

Mônica Hessel Silveira

**ESTRUTURA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E FATORES
DIRECIONADORES DA DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS
EM UMA LAGOA RASA SUBTROPICAL (Lagoa do Peri, SC).**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia. Orientador: Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio. Coorientadora: Profa. Dra. Maria Luiza Schmitz Fontes.

Florianópolis
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silveira, Mônica Hessel
ESTRUTURA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E FATORES
DIRECIONADORES DA DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA
RASA SUBTROPICAL (Lagoa do Peri, SC). / Mônica Hessel
Silveira ; orientador, Mauricio Mello Petrucio ; co-
orientadora, Maria Luiza Schmitz Fontes. - Florianópolis,
SC, 2013.
106 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia.

Inclui referências

1. Ecologia. 2. Lagoas Costeiras. 3. Cianobactérias. 4.
Eutrofização. 5. Fitoplâncton. I. Mello Petrucio, Mauricio.
II. Schmitz Fontes, Maria Luiza. III. Universidade Federal
de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.
IV. Título.

Dedico este trabalho a um grande ser humano que foi tão bonito e pleno em minha vida: Paulo Silveira... PAI!

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a minha família, sempre presente em todos os momentos. À minha mãe, pessoa de incomparável dedicação e sabedoria, que me ouviu tantas vezes e me dirigiu os melhores conselhos, me fazendo persistir mesmo quando tudo parecia dar errado; minha fonte de inspiração diária, meu primeiro e maior ícone de pesquisadora de excelência! Ao meu pai, pelo exemplo que me foi dado durante os anos vividos e pelo apoio espiritual nos momentos mais difíceis - lembrando-me sempre de sua bravura, garra e incondicionalidade. Te carrego sempre comigo, pai! Aos meus irmãos, pelo convívio intenso e gratificante, que, com suas peculiares formas de pensar a vida, me ajudaram a refletir sobre a minha. Ao integrante mais recentemente chegado à família, meu sobrinho Dionísio, que me fez reviver novamente a doçura das novas descobertas e alegrias nas coisas mais simples da vida. A minha cadela Shaúla, não menos especial! Em especial para minha vó Noely, sempre carinhosa, exemplo de coragem e sapiência, que do alto dos seus 90 anos, muito rezou e torceu por mim. Vocês são essenciais para mim!

Ao meu orientador, Mauricio Petrucio, pela oportunidade de vivenciar a ciência e pela confiança durante o decorrer trabalho. À professora Maria Luiza Fontes, pelo auxílio nos momentos necessários e disponibilidade frente a qualquer dificuldade.

À professora Luciane Crossetti, minha mentora desde os tempos de iniciação científica, responsável por me inserir no mundo microscópico do fitoplâncton, me fazendo tomar gosto pela pesquisa e pelo meio acadêmico. Agradeço pela infinita paciência, bom humor, disposição.

Aos colegas do grupo de pesquisa e laboratório de Ecologia de Águas Continentais, pelas contribuições nos mais variados âmbitos da pesquisa; também pelos momentos de descontração pós-expediente. À Natália Gerson e Denise Tonetta agradeço pela amizade, ótimas

companhias em campo e laboratório, de infinita paciência – foram vários aprendizados. Aos queridos colegas que, ao longo dessa jornada, compartilharam bons ensinamentos: Eduardo Fuentes, Áurea Lemes, Leonardo Lisboa, Jéssica Pires, Rafael Schmitt, Renan Rezende, Ana Siegloch, Mariana Hennemann, Denise Faccin e Lize Caldas.

Aos técnicos do Laboratório de Peixes de Água Doce, pelo auxílio e bom humor nos trabalhos de campos, e aos responsáveis pelos laboratórios pelo suporte técnico e logístico.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC pela oportunidade e estrutura disponibilizada. Aos professores do PPG que me guiaram pelo sinuoso caminho científico através dos ensinamentos e amizade. Aos colegas de pós-graduação que dividiram suas experiências e carisma. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro e pela concessão da bolsa de estudo, sem a qual o projeto não teria sido realizado.

À equipe do laboratório de Ecologia do Fitoplâncton e Microorganismos Marinhos da FURG, em especial aos professores Paulo Abreu e Clarisse Odebretch, que me receberam e proporcionaram toda a estrutura necessária para realizar. Aos grupos de pesquisa do laboratório Ecofisiologia Vegetal da UNISINOS e do Instituto de Pesquisa Hidráulicas da UFRGS, que abriram suas portas para utilizar da estrutura e participar de discussões dos trabalhos locais.

Às Ecolandinas: Erika (Japa), Itamê e Carol, pelos dois anos de ótimo convívio, dividindo descobertas, estudos, ansiedades e tudo mais.... compartilhando aquela casa e “quintal” de muitos banhos de mar - tantas alegrias aquele lugar nos proporcionou!! Às novas amigas - Rubana, Danni, Julia, Anna, Kika, Rachel, Sarah, Mitie e Paola. Aos poucos, mas não menos queridos, homens da turma: Juan e Gigio.

À Lenara, sempre amiga; de desabafos, conselhos, festas, praias, e por ser minha “terapeuta” dos mais diferentes males. Ao Thales, pela recepção na Ilha, pelas conversas, jantas e orgias gastronômicas. Ao

amigo Saulo (*in memorian*), grande pessoa, pelo reencontro, ajuda na nova morada e em enrascadas em geral – sempre parceiro!

À Dessa, pessoa que se pode chamar de amiga pra todas as horas: obrigada, amiga! Pelos conselhos, ajuda nas planilhas, discussões, momentos terapêuticos e infinita paciência. Aos amigos, ainda que distantes fisicamente, próximos em pensamentos e sentimentos. Às minhas eternas luluzinhas: Marloca, Laurinha, Luanita e Sandrix, pelas confrarias e companhias sempre maravilhosas na minha vida. Adoro e me inspiro com o jeitinho de pensar e viver, cada uma de sua forma!

Especialmente ao meu grande companheiro Jonathan, que esteve sempre presente, pelo apoio, paciência (muita!), carinho, compreensão e amor, tão essenciais para o sucesso desse trabalho. Te amo!

A todos, a minha sincera gratidão!

*“...Para ser grande, sê inteiro:
Nada teu exagera ou excluí.
Sê todo em cada coisa
Põe quanto és no mínimo que fazes.
Assim em cada lago
a lua toda brilha, porque alta vive.”*
(Fernando Pessoa)

RESUMO

Modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica são indicadores sensíveis de alterações naturais ou antrópicas nos mananciais hídricos. A dinâmica do fitoplâncton em ambientes lênticos é controlada por uma interação complexa entre hidrodinâmica, fatores químicos, disponibilidade de luz e herbivoria. As cianobactérias, grupo de extrema importância no fitoplâncton, apresenta ampla distribuição ecológica e geográfica, diferindo substancialmente em termos de atributos funcionais, sendo difícil determinar as condições gerais que promovem suas florações. Persistem, assim, diversas lacunas do conhecimento sobre a estruturação da comunidade fitoplanctônica sob uma condição de prolongada dominância de cianobactérias. A lagoa do Peri apresenta mistura permanente, exibindo isoterмия e homogeneidade dos recursos nutricionais ao longo da coluna d'água. Além disso, a constante circulação limita a penetração luminosa, promovendo seleção competitiva das espécies fitoplanctônicas com menores requerimentos de luz. Apesar de apresentar caráter espacialmente homogêneo, a temperatura da água teve uma grande variação sazonal, sendo reconhecida nas análises como uma das variáveis mais determinantes na estruturação do sistema estudado, gerando alternância entre a predominância de poucas espécies. De maneira geral, a diversidade da lagoa do Peri foi baixa, devido principalmente à dominância por poucas espécies de cianobactérias. Os grupos funcionais (*sensu* Reynolds) selecionados pelo ambiente foram constituídos predominantemente de cianobactérias adaptadas à baixa luminosidade, intensa mistura e temperaturas elevadas. Os nutrientes se mantiveram em níveis

considerados limitantes ao crescimento fitoplanctônico, entretanto, tal condição pode configurar uma possível vantagem para as espécies descritoras da lagoa do Peri. Ainda, a baixa concentração de nutrientes dissolvidos do sistema pode estar associada a uma rápida incorporação deste recurso pelas espécies predominantes, já que apresentam habilidades em otimizar o emprego do mesmo. Além disso, a presença eminente da espécie fixadora de nitrogênio *Cylindrospermopsis raciborskii* foi observada em alta proporção em toda a série temporal, com elevada densidade de heterocitos. Assim, a fixação de nitrogênio parece estar exercendo papel crucial para o sucesso da espécie. As análises realizadas indicaram que os fatores físicos da água foram os principais condutores da dominância das populações de cianobactérias no sistema. De maneira geral, a estrutura e dinâmica do fitoplâncton da lagoa do Peri demonstraram estar relacionadas à limitação por luz e nutrientes dissolvidos - direcionados pelos padrões de mistura - somados a um amplo gradiente temporal de temperatura, promovendo o sucesso de espécies adaptadas a este cenário. Como seria de esperar, considerando-se a localização subtropical da lagoa, os padrões temporais do fitoplâncton parecem ser menos dependentes da sazonalidade, do que em habitats de clima temperados, e mais estreitamente ligados às variações das condições climáticas locais.

Palavras-chave: mistura, fitoplâncton, *C. raciborskii*, temperatura, cianobactérias, nutrientes.

ABSTRACT

Changes in phytoplankton community structure are sensitive indicators of natural or anthropic modifications in water sources. The dynamics of phytoplankton is controlled by a complex interplay between hydrodynamics, chemical factors, availability of light and nutrients. Cyanobacteria, a group of extreme importance in phytoplankton displays an extensive ecological and geographical distribution, differing substantially in terms of functional attributes, and it is difficult to determine the conditions that promote their blooms. There are many gaps in knowledge about the structure of the phytoplankton community under prolonged dominance of cyanobacteria condition. Peri lake presents a permanent mixing and homogeneity of nutritional resources throughout the water column. Moreover, permanent mix can limited the irradiance by promoting the competitive selection of phytoplankton species with smaller requirements light. One of the most important variables in structuring the system, promoting alternating between the dominance of few species, water temperature presents a large seasonal variation. In general, the diversity of Peri lagoon was low, mainly due to dominance by a few species of cyanobacteria. The functional groups (*sensu* Reynolds) selected by the environment consisted predominantly of cyanobacteria adapted to low light, elevated temperatures and intense mixing. Nutrients were below the limiting growth levels, however, this fact can set up a possible advantage for the species descriptors of Peri lagoon. Moreover, the low concentration of dissolved nutrients is

probably associated with fast incorporation of this feature by the predominant species, since they have ability to optimize the use thereof. In this context, the eminent presence of nitrogen-fixing species *Cylindrospermopsis raciborskii* was observed in high proportion in the entire series, with a high density of heterocitos. Nitrogen fixation appears to be crucial role for success of this species. The analyzes indicated that physical factors of the water were the main drivers of the dominance of cyanobacterial populations in the system. In general, the structure and dynamics of phytoplankton at Peri lagoon shown to be related to the limitation by light and dissolved nutrients, promoting the success of species adapted to this scenario. As would expect, considering the location of the subtropical lagoon, the temporal patterns of phytoplankton appear to be less dependent on seasonality than in temperate climate habitats, and more closely linked to changes in the local climate.

Keywords: mixing, phytoplankton, *C. raciborskii*, temperature, cyanobacteria, nutrients.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AFO – compartimento de coleta na profundidade da zona afótica

Alcal – alcalinidade

AT – temperatura do ar

Chl-a – clorofila-a

Cond – condutividade

Crac – *Cylindrospermopsis raciborskii*

D - equitabilidade

DCA – análise de correspondência destendenciada

DIN – nitrogênio inorgânico dissolvido

DO – oxigênio dissolvido

DOC – carbono orgânico dissolvido

DS – compartimento de coleta na profundidade do disco de Secchi

H' – diversidade

K – coeficiente de atenuação da luz

Lred – *Limnothrix redekeii*

Mireg – *Monoraphidium irregulare*

N-NH₄⁺ – amônio

N-NO₂⁻ – nitrito

N-NO₃⁻ – nitrato

PAR – radiação fotossinteticamente ativa

PCA – análise de componentes principais

Pcat – *Pseudanabaena catenata*

pH – potencial hidrogeniônico

Plim – *Planktolyngbya limnetica*

Psp – *Planktolyngbya* sp.

RDA – análise de redundância

RWCS – estabilidade relativa da coluna d'água

SRP – fósforo solúvel reativo

Stet – *Staurastrum tetracerum*

SUP – compartimento de coleta na subsuperfície

TN – nitrogênio total

TP – fósforo total

WT – temperatura da água

3DS – compartimento de coleta referente a três vezes a profundidade do disco de Secchi

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1 - Valores médios, mínimos e máximos mensais das variáveis abióticas e de biomassa fitoplanctônica (clorofila-a e biovolume total) da Lagoa do Peri..... 54

CAPÍTULO II

Tabela 1 - Valores médios, desvio padrão, mínimos e máximos por estação das variáveis abióticas e de biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) da Lagoa do Peri..... 87

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1 – Mapa ilustrativo da área de estudo, com a delimitação do Parque Municipal da Lagoa do Peri, a localização da lagoa, seus dois principais contribuintes (Cachoeira Grande e Ribeirão Grande) e canal de ligação com Oceano (Sangradouro).....30

Figura 2: Imagens ilustrativas da lagoa do Peri em diversos ângulos aéreos e, abaixo a direita, vista do canal Sangradouro, por onde desemboca a água da lagoa..... 32

CAPÍTULO I

Figura 1 - Mapa ilustrativo da área de estudo, com a delimitação da Lagoa do Peri e sua localização geográfica..... 48

Figura 2 - Variação sazonal da zona eufótica (Zeu) e da estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) na Lagoa do Peri no período de março/2011 a fevereiro/2012.....51

Figura 3 - Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na Lagoa do Peri no período de março/2011 a fevereiro/2012.....52

Figura 4 - Ordenação pela PCA (eixos 1 e 2 e eixos 1 e 3) das estações amostrais em função das variáveis abióticas na lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12.....57

Figura 5 – Contribuição relativa para a biomassa total das classes taxonômicas do fitoplâncton (%) em escala temporal na lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12, nas profundidades SUP (a); DS (b); 3DS (c) e AFO (d).....60

Figura 6 - Variação da biomassa total (a), riqueza (b), diversidade (c) e equitabilidade (d) do fitoplâncton na Lagoa do Peri no período estudado.....61

Figura 7 - Biomassa relativa (%) das espécies descritoras biológicas nas profundidades: SUP (a); DS (b); 3DS (c) e AFO (d) na Lagoa do Peri de mar/11 a fev/12.....62

Figura 8: Diagrama de ordenação da RDA (eixos 1 e 2) das unidades amostrais em função das principais variáveis abióticas e da biomassa das espécies descritoras da série temporal.....64

CAPÍTULO II

Figura 1 - Mapa ilustrativo da área de estudo, com a delimitação da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, sua localização e seus dois principais contribuintes: Cachoeira Grande (1) e Ribeirão Grande (2).....82

Figura 2 - Valores acumulados de precipitação mensal e de temperatura do ar no momento da coleta.....85

Figura 3 - Coeficiente de atenuação de luz (k) e estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) na lagoa do Peri no período de estudo.....85

Figura 4 - Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de a) SRP ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e b) DIN ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da lagoa do Peri no período de estudo.....89

Figura 5 – Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de biomassa (mg.L^{-1}) de cianobactérias na Lagoa do Peri no período de março/2011 a fevereiro/2012.....90

Figura 6 - Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas das biomassas (mg.L^{-1}) das espécies *C.raciborskii* (a), *P.catenata* (b), *L.redekeii* (c), *P. limnetica* (d) e *Planktolyngbya sp.* (e) da lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12.....92

Figura 7 - Variação da biomassa total do fitoplâncton e de *Cylindrospermopsis raciborskii* (mg.L^{-1}), e proporção de indivíduos (%) de *C.raciborskii* heterocitados na lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12, nas profundidades SUP (a); DS (b); 3DS (c) e AFO (d).....93

Figura 8 - Árvores de regressão obtidas para biomassa de *C.raciborskii* (a) e *P.catenata* (b) da Lagoa do Peri, no período entre mar/11 e fev/12. Valores imediatamente abaixo das ramificações indicam o valor estimado em biomassa (mgL^{-1}) de cada espécie, apontando o número de amostras (n) que se enquadra em cada condição ambiental.....95

SUMÁRIO

RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	xvii
LISTA DE TABELAS.....	xix
LISTA DE FIGURAS.....	xx
SUMÁRIO	xxiii
1 INTRODUÇÃO GERAL	26
1.1 OBJETIVO	29
2 MATERIAL E MÉTODOS	29
2.1 ÁREA DE ESTUDO	29
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL	32
2.2.1 Variáveis limnológicas.....	33
2.2.2 Comunidade fitoplanctônica	33
3 CAPÍTULO I: ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA URBANA RASA SUBTROPICAL	42
RESUMO	43
3.1 INTRODUÇÃO.....	45
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	47
3.2.1 Área de estudo.....	47
3.2.2 Delineamento amostral.....	48
3.2.3 Variáveis climatológicas e limnológicas	48
3.2.4 Variáveis biológicas	49
3.2.4 Análise estatística.....	50
3.3 RESULTADOS	50
3.3.1 Cenário abiótico.....	50
3.3.2 Comunidade fitoplanctônica.....	58
3.3.3 Análise integrada	63
3.4 DISCUSSÃO	65
REFERÊNCIAS	70
4 CAPÍTULO II: FATORES DIRECIONADORES DA DOMINÂNCIA ANUAL DE CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA SUBTROPICAL LIMITADA POR NUTRIENTES	76
RESUMO	77
4.1 INTRODUÇÃO.....	79
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	81
4.2.1 Área de estudo.....	81
4.2.2 Delineamento amostral.....	82
4.2.3 Variáveis climatológicas e limnológicas	82

4.2.4	Variáveis biológicas	83
3.2.4	Análise estatística	84
4.3	RESULTADOS	84
4.3.1	Panorama físico-químico	84
4.3.2	Dinâmica de cianobactérias.....	90
4.3.3	Análise integrada	94
4.4	DISCUSSÃO	97
	REFERÊNCIAS.....	100

1 INTRODUÇÃO GERAL

As lagoas costeiras são ecossistemas lênticos distribuídos em todos os continentes, comumente dividindo espaço com uma intensa ocupação antrópica - característica de zonas costeiras. Tais sistemas são considerados de grande importância econômica e ecológica, como fonte de serviços ecossistêmicos e múltiplos recursos, e também devido à alta produtividade, peculiar a estes ambientes (Kennish e Paerl, 2010). Localizadas em regiões de interface entre ecossistemas terrestres e oceânicos, a baixa profundidade e a suscetibilidade às alterações climáticas são características predominantes e difusas nestes ecossistemas. Além disso, cada vez mais, estudos têm mostrado que as lagoas costeiras são sistemas fisiograficamente diversificados, abrigando uma proporção considerável de biodiversidade (Esteves et al., 2008).

Embora anteriormente consideradas ecossistemas com baixa riqueza, diversidade e grau de endemismo, quando comparadas com ecossistemas de interiores (Margaleff, 1977), investigações recentes em pequenas lagoas indicam padrões opostos de diversidade em suas comunidades biológicas. Portanto, a ideia de que sistemas aquáticos costeiros não serviriam como refúgio de espécies endêmicas vem sendo contestada, especialmente para organismos pequenos e de ciclo de vida curto (Esteves et al., 2008).

Os ecossistemas aquáticos costeiros apresentam peculiaridades no que se refere à hidrodinâmica e à morfologia local onde estão inseridos. Sendo sistemas tipicamente rasos, tais ambientes são altamente vulneráveis às variações de fatores climáticos, principalmente à ação dos ventos – forçante que provoca circulação e mistura na coluna d'água, que pode se estender até o fundo (Cardoso e Motta-Marques, 2009). Os ventos constantes podem promover uma elevada turbidez acarretada pela ressuspensão do sedimento, reduzindo a penetração de luz e, conseqüentemente, a zona fótica. A extensão da zona fótica está diretamente relacionada com a produtividade de sistemas aquáticos, podendo restringir a realização da fotossíntese pelo fitoplâncton. Dentro desse cenário, a hidrodinâmica vem sendo reconhecida como fator fundamental no direcionamento de processos biológicos e na dinâmica de comunidades planctônicas (Cardoso e Motta-Marques, 2003, 2004, 2009).

Em especial, as lagoas costeiras estão sujeitas a um intenso uso devido à elevada integração humano-natureza nestas áreas, sendo considerados sistemas sócioecológicos - onde a atividade humana é

parte integrante da ecologia lagoa (Berkes e Seixas, 2005). Essencialmente, a crescente expansão urbana e o desenvolvimento agrícola, mal conduzidos, acarretam consequências drásticas em ambientes aquáticos, decorrendo na queda da qualidade da água e da biodiversidade local, causando prejuízos no emprego dos recursos – sobretudo no que tange aos usos comercial e recreativo (Kennish e Paerl, 2010). Neste contexto, mananciais utilizados para o abastecimento humano têm importância suprema dentre os diferentes usos da água, suscitando uma problemática de saúde pública. Casos de exposição a agentes infecciosos e químicos através da água já foram diversas vezes constatados e considerados ameaças nefastas à saúde humana. Episódios recentes vêm mostrando a importância da gestão dos recursos hídricos de forma integrada, reconhecendo relações entre as atividades humanas e qualidade da água (WHO, 2001).

O efeito combinado de alterações naturais com estressores de origem antrópica é apontado por produzir a aceleração dos processos de eutrofização, o aumento na constância e expansão de *blooms* de algas nocivas e a queda na taxa de oxigênio nos corpos hídricos (Kennish e Pearl, 2010). Em termos de água doce, o Brasil contribui com cerca de 18% água disponível do planeta, atingindo aproximadamente 52% da água disponível na América do Sul. Em uma esfera global, a agricultura utiliza 69% da água disponível, a indústria consome 23% e as residências apenas 8%. Em países em desenvolvimento, como o Brasil, a utilização de água pela agricultura chega a atingir 80% (WHO, 2001). Mudanças na natureza e dimensão das atividades humanas têm consequências nas propriedades qualitativas e quantitativas dos recursos hídricos. Historicamente, o desenvolvimento da sociedade envolveu uma mudança do rural e agrícola para usos da água urbana e industrial, o que se reflete tanto na demanda de água quanto na poluição da mesma. A tendência geral tem sido um acréscimo nas concentrações de poluentes nas águas de superfície em paralelo com o aumento da urbanização.

Estratégias de conservação multidisciplinares, que integrem conhecimento científico, órgãos governamentais, companhias privadas e opinião pública, são as mais indicadas para sobrepor os obstáculos geográficos e econômicos impostos à conservação destes ambientes (Esteves et al., 2008). Segundo Wetzel (2001), para coibir e reparar os efeitos das alterações antrópicas em ecossistemas de água doce, é essencial a compreensão da estrutura e do funcionamento local, a fim de obter o melhor gerenciamento dos recursos aquáticos.

Nesse contexto, as comunidades biológicas já são reconhecidas como ótimas ferramentas para compreender a dinâmica e os processos de sistemas aquáticos lênticos. Segundo Blandin (1986), entende-se como bioindicador todo o organismo ou conjunto de organismos que, por influência das variáveis bioquímicas, citológicas, fisiológicas e ecológicas, permite a caracterização do estado de um ecossistema. Além disso, já se tem conhecimento de que as variáveis biológicas retratam variações no ambiente com maior fidelidade do que parâmetros físico-químicos.

Os ecossistemas aquáticos lênticos exibem diferenças na estruturação das comunidades planctônicas, sendo estas relacionadas a fatores geográficos, climáticos, físicos, químicos e interações biológicas (Cardoso e Motta-Marques, 2009). Recentemente, a comunidade fitoplanctônica tem sido considerada ótimo descritor do estado ecológico em ecossistemas de água doce devido, principalmente, ao curto ciclo de vida, apresentando uma rápida resposta e sensibilidade peculiar às alterações ambientais. Segundo Mellard et al. (2012), a comunidade fitoplanctônica é ideal para examinar a complexa interação dos processos em sistemas lênticos. A instabilidade das condições ambientais, temporal e espacialmente, determina a composição fitoplanctônica, e padrões de riqueza, diversidade e biomassa estão diretamente relacionados com estas variações (Reynolds, 2006). Dentro desse panorama, uma infinidade de estudos ecológicos versa sobre a comunidade fitoplanctônica nos mais diversos tipos de sistemas de água doce, tanto no Brasil - em reservatórios (Silva et al., 2005; Fonseca e Bicudo, 2008; Becker et al., 2009; Lopes et al., 2009; Soares et al., 2009; Dantas et al., 2011; Rangel et al., 2012) e ambientes costeiros (Alves-de-Souza et al., 2006; Crossetti et al., 2007; Cardoso e Motta Marques, 2009), como no mundo - em lagos (MacIntyre, 1998; Hubble e Harper, 2002; Nixdorf et al., 2003; Huisman et al., 2004; Palfy et al., 2013) e reservatórios (Grover e Chrzanowski, 2006; Becker et al., 2010).

Sendo uma lagoa costeira e rasa, a lagoa do Peri apresenta caráter turbulento e tendência à homogeneidade de parâmetros físico-químicos (Laudares-Silva, 1999; Simonassi, 2001; Hennemann e Petrucio, 2011). Frequentemente é assumido que sistemas de água doce de baixa salinidade são limitados por fósforo, definição geralmente baseada em concentrações de nutrientes dissolvidos (Drake, 2010), como é o caso da lagoa do Peri (Hennemann e Petrucio, 2011). Apesar da limitação de nutrientes ao fitoplâncton, a predominância de cianobactérias vem sendo

detectada há mais de uma década na lagoa, em estudos isolados (Komarkova et al., 1999; Laudares-Silva, 1999; Monardo et al., 2006; Baptista, 2012). A presença de toxinas também já foi registrada, ainda que em baixas concentrações (Grellmann, 2006); fato que torna ainda mais iminente o desenvolvimento de estudos e pesquisas no âmbito da biodiversidade das comunidades aquáticas da lagoa do Peri.

1.1 OBJETIVO

Analisar a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica da lagoa do Peri (biomassa, diversidade de espécies e grupos funcionais) em uma abordagem espacial e temporal, e determinar os fatores direcionadores da dominância de cianobactérias já verificada em estudos anteriores.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica da Lagoa do Peri (27°43'S – 48°38'W) está inserida no Parque Municipal da Lagoa do Peri, localizado a sudeste da Ilha de Santa Catarina (Fig. 1). O espelho d'água da lagoa compreende uma área de 5,07km² (Silva, 2000), possuindo profundidade média de 2 a 4 metros, atingindo até 10 metros na parte mais profunda. O sistema encontra-se 3 metros acima do nível do mar, não sofrendo influência das marés, representando assim um dos principais reservatórios de água doce da costa catarinense e fonte de abastecimento da população do sul e costa leste da Ilha de Santa Catarina (Caruso, 1983, apud Silva, 2000). Tais características enquadram a lagoa na categoria morfológica III, que compreende lagoas pequenas em superfície (<10 km²) com grandes profundidades (5-11 metros) (Schäfer, 1988).

A lagoa é drenada por dois rios: Cachoeira Grande e Ribeirão Grande (rio Sertão), que nascem no alto dos morros e desembocam na lagoa (Fig. 1). Esta, por sua vez, tem suas águas escoadas pelo canal Sangradouro, com fluxo unidirecional ao oceano. Sendo assim, o volume do corpo d'água da lagoa é regulado pelo regime pluviométrico que atua na bacia. O sistema aquático é caracterizado pela ausência de salinidade (Simonassi, 2001) assim como pela baixa concentração de

nutrientes dissolvidos (Laudares-Silva, 1999; Hennemann e Petrucio, 2011). A comunidade fitoplancônica já foi investigada e revelou a predominância de cianobactérias nocivas (Komarkova et al., 1999; Laudares-Silva, 1999; Monardo et al., 2006; Grellmann, 2006; Baptista, 2012). De acordo com Ribeiro (1999, apud NEMAR 1999), a lagoa apresenta baixa densidade e diversidade de espécies zooplancônicas.

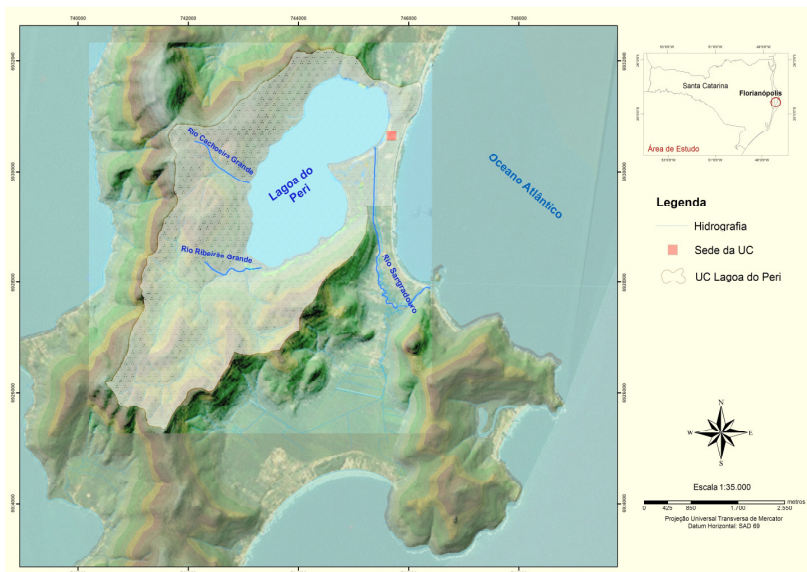


Figura 1 – Mapa ilustrativo da área de estudo, com a delimitação do Parque Municipal da Lagoa do Peri, a localização da lagoa, seus dois principais contribuintes (Cachoeira Grande e Ribeirão Grande) e canal de ligação com Oceano (Sangradouro).

O clima local apresenta características inerentes ao litoral sul brasileiro. Segundo os critérios de Köppen, a classificação climática da região é do tipo Cfa (Clima Mesotérmico Úmido), sem estação seca e com verão quente. Situada na zona intermediária subtropical, pertence ao grupo mesotérmico úmido “C”, com a temperatura média do mês mais frio maior do que 3°C e menor que 18°C, e a temperatura média do mês mais quente superior a 22°C (Santos et al.; 1989). Apresenta elevada umidade o ano todo, sendo os meses de verão comumente mais chuvosos que os meses de inverno (CECCA, 1997). Os ventos predominantes da região são provindos do quadrante Norte, porém, os

mais atuantes como modificadores de relevo, com maiores velocidades e maior capacidade de transporte são originários do quadrante Sul (Oliveira, 2002). Estudos de batimetria da lagoa revelaram que a mesma é simétrica em suas margens laterais, apresentando taludes íngremes próximos às margens, sendo relativamente plana no centro (NEMAR, 1999; Simonassi, 2001). Segundo Dutra (1999, apud NEMAR, 1999), o sedimento da Lagoa foi classificado em orgânico.

A lagoa está situada entre morros cobertos por Floresta Ombrófila Densa - um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica da ilha - e uma restinga típica de vegetação litorânea, encontrando-se sob influência de ações antrópicas, devido à ocupação do entorno. A topografia da região é acidentada nas porções sul, oeste e norte, com altitudes inferiores a 500 metros, com uma faixa estreita e plana a separando do Oceano na porção leste. Assim, as maiores altitudes estão situadas ao longo da crista que contorna a bacia de captação da lagoa, representada pelo Morro da Chapada (440 m), Morro da Tapera (383 m), Morro da Boa Vista (367 m) e Morro do Peri (334 m). Na maioria as encostas, predominam declividades acentuadas, entre 20 e 45% (Penteado, 2002).

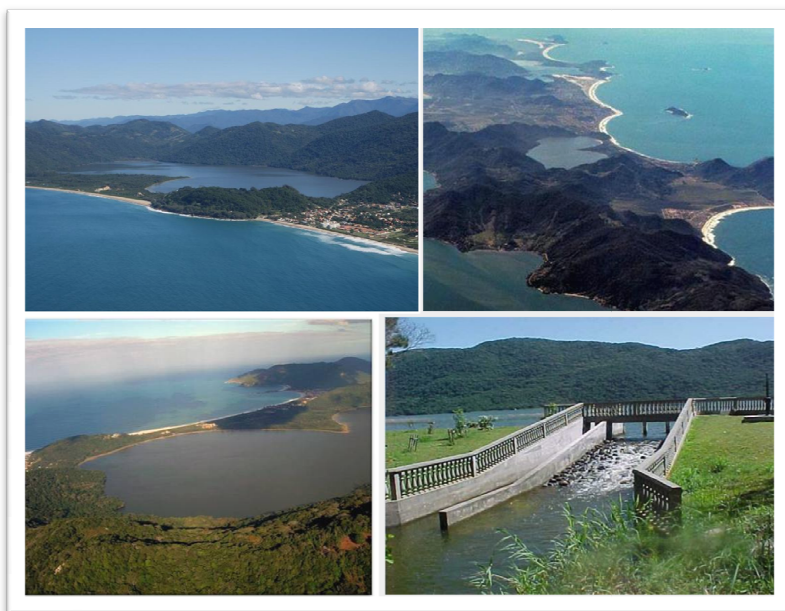


Figura 2 – Imagens ilustrativas da lagoa do Peri em diversos ângulos aéreos e, abaixo a direita, vista do canal Sangradouro, por onde desemboca a água da lagoa.

3.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram realizadas coletas mensais na coluna d'água no período de março/2011 a fevereiro/2012, em quatro profundidades na região central da lagoa sendo: i) subsuperfície; ii) profundidade correspondente ao desaparecimento visual do disco de Secchi; iii) profundidade correspondente a 1% de penetração de luz (aproximadamente 3 vezes a profundidade do disco de Secchi); e iv) zona afótica (distância intermediária entre o fundo e o limite da zona fótica). As amostras de água foram obtidas na coluna d'água com auxílio de uma garrafa de van Dorn (3L).

3.2.1 Variáveis Limnológicas

A água coletada foi armazenada em frascos de polietileno para a determinação da alcalinidade, concentrações de nutrientes totais e dissolvidos, e fitopigmentos em laboratório. Os parâmetros da água: temperatura, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico e concentração de oxigênio dissolvido foram mensurados *in situ* através de sonda multiparâmetros (YSI-85). A penetração de luz na coluna d'água foi mensurada através do desaparecimento visual do disco de Secchi. Paralelamente, a temperatura do ar foi registrada com auxílio de um termômetro de mercúrio e a intensidade de ventos por meio de anemômetro (Instrutherm TAD 500). Os valores de precipitação foram obtidos junto a CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento).

Após o esforço amostral, foram filtradas alíquotas de 500 mL de cada amostra, com auxílio de uma bomba de vácuo, em filtros de fibra de vidro Millipore AP40 de 47 mm de diâmetro e porosidade de 0,7 µm. A análise de feopigmentos foi realizada com os filtros, através da extração com acetona 90% (Lorenzen, 1967). As amostras de água filtradas e não filtradas para análise de nutrientes dissolvidos e totais, respectivamente, foram mantidas sob congelamento a 20°C negativos até a realização das análises.

Em laboratório foram determinadas a alcalinidade total através de titulação (Mackereth et al., 1978) e as concentrações de nitrogênio e fósforo totais (Valderrama, 1981) em amostradas de água não filtradas. Nitrito (Golterman et al., 1978); fósforo solúvel reativo (Strickland e Parsons, 1960) e nitrogênio amoniacal (Koroleff, 1976) foram aferidos em amostras de água filtradas. A determinação do carbono orgânico dissolvido foi realizada através de equipamento analisador de carbono (Shimadzu TOC-VCPH), também com amostras de água filtradas.

3.2.2 Comunidade Fitoplanctônica

A coleta para análise da comunidade fitoplanctônica foi realizada com auxílio de uma garrafa de Van Dorn. As amostras foram fixadas com formalina em concentração final de 4%. Os organismos foram identificados com o auxílio de bibliografia especializada e, sempre que possível, em nível específico ou infr específico. A análise quantitativa foi realizada conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação de

acordo com Lund et al. (1958), que definiu 4h para cada centímetro de altura da câmara. A contagem do material foi feita em microscópio invertido Olympus, com aumento de 400 vezes. Utilizou-se o método de espécies mais abundantes pela contagem de até 400 indivíduos da espécie mais comum. O cálculo para a densidade dos organismos foi feito segundo Ros (1979). O biovolume ($\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) de cada espécie foi calculado tomando como base o(s) sólido(s) geométrico(s) que mais se aproximasse(m) da forma celular, isolado ou combinados, segundo Sun e Liu (2003) e Hillebrand et al. (1999), a partir de valores médios das medidas de 20 a 30 indivíduos, sempre que possível. A biomassa ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) foi estimada a partir dos valores de biovolume obtidos pela multiplicação destes pela densidade de cada táxon.

Os sistemas de classificação utilizados foram: Van der Hoek et al. (1997), para Cryptophyceae, Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae. Para Bacillariophyceae e Cyanobacteria utilizou-se Round et al. (1990) e Komárek e Anagnostidis (2000; 2005), respectivamente.

REFERÊNCIAS

- Alves-de-Souza C, Menezes M, Huszar V. 2006. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. *Acta Botanica Brasiliensia*, 20(3): 701-708.
- Baptista MG. 2012. Phytoplankton succession and diversity-productivity relation in German and Brazilian shallow lakes. Dissertation, Brandenburg University of Technology, German, 114p.
- 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.
- Becker V, Caputo L, Ordóñez J, Marcé R, Armengol J, Crossetti L, Huszar V. 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research*, 44: 3345-3354.

Berkes F, Seixas CS. 2005. Building resilience in lagoon social-ecological systems: a local level perspective. *Ecosystems*, 8(8): 967-974.

Blandin, P. 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques, *Bulletin d'Ecologie*, 17(4): 215- 307.

Cardoso LS, Motta-Marques D. 2003. Rate of change of the phytoplankton community in Itapeva Lake (North Coast of Rio Grande do Sul, Brazil), based on the wind driven hydrodynamic regime. *Hydrobiologia*, 497: 1-12.

Cardoso LS, Motta-Marques D. 2004. Seasonal composition of the phytoplankton community in Itapeva Lake (north coast of Rio Grande do Sul - Brazil) in function of hydrodynamic aspects. *Limnology and Oceanography*, 16: 401–416.

Cardoso LS, Motta-Marques D. 2009. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 43: 73-84.

CECCA – Centro de Estudos, Cultura e Cidadania. 1997. Unidades de Conservação e áreas protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação. Florianópolis: Insular.

Crosseti LO, Cardoso LS, Callegaro VLM, Alves-Da-Silva SM, Werner VR, Rosa ZM, Motta-Marques D. 2007. Influence of the hydrological changes on the structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19: 315-329.

Dantas EW, Bittencourt-Oliveira MC, Moura AN. 2012. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. *Limnologia*, 42: 72-80.

Drake JL, Carpenter EJ, Cousins M, Nelson KL, Guido-Zarate A, Loftin K. 2010. Effects of light and nutrients on seasonal phytoplankton succession in a temperate eutrophic coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 654(1): 177-192.

Esteves FA, Caliman A, Santangelo JM, Guariento RD, Farjalla VF, Bozelli RL. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their

- biodiversity, functionings, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 967–981.
- Fenchel T, Finlay BJ. 2004. The ubiquity of small species: Patterns of local and global diversity. *BioScience*, 54(8): 777-784.
- Fonseca BM, Bicudo CEM. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 600: 267-282.
- Golterman HL, Clymo RS, Ohnstad MAM. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. 2ed. Oxford, Blackweel Scientific Publications. (IBP, 8), 213 p.
- Grellmann C. 2006. Aspectos da morfologia e ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 94p.
- Grover JP, Chrzanowski TH. 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. *Journal of Plankton Research*, 28: 1-17.
- Hecky RE, Kilham P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33: 796–822.
- Hennemann MC, Petrucio MM. 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment* doi: 10.1007/s10661-010-1833-5.
- Hillebrand H, Dürseken D, Kirschiel D, Pollinger U, Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.
- Hubble DS, Harper DM. 2002. Phytoplankton community structure and succession in the water column of Lake Naivasha, Kenya: a shallow tropical lake. *Hydrobiologia*, 488: 89-98.

Huisman J, Sharples J, Stroom JM, Visser PM, Kardinaal WEA, Verspagen JMH, Sommeijer B. 2004. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85(11): 2960-2970.

Kennish MJ, Paerl HW. 2010. Coastal lagoon. Critical habitats of environmental change. CRC Press, 539p.

Komárek J, Anagnostidis K. 2000. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (Eds.). Süßwasserflora Von Mitteleuropa 19/1. Elsevier/Spektrum, Heidelberg.

Komárek J, Anagnostidis K. 2005. Cyanoprokaryota -2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. In: Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schagerl, M. (Eds.). Süßwasserflora Von Mitteleuropa 19/2. Elsevier/Spektrum, Heidelberg.

Komárková J, Laudares-Silva R, Senna PAC. 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies*, 94: 207-222.

Koroleff F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff K. (Ed) *Methods of sea water analysis*. Verlag Chemie Weinheim, 117-181.

Laudares-Silva R. 1999. Aspectos limnológicos, variabilidade especial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 216p.

Leite EPN, Fonseca OJM. 2002. Variação espacial e temporal de parâmetros ambientais da lagoa Caconde, Osório, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 39-50.

Lopes MRM, Ferragut C, Bicudo CEM. 2009. Phytoplankton diversity and strategies in regard to physical disturbances in a shallow, oligotrophic, tropical reservoir in Southeast Brazil. *Limnetica*, 28(1): 159-174.

- Lorenzen CJ. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-346.
- Lund JWG, Kipling C, Lecren ED. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- MacIntyre S. 1998. Turbulent Mixing and Resource Supply to Phytoplankton. *Coastal and Estuarine Studies*, 54: 561-590.
- Mackereth FJH, Heron J E, Talling JF. 1978. Water Analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.
- Margaleff R. 1977. *Ecologia*. Barcelona, Ed. Omega. 951p.
- Mellard JP, Yoshiyama K, Klausmeier CA, Litchman E. 2012. Experimental test of phytoplankton competition for nutrients and light in poorly mixed water columns. *Ecological Monographs*, 82(2): 239-256.
- Melo S, Torgan LC, Menezes M, Huszar VLM, Correa JD, Bozelli RL. 2003. Taxonomy and ecology of *Synedropsis roundii* sp. nov (Bacillariophyta) from a tropical brackish coastal lagoon, south-eastern Brazil. *Phycologia*, 42(1): 71-79.
- Melo S, Huszar VLM. 2000. Phytoplankton in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*, 22: 63-76.
- Monardo RI, Sens ML, Melo-Filho LC. 2006. Pre-treatment with chlorine and ozone for removal of the cyanobacteria. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 11(4): 337-342.
- Moura AN, Dantas EW, Oliveira HSB, Bittencourt-Oliveira MC. 2011. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71: 1-9.

NEMAR, 1999. Diagnostico ambiental visando um programa de monitoramento da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC. v. I e II. Programa Institucional de Estudo de Sistemas Costeiros – PIEESC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 286p.

Nixdorf B, Mischke U, Rucker J. 2003. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*, 502: 111-121.

Oliveira JS. 2002. Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina - SC, Brasil. Florianópolis. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 154p.

Pálffy K, Présing M, 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. *Aquatic Ecology*, doi: 10.1007/s10452-013-9434-3.

Penteado NA. 2002. Subsídios para o plano de manejo do Parque Municipal da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina, Florianópolis – SC. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 128p.

Petrucio MM. 1998. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O₂ dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: Esteves, F. A. (Ed.). *Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: UFRJ, 91-105.

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.

Reynolds CS. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 535p.

- Ros, J. 1979. Práticas de ecologia. Barcelona: Editorial Omega. 181 p.
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G., 1990. The diatoms: biology and morphology at the genera. Cambridge University Press, Cambridge.
- Santos GS dos S, Mendonça JTN da M, Veado RW. 1989. Análise ambiental da Lagoa do Peri. Geosul, 4(8): 101-123.
- Schäfer A. 1988. Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, 2: 29–55.
- Segura AM, Kruk C, Calliari D, García-Rodríguez F, Conde D, Widdicombe, CE, Fort H. 2013. Competition Drives Clumpy Species Coexistence in Estuarine Phytoplankton. Scientific Reports, 3-17.
- Silva AÁS. 2000. Parque Municipal da Lagoa do Peri: subsídios para o gerenciamento ambiental. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 120p.
- Silva CA, Train S, Rodrigues LC. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. Hydrobiologia, Dordrecht, v. 537, p. 99-109.
- Simonassi JC. 2001. Caracterização da Lagoa do Peri, através da análise de parâmetros físico-químicos e biológicos, como subsídio ao gerenciamento dos recursos hídricos da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 72p.
- Soares MCS, Rocha MIA, Marinho MM, Azevedo SMFO, Branco CWC, Huszar VLM. 2009. Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. Aquatic Microbial Ecology. 57: 137-149.
- Strickland JDH, Parsons TR. 1960. A manual of seawater analysis. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, 125: 1-18.

Sun J, Liu D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25: 1331-1346.

Utermöhl H. 1958 Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: Methodik Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 9: 1-38.

Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 1109-1122.

Van Der Hoek, C., Mann D. G., Jahns, H. M., 1995. *Algae: An introduction to phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.

Wetzel RG. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press.

WHO, World Health Organization. 2001. *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management Guidelines for drinking water quality, 4nd ed. Recommendations, vol. 1.*

Wisniewski M J. 1999. A comunidade zooplanctônica da lagoa do Peri, Florianópolis, SC. In: *Diagnóstico Ambiental e Plano de Monitoramento da Lagoa do Peri (Ilha de Santa Catarina, Brasil)*. NEMAR/UFSC.

4 CAPÍTULO I

ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UMA LAGOA URBANA RASA SUBTROPICAL

Mônica Hessel Silveira
Luciane Oliveira Crossetti
Maria Luiza Fontes
Mauricio Mello Petrucio

Artigo a ser submetido ao periódico “Limnologica”; fator de impacto
ISI: 1.527, Qualis CAPES Biodiversidade: B1.

Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica em lagoa urbana rasa subtropical

Mônica Hessel Silveira^{1*}; Luciane Crossetti², Maria Luiza Fontes¹, Mauricio M. Petrucio¹

¹ Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. Campus Universitário s/n, Trindade, CEP. 88040-900, Florianópolis, SC, Brasil.

Fone: +55 48 3721-6429. Fax: +55 48 3721-5156

² Programa de Pós Graduação em Ecologia, PPGECO-UFRGS

*Corresponding author: mohessel@gmail.com

RESUMO

Modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica são indicadores sensíveis de alterações naturais ou antrópicas nos mananciais hídricos. A sucessão temporal do fitoplâncton em ambientes lênticos é controlada por uma interação complexa entre a hidrodinâmica e fatores químicos, enquanto a distribuição vertical é dirigida, sobretudo, pelos padrões de mistura da massa d'água, pela disponibilidade de luz e distribuição de nutrientes ao longo do perfil. A lagoa do Peri apresenta natureza turbulenta, exibindo isotermia e homogeneidade de recursos nutricionais ao longo da coluna d'água. Além disso, a permanente circulação limita a penetração luminosa, promovendo seleção de espécies com menores requerimentos de luz. Assim, as propriedades fisiológicas dos organismos fitoplanctônicos desempenham um significativo papel na dinâmica dessa comunidade, sobretudo em ambientes turbulentos como a lagoa. A temperatura da água foi uma das variáveis mais determinantes na estruturação do sistema estudado e apresentou grande oscilação sazonal, fato que promove a alternância entre a predominância de espécies ao longo do ano. Embora não tenha sido observada diferenciação espacial do fitoplâncton, foram registradas maiores valores de riqueza e diversidade na região afótica. De maneira geral, a diversidade da lagoa do Peri foi baixa, devido principalmente à dominância por poucas espécies de cianobactérias. Os grupos funcionais (*sensu* Reynolds) selecionados pelo ambiente são constituídos predominantemente de cianobactérias adaptadas à baixa luminosidade, elevada mistura e temperaturas altas.

Os nutrientes se mantiveram em níveis considerados limitantes ao crescimento fitoplanctônico, entretanto, tal condição pode configurar uma possível vantagem para as espécies descritoras da lagoa do Peri. Além disso, a baixa concentração de nutrientes dissolvidos do sistema está provavelmente associada a uma rápida incorporação deste recurso pelas espécies predominantes, já que apresentam habilidades em otimizar o emprego do mesmo. De maneira geral, a estrutura e dinâmica do fitoplâncton da lagoa do Peri demonstraram estar relacionadas à limitação por luz e nutrientes dissolvidos - direcionados pelos padrões de mistura - somados a um amplo gradiente sazonal de temperatura, apresentando ocorrência de espécies adaptadas a este cenário. Como seria de esperar, considerando-se a localização subtropical da lagoa, os padrões temporais do fitoplâncton parecem ser menos dependentes da sazonalidade do que em habitats de clima temperados e mais estreitamente ligados às variações das condições climáticas locais.

Palavras-chave: fitoplâncton, mistura vertical, limitação por luz/nutrientes

1 INTRODUÇÃO

Devido ao crescente impacto antrópico sobre ecossistemas aquáticos, os múltiplos usos da água de lagos e reservatórios vem sendo comprometidos, em consequência, principalmente, dos frequentes processos de eutrofização. A necessidade cada vez maior de conservação dos ambientes de água doce torna indispensável o desenvolvimento de pesquisas no âmbito do monitoramento consistente da estrutura das comunidades biológicas e as forças motrizes que controlam sua dinâmica espacial e temporal. Nesse sentido, os parâmetros biológicos são considerados fundamentais para acessar a ecologia de ambientes aquáticos (Nöges, 2009).

A comunidade fitoplanctônica representa um grupo biológico que varia amplamente em tamanho, forma e demanda de recursos. É definida como um conjunto de organismos fotossintetizantes que flutuam livremente em águas pelágicas, sujeito a movimentos passivos provocados por ventos e correntes, que representa papel decisivo na produção de matéria orgânica e oxigênio dos ambientes aquáticos (Reynolds, 2006). Frequentemente é observada reorganização na abundância e composição do fitoplâncton em resposta às variações ambientais em sistemas aquáticos (Crossetti e Bicudo, 2008), sendo tais oscilações de grande repercussão no metabolismo desses ambientes, podendo influenciar patamares mais elevados da cadeia alimentar. Além disso, modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica são indicadores sensíveis de alterações naturais ou antrópicas nos mananciais hídricos (Padisak, 1992). Deste modo, a característica de suscetibilidade dos organismos fitoplanctônicos torna a composição das comunidades fitoplanctônicas modelo útil para melhor compreensão dos mecanismos e funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais (Huszar et al., 1998).

A variação sazonal do fitoplâncton em lagos é geralmente interpretada como resultado das oscilações de variáveis físicas, químicas e biológicas (Reynolds, 2006). A sucessão temporal do fitoplâncton em ambientes lênticos é controlada em grande parte por uma interação complexa entre a hidrodinâmica e fatores químicos, e interações da cadeia trófica. Do mesmo modo, o sucesso no crescimento das espécies do fitoplâncton depende de sua capacidade em otimizar recursos, na obtenção e no emprego eficiente destes, e na redução de perdas. Acima de tudo, é reconhecido que a dinâmica do fitoplâncton é influenciada por múltiplos fatores que podem atuar simultaneamente na seleção de

grupos de espécies que compartilham necessidades ecológicas semelhantes.

Já a distribuição vertical da comunidade fitoplanctônica é dirigida, sobretudo, pelos padrões de mistura da massa d'água, pela disponibilidade de luz, concentração de nutrientes e predação (Berger et al., 2006; Bouvy et al., 2006). Além disso, características adaptativas relacionadas ao controle da flutuabilidade e a ocorrência de espécies de rápido crescimento são importantes agentes da dinâmica vertical do fitoplâncton (Melo et al., 2004). Ainda, fatores climáticos podem influenciar direta e indiretamente a estrutura vertical fitoplanctônica. A intensidade dos ventos e a precipitação são variáveis intimamente relacionadas aos processos de mistura da água (Teubner et al., 2003), mecanismo que interfere diretamente na distribuição da comunidade, já que muda o arranjo de diversas variáveis ambientais reguladoras do fitoplâncton, tais como oxigênio, temperatura, luminosidade e nutrientes (Heo e Kim, 2004). Espécies tolerantes a camadas misturadas e túrbidas são mais frequentemente reportadas para sistemas com circulação, enquanto habitats estratificados podem conter associações de espécies sensíveis à mistura e à baixa disponibilidade luminosa (Reynolds et al., 2002). Em sistemas rasos, a heterogeneidade é marcada sazonalmente através de processos sucessionais da comunidade fitoplanctônica em ajuste as alterações ambientais (Cardoso e Motta-Marques, 2009).

Dentro do cenário abiótico de um sistema aquático, a concentração de nutrientes é considerada fator chave na estruturação do fitoplâncton. Muito embora não receba igual atenção, a intensidade luminosa é também de suprema relevância, especialmente em ambientes túrbidos (Domingues et al., 2012). Portanto, ambos os recursos podem ser considerados chaves para a comunidade fitoplanctônicas e geralmente formam gradientes na dimensão espacial de um sistema aquático (Reynolds, 1984). Nesse contexto, a disponibilidade dessas variáveis podem ser estabelecidas ou reforçadas pelo fitoplâncton devido à absorção de nutrientes e ao auto-sombreamento, resultando em competição por recursos que podem determinar a estruturação do fitoplâncton (Klausmeier e Litchman 2001). Outrossim, o direcionamento da comunidade fitoplanctônica é fortemente influenciado pelas tolerâncias e flexibilidades fisiológicas das espécies presentes em determinado ambiente.

Nesse panorama, as especificidades fisiológicas e morfológicas do fitoplâncton vêm sendo amplamente discutidas através da abordagem de grupos funcionais. A aplicação da classificação funcional formulada

por Reynolds et al. (2002) e revista por Padisak et al. (2009) descreve os padrões das algas planctônicas em diversos ecossistemas aquáticos, facilitando o entendimento de processos bióticos que ocorrem no tempo e no espaço, estabelecendo relações entre características das espécies e o cenário abiótico onde se encontram. Nesse sentido, os distintos grupos do fitoplâncton dispõem, em sua heterogeneidade morfológica, fisiológica e, consequentemente, funcional, de propriedades indispensáveis para seu sucesso ecológico, fornecendo importantes informações sobre os ecossistemas e sua limnologia (Crossetti e Bicudo, 2008). Esse sistema vem sendo apontado como técnica mais eficiente para analisar as mudanças sazonais na biomassa do fitoplâncton, caracterizando melhor a dinâmica da comunidade do que os grupos taxonômicos, fato verificado por diversos estudos que constataram seu poder preditivo (Padisák et al., 2006; Crossetti e Bicudo, 2008; Becker et al., 2009).

Assim, considerando a ampla gama de fatores capazes de determinar a variabilidade do fitoplâncton, o objetivo deste estudo foi analisar a estrutura e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um lago raso urbano subtropical (Lagoa do Peri), em uma abordagem espacial e temporal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A lagoa do Peri (Fig. 1) localizada à sudeste da Ilha de Santa Catarina está inserida na área de proteção ambiental do Parque Municipal da Lagoa do Peri. Este manancial de água doce abastece a costa sul e leste da ilha, apresenta área superficial de 5.1 km² e profundidade média de 4 metros, podendo atingir 10 metros em algumas regiões. Os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande são os principais tributários da lagoa e sua conexão com o oceano se faz pelo canal Sangradouro com fluxo unidirecional, uma vez que se encontra a 3 metros acima do nível do mar.

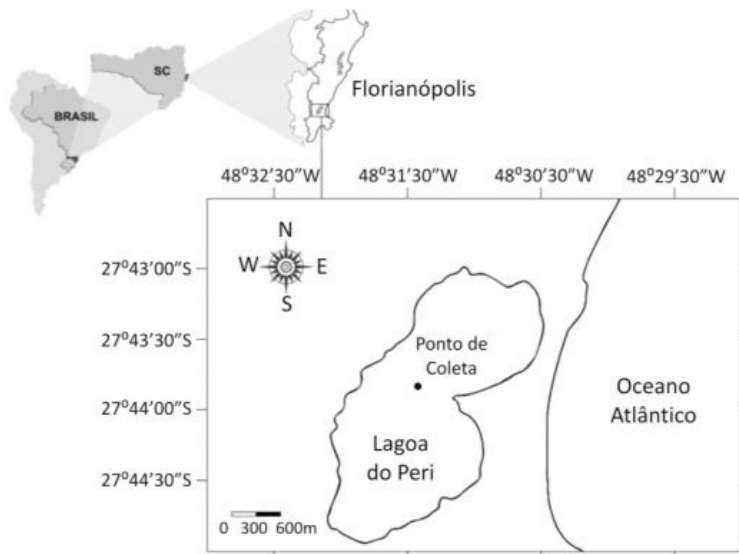


Figura 1 – Mapa ilustrativo da área de estudo, com a delimitação da Lagoa do Peri e sua localização.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Coletas mensais de março/2011 a fevereiro/2012 foram realizadas na região pelágica da lagoa. Em uma estação central, com profundidade máxima média de 7,8m, quatro profundidades foram amostradas com auxílio da garrafa de Van Dorn, sendo: subsuperfície (SUP - 100% de radiação fotossinteticamente ativa (PAR)); profundidade do desaparecimento visual do disco de Secchi (DS - $0,8m \pm 0,15$; 10% PAR); três vezes a profundidade do disco de Secchi (3DS - $4m \pm 0,45$, 1% de PAR,) e zona afótica (AFO - $5,1m \pm 0,74$).

2.3 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS E LIMNOLÓGICAS

Foi mensurada a intensidade de ventos com auxílio de um anemômetro, modelo Instrutherm TAD 500. A transparência da água foi estimada através da profundidade de extinção do disco de Secchi (DS). Em cada profundidade de coleta foram mensuradas a temperatura da

água (WT), condutividade (Cond), pH e oxigênio dissolvido (OD), por meio de sonda multiparâmetros (YSI-85).

As amostras foram analisadas em laboratório e para a determinação das concentrações de nitrogênio (TN) e fósforo total (TP) foram utilizadas amostras de água não filtradas (Valderrama 1981). As concentrações de nitrito (N-NO_2^-) (Golterman et al., 1978), nitrato (N-NO_3^-) (Mackereth et al., 1978), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) (Koroleff, 1976) e fósforo reativo solúvel (SRP) (Strickland e Parsons, 1960), foram obtidas a partir de amostras filtradas.

A zona eufótica (Zeu) foi considerada como 2,7 vezes a profundidade de Secchi (Cole, 1994). O parâmetro adimensional estabilidade relativa da coluna de água (RWCS) foi calculado segundo Padisák et al. (2003), através da comparação entre a diferença das densidades da água do fundo e da superfície, com a diferença das densidades de 4°C e 5°C da água pura.

A trofia da lagoa foi acessada através de sistemas de classificação baseados em diferentes índices de estado trófico (Lamparelli, 2004; Salas e Martino, 2001; Toledo, 2000; OECD, 1982). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi considerado como a soma das concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal. As concentrações de SRP e DIN foram utilizadas para estimativa da limitação por nutrientes, considerando-se limitantes ao crescimento fitoplanctônico valores entre 3-6 $\mu\text{g P L}^{-1}$ e 112-116 $\mu\text{g N L}^{-1}$, respectivamente (Reynolds, 2006).

2.4 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

As amostras da comunidade fitoplanctônica foram fixadas em solução de formalina (4%) para posterior análise quantitativa sob microscópio invertido segundo método de Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação conforme Lund et al. (1958). O biovolume ($\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) de cada espécie foi calculado segundo Sun e Liu (2003) e Hillebrand et al. (1999), a partir de valores médios das medidas de 20 a 30 indivíduos, assim quando possível. A biomassa foi estimada a partir da multiplicação dos valores de biovolume pela densidade de cada táxon. Foram consideradas espécies descritoras aquelas com biomassa relativa acima de 4% do total em pelo menos uma unidade amostral. A riqueza de espécies foi estimada a partir do número de táxons; a diversidade foi calculada a partir do índice de Shannon-Wiener (1963) e

equitabilidade segundo Pielou (1977). As espécies foram classificadas em grupos funcionais, de acordo com Reynolds et al. (2002) e Padisak et al. (2009), a partir dos dados de biomassa fitoplanctônica (mg.L^{-1}).

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

Foi realizada análise descritiva multivariada das variáveis limnológicas da série temporal através da Análise de Componentes Principais (PCA), a partir das matrizes de covariância, com os dados transformados em *ranging*. Com o objetivo de reduzir as dimensões dos dados, foram realizadas análises exploratórias de ordenação utilizando o software PC-ORD versão 6.0. Análise de correspondência destendenciada (DCA) (Hill e Gauch, 1980) dos dados biológicos e ambientais foi utilizada para determinar o método mais adequado a ser aplicado – ordenação linear ou unimodal (Ter Braak e Smilauer, 1998). Para verificar a influência das variáveis abióticas sobre a comunidade fitoplanctônica, e determinar um possível gradiente temporal, foi realizada a análise de redundância (RDA) (Ter Braak e Smilauer, 1998). Neste método foram utilizados os dados de biomassa das espécies descritoras do fitoplâncton e as principais variáveis abióticas (transformadas em *ranging*), sendo: disco de Secchi; temperatura da água; fósforo solúvel reativo; nitrogênio inorgânico dissolvido e vento. Na RDA, o teste de permutações de Monte Carlo foi realizado para testar a significância estatística da ordenação dos dados biológicos e abióticos. Foi utilizado também o coeficiente de correlação (r) de Pearson e Kendall. As ordenações foram realizadas utilizando programa PC-ORD versão 6.0 (McCune e Mefford, 1999).

3 RESULTADOS

3.1 CENÁRIO ABIÓTICO

A partir dos dados de temperatura da água, observa-se um amplo gradiente ao longo do período, com valores variando entre $14,5^{\circ}\text{C}$ e $29,0^{\circ}\text{C}$ (Tab.1). Apesar da grande oscilação sazonal, a água da lagoa apresentou pequena variação entre as diferentes profundidades nos meses coletados. A menor intensidade do vento (3 m.s^{-1}) foi observada no mês de julho, quando também foi registrada temperatura média mais

baixa ($14,6^{\circ}\text{C}$). Em geral, a variável teve maiores registros nos meses mais quentes, alcançando máximo de $36 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ em abril.

Altos valores da RWCS indicam a ocorrência de estratificação térmica, porém, os máximos alcançados não ultrapassaram o limite que definiria tal tendência (20 e 18 em out/11 e fev/12, respectivamente) (Fig. 2). Sendo assim, a lagoa não apresentou estratificação térmica bem definida em nenhum momento da série avaliada. O período entre mar/11 e set/11 apresentou as menores estabilidades relativas, com valores nulos em três momentos (maio, julho e setembro), indicando processos de mistura total na coluna d'água. Embora registrado valor de RWCS igual a zero em setembro, o período apresentou a maior zona eufótica de toda a série estudada, com valor de 3,3m.

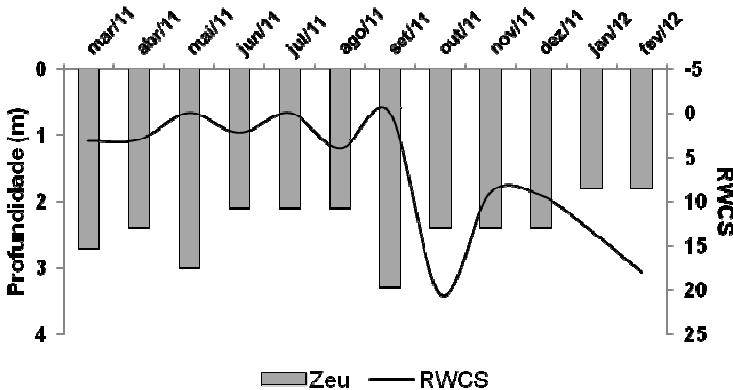


Figura 2: Variação sazonal da zona eufótica (ZeU) e da estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) na Lagoa do Peri no período de março/2011 a fevereiro/2012.

Os parâmetros químicos da água apresentaram relativa regularidade durante a série temporal avaliada. A condutividade não demonstrou variações expressivas ao longo do ano, bem como nenhuma tendência de variação espacial, apresentando mínima de $57,6 \mu\text{S}\cdot\text{s}^{-1}$ em set/11 e máxima de $86 \mu\text{S}\cdot\text{s}^{-1}$ em out/11. O oxigênio dissolvido se mostrou, igualmente, bastante equilibrado durante período estudado, exceto em dois momentos, quando alcançou valor mínimo em março ($5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e máximo em julho ($9\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Diferentemente, a alcalinidade

e o pH apresentaram uma maior variação entre os meses estudados. A primeira variável foi mais elevada nos meses mais quentes, enquanto que a segunda alcançou valores máximos no inverno (0,13 mg.L⁻¹ e 8,7 mEq.L⁻¹, respectivamente).

Os valores médios da concentração de clorofila-a foram superiores nos meses quentes, alcançando níveis mais elevados em janeiro e fevereiro de 2012 (47,5 e 33,8 µg.L⁻¹, respectivamente). Apresentando mesma tendência, a transparência da água, variou de 0,6 a 1,1m, e também teve valores mais baixos nos meses de verão (janeiro e fevereiro), quando registrou-se 0,6m de transparência. Nas coletas de maio e setembro de 2011, a transparência da água aumentou (1 e 1,1m, respectivamente) e a clorofila-a apresentou os valores médios menos elevados (24,2 e 25,1 µg.L⁻¹, respectivamente). De forma atenuada, os níveis de clorofila-a variaram entre as profundidades, evidenciando leve tendência a maiores concentrações na superfície e zona afótica (Fig. 3).

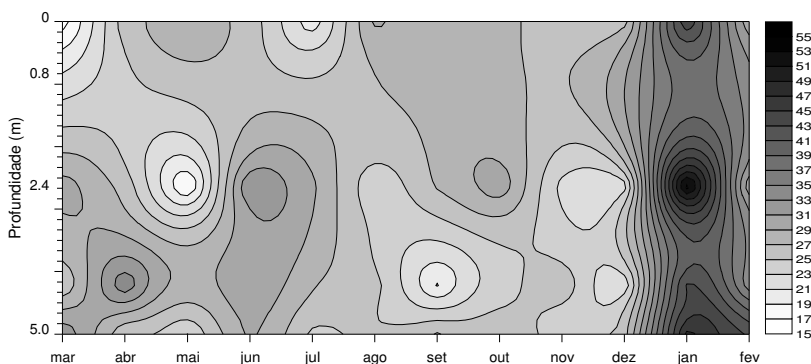


Figura 3: Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de clorofila-a (µg.L⁻¹) na Lagoa do Peri no período de março/2011 a fevereiro/2012

A variação e as concentrações de SRP (0,8-4,7 µg.L⁻¹), de N-NO₃⁻ (1,9-10,9 µg.L⁻¹) e de N-NH₄⁺ (11-105 µg.L⁻¹) foram relativamente baixas durante todo o período. Entretanto, as três variáveis tiveram picos em meses frios, alcançando valores máximos em ago/11, jun/11 e set/11, respectivamente. O SRP correspondeu, em média, a 17% do TP, apresentando média geral de aproximadamente 2,0 µg L⁻¹. As maiores concentrações de TN foram registradas no verão, alcançando 1.367 µg.L⁻¹, em fev/12 - disponibilidade expressivamente maior do que

em meses mais frios, quando registrou-se mínima de $269,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de maio. N-NO_2^- também apresentou valores mínimos em períodos frios ($0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$ em jun/11), embora tenha se apresentado bastante oscilante entre os meses. Da série de nutrientes, o TP foi o que apresentou menor variação, variando entre $12 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $23 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tab. 1), exceto na amostra de superfície de fevereiro, quando atingiu $44 \mu\text{g.L}^{-1}$. De forma geral, as concentrações de TP podem ser consideradas relativamente baixas, com média entre todas as profundidades e períodos de $15,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. As concentrações de DIN foram, comumente, menores de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, exceto no mês de setembro, quando os valores atingiram em torno de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$. Amônio foi a principal fração de DIN (aprox. 64%), e também aumentou mais expressivamente no mês de setembro ($83,3 \mu\text{g.L}^{-1}$); no restante da série se manteve abaixo de $30,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. Considerando-se as concentrações de DIN e SRP definidas limitantes ao crescimento fitoplanctônico, observou-se, em praticamente toda a série temporal, que ambas variáveis se apresentaram abaixo desses limites, exceto para DIN no mês de set/11, quando SUP, DS e 3DS registraram valores máximos (114 , 106 , $101 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente).

O ecossistema foi classificado entre eutrófico e hipereutrófico, considerando-se os valores médios de clorofila-a. No entanto, os níveis de TP, durante praticamente toda a série temporal, apontaram para a categoria oligotrófica, com alguns períodos de mesotrofia – exceto para o sistema de classificação da OECD, que o considerou mesotrófico em todos os meses para esta variável. Ponderando a transparência da água, a lagoa oscilou entre raros momentos de mesotrofia (maio e setembro/2011), se mantendo eutrófica no restante dos meses; no entanto, pelos critérios da OECD para esta variável, a lagoa foi considerada como hipereutrófica.

Tabela 1: Valores médios, mínimos e máximos das variáveis abióticas e de biomassa fitoplanctônica (clorofila-a e biovolume total) da Lagoa do Peri, no período de mar/11 a fev/12.

	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11	ago/11	set/11	out/11	nov/11	dez/11	jan/12	fev/12
Temperatura da água (°C)	25.2 25.1-25.3	24.0 24.0-24.1	21.5 21.4-21.5	17.9 17.8-18.0	14.6 14.5-14.7	16.2 16.1-16.3	19.2 19.0-19.3	23.1 22.7-23.4	23.6 23.1-23.9	24.5 24.3-24.7	26.5 26.2-26.6	28.8 28.5-29.0
Vento (m s⁻¹)	24.9 24.9-24.9	36.0 36.0-36.0	23.0 23.0-23.0	6.7 6.7-6.7	3.0 3.0-3.0	10.1 10.1-10.1	18.7 18.7-18.7	6.0 6.0-6.0	5.8 5.8-5.8	22.9 22.9-22.9	7.4 7.4-7.4	10.5 10.5-10.5
Condutividade (µS cm⁻¹)	62.5 62.0-63.0	62.4 61.7-63.4	63.0 61.8-66.2	63.0 57.0-66.3	69.1 64.2-74.9	60.4 60.2-60.5	58.7 57.6-61.6	75.5 70.0-86.0	61.0 60.1-62.4	64.5 63.4-66.2	74.0 74.0-74.0	64.7 63.5-67.3
Transparência da água (m)	0.9 0.9-0.9	0.8 0.8-0.8	1.0 1.0-1.0	0.7 0.7-0.7	0.7 0.7-0.7	0.7 0.7-0.7	1.1 1.1-1.1	0.8 0.8-0.8	0.8 0.8-0.8	0.8 0.8-0.8	0.6 0.6-0.6	0.6 0.6-0.6
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)	5.0 4.4-5.3	8.6 8.5-8.7	8.7 8.6-8.8	8.5 8.4-8.6	9.1 8.7-9.2	8.0 7.6-8.7	8.6 8.4-8.9	6.1 6.0-6.3	8.8 8.5-9.3	7.7 7.7-7.8	9.0 8.6-9.4	6.6 6.2-7.0
pH	7.2 7.2-7.3	5.8 5.7-6.0	6.4 6.1-6.7	8.7 8.0-9.6	6.4 6.0-6.9	6.8 6.7-6.8	6.8 6.7-6.9	8.3 8.0-8.8	7.3 7.2-7.4	7.2 7.1-7.2	6.8 6.7-7.0	6.3 6.1-6.6
Alcalinidade (mEq L⁻¹)	0.11 0.09-0.13	0.13 0.12-0.14	0.13 0.11-0.15	0.11 0.10-0.12	0.12 0.11-0.13	0.12 0.11-0.13	0.08 0.07-0.09	0.07 0.05-0.08	0.12 0.11-0.13	0.12 0.11-0.13	0.12 0.10-0.13	0.12 0.10-0.12
SRP (µg L⁻¹)	1.7 1.2-2.2	2.2 1.8-2.7	3.0 2.8-3.2	1.1 0.8-1.8	2.7 1.7-4.3	4.7 2.7-6.8	3.2 1.2-5.7	1.5 1.2-1.8	2.1 1.5-2.9	2.6 2.0-3.5	2.6 2.1-3.2	3.1 2.9-3.4

TP ($\mu\text{g L}^{-1}$)	14.6 12.4-16.3	16.1 13.0-21.2	14.0 13.7-14.2	14.6 12.6-16.3	11.9 9.8-13.0	16.2 15.5-17.3	13.6 11.3-14.8	13.7 13.2-14.0	17.5 14.5-19.6	17.7 16.1-19.0	13.7 13.4-14.3	22.7 13.7-44.2
N-NO₂⁻ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0.3 0.20-0.40	0.16 0.15-0.18	0.22 0.17-0.26	0.01 0.01-0.02	0.10 0.07-0.12	0.21 0.19-0.24	0.19 0.13-0.26	0.17 0.15-0.20	0.13 0.11-0.15	0.12 0.10-0.15	0.12 0.11-0.14	0.11 0.10-0.11
N-NO₃⁻ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5.9 5.0-7.0	7.3 5.7-9.1	5.8 4.1-7.7	8.7 6.5-10.9	5.6 4.5-6.5	5.9 4.9-6.9	5.7 4.5-8.5	5.3 1.9-5.7	7.5 6.8-8.7	7.4 6.3-10.1	7.8 5.1-10.3	7.2 4.3-10.6
N-NH₄⁺ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	20.5 16.0-23.3	24.1 21.2-27.0	19.2 10.7-24.2	14.0 7.7-18.2	12.2 11.0-13.0	14.9 7.7-24.9	83.3 30.5-105.3	24.2 9.5-54.6	20.3 18.3-23.7	22.7 18.2-29.0	20.4 18.6-22.3	27.4 17.0-44.2
TN ($\mu\text{g L}^{-1}$)	279.0 254.5-308.9	366.1 309.2-418.3	277.4 269.3-291.7	402.6 335.2-436.8	391.2 321.0-468.8	387.6 333.5-451.6	441.4 386.0-498.3	450.6 411.4-481.1	373.2 363.6-388.2	393.7 366.3-415.5	1061.6 985.5-1126.4	1111.6 859.7-1367.4
Chl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	25.9 16.0-32.6	28.0 25.1-34.7	24.2 16.6-28.8	29.9 26.2-33.1	25.2 19.8-29.4	25.9 23.5-29.4	25.1 18.7-27.2	27.1 24.0-30.4	24.8 22.4-26.7	23.9 21.4-26.3	47.5 43.3-54.5	33.8 29.4-42.7
Biomassa total (mg L^{-1})	11.9 7.6-17.4	13.3 9.3-19.1	11.0 7.4-14.4	10.6 9.4-11.3	8.7 5.6-11.7	14.7 10.4-20.6	9.6 8.5-12.1	11.7 8.8-14.1	10.1 7.9-12.3	13.1 8.2-17.4	20.2 18.0-22.1	17.7 14.5-21.1

A análise multivariada de componentes principais (PCA) avaliou as principais tendências verificadas entre os meses e as profundidades, e as variáveis abióticas analisadas ao longo do período amostrado. A análise resumiu 61,2% da variabilidade total de seus dados em seus três primeiros eixos (Fig. 4). Cinco variáveis contribuíram mais para a ordenação do primeiro eixo ($r > 0,6$), sendo: disco de Secchi, vento, nitrogênio total, nitrato e clorofila-a. Para a ordenação do segundo eixo, temperatura da água e vento foram as variáveis que apresentaram as maiores correlações ($r = 0,874$ e $r = 0,646$, respectivamente), enquanto alcalinidade e oxigênio dissolvido apresentaram as maiores correlações para a ordenação do terceiro eixo ($r = 0,780$ e $r = 0,739$, respectivamente).

As amostras dos meses de junho, julho, outubro e novembro de 2011, janeiro e fevereiro de 2012 ordenaram-se do lado positivo do eixo 1, associadas a maiores valores de nitrogênio total e clorofila-a. O restante das coletas (março, abril, maio, agosto, setembro e dezembro de 2011) ordenaram-se do lado negativo deste mesmo eixo, associadas, principalmente, a maiores valores de transparência da água, vento e nitrito. O eixo 2 ordenou as amostras dos períodos de março, abril, maio e dezembro de 2011, janeiro e fevereiro de 2012 a maiores valores de temperatura da água e vento, enquanto que no eixo 3 ordenaram-se os meses de abril, maio, julho, agosto, novembro e dezembro de 2011, e janeiro 2012 relacionados a maiores valores de oxigênio dissolvido e alcalinidade.

De forma geral, a análise de componentes principais evidenciou que os dados ambientais demonstram uma ligeira tendência de variação sazonal, entretanto, não se verificou diferenciação espacial, uma vez que os compartimentos amostrados em períodos semelhantes se apresentaram relativamente agrupados.

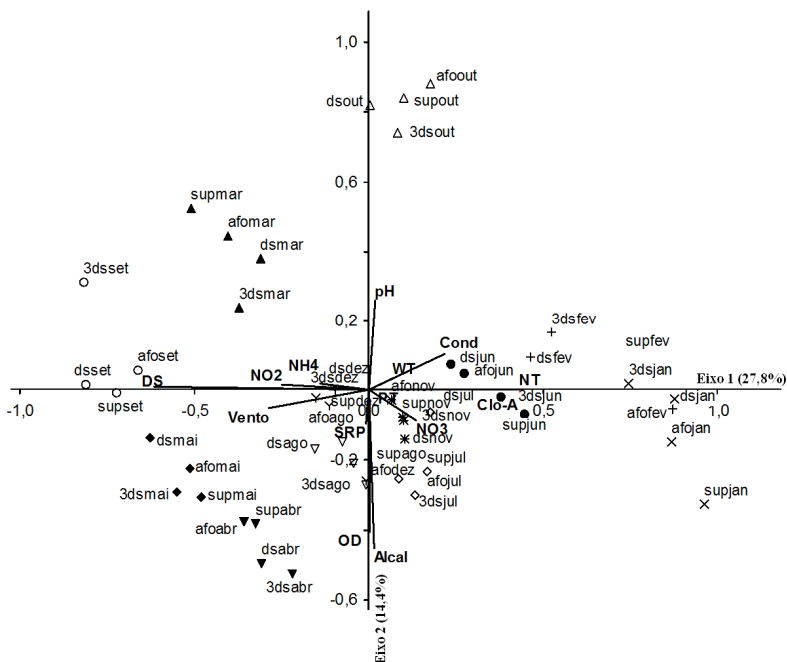


Figura 4. Ordenação pela PCA (eixos 1 e 2 e eixos 1 e 3) das estações amostrais em função das variáveis abióticas na lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12. DS= disco de Secchi; WT= temperatura da água; Cond= condutividade elétrica; OD= oxigênio dissolvido; Alcal= alcalinidade; Vento; pH; TP= fósforo total; SRP= fósforo solúvel restivo; TN= nitrogênio total; N-NO₂⁻= nitrito; N-NO₃⁻= nitrato e N-NH₄⁺= amônio.

3.2 COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

O número total de espécies fitoplanctônicas durante o estudo foi de 67 táxons, pertencentes a sete classes taxonômicas. A classe mais bem representada foi Bacillariophyceae (19), seguida de Chlorophyceae (18), Cyanobacteria (11), Zygnemaphyceae (11), Dinophyceae (4), Euglenophyceae (3) e Prymnesiophyceae (1).

A biomassa total do fitoplâncton apresentou média de 12,7 mg.L⁻¹. Cyanobacteria foi o grupo mais expressivo em toda a série temporal avaliada, contribuindo, em média, com 83,2% da biomassa total do

fitoplâncton, representado especialmente por espécies filamentosas (Fig. 5). Nos períodos quentes, o grupo esteve constituído, sobretudo, por *Cylindrospermopsis raciborskii*, que chegou a constituir mais de 87% da biomassa relativa no mês abr/11. Já em meses frios, registraram-se períodos de codominância entre *C.raciborskii* e *Pseudanabaena catenata*, com a segunda espécie representando, em média, mais de 20% da biomassa relativa entre os meses de agosto e outubro de 2011. No inverno, observou-se queda significativa na biomassa das cianobactérias, principalmente relacionado ao aumento na biomassa de diatomáceas, grupo constituído majoritariamente por *Aulacoseira ambigua*. No mês de ago/11, Bacillariophyceae alcançou em média 30,2% da biomassa relativa, sendo mais expressiva nas maiores profundidades, onde representou 49% em 3DS (Fig. 5c) e 37% em AFO (Fig. 5d).

Ao avaliar a contribuição espacial das classes fitoplanctônicas, destaca-se um aumento na contribuição em biomassa de diferentes classes no sentido da subsuperfície para o fundo do sistema.

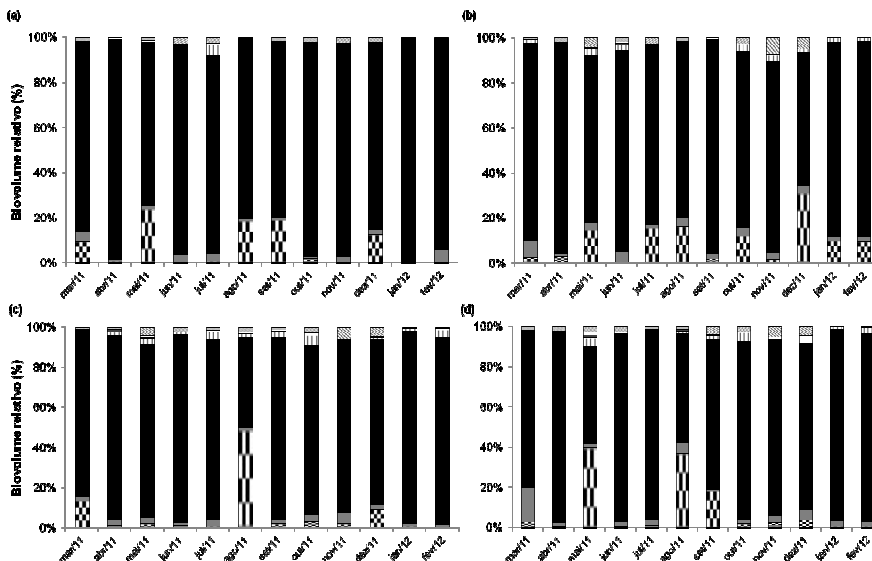


Figura 5: Contribuição relativa para a biomassa total das classes taxonômicas do fitoplâncton (%) em escala temporal na lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12, nas profundidades SUP (a); DS (b); 3DS (c) e AFO (d). Legenda: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria, Dinophyceae, Euglenophyceae, Prymnesiophyceae, Zygnemaphyceae e outros.

A biomassa total do fitoplâncton foi inferior a 20 mg.L^{-1} , à exceção dos valores médios registrados em jan/12 ($20,2 \text{ mg.L}^{-1}$), quando também foram observadas as maiores concentrações de clorofila-a, como citado anteriormente. Em geral, as maiores biomassas ocorreram na subsuperfície ao longo do ano (Fig. 6a). A riqueza de espécies (S) foi ligeiramente menor nas coletas de subsuperfície (Fig. 6b). Já temporalmente, a coleta do mês de mai/11 foi a que apresentou as máximas riquezas da série, sendo a região afótica com o maior número de táxons (41 espécies). Os menores valores de riqueza foram registrados no mês de fev/12, com mínima de 22 táxons para a coleta em subsuperfície. De maneira geral, meses de temperatura mais amena apresentaram acréscimo no número de espécies.

A diversidade (H'), expressa pelo índice de Shannon-Wiener (Fig. 6c), apresentou-se mais elevada no mês de out/11 (média=2.3 bits mg), quando foi registrada, também, a menor biomassa fitoplanctônica

do período ($8,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). As maiores diversidades foram observadas na profundidade AFO (média= $2,5 \text{ bits mg}$). A equitabilidade (D) teve valores ligeiramente mais baixos nos períodos quentes (Fig. 6d). Além disso, registrou-se menor equitabilidade nas coletas de subsuperfície em praticamente toda a série temporal, exceto no mês de março, quando foram verificados valores bastante semelhantes em todas as profundidades (SUP=61%; DS=60%, 3DS=58% e AFO=61%). Ainda foi observada uma tendência de acréscimo na equitabilidade entre os grupos fitoplanctônicos nas regiões mais profundas.

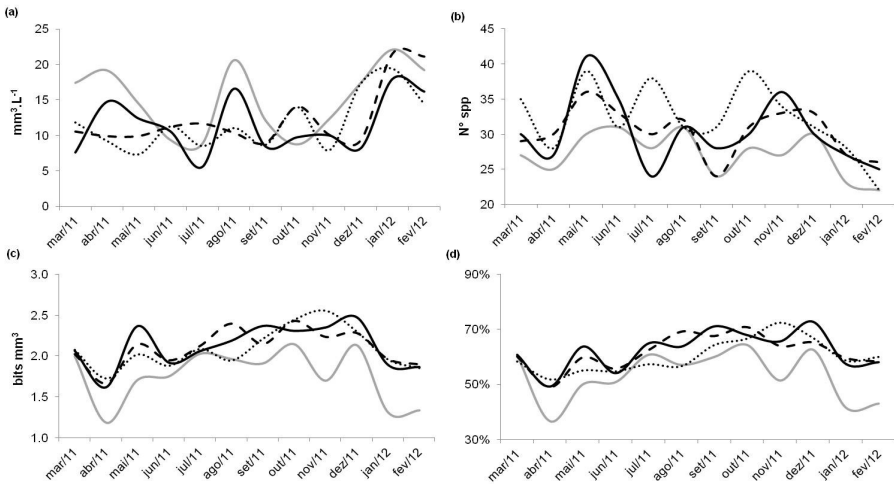


Figura 6: Variação da biomassa total (a), riqueza (b), diversidade (c) e equitabilidade (d) do fitoplâncton na Lagoa do Peri no período estudado. Legenda: — SUP, - - - DS, 3DS, — AFO.

Considerou-se como descritoras da comunidade fitoplanctônica as espécies que contribuíram com 4% ou mais da biomassa total em pelo menos uma unidade amostral. Assim, foram eleitas oito espécies entre descritoras espaciais e descritoras temporais, sendo: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena catenata*, *Aulacoseira ambigua*, *Mororaphidium irregulare*, *Limnothrix redekeii*, *Staurastrum tetracerum*, *Planktolyngbya limnetica* e *Planktolyngbya* sp. Dentre as espécies consideradas descritoras, *C. raciborskii* apresentou a maior biomassa relativa (média= $6,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $n=48$) em praticamente todas as profundidades amostradas, exceto no mês de ago/11, quando A.

ambigua e *P. catenata* aumentaram em biomassa (Fig. 7). Nas amostras de subsuperfície, *C. raciborskii* teve contribuição expressivamente maior do que as outras espécies em todos os meses amostrados, embora no mês de out/11 *P. catenata* tenha alcançado valores próximos ao da primeira espécie (4,1 mg.L⁻¹ e 3,4 mg.L⁻¹, respectivamente) (Fig. 7a). Já nas outras profundidades, sobretudo no mês de ago/11, registraram-se outras espécies constituindo maior biomassa, sendo *P. catenata* em DS e *A. ambigua* em 3DS e AFO (3,7 mg.L⁻¹, 5,1 mg.L⁻¹ e 5,9 mg.L⁻¹ respectivamente); ressalta-se que a segunda espécie apresentou mais que duas vezes a biomassa de *C. raciborskii* na unidade amostral 3DS (Fig. 7d). Destaca-se que, na profundidade AFO, houve um período prolongado, durante temperaturas mais amenas, em que *C. raciborskii* constituiu menos de 50% da biomassa relativa (ago/11 a nov/11). A biomassa das espécies descritoras constituiu, em média de todas as unidades amostrais, 91% da biomassa total.

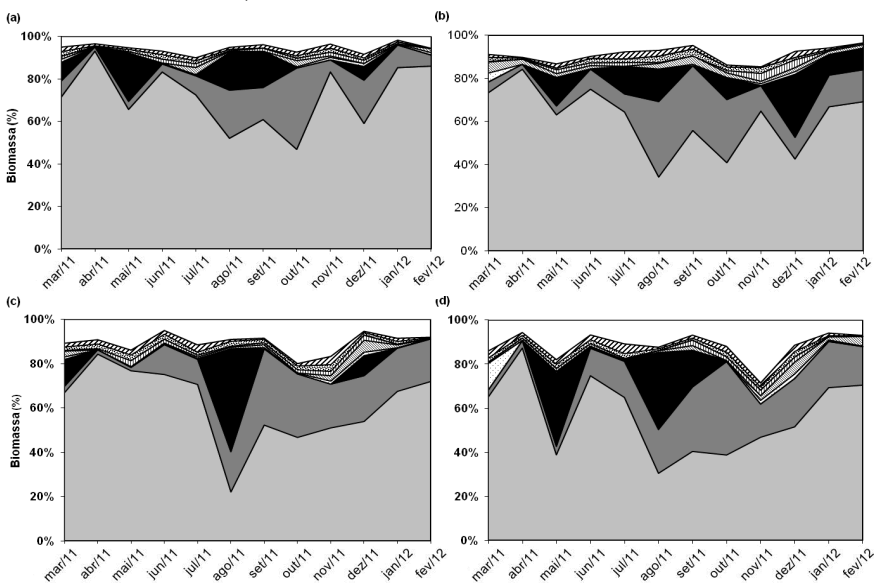


Figura 7: Biomassa relativa (%) das espécies descritoras biológicas nas profundidades: SUP (a); DS (b); 3DS (c) e AFO (d) na Lagoa do Peri de mar/11 a fev/12. Legenda: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena catenata*, *Aulacoseira ambigua*, *Mororaphidium irregulare*, *Limnothrix redekeii*, *Starurastrum tetracerum*, *Planktolyngbya limnetica*, *Planktolyngbya sp.* e outras.

3.3 ANÁLISE INTEGRADA

A análise multivariada de redundância (RDA) foi realizada a partir das espécies descritoras e as principais variáveis abióticas, com o intuito de verificar tendências relevantes e relações entre variáveis biológicas e ambientais, evitando-se colinearidade e interferência de dados não importantes no período estudado. A RDA resultou em autovalores da ordem de 1.016 e 0.504 para os dois primeiros eixos, respectivamente. O teste indicou que os dois primeiros eixos da ordenação explicaram conjuntamente 19% da variância das espécies. A correlação de Pearson entre ambiente e espécies para os eixos 1 e 2 (0,784 e 0,639, respectivamente) indicou importante relação entre as variáveis ambientais e a distribuição das variáveis biológicas durante a série temporal. O Teste de Monte Carlo, usado para avaliar o nível de significância dos primeiros eixos canônicos, indicou que a ordenação dos eixos 1 e 2 foi estatisticamente significativa ($p < 0,01$) evidenciando que a ordenação não se deu ao acaso.

O diagrama de ordenação (Fig. 8) demonstra que as biomassas de *C. raciborskii* e de *L. redekeii* foram associadas ao lado positivo do eixo 1, onde encontra-se grande parte das unidades amostrais referentes a períodos mais quentes, relacionadas a maiores valores de WT e DIN. Inversamente, *P. limnetica*, *Planktolyngbya* sp. e *S. tetracerum* associaram-se ao lado negativo do citado eixo, positivamente relacionadas a maiores valores de transparência da água (DS), onde encontram-se a maioria das amostras de outono e inverno. Ao lado positivo do eixo 2, por sua vez, ordenou-se *M. irregulare*, positivamente correlacionada com maiores registros de vento e, ainda, períodos de temperaturas medianas. No mesmo eixo, em seu lado negativo, observou-se *P. catenata* e *A. ambigua* proporcionalmente relacionadas com SRP, em estações com temperaturas mais amenas.

De uma forma geral, a explicabilidade da análise pode ser considerada baixa, estando as variáveis abióticas muito próximas ao centro dos eixos. A temperatura da água destacou-se dentro os demais parâmetros e, nesse sentido, observou-se uma pequena tendência de gradiente sazonal da esquerda para a direita, acompanhando o eixo 1, no sentido dos meses de inverno em direção aos meses mais quentes, quando registrou-se os maiores valores de biomassa. Contrariamente, não foi constatada diferenciação espacial, uma vez que amostras de mesmo período apresentaram ordenação semelhante.

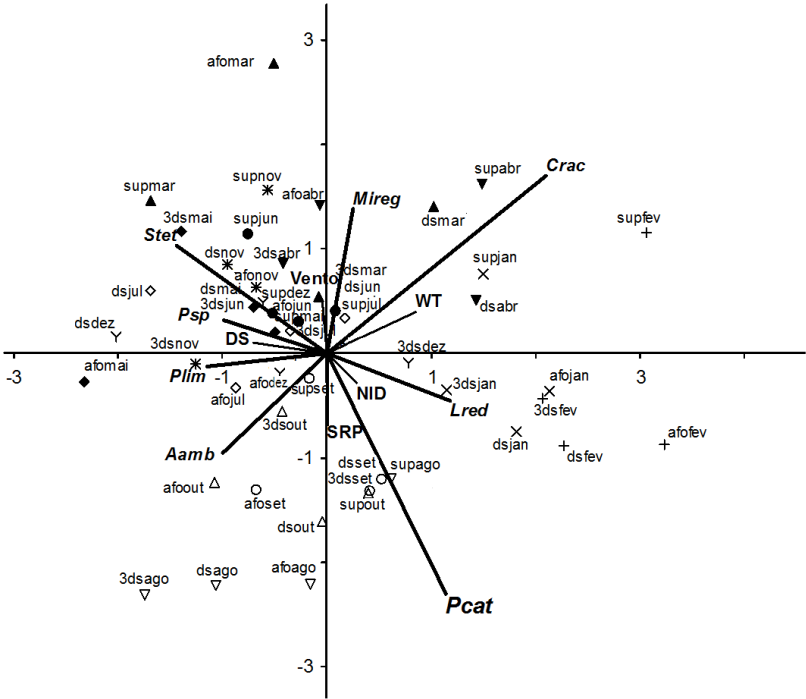


Figura 8: Diagrama de ordenação da RDA (eixos 1 e 2) das unidades amostrais em função das principais variáveis abióticas e da biomassa das espécies descritoras da série temporal. DS= disco de Secchi; WT= temperatura da água; SRP= fósforo solúvel reativo; DIN=nitrogênio inorgânico dissolvido e vento. *Crac*= *Cylindropermopsis raciborskii*; *Lred*= *Limnothrix redekeii*; *Pcat* = *Pseudanabaena catenata*; *Aamb*= *Aulacoseira ambigua*; *Plim*= *Planktolyngbya limnetica*; *Psp*= *Planktolyngbya* sp.; *Stet*= *Staurastrum tetracerum* e *Mireg*= *Monoraphidium irregulare*.

4 DISCUSSÃO

O regime de mistura de um ecossistema aquático é apontado como fator tão importante para os processos químicos e biológicos quanto as mudanças de temperatura ocorridas nestes ambientes (Nôges et al., 2011). Assim, a homogeneidade vertical encontrada na lagoa do Peri esteve estreitamente relacionada aos constantes processos de mistura verificados através dos reduzidos valores de RWCS. O vento se mostrou importante nas análises realizadas e pode ser considerado um dos fatores determinantes na regulação do sistema e na definição dos padrões de mistura - sobretudo no verão, quando apresentou intensidades bastante elevadas. A lagoa do Peri apresentou mistura total da coluna d'água em períodos cujo fitoplâncton apresentou menores biomassas; muito embora a estabilidade da coluna d'água tenha sido baixa durante toda a série. Nesse contexto, Reynolds et al. (1998) consideraram uma circulação permanente como uma condição de moderado distúrbio.

Segundo Nôges et al. (2011), o calor acrescentado a um lago nas camadas superficiais é transferido para camadas inferiores pela mistura vertical resultante da ação do vento – justificando, assim, a uniformidade térmica encontrada na lagoa do Peri. A ausência de estratificação térmica e química já foi constatada em outros estudos (Soares et al., 2009; Leite e Fonseca, 2002), especialmente em lagoas costeiras (Petruccio, 1998). A temperatura foi uma das variáveis mais determinantes na estruturação do ambiente estudado, fato que vem sendo corroborado especialmente em ambientes temperados, onde os padrões sazonais de variação são mais evidentes (Grover e Chrzanowski, 2006). Podem ser ponderados efeitos diretos e indiretos da temperatura sobre os ambientes aquáticos, entre eles a alteração no metabolismo de organismos aquáticos, distribuição de espécies aquáticas e modelação dos processos físico-químicos (Roland et al., 2012). Elevadas temperaturas da água direcionaram, sobretudo, a dominância da espécie de cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* na lagoa do Peri.

A incidência luminosa também é afetada pelos processos de mistura na massa d'água, principalmente em sistemas rasos como a lagoa do Peri, onde pode haver a ressuspensão do sedimento. A zona eufótica registrada foi relativamente baixa, fato que pode estar também relacionado com o auto-sombreamento causado pela alta densidade de cianobactérias constatada. Segundo Smith (1996), baixa disponibilidade

de luz é um importante fator para promover a dominância de cianobactérias. A dominância de Nostocales e Oscillatoriales verificada na lagoa do Peri deve estar intimamente relacionada à limitação por luz, que configura condições ideais para estes grupos (Nixdorf et al., 2003). Segundo Reynolds et al. (1997), enquanto houver presença de espécies capazes de crescer e de influenciar a transparência da água haverá exclusão competitiva de espécies com requisitos maiores de luz. Dentro desse cenário, diversos trabalhos já constataram dominância de cianobactérias filamentosas em ambientes túrbidos e misturados (Nixdorf et al., 2003; Mischke, 2003; Moustaka-Gouni et al., 2007), uma vez que exibem morfologia alongadas tornando-as excelentes antenas receptoras de luz (Brasil e Huszar, 2011). No entanto, Huisman et al. (2004), desenvolveram um modelo onde predizem que alta intensidade de mistura pode representar uma oportunidade de coexistência entre espécies, principalmente para aquelas sem estratégias de controle da flutuabilidade escapar do sombreamento – esclarecendo, possivelmente, o representativo aumento das diatomáceas em períodos frios.

Embora as concentrações de nutrientes dissolvidos tenham se mantido praticamente sempre abaixo dos níveis limitantes, podendo caracterizar uma inibição ao crescimento fitoplanctônico, representaram uma possível vantagem para as espécies descritoras da lagoa do Peri. Além disso, a baixa concentração de nutrientes dissolvidos do sistema está provavelmente associada a uma rápida incorporação deste recurso pelo fitoplâncton. Há bastante tempo já é reconhecido que o ambiente é frequentemente modificado pelas atividades dos próprios organismos (Levins, 1979). Nesse sentido, lagos rasos são considerados mais produtivos devido a uma alta eficiência de conversão de fósforo em biomassa algal (Nixdorf, 2003).

Os processos de mistura também podem alterar o *input* de nutrientes provindos do sedimento (Mischke, 2003), bem como promover a distribuição quase uniforme deste recurso na água (Ryabov et al., 2010). Da mesma forma como na concorrência por luz, com a disponibilidade homogênea de nutrientes na coluna d'água, o sucesso na dinâmica fitoplanctônica será determinado por um maior potencial competitivo entre as espécies.

Na lagoa do Peri, a RDA demonstrou que a estruturação das espécies descritoras resultou primeiramente dos padrões de temperatura da água, seguido da disponibilidade de nutrientes dissolvidos e,

finalmente, da transparência da água – todos estes fatores espacialmente modelados pelos processos de mistura na coluna d'água.

Dentre as espécies descritoras, destacaram-se com maiores contribuições aquelas classificadas nos grupos funcionais Sn, MP, C e S1 (Reynolds et al., 2002; Padisak et al., 2009). Segundo os autores, os referidos grupos são típicos de sistemas com características semelhantes, representativos de lagos rasos, misturados, quentes, turbidos e frequentemente enriquecidos. Nesse sentido, determinadas particularidades de cada associação podem estar direcionando as alterações nas biomassas das mesmas. O grupo funcional MP, representado no presente estudo por *Pseudanabaena catenata*, apresenta baixíssimo requerimento de luz e admite baixas temperaturas, explicando seu incremento nos meses mais frios. A associação S1, constituída por *Limnithrix redekeii* e pelas espécies do gênero *Planktolyngbya*, apresentaram biomassas mais elevadas em períodos isolados. Este agrupamento é caracterizado pela alta tolerância ao sombreamento, e, nesse sentido tais espécies estão mais próximas ecologicamente de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Apesar disso, *Planktolyngbya spp* e *L.redekei* ordenaram-se em condições opostas na análise de redundância. *C. raciborskii*, previamente incluída no grupo funcional H, caracterizado por espécies fixadoras de nitrogênio, está atualmente alocada no agrupamento Sn. Este agrupamento exhibe caracteres mais próximos a Oscillatoriales, fato que norteia os períodos de coexistência entre as espécies melhor sucedidas na lagoa do Peri. Segundo Huszar (2000), *C. raciborskii* apresenta características intermediárias entre os grupos H e S, dependendo do cenário ao qual está inserido. Ainda, o grupo funcional C, composto por *Aulacoseira ambigua*, teve picos biomassas em períodos de maior disponibilidade de SRP, sendo o mesmo geralmente associado a ambientes enriquecidos. Além disso, diatomáceas são consideradas boas competidoras por nutrientes, especialmente de fósforo (Sommer, 1988). Os demais grupos, ainda que representados por espécies descritoras, tiveram pequena contribuição em biomassa, embora os registros das associações X1 e Lo tenham apresentado expressivo aumento em densidade em alguns períodos distintos. O primeiro grupo foi constituído pelos gêneros *Monoraphidium* e *Chlorella*, e o último por Dinoflagelados e pequenas Choococcales.

Ao longo do ano de estudo na Lagoa do Peri, observaram-se consideráveis oscilações nos valores de biomassa fitoplanctônica em concomitância com a variação nos valores de diversidade e

equitabilidade que, de maneira geral, apresentaram-se reduzidos. Dentro desse panorama, restritas alterações em termos de extensão da mistura, concentração de nutrientes e luz vem sendo assumidas como fatores chave para a dominância de cianobactérias (Rücker et al., 1997; Wiedner, 2007), que frequentemente justificam baixos valores de diversidade de espécies (Crossetti et al., 2008). Além disso, a baixa densidade, diversidade e reduzido tamanho das espécies zooplânctônicas da lagoa (Gerzson, comunicação pessoal), podem estar beneficiando o sucesso das cianobactérias filamentosas, consideradas pouco palatáveis para o zooplâncton (Sarnelle, 1992).

Passarge et al. (2006), em experimentos testando luz e nutrientes, concluíram que a exclusão competitiva é o maior direcionador na estruturação do fitoplâncton. Os autores citam, também, que a coexistência justificaria a alta biodiversidade comumente encontrada em comunidades fitoplânctônicas. Essa afirmação vai de encontro à teoria do Paradoxo do Plâncton, longinquamente proposta por Hutchinson (1960), que argumenta que estados de equilíbrio dificilmente se formam em sistemas planctônicos e que o fitoplâncton epilimnético coexistiria em um ambiente misturado e competiria por recursos limitantes (luz e poucos elementos nutricionais), o que geraria uma alta diversidade. Mais recentemente, Scheffer et al. (2003), contribuíram com importantes ideias para tal debate, sugerindo que, em um ambiente homogêneo e constante, a dinâmica do plâncton é imprevisível – muito embora a biomassa de algas possa apresentar padrões regulares, sobretudo a um nível mais elevado de agregação.

Em suma, a dinâmica temporal do fitoplâncton da lagoa do Peri demonstrou ser direcionada majoritariamente pela condição de mistura permanente da massa d'água e pelo padrão de variação de temperatura da água. Além disso, a baixa disponibilidade de luz e nutrientes dissolvidos foi também influente e culminou na ocorrência de espécies adaptadas a ambientes com este cenário. Como seria de esperar, considerando-se a localização subtropical da lagoa, os padrões temporais do fitoplâncton parecem ser menos dependentes da sazonalidade do que em habitats de clima temperados, e mais estreitamente ligados às variações das condições climáticas locais. De forma geral, ambientes subtropicais ainda estão subrepresentados em seus aspectos limnológicos em geral, e, em particular, ao que se refere à comunidade fitoplânctônica. A formulação de generalizações sobre o fitoplâncton nestes ecossistemas não são ainda totalmente conclusivas,

fato que merece atenção e esforços no sentido de produzir informações confiáveis e que elucide a ecologia do grupo.

REFERÊNCIAS

- 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.
- Berger C, Ba N, Gugger M, Bouvy M, Rusconi F, Coute A, Troussellier M, Bernard C. 2006. Seasonal dynamics and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Lake Guiers (Senegal, West Africa). *Federation of European Microbiological Societies*, 57: 355-366.
- Bouvy M, Ngansoumana Ba, Samba Ka, Sane S, Pagano M, Arfi R. 2006. Phytoplankton community structure and species assemblage succession in a shallow tropical lake (Lake Guiers, Senegal). *Aquatic Microbial Ecology*, 45: 147-161.
- Brasil J, Huszar VLM. 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, 15(4): 799-834.
- Cardoso LS, Motta-Marques D. 2009. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. *Aquatic Ecology*, 43: 73-84.
- Cole GA. 1994. *Textbook of Limnology*. Publisher: Waveland. 412p.
- 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.
- Crossetti LO, Bicudo DC, Bicudo CEM, Bini LM. 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal Biology*, 68(4): 1061-1067.
- Domingues RB, Barbosa AB, Sommer U, Galvão HM. 2012. Phytoplankton composition, growth and production in the Guadiana estuary (SW Iberia): Unraveling changes induced after dam construction. *Science of the Total Environment*, 416: 300-313.
- Golterman HL, Clymo RS, Ohnstad MAM. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. 2ed. Oxford, Blackweel Scientific Publications. (IBP, 8). 213 p.
- Grover JP, Chrzanowski TH. 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. *Journal of Plankton Research*, 28: 1-17.

- Heo WM, Kim B. 2004. The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir. *Hydrobiologia*, 524: 229-239.
- Hill MO, Gauch HG. 1980. Detrended Correspondence Analysis: An Improved Ordination Technique. *Vegetatio*. 42: 47-58.
- Hillebrand H, Dürseken D, Kirschiel D, Pollinger U, Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.
- Huisman J, Scharples J, Stroom JM, Visser, PM, Kardinaal WEA, Verspagen JMH, Sommeijer B. 2004. Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85(11): 2960-2970.
- Huszar VLM, Caraco N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, 40: 1-18.
- Huszar VLM, Silva LHS, Marinho M, Domingos P, Sant'anna CL. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77.
- Hutchinson GE. 1961. The paradox of plankton. *The American Naturalist*, 95: 137-147.
- Klausmeier CA, Litchman E. 2001. Algal games: The vertical distribution of phytoplankton in poorly mixed water columns. *Limnology & Oceanography*. 46(8): 1998-2007.
- Koroleff F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff K (Ed.). *Methods of sea water analysis*. Weinheim: Verlag. Chemie. p:117-181.
- Lamparelli MC. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP / Departamento de Ecologia. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. 235p.
- Leite EPN, Fonseca OJM. 2002. Variação espacial e temporal de parâmetros ambientais da lagoa Caconde, Osório, RS. *Acta Limnologica Brasiliensia* 14: 39-50.
- Levins R. 1979. Coexistence in a variable environment. *American Naturalist*, 114: 765-783.

- Lorenzen CJ. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnology & Oceanography*, 12: 343-346.
- Lund JWG, Kipling C, Lecren ED. 1958. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- Mackereth FJH, Heron J, Talling J F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.
- McCune B, Mefford MJ. 1997. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon: MjM Software Design, 47 p.
- Melo S, Huszar VLM, Roland F, Esteves FA, Bozelli RL. 2004. Phytoplankton diel variation and vertical distribution in two Amazonian floodplain lakes (Batata lake and Mussurá lake, Pará, Brazil) with different mixing regimes. *Amazoniana*. 18(1/2): 1-10.
- Mischke U. 2003. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecologica*. 24: S11-S23.
- Moustaka-Gouni M, Vardaka E, Tryfon, E. 2007. Phytoplankton species succession in a shallow Mediterranean lake (L.Kastoria, Greece): steady-state dominance of *Limnothrix redekei*, *Microcystis aeruginosa* and *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*. 575: 129-140.
- Nixdorf B, Mischke U, Rucker J. 2003. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*, 502: 111-121.
- Nöges P, van de Bund W, Cardoso AC, Solimini AG, Heiskanen AS. 2009. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia*, 633: 197-211.
- Nöges P, Nöges T, Ghiani M, Paracchini B, Grande JP, Sena F. 2011. Morphometry and trophic state modify the thermal response of lakes to meteorological forcing. *Hydrobiologia*, 667: 241-254.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1982. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control.

Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Paris, France.

Padisák J. 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary) - a dynamic approach to ecological memory, it's possible role and mechanisms. *Journal of Ecology*, 80: 217-230.

Padisák J. 2003. Phytoplankton. In: *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology* (Eds P.E. O'Sullivan & C.S. Reynolds), p: 251–308. Blackwell Science Ltd., Oxford.

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.

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.

Passarge J, Hol S, Escher M, Huisman J. Competition for nutrients and light: stable coexistence, alternative stable states, or competitive exclusion? *Ecological Monographs*, 76(1): 57-72.

Petrucio MM. 1998. Caracterização das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O₂ dissolvido, pH, transparência e material em suspensão. In: Esteves FA (Ed.). *Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: UFRJ, 91-105.

Pielou EC. 1977. *Mathematical Ecology*. John Wiley & Sons Incorporated, New York.

Reynolds CS. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 384p.

Reynolds CS, Padisak J, Sommer U. 1998. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia*, 249: 183-188.

Reynolds CS. 1999. Phytoplankton Assemblages in Reservoirs. in: Tundisi JG, Straškraba M (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its*

- Applications. IIE, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers. São Carlos, p: 439-456.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5): 417-428.
- Reynolds CS. 2006. The ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 535p.
- Roland F, Huszar VLM, Farjalla VF, Enrich-Prast A, Amado AM, Ometto JPHB. 2012. Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3): 709-722.
- Rücker J, Wiedner C, Zippel P. 1997. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnothrix redekei* in eutrophic shallow lakes. *Hydrobiologia*, 342/343: 107-115.
- Ryabov AB, Rudolf L, Blasius B. 2010. Vertical distribution and composition of phytoplankton under the influence of an upper mixed layer. *Journal of Theoretical Biology*, 263: 120-133.
- Salas HJ, Martino P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25(3): 341-350.
- Sarnelle O. 1992. Nutrient enrichment and grazer effects on phytoplankton in lakes. *Ecology*, 73(2): 551-560.
- Sas H. 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz GmbH, Sankt Augustin, Germany.
- Scheffer M, Rinaldi S, Huisman J, Weissing F. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia*, 491: 9-18.
- Shannon CE, Weaver W. 1963. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press, 173 p.
- Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Smith PT. 1996. Light and nutrients effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal Fish and Aquatic Sciences*, 43: 148-153.

Soares MCS, Vidal L, Roland F, Huszar VLM. 2009. Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment. *Journal Plankton Research*, 31(11): 1331-1338.

Sommer U, Padisák J, Reynolds CS, Juhasz-Nagy P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 249: 1-7.

Sommer U. 1988. Phytoplankton succession in microcosm experiments under simultaneous grazing pressure and resource limitation. *Limnology and Oceanography*, 33(5): 1037-1054.

Strickland JDH, Parsons TR. 1960. A manual of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 125: 1-18.

Sun J, Liu D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25: 1331-1346.

Ter Braak CJF, Smilauer P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to CANOCO for Windows*. Centre for Biometry, Wageningen.

Teubner K, Tolotti M, Greisberger S, Morscheid H, Dokulil MT, Morscheid H. 2003. Steady state phytoplankton in a deep pre-alpine lake: species and pigments of epilimnetic versus metalimnetic assemblages. *Hydrobiologia*, 502: 49-64.

Toledo Jr AP, Talarico M, Chinez SJ, Agudo EG. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú*. p: 1-34.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: Methodik Mitteilung Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte. *Limnologie*, 9: 1-38.

Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 1109-1122.

Wiedner C, Rucker J, Brüggemann R, Nixdorf B. 2007. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*, 152: 473-484.

5 CAPÍTULO II

DOMINÂNCIA ANUAL DE CIANOBACTÉRIAS FILAMENTOSAS EM UM LAGO SUBTROPICAL LIMITADO POR NUTRIENTES

Mônica Hessel Silveira
Luciane Oliveira Crossetti
Maria Luiza Fontes
Mauricio Mello Petrucio

Artigo a ser submetido ao periódico “Aquatic Ecology” fator de impacto
ISI: 1.43, Qualis CAPES Ecologia: B1.

Dominância anual de cianobactérias filamentosas em lago raso subtropical limitado por nutrientes

Mônica Hessel Silveira^{1*}; Luciane Crossetti², Maria Luiza Fontes¹,
Mauricio M. Petrucio¹

¹ Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. Campus Universitário s/n, Trindade, CEP. 88040-900, Florianópolis, SC, Brasil.

Fone: +55 48 3721-6429. Fax: +55 48 3721-5156

² Programa de Pós Graduação em Ecologia, PPGECO-UFRGS

*Corresponding author: mohessel@gmail.com

RESUMO

As cianobactérias vêm ampliando sua distribuição ecológica e geográfica, diferindo substancialmente em termos de atributos funcionais, sendo cada vez mais difícil determinar as condições gerais que promovem suas florações. Persistem, assim, diversas lacunas do conhecimento sobre a dominância de cianobactérias em sistemas de água doce. A lagoa do Peri, apesar de apresentar baixa condição nutricional, exibe duradoura e intensa dominância de cianobactérias tóxicas, constatada há mais de uma década. Por apresentar cargas de nutrientes significativamente baixas durante o ano, o objetivo do presente estudo foi avaliar o papel de outras variáveis relacionadas às alterações na biomassa das populações de cianobactérias presentes no sistema. Em um período de um ano, o grupo exibiu elevadas biomassas e foi expressivamente dominante durante toda a série (82% da biomassa total), o que contribuiu para a baixa diversidade. A presença eminente da espécie fixadora de nitrogênio *Cylindrospermopsis raciborskii* foi observada em toda a série temporal, com elevada quantidade de heterocitos. *Pseudanabaena catenata*, espécie que exibiu incremento de biomassa nos meses mais frios já é reconhecida por compartilhar características ecológicas e fisiológicas com *C. raciborskii*. O sistema se mostrou homogêneo verticalmente no que tange a recursos e ao fitoplâncton, ocorrendo mistura da coluna d'água em todos os meses avaliados. O caráter turbulento teve consequências na penetração de luz no ambiente, tonando-o limitado para esse recurso. Nesse contexto, as

análises realizadas indicaram que os fatores físicos da água foram os principais condutores da dominância das espécies citadas. *P.catenata* apresentou afinidade com águas menos turbulentas e maior disponibilidade de fósforo, sendo os fatores mais importantes para o sucesso do grupo. Já para *C.raciborskii*, elevadas temperaturas, turbulência da água e menores concentrações de nitrogênio foram os principais direcionadores a altas biomassas. Sobretudo, a fixação de nitrogênio parece estar exercendo papel crucial para o sucesso da segunda espécie, uma vez que os nutrientes se mantiveram bem abaixo do limite para o crescimento fitoplanctônico durante praticamente todo o ano, e as células especializadas foram observadas em grande proporção (média=20%). Uma vez que o ambiente é consideravelmente homogêneo, o potencial competitivo será determinante para sucesso ecológico de uma ou mais espécies. Acima de tudo, a dominância do grupo representa uma ameaça constante para a conservação da biodiversidade e para os usos da água da lagoa do Peri, especialmente por se tratar de uma manancial utilizado para abastecimento humano.

1 INTRODUÇÃO

As cianobactérias, grupo fitoplanctônico de suprema importância entre os demais, apresentam uma extensa distribuição ecológica ocupando uma gama de habitats, incluindo extensas áreas oceânicas, solos, lagos de água doce e até mesmo habitats extremos, como desertos áridos, lagos gélidos e fontes termais (Herrero, 2001). São, geralmente, predominantes no fitoplâncton de águas continentais e apresentam uma ampla diversidade de formas, devido a adaptações morfológicas, químicas e fisiológicas adquiridas durante sua longa história evolutiva (Whitton e Potts, 2000). Uma vez que as espécies de cianobactérias podem diferir substancialmente em termos de atributos funcionais, é difícil de determinar as condições gerais que promovem suas florações (Hyenstrand et al., 1998; Dokulil e Teubner, 2000; Huber et al., 2012). Além disso, representam importantes produtores primários e de elevado valor para organismos consumidores. Dessa forma, os aspectos positivos e nocivos desse grupo são de considerável significância (Chorus e Bartram, 1999).

Por conta do histórico de sucesso ecológico e onipresença em sistemas de água doce, as cianobactérias são objeto de estudo mais abordado entre os organismos fitoplanctônicos (Dokulil e Teubner, 2000). A preponderância do grupo e a formação de florações são preocupações constantes de ecólogos de água doce, em virtude do desenvolvimento de *blooms* potencialmente nocivos durante os processos de eutrofização (Paerl e Huisman 2008; Wagner et al., 2009). A dominância das cianobactérias tem sido relacionada principalmente a ambientes com altos níveis tróficos (Dokulil e Teubner, 2000). Nesse sentido, o grupo vem sendo designado como potenciais indicadores de poluição nos ecossistemas (Douterelo et al., 2004). Entretanto, raramente um único fator é responsável pelo aparecimento excessivo de cianobactérias, mas sim uma combinação de múltiplas propriedades, incluindo efeitos de hidrodinâmica, pode influenciar sua dominância. Além da concentração de nutrientes, a morfologia do sistema, temperatura da água, disponibilidade de luz, condições de mistura e cadeia trófica estão entre os direcionadores mais importantes (Dokulil e Teubner, 2000).

O aumento significativo de cianobactérias, especialmente em mananciais hídricos de abastecimento, vem sendo encarado como um sério problema para o provimento de água (Codd, 2000; Komarek et al.,

2001; Codd et al., 2005). Estudos relacionados ao grupo em mananciais de água doce tem se intensificado, essencialmente em aspectos relacionados à qualidade da água. O desenvolvimento de cepas formadoras de toxinas tem sido observado em sistemas de águas continentais em todo o mundo, bem como em ecossistemas costeiros (Moura et al., 2011). A presença de toxinas na água pode ocasionar a morte de organismos aquáticos e, inclusive, de seres humanos (McGregor, 2000; Komárek et al., 2001; Paerl e Huismann, 2008). Dessa forma, presença de toxinas e *blooms* de cianobactérias comprometem o padrão da água utilizada para abastecimento, além de elevar significativamente os custos de tratamento (Tucci e Sant'anna, 2003; Codd et al., 2005). Além disso, é provável que outras variedades de toxinas permaneçam desconhecidas, sendo o controle das florações a medida mais apropriada (WHO, 2001). Permanecem, no entanto, algumas incertezas sobre o sucesso de ações corretivas devido à natureza estocástica dos eventos e processos que levam às florações de cianobactérias (Dokulil e Teubner, 2000).

Recentemente, pesquisadores voltaram sua atenção para a questão das mudanças climáticas como um potencial catalisador para a ampliação e intensificação de florações de cianobactérias (Mooij et al., 2005; De Senerpont Domis et al., 2007; Jeppesen et al., 2007; Paerl e Huismann, 2008; Wagner e Adrian, 2009; Huber et al., 2012). Os efeitos do aquecimento nos corpos d'água são considerados positivos para uma grande variedade de espécies do grupo, uma vez que apresentam como vantagem competitiva a elevada temperatura de crescimento ótimo (Butterwick et al., 2005; Jöhnk et al., 2008; Paerl e Huismann, 2008; Huber et al., 2012). Igualmente, efeitos indiretos do aquecimento global são antevistos como benéficos para as populações de cianobactérias. Segundo Huber et al. (2012), alterações nos ciclos de precipitação e seca modificariam a hidrodinâmica, padrões de mistura e estratificação, e aumentariam o aporte de nutrientes, estabelecendo cenários perfeitos para a fisiologia e morfologia das cianobactérias. Ainda, os mesmos autores argumentam que mudanças meteorológicas de curta duração é que determinam se esses organismos irão florescer com mais frequência e não o aumento da temperatura.

Muitos são os fatores relacionados ao sucesso ecológico das cianobactérias: tolerância a elevadas temperaturas, baixo requerimento de luz, regulação da flutuação, capacidade de estocar fósforo, aptidão de fixar nitrogênio atmosférico, produção de toxinas, entre outros (Shapiro, 1984; Crayton, 1993; Chorus e Bartram, 1999; Dokulil e Teubner, 2000;

Averhoff et al., 2007). Embora seja evidente que o acréscimo na carga de nutrientes é a principal causa da seleção do grupo, a morfologia do sistema é de extrema importância para o desenvolvimento das cianobactérias (Dokulil e Teubner, 2000). Sistemas rasos e bem misturados tendem a favorecer espécies filamentosas, enquanto ambientes profundos e estratificados beneficiam o estabelecimento de colônias (Schreurs, 1992). A escassez de nitrogênio favorece o desenvolvimento de espécies capazes de fixar nitrogênio molecular (Blomquist et al., 1994). A presença de aerótopos possibilita a migração na coluna de água, utilizando a estabilidade da coluna d'água como um recurso competitivo (Wagner e Adrian, 2009). Entretanto, sendo um grupo extremamente diverso a partir do qual as diferentes espécies tendem a responder de forma distinta às mudanças, o sucesso das cianobactérias é considerado como resultado de uma interação de fatores ambientais complexa e sinérgica (Hyenstrand et al., 1998; Whitton e Potts, 2000; Dokulil e Teubner, 2000; Wagner e Adrian, 2009).

Dentro desse panorama, o estudo da ecologia e da dinâmica de cianobactérias em mananciais de abastecimento se faz emergente e necessário. Além disso, estudos desse âmbito em sistemas aquáticos subtropicais (Havens et al., 2003; Becker et al., 2009; Kruk et al., 2009; Wang et al., 2011; Sukenik et al., 2012) ainda são incipientes e escassos. Assim, persistem diversas lacunas do conhecimento sobre a dominância de cianobactérias nestes ambientes. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi identificar os fatores que determinam a dominância anual de cianobactérias em uma lagoa rasa subtropical.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A lagoa do Peri (Fig. 1) localizada à sudeste da Ilha de Santa Catarina e está inserida na área de proteção ambiental do Parque Municipal da Lagoa do Peri. Este sistema de água doce, que abastece a região sul e leste da ilha, apresenta área superficial de 5.1 km² e profundidade média de 4 metros, podendo atingir 10 metros em algumas regiões. Os rios Cachoeira Grande e Ribeirão Grande são os principais tributários da lagoa e sua conexão com o oceano se faz pelo canal

Sangradouro com fluxo unidirecional, uma vez que a lagoa se encontra a 3 metros acima do nível do mar.

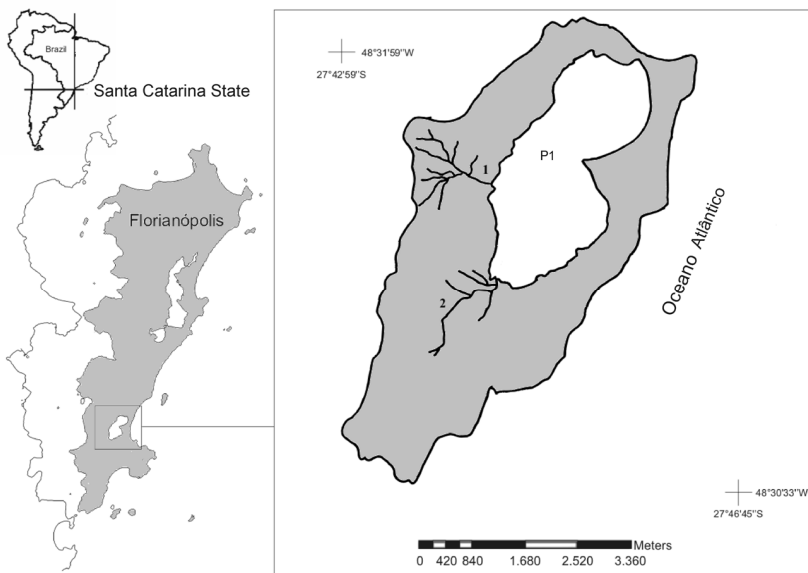


Figura 1: Mapa ilustrativo da área de estudo, com a delimitação da Bacia Hidrográfica da Lagoa do Peri, sua localização e seus dois principais contribuintes: Cachoeira Grande (1) e Ribeirão Grande (2).

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram realizadas coletas mensais na coluna d'água no período de março/2011 a fevereiro/2012, com auxílio da garrafa de Van Dorn, em quatro profundidades em um ponto central da lagoa: subsuperfície (SUP), profundidade do disco de Secchi (DS), três vezes a profundidade do disco de Secchi (3DS) e zona afótica (AFO).

2.3 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS E LIMNOLÓGICAS

A intensidade de ventos foi estimada com anemômetro, Instrutherm TAD 500; temperatura do ar (AT) com termômetro de

mercúrio e a transparência da água foi estimada com o disco de Secchi (DS). Os valores de precipitação foram obtidos junto a CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento). Em cada profundidade de coleta foram mensuradas a temperatura da água (WT), condutividade (Cond), pH e oxigênio dissolvido (OD), com auxílio de sonda multiparâmetros (YSI-85).

As concentrações de nitrogênio (TN) e fósforo total (TP) foram avaliadas em laboratório (Valderrama, 1981), bem como as concentrações de nitrito (N-NO_2^-) (Golterman et al., 1978), nitrato (N-NO_3^-) (Mackereth et al., 1978), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) (Koroleff, 1976) e fósforo reativo solúvel (SRP) (Strickland e Parsons, 1960). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) foi considerado a soma das concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal. Para a concentração de clorofila *a*, filtrou-se água em filtros de fibra de vidro AP40 Millipore de 47 mm de diâmetro. A extração dos pigmentos foi realizada com acetona 90% (Lorenzen 1967).

A estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) foi calculada conforme Padisák et al. (2003), através da comparação entre a diferença das densidades da água do fundo e da superfície, com a diferença das densidades de 4°C e 5°C da água pura. O coeficiente de atenuação vertical da luz (*k*) foi acessado por meio do cálculo $k=1,7.DS^{-1}$ (Poole e Atkins, 1929).

2.3 VARIÁVEIS BIOLÓGICAS

Para a análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica as amostras foram fixadas com solução de formalina a 4%. A quantificação do fitoplâncton seguiu a metodologia descrita em Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação Lund et al. (1958). O biovolume ($\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3.\text{L}^{-1}$) de cada espécie foi calculado tomando como base sólidos geométricos que mais se aproximassem da forma celular, isolados ou combinados, segundo Sun e Liu (2003) e Hillebrand et al. (1999), a partir de valores médios das medidas de 20 a 30 indivíduos, assim quando possível. A biomassa ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$) foi estimada a partir dos valores de biovolume obtidos pela multiplicação destes pela densidade de cada táxon.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Foi avaliada a relação entre as biomassas das espécies de cianobactérias mais abundantes e as variáveis ambientais utilizando árvore de regressão (De'Ath e Fabricius, 2000). Esta análise seleciona a variável explicativa que melhor separa os dados em dois grupos homogêneos em relação aos valores da variável resposta, sendo cada subgrupo dividido outra vez, utilizando outra ou a mesma variável explicativa que melhor reduz o erro entre os dois subgrupos de dados. Este processo de divisão é o crescimento da árvore e segue até que o número de observações em cada subgrupo é considerado mínimo. Esta árvore é geralmente extensa, mas é podada para um tamanho em que as divisões reduzam significativamente a variabilidade dentro dos subgrupos. O método usado para podar árvores é de validação cruzada e utiliza um subconjunto aleatório dos dados para desenvolver a árvore e prever a resposta de um segundo subconjunto (Bücker et al., 2008).

Árvores foram obtidas utilizando o pacote “rpart” (Therneau e Atkinson, 2006) e foram executadas no programa R (R Development Core Team, 2006). A análise foi aplicada para cada uma das espécies em separado.

3 RESULTADOS

3.1 PANORAMA FÍSICO-QUÍMICO

A precipitação na lagoa do Peri não demonstrou padrões sazonais, evidenciando a inexistência de épocas chuvosas ou de seca, característica atípica do clima local. Contrariamente, a temperatura do ar apresentou valores expressivamente mais baixos nos meses de inverno e mais quentes nos meses de verão (Fig. 2). A temperatura mínima registrada foi de 13,0°C em agosto, mês em que ocorreu a maior quantidade de chuvas (366,5mm). O máximo valor registrado foi de 28,6°C, enquanto a precipitação mensal mínima foi 45,8mm.

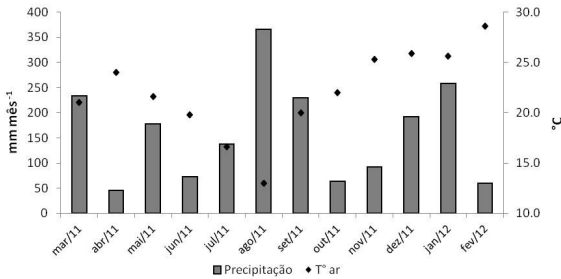


Figura 2: Valores acumulados de precipitação mensal e de temperatura do ar no momento da coleta.

O coeficiente de atenuação da luz (k) teve valores mais altos em meses quentes (2,83 em janeiro e fevereiro), embora tenha apresentado números elevados também em meses frios (2,43 em junho, julho e agosto). O menor valor de k foi registrado no mês de setembro, quando a RWCS também exibiu contribuição mínima, indicando uma mistura completa da coluna d'água (Fig. 3). De maneira geral, os valores de RWCS se mantiveram abaixo de 50 - valor considerado limite para caracterizar processos de estratificação térmica (Naselli-Flores, 2003), sinalizando que esta não ocorreu. A intensidade dos ventos foi elevada durante toda a série temporal, especialmente nos meses quentes, quando foram registrados picos no mês de abril (36m.s^{-1}).

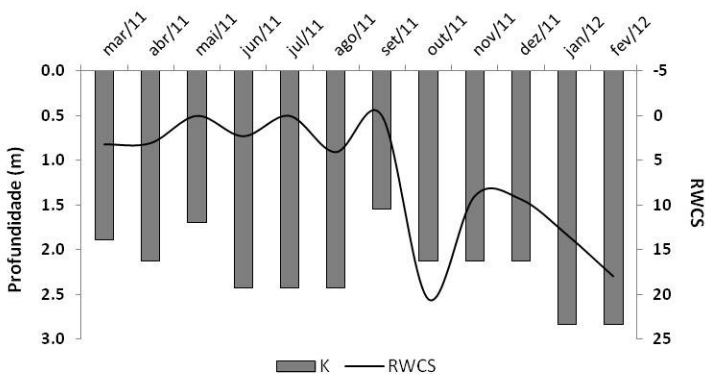


Figura 3: Coeficiente de atenuação de luz (k) e estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) na lagoa do Peri no período de estudo.

A temperatura da água foi a única variável que apresentou padrão sazonal, tendo uma larga oscilação entre os meses de verão e inverno, exibindo mínimas em julho e máximas em fevereiro (14,5 e 29°C, respectivamente). Todavia, as diferentes profundidades amostradas evidenciaram mínima diferença nos valores da variável, indicando a uniformidade térmica vertical do sistema.

A maior parte dos parâmetros químicos da água apresentou uma variação moderada durante a série temporal e também pouca distinção entre as diferentes profundidades (Tab. 1). Não foi observada tendência de variação sazonal dessas variáveis. A condutividade se manteve entre 60 e 80 $\mu\text{S}\cdot\text{s}^{-1}$ na maior parte da série avaliada. O pH e alcalinidade exibiram variações mais significativas. A primeira variável alcançou picos elevados em junho e outubro (9,6 e 8,8; respectivamente) e mínimo no mês de abril (5,7) – apresentando valores ligeiramente mais elevados próximos à superfície. A alcalinidade registrada variou entre 0,05 e 0,15 $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$, todavia valores abaixo de 0,10 $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$ tenham sido observados nos meses de setembro e outubro. Não foi constatada anoxia no sistema, embora no primeiro mês da série amostral, valores reduzidos de oxigênio dissolvido tenham sido constatados (4,4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em mar/11). De forma geral, a variável se manteve entre 7,5 e 9,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ exceto em meses mais quentes, quando apresentou valores próximos de 6,0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em outubro, dezembro e fevereiro.

Tabela 1: Valores médios, desvio padrão, mínimos e máximos das variáveis abióticas e de biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) da Lagoa do Peri.

	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA	VERÃO
Temperatura da água (°C)	21.1 ± 2.6 17.8-24.1	16.7 ± 2.0 14.5-19.3	23.7 ± 0.6 22.7-24.7	26.8 ± 1.6 25.1-29.0
Precipitação (mm)	98.8 ± 59.5 45.8-177.9	244.9 ± 97.9 138.4-366.5	116.3 ± 57.8 63.7-192.7	184.2 ± 91.9 60.5-258.0
Vento (m s⁻¹)	21.9 ± 12.5 6.7-36.0	10.6 ± 6.7 3.0-18.7	11.6 ± 8.4 5.8-22.9	14.3 ± 8.0 7.4-24.9
Condutividade (µS cm⁻¹)	62.8 ± 2.5 57.0-66.3	62.7 ± 5.7 57.6-74.9	67 ± 7.5 60.1-86.0	67.1 ± 5.3 62.0-74.0
Transparência da água (m)	0.8 ± 0.1 0.7-1.0	0.8 ± 0.2 0.7-1.1	0.8 ± 0.0 0.8-0.8	0.7 ± 0.1 0.6-0.9
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)	8.6 ± 0.1 8.4-8.8	8.5 ± 0.6 7.6-9.2	7.5 ± 1.2 6.0-9.3	6.9 ± 1.7 4.4-9.4
pH	7.0 ± 1.3 5.7-9.6	6.7 ± 0.3 6.0-6.9	7.6 ± 0.6 7.1-8.8	6.8 ± 0.4 6.1-7.3
Alcalinidade (mEq L⁻¹)	0.12 ± 0.01 0.10-0.15	0.11 ± 0.02 0.07-0.13	0.10 ± 0.03 0.05-0.13	0.12 ± 0.01 0.09-0.13
SRP (µg L⁻¹)	2.1 ± 0.9 0.8-3.2	3.5 ± 1.8 1.2-6.8	2.0 ± 0.7 1.2-3.5	2.5 ± 0.7 1.2-3.4
TP (µg L⁻¹)	14.9 ± 2.3 12.6-21.2	13.9 ± 2.2 9.8-17.3	16.3 ± 2.4 13.2-19.6	17.0 ± 8.7 12.4-44.2
DIN (µg L⁻¹)	26.5 ± 6.5 14.2-36.3	42.7 ± 39.4 12.7-114.0	29.3 ± 11.2 14.6-59.6	29.9 ± 8.7 21.4-54.9
TN (µg L⁻¹)	348.7 ± 64.5 269.3-436.8	406.8 ± 54.2 321.0-498.3	405.8 ± 39.9 363.6-481.1	817.4 ± 419.7 254.5-1367.4
DOC (mg L⁻¹)	3.0 ± 0.2 2.7-3.3	3.6 ± 0.8 2.8-5.0	3.5 ± 0.8 3.5-0.8	3.9 ± 0.6 3.0-4.9
Chl-a (µg L⁻¹)	27.4 ± 4.8 16.6-34.7	25.4 ± 3.4 18.7-29.4	25.3 ± 2.7 21.4-30.4	18.5 ± 4.6 12.5-27.2

A transparência da água se manteve relativamente baixa durante todo o estudo, variando entre 0,6 e 1,1m, não apresentando padrão temporal de variação. Os menores valores foram registrados nos meses de janeiro e fevereiro, quando se observou maiores taxas de clorofila-a, indicando uma possível correlação entre as duas variáveis.

A condição nutricional da lagoa do Peri é distinta. Os nutrientes dissolvidos se mantiveram notadamente reduzidos durante praticamente toda a série temporal (Fig. 4), contrariamente aos nutrientes totais que apresentaram períodos mais elevados e com picos significativos (Tabela 1), sobretudo o nitrogênio total. O carbono orgânico, avaliado na forma dissolvida (DOC), exibiu regularidade, apresentando valores próximos a 3 mg.L^{-1} durante a maior parte do período avaliado, embora tenha alcançado cerca de 5 mg.L^{-1} em meses quentes e também no mês de setembro. Os valores de fósforo solúvel reativo (SRP) se mantiveram abaixo de $3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, exceto nos meses de agosto e setembro, quando atingiu aproximadamente $6 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (Fig. 4a). Ainda no mês de setembro, o nitrogênio orgânico dissolvido (DIN) alcançou valores expressivamente maiores, alcançando $100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ na maior parte das amostras, exceto na zona afótica. No restante dos meses avaliados, o DIN permaneceu inferior a $50 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ em todas as profundidades examinadas (Fig. 4b).

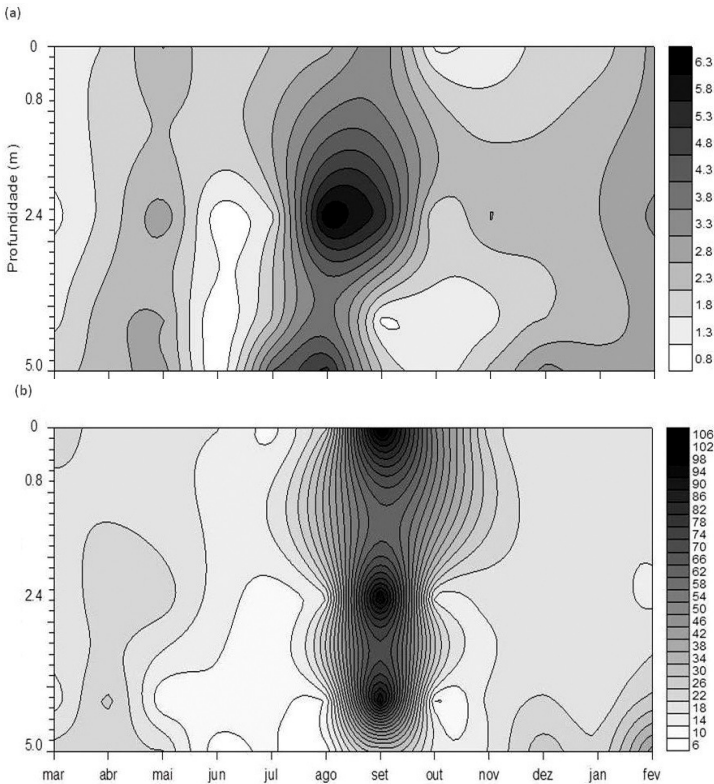


Figura 4: Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de a) SRP ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e b) DIN ($\mu\text{g.L}^{-1}$) da lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12.

As formas totais de nutrientes – fósforo total (TP) e nitrogênio total (TN) – exibiram tendências semelhantes durante o estudo, apresentando um significativo acréscimo nos meses finais da série. O TP se manteve entre 10 e 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no decorrer de todos o período, exceto no último mês avaliado, quando alcançou 44 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na coleta de superfície. Da mesma foram, o TN esteve abaixo de 550 $\mu\text{g.L}^{-1}$ durante o ano de 2011, contudo, exibiu um profundo aumento nos meses de janeiro e fevereiro de 2012, atingindo valores acima de 1.000 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no primeiro mês e acima de 1.200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no segundo. A contribuição do ortofosfato para a concentração de fósforo total, representada pela razão

SRP:TP, foi em média 17%, sendo mais expressiva na região afótica (aprox. 20%). Dentre as formas dissolvidas de nitrogênio avaliadas, o amônio foi a principal fração de DIN (aprox. 64%).

3.2 DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS

As populações de cianobactérias representaram, em média de todas as unidades amostrais, cerca de 83% da biomassa da comunidade fitoplanctônica, apresentando maiores contribuições nas amostras de superfície (média=88%) e menores na zona afótica (média=79%). Os meses com temperaturas mais altas exibiram, sobretudo, um aumento na biomassa de cianobactérias, apresentando valores acima de 18 mg.L^{-1} nos meses de abril/11, janeiro e fevereiro/12 (Fig. 5). Entretanto, tal tendência foi também observada na biomassa total do fitoplâncton, não resultando em diferença representativa na proporção de cianobactérias entre os meses quentes e frios. Assim, o grupo teve contribuição relativa acima de 70% em praticamente toda a série temporal, com exceção dos meses de maio e agosto nas coletas de profundidades inferiores, quando chegou a declinar a 48% no primeiro mês e a 45% no segundo – queda decorrente do acréscimo na biomassa de diatomáceas no fitoplâncton.

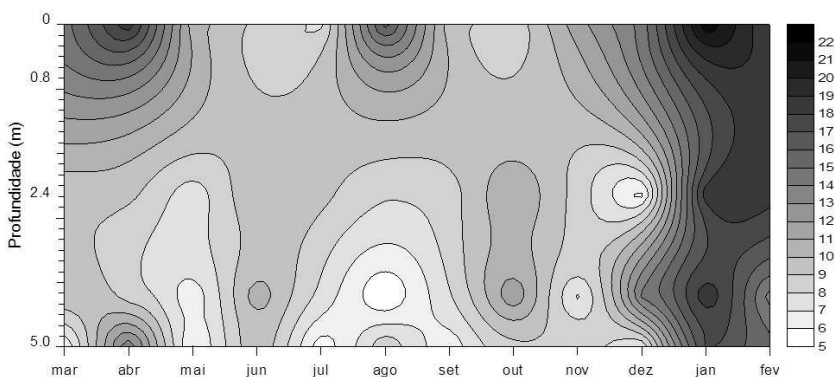


Figura 5: Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de biomassa (mg.L^{-1}) de cianobactérias na Lagoa do Peri no período de março/2011 a fevereiro/2012

As populações de cianobactérias registradas na lagoa do Peri são constituídas principalmente de espécies filamentosas. Foram encontradas 12 espécies da classe, sendo oito filamentosas e cinco coloniais. Tanto em termos de biomassa quanto de densidade, as primeiras são mais preponderantes na lagoa do Peri, tendo sido registrado uma dominância anual deste grupo. A maior riqueza de cianobactérias foi encontrada região de superfície (ago/11), com nove espécies. A menor riqueza foi registrada em julho (AFO), setembro e janeiro (SUP), apresentando cinco espécies.

Pode-se destacar cinco espécies de cianobactérias filamentosas mais expressivas durante a série avaliada. Dentre elas, *Cylindrospermopsis raciborskii* foi eminente, exibindo biomassa média anual de $8,2 \text{ mg.L}^{-1}$, representando, em média, cerca de 62% do fitoplâncton da lagoa do Peri (Fig. 6a). Outrossim, *Pseudanabaena catenata* se mostrou importante, apresentando picos de biomassa sobretudo em meses de temperatura mais amenas e em maiores profundidades. A espécie, embora contenha biomassa total mais reduzida (média = $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$), alcançou mais de 30% de biomassa relativa nos meses de agosto, setembro e outubro – neste último mês exibiu a maior contribuição da série (42%), na amostra da profundidade AFO (Fig. 6b). Já *Limnothrix redekeii*, *Planktolyngbya limnetica* e *Planktolyngbya* sp. foram menos significativas. A primeira espécie teve maior representatividade em outubro, nas amostras de subsuperfície (5,9%), contribuindo com valores semelhantes em outros períodos (mar, set, dez/11 e fev/12), não demonstrando, assim, tendência de variação temporal ou espacial (Fig. 6c). As espécies do gênero *Planktolyngbya* exibiram padrões semelhantes, sendo registradas maiores biomassas nas coletas de maior profundidade nos meses de inverno (Fig. 6d, 6e). Apesar disso, a coleta que apresentou maior proporção de *P.limnetica* foi a do mês de março, no ponto amostral 3DS (6,3%) (Fig. 6d). Com exceção da referida amostra, ambas as espécies de *Planktolyngbya* tiveram incremento notável no mês de julho, na região afótica (aprox. 5%).

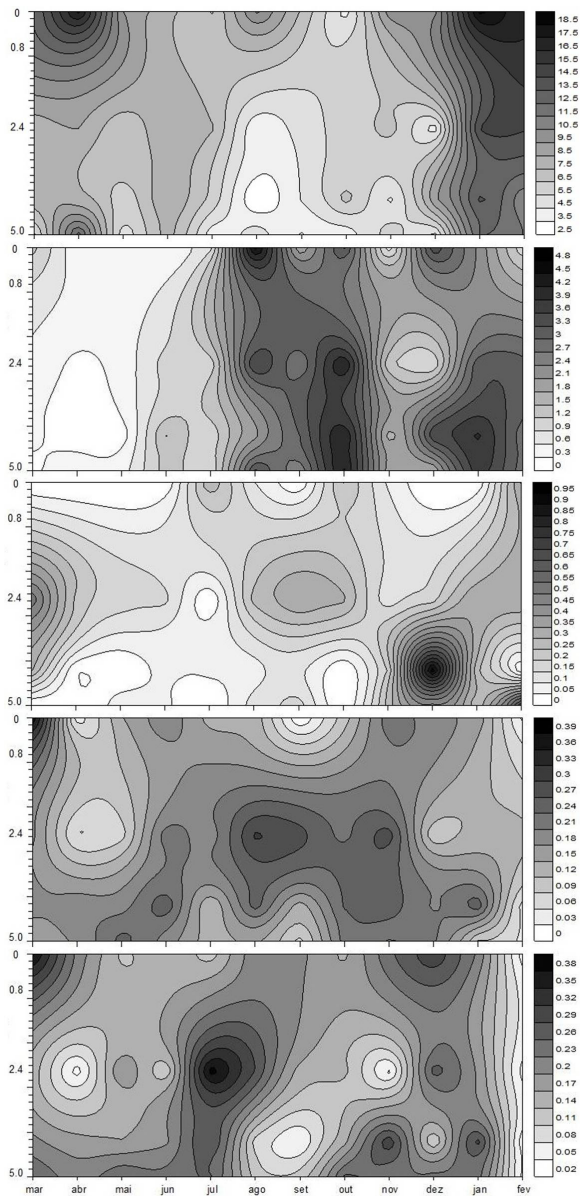


Figura 6: Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas das biomassas(mg.L⁻¹) das espécies *C.raciborskii* (a), *P.catenata* (b), *L.redekeii* (c), *P. limnetica* (d) e *Planktolyngbya* sp. (e) da lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12.

A dominância de *C. raciborskii* fica ainda mais evidente quando comparamos dados de biomassa da espécie e do fitoplâncton total (Fig. 7). A espécie chegou a constituir mais de 60% da comunidade em 44 das 48 amostras da série temporal, com notório incremento nos períodos mais quentes. Os meses de março, abril, janeiro e fevereiro exibiram elevada predominância da população. A região de superfície foi a que apresentou maior contribuição da espécie, representando, em média, 72% de biomassa relativa. Inversamente, a zona afótica apresentou menores valores, muito embora tais declínios alcançaram cerca de 40%. A máxima biomassa relativa de *C. raciborskii* foi registrada no mês de abril, na subsuperfície, consistindo em 93% do fitoplâncton da amostra, quando também se registrou um pico de fósforo total, a maior intensidade de ventos, maior quantidade de chuvas e menores valores de pH de toda a série.

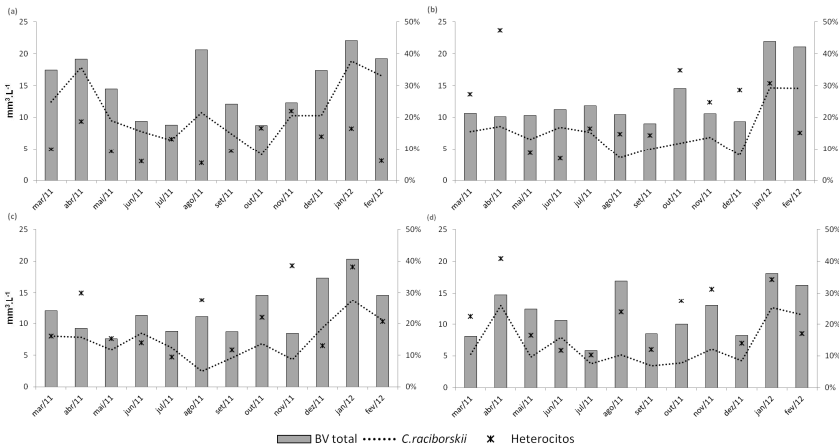


Figura 7: Variação da biomassa total do fitoplâncton e de *Cylindrospermopsis raciborskii* (mg.L⁻¹), e proporção de indivíduos (%) de *C. raciborskii* heterocitados na lagoa do Peri no período de mar/11 a fev/12, nas profundidades SUP (a); DS (b); 3DS (c) e AFO (d).

A presença de heterocitos foi observada em densidades significativas, representando cerca de 20% do total dos indivíduos registrados em todos os meses e profundidades analisadas. A proporção de indivíduos heterocitados foi menor nas amostras de superfície, com

média de 12% (Fig. 7a), e relativamente maior nas outras profundidades, com médias acima de 20% (Fig. 7b, c, d). De maneira geral, períodos mais quentes apresentaram maior proporção de heterocitos, destacando-se os meses de abril, outubro, novembro e janeiro, com elevadas densidades. Todos os períodos citados apresentaram concentrações de DIN abaixo de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$. O mês de abril apresentou, especialmente, os maiores registros de heterocitos, chegando a ser observados em quase metade dos tricomas em DS (47%). Como citado anteriormente, neste período ocorreram as maiores biomassas de *C.raciborskii* e também foram registradas condições climatológicas e químicas diferenciadas.

3.3 ANÁLISE INTEGRADA

A análise de árvore de regressão foi realizada a partir das espécies *C.raciborskii* e *P.catenata*, utilizando todas as variáveis abióticas, a fim de elucidar quais fatores estariam direcionando a dinâmica dessas populações. Os resultados da análise permitiram identificar a temperatura da água (WT), vento, nitrogênio total (TN) e pH como principais preditores de *C.raciborskii*. Para a espécie *P.catenata*, a estabilidade da coluna d'água (RWCS), a velocidade do vento e concentrações de fósforo total (TP) foram as variáveis mais importantes.

A árvore de regressão da espécie *C.raciborskii*, construiu um modelo em que as variáveis selecionadas explicaram 66% da variação da população (Fig. 8a). A análise demonstrou que amostras com temperatura da água acima de $25,3^{\circ}\text{C}$ apresentaram os valores mais altos de biomassa da espécie (média= $13,9 \text{ mg.L}^{-1}$, $n=8$). Com temperaturas mais baixas e ventos acima de $24,0 \text{ m.s}^{-1}$, a biomassa de *C.raciborskii* se apresentou ainda alta, com média de $9,7 \text{ mg.L}^{-1}$ ($n=7$). Temperaturas baixas, ventos menos intensos e concentrações de TN abaixo de $367 \mu\text{g.L}^{-1}$ modularam a espécie para biomassa média de $8,2 \text{ mg.L}^{-1}$ ($n=9$). Sob concentrações maiores de TN, a espécie foi determinada pelo pH. Assim, o cenário anteriormente citado associado a valores de pH maiores que 7,1 apresentaram biomassa média de $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$ ($n=12$). Finalmente, as menores biomassas de *C.raciborskii* (média= $4,7 \text{ mg.L}^{-1}$, $n=12$) foram registradas perante ao panorama descrito por toda a árvore: temperaturas abaixo de 25°C , ventos inferiores a 24 m.s^{-1} , concentrações de TN acima de $367 \mu\text{g.L}^{-1}$ e pH abaixo de 7,1. Dessa forma, o sucesso

da espécie, expresso por biomassas elevadas, foi relacionado à um cenário de altas temperaturas, elevada turbulência e baixas concentrações de nutrientes.

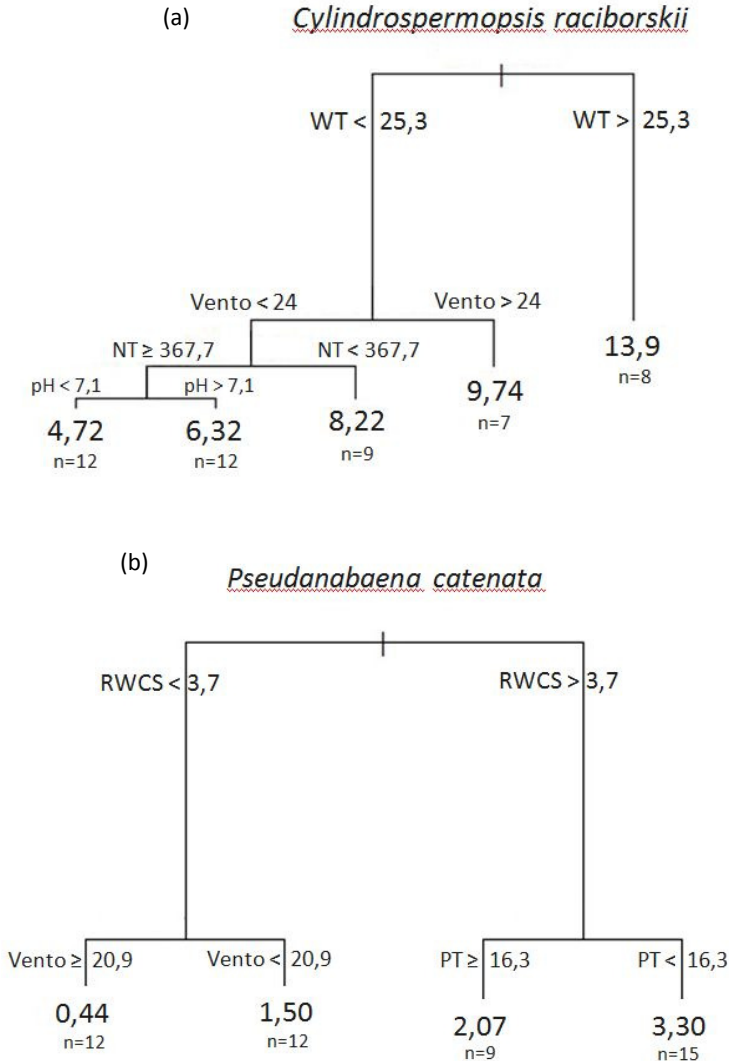


Figura 8: Árvores de regressão obtidas para biomassa de *C.raciborskii* (a) e *P.catenata* (b) da Lagoa do Peri, no período entre mar/11 e fev/12. Valores

imediatamente abaixo das ramificações indicam o valor estimado em biomassa (mg.L^{-1}) de cada espécie, apontando o número de amostras (n) que se enquadra em cada condição ambiental.

A análise realizada com a biomassa *P.catenata* explicou 65% da variação da espécie (Fig. 8b). Os valores de estabilidade relativa da coluna d'água (RWCS) foram responsáveis pela primeira divisão da árvore, que separou a série de amostras em dois subconjuntos de igual tamanho (n=24). Amostras com RWCS inferior a 3,7 apresentaram biomassas inferiores, estando estas definidas pela intensidade dos ventos. Dessa forma, baixos valores de RWCS associados a velocidades de vento acima de $20,9 \text{ m.s}^{-1}$ foram as que apresentaram menores biomassas (média= $0,44 \text{ mg.L}^{-1}$, n=12), o que demonstra a sensibilidade da espécie à turbulência e mistura intensa. Intensidade de vento abaixo de $20,9 \text{ m.s}^{-1}$ somado a RWCS menores de 3,7 modularam a espécie para biomassa média de $1,50 \text{ mg.L}^{-1}$ (n=12). O outro subgrupo de amostras, expostas a RWCS acima de 3,7, foram direcionadas pelas concentrações de TP. Elevados valores de TP - maiores ou igual a $16,3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ - estabeleceram biomassas com média de $2,07 \text{ mg.L}^{-1}$ (n=9). Por fim, o cenário que modulou as amostras com maiores biomassas (média = $3,30 \text{ mg.L}^{-1}$, n=15), apresentou valores de RWCS superiores a 3,7 e concentrações de TP abaixo de $16,3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$.

4 DISCUSSÃO

A lagoa de Peri se mostrou, durante o decorrer de todo o período, um ambiente dominado por cianobactérias filamentosas que compreenderam alta proporção da biomassa total. O único outro grupo representativo na série foram as diatomáceas, contudo de forma bastante isolada; embora sejam organismos já conhecidos por compartilharem com as cianobactérias a predominância no fitoplâncton de ambientes tropicais e subtropicais brasileiros (Tundisi et al., 2006). A alternância entre as biomassas das cianobactérias filamentosas presentes na lagoa, detectada sobretudo nos meses de inverno, parece estar relacionada as especificidades fisiológicas compartilhadas por elas – uma vez que estão submetidas a condições ambientais que, apesar de turbulentas, são constantes e espacialmente homogêneas. Segundo Pearl (1988), a dominância prolongada de cianobactérias pode estar justamente associada à estabilidade das condições ambientais.

Os resultados das análises demonstraram que a temperatura da água e a contínua condição misturada são fatores chave para a constância das cianobactérias da lagoa do Peri. Nesse sentido, os mecanismos por trás da dominância do grupo vêm sendo largamente associados a águas quentes, túrbidas e misturadas (Scheffer 1997; Reynolds, 2006; Elliott, 2010), como é o caso do ecossistema estudado. Assim, a força motriz do fitoplâncton da lagoa parece estar intimamente relacionada com o cenário físico da água. Ainda que as condições nutricionais do sistema sejam deficientes, os efeitos diretos das condições climáticas estão direcionando a comunidade para a dominância das populações de cianobactérias. No presente sistema, as cianobactérias foram dominantes mesmo diante das flutuações nas condições nutricionais, consideradas baixas durante toda série temporal.

Em ambientes com homogeneidade de recursos, como a lagoa do Peri, o aumento das populações de cianobactérias está também relacionado com maiores taxas de crescimento e a competição entre espécies se torna um importante direcionador. É importante salientar que maioria das espécies que coexistem em sistemas com florações de cianobactérias também faz parte do grupo, sendo capazes de permanecer sob circunstâncias desfavoráveis e se desenvolver competitivamente quando estas estiverem propícias (Hašler e Paulíčková, 2003; Komárková e Tavera, 2003; Bouvy et al., 2006). É o caso das demais espécies de Oscillatoriales observadas no ecossistema estudado, tais como *P.catenata*, *L.redekeii* e *Planktolynghya* spp.. Uma forte

associação entre os gênero citados e *C.raciborskii* já foi detectada em diversos reservatórios Australianos, tropicais e subtropicais (McGregor e Fabbro, 2000). Segundo os autores, esta ampla sobreposição de nichos é devido a uma série de adaptações ecológicas que partilham, incluindo tolerância ao sombreamento e uma elevada afinidade para absorção de amônio.

Igualmente, a alternância entre a dominância de *C.raciborskii* e outras cianobactérias já foi reconhecida diversos estudos (Dokulil e Teubner, 2000; Mischke, 2003; Crossetti e Bicudo, 2008; Soares et al., 2009; Bonilla et al., 2011). Mischke (2003) constatou, ainda, que o aumento excessivo de Nostocales pode provocar um efeito de auto-sombreamento, causando períodos de colapso nas populações, favorecendo o surgimento de Oscillatoriales e outros grupos fitoplancctônicos, assim como a flutuação na contribuição nas biomassas de *C.raciborskii* e *P. catenata* verificada nos meses de inverno na lagoa do Peri.

Sendo assim, aspectos como a morfologia e fisiologia dos táxons e determinadas vantagens competitivas exercem um papel importante no sucesso ecológico das espécies de cianobactérias da lagoa do Peri. Especialmente, a maior adaptabilidade por poucas espécies sob condições seletivas parece ser um fator essencial para explicar a persistente dominância dessas populações no sistema. Nesse cenário, o conceito de *steady state* descreve uma situação de pouca variabilidade de dominância das espécies e biomassa total ao longo do tempo (Naselli-Flores et al., 2003) e pode representar uma situação em que um máximo de três espécies dominam a comunidade com irrelevantes alterações na biomassa total (Sommer et al., 1993). Apesar de tal hipótese não ter sido testada no presente estudo, as tendências do fitoplâncton da lagoa do Peri exibem características semelhantes à teoria do estado de equilíbrio. Nesse contexto, Schäfer (1981) propôs que em comunidades cuja uma ou poucas espécies apresentam altas biomassas, a capacidade regulatória destas predomina, sendo irrisória a contribuição ecológica providas de outras espécies.

Cylindrospermopsis raciborskii, espécie dominante da lagoa do Peri, é reconhecida por exibir imensa plasticidade ecológica, possuindo múltiplas estratégias adaptativas, entre elas: resistência à herbivoria; capacidade de deslocamento na coluna d'água – buscando camadas com mais nutrientes/luz; habilidade de fixar nitrogênio atmosférico; tolerância à baixa luminosidade e a um grande gradiente de temperatura; além da aptidão de estocar fósforo para uso luxuriante (Padisák, 1997;

Briand et al., 2004; Stüken et al., 2006; Burford et al., 2006; Wiedner et al., 2007). Assim, a espécie é apresentada como um dos mais bem sucedidos organismos formadores de florações em lagos rasos (Bonilla et al., 2011).

Dentro desse panorama, a proeminente dominância de *C. raciborskii* nos mais diversos ambientes vem sendo associada às baixas concentrações das formas inorgânicas dissolvidas deste recurso (Mur et al., 1993). A dominância de Nostocales já foi verificada em condições limitantes de nitrogênio (Mischke, 2003), assim como constatado na lagoa do Peri. O alto número de heterocitos registrados no estudo, acima dos padrões encontrados no país, demonstra que as populações de *C. raciborskii* estão efetivamente contornando a deficiência nutricional fixando nitrogênio atmosférico.

Igualmente, elevada temperatura da água, apontada nas análises como fator crucial para o sucesso de *C. raciborskii* na lagoa do Peri, já foi verificada como benéfica para o desenvolvimento da espécie, aumentando incrivelmente a taxa de crescimento da mesma (Soares et al., 2013). Além disso, a espécie já foi registrada em um amplo gradiente latitudinal, ocorrendo em altas biomassas tanto em águas frias (<15°C) quanto quentes (>30°C). Dessa forma, não existe consenso sobre os principais mecanismos que promovem o comportamento invasivo de *C. raciborskii* (Bonilla et al., 2011); originalmente descrita para ambientes tropicais, atualmente é vastamente registrada em regiões subtropicais e temperadas (McGregor e Fabbro, 2000; Vidal e Kruk, 2008; Bonilla et al., 2011).

Essencialmente, o cenário físico-ambiental e a deficitária condição nutricional da lagoa do Peri parecem conduzir a persistência das populações de cianobactérias, especialmente de *C. raciborskii*. A dominância do grupo representa uma ameaça constante para a conservação da biodiversidade do ecossistema e igualmente para os usos da água, sobretudo por se tratar de uma manancial de abastecimento humano. Uma vez que a presença de toxinas já foi anteriormente constatada nas populações da lagoa (Grellmann, 2006), o risco se faz ainda mais iminente. Dessa forma, estudos sobre o funcionamento de ambientes com condição de dominância prolongada de cianobactérias podem ser de grande aplicabilidade em tomadas de decisão para o reestabelecimento da qualidade ecológica em lagos eutrofizados.

REFERÊNCIAS

- Averhoff OL, Gómez AB, Rey ER, Aguiar CB, Villazón MA. 2007. Chemical, physical and biological characteristics of Saladito Reservoir, Cienfuegos Province. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 12: 43-53.
- 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.
- Blomqvist P, Pettersson A, Hyenstrand P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiologia*, 132: 141–164.
- Bonilla S, Aubriot L, Soares MCS, González-Piana M, Fabre A, Huszar VLM, Lüring M, Antoniadis D, Padisák J, Kruk C. 2011. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, 79: 594-607.
- Bouvy M, Ngansoumana Ba, Samba Ka, Sane S, Pagano M, Arfi R. 2006. Phytoplankton community structure and species assemblage succession in a shallow tropical lake (Lake Guiers, Senegal). *Aquatic Microbial Ecology*, 45: 147-161.
- Briand JF, Le Boulanger C, Humbert JF, Bernard C, Dufour P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *Journal of Phycology*, 40: 231–238.
- Bücker F, Gonçalves R, Bond-Buckup G, Melo AS. 2008. Effect of environmental variables on the distribution of two freshwater crabs (Anomura: Aeglididae). *Journal of Crustacean Biology*, 28(2): 248-251.
- Burford MA, McNeale KL, McKenzie-Smith FJ. 2006. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biology*, 51: 2143-2153.
- Butterwick C, Heaney SI, Talling JF. 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology*, 50: 91–300.

- Chorus I, Bartram J. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. Londres: EFN Spon, 416p.
- Codd GA. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16: 51-60.
- Codd GA, Morrison LF, Metcalf, JS. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203: 264-272.
- Crayton MA. 1993. Toxic Cyanobacteria blooms: A field/laboratory guide. Pacific Lutheran University, Tacoma, Washington, 18p.
- Crossetti LO, Bicudo CEM. 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to composed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia*, 614: 91-105.
- De Senerpont Domis LN, Mooij WM, Huisman J. 2007. Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584: 403-413.
- De'Ath G, Fabricius KE. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3178-3192.
- Dokulil MT, Mayer, J. 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnithrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algological Studies*, 83: 179-195.
- Dokulil MT, Teubner K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438: 1-12.
- Douterelo I, Perona E, Mateo P. 2004. Use of cyanobacteria to assess water quality in running waters. *Environmental Pollution*, 127: 377-384.
- Elliott JA. 2010. The seasonal sensitivity of Cyanobacteria and other phytoplankton to changes in flushing rate and water temperature. *Global Change Biology*, 16: 864-876.
- Golterman HL, Clymo RS, Ohnstad MAM. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. 2ed. Oxford, Blackweel Scientific Publications. (IBP, 8), 213 p.

Grellmann C. 2006. Aspectos da morfologia e ecologia de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenayya et Subba Raju e produção de cianotoxinas na Lagoa do Peri, Florianópolis, SC, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil, 94p.

Hašler P, Poulíčková A. 2003. Diurnal changes vertical distribution and morphology of a natural population of *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagnostidis et Komárek (Cyanobacteria). *Hydrobiologia*, 506/509: 195-201.

Havens KE, Thomas James R, East TL, Smith VH. 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, 122: 379-390.

Herrero A, Muro-Pastor AM & Flores E. 2001. Nitrogen control in cyanobacteria. (Review). *Journal of Bacteriology*, 183: 411-425.

Hillebrand H, Dürseken D, Kirschiel D, Pollinger U, Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.

Huber V, Wagner C, Gerten D, Adrian, R. 2012. To bloom or not bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, 69(1): 245-56.

Hyenstrand P, Blomquist P, Pettersson A. 1998. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advanced Limnology*, 51: 41-62.

Jeppesen E, Meerhoff M, Jacobsen BA, Hansen RS, Sondergaard M, Jensen JP, Lauridsen TL, Mazzeo N, Branco, CWC. 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581: 269-285.

Jöhnk KD, Huisman J, Sharples J, Sommeijer B, Visser PM, Stroom JM. 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14: 495-512.

Komarek J, Azevedo SMFO, Domingos P, Komarková J, Tichy M. 2001. Background of the Caruaru tragedy: a case taxonomic study of

toxic cyanobacteria. Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies, 140: 9-29.

Kormaková J, Tavera R. 2003. Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). Hydrobiologia, 502: 187-196.

Koroleff F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff K (Ed). Methods of sea water analysis. Verlag Chemie Weinheim, p: 117-181.

Kruk C, Rodríguez-Gallego L, Meerhoff M, Quintans F, Lacerot G, Mazzeo N, Scasso F, Paggi, JC, Peeters ETHM, Scheffer M. 2009. Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). Freshwater Biology, 54: 2628-2641.

Lund JWG, Kipling C, Lecren ED. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. Hydrobiologia, 11: 143-170.

Mackereth FJH, Heron JE, Talling JF. 1978. Water Analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.

McGregor GB, Fabbro LD. 2000. Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoirs: Implications for monitoring and management. Lakes & Reservoirs: Research and Management, 5: 195-205.

Mischke U. 2003. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. Acta Oecologica, 24: S11-S23.

Mooij WM, Hülsmann S, De Senerpont Domis LN, Nolet BA, Bodelier PLE, Boers PCM, Pires LMD, Gons HJ, Ibelings BW, Noordhuis R, Portielje R, Wolfstein K, Lammens EHRR. 2005. The impact of climate changes on lakes in the Netherlands: a review. Aquatic Ecology, 39: 381-400.

Moura AN, Dantas EW, Oliveira HSB, Bittencourt-Oliveira MC. 2011. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology, 71: 1-9.

Mur LR, Schreurs H, Visser P. 1993. How to control undesirable cyanobacterial dominance. In: Giussani G, Callieri C (Eds.).

- Proceedings of the 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes, Stresa, Italy. p: 565–569.
- Naselli-Flores L, Padisák J, Dokulil MT, Chorus I. 2003. Equilibrium/Steady-state concept in plankton ecology. *Hydrobiologia*, 502: 395-403.
- Naselli-Flores L. 2011. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to improve Management. In: Ansari AA, Gill SS, Lanza GR, Rast W (Eds). *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Chapter 6. Beilin: Springer-Verlag. 394 p.
- Padisák J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding highly adaptive blue-green algal species: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie – Supplement*, 107: 563–593.
- Padisák J. 2003. Phytoplankton. In: O’Sullivan PE; Reynolds CS (Eds.). *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology* p. 251–308. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- 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.
- Paerl HW. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In: Sandgreen CD (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, p: 261–315.
- Paerl HW, Huisman J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320: 57–58.
- Poole, HH, Atkins WRG. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 16: 297-324.
- Reynolds CS. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, 535p.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5): 417-428.
- Schaeffer D. 1981. *General introduction to steady state bifurcation, dynamical systems and turbulence*. Springer, Berlin. Warwick, p:13-47.

Scheffer M, Rinaldi S, Gragnani A, Mur LR, Van Nes HE. 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes. *Ecology*, 78: 272–282.

Schreurs H. 1992. Cyanobacterial dominance: Relations to eutrophication and lake morphology. Doctoral thesis, University of Amsterdam: 198p.

Shapiro J. 1984. Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO₂. *International Review of Hydrobiology*, 69: 765-780.

Soares MCS, Vidal L, Roland F, Huszar VLM. 2009. Cyanobacterial equilibrium phases in a small tropical impoundment. *Journal Plankton Research*, 31(11): 1331-1338.

Soares MCS, Lürling M, Huszar V. 2013. Growth and temperature-related phenotypic plasticity in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Phycological Research*, 61: 61-67.

Sommer U. 1993. Disturbance-diversity relationships in two lakes of similar nutrient chemistry but contrasting disturbance regimes. *Hydrobiologia*, 249: 59-65.

Strickland JDH, Parsons TR. 1960. A manual of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 125: 1-18.

Stüken A, Rucker J, Endrulat T, Preussel K, Hemm M, Nixdorf B, Karsten U, Wiedner C. 2006. Distribution of three alien cyanobacterial species (Nostocales) in northeast Germany: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii* and *Aphanizomenon aphanizomenoides*. *Phycologia*, 45(6): 696-703.

Sun J, Liu D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25: 1331-1346.

Sukenik A, Hadas O, Kaplan A, Quesada A. 2012. Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes – physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology*, (3): 86.

Therneau TM, Atkinson B. 2006. rpart: Recursive Partitioning. R port by B. Ripley. R package version, 3: 1-34. URL: <http://www.R-project.org>.

- Tucci A, Sant'anna C. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 26: 97-112.
- Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Abe DS, Rocha O, Starling F. 2006. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. p: 203-240. In: Rebouças A da C, Braga B, Tundisi JG (org.). *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 3 ed. São Paulo - SP: Escrituras Editora.703p.
- Utermöhl H. 1958 Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: Methodik Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 9: 1-38.
- Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 1109-1122.
- Vidal L, Kruk C. 2008. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53': taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(2): 142-151.
- Wagner C, Adrian R. 2009. Cyanobacteria dominance: quantifying the effect of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54: 2460-2468.
- Wang L, Cai Q, Tan L, Kong L. 2011. Phytoplankton development and ecological status during a cyanobacterial bloom in a tributary bay of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 409: 3820-3828.
- Whitton BA, Potts M. 2011. Introduction to the cyanobacteria. In: Whitton BA (ed.). *The Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Time and Space*. Chapter 1. Springer-Verlag. 533p.
- WHO – World Health Organization. 2001. *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to their public health consequences, monitoring and management Guidelines for drinking water quality*, 4nd ed. Recommendations, vol.4.
- Wiedner C, Rucker J, Brüggemann, Nixdorf B. 2007. Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions. *Oecologia*, 152: 473-484.