

DENISE AMAZONAS PIRES

**Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade
fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto Tietê,
Estado de São Paulo, com diferentes graus de trofia**

**Dissertação apresentada ao Instituto de
Botânica da Secretaria do Meio
Ambiente, como parte dos requisitos
exigidos para a obtenção do título de
MESTRE em BIODIVERSIDADE
VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na
Área de Concentração de Plantas
Avasculares e Fungos em Análises
Ambientais.**

**SÃO PAULO
2014**

DENISE AMAZONAS PIRES

**Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade
fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto Tietê,
Estado de São Paulo, com diferentes graus de trofia**

**Dissertação apresentada ao Instituto de
Botânica da Secretaria do Meio
Ambiente, como parte dos requisitos
exigidos para a obtenção do título de
MESTRE em BIODIVERSIDADE
VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na
Área de Concentração de Plantas
Avasculares e Fungos em Análises
Ambientais.**

Orientadora: Prof^a Dr^a ANDREA TUCCI

Ficha Catalográfica elaborada pelo **NÚCLEO DE BIBLIOTECA E MEMÓRIA**

Pires, Denise Amazonas

P667d Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto Tietê, estado de São Paulo, com diferentes graus de trofia / Denise Amazonas Pires -- São Paulo, 2014.

101 p. il.

Dissertação (Mestrado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2014

Bibliografia.

1. Algas. 2. Billings. 3. Eutrófico. I. Título

CDU: 582.26

*“Nossa história não estará, do avesso assim, sem
final feliz... teremos coisas bonitas pra contar!
E até lá vamos viver, temos muito ainda por
fazer! Não olhe pra trás... apenas começamos!
O mundo começa agora... apenas começamos!”*

Renato Russo

Dedico este trabalho a minha mãe e meu marido, pela confiança e apoio incondicionais, e para nossa “Papoulinha”, que vai chegar para transformar tudo o que eu achava que sabia, e deixar minha vida de cabeça para baixo!

Agradecimentos

Agradeço à CETESB, e principalmente às minhas gerentes Maria do Carmo Carvalho, Marta Lamparelli, Guiomar J. Fornasaro e Maria Inês Z. Sato, pelo incentivo, apoio, amizade, palavras de carinho e motivação, e por entenderem que um trabalho desses demanda tempo e dedicação. Tenho orgulho de trabalhar com pessoas como vocês!

À Prof^a. Dr^a. Andrea Tucci, minha orientadora, mas acima de tudo parceira e amiga de tombos e acertos, muito obrigada por essa caminhada juntas! Obrigada por confiar em mim e me incentivar nos momentos mais difíceis. Agradeço por compartilhar seu tempo, seus conhecimentos, e pela valiosa orientação.

Às Prof^{as}. Dr^{as}. Célia Sant’Anna e Luciana Retz, pelos ensinamentos, paciência e dedicação. Agradeço de coração pelos bons momentos passados no Núcleo de Ficologia do Instituto de Botânica.

À Prof^a. Dr^a Denise Bicudo, Prof^a. Dr^a. Carla Ferragut e ao Prof^o Dr. Carlos Bicudo, por compartilhar seus conhecimentos e experiência, por todo o carinho e atenção comigo.

Aos pesquisadores, estagiários e pós-graduandos do Núcleo de Ficologia do Instituto de Botânica, que tornaram mais agradáveis meus breves momentos com vocês! Em especial, aos queridos Watson Gama Jr, Camila Malone, Fernandinha Rios, Mayra Jamas, Natali Bento, Guilherme Hentschke, Livia Negrão, João Saviolo Osti, a presença de vocês foi fundamental!

Obrigada especial ao pessoal do Laboratório de Comunidades Aquáticas da CETESB – Mônica Kuhlmann, Hélio Imbimbo, Adriana Deus, Helena Watanabe, Ana Brockelman, Lucy Ogura, obrigada pela ajuda com o trabalho, por entenderem meus momentos de stress e ainda assim me apoiarem sempre. Obrigada, Luciana Lerche, por ter segurado o Laboratório de Ficologia quando eu tinha aula e quando tive que ler todas as amostras! Sem você aqui, tudo seria mais difícil!

Ao pessoal do Setor de Amostragem da CETESB, em especial aos amigos Paulo, Vivian, Gordelinha, Venício, Elimar, Brandão, Vanderlei, Claudinei, obrigada pela oportunidade de trabalhar com vocês, por terem me ensinado tanto, e também pelas risadas e momentos atolados nos reservatórios. Não haveria trabalho sem o apoio de vocês.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente do Instituto de Botânica, pela oportunidade de aprimoramento científico.

Às minhas amigas de agora e sempre, Camila Rosal e Edna Rossini, pelo carinho, pelos conselhos e pela amizade verdadeira.

À minha família, especialmente minha mãe, Zélia Amazonas, que sempre me incentivou a fazer tudo o que eu quisesse, me apoiou e entendeu os momentos de ausência. Obrigada por nunca deixar que eu desista dos meus sonhos! Aos meus irmãos, Danielle e Fernando, por me darem forças e apoio sempre. À minha Lolinha, que passou noites em claro comigo, estudando e escrevendo, sempre ao meu lado. Ao meu marido, Fernando Panissi, melhor amigo, companheiro, que sempre me apoiou em todos os momentos da minha vida, e também aguentou as choradeiras quando tudo dava errado. Obrigada por sempre estar comigo!

Resumo

As diversidades alfa, beta e gama são componentes da diversidade de espécies, que fornecem informações importantes para a seleção de áreas para conservação e manejo. A diversidade de espécies é comumente utilizada com outros grupos taxonômicos e, mais raramente, com a comunidade fitoplanctônica. O trabalho descreve a composição, atributos e componentes da diversidade fitoplanctônica, além dos resultados de alguns parâmetros limnológicos de quatro reservatórios (Billings, Guarapiranga, Jundiaí e Paiva Castro) da bacia do Alto Tietê, São Paulo, Brasil, com diferentes graus de trofia. O objetivo deste estudo foi estimar a riqueza de espécies de cada reservatório (diversidade alfa), entre reservatórios com graus de trofia diferentes (diversidade gama) e as mudanças nas composições fitoplanctônicas entre esses sistemas (beta diversidade). As coletas foram realizadas entre outubro de 2011 e setembro de 2012, subsuperficialmente, em pontos amostrais do compartimento pelágico. A diversidade gama, quando considerado o número total de táxons fitoplanctônicos dos quatro sistemas de estudo, foi de 282 táxons, e o extrapolador de riqueza Sjack1 indicou uma suficiência amostral de cerca de 75%. Os reservatórios Billings e Paiva Castro, que são classificados como eutrófico e oligotrófico, respectivamente, apresentaram as menores diversidades alfa quando comparados aos demais reservatórios. Quanto à complexidade florística, contribuições significativamente maiores de espécies das classes Chlorophyceae e Cyanobacteria foram observadas nos quatro reservatórios estudados. Os maiores valores de diversidade beta foram encontrados entre os reservatórios com graus de trofia limítrofes, e os menores entre os reservatórios eutróficos. Além das diferenças no grau de trofia, os resultados sugerem que o tempo de residência da água tenha papel importante na estrutura do fitoplâncton, por interferir principalmente no estabelecimento dessa comunidade. Além disso, a maior similaridade entre os sistemas eutróficos parece ter sido influenciada pela conectividade entre os dois reservatórios.

Palavras – chave: biodiversidade, Cyanobacteria, fitoplâncton, índices de diversidade, riqueza de espécies.

Abstract

Alpha, beta and gamma are components of species diversity, which provide important information when selecting areas for conservation and management. Species diversity is commonly used with other taxonomic groups, but more rarely with phytoplankton community. This study describes the composition, attributes and diversity components of phytoplankton community, in addition to the results of some limnological parameters of four Brazilian reservoirs of the Alto Tietê basin, São Paulo, Brazil, with different trophic levels (Billings, Guarapiranga, Jundiaí e Paiva Castro). The aim of this study was to estimate species richness of each reservoir (alpha diversity), between reservoirs with different trophic levels (gamma diversity) and changes in phytoplankton composition between them (beta diversity). Sampling was carried out between October 2011 and September 2012, adopting subsurface sampling points in the pelagic compartment. Gamma diversity, when considering total taxa of the four systems, was 282 taxa, and the Sjack1 estimator indicated approximately 75% of sampling sufficiency. Billings and Paiva Castro reservoirs, eutrophic and oligotrophic systems, respectively, showed lower alpha diversity when compared to the other systems. Regarding floristic complexity, significantly higher species of Chlorophyceae and Cyanobacteria contributions were observed. The highest values of beta diversity were obtained between reservoirs with limiting trophic levels, and the lowest values between the two eutrophic reservoirs. In addition to differences in trophic levels, the results suggest that the water residence time has an important role in the establishment of the phytoplankton community. Moreover, the greatest similarity between the eutrophic reservoirs (Billings and Guarapiranga) seems to be influenced by the existing connectivity between them.

Keywords: Biodiversity, Cyanobacteria, diversity indices, phytoplankton, species richness.

Sumário

1	Introdução.....	1
2	Hipóteses	6
3	Objetivos	6
4	Materiais e Métodos	7
4.1	Locais de estudo.....	7
4.2	Periodicidade de Amostragem	14
4.3	Variáveis Hidrológicas	14
4.4	Variáveis Físicas e Químicas da água.....	15
4.5	Índice de Estado Trófico (IET).....	17
4.6	Comunidade Fitoplanctônica	18
4.7	Diversidade Fitoplanctônica (α , β , γ).....	21
4.8	Tratamento Estatístico	22
5	Resultados	23
5.1	Variáveis Hidrológicas	23
5.2	Variáveis Físicas e Químicas da água.....	26
5.3	Índice de Estado Trófico do período.....	37
5.4	Comunidade Fitoplanctônica	39
5.5	Diversidade Fitoplanctônica (α , β , γ).....	55
6	Discussão.....	56
7	Conclusão.....	68
8	Referências Bibliográficas	70

Índice de Tabelas

Tabela 1. Classificação dos reservatórios pelo Índice de Estado Trófico das estações de amostragem entre 2008 e 2012, de acordo com CETESB (2013).....	13
Tabela 2. Datas das amostragens nos reservatórios Billings, Guarapiranga, Jundiaí e Paiva Castro.....	14
Tabela 3. Variáveis estudadas e seus respectivos métodos de análises.....	16
Tabela 4. Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado (Lamparelli, 2004).	17
Tabela 5. Valores de volume total (Hm^3), volume (%) e vazão defluente ($Q_{\text{defl}} - \text{m}^3/\text{s}$) dos quatro reservatórios no período de estudo.	25
Tabela 6. Valores obtidos das variáveis limnológicas estudadas nos quatro reservatórios, ao longo do período de estudo.....	27
Tabela 7. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas da água e os três primeiros eixos da ordenação para o período de estudo	37
Tabela 8. Valores de IET fósforo (IET P) e IET clorofila (IET Cl) e valor médio do IET no período de estudo para as estações de amostragem deste trabalho.....	38
Tabela 9. Lista de táxons e sua ocorrência nos quatro reservatórios de estudo.	39
Tabela 10. Espécies descritoras dos reservatórios estudados, as abreviações utilizadas para a construção da PCA e os valores de suas respectivas frequências relativas.	52
Tabela 11. Coeficientes de correlação de Pearson entre as espécies descritoras e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo.....	54
Tabela 12. Valores de riqueza de espécies observada e do valor extrapolado utilizando o índice Sjack1, além do grau de suficiência amostral do trabalho realizado, para cada um dos reservatórios no período de amostragem.	55
Tabela 13. Valores de β -diversidade entre os reservatórios estudados.	55

Índice de Figuras

Figura 1. Mapa da UGRHI do Alto Tietê e os pontos monitorados no Projeto FEHIDRO.....	8
Figura 2. Esquema apresentando o caminho das águas do Sistema Cantareira.	11
Figura 3. Imagens das estações de amostragem nos quatro reservatórios.....	13
Figura 4. Médias mensais de precipitação na UGRHI 6 (Alto Tietê) em 2011.	23
Figura 5. Médias mensais de precipitação na UGRHI 6 (Alto Tietê) em 2012	23
Figura 6. Volume bombeado entre os Reservatórios Billings e Guarapiranga, em m ³ /s, durante o período de estudo.....	24
Figura 7. Tempo de Residência calculado para cada reservatório durante o período de estudo.....	24
Figura 8. Valores de transparência (m) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	26
Figura 9. Variação bimestral dos valores de turbidez (UNT) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	26
Figura 10. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Billings – Summit Control ao longo do período de estudo.	28
Figura 11. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Guarapiranga ao longo do período de estudo.	29
Figura 12. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Jundiaí ao longo do período de estudo.	30
Figura 13. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Paiva Castro ao longo do período de estudo.	31
Figura 14. Variação bimestral dos valores de oxigênio dissolvido na subsuperfície nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	32
Figura 15. Variação bimestral dos valores de fósforo total nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	33
Figura 16. Variação bimestral dos valores de nitrogênio nitrato; nitrogênio nitrito; nitrogênio amoniacal total e nitrogênio Kjeldahl total na subsuperfície, nos quatro reservatórios durante o período de estudo.	34
Figura 17. Variação bimestral dos valores de clorofila a nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	35

Figura 18. Análise dos componentes principais com base em 11 variáveis limnológicas de 24 amostragens nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	36
Figura 19. Valores médios do IET dos reservatórios no período estudado.....	37
Figura 20. Variação bimestral da riqueza de espécies nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	46
Figura 21. Porcentagem de contribuição das espécies em cada classe, com base na riqueza, em cada uma das estações de amostragem	47
Figura 22. Variação bimestral da densidade total de organismos fitoplanctônicos (org/mL) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	48
Figura 23. Contribuição dos valores de densidade para cada classe nas estações de amostragem ao longo do período de estudo	49
Figura 24. Variação bimestral dos valores da Diversidade H' nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	50
Figura 25. Variação bimestral nos valores de Dominância de Simpson (DS) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.	50
Figura 26. Variação bimestral do Índice de Equitabilidade (J') nos quatro reservatórios durante o período de estudo.....	51
Figura 27. Análise dos componentes principais com base em 18 espécies descritoras de 24 amostragens nos quatro reservatórios durante o período de estudo	53

1 Introdução

Reynolds (1997) definiu o fitoplâncton como a assembléia de microrganismos fotoautotróficos com estágios vegetativos de seus ciclos de vida em zonas pelágicas do mar, lagos, lagoas e rios. Estes organismos pertencem a diferentes grupos taxonômicos, com diferentes necessidades fisiológicas, e respondem de modo distinto a parâmetros físicos e químicos como luz, temperatura e nutrientes (Calijuri *et al.* 2006).

A comunidade fitoplanctônica, juntamente com as macrófitas aquáticas e as algas perifíticas, transformam a energia luminosa em compostos químicos energéticos por meio da fotossíntese. Além disso, produzem oxigênio nesse processo, constituindo o primeiro elo da cadeia alimentar, provendo alimentos para os consumidores primários incluindo protozoários, insetos, zooplâncton e peixes, além de servir também aos organismos da cadeia detritívora, tais como vírus, bactérias e fungos (Beyruth 1996).

Neste sentido, o fitoplâncton é um importante componente nos ambientes lacustres, principalmente em reservatórios. Os reservatórios são sistemas artificiais construídos para atender às diversas demandas das atividades humanas e sustentam organismos, populações e distintas comunidades, que interagem entre si e com um conjunto complexo de características hidrológicas e climatológicas (Tundisi 2005). Grande parte dos reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo encontra-se em meio a avançada e desordenada ocupação urbana, que agrava os impactos e adiciona inúmeros prejuízos à qualidade da água (Tundisi 2005). O despejo de efluentes orgânicos e industriais é um dos fatores que interfere na qualidade da água, promovendo a eutrofização artificial e o desenvolvimento de florações de microalgas e principalmente de cianobactérias (Tundisi 2003). Em 1992, Tundisi & Tundisi já mencionavam que entre 30-50% dos ambientes aquáticos ao redor do mundo estavam eutrofizados, com maiores registros naqueles situados em locais próximos a centros urbanos e áreas agrícolas, onde as descargas de nitrogênio e fósforo são mais intensas, situação que não se modificou nos dias atuais. De acordo com Di Bernardo *et al.* (2010), uma vez iniciado o processo de eutrofização artificial nos ambientes aquáticos, sua reversão é extremamente difícil e dispendiosa.

Assim, o estado trófico de um ambiente aquático reflete as condições em que esse ecossistema se encontra sob o cenário da eutrofização. Os Índices de Estado

Trófico foram desenvolvidos com a finalidade de classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliam a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas ou ao aumento da infestação por macrófitas aquáticas. O Índice de Estado Trófico utilizado neste trabalho é uma modificação do índice de Carlson proposta por Lamparelli (2004).

Dentre os impactos existentes na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, objeto do presente estudo, destacam-se a contribuição de esgotos domésticos que resultam em um processo acelerado de eutrofização e, consequentemente, em frequentes florações de algas e cianobactérias nos rios e reservatórios da região (Sant'Anna *et al.* 2008). As florações de cianobactérias apresentam riscos à saúde pública, pois durante a senescência desses organismos pode ocorrer a liberação de cianotoxinas na água (Huszar *et al.* 2000), capazes de causar intoxicações agudas ou crônicas, com algumas consequências bem descritas e outras ainda desconhecidas (Carvalho 2006, Carvalho *et al.* 2007).

Há registros de mortes de animais e humanos em poucas horas, desenvolvimento de neoplasias hepáticas e renais e a ocorrência de dermatites após o contato com água contaminada com essas toxinas. São cada vez mais frequentes as florações de cianobactérias em ambientes aquáticos lênticos continentais (Bouvy *et al.* 2000, Huszar *et al.* 2000, Paerl *et al.* 2001, Molica *et al.* 2005, Fristachi & Sinclair 2008, Sant'Anna *et al.* 2008, Furtado *et al.* 2009) de clima tropical (Vieira *et al.* 2005), onde as temperaturas elevadas parecem ter efeito positivo no seu desenvolvimento – apesar de essas florações também serem observadas no mar e estuários de outras regiões do mundo, independente do clima (Esteves 2011).

Em relação à comunidade fitoplancônica, as florações de algas e cianobactérias, registradas no processo de eutrofização, apresentam grande impacto social, econômico e ambiental, afetando toda dinâmica da biota aquática. Como exemplos desta problemática pode-se citar mortandades de peixes associadas às florações (Servin-Reyssac & Pletikosic 1990, Eler *et al.* 2001, Honda *et al.* 2006, Chellappa *et al.* 2008); produção de metabólitos (geosmina e 2-methylisoborneol-2-MIB) que dão odor e sabor desagradáveis tanto a água quanto aos peixes (Millie *et al.* 1995, Jardim & Viana 2003, Macedo-Viégas & Souza 2004, Tupinambás & Lobato 2007) prejudicando seu consumo, e a bioacumulação das cianotoxinas nos organismos superiores da cadeia alimentar aquática, com a possibilidade de intoxicação humana devido o consumo de

animais aquáticos contaminados (Van Buynder *et al.* 2001, Sipiä *et al.* 2001, Magalhães *et al.* 2003, Soares *et al.* 2004, Zhao *et al.* 2006, Deblois *et al.* 2008).

O estudo da comunidade fitoplanctônica em reservatórios urbanos é de elevada relevância devido aos usos múltiplos desses corpos d'água e aos problemas que essa comunidade pode trazer para a utilização da água. Neste sentido vários estudos foram desenvolvidos em diferentes reservatórios do estado de São Paulo, sendo grande parte de cunho taxonômico e alguns com considerações ecológicas, como exemplo os de Beyruth (2000b), Carvalho (2003), Lamparelli (2004), Nishimura (2008), Rodrigues (2008), Gemelgo (2008), Wengrat (2011), Nascimento (2012), Faustino (2013).

Segundo Nogueira *et al.* (2008), as estratégias para a conservação e conhecimento da biodiversidade são baseadas principalmente em composição florística e na riqueza de espécies. Considerando a aplicação de índices ecológicos, segundo Magurran (2004), a diversidade de espécies possui três componentes: diversidade alfa (α) ou diversidade local corresponde ao número total de espécies em um determinado local; a diversidade gama (γ) ou diversidade regional é o número total de espécies observado no conjunto de habitats estudados; e diversidade beta (β), que corresponde às mudanças na composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental.

O estudo da diversidade beta permite investigar a influência de fatores locais e regionais na estrutura das comunidades, e segundo Ward *et al.* (1999), esse componente da diversidade provê uma nova perspectiva para o conhecimento de áreas a serem preservadas. O estudo da diversidade de espécies em conjunto com outros atributos permite um conhecimento amplo da biodiversidade do grupo.

Para o Brasil, até o presente momento, existem poucos trabalhos que relatam o estudo da beta diversidade fitoplanctônica, com destaque para Huszar *et al.* (1990), Nabout *et al.* (2007), Nogueira *et al.* (2008), Santos (2009), Nogueira *et al.* (2010) e Pereira (2013).

Huszar *et al.* (1990) compararam a diversidade das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce. O índice utilizado neste estudo foi o de Whittaker (β_w ; 1972), e o resultado foi uma elevada β -diversidade entre os ambientes estudados, indicando a heterogeneidade das comunidades nesses ecossistemas.

Nabout *et al.* (2007) estudaram os três componentes da diversidade (alfa, beta e gama) das 21 lagoas de inundação do rio Araguaia nas estações seca e chuvosa dos anos 2000 e 2001. A diversidade beta, calculada por meio do índice $\beta - 1$ (Harrison *et al.*

1992), foi maior nos períodos de cheia, o que os autores relacionaram a chuvas isoladas que podem ter aumentado a heterogeneidade ambiental..

Nogueira *et al.* (2008) também estimaram os três componentes da diversidade (alfa, beta e gama) de quatro lagos urbanos do município de Goiânia - GO em períodos de chuva e seca entre os anos 2000 e 2001. Durante o período de estudo um total de 325 espécies foram inventariadas. Os quatro lagos apresentaram características limnológicas distintas e elevada β -diversidade, variando entre 42 e 64. O índice utilizado neste trabalho para o cálculo da β -diversidade foi β_{-1} (Harrison *et al.* 1992).

Com o objetivo de conhecer a composição e os diferentes níveis de diversidade da comunidade fitoplanctônica de oito reservatórios do Sistema de Furnas Centrais Elétricas SA, Santos (2009) aplicou o índice β_{-1} (Harrison *et al.* 1992) para estimar as alterações, tanto entre reservatórios como entre compartimentos dos mesmos reservatórios. Encontrou uma diversidade total de 336 táxons para os oito sistemas, e os valores de β -diversidade foram elevados, com baixa similaridade entre os sistemas.

Nogueira *et al.* (2010) trabalharam em 16 lagos da planície de inundação do Curuaí (Bacia Amazônica) durante o período de águas altas entre 2002 e 2003, a fim de avaliar a diversidade beta da comunidade fitoplanctônica e determinar a importância relativa dos processos ambientais e espaciais em sua estrutura. O índice de β -diversidade aplicado para quantificar as alterações na composição da comunidade fitoplanctônica foi o índice de Simpson (β_{SIM}) e o resultado foi uma alta dissimilaridade no período estudado, revelando alta heterogeneidade entre os lagos.

Pereira (2013) estudou a variação vertical da estrutura da comunidade fitoplanctônica no Lago das Ninféias, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Com esse objetivo, aplicou o método de dispersão multivariada proposto por Anderson *et al.* (2006), estimando a β -diversidade a partir da média das distâncias de cada observação no espaço multidimensional em relação aos meses. Encontrou alta heterogeneidade entre as profundidades nos períodos chuvosos e alta similaridade nos períodos secos, quando ocorreu a completa mistura da coluna d'água.

Segundo Gaston (1996), o número de espécies amostradas em uma comunidade depende do esforço amostral, e quanto maior esse esforço, mais próximo o número de espécies amostradas estará do valor real da comunidade. Entretanto, um esforço amostral tão grande nem sempre é viável, uma vez que depende de uma série de fatores nem sempre controláveis, como acesso a material adequado para coleta e análise, tempo para realização do trabalho, acesso a diferentes ambientes, entre outros. Nesse sentido,

as ferramentas estatísticas permitem estimar o número de espécies por extrapolação (Nogueira *et al.* 2008). Esses extrapoladores de riqueza constituem uma ferramenta para respaldar inventários, fornecendo aos pesquisadores a estimativa de suficiência ou não do trabalho executado. Nos trabalhos apresentados acima, Nabout *et al.* (2007), Nogueira *et al.* (2008) e Santos (2009) utilizaram Sjack1 como índice extrapolador de riqueza não-paramétrico para estimar a suficiência amostral.

Assim, considerando a importância econômica, ecológica e ambiental dos reservatórios do Sistema Alto Tietê e os trabalhos já desenvolvidos nestes sistemas, o estudo sobre índices ecológicos relacionados à comunidade fitoplanctônica complementam os conhecimentos já existentes sobre a composição da comunidade fitoplanctônica, visando discutir os atributos, tais como diversidade, riqueza, dominância e o conjunto de espécies descritoras. Com esse novo enfoque espera-se fornecer subsídios para o manejo adequado e monitoramento desses sistemas.

Este estudo faz parte de um projeto Interinstitucional, intitulado “Caracterização das Águas do Alto Tietê em Relação à Presença de Algas e Cianobactérias e Toxicidade aos Organismos Aquáticos”, coordenado pela CETESB e colaboração do Instituto de Botânica, com financiamento do Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FEHIDRO.

2 Hipóteses

A partir de informações teóricas sobre os índices de diversidade apresentados anteriormente, e com base no funcionamento dos reservatórios e na ecologia do fitoplâncton, as hipóteses elaboradas para esse trabalho são:

- Menores valores para as diversidades alfa nos sistemas eutrofizados (enriquecidos quanto aos nutrientes), em comparação aos sistemas oligo e mesotróficos;
- Elevada diversidade beta entre os sistemas estudados, devido às diferenças nos índices de eutrofização.

3 Objetivos

- Realizar o levantamento da diversidade taxonômica das algas e cianobactérias planctônicas de quatro reservatórios com diferentes graus de trofia da região do Alto Tietê, São Paulo, considerando as amostras destinadas ao estudo qualitativo e quantitativo das comunidades encontradas;
- Acompanhar a variação temporal da composição do fitoplâncton durante o período de amostragem nos reservatórios estudados;
- Estimar a diversidade alfa, ou seja, o número de espécies fitoplanctônicas de cada reservatório;
- Estimar a diversidade gama, ou seja, a riqueza total de espécies do conjunto de corpos d'água estudados;
- Quantificar as diferenças entre as composições de espécies da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios: a diversidade beta;
- Avaliar a influência do estado trófico dos quatro reservatórios e das variáveis ambientais sobre a heterogeneidade espacial e a diversidade beta.

4 Materiais e Métodos

4.1 Locais de estudo

Para a realização deste estudo foram selecionados quatro reservatórios da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, com diferentes graus de trofia, localizados na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), considerando dados históricos dos graus de trofia apresentados nos relatórios de qualidade de água da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (CETESB 2013).

A Região Metropolitana de São Paulo abrange a maior parte do território da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do Alto Tietê e está localizada a 23°S e 46°W, na porção sudeste do Brasil. O sítio urbano situa-se na Bacia Sedimentar de São Paulo, cujo principal vale é o do Rio Tietê, orientado no sentido leste-oeste, com uma altitude média de 720 metros e uma extensa planície de inundação. Essa bacia é cercada ao norte pela Serra da Cantareira, orientada no sentido leste-oeste e com altitudes que atingem até 1200 metros e a leste-sul pelo reverso da Serra do Mar com altitudes que, em geral, ultrapassam os 800 metros. Está distante cerca de 45 km do Oceano Atlântico (CETESB 2008).

Essa UGRHI é composta por 34 municípios e abrange a parte superior do Rio Tietê, desde a sua cabeceira até a barragem do Reservatório de Pirapora, numa extensão de 133 km. Abriga quase metade da população do Estado, aproximadamente 19,5 milhões de habitantes, e conta com coleta de 88% do esgoto produzido e com um índice de tratamento da ordem de 54% do esgoto gerado. O abastecimento público de água nessa região envolve uma série de reservatórios, entre os quais podemos citar os Reservatórios Rio Grande e Guarapiranga (CETESB 2013).

A Figura 1 apresenta o mapa da UGRHI do Alto Tietê, com destaque para as estações de amostragem nos reservatórios estudados: Reservatório Billings (BILL02900), Guarapiranga (GUAR00100), Jundiaí (JNDI00500) e Paiva Castro (JQJU00900).



Figura 1. Mapa da UGRHI do Alto Tietê e os pontos monitorados no Projeto FEHIDRO. Em destaque, as estações de amostragem nos reservatórios estudados: Reservatório Billings (BILL02900), Guarapiranga (GUAR00100), Jundiá (JNDI00500) e Paiva Castro (JQUU00900) (Fonte: Mapa elaborado pela geógrafa Carmem L. Midaglia para CETESB).

O **Complexo Billings** está localizado a oeste da capital do estado de São Paulo, entre as latitudes 23°42' e 23°45'S e entre as longitudes 46°27' e 46°42'W, a 746 metros de altitude (CETESB, 2008). A área da bacia de drenagem do Complexo Billings (560m²) é uma sub-bacia da bacia hidrográfica do Alto Tietê (5.900 km²; CETESB, 1996). O reservatório possui capacidade máxima de 1,2 bilhões m³ e ocupa uma área de aproximadamente 127 km².

É um dos maiores e mais importantes reservatórios de água da Região Metropolitana de São Paulo. Sua construção, em 1927, objetivou alimentar as turbinas da Usina Hidrelétrica de Henry Borden, situada em Cubatão, SP. Em 1950, a instalação da barragem Edgar de Souza permitiu reverter as águas dos rios Pinheiros e Tietê, uma vez que o volume de água anterior não era suficiente para alimentar a Usina. Em 1982, devido à grande quantidade de esgotos que levavam à proliferação de cianobactérias, o braço do Rio Grande foi completamente isolado do reservatório pela construção da Barragem Anchieta, preservando a captação de água para abastecimento público do ABC. A partir de 1992 o bombeamento das águas do Alto Tietê para o reservatório foi limitado às situações de emergência, como a necessidade de controle de enchentes, devido ao comprometimento desse importante reservatório pelo aporte das águas poluídas dos rios Pinheiros e Tietê. Com isso, a UHE Henry Borden ficou subutilizada (Capobianco, 2002).

O reservatório encontra-se numa região bastante urbanizada. Seus usos incluem a recreação, pesca, afastamento de efluentes domésticos e industriais, abastecimento público por meio da transposição de águas do braço Taquacetuba para o reservatório Guarapiranga, e eventualmente geração de energia elétrica na Usina Hidrelétrica de Henry Borden.

O local de amostragem selecionado para este trabalho (BILL 02900) está localizado na barragem reguladora do canal das Pedras (*Summit Control*) e possui profundidade média de 15,0 metros. Entre 2008 e 2010 este ponto do reservatório foi considerado eutrófico pela CETESB (Tabela 1; CETESB 2013), e apresenta uma alta densidade de organismos fitoplancônicos. As águas deste local são classificadas como Classe 2 pela Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005).

A bacia hidrográfica do **reservatório Guarapiranga** localiza-se na região sudoeste da Grande São Paulo. Ocupa uma área de 640km² e abrange integralmente os municípios de Embu-Guaçu e Itapeperica da Serra, e parte dos municípios de Cotia, Embu, Juquitiba, São Lourenço da Serra e São Paulo. Este é o segundo maior manancial

de abastecimento da RMS, fornecendo 11 mil litros de água por segundo para aproximadamente 3,7 milhões de pessoas (Whately & Cunha, 2006). Localiza-se a 23°43' S e 46°32'W, numa altitude de 742 metros, com área de 33Km², profundidade média de 6 metros e volume aproximado de 194 milhões de metros cúbicos de água. Seus principais contribuintes são os rios Embu-Guaçu, Embu-Mirim, Guavirutuba e Parelheiros, além de vários córregos (CETESB, 2005). Além disso, o reservatório recebe águas transpostas de outras duas bacias hidrográficas. A mais antiga é a reversão do rio Capivari para o rio Embu-Guaçu, com contribuição de cerca de mil litros por segundo. A outra reversão é a das águas do reservatório Billings, por meio do braço Taquacetuba, que está em funcionamento desde 2000 (CETESB, 2005).

A construção da barragem foi concluída em 1909 e teve o objetivo de regularizar a vazão do rio Tietê e garantir a produção de energia elétrica em Santana de Parnaíba. A partir de 1927, a represa passou a ser utilizada como manancial para abastecimento público da cidade de São Paulo. A ocupação do entorno do reservatório foi marcada, nas primeiras décadas, por loteamentos residenciais, clubes, chácaras, sítios e marinas, atraídos pela oferta de lazer e qualidade da paisagem. Porém, a partir da década de 70, as ocupações irregulares e sem estrutura começaram a surgir (Whately & Cunha, 2006).

Atualmente, a bacia possui áreas com intensa urbanização, chácaras de veraneio e áreas rurais. O reservatório é utilizado para abastecimento público, pesca, recreação, além do lançamento de efluentes domésticos e industriais. A estação de amostragem escolhida para este trabalho (GUAR 00100) está localizada na entrada do Rio Parelheiros, e nos anos anteriores ao início do estudo foi classificada pela CETESB como eutrófico (Tabela 1; CETESB 2013). Este também é o ponto de entrada das águas da Billings quando ocorre transposição. O local de amostragem apresenta densidade alta da comunidade fitoplânctônica e possui profundidade média de 3,5 metros, e é classificado como Classe Especial pela Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005).

O **Reservatório Jundiaí** faz parte da Bacia do Rio Tietê, na região de cabeceira. Localiza-se a sudeste do Estado de São Paulo (23°40'S e 46°10'W) e foi construído no final da década de 80, porém só entrou em operação em 1992. Parte das águas da Bacia do rio Tietê é revertida a este reservatório por meio do Rio Biritiba-Mirim. O reservatório Jundiaí possui uma área de drenagem de 111km², área inundada de 17,5km² e volume útil de 60x10⁶m³ (Lamparelli *et al.* 1996).

O trecho de cabeceira do Rio Tietê e afluentes principais pertencem à Zona de Proteção de Mananciais da Região Metropolitana de São Paulo, de acordo com a Lei

Estadual nº 898 de 18/12/75, regulamentada pelo Decreto Estadual nº 1172 de 17/11/76. De acordo com a mesma lei, o rio Jundiaí e todos os seus afluentes até a barragem do reservatório Jundiaí foram enquadrados como classe 1, sendo, no entanto, considerado como Classe Especial pela Resolução Conama 357/2005. Esse reservatório é utilizado para abastecimento público, recreação e pesca, e também para descarga de efluentes domésticos e industriais.

O local escolhido para amostragem (JNDI 00500) situa-se no meio do corpo central, na direção do braço onde existe o ponto de captação de água. Nos anos anteriores ao início do estudo foi classificado como mesotrófico pela CETESB (Tabela 1; CETESB 2013) e apresenta profundidade média de 6,0 metros.

O **Reservatório Paiva Castro**, também chamado de Juqueri, faz parte do sistema Cantareira, um dos mananciais de abastecimento mais importantes para a Região Metropolitana de São Paulo (Giatti, 2000).

O Sistema Cantareira é composto pela estação de tratamento de água do Guaraú, estação elevatória Santa Inês e pelos reservatórios de Águas Claras, Paiva Castro, Atibainha, Cachoeira e Jaguari-Jacareí. Todos os reservatórios são interligados entre si através de derivações por gravidade em canais e túneis pela estação elevatória de Santa Inês, a qual transpõe as águas ao longo da Serra da Cantareira em direção ao reservatório de Águas Claras, a montante da ETA do Guaraú e da RMSP, a uma altitude de 840m do nível do mar, de onde as águas são distribuídas por gravidade (Figura 2; Giatti, 2000).

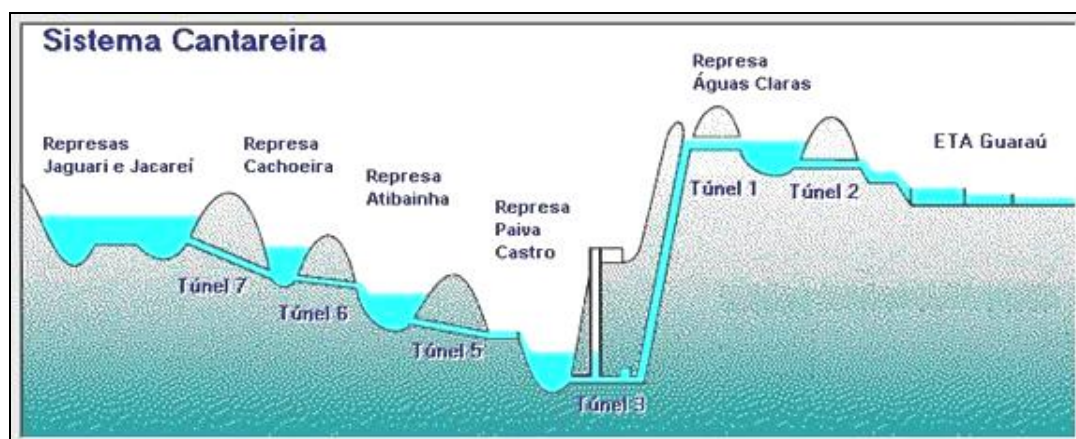


Figura 2. Esquema apresentando o caminho das águas do Sistema Cantareira (Fonte: SABESP).

O reservatório Paiva Castro é o último do sistema de derivações por gravidade, sendo formado por um barramento no rio Juqueri. Esse reservatório está situado principalmente no município de Mairiporã, a jusante do município. Possui uma área de drenagem de 314km^2 e contribui com $4,4\text{m}^3/\text{s}$ da vazão total de $33\text{m}^3/\text{s}$ do Sistema Cantareira (Giatti, 2000). Por estar mais próximo da metrópole, sofre com grandes pressões do crescimento populacional e falta de saneamento básico. Além do abastecimento público, o reservatório é utilizado para recreação e pesca.

Por ser o receptor final do sistema, o reservatório Paiva Castro pode refletir a qualidade final da água bruta a ser enviada à ETA do Guaraú. Por estar localizado entre a crista da Serra da Cantareira e a da Serra do Juqueri, este reservatório pode receber cargas poluidoras, principalmente de origem doméstica, do município de Mairiporã (Giatti, 2000).

A estação de amostragem escolhida (JQJU 00900) situa-se no corpo central, abaixo da ponte Santa Inês, e é classificado como Classe Especial pela Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005). Nos anos anteriores ao início do estudo foi classificado entre oligo e mesotrófico pela CETESB (Tabela 1; CETESB 2013), já apresentando uma tendência de piora. Apresenta profundidade média de 13,0 metros.



Figura 3. Imagens das estações de amostragem nos quatro reservatórios. A) Reservatório Billings, próximo à barragem do Rio das Pedras (*Summit Control*); B) reservatório Guarapiranga, entrada do Rio Parelheiros; C) Reservatório Jundiaí, corpo central, em frente ao canal de interligação com o reservatório Taiaçupeba; D) Reservatório Paiva Castro, corpo central, próximo à Ponte Santa Inês.

Tabela 1. Classificação dos reservatórios pelo Índice de Estado Trófico das estações de amostragem entre 2008 e 2012, de acordo com CETESB (2013). BILL02900: Res. Billings, Summit Control; GUAR00100: Res. Guarapiranga – Parelheiros; JNDI00500: Res. Jundiaí; JQU00900: Res. Paiva Castro. Os números representam as classificações tróficas dos sistemas: 1 – Ultraoligotrófico; 2 – Oligotrófico; 3 – Mesotrófico; 4 – Eutrófico; 5 – Supereutrófico; 6 – Hipereutrófico.

	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
	2008	2009	2010	2011	2012	
BILL02900	4	4	4	3	3	
GUAR00100	3	4	4	5	3	
JNDI00500	2	3	3	3	3	
JQU00900	2	3	3	3	2	

4.2 Periodicidade de Amostragem

As amostragens foram realizadas bimestralmente durante um ano, entre outubro de 2011 e setembro de 2012 (Tabela 2), pelo setor de amostragem da CETESB, reconhecido como centro de excelência no Brasil e na América Latina.

Tabela 2. Datas das amostragens nos reservatórios Billings, Guarapiranga, Jundiaí e Paiva Castro.

Res. Billings	Res. Guarapiranga	Res. Jundiaí	Res. Paiva Castro
03/11/2011	06/10/2011	20/10/2011	10/11/2011
03/01/2012	14/12/2011	20/12/2011	16/01/2012
21/03/2012	13/02/2012	23/02/2012	15/03/2012
14/05/2012	26/04/2012	04/04/2012	09/05/2012
04/07/2012	05/06/2012	20/06/2012	26/07/2012
05/09/2012	08/08/2012	16/08/2012	12/09/2012

4.3 Variáveis Hidrológicas

Precipitação Pluviométrica

A ocorrência de chuvas na data de coleta e nas 24 horas anteriores foi anotada em ficha de campo. Os dados da precipitação pluviométrica no período de estudo foram obtidos a partir dos resultados apresentados nos Relatórios da Qualidade das Águas Superficiais de 2011 e 2012 para a UGRHI 6 – Alto Tietê (CETESB, 2012 e 2013).

Tempo de Residência

O Tempo de Residência de cada reservatório foi calculado para o período de estudo. As informações sobre cota operacional, vazão e volume dos reservatórios estudados para os meses de amostragem foram fornecidos pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A.) e pelo Setor de Hidrologia da CETESB. A partir destas informações, calculou-se o tempo de residência da água, que consiste na razão entre o volume de água armazenada no reservatório e sua vazão de saída (Nogueira *et al.* 1999, Rueda *et al.* 2006).

$T = V / Q$, onde:

T = tempo de residência (dias);

V = volume do reservatório (m³);

Q = descarga ou vazão (m³/s X 86.400s).

Transposição de água entre os sistemas Billings e Guarapiranga

Os valores do volume transposto entre os dois reservatórios foram fornecidos pela EMAE, pela SABESP e pelo Setor de Hidrologia da CETESB.

4.4 Variáveis Físicas e Químicas da água

A associação da estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis ambientais proporciona um entendimento mais completo da dinâmica do ecossistema.

No momento da amostragem foram medidos, com auxílio da sonda multiparâmetros YSI modelo 6290V2 previamente calibrada, os seguintes parâmetros: condutividade elétrica, Oxigênio dissolvido, pH, temperatura da água. Também foi obtido o perfil térmico e do oxigênio dissolvido (OD), com medidas a cada 1m nos locais estudados.

A transparência da água (m) foi medida com um disco de Secchi. Para os demais parâmetros analisados, inclusive os nutrientes dissolvidos e totais, foram coletadas amostras na subsuperfície, utilizando uma garrafa de van Dorn de 7L, e as amostras foram encaminhadas aos laboratórios da CETESB, onde foram analisadas.

Todas as coletas seguiram as recomendações do Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Águas da ANA/CETESB (Brandão *et al.* 2011). As metodologias de análise utilizadas estão relacionadas na Tabela 3.

Tabela 3. Variáveis estudadas e seus respectivos métodos de análises, segundo CETESB (2013).

Variáveis			Metodologia
Nitrogênio Nitrito	(mg NO ² -N/L)		Cromatografia iônica (Método 4110-C; APHA-AWWA-WEF, 2005)
Nitrogênio Nitrato	(mg NO ³ -N/L)		Cromatografia iônica (Método 4110-C; APHA-AWWA-WEF, 2005)
Nitrogênio Amoniacal	(mg NH ₃ -N/L)		Espectrofotometria automática com ácido isocianídrico (APHA-AWWA-WEF, 2005)
Nitrogênio Total Kjeldahl	(mg N/L)		Espectrofotometria automática com ácido isocianídrico, após digestão ácida. (Método 4500-Norg – item B; APHA-AWWA-WEF, 2005)
Fósforo Total	(mg P/L)		Espectrometria automática com molibdato de amônia e ácido ascóbico (Método 4500-P-itens B e F; APHA-AWWA-WEF, 2005)
Clorofila <i>a</i> / Feoftina <i>a</i>	(µg/L)		Norma técnica L5-306 (CETESB 1990)
Alcalinidade total	(mg CaCO ₃ /L)		Potenciometria com eletrodo combinado (método 2320; APHA-AWWA-WEF, 2005)
Alumínio total	(mg Al/L)		Espectrometria de absorção atômica de chama – óxido nitroso/ acetileno (APHA-AWWA-WEF, 2005)
Cobre total	(mg Cu/L)		Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio –ICP/OES (APHA-AWWA-WEF, 2005)
Ferro total	(mg Fe/L)		Espectrometria ótica de emissão com plasma de argônio –ICP/OES (APHA-AWWA-WEF, 2005)
Turbidez	(UNT)		Turbidimetria (Método 2130; APHA-AWWA-WEF, 2005)

4.5 Índice de Estado Trófico (IET)

O IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e suas consequências (clorofila-*a*). Este Índice foi estimado mensalmente, com base nos valores de clorofila *a* e fósforo total, por considerarmos que os valores de transparência nem sempre são representativos do estado de trofia, uma vez que seu valor pode ser afetado pela turbidez decorrente de material em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos. O Índice do Estado Trófico para o Fósforo Total – IET (PT) e o Índice do Estado Trófico para a Clorofila *a* – IET (CL), modificados por Lamparelli (2004), foram estimados de acordo com as seguintes equações:

$$\text{IET (CL)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CL})) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2)),$$

onde: PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg/L;

CL: concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em µg/L;

ln: logaritmo natural.

O Índice do Estado Trófico Ponderado (IET Ponderado) foi obtido pela média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$\text{IET} = [\text{IET (PT)} + \text{IET (CL)}] / 2,$$

onde: IET (PT): Índice do Estado Trófico para o Fósforo Total;

IET (CL): Índice do Estado Trófico para a Clorofila *a*.

O resultado dessa ponderação pode ser observado na tabela 4.

Tabela 4. Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado (Lamparelli, 2004).

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios			
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	P total (mg/m ³)	Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$	$P \leq 8$	$\text{CL} \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < \text{CL} \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < \text{CL} \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < \text{CL} \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < \text{CL} \leq 69,05$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$	$233 < P$	$69,05 < \text{CL}$

4.6 Comunidade Fitoplanctônica

Análises Quantitativas e Qualitativas

As amostragens destinadas às análises qualitativas foram realizadas por arrasto vertical, por toda a coluna d'água a partir de um metro do fundo, com auxílio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 20 μm . Estas amostras foram transferidas para um frasco de 130 mL e preservadas em formaldeído a 4%.

Para as análises quantitativas do fitoplâncton foram coletadas amostras subsuperficiais (a aproximadamente 30 cm da lâmina d'água) com garrafa de van Dorn, acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 1L de volume. As amostras foram transportadas sob refrigeração e ao abrigo da luz, e fixadas com lugol acético no laboratório, na proporção de 3mL de lugol por litro de amostra.

A análise qualitativa foi feita em nível infragenérico sempre que possível, com análise das características morfológicas e métricas das populações. Para cada amostra foram examinadas no mínimo cinco lâminas, com a finalidade de observar uma população de no mínimo 20 indivíduos de cada espécie. Indivíduos isolados somente foram identificados quando suas características diacríticas estiveram presentes e concordaram com a circunscrição específica do táxon que representa. As lâminas foram analisadas em microscópio óptico binocular Zeiss AxioScope A1, com câmara clara e contraste de fase, nos aumentos de 400 e 1.000 vezes. Quando necessário, foi utilizada luz de epifluorescência com filtro verde para diferenciar bacterioplâncton de cianobactérias, contraste de fase e nanquim para evidenciar bainha mucilaginosa e iodo para evidenciar grão de amido.

Os sistemas de classificação adotados foram Round (1971) para as classes de Chlorophyta, Round *et al.* (1990) para as Bacillariophyceae, Fragilariophyceae e Coscinodiscophyceae; Komárek & Anagnostidis (1989, 1998 e 2005) e Hoffmann *et al.* (2005) para Cyanobacteria e van den Hoek *et al.* (1995) para as demais classes.

Dentre os trabalhos especializados utilizados para identificação de gêneros e espécies destacam-se: Komárek & Fott (1983), Sant'Anna (1984), Comas (1996), Nogueira (1991), Godinho (2009), Godinho *et al.* (2010), Rodrigues *et al.* (2010), Rosini *et al.* (2012), Ramos *et al.* (2013) para algas verdes; Hüber-Pestalozzi (1955) Tell & Conforti (1986), Menezes (1994) para Euglenophyceae; Castro *et al.* (1991) e Menezes (1994) para Cryptophyceae; Komárková-Legnerová & Cronberg (1994),

Azevedo *et al.* (1996), Azevedo & Sant'Anna (1999, 2003), Komárek & Azevedo (2000), Werner (2002), Sant'Anna *et al.* (2004), Rosini *et al.* (2013) para Cyanobacteria; Sant'Anna *et al.* (1989), Ferragut *et al.* (2005), Sant'Anna *et al.* (2012); Tucci *et al.* (2006) para a comunidade em geral. Atualizações taxonômicas foram realizadas com base nos trabalhos de An *et al.* (1999), Buchheim *et al.* (2005), Hegewald (1997, 2000), Hegewald & Hanagata (2000), Hegewald & Wolf (2003), Krienitz *et al.* (2003), Krienitz & Bock (2012).

Para a análise taxonômica das diatomáceas foram elaboradas, lâminas permanentes por meio do processo de oxidação com Peróxido de Hidrogênio 30%, e fixadas com a resina Naphrax (Índice de Refração = 1,87) (European Committee for Standardization 2003). Este processo consiste na oxidação da matéria orgânica e conteúdo celular, no qual o Peróxido de Hidrogênio é utilizado como agente oxidante. A remoção da matéria orgânica e conteúdo celular são indispensáveis para evidenciar a ornamentação da frústula (parede de sílica), fundamental na identificação infragenérica das diatomáceas.

As amostras foram depositadas no acervo do Herbário Científico do Estado “Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo” (SP) do Instituto de Botânica, em São Paulo, Brasil.

A análise quantitativa (org/ml) foi realizada conforme método descrito por Utermöhl (1958). O volume sedimentado foi selecionado em função da densidade de organismos esperados, normalmente 2mL para ambientes eutrofizados e 5 ou 10mL para ambientes oligotróficos. O tempo de sedimentação utilizado foi de no mínimo três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef 1983).

A contagem de organismos foi realizada em transectos verticais e os organismos foram considerados como colônia, cenóbio, filamento e célula. Os indivíduos foram enumerados em número suficiente para alcançar 100 organismos da espécie dominante ou, na ausência de dominância, pelo menos 400 organismos no total. Após atingir o número mínimo de organismos contados, ainda foram analisados tantos campos quanto necessários até que nenhuma nova espécie fosse encontrada em cinco campos, a fim de garantir a representatividade qualitativa mínima das espécies (Huszar & Giani 2004). As amostras foram examinadas em microscópio invertido Zeiss Axiovert 100, com retículo de Whipple, contraste de fase e capturador de imagens acoplado, em aumentos de 400 e 630 vezes.

Atributos da Comunidade Fitoplanctônica

A partir dos resultados de densidade (org/mL) do fitoplâncton foram calculados os seguintes atributos das comunidades:

Composição Específica: catálogo de espécies que compõem a comunidade.

Riqueza (R): o número total de táxons encontrados por amostra.

Índice de Diversidade (H') (bits.ind⁻¹): estimada pelo índice de Shannon & Weaver (1963).

$$H' = - \sum_{i=1} p_i \cdot \log_2 p_i$$

onde: $p_i = n_i/n$

n_i = número total de indivíduos de cada táxon na amostra.

n = número total de indivíduos na amostra.

Índice de Equitabilidade (J'): avaliada de acordo com Lloyd e Ghelardi (1964):

$$J' = H' / \log_2 S$$

onde: H' = Diversidade da amostra.

S = número de táxons na unidade amostral.

Índice de Dominância (DS'): estimada através da fórmula de Simpson (1949):

$$DS = \frac{\sum n_i (n_i - 1)}{n (n - 1)}$$

onde: n_i = número total de indivíduos de cada táxon na amostra.

n = número total de indivíduos na amostra.

Espécies Descritoras: O critério de seleção de espécies pode variar de acordo com as características da comunidade. Assim, foram selecionados os táxons que representaram até 1% da densidade total relativa e que juntos somaram 80% da densidade total (Tucci 2002).

4.7 Diversidade Fitoplanctônica (α , β , γ)

Para a estimativa da diversidade local – diversidade alfa (α), foi considerado o total de espécies em cada reservatório. Foi utilizado um índice não-paramétrico extrapolador de riqueza baseado na incidência de espécies (presença/ausência; Chazdon *et al.* 1998) para avaliar o grau de suficiência amostral. O estimador de riqueza de espécies utilizado para esse estudo foi o Jackknife de primeira ordem (Sjack1; Burnham & Overton 1978).

A diversidade regional ou diversidade gama foi utilizada em duas abordagens: quando considerados os quatro sistemas juntos, a diversidade gama foi a composição total encontrada nesses sistemas; quando considerados os pares de sistemas (Billings x Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, etc), a diversidade gama foi a composição desses dois reservatórios.

Para a estimativa do grau de dissimilaridade entre os reservatórios – diversidade beta (β), foi utilizado o índice $\beta-1$ (Harrinson *et al.* 1992), a partir da fórmula:

$$\beta-1 = \{[(S/\alpha \text{ médio}) - 1] / [N - 1]\} \times 100$$

onde:

S = diversidade regional ou riqueza total (numero total de espécies do conjunto de pontos amostrais considerados),

α médio: número médio de espécies para o conjunto de pontos amostrais considerado,

N: número de pontos amostrais do conjunto considerado.

O índice $\beta-1$ varia entre 0 e 100, sendo que 100 indica um conjunto de pontos amostrais completamente dissimilares e 0 um conjunto de pontos amostrais completamente similares. Diversidades beta acima de 50% indicam uma alta heterogeneidade entre os sistemas, valores entre 20 e 50%, heterogeneidade intermediária, e valores menores que 20% indicam heterogeneidade baixa em suas composições fitoplanctônicas. Este índice foi aplicado para quantificar o grau de renovação ou substituição de espécies entre os reservatórios, isto é, medir como a composição de espécies se altera ao longo de um gradiente ambiental (Harrinson *et al.* 1992, Bini *et al.* 2001, Nabout *et al.* 2007). O programa Past (Hammer *et al.* 2001) foi utilizado para o cálculo da diversidade beta e para o extrapolador de riqueza SJack1.

4.8 Tratamento Estatístico

A avaliação conjunta dos resultados limnológicos e das espécies descritoras foi realizada por meio de análise multivariada.

A análise de componentes principais (PCA; Goodall 1954 *apud* Valentin 2000) foi utilizada para determinar a variabilidade dos dados em relação às coletas (temporal) e aos reservatórios (espacial). Foi utilizada matriz de covariância, sendo a matriz de dados abióticos transformada pela amplitude de variação “ranging” $([x - x_{\min}) / (x_{\max} - x_{\min})]$ e a matriz de dados bióticos transformada por $\log x + 1$.

As transformações dos dados citados foram feitas por meio do programa FITOPAC (Shepherd 1996). As análises multivariadas foram realizadas pelo programa PC-ORD, versão 4.1 para Windows (McCune & Mefford 1997). Nas análises multivariadas, foram consideradas correlações significativas aquelas que apresentarem $r > 0,5$ com os eixos 1 e 2 da ordenação.

5 Resultados

5.1 Variáveis Hidrológicas

Com base no histórico anual de precipitação para a região da UGRHI 6 – Alto Tietê, os períodos de amostragem no ano de 2011 foram típicos, ou seja, com o aumento das precipitações com o início da primavera, apresentando valores próximos à média histórica (Figura 4).

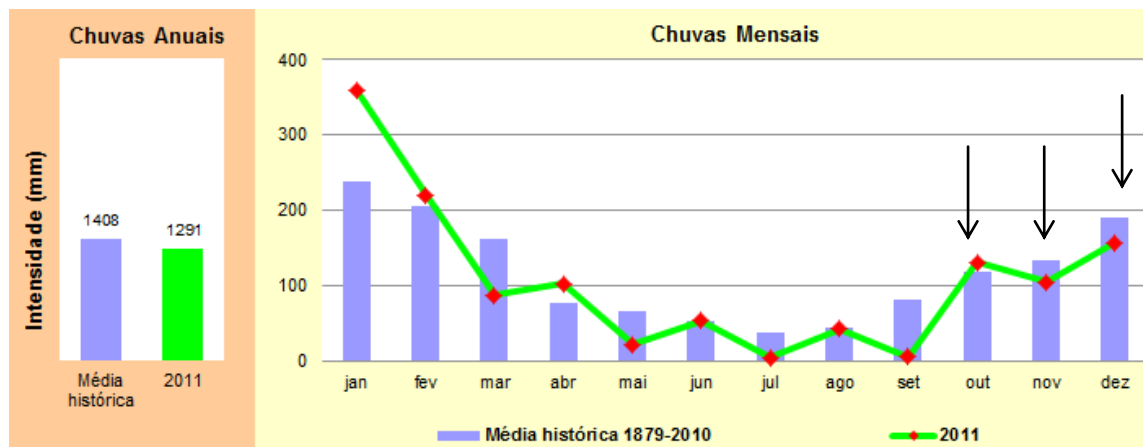


Figura 4. Médias mensais de precipitação na UGRHI 6 (Alto Tietê) em 2011. A barra azul corresponde à média histórica (1879-2010) e a linha representa a média mensal no período de janeiro a dezembro de 2011. Setas: meses de amostragens deste trabalho (CETESB 2012).

Em 2012, as precipitações registradas nos meses de janeiro, abril, junho e julho foram superiores à média histórica, com destaque para o mês de junho, e nos meses de agosto e setembro foram inferiores (Figura 5).

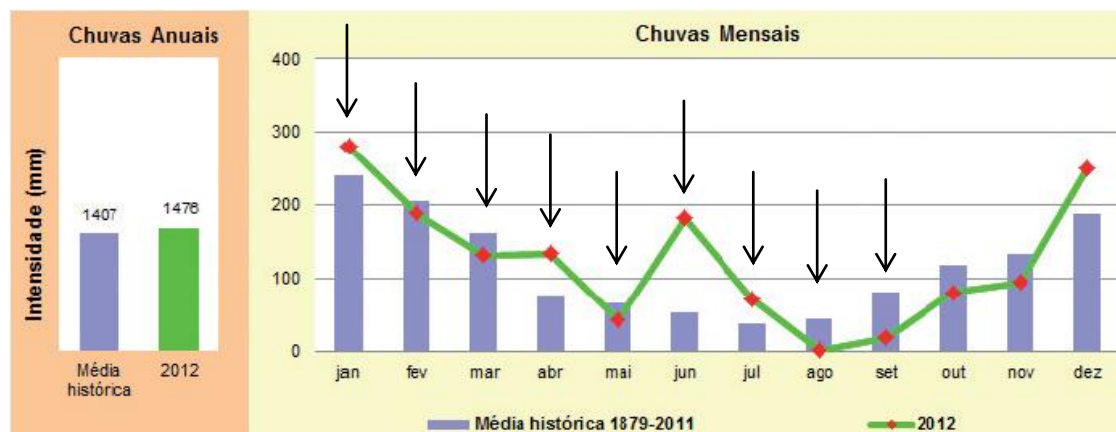


Figura 5. Médias mensais de precipitação na UGRHI 6 (Alto Tietê) em 2012. A barra azul corresponde à média histórica (1879-2011) e a linha representa a média mensal no período de janeiro a dezembro de 2012. Setas: meses de amostragens deste trabalho (CETESB 2013).

Transposição de água entre os sistemas Billings e Guarapiranga

A partir dos dados fornecidos pela SABESP e CETESB do volume de água transposto entre Billings e Guarapiranga, foi elaborado um gráfico para identificar as datas nas quais a amostragem coincidiu com a transposição. Observa-se que em três delas (outubro e dezembro de 2011, fevereiro de 2012) houve coincidência nas datas (Figura 6).

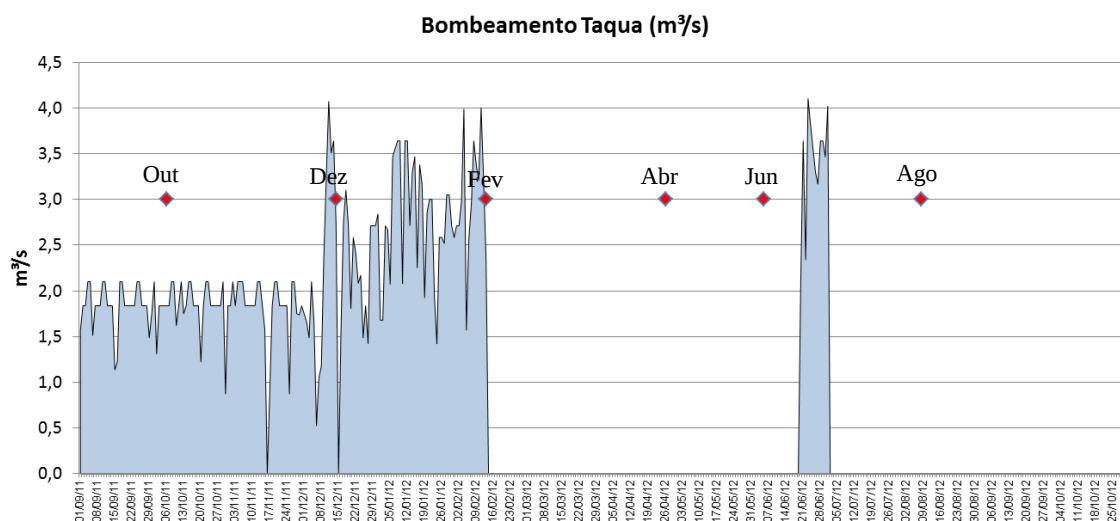


Figura 6. Volume bombeado entre os reservatórios Billings e Guarapiranga, em m³/s, durante o período de estudo. As marcas vermelhas correspondem às datas de amostragem no reservatório Guarapiranga, entrada do rio Parelheiros.

Tempo de Residência

Os dados para o cálculo do tempo de residência (figura 7) estão na Tabela 5.

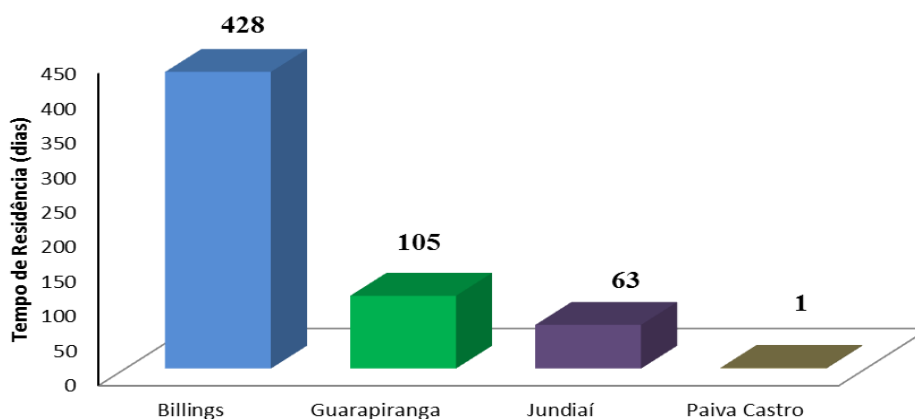


Figura 7. Tempo de Residência calculado para cada um dos reservatórios durante o período de estudo.

Tabela 5. Valores de volume total (Hm³), volume (%) e vazão defluente (Qdefl – m³/s) dos quatro reservatórios no período de estudo. Dados fornecidos pela SABESP e CETESB.

	Out/11	Nov/11	Dez/11	Jan/12	Fev/12	Mar/12	Abr/12	Mai/12	Jun/12	Jul/12	Ago/12	Set/12
Reservatório Billings												
Volume Total (Hm³)	645	686	668	636	653	680	702	693	649	595	580	567
Vol (%)	64,80	68,90	67,10	63,90	65,50	68,30	70,50	69,60	65,20	59,70	58,20	56,90
Q defl (m³/s)	24,0	20,1	28,5	24,7	37,9	28,1	19,3	10,9	9,6	11,4	13,8	23,8
Reservatório Guarapiranga												
Volume Total (Hm³)	91,8	92,3	93,5	111,4	140,5	137,1	129,1	132,9	139,0	149,5	143,3	123,6
Vol (%)	50,96	51,24	51,90	61,84	77,99	76,11	71,66	73,77	77,16	82,99	79,55	68,61
Q defl (m³/s)	12,8	12,8	12,9	12,9	13,9	14,1	14,1	13,9	13,7	13,6	13,9	14,0
Reservatório Jundiá												
Volume Total (Hm³)	19,75	21,13	25,89	39,90	58,92	53,28	47,70	53,43	60,00	59,20	54,28	44,26
Vol (%)	26,66	28,52	34,94	53,85	79,53	71,91	64,39	72,11	80,97	79,90	73,27	59,74
Q defl (m³/s)	21,35	20,01	15,29	9,97	14,6	29,9	21,48	13,44	20,7	12,61	14,8	21,5
Reservatório Paiva Castro												
Volume Total (Hm³)	3,42	3,46	3,47	3,51	3,35	3,28	3,69	3,73	3,96	3,75	3,89	3,92
Vol (%)	44,92	45,45	45,61	46,13	44,02	43,12	48,43	48,98	52,04	49,30	51,15	51,46
Q defl (m³/s)	30,87	30,12	30,45	28,78	30,94	31,23	29,85	29,74	31,38	31,87	32,82	32,35

5.2 Variáveis Físicas e Químicas da água

As variáveis físicas e químicas de todas as amostragens estão organizados na Tabela 6. As análises de alcalinidade, alumínio total, cobre total e ferro total do mês de março de 2012 no reservatório Paiva Castro não foram realizadas por problemas técnicos no momento da amostragem.

Transparência e Turbidez: Os valores de transparência foram relativamente baixos, variando entre 0,7m e 1,5m na estação de amostragem do reservatório Billings; 0,7m e 1,2m na estação do reservatório Guarapiranga; 0,9m e 1,9m na estação do reservatório Jundiaí; 1,2m e 1,6m na estação do reservatório Paiva Castro (Figura 8). Na figura 9, observa-se a relação entre o aumento da turbidez e a queda da transparência, exceção feita ao reservatório Guarapiranga.

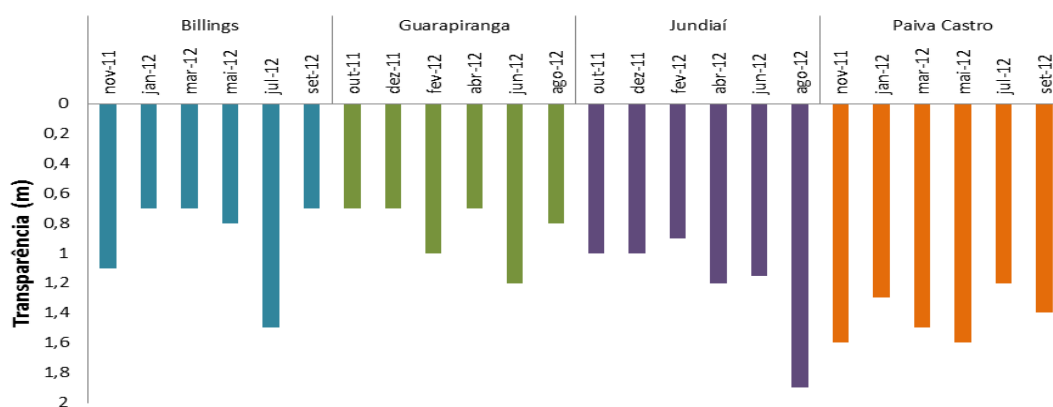


Figura 8. Valores de transparência (m) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

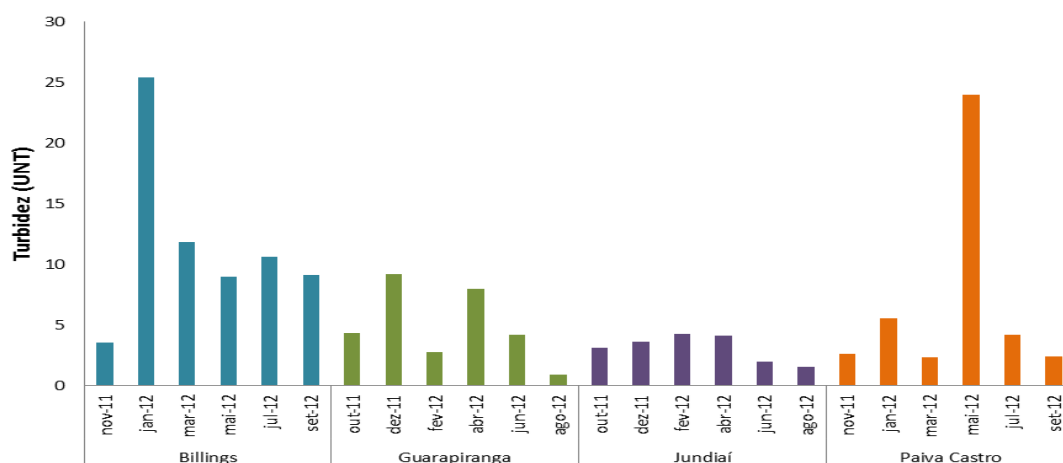


Figura 9. Variação bimestral dos valores de turbidez (UNT) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

Tabela 6. Valores das variáveis limnológicas obtidos nas amostragens dos quatro reservatórios, ao longo do período estudado (NR = não realizado).

		Condutividade ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	OD (mg/L)	pH	Temp. Água (°C)	Temp Ar (°C)	Transp (m)	Clorofila-a	Feofitina-a	Alcalinidade (mg/L)	Al total (mg/L)	Cu total (mg/L)	Fe total (mg/L)	P total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	N amoniacal total (mg/L)	N Kjeldahl total (mg/L)	Turbidez (UNT)
Billings	nov-11	145	7,3	7,6	20,3	15,5	1,1	17,91	4,17	30,89	< 0,10	< 0,01	0,15	0,04	0,29	0,02	0,18	0,57	3,55
	jan-12	160	8,8	9	25,5	25,5	0,7	66,83	3,9	42,9	0,13	< 0,01	0,19	0,07	< 0,20	< 0,10	< 0,10	1,1	25,4
	mar-12	154	8,1	8,5	26,1	26	0,7	34,41	4,41	38,5	0,22	< 0,01	0,24	0,04	< 0,2	< 0,01	0,31	1,17	11,81
	mai-12	149	7	7,6	20,4	19	0,8	43,21	6,99	41,25	0,16	< 0,01	0,21	0,04	< 0,20	0,01	0,11	0,89	9,02
	jul-12	160	11,3	9,2	21	23,9	1,5	42,77	4,01	43,1	0,49	0,01	1,11	1,65	0,29	0,01	< 0,10	1,04	10,6
	set-12	143	8,7	8,2	20,1	24	0,7	37,76	2,94	36	0,19	< 0,01	0,16	< 0,05	< 0,20	< 0,01	0,32	1,52	9,15
	out-11	159	6,5	7,4	22,7	27	0,7	36,35	6,68	38,6	0,13	0,02	0,77	0,14	0,65	0,08	1,07	1,94	4,31
	dez-11	201	4,37	7,27	24,01	23,8	0,7	29,4	14,26	55	0,41	< 0,01	1,15	0,21	0,27	0,09	1,52	2,39	9,19
	fev-12	115	7,1	7,3	26,2	28,6	1	17,11	11,52	30,8	0,11	0,02	0,38	0,07	0,38	0,03	0,24	1,03	2,76
Guarapiranga	abr-12	220	4,7	6,9	21,8	26,9	0,7	67,21	16,73	73,5	0,21	< 0,01	1,49	0,32	0,26	0,06	2,53	4,01	8,01
	jun-12	184	3,8	7,1	18,3	20	1,2	18,04	6,75	45,52	0,14	< 0,01	0,56	< 0,02	0,39	0,08	0,59	1,38	4,23
	ago-12	126	3,4	6,7	18,6	19,5	0,8	7,75	3,85	32,1	< 0,10	< 0,01	0,22	0,05	0,59	0,07	0,63	1,19	0,89
	out-11	37	9	7,9	21	18,3	1	24,06	6,42	8,24	0,27	< 0,01	0,65	0,05	< 0,10	< 0,01	< 0,10	0,58	3,11
	dez-11	52	7,4	7,35	25,17	29,5	1	18,18	6,9	8,8	< 0,10	< 0,01	0,49	0,04	< 0,10	< 0,01	< 0,10	0,61	3,62
Jundiá	fev-12	40	7,2	7,4	25,9	25,4	0,9	27,08	4,01	11	< 0,10	< 0,01	0,52	0,07	< 0,10	< 0,01	< 0,10	0,58	4,3
	abr-12	42	8,5	7,5	24,5	25,1	1,2	24,06	1,76	14,6	< 0,10	< 0,01	0,28	0,03	< 0,20	< 0,01	< 0,10	< 0,50	4,1
	jun-12	40	7,5	6,5	18,7	23	1,15	18,18	6,9	9,53	< 0,10	< 0,01	0,43	< 0,02	< 0,20	< 0,01	< 0,10	0,83	2
	ago-12	42	8,4	6,6	20,1	25,8	1,9	9,93	2,41	8,48	< 0,10	< 0,01	0,3	< 0,02	< 0,20	< 0,01	< 0,10	0,51	1,57
	nov-11	35	8,4	8,2	24,4	24,7	1,6	4,01	1,04	12,95	0,16	< 0,01	0,25	< 0,007	0,11	< 0,01	< 0,1	0,89	2,6
	jan-12	38	7,6	7,6	24,9	28,7	1,3	3,68	3,34	14,3	0,32	< 0,01	0,33	< 0,007	0,11	< 0,01	0,11	0,59	5,52
	mar-12	36	7,9	7,5	27,2	27	1,5	6,11	1,91	NR	NR	NR	NR	< 0,007	< 0,20	< 0,01	< 0,10	< 0,50	2,34
Paiva Castro	mai-12	36	7,6	7,1	21,7	25,6	1,6	1,34	0,53	8,8	0,21	< 0,01	0,28	< 0,007	< 0,20	< 0,01	0,11	< 0,50	2,4
	jul-12	38	8,98	6,98	18,8	18,4	1,2	5,35	2,36	12,6	< 0,10	< 0,01	0,51	< 0,007	< 0,20	0,01	0,21	0,54	4,2
	set-12	34	8,5	6,9	22,5	28	1,4	4,39	1,37	12,7	0,25	< 0,01	0,22	< 0,007	< 0,20	< 0,01	< 0,10	0,69	2,43

Perfil de Temperatura e Oxigênio Dissolvidos

Os resultados dos perfis de temperatura e oxigênio dissolvido dos reservatórios ao longo do período de estudo estão apresentados nas figuras 10 a 13.

No local de amostragem do reservatório Billings houve estratificação térmica em quatro das seis amostragens. Essa estratificação foi registrada na superfície: até 1,0 metro nas amostragens de janeiro, março e setembro de 2012 (meses correspondentes ao verão e primavera), e em 2,0 metros na amostragem de julho de 2012 (inverno). Houve queda na concentração de oxigênio em cinco das seis amostragens (apenas em maio/2012 a curva de OD não tende à esquerda).

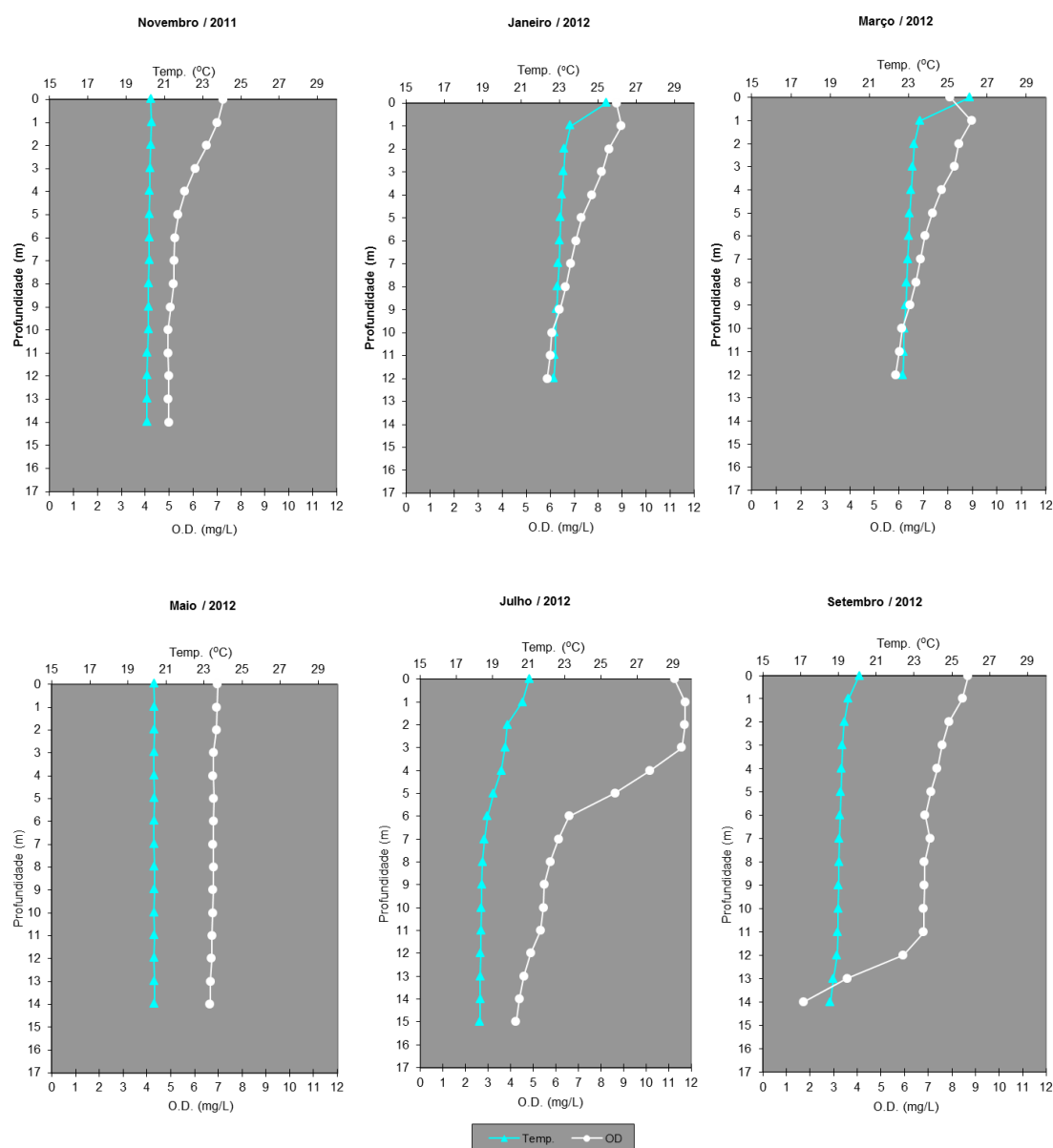


Figura 10. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Billings – Summit Control ao longo do período de estudo.

O local de amostragem no reservatório Guarapiranga é muito raso, e não foi registrada a ocorrência de estratificação no período de estudo. As concentrações de oxigênio dissolvido na água apresentaram variação ao longo da coluna d'água em outubro de 2011 e agosto de 2012 (Figura 11).

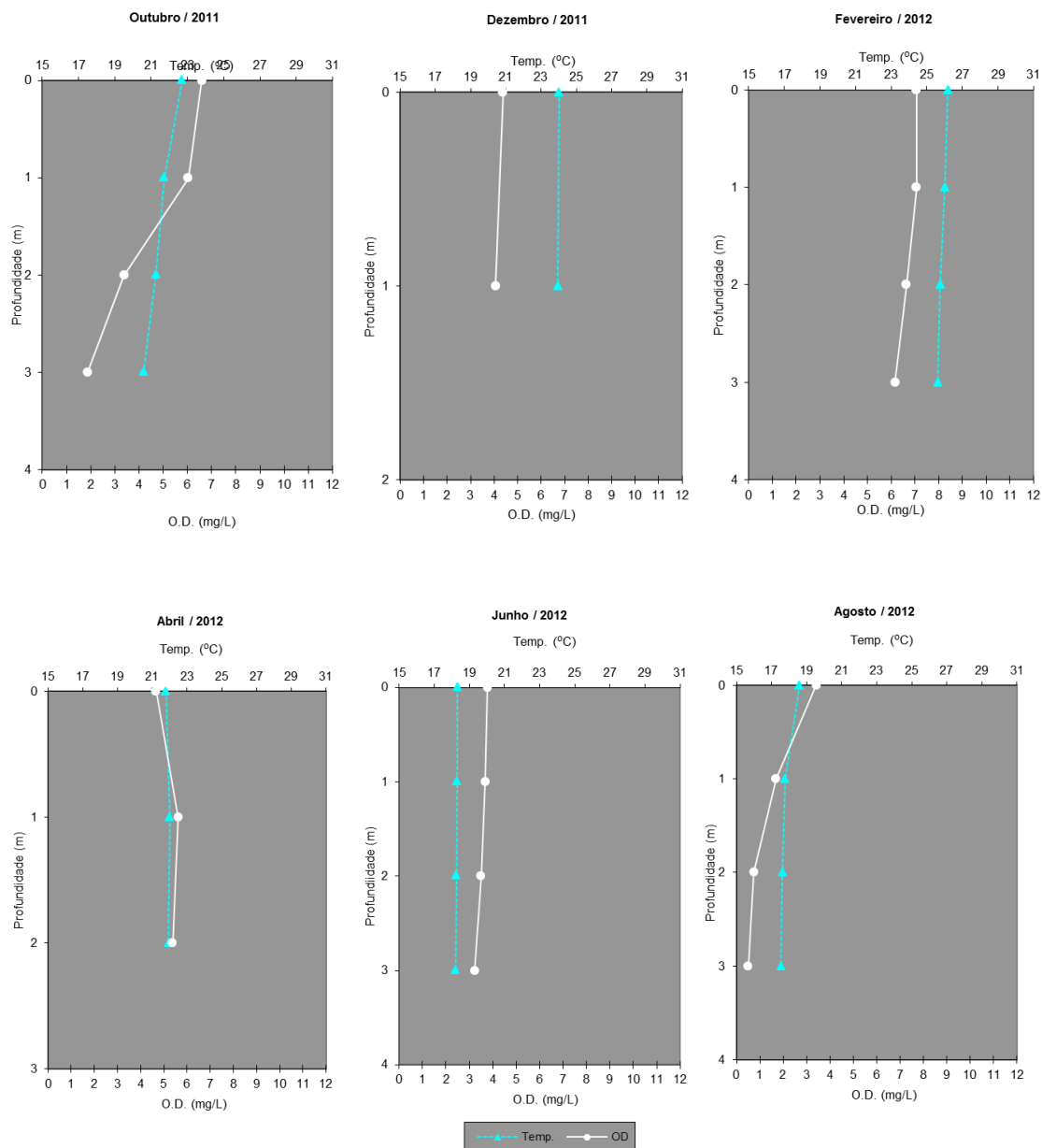


Figura 11. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Guarapiranga ao longo do período de estudo.

Na estação de amostragem do reservatório Jundiaí, o único episódio de estratificação térmica ocorreu em fevereiro de 2012, a partir de 4m de profundidade. Em agosto de 2012, foi registrada uma diminuição gradual da temperatura em direção ao fundo, porém em nenhum momento houve uma diferença superior a $0,5^{\circ}\text{C}$ entre os estratos de profundidade (Figura 12).

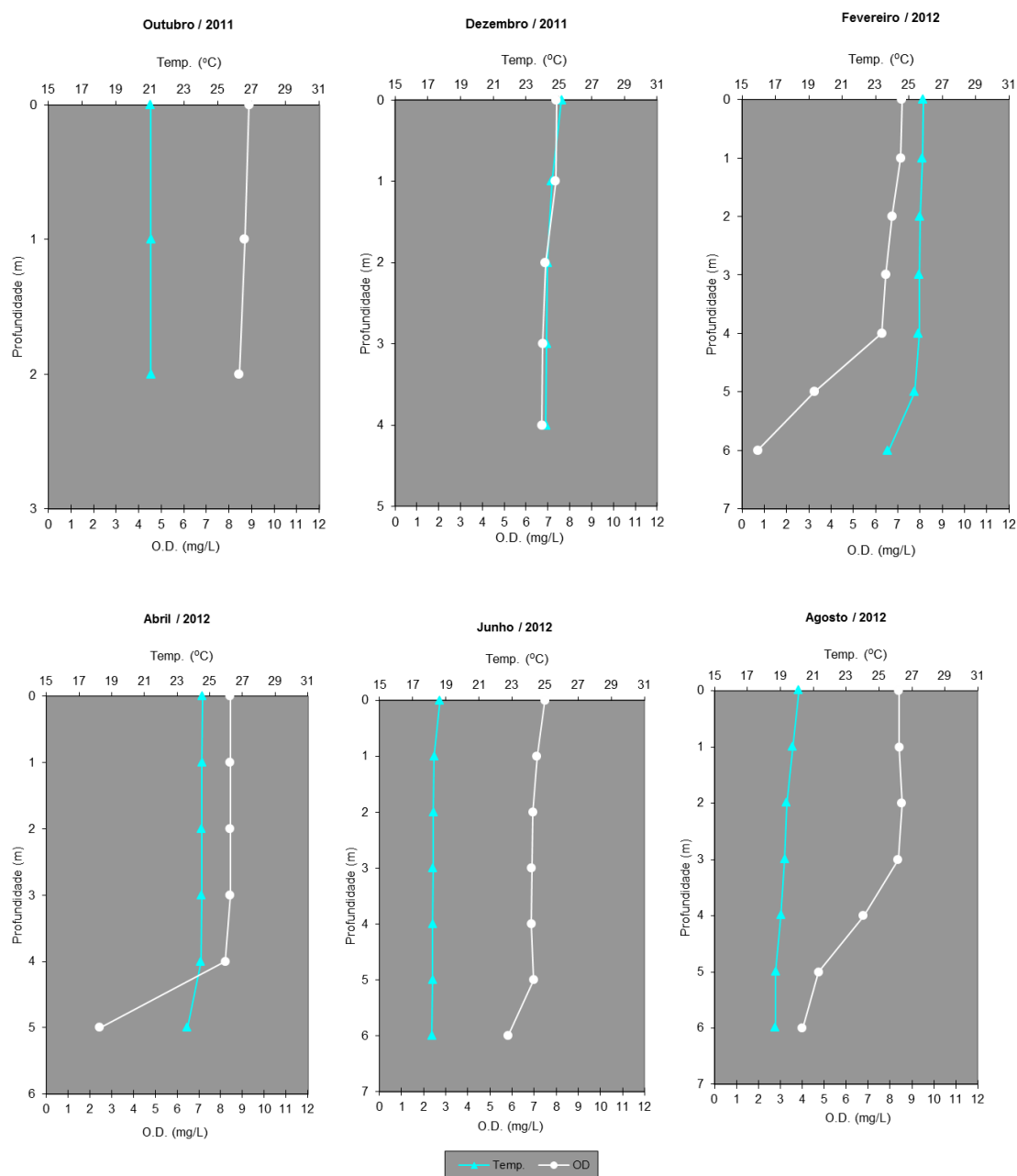


Figura 12. Perfil de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Jundiaí ao longo do período de estudo.

Na estação de amostragem do reservatório Paiva Castro foi observada estratificação térmica em quatro das seis amostragens, e nos meses de maio e julho de 2012 não foi registrado esse fenômeno. Foi registrada queda acentuada da concentração de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água em quatro das seis amostragens, sendo que apenas nos meses correspondentes ao outono e inverno (maio e junho de 2012) isso não foi observado (Figura 13).

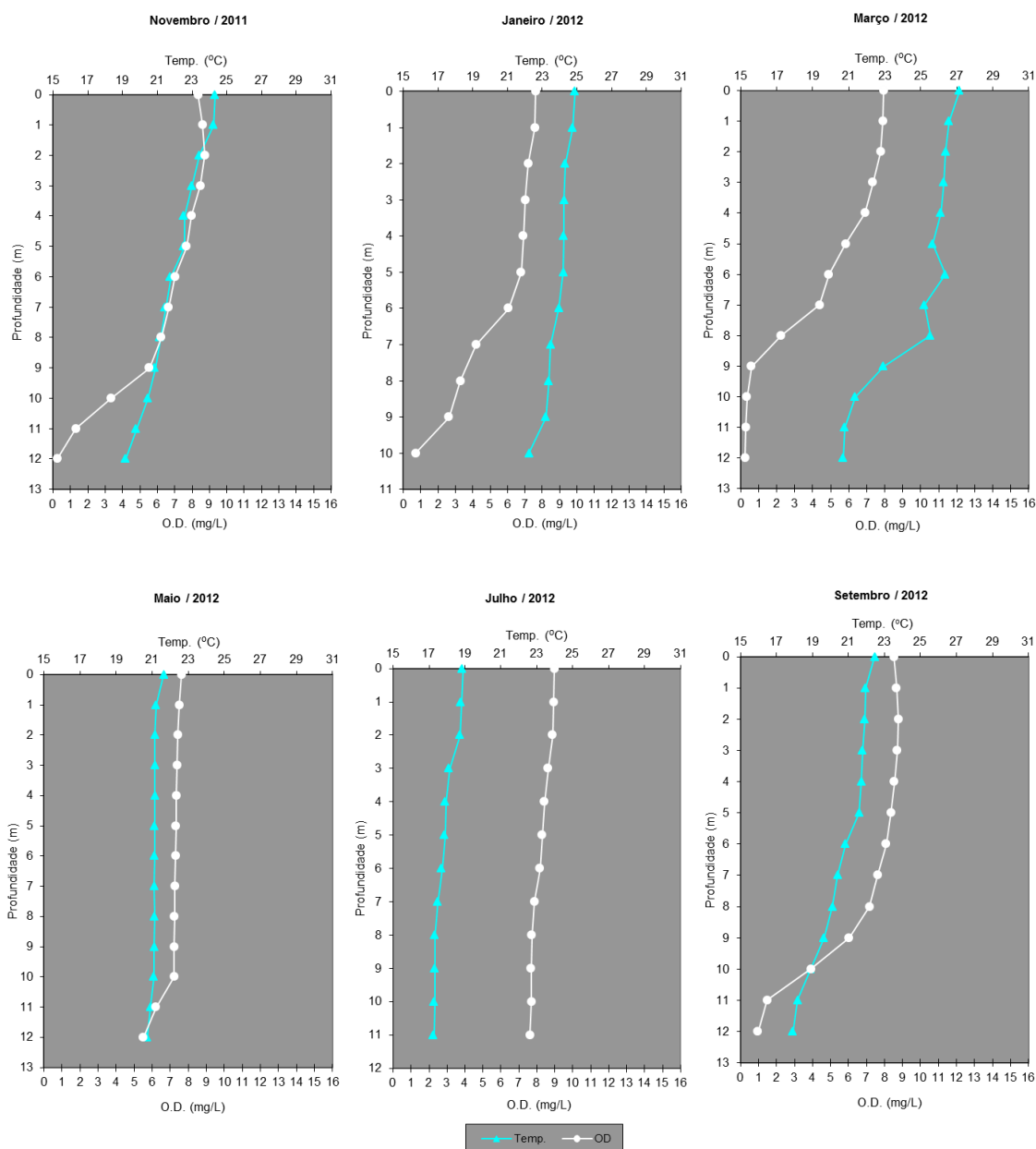


Figura 13. Perfil de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L) do reservatório Paiva Castro ao longo do período de estudo.

Oxigênio Dissolvido (Figura 14): Os valores de oxigênio dissolvido (OD) na subsuperfície foram relativamente altos quando comparados com os valores obtidos no reservatório Guarapiranga. Os valores registrados nas estações de amostragem dos reservatórios Billings, Jundiaí e Paiva Castro ficaram entre 7,0 mg/L e 8,5 mg/L; na estação de amostragem no reservatório Guarapiranga os valores de OD variaram entre 3,4 mg/L e 7,1 mg/L.

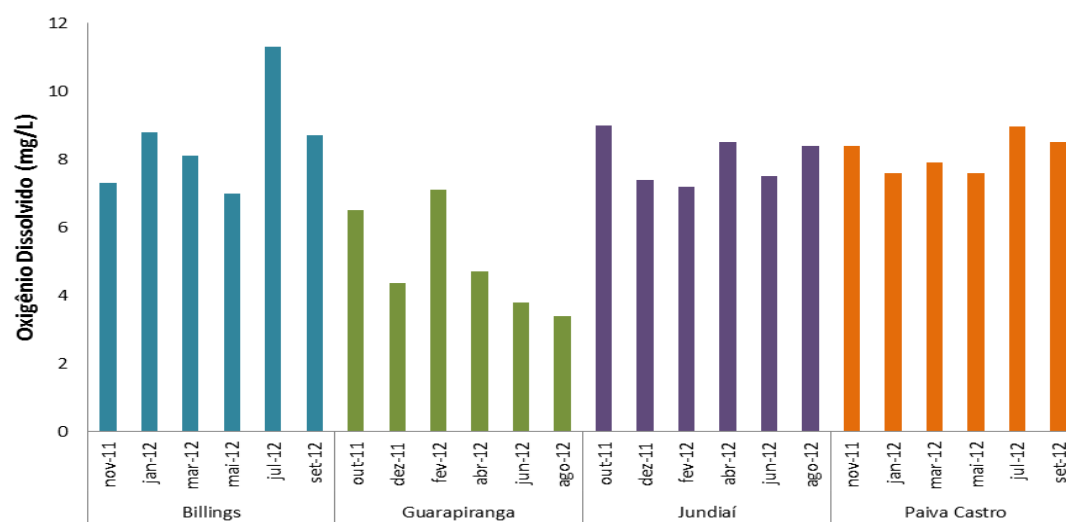


Figura 14. Variação bimestral dos valores de oxigênio dissolvido na subsuperfície nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

Fósforo Total (Figura 15): Podemos observar que o reservatório Guarapiranga apresentou valores de fósforo superiores aos dos outros reservatórios. Na estação de amostragem do Reservatório Billings, foi registrado o maior valor de todos, 1,65 mg/L, em julho de 2012. No reservatório Paiva Castro, os valores de fósforo total ficaram abaixo do limite de detecção do método (0,007 mg/L).

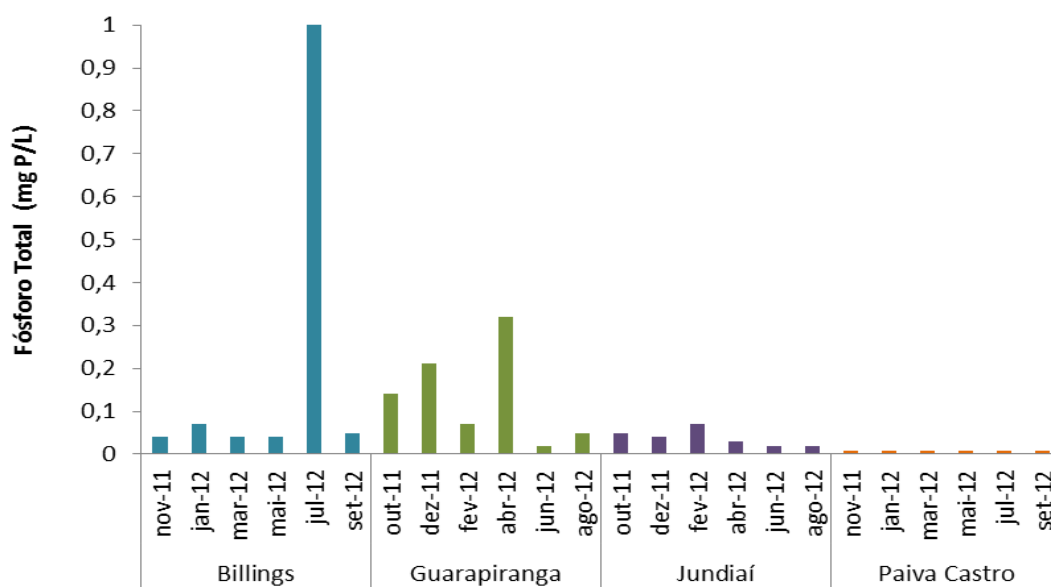


Figura 15. Variação bimestral dos valores de fósforo total nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

Série do Nitrogênio (Figura 16): O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras são formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. Os valores mais altos de Nitrogênio total foram observados no Reservatório Guarapiranga (2,39 mg N/L em dezembro de 2011 e 4,01 mg N/L em abril de 2012), e o principal componente da série nesse reservatório foi o nitrogênio amoniacal. Os menores valores no período foram observados no reservatório Jundiaí, que apresentou todos os valores de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal abaixo do limite de detecção dos métodos. O reservatório Paiva Castro também apresentou concentrações de nitrogênio total baixas.

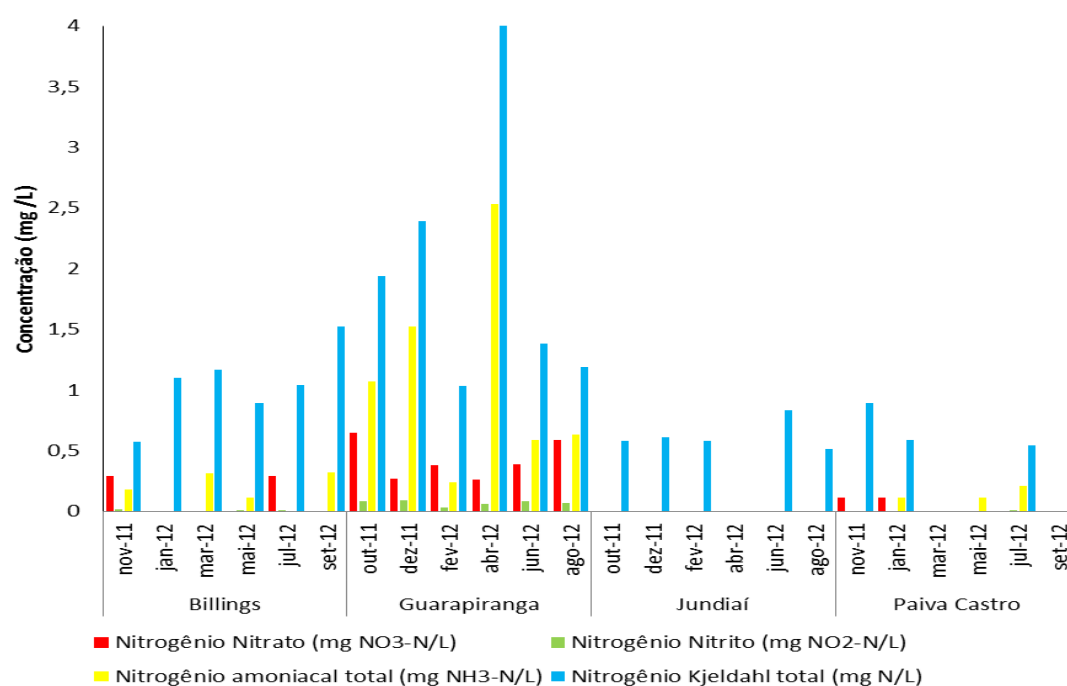


Figura 16. Variação bimestral dos valores de nitrogênio nitrato (mg NO₃ – N/L); nitrogênio nitrito (mg NO₂ – N/L); nitrogênio amoniacal total (mg NH₃ – N/L) e nitrogênio Kjeldahl total (mg N/L) na subsuperfície, nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

Clorofila *a* (figura 17): A clorofila é um indicador da biomassa algal, e por isso é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos (Lee 2008). Observa-se que as concentrações de clorofila *a* foram bem maiores nos reservatórios Billings e Guarapiranga, que são reservatórios historicamente considerados eutrofizados, intermediária no reservatório Jundiaí e bem mais baixa no reservatório Paiva Castro (maior valor 6,11 µg/L).

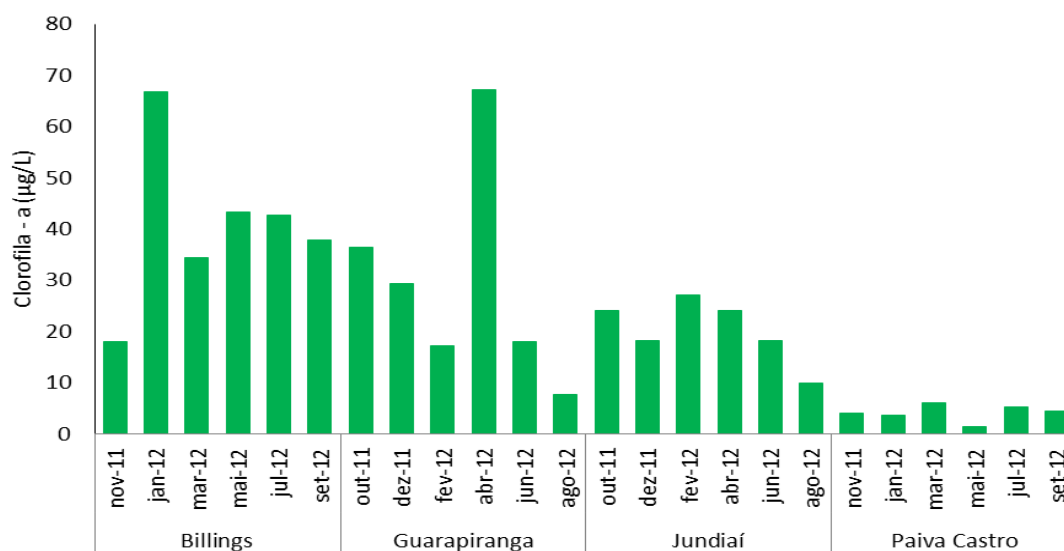


Figura 17. Variação bimestral dos valores de clorofila *a* (µg/L) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

Cobre: O maior valor de cobre total em todos os reservatórios foi 0,02 mg/L (outubro de 2011 e fevereiro de 2012 na Guarapiranga e em setembro de 2012 no reservatório Paiva Castro).

Alumínio: O maior valor de alumínio total foi encontrado no reservatório Billings (0,49 mg/L em julho de 2012).

Ferro: Na Billings, os valores de ferro total variaram entre 0,15 mg/L (novembro de 2011) e 1,11 mg/L (julho de 2012). Na Guarapiranga, os valores de ferro total variaram entre 0,22 (agosto de 2012) e 1,49 (abril de 2012). No reservatório Jundiaí os valores de ferro total variaram entre 0,28 mg/L (abril de 2012) e 0,65mg/L (outubro de 2011), e no reservatório Paiva Castro os valores de ferro total variaram entre 0,22 mg/L (setembro de 2012) e 0,51 mg/L (julho de 2012).

A avaliação conjunta dos resultados limnológicos abióticos e a clorofila *a* do fitoplâncton foi resumida pela análise de componentes principais (PCA), que apresentou 65,2% da explicabilidade da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros componentes (Figura 18, Tabela 7). As amostragens dos reservatórios Billings e Guarapiranga ordenaram-se do lado negativo do eixo 1, associados aos maiores valores da série de nitrogênio, alcalinidade e condutividade. As amostragens dos reservatórios Jundiaí e Paiva Castro ordenaram-se do lado positivo deste mesmo eixo, associados aos maiores valores de transparência e oxigênio dissolvido. Assim, ressalta-se que o eixo 1 separou os ambientes em função do grau de trofia, com os dois reservatórios eutróficos agrupados do lado negativo. O eixo dois ordenou as amostragens nos reservatórios Billings e as amostragens realizadas entre outubro de 2011 e maio de 2012 dos reservatórios Jundiaí e Paiva Castro do lado negativo, associadas aos maiores valores de pH, temperatura da água e turbidez.

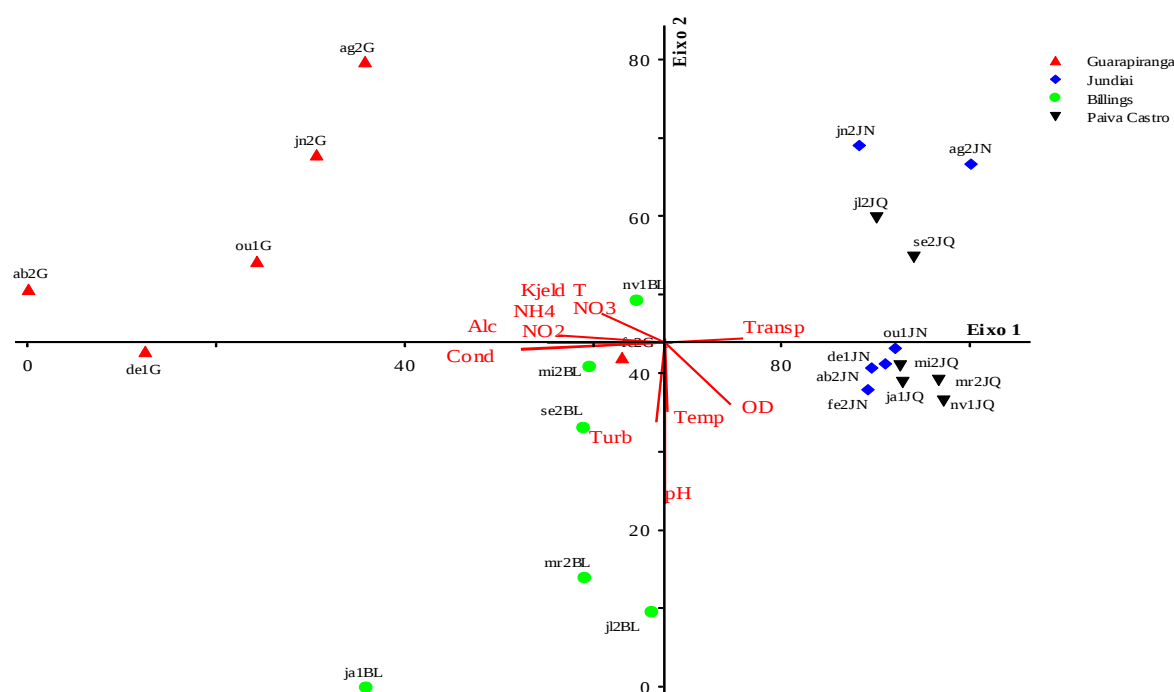


Figura 18. Análise dos componentes principais com base em 11 variáveis limnológicas de 24 amostragens nos quatro reservatórios durante o período de estudo: Reservatório Guarapiranga (G), Jundiaí (JN), Billings (BL) e Paiva Castro (JQ). As variáveis físicas e químicas estão abreviadas da seguinte forma: Transp = Transparência (m), OD = Oxigênio dissolvido (mg/L), Temp = Temperatura da água (°C), pH = Potencial hidrogeniônico, Turb = Turbidez (UNT), Cond = Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Alc = Alcalinidade (mg/L), NO_2 = nitrito (mg/L), NO_3 = nitrato (mg/L), NH_4 = nitrogênio amoniacal (mg/L), KjeldT = Nitrogênio kjeldahl total (mg/L). Em cada ponto da PCA, as duas primeiras letras correspondem aos meses de amostragem; o número corresponde ao ano (2011 e 2012). Por exemplo, ja1Bl corresponde ao mês de janeiro de 2011, reservatório Billings.

Tabela 7. Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis físicas e químicas da água e os três primeiros eixos da ordenação para o período de estudo (N=24).

Variável	Componentes Principais	
	Eixo 1	Eixo 2
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	-0,934	0,180
Potencial hidrogeniônico (pH)	-0,055	-0,904
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	0,141	-0,596
Transparência (m)	0,694	0,161
Turbidez (UNT)	-0,239	-0,637
Alcalinidade (mg/L)	-0,934	-0,188
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,637	-0,563
Nitrato (mg/L)	-0,618	0,382
Nitrito (mg/L)	-0,847	0,066
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	-0,803	0,200
Nitrogênio Kjeldahl total (mg/L)	-0,848	0,036
Total de Explicabilidade:	47,3%	17,8%

5.3 Índice de Estado Trófico do período

Com base no Índice de Estado Trófico calculado para o período de estudo, as estações de amostragem em cada reservatório foram classificadas como eutróficas (Billings e Guarapiranga), mesotrófica (Jundiaí) e oligotrófica (Paiva Castro; figura 19), conforme dados abaixo (Tabela 8).

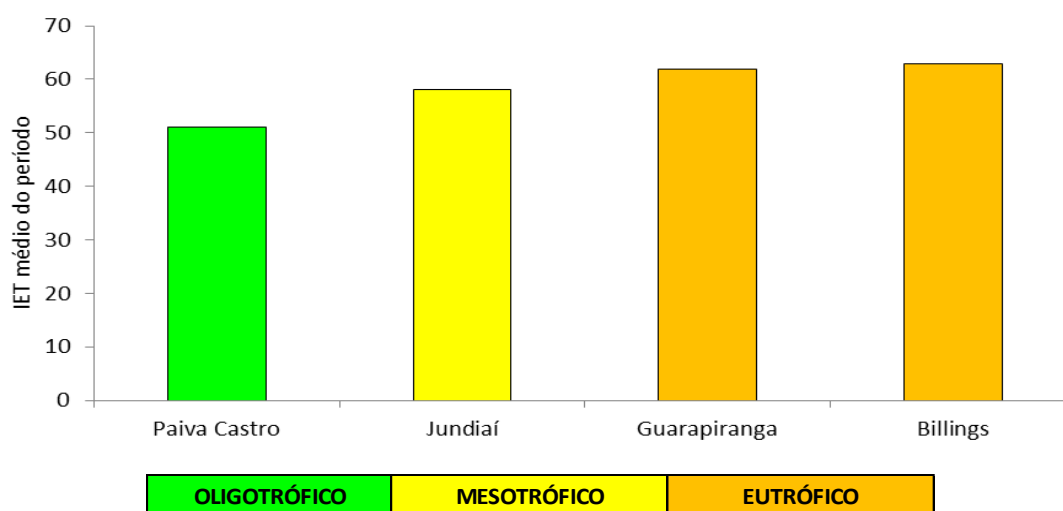


Figura 19. Valores médios do IET dos reservatórios no período estudado.

Tabela 8. Valores de IET fósforo (IET P) e IET clorofila (IET Cl) e valor médio do IET no período de estudo para as estações de amostragem deste trabalho. O valor em negrito, à direita e na última linha dos dados de cada reservatório, representam o IET para o período de estudo.

Res. Billings							
	Nov/2011	Jan/2012	Mar/2012	Mai/2012	Jul/2012	Set/2012	Média
IET P	57	60	57	57	79	58	61
IET Cl	61	67	64	65	65	65	65
Média	59	64	60	61	72	61	63
Res. Guarapiranga							
	Out/2011	Dez/2011	Fev/2012	Abr/2012	Jun/2012	Ago/2012	Média
IET P	64	67	60	69	53	58	62
IET Cl	64	63	61	67	61	57	62
Média	64	65	60	68	57	57	62
Res. Jundiaí							
	Out/2011	Dez/2011	Fev/2012	Abr/2012	Jun/2012	Ago/2012	Média
IET P	58	57	60	55	53	53	56
IET Cl	62	61	63	62	61	58	61
Média	60	59	62	59	57	55	58
Res. Paiva Castro							
	Nov/2011	Jan/2012	Mar/2012	Mai/2012	Jul/2012	Set/2012	Média
IET P	46	46	46	46	46	58	48
IET Cl	54	53	56	48	55	54	53
Média	50	50	51	47	51	56	51

5.4 Comunidade Fitoplanctônica

Composição fitoplanctônica

Durante o período de estudo, foram identificados 282 táxons no total, ou seja, ao longo dos meses e entre todos os reservatórios. A lista de táxons por reservatório consta da Tabela 9.

Tabela 9. Lista de táxons e sua ocorrência nos quatro reservatórios de estudo.

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
BACILLARIOPHYCEAE				
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen	x	x	x	
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) D.B.Czarnecki				x
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	x	x		
<i>Asterionella</i> cf. <i>formosa</i> Hassall	x	x		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	x	x	x	x
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F.Müller) Simonsen	x	x	x	x
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen			x	x
<i>Aulacoseira</i> sp.				x
CENTRALES não identificada	x			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	x	x	x	x
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	x			x
<i>Encyonema</i> sp.				x
<i>Eunotia asterionelloides</i> Hustedt			x	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	x	x	x	x
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains et Sebring) Siver et al.		x	x	x
<i>Gomphonema</i> cf. <i>gracile</i> Ehrenberg			x	
<i>Gomphonema</i> sp.		x		
<i>Melosira</i> sp.			x	
<i>Navicula</i> sp.		x		
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	x	x		
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt	x	x	x	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	x	x	x	x
PENALES não identificada		x		
<i>Pinnularia</i> sp.				x
<i>Spicaticribra rudis</i> (P.I.Tremarin, T.A.V.Ludwig, V.Becker & L.C.Torgan) A.Tuji, P.Leelahakriengkrai & Y. Peerapornpisal	x	x		
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P.Compère	x	x	x	
<i>Urosolenia eriensis</i> (H.L.Smith) Round & R.M.Crawford	x	x	x	x
<i>Urosolenia longiseta</i> (O.Zacharias) Edlund & Stoermer	x	x	x	x
<i>Urosolenia</i> sp.			x	x
CHLAMYDOPHYCEAE				
<i>Carteria sanpaulensis</i> Skvortzov ex C.E.M.Bicudo			x	
<i>Chlamydomonas</i> sp.1	x		x	
<i>Chlamydomonas</i> sp.2	x	x		x
<i>Eudorina</i> cf. <i>elegans</i> Ehrenberg		x		
<i>Eudorina</i> sp.	x	x		x

(continuação)

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
CHLOROPHYCEAE				
<i>Acanthosphaera zachariasii</i> Lemmermann	x	x	x	x
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	x	x	x	x
<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek			x	
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Korshikov	x	x	x	
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda sensu Korshikov	x	x	x	x
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov		x	x	
<i>Ankistrodesmus</i> sp.				x
<i>Ankyra ancora</i> (G.M.Smith) Fott				x
<i>Chlorella minutissima</i> Fott & Nováková				x
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]	x	x	x	x
<i>Chlorella</i> sp.				x
<i>CHLOROCOCCALES</i> não identificada	x	x		x
<i>Closteriopsis</i> sp.				x
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	x	x	x	
<i>Coelastrum</i> cf. <i>pulchrum</i> Schmidle		x		
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	x			
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn			x	
<i>Coelastrum reticulatum</i> var. <i>cubanum</i> Koršikov		x		
<i>Coronastrum</i> sp.		x		
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	x			
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze		x	x	x
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Komárek	x	x	x	x
<i>Crucigeniella</i> sp.		x		
<i>Desmodesmus armatus</i> (R. Chodat) E. Hegewald			x	
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) E. Hegewald		x		
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko	x	x		
<i>Desmodesmus bicellularis</i> (R.Chodat) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald		x		
<i>Desmodesmus communis</i> (E.Hegewald) E.Hegewald	x	x	x	x
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald		x	x	x
<i>Desmodesmus intermedius</i> (R. Chodat) Hegewald		x	x	
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Roll) E.Hegewald		x		
<i>Desmodesmus magnus</i> (Meyen) P.Tsarenko			x	
<i>Desmodesmus maximus</i> (West & G.S.West) E.H.Hegewald			x	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	x	x	x	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>carinatus</i> (Lemmermann) E.Hegewald			x	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>crassicauda-granulatus</i> f. <i>danubialis</i> P.Silva	x	x		
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>opoliensis</i> (P.Richter) Hegewald	x	x	x	
<i>Desmodesmus protuberans</i> (F.E.Fritsch & M.F.Rich) E.Hegewald			x	
<i>Desmodesmus serratus</i> (Corda) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald				x
<i>Desmodesmus</i> sp.1		x	x	x
<i>Desmodesmus</i> sp.2	x	x		
<i>Desmodesmus</i> sp.3	x	x		

(continuação)

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
CHLOROPHYCEAE				
<i>Desmodesmus</i> sp.4				x
<i>Desmodesmus</i> sp.5		x		
<i>Desmodesmus</i> sp.6				x
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	x	x	x	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	x	x	x	x
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz		x		
<i>Didymocystis</i> sp.		x		x
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A.Braun		x	x	
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	x		x	x
<i>Eutetramorus fotti</i> (Hindák) Komárek	x	x	x	x
<i>Franceia droescheri</i> (Lemmermann) G.M.Smith		x	x	
<i>Franceia javanica</i> (Bernard) Hortobágyi	x	x	x	x
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	x	x	x	x
<i>Golenkinia</i> sp.				x
<i>Golenkiniopsis</i> cf. <i>solitaria</i> (Korshikov) Korshikov		x		
<i>Golenkiniopsis longispina</i> (Korshikov) Korshikov		x	x	x
<i>Golenkiniopsis</i> sp.				x
<i>Keratococcus</i> sp.			x	
<i>Kirchneriella aperta</i> Teiling		x	x	x
<i>Kirchneriella</i> cf. <i>cornuta</i> Korshikov		x		
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	x	x	x	x
<i>Kirchneriella contorta</i> var. <i>elegans</i> (Playfair) Komárek			x	x
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohlin) Comas Gonzalez	x	x	x	x
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) K.Möbius				x
<i>Kirchneriella microscopica</i> G.N.Nygaard		x		x
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West	x	x	x	x
<i>Kirchneriella pseudoaperta</i> Komárek	x			
<i>Kirchneriella</i> sp.				x
<i>Micractinium bornhemiense</i> (Conrad) Korshikov		x		
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	x	x	x	
<i>Micractinium quadrisetum</i> (Lemmermann) G.M.Smith		x		
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	x	x	x	x
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	x	x	x	x
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová		x	x	x
<i>Monoraphidium komarcovae</i> Nygaard	x	x	x	x
<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl) Hindák				x
<i>Monoraphidium</i> sp.				x
<i>Oocystis borgei</i> J.W.Snow		x		
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat			x	x
<i>Oocystis</i> sp.				x
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen		x		
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen	x	x		
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i> W. West & G.S. West			x	
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	x	x		
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>biwaense</i> Fukushima			x	
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle		x	x	x
<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) E.Hegewald & Deason		x	x	x
<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korshikov) E.Hegewald & Deason	x	x	x	x
<i>Quadrigula</i> sp.		x		
RADIOCOCCACEAE não identificada	x	x		x

(continuação)

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
CHLOROPHYCEAE				
<i>Radiococcus</i> cf. <i>planktonicus</i> J.W.G.Lund			x	
<i>Radiococcus</i> sp.			x	x
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	x	x	x	
<i>Scenedesmus acunae</i> Comas				x
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann				x
<i>Scenedesmus bernardii</i> G. M. Smith		x		
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim		x		
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing		x		
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek		x		
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	x			x
<i>Scenedesmus javanensis</i> Chodat		x	x	
<i>Scenedesmus obliquus</i> var. <i>dimorphus</i> (Turpin) Hansgirg		x		
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	x			x
<i>Scenedesmus</i> sp.		x		x
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	x	x	x	
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) Hegewald	x	x	x	
<i>Tetrachlorella alternans</i> (G.M.Smith) Korshikov		x		
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg		x	x	x
<i>Tetraëdron</i> cf. <i>regulare</i> Kützing		x		
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	x	x		x
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov		x		
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg		x	x	
<i>Tetrastrum</i> cf. <i>komarekii</i> Hindák				x
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Huber-Pestalozzi) Comas	x	x	x	
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	x	x		
<i>Treubaria planctonica</i> (G.M.Smith) Korshikov	x			
<i>Treubaria triappendiculata</i> C.Bernard		x	x	
<i>Treubaria</i> sp.		x		
CHRYSTOPHYCEAE				
<i>Spiniferomonas coronacircumspina</i> (Wujek & Kristiansen) Nicholls			x	
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof		x	x	x
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof var. <i>bavaricum</i>	x	x	x	x
<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof			x	
<i>Dinobryon cylindricum</i> Imhof var. <i>cylindricum</i>			x	
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof			x	
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	x			
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg var. <i>sertularia</i>			x	x
<i>Mallomonas</i> cf. <i>mangofera</i> Harris & Bradley			x	x
<i>Mallomonas</i> cf. <i>punctifera</i> Korshikov			x	x
<i>Mallomonas</i> cf. <i>rhombica</i> Cronberg		x		x
<i>Mallomonas</i> sp.1	x	x	x	x
<i>Mallomonas</i> sp.2	x	x	x	
<i>Synura</i> sp.		x	x	
CRYPTOPHYCEAE				
<i>Chromulina</i> sp.				x
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> A.Castro, C.Bicudo & D.Bicudo	x	x	x	x
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	x	x	x	
<i>Cryptomonas obovata</i> Czosnowski			x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x	x	x	

(continuação)

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
CRYPTOPHYCEAE				
<i>Rhodomonas lacustris</i> Pascher & Ruttner	x	x	x	x
CYANOBACTERIA				
<i>Anathece</i> sp.	x	x	x	x
<i>Aphanizomenon gracile</i> (Lemmermann) Lemmermann	x	x	x	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	x	x	x	x
<i>Aphanocapsa elachista</i> West & G.S.West		x		x
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek			x	
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek		x	x	
<i>Aphanocapsa</i> sp.				x
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann		x		
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli			x	
<i>Chroococcus</i> sp.				x
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usachev)	x	x		
<i>Cuspidothrix tropicalis</i> (Horecká & Komárek) P.Rajaniem, J.Komárek, R.Willame, P.Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen	x			
<i>Cuspidothrix</i> sp.				x
<i>Cyanodictyon iac</i> G.Cronberg & J.Komárek	x		x	
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (F.Wawrik) Hindák	x	x	x	x
<i>Cylindrospermopsis</i> cf. <i>cuspidis</i> Komárek & Kling	x			
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	x	x	x	x
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.				x
<i>Dolichospermum crassum</i> (Lemmermann) Wacklin, Hoffmann & Komárek	x	x		
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnth.) Wacklin, Hoffm. & Komárek	x	x	x	
<i>Dolichospermum</i> sp.			x	
<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont)	x	x	x	x
<i>Anagnostidis</i>				
<i>Limnothrix</i> sp.	x			
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing			x	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	x	x	x	x
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	x	x	x	
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	x		x	
<i>Microcystis</i> sp.	x	x	x	
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	x			
<i>Oscillatoria</i> sp.				x
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	x		x	x
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	x	x		
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková	x			
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	x	x	x	x
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher		x	x	x
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	x	x	x	
<i>Pseudanabaena</i> sp.				x
<i>Radiocystis fernandoi</i> Komárek & Komárková-Legnerová	x			
<i>Raphidiopsis</i> sp.	x			

(continuação)

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
CYANOBACTERIA				
<i>Romeria</i> sp.		x		x
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> Azevedo & Sant'Anna	x	x		
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek	x	x		
<i>Synechococcus</i> sp.		x		
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	x		x	x
Cyanobacteria não identificada ("vírgula")	x		x	x
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Lepocinclis acus</i> (O. F. Muller) Marin & Milkoniám		x		
<i>Lepocinclis cylindrica</i> (Korsikov) Conrad			x	
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes			x	
<i>Phacus caudatus</i> Hübner			x	
<i>Phacus</i> cf. <i>acuminatus</i> Stokes		x		
<i>Phacus</i> cf. <i>pleuronectes</i> (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin		x		
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko			x	
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin		x		
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov		x	x	
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) Stein	x	x	x	
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>similis</i> Stokes			x	
<i>Trachelomonas hirta</i> Deflandre			x	
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein			x	
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>coronata</i> Lemmermann			x	
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	x	x	x	x
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swirenko	x	x	x	
<i>Trachelomonas</i> sp.			x	x
XANTHOPHYCEAE				
<i>Centritractus belenophorus</i> (Schmidle) Lemmermann		x	x	x
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nägeli) Skuja	x		x	x
<i>Polyedriella</i> cf. <i>crassispinata</i> CEM Bicudo			x	
<i>Tetraplektron</i> cf. <i>bourrellyi</i> Ettl		x		
ZYGNEMAPHYCEAE				
<i>Closterium acutum</i> Brébisson	x		x	
<i>Closterium</i> cf. <i>kuetzingii</i> Brébisson	x	x		
<i>Closterium</i> cf. <i>ralfsii</i> Brébisson ex Ralfs		x		
<i>Closterium</i> cf. <i>subulatum</i> (Kützing) Brébisson			x	
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	x	x	x	x
<i>Closterium setacium</i> Ehrenberg ex Ralfs		x		
<i>Closterium</i> sp.				x
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchner	x		x	x
<i>Cosmarium regnesii</i> Reinsch			x	x
<i>Cosmarium</i> sp.	x		x	x
<i>Euastrum binale</i> Ehrenberg ex Ralfs	x			
<i>Mougeotia</i> sp.	x	x	x	x
<i>Octacanthium mucronulatum</i> (Nordstedt) P.Compère				x
<i>Octacanthium mucronulatum</i> (Nordstedt) P.Compère var. <i>mucronulatum</i> Beih			x	x
<i>Staurastrum anatinum</i> Cooke & Wills	x			x
<i>Staurastrum anatinum</i> Cooke & Wills var. <i>anatinum</i> f. <i>parvum</i> Cooke				x
<i>Staurastrum iversenii</i> Nygaard	x			
<i>Staurastrum muticum</i> Brébisson ex Ralfs				x
<i>Staurastrum rotula</i> Nordstedt			x	x

(continuação)

	Billings	Guarapi- ranga	Jundiaí	Paiva Castro
ZYGNEMAPHYCEAE				
<i>Staurostrum setigerum</i> Cleve			x	
<i>Staurostrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	x	x		
<i>Staurostrum volans</i> West & G.S.West				x
<i>Staurostrum</i> sp.				x
<i>Staurodesmus</i> cf. <i>cuspidatus</i> (Brébisson) Teiling		x		
<i>Staurodesmus</i> cf. <i>mucronatus</i> (Ralfs) Croasdale			x	
<i>Staurodesmus dejectus</i> (Brébisson) Teiling	x		x	
<i>Staurodesmus mamillatus</i> (Nordstedt) Teiling				x
<i>Staurodesmus mamillatus</i> (Nordstedt) Teiling var. <i>mamillatus</i>			x	
<i>Staurodesmus tortus</i> (Langerheim & Nordstedt) West			x	
<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerheim) Teiling				x
<i>Staurodesmus</i> sp.	x			
<i>Teilingia granulata</i> (J.Roy & Bisset) Bourrelly			x	
<i>Teilingia</i> sp.				x

A menor diversidade de espécies foi registrada no reservatório Billings: 31 táxons (janeiro de 2012), enquanto que os maiores valores foram registrados nos reservatórios Guarapiranga e Jundiaí, com 75 táxons (Guarapiranga: fevereiro de 2012; Jundiaí: outubro de 2011 e agosto de 2012). Os valores intermediários de diversidade, entre 47 (maio de 2012) e 55 (setembro de 2012), foram registrados no reservatório Paiva Castro. A riqueza de espécies por amostragem (diversidade alfa) está representada a seguir (figura 20).

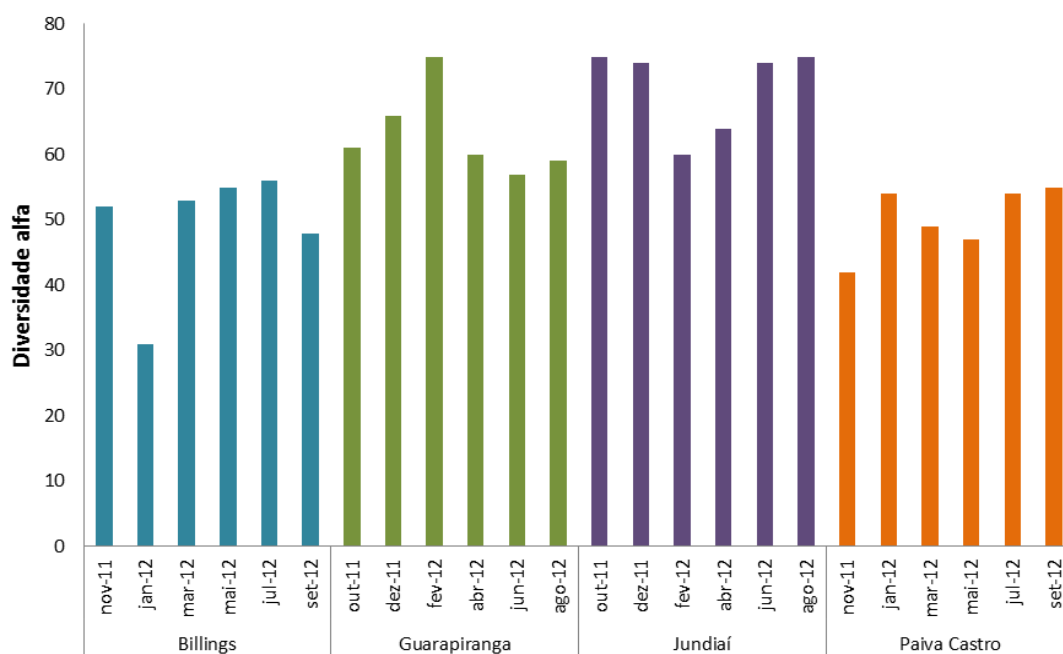


Figura 20. Variação bimestral da riqueza de espécies nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

No reservatório Billings, a comunidade constituiu-se de 122 táxons, distribuídos em 10 classes: 36% pertencentes à classe Chlorophyceae, 24% à classe Cyanobacteria, 13% a Bacillariophyceae, 10% a Zygnemaphyceae e os 17% restantes distribuídos entre as outras seis classes. No reservatório Guarapiranga, a comunidade constituiu-se de 157 táxons, distribuídos em 10 classes: 50% pertencentes à classe Chlorophyceae, 15% à classe Cyanobacteria, 12% a Bacillariophyceae, 6% a Euglenophyceae, e os outros 17% distribuídos entre as outras seis classes. No reservatório Jundiaí, a comunidade constituiu-se de 152 táxons, distribuídos em 10 classes: 38% pertencentes à classe

Chlorophyceae, 15% à classe Cyanobacteria, 11% a Bacillariophyceae, 10% a Zygnemaphyceae, 10% a Euglenophyceae e os 16% restantes distribuídos entre as outras classes. No reservatório Paiva Castro, a comunidade constituiu-se de 130 táxons, distribuídos em 10 classes: 43% pertencentes à classe Chlorophyceae, 15% à classe Cyanobacteria, 13% a Zygnemaphyceae, 11% a Bacillariophyceae, e os 18% restantes distribuídos entre as outras seis classes (Figura 21).

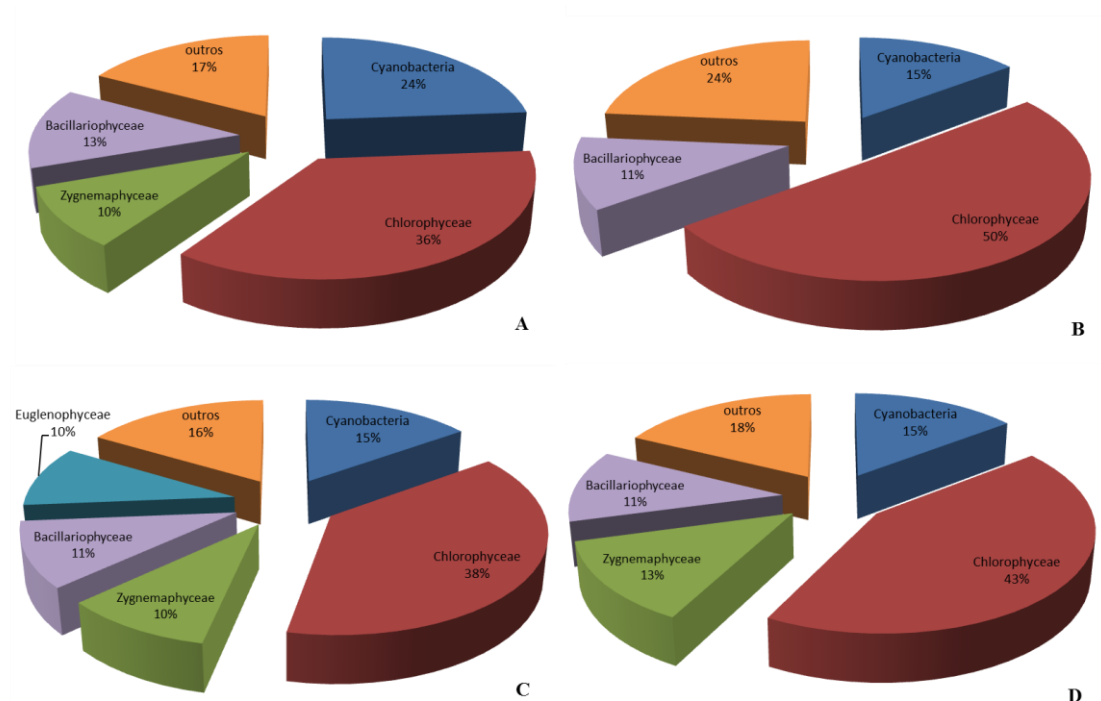


Figura 21. Porcentagem de contribuição das espécies em cada classe, com base na riqueza, em cada uma das estações de amostragem: A - reservatório Billings; B – reservatório Guarapiranga; C – Reservatório Jundiaí; D – Reservatório Paiva Castro.

A densidade da comunidade fitoplanctônica variou entre 18.277 org/ml (julho de 2012) a 35.345 org/ml (janeiro de 2012) no reservatório Billings, 5.183 org/ml (dezembro de 2011) a 20.365 org/ml (abril de 2012) no reservatório Guarapiranga, 4.481 org/ml (outubro de 2011) e 13.638 org/ml (fevereiro de 2012) no reservatório Jundiaí e entre 2.528 org/ml (julho de 2012) e 10.764 org/ml (março de 2012) no reservatório Paiva Castro (Figura 22).

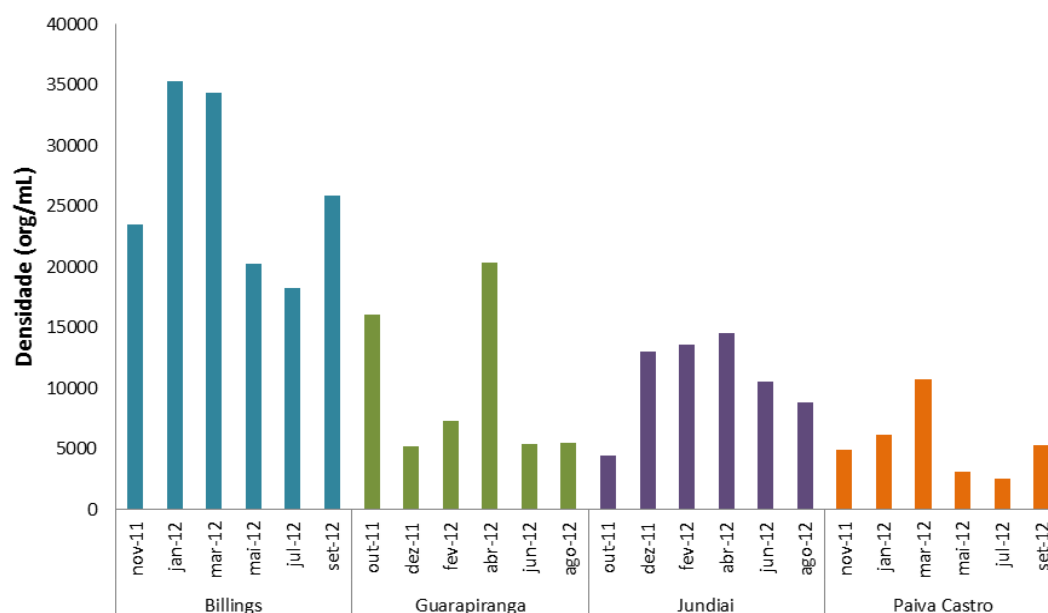


Figura 22. Variação bimestral da densidade total de organismos fitoplanctônicos (org/mL) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

No reservatório Billings, a dominância de cianobactérias foi registrada ao longo dos meses estudados. Nos reservatórios Guarapiranga e Jundiaí, a comunidade apresentou alterações entre as classes ao longo do período estudado. O reservatório Paiva Castro apresentou dominância de cianobactérias em cinco de seis amostragens (Figura 23).

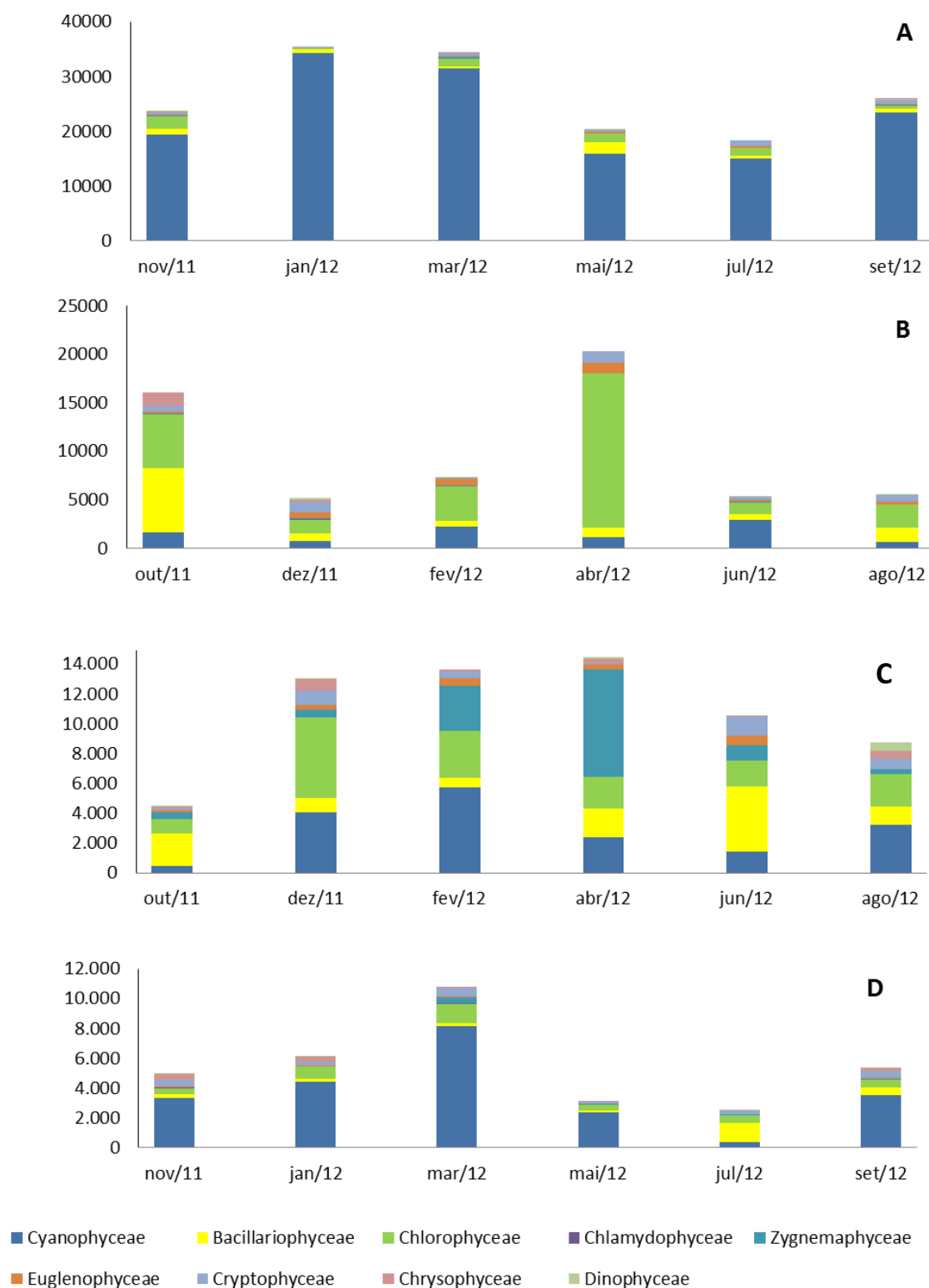


Figura 23. Contribuição dos valores de densidade para cada classe nas estações de amostragem ao longo do período de estudo: A - reservatório Billings; B – reservatório Guarapiranga; C – reservatório Jundiaí; D – reservatório Paiva Castro.

O Índice de Diversidade de Shannon (H') baseado na densidade (Figura 24) apresentou os maiores valores, próximos a 5,0 bits/ind, nos reservatórios Guarapiranga (dezembro de 2011 e fevereiro e abril de 2012) e no reservatório Jundiá (outubro de 2011). Os menores valores, aproximadamente 2,0 bits/ind, foram registrados no reservatório Billings (janeiro e setembro de 2012) e no reservatório Paiva Castro (novembro de 2011 e janeiro e março de 2012).

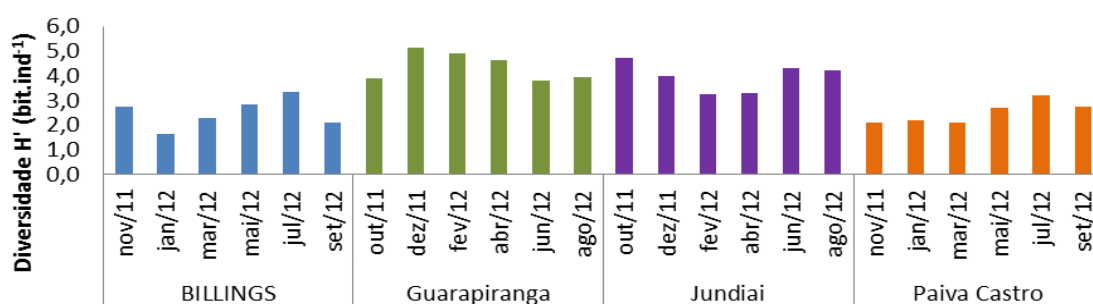


Figura 24. Variação bimestral dos valores da Diversidade H' nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

O Índice de Dominância de Simpson (DS) (Figura 25) varia entre 0 (zero) e 1 (um), sendo que para valores próximos de um, a diversidade é considerada menor, ou seja, uma comunidade com maior diversidade terá uma menor dominância. Os maiores valores, próximos a 0,5 foram registrados nos reservatórios Billings (janeiro e setembro de 2012) e Paiva Castro (novembro de 2011 e janeiro e março de 2012). Os menores valores foram registrados nos reservatórios Guarapiranga (dezembro de 2011, fevereiro e abril de 2012) e Jundiá (outubro de 2011, junho e agosto de 2012).

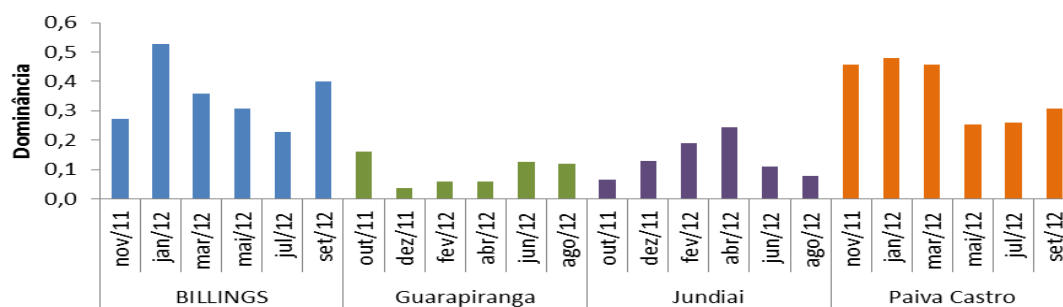


Figura 25. Variação bimestral nos valores de Dominância de Simpson (DS) nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

O Índice de Equitabilidade (J' ; Figura 26) também varia entre 0 (zero) e 1 (um), sendo que valores próximos de um representam uma maior diversidade, ou seja, as espécies são igualmente abundantes. Os reservatórios Guarapiranga e Jundiaí apresentaram valores acima de 0,6 em todas as amostragens. O reservatório Billings apresentou valores entre 0,36 (janeiro de 2012) e 0,63 (julho de 2012), e o reservatório Paiva Castro valores entre 0,45 (janeiro de 2012) e 0,63 (maio e julho de 2012).

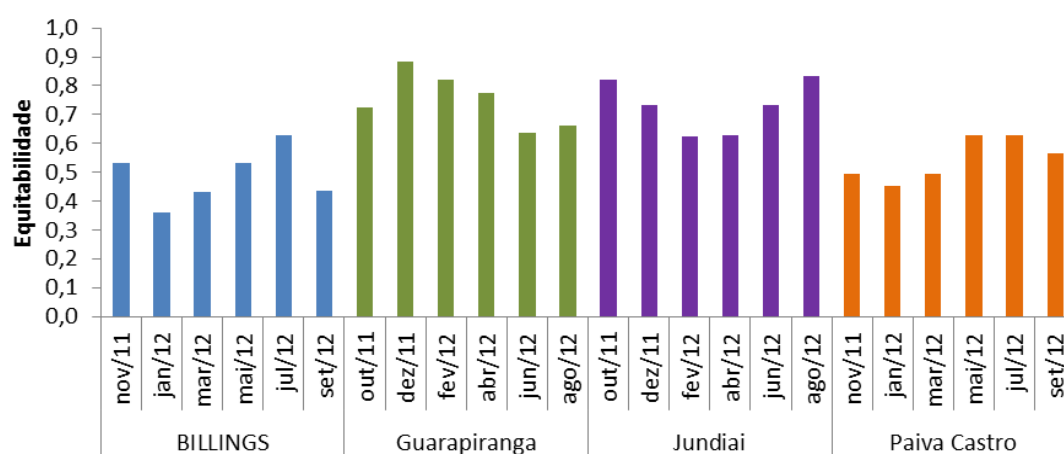


Figura 26. Variação bimestral do Índice de Equitabilidade (J') nos quatro reservatórios durante o período de estudo.

As espécies descritoras de cada reservatório estão listadas na Tabela 10. O reservatório Billings teve 8 espécies descritoras, o reservatório Paiva Castro 12, o reservatório Jundiaí 22 e o reservatório Guarapiranga 28 espécies.

Tabela 10. Espécies descritoras dos reservatórios estudados, as abreviações utilizadas para a construção da PCA e os valores de suas respectivas frequências relativas.

Espécie	Abreviação	Billings	Guarapiranga	Jundiá	Paiva Castro
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	Aphd	2,32	5,28	2,87	52,58
<i>Aphanizomenon gracile</i>	Azgr	1,04	-	-	-
<i>Cyanogranis ferruginea</i>	Cyfe	-	1,13	-	2,77
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	Cyra	53,33	1,99	12,80	4,63
<i>Dolichospermum planctonica</i>	Dopl	-	-	0,96	-
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	Geun	-	-	1,12	-
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	Plli	-	-	1,76	-
<i>Planktothrix agardhii</i>	Pkag	2,36	1,99	-	-
<i>Pseudanabaena catenata</i>	Pdca	-	1,14	-	-
<i>Pseudanabaena galeata</i>	Pdga	-	-	4,51	-
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	Spbr	1,56	-	-	-
Cianobactéria não identif. ("vírgula")	virg	23,69	-	1,11	6,25
<i>Aulacoseira granulata</i>	Augr	1,03	3,12	1,97	-
<i>Cyclotella meneghinianna</i>	Cyme	0,87	1,60	0,95	-
<i>Eunotia asterionelloides</i>	Euas	-	-	5,11	-
<i>Fragilaria longifusiformis</i>	Frlo	-	-	2,87	-
<i>Nitzschia fruticosa</i>	Ntzf	-	10,83	-	-
<i>Urosolenia eriensis</i>	Ueri	-	-	2,29	5,91
<i>Urosolenia longiseta</i>	Ulon	-	-	1,86	-
<i>Actinastrum hantzschii</i>	Achz	-	3,35	10,87	3,61
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	Akbi	-	1,27	-	-
<i>Chlorella vulgaris</i>	Chvu	-	1,88	-	2,93
<i>Crucigeniella crucífera</i>	Crcr	-	2,17	-	-
<i>Dictiosphaerium ehrenbergium</i>	Dieh	-	0,95	-	-
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	Dsde	-	1,56	-	-
<i>Golenkinia radiata</i>	Gora	-	0,95	-	-
<i>Kirchneriella contorta</i>	Kico	-	3,79	-	-
<i>Kirchneriella diana</i>	Kidi	-	1,20	-	-
<i>Micractinium pusillum</i>	Mcpu	-	1,82	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	Moar	-	1,18	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	Mocn	-	10,89	4,72	1,48
<i>Pseudodidymocystis fina</i>	Pdfi	-	-	0,96	-
Radiococcaceae não ident.	Radc	-	2,21	-	-
<i>Scenedesmus</i> sp.1	Scsp	-	4,37	-	-
<i>Tetrastrum triangulare</i>	Tttr	-	1,21	-	-
<i>Closterium gracile</i>	Clgr	-	-	2,05	-
<i>Cosmarium regnesii</i>	Creg	-	-	-	1,04
<i>Mougeotia</i> sp.	Moug	-	-	16,34	-
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	Crbr	-	3,84	2,97	1,93
<i>Cryptomonas erosa</i>	Crer	-	0,93	-	-
<i>Rhodomonas lacustres</i>	Rhla	-	1,11	2,50	4,32
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	Trvo	-	4,07	-	-
<i>Dinobryon bavaricum</i> var. <i>bavaricum</i>	Diba	-	-	1,71	2,75
<i>Synura</i> sp.	Sysp	-	1,89	-	-
<i>Peridinium umbonatum</i>	Peum	-	-	1,20	-

A avaliação conjunta das espécies descritoras foi resumida pela análise de componentes principais (PCA), que apresentou 62,7% da explicabilidade da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros componentes (Figura 27, Tabela 11). As amostragens do reservatório Billings ordenaram-se do lado positivo do eixo 1, associadas às espécies de cianobactérias *Aphanizomenon gracile*, *Sphaerocavum brasiliense*, *Planktothrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e à cianobactéria não identificada (“vírgula”). As amostragens no reservatório Guarapiranga ordenaram-se do lado positivo do eixo 2, associadas às espécies *Crucigeniella crucifera*, *Tetrastrum triangulare*, *Dictyosphaerium ehrenbergium*, *Kirchneriella diana*, *Kirchneriella contorta*, *Desmodesmus denticulatus*, *Rhodomonas lacustris*, *Trachellomonas volvocinopsis* e *Pseudanabaena catenata*. As amostragens dos reservatórios Jundiaí e Paiva Castro ordenaram-se do lado negativo dos eixos 1 e 2, associadas às espécies *Pseudanabaena galeata*, *Dinobryon bavaricum* var. *bavaricum*, *Planktolingbya limnetica*, *Rhodomonas lacustris* e *Urosolenia eriensis*.

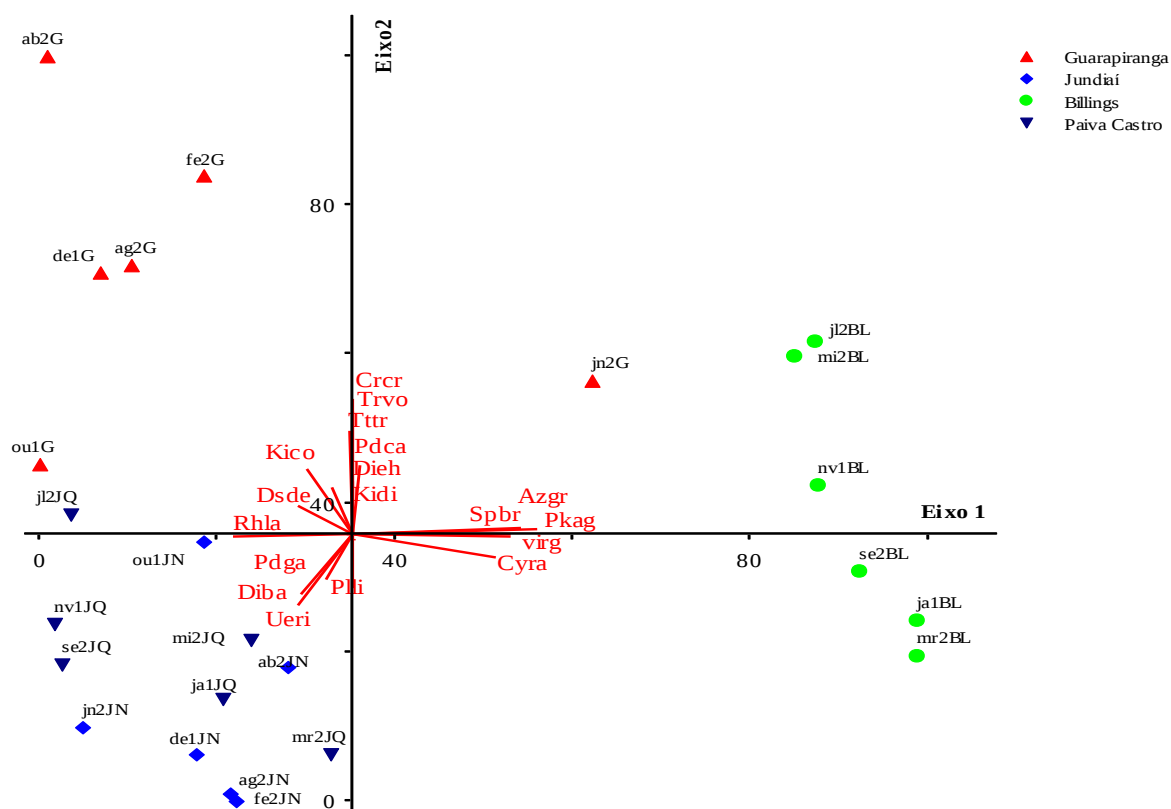


Figura 27. Análise dos componentes principais com base em 18 espécies descritoras de 24 amostragens nos quatro reservatórios durante o período de estudo: Reservatório Guarapiranga (G), Jundiaí (JN), Billings (BL) e Paiva Castro (JQ). As espécies estão abreviadas conforme Tabela 10. Em cada ponto da PCA, as duas primeiras letras correspondem aos meses de amostragem; o número corresponde ao ano (2011 e 2012). Por exemplo, ja1Bl corresponde ao mês de janeiro de 2011, reservatório Billings.

Tabela 11. Coeficientes de correlação de Pearson entre as espécies descritoras e os dois primeiros eixos da ordenação para o período de estudo (n=24).

Variável	Componentes Principais	
	Eixo 1	Eixo 2
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Cyra)	0,809	-0,361
<i>Planktothrix agardhii</i> (Pkag)	0,918	0,178
<i>Pseudanabaena catenata</i> (Pdca)	0,190	0,606
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Crcr)	-0,017	0,854
<i>Dictiosphaerium ehrenbergium</i> (Dieh)	-0,011	0,535
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Dsde)	-0,505	0,393
<i>Kirchneriella contorta</i> (Kico)	-0,459	0,597
<i>Kirchneriella diana</i> (Kidi)	-0,313	0,501
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Tttr)	-0,125	0,743
<i>Rhodomonas lacustris</i> (Rhla)	-0,741	-0,137
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (Trvo)	0,064	0,816
<i>Aphanizomenon gracile</i> (Azgr)	0,881	0,196
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> (Spbr)	0,851	0,016
Cianobactéria não identificada (virg)	0,849	-0,143
<i>Planktolynghya limnetica</i> (Plli)	-0,052	-0,544
<i>Pseudanabaena galeata</i> (Pdga)	-0,354	-0,498
<i>Urosolenia eriensis</i> (Ueri)	-0,499	-0,620
<i>Dinobryon bavaricum</i> var <i>bavaricum</i> (Diba)	-0,489	-0,568
Total de Explicabilidade:	39,1%	23,6%

5.5 Diversidade Fitoplanctônica (α , β , γ)

A diversidade alfa (α) representa o total de espécies encontradas para cada reservatório no período estudado. Esses valores foram apresentados anteriormente, quando falamos da composição taxonômica de cada reservatório: 122 táxons no reservatório Billings, 157 táxons no reservatório Guarapiranga, 152 para o reservatório Jundiaí e 130 no reservatório Paiva Castro.

O estimador de riqueza de espécies – Jacknife de primeira ordem (Sjack1), calculado para cada reservatório, indica uma suficiência do trabalho executado em torno de 75% (Tabela 12).

Tabela 12. Valores de riqueza de espécies observada e do valor extrapolado utilizando o índice Sjack1, além do grau de suficiência amostral do trabalho realizado, para cada um dos reservatórios no período de amostragem.

Reservatório	Riqueza observada	Riqueza estimada	Grau de suficiência
Billings	122	161	76%
Guarapiranga	157	212	74%
Jundiaí	152	203	75%
Paiva Castro	130	174	75%

Para o cálculo da diversidade beta (β) foi utilizado o índice β_{-1} , cujo valor varia entre 0 e 100, sendo que 100 indica um conjunto de pontos amostrais completamente dissimilares e 0 um conjunto de pontos amostrais completamente similares. O valor da beta-diversidade quando considerados todos os reservatórios foi 33%, indicando uma similaridade moderada entre os sistemas estudados. Os valores entre os reservatórios estão listados na tabela 13.

Tabela 13. Valores de β -diversidade entre os reservatórios estudados.

β -diversidade	Billings	Guarapiranga	Jundiaí	Paiva Castro
Billings	---	36,9%	44,5%	53,5 %
Guarapiranga	36,9 %	---	43 %	53,3 %
Jundiaí	44,5 %	43 %	---	46,8 %
Paiva Castro	53,2 %	53,3 %	46,8 %	---

6 Discussão

O grau de trofia e outros aspectos limnológicos relevantes dos reservatórios estudados

Como esperado, os reservatórios Billings e Guarapiranga apresentaram-se como ambientes eutróficos, o reservatório Jundiaí como mesotrófico e o reservatório Paiva Castro como oligotrófico. Estes resultados estão de acordo com os apresentados por CETESB (2013). Trabalhos desenvolvidos nos reservatórios Billings e Guarapiranga em estações de amostragem diferentes também corroboram os resultados, como Wengrat & Bicudo (2011), Cunha *et al.* (2011), Moschini-Carlos *et al.* (2010) e Nishimura (2008) para o reservatório Billings, e Fontana *et al.* (2013) para o reservatório Guarapiranga. Ducrot *et al.* (2011) destacam que os níveis de eutrofização do reservatório Jundiaí estão aumentando, porém não informam a classificação do grau de trofia. Sendacz *et al.* (2005), em estudo realizado entre agosto de 2003 e janeiro de 2004, verificaram que ao longo do Sistema Produtor Alto Tietê – Cabeceiras, envolvendo três reservatórios (Ponte Nova, Jundiaí e Taiaçupeba), ocorreu aumento progressivo dos efeitos da eutrofização, e que a transferência de água a partir do primeiro reservatório (Ponte Nova) por meio de canais com elevadas vazões acarreta elevados aportes de nitrogênio e fosforo aos demais reservatórios (Jundiaí e Taiaçupeba).

Os valores de fósforo total no reservatório Guarapiranga foram os mais elevados entre os quatro sistemas e, com exceção de junho de 2012, a concentração de fósforo total esteve acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (0,02 mg/L; BRASIL 2005) em todas as amostragens, considerando que este corpo d'água é classificado como Classe Especial. Esse elemento é encontrado nos corpos d'água principalmente devido às descargas de esgotos sanitários, sendo as principais fontes a matéria orgânica fecal e os detergentes em pó. Além disso, alguns efluentes industriais, como as indústrias de fertilizantes e pesticidas, também podem apresentar quantidades excessivas desse nutriente (von Sperling 2005).

Os maiores valores de fósforo no reservatório Guarapiranga correspondem às quatro primeiras amostragens, e as três primeiras amostragens foram feitas no mesmo período de transposição de águas do reservatório Billings, braço do Taquacetuba. Esse pode ser um dos motivos para a elevada carga de fósforo nessas amostragens. Num

estudo realizado entre março de 2001 e fevereiro de 2003 para avaliar os efeitos da transposição das águas entre os dois reservatórios, Matsuzaki (2007) encontrou valores de fósforo total no reservatório Guarapiranga – braço do rio Parelheiros entre 0,052 e 0,175 mg/L, e relacionou as concentrações mais altas desse nutriente com o bombeamento de águas do sistema Billings.

Na amostragem referente a abril de 2012, foram registradas precipitações pluviométricas superiores à média histórica, o que também pode ter contribuído para o aumento na concentração do fósforo. A estação de amostragem nesse reservatório situa-se na entrada do braço do rio Parelheiros, local mais raso e que sofre maior influência das margens, onde a entrada de material alóctone devido ao período chuvoso é mais perceptível. Além disso, não foi observada estratificação térmica durante o período de amostragem, e a condição de mistura pode tornar sistemas rasos altamente susceptíveis à circulação de nutrientes (Leira *et al.* 2009). A ressuspensão de material do fundo, especialmente o fósforo, produz um sistema auto-fertilizado (Bicudo *et al.* 2007).

As concentrações de fósforo do reservatório Billings variaram entre 0,03 e 0,07 mg/L nas quatro primeiras amostragens, entre outubro de 2011 e maio de 2012. Em julho de 2012 foi registrado o maior valor de fósforo total no sistema Billings (1,65 mg/L). Esse período foi atípico, pois a intensidade de precipitação entre junho e julho de 2012, considerados meses com estiagem, foram registradas valores de precipitações de quase o dobro da média histórica. Segundo CETESB (2013), a média das concentrações de fósforo total nos últimos cinco anos nesta estação de amostragem do reservatório foi 0,04 mg/L. Wengrat & Bicudo (2011) encontraram concentrações de fósforo total na subsuperfície entre 0,046 mg/L e 0,051 mg/L para pontos diferentes, localizados no corpo central do reservatório, e Moschini-Carlos *et al.* (2010) encontraram valores entre 0,054 e 0,402 mg/L em uma estação de amostragem no braço do Taquacetuba.

As mesmas concentrações de fósforo foram registradas no reservatório Jundiá, entre 0,03 e 0,07 mg/L. Sendacz *et al.* (2005) registraram concentrações de 0,03 mg/L ao longo do estudo, e segundo CETESB (2013), a média das concentrações de fósforo total nos últimos cinco anos nesta estação de amostragem do reservatório foi 0,04 mg/L.

No reservatório Paiva Castro, as concentrações de fósforo total estiveram sempre abaixo do limite de detecção do método (0,007 mg/L P).

Além do fósforo total, outro componente utilizado para o cálculo do IET é a clorofila-*a*, que representa, aproximadamente, entre 1 - 2% do peso seco do material

orgânico em todas as algas planctônicas (Lee 2008) e por isso é um bom indicador da biomassa algal. As concentrações desse pigmento foram bem maiores nos reservatórios Billings e Guarapiranga, intermediárias no reservatório Jundiaí e bem mais baixas no reservatório Paiva Castro. Os valores do reservatório Billings estão de acordo com os encontrados por Wengrat & Bicudo (2011) para estações de amostragem no corpo central. Segundo CETESB (2013), a média das concentrações de clorofila-*a* nos últimos cinco anos nas estações de amostragem dos reservatórios deste estudo foram inferiores às encontradas neste trabalho para os reservatórios Billings e Guarapiranga, e iguais às encontradas para os reservatórios Jundiaí e Paiva Castro.

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos, e quando descarregados nos corpos d'água juntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio, tornando-o eutrofizado. As fontes de nitrogênio nas águas naturais são diversas, sendo que os esgotos sanitários em geral constituem a principal fonte (CETESB 2011). Outras fontes são o ar, uma vez que algumas bactérias e cianobactérias podem fixar esse elemento, alguns efluentes industriais (petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas), e o escoamento de águas pluviais por terrenos com fertilizantes (von Sperling 2005).

A principal forma inorgânica de nitrogênio prontamente utilizável metabolicamente (com menor custo energético) pelos produtores primários é o íon amônio (NH_4^+), derivado da amônia (NH_3). Em termos energéticos, o nitrito (NO_2^-) é a segunda melhor forma assimilável de nitrogênio, seguida do nitrato (NO_3^-) (Esteves 2011). O nitrato é a forma mais abundante de nitrogênio inorgânico em ecossistemas ou compartimentos aeróbios.

Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio, ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo; se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes (CETESB 2008).

O nitrogênio amoniacal total esteve presente em maiores concentrações no reservatório Guarapiranga, variando entre 0,24 e 2,53 mg/L. Apesar de apresentar as maiores concentrações entre os reservatórios, esses valores foram inferiores aos estipulados pela resolução CONAMA 357 (3,7 mg/L; BRASIL 2005). No reservatório Billings o maior valor registrado foi 0,32 mg/L, e no reservatório Paiva Castro, 0,21 mg/L. No reservatório Jundiaí, as concentrações estiveram abaixo do limite de detecção

do método ao longo do período de estudo. Essas concentrações estão de acordo com a média das concentrações de nitrogênio amoniacal dos últimos cinco anos nas mesmas estações de amostragem (CETESB 2013). Wengrat & Bicudo (2011) encontraram valores superiores para outras estações de amostragem no reservatório Billings, entre 1,49 e 3,26 mg/L.

Pela legislação federal em vigor, o nitrogênio amoniacal é um indicador para a classificação das águas naturais e emissão de esgotos. A amônia é uma substância tóxica bastante restritiva à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais e normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB 2008).

Schindler *et al.* (2008) fizeram um experimento de longa duração para testar a efetividade da redução da entrada de nitrogênio nos sistemas lacustres como forma de controlar a eutrofização, e concluíram que a limitação por nitrogênio não é uma medida necessária para controlar e reverter o processo de enriquecimento do sistema. Entretanto, Conley *et al.* (2009) ponderam que a redução apenas da entrada de fósforo total nos sistemas lênticos falhou em alguns lagos, porque nesses lugares o nutriente é rapidamente reciclado entre o sedimento e a água, e o fitoplâncton é dominado por cianobactérias não fixadoras de nitrogênio. O controle simultâneo de fósforo e nitrogênio nesses lagos é necessário para controlar essas florações. Além disso, controlar apenas a entrada de fósforo e ignorar a grande quantidade de nitrogênio gerada pela ação antropogênica pode reduzir a fixação de nitrogênio pelas algas e permitir um maior transporte deste nutriente até estuários e oceanos, onde pode exacerbar a eutrofização. Assim, sugerem que é prudente, e na maioria dos casos essencial, implementar uma estratégia de redução dos dois nutrientes no desenvolvimento de medidas de controle da eutrofização. Outros estudos, como o desenvolvido por Howarth & Marino (2006), também chegaram à mesma conclusão.

Neste trabalho foram selecionados três metais para avaliação: cobre total, alumínio total e ferro total. O cobre foi selecionado porque na forma de sulfato ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) é usado como algicida, e o alumínio porque é componente de um produto utilizado para precipitação de fósforo em reservatórios. Já o ferro porque é utilizado como um marcador para processos erosivos, uma vez que nas águas

superficiais, as concentrações de ferro aumentam nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Além disso, também pode indicar a presença de efluentes industriais (von Sperling 2005, CETESB 2011).

Entretanto, as concentrações desses compostos nos reservatórios foram bastante baixas. A maior concentração de cobre total foi 0,02 mg/L no reservatório Guarapiranga, nos meses de outubro de 2011 e fevereiro de 2012. As concentrações podem estar relacionadas à aplicação de algicida no ponto de captação, apesar de a estação de amostragem estar distante. Os valores de alumínio total foram maiores nos reservatórios Guarapiranga e Billings, sendo o maior deles 0,49 mg/L (julho de 2012, Billings). Nos reservatórios Jundiaí e Paiva Castro, todos os valores ficaram abaixo do limite de detecção. Não existe limite para a concentração de alumínio total na água, apenas para o alumínio dissolvido (0,1 mg/L; BRASIL 2005). Os valores de ferro total estiveram altos apenas nos reservatórios Billings e Guarapiranga, e coincidiram com os períodos de chuva: dezembro de 2011, abril e julho de 2012.

Segundo CETESB (2011, 2012, 2013), nas amostragens realizadas para avaliação da qualidade da água nos mesmos pontos deste estudo, nos últimos três anos os valores de cobre total foram sempre inferiores a 0,01 mg/L em todas as estações de amostragem. Os valores de Alumínio total também foram baixos, com destaque para apenas duas amostragens: em maio de 2012, no reservatório Jundiaí foi detectada uma concentração de 31,7 mg/L, e em janeiro de 2011 uma concentração de 1,98 mg/L no reservatório Paiva Castro. Já as concentrações de ferro total foram relacionadas às estações chuvosas, com os maiores valores encontrados na estação de amostragem do reservatório Guarapiranga. Esta estação situa-se em local raso e que sofre maior influência das margens, onde a entrada de material alóctone devido ao período chuvoso é mais perceptível.

Não foi observada sazonalidade associada aos períodos climáticos, com exceção das quatro amostragens dos reservatórios Jundiaí e Paiva Castro realizadas entre junho e setembro de 2012, que na PCA se associaram às menores temperaturas da água e menor turbidez devido à época do ano, que realmente é mais fria. Durante o período de estudo observamos alteração nos períodos de chuva e seca, com registros de chuvas em junho e julho de 2012, o que pode ter sido fator determinante para a ausência de observação da sazonalidade. Além disso, um período de estudo sem sobreposição de estações definidas e com amostragens bimestrais também pode ter contribuído.

Comunidade Fitoplanctônica e as Diversidades alfa, gama e beta

O total de táxons identificados para os quatro reservatórios estudados foi de 282 táxons, distribuídos em dez classes de algas. Em termos qualitativos, a classe Chlorophyceae foi a mais importante para o número total de táxons. Essa característica é comum em ambientes lênticos, independente de seu nível trófico e da concentração de nutrientes (Sant'Anna *et al.* 1997), uma vez que essa classe é favorecida por apresentar alta variabilidade morfológica e fisiológica, o que permite que se adaptem a uma grande variedade de habitats (Reynolds 1984, Haphey-Wood 1988). Esse fato já foi observado para os reservatórios estudados (Carvalho 2003, Nishimura 2008, Rodrigues 2008) e para outros reservatórios brasileiros (Rodrigues *et al.* 2005, Silva *et al.* 2005, Train *et al.* 2005).

Nos reservatórios Billings, Jundiá e Paiva Castro as densidades da comunidade fitoplanctônica aumentaram nos períodos mais quentes (até abril de 2012) e diminuíram nos períodos mais frios (a partir de maio de 2012). Em estudos anteriores em outros sistemas isso já foi observado, principalmente devido à maior disponibilidade de nutrientes em função do aporte de material alóctone (Lopes 1999, Nogueira e Leandro-Rodrigues 1999, Rangel *et al.* 2009). Entretanto, isso não ocorreu no reservatório Guarapiranga, onde a menor densidade foi registrada justamente em dezembro de 2011. Isso pode estar relacionado à influência do bombeamento de água do reservatório Billings para o Guarapiranga, acarretando no aumento da turbidez, queda nos níveis de OD e transparência, e consequentemente queda na densidade da comunidade fitoplanctônica.

Nas análises quantitativas, as maiores densidades foram obtidas na estação de amostragem do reservatório Billings, tendo sido registrada dominância de cianobactérias ao longo de todo o período. O processo de eutrofização favorece as cianobactérias, (Brandão & Domingos 2006, Panosso *et al.* 2007, Paerl 2008, Vasconcelos *et al.* 2011), além do alto tempo de residência da água (Sant'Anna *et al.* 2008). O aumento da frequência de florações de cianobactérias também tem sido associado ao aumento na temperatura global (Doney 2006, Falkowski & Oliver 2007; Jeppesen *et al.* 2007, Wagner & Adrian 2009, Mehnert *et al.* 2010, Markensten *et al.* 2010). Cianobactérias possuem diferentes estratégias que permitem seu domínio absoluto em alguns sistemas aquáticos (Shapiro 1990, Scheffer *et al.* 1997, Oliver & Ganf 2000, Smith 2001, Soares *et al.* 2009, Tomioka *et al.* 2011). Neste reservatório, foi

observada estratificação térmica em quatro das seis amostragens, sendo que a estratificação ocorreu sempre na superfície. Esse fato pode ter contribuído para o estabelecimento desses organismos. A separação da coluna d'água em diferentes estratos térmicos permite a inibição da ressuspensão de espécies competitivas não-flutuantes (Viner, 1985). A dominância permanente de cianobactérias pode ser considerada como a última fase da eutrofização, ocorrendo no mundo inteiro (Padisak, 1997).

Entre as espécies de cianobactéria registradas, a mais importante durante todo o período de estudo foi *Cylindrospermopsis raciborskii*. Essa espécie apresenta ampla distribuição em corpos lânticos do mundo inteiro, provavelmente devido ao seu comportamento (potencial) invasivo e plasticidade adaptativa (Padisak 1997, Bonilla *et al.* 2012, Sinha *et al.* 2012). Florações de *C. raciborskii* estão se tornando cada vez mais frequentes em ambientes tropicais (Huszar *et al.* 2000, Bouvy *et al.* 2000, Gemelgo *et al.* 2008, Gemelgo *et al.* 2009, Figueredo & Giani 2009) e subtropicais (Vidal & Kruk 2008, Everson *et al.* 2011). Bonilla *et al.* (2012) demonstraram que essa espécie é bem sucedida em todos os climas por apresentarem alta plasticidade fenotípica, o que pode explicar sua ampla distribuição, sugerindo uma predominância futura se o cenário de aquecimento global persistir.

Neste reservatório também foi registrado um gênero ainda não identificado de cianobactéria, possivelmente novo. Esses organismos estiveram presentes em altas concentrações no reservatório Billings, e em menores no reservatório Jundiaí e Paiva Castro. É formado por indivíduos filamentosos, com aspecto sigmóide e largura inferior a 1 μm , sendo registrado com frequência associado a *Cylindrospermopsis raciborskii*.

No reservatório Jundiaí, mesotrófico, não foi observada dominância de cianobactérias em nenhuma das amostragens, porém a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* foi registrada ao longo de todo o período, com as maiores densidades observadas nas amostragens realizadas em dezembro de 2011 e fevereiro de 2012.

Outro ponto importante a ser observado é a dominância de cianobactérias no reservatório Paiva Castro em cinco das seis amostragens. A espécie dominante nessas amostragens foi *Aphanocapsa delicatissima*, uma cianobactéria colonial, com células de diâmetro de 1,0 μm , comum em ambientes oligotróficos (Reynolds, 1984). Entretanto, também foram identificadas duas outras cianobactérias: *Cuspidothrix* sp. (maio de 2012) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (janeiro, março, maio e setembro de 2012) em densidades moderadas, além da presença da cianobactéria não identificada. Este

reservatório é o quarto de um sistema de cinco reservatórios do Sistema Cantareira, interligados por túneis. Com base no tempo de residência calculado para esse reservatório para o período de estudo (um dia), acreditamos que a comunidade fitoplanctônica estudada nesse sistema seja, na verdade, proveniente dos reservatórios a montante.

Para o estudo da diversidade de uma comunidade, o número de espécies encontradas depende diretamente do esforço amostral: quanto maior esse esforço, mais próximo o número de espécies amostradas estará do valor real da comunidade. Entretanto, um esforço amostral tão grande nem sempre é viável (Margalef 1983, Gaston 1996), e ferramentas estatísticas podem ser empregadas para estimar o número de espécies por extrapolação (Nogueira *et al.* 2008). Esses extrapoladores de riqueza constituem uma ferramenta para respaldar inventários, fornecendo aos pesquisadores a estimativa de suficiência ou não do trabalho executado (Bini *et al.* 2001, Melo *et al.* 2003, Nabout *et al.* 2007). No presente estudo a eficiência do esforço amostral e da metodologia de análise das amostras pode ser considerada suficiente, uma vez que o número de espécies observadas correspondeu a aproximadamente 75% do número estimado pelo extrapolador de riqueza Sjack1.

Entre os quatro reservatórios estudados, os maiores valores de diversidade alfa – riqueza de espécies local durante o período de estudo – foram obtidas nos reservatórios Guarapiranga (152 táxons) e Jundiaí (157 táxons). No reservatório Billings e no reservatório Paiva Castro foram obtidos os menores valores (122 e 130).

Os valores dessa diversidade para os reservatórios Billings e Guarapiranga estão de acordo com outros estudos realizados (Beyruth 2000, Carvalho 2003, Nishimura 2008, Rodrigues 2008, Gemelgo 2008). Para os reservatórios Jundiaí e Paiva Castro não foram encontrados estudos com levantamento da diversidade fitoplanctônica. Porém, os resultados obtidos também são comparáveis a outros reservatórios brasileiros de diferentes estados tróficos, como por exemplo, os reservatórios oligotróficos de Jurumirim (101 táxons; Nogueira 1996) e Cachoeira Dourada (109 táxons; Teixeira de Oliveira *et al.* 2011), o reservatório de Rosana, oligo-mesotrófico (165 táxons, Bicudo *et al.* 2006) e os reservatórios eutróficos de Barra Bonita (130 táxons; Calijuri 1999) e Monte Alegre (119 táxons; Silva 1999).

A menor riqueza de espécies no reservatório Paiva Castro pode estar associada ao baixo tempo de residência desse sistema (1 dia). A seleção de espécies fitoplanctônicas em reservatórios é muito influenciada pelas mudanças hidráulicas,

sobretudo às ligadas ao tempo de residência da água (Reynolds 1999). Tempos de residência curtos causam perda de biomassa devido à lavagem hidráulica e ao choque mecânico entre as células do fitoplâncton (Kimmel *et al.* 1990, Straskraba *et al.* 1993). Segundo Henry *et al.* (1985), o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica requer um tempo de residência da água de no mínimo 2 ou 3 semanas para permitir o crescimento significativo dos organismos. Esse tempo mínimo foi observado nos reservatórios Billings, Guarapiranga e Jundiá, porém não no reservatório Paiva Castro. Maior tempo de residência da água nos reservatórios favorece condições ambientais que possibilitam o crescimento de um maior número de espécies, como observado, por exemplo, para a estruturação de outras comunidades planctônicas (Baranyi *et al.* 2002, Obertegger *et al.* 2007, Rosa 2008). Assim, é possível que o tempo de residência baixo desse sistema seja um dos fatores limitantes para o estabelecimento da comunidade fitoplanctônica.

Apesar de outros estudos terem associado uma maior riqueza de táxons ao período quente-chuvoso, principalmente em função da maior disponibilidade de nutrientes (Rangel *et al.* 2009, Teixeira de Oliveira *et al.* 2011), apenas no reservatório Guarapiranga isso foi observado, o que pode estar relacionado à localização da estação de amostragem, que neste reservatório situa-se na entrada do braço do rio Parelheiros, local mais raso e que sofre maior influência das margens. Nos outros três reservatórios, as estações de amostragem estão localizadas no corpo central dos reservatórios, onde a entrada de material alóctone devido ao período chuvoso, com consequente aumento da concentração de nutrientes, pode não influenciar a comunidade fitoplanctônica.

A β -diversidade entre os quatro sistemas estudados foi considerada moderada (33%), indicando uma relativa heterogeneidade entre as composições de espécies desses reservatórios. Esse valor pode ser comparado ao obtido por Santos (2009), que registrou uma diversidade beta de 39% entre os oito reservatórios de seu estudo. Assim, mesmo sabendo que esta comunidade é composta por indivíduos de fácil dispersão (Beisner *et al.* 2006), características particulares de cada reservatório influenciam sua presença em diferentes sistemas.

O menor valor de β -diversidade foi registrado entre os dois reservatórios eutróficos, Billings e Guarapiranga (36,9%). Além do grau de trofia, a conectividade entre os sistemas tem implicações importantes para a dinâmica da biodiversidade, uma vez que ocorre intercâmbio de organismos (Bini *et al.* 2003, Bergström *et al.* 2008). A interferência da conectividade foi estudada por Matsuzaki (2007), que demonstrou que a

transposição das águas do braço do Taquacetuba, no reservatório Billings, exerce influência na qualidade da água do reservatório Guarapiranga, especialmente em relação à concentração de nutrientes e à presença de cianobactérias potencialmente tóxicas. Rodrigues *et al.* (2010) comparou seus resultados com outros trabalhos desenvolvidos nos reservatórios Billings e Guarapiranga e encontrou um aumento na porcentagem de semelhança (20% para 70%) entre a biodiversidade de clorofíceas das duas represas, indicando que a transposição de água do Braço Taquacetuba (Billings) para a Guarapiranga, desde 2000, está contribuindo para uniformizar a composição fitoplanctônica destes corpos de água. Entretanto, apesar dessa tendência a homogeneização, esse componente da diversidade indica que existe uma diferença entre as composições fitoplanctônicas, o que também pode ser observado quando considerados as PCAs com variáveis limnológicas e espécies descritoras.

A conectividade define as distribuições de espécies em lagoas de inundação, e sistemas de pulsos de inundação são em geral mais similares em períodos de águas altas, devido à conectividade dos lagos com o rio (Bini *et al.* 2001). Ao avaliar a diversidade fitoplanctônica de 21 lagos da planície de inundação do rio Araguaia, Nabout *et al.* (2007) encontraram diversidade beta variando entre 30,86 e 46,13% ao longo do período de estudo, com os maiores valores nos períodos de águas altas, e os autores relacionaram essa maior heterogeneidade a fortes chuvas isoladas. Assim, é possível encontrar dissimilaridade entre os corpos d'água conectados, uma vez que outras características ambientais podem influenciar a composição fitoplanctônica.

A diversidade beta entre os reservatórios eutróficos, Billings e Guarapiranga, e o reservatório mesotrófico, Jundiaí, foi bastante próxima, 44,5% e 43%, respectivamente, indicando heterogeneidade moderada entre os sistemas quando considerada a composição da comunidade fitoplanctônica. Essa diferença também foi evidenciada quando comparadas as porcentagens de contribuição das espécies em cada classe (com base na riqueza), a contribuição dos valores de densidade para cada classe e as espécies descritoras. Ao comparar sistemas mesotróficos e eutróficos, Santos (2009) encontrou alta dissimilaridade da composição fitoplanctônica, com uma diversidade beta bastante elevada (86%).

Nos últimos cinco anos, o reservatório Jundiaí apresentou alterações no grau de trofia, e sua classificação foi de oligotrófico para mesotrófico (CETESB, 2013). Apesar da heterogeneidade moderada indicada pelo cálculo da β -diversidade, esse reservatório merece atenção especial, pois além da alteração no grau de trofia foram identificadas

cianobactérias consideradas características de ambientes eutrofizados, como *Cylindrospermopsis raciborskii*, que foi identificada ao longo de todo o período estudado. Segundo Carmichael (1996), a eutrofização estende e intensifica o período de ocorrência e dominância de cianobactérias no ambiente.

A β -diversidade entre os dois reservatórios eutróficos, Billings e Guarapiranga, e o reservatório oligotrófico, Paiva Castro, foi de 53,2% e 53,3%, respectivamente, indicando alta heterogeneidade entre esses sistemas. Essa diferença também foi verificada na PCA, na qual as espécies descritoras e as variáveis limnológicas foram determinantes no agrupamento das unidades amostrais, separando os três reservatórios.

O Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2013) indica que o reservatório Paiva Castro vem apresentando aumento do grau de trofia ao longo dos anos. Os dados apresentados neste trabalho indicam que o componente IET(P) classificou o ambiente como oligotrófico, com as concentrações de fósforo total sempre abaixo do limite de quantificação; porém, o componente IET(CI) classificou o sistema como mesotrófico, e as análises qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica, apesar de apresentarem baixas densidades, revelaram a presença de cianobactérias de gêneros associados a ambientes mais eutrofizados, como *Cuspidothrix* sp. e *Cylindrospermopsis* sp. Como já discutido anteriormente, o tempo de residência do reservatório Paiva Castro (1 dia) foi considerado um dos fatores importantes para explicar os resultados relativos a comunidade.

A β -diversidade entre os reservatórios Jundiaí (mesotrófico) e o Paiva Castro (oligotrófico) foi de 46,8%, ou seja, uma heterogeneidade moderada. Apesar dos dois sistemas apresentarem as mesmas espécies descritoras e características limnológicas semelhantes, como mostrado pelas duas PCAs, as composições florísticas desses dois reservatórios foram diferentes. Essas diferenças foram evidenciadas quando comparadas as porcentagens de contribuição das espécies em cada classe, com base na riqueza, e principalmente pela contribuição dos valores de densidade para cada classe na análise quantitativa.

Em síntese, o grau de trofia dos reservatórios, a conectividade entre os dois sistemas eutróficos e o tempo de residência da água parecem ter sido responsáveis pelas diferenças nas beta-diversidades observadas entre os quatro sistemas. A riqueza de espécies do conjunto de reservatórios e de cada reservatório separado foi compatível com os resultados de outros trabalhos nos mesmos sistemas e em outros sistemas brasileiros. O grau de suficiência amostral também foi considerado representativo para

o estudo. A estação de amostragem no reservatório Billings apresentou alto grau de trofia e alto tempo de residência, o que possivelmente contribuiu para o registro de dominância de cianobactérias e consequentemente dos menores valores de riqueza de espécies. A diversidade beta indicou uma similaridade moderada com a estação de amostragem do reservatório Guarapiranga, possivelmente relacionada ao alto grau de trofia e à conectividade entre os dois sistemas. Os reservatórios eutróficos apresentaram heterogeneidade ambiental moderada quando comparados ao sistema mesotrófico e alta quando comparados ao sistema oligotrófico. O tempo de residência no reservatório Paiva Castro também parece ter sido determinante na determinação da heterogeneidade.

As políticas de conservação são baseadas principalmente na riqueza de espécies. Para Tockner *et al.* (1999), a variabilidade ambiental e a beta diversidade, ou seja, as mudanças na composição biológica, devem ser consideradas para o desenvolvimento de estratégias de conservação. Segundo Bridgewater *et al.* (2004), um estudo detalhado da composição biológica e o conhecimento da diversidade beta são extremamente importantes para a seleção de áreas adequadas à proteção do ecossistema. Entretanto, pouco se sabe sobre os indicativos para a preservação de ecossistemas aquáticos. Assim, consideramos que a diversidade beta pode ser uma ferramenta importante para a indicação de áreas prioritárias para medidas de conservação, mas deve ser aplicada em conjunto com outros estudos para avaliar também a importância dos processos limnológicos e hidrológicos.

7 Conclusão

- O diagnóstico da diversidade taxonômica das algas planctônicas dos quatro reservatórios selecionados para este trabalho revelou a existência de 282 táxons, distribuídos em dez classes (diversidade gama - γ). Esse valor reflete o esforço amostral, já que o número de espécies correspondeu a aproximadamente 75% do valor esperado.
- Foi possível acompanhar a variação temporal da composição da comunidade fitoplanctônica durante o período de estudo. Nos reservatórios Billings, Jundiaí e Paiva Castro as densidades da comunidade fitoplanctônica aumentaram nos períodos mais quentes (até abril de 2012) e diminuíram nos períodos mais frios (a partir de maio de 2012), entretanto isso não foi observado no reservatório Guarapiranga, provavelmente devido à influência do bombeamento de água do reservatório Billings, acarretando no aumento da turbidez, queda nos níveis de OD e transparência. Apesar disso, durante o período quente-chuvoso a riqueza de espécies no reservatório Guarapiranga foi maior, possivelmente devido à maior entrada de material alóctone neste local. Também foram observadas alterações entre as classes fitoplanctônicas ao longo do período de estudo.
- A riqueza de espécies (α) dos reservatórios estudados foi considerada compatível com outros estudos: 122 táxons no reservatório Billings, 157 táxons no reservatório Guarapiranga, 152 para o reservatório Jundiaí e 130 no reservatório Paiva Castro.
- A diversidade beta (β) entre os reservatórios refletiu as diferenças nos graus de trofia, sendo maior quando comparados os sistemas eutróficos com o oligotrófico e menor entre os sistemas eutrofizados.
- O tempo de residência da água parece ser um fator importante na estrutura da comunidade fitoplanctônica no reservatório Paiva Castro.
- A primeira hipótese desse trabalho previa menores valores de diversidade nos sistemas mais eutrofizados em comparação aos sistemas oligo e mesotróficos. Essa hipótese foi refutada porque os reservatórios Paiva Castro (oligotrófico) e Billings (eutrófico) apresentaram valores de riqueza de espécies muito próximos (122 e 130, respectivamente), e ambos foram inferiores a riqueza observada no reservatório mesotrófico (152).

- A segunda hipótese, que previa elevada diversidade beta entre os sistemas estudados devido às diferenças nos índices de eutrofização foi confirmada, já que foi observada uma maior dissimilaridade entre os reservatórios quanto maiores as diferenças nos graus de trofia. Importante ressaltar que o tempo de retenção da água também foi importante no estabelecimento dessa dissimilaridade.

8 Referências Bibliográficas

- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H.** 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9:683-693.
- An, S.S., Hegewald, E. & Jeon, S.L.** 1999. *Pediastrum privum* (Printz) Hegewald new to Korea. *Algae* 14:83 – 85.
- APHA, AWWA, WEF.** 2005. Standard Methods for the Examination of water and Wastewater. 20. ed. Washington: American Public Health Association.
- Azevedo, M.T.P., Nogueira, N.M.C. & Sant'Anna, C.L.** 1996. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas* 8: Cyanophyceae. *Hoehnea* 23:1-38.
- Azevedo, M.T.P. & Sant'Anna, C.L.** 1999. *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. *Algological Studies* 94:35-43.
- Azevedo, M.T.P. & Sant'Anna, C.L.** 2003. *Sphaerocavum brasiliense*, a new planktic genus and species of Cyanobacteria from reservoirs of São Paulo State, Brazil. *Algological Studies* 109:79-92.
- Baranyi, C., Hein, T., Hlaek, C., Keckeis, S. & Schiemer, F.** 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube river floodplain system: effects of hidrology. *Freshwater Biology* 47:473-482.
- Beisner, B.E., Peres-Neto, P.R., Lindström, E.S., Barnett, A. & Longhi, M.L.** 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87:2985–2991.
- Bergström, A.K., Bigler, C., Stensdotter, U. & Lindström, E. S.** 2008. Composition and dispersal of riverine and lake phytoplankton communities in connected systems with different water retention times. *Freshwater Biology* 53:2520–2529.
- Beyruth, Z.** 1996. Comunidade fitoplânctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. São Paulo. Tese de doutorado, Faculdade de Saúde Pública. São Paulo.

- Beyruth, Z.** 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia* 424:51-65.
- Bicudo, D.C., Ferragut, C., Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M., Nogueira, M.G., Henry, R. & Jorcin, A.** 2006. Efeitos do represamento sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório de Rosana, Baixo rio Paranapanema, Estado de São Paulo. In: Nogueira, M.G., Henry, R., Jorcin, A. (eds). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: RiMA.
- Bicudo, D.C., Fonseca, B.M., Bini, L.M., Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M. & Araújo-Jesus, T.** 2007. Undesirable side effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 51:1120–1133.
- Bini, L.M., Thomaz, S.M. & Souza, D.C.** 2001. Species richness and β -diversity of aquatic macrophytes in the Upper Paraná River floodplain. *Archiv für Hydrobiologie* 151:511-525.
- Bini, L.M., Velho, L.F. & Lansac-Tôha, F.A.** 2003. The effect of connectivity on the relationship between local and regional species richness of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in floodplain lagoons of the upper Paraná river, Brazil. *Acta Oecologica* 24:145-151.
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M.C.S., Gonzalez-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V.L.M., Lüring, M., Antoniades, D., Padisák, J. & Kruk, C.** 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology* 79: 594-607.
- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M. & Moura, A.** 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology* 23:13-27.
- Brandão, C.J. (org.).** 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA.
- Brandão, L.H. & Domingos, P.** 2006. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. *Saúde e Ambiente em Revista* 1:40-50.

BRASIL. 2005. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em fev. 2013.

Bridgewater, S., Ratter, J.A. & Ribeiro, J.F. 2004. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13:2295-2318.

Buchheim, M., Buchheim, J., Carlson, T., Braband, A., Hepperle, D., Krienitz, L., Wolf, M. & Hegewald, E. 2005. Phylogeny of the Hydrodictyaceae (Chlorophyceae): inferences from rDNA data. *Journal of Phycology* 41:1039 – 1054.

Burnham, K.P. & Overton, W.S. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65:447-456.

Calijuri, M.C.A. 1999. Estrutura Fitoplantônica em um Reservatório Tropical (Barra Bonita, SP). Tese de Doutorado de Livre-Docência. Universidade de São Paulo - São Carlos, SP.

Calijuri, M.C., Alves, M.S.A. & Santos, A.C.A. 2006. Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais. São Carlos: RiMa, 118p.

Capobianco, J.P.R. 2002. Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo. Relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99. São Paulo: Instituto Socioambiental.

Carmichael, W.W. 1996. Toxic *Microcystis* and the environment. In: Watanabe, M.F., Harada, K., Carmichael, W.W., Fujiki, H. (eds). *Toxic Microcystis*. Florida: CRC Press.

Carvalho, L.R. 2006. Cianotoxinas. In: Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Agujaro, L.F., Carvalho, M.C., Carvalho, L.R., Souza, R.C.R. (Orgs.). Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras. Interciência, Rio de Janeiro.

- Carvalho, L.R., Sant'Anna, C.L., Gemelgo, M.C.P. & Azevedo, M.T.P.** 2007. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30:147-148.
- Carvalho, M.C.** 2003. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Castro, A.A.J., Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C.** 1991. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP Algas, 2: Cryptophyceae. *Hoehnea* 18: 87-106.
- CETESB.** 1990. Determinação de pigmentos fotossintetizantes: clorofila-a, b e c e feofitina-a – Método de Ensaio. Norma Técnica L5.306. São Paulo: CETESB.
- CETESB.** 1996. Avaliação do Complexo Billings: Comunidades Aquáticas – Outubro de 1992 a Outubro de 1993. São Paulo: CETESB.
- CETESB.** 2005. Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. São Paulo : CETESB.
- CETESB.** 2008. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- CETESB.** 2011. Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- CETESB.** 2012. Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- CETESB.** 2013. Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Denslow, J.S. & Guariguata, M.R.** Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern Costa Rica. *In: Dallmeier, F.J., Cosmikey, A. (eds): Forest biodiversity research, monitoring and modeling. The Parthenon Publishing Group, Washington.*

- Chellappa, N.T., Chellappa S.L. & Chellappa S.** 2008. Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. *Brazilian Archive Biologie and Technology* 51:833-841.
- Comas, A.** 1996. Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba. *Bibliotheca Phycologica* 99:1-192.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C. & Likens, G.E.** 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 323:1014–5
- Cunha, D.G.F., Grull, D., Damato, M., Blum, J.R.C., Lutti, J.E.I., Eiger, S. & Mancuso, P.C.S.** 2011. Trophic state evolution in a subtropical reservoir over 34 years in response to different management procedures. *Water Science & Technology* 64:2338-2344.
- Deblois, C.P., Aranda-Rodriguez, R., Giani, A. & Bird, D.F.** 2008. Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicon* 51:435-448.
- Di Bernardo, L., Minillo, A. & Dantas, A.D.B.** 2010. *Florações de Algas e Cianobactérias: suas influencias na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento.* São Carlos: LDiBe Editora.
- Doney, S.** 2006. Plankton in a warmer world. *Nature* 447:695–696.
- Ducrot, R., Clavel, L. & Bommel, P.** 2011. Learning to manage quality in a multiple reservoir system: contribution of a companion modelling approach. *Water SA* 37:81-92.
- Eler, M., Ceccarelli, P.S., Bufon, A.G.M. & Espíndola, E.L.G.** 2001. Mortandade de peixes (matrinxã, *Brycon cephalus*, e pacu, *Piaractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim Técnico CEPTA* 14: 35-45.
- Esteves, F. A.** 2011. *Fundamentos de Limnologia.* 3º ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826p.
- Everson, S., Fabbro, L., Kinnear, S. & Wright, P.** 2011. Extreme differences in akinete, heterocyte and cylindrospermopsin concentrations with depth in a successive bloom involving *Aphanizomenon ovalisporum* (Forti) and *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya and Subba Raju. *Harmful Algae* 10: 265–276.

- European Committee for Standardization.** 2003. Water quality guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers. European Standard EM 13946. European Comitee for Standardization, Brussels.
- Falkowski, P.G. & Oliver, M.J.** 2007. Mix and match: how climate selects phytoplankton. *Nature* 5:813–818.
- Faustino, S.B.** 2013. Distribuição espacial das diatomáceas nos sedimentos superficiais da represa Guarapiranga (São Paulo). Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica do Estado de São Paulo.
- Ferragut, C., Lopes, M.R.M., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M. & Vercellino, I.S.** 2005. Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (lago do IAG, São Paulo). *Hoehnea* 32:137-184
- Figueredo, C.C. & Giani, A.** 2009. Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologia* 39:264-272.
- Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, T.P.P., Pires, M.A.F., Cotrim, M.E.B. & Bicudo, D.C.** 2013. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology* (on-line, nov, 2013)
- Fristachi, A. & Sinclair, J.L.** 2008. Occurrence of Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: Workgroup Report. *In:* Hudnell, H.K. (ed.) *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. pp 45 – 104. Springer.
- Furtado, A.L.F.F., Calijuri, M.C., Lorenzi, A.S., Honda, R.Y., Genuário, D.G. & Fiore, M.F.** 2009. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. *Hydrobiologia* 627:195-209.
- Gaston, K.J.** 1996. *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Blackwell, Oxford.
- Gemelgo, M.C.P.** 2008. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica dos reservatórios Billings e Guarapiranga, SP, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo.
- Gemelgo, M.C.P., Sant’Anna, C.L., Tucci, A. & Barbosa, H.R.** 2008. Population dynamics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, a

cyanobacteria toxic species, in watersupply reservoirs in São Paulo, Brazil. *Hoehnea* 35:297-307.

Gemelgo, M.C.P., Mucci, J.L.N. & Navas-Pereira, D. 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). *Brazilian Journal of Biology* 69:1001–1013

Giatti, L.L. 2000. Reservatório Paiva Castro – Mairiporã – SP. Avaliação da Qualidade da Água sobre alguns Parâmetros Físicos Químicos e Biológicos (1987/1998). Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo.

Godinho, L.R. 2009. Família Scenedesmaceae no Estado de São Paulo: Levantamento florístico. Tese de Doutorado, Instituto de Botânica, São Paulo.

Godinho, L.R., Comas, A.A. & Bicudo, C.E.M. 2010. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 30: Chlorophyceae (família Scenedesmaceae). *Hoehnea* 37:513-553.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1) : 1 - 9. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Último acesso em janeiro de 2014).

Haphey-Wood, C.M. 1988. Ecology of freshwater planktonic green algae. *In*: Sandgren, C.D. (ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 175-226.

Harrinson, S., Ross, S.J. & Lawton, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 62:151–158.

Hegewald, E. 1997. Taxonomy and phylogeny of *Scenedesmus*. *Algae* 12:235–246.

Hegewald, E. & Hanagata, N. 2000. Phylogenetic studies on Scenedesmaceae (Chlorophyta). *Algological Studies* 100:29–49.

Hegewald, E. & Wolf, M. 2003. Phylogenetic relationships of *Scenedesmus* and *Acutodesmus* (Chlorophyta, Chlorophyceae) as inferred from 18S rDNA and ITS–2 sequence comparisons. *Plant Systematics and Evolution* 241:185–191.

Hegewald, E. 2000. New combinations in the genus *Desmodesmus* (Chlorophyceae, Scenedesmaceae). *Algological Studies* 96:1-18.

- Henry, R., Hino, K., Gentil, J.G. & Tundisi, J.G.** 1985. Primary production and effects of enrichment with nitrate and phosphate on phytoplankton in the Barra Bonita Reservoir (State of São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 7:561-573.
- Hoffmann, L., Komarék, J. & Kastovsky, J.** 2005. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) state in 2004. *Algological Studies* 117:95-115.
- Honda, R.Y., Mercante, C.T.J., Vieira, J.M.S., Esteves, K.E., Cabianca, M.A.A. & Azevedo, M.T.P.** 2006. Cianotoxinas em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. *In*: Esteves, K.E. & Sant'Anna, C.L. (org.). *Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente saúde pública e manejo*. RiMA, São Paulo.
- Howarth, R.W. & Marino, R.** 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography* 51:364-376.
- Hüber-Pestalozzi, G.** 1955. Euglenophyceae. *In*: Huber-Pestalozzi G. (org.), *Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematik und Biologie*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 16: 1-606.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S. & Esteves, F.A.** 1990. Estrutura das Comunidades Fitoplanctônicas de 18 Lagoas da Região do Baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 50: 585-558.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M.M., Domingos, P. & Sant'Anna, C.L.** 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *In*: Reynolds, C.S., Dokulil, M., Padisák, J. (eds.). *The Trophic Spectrum Revisited: The Influence of Trophic State on the Assembly of Phytoplankton Communities* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 67-77.
- Huszar, V.L.M. & Giani, A.** 2004. Amostragem da comunidade fitoplanctônica em águas continentais: reconhecimento de padrões espaciais e temporais. *In*: Bicudo, C.E.M.; Bicudo, D.C. (eds.) *Amostragem em Limnologia*, São Carlos, RiMA, p. 133-147.
- Jardim, F.A. & Viana, T.H.** 2003. Análise da algas – cianobactérias e cianotoxinas como parâmetro de controle do tratamento da água para abastecimento. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC, Brasil. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/ccxlv.pdf>, último acesso em março de 2014.

- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B.A., Hansen, R.S., Sondergaard, M. & Jensen, J.P.** 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581:269–285.
- Kimmel, B.L., Lind, O.T. & Paulson, L.J.** 1990. Reservoir primary production. *In*: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (ed.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes, 4: Nostocales. *Algological Studies* 56:247-345.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** 1998. Cyanoprokaryota 1. Teil Chroococcales. *In*: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Möllenhauer, D. (eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. vol.19/1. 548 p.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** 2005. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. *In*: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. vol. 19/2. 759 p.
- Komárek, J. & Azevedo, M.T.P.** 2000. *Geitlerinema unigranulatum*, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. *Algological Studies* 99: 39-52.
- Komárek, J. & Fott, B.** 1983. Chlorophyceae - Chlorococcales. Pp.1-1044. *In*: Huber-Pestalozzi, G. (ed.) *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. v. 16.
- Komárková-Legnerová, J. & Cronberg, G.** 1994. Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. *Archives Hydrobiologie/Algological Studies* 72: 13-51.
- Krienitz, L., Hegewald, E., Hepperle, D. & Wolf, M.** 2003. The systematics of coccoid green algae: 18S rRNA gene sequence data versus morphology. *Biologia* 58: 437–446.
- Krienitz, L. & Bock, C.** 2012. Present state of the systematics of planktonic coccoid green algae of inland waters. *Hydrobiologia* 698:295-326.
- Lamparelli, M.C., Martins M.C., Salvador, M.E.P., Costa, M.P., Aragão, M.P., Botelho, M.J.C., Carvalho, M.C., Souza, R.C.R. & Buratini, S.V.** 1996.

Considerações sobre aspectos limnológicos do reservatório Jundiaí. Relatório Técnico. São Paulo: CETESB.

Lamparelli, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Lee, R.E. 2008. Phycology. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Leira, M., Chen, G., Dalton, C., Irvine, K. & Taylor, D., 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwater Biology* 54: 1–14.

Lloyd, M. & Ghelardi, R.J. 1964. A table for calculating the “equitability” component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* 33:217-219.

Lopes, M.R.M. 1999. Eventos perturbatórios que afetam a biomassa, a composição e a diversidade de espécies do fitoplâncton em um lago tropical oligotrófico raso (Lago do Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, SP). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Macedo-Viégas, E.M. & Souza, M.L.R. 2004. Pré-processamento e conservação do pescado produzido em piscicultura. *In: Cyrino, J.E.P., Urbinati, E.C., Fracalossi, D. M., Castagnolli, N. Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva.* São Paulo: Tecart. p.406-480.

Magalhães, V.F., Marinho, M. M., Domingos, P., Oliveira, A.C., Costa, S.O., Azevedo, L.O. & Azevedo, S.M.F.O. 2003. Microcystins (Cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brazil-RJ). *Toxicon* 42: 289-295.

Magurran, A.F. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell, Oxford.

Margalef, R. 1983. Limnologia. Barcelona: Omega.

Marinho, M.M. & Huszar, V.L.M. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archives in Hydrobiology* 153: 443-468.

- Markensten, H., Moore, K. & Persson, I.** 2010. Simulated lake phytoplankton composition shifts toward cyanobacteria dominance in a future warmer climate. *Ecology Applied* 20:752–767.
- Matsuzaki, M.** 2007. Transposição das águas do braço Taquacetuba da represa Billings para a represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade da água para abastecimento. Tese de Doutorado em Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- McCune, B. & Mefford, J. J.** 1997. PC-Ord. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon MjM Softwater Design, 47p.
- Mehner, G., Leunert, F., Cirés, S., Jöhnk, K.D., Rücker, J., Nixdorf, B. & Wiedner, C.** 2010. Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *Journal of Plankton Research* 32:1009-1021.
- Melo, A.S., Pereira, R.A.S., Santos, A.J., Shepherd, G.J., Machado, G., Medeiros, H.F. & Sawaya, R.J.** 2003. Comparing species richness among assemblages using sample units: why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes? *Oikos* 101: 398–410.
- Menezes, M.** 1994. Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d'água da região sul do município do Rio de Janeiro, estado de Rio de Janeiro, Brasil. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Millie, D.F., Schofield, O.M., Dionigi, C.P. & Johnsen, P.B.** 1995. Assessing noxious phytoplankton in aquaculture system using bio-optical methodologies: a review. *Journal of the World Aquaculture Society* 26: 329-345.
- Molica, R.J.R., Oliveira, E.J.A., Carvalho, P.V.V.C., Costa, A.N.S.F., Cunha, M.C.C., Melo, G.L. & Azevedo, S.M.F.O.** 2005. Occurrence of saxitoxins and anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful Algae* 4: 743-753.
- Moschini-Carlos, V.M., Freitas, L.G. & Pompêo, M.** 2010. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Ambi-Agua* 5:47-59.

- Nabout, J.C., Nogueira, I.S., Oliveira, L.G. & Moraes, R.R.** 2007. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia* 575: 455-461.
- Nascimento, M.N.** 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represa profunda oligotrófica (Sistema Cantareira, Represa Jaguari-Jacareí). Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica do Estado de São Paulo.
- Nishimura, P.Y.** 2008. Ecologia da Comunidade fitoplanctônica em dois braços da represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia. Dissertação de Mestrado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Nogueira, I.S.** 1991. Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) do Município de Rio de Janeiro e Arredores, Brasil: Inventário e Considerações Taxonômicas. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas, Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Nogueira, I.S. & Leandro-Rodrigues, N.C.** 1999. Algas planctônicas de um lago artificial do Jardim Botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: Florística e algumas considerações ecológicas. *Revista Brasileira de Biologia* 59:377-395.
- Nogueira, I.S., Nabout, J.C., Oliveira, J.E. & Silva, K.D.** 2008. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea* 35: 219-233.
- Nogueira, I.S., Nabout, J.C., Ibañez, M.S.R. & Bourgoïn, L.M.** 2010. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22:247–256
- Nogueira, M.G.** 1996. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal das populações planctônicas e das variáveis físico-químicas na Represa de Jurumirim, Rio Paranapanema, SP. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo – São Carlos, SP.

- Nogueira, M.G., Henry R. & Maricatto, F.E.** 1999. Spacial and temporal heterogeneity in the Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes: Research and Management*, 4:107 - 120.
- Obertegger, U., Flaim, G., Braioni, M.G., Sommaruga, R., Corradini, F. & Borsato, A.** 2007. Water residence time as a driving force of zooplankton structure and succession. *Aquatic Science* 69: 575-583.
- Oliver, R.L. & Ganf, G.G.** 2000. Freshwater blooms. *In: Whitton, B.A., Potts, M. (eds.) The ecology of cyanobacteria*, p. 158-194. Kluwer. Dordrecht. Nertherlands
- Padisák, J.** 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiology* 107:563-593.
- Paerl, H.W., Fulton, R.S., Mosainder, P.H. & Dyle, J.** 2001. Harmful Freshwater Algal Blooms, with enfasis on Cyanobacteria. *The Scientific World* 1:76-113.
- Paerl H.** 2008. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. *In: Hudnell, H.K. (ed.) Cyanobacterial Harmful algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. EPA/Springer.
- Panosso, R., Costa, I.A.S., Souza, N.R., Attayde, J.L., Cunha, S.R.S. & Gomes, F.C.F.** 2007. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis* 11:433-449.
- Pereira, J.S.** 2013. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no período de cinco anos em ambiente mesotrófico (Lago das Ninféias), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas, Biologia Vegetal. Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, SP.
- Ramos, G.J.P., Bicudo, C.E.M., Goes-Neto, A. & Moura, C.W.N.** 2013. New additions of coccoid green algae to the phycoflora of Brazil and the Neotropics. *Acta Botanica Brasilica* 28: 08-16.
- Rangel, L.M., Silva, L.H., Arcifa, M.S. & Peticarrari, A.** 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (lake Monte Alegre, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 69:75-85.

Reynolds, C.S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge: University Press.

Reynolds, C.S. 1988. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnology* 23: 683-691.

Reynolds, C.S. 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. *In*: Kinne, O. (ed.). *Excellence in Ecology*. Ecology Institute, Oldendorf Luke Germany. 371p.

Reynolds, C.S. 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. *In*: Tundisi, J.G., Strasskraba, M. (eds). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, São Carlos.

Rodrigues, L.C., Train, S., Pivato, B.M., Bovo, V.M., Borges, P.A.F. & Jati, E.S. 2005. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. *In*: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RiMA. p. 57-72

Rodrigues, L.L. 2008. Biodiversidade de cianobactérias e algas das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado em Botânica, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Rodrigues, L.L., Sant'Anna, C.L. & Tucci, A. 2010. Chlorophyceae das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 33:247-264.

Rosa, P.G. 2008. Comunidade zooplânctônica de cinco reservatórios tropicais do sistema Furnas S.A. (Brasil): abundância e biomassa em carbono. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada ao manejo e conservação de recursos naturais, Universidade Federal de Juiz de Fora, MG.

Rosini, E.F., Sant'Anna, C.L. & Tucci, A. 2012. Chlorococcales (exceto Scenedesmeceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. *Hoehnea* 39:11-38.

Rosini, E.F., Sant'Anna, C.L. & Tucci, A. 2013. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. *Rodriguesia* 64:399-417.

- Round, F.E.** 1971. The taxonomy of the Chlorophyta II. *British Phycological Journal* 6:235-264.
- Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G.** 1990. The diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E. & Armengol, J.** 2006. The residence time of river water in reservoirs. *Ecological Modelling* 191: 260-274.
- Sant'Anna, C.L.** 1984. Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. *Bibliotheca Phycologica* 67:1-348.
- Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Senna, P.A.C., Komárek, J. & Komárková, J.** 2004. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica* 27:213-227.
- Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P. & Sormus, L.** 1989. Fitoplâncton do lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo taxonômico e aspectos ecológicos. *Hoehnea* 16:89-131.
- Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Werner, V.R., Dogo, C.R., Rios, F.R. & Carvalho, L.R.** 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies* 126:249-263.
- Sant'Anna C.L., Sormus L., Tucci, A. & Azevedo, M.T.P.** 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea* 24:67-86
- Sant'Anna, C.L., Branco, L.H.Z., Gama Jr, W.A. & Werner, V.R.** 2012. Lista de Cyanobacteria do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 11:1-47.
- Santos, J.B.O.** 2009. Diferentes abordagens da diversidade fitoplanctônica em oito reservatórios de hidrelétricas brasileiras. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas – Botânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- São Paulo (Estado).** 1975. Lei Estadual nº 898, de 18 de dezembro de 1975. Disciplina o uso do solo para proteção dos mananciais, cursos e reservatórios de água e demais recursos hídricos de interesse da Região Metropolitana da Grande São Paulo.. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/legislacao/norma.do?id=44829>>. Acesso em: fev. 2013.

- Scheffer, M., Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L.R. & van Nes, E.H.** 1997. On the dominance of filamentous Cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology* 78:272-282.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kasian, S.E.M.** 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:11254 – 11258.
- Sendacz, S., Monteiro Junior, A.J., Mercante, C.T.J., Menezes, L.C.B. & Moraes, J.F.** 2005. Sistemas em cascata: concentrações e cargas de nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo. *In: Nogueira, M.G., Henry, R., Jorcin, A. (eds.) Ecologia de Reservatórios Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata.* pp. 417-434.
- Shannon, C.E. & Weaver, W.** 1963. The mathematical theory of communication. Illinois University Press, Urbana.
- Shapiro, J.** 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 24:38-54.
- Shepherd, G. J.** 1996. FITOPAC 1: Manual de usuário. Departamento do Botânica, Unicamp. Campinas. 95p.
- Sevrin-Reyssac, J. & Pletikosic, M.** 1990. Cyanobacteria in fish ponds. *Aquaculture* 88: 1-20.
- Silva, C.A., Train, S. & Rodrigues, L.C.** 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia* 357:99-109.
- Silva, L.H.S.** 1999. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59:281-303.
- SILVA, L.H.S.** 2004. Fitoplâncton de um pequeno reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, SP): dinâmica temporal e respostas à ação do zooplâncton e peixes. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Simpson, E.H.** 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 668-688.

- Sinha, R., Pearson, L.A., Davis, T.W., Burford, M.A., Orr, P.T. & Neilan, B.A.** 2012. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones – is climate change responsible? *Water Research* 46:1408-1419.
- Sipiä, V., Kankaanpää, H., Lahti, K., Carmichael, W.W. & Meriluoto, J.** 2001. Detection of nodularin in flounders and cod from the Baltic Sea. *Environmental Toxicology* 16(2):121-126.
- Smith, V.H.** 2001. Blue-green algae in eutrophic fresh waters. Lakeline: Springer. p. 34-37.
- Soares, R.M., Magalhães, V.F. & Azevedo, S.M.F.O.** 2004. Accumulation and depuration of microcystins (cianobactéria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology* 70:1-10.
- Straskraba, M., Tundisi, J.G. & Duncan, A.** 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. *In*: Straskraba, M.; Tundisi, J.G.; Duncan, A. (eds.) Comparative reservoir limnology and water quality management. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Teixeira de Oliveira, M., Rocha, O. & Peret, A.C.** 2011. Structure of the phytoplankton community in the Cachoeira Dourada reservoir (GO/MG), Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 71:587-600.
- Tell, G. & Conforti, V.T.D.** 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Provincia del Chaco (Argentina). *Nova Hedwigia* 41:353-391.
- Tockner, K., Schiemer, F., Baumgartner, C., Kum, G., Weigand, E., Zweimuller, I. & Ward, J.V.** 1999. The Danube restoration Project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management* 15:245-258.
- Tomioka, N., Imai, A. & Komatsu, A.** 2011. Effect of light availability on *Microcystis aeruginosa* blooms in shallow hypereutrophic Lake Kasumigaura. *Journal Plankton Research* 33: 1263–1273.
- Train, S., Jati, S., Rodrigues, L.C. & Pivato, B.M.** 2005. Distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em três reservatórios da bacia do rio Paraná. *In*: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (eds). Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais. RiMA, São Carlos, p. 73-85.

- Tucci, A.** 2002. Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um ambiente subtropical eutrófico, São Paulo, SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro.
- Tucci, A., Sant'Anna, C.L., Gentil, R.C. & Azevedo, M.T.P.** 2006. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea* 33:147-175.
- Tundisi, J.G.** 1990. Conservation and management of continental aquatic ecosystems in Brazil. In *Lake Conservation and Management*. In: Hongliang, L., Yutian, W., Haishen L. (eds.). Proc. 4th Internat. Conf. on the Conservation and Management of Lakes "Hangzhou'90": 572-584.
- Tundisi J.G. & Tundisi T.M.** 1992. Eutrofication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: Cordeiro-Marino M., Azevedo, M.T., Sant'Anna, C.L., Tomita, N.M., Plastino, E.M. (eds.) *Algae and Environment – a general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia: São Paulo.
- Tundisi, J.G.** 2003. Gerenciamento integrado de recursos hídricos: novas perspectivas. Instituto Brasil PNUMA, Rio de Janeiro, 75:4-5.
- Tundisi, J.G.** 2005. Recursos Hídricos. Parcerias Estratégicas (Brasília), Brasília - DF, 20:727-746.
- Tupinambás, G. & Lobato, P.H.** 2007. Pesca é proibida no Rio São Francisco e das Velhas. *Jornal Estado de Minas* 18/10/2007.
- Utermöhl, H.** 1958. Zur Vervollkomnigung der quantitativen phytoplankton – Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, v. 9, 38 p.
- Valentin, J. L.** 2000. Ecologia Numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. 117p
- van den Hoek, C., Mann, D.G. & Janhs, H.J.A.** 1995. *An Introduction to Phycology*. University of Cambridge Press, Cambridge.
- van Buynder, P.G., Oughtred, T., Kirkby, B., Phillips, S., Eaglesham, G., Thomas, K. & Burch, M.** 2001. Nodularin uptake by seafood during a cyanobacterial bloom. *Environmental Toxicology* 16:468 - 471.

- Vasconcelos, J. F., Barbosa, J.E.L., Diniz, C.R. & Ceballos, B.S.O.** 2011. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. João Pessoa, 2011. Disponível em: <[www.ablimno.org.br/boletins/pdf/bol_39\(2-2\).pdf](http://www.ablimno.org.br/boletins/pdf/bol_39(2-2).pdf)>. Acesso em: fevereiro de 2014.
- Vidal, L. & Kruk, C.** 2008. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Panamerican Journal Aquatic Science* 3:142–151.
- Vieira, J.M.S., Azevedo, M.T.P., Azevedo, S.M.F.O., Honda, R.Y. & Correa, B.** 2005. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazônia region. *Toxicon* 45:901-909.
- Viner, A.B.** 1985. Thermal stability and phytoplankton distribution. *Hydrobiologia* 125:47-69.
- von Sperling, M.** 2005. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Volume 1: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3ªed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG.
- Wagner, C. & Adrian, R.,** 2009. Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2460–2468
- Ward, J.V., Tockner, K. & Schiemer, F.** 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated River: Research and Management* 11:105–119.
- Wengrat, S.** 2011. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no Complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica do Estado de São Paulo.
- Wengrat, S. & Bicudo, D.C.** 2011. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensis* 23:200-216.
- Werner, V.R.** 2002. Cyanophyceae/Cyanobacteria no Sistema de Lagoas e Lagunas da planície costeira do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.

Whately, M. & Cunha, P. M. (org) 2006. Guarapiranga 2005: Como e porquê São Paulo está perdendo este manancial. Resultados do Diagnóstico Sociambiental participativo da bacia Hidrográfica da Guarapiranga. São Paulo: Instituto SocioAmbiental.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.

Zhao, M., Xie, S., Zhu, X., Yang, Y., Gan, N. & Song, L. 2006. Effect of dietary cyanobacteria on growth and accumulation of microcystins in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), *Aquaculture* 261: 960-966.