. *A. ambigua* apresentou maior contribuição ao biovolume na lagoa do Osmar (rio Paraná).

Variação interanual do fitoplâncton do canal principal do rio Paraná (Porto Rico-PR).

As amostragens realizadas no canal principal do rio Paraná durante o período de 2000 a 2007 mostraram baixos valores de riqueza de espécies e biomassa fitoplanctônica. O maior número médio de táxons fitoplanctônicos ocorreu em 2001 (Figura 5), enquanto que os maiores valores de densidade e biomassa fitoplanctônica ocorreram nos anos de 2003 e 2004 (Figura 6), em condições de alta transparência da coluna de água e baixas concentrações de fósforo solúvel reativo e nitrato. Criptofíceas e cianobactérias foram os principais grupos taxonômicos no período estudado. No período compreendido entre agosto de 2002 a setembro de 2003 ocorreram poucas flutuações quanto ao número de táxons (média de 15 táxons) (Figura 1 a). As cheias acentuadas ocorridas no início dos anos de 2005 e 2007 estiveram associadas a uma redução acentuada nos valores de riqueza de espécies (Figura 5).

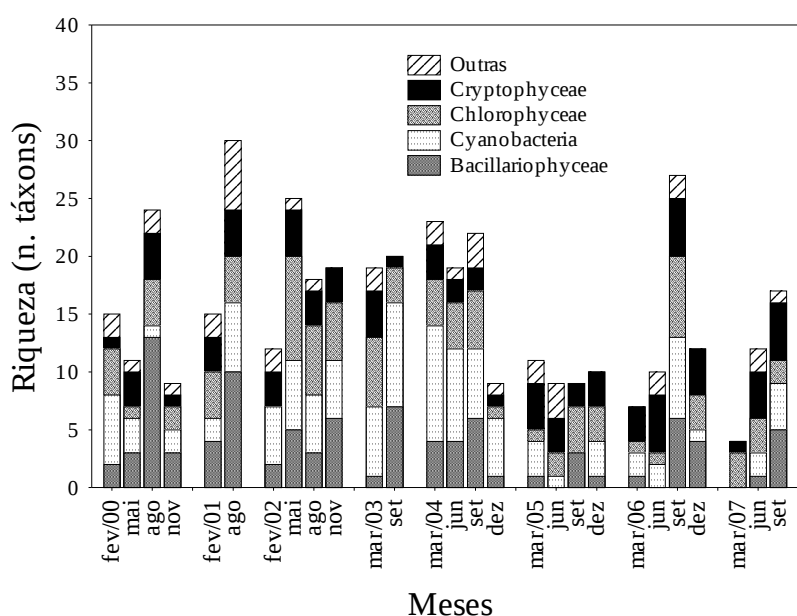


Figura 5: Variação interanual da riqueza de espécies fitoplanctônicas no rio Paraná.

Quanto ao biovolume fitoplanctônico, os valores em geral foram inferiores a $1,5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ durante todo período de estudo (Figura 6), exceto nos meses de setembro de 2003 e março de 2004, quando os valores de biomassa estiveram próximos a $4 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$. Os baixos valores registrados se devem, provavelmente, à alta vazão do rio Paraná, no qual, os menores valores de biomassa fitoplanctônica são registrados durante a potamofase, período em que são mais elevados os níveis fluviométricos, a turbidez e a velocidade de fluxo (Train e Rodrigues, 2004). No entanto, ocorreu baixa precipitação no primeiro trimestre de 2004, período sob a influência moderada do *El Niño*, o que provavelmente, pode explicar o favorecimento das cianobactérias, atípico neste período (potamofase).

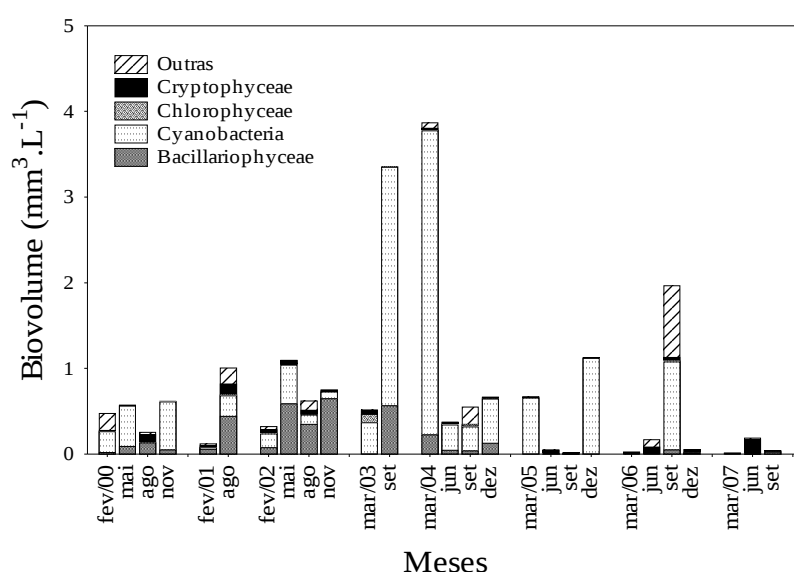


Figura 6: Variação interanual do biovolume fitoplanctônico no rio Paraná no período de 2000 a 2007.

As cianobactérias *Anabaena planctonica*, *Anabaena circinalis*, e *Radiocystis fernandoi*, foram dominantes em biovolume, sendo que apenas recentemente este último táxon tem sido registrado no canal principal do alto rio Paraná.

Bacillariophyceae foi o segundo grupo mais importante em biovolume representado especialmente por *Aulacoseira granulata* e *Discostella stelligera*, pertencentes à Ordem Centrales, as quais são tipicamente potamoplânctônicas. Estes táxons são tolerantes à baixa disponibilidade de luz e característicos de ambientes turbulentos e ricos em nutrientes (Reynolds, 1995). Embora sejam favorecidas em ambientes turbulentos, a baixa disponibilidade de nutrientes limitou seu desenvolvimento, manifesto pelos baixos valores de biovolume registrados. A partir de março de 2004, as diatomáceas apresentaram menor contribuição para a biomassa fitoplanctônica, devido, provavelmente, ao aumento da transparência da água que favoreceu as cianobactérias (Rodrigues, 2007).

Chlorophyceae e Cryptophyceae, apesar de apresentarem adaptações à sobrevivência em ambientes lóticos (Reynolds, 1995; Reynolds & Descy, 1996) apresentaram escassa contribuição para os valores de biomassa fitoplanctônica do rio Paraná durante o presente estudo, e estiveram limitadas, principalmente, pelas baixas concentrações de nutrientes observadas neste ambiente nos últimos anos.

O aumento da transparência da água do rio Paraná, e diminuição das concentrações de fósforo, provocada pela retenção de material em suspensão pelos reservatórios a montante (Agostinho *et al.*, 1995, Thomaz *et al.*, 2004), provavelmente, influenciou na diminuição de representantes do grupo funcional **MP** (sensu Padisák *et al.*, 2006), constituído por diatomáceas meroplanctônicas, após a formação do reservatório de Porto Primavera. Estas algas, de elevadas taxas de sedimentação e dimensões, provavelmente tiveram aumentadas as suas perdas por sedimentação devido a este barramento. O rio Ivinhema, um típico rio de planície não regulado, e que sofre menor impacto antropogênico em sua bacia, quando comparado ao rio Paraná, apresentou, diferentemente deste rio, um aumento de representantes de diatomáceas pertencentes ao grupo funcional **MP**, provavelmente devido à alta turbulência que apresenta.

A variabilidade interanual da comunidade fitoplanctônica observada no rio Paraná nos sete anos de estudo, indicam que esta ainda é fortemente influenciada pelo regime hidrossedimentológico natural do rio Paraná, tendo sido, porém mais fortemente influenciada nos últimos anos, pela crescente influência antropogênica e pelas mudanças climáticas, cujos efeitos, no entanto são difíceis de serem avaliados isoladamente, por ocorrerem muitas vezes simultaneamente. Os procedimentos operacionais das barragens existentes a montante, ao exercerem o controle dos níveis fluviométricos do rio Paraná e de seu regime de descarga, juntamente com a diminuição do transporte de sedimentos (Souza filho *et al.*, 2004; Thomaz *et al.*, 2004) têm favorecido o crescimento das cianobactérias, o que representa um risco potencial para o saneamento e a saúde pública, por se tratarem, de algas toxigênicas (Codd, 2000; Carmichael, 1997). As cianotoxinas podem provocar mortandade de peixes (Zimba *et al.*, 2001) ou, na maioria das vezes, ocasionam efeitos crônicos, podendo se acumular no tecido muscular de peixes e, com o conseqüente consumo de peixes contaminados, causam intoxicação os seres humanos (Magalhães *et al.*, 2001, 2003).

Florações de cianobactérias têm sido amplamente registradas em diversos ambientes aquáticos da Bacia do rio Paraná (Train & Rodrigues, 1997; 1998; 2004; Fernandes *et al.*, 2005, Rodrigues *et al.*, 2005; Train *et al.*, 2005), havendo registros da ocorrência de cianotoxinas (microcistina) no reservatório de Itaipu

(Hirooka *et al.*, 1999). Assim, medidas urgentes devem ser tomadas quando ao controle das cianobactérias no rio Paraná e sua planície de inundação adjacente, considerando-se que o aumento nas populações acarreta perda da biodiversidade local e regional compromete a atividade pesqueira das comunidades ribeirinhas tradicionais, além de poder inviabilizar, no futuro, o uso da água para consumo humano e atividades recreacionais (esportes de contato primário).

As criptofíceas (grupo funcional Y), embora não tenham sido dominantes em biomassa, foram abundantes na maior parte do período e são importantes produtores primários em ambientes de água doce. A alta vazão e baixa concentração de nutrientes registradas no rio Paraná, limitaram o desenvolvimento deste grupo. As criptofíceas embora sejam tolerantes à turbulência, devido à alta taxa de reprodução, provavelmente também tiveram seu desenvolvimento limitado pelos distúrbios hidráulicos, devido à grande amplitude de variação diária do nível hidrométrico do rio Paraná, decorrentes dos procedimentos operacionais do reservatório de Porto Primavera (Souza Filho *et al.*, 2004).

Em estudo realizado no médio rio Paraná em 2000, período de anomalia negativa de vazão sob influência do fenômeno *La Niña* (Devercelli, 2006), foram registrados valores mais baixos de densidade fitoplanctônica que as do presente estudo. Garcia de Emiliani & Devercelli (2003), que realizaram estudo comparativo entre um período de anomalia positiva de vazão sob influência do *El Niño* (1997-1998) e outro com ciclo hidrológico normal, demonstraram que, sob influência deste evento, houve mudança nas proporções de dominância das espécies no ciclo normal, e não a substituição das espécies dominantes por outras. Estas autoras evidenciaram maior contribuição de criptofíceas em período de inundação prolongada, e diminuição da densidade de diatomáceas. Resultados similares foram obtidos para o rio Paraná e sugerem que a variabilidade da abundância fitoplanctônica interanual no mesmo parece não ser afetada significativamente por anomalias de vazão, uma vez que a hidrodinâmica própria deste rio, caracterizada pelo alto fluxo constitui um fator limitante ao estabelecimento de espécies fitoplanctônicas.

Os altos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica registrados em dois períodos nos anos de 2003 e 2004 (Figura 6), no trecho do rio Paraná estudado, sugerem a ocorrência de aportes de algas oriundos dos reservatórios situados a montante. O fato da composição fitoplanctônica no reservatório de Rosana (situado no rio Paranapanema) apresentar-se bastante similar à registrada no rio Paraná (Rodrigues, 2007; Train *et al.*, 2005) ressalta a influência do mesmo sobre a composição do fitoplâncton do rio Paraná. Aliada a isso, a dominância

da cianobactéria colonial *Radiocystis fernandoi* (grupo funcional M) em braços do reservatório de Rosana (dados não publicados), bem como sua dominância em biomassa em alguns períodos no rio Paraná e em outros biótopos da planície, ressalta a necessidade de estudos mais detalhados, abrangendo uma escala e frequência de coletas espacial maior, para elucidar a origem de cianobactérias tipicamente planctônicas no rio Paraná.

As cianobactérias, embora componentes naturais do fitoplâncton, são reconhecidas como um crítico problema no mundo todo e suas florações representam um fenômeno típico em ambientes eutróficos (Train *et al.*, 2005, Rodrigues *et al.*, 2005), freqüentemente associado ao aporte alóctone de nutrientes (Pearl, 1988; Scheffer *et al.*, 1997). A dominância destas algas tem sido atribuída a uma série de fatores, dentre estes, a alta afinidade por fósforo, além de fatores climatológicos que favorecem o desenvolvimento de cianobactérias, como o aquecimento global (Padisák, 1998) e anomalias pluviais negativas.

A crescente construção de usinas hidrelétricas tem acelerado o processo de invasões biológicas, em função da complexidade das alterações físicas e químicas que promovem no ambiente, destacando-se o número de habitats e a conectividade entre eles, o que favorece organismos passivamente dispersantes (Havel *et al.*, 2005). Este fato se agrava em condições como no presente caso, em que, a jusante dos reservatórios, está localizada a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, na qual se insere o Site 6 do PELD, a qual apresenta inúmeros ambientes interconectados. Evidências neste sentido têm sido registradas por meio de observações de campo. Em situação de inversão de fluxo de água, fato comum em períodos em que o nível hidrométrico do rio Paraná ultrapassa 4,6m (Rocha, 2002), têm sido observado aportes de massas de algas (florações) procedentes do rio Paraná em direção ao rio Ivinhema, por intermédio do canal Ipoitã (canal de ligação entre estes dois rios).

Estudos enfocando as mudanças climáticas e seus efeitos sobre o regime hidrossedimentológico do rio Paraná e, conseqüentemente sobre sua biota, são necessários para fornecer subsídios para o manejo adequado, incluindo decisões quanto à operação das barragens situadas a montante e jusante da região de estudo neste rio, com fins de minimizar os riscos sobre a Área de Preservação Ambiental.

Variação interanual do fitoplâncton do rio Baía

O rio Baía, assim como a lagoa do Guaraná e a lagoa Fechada apresentaram altos valores de riqueza de espécies (valores médios superiores a 30) (Figura 2 b). Comparando-se a riqueza de espécies entre o rio Baía e as duas lagoas, contudo,

observou-se que a lagoa do Guaraná, provavelmente por estar conectada ao rio Baía, destacou-se pela maior complexidade florística, apresentando valor médio de 44 táxons, o mesmo valor registrado em um estudo de variação sazonal neste mesmo ambiente no ano de 1993 (Train, 1998). Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Cyanobacteria foram os grupos que apresentaram maior contribuição aos valores de riqueza no rio Baía (Figura 7). Em alguns períodos, como registrado em março de 2003, foi observado alto número de táxons de euglenofíceas. Outros grupos de organismos mixotróficos, como criptofíceas e crisofíceas, características de lagoas húmicas ocorreram ao longo de todo o período. Os elevados valores de riqueza de espécies registrados na lagoa do Guaraná, ambiente turbido, rico em compostos húmicos são similares com os obtidos por Alves-de-Souza *et al.* (2006) que também registraram elevada riqueza para outra lagoa húmica tropical brasileira e discordantes com a afirmação de que este tipo de ambiente está associado a baixa riqueza de espécies (Lueocińska & Soska, 1998).

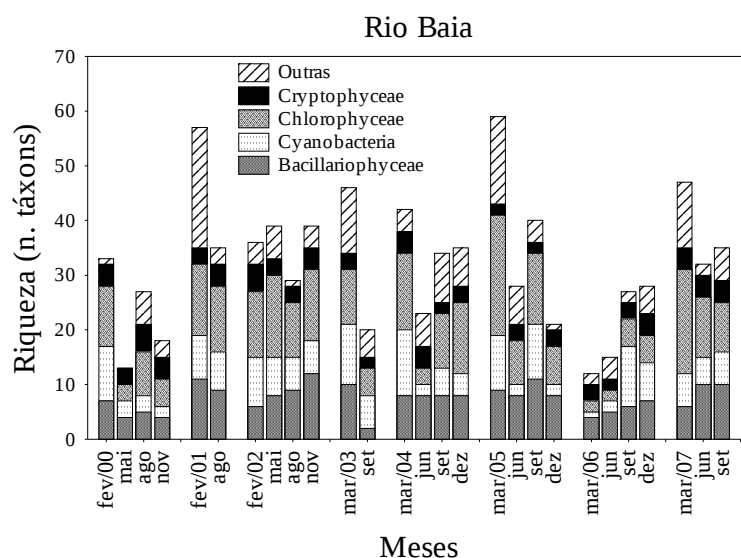


Figura 7: Variação interanual da riqueza de espécies fitoplanctônicas no rio Baía no período de 2000 a 2007.

Em março de 2005, período de águas altas (sob a influência do *El Niño*) foi registrado o maior valor de riqueza de espécies no rio Baía (59 táxons), sendo os menores valores registrados em maio de 2000 e março de 2006 (13 e 12 táxons, respectivamente). O ano de 2000 caracterizou-se como de extrema seca, sob a influência do fenômeno *La Niña*, estando o primeiro trimestre de 2006 também sob a influência deste fenômeno. Neste sistema fluvial em geral são registrados valores mais elevados de riqueza no período de águas altas (Train & Rodrigues, 2004).

No sub-sistema Baía foram observados os maiores valores médios de biomassa fitoplanctônica (Figura 2 b, Figura 8), estimada pelo biovolume, sendo que o rio Baía apresentou valor médio de biomassa ($6,7 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) superior aos da lagoa do Guaraná ($4,7 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e da lagoa Fechada ($3,9 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$). Estes valores, de acordo com os critérios de Vollenweider (1968) permitem classificar o rio Baía como eutrófico ($5\text{-}10 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e ambas as lagoas como mesotróficas ($3\text{-}5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$). No entanto, cabe salientar que, nos três ambientes, prevaleceram condições de oligotrofia ($<3 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) na maior parte do período de estudo, considerando-se este critério (biovolume) e que em diversos períodos, principalmente no rio Baía, por ocasião da ocorrência de florações massivas de cianobactérias, foram registrados valores de biovolume $>10 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 8), que caracterizaram condições hipereutróficas. A variação interanual da biomassa fitoplanctônica registrada neste rio, quando comparado à do rio Paraná e rio Ivinhema, apresentou maior amplitude de variação.

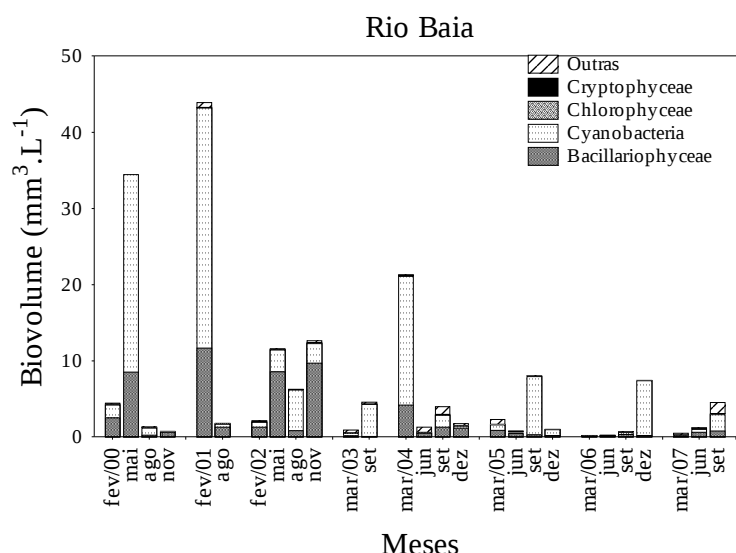


Figura 8: Variação interanual do biovolume fitoplanctônico no rio Baía no período 2000 a 2007.

O rio Baía, devido às suas características semi-lóticas (baixa velocidade de fluxo) e disponibilidade de nutrientes (em geral as concentrações de fósforo solúvel inorgânico foram superiores a $5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) favoreceu o desenvolvimento fitoplanctônico, como registrado em períodos anteriores a este estudo (Train & Rodrigues, 1998; 2004). As cianobactérias, seguidas das diatomáceas foram os principais grupos taxonômicos responsáveis pelos altos valores de biomassa registrados neste rio. Estes grupos foram representados principalmente por algas filamentosas de elevado tamanho ($>100 \mu\text{m}$) e baixa taxa de crescimento celular.

Os maiores valores de biovolume fitoplanctônico no rio Baía foram registrados em fevereiro de 2001 ($43,9 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e maio de 2000 ($34,5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$). Nestes dois períodos, *Anabaena planctonica* foi dominante. Os anos de 2000 e 2001 se caracterizaram por baixos valores de precipitação na bacia do alto rio Paraná, sob influência do fenômeno *La Niña* e por baixos níveis fluviométricos do rio Paraná ($<3,5\text{m}$), não tendo ocorrido o típico período de águas altas ou potamofase que abrange os primeiros meses do ano, no qual, a biomassa fitoplanctônica é, em geral, reduzida drasticamente (Train & Rodrigues, 2004). A ausência de cheia provavelmente favoreceu o desenvolvimento de *A. planctonica*, explicando os altos valores de biomassa registrados. Contrastando com os resultados obtidos, em um estudo de variação sazonal do fitoplâncton do rio Baía, no ano de 1993, foram registradas florações persistentes de *Anabaena* spp, porém apenas nos meses de agosto e setembro, período de águas baixas (Train, 1998; Train & Rodrigues, 1998). Na região Nordeste (Bouvy *et al.*, 1999) e na Austrália (Harris & Baxter, 1996), onde *La Niña* tem efeito inverso ao exercido na área de estudo e o fenômeno *El Niño* é que ocasiona seca, também foram registradas florações de cianobactérias heterocitadas (*Cylindrospermopsis raciborskii*) em reservatórios rasos em período de seca.

Embora não sejam muito freqüentes florações de *Anabaena* e outras cianobactérias heterocitadas em rios, as condições limnológicas físicas e químicas já mencionadas explicam a ocorrência de florações de *Anabaena* spp. no rio Baía, as quais já ocorriam mesmo antes da construção do reservatório de Porto Primavera (Train & Rodrigues, 1998). Florações de *Anabaena* foram descritas também para vários rios de baixa vazão australianos (Mitrovic *et al.*, 2003), em condições similares às apresentadas por este rio.

Embora em regiões temperadas, florações de algas procariontes sejam consideradas como resultantes de eutrofização antropogênica, na planície de inundação do alto rio Paraná, florações deste grupo de algas ocorrem naturalmente mesmo em ambientes de áreas mais preservadas, como também constatado na planície de inundação do rio Orenoco (Lewis *et al.*, 2000).

As diatomáceas, representadas principalmente por *Aulacoseira granulata*, *Urosolenia eriensis* e *Aulacoseira distans* apresentaram expressiva contribuição à biomassa fitoplanctônica do rio Baía, especialmente nos três primeiros anos de estudo, quando foram mais elevados os valores de biomassa. Nos dois maiores picos de biomassa registrados, (fevereiro de 2001 e maio de 2000), quando *Anabaena planctonica* foi dominante, *Aulacoseira granulata* contribuiu com mais de 23% dos valores de biovolume. Tem sido comum na planície de inundação do alto rio Paraná, o registro de florações simultâneas de *Aulacoseira granulata* com

A. planctonica (Bovo-Scomparim, 2007) ou *A. solitaria* (Train & Rodrigues, 1998). *A. granulata*, espécie meroplânctônica de elevada densidade, devido às grandes dimensões e frústulas silicificadas está adaptada a viver em ambientes turbulentos, tais como rios e lagos rasos, sendo sensível à estratificação, quando sedimenta rapidamente (Reynolds, 1988). Devido a estas características, esta espécie (pertencente ao grupo funcional P segundo Reynolds et al, 2002), foi enquadrada no grupo funcional MP (que inclui todas as diatomáceas meroplânctônicas) por Padisák et al. (2006). *A. planctonica*, ao contrário de outras espécies de *Anabaena*, como *A. circinalis* e *A. spiroides*, que são sensíveis a condições de mistura e baixa disponibilidade de luz (características das cianobactérias heterocitadas pertencentes ao grupo funcional H1), tolera mistura e baixa disponibilidade de luz, o que explicaria a codominância observada desta *Nostocales*, pertencente ao grupo funcional H2 com *Aulacoseira granulata*.

Variação interanual da riqueza de espécies e biomassa fitoplanctônica do rio Ivinhema

Foram observados baixos valores de riqueza de espécies na maior parte do período estudado. Apesar da ausência de padrão de variação sazonal nítido deste atributo, ocorreu um aumento nos valores de riqueza a partir de 2003, especialmente em 2007, com valor máximo registrado em março (44 táxons). Valores altos foram também encontrados em março e setembro de 2003 (36 e 39 táxons, respectivamente) e dezembro de 2004 (38 táxons). Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram os grupos melhor representados (Figura 9).

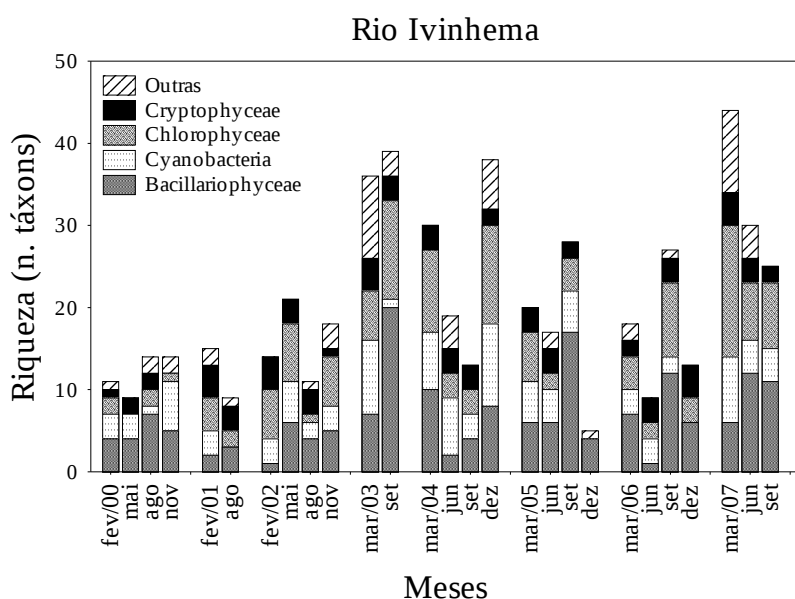


Figura 9: Variação interanual da riqueza de espécies fitoplanctônicas no rio Ivinhema no período 2000-2007.

Os menores valores de riqueza de espécies verificados nos primeiros anos do estudo (2000 a 2002) coincidiram com baixos valores de precipitação e nível hidrométrico dos rios Paraná (Figura 1) e Ivinhema (Figura 10), os quais são fatores estruturadores do fitoplâncton na planície de inundação (Rodrigues, 2007). Como consequência, ocorreu uma provável redução da conectividade entre os rios e os ambientes lânticos associados e consequentemente nas trocas de inóculos entre estes.

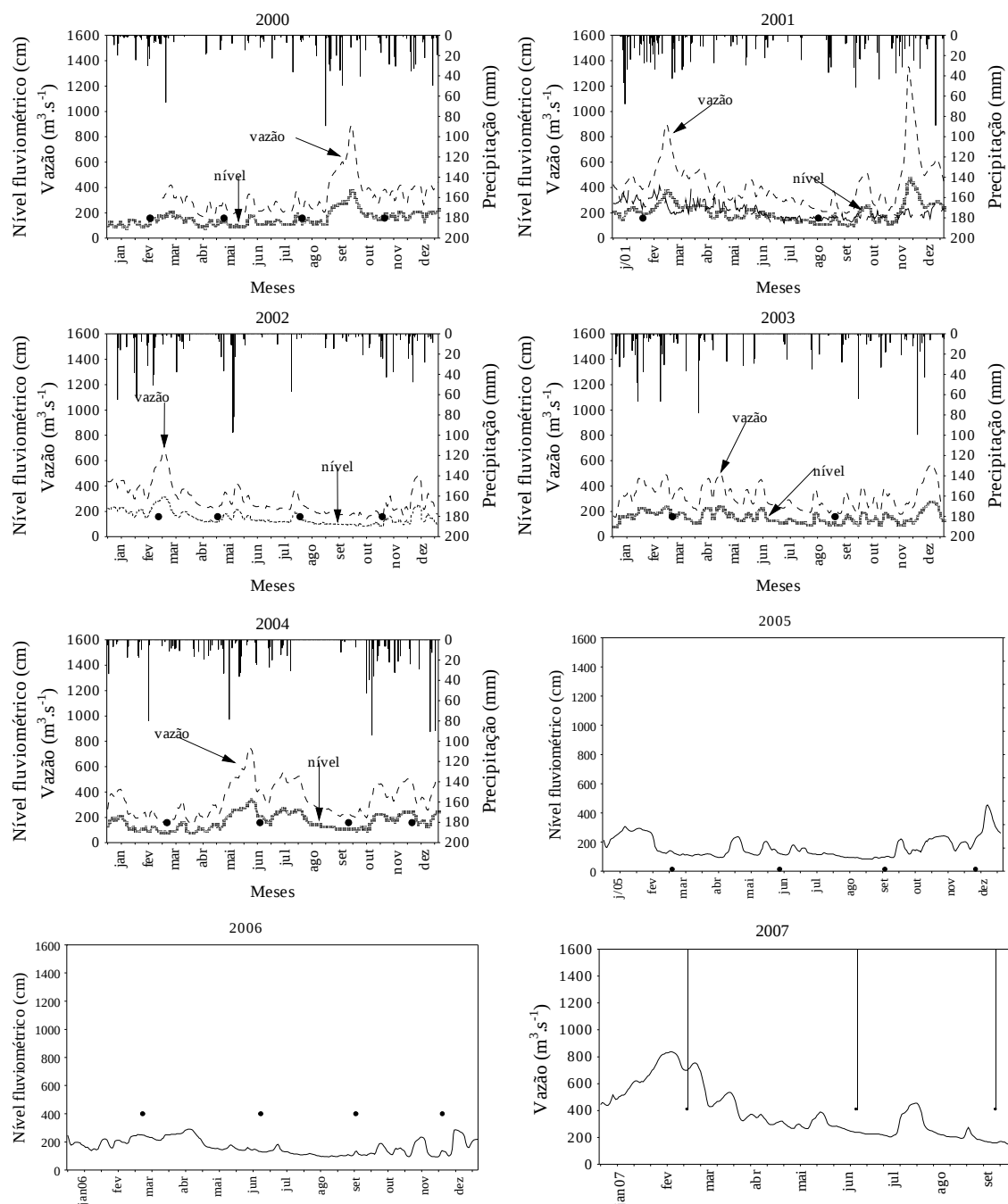


Figura 10: Níveis fluvimétricos diários dos rios Ivinhema e Paraná, vazão diária do rio Ivinhema (linhas) e precipitação diária na estação localizada no rio Ivinhema (barras), nos anos de 2000 -2007. (Os pontos indicam o período de coleta).

Foram registrados baixos valores de biomassa para este rio (máximo de $1,9 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, em setembro de 2003) durante todo o período de estudo (Figura 11). Os maiores valores registrados ocorreram em período de menor nível fluviométrico ($1,6 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ em maio de 2002 e $1,9 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ em setembro de 2003), com maior contribuição de Bacillariophyceae. As principais espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica para o rio Ivinhema foram *Aulacoseira granulata*, *A. granulata* var. *angustissima*, *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira alpigena* e *Ulnaria ulna* as quais são meroplanctônicas, favorecidas em condições de turbulência e tolerantes à baixa intensidade luminosa (Reynolds *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2005; Rodrigues, 2007).

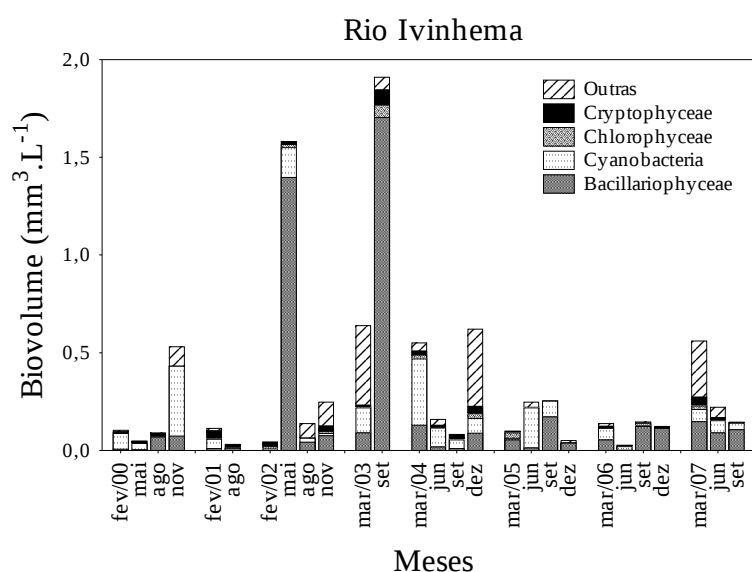


Figura 11: Variação interanual do biovolume fitoplanctônico no rio Ivinhema no período 2000 a 2007.

Baixos valores de biomassa são comuns em rios com elevada vazão e alta carga de sedimentos, como os observados para o rio Ivinhema, que diminuem a transparência da água, além de provocar choque mecânico sobre as células, dificultando o crescimento fitoplanctônico (Neiff, 1990; Reynolds, 1995; Reynolds & Descy, 1996; Train *et al.*, 2000; Borges *et al.*, 2003; Devercelli, 2006). De acordo com Reynolds (1988, 1995), além das condições ideais de luz e nutrientes, um rio precisa ser suficientemente longo ou apresentar um fluxo relativamente lento, para permitir o desenvolvimento fitoplanctônico, condições não contempladas para o rio Ivinhema, o ambiente de menor produtividade fitoplanctônica da área de estudo.

As espécies anteriormente citadas como descritoras da comunidade fitoplanctônica para o rio Ivinhema foram enquadradas como pertencentes ao grupo funcional **MP** por Rodrigues (2007), por ocorrerem em ambientes túrbidos e misturados.

Dominância em biomassa de *Aulacoseira* spp. tem sido amplamente registrada no rio Paraná e seus tributários (Garcia de Emiliani, 1997, Garcia de Emiliani & Devercelli, 2003, Train & Rodrigues, 2004, Unrein, 2002). Estes táxons estão adaptados à hidrodinâmica lótica, assim como os grupos **Y** (criptofíceas) e **J** (clorofíceas), representados, por espécies nanoplanctônicas, comuns no rio Ivinhema, os quais, no entanto, por apresentam alta taxa de crescimento, apresentam maior tolerância à vazão (Reynolds *et al.*, 2002).

Utilizando os critérios de Vollenweider (1968), para caracterização trófica dos ambientes segundo os valores de biovolume celular fitoplanctônico, o rio Ivinhema pode ser classificado como oligotrófico durante os oito anos de amostragem, com valores sempre inferiores a $2\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$.

Para o último período de estudo (dezembro de 2006 a setembro de 2007) foi mantida a tendência de baixos valores de biomassa observada para os anos anteriores, no entanto, houve um aumento da riqueza de espécies, devido provavelmente ao aumento na intensidade do pulso de cheia ocorrido em 2006, que teria funcionado como fator homogenizador arrastando para dentro da calha do rio Ivinhema, os inóculos de algas oriundos das lagoas marginais.

Referências

- AGOSTINHO, A. A. *et al.* The High River Paraná Basin: Limnological and Ichthyological Aspects. In: Tundisi, J. G. *et al.* (Eds.). *Limnology in Brazil*, Rio de Janeiro: ABC/SBL. P. 384, 1995.
- ALBAY, M.; AKÇAALAN, R. Factors influencing the phytoplankton steady state assemblages in a drinking-water reservoir (Ömerli reservoir, Istanbul). *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 502, p. 85-95, 2003.
- ALVES DE SOUZA, C. *et al.* Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic lagoon, Brazil. *Acta Botânica Brasileira*. 20 (3): 701-708, 2006.
- American Public Health Association Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA). Washington. Byrd Prepress Springfield, 1995.
- BARONE, R.; NASELLI-FLORES, L. Distribution and seasonal dynamics of Cryptomonads in Sicilian water bodies. *Hydrobiologia*, 502, 325-329. 2003.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. São Carlos: Editora RIMA, 2006.
- BLOMQUVIST, P.; *et al.* Amonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiologia*, 132(2): 141-64, 1994.
- BORGES, P. A. F., *et al.* Spatial variation of phytoplankton and some abiotic variables in the Pirapó River-Pr (Brazil) in august 1999: A preliminary study. *Acta Scientiarum* 25 (1): 1-8. 2003.
- BOUVY, M., *et al.* Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology* 20: 285-297, 1999.
- BOVO-SCOMPARIN, V. M. *et al.* Xanthophyceae planctônicas da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum*, Maringá, 27 (1): 9-20, 2005.
- BOVO-SCOMPARIN, V.M. Variação interanual (2000-2005) da comunidade fitoplanctônica em um lago de inundação isolado do parque estadual do rio Ivinhema (MS), Dissertação (Mestrado) Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.
- BOVO-SCOMPARIN, V.M.; TRAIN, S. Interannual variation (2000-2005) of the phytoplankton composition and biomass in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia*, (2007 - no prelo)
- CARMICHAEL, W. W. The cyanotoxins. *Advances in Botanical Research*, London, v.27, p.211-256, 1997.
- CHARPIN, M.F. *et al.* Seasonal variations of phytoplankton photosynthate partitioning in two lakes of different trophic level. *J. Plankton Res.*, Oxford, v. 20, n. 5, p. 901-921, 1998.
- CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrofication control. *Ecological engineering*, 16, 51-60, 2000.

- DEVERCELLI, M. Phytoplankton of the middle Paraná river during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia* 563: 465-478, 2006.
- EDLER, L. Recommendations for marine biological studies in the Baltic Sea; phytoplankton and chlorophyll, 1979. UNESCO, Working Group 11, Baltic Marine Biologists. p.38, 1979.
- FERNANDES, L. F *et al.* Cianobactérias e cianotoxinas. In: Andreoli, C. V.; Carneiro, C. (eds), *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. SANEPAR, Curitiba: p. 367-388, 2005.
- GARCIA DE EMILIANI, M. O. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia*. 357:1-15, 1997.
- GARCIA DE EMILIANI, M. O.; M. DEVERCELLI. Influencia del fenómeno “El Niño” sobre el transporte y la estructura del fitoplâncton em el cauce principal del río Paraná Médio, Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 38 (1-2): 29-38, 2003.
- GOLDSBOROUGH, L.G.; ROBINSON, G.G.C. Pattern in Wetlands. In: STEVENSON, R.J.; BOTHWELL M.L.; LOWE, R.L. [Org.]. *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Aquatic ecology series. San Diego: Academic Press. p.77-117, 1996.
- HAPPEY-WOOD, C. Ecology of freshwater planktonic green-algae. In: SANDGREEN, C.D. (Ed.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge Univ. Press., p. 175-226, 1988.
- HARRIS, G. P.; BAXTER, G. Interannual variability in the phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir. *Freshwater biology* 35: 545-560, 1996.
- HAVEL, J. E. *et al.* Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55: 518-525, 2005.
- HIROOKA, E. Y. *et al.* Survey of microcystins in water between 1995 and 1996 in Paraná, Brazil using Elisa., *Nat. Toxins, Chichester*, v.7, p.103-109, 1999.
- HORNE, A. J., *et al.* Nitrogen fixation in clear lake, California. II. Synoptic studies on the autumn *Anabaena* bloom. *Limnology and Oceanography* 17: 693-703, 1972.
- HORNE, A. J.; C. R. GOLDMAN. Nitrogen fixation in clear lake, California. I. Seasonal variation and the role of heterocysts. *Limnology and Oceanography* 17: 678-692, 1972.
- JAGER, H. I. *et al.* A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmtal Biology of fishes*, 60: 347-361, 2001.
- KÜIPER-GOODMAN, *et al.* Human health aspects. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. [Org.]. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management*. London: E & FN Spon. p. 114-153, 1999.
- LEWIS, W. M.; *et al.* Ecological Determinism on the Orinoco Floodplain. *Bioscience* 50: 681-692, 2000.
- LUCECIŃKA, M & SOSKA, R. Algal communities of humic acid sites: biomass and diversity in lake water versus peat-mat water. In: *Polish Journal of Ecology* 46: 123-135, 1998.

- LUND, J. W. G. The ecology of the freshwater phytoplankton. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 40: 231-293, 1965.
- MAGALHÃES V. F. *et al.* Microcystin contamination in fish from Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, Kidlington v. 39, p.1077-1085, 2001.
- MAGALHÃES V. F. *et al.* Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon*, Kidlington v.42, p.289-295, 2003.
- MITROVIC, S.M.; *et al.* Critical flow velocities for the growth and dominance of *Anabaena circinalis* in some turbid freshwater rivers. *Freshwater Biology* 48: 164-174, 2003.
- NEIFF, J. J. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. *Interciência* 15 (6): 424-41. 1990.
- PADISÁK, J. Sudden and gradual responses of phytoplankton to global climate change: case studies from two large, shallow lakes (Balaton, Hungary; Neusiedlersee, Austria/Hungary). In George, D. G., J. G. Jones, P. Puncochar, C. S. Reynolds, D. W. Sutcliffe (eds), *Management of lakes and reservoirs during global climate*. Kluwer Academic Publishes, Dordrecht: 111-125, 1998.
- PADISÁK, J. *et al.* Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 553, p. 1-14, 2006.
- PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Selection of phytoplankton associations in lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference of the cyanoprokariotes. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 384, p. 41-53, 1998.
- PEARL, H.W. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In Sandgren, C. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, New York: 261-315, 1988.
- REYNOLDS, C. S. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge: University Press. 1984.
- REYNOLDS, C. S. Cyanobacterial water-blooms. *Academic Press Inc.*, London. 1987.
- REYNOLDS, C. S. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREEN, C. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. New York: Cambridge University Press, cap. 10, p.388-433, 1988.
- REYNOLDS, C. S. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* 289: 9-21, 1994.
- REYNOLDS, C. S. River Plankton: The Paradigm Regained. In: *The Ecological Basis for River Management* (Eds. Harper, D. M.; Ferguson, A. J. D.), pp. 161-174, Wiley, Chichester. 1995.
- REYNOLDS, C.S. *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Excellence in ecology, 9. Oldendorf/Luhe: Ecology Institute, 1997.
- REYNOLDS, C. S.; DESCY, J. P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 113, 161-187, 1996.

- REYNOLDS, C. S. *et al.* Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plank. Res.*, 24, 417-428, 2002.
- ROCHA, P. C. Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR. 2002. Tese (doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.
- RODRIGUES, L.C. Variação interanual da comunidade fitoplanctônica em ambientes da planície de inundação do alto rio paraná: influência do regime hidrossedimentológico. Tese (doutorado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.
- RODRIGUES, L.C.; *et al.* Assemblcias Fitoplanctônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C. [Org.]. *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. p: 57-72, 2005.
- SCHEFFER, M. *et al.* On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78 (1), 272-282, 1997.
- SILVA, C. A., *et al.* Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia* 537: 99-109, 2005.
- SOUZA FILHO, E. E. *et al.* Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In: Thomaz, S.M. *et al.* (Ed.). *The Upper Paraná river and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, cap.I, p.1-29, 2004.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Fatores limnolgicos abiticos e clorofila *a*: caracterização dos habitats e influência do pulso de inundo. In: *A planície de inundo do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconmicos* (Eds Vazzoler, A. E. A. M. *et al.*), Maringá: EDUEM, p. 371-394, 1997.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation* (Eds Thomaz, S. M. *et al.*), Backhuys, Leiden, p. 75-102, 2004.
- TRAIN, S. Flutuações temporais da comunidade fitoplanctônica do subsistema rio Baía –Lagoa do Guaraná, Planície de inundo do alto rio Paraná (Bataiporã, MS). 1998. Tese (doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos. 1998.
- TRAIN, S. *et al.* Dinâmica Sazonal da Comunidade Fitoplanctônica de um Canal Lateral (Canal Cortado) do Alto Rio Paraná (PR, Brasil). *Acta Scientiarum*, Maringá, 22 (2): 389-399, 2000.
- TRAIN, S. *et al.* Phytoplankton Composition and biomass in environments of the Upper Paraná River Floodplain. In: *The upper Paraná river floodplain long term ecological research* (Eds Agostinho, A. A. *et al.*). Maringá. EDUEM. p. 63-73, 2004.
- TRAIN, S., RODRIGUES, L. C. Phytoplanktonic Assemblages. In: THOMAZ, S. M. *et al.* [Org.] *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation* Backhuys, Leiden. pp. 103-124, 2004.

- TRAIN, S.; *et al.* Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L.C. [Org.]. *Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima. p. 73-85, 2005.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica. In: VAZZOLER; A.E.A.M. *et al.* (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos limnológicos e sócio-econômicos*. Maringá: EDUEM, cap.5, p.103-13, 1997.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v.361, p.125-134, 1998.
- TUCCI, A.; SANT'ANNA, C.L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico. *Revista Brasileira de Botânica*. 26: 97-112, 2003.
- UNREIN, F. Changes in phytoplankton community along a transversal section of the lower Paraná floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 468: 123-134, 2002.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitt. int. Verein. Limnol.*, 9, 1-38, 1958.
- VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the Eutrofication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris. Tech. Report n°.DAS/CSI/68.27, p. 159, 1968.
- WALLACE, B.B. *et al.* Simulation of vertical position of buoyancy regulating *Microcystis aeruginosa* in a shallow eutrophic lake. *Aquat. Sci.* Basel, v. 62, p. 320-333, 2000.
- WEBSTER, I.T. *et al.* Management strategies for cyanobacterial blooms in an impounded lowland river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, Chichester, v. 16, p. 513-525, 2000.
- WESTWOOD, K. J.; GANF, G. Effect of mixing patterns and light dose on growth of *Anabaena circinalis* in a turbid, lowland river. *River Research Application* 20: 115-126, 2004.
- WETZEL, R. G., LINKENS, G.E. *Limnological analyses*. New York: Springer-Verlag, 2000.
- ZIMBA, P. V. *et al.* Confirmation of catfish, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque), mortality from *Microcystis* toxins. *Journal of Fish Diseases*, Oxford, v.24, p.41-47, 2001.

