

LUCINEIDE MARIA SANTANA

**Avaliação espacial e sazonal da estrutura das
comunidades fitoplanctônica e ficoperifítica em
reservatórios de diferentes estados tróficos (sub-bacia
do alto rio Tietê, São Paulo)**

Tese apresentada ao Instituto de Botânica da
Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos
requisitos exigidos para obtenção do título de
DOUTOR (A) em BIODIVERSIDADE
VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de
Concentração de Plantas Avasculares e Fungos
em Análises Ambientais.

SÃO PAULO

2016

LUCINEIDE MARIA SANTANA

**Avaliação espacial e sazonal da estrutura das
comunidades fitoplanctônica e ficoperifítica em
reservatórios de diferentes estados tróficos (sub-bacia
do alto rio Tietê, São Paulo)**

Tese apresentada ao Instituto de Botânica da
Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos
requisitos exigidos para obtenção do título de
DOUTOR (A) em BIODIVERSIDADE
VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de
Concentração de Plantas Avasculares e Fungos
em Análises Ambientais.

ORIENTADOR (A): DRA. CARLA FERRAGUT

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

Santana, Lucineide Maria

S231a Avaliação espacial e sazonal da estrutura das comunidades fitoplanctônica e ficoperifítica em reservatórios de diferentes estados tróficos (sub-bacia do alto rio Tietê, São Paulo) / Lucineide Maria Santana -- São Paulo, 2016.
118p. il.

Tese (Doutorado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2016.

Bibliografia.

1. Fitoplâncton. 2. Epifítton 3. Abordagem funcional. I. Título.

CDU: 582.526.325

*À minha família, por todo amor, carinho e
apoio em todos os momentos.*

Dedico.

Agradecimentos

Todos nós temos desafios na vida e escolhemos enfrentá-los ou não. Eu escolhi não só enfrentar como abraçar o desafio. Abracei a vontade de fazer um doutorado e ainda em outro Estado, um tanto distante, o que considero que foi uma das decisões mais difíceis na minha vida. Mas tudo deu certo por causa das pessoas maravilhosas que fizeram parte dessa caminhada nesses quatro anos.

Agradeço muito à Dra. Carla Ferragut pela excelente orientação e imensa dedicação. Sempre esteve presente em todas as fases desse trabalho, discutindo inúmeras vezes e incentivando a fazer o melhor possível. Por ter compartilhado o seu conhecimento e ter me apresentado o "fantástico mundo do perifíton". Sua maneira de fazer Ciência é um exemplo a ser seguido. Agradeço também pelo incentivo, conselhos, amizade, confiança e por compartilhar a sua alegria (e muitas risadas), tornando o nosso cotidiano de trabalho mais divertido.

Ao Dr. Carlos Bicudo por ter me recebido no Instituto de Botânica quando eu estava no mestrado e por toda ajuda fornecida. Por compartilhar o seu imenso conhecimento sobre taxonomia de algas e disponibilização da sua biblioteca particular. Pela confiança na minha participação no seu grupo de pesquisa. Agradeço muito pelo carinho.

À Dra. Denise Bicudo pelo convívio e conhecimento compartilhado nas disciplinas e no cotidiano. Por também ter aceitado a minha participação no grupo de pesquisa. Sou muito grata pela atenção, paciência, sugestões ao trabalho na banca de qualificação e esclarecimentos em todos os momentos que precisei.

À Dra. Angélica Righetti pela imensa atenção, paciência e esclarecimentos de dúvidas em todos os momentos necessários. Pela disponibilização dos dados de diatomáceas da sua tese.

À Dra. Andrea Tucci pela atenção, ajuda nas identificações de clorofíceas e pelas dicas e sugestões na banca de qualificação. Pelo carinho e momentos dos bons diálogos.

À Dra. Luciane Crossetti pela ajuda fornecida no 3º capítulo e por compartilhar seu conhecimento sobre grupos funcionais do fitoplâncton. Agradeço também pela atenção e carinho.

Ao Dr. Guntram Weithoff (Universidade de Potsdam, Alemanha) por aceitado me orientar no estágio e pela cooperação em um dos capítulos da presente tese. A experiência de trabalharmos juntos foi e está sendo muito proveitosa. Por ter compartilhado seu conhecimento e pela oportunidade de aprender mais sobre a ecologia funcional do fitoplâncton. Agradeço também ao seu grupo de pesquisa (em especial à Dra. Ursula Gaedke, Maria, Stephan, Elias, Michel e Tamara) pela atenção, convívio e auxílio.

Aos professores da Pós-Graduação pelo seu conhecimento compartilhado nas disciplinas.

Aos queridos colegas do Núcleo de Ecologia (Mayara Casartelli, Thiago Rodrigues, Bárbara Pellegrini, Mariane Lima, Simone Wengrat, Samantha Faustino, Simone Oliveira, Gabrielle Araújo, Stéfano Zorzal, Gisele Marquardt, Elaine Bartozek, Krysna Moraes, Jennifer Moyon, Ana Margarita, Stefânia Biolo, Livia Costa, Pryscilla Almeida, Ângela Maria e Elton Lehmkuhl) pelo convívio, amizade, ajuda, bons momentos vividos, muitas risadas e pela troca de conhecimento. À Karine Rivelino, Larissa Stevanato e Carol Destito pelos bons momentos de convívio e trabalho no laboratório. Ao Yukio por estar sempre disposto a ajudar, especialmente nos probleminhas de informática.

Às secretárias do Núcleo de Ecologia (Dorinha, Amariles e Marli) pelo carinho e atenção. Em especial, à Dorinha pelo carinho, ajuda e por compartilhar o seu bom humor conosco.

Aos queridos colegas do Núcleo de Ficologia, em especial ao MSc. Watson Gama, Dra. Camila Malone e Dr. Kleber Santos pela ajuda nas identificações de cianobactérias. Agradeço a vocês e também a Carol Brandão e Luciana Benatti pela amizade e bons momentos de convívio.

Ao Dr. Raoul Henry e integrantes de seu grupo de pesquisa (Natalia Kaori, Carolina Viera, Maria Carolina, Amilton, Miguel, Joaquim) pela oportunidade de conhecê-los e ter trabalhado junto no projeto em parceria com a Dra. Carla Ferragut. Pelos excelentes momentos de muito trabalho, regado de conhecimento científico e bom humor.

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo suporte financeiro através da concessão da bolsa de doutorado e reserva técnica (Processo 2011/24000-4) que possibilitou a realização do estudo e aperfeiçoamento científico e profissional.

À Karolline Santana pelos anos de convivência em São Paulo, ajuda e carinho.

Às amigas que conheci nos tempos de mestrado, especialmente Taiana Araujo, Gabriela Zeidan, Cybelle Longhini, Cida Macedo, Rita Braga e Poliana Simas, e que mesmo distante me alegraram e continuaram transmitindo energias positivas e muito incentivo durante esses anos.

Às minhas amiguinhas Natália Batista e Cristina Santana pelo imenso carinho, boas conversas, gargalhadas, desabafos e pela nossa linda amizade.

À minha querida e linda família (minha mãe Nina, meus irmãos Lucilene e Osvaldo, sobrinhos Felipe, Rodrigo e Ricardo, cunhados Jildecio e Vandoilson, avó - *in memoriam*, tia Celeste, tio Vital, tio Domingos - *in memoriam*, primos, amigos da família...) pelo amor, incentivo e torcida durante esses anos. Amo todos vocês!

RESUMO

As algas planctônicas e perifíticas são microrganismos sensíveis e fortemente afetados pelas perturbações ambientais. Nesse sentido, o estudo objetivou relacionar a estrutura do fitoplâncton e do ficoperifíton com as condições físicas e químicas da água, visando compreender como essas comunidades respondem às diferentes condições tróficas e à variação sazonal das variáveis limnológicas. Amostragens de água, fitoplâncton e epifíton foram realizadas em dois a três locais e em diferentes profundidades em seis reservatórios com diferentes estados tróficos (oligotrófico a hipereutrófico), no verão e inverno de 2010. No **1º capítulo** foi verificada pronunciada mudanças no conjunto de traços funcionais da comunidade fitoplanctônica em reservatórios de diferentes trofias e composição de espécies, devido à influência das variações sazonais nas condições limnológicas, especialmente temperatura da água e gradiente térmico da coluna d'água. No **2º capítulo** comparamos as respostas da comunidade fitoplanctônica em termos de classificações taxonômica (espécies) e ecológica (grupos funcionais *sensu* Reynolds e *sensu* Kruk) em relação às mudanças nas variáveis ambientais. Os resultados mostraram que a classificação taxonômica do fitoplâncton foi relacionado primeiramente ao estado trófico dos reservatórios, enquanto que os grupos funcionais (classificação ecológica) foram associados mais à variação sazonal das condições limnológicas. Especificamente, os grupos funcionais *sensu* Reynolds demonstraram de forma mais detalhada as respostas da comunidade fitoplanctônica em relação à escala temporal nas diferentes condições tróficas. No **3º capítulo** aplicamos um índice biótico (índice Q de grupos funcionais do fitoplâncton) para avaliar o estado ecológico dos reservatórios. O índice demonstrou de forma consistente a variação espacial e temporal do estado ecológico dos reservatórios. Além disso, o aumento nas concentrações de fósforo total e condutividade levou a redução do estado ecológico (*tolerável a ruim*), enquanto que o aumento da transparência da água causou o aumento da qualificação do estado ecológico (*bom a excelente*) dos reservatórios. Nos **4º e 5º capítulos**, as mudanças estruturais e a elevada riqueza e diversidade de espécies da comunidade epifítica demonstraram o seu potencial bioindicador, principalmente em condições adversas, como a reduzida disponibilidade de nutrientes e alta competição com o fitoplâncton ou ainda, de elevada degradação da qualidade da água. Por fim, ressaltamos que, além da grande contribuição para o conhecimento da biodiversidade, a avaliação conjunta da comunidade fitoplanctônica e ficoperifítica forneceu uma visão mais holística do funcionamento dos reservatórios e que os atributos estruturais e funcionais dessas comunidades podem ser utilizados no monitoramento e avaliação do estado ecológico dos ecossistemas aquáticos, incluindo os reservatórios tropicais.

Palavras-chave: fitoplâncton, epifíton, abordagem funcional, estado trófico, sazonalidade.

ABSTRACT

Planktonic and periphytic algae are sensitive microorganisms that are strongly affected by environmental disturbances. Accordingly, the study aimed to relate the phytoplankton and phycoperiphyton structures to water physical and chemical conditions, in order to understand how these communities respond to different trophic conditions as well as seasonal variations of limnological variables. Water, phytoplankton and epiphyton samplings were performed in two or three sites and at different depths in six reservoirs with different trophic state (oligotrophic to hypereutrophic), in summer and winter of 2010. In the **1st chapter** pronounced changes were found in the set of functional traits of the phytoplankton community in reservoirs with different trophic states and species composition, caused by the influence of seasonal variations on limnological conditions, mainly water temperature and thermal gradient in the water column. In the **2nd chapter**, we compare the phytoplankton community responses taxonomically (species) and ecologically (functional groups *sensu* Reynolds and *sensu* Kruk) in relation to changes in environmental variables. The results showed that the phytoplankton taxonomic classification was primarily related to the trophic state of the reservoirs, whereas the functional groups (ecological classification) were more associated with the seasonal variation of limnological conditions. Specifically, the functional groups *sensu* Reynolds showed more details of the phytoplankton community responses to temporal scale in different trophic conditions. In the **3rd chapter**, we applied a biotic index (Q index of phytoplankton functional groups) to assess the ecological status of the reservoirs. The index consistently showed the spatial and temporal variations of the ecological status of the reservoirs. Moreover, the increase in total phosphorus concentrations and conductivity decreased the ecological status qualification (*tolerable* to *bad*), whereas the increase in water transparency increased the ecological status qualification (*good* to *excellent*) of the reservoirs. In the **4th** and **5th chapters**, structural changes and the high species richness and diversity of the epiphytic community demonstrated its potential bioindicator, mainly in adverse conditions, such as low nutrient availability and high competition with the phytoplankton, or yet the high degradation of water quality. Finally, we emphasize that, besides the great contribution to the knowledge of biodiversity, the joint assessment of the phytoplankton and phycoperiphyton communities provided a holistic view of the functioning of the reservoirs and that the structural and functional attributes of these communities can be used in monitoring and evaluating the ecological status of aquatic ecosystems, including tropical reservoirs.

Key words: phytoplankton, epiphyton, functional approach, trophic status, seasonality.

SUMÁRIO

Introdução Geral	10
Literatura citada	13
 CAPÍTULO 1 - Seasonal functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs.....	18
ABSTRACT	18
INTRODUCTION.....	18
METHOD.....	20
RESULTS.....	23
DISCUSSION	25
CONCLUSIONS	27
REFERENCES.....	28
 CAPÍTULO 2 - Comparação das classificações taxonômica e funcional do fitoplâncton em reservatórios tropicais com diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos	42
RESUMO	42
INTRODUÇÃO	42
MATERIAL E MÉTODOS	44
RESULTADOS	47
DISCUSSÃO.....	50
REFERÊNCIAS	53
 CAPÍTULO 3 - Aplicação do índice Q de grupos funcionais do fitoplâncton em reservatórios tropicais.....	71
RESUMO	71
INTRODUÇÃO	71
MATERIAL E MÉTODOS	72
RESULTADOS	73
DISCUSSÃO.....	74
REFERÊNCIAS	77

CAPÍTULO 4 - Estrutura da comunidade epifítica em <i>Salvinia</i> spp. em reservatórios de diferentes estados tróficos.....	83
RESUMO	83
INTRODUÇÃO	83
MATERIAL E MÉTODOS	84
RESULTADOS	85
DISCUSSÃO.....	87
LITERATURA CITADA.....	89
 CAPÍTULO 5 - Structural changes of the phytoplankton and epiphyton in an urban hypereutrophic reservoir	 98
ABSTRACT	98
INTRODUCTION.....	98
MATERIAL AND METHODS	99
RESULTS.....	101
DISCUSSION	103
REFERENCES.....	105
 Considerações finais.....	 117

Introdução Geral

Nas últimas décadas, a água doce vem sofrendo demasiada pressão antrópica e atualmente temos um cenário da crise desse recurso natural, devido à sua escassez e/ou deterioração da sua qualidade diante do aumento da contaminação, eutrofização, toxicidade, doenças hidroveiculadas, mudanças climáticas, dentre outros fatores (Bicudo & Bicudo 2008, Marengo 2008, Rigosi *et al.* 2014).

A eutrofização dos ambientes aquáticos é um dos principais impactos ambientais mais bem documentados, sendo um impacto ambiental de âmbito global e que vem afetando diretamente a qualidade ecológica dos ecossistemas, incluindo os reservatórios (Harper 1992, Carpenter 2005). A eutrofização artificial produz alterações biológicas no ambiente aquático resultantes do aumento da concentração de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo, através de efluentes domésticos, agrícolas e/ou industriais. Os impactos causados pela eutrofização nos ambientes aquáticos são diversos. Dentre esse impactos estão: o aumento da produtividade e biomassa do fitoplâncton; mudanças na composição de fitoplâncton e favorecimento da ocorrência de espécies potencialmente tóxicas; redução da transparência da água e nas concentrações de oxigênio dissolvido (principalmente no hipolímnio); e significativo declínio na biodiversidade do ambiente, incluindo o desaparecimento de espécies aquáticas sensíveis (Smith 2003, Jorgensen 2009).

Diante das problemáticas com a água doce, os reservatórios assumem importante papel, pois são ecossistemas artificiais construídos com o intuito de acumular água principalmente para abastecimento, irrigação, energia elétrica, navegação, recreação, dentre outros usos (Brandimarte *et al.* 1999, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008). Porém, é importante ressaltar que os reservatórios funcionam como um "acumulador de informações" das diferentes atividades desenvolvidas em sua bacia hidrográfica. Desta forma, alterações na qualidade de suas águas, que podem ser rápidas e intensas devido também à natureza química dos afluentes, podem afetar os organismos aquáticos, tais como as algas planctônicas (Guzkowska & Gasse 1990, Rebouças 1999, Katsiapi *et al.* 2012, Paul *et al.* 2012).

Diversos microrganismos são bioindicadores, destacando-se entre eles as algas planctônicas e perifíticas, as quais apresentam ampla distribuição nos ambientes aquáticos, curto ciclo de vida (Lowe & Pan 1996) e são comunidades, geralmente, ricas em espécies, ou seja, ricas de informações; e fornecem informações sobre alterações ambientais ocorridas em intervalos de tempo de longa e curta duração (Bellinger & Sigeo 2010). Além disso, o fitoplâncton e o ficoperifíton participam do funcionamento dos ecossistemas aquáticos, sendo

importantes produtores primários (Vadeboncouer *et al.* 2001) e base da cadeia trófica (Lamberti 1996, Padisák 2004).

As algas planctônicas e ficoperifíticas competem pelos mesmos recursos, apesar de ocuparem habitats diferentes (Havens *et al.* 1996), e podem apresentar diferentes estratégias adaptativas de sobrevivência, tais como diferenças no tamanho e volume, motilidade por flagelos ou aerótopos e fagotrofia (Litchman & Klausmeier 2008, Ferragut & Bicudo 2010). O fitoplâncton encontra-se em suspensão na coluna d'água e pode interceptar a luz antes dela alcançar o perifíton, mas este também pode apresentar adaptações ao sombreamento (Sand-Jensen & Borum 1991, Sánchez *et al.* 2013). Além dos nutrientes da coluna d'água, o perifíton utiliza outras fontes de nutrientes, tais como a da liberação pelos substratos naturais e da água intersticial (Burkholder 1996, Wetzel 1996, Zhang *et al.* 2013).

Não só luz e nutrientes, mas também outros fatores ambientais determinam a estrutura e funcionamento das comunidades algais, tais como a temperatura da água, a herbivoria, os processos de estratificação e mistura e tempo de residência da água (Kagami *et al.* 2002, Fonseca & Bicudo 2008, Murakami & Rodrigues 2009, Rangel *et al.* 2012). A interação e variação espacial e temporal desses fatores influenciam diretamente as comunidades algais, que podem apresentar respostas nos seus atributos. Esses atributos podem ser estruturais (ex. riqueza específica; composição, diversidade, densidade e biovolume de espécies; densidade de classes; clorofila-a) e funcionais (ex. tamanho e volume algal; morfologia - unicelular, colonial, filamentoso; aquisição de nutrientes; fixação de N₂; motilidade) (Litchman & Klausmeier 2008, Ferragut & Bicudo 2009, Teixeira de Oliveira *et al.* 2011, Katsiapi *et al.* 2012, Weithoff *et al.* 2015).

Em região tropical, inúmeros estudos mostraram que as mudanças na estrutura do fitoplâncton (ex. Becker *et al.* 2009, Chellapa *et al.* 2009) e do ficoperifíton (Pellegrini & Ferragut 2012) são determinados por fatores ambientais e, logo, ambas comunidades podem indicar a qualidade ecológica dos ecossistemas (Oliveira *et al.* 2010, Borduqui & Ferragut 2011). O fitoplâncton e o ficoperifíton são utilizados como bioindicadores da qualidade água em vários programas de gerenciamento, como por exemplo, nos Estados Unidos (Clean Water Act, CWA) e na Europa (Water Framework Directive, WFD 2000). Estes programas utilizam as algas e outros bioindicadores para estabelecer metas que possam garantir o bom estado ecológico dos corpos d'água e resultar em ferramentas para o manejo e monitoramento (Korneva & Mineeva 1996, Crossetti *et al.* 2013, Lyche-Solheim *et al.* 2013, Robin *et al.* 2014).

No Brasil, apesar do grave problema da eutrofização dos corpos de água, não há um programa nacional de gerenciamento da qualidade de água e que inclua as comunidades algais. O

conhecimento da dinâmica do fitoplâncton e de seus fatores determinantes podem, por exemplo, melhorar e agilizar o diagnóstico do início da floração de Cyanobacteria, principalmente nos reservatórios de abastecimento público. Por outro lado, o conhecimento da estrutura da comunidade perifítica pode auxiliar na detecção precoce do processo de eutrofização (McCormick & Stevenson 1998, Gaiser *et al.* 2006). Dessa forma, as mudanças na estrutura das comunidades algais podem ser preditivas, pois são representativas das condições ambientais (ex. Gaiser *et al.* 2006, Padisák *et al.* 2006) e a avaliação conjunta da composição e distribuição das algas perifíticas e planctônicas pode promover uma visão mais holística do sistema, podendo ampliar o entendimento das mudanças estruturais e funcionais frente às alterações ambientais. Contudo, o conhecimento da biodiversidade, distribuição e dinâmica do fitoplâncton e ficoperifíton ainda é escasso diante das atuais necessidades.

Os estudos sobre bioindicação da qualidade ecológica dos reservatórios, incluindo conjuntamente todas as assembleias algais do plâncton e do perifíton são raros (ex. Borduqui & Ferragut 2011), sendo inexistente na área de estudo da presente proposta (sub-bacia do Alto Rio Tietê, Estado de São Paulo). Os estudos que abordaram a comunidade algal dos reservatórios da sub-bacia do Alto Rio Tietê focaram principalmente o fitoplâncton e nos seguintes temas: caracterização da comunidade em pesqueiros (ex. Matsuzaki *et al.* 2004); flora de Cyanobacteria (ex. Sant'Anna *et al.* 2007); assembleias de diatomáceas indicadoras da qualidade ecológica da represa Billings (Wengrat 2011); e a influência do habitat e estado trófico na biodiversidade de diatomáceas planctônicas e bentônicas em seis reservatórios do Alto Rio Tietê (Rocha 2012). Mais recentemente, Rosini *et al.* (2013) abordaram as cianobactérias de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP; Lamparelli *et al.* (2014) publicaram um Atlas de Cianobactérias da Bacia do Alto rio Tietê; Rosal (2014) trabalhou com a estrutura e dinâmica do fitoplâncton e Pires (2014) abordou as diversidades alfa, beta e gama do fitoplâncton, ambos de reservatórios com diferentes estados tróficos.

Dessa forma, este estudo teve como objetivo principal relacionar as mudanças estruturais (riqueza, densidade e biovolume de espécies, índices de diversidade) e/ou funcionais (traços e grupos funcionais) do fitoplâncton e do ficoperifíton com as características limnológicas em seis reservatórios com diferentes estados tróficos (sub-bacia do alto rio Tietê), em dois períodos climáticos (verão e inverno). Este estudo, visou ampliar também o conhecimento da ecologia destas comunidades e compreensão de suas respostas diante da variabilidade das condições ambientais em reservatórios tropicais.

A presente pesquisa faz parte do projeto Acquased (*Diagnóstico basal e reconstrução de impactos antropogênicos na Represa de Guarapiranga com vistas à sustentabilidade do*

abastecimento e ao gerenciamento da qualidade da água de reservatórios da RMSP”), projeto temático financiado pela Fapesp (Processo 2009/53898-9), que visa aumentar o conhecimento da qualidade ecológica de reservatórios do Estado de São Paulo e o uso de diatomáceas na bioindicação. Dentro deste projeto maior, o presente estudo forneceu informações ecológicas das algas perifíticas e planctônicas, com vistas à elaboração de banco regional de dados, contribuindo para o gerenciamento dos reservatórios da RMSP. O estudo está dividido em cinco capítulos, os quais representam as principais contribuições do mesmo.

Literatura citada

- Becker, V., Souza Cardoso, L. & Huszar, V.L.M.** 2009. Diel variation of phytoplankton functional groups in a subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology* 43: 285-293.
- Bellinger, E.G. & Sigeo, D.C.** 2010. *Freshwater algae: identification and use as bioindicators.* Wiley-Blackwell, West Sussex.
- Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C.** 2008. Mudanças climáticas globais: efeitos sobre as águas continentais superficiais. *In: M. Buckeridge (ed.). Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil.* RiMa Editora, São Carlos, pp. 151-165.
- Borduqui, M. & Ferragut, C.** 2011. Factors determining periphytic algae succession in a tropical hypereutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 683 (1): 109-122.
- Brandimarte, A. L., Anaya, M. & Shimizu, G.Y.** 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *In: R. Henry, R. (ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.* Fundibio/FAPESP, Botucatu, pp. 18-38.
- Burkholder, J.M.** 1996. Interactions of Benthic Algae with Their Substrata. *In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems.* Academic Press, San Diego, pp. 253-297.
- Carpenter, S.R.** 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: stability and soil phosphorous. *Proceedings of the National Academic of Sciences of the United States of America*, 102: 10002–10005.
- Chellappa, N.T.I, Câmara, F.R.A. & Rocha, O.** 2009. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69 (2): 241-251.

- Crossetti, L.O., Stenger-Kovács, C. & Padisák, J.** 2013. Coherence of phytoplankton and attached diatom-based ecological status assessment in Lake Balaton. *Hydrobiologia* 716: 87–10.
- Ferragut, C. & Bicudo, D.C.** 2009. Efeito de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 32(3): 571-585.
- Ferragut, C. & Bicudo, D.C.** 2010. Periphytic algal community adaptive strategies in N and P enriched experiments in tropical oligotrophic reservoir. *Hydrobiologia* 646: 295-309.
- Fonseca, B.M. & Bicudo, C.E.M.** 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267–282.
- Gaiser, E.E., Childers, D.L., Jones, R.D., Richards, J.H., Scinto, L.J. & Trexler, J.C.** 2006. Periphyton responses to eutrophication in the Florida Everglades: Cross-system patterns of structural and compositional change. *Limnology and Oceanography* 51: 617-630.
- Guzkowska, M.A.J. & Gasse, F.** 1990. Diatoms as indicators of water quality in some English urban lakes. *Freshwater Biology* 23: 233-250.
- Harper, D.** 1992. Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London.
- Havens, K.E., East, T.L., Meeker, R.H., Davis, W.P. & Steinman, A.D.** 1996. Phytoplankton and periphyton responses to in situ experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *Journal of Plankton Research* 18: 551-566.
- Jorgensen, S. E.** 2009. Freshwater lakes. *In*: S.E. Jorgensen (ed.). *Ecosystem ecology*. Elsevier, Amsterdam, pp. 270-274.
- Kagami, M., Yoshida, T., Gurung, T.B. & Urabe, J.** 2002. Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in in situ grazing experiments. *Oecologia* 133:356–363.
- Katsiapi, M., Mazaris, A.D., Charalampous, E. & Moustaka-Gouni, M.** 2012. Watershed land use types as drivers of freshwater phytoplankton structure. *Hydrobiologia* 698:121–131.
- Korneva, L.G. & Mineeva, N.M.** 1996. Phytoplankton composition and pigment concentrations as indicators of water quality in the Rybinsk Reservoir. *Hydrobiologia* 332: 255-259.
- Lamberti, G.A.** 1996. The role of periphyton in benthic food webs. *In*: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 533 – 572.
- Lamparelli, M. C., Tucci, A., Sant'Anna, C. L., Pires, D. A., Lerche, L. H. M., Carvalho, M. C. & Rosal, C.** 2014. Atlas de cianobactérias da bacia do Alto Tietê [recurso eletrônico]. CETESB, São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>.

- Litchman, E. & Klausmeier, C.A.** 2008. Trait-Based Community Ecology of Phytoplankton. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39: 615–639.
- Lowe, R.L. & Pan, Y.** 1996. Benthic algal communities as biological monitors. *In*: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 705-739.
- Lyche-Solheim, A., Feld, C. K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N., Søndergaard, M., Hellsten, S., Kolada, A., Mjelde, M., Böhmer, J., Miler, O., Pusch, M. T., Argillier, C., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L. & Poikane, S.** 2013. Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* 704: 57–74.
- Marengo, J.A.** 2008. Águas e mudanças climáticas. *Estudos Avançados (Dossiê Água)* 22: 83-96.
- Matsuzaki, M., Mucci, J.L.N. & Rocha, A. A.** 2004. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista de Saúde Pública* 38: 679-686.
- McCormick, P.V. & Stevenson, R.J.** 1998. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology* 34: 726-733.
- Murakami, E.A.M. & Rodrigues, L.** 2009. Resposta das algas perifíticas às alterações de temperatura e ao enriquecimento artificial de nutrientes em curto período de tempo. *Acta Scientiarum* 31(3): 273-284.
- Oliveira, D.E, Ferragut, C. & Bicudo, D.C.** 2010. Relationships between environmental factors, periphyton biomass and nutrient content in Garças Reservoir, a hypereutrophic tropical reservoir in southeastern Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 15: 129-137.
- Padisák, J.** 2004. Phytoplankton. *In*: P.E. O’Sullivan & C.S. Reynolds (eds.). *The Lakes Handbook: Limnology and Limnetic Ecology*. Blackwell Publishing, Malden, vol. 1, pp. 251-308.
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I. & Soróczki-Pintér, E.** 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- Paul, W. J., Hamilton, D.P., Ostrovsky, I., Miller, S.D., Zhang, A. & Muraoka, K.** 2012. Catchment land use and trophic state impacts on phytoplankton composition: a case study from the Rotorua lakes’ district, New Zealand. *Hydrobiologia* 698 (1): 133-146.

- Pellegrini, B.G. & Ferragut, C.** 2012. Variação sazonal e sucessional da estrutura da comunidade de algas perifíticas no substrato natural em reservatório mesotrófico. *Acta Botanica Brasilica* 26: 807-818.
- Pires, D.A.** 2014. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo, com diferentes graus de trofia. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo.
- Rangel, L.M., Silva, L.H.S., Rosa, P., Roland, F. & Huszar, V.L.M.** 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693:13-28.
- Rebouças, A.C.** 1999. Água doce no mundo e no Brasil. *In*: A. C. Rebouças, B. Braga & J.G. Tundisi (eds.). Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras Editora, São Paulo, pp. 1-37.
- Rigosi, A., Carey, C.C., Ibelings, B.W. & Brookes, J.D.** 2014. The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography* 59 (1): 99–114.
- Robin, J., Wezel, A., Bornette, G., Arthaud, F., Angélibert, S., Rosset, V. & Oertli, B.** 2014. Biodiversity in eutrophicated shallow lakes: determination of tipping points and tools for monitoring. *Hydrobiologia* 723: 63–75.
- Rocha, A. C. C.** 2012. Influência do hábitat e do estado trófico na biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyta) em reservatórios da sub-bacia do alto rio tietê, São Paulo. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Rosal, C.** 2014. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica de quatro reservatórios da Bacia do Alto Tietê, com diferentes graus de trofia, São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo.
- Rosini, E.F., Sant'Anna, C.L. & Tucci, A.** 2013. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. *Rodriguésia* 64 (2): 399-417.
- Sánchez, M.L., Pérez, G.L., Izaguirre, I. & Pizarro, H.** 2013. Influence of underwater light climate on periphyton and phytoplankton communities in shallow lakes from the Pampa plain (Argentina) with contrasting steady states. *Journal of Limnology* 72 (1): 62-78.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J.** 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Sant'Anna, C.L., Melcher, S.S., Carvalho, M.C., Gemelgo, M.P. & Azevedo, M.T.P.** 2007. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30(1): 1-17.

- Smith, V.H.** 2003. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: A Global Problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (2): 126 - 139.
- 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(3): 587-600.
- Tundisi, J. G. & Matsumura-Tundisi, T. M.** 2008. *Limnologia*. Oficina de textos, São Paulo.
- Vadeboncoeur, Y., Lodge, D.M. & Carpenter, S.R.** 2001. Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology* 82: 1065-1077.
- Water Framework Directive (WFD).** 2000. Directive 2000/60/ec of the European Parliament and of the Council 22.12.2000. *Official Journal of the European Communities* L327: 1–72
- Weithoff, G., Rocha, M.R. & Gaedke, U.** 2015. Comparing seasonal dynamics of functional and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton community structure. *Freshwater Biology* 60: 758–767.
- Wengrat, S.** 2011. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no Complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- Wetzel, R.G.** 1996. Benthic algae and nutrient cycling in lentic freshwater ecosystems. *In*: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 641-667.
- Zhang, N., Li, H., Jeppesen, E. & Li, W.** 2013. Influence of substrate type on periphyton biomass and nutrient state at contrasting high nutrient levels in a subtropical shallow lake. *Hydrobiologia* 710: 129–141.

CAPÍTULO 1 - Seasonal functional shifts in phytoplankton communities of five tropical reservoirs

Artigo a ser submetido à JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH

ABSTRACT

Trait-based approaches have become increasingly important and valuable in understanding phytoplankton community assembly and composition. These approaches allow for comparisons between water bodies with different species composition. We hypothesize that seasonal changes in environmental conditions lead to similar community trait mean of phytoplankton communities, regardless of trophic state or species composition. We studied the phytoplankton composition of five reservoirs in Brazil along a trophic gradient from oligotrophic to eutrophic. Samples at two seasons (summer and winter) with a horizontal and vertical resolution were taken. Using multivariate analysis, the five reservoirs separated, despite some overlap, according to their environmental variables, however, seasonally they shifted in a similar direction in the multidimensional space. The seasonal response of the overall phytoplankton community trait mean differed between one oligotrophic and the other reservoirs, with three reservoirs exhibiting a very similar community trait mean despite considerable differences in species composition. Within-season differences between different water layers were low. These results demonstrate that an ataxonomic trait-based approach is a relevant tool for comparative studies in phytoplankton ecology.

Keywords: functional traits, plankton, seasonality, tropical reservoirs, diversity indices

INTRODUCTION

Biodiversity includes both number and composition of the genotypes, species, functional types and other community units in a given system (Díaz and Cabido, 2001). However, diversity has been studied mostly based on species richness or indices of taxonomic diversity (e. g. Shannon index) and only recently other components of diversity, such as the functional diversity or trait-based diversity, have been studied more intensively (Díaz and Cabido, 2001). Functional diversity (FD) refers to the multiplicity of organismal traits that influence ecosystem functioning (Tilman, 2001). A trait is a well-defined property of an organism that is measured at the individual level (morphological, physiological or phenological feature) and used comparatively across species (McGill et al., 2006, Violle et al., 2007). A functional trait is ecologically relevant

for the performance of individuals or species determining survival, growth and mortality (McGill et al., 2006; Weithoff, 2003).

Plant functional types or functional groups have been developed for terrestrial plants, aiming to group ecologically similar species based on their functional traits; these groups can be assigned in relation to either their contribution of species to ecosystem process or the response of species to environmental changes (Lavorel et al., 2007). For phytoplankton, a functional group approach based on Grime's C-R-S strategies (Grime, 1997) was developed to understand and to predict the response of species on the basis of morphological, physiological and ecological features to different environmental conditions (Reynolds, 1988; Reynolds, 1997; Reynolds et al., 2002). Later, morphological traits were proposed to sort phytoplankton species in groups (Kruk et al., 2010). Following a functional approach, Weithoff (Weithoff, 2003) selected traits (size, shape, nitrogen fixation, demand for silica, phagotrophy and motility) which are easily measurable and useful to determine the functional diversity (FD) in a given phytoplankton community. These functional traits encompass ecological function (reproduction, resource acquisition and grazing resistance) and type (morphological, physiological, behavioral) (Litchman and Klausmeier, 2008). These advances in trait-based approaches became increasingly valuable to understand underlying factors governing phytoplankton community assembly and dynamics (Edwards et al., 2013; Weithoff et al., 2015).

Using functional traits, FD can be calculated from a matrix of functional traits by multivariate techniques, for example cluster analysis (Petchey and Gaston, 2002; Petchey and Gaston, 2006) or PCoA (Weithoff, 2003; Villéger et al., 2008; Laliberté and Legendre, 2010) that include distance measures and thus, reflect the functional multiplicity (or dissimilarity) within a given community. The FD index has been useful in comparing lakes with different phytoplankton species composition and revealed stronger responses to environmental drivers (e.g. water column physical structure) than a taxonomically based index (Longhi and Beisner, 2010). Further, studies that combined taxonomic and functional diversity indices in temperate lakes have provided a greater insight about phytoplankton ecology and their responses to a trophic gradient (Pálffy et al., 2013) and seasonality (Weithoff et al., 2015). These diversity indices have also been used to explain diatom biomass pattern in temperate lakes (Vogt et al., 2010) or phytoplankton productivity in tropical reservoirs (Santos et al., 2015).

Considering that phytoplankton structure, and their functional properties, can be influenced by seasonal limnological changes (e.g. depth of vertical mixing, light and nutrient availability, Weithoff et al., 2015), we aim to test how phytoplankton communities respond in terms of functional diversity and community trait mean to seasonal variation (summer and

winter) in five tropical reservoirs (Brazil) along a trophic gradient. We compared taxonomic diversity (Shannon index) with functional diversity. Because neither taxonomic nor functional diversity indices alone are informative about potential shifts in the functional traits within a community, we calculated the functional mean of the community, which aids the understanding of community dynamics. We hypothesize that seasonal changes in environmental conditions lead to similar responses with regard to functional traits of phytoplankton communities, regardless of trophic state or species composition.

METHOD

Study area

The study was performed in five reservoirs (Ribeirão do Campo - RC, Ponte Nova - PN, Paraitinga - PA, Jundiaí - JU and Taiapuêba - TA) situated in Tietê-Cabeceiras sub-basin, upper Tietê river basin, Brazil (**Fig. 1**). The reservoirs differ in their morphometry, hydrology and trophic state (**Table I**). Ribeirão do Campo reservoir is part of the Claro River System and it connects via the Claro river with the Ponte Nova reservoir. Ponte Nova, Paraitinga, Jundiaí and Taiapuêba reservoirs comprise the Upper Tietê Producer System, which operate as a cascade system: from Tietê river, which receives waters from Ponte Nova and Paraitinga reservoirs, a channel, pumping-station and tunnel system (~ 5.7 km) transfer water to Biritiba-Mirim reservoir; a channel-tunnel-channel system (~ 6.0 km) transport water from this reservoir to Jundiaí; and other channel-tunnel-channel system transfer water from Jundiaí to Taiapuêba (~ 6.8 km) (**Fig. 1**; DAEE, 2015a). The water from Claro river and Upper Tietê Systems are used for public drinking water supply of 1.5 and 4.5 million of inhabitants, respectively, representing about 30% of the population of São Paulo Metropolitan Region (SABESP, 2015).

According to the Köppen climate classification, the study area represents the climate type Cwa, which is characterized by tropical climate with high precipitation in summer and dry weather in winter and average temperature between 16°C (June-July) and 23°C (January, February) (CEPAGRI, 2015).

Ribeirão do Campo reservoir is situated in a conservation area of primary Atlantic forest, whereas Ponte Nova and Paraitinga reservoirs are located in a reforestation landscape with pastures. The Jundiaí and Taiapuêba sub-basin are characterized by a greater diversity of land use with pastures, annual crops, horticulture and fruit growing (Moraes et al., 2005).

Sampling

Water and phytoplankton samples were collected in summer (January) and winter (August), 2010. Two or three sites in each reservoir (upper zone - *site 1*, branch of the reservoir - *site 2*, and/or near the dam - *site 3*, **Fig. 1**) were sampled. Integrated water samples for the determination of abiotic variables and phytoplankton were collected in different depths (euphotic zone - subsurface layer, middle layer and/or 1m above the bottom) with a van Dorn sampler.

Climate, hydrological and abiotic variables

Total accumulated rainfall and average air temperature were obtained from INMET (INMET, 2015) and volume and flow data were provided by SABESB (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). These hydrological data were used to calculate the water residence time (WRT).

Water temperature was measured using a multi-parameter probe (Eureka Amphibian). Water transparency was measured with a Secchi disk (Zd) and euphotic zone (Zeu) according to Cole (Cole, 1983). Mixing zone (Zmix) was identified by the vertical temperature profile. The following variables were measured: pH (pHmeter Digimed), electric conductivity (Digimed), dissolved oxygen (DO) according Winkler modified by Golterman (Golterman et al., 1978), alkalinity (Golterman and Clymo, 1971), free CO₂, nitrite (N-NO₂) and nitrate (N-NO₃) (Mackereth et al., 1978), ammonium (N-NH₄) (Solorzano, 1969), soluble reactive phosphorus (P-PO₄) and total dissolved phosphorus (TDP) (Strickland and Parsons, 1960), total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) (Valderrama, 1981) and soluble reactive silica (SRS) (Golterman et al., 1978). Water samples for determination of dissolved nutrients were filtered under low pressure by glass-fiber filter (GF/F Whatman).

We determined phytoplankton chlorophyll *a* (corrected for phaeophytin) concentration from a subsample filtered on glass-fiber filter (GF/F Whatman), following 24 h extraction with 90% ethanol (Sartory and Grobblelaar, 1984).

We used chlorophyll *a* and TP concentrations and water transparency depths to calculate the Trophic State Index (TSI) according to Carlson modified by Lamparelli (Lamparelli, 2004) for Brazilian reservoirs.

Biotic variables

Phytoplankton samples were preserved with 4% formaldehyde for taxonomic analysis. For diatom species identification samples were oxidized using hydrogen peroxide (35-40%) heated (CEN, 2003) and mounted on permanent slides using Naphrax. Taxonomic identification was carried out using an optical binocular microscope (Zeiss Axioskop 2). The classification

system used was of van der Hoek et al. (van der Hoek et al., 1997) for class and specialized literature for specific levels.

Samples for quantitative analysis of phytoplankton were fixed with acetic lugol's solution 0.5%. Quantitative analysis was carried out using an inverted microscope (Zeiss Axio Observer D1), at a magnification of 400x, following Utermöhl (Utermöhl, 1958) method. Enumeration limits was the set according the species rarefying curve and the minimum count of 100 individuals of the most abundant species. Biovolume was estimated by multiplying each species' density by the mean volume of its individuals (cell volume x number of cell, in case of colony, coenobia, filament). Whenever possible, the cell/coenobium dimensions of minimum 20 individuals of each species, following Hillebrand (Hillebrand et al., 1999) and Sun and Liu (Sun and Liu, 2003), were measured. Biovolume was expressed as *biomass* measure (mg L^{-1}).

For all species, six ecologically relevant traits that are key to species performance were assigned according to Weithoff et al. (Weithoff, 2003; Weithoff et al., 2015): (i) size or volume: To account for large overall volume differences but no species-specific volume variation, the species were classified into nine different logarithmically scaled categories of cell volume, ranging from 0 ($< 20 \mu\text{m}^3$) to 1 ($> 43740 \mu\text{m}^3$); (ii) shape or longest linear dimension (LLD): it was considered the mean LLD by measure of the dimension of at least 20 individuals of each species, whenever possible. Species were classified into nine different logarithmically scaled categories of LLD, ranging from 0 ($< 4 \mu\text{m}$) to 1 ($> 201 \mu\text{m}$); (iii) nitrogen fixation; (iv) demand for silica - both are a binary functional trait; (v) phagotrophy - this is a binary functional trait, and a species with the ability to ingest bacteria or other particles is classified as 1 and those without this ability as 0; and (vi) motility - this trait was classified as: 0, non-motile; 0.5, buoyancy regulation through gas vacuoles (intermediate motility) and 1 (high motility) for flagellates species (for more details, see **Supplementary data**).

Multivariate analysis (abiotic and biotic data)

To reduce the dimensionality of abiotic data, a Principal Component Analysis (PCA) was performed. This multivariate analysis was carried out from the variance-covariance matrix and the data transformed by *ranging* $[(x-x_{\min})/(x_{\max}-x_{\min})]$. To ordinate the sample units of all reservoirs, periods and water layers based on similarity in phytoplankton structure community, it was performed a Principal Coordinates Analysis (PCoA) using species biomass. Prior to the analysis data were transformed by $\log(x + 1)$ and the distance measure used was Bray-Curtis coefficient, which is appropriate to abundance data. PCA and PCoA analysis were performed using software PC-ORD 6.0 for Windows (McCune and Mefford, 2011).

Calculation of diversity indices and the community trait mean

Taxonomic diversity (TD) was calculated using the Shannon index ($H' = - \sum p_i \ln p_i$, where p_i is the relative biomass of species i to the total biomass of the sample) (Magurran, 2004). Functional diversity (FD) was calculated according to Weithoff's procedure (Weithoff, 2003), which allows the determination of trait mean of the community. First, the functional traits matrix was submitted to an ordination analysis, Principal Coordinates Analysis (PCoA), which keeps the original scaling and it is an appropriate procedure for different categorical data. This analysis was performed using the Bray-Curtis coefficient, which is less affected by outliers than other measures (e. g. Euclidean distance) and it was also carried out in PC-ORD 6.0 for Windows. Each species has distinct coordinates within this ecological trait space (see Supplementary data, **Fig. S1**). Subsequently, for each sample, the community trait mean in this 2-dimensional trait space (i. e. the centre of gravity of the community or centroid) was calculated based on the coordinates of each species, which were weighted by their relative contribution to the total biomass in the sample. The sum of all distances of all species was used as a measure of FD. It represents the variation or dissimilarity (Villéger et al., 2008; Laliberté and Legendre, 2010) in the 2-dimensional trait space around the community trait mean. All FD analyses were coded using R 3.0.2. (R Core Team, 2013).

RESULTS

In the summer-rainy period (October - March), the highest air temperature was measured in November 2009 and the highest precipitation occurred in January 2010. In the winter-dry period (May-September), low precipitation and air temperatures prevailed in June and August (**Fig. 2**), demonstrating a distinct separation of the seasons. Since reservoir volume and outflow are quite variable, mean water residence was also variable ranging from 24 days (TA, winter-dry) to 352 days (PN, winter-dry) with the exceptional high WRT of PN in the summer-rainy season (27567 days) (**Table I**).

The PCA based on the environmental parameters explained 59.6% of total data variability on the two first axes, which were significant according to the permutation test ($p = 0.009$) (**Fig. 3A**). Most of the sample sites of the oligotrophic reservoirs were ordinated on the negative side of the first axis and correlated with higher N-NO₃ and free CO₂ concentrations and euphotic depth ($r > - 0.58$). All samples from the mesotrophic and eutrophic reservoirs were located on the positive side and were highly correlated with alkalinity, TP, conductivity and pH values ($r > 0.78$) and chlorophyll *a* concentration ($r = 0.61$). The second axis separated the summer from

winter-sampling sites according to high water temperature, TN and SRS concentrations ($r > 0.50$) and DO concentrations and Zmix depth ($r > -0.48$), respectively. In summary, axis 1 represented the trophic gradient of reservoirs (oligotrophic to meso-eutrophic) and the axis 2 represented the climatic periods (summer and winter). Furthermore, the variation between the sampling stations and between water layers in each reservoir was lower than between the season.

The PCoA ordination of all samples according to species revealed a partly divergent pattern, where the reservoirs were separated in different groups by reservoir and/or climate period (**Fig. 3B**). The oligotrophic RC was again separated from all other reservoirs and the samples from the two seasons partly overlap, indicating only a moderate shift in species composition. The other oligotrophic reservoir, PN, separated from the other reservoirs and exhibited a large in-reservoir variability in the summer. The other three, meso- and eutrophic, reservoirs separated from each other, which differed from the ordination based on abiotic variables. However, a clear seasonal signal was found.

Ordinating all taxa according to their functional traits, a broad and reasonable separation was found (Supplementary data, **Fig. S1**). For example, mobile and/or phagotrophic taxa were ordinated on the upper right side and all diatoms, that demand Silica, were ordinated in the lower side and far away from the latter groups. Other immobile and purely autotrophic taxa, such as *Monoraphidium* spp. and *Desmodesmus* spp., with lower cell size ordinated at the middle-up left side. These data were then used to calculate the phytoplankton community trait mean for every single sample.

The functional mean varied between the different sites within one single reservoir, however a strong seasonal movement through the trait space was found. The most prominent change of the community trait mean was recorded for the samples from oligotrophic reservoir RC (left to right: summer to winter). Samples from mesotrophic reservoir exhibited a similar movement through trait space. The other reservoirs (oligotrophic PN and both eutrophic ones) also showed a prominent shift of the center of the community trait mean from summer to winter, but the direction differed (from up-right to bottom-middle). As for abiotic variables and species composition, no clear differences in the community trait mean were observed between different layers (**Fig. 3C**).

A broad scatter was found for the correlation between taxonomic and functional diversity. In the oligotrophic reservoir RC, a low TD was found mainly in winter, but low to high levels of species functional diversity. In the mesotrophic reservoir PA, a low TD was found in summer and high values in the dry period, but the FD was intermediate in both periods. In general, we found intermediate to high values of TD in the other reservoirs, but a greater variation of FD and

high FD in the eutrophic reservoir JU in winter. Pooling all data from all reservoirs, FD was significantly related to TD, but with very low explanatory power (linear regression, $R^2 = 0.09$, $P < 0.01$, $n = 63$). No clear relationship between these diversity measures was found within water layers (**Fig. 4**).

DISCUSSION

The three ordinations of the five reservoirs revealed a clear separation according to the species composition, a separation of three groups according to environmental parameters and a broader overlap according to functional traits. The reservoirs PA, JU and TA that formed a quite homogeneous group according to the measured environmental variables, had different phytoplankton species compositions. This suggests that additional factors drive the species composition. However, the oligotrophic reservoirs RC and PN clearly separated both according to environmental conditions and species composition. In all of the three ordinations, oligotrophic RC separated from all other reservoirs.

In all reservoirs, the environmental conditions changed considerably between seasons in a similar way, indicated by the same direction of the movement of the mean for each reservoir from summer to winter. One driving factor was the shift from low mixing depth (stable stratification) in summer to greater mixing depth in winter. Stratification and mixing processes can play a crucial role (direct or indirectly) in structuring phytoplankton communities in tropical reservoirs (Lopes et al., 2005; Fonseca and Bicudo, 2008; Becker et al., 2009) and temperate lakes (Longhi and Beisner, 2010). Hence, in all reservoirs studied, the functional traits of the phytoplankton community changed between summer and winter, regardless of the direction of movement in the functional trait space, as shown by functional mean (**Fig. 3C**). The dynamic movement of the community trait mean can provide further insights into the seasonal dynamics of taxonomic and functional diversity (Weithoff et al., 2015). The shift of community trait means allows for a comparison of the functional responses of phytoplankton not only between periods, but also between and within the reservoirs. The separate location and direction of movement in the functional space of the oligotrophic reservoir, Ribeirão do Campo, can be explained by the differences in phytoplankton structure. The main differences include very low biomass (0.01 to 0.30 mg L⁻¹), low taxonomic diversity, species with low cell volume and demand for silica. Mobile species with buoyancy regulation and N₂ fixation were absent (see Supplementary data, **Table SI**). The relative contribution of these traits varied seasonally. Phagotrophic and flagellate species contributed considerably in summer (35.3% and 40.5%, respectively), whereas non-

phagotrophic flagellates dominated in winter. Phagotrophy is a relevant adaptive strategy under nutrient-poor conditions because the algae can obtain additional nutrients such as phosphorus and carbon (Lee, 2008).

Compared to the eutrophic reservoirs, a similar movement of the community trait mean was found for the oligotrophic Ponte Nova, which otherwise separated clearly from the eutrophic ones. Despite their differences in species composition, they exhibited a high taxonomic diversity. The phytoplankton community of these three reservoirs exhibited a high functional diversity with the following traits: large cell volume (median: $> 243 \mu\text{m}^3$), high LLD range, N_2 fixation and buoyancy motility. In addition, a large contribution of flagellates in summer and an increase of diatoms and species with larger LLD in winter was found (see Supplementary data, **Table SI**). In our study, probably the physical forces (stratification and mixing), which can change nutrient and light availability in water column (Weithoff et al., 2000), may have influenced the similar life strategies or set of functional traits adopted for the algae in these reservoirs.

Taxonomic diversity and functional diversity showed only a weak relationship. Thus, taxonomic diversity was a weak predictor of functional diversity which has also been found in zooplankton (Barnett et al., 2007), diatoms (Vogt et al., 2010) and phytoplankton from a prealpine lake (Weithoff et al., 2015).

In respect to the trophic gradient, the phytoplankton community showed considerable differences in species composition and taxonomic diversity between reservoirs studied, however the taxonomic diversity was highly variable at oligo-, meso- and eutrophic conditions. Similarly, functional diversity appeared also unrelated to the trophic state of the reservoirs. An inverse relationship between the functional group diversity and trophic state (total phytoplankton biomass) was recorded in Balaton lake (Pálffy et al., 2013). On the other hand, Vogt et al. (Vogt et al., 2010) demonstrated for diatom communities that functional diversity was positively associated with biomass, as a response to TP concentrations. TD and FD did not correlate with TP in our study. This means that the phytoplankton community in tropical reservoirs with different trophic conditions may comprise the same set of functional traits (e.g. small cell, motility, phagotrophy) and similar diversity of these traits.

Within each of the two climatic periods, the differences in functional traits and diversity of phytoplankton between different water layers were low in all reservoirs. Since vertical mixing influences the distribution of nutrients in the water column and decreases light availability from top to bottom, we would expect a different distribution in functional traits between water layers, mainly during the stratification period in summer. One reason might be that between-reservoir differences are quite high so that small differences between layers became not very obvious.

Furthermore, the complex dynamics of water level, water residence time and flow regime in reservoirs might hamper the development of distinctly separated phytoplankton communities in different water layers.

CONCLUSIONS

Seasonal changes in the environmental conditions such as water column mixing, stratification and temperature led to pronounced and directed changes in the phytoplankton community trait mean. These changes were similar in three out of five investigated reservoirs of differing trophic state despite substantially different species compositions. It was shown that an ataxonomic trait-based approach allows for comparisons of phytoplankton communities from different reservoirs with different species composition. Functional diversity and taxonomic diversity were only weakly related, indicating that neither index is a good predictor of the other one.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank especially Dra. Angélica C. Righetti da Rocha for her help and efforts in the limnological and diatom database. We deeply appreciate the valuable assistance of personnel from the agency in charge São Paulo's public water supply - SABESP/RHMS (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo, Divisão de Recursos Hídricos Metropolitanos Sudoeste) for their valuable logistical support during the fieldwork. We also thank all the students and technicians from Laboratório de Ecologia Aquática, Instituto de Botânica, involved in the laboratory and fieldwork.

FUNDING

L. M. S. was supported by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) with a doctoral fellowship (Grant n° 2011/24000-4). This work was carried out within the framework of the AcquaSed project (*Baseline diagnosis and reconstruction of anthropogenic impacts in the Guarapiranga Reservoir, focusing on sustainability in water supply and water quality management in reservoirs of the Upper Tietê and surrounding basins*) also supported by funds from FAPESP (AcquaSed Project n° 2009/53898–9).

REFERENCES

- Barnett, A. J., Finlay, K. and Beisner, B. E. (2007) Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshw. Biol.*, **52**, 796–813.
- Becker, V., Huszar, V. L. M. and Crossetti, L. O. (2009) Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*, **628**, 137–151.
- CEN (Comité Européen de Normalisation). (2003) *Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers*. EN 13946, Geneva.
- CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura). (2015) Available on: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>. Access in: 07 out 2015.
- Cole, G. (1983) *Textbook of Limnology*. 3rd ed. The C.V. Mosby Co., London.
- DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica). (2015a) Available on: http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=853:barragens-e-sistema-produtor-alto-tiete&catid=36:programa. Access in: 08 oct 2015.
- DAEE (Departamento de Águas e Energia Elétrica). (2015b) As funções das barragens do DAEE. Available on: http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=856:barragens&catid=37:servicos. Access in: 08 oct 2015.
- Díaz, S. and Cabido, M. (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.*, **15**, 646–655.
- Edwards, K. F., Litchman, E. and Klausmeier, C. A. (2013) Functional traits explain phytoplankton responses to environmental gradients across lakes of the United States. *Ecology*, **94**, 1626–1635.
- Fonseca, B. M. and Bicudo, C. E. M. (2008) Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, **600**, 267–282.
- Golterman, H. L. and Clymo, R. S. (1971) *Methods for chemical analysis of freshwaters*. International Biological Program. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburg.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S. and Ohmstad, M. A. M. (1978) *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. International Biological Programme, 2nd ed. (Handbook, 8). Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Grime, J. P. (1997) Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *Amer. Nat.*, **111**, 1169–1194.

- Hillebrand, H., Dürseken, C-D., Kirschiel, D., Pollingher, U. and Zohary, T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, **35**, 403–424.
- INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). (2015) Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP). Estação 83781 (Mirante de Santana, SP) Available on: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Access in: 18 may 2015.
- Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lurling, M., Reynolds, C. S. and Scheffer, M. (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.*, **55**, 614–627.
- Laliberté, E. and Legendre, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, **91**, 299–305.
- Lamparelli, M. C. (2004) Grau de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. 238 p. Thesis. Universidade de São Paulo, São Paulo-BR.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J. and Forbes, T. D. A. (1997) Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.*, **12**, 474–478.
- Lee, R. E. (2008) *Phycology*. 4th ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Litchman, E. and Klausmeier, C. A. (2008) Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **39**, 615–639.
- Longhi, M. L. and Beisner, B. E. (2010) Patterns in taxonomic and functional diversity in lake phytoplankton. *Freshw. Biol.*, **55**, 1349–1366.
- Lopes, M. R. M., Bicudo, C. E. M. & Ferragut, C. (2005) Short term spatial and temporal of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia*, **542**, 235–247.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J. and Talling, J. F. (1978) *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 36. Titus Wilson & Son Ltda, Kendall.
- Magurran, A. E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- McCune, B. M. J. and Mefford, M. J. (2011) *PC-ORD Multivariate analysis of ecological data*. Version 6.0. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E. and Westoby, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.*, **21**, 178–185.
- Moraes, J., Carvalho, J. P. and Filho, A. A. C. (2005) *Caracterização e evolução do uso das terras na sub-bacia Tietê-Cabeceiras*. (Informe de trabalho Negowat Brazil N° 10). APTA, Brazil.

- Pálffy, K., Présing, M. and Vörös, L. (2013) Diversity patterns of trait-based phytoplankton functional groups in two basins of a large, shallow lake (Lake Balaton, Hungary) with different trophic state. *Aquat. Ecol.*, **47**, 195–210.
- Petchey, O. L. and Gaston, K. J. (2002) Functional diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecol. Lett.*, **5**, 402–411.
- Petchey, O. L. and Gaston, K. J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.*, **9**, 741–758.
- R Core Team. (2013) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reynolds, C. S. (1988) Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren C. D. (ed.), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 388–433.
- Reynolds, C. S. (1997) *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk C., Naselli-Flores, L. and Melo, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **24**, 417–428.
- SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo). (2015) Available on: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=36>. Access in: 07 oct 2015.
- Santos, A. M. C., Carneiro, F. M. and Cianciaruso, M. V. (2015) Predicting productivity in tropical reservoirs: the roles of phytoplankton taxonomic and functional diversity. *Ecol. Indic.*, **48**, 428–435.
- Sartory, D. P. and Grobbelaar, J. U. (1984) Extraction of chlorophyll *a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, **114**, 177–187.
- Solorzano, L. (1969) Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.*, **14**, 799–80.
- Strickland, J. D. H. and Parsons, T. R. (1960) A manual of sea water analysis. *Bull. - Fish. Res. Board Can.*, **125**, 1–185.
- Sun, J. and Liu, D. (2003) Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.*, **25**, 1331–1346.
- Tilman, D. (2001) Functional diversity. In Levins, S. A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, CA, pp. 109–120.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommen der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, **9**, 1–38.

- Valderrama, G. C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, **10**, 109-122.
- Van der Hoek, C., Mann, D. G. and Jahns, H. M. (1997) *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Villéger, S., Mason, N. W. H. and Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. and Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**, 882-892.
- Vogt, R. J., Beisner, B. E. and Prairie, Y. T. (2010) Functional diversity is positively associated with biomass for lake diatoms. *Freshw. Biol.*, **55**, 1636–1646.
- Weithoff, G. (2003) The concepts of ‘plant functional types’ and ‘functional diversity’ in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshw. Biol.*, **48**, 1669–1675.
- Weithoff, G., Lorke, A. and Walz, N. (2000) Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, **125**, 91-100.
- Weithoff, G., Rocha, M. R. and Gaedke, U. (2015) Comparing seasonal dynamics of functional and taxonomic diversity reveals the driving forces underlying phytoplankton community structure. *Freshw. Biol.*, **60**, 758–767.

Table I - Trophic state classification, average TP concentrations and morphometric and hydrological characteristics of five tropical reservoirs, Brazil.

Reservoir	Build	Trophic state	Average TP μM	Maximum depth (m)	Maximum volume ^a (m^3)	Surface area ^a (km^2)	Volume ^b (m^3)	Flow ^b ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	Water Residence Time ^b (days)
Ribeirão do Campo	1958	Oligotrophic	0.15	14.2	14×10^6	1.3	14×10^6	1.0	170
							14×10^6	0.8	193
Ponte Nova	1971	Oligotrophic	0.23	21.0	289.9×10^6	28.0	238.2×10^6	0.1	27567
							262.7×10^6	8.6	352
Paraitinga	2005	Mesotrophic	0.74	12.0	36.7×10^6	6.4	34.8×10^6	5.4	75
							33.5×10^6	2.2	181
Jundiaí	1989	Eutrophic	1.08	10.5	74.0×10^6	17.4	64.5×10^6	13.3	56
							48.7×10^6	7.6	75
Taiacupeba	1976	Eutrophic	0.82	9.0	85.2×10^6	19.3	57.7×10^6	15.7	43
							23.7×10^6	11.6	24

a Available: SABESP; DAEE, 2015b.

b Average of 15 days prior the sampling. In each reservoir: 1st line (summer), 2nd line (winter).

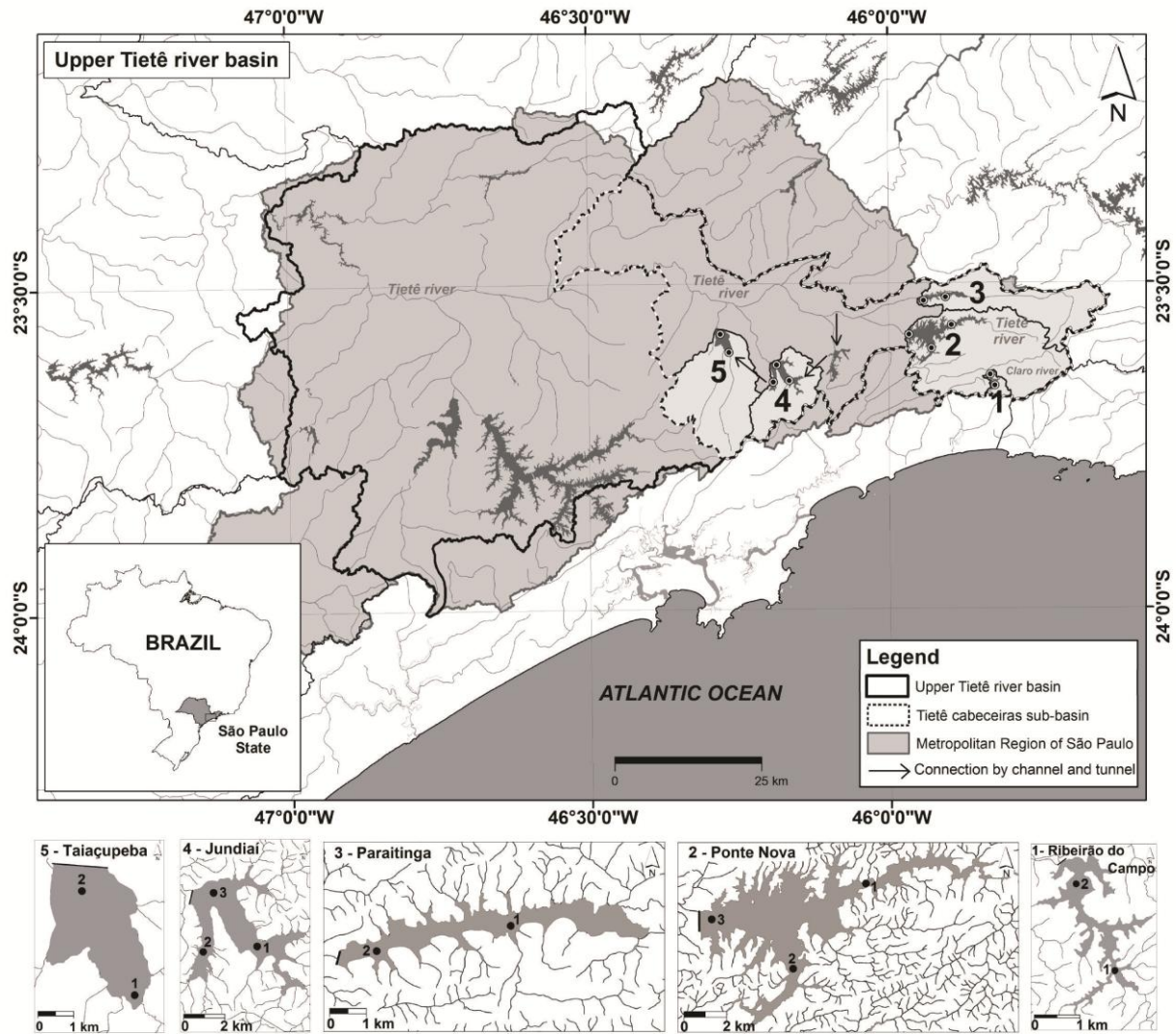


Fig. 1 - Study area and location of sampling sites. *Numbers inside each reservoir represents the sampling sites (solid circles).*

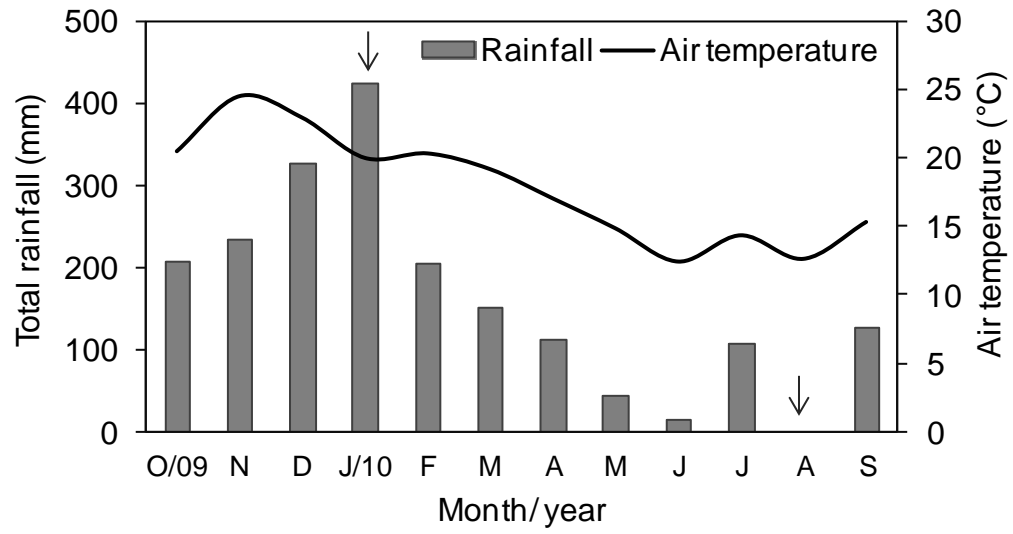


Fig. 2 - Total accumulated rainfall and average air temperature in the study area. *The arrows indicate the sampling months.*

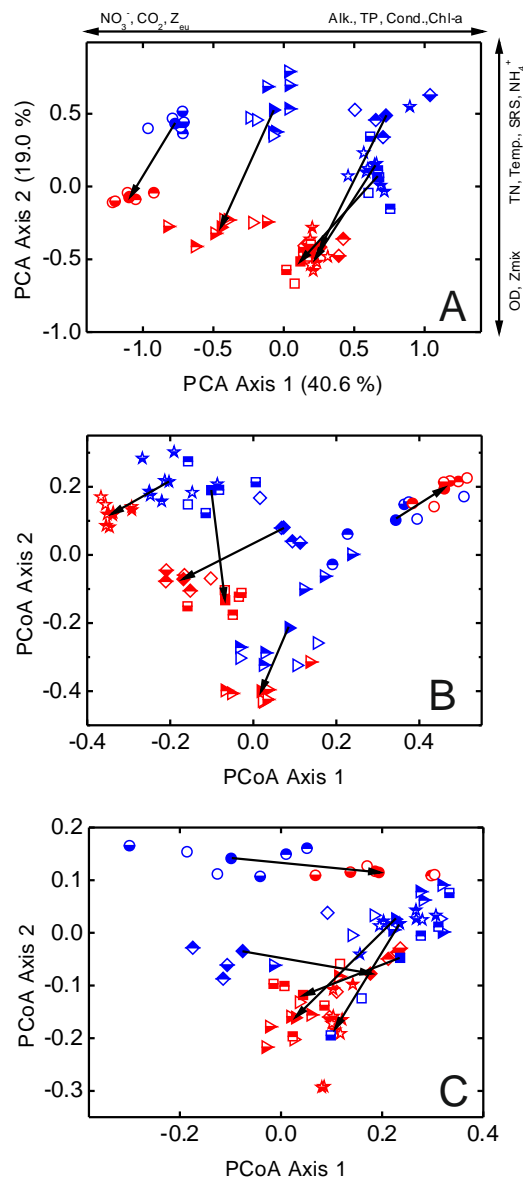


Fig. 3 - Ordination biplots in a two-dimensional space of five tropical reservoirs, Brazil, based on (A) abiotic variables in a Principal Component Analysis. Codes: Temp: water temperature; DO: dissolved oxygen; Cond: conductivity; Alk: alkalinity; CO_2 : free carbon dioxide; NO_3^- : nitrate; NH_4^+ : ammonium; TN: total nitrogen; TP: total phosphorus; Chl-a: chlorophyll *a*; SRS: soluble reactive silica; Z_{mix} : mixing zone; (B) phytoplankton species composition in a Principal Coordinates Analysis and (C) phytoplankton community functional mean in a trait space according Principal Coordinates Analysis (more details, see Supplementary data Fig. S1). (Symbols = circle: oligotrophic RC reservoir, triangle: oligotrophic PN, rhombus: mesotrophic PA, star: eutrophic JU, square: eutrophic TA. Blue symbol: summer period; red symbol: winter period. Bold on top of the symbol: subsurface layer, open symbol: middle layer, bold bottom symbol: bottom layer, full symbols: mean of the period in each reservoir). Full arrows indicate the direction of the movement between periods).

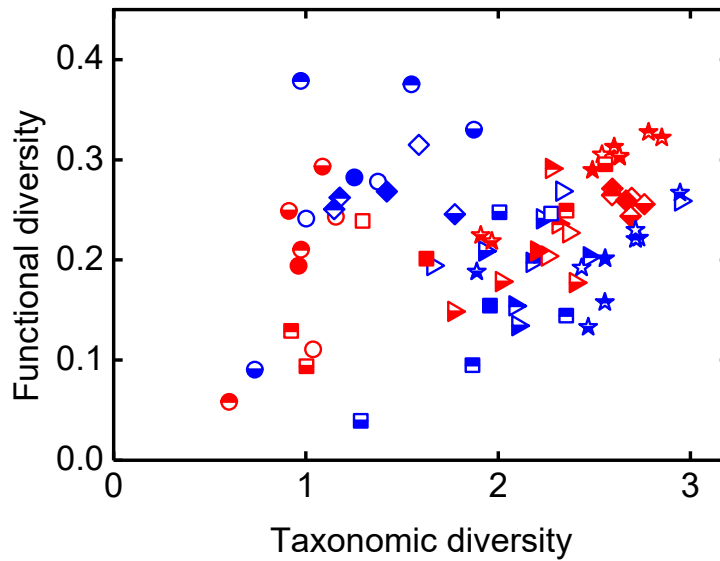


Fig. 4 - Phytoplankton taxonomic diversity (Shannon index) versus functional diversity of five tropical reservoirs, Brazil, in two climate periods and different water layers. (Symbols = circle: oligotrophic RC reservoir, triangle: oligotrophic PN, rhombus: mesotrophic PA, star: eutrophic JU, square: eutrophic TA. Blue symbol: summer period; red symbol: winter period. Bold on top of the symbol: subsurface layer, open symbol: middle layer, bold bottom symbol: bottom layer, full symbols: mean of the period in each reservoir).

SUPPLEMENTARY DATA

Phytoplankton functional traits

Size or volume: Size as a “master trait” (Litchman et al., 2010) is the most important determinant of specific physiological activities such as growth, and in combination with shape affects several response traits such as edibility (e.g. Burns, 1968) and sedimentation rates (Fraisse et al., 2015). The size range of reservoir phytoplankton covers more than five orders of magnitude, ranging from autotrophic picoplankton ($< 1 \mu\text{m}^3$) to large dinoflagellates ($> 50000 \mu\text{m}^3$). We classified the morphotypes into nine different logarithmically scaled categories of cell volume, ranging from 0 ($< 20 \mu\text{m}^3$) to 1 ($> 43740 \mu\text{m}^3$).

Shape or longest linear dimension (LLD): The shape of a cell or colony/filament is important with respect to its susceptibility to zooplankton grazing. A suitable measure for ingestibility for filter-feeding zooplankton is the longest linear dimension (LLD) of the food item. We classified the morphotypes into nine different logarithmic categories of LLD, ranging from 0 ($< 4 \mu\text{m}$) to 1 ($> 201 \mu\text{m}$).

Phagotrophy: The ability to ingest bacteria serves as an additional source of nutrients and energy for phagotrophs. Particularly under nutrient-poor conditions, the uptake of bacteria may contribute significantly to the phosphorus and carbon budget of the cell (Bird and Kalff, 1987; Kamjunke et al., 2007). This is a binary functional trait and a species with the ability to ingest bacteria is classified as 1, and those without this ability as 0.

Motility: Mobile organisms can migrate into favourable patches and counteract sedimentation which is particularly advantageous in an environment exhibiting steep gradients, such as the chemocline in stratified lakes (Gervais et al., 2003). Motility may also affect nutrient deficiency as the movement of cells minimises the diffusive boundary layer for nutrients around the cells (Pasciak and Gavis, 1974). Motility was classified as: 0, non-motile; 0.5, buoyancy regulation through gas vacuoles (intermediate motility), which is predominantly one dimensional along the vertical axis and driven by diurnal physiological processes (Ibelings et al., 1991); and 1 (high motility) for flagellated species that move in three-dimensional space and can adapt their behaviour according to environmental gradients and their own physiological status (Clegg et al., 2004).

Demand for silica: Apart from diatoms, which need silica for their frustules, Chrysophyceae and Synurophyceae form statospores (e.g. *Ochromonas*), bristles and scales (e.g. *Synura* or *Mallomonas*) that are also made of silica (Lee, 1999). Silica increases specific weight, which leads to higher sedimentation rates, especially in diatoms (silica users, 1; others, 0).

Nitrogen fixation: Cyanobacteria of the order of Nostocales are able to fix atmospheric nitrogen using heterocytes and have thus a competitive advantage under nitrogen limiting conditions. The potential to fix nitrogen, 1; others 0.

References

- Bird, D. F. and Kalff, J. (1987) Algal phagotrophy: Regulating factors and importance relative to photosynthesis in *Dinobryon* (Chrysophyceae). *Limnol. Oceanogr.*, **32**, 277-284
- Burns, C. W. (1968) The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particles ingested. *Limnol. Oceanogr.*, **33**, 675-678.
- Clegg, M. R., Maberly, S.C. and Jones, R. I. (2004) Dominance and compromise in freshwater phytoplanktonic flagellates: The interactions of behavioral preferences for conflicting environmental gradients. *Funct. Ecol.*, **18**, 371-380.
- Fraisse, F., Bormans, M. and Lagadeuc, Y. (2015) Turbulence effects on phytoplankton morphofunctional traits selection. *Limnol. Oceanogr.*, **60**, 872-884.
- Gervais, F., Siedel, U., Heilmann, B., Weithoff, G., Heisig-Gunkel, G. and Nicklisch, A. (2003) Small-scale vertical distribution of phytoplankton, nutrients and sulphide below the oxycline of a mesotrophic lake. *J. Plankton Res.*, **25**, 273—278.
- Ibelings, B. W., Mur, L. R. and Walsby, A. E. (1991) Diurnal changes in buoyancy and vertical distribution in populations of *Microcystis* in two shallow lakes. *J. Plankton Res.*, **13**, 419-436.
- Kamjunke, N., Henrichs, T. and Gaedke, U. (2007) Phosphorus gain by bacterivory promotes the mixotrophic flagellate *Dinobryon* spp. during re-oligotrophication. *J. Plankton Res.*, **29**, 39-46.
- Lee, R.E. (1999) Phycology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Litchman, E., Tezanos Pinto, P., Klausmeier, C. A., Thomas, M. K. and Yoshiyama, K. (2010) Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia*, **653**, 15-28.
- Pasciak, W. J., and Gavis, J. (1974) Transport limitation of nutrient uptake in phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 881-888.

Supplementary data, Fig. S1 - Ordination biplots of six functional traits of phytoplankton of five tropical reservoirs (Brazil) along the two main axis of Principal Coordinates Analysis.

Supplementary data, Table SI - Contribution of abundant species (72.5 - 90.0% of total biomass in the period) and functional traits of phytoplankton in five tropical reservoirs, Brazil.

Reservoir/ Trophic state	Summer Abundant species (%)	Functional Traits	Winter Abundant species (%)	Functional Traits
Ribeirão do Campo/ Oligotrophic	<i>Oocystis</i> cf. <i>parva</i> (49.6)	Cell volume ^a : 1183.3 (3.2 - 12549.4); 81.6	<i>Cryptomonas</i> sp. 5 (67.6)	Cell volume ^a : 402.3 (3.2 - 2586.5); 53.1
	<i>Peridinium umbonatum</i> (26.6)	LLD ^b : 21.8 (5.8 - 103.4)	<i>Peridinium umbonatum</i> (17.9)	LLD ^b : 23.0 (5.8 - 103.4)
	<i>Gymnodinium</i> sp. (8.6)	Phagotrophy (35.3%)		Phagotrophy (17.9%)
	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (2.7)	Motility: <i>flagellated</i> (40.5%); <i>buoyancy</i> (0%)		Motility: <i>flagellated</i> (85.5%); <i>buoyancy</i> (0%)
	<i>Cosmarium</i> cf. <i>majae</i> (2.6)	Si demand (1.2%) N ₂ fixation (0%)		Si demand (0.1%) N ₂ fixation (0%)
Ponte Nova/ Oligotrophic	<i>Trachelomonas</i> sp. 11 (24.7)	Cell volume ^a : 1811.9 (2.6 - 21952.6); 247.3	<i>Mougeotia</i> sp. 2 (31.0)	Cell volume ^a : 1332.7 (20.7 - 28181.5); 243.6
	<i>Peridinium umbonatum</i> (14.5)	LLD ^b : 30.2 (4.6 - 162.7)	<i>Aulacoseira tenella</i> (16.4)	LLD ^b : 35.2 (4.6 - 239.0)
	<i>Peridinium</i> sp. 1 (13.1)	Phagotrophy (38.4%)	<i>Aulacoseira ambigua</i> (13.2)	Phagotrophy (9.3%)
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (8.4)	Motility: <i>flagellated</i> (69.0%); <i>buoyancy</i> (8.6%)	<i>Peridinium umbonatum</i> (9.2)	Motility: <i>flagellated</i> (20.5%); <i>buoyancy</i> (2.7%)
	<i>Gymnodinium</i> sp. (4.5)	Si demand (5.0%)	<i>Radiococcus planktonicus</i> (4.4)	Si demand (32.3%)
	<i>Peridiniopsis</i> sp. 2 (3.8)	N ₂ fixation (8.4%)	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (2.7)	N ₂ fixation (2.7%)
	<i>Euglena</i> sp. 2 (2.5)			
	<i>Radiococcus planktonicus</i> (2.3)			
	<i>Peridiniopsis</i> sp. 1 (2.2)			
Paraitinga/ Mesotrophic	<i>Discostella stelligera</i> (39.8)	Cell volume ^a : 642.2 (5.0 - 4050.6); 173.0	<i>Peridinium umbonatum</i> (16.8)	Cell volume ^a : 2677.0 (0.5 - 62790.1); 193.5
	<i>Coelastrum reticulatum</i> (39.7)	LLD ^b : 26.1 (4.6 - 98.3)	<i>Discostella stelligera</i> (14.6)	LLD ^b : 35.9 (4.6 - 222.6)
	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (7.3)	Phagotrophy (0%) Motility: <i>flagellated</i> (9.9%); <i>buoyancy</i> (0%) Si demand (39.9%) N ₂ fixation (0%)	<i>Radiococcus planktonicus</i> (9.2)	Phagotrophy (23.9%) Motility: <i>flagellated</i> (51.3%); <i>buoyancy</i> (3.0%) Si demand (26.3%) N ₂ fixation (2.8%)
			<i>Euglena/ Lepocinlis</i> (7.1)	
			<i>Euglena</i> sp. 1 (6.2)	
			<i>Aulacoseira ambigua</i> (4.4)	
			<i>Lepocinlis texta</i> (3.9)	
			<i>Peridinium</i> sp. 2 (3.5)	
			<i>Euglena</i> sp. 6 (3.5)	
			<i>Aulacoseira granulata</i> (3.4)	

a Cell volume (μm^3): mean (range); median

b LLD (μm): mean (range)

Supplementary data, Table SI - (continued)

Reservoir/ Trophic state	Summer Abundant species (%)	Functional Traits	Winter Abundant species (%)	Functional Traits
Jundiaí/	<i>Euglena/ Lepocinclis</i> (17.5)	Cell volume ^a : 2792.7 (3.2 - 62790.1); 577.4	<i>Aulacoseira granulata</i> (35.0)	Cell volume ^a : 1335.7 (1.9 - 16205.1); 283.6
Eutrophic	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (15.1)	LLD ^b : 32.2 (5.7 - 162.7)	<i>Radiococcus planktonicus</i> (7.5)	LLD ^b : 27.7 (4.6 - 158.2)
	<i>Cryptomonas</i> sp. 1 (11.3)	Phagotrophy (14.9%)	<i>Chromulina</i> sp. 1 (7.0)	Phagotrophy (12.2%)
	<i>Gymnodinium</i> sp. (9.2)	Motility: <i>flagellated</i> (73.9%); buoyancy (0%)	<i>Aulacoseira</i> sp. 3 JUNDIA (7.0)	Motility: <i>flagellated</i> (28.0%); buoyancy (0%)
	<i>Staurastrum</i> sp. 1 (5.1)	Si demand (3.7%)	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>amphibium</i> (5.9)	Si demand (49.1%)
	<i>Trachelomonas volvocina</i> (3.1)	N ₂ fixation (0%)	<i>Peridinium umbonatum</i> (4.9)	N ₂ fixation (0%)
	<i>Botryococcus braunii</i> (2.9)		<i>Cryptomonas</i> sp. 2 (3.9)	
	<i>Cryptomonas</i> sp. 5 (2.9)		<i>Euglena/ Lepocinclis</i> (3.7)	
	<i>Radiococcus planktonicus</i> (2.8)		<i>Fragilaria longifusiformis</i> (3.1)	
	<i>Peridinium umbonatum</i> (2.8)			
Taiacupeba/	<i>Euglena/ Lepocinclis</i> (24.1)	Cell volume ^a : 1940.9 (3.9 - 16205.2); 483.3	<i>Radiococcus planktonicus</i> (65.7)	Cell volume ^a : 2492.7 (10.1 - 62790.1); 300.7
Eutrophic	<i>Eunotia waimiriorum</i> (19.2)	LLD ^b : 31.2 (4.6 - 158.2)	<i>Peridinium</i> sp. 2 (10.5)	LLD ^b : 38.3 (4.6 - 324.0)
	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (12.6)	Phagotrophy (5.8%)	<i>Aulacoseira ambigua</i> (6.6)	Phagotrophy (13.5%)
	<i>Cryptomonas</i> sp. 1 (6.5)	Motility: <i>flagellated</i> (65.7%); buoyancy (6.3%)	<i>Peridinium umbonatum</i> (2.1)	Motility: <i>flagellated</i> (17.8%); buoyancy (0%)
	<i>Euglena</i> sp. 1 (6.1)	Si demand (21.4%)	<i>Aulacoseira granulata</i> (2.0)	Si demand (12.4%)
	<i>Trachelomonas volvocina</i> (4.7)	N ₂ fixation (6.3%)	<i>Discostella stelligera</i> (2.0)	N ₂ fixation (0%)
	<i>Dolicospermum</i> sp. (4.7)			

a Cell volume (µm³): mean (range); median

b LLD (µm): mean (range)

CAPÍTULO 2 - Comparação das classificações taxonômica e funcional do fitoplâncton em reservatórios tropicais com diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos

Artigo a ser submetido à HYDROBIOLOGIA

RESUMO

As abordagens funcionais (ex. grupos *funcionais*, GF, *sensu* Reynolds e exclusivamente *morfológicos*, GFBM, *sensu* Kruk) podem permitir uma melhor compreensão da variação do fitoplâncton frente às alterações ambientais do que estudos ao nível de espécies. No presente estudo, nós comparamos a representatividade das classificações taxonômica (espécies) e ecológica (GF e GFBM) do fitoplâncton em demonstrar as respostas da comunidade fitoplanctônica em relação às variáveis ambientais em reservatórios de diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos (verão e inverno). Amostras integradas de água foram coletadas na zona eufótica para determinação de variáveis físicas e químicas e do fitoplâncton. A relação das espécies descritoras, GFs e GFBMs com as variáveis abióticas foi avaliada por meio da Análise de Correspondência Canônica. Maior temperatura da água e estratificação térmica foram verificados no verão e maiores concentrações de CO₂ livre e mistura da coluna d'água no inverno. As classificações ecológicas mostraram uma maior porcentagem de variância explicada na relação grupos biológicos-variáveis ambientais do que a classificação taxonômica. Os GFs responderam principalmente às variações sazonais e diferentes grupos também mostraram associação aos estados tróficos dos reservatórios. Assim, nós concluímos que os Grupos Funcionais *sensu* Reynolds demonstraram ser mais sensíveis em representar como a comunidade fitoplanctônica responde à escala temporal e às diferentes condições tróficas do que os GFBMs, além de esclarecer a dinâmica funcional do grande número de espécies.

Palavras-chave: espécies descritoras, grupos funcionais, grupos funcionais baseados na morfologia, reservatórios, sazonalidade

INTRODUÇÃO

Estudos ao nível de espécies trazem informações relevantes referentes ao nicho das espécies, mas é possível fazer poucas generalizações em relação às condições ambientais (Salmaso et al., 2015). Compreender as respostas de cada espécie ou conjunto de espécies fitoplanctônicas em relação às variáveis ambientais torna-se uma tarefa complexa diante do

grande número de táxons. Com isso, a classificação de espécies com ou sem afinidades filogenéticas a partir de seus atributos funcionais pode permitir uma melhor compreensão da variação do fitoplâncton frente às alterações ambientais, devido ao caráter preditivo dos grupos funcionais (Burliga, 2010).

As pesquisas referentes à associação dos grupos de algas às condições ambientais iniciaram em lagos temperados (ex. Reynolds, 1980; Reynolds, 1988; Padisák & Reynolds, 1998; Pádísák et al., 2003). Os avanços nos estudos e a incorporação de dados de novos ambientes levaram Reynolds et al. (2002) a proporem um modelo de *grupos funcionais* (GFs) para o fitoplâncton abrangendo 31 associações funcionais e a revisão por Padisák et al. (2009) expandiu para 41 grupos. Esse sistema tem sido um dos mais amplamente utilizados nos estudos ecológicos do fitoplâncton (Salmaso et al., 2015). A abordagem compreende grupos polifiléticos de espécies com características fisiológicas e morfológicas similares, que respondem e toleram as condições ambientais, sendo os representantes de cada grupo (alfanumérico) classificados pelo tipo de habitat, tolerância e sensibilidade a fatores ambientais (Reynolds et al., 2002) (**Apêndice 1**).

Embora algumas características fisiológicas das espécies sejam importantes para a classificação funcional, ainda existe escassez de informação, tais como taxas de crescimento e constante de assimilação de nutrientes para muitas espécies (Weithoff, 2003) e isso pode limitar as classificações funcionais (Reynolds et al., 2002). Diante disso, utilizando dados de 711 espécies de 211 lagos (subpolares a tropicais), Kruk et al. (2010) propuseram um modelo de *grupo funcional baseado exclusivamente na morfologia* (GFBM) dos organismos, utilizando características facilmente observadas. Dentre essas, destacam-se o tamanho, volume, presença de mucilagem, flagelos, aerótopos, heterócitos e estruturas silicosas (**Apêndice 1**). Para validar a afirmação de que esses traços morfológicos estão relacionados com a autoecologia dos organismos, os autores os relacionaram com traços fisiológicos (ex: máxima taxa de crescimento) e dados demográficos (ex: biomassa). Esta abordagem resultou em sete grupos, que estão relacionados com condições ambientais particulares (Kruk et al., 2010; Kruk & Segura, 2012).

A abordagem funcional e a exclusivamente morfológica tem sido aplicada com sucesso para o fitoplâncton em lagos e reservatórios de diferentes trofias e regiões climáticas (ex. Becker et al., 2009; Pacheco et al., 2010; Stevic et al., 2013; Bortolini et al., 2016). Essas abordagens também têm sido comparadas com as classificações taxonômicas (ex. classe, gênero, espécies) em diversos estudos. Tais estudos comparativos têm sido realizados para prever a biomassa de grupos do fitoplâncton em lagos subpolares a tropicais (Kruk et al., 2011), identificar o melhor grupo indicador na determinação da riqueza e composição em lagos temperados (Gallego et al.,

2012), analisar as respostas do fitoplâncton em relação a variabilidade ambiental em reservatórios subtropicais (Hu et al., 2013), testar a melhor ferramenta ecológica para descrever a zonação no rio Loire (Abonyi et al., 2014) e analisar a sucessão temporal do fitoplâncton em reservatório subtropical (Beamud et al., 2015).

Atualmente, as várias classificações funcionais disponíveis representam um primeiro passo para a utilização de ferramentas que integrem as "funções" do fitoplâncton, permitindo a melhor associação da comunidade com as condições ambientais (Salmaso et al., 2006, 2015). Nesse sentido, no presente estudo avaliamos a classificação taxonômica (espécies) e a de grupos funcionais baseado nas características *funcionais/ecológicas* (*sensu* Reynolds) e *morfológicas* (*sensu* Kruk) do fitoplâncton em cinco reservatórios de diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos (verão e inverno). Especificamente, nós comparamos a representatividade das classificações taxonômica e funcionais do fitoplâncton em demonstrar a variabilidade da comunidade em relação às mudanças nas variáveis ambientais (ex: disponibilidade de nutrientes e zona de mistura).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo - O estudo foi realizado em cinco reservatórios (Ribeirão do Campo -RC, Ponte Nova-PN, Paraitinga-PA, Jundiaí-JU e Taiaçupeba-TA) localizados na sub-bacia Tietê-Cabeceiras, Bacia do Alto Rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil (**figura 1 - Capítulo 1**). Esses reservatórios apresentam diferentes características morfométricas e hidrológicas (**tabela 1**). As águas do reservatório RC, o qual compõe o Sistema Rio Claro, deságuam no rio Claro e este no reservatório PN. Os reservatórios PN, PA, JU e TA funcionam como um sistema em cascata, sendo interligados por estação elevatória e/ou canal-túnel-canais e compõem o Sistema Produtor Alto Tietê (DAEE, 2015a). As águas dos Sistemas Rio Claro e do Alto Tietê são utilizadas para abastecimento público de 1.5 e 4.5 milhões de habitantes, respectivamente, o que representa cerca de 30% da população da Região Metropolitana de São Paulo (SABESP, 2015).

Segundo a classificação climática de Köppen, o tipo climático da área de estudo (Cwa) é caracterizado pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão e seca no inverno e temperatura média variando entre 16°C (junho-julho) e 23°C (janeiro, fevereiro) (CEPAGRI, 2015). O reservatório Ribeirão do Campo está localizado em área preservada de mata primária, enquanto que os reservatórios Ponte Nova e Paraitinga estão situados em áreas ocupadas principalmente por reflorestamentos e pastagens. As áreas das sub-bacias dos reservatórios Jundiaí e Taiaçupeba apresenta maior diversificação do uso e ocupação do solo com pastagens, culturas anuais, horticultura e fruticultura (Moraes et al., 2005).

O verão (dezembro/2009 a março/2010) foi caracterizado pela alta precipitação pluviométrica (151.4 - 423.6 mm) e temperatura do ar (19.2 - 23.0 °C) e o inverno (junho a setembro/2010) pela baixa precipitação (0.0 - 127.4 mm) e temperatura do ar (12.4 - 15.3 °C) (INMET, 2015)

Amostragem - Amostras de água foram coletadas em dois ou três locais de amostragem (1: montante; 2: braço do reservatório, 3: próximo da barragem) de forma a compreender a área do reservatório e a entrada de afluentes (**figura 1 - Capítulo 1**). As amostragens de água foram realizadas no verão (Janeiro) e inverno (Agosto) de 2010. Em cada local de amostragem, amostras integradas de água para determinação das variáveis abióticas e do fitoplâncton foram coletadas na zona eufótica utilizando a garrafa de Van Dorn.

Variáveis analisadas - Os dados de volume e de vazão dos reservatórios foram disponibilizados pela SABESP. A partir dos dados hidrológicos foram calculados o tempo de retenção da água. Volume, vazão e tempo de retenção foram calculados para o período de 15 dias antes da amostragem.

A temperatura da água (Temp) foi medida a cada 0,50 m ou 1 m de profundidade com auxílio de sonda multiparâmetro (Eureka Amphibian). A transparência foi estimada por meio do disco de Secchi e a zona eufótica (Zeu) de acordo com Cole (1983). A zona de mistura (Zmix) foi identificada utilizando o perfil vertical de temperatura, considerando diferenças de temperatura de 0,5°C entre as camadas. As seguintes variáveis físicas e químicas foram analisadas: pH (pHmeter Digimed), condutividade elétrica (Cond) (Digimed), oxigênio dissolvido (OD) (Winkler modificado por Golterman et al., 1978), alcalinidade (Alc) (Golterman & Clymo, 1971), CO₂ livre, nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) (Mackereth et al., 1978), amônio (N-NH₄) (Solorzano, 1969), fósforo solúvel reativo (P-PO₄) e fósforo dissolvido total (PDT) (Strickland & Parsons, 1960), fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) (Valderrama, 1981) e sílica solúvel reativa (Si) (Golterman et al., 1978). As concentrações do N-NO₂, N-NO₃ e N-NH₄ somadas constituem o NID, ou seja, Nitrogênio Inorgânico Dissolvido. Amostras de água para determinação de nutrientes dissolvidos foram filtrados sob baixa pressão em filtros de fibra de vidro (GF/F Whatman).

A concentração de clorofila-a (Clo-a) do fitoplâncton, corrigida pela feofitina, foi determinada de uma amostra filtrada em filtros de fibra de vidro (GF/F Whatman), por meio da extração em etanol 90% (Sartory & Grobbelaar, 1984).

A partir da concentração de clorofila-a, PT e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson modificado por Lamparelli (2004) para reservatórios brasileiros.

Variáveis bióticas - Amostras para análise taxonômica do fitoplâncton foram coletas em cada local com rede cônica de nylon com abertura de malha de 20 μm e fixadas com formol 4%. Alíquotas da amostra foram oxidadas usando peróxido de hidrogênio aquecido (35-40%) (CEN, 2003) e lâminas permanentes de diatomáceas foram montadas usando Naphrax como meio de inclusão (banco de dados do projeto Acquased). A identificação taxonômica foi realizada usando um microscópio óptico (Zeiss Axioskop 2) equipado com contraste de fase e captura de imagem. O sistema de classificação adotado foi de van der Hoek et al. (1997) para classes e literatura especializada foi usada para níveis específicos, tais como Huber-Pestalozzi (1955), Prescott (1962), Bourrelly (1981), Komárek & Foot (1983), Tell & Conforti (1986), Komárek & Anagnostidis (1999, 2005) e Metzeltin et al. (2005).

Amostras para análise quantitativa do fitoplâncton foram fixadas com solução de Lugol acético 0,5%. A contagem foi feita em microscópio invertido Zeiss Axio Observer D1, com aumento de 400x, segundo o método de Utermöhl (1958). O limite de contagem foi a curva de rarefação de espécies e a contagem mínima de 100 indivíduos da espécie mais abundantes. O biovolume algal foi estimado a partir do produto da densidade populacional (ind mL^{-1}) e a unidade de volume médio (μm^3) de cada espécie (Hillebrand et al., 1999). A determinação do tamanho médio do organismo teve como base a medição, sempre que possível, de no mínimo 20 organismos. O biovolume médio do organismo em $\mu\text{m}^3 \text{ mL}^{-1}$ foi convertido em $\text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$, dividindo-se o valor por 10^6 . O biovolume foi expresso em *biomassa*, considerando que a densidade do organismo é equivalente ao da água, ou seja, $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$ (Wetzel & Likens, 2000).

As espécies do fitoplâncton com biomassa maior ou igual a 5% em relação a biomassa total em cada amostra foram consideradas espécies descritoras, as quais foram agrupadas nos Grupos Funcionais *sensu* Reynolds (GF) (Reynolds et al., 2002; Padišák et al., 2009) e *sensu* Kruk (GFBM) (Kruk et al., 2010).

Análises estatísticas - A fim de reduzir a dimensionalidade dos dados abióticos foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando matriz de variância-covariância e dados transformados por *ranging* $[(x-x_{\min})/(x_{\max}-x_{\min})]$. A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi aplicada para avaliação o grau de relação dos grupos biológicos (espécies, GFs e GFBMs) com as variáveis abióticas (Ter Braak, 1986). Anteriormente, nós realizamos a Análise

de Correspondência Destendenciada (DCA) a fim de verificar a distribuição dos dados bióticos. Os resultados mostraram uma resposta unimodal para os dados de espécies e GFs (comprimento do gradiente: 5,1 e 3,4, respectivamente), sendo apropriado a realização da CCA. Para os dados de GFBMs a resposta foi linear (comprimento do gradiente: 1,9) indicando que a RDA (Análise de Redundância) seria apropriada. Contudo, a fim de comparações dos resultados realizamos a CCA para todos os grupos biológicos. Assim, para a realização da análise, todos os dados (bióticos e abióticos) foram previamente transformados por $\log x + 1$. As variáveis abióticas usadas da CCA foram as que obtiveram os maiores valores de correlação de Pearson (r) nos eixos 1 e 2 da PCA. Na CCA, o teste de Monte Carlo com 999 permutações testa a significância da relação das espécies e grupos funcionais com as variáveis ambientais ($p < 0,05$). Estas análises foram realizadas no programa PC-ORD 6.0 for Windows (McCune & Mefford, 2011).

RESULTADOS

A partir dos dados de volume e de vazão média dos 15 dias que antecederam a amostragem, verificou-se que os reservatórios eutróficos apresentaram os maiores valores de vazão e os menores valores de tempo de residência da água entre o verão e o inverno. O reservatório oligotrófico Ponte Nova, o maior em volume e área inundada, apresentou o maior tempo de residência da água e vazão quase nula ($0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) no verão (**tabela 2**).

Todos os reservatórios apresentaram pH de neutro a ácido e os menores valores (5,3 - 5,5) foram verificados no oligotrófico Ribeirão do Campo (**tabela 3**). Em geral, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido e a maior profundidade da zona eufótica foram verificadas no inverno, excetuando nos reservatórios eutróficos, nos quais a zona eufótica foi maior no verão. As maiores concentrações de Si foram encontradas no reservatório mesotrófico, especialmente no verão. Estratificação térmica da coluna d'água foi encontrado no verão (exceto no Taiacupeba) e temperatura homogênea no inverno (**figura 2**).

A ordenação das unidades amostrais dos cinco reservatórios pela PCA explicou 65,6% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos, os quais foram significativos segundo o teste de permutação ($p < 0,05$) (**figura 3**). No lado negativo do eixo 1 foram ordenadas as unidades amostrais dos reservatórios oligotróficos, as quais foram correlacionadas com os maiores valores de profundidade da zona eufótica ($r = -0,61$) e NID ($r = -0,46$). As unidades amostrais dos reservatórios meso- e eutróficos foram ordenados no lado positivo e foram correlacionadas com os maiores valores de condutividade, PT, alcalinidade, clorofila-a e pH ($r > 0,70$). No lado positivo do eixo 2, as unidades amostrais do verão foram correlacionadas com os maiores valores de temperatura da água e concentração de sílica ($r > 0,69$). No lado negativo, as unidades amostrais do inverno foram correlacionadas com as maiores concentrações de CO_2 livre e

oxigênio dissolvido ($r > 0,61$). Dessa forma, o eixo 1 ordenou as unidades amostrais pelo gradiente trófico (oligotróficos e meso-eutróficos), enquanto o eixo 2 ordenou os locais de amostragem em relação à escala temporal (verão e inverno).

Os menores valores de biomassa fitoplânctônica foram registrados no reservatório oligotrófico Ribeirão do Campo ($\sim 0,29 \text{ mg L}^{-1}$: verão; $0,06 \text{ mg L}^{-1}$: inverno) e os maiores no eutrófico Jundiaí ($\sim 3,37 \text{ mg L}^{-1}$: verão; $2,50 \text{ mg L}^{-1}$: inverno) (**figura 4a**). O fitoplâncton apresentou 35 espécies descritoras, considerando todos os reservatórios nos dois períodos climáticos (**figura 4b, Apêndice 2**). A espécie nanoplânctônica *Oocystis* cf. *parva* e a *Peridinium umbonatum* foram as mais abundantes no Ribeirão do Campo no verão e *Cryptomonas* sp. 5 foi dominante no inverno. No reservatório Ponte Nova (oligotrófico), *Trachelomonas* sp. 11 foi abundante no verão e *Mougeotia* sp. 2, *P. umbonatum* e *Aulacoseira tenella* foram co-abundantes no inverno. No reservatório mesotrófico Paraitinga, *Coelastrum reticulatum* e *Discostella stelligera* foram co-abundantes no verão e *P. umbonatum* foi a espécie mais abundante no inverno. No reservatório eutrófico Jundiaí, *Euglena/Lepocinclis* e *Cryptomonas* sp. 1 foram abundantes no verão e *Aulacoseira granulata* destacou-se no inverno. No outro reservatório eutrófico, Taiaçupeba, *Euglena/Lepocinclis* foi dominante no local 1 no verão, enquanto *Cryptomonas* sp. 1 e *Trachelomonas volvocina* foram co-abundantes no local 2. Alta biomassa e dominância de *Radiococcus planktonicus* ocorreu no inverno, especialmente no local 2 ($1,93 \text{ mg L}^{-1}$).

A partir do agrupamento das espécies descritoras, o fitoplâncton apresentou 17 grupos funcionais *sensu* Reynolds (GF) considerando todos os reservatórios (**figura 5a, Apêndice 2**). No reservatório Ribeirão do Campo, os grupos **F** (*Oocystis* cf. *parva*) e **Lo** (*Peridinium umbonatum* e *Gymnodinium* sp.) foram abundantes no verão e **Y** dominou no inverno. No reservatório Ponte Nova, os GFs **Lo** e **W2** (*Trachelomonas* spp.) foram os mais abundantes no verão e os grupos **T** (*Mougeotia* sp. 2), **B** e **C** (*Aulacoseira* spp., principalmente) e **Lo** foram abundantes no inverno. No reservatório mesotrófico, os GFs **J** (*Coelastrum reticulatum*) e **B** (*Discostella stelligera*) foram os mais representativos no verão e **Lo** (*P. umbonatum* e *Peridinium* spp.) no inverno. Os grupos mais representativos no reservatório eutrófico Jundiaí foram os GFs de flagelados **W1** (*Euglena* spp. e *Lepocinclis* spp.), **Y** (*Chromulina* sp. e *Cryptomonas* spp.) e **W2** no verão e **P** (*Aulacoseira* spp., especialmente) no inverno. No outro reservatório eutrófico Taiaçupeba, **W1** foi dominante no local 1 e **W2** e **Y** foram abundantes no local 2 no verão; dominância do grupo **F** (*Radiococcus planktonicus*) ocorreu no local 2.

Em relação ao agrupamento baseado na morfologia (GFBM), as espécies descritoras compreenderam todos os sete grupos (**figura 5b, Apêndice 2**). No verão, os grupos mais abundantes no reservatório Ribeirão do Campo foram **I** (espécie nanoplânctônica: *O. cf. parva*) e

V (flagelados de tamanho médio a grande), enquanto **V** dominou no inverno. A dominância do grupo de flagelados **V** também foi encontrado no verão nos reservatórios oligotrófico Ponte Nova e nos eutróficos e no inverno no reservatório mesotrófico. Em contrapartida, o grupo **VI** (diatomáceas) apresentou representativa contribuição na biomassa dos reservatórios oligotrófico Ponte Nova e nos eutróficos no inverno. Os grupos **IV** (clorofícea *C. reticulatum*) e **VI** foram co-abundantes no reservatório mesotrófico no verão. O grupo **VII** (*R. planktonicus*, espécie colonial com ampla mucilagem) foi dominante no local 2 do reservatório eutrófico Taiacupeba no inverno.

A CCA das espécies descritoras mostrou que os autovalores explicaram 28,3% da variância nos dados nos dois primeiros eixos (**tabela 4, figura 6**). A alta correlação espécie-ambiente dos eixos 1 e 2 ($r = 0,97$ e $0,94$, respectivamente) foi significativa segundo o teste de Monte Carlo ($p = 0,001$). A ordenação das unidades amostrais dos reservatórios foi similar à encontrada na PCA, com o eixo 1 representando o gradiente trófico e o eixo 2, a escala temporal. Os locais de amostragem dos reservatórios meso- e eutróficos foram ordenados no lado negativo associados com maior condutividade, alcalinidade e PT ($r > -0,88$) e os dos oligotróficos, no lado positivo associado com menor valor das variáveis citadas. A maioria das unidades amostrais do verão foi ordenada no lado negativo do eixo 2 associada com maior temperatura da água ($r > -0,76$) e no lado positivo, a maioria das unidades amostrais do inverno associada com maiores concentrações de CO_2 livre ($r > 0,79$). Várias espécies fitoplanctônicas foram associadas com as unidades amostrais dos reservatórios e em determinado período, ressaltando que as espécies que apresentaram maior correlação às unidades amostrais foram *Oocystis* cf. *parva* ($r = 0,53$) - reservatório oligotrófico Rib. do Campo/verão e *Discostella stelligera*, *Synechocystis aquatilis* e *Coelastrum reticulatum* ($r > -0,53$) - reservatório mesotrófico/verão.

De acordo com a CCA dos GFs, os autovalores dos eixos 1 e 2 explicaram 34,9% da variância nos dados (**tabela 4, figura 7**). A correlação espécie-ambiente dos eixos 1 e 2 também foi alta ($0,93$ e $0,92$, respectivamente) e significativa ($p = 0,002$). No lado positivo do eixo 1, a maioria dos locais de amostragem dos reservatórios no período do inverno foi associado com maiores concentrações de CO_2 livre ($r = 0,79$) e a maioria dos locais do verão foi associado com maior temperatura da água ($r = -0,61$) no lado negativo do eixo. No lado negativo do eixo 2, as unidades amostrais do verão foram associadas também com altos valores temperatura ($r = -0,80$). Dessa forma, a escala temporal (verão e inverno) pesou conjuntamente em ambos os eixos. Os grupos com maiores correlações no eixo 1 foram **X2**, **S1** e **P** ($r > 0,48$), que foram associados com as unidades amostrais do inverno (reservatório eutrófico Jundiaí) e **J** e **B** ($r > -0,54$), que se associaram as unidades amostrais do verão (reservatórios mesotrófico e eutrófico Taiacupeba). Os GFs **T** e **C** ($r = 0,47$ e $0,63$, respectivamente) foram associados às unidades amostrais do

inverno-reservatório oligotrófico Ponte Nova. Os grupos **K**, **W1**, **W2** e **Y** associaram-se aos locais do verão dos reservatórios oligotrófico Ponte Nova e dos eutróficos ($r > -0,41$).

De acordo com a CCA de GFBM, os autovalores (eixos 1 e 2) explicaram conjuntamente 37.8% da variabilidade dos dados (**figura 8**). A correlação espécie-ambiente foi menor do que a observada na CCA de espécies e de GFs (eixo 1: 0,84, eixo 2: 0,80), porém foi significativa ($p = 0,01$). Novamente o eixo 1 representou a sazonalidade, com a maioria das unidades amostrais do verão ordenada no lado negativo associado com maior temperatura da água ($r = -0,70$) e a maior parte dos locais de amostragem do inverno, no lado oposto. Os grupos **II** ($r = 0,43$), **VI** ($r = 0,52$) e **VII** ($r = 0,60$) foram os que apresentaram maior associação com às unidades amostrais do inverno, excetuando as unidades do reservatório oligotrófico Ribeirão do Campo. O grupo **I** ($r = -0,42$) foi o mais associado às unidades amostrais dos reservatórios oligotrófico PN e eutróficos (verão). No eixo 2, o grupo com maior associação aos locais de amostragem dos reservatórios oligotrófico PN/inverno e mesotrófico/verão foi o grupo **IV** ($r = -0,53$).

DISCUSSÃO

A classificação taxonômica baseada em espécies mostrou que a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios estudados foi influenciada primeiramente pelo estado trófico dos reservatórios. Características particulares dos reservatórios, tais como morfométricas, manejo hidrológico e usos do solo também podem interferir em outras variáveis limnológicas (ex: pH, alcalinidade, disponibilidade de luz), que podem influenciar direta ou indiretamente na composição e biomassa de espécies em cada ambiente (Rangel et al., 2012; Katsiapi et al., 2012). Os reservatórios oligotróficos, por exemplo, apresentaram uma comunidade com estrutura (composição e biovolume) diferente, enquanto nos eutróficos a comunidade foi mais similar. Porém, compreender as respostas de cada espécie fitoplanctônica em relação às variáveis ambientais torna-se uma tarefa complexa diante do grande número de táxons (Salmaso et al., 2015) e mesmo quando selecionadas somente as espécies descritoras, como observado em nossos resultados.

Em ambas as abordagens aplicadas (GF e GFBM), diferentemente da classificação taxonômica, a variação sazonal das condições limnológicas (temperatura e concentração de CO₂) influenciaram mais na ordenação dos grupos do que o estado trófico dos reservatórios, como observado na CCA. Contudo, destacamos que como essas variáveis apresentaram maiores valores no verão (temperatura) e inverno (CO₂ livre), esses períodos foram marcados por processos de estratificação e mistura da coluna d'água, respectivamente, conforme PCA e **figura 2**. Dessa forma, ressaltamos que os processos físicos (regime de mistura) nos reservatórios

tropicais influenciam grandemente a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplancônica pelas mudanças na disponibilidade de recursos (ex: nutrientes e luz) (Fonseca & Bicudo 2008; Becker et al., 2009, Capítulo 1).

As classificações funcionais mostraram uma maior porcentagem de variância explicada na relação grupos biológicos-variáveis ambientais do que a classificação taxonômica, contudo os diferentes graus de detalhamento entre as duas abordagens funcionais na determinação dos grupos influenciaram na ordenação. Em relação aos grupos funcionais (*sensu* Reynolds) foi verificado que além das respostas à sazonalidade, diferentes grupos também mostraram associação aos estados tróficos dos reservatórios. Entre esses grupos encontram-se **T** e **C** (reservatório oligotrófico PN, período de mistura), **J** e **B** (reservatório mesotrófico, principalmente, estratificação), **X2**, **S1** e **P** (reservatório eutrófico JU, mistura) e **K**, **W1**, **W2** e **Y** reservatórios oligotrófico PN e eutróficos, estratificação). Estes resultados evidenciam as respostas dos grupos funcionais às características do ambiente, tolerância ambiental e/ou estado trófico, critérios levados em conta no agrupamento das espécies nos grupos funcionais *sensu* Reynolds (Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2009).

Quanto à abordagem GFBM, apesar de ter explicado um pouco mais que a anterior (cerca de 3%), a correlação grupo biológico-ambiente foi a mais reduzida (cerca 0.80). Diferentes grupos baseados em traços morfológicos (ex: pequenos flagelados: **II**, diatomáceas: **VI**, colônias com ampla mucilagem: **VII**) responderam de forma similar à escala temporal, sem grande relação com o estado trófico devido à ampla ocorrência destes grupos nos reservatórios oligo- a eutróficos. Um importante aspecto é que no modelo GFBM as diatomáceas são agrupadas em um único grupo (**VI**), enquanto no anterior compreendem quatro grupos funcionais (**A**, **B**, **C** e **P**) com afinidades diferentes ao estado trófico, profundidade da zona de mistura, disponibilidade de luz, dentre outros fatores. Além disso, os representantes do grupo **VI** que tendem a ser bons competidores em menores temperaturas (< 24°C) (Kruk & Segura, 2012), no nosso estudo também respondeu ao gradiente trófico, conforme as respostas dos equivalentes GFs *sensu* Reynolds. O mesmo também se aplica para os flagelados unicelulares de tamanho médio a grande pertencente ao grupo **V**, que correspondem aos grupos funcionais **L0**, **W1**, **W2** e **Y**. Assim, GFBM apresentou baixa correlação com as unidades amostrais dos reservatórios (CCA GFBMs), enquanto que o oposto ocorreu com os GFs (CCA GFs). Esses resultados indicam que a amplitude ecológica dentro de cada GFBM e o reduzido número (sete) pode diminuir a interpretação de como as variáveis ambientais influenciam o fitoplâncton em diversos gradientes, como o espacial e temporal (Hu et al., 2013; Abonyi et al., 2014).

Dessa forma, os resultados da CCA realizadas com base na biomassa de espécies descritoras e nos GFs e GFMBs demonstraram diferentes respostas da comunidade

fitoplanctônica em relação aos fatores ambientais (nutrientes, zona de mistura, etc) ao compararmos as abordagens taxonômica e funcionais. Observamos diferentes graus de detalhamento entre as abordagens funcionais, sendo que os GFs melhoraram o entendimento sobre as respostas do fitoplâncton em relação às variações não só à sazonalidade, mas também em relação aos estados tróficos dos reservatórios. Os mais diversos resultados foram relatados em estudos comparativos das classificações ecológicas e taxonômicas do fitoplâncton. Em estudos em larga escala (ex. lagos subpolares a tropicais) os GFBMs foram o melhor modelo para prever a composição do fitoplâncton nesses ambientes (Kruk et al., 2011). Em reservatórios subtropicais eutróficos, Hu et al. (2013) também observaram menor explicação na relação entre grupos biológicos e as variáveis ambientais para as classificações taxonômicas e, que os GFs possibilitaram melhor entendimento das respostas da comunidade às variações ambientais. Beamud et al. (2015) evidenciaram que o uso de diferentes abordagens (espécies, GFs e GFBM) foram complementares e aumentaram a compreensão dos processos direcionadores da comunidade fitoplanctônica com baixa diversidade de espécies.

As abordagens funcionais vem sendo uma ferramenta bastante utilizada na ecologia do fitoplâncton, com a aplicação de diversos tipos de classificações, as quais apresentam vantagens e limitações (Salmaso et al., 2015). Com relação às adotadas no presente estudo, os Grupos Funcionais foram testados satisfatoriamente em lagos e reservatórios de diversas regiões climáticas, incluindo a tropical, e representa o modelo mais usado de classificação funcional do fitoplâncton (Brasil & Huszar, 2011; Salmaso et al., 2015). O maior uso desse modelo se deve provavelmente por oferecer a descrição das características do ambiente para cada grupo (Hu et al., 2013). Contudo, por conter uma base rica de informações, o mesmo também apresenta limitações, tais como depender de um mínimo conhecimento da taxonomia, o que pode aumentar o risco de inclusão equivocada das espécies em determinado grupo e, conseqüentemente, em conclusões errôneas (Padisák et al., 2009; Salmaso et al., 2015). Os Grupos Funcionais Baseados na Morfologia é um sistema simples e fácil de ser aplicado, não necessita de prévio conhecimento taxonômico e fisiológico das algas e tem avançado nas preferências ecológicas de cada grupo morfológico (Kruk et al., 2010; Kruk & Segura, 2012). Entretanto, por apresentar poucos grupos, os GFBMs podem não ser tão sensíveis em estudos que exigem maior detalhamento acerca dos gradientes ambientais (Abonyi et al., 2014). Em nosso estudo os Grupos Funcionais *sensu* Reynolds demonstraram ser mais sensíveis em representar como a comunidade fitoplanctônica responde à escala temporal e às diferentes condições tróficas do que os GFBMs, além de esclarecer a dinâmica funcional do grande número de espécies. Finalmente, concluiu-se que a classificação taxonômica evidenciou o estado trófico dos reservatórios,

enquanto as classificações ecológicas foram associadas à variação sazonal das condições limnológicas.

REFERÊNCIAS

- Abonyi, A., M. Leitão, I. Stankovic, G. Borics, G. Várbiro & J. Padisák, 2014. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators* 46: 11–22.
- Beamud, S. G., J. G. León, C. Kruk, F. Pedrozo & M. Diaz, 2015. Using trait-based approaches to study phytoplankton seasonal succession in a subtropical reservoir in arid central western Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 271.
- Becker, V., V. L. M. Huszar & L. O. Crossetti, 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137-151.
- Bortolini, J. C., G. A. Moresco, A. C. M. Paula, S. Jati & L. C. Rodrigues, 2016. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia* 767 (1): 151-163.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues D'eau Douce. Iniciação à la Systématique. Tome II: Les Algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Société Nouvelle Éditions Boubée, Paris.
- Brasil, J. & V. L. M. Huszar, 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis* 15(4): 799-834.
- Burliga, A. L., 2010. Abordagem de grupos funcionais nos estudos do perifíton e do fitoplâncton. In Franceschini, I. M., A. L. Burliga, B. Reviers, J. F. Prado & S. H. Rézig. (eds.), *Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica*. Artmed, Porto Alegre: 233-258.
- CEN - Comité Européen de Normalisation, 2003. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946, Geneva.
- CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura, 2015. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html> Acesso 07 Out 2015.
- Cole, G., 1983. Textbook of Limnology. 3rd ed. The C.V. Mosby Co, London.
- DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica, 2015a. Disponível em: http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=853:barragens-e-sistema-produtor-alto-tiete&catid=36:programa. Acesso 08 Out 2015.

- DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica, 2015b. As funções das barragens do DAEE. Disponível em:
http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=856:barragens&catid=37:servicos. Acesso 08 Out 2015.
- Fonseca, B. M. & C. E. M. Bicudo, 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267–282.
- Gallego, I., T. A. Davidson, E. Jeppensen, C. Pérez-Martínez, P. Sánchez-Castillo, M. Juan, F. Fuentes-Rodríguez, D. León, P. Peñalver, J. Toja & J. J. Casas, 2012. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. *Ecological Indicators* 18: 575–585.
- Golterman, H. L. & R. S. Clymo, 1971. Methods for chemical analysis of freshwaters. International Biological Programmer. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburg.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohmstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications. 2nd edn. International Biological Program, Oxford (Handbook, 8).
- Hillebrand, H., C-D. Dürseken, D. Kirschiel, U. Pollingher & T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.
- Hu, R., B. Han & L. Naselli-Flores, 2013. Comparing biological classifications of freshwater phytoplankton: a case study from South China. *Hydrobiologia* 701: 219-233.
- Huber-Pestalozzi, G., 1955. Euglenaceen. In *Das phytoplankton Des Susswässers: Systematik und Biologie*. E. Schweizerbart'sche Verlangsbuchhandlug, Stuttgart: v. 16, n. 4.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia, 2015. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP). Estação 83781 (Mirante de Santana, SP). Disponível em:
<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep> Acesso 18 Maio 2015.
- Katsiapi M., A. D. Mazaris, E. Charalampous & M. Moustaka-Gouni, 2012. Watershed land use types as drivers of freshwater phytoplankton structure. *Hydrobiologia* 698: 121–131.
- Komárek, J. & B. Fott, 1983. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In Huber-Pestalozzi, G. (ed.), *Das phytoplankton des Sübwassers: Systematik und Biologie*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchlandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1999. Cyanoprokaryota, 1: Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Mollenheuer (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer, Jena.

- Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota, 2: Oscillatoriales. In Bündel, B., L. Krienitz, G. Gärdner & M. Schagerl (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Elsevier, München.
- Kruk C., E. T. H. M. Peeters, E. H. Van Nes, V. L. M. Huszar, L. S. Costa & M. Scheffer, 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnology and Oceanography* 56: 110–118.
- Kruk C., V. L. M. Huszar, E. T. H. M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lüring, C. S. Reynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55 (3): 614-627.
- Kruk, C. & A. M. Segura, 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698 (1): 191-202.
- Lamparelli, M. C., 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Mackereth, F. J. H., J. Heron & J. F. Talling, 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publication* 36: 117. Titus Wilson & Son Ltda, Kendall.
- McCune, B. M. J. & M. J. Mefford, 2011. PC-ORD Multivariate analysis of ecological data. Version 6.0. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- Metzeltin, D., H. Lange-Bertalot & F. Garcia-Rodriguez, 2005. Diatoms of Uruguay. *Iconografia Diatomologica*, vol. 15.
- Moraes J., J. P. Carvalho & A. A. C. Filho, 2005. Caracterização e evolução do uso das terras na sub-bacia Tietê-Cabeceiras. APTA, Brazil. 11 p. (Informe de trabajo Negowat Brazil N° 10).
- Pacheco, J. P., C. Iglesias, M. Meerhoff, C. Fosalba, G. Goyenola, F. Teixeira-de Mello, S. García, M. Gelós & F. García-Rodríguez, 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. *Hydrobiologia* 646:187–197.
- Padisák J., L. O. Crossetti & L. Naselli-flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1-19.
- Padisák, J. & C. S. Reynolds, 1998. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384: 41–53.
- Padisák, J., G. Borics, G. Fehér, I. Grigorszky, I. Oldal, A. Schmidt & Z. Zámóné-Doma, 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late

- summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia* 502: 157–168.
- Prescott, G. W., 1962. *Algae of the Western Great Lakes Area*. W.M. C. Brown Company Publishers, Dubuque.
- Rangel, L. M., L. H. S. Silva, P. Rosa, F. Roland & V. L. M. Huszar, 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693:13-28.
- Reynolds, C. S., 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology* 3: 141-159.
- Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 388-433.
- Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24 (5): 417-428.
- SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2015. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=36> Acesso 07 Out 2015.
- Salmaso N., G. Morabito, F. Buzzi, L. Garibaldi, M. Simona & R. Mosello, 2006. Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia* 563: 167-187.
- Salmaso, N., L. Naselli-Flores & J. Padisák, 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology* 60: 603–619.
- Sartory, D. P. & J. U. Grobbelaar, 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Solorzano, L., 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14: 799-80.
- Stevic, F., M. Mihaljevic & D. Spoljaric, 2013. Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain lake associated with hydrological perturbations. *Hydrobiologia* 709:143–158.
- Strickland, J. D. & T. R. Parsons, 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 125: 1-185.
- Tell, G & V. Conforti, 1986. *Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina*. Bibliotheca Phycologica. J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.

- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommenung der quantitative Phytoplankton: Methodik. Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1–38
- Valderrama, G. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Marine Chemical 10:109-122
- Van der Hoek, C., D. G. Mann & H. M. Jahns, 1997. Algae: an introduction to phycology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Weithoff, G., 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton - a new understanding of phytoplankton ecology? Freshwater Biology 48: 1669-1675.
- Wetzel, R. G. & G. Likens, 2000. Composition and biomass of phytoplankton. In: Limnological analyses. 3th ed. Springer, New York, p. 147-174.

Tabela 1 - Características morfométricas, hidrológicas e classificação do estado trófico dos reservatórios estudados.

Reservatório	Construção^a	Volume^a máximo (m³)	Área^a (km²)	Estado Trófico
Ribeirão do Campo	1958	14 x 10 ⁶	1.3	Oligotrófico
Ponte Nova	1971	289.9 x 10 ⁶	28.0	Oligotrófico
Paraitinga	2005	36.7 x 10 ⁶	6.4	Mesotrófico
Jundiaí	1989	74.0 x 10 ⁶	17.4	Eutrófico
Taiapuê	1976	85.2 x 10 ⁶	19.3	Eutrófico

a Fonte: SABESP, DAEE 2015b

Tabela 2 - Vazão e tempo de retenção médio, valor médio do IET e classificação do estado trófico dos reservatórios no período de estudo.

Reservatório	Período	Volume (m³)	Vazão (m³ s⁻¹)	Tempo de retenção (dias)	IET	Classificação Trófica
Ribeirão do Campo	Verão	14 x 10 ⁶	1.0	170	51.4	Oligotrófico
	Inverno	14 x 10 ⁶	0.8	193	48.7	
Ponte Nova	Verão	238.2 x 10 ⁶	0.1	27567	51.7	Oligotrófico
	Inverno	262.7 x 10 ⁶	8.6	352	50.1	
Paraitinga	Verão	34.8 x 10 ⁶	5.4	75	57.4	Mesotrófico
	Inverno	33.5 x 10 ⁶	2.2	181	56.3	
Jundiaí	Verão	64.5 x 10 ⁶	13.3	56	59.8	Eutrófico
	Inverno	48.7 x 10 ⁶	7.6	75	59.6	
Taiaçupeba	Verão	57.7 x 10 ⁶	15.7	43	60.0	Eutrófico
	Inverno	23.7 x 10 ⁶	11.6	24	58.0	

Tabela 3 - Variáveis limnológicas dos reservatórios Ribeirão do Campo (RC), Ponte Nova (PN), Paraitinga (PA), Jundiaí (JU) e Taiaçupeba (TA) no verão (v) e inverno (i). Zmax: profundidade máxima. Número na sigla do reservatório indica o local de amostragem.

Local/ período	Temp °C	OD mg L ⁻¹	pH	Cond μS cm ⁻¹	Alc mEq L ⁻¹	CO ₂ mg L ⁻¹	NID μg L ⁻¹	NT μg L ⁻¹	PT μg L ⁻¹	Si mg L ⁻¹	NT:PT molar	Secchi m	Zeus m	Zmix m	Zmax m	Clo-a μg L ⁻¹
RC1 v	24.1	5.9	5.6	10.5	0.06	15.7	44.6	399.6	4.0	1.9	221.1	2.1	5.7	2.5	8.5	2.4
RC2 v	23.6	5.8	5.4	10.8	0.06	22.5	181.8	451.5	5.2	1.7	192.2	1.6	4.3	1.5	13.5	2.6
PN1 v	30.3	5.2	6.4	15.0	0.15	5.5	23.0	415.1	10.4	1.8	88.3	2.0	5.4	1.0	10.8	2.5
PN2 v	28.8	6.7	6.5	14.0	0.13	3.8	23.0	445.6	9.3	1.6	106.0	2.2	5.9	4.5	13.0	1.5
PN3 v	28.9	6.5	6.5	14.3	0.13	3.5	23.0	285.7	8.4	1.5	75.2	1.9	5.2	3.5	20.0	1.5
PA1 v	28.9	2.5	6.7	42.0	0.30	5.1	23.0	689.7	21.0	3.8	72.6	1.2	3.2	3.0	3.5	4.4
PA2 v	28.3	2.8	7.0	42.2	0.31	3.2	23.0	592.8	21.2	3.7	62.0	1.4	3.7	3.5	11.5	7.1
JU1 v	27.2	4.7	6.3	42.8	0.25	13.5	23.0	522.3	35.1	1.6	33.0	1.3	3.5	0.5	6.0	17.1
JU2 v	27.3	5.2	6.5	40.2	0.29	8.3	23.0	483.0	37.0	1.4	28.9	1.6	4.4	1.0	10.5	21.5
JU3 v	27.4	3.3	6.4	40.0	0.26	9.5	23.0	432.2	38.8	1.5	24.6	1.8	4.9	3.5	6.5	25.0
TA1 v	25.6	1.2	6.3	48.1	0.30	15.5	53.7	439.0	34.0	2.4	28.6	1.4	3.9	4.5	4.5	19.5
TA2 v	26.0	4.3	6.8	53.7	0.33	5.0	70.3	299.7	27.0	2.0	24.6	1.2	3.1	9.0	9.0	15.6
RC1 i	17.4	7.0	5.6	11.0	0.09	25.3	51.5	367.6	4.0	1.4	203.4	2.7	7.2	8.7	8.7	0.8
RC2 i	16.8	6.3	5.3	11.0	0.08	40.1	47.0	362.0	5.2	1.5	154.1	2.3	6.3	14.2	14.2	1.9
PN1 i	18.3	5.8	6.6	25.0	0.19	4.7	165.8	560.4	5.7	1.6	217.6	2.8	7.6	13.0	13.0	7.5
PN3 i	18.4	8.8	6.3	26.0	0.19	10.2	245.9	699.8	5.6	1.5	276.8	3.0	8.1	21.0	21.0	3.8
PA1 i	20.3	8.1	6.5	41.5	0.36	11.9	36.7	372.6	25.9	2.1	31.8	2.0	5.4	3.0	3.0	12.3
PA2 i	19.0	6.2	6.3	40.0	0.34	16.6	34.3	296.6	23.6	2.3	29.8	2.6	7.0	12.0	12.0	12.1
JU1 i	17.5	7.3	6.2	37.0	0.29	21.8	35.9	384.6	33.0	0.7	25.8	1.4	3.8	5.3	5.3	14.9
JU2 i	17.5	7.3	6.3	36.0	0.30	19.3	23.7	301.6	31.1	0.7	21.5	1.4	3.6	5.5	5.5	15.4
JU3 i	17.5	7.2	6.3	36.0	0.30	16.8	45.0	471.0	26.4	0.6	39.5	1.3	3.6	10.0	10.0	18.0
TA1 i	16.0	8.1	6.3	36.0	0.27	16.2	83.0	359.8	19.0	1.0	42.1	2.0	2.0	2.0	2.0	12.7
TA2 i	16.1	7.8	6.2	45.0	0.29	19.2	89.3	533.4	21.6	1.1	54.5	1.2	3.2	4.5	4.5	13.0

Tabela 4 - Resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada para a classificação taxonômica (espécies) e ecológica (GFs e GFBMs) da comunidade fitoplanctônica de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil).

Grupo biológico	Autovalor Eixo 1	Autovalor Eixo 2	Correlação Grupo/Ambiente Eixo 1	Correlação Grupo/Ambiente Eixo 2	% Variância acumulada na relação Grupo/Ambiente Eixo 1	% Variância acumulada na relação Grupo/Ambiente Eixo 2	Teste de Monte-Carlo (Correlação Grupo/Ambiente) <i>p</i>
Espécies	0.625	0.592	0.97	0.94	14.5	28.3	0.001
GFs	0.513	0.306	0.93	0.92	21.8	34.9	0.002
GFBMs	0.246	0.131	0.84	0.80	24.6	37.8	0.015

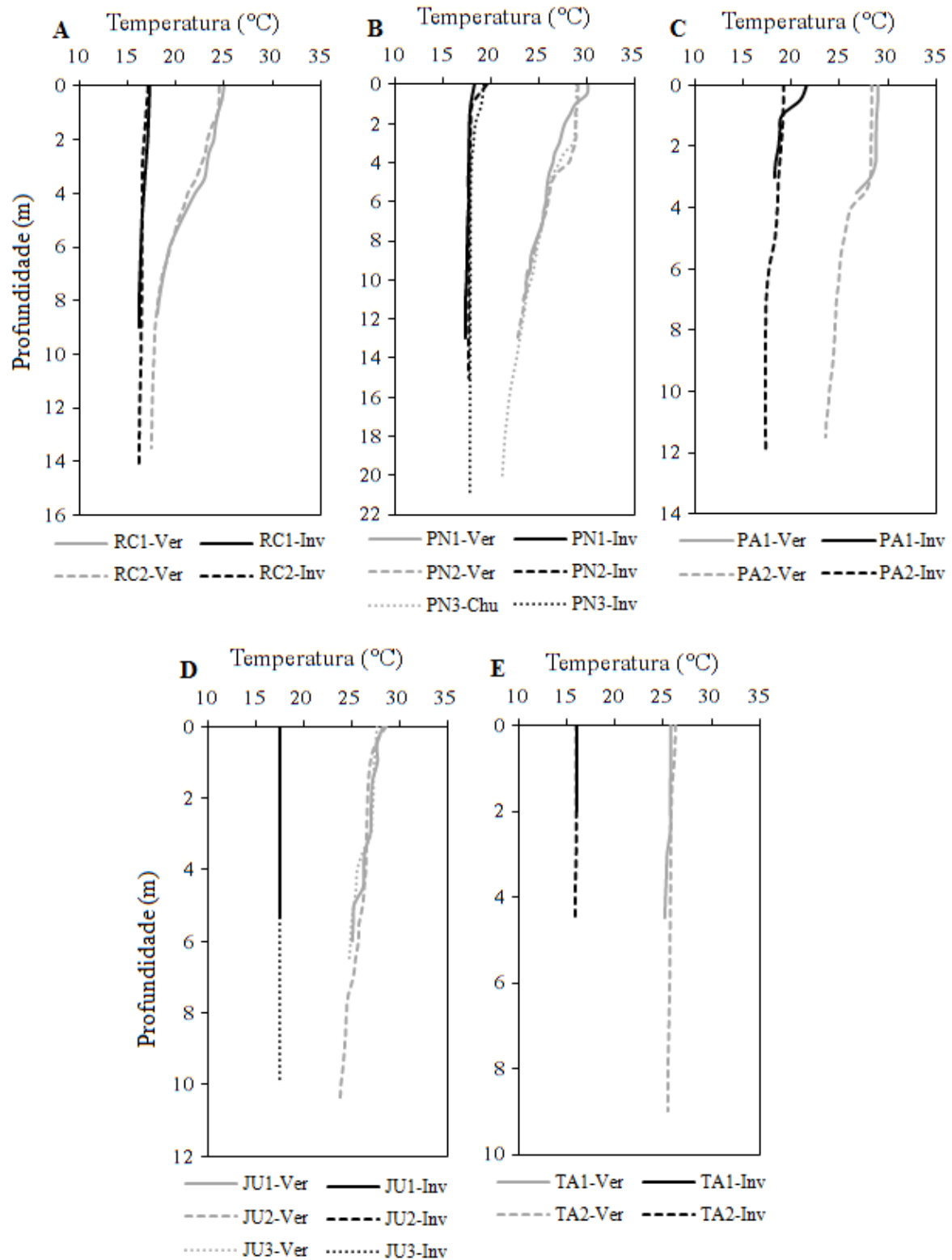


Figura 2 - Perfil vertical da temperatura da água nos reservatórios Ribeirão do Campo (A), Ponte Nova (B), Paraitinga (C), Jundiaí (D) e Taiapuêba (E) no verão (ver) e inverno (Inv). Número na sigla do reservatório indica o local de amostragem.

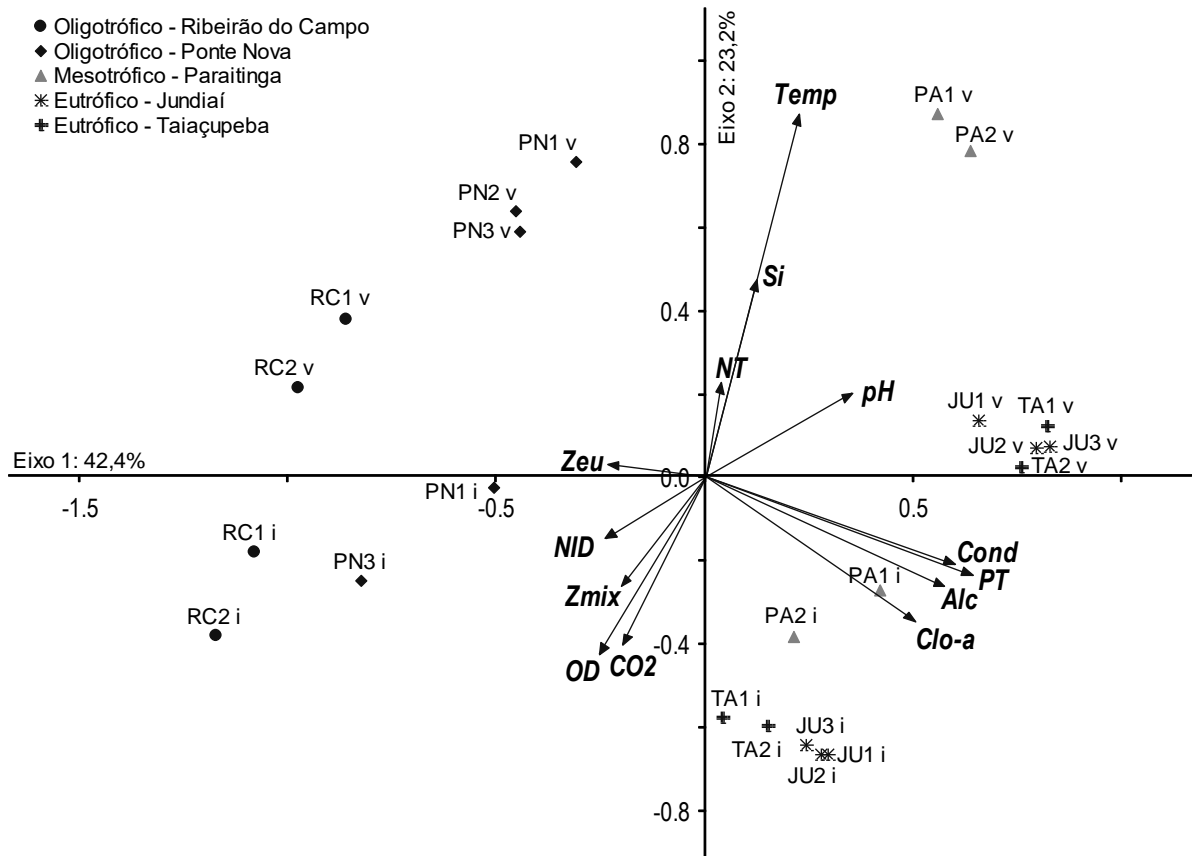


Figura 3 - Diagrama de ordenação da Análise de Componentes Principais das variáveis limnológicas no verão (v) e inverno (i) em cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). Número na sigla do reservatório indica o local de amostragem. Códigos: Temp = temperatura da água, Cond = condutividade, Alc = alcalinidade, PT = fósforo total, Clo-a = clorofila *a*, CO₂ = CO₂ livre, OD = oxigênio dissolvido, NID = nitrogênio inorgânico dissolvido, Zeu = zona eufótica, Zmix = zona de mistura, NT = nitrogênio total, Si = sílica solúvel reativa.

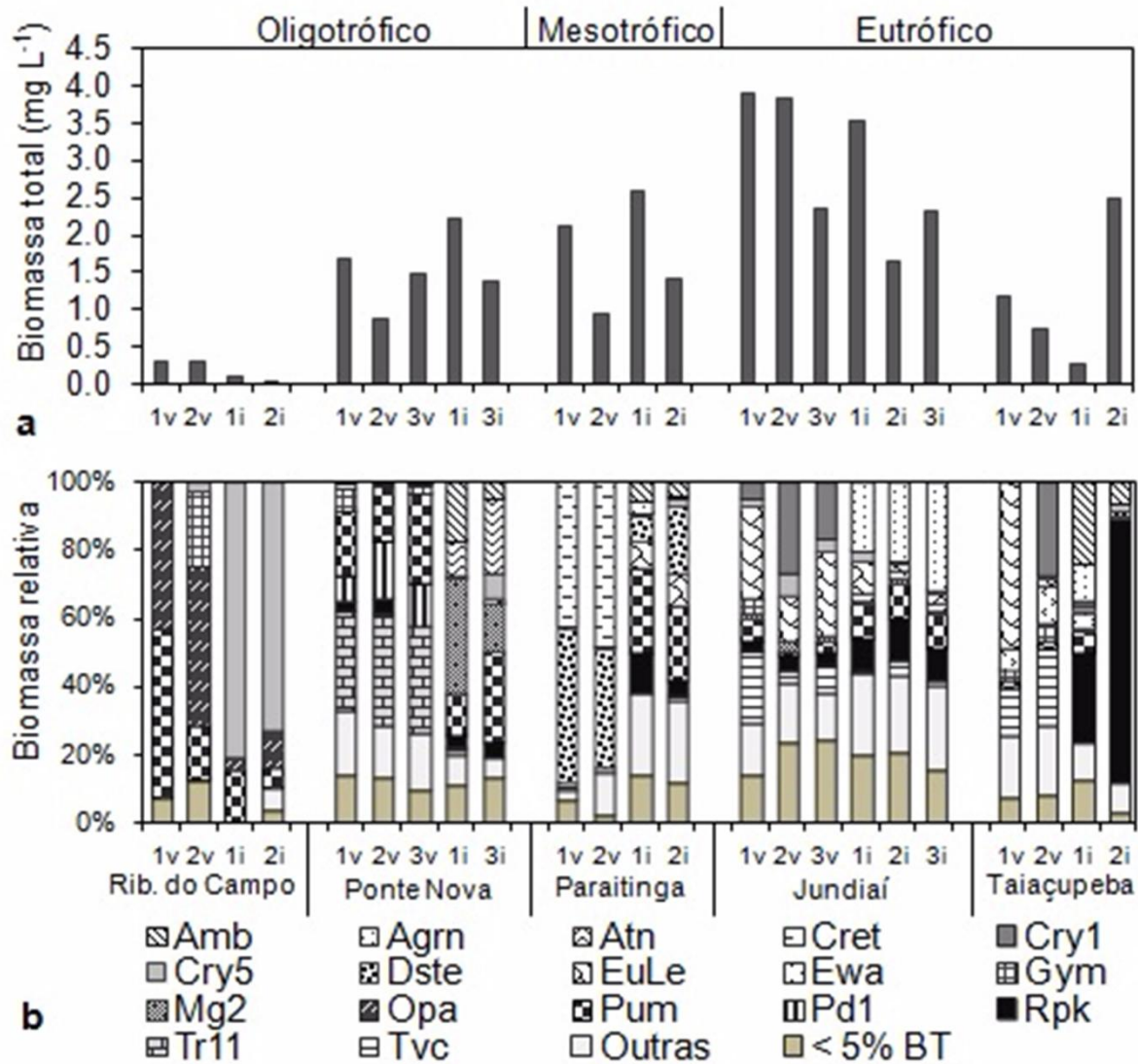


Figura 4 - Biomassa total (a) e biomassa relativa das espécies descritoras (b) da comunidade fitoplanctônica de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). (v: verão; i: inverno; *Outras*: outras espécies descritoras; < 5% BT: espécies que contribuíram com menos de 5% no biovolume total e não foram alocadas em um grupo). Números (eixo x) indicam o local de amostragem. Significado do código das espécies encontra-se no APÊNDICE 2.

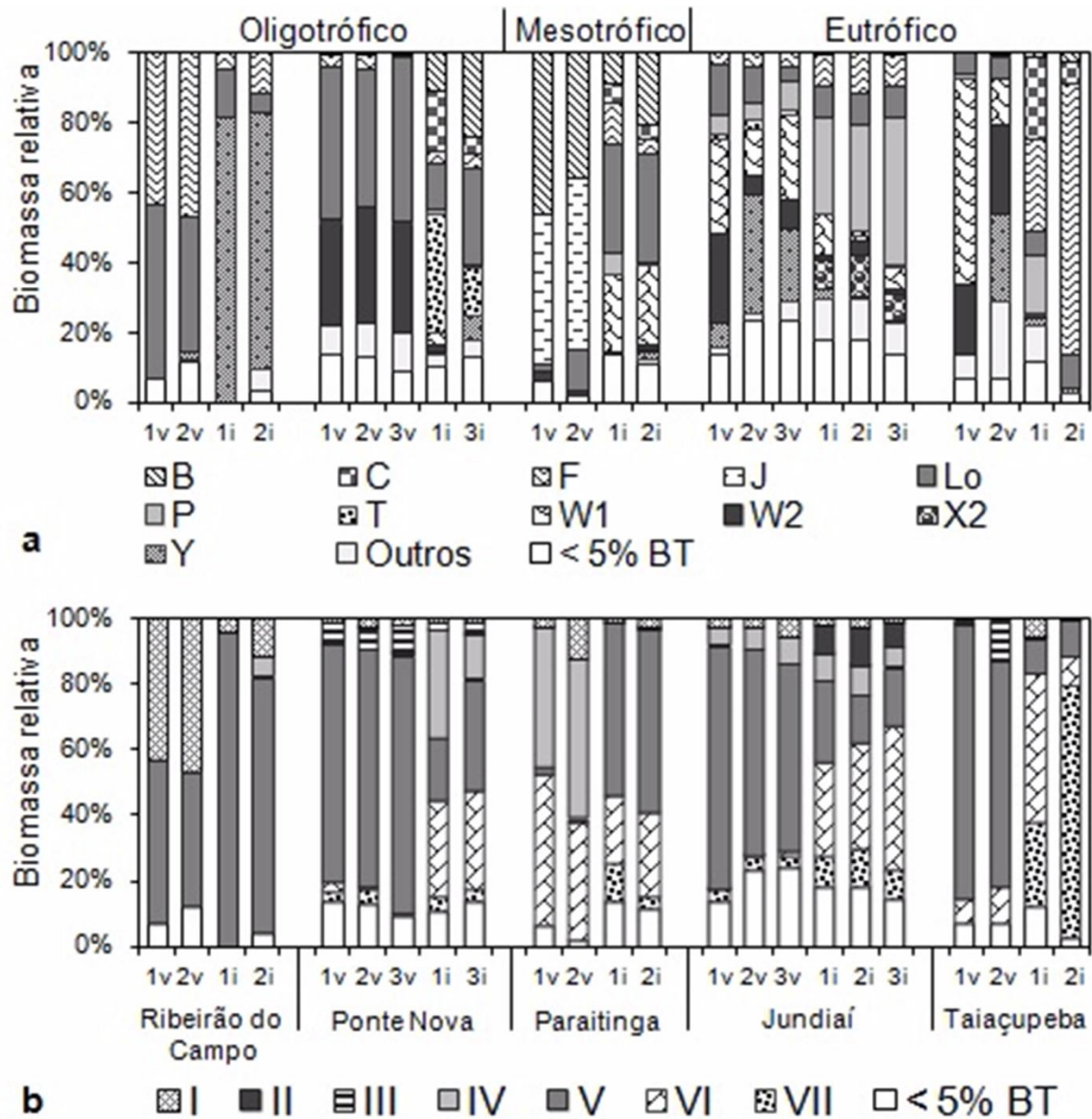


Figura 5 - Biomassa relativa dos GFs (a) e GFBMs (b) da comunidade fitoplanctônica de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). (v: verão; i: inverno; < 5% BT: espécies que contribuíram com menos de 5% no biovolume total e não foram alocadas em um grupo). Números (eixo x) indicam o local de amostragem.

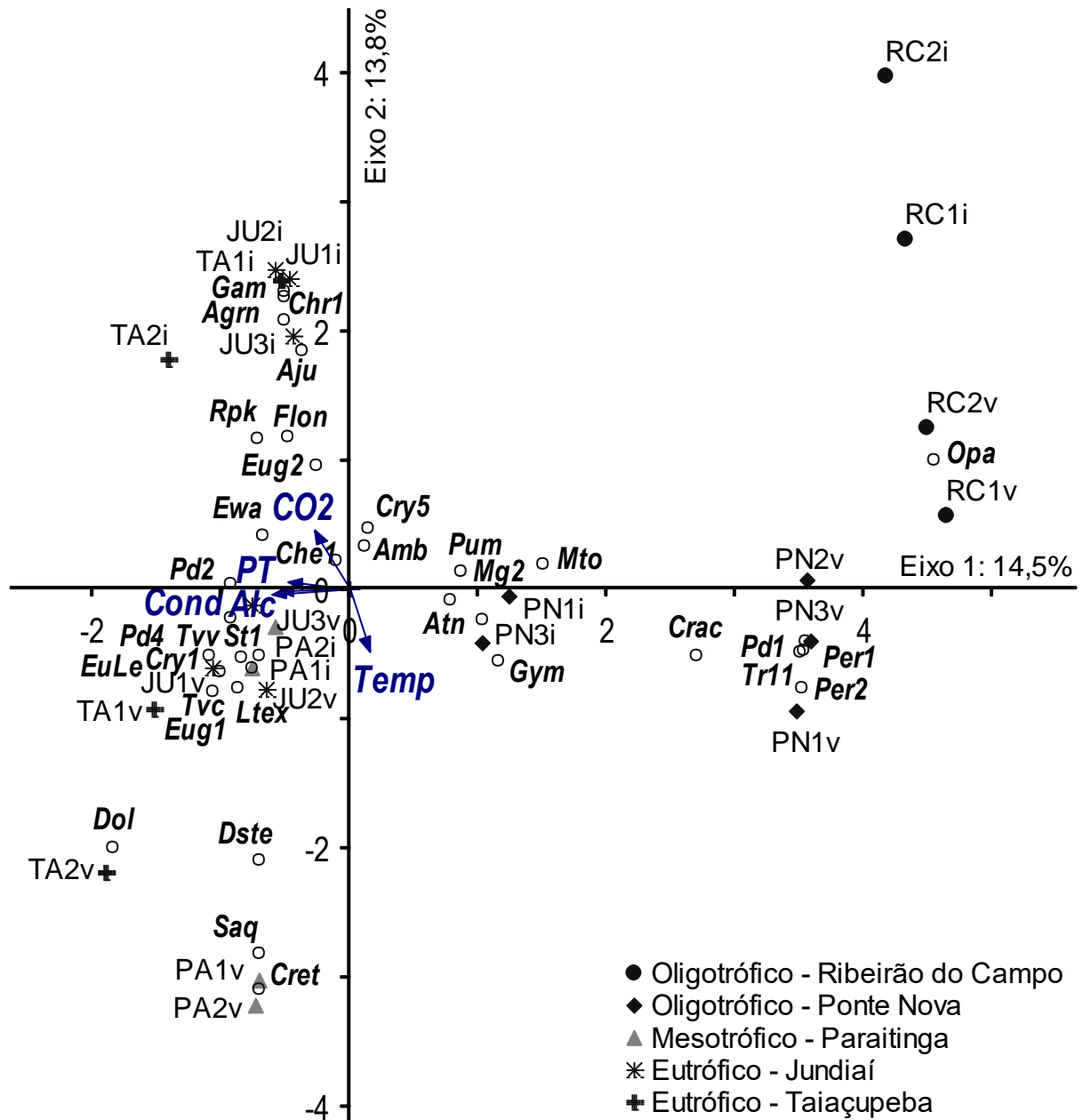


Figura 6 - Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Canônica usando variáveis abióticas e biomassa das espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). (Número na sigla do reservatório indica o local de amostragem; v: verão; i: inverno). Significado do código das espécies encontra-se no APÊNDICE 2.

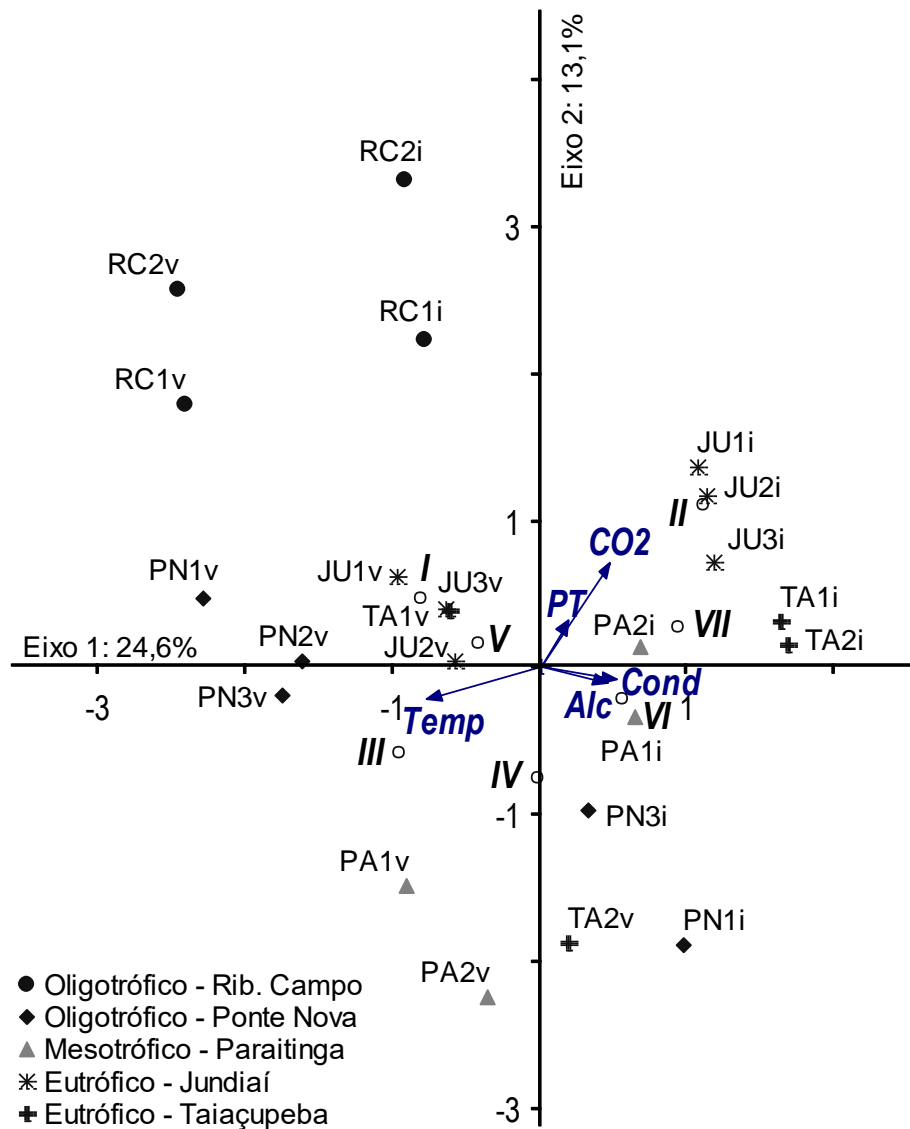


Figura 8 - Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Canônica usando variáveis abióticas e biomassa dos grupos funcionais baseado na morfologia (*sensu* Kruk) do fitoplâncton de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). (Número na sigla do reservatório indica o local de amostragem; v: verão; i: inverno).

APÊNDICE 1 - Características dos grupos funcionais (GFs) (Reynolds et al. 2002; Padisák et al. 2009) e grupos funcionais baseados na morfologia - GFBM (Kruk et al. 2010) da comunidade fitoplanctônica (*Observação: abaixo estão descritos os grupos que ocorreram no presente estudo*).

Classificação	Grupos
GFs	<p>B e C: diatomáceas de ambientes mesotróficos e eutróficos, respectivamente e misturados.</p> <p>F: clorofíceas que habitam ambientes meso-eutróficos, misturados e alta transparência.</p> <p>H1: cianobactérias com heterócitos de ambientes eutróficos, misturados e com baixa concentração de N</p> <p>J: clorofíceas que habitam ambientes rasos, eutróficos e misturados (incluindo rios)</p> <p>K: cianobactérias cocóides de ambientes eutróficos e rasos</p> <p>L₀: cianobactérias cocóides e dinoflagelados de ambientes rasos a profundos, oligo-eutróficos</p> <p>MP: diatomáceas (incluindo as perifíticas que são coletadas no plâncton) de ambientes rasos e túrbidos inorganicamente</p> <p>P: desmídeas e diatomáceas filamentosas de ambientes estratificados, meso-eutróficos</p> <p>S1: cianobactérias filamentosas adaptadas ao sombreamento de ambientes túrbidos e misturados</p> <p>Sn: cianobactérias filamentosas de ambientes misturados</p> <p>T: principalmente desmídeas de ambientes profundos, misturados e com alta transparência</p> <p>W1: euglenofíceas (<i>Euglena</i>, <i>Lepocinclis</i>) e algumas clorofíceas de ambientes ricos em matéria orgânica</p> <p>W2: euglenofíceas (<i>Trachelomonas</i>) de ambientes rasos meso-eutróficos</p> <p>X1: principalmente pequenas clorofíceas de ambientes rasos e eu-hipereutróficos</p> <p>X2: flagelados nanoplantônicos de ambientes meso-eutróficos</p> <p>Y: grandes cryptofíceas e pequenos dinoflagelados que habitam quase todos os tipos de ambientes, quando ocorre baixa taxa de predação</p>
GFBMs	<p>I: pequenos organismos com alta relação superfície/volume</p> <p>II: pequenos organismos flagelados com estruturas de sílica no exoesqueleto (Chrysophyceae)</p> <p>III: grandes filamentos com aerótopos</p> <p>IV: organismos de tamanho médio e sem traços especializados</p> <p>V: Flagelados unicelulares de tamanho médio a grande</p> <p>VI: Organismos não-flagelados com exoesqueleto constituído de sílica (Bacillariophyceae)</p> <p>VII: grandes colônias mucilaginosas</p>

APÊNDICE 2 - Espécies descritoras, GFs (*sensu* Reynolds) e GFBMs (*sensu* Kruk) da comunidade fitoplanctônica de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil).

Sigla	Espécies	GF	GFBM
<i>Amb</i>	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	C	VI
<i>Agrn</i>	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	P	VI
<i>Aju</i>	<i>Aulacoseira</i> sp. 3 JUNDIA	P	VI
<i>Atn</i>	<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	B	VI
<i>Che1</i>	<i>Chlorella</i> sp.	K	I
<i>Chr1</i>	<i>Chromulina</i> sp. 1	X2	II
<i>Cret</i>	<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn	J	IV
<i>Cry1</i>	<i>Cryptomonas</i> sp. 1	Y	V
<i>Cry5</i>	<i>Cryptomonas</i> sp. 5	Y	V
<i>Crac</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	Sn	III
<i>Dste</i>	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	B	VI
<i>Dol</i>	<i>Dolicospermum</i> sp.	H1	III
<i>Eug1</i>	<i>Euglena</i> sp. 1	W1	V
<i>Eug2</i>	<i>Euglena</i> sp. 2	W1	V
<i>EuLe</i>	<i>Euglena/ Lepocinclis</i>	W1	V
<i>Ewa</i>	<i>Eunotia waimiriorum</i> C.E.Wetzel	MP	VI
<i>Flon</i>	<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver et al.	P	VI
<i>Gam</i>	<i>Geitlerinema</i> cf. <i>amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis	S1	IV
<i>Gym</i>	<i>Gymnodinium</i> sp.	Lo	V
<i>Ltex</i>	<i>Lepocinclis texta</i>	W1	V
<i>Mto</i>	<i>Monoraphidium</i> cf. <i>tortile</i> (W.West & G.S.West) Komárková-Legnerová	X1	IV
<i>Mg2</i>	<i>Mougeotia</i> sp. 2	T	IV
<i>Opa</i>	<i>Oocystis</i> cf. <i>parva</i> W.West & G.S.West	F	I
<i>Per1</i>	<i>Peridiniopsis</i> sp. 1	Lo	V
<i>Per2</i>	<i>Peridiniopsis</i> sp. 2	Lo	V
<i>Pum</i>	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein	Lo	V
<i>Pd1</i>	<i>Peridinium</i> sp. 1	Lo	V
<i>Pd2</i>	<i>Peridinium</i> sp. 2	Lo	V
<i>Pd4</i>	<i>Peridinium</i> sp. 4	Lo	V
<i>Rpk</i>	<i>Radiococcus planktonicus</i> J.W.G.Lund	F	VII
<i>St1</i>	<i>Staurostrum</i> sp. 1	P	IV
<i>Saq</i>	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	Lo	I
<i>Tr11</i>	<i>Trachelomonas</i> sp. 11	W2	V
<i>Tvv</i>	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	W2	V
<i>Tvc</i>	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko	W2	V

CAPÍTULO 3 - Aplicação do índice Q de grupos funcionais do fitoplâncton em reservatórios tropicais

Artigo a ser submetido à *Brazilian Journal of Botany*

RESUMO

O estudo avaliou o estado ecológico de reservatórios de abastecimento público com diferentes estados tróficos por meio do índice de grupos funcionais do fitoplâncton (índice Q). Amostras integradas de água e fitoplâncton foram coletadas na zona eufótica de cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil) no verão e inverno (2010). O biovolume dos grupos funcionais fitoplanctônicos foi determinado e o índice Q aplicado em cada local de amostragem dos reservatórios. A composição e a biomassa dos grupos funcionais variaram entre os reservatórios, incluindo entre os de mesmo estado trófico (oligotróficos) e entre os períodos climáticos. No sentido montante para jusante da bacia, os reservatórios apresentaram a seguinte qualificação: Ribeirão do Campo, oligotrófico - *excelente a bom*; Ponte Nova, oligotrófico - *bom*; Paraitinga, mesotrófico - *médio*, Jundiaí, eutrófico - *médio a tolerável*; e Taiaçupeba, eutrófico - *tolerável a ruim*. O índice Q foi significativamente correlacionado ao Índice de Estado Trófico ($r = -0.81$). A regressão linear mostrou que o índice Q tendeu a diminuir com o aumento nas concentrações de PT e condutividade e a aumentar com a transparência da água. Concluímos que o índice Q do fitoplâncton mostrou de forma consistente a variação espacial e temporal do estado ecológico dos reservatórios no período de estudo. Nossos resultados evidenciaram que o índice biótico aplicado pode ser uma ferramenta útil para o monitoramento e avaliação das condições ecológicas de reservatórios da região tropical.

Palavras-chave: índice biótico, comunidade fitoplanctônica, estado trófico, reservatórios de abastecimento, sazonalidade

INTRODUÇÃO

A comunidade fitoplanctônica é um importante componente no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. A estrutura e dinâmica do fitoplâncton são influenciadas pelos fatores físicos (ex. disponibilidade de luz, regime de estratificação e mistura), químicos (nutrientes, especialmente N e P), biológicos (ex. predação) e hidrológicos (tempo de retenção da água) em escala temporal e espacial (Lopes et al. 2005; Becker et al. 2010; Rangel et al. 2012).

O fitoplâncton vem sendo utilizado para a avaliação da qualidade das águas (Padisák et al. 2006) devido, principalmente, ao curto ciclo de vida e à pronta resposta às mudanças nas condições ambientais (Crossetti e Bicudo 2008; Shen et al. 2014). Contudo, a dinâmica das espécies do fitoplâncton frente às alterações ambientais é de difícil compreensão diante das interações e alterações simultâneas de muitas variáveis. Nesse contexto, Reynolds et al. (2002) propuseram um modelo empírico de grupos funcionais para o fitoplâncton, no qual grupos polifiléticos de espécies com características fisiológicas e morfológicas similares, respondem e toleram determinadas condições ambientais.

Dentro do contexto dos grupos funcionais (*sensu* Reynolds), Padisák et al. (2006) desenvolveram o índice de assembleias denominado Índice Q, o qual utiliza os grupos funcionais para avaliação do estado ecológico de diferentes tipos de lagos dentro do ‘Water Framework Directive’ (WFD 2000). Esse programa foi proposto pela comunidade europeia para o desenvolvimento sustentável e estratégias de manejo dos corpos d’água da Europa. O índice Q fornece cinco graus de qualificação do estado ecológico de diferentes tipos de lagos com base no peso relativo dos grupos funcionais na biomassa total, sendo estabelecido um número (fator *F*) para cada grupo funcional. Conforme Padisák et al. 2006, o índice foi inicialmente proposto para avaliação do estado ecológico e testado em lagos húngaros, no entanto pode ser aplicado sem restrição geográfica. Além disso, o índice não é específico para um tipo particular de impacto humano (ex. eutrofização), o que aumenta sua aplicação (Padisák et al. 2006). Atualmente, o índice Q vem sendo aplicado com sucesso em lagos e reservatórios de diferentes estados tróficos na região tropical (Crossetti e Bicudo 2008; Vieira et al. 2015), subtropical (Becker et al. 2009; Shen et al. 2014), mediterrânea (Becker et al. 2010) e temperada (Paształeniec e Poniewozik 2010).

O presente estudo avaliou o estado ecológico de cinco reservatórios de abastecimento público de diferentes trofias por meio do índice de assembleias do fitoplâncton (Padisák et al. 2006), contribuindo para a aplicação do fitoplâncton como indicador ecológico em reservatórios tropicais. Considerando o potencial bioindicador da comunidade fitoplanctônica, nós avaliamos se o índice dos grupos funcionais fitoplanctônicos corresponde às características limnológicas (verão e inverno) e representa a qualidade ecológica dos reservatórios com diferentes estados tróficos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo - conforme descrita no CAPÍTULO 2.

Amostragem - conforme descrita no CAPÍTULO 2.

Variáveis bióticas - Análise taxonômica e quantitativa do fitoplâncton conforme descrito no CAPÍTULO 2.

A partir dos dados de biovolume, todas as espécies registradas na amostra foram agrupadas nos grupos funcionais (GFs) *sensu* Reynolds (Reynolds et al. 2002; Padisák et al. 2009).

O índice Q de grupos funcionais do fitoplâncton foi utilizado para determinação do estado ecológico dos reservatórios no período de estudo (Padisák et al. 2006). Este índice classifica o estado ecológico do ecossistema em 5 graus: 0-1: *ruim*, 1-2: *tolerável*, 2-3: *médio*; 3-4: *bom*; 4-5: *excelente*. O índice considera que:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F_i,$$

onde $p_i = n_i / N$ (n_i : biomassa de um grupo funcional i na biomassa total e N : biomassa total) e F_i (variação de 0 a 5) é o número fator estabelecido para cada grupo funcional i em um dado tipo de lago/reservatório. Na determinação do fator F_i , os maiores valores foram estabelecidos para os grupos funcionais que deveriam existir em condições mais pristinas e os menores valores para grupos típicos de condições menos pristinas para cada reservatório, considerado as suas características limnológicas e morfológicas. Quando necessário, os valores do fator F_i atribuídos aos grupos funcionais foram baseados nos estudos realizados em reservatórios do sudeste e sul do Brasil (ex. Crossetti e Bicudo 2008; Becker et al. 2009).

Análises estatísticas - A fim de reduzir a dimensionalidade dos dados abióticos foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando matriz de variância-covariância e dados transformados por *ranging* $[(x-x_{\min})/(x_{\max}-x_{\min})]$ (mais detalhes no CAPÍTULO 2).

A relação entre o índice Q de grupos funcionais do fitoplâncton e o IET foi verificado pelo coeficiente de correlação de Pearson (r). Este coeficiente e o coeficiente de determinação da regressão linear foi usado para avaliar a relação entre o índice Q e as variáveis limnológicas ($r > 0.5$, $P < 0.05$). O coeficiente de Pearson também foi usado para medir o grau de relação entre o índice Q e os escores das variáveis limnológicas da PCA (eixo 1). Todas as análises foram realizadas no programa PAST 2.16 (Hammer et al. 2001).

RESULTADOS

Os resultados descritos nas **tabelas 1 e 2** e na **figura 1** do CAPÍTULO 2 também estão sendo considerados no presente capítulo.

Com relação aos grupos funcionais, o total de 21 grupos foram registrados considerando todos os reservatórios. Os menores valores de biomassa fitoplanctônica foram registrados no reservatório oligotrófico Ribeirão do Campo e os maiores no eutrófico Jundiá (figura 2a). Os grupos **F** (*Oocystis* cf. *parva* West & G.S.West) e **L_O** (*Gymnodinium* sp. e *Peridinium umbonatum* Stein, principalmente) foram co-abundantes no verão e **Y** foi dominante no inverno em Ribeirão do Campo, porém com baixa biomassa (0.02 a 0.06 mg L⁻¹). O grupo **L_O**, seguindo por **W2** (*Trachelomonas* spp.) foram os mais abundantes no verão do Ponte Nova (oligotrófico). Os grupos **J** (clorófitas) e **B** [*Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee)] foram os mais representativos no verão e o **L_O** (*P. umbonatum* e *Peridinium* spp.) no inverno do reservatório mesotrófico. Os grupos **W1** (*Euglena* spp. e *Lepocinclis* spp.), **W2** e **Y** (*Chromulina* sp. e *Cryptomonas* spp.) apresentaram alta contribuição para a biomassa total no reservatório eutrófico Jundiá. O GF **P** [*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen e *Aulacoseira* sp. 3 JUNDIA, principalmente] apresentou alta biomassa nesse reservatório no inverno. No outro reservatório eutrófico Taiaçupeba, no verão o grupo **W1** dominou no local 1 e **W2** e **Y** foram abundantes no local 2, enquanto que no inverno foi verificada dominância do grupo **F** (*Radiococcus planktonicus* J.W.G.Lund, principalmente) no local 2 (figura 2b).

O valor do fator F foi determinado para cada grupo funcional registrado em cada reservatório (tabela 3). O Índice Q dos grupos funcionais mostrou as seguintes qualificações para os reservatórios estudados: RC - *excelente a bom*; PN - *bom*; PA - *médio*; Jundiá - *médio a tolerável* no verão, *tolerável* no inverno; TA- *tolerável a ruim* no verão, *bom* no inverno (figura 3a). Em geral, esta qualificação foi concordante com o Índice de Estado Trófico, sendo os oligotróficos (RC e PN) qualificados como *excelente a bom*, o mesotrófico como *médio* e os eutróficos (JU e TA) como *médio a ruim* (figura 3b).

A correlação entre o índice Q e o IET foi negativa e significativa ($r = -0.81$, $P > 0.01$, $n = 23$). A análise de regressão simples mostrou que o Índice Q tendeu a diminuir com o aumento da concentração de PT, condutividade elétrica e aumentou com a transparência e concentração de NID (figura 4a-d). A correlação de Pearson entre o Índice Q e os escores do eixo 1 da PCA de abióticos foi negativa e significativa ($r = -0.86$, $P < 0.001$), indicando que os baixos valores do índice (estado ecológico *ruim a médio*) foram relacionados com altos valores de PT, condutividade, alcalinidade e pH.

DISCUSSÃO

Os reservatórios estudados apresentaram gradiente de estado trófico (*oligotrófico a eutrófico*) e ecológico (*excelente a ruim*) no sentido montante para jusante da bacia, conforme

evidenciado pelo IET e índice de assembleias (índice Q) do fitoplâncton, respectivamente. Contudo, os reservatórios de mesma trofia apresentaram diferenças de um grau na qualificação do estado ecológico. Os reservatórios oligotróficos foram qualificados como *excelente* (Ribeirão do Campo) e *bom* (Ponte Nova), enquanto os eutróficos foram qualificados de *médio* a *tolerável*. O fitoplâncton é influenciado direta ou indiretamente pelas características limnológicas, hidrológicas e usos do solo (Becker et al. 2010; Rangel et al. 2012, Katsiapi et al. 2012). A localização do Ribeirão do Campo em área de mata preservada, por exemplo, certamente é um fator preponderante na manutenção de boa qualidade de suas águas e isso foi refletido também pelo fitoplâncton através do índice. Assim, as diferenças na composição de espécies, biomassa e valores do Índice Q refletiram a influência dos fatores ambientais sobre os grupos funcionais em cada reservatório. Além disso, os resultados evidenciaram a sensibilidade do índice às alterações ambientais, particularmente a relação inversa com os valores de PT e condutividade como mostrado no resultado da regressão linear e correlação de Pearson.

As diferenças na qualificação do índice Q do fitoplâncton entre os reservatórios oligotróficos (RC e PN) pode ser explicada pelos diferentes grupos funcionais, os quais foram associados às condições ambientais (capítulo 2). Apesar dos reduzidos valores de biomassa fitoplanctônica (0.04 a 0.30 mg L^{-1}), o reservatório oligotrófico RC apresentou *excelente* estado ecológico devido à elevada contribuição de grupos com alto peso no fator F (**F**, **L₀**: verão/estratificação e **Y**: inverno/mistura). O grupo **F** foi representado pela clorofícea nanoplânctônica *Oocystis* cf. *parva*, que foi abundante em condição de alta disponibilidade de luz e estratificação, porém com baixa concentração de nutrientes. A alta relação superfície/volume, a baixa velocidade de afundamento e a presença de fina mucilagem são características favoráveis para a manutenção do crescimento da espécie no epilímnio (Kruk et al. 2010). Diferentemente, o reservatório oligotrófico PN apresentou abundância do grupo **W2**, o qual é comumente descrito para lagos rasos meso-eutróficos (Padisák et al. 2009, capítulo 2). A ocorrência deste grupo no verão acarretou pequena redução no valor F, resultando em *bom* estado ecológico (índice Q: ~ 3.1). O grupo **W2** caracteriza-se pela presença de flagelo, que pode facilitar a migração para camadas com maior disponibilidade de nutrientes, podendo explicar a alta contribuição do grupo na biomassa total do reservatório Ponte Nova.

O reservatório mesotrófico (Paraitinga) foi qualificado como *médio* pelo índice Q do fitoplâncton, o que é concordante com as condições ambientais e grupos funcionais dominantes. Neste reservatório, os grupos dominantes foram **B** e **J**, os quais são descritos para lagos ou reservatórios rasos e mesotróficos (Padisák et al. 2009). Apesar destes grupos funcionais serem favorecidos em condições de mistura (Padisák et al. 2009), nós observamos codominância do grupo **J** e **B** no verão, quando ocorreu estratificação da coluna d'água e elevada concentração de

sílica. Em condição de mistura (inverno), **B** também ocorreu, mas a contribuição para a biomassa total foi menor do que verão (8 a 21%). Considerando que GF **B** é constituído predominantemente por diatomáceas, prováveis períodos de atelomixia no verão podem explicar a presença de algas não móveis e pesadas (ex. diatomáceas) em suspensão no epilímnio de lagos tropicais (Barbosa e Padisák 2002; Lopes et al. 2005).

Os reservatórios eutróficos, Jundiaí e Taiaçupeba, apresentaram qualificação *média* a *ruim* em ambos os períodos climáticos, exceto Taiaçupeba no inverno (*bom*). Provavelmente, esta exceção ocorreu devido à aplicação de algicidas (peróxido de hidrogênio e/ou sulfato de cobre) para controle de cianobactérias realizado pela companhia de saneamento básico (SABESP). Conforme relatório da CETESB (2011), a quantidade de sulfato de cobre aplicado em 2010 no Taiaçupeba foi cerca de 14 vezes maior do que no Jundiaí. As mudanças na composição e biomassa do fitoplâncton no Taiaçupeba no inverno (período de seca), resultou na melhoria do estado ecológico devido à alta contribuição do grupo **F**, o qual é associado à sistemas meso-eutróficos misturados e claros (Reynolds et al. 2002; Padisák et al. 2009). Assim, as condições de mistura da coluna d'água, alta disponibilidade de luz e nutrientes foram favoráveis para o crescimento de espécies desse grupo funcional. Além disso, estudos demonstraram que o tratamento com sulfato de cobre pode levar ao crescimento de populações de clorofíceas após a redução das populações de cianobactérias (Padovesi-Fonseca e Philomeno 2004; Rouco et al. 2014).

Apesar das diferenças nas classificações entre os índices aplicados, de forma geral o IET e o índice Q foram significativamente correlacionados. A boa representatividade e a acuracidade do índice Q para a avaliação da condição ecológica foi reportada em reservatório tropical (Crossetti e Bicudo 2008), subtropical (Becker et al. 2009) e lagos temperados (Pasztaleniec e Poniewozik 2010). Conforme Padisák et al. (2006), os erros na identificação taxonômica e a dificuldade em agrupar as espécies dentro de um grupo funcional particular são alguns dos pontos fracos do índice Q. Apesar disso, o índice é sensível a ocorrência de espécies, variação de biomassa e preferências das espécies ao tipo de ambiente (Padisák et al. 2006, Becker et al. 2009), refletindo a condição ecológica do ambiente pelas respostas da comunidade biótica estudada.

Concluimos que o índice Q do fitoplâncton foi coerente com a variação espacial e temporal do estado ecológico dos reservatórios estudados. A qualificação fornecida pelo índice correspondeu à classificação pelo IET, mas o índice Q foi mais sensível às mudanças ambientais por responder à variação da composição de espécies e da biomassa dos grupos funcionais. Nossos resultados demonstraram que o índice de GFs pode ser uma ferramenta útil para o monitoramento e avaliação das condições ecológicas de reservatórios tropicais, como

evidenciado também por Crossetti e Bicudo (2008), Becker et al. (2009) e Vieira et al. (2015). Além disso, o índice Q do fitoplâncton pode refletir as respostas acumuladas (ex. semanas) da comunidade às alterações ambientais por considerar a composição e biomassa algal, enquanto o IET pode indicar respostas mais pontuais.

REFERÊNCIAS

- Barbosa FAR, Padisák J (2002) The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 1385–1395
- Becker V, Caputo L, Ordóñez J, Marcé R, Armengol J, Crossetti LO, Huszar VLM (2010) Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Res* 44 (11): 3345-3354. DOI:10.1016/j.watres.2010.03.018
- Becker V, Huszar VLM, Crossetti LO (2009) Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628: 137-151. DOI 10.1007/s10750-009-9751-7
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2011) Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010. Technical Report. 298 p.
- Crossetti LO, Bicudo CEM (2008) Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia* 610: 161-173. DOI: 10.1007/s10750-008-9431-z
- Hammer, O, Harper, DAT, Ryan, PD (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 9
- Katsiapi M, Mazaris AD, Charalampous E, Moustaka-Gouni M (2012) Watershed land use types as drivers of freshwater phytoplankton structure. *Hydrobiologia* 698: 121–131. DOI: 10.1007/s10750-012-1095-z.
- Kruk C, Huszar VLM, Peeters ETHM, Bonilla S, Costa L, Lüring M, Reynolds CS, Scheffer M (2010) A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw Biol* 55 (3): 614-627. DOI:10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Lopes MRM, Bicudo CEM, Ferragut C (2005) Short term spatial and temporal of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235–247. DOI 10.1007/s10750-004-8332-z
- Padisák J, Borics G, Grigorszky I, Soróczki-Pintér E (2006) Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14. DOI: 10.1007/s10750-005-1393-9

- Padisák J, Crossetti LO, Naselli-flores L (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1-19. DOI: 10.1007/s10750-008-9645-0
- Padovesi-Fonseca C, Philomeno MG (2004) Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in lake Paranoá, Central Brazil. *Braz J Biol* 64 (4): 819-826. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842004000500011>
- Pasztaleniec A, Poniewozik M (2010) Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive - a comparison of approaches. *Limnologica* 40: 251-259. DOI:10.1016/j.limno.2009.07.001
- Rangel LM, Silva LHS, Rosa P, Roland F, Huszar VLM (2012) Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia* 693:13-28. DOI 10.1007/s10750-012-1083-3.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-flores L, Melo S (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J Plankton Res* 24 (5): 417-428. DOI: 10.1093/plankt/24.5.417
- Rouco M, López-Rodas V, González R, Huertas IE, García-Sánchez MJ, Flores-Moya A., Costas E (2014) The limit of the genetic adaptation to copper in freshwater phytoplankton. *Oecologia* 175: 1179–1188. DOI 10.1007/s00442-014-2963-1
- Shen H, Li B, Cai Q, Han Q, Gu Y, Qu Y (2014) Phytoplankton functional groups in a high spatial heterogeneity subtropical reservoir in China. *J Great Lakes Res* 40 (4): 859–869. DOI:10.1016/j.jglr.2014.09.007
- Vieira PCS, Cardoso MML, Costa IAS (2015) Vertical and temporal dynamics of phytoplanktonic associations and the application of index assembly in tropical semi-arid eutrophic reservoir, northeastern Brazil. *Acta Limnol Bras* 27(1): 130-144. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2614>
- Water Framework Directive (2000) Directive 2000/60/ec of the European Parliament and of the Council 22.12.2000. Official Journal of the European Communities L327: 1–72

Tabela 3 - Fator F atribuído aos grupos funcionais do fitoplâncton dos reservatórios Ribeirão do Campo (RC), Ponte Nova (PN), Paraitinga (PA), Jundiaí (JU) e Taiaçupeba (TA).

Grupo Funcional	RC	PN	PA	JU	TA
B	-	3.5	3	3	3
C	-	2	3	3	3
D	-	2	-	2	2
E	5	5	5	5	5
F	3.5	3	3	4	4
H1	-	-	0	-	0
J	2	2	2	4	4
K	-	2	3	3	-
L_M	-	-	1	0	-
Lo	5	5	5	5	3.5
MP	5	5	5	5	5
N	-	-	-	-	4
N_A	5	5	5	-	-
P	-	2	4	1	2
S1	2	3	0	0	0
Sn	-	0	-	-	0
T	-	5	-	5	5
W1	-	0	0	0	0
W2	-	1	1	1	1
X1	3	3	4	3.5	3.5
X2	-	5	3.5	4	4
Y	4	3	2	2	2

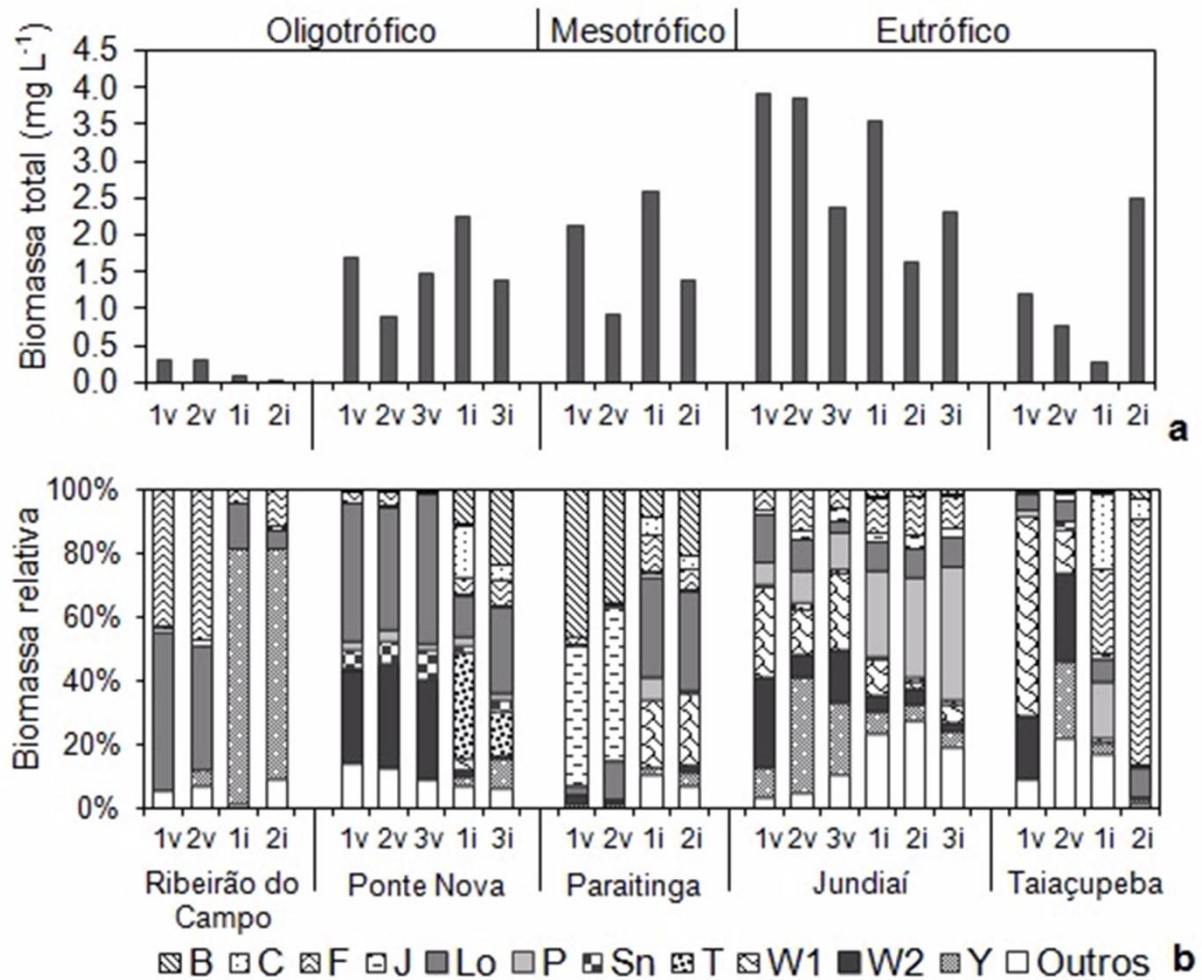


Figura 2 - Biomassa total fitoplânctônica (a) e biomassa relativa dos grupos funcionais *sensu* Reynolds (b) no verão (v) e inverno (i) em cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). Números (eixo x) indicam o local de amostragem.

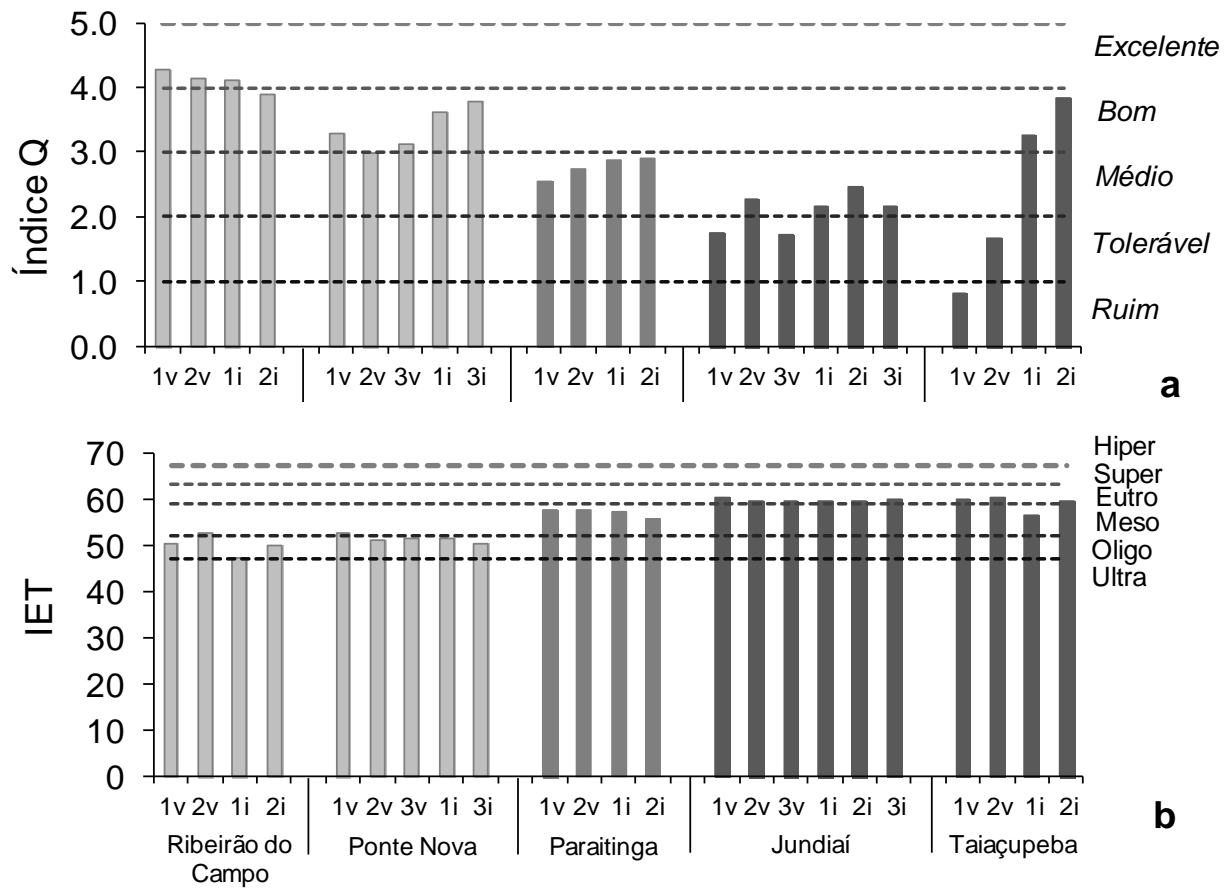


Figura 3 - Índice Q de grupos funcionais do fitoplâncton (**a**) e Índice de Estado Trófico (IET) (**b**) no verão (v) e inverno (i) em cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). Números (eixo x) indicam o local de amostragem.

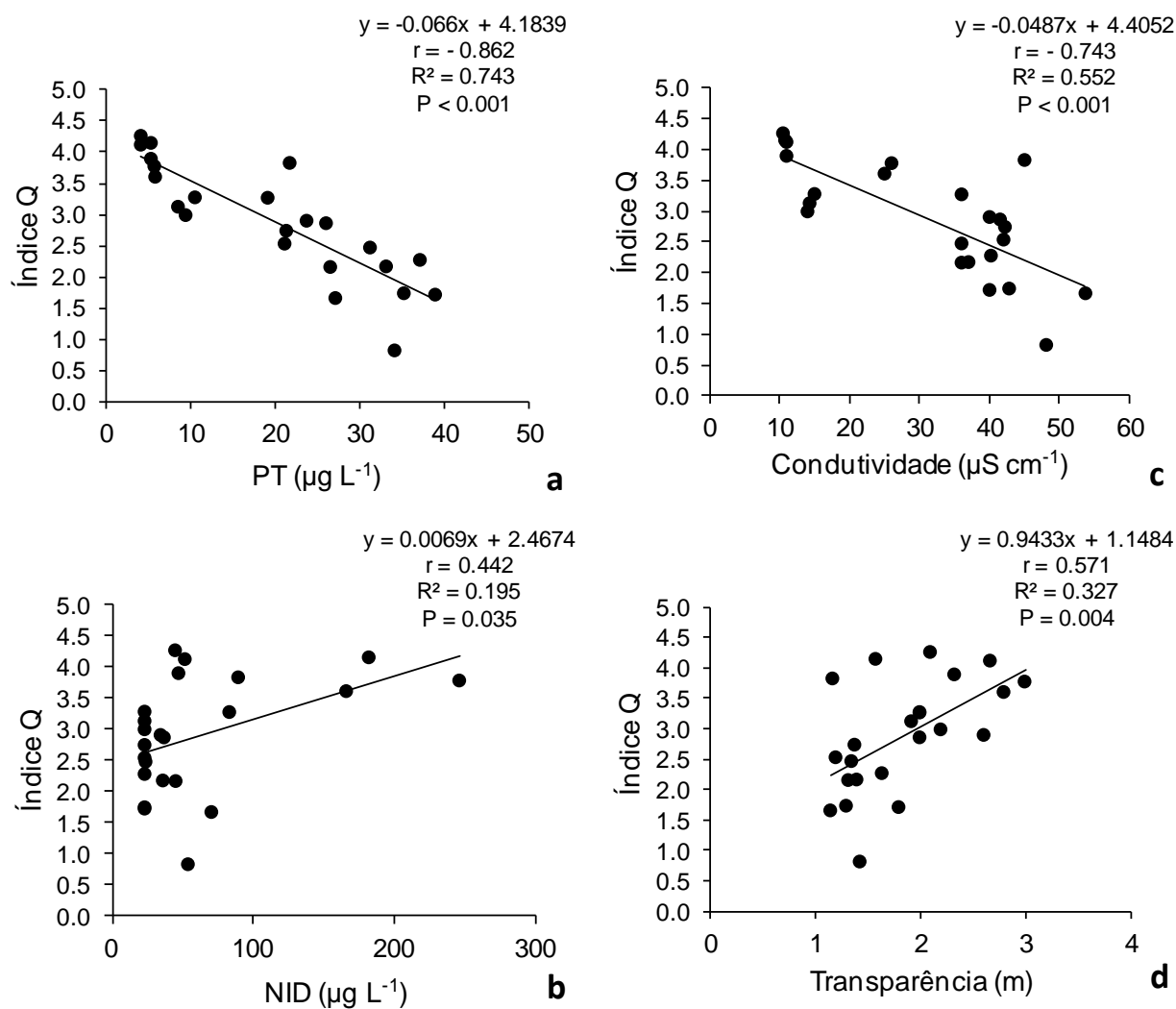


Figure 4 - Relação entre o índice dos grupos funcionais e a concentração de fósforo total (PT) (a), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) (b), condutividade elétrica (c) e transparência da água (d) ($n = 23$) em cinco reservatórios tropicais (São Paulo, Brasil). $y = ax + b$: equação da reta, r : coeficiente de correlação de Pearson, R^2 : coeficiente de determinação da regressão linear.

CAPÍTULO 4 - Estrutura da comunidade epifítica em *Salvinia* spp. em reservatórios de diferentes estados tróficos

Artigo a ser submetido à HOEHNEA

RESUMO

Nos reservatórios brasileiros, as macrófitas aquáticas flutuantes (ex. *Salvinia*) podem se desenvolver formando densos bancos e são um importante substrato para colonização do perifíton. No presente estudo, avaliamos a estrutura da comunidade de algas epifíticas em *Salvinia* spp. em reservatórios de diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos e sua relação com os fatores limnológicos. Amostras integradas de água da zona eufótica e do epifíton em *Salvinia* spp. foram coletadas em um local em cinco reservatórios (oligo- a eutróficos) no verão e inverno (2010). A densidade, o biovolume, as classes taxonômicas, as espécies descritoras e os índices de diversidade foram determinados para a comunidade epifítica. A classe Bacillariophyceae foi a principal constituinte da comunidade epifítica na maioria dos reservatórios e em ambos os períodos. As condições oligotróficas (baixa concentração de P, condutividade elétrica e alcalinidade) do reservatório Ponte Nova foram favoráveis ao desenvolvimento de Zygnemaphyceae. No inverno, elevados valores de densidade algal e, principalmente, de *Chromulina* sp. foram registrados no reservatório eutrófico Jundiá. A comunidade epifítica em *Salvinia* spp. apresentou alta riqueza e diversidade de espécies e baixa dominância em todos os reservatórios e períodos climáticos. Concluimos que os estudos abrangendo a comunidade epifítica em reservatórios tropicais poderão contribuir para o entendimento das respostas da comunidade em diversas condições ambientais.

Palavras-chaves: ficoperifíton, substrato natural, reservatórios tropicais, condições tróficas

INTRODUÇÃO

As algas perifíticas, os principais constituintes do perifíton, são importantes produtores primários (Wetzel 1983) e base da cadeia trófica nos ecossistemas aquáticos, particularmente em lagos e reservatórios rasos (Lamberti 1996). A comunidade de algas perifíticas tem importante papel como indicador da qualidade da água por apresentarem modo de vida sésil, curto ciclo de vida e formarem uma comunidade geralmente rica em espécies, ou seja, rica de informações;

forneem informações sobre alterações ambientais ocorridas em intervalos de tempo de longa e curta duração (Lowe & Pan 1996, Bellinger & Sigeo 2010).

A estrutura da comunidade de algas perifíticas é influenciada diretamente pela disponibilidade de nutrientes e luz na coluna d'água (Pillsbury & Lowe 1999, Ferragut & Bicudo 2012). Além desses fatores, a disponibilidade, a natureza e a arquitetura do substrato são fatores preponderantes para o desenvolvimento do perifíton (Tesolín & Tell 1996, Vadeboncoeur & Steinman 2002). As macrófitas, por exemplo, mesmo competindo pelos mesmos recursos (ex. nutrientes e luz), são um importante substrato para colonização do epifíton e, ainda, podem liberar nutrientes para a comunidade algal (Sand-Jensen & Borum 1991). As macrófitas também podem atuar negativamente sobre o desenvolvimento do epifíton por meio do sombreamento e da liberação de substâncias alelopáticas que impedem ou dificultam a colonização da comunidade (Vadeboncoeur & Steinman 2002, Erhard & Gross 2006).

Nos reservatórios brasileiros, *Salvinia*, uma macrófita flutuante livre, é um gênero de ampla distribuição geográfica e que comumente causa prejuízos em represas de geração de energia e abastecimento (Thomaz & Bini 2003). O objetivo do presente estudo foi avaliar a estrutura da comunidade epifítica em *Salvinia* spp. em cinco reservatórios de diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos. De forma específica, a pesquisa objetivou conhecer a estrutura da comunidade epifítica (composição, densidade, espécies descritoras, diversidade) aderidas à *Salvinia* spp. e relacionar as mudanças da estrutura da comunidade com os fatores limnológicos nos reservatórios em duas épocas do ano.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo (descrita no capítulo 2)

Amostragem - Amostras integradas de água da zona eufótica e do epifíton em *Salvinia* spp. foram coletadas em um local no braço do reservatório Ponte Nova (PN) e à montante nos reservatórios Paraitinga (PA), Jundiá (JU) e Taiaçupeba (TA) no verão e inverno (2010), exceto no Ponte Nova no inverno devido à ausência da macrófita.

O epifíton sobre as folhas modificadas da *Salvinia* foi removido através da lavagem e leve agitação das folhas modificadas em água destilada (volume conhecido). O peso seco das folhas modificadas foi determinado após secagem em estufa por 24 h a 70°C. Os atributos do epifíton (densidade e biovolume totais) foram expressados por unidade de massa. Indivíduos de *Salvinia* spp. (n = 2), que não apresentaram folhas aéreas muito jovens ou senescentes, foram selecionados aleatoriamente no banco de macrófitas.

Variáveis físicas e químicas e Índice de Estado Trófico (descrito do capítulo 2)

Comunidade epifítica - Subamostras para análise taxonômica da comunidade de algas epifíticas foram fixadas com formol 4%. Alíquotas das subamostras foram oxidadas usando peróxido de hidrogênio aquecido (35-40%) (CEN 2003) e lâminas permanentes de diatomáceas foram montadas usando Naphrax como meio de inclusão (banco de dados do projeto Acquased). A identificação taxonômica foi realizada usando microscópio óptico (Zeiss Axioskop 2) equipado com contraste de fase e captura de imagem. O sistema de classificação adotado foi de van der Hoek *et al.* (1997) para classes e literatura especializada para níveis específicos.

Subamostras para análise quantitativa do epifíton foram fixadas com solução de lugol acético 0,5%. A contagem foi feita em microscópio invertido Zeiss Axio Observer D1, com aumento de 400x, segundo o método de Utermöhl (1958). O limite de contagem foi a curva de rarefação de espécies e a contagem mínima de 100 indivíduos da espécie mais abundante. A densidade epifítica foi expressa em indivíduos por grama de peso seco (ind g^{-1} PS). O biovolume algal foi estimado a partir do produto da densidade populacional e a unidade de volume médio de cada espécie (Hillebrand *et al.* 1999). A determinação do tamanho médio do organismo teve como base a medição, sempre que possível, de no mínimo 20 organismos. O biovolume foi expresso em $\mu\text{m}^3 \text{g}^{-1}$ PS.

As espécies de algas epifíticas com densidade igual ou maior que 5% em relação à densidade total foram consideradas descritoras e as espécies com densidade total igual ou maior que 50% em cada amostra foram consideradas dominantes. A riqueza de espécies (número de espécies na amostra), diversidade (Índice de Shannon-Winner: nat ind^{-1}) e dominância (índice de Simpson) foram calculados usando a densidade algal (Magurran 2004).

A análise hierárquica de agrupamento foi realizada para determinar a similaridade na composição de espécies epifíticas entre períodos climáticos e reservatórios estudados. A análise foi realizada com matriz de presença e ausência, método UPGMA e índice de Jaccard, utilizando o software estatístico PAST 2.16 (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

As maiores concentrações de oxigênio dissolvido e CO_2 livre foram verificadas principalmente no inverno em todos dos reservatórios. No reservatório eutrófico Taiaçupeba foi registrado as maiores concentrações de NID. No verão, as concentrações de PT dos reservatórios eutróficos foram 3.7 e 1.6 vezes maiores do que nos reservatórios oligotrófico e mesotrófico,

respectivamente. No reservatório mesotrófico ocorreram as maiores concentrações de sílica em ambos os períodos (**tabela 1**).

A densidade total do epifíton em *Salvinia* spp. foi mais elevada no reservatório eutrófico Jundiaí, sendo que no inverno o aumento foi de cerca de 2.5 vezes em relação ao verão (**figura 1a**). Neste reservatório, o biovolume algal também foi elevado, assim como no reservatório oligotrófico no verão (**figura 1b**).

Relativo à densidade de classes taxonômicas (**figura 2**), o epifíton apresentou 45% e 36% de contribuição de Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae, respectivamente, no reservatório eutrófico Ponte Nova. No reservatório mesotrófico, Cyanobacteria foi a segunda classe mais abundante no reservatório mesotrófico no verão. Bacillariophyceae foi dominante no epifíton dos reservatórios eutróficos no verão e no reservatórios mesotrófico e no eutrófico Taiaçupeba no inverno. Observou-se a dominância de Chrysophyceae no reservatório eutrófico Jundiaí.

Em relação ao biovolume das classes, foi observado dominância de Zygnemaphyceae no reservatório oligotrófico (70%) e de Bacillariophyceae nos reservatórios mesotrófico Paraitinga (verão: 77%, inverno: 86%) e eutrófico Taiaçupeba (inverno: 75%).

A **tabela 2** apresenta as espécies epifíticas descritoras da comunidade em *Salvinia* spp. durante o período de estudo. As espécies *Closterium* cf. *acutum* e *Fragilaria* sp. 3 JUNDIA foram as mais abundantes no reservatório oligotrófico. As cianobactérias *Heteroleibleinia kuetzinguii* e *Synechocystis aquatilis* e a diatomácea *Discostella stelligera* foram as mais abundantes no epifíton do reservatório mesotrófico. Nos reservatórios com dominância de diatomácea houve a contribuição especialmente de espécies de *Fragilaria*, seguido por *Eunotia*. *Chromulina* sp. foi dominante na comunidade epifítica do reservatório eutrófico Jundiaí.

No geral, a comunidade epifítica em *Salvinia* spp. apresentou alta riqueza (59 a 87 espécies) e diversidade (2,0 - 3,4) e baixa dominância (0,07 a 0,32) de espécies em todos os reservatórios (**figura 3a-c**). A maior riqueza e diversidade de espécies foi encontrada no reservatório eutrófico Taiaçupeba no inverno, enquanto que a menor diversidade e a maior dominância foi verificada no reservatório Jundiaí no verão e no inverno.

A análise de agrupamento hierárquico mostrou que a similaridade na composição de espécies da comunidade epifítica em *Salvinia* spp. foi maior entre verão e inverno dentro do mesmo reservatório do que entre reservatórios, evidenciando as diferenças entre a composição florística do epifíton nos reservatórios estudados (**figura 4**). O coeficiente cofenético indicou baixa distorção dos dados na formação do dendrograma (0,927).

DISCUSSÃO

A comunidade epifítica em *Salvinia* spp. demonstrou que condições de alta a baixa concentração de nutrientes (especialmente P) foram favoráveis ao desenvolvimento da comunidade, conforme verificado na densidade e no biovolume. Além disso, a alta disponibilidade de luz foi favorável em todos os reservatórios e períodos climáticos (transparência da água em torno de 1,6 m). Esses resultados indicam que apesar das macrófitas flutuantes reduzirem a disponibilidade de luz para as algas epifíticas e competirem por nutrientes, elas podem servir de substrato para colonização e fornecer nutrientes (Goldsborough & Robinson 1996). A arquitetura (cilíndricas, formando tufos como rede) e disposição das raízes na subsuperfície também podem propiciar a colonização do epifíton em macrófitas flutuantes dos gêneros *Salvinia* e *Eichhornia* (Tesolín & Tell 1996), o que pode explicar a alta densidade de algas encontrada no presente estudo.

A variação da composição da comunidade entre reservatórios de diferentes estados tróficos e entre os períodos climáticos foi evidenciada em nível classe e principalmente em nível espécie. Dentre todos os reservatórios estudados, somente no reservatório oligotrófico houve a maior contribuição de desmídeas, um grupo altamente sensível a específicas condições limnológicas e que tem sido utilizado como indicador ecológico (Coesel *et al.* 1978, Coesel 2001, Barbosa *et al.* 2013). No presente estudo, as condições oligotróficas do ambiente (baixa concentração de P, condutividade elétrica e alcalinidade) foram favoráveis ao desenvolvimento de Zygnemaphyceae, classe com a maior contribuição no biovolume total.

A comunidade epifítica em *Salvinia* spp. no reservatório mesotrófico apresentou abundância de cianobactérias, sendo *Heteroleibleinia kuetzingii* e *Synechocystis aquatilis* as espécies que se destacaram em densidade. *H. kuetzingii* é uma cianobactéria filamentosa muito comum no epifíton, possui ampla distribuição nos ambientes de água doce, sendo possivelmente cosmopolita (Komárek & Anagnostidis 2005). Já, *Synechocystis aquatilis*, uma espécie nanoplancônica, possui alta razão superfície:volume e boas habilidades competitivas em condições de baixa disponibilidade de luz (Callieri & Stockner 2002), como a que pode ser causada pelo sombreamento das folhas da macrófita. Essa espécie tem sido comumente registrada como descritora no perifíton de lagos e reservatórios tropicais com diferentes estados tróficos (França *et al.* 2011, Pellegrini & Ferragut 2012, Borduqui & Ferragut 2012). Destacamos que *S. aquatilis* foi abundante em densidade na comunidade fitoplanctônica (25% a 67%) no mesmo período de estudo. Isso demonstra que existe uma grande interação entre as

comunidades de algas epifíticas e planctônicas, sendo que muitas espécies podem ser encontradas em ambas as comunidades (Moss 1981).

A classe Bacillariophyceae foi a principal constituinte da comunidade epifítica na maioria dos reservatórios e em ambos os períodos. As diatomáceas geralmente constituem uma parcela expressiva da comunidade epifítica, apresentando estruturas especializadas que favorecem a fixação aos substratos (longos pedúnculos mucilaginosos; produção de matrizes gelatinosas; colônias em formas de estrela ou de ramos, fixas pela base) (Wehr & Sheath 2003, Cetto *et al.* 2004). Espécies de *Fragilaria*, um gênero também cosmopolita, foram as mais abundantes dentre as diatomáceas e principalmente nos reservatórios mesotrófico e eutrófico. Espécies desse gênero têm sido reportadas em ambientes com elevadas concentrações de nutriente e alta condutividade (Bere & Tundisi 2011).

No epifíton em *Salvinia* spp. do reservatório eutrófico Jundiaí houve dominância de Chrysophyceae, principalmente pela alta densidade de *Chromulina* sp. no inverno, período com maiores concentrações de oxigênio dissolvido e CO₂ livre no epilímnio. Espécies desse gênero têm sido comumente encontradas no perifíton de reservatório tropical mesotrófico em condições de redução de disponibilidade de luz (ex. Pellegrini & Ferragut 2012) e associada ao aumento na disponibilidade de N e P (Vercellino 2007). Geralmente, as crisofíceas são oportunistas e a realização da heterotrofia é uma estratégia adaptativa que as tornam boas competidoras (Sandgreen 1988).

No presente estudo, a comunidade epifítica em *Salvinia* spp. apresentou alta riqueza e diversidade de espécies e baixa dominância em condições de diferentes estados tróficos (oligo- a eutróficos). Resultados similares foram reportados em estudos realizados em ambientes oligotrófico (Vercellino & Bicudo 2006), mesotrófico (Pellegrini & Ferragut 2012) e hipereutrófico (Borduqui & Ferragut 2012). Isso indica a não associação dessas medidas de diversidade à condição trófica do ambiente.

No presente estudo, as maiores diferenças na estrutura da comunidade epifítica em *Salvinia* spp. foram observadas entre os reservatórios de diferentes estados tróficos, principalmente no verão. As desmídeas foram características do reservatório oligotrófico e as diatomáceas foram um dos principais constituintes da comunidade algal na maioria dos reservatórios e em ambos os períodos climáticos. No geral, a comunidade apresentou alta riqueza e diversidade de espécies em todos os ambientes estudados. Nossos resultados demonstraram a importância de estudos abrangendo a comunidade epifítica em reservatórios tropicais, o que pode contribuir para o entendimento das respostas da comunidade em diversas condições ambientais e suas relações com a comunidade fitoplanctônica.

LITERATURA CITADA

- Barbosa, L.G., Barbosa, F.A.R., Araujo, G.J.M. & Bicudo, C.E.M.** 2013. The dominance of desmids in tropical monomictic lakes (SE Brazil). *Limnetica* 32 (1): 71-86.
- Bellinger, E.G. & Sigeo, D.C.** 2010. Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Wiley-Blackwell, West Sussex-UK.
- Bere, T. & Tundisi, J.G.** 2011. The effects of substrate type on diatom-based multivariate water quality assessment in a tropical river (Monjolinho), São Carlos, SP, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution* 216: 391-409.
- Borduqui, M. & Ferragut, C.** 2012. Factors determining periphytic algae succession in a tropical hypereutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 683 (1): 109-122.
- Callieri, C. & Stockner, J.G.** 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *Journal of Limnology* 61: 1-14.
- CEN, Comité Européen de Normalisation.** 2003. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946. Geneva.
- Cetto, J.M., Leandrini, J.A., Felisberto, S.A. & Rodrigues, L.** 2004. Comunidade de algas perifíticas no reservatório de Irai, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum* 26 (1): 1-7.
- Coesel, P.F.M.** 2001. A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation* 10: 177-187.
- Coesel, P.F.M., Kwakkestein, R. & Verschoor, A.** 1978. Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. *Hydrobiologia* 61: 21-31.
- Erhard, D. & Gross, E.M.** 2006. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany* 85: 203-211.
- Ferragut, C. & Bicudo, D.C.** 2012. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community succession in a tropical oligotrophic reservoir. *Limnology* 13: 131-141.
- França, R.C.S., Lopes, M.R.M. & Ferragut, C.** 2011. Structural and successional variability of periphytic algal community in a Amazonian lake during the dry and rainy season (Rio Branco, Acre). *Acta Amazonica* 41 (2): 257-266.
- Goldsborough, G. & Robinson, G.C.** 1996. Pattern in Wetlands. *In*: R.J., Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds). *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 77-117.
- Hammer, O, Harper, D.A.T. & Ryan, P.D.** 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 9.

- Hillebrand, H., Dürseken, C.D., Kirschiel, D., Pollinger U. & Zohary, T.** 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403–424.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K.** 2005. Cyanoprokaryota, 2: Oscillatoriales. *In*: B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärdner, M. Schagerl (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier, München.
- Lamberti, G. A.** 1996. The role of periphyton in benthic food webs. *In*: R.J. Stevenson, M. L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 533 – 572.
- Lowe, R.L. & Pan, Y.** 1996. Benthic algal communities as biological monitors. *In*: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds.). *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, pp. 705-739.
- Magurran, A. E.** 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford.
- Moss, B.** 1981. The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. II: inter-relationships between water chemistry, phytoplankton populations and periphyton populations in a shallow lake and associated experimental reservoirs ('Lund tubes'). *British Phycological Journal* 16: 59-76.
- Pellegrini, B.G. & Ferragut, C.** 2012. Variação sazonal e sucessional da comunidade de algas perifíticas em substrato natural em um reservatório mesotrófico tropical. *Acta Botanica Brasilica* 26 (4): 810-821.
- Pillsbury, R.W. & Lowe, R.L.** 1999. The response of benthic algae to manipulations of light in four acidic lakes in northern Michigan. *Hydrobiologia* 394: 69–81.
- Sandgreen, C.D.** 1988. The ecology of chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. *In*: C. D. Sandgreen (ed.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 9–104.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J.** 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Tesolín, G. & Tell, G.** 1996. The epiphytic algae on floating macrophytes of a Paraná river floodplain lake. *Hydrobiologia* 333: 111-120.
- Thomaz, S.M. & Bini, L.M.** 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. *In*: S. M. Thomaz & L. M. Bini (eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá.
- Utermöhl, H.** 1958. Zur Vervollkomnung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1–38.

- Vadeboncoeur, Y. & D. Steinman.** 2002. Periphyton Function in Lake Ecosystems. *The Scientific World Journal* 2: 1449-1468.
- Van Der Hoek, C., Mann, D.G. & Jahns, H.M.** 1997. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vercellino, I.S. & Bicudo, D.C.** 2006. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): Comparação entre período seco e chuvoso. *Revista Brasileira de Botânica* 29: 363-377.
- Vercellino, I.S.** 2007. Resposta do perifíton aos pulsos de enriquecimento em níveis crescentes de fósforo e nitrogênio em represa tropical mesotrófica (Lago Ninféias, São Paulo). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Werh, J.D. & Sheath, R.G.** 2003. *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier Science, USA.
- Wetzel, R.G.** 1983. *Periphyton of freshwater ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

Tabela 1 - Variáveis limnológicas no local à montante dos reservatórios Ponte Nova (PN - oligotrófico), Paraitinga (PA - mesotrófico), Jundiaí (JU - eutrófico) e Taiaçupeba (TA - eutrófico) em dois períodos climáticos. NID: Nitrogênio Inorgânico Dissolvido.

Variável	Verão				Inverno		
	PN	PA	JU	TA	PA	JU	TA
Temperatura (°C)	28,8	28,9	27,2	25,6	20,3	17,5	16,0
OD (mg L ⁻¹)	6,7	2,5	4,7	1,2	8,1	7,3	8,1
pH	6,5	6,7	6,3	6,3	6,5	6,2	6,3
Condutividade (µS cm ⁻¹)	14,0	42,0	42,8	48,1	41,5	37,0	36,0
Alcalinidade (mEq L ⁻¹)	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3
CO ₂ livre (mg L ⁻¹)	3,8	5,1	13,5	15,5	11,9	21,8	16,2
NID (µg L ⁻¹)	23,0	23,0	23,0	53,7	36,7	35,9	83,0
NT (µg L ⁻¹)	445,6	689,7	522,3	439,0	372,6	384,6	359,8
P-PO ₄ (µg L ⁻¹)	5,1	7,3	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
PDT (µg L ⁻¹)	4,0	8,4	4,0	4,0	6,4	5,4	5,7
PT (µg L ⁻¹)	9,3	21,0	35,1	34,0	25,9	33,0	19,0
Si (mg L ⁻¹)	1,6	3,8	1,6	2,4	2,1	0,7	1,0
NT: PT molar	105,6	72,6	33,0	28,6	31,8	25,8	42,1
Transparência (m)	2,2	1,2	1,3	1,4	2,0	1,4	2,0
Zmax (m)	13,0	3,5	6,0	4,5	3,0	5,3	2,0
Zmix (m)	4,5	3,0	0,5	4,5	3,0	5,3	2,0

Tabela 2 - Densidade relativa das espécies descritoras da comunidade epifítica em reservatórios de diferentes estados tróficos em dois períodos climáticos.

Reservatório	Verão		Inverno	
	Espécie	%	Espécie	%
Oligotrófico/ Ponte Nova	<i>Closterium</i> cf. <i>acutum</i>	21,9		
	<i>Fragilaria</i> sp. 3 JUNDIA	19,3		
	<i>Actinella lange-bertalotti</i>	8,8		
	<i>Staurostrum tetracerum</i>	5,2		
	<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>	5,0		
Mesotrófico/ Paraitinga	<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>	20,5	<i>Fragilaria gracilis</i>	27,1
	<i>Synechocystis aquatilis</i>	14,9	<i>Fragilaria fragilarioides</i>	12,7
	<i>Discostella stelligera</i>	13,8	<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>	6,6
	<i>Achnantidium catenatum</i>	5,1	<i>Eunotia</i> sp. 2	5,7
			<i>Eunotia bilunaris</i>	5,6
			<i>Fragilaria longifusiformes</i>	5,3
Eutrófico/ Jundiaí	<i>Fragilaria</i> sp. 3 JUNDIA	41,1	<i>Chromulina</i> sp.	54,2
	<i>Fragilaria</i> sp. 4 PTNOVA	15,8	<i>Geitlerinema amphibium</i>	11,2
			<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>nubilum</i>	10,0
Eutrófico Taiaçupeba	<i>Fragilaria</i> sp. 3 JUNDIA	24,2	<i>Fragilaria fragilarioides</i>	17,6
	<i>Eunotia waimiriorum</i>	21,7	<i>Actinella lange-bertalotti</i>	12,7
	<i>Actinella lange-bertalotti</i>	9,3	<i>Eunotia bilunaris</i>	12,5
	<i>Fragilaria fragilarioides</i>	5,0		

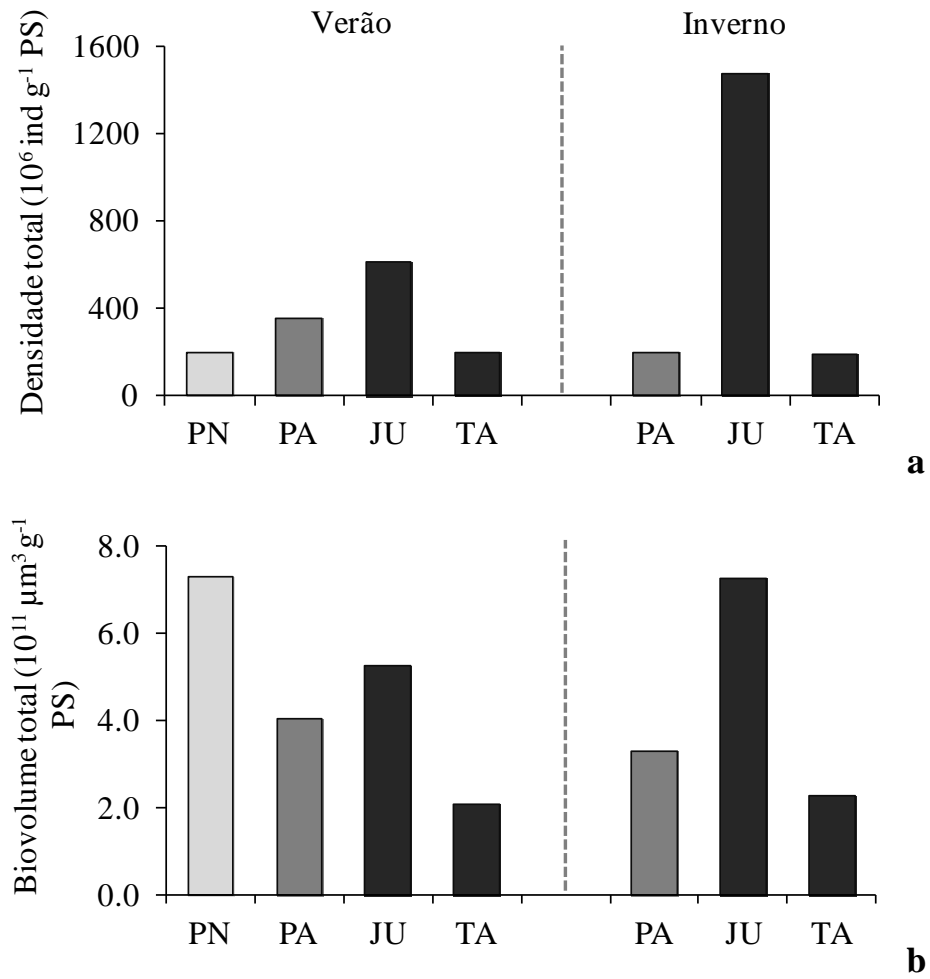


Figura 1 - Densidade total (a) e biovolume total (b) da comunidade epifítica nos reservatórios Ponte Nova (PN - oligotrófico), Paraitinga (PA - mesotrófico), Jundiaí (JU - eutrófico) e Taiaçupeba (TA - eutrófico) em dois períodos climáticos.

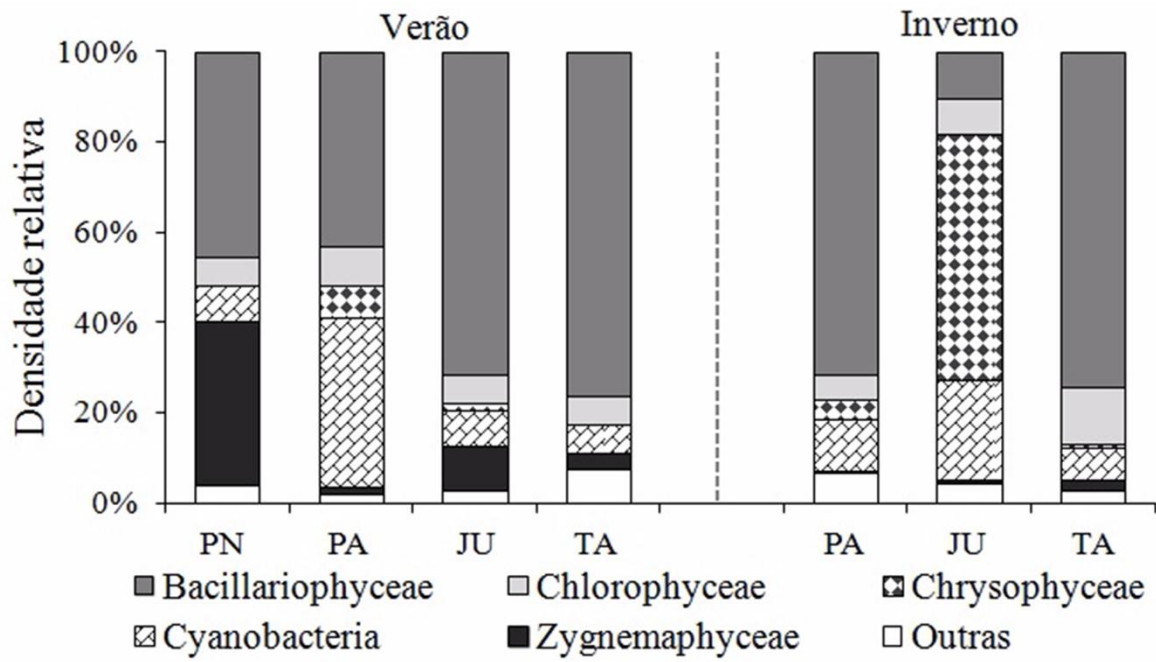


Figura 2 - Densidade relativa das classes da comunidade epifítica nos reservatórios Ponte Nova (PN - oligotrófico), Paraitinga (PA - mesotrófico), Jundiaí (JU - eutrófico) e Taiacupeba (TA - eutrófico) em dois períodos climáticos.

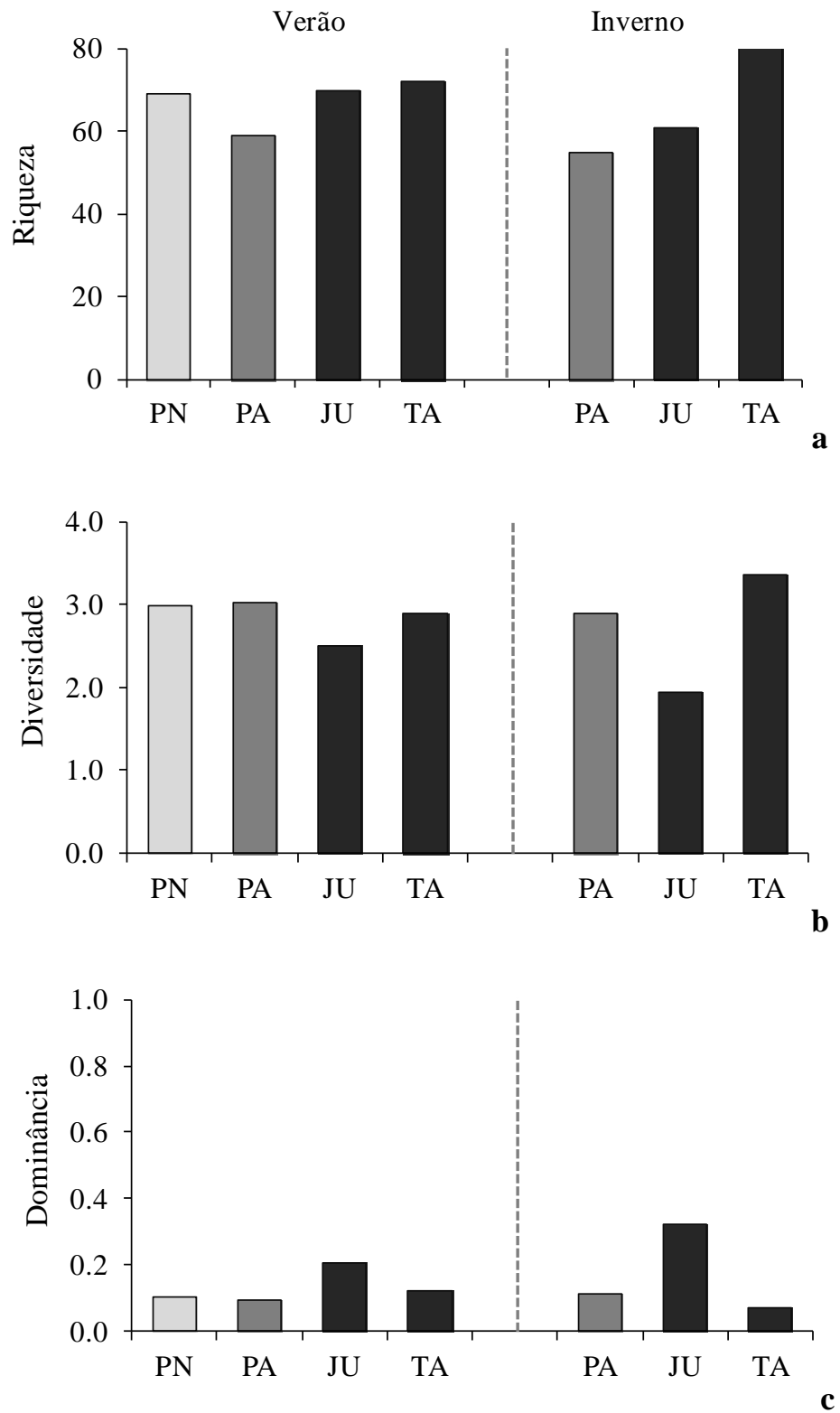


Figura 3 - Riqueza (a), diversidade (b) e dominância (c) de espécies da comunidade epifítica nos reservatórios Ponte Nova (PN - oligotrófico), Paraitinga (PA - mesotrófico), Jundiaí (JU - eutrófico) e Taiaçupeba (TA - eutrófico) em dois períodos climáticos.

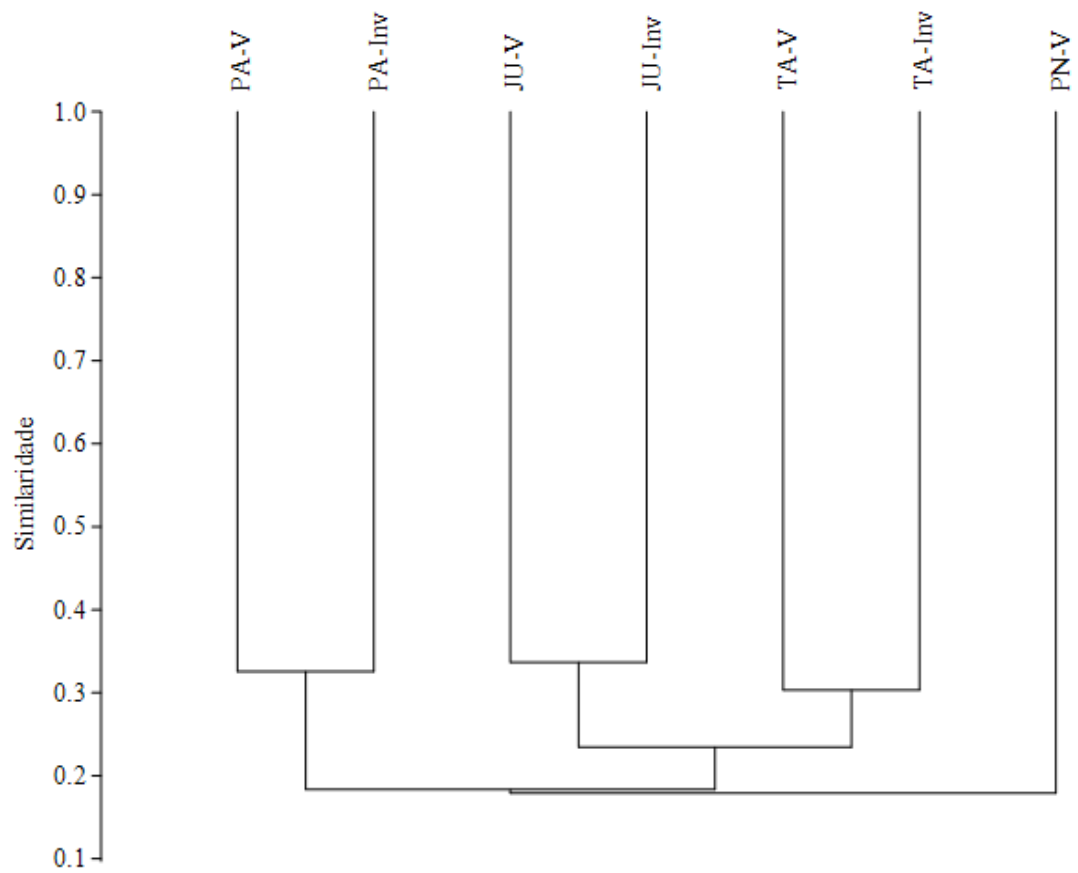


Figura 4 - Similaridade da composição de espécies da comunidade epifítica em *Salvinia* spp. nos reservatórios Ponte Nova (PN - oligotrófico), Paraitinga (PA - mesotrófico), Jundiaí (JU - eutrófico) e Taiácupeba (TA - eutrófico) em dois períodos climáticos (V: verão, Inv: inverno).

CAPÍTULO 5 - Structural changes of the phytoplankton and epiphyton in an urban hypereutrophic reservoir

Artigo a ser submetido à Limnetica

ABSTRACT

This study evaluated the temporal changes of phytoplankton and epiphyton structure and their relationship with limnological factors in an urban hypereutrophic reservoir (Rasgão Reservoir, Brazil). We collected water sample and phytoplankton in different depths at two sites (dam and near tributary input) in summer and winter 2010. Epiphyton on *Salvinia* spp. was sampled only at site near the tributary input. We determined limnological variables and structural attributes (species composition, density, biomass, descriptors species, diversity) for both communities. Phytoplankton density and epiphyton density and biomass was higher in winter (dry season), which occurred the higher nutrient concentrations and lower water flow. Chlorophyceae was dominant in the phytoplankton, except in winter when Cyanophyceae was co-abundant. In the epiphyton, Bacillariophyceae was dominant in summer and Cyanophyceae in winter. The increase light availability and water flow can have provided high species richness and diversity in summer. Temporal changes in the structure of phytoplankton and epiphyton on *Salvinia* were more related to increased nutrients availability (N and P) and flow variations in a hypereutrophic reservoir.

Keywords: algae community, plankton, periphyton, seasonality, urban pollution

INTRODUCTION

Anthropogenic activities such as agriculture, urbanization and deforestation has caused excessive input of N, P, pesticides, metals and hormones and other pollutants in aquatic ecosystems (Smith & Schindler, 2009). Cultural eutrophication has a number of negative consequences, including increased productivity and biomass of phytoplankton, periphyton and/or vascular plants, harmful algal blooms, decreasing in water transparency and loss of biodiversity (Smith, 2003). Simultaneous assessment of phytoplankton and periphyton communities are extremely important for understanding the community structure and dynamics and the relationships with environmental factors in hypereutrophic conditions. Besides, studies

encompassing both communities might increase the knowledge of biodiversity and evaluation of environmental quality.

Phytoplankton and periphyton occupy different habitats, however compete for the same resources (light, nutrients) (Havens *et al.*, 1996). Cyanobacteria blooms, for example, can reduce light availability to the periphyton, but the algae of this community can also show adaptations to shade (e. g. changes in pigments concentrations) (Borduqui & Ferragut, 2012; Sánchez *et al.*, 2013). On the other hand, periphyton can assimilate and retain nutrients of water column and obtain dissolved nutrients from living substrates, such as macrophytes (Vadeboncoeur & Steinman, 2002). Thus, phytoplankton and periphyton are sensitive to environmental changes, responding promptly to changes in nutrient availability.

In reservoirs, the phytoplankton structure and dynamic are influenced by climatic, hydrological (e.g. water retention time) and limnological factors (particularly stratification and mixing) (Rangel *et al.*, 2012; Nishimura *et al.*, 2014). In addition to these factors, the periphyton structure is also influenced by availability and nature of the substratum (Vadeboncoeur & Steinman, 2002). The macrophytes can have a strong influence on development of epiphyton, like: providing area for colonization; modifying of light availability, serving both as sources and sinks for nutrients and allelochemicals; causing physical abrasion of algal assemblages; and providing habitat for grazers (Goldsborough & Robinson, 1996).

Algal community acts in the functioning of lakes and reservoirs (Vadeboncoeur & Steinman, 2002; Reynolds, 2006) and database about this primary producer is very important in restoration program of aquatic ecosystems. Thus, we assessed the structural attributes changes of phytoplankton and epiphyton in two climatic periods in an urban hypereutrophic reservoir (Rasgão Reservoir, São Paulo State, Brazil). Our main goal was to relate the structural characteristics of phytoplankton and epiphyton on natural substratum (*Salvinia* spp.) with environmental factors in a highly degraded tropical reservoir.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The Rasgão reservoir, situated in Pirapora do Bom Jesus city is one of the reservoirs of the Pinheiros-Pirapora sub-basin, that is located in the downstream part of the Upper Tietê River basin, São Paulo State, Brazil (**figure 1**). This reservoir is shallow (average depth: 6 m) and has a surface area of 1.16 km², volume of 4.9 x 10⁷ m³ and average water retention time of 0.45 day (EMA E - Empresa Metropolitana de Águas e Energia). Rasgão was built in 1925 to increase electrical energy generation and supply São Paulo's city, which was undergoing a severe drought

and industrial growth (Victorino, 2002; www.emae.com.br/conteudo.asp?id=Historico). The reservoir is hypereutrophic due the high load of organic matter and pollutants of untreated domestic and industrial sewage (CETESB, 2015). Studies evidenced that Rasgão reservoir presents bad water quality to aquatic fauna and flora (Water Quality Indices for Protection of Aquatic Life and Water Communities) (CETESB, 2009).

Sampling design

Water and phytoplankton samples were collected at site near the dam (Dam site) and at site near tributary input (TI site) in summer (10 March 2010) and winter (23 August 2010) (**Fig. 1**). Water sample was collected in different depths: euphotic zone - named as subsurface (S); middle (M); and/or 1m above the bottom (B). Epiphyton on *Salvinia* spp. was sampled only at site near tributary input (TI site) during the study period.

Water samples were gathered with a van Dorn sampler for determination of abiotic variables and phytoplankton analyses. Individuals ($n = 2$) of *Salvinia* spp., which did not present very young and senescent floating leaves, were selected randomly in the macrophyte stands. We removed the epiphyton on *Salvinia* modified leaves by washing with distilled water of known volume. The dry mass of the modified leaves was determined after drying for 24 hours at 70°C. The epiphyton attributes (total density and biovolume) were expressed per mass unit.

Analyzed variables and Trophic Status Index

Total accumulated rainfall and average daily air temperature were obtained from INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) network data (www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep). Daily volume and flow data were provided by EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia). These data were used to calculate the water retention time (average for each month).

Water temperature was measured by the multi-parameter probe (Eureka Amphibian). Water transparency was measured by Secchi disk and euphotic zone (Zeu) according to Cole (1983). Mixing zone (Zmix) was identified by the vertical temperature profile. The following variables were measured: pH (pHmeter Digimed), electric conductivity (Digimed), dissolved oxygen (DO) (Winkler modified by Golterman *et al.*, 1978), alkalinity (Golterman & Clymo, 1971), free CO₂, nitrite (N-NO₂) and nitrate (N-NO₃) (Mackereth *et al.*, 1978), ammonium (N-NH₄) (Solorzano, 1969), soluble reactive phosphorus (P-PO₄) and total dissolved phosphorus (TDP) (Strickland & Parsons, 1960), total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) (Valderrama, 1981) and soluble reactive silica (SRS) (Golterman *et al.*, 1978). Water samples for

determination of dissolved nutrients were filtered under low pressure by glass-fiber filter (GF/F Whatman).

We determined phytoplankton chlorophyll *a* (corrected for phaeophytin) concentration from a subsample filtered on glass-fiber filter (GF/F Whatman), following 24 h extraction with 90% ethanol (Sartory & Grobbelaar, 1984).

We used chlorophyll *a*, TP and water transparency values to calculate the Trophic State Index (TSI) (Carlson modified by Lamparelli 2004) for each site in both seasons.

Biotic variables

Phytoplankton and epiphyton samples were preserved with 4% formaldehyde for taxonomic analysis. Samples were oxidized using hydrogen peroxide (35-40%) heated (CEN, 2003) and permanent diatom slides were mounted using Naphrax (database from Acquaed project). Taxonomic identification was carried out using an optical binocular microscope (Zeiss Axioskop 2) with phase contrast and image capture. We used classification system of Van der Hoek *et al.* (1997) for class and specialized literature for specific levels.

Samples to quantitative analyses of phytoplankton and epiphyton were fixed with acetic lugol 0.5%. Counting was made in an inverted microscope Zeiss Axio Observer D1, at a magnification of 400x, following Utermöhl (1958) method. Counting limit was the species rarefying curve and the minimum count of 100 individuals of the most abundant species. Epiphyton density was expressed in individuals per mass of dry-mass (ind g⁻¹ DM). Phytoplankton (µm³ L⁻¹) and epiphyton (µm³ g⁻¹ DM) biovolume was estimated by multiplying each species' density by the mean volume of its cells, considering, whenever possible, the dimension of at least 20 individuals of each species, following Hillebrand *et al.* (1999).

Algal species with relative density higher than or equal to 5% of the total density in each sample were considered descriptors and species with total density higher than or equal to 50% in each sample were considered dominant. Species richness (number of species per sample), diversity (Shannon-Winner's index: nats ind⁻¹) and dominance (Simpson's index) were calculated using algal density (Magurran, 2004).

RESULTS

Climate, hydrological, abiotic variables and TSI

Considering total rainfall, two distinct periods were recognized during the year: rainy period (from October to March) and dry period (from April to September) (**Figure 2**). About the sampling months, in March 2010 (summer-rainy period) was registered 168 mm of rainfall and

minimum values (0.2 mm) occurred in August 2010 (winter-dry period). The average air temperature varied between 24.3 °C (November/2009) and 12.5 °C (June 2010). Despite water retention time have been lower than one day throughout the year, we observed that value was higher in winter than summer (0.51 and 0.27 day, respectively). The flow in winter was two times lower than in summer (93.3 and 197.5 m³.s⁻¹, respectively).

Isothermy was observed at Dam site in summer and winter and a thermal stratification at TI site. Water transparency and euphotic zone was about 50% higher in the summer than in winter, however the values were very low in regarding to Zmax of sampling sites (**Table 1**).

The vertical distribution of temperature, DO, DIN, TN and TP concentration identified stratified thermal-chemical gradient at TI site and homogeneous at Dam site (**Table 1**). The highest conductivity, alkalinity, free CO₂, DIN, TN and SRS concentrations was found in winter in both sites. The P-PO₄, TDP and TP concentrations were 3.0 times higher in winter than in summer at Dam site and about 4.5 - 6.5 times higher at TI site. In contrast, the highest TN:TP molar ratio was found in summer. Rasgão reservoir presented TSI values into hypereutrophic category in both seasons: summer (Dam: 67.8, TI: 67.6) and winter (Dam: 74.4, TI: 74.1).

Phytoplankton and epiphyton

Phytoplankton total density and biovolume tended to decreased from the subsurface to the bottom. Higher values of phytoplankton total density occurred in winter, period in which the density was about 2.0 times higher than in summer (**Fig. 3a-3b**). Epiphyton total density and biovolume was about 6.0 and 8.0 times higher in winter than in summer (**Fig. 3c-3d**).

Phytoplankton presented 86 taxa, which were distributed into 7 taxonomic groups: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae and Zygnemaphyceae. Chlorophyceae and Euglenophyceae showed the higher number of taxa: 41 and 22, respectively. For the epiphyton, we identified 60 taxa of algae distributed into 5 groups: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae and Oedogoniophyceae. Chlorophyceae contributed to 24 taxa for epiphyton structure, followed by Bacillariophyceae, 18 taxa. We found that 19 taxa (31%) and 6 taxa (13%) were common between phytoplankton (subsurface - TI site) and epiphyton in summer and winter, respectively, mostly comprised species of Chlorophyceae.

Regarding to relative density of phytoplankton classes, Chlorophyceae was dominant in summer and winter. In winter, Cyanophyceae was the second-class more abundant in the phytoplankton (26.4 - 31.0%), especially at Dam site (**Fig. 4a**). In the epiphyton, Bacillariophyceae was dominant in summer and Cyanophyceae dominated in winter (**Fig. 4c**).

Phytoplankton descriptor species with the highest relative density was *Chlorella vulgaris* Beyerinck, which contributed with 46 to 74% of total density in both sites and seasons. *Oocystis* spp., *Chlamydomonas* sp. 1, *Monoraphidium* cf. *tortile* (W.West & G.S.West) Komárková-Legnerová and *Cyclotella meneghiniana* Kützing also presented high contribution in summer and *Synechocystis aquatilis* Sauvageau, *Synechococcus* cf. *nidulans* (Pringsheim) Komárek and *Chlamydomonas* sp. 2 were abundant in winter (**Fig. 4b**). In the epiphyton, *Cyclotella meneghiniana* represented 27% of total density in summer, followed by *Chlorella vulgaris* (8%) and other diatoms species [*Nitzschia palea* (Kützing) Smith and *Navicula antonii* Lange-Bertalot, 7% both]. *Geitlerinema amphibium* (C. Agardh ex Gomont) Anagnostidis was the most abundant species in winter (39%), followed by diatoms species (*Nitzschia palea*, 17% and *Pinnularia* cf. *gibba* Ehrenberg, 9%) and *Phormidium formosum* (Bory ex Gomont) Anagnostidis & Komárek (8%) (**figure 4d**).

The phytoplankton presented greater species richness in summer, mainly at TI site. The higher diversity and lower dominance indexes was verified at Dam site (bottom) and TI site in summer and at Dam site in winter (**Fig. 5a-5c**). Regarding to epiphyton, the greater richness and diversity occurred in summer. In general, epiphyton showed the higher diversity (2.0 - 2.8 nats ind⁻¹) and lower dominance (0.1 - 0.2) (**Fig. 5d-5f**).

DISCUSSION

Our results showed that environmental conditions were more favorable to development of phytoplankton and epiphyton in winter than in summer in the hypertrophic reservoir studied. Most studies about phytoplankton structure show that physical process of stratification and mixing are driving factors in tropical reservoirs (e. g. Fonseca & Bicudo 2008; Becker *et al.* 2009). However, stratification and mixing process were not considered determinants factors to phytoplankton structure during the study period, because, despite the difference in thermal profile between sites, we recorded similar total density and dominance of same classes and species within sites in both periods. In contrast, resources availability (light and nutrient) was different between the two seasons, especially orthophosphate concentration that was about 4 times higher in winter than in summer. Despite the high P (P-PO₄, PDT) and DIN availability in winter, the water transparency was low, which would be unfavorable for increasing algal biomass. However, the flow were greatly reduced in winter, which lead higher nutrient concentrations, mainly dissolved N and P. In winter, the reservoir received a smaller volume of water to dilute the high load of organic matter and nutrients of the wastewater from upstream cities (CETESB, 2015). Considering the epiphyton, other studies also reported greater

development of community in the winter (dry season) in reservoirs of different trophic status, but in conditions of lower phytoplankton biomass (Borduqui & Ferragut, 2012) or less coverage macrophytes (Souza *et al.*, 2015). Our findings showed that the hydrological variables (mainly flow) and dissolved nutrient supply were determinants factors of algal biomass changes in the plankton and epiphyton in reservoir during the study period.

Phytoplankton presented dominance of small coccoid green algae in all depths of sampling sites (near and far from the dam) in summer and in winter, mainly *Chlorella vulgaris*. This species is commonly found in similar environmental conditions of the reservoir studied (hypereutrophic). *Chlorella vulgaris* comprises the group of nanoplanktonic green algae, which are opportunists and good competitors for resources in eutrophic conditions with low light availability and short water retention time, as in the present study (Haphey-Wood, 1988). Studies have related *C. vulgaris* in eutrophic-hypereutrophic reservoirs (Padisák *et al.*, 2009) and reservoirs storing wastewater effluent (Dor *et al.*, 1987). *Chlorella* species have efficient adaptive strategies for living in hypereutrophic condition, such as high surface-volume ratio, high growth rate (Haphey-Wood, 1988) and capacity to carry out heterotrophy and symbiosis with bacteria (Lananan *et al.*, 2014). Another abundant nanoplanktonic species in winter was *Synechocystis aquatilis*, which is also good competitor in turbid waters and has been dominant in eutrophic-hypereutrophic reservoirs (Fernández *et al.*, 2012).

Epiphyton structure on *Salvinia* spp. was characterized by dominance of Bacillariophyceae in summer and Cyanobacteria in winter. Within the descriptors species in summer, we found high abundance of *Cyclotella meneghiniana*, which has been reported in eutrophic and hypereutrophic systems and rich in organic matter, being considered species resistant to pollution (Van Dam *et al.*, 1994; Romo & Miracle, 1994; Lobo *et al.*, 2010). The periphytic diatoms reduced their contribution in the community in winter, but *N. palea* showed high representativeness. This species has great affinity to water with low dissolved oxygen and elevated P concentrations (Van Dam *et al.*, 1994; Lobo *et al.*, 2010), corresponding the hypereutrophic conditions of the reservoir studied. Environmental conditions in winter were favorable to the high abundance of filamentous cyanobacteria in the epiphyton, particularly *Geitlerinema amphibium*, which can explain the high biovolume in this season. *G. amphibium* is widespread and usually found in phytoplankton, but in epiphyton is associated with stagnant water (Komárek & Anagnostidis, 2005). This species was found in eutrophic reservoirs (Oliveira *et al.*, 2015) and shallow hypereutrophic lake (Romo & Miracle, 1994) and presents adaptability to shade and tolerance to high turbidity (Padisák *et al.*, 2009). The adaptive characteristics of *G. amphibium* can also have ensured the success in periphytic habitat.

Considering the TI site, our findings showed that in the summer the number of species in common between phytoplankton and epiphyton, as well species richness, was higher than in winter. Probably, the high water flow in the summer, due to greater precipitation, can have favored species exchanges between communities. Besides, according to Moss (1981), the phytoplankton and epiphyton communities lose their specificity for habitats with eutrophication. Within this common species, most was Chlorophyceae (e.g. *Monoraphidium* spp.), which is frequently found in tropical reservoirs, in different habitats and trophic status (Ferragut *et al.*, 2005; Chellapa *et al.*, 2008). In summer also occurred higher diversity and lower dominance of species, which reflected in higher richness and common species, mostly in the epiphyton. Another important aspect was the occurrence of greater water transparency and Zeu in summer, so the higher light availability can also have provided the coexistence of a greater number of species.

We conclude that the temporal change in the structure of phytoplankton and epiphyton on *Salvinia* were more related to increased nutrient availability (N and P) and flow variations. The increase light availability and water flow provided the rising of species diversity and richness in phytoplankton and epiphyton, but the increase nutrient availability and reduce flow favored a greater algal density and biomass (**Fig. 6**). Based on phytoplankton and epiphyton structure, we verified a decreasing of algal richness and diversity with the deteriorating in water quality and decreased flow during winter in a hypertrophic reservoir.

ACKNOWLEDGMENTS

We acknowledge FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) for a doctoral fellowship granted for LMS (Process n° 2011/24000-4). This study was carried out within the framework of the AcquaSed project supported by funds from FAPESP (AcquaSed Project, n° 2009/53898–9). We thank especially Dra. Angélica C. Righetti da Rocha for her help and efforts in the limnological and diatom database. We deeply appreciate the valuable assistance of personnel from the Secretaria de Meio Ambiente do Município de Pirapora do Bom Jesus for their valuable logistical support during the fieldwork. We thank all the students and technicians from the Department of Ecology, Institute of Botany, involved in the field and laboratory work.

REFERENCES

- BECKER, V., V. L. M. HUSZAR & L. O. CROSSETTI. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia*, 628: 137-151.
- BORDUQUI, M. & C. FERRAGUT. 2012. Factors determining periphytic algae succession in a tropical hypereutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 683(1): 109-122.
- CEN, Comité Européen de Normalisation. 2003. *Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers*. EN 13946. Geneva.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2009. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008 (Technical Report). 528 p.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2015. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014 (Technical Report). 520 p.
- CHELLAPA, N. T., J. M. BORBA & O. ROCHA. 2008. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68(3): 477-494.
- COLE, G. 1983. *Textbook of Limnology*. 3 ed. The C.V. Mosby Co. London. UK.
- DOR, I., H. SCHECHTER & H. J. BROMLEY. 1987. Limnology of a hypertrophic reservoir storing wastewater effluent for agriculture at Kibbutz Na'an, Israel. *Hydrobiologia*, 150: 225-241.
- FERNÁNDEZ, C., E. R. PARODI & E. J. CÁCERES. 2012. Phytoplankton structure and diversity in the eutrophic-hypereutrophic reservoir Paso de las Piedras, Argentina. *Limnology*, 13: 13-25.
- FERRAGUT, C., M. R. M. LOPES, D. C. BICUDO, C. E. M. BICUDO & I. S. VERCELLINO. 2005. Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). *Hoehnea*, 32(2): 137-184.
- FONSECA, B. M. & C. E. M. BICUDO. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, **600**, 267-282.
- GOLDSBOROUGH, G. & G. C. ROBINSON. 1996. Pattern in Wetlands. In: *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (eds): 77-117. Academic Press. San Diego. USA.
- GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO & M. A. M. OHMSTAD. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. International Biological Program. 2 ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. UK.
- GOLTERMAN, H. L. & R. S. CLYMO. 1971. *Methods for chemical analysis of freshwaters*. International Biological Programmer. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.

- HAPPEY-WOOD, C. M. 1988. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. C. D. Sandgren (ed.). 103–133. Cambridge University Press. Cambridge. UK.
- HAVENS, K. E., T. L. EAST, R. H. MEEKER, W. P. DAVIS & A. D. STEINMAN. 1996. Phytoplankton and periphyton responses to in situ experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *Journal of Plankton Research*, 18 (4): 551-566.
- HILLEBRAND, H., C. D. DÜRSEKEN, D. KIRSCHIEL, U. POLLINGER & T. ZOHARY. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403–424.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2005. Cyanoprokaryota 2: Oscillatoriales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. B. Bündel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (eds). Elsevier/Spektrum. Heidelberg. DE.
- LAMPARELLI, M. C. 2004. *Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. Pd. D. Thesis. Universidade São Paulo, Brazil.
- LANANAN, F., S. H. A. HAMID, W. N. S. DIN, N. ALI, H. KHATOON, A. JUSOH & A. ENDUT. 2014. Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95: 127–134.
- LOBO, E. A., C. E. WETZEL, L. ECTOR, K. KATOB, S. BLANCO & S. MAYAMA. 2010. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica*, 29 (2): 323-340.
- MACKERETH, F. J. H., J. HERON & J. F. TALLING. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Cumbria: Freshwater Biological (Association Scientific Publication, 39). Ed. Wilson, Son Ltda. Kendall. USA.
- MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science. Oxford.
- MOSS, B. 1981. The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters. II: inter-relationships between water chemistry, phytoplankton populations and periphyton populations in a shallow lake and associated experimental reservoirs ('Lund tubes'). *British Phycological Journal*, 16: 59-76.
- NISHIMURA, P. Y., P. A. MEIRINHO, V. MOSCHINI-CARLOS & M. L. M. POMPEO. 2014. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)? *Limnetica*, 33 (2): 263-280.
- OLIVEIRA, F. H. P. C., J. D. B. SILVA, A. N. S. F. COSTA, W. P. RAMALHO, C. H. P. MOREIRA & T. L. S. CALAZANS. 2015. Cyanobacteria community in two tropical eutrophic reservoirs in northeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 37 (2): 169-176.

- PADISÁK, J., L. O. CROSSETTI & L. NASELLI-FLORES. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621:1-19.
- RANGEL, L. M., L. H. S. SILVA, P. ROSA, F. ROLAND & V. L. M. HUSZAR. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 693:13-28.
- REYNOLDS, C. S. 2006. Phytoplankton ecology and aquatic ecosystems: mechanisms and management. In: *Ecology of Phytoplankton*. C. S. Reynolds (ed.). 387-436. Cambridge University Press. New York. USA.
- ROMO, S. & M. R. MIRACLE. 1994. Population dynamics and ecology of subdominant phytoplankton species in a shallow hypertrophic lake (Albufera of Valencia, Spain). *Hydrobiologia*, 273: 31-56.
- SÁNCHEZ, M. L., G. L. PÉREZ, I. IZAGUIRRE & H. PIZARRO. 2013. Influence of underwater light climate on periphyton and phytoplankton communities in shallow lakes from the Pampa plain (Argentina) with contrasting steady states. *Journal of Limnology*, 72(1): 62-78.
- SARTORY, D. P. & J. U. GROBBELAAR. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114: 177-187.
- SMITH, V. H. & D. W. SCHINDLER. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (4): 201-207.
- SMITH, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: a global problem. *Environmental Science Pollution Research International*, 10: 126-139.
- SOLORZANO, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology & Oceanography*, 14: 799-80.
- SOUZA, M. L., B. G. PELLEGRINI & C. FERRAGUT. 2015. Periphytic algal community structure in relation to seasonal variation and macrophyte richness in a shallow tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 755: 183-196.
- STRICKLAND, J. D. & T. R. PARSONS. 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin of Fisheries Research Board Canadian*, 125: 1-185.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommenung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.
- VADEBONCOEUR, Y. & D. STEINMAN. 2002. Periphyton Function in Lake Ecosystems. *The Scientific World Journal*, 2: 1449-1468.
- VALDERRAMA, G. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemical*, 10:109-122.

- VAN DAM, H., A. MERTENS & J. SINKELDAM. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28: 117-133.
- VAN DER HOEK, C., D. G. MANN & H. M. JAHNS. 1997. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge University Press, Cambridge. UK.
- VICTORINO, V. I. P. 2002. Uma visão histórica dos recursos hídricos na cidade de São Paulo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 7 (1): 51-68.

Table 1 - Limnological variables in an urban hypereutrophic reservoir during the study period (Zmax: maximum depth; S: subsurface, M: middle, B: bottom; DIN: Dissolved Inorganic Nitrogen).

	Summer					Winter				
<i>Site</i>	<i>Dam</i>			<i>TI</i>		<i>Dam</i>			<i>TI</i>	
Zmax (m)	8.5			3.0		9.0			3.5	
Zmix (m)	8.5			0.5		9.0			0.5	
Water transparency (m)	0.44			0.50		0.25			0.26	
Zeü (m)	1.19			1.35		0.68			0.70	
<i>Depth</i>	<i>S</i>	<i>M</i>	<i>B</i>	<i>S</i>	<i>B</i>	<i>S</i>	<i>M</i>	<i>B</i>	<i>S</i>	<i>B</i>
Temperature (°C)	24.7	24.4	24.4	24.2	22.5	20.7	20.1	20.0	19.8	17.0
DO (mg L ⁻¹)	3.5	3.5	3.5	1.2	0.4	0.3	0.1	0.1	0.5	0.2
pH	7.2	7.4	7.3	7.3	7.3	7.2	7.4	7.3	7.3	7.3
Conductivity (µS cm ⁻¹)	191.0	202.0	203.0	181.2	165.0	575.6	575.0	574.8	578.7	584.2
Alkalinity (mEq L ⁻¹)	2.1	2.0	1.9	1.9	1.8	3.2	3.0	3.1	3.0	3.0
Free CO ₂ (mg L ⁻¹)	5.8	4.9	8.3	4.8	5.8	21.3	12.8	17.3	16.5	18.6
DIN (mg L ⁻¹)	10.7	11.4	10.9	9.5	7.1	25.2	25.9	26.4	27.1	24.5
TN (mg L ⁻¹)	22.2	22.3	21.8	19.5	15.1	28.0	27.6	28.4	29.3	26.1
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	0.3	0.3	0.4	0.2	0.2	1.1	1.1	1.2	1.3	1.3
TDP (mg L ⁻¹)	0.4	0.4	0.4	0.3	0.2	1.1	1.2	1.2	1.3	1.3
TP (mg L ⁻¹)	0.7	0.6	0.6	0.5	0.3	1.8	1.7	1.8	2.0	1.6
SRS (mg L ⁻¹)	4.9	4.9	4.9	4.6	4.2	7.1	7.0	7.2	7.0	6.7
NT: PT	75.2	80.3	76.9	93.8	106.5	35.1	36.8	34.1	32.5	36.7

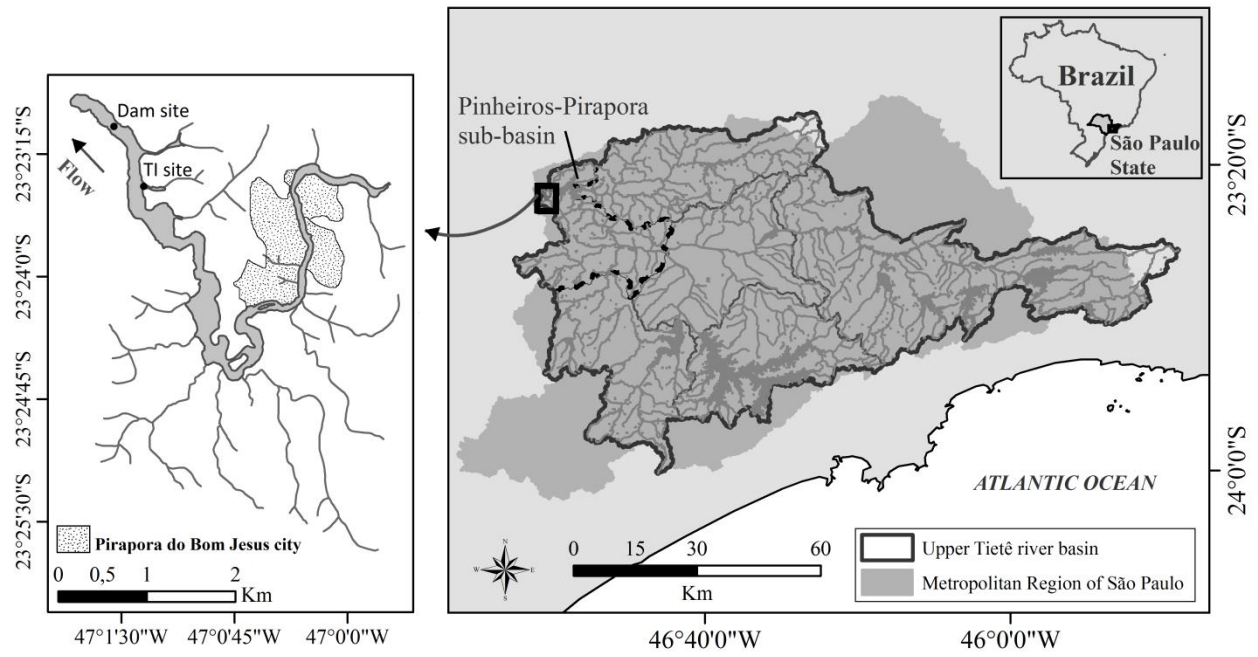


Figure 1 - Study area and location of sampling sites.

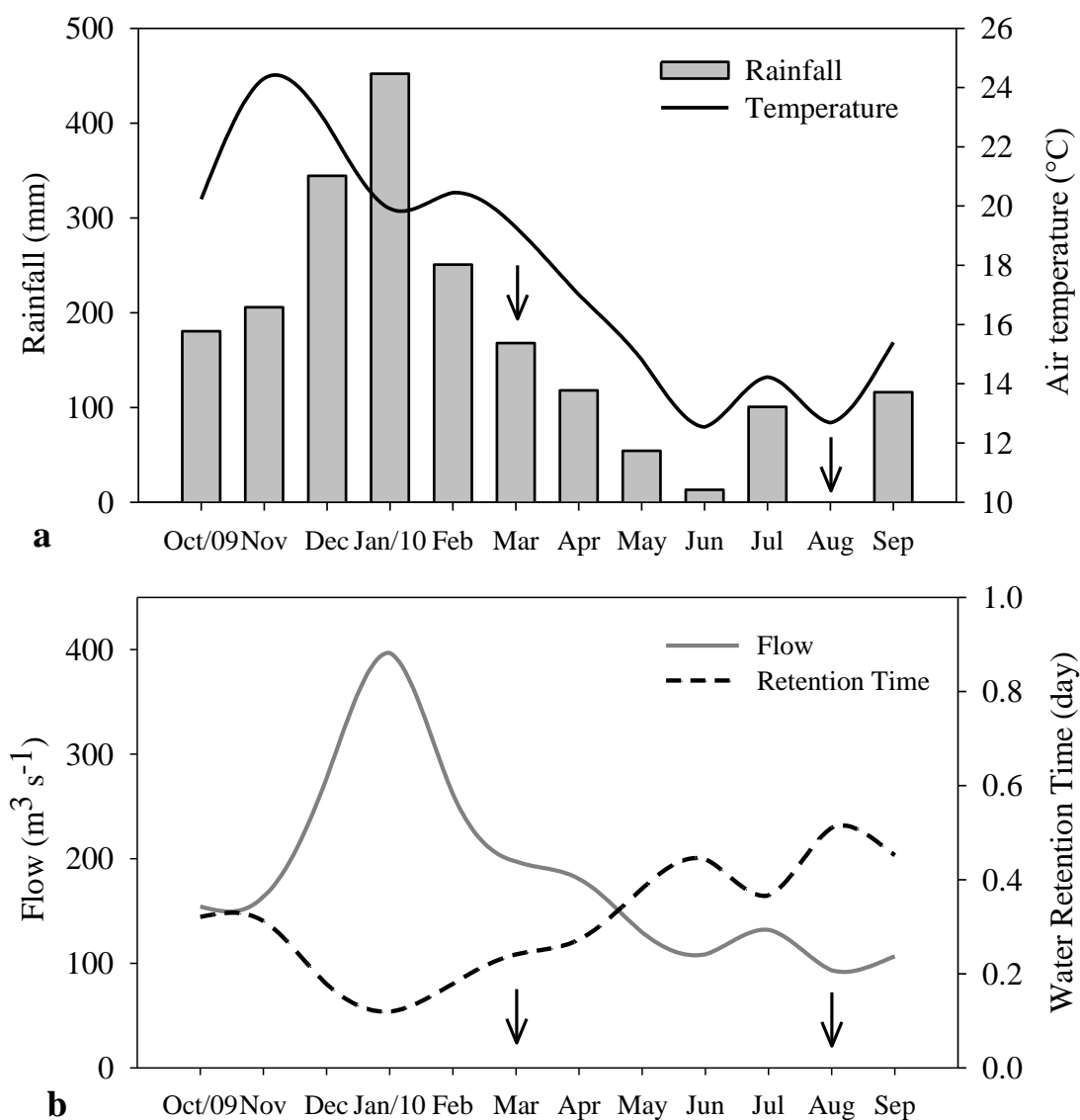


Figure 2 - Total accumulated rainfall and average monthly air temperature (**a**) and average discharge and water retention time (**b**) of the Rasgão reservoir. The arrows indicate the sampling months.

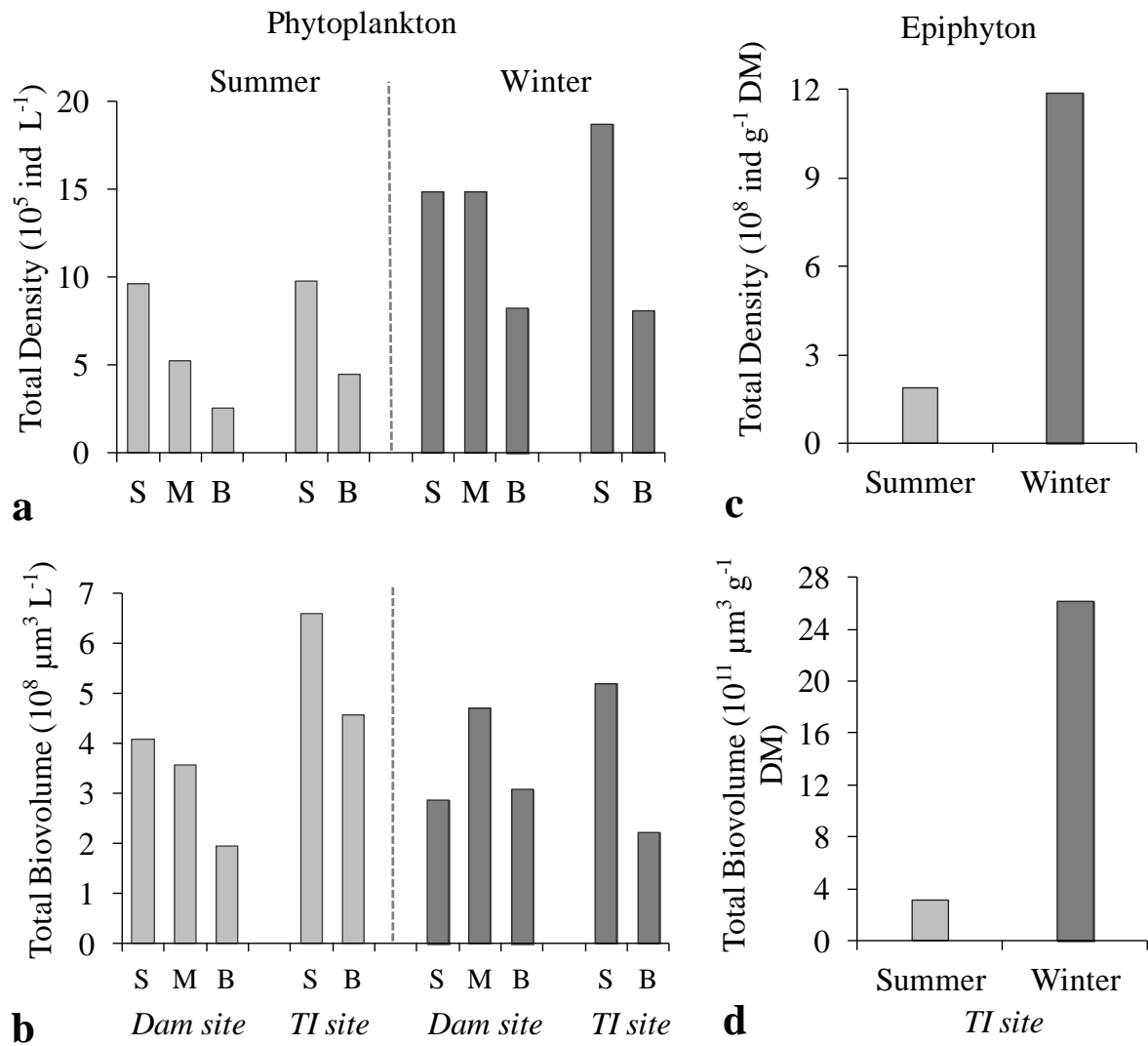


Figure 3 - Phytoplankton (**a-b**) and epiphyton (**c-d**) total density and biovolume in an urban hypereutrophic reservoir during the study period (S: subsurface, M: middle, B: bottom).

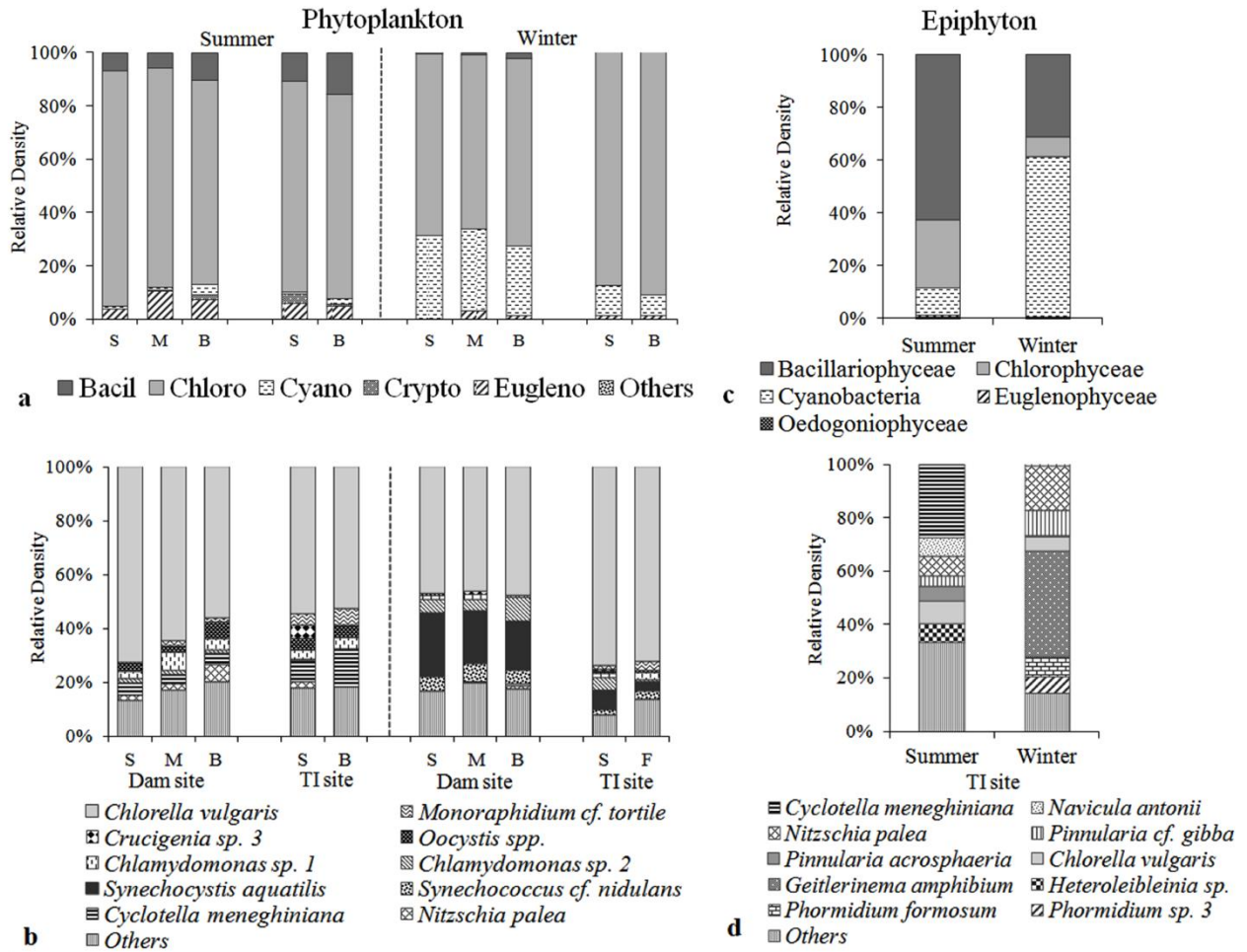


Figure 4 - Phytoplankton (a-b) and epiphyton (c-d) classes density and descriptors species in an urban hypereutrophic reservoir during the study period (S: subsurface, M: middle, B: bottom).

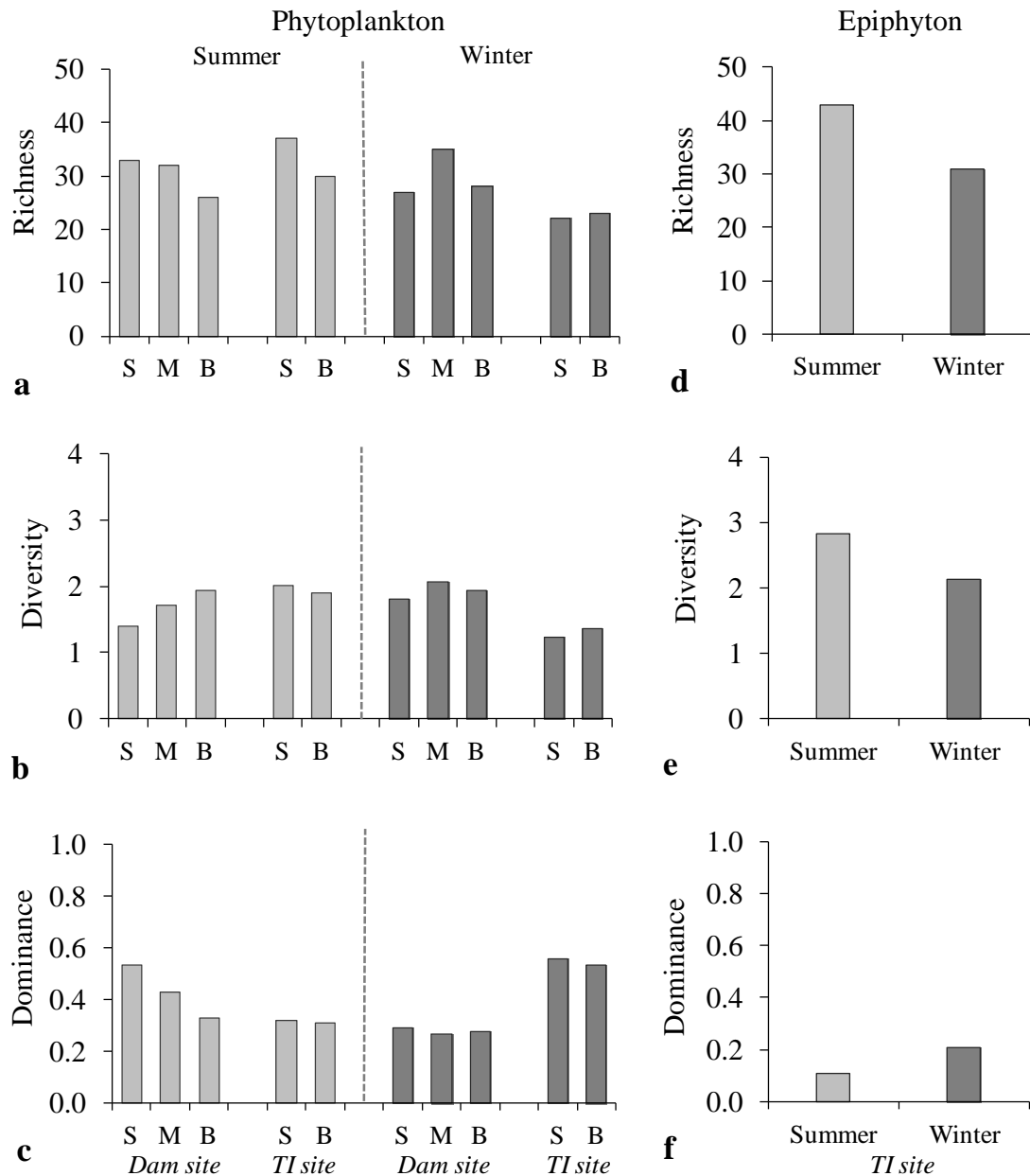


Figure 5 - Species richness, diversity and dominance of phytoplankton (**a-c**) and epiphyton (**d-f**) in an urban hypereutrophic reservoir during the study period (S: subsurface, M: middle, B: bottom).

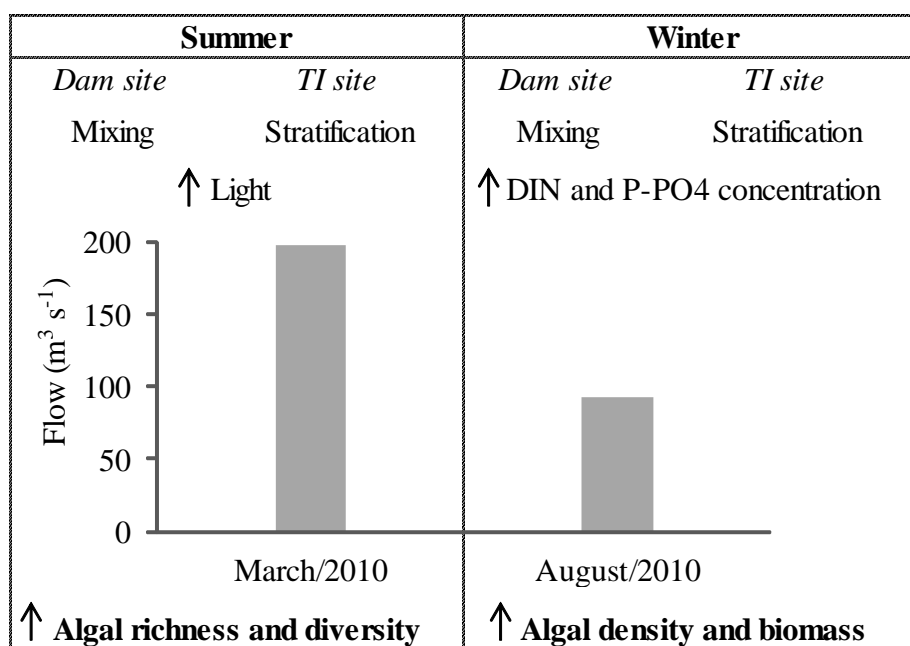


Figure 6 - Schematic diagram summarizing the main changes in abiotic and biotic variables between seasons in Rasgão reservoir.

Considerações finais

Considerando o conjunto de dados analisados no presente estudo, observamos que a diversidade taxonômica foi um fraco preditor da diversidade de traços funcionais da comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais de diferentes estados tróficos. As condições tróficas dos reservatórios também não influenciaram a diversidade funcional da comunidade. Contudo, a média funcional evidenciou mudanças nos traços funcionais das algas planctônicas em resposta às mudanças sazonais nas condições limnológicas (principalmente temperatura da água e mistura e estratificação da coluna d'água), independente da composição de espécies e condições tróficas do ambiente.

Aplicamos e comparamos as classificações taxonômica (espécies) e ecológica/funcional (GFs *sensu* Reynolds e GFBMs *sensu* Kruk) e reforçamos que a abordagem funcional pode ser uma melhor ferramenta para compreender a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios tropicais. Dentre os dois modelos utilizados, o modelo de Grupo Funcional *sensu* Reynolds foi mais sensível em representar como a comunidade fitoplanctônica responde à escala temporal e às diferentes condições tróficas do que os grupos *sensu* Kruk.

Ressaltamos que o modelo de GFBM proposto por Kruk et al. (2010) apresenta algumas semelhanças quanto aos tipos de traços selecionados por Weithoff (2003) para medir a diversidade e dinâmica funcional na comunidade, tais como volume, presença de flagelo e frústula silicosa. Aplicamos a primeira abordagem no presente capítulo 2 e a segunda no capítulo 1 do presente estudo. Nossos resultados mostraram que apesar das semelhanças nos traços funcionais utilizados, as medidas de diversidade funcional, que inclui o cálculo da média funcional, permitiram um melhor entendimento da dinâmica da comunidade fitoplanctônica em relação às mudanças nas condições ambientais, especialmente em escala temporal.

Dentro da abordagem de grupos funcionais *sensu* Reynolds, aplicamos o Índice Q (ou índice de assembleias) da comunidade fitoplanctônica. No geral, os resultados do índice foram condizentes com a classificação trófica dos reservatórios. Visto que a variação na composição de espécies e biomassa dos grupos funcionais fitoplanctônicos é considerado pelo índice Q, evidenciamos que o mesmo pode ser uma ferramenta a ser utilizada para monitorar e/ou avaliar as condições ecológicas de reservatórios tropicais.

A comunidade de algas epifíticas em *Salvinia* spp. foi caracterizada pela alta riqueza e diversidade e baixa dominância de espécies em todos os reservatórios com diferentes estados tróficos. A composição de espécies da comunidade foi mais similar entre os períodos climáticos do que entre reservatório, evidenciando um epifíton característico de cada condição ambiental. As mudanças estruturais e a elevada riqueza e diversidade de espécies da comunidade epifítica

evidenciou o seu potencial bioindicador, principalmente em condições adversas, como a reduzida disponibilidade e alta competição por nutrientes com o fitoplâncton. Em condições hipereutróficas, o período de maior vazão e disponibilidade de luz favoreceu um maior intercâmbio de espécies entre as comunidades epifítica e fitoplanctônica. Assim, o estudo forneceu informações acerca das respostas da comunidade epifítica em relação às condições tróficas e possíveis relações com a variação da comunidade fitoplanctônica.

Em termos gerais, o fitoplâncton e o epifíton foram influenciados principalmente pela mudança sazonal das condições limnológicas (temperatura e concentração de nutrientes) e hidrológicas (tempo de residência da água e vazão, especialmente no reservatório hipereutrífico). Finalmente, além da grande contribuição para o conhecimento da biodiversidade, a avaliação conjunta da comunidade fitoplanctônica e epifítica gerou informações complementares e forneceu uma visão mais holística do funcionamento dos reservatórios, evidenciando o importante papel dessas comunidades no monitoramento da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos.