

CAPÍTULO 3

A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO DISCRIMINADOR DA QUALIDADE DA ÁGUA NA REPRESA BILLINGS (SÃO PAULO, SP)

Paula Yuri Nishimura¹, Viviane Moschini-Carlos² & Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: nishimurapy@usp.br

RESUMO

A comunidade fitoplanctônica apresenta importante papel nos ecossistemas aquáticos, tornando o monitoramento desta comunidade crucial para a preservação dos múltiplos dos reservatórios e para a promoção de subsídios para ações de manejo e recuperação ambiental. O presente estudo utilizou o fitoplâncton como discriminador ambiental nos dois pontos de captação de água da Represa Billings (São Paulo): o braço Rio Grande e o braço Taquacetuba. Apesar de estarem inseridos na mesma bacia hidrográfica e no mesmo reservatório, os braços Rio Grande e Taquacetuba não apresentam conexão, e, portanto, apresentam diferenças quanto às variáveis abióticas e bióticas, atribuídas às diferenças no tipo, frequência e intensidade de impactos antropogênicos. Consequentemente, a comunidade fitoplanctônica diferiu nos dois braços estudados. Portanto, pode-se concluir que o fitoplâncton pode ser utilizado como discriminador ambiental.

1 INTRODUÇÃO

A capacidade de geração de energia instalada no Brasil é de 57.640 MW, sendo 53.029 MW (92%) em usinas hidroelétricas e 4.611 MW (8%) em usinas termoeletricas (MMA, 1998), ainda sim, o país ainda apresenta um grande potencial de crescimento (CARVALHO et al., 2000). Tal fato reforça que é fundamental o aprofundamento de estudos relacionados à preservação dos aproveitamentos hidrelétricos existentes e à análise da viabilidade de novos empreendimentos desta natureza. O conjunto de reservatórios hidrelétricos construídos no Brasil nos últimos cinquenta anos promoveu uma extensa e profunda alteração não só na limnologia e ecologia de rios, lagos, áreas alagadas, pântanos, principalmente no sul e no sudeste do Brasil, alterando também o ciclo hidrossocial e hidroeconômico (TUNDISI et al., 1993; TUNDISI, 2007). Portanto, o estudo destes ecossistemas artificiais é de extrema importância, tanto do ponto de vista da pesquisa básica, quanto aplicada, contribuindo na elaboração de programas de monitoramento que auxiliam no manejo destes corpos d'água na intenção de preservar seus usos atuais e futuros, garantindo água de qualidade.

No Brasil, a maioria dos reservatórios artificiais foram construídos com o intuito de geração de energia elétrica, porém, acabam sendo utilizados para diversos fins como recreação, controle de inundações, abastecimento de água, navegação, fins paisagísticos, entre outros (COOKE et al., 1993). Além disso, lagos naturais e reservatórios apresentam processos bióticos e abióticos em comum. Apresentam habitats (zonas pelágica, bentônica, profunda e litoral) e organismos idênticos e os processos como dinâmica de nutrientes e outras características físicas e químicas são comuns aos dois ambientes. Porém, os reservatórios apresentam características próprias, que os diferem dos lagos, como diferenças morfológicas e hidrodinâmicas (TUNDISI et al., 1993). Deve-se ressaltar que os reservatórios se originam de transformações de rios em lagos, tornando-os sistemas híbridos (MARCÉ, 2007). Desta forma, rios exercem grande influência, podendo ser observadas três zonas teóricas nos reservatórios: riverina, transitória e lacustre (KIMMEL et al., 1990). Portanto, os reservatórios devem ser estudados levando em consideração o componente espacial horizontal a fim de melhor compreender a complexidade de sua estrutura e função. Assim a “limnologia de reservatórios” leva em consideração aspectos específicos ausentes nos ecossistemas lacustres (STRASKRABA et al., 1993), por apresentarem sistemas de circulação horizontal e vertical produzidos por forças naturais e antrópicas que atuam na operação da represa de forma significativa alterando os mecanismos ecológicos (TUNDISI, 1990). Tempo de retenção, altura da tomada de água e sequência de operações em conjunto em cadeias dos reservatórios são exemplos de ações antrópicas que alteram significativamente o ecossistema de um reservatório (TUNDISI, 1990).

Os reservatórios são excelentes detectores dos impactos de atividades antropogênicas, pois fazem parte e integram as consequências do uso e ocupação do solo no entorno de sua bacia de drenagem (TUNDISI, 1996). Com o desenvolvimento sócio-econômico, os reservatórios passaram a ser utilizados como base do desenvolvimento regional (TUNDISI et al., 1999), intensificando os impactos devido às atividades humanas. Os impactos mais comuns segundo um estudo desenvolvido pelo “*International Lake Environment Committee*” em 600 lagos e represas em todo o planeta são: (1) degradação da qualidade da água, (2) diminuição dos recursos hídricos, (3) perda de biodiversidade, (4) perturbação e alteração do transporte de superfície (5) deterioração da pesca (TUNDISI, 2005).

Com esse elenco de impactos e processos próprios observados em reservatórios, a distribuição e sequência das comunidades aquáticas também ficam submetidas a este ciclo de forças naturais e antrópicas impostas nos reservatórios. Dentre as comunidades aquáticas, encontramos os organismos fitoplanctônicos, que reúnem grande diversidade filogenética, de tamanhos, formas e estratégias adaptativas. Segundo a definição de Reynolds (2006), fitoplâncton é o coletivo de microrganismos fotossintetizantes adaptados a viver totalmente ou parte de seu ciclo de vida flutuando na massa d'água.

Devido ao seu curto tempo de geração e facilidade de cultivo, estudos sobre o fitoplâncton colaboraram no estudo de diversos tópicos importantes em ecologia, como padrões de sucessão e

diversidade (SOMMER et al., 1993), incorporação de nutrientes (FALKNER; FALKNER, 1989), competição e coexistência (HUTCHINSON, 1961; ROY; CHATTOPADHYAY, 2007) e predação (HARTMANN; KUNKEL, 1991). Além disso, as flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa podem ser indicadores das alterações naturais ou antrópicas observadas no ecossistema (PADISÁK, 1992; PADISÁK; REYNOLDS, 1998; KRUK et al., 2002; PADISÁK et al., 2006).

Os primeiros estudos sobre o fitoplâncton, ocorridos há quase um século, foram motivados pela fascinação sobre esses organismos encontrados nos corpos d'água e a detecção de padrões sobre a ocorrência dos organismos do fitoplâncton (Reynolds, (1998). Mais recentemente, os fitoplanctólogos voltaram seus interesses para a questão do manejo da qualidade da água em lagos e reservatórios e a busca por formas de conter a superprodução das espécies do fitoplâncton que eventualmente causam danos às atividades humanas, como, por exemplo, causadoras de odor e sabor desagradáveis, de entupimento de filtros ou tóxicas, como algumas cianobactérias, diatomáceas e dinoflagelados.

A visão atual da comunidade fitoplanctônica como um discriminador ambiental surgiu da tentativa de prever os efeitos de mudanças antropogênicas no ambiente através da classificação de espécies de acordo com sua resposta a determinadas alterações ambientais. As características físicas e químicas da água oferecem apenas uma informação instantânea das condições da água, enquanto que as biológicas fornecem informações dos efeitos ambientais prolongados, pois são capazes de refletirem estados não mais existentes no momento da amostragem (Lobo et al., 2002). Portanto, as análises físicas, químicas e biológicas se complementam na avaliação da qualidade das águas. Desta forma, a análise da dinâmica do fitoplâncton é possível verificar amplas alterações na composição em resposta a alterações ambientais, como a eutrofização (REYNOLDS et al., 2002).

A composição do fitoplâncton é influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos como a circulação da massa d'água, penetração da luz, temperatura, nutrientes, substâncias tóxicas, microrganismos heterotróficos, agentes patogênicos, parasitas e herbívoros (REYNOLDS, 2006). Em reservatórios, os fatores envolvidos na estruturação da comunidade fitoplanctônica resultam da relação entre as condições químicas (nutrientes, principalmente fósforo, que regulam a produção primária fitoplanctônica), físicas (temperatura e luminosidade) e biológicas (composição e abundância do zooplâncton) que são reguladas pelas alterações hidráulicas e resultam em flutuações do nível da água. A morfometria e a taxa do fluxo hidrológico do reservatório também interferem fortemente na variabilidade ambiental normal e, conseqüentemente, na comunidade fitoplanctônica (CALIJURI et al., 2002).

Portanto, o estudo limnológico dos reservatórios e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica são ferramentas importantes no monitoramento da qualidade da água, pois a utilização de uma variável biológica fornece resultados mais acurados do que aqueles obtidos apenas pelas variáveis físicas e químicas (ROCHA, 1992). Parâmetros físicos e químicos fornecem apenas informações instantâneas, presentes no momento da amostragem. Efeitos de longo prazo da qualidade ambiental ficam armazenados nas comunidades biológicas, que refletem informações não mais presentes no ambiente no momento da amostragem (ROCHA, 1992; LOBO et al., 2002).

Tendo em vista a importância ecológica, econômica e social dos ecossistemas aquáticos continentais, em particular os reservatórios, o monitoramento da qualidade de suas águas é crucial. Sabendo-se da importância da comunidade fitoplanctônica nestes ecossistemas, seu monitoramento visa preservar os múltiplos usos dos reservatórios e promove subsídios para ações de manejo e recuperação ambiental, de forma a garantir a integridade dos recursos naturais e sua exploração sustentada (BEYRUTH, 2000a).

2 A REPRESA BILLINGS

A Represa Billings é o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Seu espelho d'água possui 10.814,20 ha, correspondendo a 18% da área total de sua bacia hidrográfica (WHATELY, 2003). A área ocupada atualmente pela Represa Billings foi inundada a

partir de 1927, com a construção da Barragem de Pedreira, no curso do Rio Grande. O projeto foi implementado pela antiga *Light* (“*The São Paulo Tramway, Light and Power Company, Limited*”), hoje Eletropaulo, com o intuito de aproveitar as águas da Bacia do Alto Tietê para gerar energia elétrica na Usina Hidrelétrica (UHE) de Henry Borden, em Cubatão, aproveitando-se do desnível da Serra do Mar (WHATELY, 2003). Devido a seu formato peculiar, a represa está subdividida em oito unidades, denominadas braços, os quais correspondem às sub-regiões da Bacia Hidrográfica: braço Rio Grande ou Jurubatuba, separado do Corpo Central pela barragem da Rodovia Anchieta; braço Rio Pequeno; braço Capivari; braço Pedra Branca; braço Taquacetuba; braço Bororé; braço Cocaia e braço Alvarenga. (Figura 1). A Represa Billings possui dois pontos de captação de água: o braço Rio Grande e o braço Taquacetuba, alvos desta pesquisa. Atualmente, os braços Rio Grande e Taquacetuba são pontos de captação de água na Represa Billings, porém para diferentes fins: a água do braço Rio Grande é captada pela Estação de Tratamento de Água do Rio Grande para abastecimento público e a água do braço Taquacetuba é captada pelo sistema Billings-Guarapiranga para ser transposta à Represa Guarapiranga.

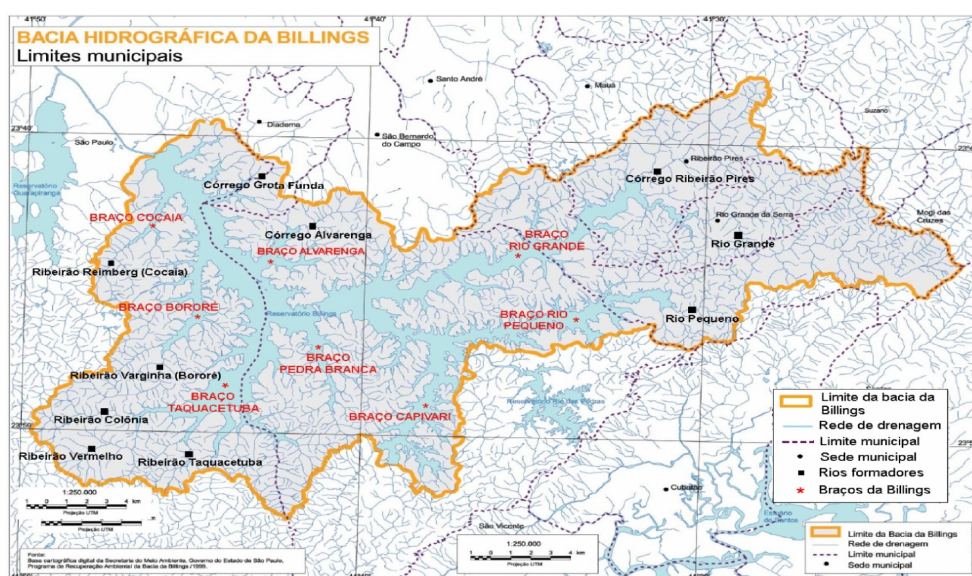


Figura 1: Bacia hidrográfica da Billings, municípios limítrofes, principais rios formadores e braços da Represa Billings. Modificado de: <http://www.mananciais.org.br/site/mapas>.

O braço Rio Grande, ou Reservatório Rio Grande, possui aproximadamente 7,4 km² de área, 9 km de extensão e localiza-se nos municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra. A partir de 1958, o braço Rio Grande passou a ser utilizado como fonte de água para região do ABC paulista. O elevado crescimento populacional na década de 70 exigiu mudanças no manejo da água a fim de manter os requerimentos mínimos de potabilidade. Para isso, em 1981, o braço Rio Grande foi totalmente isolado da represa através da construção da Barragem Anchieta. Após o isolamento, foi interrompido o aporte de esgoto recebido indiretamente da cidade de São Paulo proveniente do bombeamento dos Rios Tietê e Pinheiro na Billings e os maiores tributários do braço Rio Grande voltaram a ser seus contribuintes originais, os Rios Grande e Ribeirão Pires. Beyruth; Pereira (2002) observaram melhoria da qualidade da água no braço Rio Grande após seu isolamento, devido à interrupção do aporte de nutrientes proveniente do corpo central da Represa Billings. Atualmente, o braço Rio Grande é aproveitado para usos múltiplos, servindo de local de recreação (esportes náuticos e balneário), pesca e abastecimento público. Além disso, serve como receptor de dejetos industriais e domésticos, oriundos da cidade de Ribeirão Pires e de redes clandestinas. A Estação de Tratamento de Água Rio Grande (ETA Rio Grande) gerenciada pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), produz 4,2 mil litros de água por segundo para abastecer 1,2 milhões de pessoas em Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (SABESP, 2006).

O braço Taquacetuba possui aproximadamente 5 km de extensão e localiza-se nos municípios de São Bernardo do Campo e São Paulo, com presença da Área de Proteção Ambiental Municipal Capivari/Monos e terras indígenas ao sul (WHATELY, 2003). Devido à influência das águas poluídas do corpo central da Represa Billings, o braço Taquacetuba apresenta frequentes florações de cianobactérias (NISHIMURA et al., 2007; NISHIMURA et al., 2008), algumas potencialmente tóxicas (MOSCHINI-CARLOS et al., 2009). Em 2000, iniciou-se a transposição das águas do braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga, com o intuito de aumentar a capacidade de regulação hídrica da última, que abastece a cidade de São Paulo (ANDRADE, 2005).

3 O FITOPLÂNCTON E AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Apesar de inseridos na mesma bacia hidrográfica e reservatório, os braços Rio Grande e Taquacetuba não se conectam, o que em parte explica as diferenças observadas quanto às variáveis abióticas e bióticas (Tabela 1) (NISHIMURA, 2008). Segundo a autora, o braço Taquacetuba apresenta maior eutrofização do que o braço Rio Grande em todos os períodos estudados (Tabela 2).

Quanto ao fitoplâncton, Nishimura (2008) identificou 83 taxa de fitoplâncton (espécies e variedades): 72 no Rio Grande e 67 no Taquacetuba. Chlorophyceae foi a classe mais representativa (35 taxa), seguida por Cyanophyceae e Euglenophyceae (15 taxa cada), Zygnemaphyceae (8), Bacillariophyceae (7), Dinophyceae (2) e Cryptophyceae (1). No Rio Grande, foram selecionadas 15 espécies como descritoras, ou seja, as espécies que contribuíram para pelo menos 5% da biomassa total [estimado pelo biovolume (HILLEBRAND et al., 1999)] em pelo menos uma amostra: *Coelastrum reticulatum* (Chlorophyceae); *Mougeotia* sp., *Staurastrum leptocladum*, *S. pingue*, *S. pseudotetraceus*, *S. smithii*, *Stauroidesmus* sp. e *S. dejectus* (Zygnemaphyceae); *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae); *Euglena variabilis*, *Trachelomonas intermedia*, *T. hispida* var. *coronata* e *T. volvocinopsis* (Euglenophyceae); *Aulacoseira granulata* e *A. granulata* var. *angustissima* (Bacillariophyceae). No Taquacetuba, foram selecionadas 12 espécies descritoras: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa*, *M. panniformis*, *Pseudoanabaena* sp., *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena galeata* (Cyanobacteria); *Coelastrum reticulatum* (Chlorophyceae); *Staurastrum leptocladum* e *S. pingue*, *Stauroidesmus* sp. (Zygnemaphyceae); *Aulacoseira granulata* e *A. granulata* var. *angustissima* (Bacillariophyceae).

A comunidade fitoplânctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba apresentaram semelhança na riqueza de espécies (S) e diversidade (H') (Tabela 1), porém a estrutura da comunidade foi bem distinta. Tanto no Rio Grande quanto no Taquacetuba, houve grandes oscilações na biomassa do fitoplâncton, porém a biomassa média foi quase 2 vezes maior no Taquacetuba (Tabela 1 e Figura 2). A biomassa do fitoplâncton no Rio Grande foi dominada pela classe Zygnemaphyceae, representada principalmente por *Staurastrum leptocladum*, *S. pingue*, *S. smithii*, *Stauroidesmus* sp. e *Mougeotia* sp. (Figura 3) e no Taquacetuba, pela classe Cyanophyceae, que formou florações biespecífica de *C. raciborskii* e *Planktothrix agardhii* em fevereiro e maio e uni-específica de *Planktothrix agardhii* em agosto e novembro (Figura 3).

O maior aporte de nutrientes no braço Taquacetuba refletiu sobre a comunidade fitoplânctônica, acarretando em maior biomassa e florações de cianobactérias. Além do estado trófico, outros fatores podem ter contribuído para as florações de cianobactérias no Taquacetuba, como a mescla da coluna d'água, a baixa luminosidade e elevadas concentrações de $N-NH_4^+$. *C. raciborskii* e *P. agardhii* são cianobactérias com estratégias dispersivas, ou seja, tendem a espalhar-se na coluna d'água e, portanto, são tolerantes à mescla e pouca luz (OLIVER; GANF, 2000). Além disso, as cianobactérias, mesmo as fixadoras de nitrogênio como *C. raciborskii*, tendem a assimilar $N-NH_4^+$ preferencialmente sobre as demais formas nitrogenadas (FERBER et al., 2004). Ao comparar os padrões de dominância antes e depois do isolamento do braço Rio Grande do restante da Represa Billings, Beyruth; Pereira (2002) observaram uma mudança de dominância (em termos de densidade de indivíduos por ml) de Cyanophyceae e Chlorophyceae para Chlorophyceae e Bacillariophyceae, deduzindo melhoria nas condições tróficas do ambiente. A ausência de florações de Cyanophyceae (frequente antes do isolamento deste braço) e a dominância de organismos da

classe Zygnematomyceae, evidenciam a melhoria da qualidade de suas águas. Além disso, existe uma preocupação com a manutenção da qualidade da água por parte da agência responsável pelo manejo deste reservatório, pois esta água é captada para abastecimento público. A fim de manter a qualidade da água adequada para o abastecimento público, algumas medidas já foram tomadas, como o isolamento desse braço do restante da Billings e a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) executa constante aplicação de algicidas a fim de controlar a biomassa algal. Alguns estudos já demonstraram que a periódica aplicação de algicida interfere na dinâmica natural da comunidade fitoplanctônica (BEYRUTH, 2000b; PADOVESI-FONSECA; PHILOMENO, 2004). Porém, a aplicação de sulfato de cobre, um dos algicidas empregados, em alternância com o peróxido de hidrogênio, deve ser compreendido como uma medida paliativa contra a biomassa excessiva de algas e cianobactérias. Deve ser utilizado com cautela e constantes estudos são necessários a fim de avaliar e evitar potenciais problemas ainda desconhecidos decorrentes do uso a longo prazo como bioacumulação, toxicidade e seleção de espécies resistentes ao cobre (BARCELOUX, 1999; BEYRUTH, 2000b; GARCÍA-VILLADA et al., 2004). Demonstrando a massiva aplicação de sulfato de cobre na próxima à região de captação de água bruta no braço Rio Grande, Mariani; Pompêo (2008) encontraram teores de cobre no sedimento neste local da ordem de 3.582,6 mgCu/kg de sedimento, cerca de 18 vezes a concentração acima da qual os efeitos adversos sobre a biota foram estatisticamente frequentes (PEL - *probable effect level*), com base nos Guias de Qualidade Ambiental Canadenses (CCME, 2003).

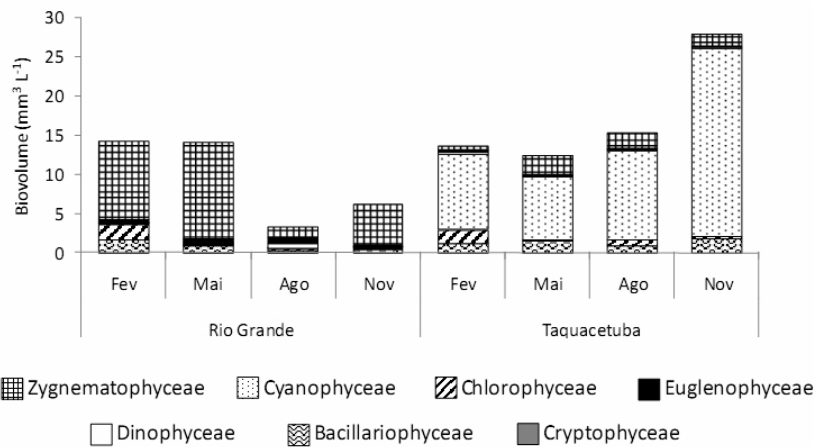


Figura 2: Biovolume médio dos organismos fitoplanctônicos (n = 6) em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005 nos braços Rio Grande e Taquacetuba da Represa Billings.

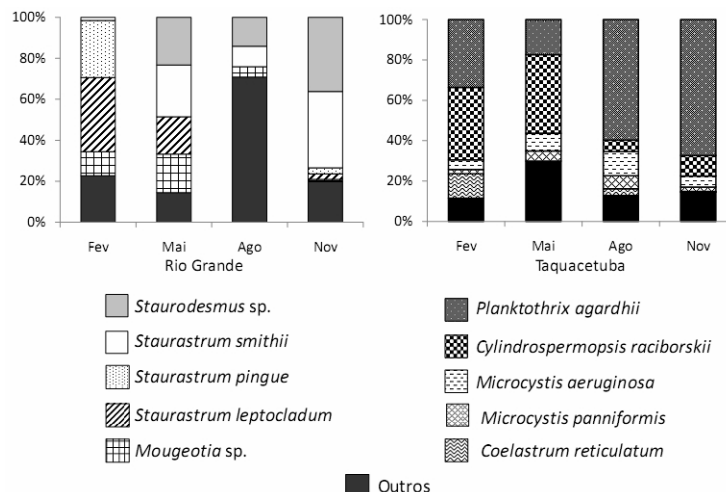


Figura 3: Biomassa relativa das principais espécies descritoras do fitoplâncton em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005 nos braços Rio Grande e Taquacetuba da Represa Billings.

Tabela 1: Valores médios (n = 24) e respectivos desvios padrões (quando existentes) das variáveis abióticas e bióticas nos braços Rio Grande e Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, em 6 profundidades. Legenda: Z_{\max} = profundidade máxima; Z_{eu} = profundidade da zona eufótica; Z_{eu}/Z_{\max} = razão entre as profundidades da zona eufótica e máxima; Z_{ds} = profundidade de desaparecimento do disco de Secchi; NO_3^- = nitrato; NO_2^- = nitrito; NH_4^+ = amônio; SiO_2 = silicato; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; N:P = razão molar de nitrogênio e fósforo; ST = sólidos totais; MSO = material em suspensão orgânico; MSI = material em suspensão inorgânico; Cl-a = clorofila-a; Feo = feofitina, PP = produtividade primária fitoplanctônica. Dados de Nishimura (2008) e PP de (NISHIMURA et al., 2008)

Variável	Rio Grande	Taquacetuba
Riqueza (S)	45,8 ± 1,3	50,5 ± 3,1
Diversidade (H')	4,0 ± 0,2	2,4 ± 0,6
Biomassa do fitoplâncton ($\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$)	9,4 ± 5,6	17,3 ± 7,2
Z_{\max} (m)	10,9 ± 1,0	8,6 ± 1,1
Z_{eu} (m)	4,7 ± 0,4	1,9 ± 0,3
Z_{eu}/Z_{\max}	0,4 ± 0,03	0,2 ± 0,1
Z_{ds} (m)	2,0 ± 0,2	0,8 ± 0,1
NO_3^- ($\mu\text{g l}^{-1}$)	366 ± 317	114 ± 66
NO_2^- ($\mu\text{g l}^{-1}$)	96 ± 147	15 ± 9
NH_4^+ ($\mu\text{g l}^{-1}$)	16 ± 15	66 ± 74
SiO_2 (mg l^{-1})	1,7 ± 0,4	1,3 ± 0,1
NT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1611 ± 502	2938 ± 1121
PT ($\mu\text{g l}^{-1}$)	< 10	29 ± 12
N:P	357 ± 111	231 ± 23
ST (mg l^{-1})	123,0 ± 10,3	115,1 ± 5,3
MSO (mg l^{-1})	2,7 ± 0,3	9,3 ± 1,7
MSI (mg l^{-1})	0,3 ± 0,1	0,6 ± 0,3
Cl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	15 ± 3	47 ± 5
Feo ($\mu\text{g l}^{-1}$)	14 ± 4	24 ± 5
PP ($\text{mgC m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	1033,7 ± 111,8	2795,8 ± 1361,9

Em contrapartida, o braço Taquacetuba recebe influência das águas provenientes da reversão do Rio Pinheiros, que traz consigo grande volume de esgoto doméstico e industrial da cidade de São Paulo, acarretando aumento da eutrofização e conseqüentemente florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Moschini-Carlos et al., (2009) detectaram florações de *Microcystis panniformis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* liberando três variantes de microcistinas (MC-RR, MC-LR e MC-YR) e saxitoxina no Taquacetuba em 2007. Além disso, neste braço não existe preocupação com a manutenção da qualidade das suas águas, pois diferentemente do Rio Grande, sua água não é captada diretamente para o abastecimento público. Tal procedimento pode comprometer a qualidade da água da Guarapiranga. Portanto, a transposição de cianobactérias e cianotoxinas do Taquacetuba para a Guarapiranga deve ser monitorada a fim de evitar maior degradação desta última, que abastece grande parte da população da cidade de São Paulo.

Tabela 2: Índice do Estado Trófico para clorofila-a [IET (Cl-a)], fósforo total [IET (PT)] e disco de Secchi [IET (DS)] nos braços Rio Grande (RG) e Taquacetuba (T) na Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005. Dados de Nishimura (2008). - = calculo não pode ser realizado, devido à concentração de fósforo total abaixo do limite de detecção do método empregado (< 10 $\mu\text{g l}^{-1}$)

	IET (Cl-a)		IET (PT)		IET (DS)		Onde:
	RG	T	RG	T	RG	T	
fev/05	59	67	-	60	51 *	65	* = Oligotrófico
mai/05	59	67	-	61	52 *	61	= Mesotrófico
ago/05	61	65	-	63	50 *	62	= Eutrófico
nov/05	61	66	-	66	49 *	67	= Supereutrófico

4 CONCLUSÃO

Reservatórios são bons detectores dos impactos de atividades antropogênicas, pois fazem parte e integram as consequências do uso e ocupação do solo no entorno de sua bacia de drenagem (TUNDISI, 1996). Os pontos de captação de água da Represa Billings, apesar de estarem inseridos na mesma bacia hidrográfica, apresentaram características muito distintas, que acabam refletidas na comunidade fitoplanctônica, podendo, por sua vez, ser utilizada como discriminadora da qualidade da água. Estas diferenças ocorrem principalmente por causa das atividades antropogênicas no entorno da represa, como uso e ocupação do solo, que geram maior ou menor eutrofização e o gerenciamento do corpo d'água para os diferentes fins.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem à FAPESP pela bolsa de iniciação científica à P. Y. Nishimura e pelo financiamento (Processo nº 2002/13376-4), ao CNPq pela bolsa de mestrado à P. Y. Nishimura.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, A. A. S. **Análise da eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à Represa do Guarapiranga**, São Paulo. 2005. 91 p. Dissertação (Mestrado) -Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- BARCELOUX, D. G. **Copper**. *Clin. Toxicol.*, v. 37, n. 2, p. 217-230. 1999.
- BEYRUTH, Z. As algas e a previsão da qualidade ambiental - Represa do Guarapiranga. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000a. p. 1-6.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 51–65. 2000b.
- BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. D. S. L. O isolamento do Rio Grande da Represa Billings, São Paulo: efeitos sobre o fitoplâncton durante um ciclo hidrológico completo. **B. Inst. Pesca**, v. 28, n. 2, p. 111 - 123. 2002.
- CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A. D.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). **J. Plankton Res.**, v. 24, n. 7, p. 617-634. 2002.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL, 2000.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT - CCME. **Summary of existing Canadian environmental quality guidelines, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life**. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2003.
- COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A.; NEWROTH, P. **Restoration and management of lakes and reservoirs**. 2. ed. . Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 548 p.
- FALKNER, R.; FALKNER, G. Phosphate-uptake by eukaryotic algae in cultures and by a mixed phytoplankton population in a lake: analyses by a force-flow relationship. **Bot. Acta**, v. 102, n. 4, p. 283-286. 1989.
- FERBER, L. R.; LEVINE, S. N.; LINI, A.; LIVINGSTON, G. P. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? **Freshwater Biology**, v. 49, p. 690–708. 2004.
- GARCÍA-VILLADA, L.; RICO, M.; ALTAMIRANO, M.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; LÓPEZ-RODAS, V.; COSTAS, E. Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algacide. **Water Res**, v. 38, p. 2207–2213. 2004.
- HARTMANN, H. J.; KUNKEL, D. D. Mechanisms of food selection in daphnia. **Hydrobiologia**, v. 225, p. 129-154. 1991.

- HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, v. 35, p. 403–424. 1999.
- HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. **The American Naturalist**, v. 95, n. 882, p. 137- 145. 1961.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p.133-193.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 901-912. 2002.
- LOBO, A. E.; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade de água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: Edunisc, 2002. 127 p.
- MARCÉ, R. **Ter River influence on Sau Reservoir limnology: empirical and watershed-scale modeling**. Barcelona. 2007. 203 p. Tese (Doutorado) - Universitat de Barcelona, Departament d'Ecologia, Barcelona, 2007.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 284-288. 2008.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Recursos hídricos no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal/Secretaria de Recursos Hídricos, 1998.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; BORTOLLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P. Y.; FREITAS, L. G. D.; POMPÊO, M. L. M.; DÖRR, F. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, v. 28, n. 2, p. 227-236. 2009.
- NISHIMURA, P. Y. **Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**. São Paulo. 2008. 151 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, São Paulo, 2008.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. Phytoplankton primary productivity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir, Sao Paulo, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 30, n. 1, p. 50-52. 2008.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; SILVA, S. C. D.; PADIAL, P. R. A comunidade fitoplanctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba do Complexo Billings (São Paulo - Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 11., 2007, Macaé. **Anais...Macaé: Associação Brasileira de Limnologia**, 2007.
- OLIVER, R. L.; GANF, G. G. **Freshwater blooms**. In: WHITTON, B. A.; POTTS, M. (Eds.). **The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space**. London: Kluwer Academic Publishers, 2000. p. 149-194.
- PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a Large Shallow Lake (Balaton, Hungary): A dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. **The Journal of Ecology**, v. 80, n. 2, p. 217-230. 1992.
- PADISÁK, J.; BORIC, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, n. 553, p. 1-14. 2006.
- PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. **Hydrobiologia**, v. 384, p. 41–53. 1998.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, central Brasil. **Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 4, p. 819-826. 2004.
- REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11–26. 1998.
- REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. 535 p.

- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASEILLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton. Res.**, v. 24, n. 5, p. 417-428. 2002.
- ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M. (Eds.). **Algae and environment: a general approach**. São Paulo: SBFic/CETESB, 1992. p. 34-52.
- ROY, S.; CHATTOPADHYAY, J. Towards a resolution of 'the paradox of the plankton': a brief overview of the proposed mechanisms. **Ecol. Complex.**, v. 4, n. 1-2, p. 26-33. 2007.
- SABESP. **Tratamento de água na Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo: SABESP, 2006. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=sabesp&pub=T&db=&docid=CC8BB4856DE5633B832571AE005B0E26>>. Acesso em: 01 nov. 2006.
- SOMMER, U.; PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S.; JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 249, p. 1-7. 1993.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 213-288.
- TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: Fatores limitantes e controladores. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 50, n. 4, p. 937-955. 1990.
- TUNDISI, J. G. Reservoir as complex systems. **Ciência e Cultura**, v.48, n.5/6, 1996. p.383-387.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. 2 ed. São Carlos: RiMa, IEE. 2005. 248 p.
- TUNDISI, J. G. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 109-117. 2007.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 25-55.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Sciences/ Backhuys Publishers, 1999. p. 505-528.
- WHATELY, M. **Seminário Billings 2002**: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings. São Paulo: Instituto Sócioambiental, 2003.