

MARIANA COUTINHO HENNEMANN

Dinâmica da Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira: o Caso
Peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil

Dissertação de Mestrado

Florianópolis
2010

Universidade Federal de Santa Catarina
Centro de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia e Zoologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Dinâmica da Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira: o Caso Peculiar
da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil

Mariana Coutinho Hennemann

Orientador: Dr. Mauricio Mello Petrucio

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia como requisito para a
obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Florianópolis
2010

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina

H515d Hennemann, Mariana Coutinho

Dinâmica da qualidade da água em uma lagoa costeira
[dissertação] : o caso peculiar da Lagoa do Peri,
Ilha de Santa Catarina, Brasil / Mariana Coutinho
Hennemann ; orientador, Mauricio Mello Petrucio. -
Florianópolis, SC, 2010.

112 p.: grafs., tabs., mapas

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

Inclui referências e anexos

1. Ecologia. 2. Água - Qualidade - Peri, Lagoa do (SC).
3. Nutrientes. 4. Receptores dos fatores de crescimento. 5.
Cianobactérias. 6. Clorofila - Peri, Lagoa do (SC). 7.
Reservas naturais - Peri, Lagoa do (SC). 8. Mudanças
globais de temperatura. 9. Fitoplâncton - Peri, Lagoa do
(SC). I. Petrucio, Mauricio Mello. II. Universidade Federal
de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.
III. Título.

CDU 577.4

Índice

Resumo	v
Abstract	vi
Lista de tabelas	vii
Lista de figuras	viii
Agradecimentos	x
Introdução	11
Área de estudo	21
Material e métodos	27
Capítulo 1	35
Capítulo 2	68
Discussão geral e conclusões	92
Referências	95
Anexos	105

RESUMO

O estudo da dinâmica dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água nas lagoas costeiras é essencial para entender como esses ecossistemas funcionam, o que por sua vez permite o desenvolvimento de estratégias adequadas de gerenciamento e conservação de seus recursos. Este estudo teve como objetivo compreender a dinâmica espacial e temporal da qualidade da água da lagoa do Peri (Florianópolis), bem como avaliar a resposta do fitoplâncton da referida lagoa (como clorofila-a) a aumentos de temperatura e de aporte de fósforo em experimentos em microcosmo em laboratório. Para tanto, foram realizadas coletas mensais no período de março/2008 a setembro/2009, em cinco pontos e quatro profundidades na lagoa. Os resultados obtidos mostraram homogeneidade espacial (horizontal e vertical) em todas as estações do ano para todos os parâmetros, o que foi atribuído à forte influência dos ventos e à baixa ocupação humana na bacia hidrográfica da lagoa. Variações sazonais foram observadas e podem ser explicadas principalmente por variações na temperatura, direção e intensidade do vento e no regime pluviométrico, característicos do clima subtropical. Ao comparar este estudo com outras duas pesquisas realizadas na lagoa do Peri em 1996 e 1998, não foram encontradas diferenças marcantes que evidenciem alterações na qualidade da água. Os fenômenos El Niño – La Niña podem ter influenciado nas pequenas variações de longo prazo observadas na qualidade da água. O uso de quatro diferentes índices de estado trófico mostrou que índices desenvolvidos para lagos temperados são inapropriados para uma lagoa subtropical como a lagoa do Peri. A lagoa foi classificada como oligotrófica para as concentrações de nutrientes e meso-eutrófica para transparência e clorofila-a, o que pode ser atribuído às altas densidades da cianobactéria *Cylindrospermopsis racoborskii* e às altas taxas de reciclagem observadas em corpos d'água mais quentes, quando comparados com os temperados. Os experimentos de microcosmo em laboratório mostraram que aumentos de 3°C e 5°C na temperatura da água não afetaram fortemente a biomassa fitoplanctônica nos experimentos de verão e outono, mas aumentos consideráveis foram observados nos microcosmos de inverno. O efeito do enriquecimento por fósforo sozinho normalmente foi negativo nas concentrações de clorofila-a, mas o efeito combinado do aumento da temperatura e do aporte de fósforo levou a aumentos significativos na clorofila-a na maioria dos microcosmos em todas as estações do ano em que se realizaram os experimentos.

ABSTRACT

The study of the dynamic of physical, chemical and biological parameters in lagoons waters is essential to understand the functioning of these ecosystems and to design managerial and conservational strategies. This study aimed at understanding the temporal and spatial dynamic of water quality parameters in Peri coastal lagoon (Florianópolis), as well as assessing the response of the phytoplankton (as chlorophyll-a) to increased temperatures and phosphorus inputs in laboratory microcosms. Monthly samplings were conducted between March/2008 and September/2009, in five sampling stations and four depths in the lagoon. The results showed spatial homogeneity (both horizontal and vertical) in all seasons for all water quality parameters, what was attributed to the strong wind influence and low human occupation in the lagoon watershed. Seasonal variations on water quality parameters could be observed and they can be explained mainly by variations on water temperature, wind forces and direction, and rainfall regimes, characteristic from the subtropical weather. Comparing this study with two researches conducted in Peri lagoon in 1996 and 1998, we found no strong differences that evidence alteration in water quality. El Niño/La Niña Southern Oscillation may have influenced in the small long-term variations on the water quality observed. The use of four trophic state indexes indicated that indexes designed for temperate lakes are inappropriate for subtropical Peri lagoon. The lagoon was classified as oligotrophic for nutrient concentrations and meso-eutrophic for transparency and chlorophyll-a, what can be explained by the high densities of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and the high recycling rates observed in warmer water bodies, when compared to the temperate ones. The microcosms experiments in laboratory showed that temperature rises of 3°C and 5°C alone did not strongly affect phytoplankton biomass in summer and fall experiments, but considerable increases were observed in winter microcosms. The effect of phosphorus enrichments alone was usually negative on chlorophyll-a concentrations, but the combined effect of increased temperatures and phosphorus inputs lead to significant increases in chlorophyll-a in most microcosms in all seasons.

Lista de tabelas

Material e Métodos

Tabela 1. Limites para a classificação trófica de corpos d'água de acordo com a OECD (1982). 31

Capítulo 1

Tabela 1: Trophic state indexes for Peri Lagoon during the studied period (March/2008 – September/2009) according to different parameters. 67

Capítulo 2

Tabela 1: Water quality parameters measured in Peri lagoon in the three months of microcosm experiments. 90

Tabela 2: pH, conductivity and alkalinity values measured in summer, fall and winter experiments at days 0, 3 and 7. Phosphorus treatments are shown in columns and temperature treatments in rows. 91

Lista de figuras

Introdução

- Figura 1. Mapa da bacia hidrográfica (área destacada em cinza) da lagoa do Peri, sul do Brasil, e localização dos cinco pontos amostrais. 21
- Figura 2. Distribuição probabilística da classificação trófica de corpos d'água a partir das concentrações de fósforo total proposta por Salas e Martino (1991). 32

Capítulo 1

- Figura 1: Location of Peri lagoon and the sampled stations. The gray area delimitates the watershed and the two main rivers inflowing into the lagoon. 61
- Figura 2: A) Monthly accumulated rainfall and monthly mean wind velocity. B) Minimum, maximum and mean monthly temperature in Florianópolis region during the study. Data gently provided by EPAGRI-CIRAM. 62
- Figura 3: Monthly means of the *in situ* physicochemical and biological parameters in Peri lagoon from March 2008-September 2009. Means obtained in previous studies are also shown (1996-97: Laudares-Silva 1999; 1998-99: Simonassi, 2001). 63
- Figura 4: Principal Component Analysis of the main water quality parameters for Peri lagoon during the studied period. Axis percentage of explanation: axis 1 = 22.14%; axis 2 = 16.13%. 64
- Figura 5: Monthly means of the main nutrients in Peri lagoon from March 2008-September 2009. Means obtained in a previous study are also shown (1996-97: Laudares-Silva 1999). 65

Figura 6: N:P mass ratio for Peri lagoon between March/2008 and September/2009, compared to the Redfield mass ratio (7.2:1). 66

Figura 7: Cluster analysis (Euclidean distance) for the seasons sampled in the studied period (March/2008 – September/2009) in Peri lagoon. 66

Capítulo 2

Figura 1: Oxygen saturation at day 3 (left graphics) and day 7 (right graphics) in summer (A), autumn (B) and winter (C) microcosm experiments. Different phosphorus concentrations are shown in the x-axis and different temperatures as three scales of grey bars (control temperature = light grey bars; +3°C = medium grey bars; +5°C = dark grey bars). Error bars denote standard deviations. Different capital letters indicate significant P enrichment effects and different lower cases indicate significant temperature effects. 88

Figura 2: Chlorophyll-a concentration at day 3 (left graphics) and day 7 (right graphics) in summer (A), autumn (B) and winter (C) microcosm experiments. Different phosphorus concentrations are shown in the x-axis and different temperatures as three scales of grey bars (control temperature = light grey bars; +3°C = medium grey bars; +5°C = dark grey bars). Error bars denote standard deviations. Different capital letters indicate significant P enrichment effects and different lower cases indicate significant temperature effects. 89

Agradecimentos

Meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, em qualquer uma de suas etapas, mas de forma especial:

Aos meus pais, pelo apoio e amor incondicionais e pela criação e educação que me fizeram chegar até aqui;

À minha família como um todo, pelo carinho e apoio;

Ao meu amor, por ouvir os desabafos e reclamações, por estar sempre disposto a ajudar, por estar sempre ao meu lado, pelo amor, carinho e apoio;

Ao meu orientador, por ter acreditado na minha capacidade de realizar este trabalho e pelas dezenas de conversas e discussões que enriqueceram o mesmo;

A Mara e Aurea, por toda a ajuda, seja no trabalho de campo ou no laboratório, por estarem por perto para compartilhar idéias e angústias, por me ouvirem e, principalmente, pela amizade;

Às estagiárias, Anastácia, Bárbara e Carina, pelo empenho e ajuda na realização dos experimentos, coletas e análises, bem como por me ouvirem desabafar quando as coisas não davam muito certo;

A toda equipe do LAPAD por me acolherem tão bem, e em especial ao Professor Alex Pires de Oliveira Nuñez, à técnica Cláudia Machado, ao hoje Engenheiro Maurício Scharf, ao estagiário Leonardo Ferreira, e aos barqueiros Maurício, Pedro e Ronaldo, por todo o auxílio nas coletas e análises de nutrientes;

À FLORAM e aos funcionários e administradores do Parque Municipal da Lagoa do Peri, por permitirem e auxiliarem na realização da coletas;

Ao Professor Paulo Horta, por gentilmente ceder as câmaras de incubação para realização dos experimentos;

Aos colegas do PPG Ecologia das turmas de 2008 e 2009, pelas festas, pela convivência de corredor, pelas visitas ao meu laboratório, pelo apoio, e em especial aos amigos: Aurea, Mari Paz, Mari Bender, Poli, Tati, Gi, Roona, Fernando, Matheus e Luis;

Às amigas e amigos queridos e eternos da Bio 2003.1, que ainda me acompanham e apóiam, ouvem meus desabafos, e acima de tudo, dedicam a mim carinho e amizade verdadeiros.

INTRODUÇÃO

O ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O estudo e a compreensão da dinâmica dos parâmetros físicos, químicos e biológicos nos corpos d'água são essenciais para entender o funcionamento desses ecossistemas, o que por sua vez permite o desenvolvimento de estratégias adequadas de gerenciamento e conservação de seus recursos.

Nutrientes fornecem a matéria prima para a base das cadeias alimentares nos sistemas aquáticos, sendo, portanto, limitantes da produção primária (Dodds, 2002), processo fundamental em todos os ambientes, em escala local e global. Já o estudo de outros fatores químicos, físicos e biológicos, tais como concentração de oxigênio dissolvido, alcalinidade, pH, condutividade, penetração de luz na água e concentração de pigmentos clorofilianos são também importantes descritores do metabolismo e do funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Carmouze, 1998).

Além disso, de acordo com Moss et al. (2004), existe uma crescente preocupação com o fato de que o funcionamento dos ecossistemas está sendo prejudicado pelos mais diversos tipos de interferência humana em um momento em que ainda há muito para aprender e compreender acerca dos padrões e dos processos fundamentais desses sistemas.

Esteves (1984) destaca que as pesquisas de cunho ecológico – diagnósticos da biodiversidade, estudos do ciclo de vida das espécies aquáticas, estudos dos ciclos biogeoquímicos, bem como estudos de identificação da influência dos impactos antrópicos sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos – são fundamentais para a elaboração de programas de gerenciamento, pois fornecem subsídios que permitem direcionar as ações e evitar riscos ambientais, bem como desperdícios de recursos e esforços.

LAGOAS COSTEIRAS

Lagoas costeiras são corpos d'água localizados dentro do território continental, encontrados em todos os continentes,

normalmente orientados paralelamente à linha da costa, separados do oceano por uma barreira ou conectados a este por um ou mais canais ou pequenas baías que permanecem abertos pelo menos intermitentemente, e que possuem profundidade que raramente ultrapassa poucos metros. Essas lagoas podem ou não estar sujeitas ao regime de marés, e a salinidade pode variar da água doce até uma condição hipersalina, dependendo do balanço hidrológico. A maioria das lagoas costeiras formou-se como resultado da elevação do nível dos oceanos, especialmente durante o Holoceno, e pela construção de barreiras costeiras por processos marinhos (Kjerfve, 1994).

Lagoas costeiras são ambientes ecológica e economicamente importantes, pois muitos desses ecossistemas apresentam altas taxas de produtividade, intenso uso para aquicultura, recreação e descarga de resíduos (Esteves et al., 2008; Spaulding, 1994). Além disso, contribuem de maneira direta para a manutenção dos lençóis freáticos e para a estabilidade climática local e regional, sendo também considerados ecossistemas de grande importância para a preservação da biodiversidade e como reservatórios de água para o abastecimento doméstico, quando apresentam águas doces (Esteves, 1998).

Por volta de 13% das áreas costeiras em todo o planeta são ocupadas por lagoas costeiras, as quais geralmente sofrem impacto tanto por influência natural quanto antrópica. O intenso uso humano dos arredores das lagoas gera entrada de poluentes no sistema, o que geralmente resulta em degradação da qualidade da água e queda da produtividade, assim como restrição de uso (Spaulding, 1994). A profundidade é tipicamente de um a três metros, e quase sempre menor do que cinco metros. Geralmente as lagoas costeiras retêm sedimentos inorgânicos e matéria orgânica servindo, portanto, como depósitos ou filtros de materiais (Kjerfve, 1994). A alta produtividade se dá em parte devido a retenção de material que ocorre nesses sistemas.

De acordo com Esteves (1998), a maioria das lagoas costeiras brasileiras está concentrada nos estados do Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul, e é nesses estados que os estudos desses ecossistemas são mais desenvolvidos.

As lagoas costeiras comumente sofrem forte ação de descargas de rios, ventos, marés, precipitação, evaporação, aquecimento superficial e respondem de forma diferenciada a estas forças (Kjerfve, 1994). A

compreensão acerca das dinâmicas físicas, químicas, geológicas e ecológicas das lagoas são importantes no planejamento e implementação de estratégias de gerenciamento nas lagoas costeiras (Esteves et al., 2008).

Não obstante sua grande importância e usos múltiplos, as lagoas costeiras são consideradas um dos ecossistemas que mais sofrem impactos antrópicos. Dentre os principais impactos sofridos pelas lagoas estão: o lançamento de efluentes domésticos e/ou industriais, aterros e edificações nas margens, assoreamento da bacia hidrográfica, degradação da vegetação do entorno, introdução espécies exóticas, dentre outras (Esteves, 1998).

INFLUÊNCIA ANTRÓPICA NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS E A UTILIZAÇÃO DE ÍNDICES TRÓFICOS

Os impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos apresentam diferentes origens e formas, mas na maioria das vezes estão associados a uma ação antrópica, como lançamento de efluentes urbanos, industriais e domésticos, alteração nos cursos e níveis d'água, retirada da vegetação ripária, dentre muitos outros fatores que contribuem para o desgaste e alteração dos corpos d'água (Dodds, 2002). Nesse contexto, as lagoas costeiras são ambientes muito vulneráveis aos processos de poluição orgânica e inorgânica (Lacerda, 1994), estando severamente expostas aos impactos causados pelas atividades antrópicas. A recuperação desses ambientes após impacto é lenta e problemática, o que reforça a necessidade do conhecimento e da preservação de lagoas costeiras.

Para Wetzel (2001), a compreensão da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas de água doce é essencial para combater e compensar os efeitos das alterações humanas nesses ambientes, de modo a obter um melhor gerenciamento dos recursos aquáticos.

O considerável aumento do contingente populacional da cidade de Florianópolis nos últimos anos (de 369.102 habitantes em 2003, para 402.346 habitantes em 2008, o que representa um aumento de quase 10% em apenas cinco anos, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), chama a atenção não só por intensificar a demanda por água potável, mas também por aumentar as atividades humanas potencialmente poluidoras em toda a região.

Eutrofização é o processo onde um ecossistema torna-se mais produtivo pelo enriquecimento de nutrientes que estimulam os produtores primários. O aumento da entrada de nutrientes em um sistema pode ocorrer de forma natural ou por influência humana (eutrofização cultural). Já o estado trófico diz respeito ao nível de produtividade de um ecossistema (Dodds, 2002).

Segundo Carlson e Simpson (1996), Einar Naumann, limnólogo sueco, foi o primeiro a desenvolver o conceito do que hoje conhecemos como estado trófico, no final da década de 1920. O conceito de estado trófico de Naumann estava relacionado com quatro proposições: i) a quantidade de algas (produção) em um lago é determinada por diversos fatores, principalmente as concentrações de nitrogênio e fósforo; ii) variações regionais na produção algal estão correlacionadas com a estrutura geológica da bacia hidrográfica; iii) a produção em um lago afeta a biologia deste como um todo; iv) existem certas conexões evolucionárias (ontológicas) entre lagos de diversos tipos; lagos tornam-se mais produtivos com o tempo.

Para Naumann, a classificação trófica de um corpo d'água estava relacionada à produção quantitativa do fitoplâncton, e o nitrogênio e o fósforo eram os fatores determinantes dessa produção (Carlson e Simpson, 1996). Dessa forma, o estado trófico não pode ser medido diretamente, tendo-se que recorrer a índices que refletem ou se correlacionam com o estado trófico “verdadeiro” de um corpo d'água. Diversos índices foram propostos tanto para definir quanto para serem utilizados como indicadores do estado trófico.

A classificação do estado trófico dos ecossistemas aquáticos é de grande valia, pois permite a comparação da produtividade de ecossistemas dentro e entre ecorregiões distintas, além de oferecer uma noção inicial acerca da extensão de eutrofização cultural sofrida pelo sistema (Dodds, 2002). Além disso, o índice de estado trófico não só classifica um lago, mas também serve para checar as relações entre os vários componentes do ecossistema (Carlson, 1977). De acordo com Fia et al. (2009), a utilização de um índice de estado trófico ainda fornece subsídios para a formulação de planos de gestão e manejo de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam a manutenção de seus múltiplos usos, no longo prazo.

Desde a proposição inicial de Naumann na década de 1920, o estado trófico vem sendo designado pelos termos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico: *oligo* significa “pouco”, *trófico* é relativo a “alimento”; *eutrófico* significa “muito alimento”; e *mesotrófico* seria o meio termo entre essas duas categorias. Diversas variáveis podem ser utilizadas para definir o estado trófico de um ecossistema, mas atualmente a transparência da água, a biomassa fitoplanctônica e as concentrações de nutrientes têm sido as mais amplamente aceitas e utilizadas.

O estado trófico de um ambiente é considerado um fenômeno multidimensional e, portanto, um só indicador trófico não mede adequadamente este conceito. Índices multiparamétricos seriam ideais, mas o número de variáveis necessárias que envolvem pode tornar sua utilidade limitada, enquanto índices baseados em um único critério podem ser ambíguos e estão sujeitos a alterações (Carlson, 1977). De acordo com Nogueira e Ramirez (1998), o índice ideal seria aquele que preserva as vantagens de ser multidimensional e conserva a simplicidade do unidimensional.

Outro problema é que os corpos d'água podem não cair em uma categoria individual em nenhum sistema de classificação. Por exemplo, as concentrações de fósforo podem ser altas o suficiente para uma lagoa ser classificada como eutrófica, mas a atenuação da luz por partículas em suspensão pode manter os níveis de clorofila na faixa mesotrófica.

O melhor indicador de estado trófico pode variar de um corpo d'água para outro e também sazonalmente, de forma que o melhor índice deve ser escolhido de forma pragmática (Carlson, 1977).

Os problemas relacionados à eutrofização são difíceis de solucionar. A eutrofização cultural ocorre rapidamente (relativamente à maioria dos processos geológicos) e pode ser muito difícil de reverter. As atividades humanas que levam à eutrofização incluem o uso de fertilizantes agrícolas e distúrbios à bacia hidrográfica, tais como desmatamento, liberação de esgotos, dentre outros (Dodds, 2002).

A diminuição das fontes externas de contaminação por nutrientes é fundamental para o controle da eutrofização. As principais fontes externas de entrada de fósforo, considerado o nutriente mais importante no processo de eutrofização, são os rios, as águas subterrâneas e a atmosfera, sendo estes dois últimos considerados desprezíveis na

maioria dos ambientes. A entrada via rios e riachos é altamente dependente dos padrões de uso da terra no seu entorno. A saída de fósforo do corpo d'água se dá principalmente por escoamento e sedimentação (Dodds, 2002).

QUALIDADE DA ÁGUA E A ECOLOGIA DO FITOPLÂNCTON

Alguns dos principais fatores que regulam a sucessão e o crescimento das comunidades fitoplanctônicas são: (a) luz e temperatura; (b) regulação da flutuabilidade, ou seja, alterações nas taxas de sedimentação de forma a permanecer na zona fótica; (c) concentração de nutrientes inorgânicos; (d) disponibilidade de micronutrientes e interações de componentes orgânicos com a disponibilidade de nutrientes inorgânicos; e (e) fatores biológicos de competição por recursos e predação por outros organismos (Wetzel, 2001).

As comunidades fitoplanctônicas são o grande foco dos estudos de eutrofização por três razões principais: primeiro, o crescimento dos produtores primários está diretamente ligado aos nutrientes, tornando o fitoplâncton o grupo de organismos que mais responde ao aumento da disponibilidade destes; segundo, a composição da comunidade fitoplanctônica pode ter forte influência sobre a qualidade da água; e terceiro, a transferência de energia dos produtores primários para os níveis mais elevados das cadeias tróficas é fundamental para a manutenção das mesmas e depende da efetiva utilização do fitoplâncton como fonte de alimento. A compreensão acerca dos efeitos do aumento das concentrações de nutrientes sobre a biomassa, produtividade e composição das comunidades fitoplanctônicas é, portanto, de fundamental importância (Cottingham et al., 1998).

O fósforo desempenha importante papel no armazenamento de energia (ATP) e na estruturação das membranas celulares (fosfolípidios), sendo considerado o principal elemento limitante da produtividade primária na maioria das águas continentais, embora frequentemente seja apontado como o principal responsável pelo processo de eutrofização artificial desses ecossistemas (Esteves, 1998).

As altas temperaturas em ambientes tropicais e subtropicais elevam as taxas metabólicas, fazendo com que o fósforo seja

rapidamente assimilado pelos produtores primários e que as concentrações de fósforo dissolvido, especialmente fosfato solúvel reativo, nas águas continentais sejam bastante baixas (exceto os corpos d'água eutrofizados artificialmente) (Esteves, 1998).

ECOLOGIA EXPERIMENTAL: SIMULANDO MUDANÇAS GLOBAIS

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são os principais elementos na limitação das comunidades fitoplanctônicas (Ramírez-Olvera et al., 2009). Historicamente, diversos estudos têm indicado o fósforo como sendo o nutriente limitante na maioria dos ecossistemas de água doce (*e.g.* Schindler, 1977), mas alguns estudos mais recentes demonstraram que a limitação por nitrogênio e, principalmente, a co-limitação por nitrogênio e fósforo são mais comuns do que se esperava (Dzialowski et al., 2005).

Diversos experimentos têm sido desenvolvidos para avaliar os efeitos da adição de nutrientes (controle *bottom-up*) e/ou da influência de predação das comunidades de zooplâncton e peixes (controle *top-down*) sobre as comunidades de produtores primários em ambientes aquáticos de água doce (Cottingham et al., 1997; Dzialowski et al., 2005; Fernández-Aláez et al., 2004; González, 2000). Alguns poucos estudos e experimentos abordam outros efeitos, como a influência da luminosidade (*e.g.* Dzialowski et al., 2005; Pasternak et al., 2009) e da temperatura (*e.g.* Carvalho e Kirika, 2003; Choi, 1998) sobre os produtores primários. As técnicas para realização desses experimentos envolvem micro e mesocosmos (com um a dezenas de litros de amostras brutas ou filtradas), tanto *in situ* quanto em câmaras de incubação.

De acordo com Fernández-Aláez et al. (2004), a maioria dos estudos experimentais relacionados ao controle *top-down* e *bottom-up* das comunidades fitoplanctônicas em ambientes aquáticos continentais têm sido desenvolvidos em regiões temperadas, enquanto poucos dados estão disponíveis para países de climas mais quentes. A importância de se fazer estudos e experimentos semelhantes em diferentes ambientes e regiões vem da suposição de que alterações ambientais podem afetar a dinâmica das cadeias tróficas em corpos aquáticos tropicais e

subtropicais de maneira diferente daquela observada para regiões temperadas.

Importantes resultados foram encontrados através de experimentos em micro e mesocosmos, em diversas partes do mundo:

González (2000) observou aumento significativo da biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) em virtude da adição de nutrientes (N+P) em experimentos de microcosmos *in situ* em um reservatório limitado por fósforo na Venezuela.

Fernández-Aláez et al. (2004) utilizando mesocosmos *in situ* no lago Sentiz, Espanha, estudou o efeito da presença de peixes e da adição de nutrientes (N+P), separados e simultaneamente, na comunidade fitoplantônica em uma mesma estação do ano em dois anos consecutivos, obtendo resultados contrastantes. Em 1998, a presença dos peixes elevou as concentrações de clorofila-a de forma significativa, enquanto que a adição de nutrientes não apresentou efeito significante. Já no experimento de 1999, aumento nas concentrações de clorofila-a foram observados em todos os tratamentos, mas só foram significativos estatisticamente quando da adição de nutrientes (N+P) conjuntamente.

Dzialowski et al. (2005) realizaram bioensaios em microcosmos em 19 reservatórios eutróficos rasos no estado do Kansas, Estados Unidos da América, com enriquecimento de P, N e N+P durante 7-9 dias. Co-limitação por N e P foi observada em 63% dos experimentos, enquanto limitação por N ou P separadamente ocorreu somente em 16% e 8% dos bioensaios experimentais, respectivamente. Em 13% dos experimentos não houve estímulo do crescimento do fitoplâncton pelos tratamentos.

Experimentos em microcosmo de 6-8 dias com adição de N, P e N+P foram realizados também em um lago tropical salino (lago Alchichica, México), onde as adições de P e N+P elevaram significativamente as concentrações de clorofila-a (Ramírez-Olvera et al., 2009).

Camacho et al. (2003) desenvolveram experimentos em microcosmo no lago El Tejo, Espanha, também com enriquecimento N, P e N+P. Os enriquecimentos com N e N+P resultaram em aumento significativo das concentrações de clorofila-a, sendo que os tratamentos N+P mostraram valores ainda maiores do que os tratamentos somente

com adição de N. A adição de P não estimulou o crescimento da biomassa fitoplanctônica.

No lago Michigan, E.U.A., um lago temperado limitado por fósforo, Schelske et al. (1974) realizaram experimentos com enriquecimento de N, P e sílica. Os tratamentos com P mostraram efeitos significativos nas concentrações de clorofila-a e quanto maior a concentração de P, maior o crescimento da biomassa fitoplanctônica, enquanto que os tratamentos com N resultaram em efeitos relativamente pequenos.

O processo de eutrofização e as mudanças climáticas globais são dois fatores que ameaçam impactar a estrutura e o funcionamento de lagos e lagoas (Carvalho e Kirika, 2003). Diversos trabalhos tem sido realizados para entender os diferentes aspectos do crescente processo de eutrofização global (Pasternak et al. 2009), porém pouco se sabe sobre como as mudanças climáticas irão influenciar os corpos d'água e como ela irá interagir com o processo de eutrofização (Carvalho e Kirika, 2003).

O clima pode afetar direta e indiretamente os componentes físicos (temperatura, escoamento), químicos (carbono orgânico dissolvido, pH, nutrientes) e biológicos (taxas de crescimento) de lagos e lagoas, mas as respostas nos padrões anuais da qualidade da água às mudanças climáticas são difíceis de prever. Dessa forma, a compreensão e o estudo dos efeitos das alterações climáticas juntamente com o processo de eutrofização são fundamentais para iniciar-se o desenvolvimento e planejamento de estratégias de gerenciamento e restauração (Carvalho e Kirika, 2003).

OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA

Tendo em vista o que foi exposto anteriormente, o conhecimento das características físico-químicas e biológicas das águas da lagoa do Peri torna-se particularmente importante, pois torna possível determinar o padrão de funcionamento deste ecossistema, ao mesmo tempo em que se obtêm informações básicas para o estabelecimento de um plano de monitoramento. As alterações das condições do ambiente, sejam elas causadas por ações antrópicas ou naturais, poderão ser detectadas através da comparação destes parâmetros. Dessa forma é possível, por

exemplo, se antecipar a estágios avançados de processos de eutrofização artificial, corrigindo ações que possam estar causando tais alterações e que ao longo do tempo venham comprometer a qualidade do ambiente. Vale destacar que a lagoa do Peri é maior corpo de água doce de Florianópolis, o qual abastece de água potável a maior parte da população do sul e leste da ilha, além de oferecer paisagens belíssimas e de possuir em seu entorno áreas com vegetação bastante preservada, com grande potencial para atividades de lazer e educação ambiental.

O conhecimento a respeito da bacia da Lagoa do Peri, apesar de ainda incipiente, aumentou consideravelmente nos últimos anos (Grellmann, 2006; Laudares-Silva, 1999; NEMAR, 1999; Oliveira, 2002; Penteado, 2002; Pereira, 2001; Silva e Senna, 1997; Simonassi, 2001). Contudo, os trabalhos acima citados estão ainda na forma de teses, dissertações e relatórios, o que torna seu acesso mais restrito, principalmente à comunidade científica internacional. Além disso, ainda existem diversas lacunas do conhecimento sobre a estrutura e funcionamento da lagoa a serem preenchidas.

Nesse sentido, o presente trabalho objetivou, através do monitoramento mensal da qualidade da água, verificar a variação espacial e temporal das características físicas, químicas e biológicas da água na lagoa do Peri. Além disso, o estudo realizou experimentos em laboratório, visando avaliar a influência da elevação das concentrações de fósforo e da temperatura da água sobre biomassa fitoplanctônica (através das concentrações de clorofila-a).

Os objetivos específicos foram:

1. Compreender a dinâmica espacial e temporal (sazonalidade) das características físicas, químicas e biológicas da água (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade, nutrientes totais e dissolvidos, clorofila-a) em diferentes pontos e profundidades na lagoa do Peri, através de coletas mensais;
2. Comparar os resultados obtidos com estudos limnológicos realizados na lagoa na década de 1990, para avaliar mudanças de longo prazo;
3. Determinar o grau de trofia da lagoa do Peri com base em diferentes parâmetros e índices de estado trófico;
4. Avaliar, através de experimentos em microcosmo em laboratório, os efeitos individuais e combinados da elevação da temperatura e das concentrações de fósforo na água sobre as concentrações de clorofila-a.

ÁREA DE ESTUDO

LOCALIZAÇÃO E PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS

A lagoa do Peri está localizada a sudeste da ilha de Santa Catarina (Figura 1), entre as latitudes Sul de $27^{\circ}42'59''$ e $27^{\circ}46'45''$ e as longitudes Oeste $48^{\circ}30'33''$ e $48^{\circ}31'59''$ (Oliveira, 2002), inserida em um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica da ilha. Apresenta um espelho d'água de 5,7 km², sendo rodeada por morros cobertos por Mata Atlântica e uma restinga típica de vegetação litorânea, a qual a mantém separada do Oceano Atlântico (Silva, 2000).

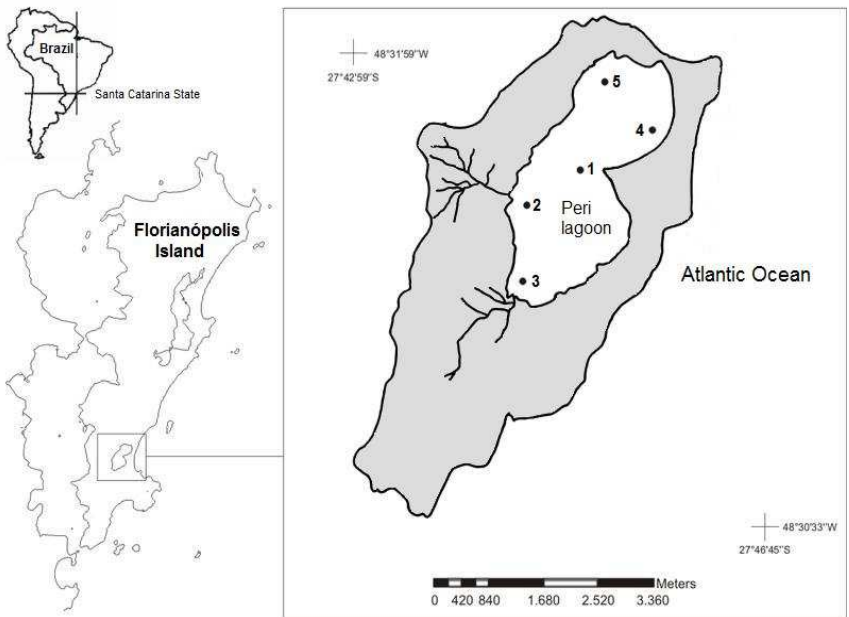


Figura 1. Mapa da bacia hidrográfica (área destacada em cinza) da lagoa do Peri, sul do Brasil, e localização dos cinco pontos amostrais.

A lagoa apresenta um perímetro de 11.064 m, comprimento máximo efetivo de 4 km, largura máxima efetiva de 1,54 km para o setor norte e 1,87 km para o setor sul, uma profundidade máxima de 11 m na sua porção central e profundidade média de 7 m (Oliveira, 2002).

De acordo com a classificação proposta por Schäfer (1988) para as lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, a lagoa do Peri pode ser enquadrada no tipo morfológico três, que compreende lagoas pequenas em superfície (menores que 10 km²) com grandes profundidades (cinco a 11 metros).

O PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI

Em 1976, a lagoa do Peri foi tombada como Patrimônio Natural do Município de Florianópolis e, desde 1981, a lagoa e seus arredores constituem o Parque Municipal da Lagoa do Peri (Lei 1.828/81; Decreto 091/82), com área total de 20,1 km², criado com o intuito de preservar os atributos excepcionais da natureza a fim de conciliar a proteção dos ecossistemas com práticas educacionais, científicas e recreativas que envolvam a comunidade local, sendo proibida qualquer atividade de exploração dos recursos naturais (CECCA, 1997).

O Parque é dividido em três áreas (FLORAM – PMF, 2009):

Áreas de Reserva Biológica - destinadas à preservação integral e permanente do ecossistema e de seus recursos, tendo apenas seu uso permitido para fins científicos; abrange áreas cobertas pela Floresta Pluvial da Encosta Atlântica e pela vegetação litorânea.

Área de Paisagem Cultural - onde se localizam os assentamentos e atividades tradicionais (engenhos de farinha e de cana-de-açúcar) dos descendentes dos antigos colonizadores de origem açoriana.

Área de Lazer - destinada a fins educacionais e científicos através do desenvolvimento de atividades de recreação e lazer compatíveis com a preservação do meio ambiente. Dentro desta área encontra-se a sede administrativa do parque.

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS: CLIMA, SOLO, RELEVO E GEOLOGIA

O clima da região de Florianópolis é considerado do tipo Cfa: mesotérmico úmido sem estação seca definida e com verão quente, típico da região litoral sul do Brasil, com distribuição de chuvas mais ou menos regular ao longo do ano, porém com uma concentração relativamente maior nos meses de verão e um pouco menor no inverno. A média anual das precipitações fica em torno de 1.500 mm.

De acordo com dados fornecidos pela EPAGRI-CIRAM (Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina), o período de março/2008 a fevereiro/2009 foi mais chuvoso, com um total 1.850 mm de precipitação anual. As menores precipitações ocorreram nos meses de outono e inverno. Os ventos foram mais fortes nos meses de primavera e verão (médias mensais de 10 km/h) e as temperaturas variaram entre 3,5°C em junho/2008 e 34,3°C em janeiro/2009. A temperatura média mensal mais baixa foi registrada em junho/2008 (16,1°C) e a mais alta em fevereiro/2009 (25,3°C).

Em um levantamento realizado por Oliveira (2002) com dados de 1947 a 2001 obtidos junto à CIRAM, os ventos predominantes na região de Florianópolis são o vento Norte ($\approx 37\%$), seguido pelos ventos Sudeste ($\approx 17\%$), Sul ($\approx 16\%$) e Nordeste ($\approx 10\%$). Os demais 20% são pertencentes às demais direções ou referentes a períodos de calmaria. Ainda de acordo com Oliveira (2002), apesar dos ventos predominantes na região serem originários do quadrante Norte, os mais atuantes como agentes modificadores de relevo, com maiores velocidades e com maior capacidade de transporte são os ventos do quadrante Sul.

A região é caracterizada por uma topografia acidentada nas porções sul, oeste e norte, com altitudes inferiores a 500 metros, e uma faixa de restinga situada na porção leste. 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 das encostas, predominam declividades acentuadas, entre 20 e 45% (Penteado, 2002).

De acordo com Oliveira (2002), a lagoa do Peri teve sua origem a partir da “transgressão marinha no Holoceno, estando separada do oceano no seu setor leste, por um proeminente cordão arenoso, enquanto que no setor oeste limita-se com o embasamento cristalino”.

Quanto à granulometria, Oliveira (2002) constatou que a maior parte do sedimento de fundo da lagoa é composta por silte muito fino, o qual está presente em quase toda a porção sul e oeste da lagoa, bem como boa parte das porções noroeste e central. As areias finas e médias estão presentes principalmente nas porções norte e leste.

CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS: FLORA

De acordo com Oliveira (2002), a cobertura vegetal da bacia da lagoa do Peri segue o padrão apresentado para a ilha de Santa Catarina, obedecendo à estrutura geológica local em dois domínios principais: Floresta Pluvial Atlântica (Mata Atlântica) no embasamento cristalino, ocupando a maior parte do entorno da lagoa (porções sul, oeste e norte), apresentando um bom estado de preservação; e Vegetação Litorânea na planície costeira, associada ao substrato arenoso recente de origem flúvio-marinha e eólica, pobre em nutrientes, onde se desenvolveu uma vegetação típica de restinga. Além dessas duas formações, pequenos reflorestamentos de espécies exóticas e plantações podem ser observados na bacia.

BACIA HIDROGRÁFICA

A lagoa do Peri encontra-se a aproximadamente três metros acima do nível do mar, o que a classifica como “lagoa suspensa” (Poli et al., 1978) e de água doce, e mantém contato permanente com o mesmo através de um canal de despejo (canal Sangrador) com fluxo unidirecional lagoa → mar. É alimentada por dois cursos d’água: o rio Cachoeira Grande e o rio Ribeirão Grande, e secundariamente por pequenos córregos (IPUF, 1978).

O rio Cachoeira Grande possui uma extensão de 1,7 km, nasce a uma altitude de 280 m e apresenta uma declividade média de 20 cm/m, drenando uma área de 1,66 km². O rio Ribeirão Grande, por sua vez, nasce a 285 m de altitude, possui uma extensão de 4,6 km e declividade

média de 12 cm/m e drena uma área de 6,98 km² (IPUF, 1978; Lapolli et al., 1990).

A retificação do rio Sangradouro, em 1975, acarretou no rebaixamento do nível da água na lagoa em cerca de dois metros, ao passo que a construção de uma barragem na entrada do canal da lagoa em 1988, elevou o nível da água em cerca de um metro. A construção da estação de tratamento da CASAN levou a uma nova elevação de quase um metro no final da década de 1990.

HISTÓRICO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA LAGOA DO PERI

A profundidade máxima observada na lagoa do Peri foi de 11 metros, com média de 7 metros (Oliveira, 2002), o que a distingue da maioria das lagoas costeiras que apresentam profundidades médias de 1-3 metros e raramente ultrapassam os cinco metros (Kjerfve, 1994), tornando-a um ambiente ainda mais singular.

Silva e Senna (1997) constataram que a lagoa apresenta ausência de anoxia e um relativo grau de homogeneidade espacial em suas características limnológicas, classificando-a como do tipo polimítico. Também afirmaram, através da medição de indicadores do grau de trofia, que a lagoa do Peri apresenta boas condições de preservação.

Laudares-Silva (1999) encontrou as menores e maiores temperaturas da água até agora registradas para a lagoa do Peri: 15°C e 30°C, assim como constatou a ocorrência de pequenas estratificações térmicas, com variações de até 2°C entre superfície e fundo, em estudo realizado entre março/1996 e fevereiro/1997. A mesma autora registrou condições relativamente boas de oxigenação da água, variando entre 5,6 e 8,3 mg/L e também ausência de anoxia.

Os dados de pH existentes para a lagoa do Peri indicam que suas águas são geralmente neutras, mas variam entre levemente ácidas (pH=6,0; Laudares-Silva, 1999) e levemente básicas (pH=8,1; Simonassi, 2001).

Estudos que registraram a variação mensal nas concentrações de nutrientes da lagoa mostram que estas são consideradas de baixas a moderadas comparadas a outras lagoas costeiras, com concentração média de nitrogênio total de 547 µg/L e de fósforo total de 15 µg/L (Laudares-Silva, 1999).

Quanto às concentrações de clorofila-a, Simonassi (2001) obteve valores médios entre 15,5 e 38,4 µg/L em 1998, enquanto Laudares-Silva (1999) encontrou médias variando entre 7,44 µg/L e 18,74 µg/L, em 1996.

A comunidade fitoplanctônica é típica de águas continentais, com dominância de poucas espécies. Laudares-Silva (1999) no período de março/1996 – fevereiro/1997 encontrou uma riqueza mensal variando entre 10 e 29 taxa, e Grellmann (2006), no período de novembro/2004 – setembro/2005, obteve resultado semelhante (11 a 21 taxa). Quanto à densidade mensal, um aumento significativo foi observado de 1996 para 2004: de 3.079 a 41.246 indivíduos.mL⁻¹ (Laudares-Silva, 1999) para de 40.305 a 116.961 indivíduos.mL⁻¹ (Grellmann, 2006).

Laudares-Silva (1999) encontrou dominância da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* em apenas dois meses de coleta e considerou a espécie abundante em seis outros meses. As espécies *Microcystis irregularis* e *Pseudoanabaena galeata* também mostraram dominância em ao menos uma coleta. No total, 16 taxa foram considerados abundantes no período de 1996-97. Uma mudança significativa pôde ser observada na comunidade fitoplanctônica em 2004-05 (Grellmann, 2006), quando *C. raciborskii* foi a única espécie dominante durante os 12 meses de coleta, exceto no mês de setembro/2005, quando foi abundante juntamente com *Limnithrix planctonica* e *Monoraphidium irregularis*. Somente quatro espécies foram consideradas abundantes em 2004-05: *C. raciborskii*, *L. planctonica*, *M. irregularis* e *Chlorella* sp.

MATERIAL E MÉTODOS

COLETA E ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS

Foram realizadas coletas mensais na coluna d'água no período de março/2008 a setembro/2009, em cinco estações amostrais (Figura 1): região central da lagoa (estação 1); região ao sul, próxima a desembocadura dos rios Cachoeira Grande (estação 2) e Ribeirão Grande (estação 3); região arenosa próxima à sede do Parque (estação 4); e região norte (estação 5).

As amostras de água foram obtidas na coluna d'água com uma garrafa de van Dorn de 3 litros e armazenadas em frascos de polietileno para a determinação da alcalinidade e das concentrações de nutrientes totais e dissolvidos e fitopigmentos em laboratório.

A temperatura, a condutividade elétrica, o pH e a concentração de oxigênio dissolvido foram mensurados *in situ* com o auxílio de sondas de leitura específicas (marca WTW), e a penetração de luz na coluna d'água foi avaliada com auxílio de um disco de Secchi branco de 0,2 m de diâmetro.

As amostragens foram realizadas na profundidade do disco de Secchi (correspondente a aproximadamente 10% de penetração de luz na coluna d'água) em todas as estações amostrais. Na estação 1, a mais profunda (aproximadamente 9 metros), foram também feitas amostragens na superfície, na profundidade correspondente a 1% de penetração de luz (aproximadamente 3 vezes a profundidade do disco de Secchi) e na zona afótica (distância intermediária entre o fundo e o limite da zona fótica – 1% de luz).

Em laboratório, logo após o retorno do esforço amostral, uma alíquota de 500 mL de cada amostra foi filtrada com auxílio de uma bomba de vácuo em filtro de fibra de vidro Millipore AP40, com porosidade aproximada de 0,7 µm para retirada do material particulado antes de serem congeladas em frascos de polietileno a -20°C para posterior análise dos nutrientes dissolvidos. Os filtros foram congelados e utilizados para determinação da concentração de fitopigmentos.

Para a determinação dos nutrientes totais (nitrogênio e fósforo) foi separada uma alíquota da amostra bruta trazida do campo, a qual foi imediatamente congelada também a -20°C em frasco de polietileno.

Para a determinação das concentrações de todos os nutrientes – nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio total, fósforo solúvel reativo e fósforo total – foram empregados métodos espectrofotométricos clássicos e bastante utilizados em estudos limnológicos. Em todas as análises foi utilizado um espectrofotômetro de feixe simples Micronal e cubetas de quartzo de 1 ou 5cm de trajeto óptico, dependendo da análise. Para cada nutriente analisado foram construídas curvas de calibração com concentrações conhecidas (absorbância X concentração), a partir das quais foram obtidas equações para cálculo da concentração final do respectivo nutriente através do valor de absorbância lido.

As metodologias para análise de cada nutriente em laboratório são apresentadas a seguir:

Nitrito

O método para determinação das concentrações de nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$) na água, segundo Golterman et al. (1978), baseia-se na formação de um composto colorido róseo a partir da reação do nitrito com a sulfanilamida e o n-naftil etilenodiamina dihidroclorato em meio ácido. A determinação é feita espectrofotometricamente a 543 nm.

Nitrato

A detecção das concentrações de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), de acordo com Mackereth et al. (1978), é feita através da redução deste a nitrito por cádmio amalgamado com cloreto de mercúrio. Após redução, o nitrito é complexado com sulfanilamida e n-naftil etilenodiamina dihidroclorato, formando um composto nitrogenado colorido como descrito acima para o método do nitrito. A quantidade original de nitrito da amostra deve ser deduzida do valor final obtido, que constitui a soma do nitrito e do nitrato reduzido, para então obter-se a concentração original de nitrato.

Amônia

Segundo Koroleff (1976), em solução moderadamente alcalina (pH entre 8,0 e 11,5), o íon amônio (N-NH_4^+) reage com hipoclorito de sódio formando monocloramina, a qual em presença de fenol e hipoclorito e catalisada por nitroprussiato, forma o composto azul de indofenol. A absorvância é lida em espectrofotômetro a 630 nm.

Nitrogênio Total

Para determinar a concentração total de nitrogênio, segundo Valderrama (1981), as amostras brutas de água são autoclavadas a 120°C por uma hora em presença de um agente oxidante e, após resfriamento, tratadas da mesma forma descrita para a determinação das concentrações de nitrato.

Orto-fosfato Solúvel Reativo

De acordo com Strickland e Parsons (1960), os íons orto-fosfato formam um complexo amarelo com o molibdato de amônia em solução ácida, o qual é reduzido a um complexo azul em presença de ácido ascórbico, quando estimulado por antimônio tartarato de potássio. A absorvância a ser lida espectrofotometricamente para determinação das concentrações de orto-fosfatos é de 882 nm.

Fósforo Total

O fósforo total representa a medida do conteúdo de todas as formas de fósforos presentes na água (dissolvidas e particuladas). De acordo com Valderrama (1981), a determinação das concentrações de fósforo total é feita da mesma forma descrita para os orto-fosfatos, após a digestão das amostras brutas (não filtradas) em autoclave a 120°C por uma hora em presença de um agente oxidante.

Fitopigmentos

Para a determinação das concentrações de fitopigmentos foi empregado o método proposto por Lorenzen (1967). Foram filtrados 500 mL das amostras de água em filtros de fibra de vidro Millipore

AP40, os quais foram imediatamente secos em dessecador e congelados ao abrigo da luz. A extração dos pigmentos foi feita com acetona 90% por aproximadamente 24 horas em ausência de luz. Após este período, as amostras foram centrifugadas e os sobrenadantes tiveram suas absorvâncias determinadas em espectrofotômetro nos comprimentos de onda 750 e 663 nm e, após acidificação com H₂SO₄ 0,1 N, lidas novamente em 750 e 663 nm para determinação da concentração de feofitina. Os valores obtidos foram utilizados para o cálculo das concentrações de clorofila-a de acordo a equação a seguir (Lorenzen, 1967):

$$\text{Clorofila-a} = 26,7 (663 - 663ac) v T^{-1} V^{-1}$$

Onde,

663 = valor de absorvância obtido no comprimento de onda 663 nm;

663ac = valor de absorvância obtido no comprimento de onda 663 nm, após adição de H₂SO₄ 0,1 N;

v = volume de acetona utilizado, em mL (10 mL);

T = trajeto óptico percorrido no espectrofotômetro, em cm (largura da cubeta = 1 cm);

V = volume de amostra filtrado, em L (0,5 L).

Alcalinidade total

De acordo com o descrito em Mackereth et al. (1978), a alcalinidade pode ser determinada através da titulação das amostras com ácido clorídrico 0,01 N, o que dissocia os bicarbonatos em H₂CO₃ e CO₂ quando o pH atinge aproximadamente 4,35. O volume utilizado para a titulação foi colocado em uma fórmula que determina a alcalinidade em mEq/L.

Grau de Trofia

Para a determinação do grau de trofia foram adotados quatro diferentes índices: TSI de Carlson (1977), TSI de Carlson modificado por Toledo et al. (1983), OECD (1982) e Salas e Martino (1991). Os

parâmetros utilizados foram: clorofila-a, fósforo total, nitrogênio total e transparência de Secchi, de acordo com as equações fornecidas por cada índice.

As equações propostas por Carlson (1977) são apresentadas abaixo:

$$TSI (SD) = 10 \cdot (6 - \ln SD / \ln 2)$$

$$TSI (CHL) = 10 \cdot [6 - (2,04 - 0,68 \cdot \ln CHL) / (\ln 2)]$$

$$TSI (TP) = 10 \cdot [6 - \ln (48 / TP) / \ln 2]$$

Sendo SD = profundidade do disco de Secchi, em metros; CHL = concentração de clorofila-a, em µg/L; e TP = concentração de fósforo total, em µg/L. Essas equações foram desenvolvidas a partir de corpos d'água conhecidos de regiões temperadas.

A OECD (1982) permite a classificação dos corpos d'água de acordo com um sistema de "limites abertos" (Tabela 1), o qual também foi desenvolvido a partir de corpos d'água temperados.

Tabela 1. Limites para a classificação trófica de corpos d'água de acordo com a OECD (1982).

Variável		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico
	x	8,0	26,7	84,4	
Fósforo total (mg/m ³)	x ± 1 DP	4,85 - 13,3	14,5 - 49	48 - 189	
	x ± 2 DP	2,9 - 22,1	7,9 - 90,8	16,8 - 424	750 - 1200
	Variação	3,0 - 17,7	10,9 - 95,6	16,2 - 386	
	x	661	753	1875	
Nitrogênio total (mg/m ³)	x ± 1 DP	371 - 1180	485 - 1170	861 - 4081	
	x ± 2 DP	208 - 2103	313 - 1816	395 - 8913	
	Variação	307 - 1630	361 - 1387	393 - 6100	
	x	1,7	4,7	14,3	
Clorofila a (mg/m ³)	x ± 1 DP	0,8 - 3,4	3,0 - 7,4	6,7 - 31	
	x ± 2 DP	0,4 - 7,1	1,9 - 11,6	3,1 - 66	
	Variação	0,3 - 4,5	3,0 - 11	2,7 - 78	100 - 150
	x	9,9	4,2	2,45	
Profundidade de Secchi (m)	x ± 1 DP	5,9 - 16,5	2,4 - 7,4	1,5 - 4,0	
	x ± 2 DP	3,6 - 27,5	1,4 - 13	0,9 - 6,7	
	Variação	5,4 - 28,3	1,5 - 8,1	0,8 - 7,0	0,4 - 0,5

DP = Desvio Padrão; x = média anual.

O índice de Toledo et al. (1983) tentou adaptar para corpos d'água tropicais as equações propostas por Carlson (1977). As equações resultantes podem ser observadas abaixo:

$$\text{TSI (SD)} = 10 \cdot [6 - (0,64 + \ln \text{SD}) / \ln 2]$$

$$\text{TSI (CHL)} = 10 \cdot [6 - (2,04 - 0,695 \cdot \ln \text{CHL}) / \ln 2]$$

$$\text{TSI (TP)} = 10 \cdot [6 - \ln (80,32 / \text{TP}) / \ln 2]$$

Já Salas e Martino (1991) desenvolveram um índice probabilístico a partir de corpos d'água tropicais e subtropicais da América Latina, baseado nas concentrações de fósforo total (Figura 2).

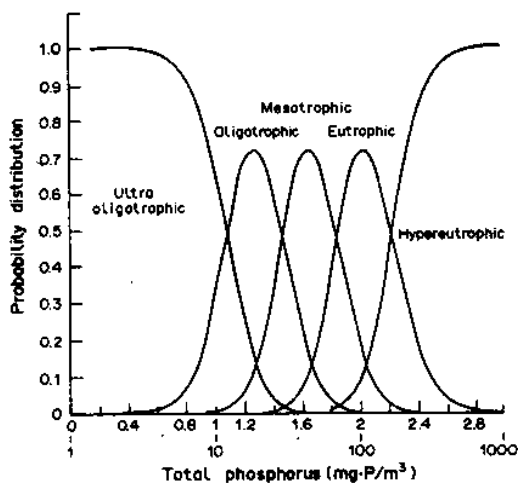


Figura 2. Distribuição probabilística da classificação trófica de corpos d'água a partir das concentrações de fósforo total proposta por Salas e Martino (1991).

DESENHO EXPERIMENTAL

Três conjuntos de experimentos em microcosmo foram conduzidos durante 7 dias em março/2009 (verão), maio/2009 (outono) e julho/2009 (inverno), em câmaras incubadoras para verificar a influência dos fatores temperatura e concentração de fósforo sobre a

biomassa de algas fitoplanctônicas (através das concentrações de clorofila-a) da lagoa do Peri.

Para tanto, amostras de água da lagoa foram coletadas e levadas para o laboratório, onde, após permanecerem por 12 horas a temperatura ambiente e no escuro para fins de aclimação, foram incubadas sob diferentes temperaturas (simulando aumentos de 3°C e 5°C na temperatura da água) e concentrações de fósforo (simulando aumento do aporte de fósforo de 5 e 9 vezes a concentração ambiente com KH_2PO_4).

As amostras foram incubadas em câmaras incubadoras com controle de temperatura e fotoperíodo. A iluminação das câmaras foi regulada em por volta de 5% da radiação incidente na superfície da água em dia de sol, com auxílio de um luxímetro (Extech 401025). Os microcosmos eram constituídos de frascos de vidro de 1 L transparentes, que foram incubados por 3 e 7 dias em fotoperíodos de claro/escuro de 14/10 h (verão), 13/11 h (outono) e 12/12 h (inverno). Os frascos foram agitados diariamente para ressuspender o plâncton.

Na primeira câmara foi mantida temperatura ambiente da respectiva estação do ano (28°C no verão, 23°C no outono, 18°C no inverno); a segunda câmara foi mantida a uma temperatura 3°C mais elevada (31°C no verão, 26°C no outono, 21°C no inverno); e a terceira câmara a uma temperatura 5°C mais alta do que a primeira (33°C, 28°C e 23°C). Em cada câmara de incubação, três concentrações de fósforo foram testadas: controle (concentração ambiente, aproximadamente 1,5 µg/L, sem adição de P), enriquecimento de 5 vezes a concentração ambiente (+ 6 µg/L de KH_2PO_4) e de 9 vezes a concentração natural (+ 12 µg/L de KH_2PO_4). Dessa forma, um desenho fatorial de 3x3 foi obtido (3 temperaturas X 3 concentrações de P), com triplicatas para cada tratamento.

No início (T = 0), meio (T = 3 dias) e fim (T = 7 dias) do experimento, medições da temperatura da água, oxigênio dissolvido (saturação de oxigênio), pH, condutividade, alcalinidade, fósforo solúvel reativo, fósforo total e clorofila-a foram feitas, conforme metodologias descritas anteriormente.

ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para o primeiro capítulo, os dados foram transformados ($\log(x+1)$) para minimizar o efeito de diferentes unidades de medida e obter-se homogeneidade das variâncias. Análises de variância (ANOVA) uni-fatoriais (efeito: estações do ano, pontos de coleta, profundidades), seguidas por pós-testes de Tukey HSD foram utilizadas para avaliar variações espaciais e sazonais nos parâmetros de qualidade da água. Nenhuma diferença foi encontrada entre os pontos de coleta ($p = 1.000$), de forma que estes foram agrupados em médias mensais e também testados através de ANOVA uni-fatorial, seguida pelo teste de Tukey. Análise de cluster foi aplicada para avaliar a similaridade entre estações do ano. Um teste de correlação de Pearson foi utilizado para relacionar os parâmetros de qualidade da água, e uma ACP (Análise de Componentes Principais) para avaliar a importância de cada variável na variação dos dados. Para comparar este estudo com trabalho desenvolvidos na década de 1990 utilizou-se testes t de Student.

No segundo capítulo, o efeito individual do aumento da temperatura e das concentrações de fósforo foi avaliado através de ANOVA uni-fatorial, seguida pelo teste de Tukey HSD. O efeito combinado da temperatura e do fósforo foi testado por ANOVA bi-fatorial, também seguido pelo teste de Tukey. Uma correlação de Pearson foi feita para testar se os aumentos na temperatura e nas concentrações de fósforo tiveram efeito positivo ou negativo nas demais variáveis medidas.

Todas as análises foram feitas através do software Statistica 7 (StatSoft[®]), exceto pela ACP, para a qual utilizou-se o software MVSP (Multi-Variate Statistical Package, KCS[®]).

Capítulo 1

Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil

Mariana Coutinho Hennemann

Mauricio Mello Petrucio

Artigo a ser submetido ao periódico “Environmental Monitoring and Assessment”, fator de impacto ISI: 1.035, Qualis CAPES Ecologia: B2.

Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil

Mariana C. Hennemann* • Mauricio M. Petrucio

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, Florianópolis, SC, Brazil CEP. 88040-970.

Abstract

Coastal lagoons are ecologically and economically important environments but a relative low number of studies were carried out in subtropical and permanently closed coastal lagoons. The present study aimed at assessing the temporal and spatial dynamic of trophic relevant water quality parameters in the small, deep and freshwater Peri coastal lagoon, South Brazil. During the 19 sampled months (March/2008-September/2009) spatial homogeneity (horizontal and vertical) was registered in all seasons for all variables, a condition related to the strong wind influence and low human occupation in the lagoon watershed. Seasonal variations of the water quality could be observed and they can be explained mainly by variation on temperature, wind forces and direction and rainfall, characteristic from the subtropical weather. Comparing this study with two others conducted in Peri lagoon in 1996 and 1998, no critical differences that evidence alteration in the water quality were found, what can be a reflection of the environmentally protected area in which the lagoon and most of its watershed are inserted and the low human influence on the lagoon surroundings. Climate differences may have influenced in some small variations observed on the water quality. The use of four trophic state indices indicated that indices designed for temperate lakes are inappropriate for the subtropical Peri lagoon. The lagoon was classified as oligotrophic for nutrients concentrations and meso-eutrophic for

transparency and chlorophyll-a, which can be explained by the high densities of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and the high recycling rates observed in warmer water bodies, when compared to the temperate ones.

Keywords: trophic state, nutrients, subtropical lake, cyanobacteria, Florianópolis, environmental protected area.

* Corresponding author:

Mariana Hennemann

E-mail: mari.henn@gmail.com

Phone:

Introduction

Coastal lagoons are commonly shallow, marine influenced water bodies, considered ecologically and economically important environments due to their high productivity rates and intense human use for aquaculture, recreation and waste disposal (Spaulding 1994). These ecosystems occupy around 13% of the coastal areas worldwide (Kjerfve 1994) and are important contributors to groundwater reservoirs, local and regional weather stability, preservation of biodiversity and also as water suppliers (Esteves et al. 2008). In spite of their importance and multiple uses, urban development and the intense human use of coastal lagoons and their surroundings often have lead to water contamination, eutrophication, introduction of invasive species and habitat destruction (Ahmed et al. 2009; Gikas et al. 2006; Pereira et al. 2009; Specchiulli et al. 2010).

The distribution of coastal lagoons along the Brazilian coastline coincides with densely populated areas (Esteves et al. 2008). In this context, several Brazilian coastal lagoons are being subjected to several kinds of anthropogenic uses and influences, leading to degradation of their water quality (Branco et al. 1998; Esteves 1998; Konrath 1995; Petrucio 1998).

Coastal lagoons are underrepresented in the available literature (Panigrahi et al. 2009). Information on tropical and especially subtropical coastal lagoons is diffuse and fragmentary (*i.e.* published in non-indexed journals) and an even lower number of researches were carried out in small permanently or intermittently closed coastal lagoons, at which freshwater conditions predominate (Esteves et al. 2008).

Peri lagoon is a small coastal lagoon with some peculiar features. It is considered a shallow soft water body, but in the context of coastal lagoons can be considered deep (Esteves 1998; Kjerfve 1994; Schäfer 1988). It presents low nutrient concentrations and absence of direct marine influence (Laudares-Silva 1999; Simonassi 2001), what is also different from most coastal lagoons. In spite of the poor nutrient condition, Peri lagoon has high phytoplankton densities, with dominance of the potentially toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* most of the year (Grellmann 2006; Laudares-Silva 1999).

A few studies on this peculiar coastal lagoon were conducted concerning water quality features in the past two decades (Grellmann 2006; Laudares-Silva 1999; Simonassi 2001). For other Brazilian coastal lagoons, several important studies were made in the past three decades (Esteves 1998; Fonseca 1991; Huszar and Silva 1992; Konrath 1995; Schäfer 1988; Schwarzbald and Schäfer 1984; Schwarzbald et al. 1999). According to Esteves et al. (2008), the dynamic of abiotic factors is a central issue to the understanding of biological, chemical and physical properties of coastal lagoons.

The trophic state classification of water bodies is an important management tool, since it allows comparisons between ecosystems within and among different ecoregions, besides offering an idea of the extent of cultural eutrophication suffered by the system (Dodds 2002). Trophic state indices are also useful to check relationships among several components of the ecosystem in study (Carlson 1977).

The present study aimed at assessing the temporal and spatial (vertical and horizontal) dynamic of trophic relevant water quality parameters in Peri coastal lagoon, by testing the following hypotheses:

A) For the deep coastal Peri lagoon, we expect to find significant variation between the sampling depths (an intermittently stratified water column) but no differences between sampling stations, since coastal lagoons subjected to wind influences usually show horizontal homogeneity, and deep water columns show periods of stratification;

B) In the subtropical context of Peri lagoon, four seasons can be distinguished concerning temperatures and rainfall: spring (mild temperatures, high rainfall), summer (high temperatures, high rainfall), fall (mild temperatures, low rainfall), and winter (low temperatures, low rainfall); in this sense, seasonal variations on water quality parameters are expected;

C) No significant changes on water quality parameters are expected when compared to the studies carried out in the late 1990's in Peri lagoon, since no important changes in the surroundings of the lagoon occurred in the period;

D) We expect to find different trophic classification among the four trophic state indices and parameters we choose to compare in this study, because previous studies showed low nutrient concentrations, but a relatively high phytoplankton biomass in Peri lagoon, and other studies

in tropical water bodies demonstrated that indices developed for temperate environments do not provide adequate trophic classifications.

Material and Methods

Study Area

Peri lagoon is located in Southern Brazil, Santa Catarina State, in the southeastern portion of Santa Catarina island (27°44'S and 48°31'W), Florianópolis (Figure 1). Its surface area of 5.7 km² is surrounded by mountains covered by Atlantic Rain Forest in the south, west and north portions and by sandy Restingas in the east portion. Peri lagoon is considered a coastal lagoon due to the geographic location and geological origin, but presents some features that are quite different from other Brazilian coastal lagoons, such as a maximum depth of approximately 11.0 m in the central portion and average depth of 7.0 m (most coastal lagoons are very shallow water bodies), and no direct sea water influence (freshwater all over the year). The bottom of the lagoon is composed mainly by coarse clay (~70%), fine sand (~15%) and medium sand (~10%) (Oliveira 2002). According to the available literature, it is a polymitic nutrient poor water body and presents a relative spatial homogeneity concerning water quality features (Laudares-Silva 1999; Silva and Senna 1997; Simonassi 2001).

The lagoon and surroundings (including almost the entire drainage basin) are within an environmentally protected area (“Parque Municipal da Lagoa do Peri”) with a restricted human occupation (traditional families) since 1981. Since 2000, the lagoon supplies potable water to a significant percentage of the inhabitants of Santa Catarina island. As for other uses, the only activity allowed is recreational swimming.

The climate in the area is characteristically subtropical, with rainfall (Figure 2A) well distributed along the year, but concentrated in spring and summer months (October-March). Air temperature varied between 3.5°C (June 2008) and 34.7°C (March 2009) during the study period (Figure 2B), with a mean annual temperature around 21°C. Winds from the N-NE and S-SE quadrants are present all over the year, with increased intensities in spring and summer months.

Samplings and analysis

The study included monthly monitoring of several water quality parameters in five sampling stations (Figure 1) during 19 months (March 2008 to September 2009) at Secchi disk depth using a 3 L van Dorn bottle. In the deepest station 1, four depths were sampled in order to evaluate vertical variations: surface, 10% light penetration (Secchi depth), 1% light penetration (three times Secchi depth), and aphotic zone (middle distance between lagoon bottom and three times Secchi depth). Light penetration in the water column (*SD*) was estimated by a 0.2 m white Secchi disk.

Water temperature (*WT*), conductivity (*Cond*), pH and dissolved oxygen (*DO*) were measured *in situ* with specific probes (WTW – Multi350i). Nitrite (*N-NO₂* - Golterman et al. 1978), nitrate (*N-NO₃* - Mackereth et al. 1978), ammonium (*N-NH₄* - Koroleff 1976), soluble reactive phosphorus (*SRP* - Strickland and Parsons 1960) and total phosphorus and nitrogen (*TP* and *TN* - Valderrama 1981) concentrations were determined in laboratory from filtered and unfiltered frozen water samples kept in polyethylene bottles at -20°C. Chlorophyll-a concentrations (*Chl-a*) were obtained by filtering 500 mL water samples through glass fiber filters Millipore AP40 using method and equations described by Lorenzen (1967).

Results were compared to previous studies developed in similar sampling stations in the late 1990's (Laudares-Silva 1999; Simonassi 2001).

Statistical Analysis

Data were log ($x+1$) transformed in order to minimize the effect of different measurement units and obtain homogeneity of the variances. Seasonal and spatial variations were tested by one-way ANOVA (effects: seasons, stations, depths), followed by Tukey HSD post-hoc. Since no differences were found between sampling stations ($p = 1.000$), they were grouped in monthly means and also tested by one-way ANOVA, followed by Tukey HSD post-hoc. Cluster Analysis (Euclidean distances, single linkage) was performed to check which seasons were more similar considering all measured parameters.

Relations between water quality parameters were tested by Pearson's correlation. Principal Component Analysis (PCA) (correlation matrix) was performed to assess the importance of each measured variable to explain the variance of the data. To compare our data and previous studies developed in the 1990's, Student *t*-tests were performed. Statistical analyses were performed in the software Statistica 7 (StatSoft®), except for PCA (MVSP – Multi-Variate Statistical Package, KCS®).

Results and discussion

Spatial variation of water quality parameters

No horizontal significant differences were found in Peri lagoon during the sampled period for all the parameters measured (one-way ANOVA, effect: station, $F = 0.437$, $p = 1.000$). Wind is probably the main cause of this lack of difference between sampling stations. N-NE and S-SE winds are present in the majority of the year in Santa Catarina island, and are particularly intense during spring and summer. Low human occupation and densely vegetated areas in the lagoon watershed as well as the small surface area are also contributing factors to the lagoon's homogeneity, since the water quality of lakes and lagoons may vary depending on the geological morphology, vegetation and activities in the catchment basin (Gantidis et al. 2007).

Furthermore, Laudares-Silva (1999) and Simonassi (2001) also found no significant variation between sampled stations (three and seven stations, respectively) for all measured parameters in their studies, including phytoplankton community densities and richness.

Vertical samplings in four different depths in station 1 also did not show significant variations (one-way ANOVA, effect: depth, $F = 0.207$, $p = 1.000$) for all seasons. No thermal stratification was observed during the surveys. However, slightly decreases in *DO* (maximum variation: 1.0 mg/L) and *Chl-a* (maximum variation: <5.0 µg/L) concentrations could be observed in a few months near to the bottom of the lagoon.

Water column homogeneity is probably also related to the strong wind influence observed in the lagoon. The central position of the deep sampling station 1 with the lack of protection by the surrounding

mountains is also an important factor contributing to the mixing conditions.

Laudares-Silva (1999) also investigated vertical samples in Peri lagoon in the central portion and found no significant differences between depths, even for the phytoplankton community. The author attributed the lack of spatial variation in the lagoon to the strong and constant presence of winds in the region as well.

Hydrodynamic processes are affected by the morphometry of the water body (Wetzel 2001), especially by its size and orientation in relation to the main winds, by the topography of the bottom and by the mean depth (Cardoso et al. 2003). In this sense, water bodies with small surface areas and not very deep water columns commonly present horizontal and vertical homogeneity as we found for Peri lagoon (e.g. Branco et al. 2000; Briand et al. 2002; Figueredo and Giani 2009; Nogueira and Ramirez 1998). Some authors studying coastal lagoons in Southern Brazil also found wind action as the main factor determining the water circulation and characterizing the lagoons as polymitic environments (Cardoso and Marques 2003; Fonseca 1991; Konrath 1995).

Seasonal variation of water quality parameters

Monthly variation of the *in situ* measured physicochemical and biological parameters can be visualized in Figure 3.

Transparency of the water column varied relatively little, between 0.8 and 1.35 m. Low transparency of the water column seems to be a common feature for several coastal lagoons (e.g. Branco et al. 2000; Petrucio 1998) when compared to other water bodies, especially due to the high concentration of humic materials and/or the highly productive waters (Esteves 1998). However, in the coastal lagoons context, Peri lagoon can be considered a lagoon with relatively clear waters (Branco et al. 2000; Cardoso and Marques 2003; Gikas et al. 2006; Huszar and Silva 1992; Panigrahi et al. 2009). Secchi depth showed a weak but negative correlation with wind ($R = -0.28$), which may be related to sediment resuspension.

Water temperature ranged between 17.2°C and 29.7°C and varied in accordance with the subtropical climate along the year (Figure 2). All

seasons showed significantly different *WT* (one-way ANOVA, $p < 0.001$), which demonstrates the importance of this parameter on the lagoon dynamic. A PCA also demonstrates that *WT* is an important factor influencing the variation on the data (Figure 4).

Our study found *pH* values ranging from 5.4 and 7.9, which shows that Peri lagoon presents water *pH* near to neutral most of the time, with periods of slightly acidity. *pH* in winter was significantly lower than in the other seasons (one-way ANOVA, $p < 0.001$) and had positive correlations with *WT* ($R = 0.33$), *DO* ($R = 0.48$) and *Chl-a* ($R = 0.20$), what may be explained by the fact that higher primary production rates in warmer periods consume CO_2 , which leads to higher *pH* values, and increase *DO* in the water. Coastal lagoons usually present higher *pH* values especially because of the sea water influence (Chagas and Suzuki 2005; Coelho et al. 2007; Gikas et al. 2006; Lacerda and Gonçalves 2001; Macedo et al. 2001). The presence of humic materials, on the other hand, can acidify the waters (Branco et al. 2000).

Conductivity varied very little (61.0–88.0 $\mu\text{S}/\text{cm}$) along the study period and indicated a) lack of direct marine influence in the lagoon all over the year; b) soft water conditions; and c) low dissolved nutrients concentration. Conductivity showed a negative correlation with *DO* ($R = -0.34$). A possible explanation for this correlation is the entrance of organic matter in the system, which increases conductivity, while the degradation of this organic matter consumes *DO*. Coastal lagoons are usually directly influenced by marine waters by permanent or intermittently connections to the sea, presenting higher conductivity levels and detectable salinity (Branco et al. 2000; Coelho et al. 2007; Chagas and Suzuki 2005; González et al. 2008; Lacerda and Gonçalves 2001; Pereira et al. 2009). Impacted water bodies usually show higher conductivity levels as well (e.g. Mãe-Bá coastal lagoon – Pereira et al. 2008; Marcelino coastal lake – Pedrozo and Rocha 2006). A few coastal lagoons however, especially the ones located a few meters above the sea level, do not receive direct marine influence, keeping freshwater and low conductivity values all over the year, as in the case of Peri lagoon and other minimally impacted coastal lagoons (Pedrozo and Rocha 2006; Pereira et al. 2008). Distance from the sea, precipitation levels and the patterns of use and occupation of the watershed usually determine the conductivity in these water bodies.

Dissolved oxygen concentrations showed a negative correlation ($R = -0.39$) with WT , what was expected since higher temperatures diminish the oxygen solubility in the water, and generally followed a seasonal pattern, with higher concentrations during autumn and winter. An exception can be observed in June and July 2008, when a significant drop in DO was detected, accompanied by decreases in pH , what can be a result of a reduction in primary production, resulting in O_2 consumption and increased CO_2 concentrations in the water column. Values ranged from 5.6 to 9.4 mg/L and oxygen saturation remained around 90% during most of the sampled period, which demonstrates that oxygen is not a limiting factor for the biota in Peri lagoon. Similar oxygen concentrations are found in other coastal lagoons, such as Icaraí and Guanabara lagoons (SE Brazil - Pereira et al. 2008), Comprida lagoon (SE Brazil - Branco et al. 2000) and Foz de Almargem lagoon (Portugal - Coelho et al. 2007).

Peri lagoon presented high $Chl-a$ values ranging between 4.5 and 32.3 $\mu\text{g/L}$ (mean 17.7 $\mu\text{g/L}$). Values followed a seasonal pattern, with higher concentrations in the summer (ANOVA, $p < 0.05$) and a positive correlation with WT ($R = 0.41$) and a weak correlation with pH ($R = 0.20$). Higher temperatures increase primary production, which leads to higher $Chl-a$ values, CO_2 consumption and consequently higher pH . High $Chl-a$ is usually associated to eutrophication problems but even coastal lagoons subjected to pollution show lower concentrations than Peri lagoon (Esteves et al. 1984; Lloret et al. 2008; Pereira et al. 2009; Panigrahi et al. 2009). Coastal lagoons from the near state of Rio Grande do Sul (similar weather conditions and freshwaters) also showed lower $Chl-a$ values in spite of higher nutrients concentrations (Pedrozo and Rocha 2006). The dominance in high densities of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Peri lagoon (biovolume 9.63 – 36.39 mm^3/L – Grellmann 2006) is probably the reason for such high $Chl-a$ concentrations. In Peri lagoon, this species found an adequate environment and has been increasing its density and dominance in the last decade (Grellmann 2006; Laudares-Silva 1999).

Cylindrospermopsis raciborskii is known as an unusually capable competitor, which is spreading and invading water bodies in tropical, subtropical and, more recently, temperate areas (Briand et al. 2002; Padišák 1997; Wiedner et al. 2007). The success of this species is being

attributed to several intrinsic competitive factors. The characteristics that are probably leading to *C. raciborskii* dominance in Peri lagoon are: high affinity for phosphorus and high P-storage capacity (Isvánovics et al. 2000), which can be very important in P-limited environments; superior shade tolerance (Briand et al. 2002), since light goes extinct in Peri lagoon around three meters depth; high affinity for ammonium (Padisák 1997), which is very useful in an environment with higher ammonium concentrations relative to nitrate concentrations; and wide thermal tolerance (Briand et al. 2004), that allows the species to tolerate water temperatures varying between 15°C and 30°C in Peri lagoon.

Nutrient concentrations along the sampling period can be visualized in Figure 5.

Dissolved nutrients showed very low concentrations. Nitrite and nitrate showed such low concentrations (even undetectable by the methods for some months) that were excluded from the results (Nitrite: 0.5 – 0.8 µg/L; Nitrate: non-detectable – 11.0 µg/L).

Soluble reactive phosphorus was higher in June 2008 and December 2008 (one-way ANOVA, $p < 0.001$) and remained under 2.5 µg/L in the other sampled months. In both June and December 2008, high wind speeds in the days previous to the sampling campaigns may have caused *SRP* releases from the sediments, increasing the concentration of this nutrient in these two months. Despite the majority of the coastal lagoons have shown higher *SRP* concentrations than Peri lagoon (including non polluted lagoons), usually around 30 µg/L (Gikas et al. 2006; Pereira et al. 2008; Philips et al. 2002), Comprida coastal lagoon in Rio de Janeiro state showed similar low concentrations (Branco et al. 2000).

Ammonium presented the highest concentration, range and monthly variation among the dissolved nutrients, but no clear pattern could be inferred from the data. Monthly means remained around 15.0 µg/L in most sampled months, which is also lower when compared to data registered for other coastal lagoons (Branco et al. 2000; Gikas et al. 2006; González et al. 2008; Pedrozo and Rocha 2006).

The low dissolved nutrients concentration could be related to high recycling rates, the well oxygenated water column and high absorption by the phytoplankton and bacterial communities, which result specially in low nitrate and *SRP* concentrations in the lagoon.

Total phosphorus concentrations ranged from 9.9 to 26.5 $\mu\text{g/L}$ (mean: 14.8 $\mu\text{g/L}$). These values are also considered low in the coastal lagoons context and may reflect the effect of the environmental protection of the area. Total phosphorus showed significantly higher concentrations in summer (one-way ANOVA, $p < 0.01$), which may be explained by higher wind influences during this season and higher sediment resuspension. Higher *TP* concentrations are commonly found in other coastal lagoons in Brazil (Chagas and Suzuki 2005; Esteves et al. 1984; Pedrozo and Rocha 2006) and worldwide (Badylak and Philips 2004; Gikas et al. 2006; Panigrahi et al. 2009). Comprida lagoon showed similar low concentrations (mean 12.3 $\mu\text{g/L}$) once more, indicating phosphorus limitation in this environment as in Peri lagoon.

Total nitrogen was registered in lower concentrations in spring (one-way ANOVA, $p < 0.001$), what could be related to higher dilution due to more intense precipitation during September, October and November 2008. Total nitrogen concentrations ranged between 262 and 1096 $\mu\text{g/L}$ (mean: 746 $\mu\text{g/L}$), what is in accordance or even slightly higher than other coastal lagoons (Badylak and Philips 2004; Branco et al. 2000; Chagas and Suzuki 2005; Panigrahi et al. 2009), except those subjected to high anthropogenic impacts (*e.g.* Marcelino coastal lagoon – Pedrozo and Rocha 2006).

Peri lagoon showed a wide range in the TN:TP ratio and no seasonal clear pattern, however, P-limitation was in course during all the study period (Figure 6) according to the Redfield mass ratio (TN:TP = 7.2:1). Guildford and Hecky (2000) proposed TN:TP molar ratios to determine if lakes and oceans are N-limited (TN:TP < 20) or P-limited (TN:TP > 50). Converting this values into mass ratios we find that TN:TP mass ratios > 22.5 indicate P-limited environments and that Peri lagoon was strongly limited by P during all sampled months, except for September 2008. The relative absence of P-rich sewage inputs as well as a well oxygenated water column, keeping phosphorus attached to the sediments, are possible explanations for this situation in the lagoon.

PCA has been a widely used tool to identify relevant groups of water and the most important factors affecting water quality variation (Liou et al. 2004). In that sense, a PCA (Figure 4) was performed to evaluate the main parameters influencing water quality in Peri lagoon. The first two components explained only 38.27% of the variation of the dataset. The

first axis accounted for 22.14% of total variance and *DO*, *Cond* and *pH* were the main factors contributing to it. The second axis explained only 16.13% of the data variation and was highly correlated with *WT* and *Chl-a*. High seasonal variation of most water quality parameters probably resulted in similar importance values to several variables, leading to low explanation of the first two axes.

Cluster Analysis for seasons sampled (Figure 7) showed differences (high Euclidean distances) between summer/spring and the colder seasons fall/winter. Besides warmer temperatures, higher rainfall and increased wind velocities (especially in S-SE winds) are other common features during summer and spring. The PCA (Figure 4) also shows a clear separation between summer and winter samples related to temperature and chlorophyll-a, with spring and fall in the middle. Important seasonal variations on water quality are observed in several studies and are also related to temperature, wind and rainfall regimes. Philips et al. (2002) found that nutrient dynamic is affected by seasonal patterns of rainfall in a subtropical coastal lagoon in the USA. Dry and wet seasonality strongly influence key variables in a temperate coastal lagoon in Greece (Gikas et al. 2006) as well. Seasonal patterns on wind velocity and direction are an important factor affecting phytoplankton community and water quality in a temperate coastal lagoon in Portugal (Macedo et al. 2001) and in a subtropical coastal lake in South Brazil (Cardoso and Marques 2003). Seasonal temperature variations are key factors determining water quality dynamic in several aquatic environments (Gikas et al. 2009; Specchiulli et al. 2010; Yang et al. 2009).

The effectiveness of a protected watershed

In this section a comparison between the results found by the present study and two previous studies conducted in Peri lagoon between March/1996 – February/1997 (Laudares-Silva 1999) and March/1998 – February/1999 (Simonassi 2001) was made in order to evaluate if any water quality alterations occurred in the period that could affect the water supplying and explain the increasing dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* observed in the lagoon. Results from the

two studies can be visualized as black triangles (1996-97) and white squares (1998-99) in Figures 3 and 5.

Secchi depth values in 1996-97 were very similar to our study, but Simonassi (2001) measured lower transparencies (t -test, $t = 4.10$, d.f. = 59, $p < 0.001$) in 1998-99 (mean: 0.62 m). Similar values of WT were found by both previous studies, except in winter 1996, when Laudares-Silva (1999) detected lower WT (around 15°C). The lower temperatures during winter months may have caused the lower pH and $Chl-a$ values (June-September, t -test, $p < 0.05$) found in 1996-97, since lower primary production rates are expected in lower temperatures. The 1998-99 study detected higher pH (winter, t -test, $p < 0.005$), $Cond$ ($t = -2.66$, d.f. = 59, $p < 0.01$), oxygen saturation ($t = -2.06$, d.f. = 59, $p < 0.05$) and $Chl-a$ (winter, spring and summer, t -test, $p < 0.05$, except for June and September 1999). Laudares-Silva (1999) found $Cond$ and DO concentrations similar to our study.

The El Niño Southern Oscillation phenomenon was particularly intense in 1998 (NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration, available in <http://www.noaa.gov>). Increased rainfall is a common feature during El Niño periods, which may have caused the lower transparencies and influenced the slightly higher pH , $Cond$, oxygen saturation and $Chl-a$ values observed in 1998-99.

On the other hand, the La Niña phenomenon was in process in 1996 (NOAA), which is characterized by decreases in temperatures, particularly in winter and spring. The lower WT , pH and $Chl-a$ values found in 1996-97 by Laudares-Silva (1999) could be related to the La Niña influence in the sampling period.

In spite of the La Niña effect, Laudares-Silva (1999) observed in 1996-1997 very similar mean concentrations for both dissolved and total nutrients (annual mean $SRP = 2.2 \mu\text{g/L}$, $N-NH_4^+ = 15.4 \mu\text{g/L}$, $TP = 17.2 \mu\text{g/L}$, $TN = 546.8 \mu\text{g/L}$) (t -test, $p > 0.5$).

The similar results found by the two studies may be reflecting the maintenance of the water quality and the effectiveness of the protection of the lagoon surroundings.

Similar comparisons were made by Gikas et al. (2006) for Vistonis coastal lagoon in Greece, between 1984 and 1998, where they found that the implementation of protective measures in order to eliminate or reduce pollution is not improving the poor water quality of the lagoon.

Also in Greece, water quality parameters in Polyphytos reservoir were compared between the years of 1987-1988, 1991-1993 and 2004-2005 and Gikas et al. (2009) concluded that the trophic state of the water body has become worse (mesotrophic to eutrophic, in 15 years).

Results found by Gikas et al. (2006) and Gikas et al. (2009) suggest that once degraded, the improvement of the water quality is a very complicated and slow process (Dodds 2002), and that protective measures after pollution are not always effective to solve the problem. Protecting and monitoring the water body surroundings before degradation of the water quality seems to be working for the maintenance of the water quality in Peri lagoon throughout the years.

Trophic state indices in Peri coastal lagoon

Several methodologies have been developed in the last decades in order to evaluate the state of eutrophication of inland waters, based on several parameters, especially *SD*, *Chl-a* and *TP* concentrations. The most commonly used trophic indices are the Trophic State Index (TSI) of Carlson (1977) and the OECD (1982) index, both designed for temperate water bodies and well accepted as indicators of their eutrophication condition. However, several authors affirm that those indices are not suitable for warmer water bodies and have been generating inappropriate results and classifications for tropical and subtropical lakes and lagoons (Esteves 1988; Salas and Martino 1991). In this sense, two trophic state indices were developed for warmer water bodies and have been used for some authors: Salas and Martino (1991) and the TSI of Toledo Jr. et al. (1983), based on OECD and Carlson's TSI, respectively.

Table 1 shows the results for the four above mentioned trophic indices for Peri lagoon. Comparing the four indices we can notice that for *SD* and *TP*, the indices designed for temperate lakes exacerbate the classification when compared to the results obtained with the tropical designed indices. According to the results showed in the previous sections of this paper and the fact that Peri lagoon is a potable water supplier after simple treatment, the classifications provided by the Salas and Martino (1991) and Toledo Jr. et al. (1983) indices seem more suitable to the studied lagoon.

Another interesting aspect emerges when comparing the results obtained by the same index but for different parameters (*SD*, *Chl-a*, *TP* and *TN*). The Toledo TSI, for example, shows three possible classifications (oligo, meso and eutrophic) for Peri lagoon depending on the chosen parameter. This emphasizes the importance of a careful choice of which trophic index to use and which parameters to measure in order to minimize errors when determining the state of eutrophication of a water body, especially for management purposes.

Other studies have also found divergent results from different trophic classification methods and different water quality parameters (Coelho et al. 2007; Fia et al. 2009; González et al. 2008; Mercante and Tucci-Moura 1999).

Based on Table 1 and the discussion above, Peri lagoon is classified as oligotrophic for nutrient concentrations and meso-eutrophic for *SD* and *Chl-a*. A plausible explanation for such contrasting classifications is the presence in high densities of *C. raciborskii*, which in spite of the low nutrient contents, can take advantage of several factors and be a successful competitor in Peri lagoon (as discussed earlier). The high density of this cyanobacterium is probably the main factor leading to low transparency and high *Chl-a* values.

Moreover, Esteves (1988) affirms that most tropical lakes are classified as oligotrophic for nutrients, while the high recycling rates in annual terms lead to high phytoplanktonic productivity rates, similar to those found for eutrophic temperate lakes. This can also be the case for Peri lagoon and may be leading to the contrasting classifications obtained by different trophic indices and parameters.

Conclusions

1) Peri lagoon showed spatial homogeneity (horizontal and vertical) in all seasons, despite its relative deep water column. This is a consequence of the constant and strong influence of N-NE and S-SE winds in the coastal region of Santa Catarina state and the low human occupation and influence in most of the lagoon watershed.

2) Seasonal variations of the water quality were observed in Peri lagoon. Seasonal trends can be explained mainly by the changes in

temperature, wind and rainfall regimes, characteristic from the subtropical weather.

3) No strong differences that evidence alteration in trophic relevant water quality parameters in Peri lagoon were found when comparing this study with previous researches conducted in 1996 and 1998. This can be a reflection of the effectiveness of the environmentally protected area in which the lagoon and most of its watershed are inserted and the low human influence and occupation in the lagoon surroundings.

4) When tropical indices were used, Peri lagoon was classified as oligotrophic for nutrients concentrations and meso-eutrophic for transparency and chlorophyll-a, which can be explained by the high densities of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* and by the high recycling rates observed in tropical and subtropical water bodies.

Acknowledgements

We would like to thank Dr. Brigitte Nixdorf, from Brandenburg University of Technology, Berlin, for revising the manuscript and significant contributions to the final version. We are also thankful to M.Sc. Mara Lúcia Bedin, M.Sc. Aurea Luiza Lemes da Silva and researchers from the “Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce” in the person of Dr. Alex Pires de Oliveira Nuñez, for field and laboratory assistance. The study was funded by “Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico” (CNPq – Brazil), research grant 486177/2007-6, and “Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior” (CAPES – Brazil) provided financial support to the first author.

References

- Ahmed, F., Bibi, M.H., Seto, K., Ishiga, H., Fukushima, T., & Roser, B.P. (2010). Abundances, distribution, and sources of trace metals in Nakaumi–Honjo coastal lagoon sediments, Japan. *Environmental Monitoring and Assessment*, doi: 10.1007/s10661-009-1065-8.
- Badylak, S., & Phlips, J. (2004). Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the

- Indian River Lagoon, Florida, USA. *Journal of Plankton Research*, 26(10), 1229–1247.
- Branco, C.W.C., Attayde, J.L., & Kozłowsky-Suzuki, B. (1998). Zooplankton community of a coastal lagoon subjected to anthropogenic influences (Lagoa Imboacica, Macaé, R.J., Brazil). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 26, 1426–1429.
- Branco, C.W.C., Esteves, F.A., & Kozłowsky-Suzuki, B. (2000). The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé, R.J.) in Brazil. *Hydrobiologia*, 437, 71–81.
- Briand, J.F., Robillot, C., Quiblier-Lloberas, C., Humbert, J.F., Coutè, A., & Bernard, C. (2002). Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Research*, 36, 3183–3192.
- Briand, J.F., Leboulanger, C., Humbert, J.F., 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.
- Cardoso, L.S., & Marques, D.M. (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, L.S., Silveira, A.L.L., & Marques, D.M.L.M. (2003). A ação do vento como gestor da hidrodinâmica na lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande Sul – Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(3), 5–15. (English abstract)
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology & Oceanography*, 22(2), 361–369.
- Chagas, G.G., & Suzuki, M.S. (2005). Seasonal Hydrochemical Variation in a Tropical Coastal Lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4), 597–607.
- Coelho, S., Gamito, S., & Pérez-Ruzafa, A. (2007). Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 218–231.

- Dodds, W.K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. London: Academic Press.
- Esteves, F.A., Ishii, I.H., & Camargo, A.F.M. (1984). Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: L.D. Lacerda, D.S.D. Araújo, R. Cerqueira, & S. Turc (Eds.), *Restingas: origem, estrutura e processos* (pp. 443–454). Niterói: CEUFF.
- Esteves, F.A. (1988). Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2, 3–28. (English abstract)
- Esteves, F.A. (1998). Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. In: F.A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (pp. 63–87). Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F., & Bozelli, R.L. (2008). Neotropical coastal lagoons: na appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 967–981.
- Fia, R., Matos, A.T., Coradi, P.C., & Pereira-Ramirez, O. (2009). Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Ambi-Agua - Taubaté*, 4(1), 132–141. (English abstract)
- Figueredo, C.C., & Giani, A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologica*, 39(4), 264–272.
- Fonseca, O.J.M. (1991). *Aspectos limnológicos da lagoa Emboaba, planície costeira setentrional do Rio Grande do Sul: morfometria, hidroquímica e degradação de Scirpus californicus (C.A. Meyer) Steud.* São Carlos : Universidade Federal de São Carlos. (Ph.D. Thesis)
- Gantidis, N., Pervolarakis, M., & Fytianos, K. (2007). Assessment of the quality characteristics of two lakes (Koronia and Volvi) of N. Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125, 175–181.
- Gikas, G.D., Yiannakopoulou, T., & Tsihrintzis, V.A. (2006). Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source

- pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563, 385–406.
- Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A., Akratos, C.S., & Haralambidis, G. (2009). Water quality trends in Polyphytos reservoir, Aliakmon River, Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149, 163–181.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., & Ohnstad, M.A.M. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Oxford: Blackwell Sci. Plublisher.
- González, F.U.T., Herrera-Silveira, J.A., & Aguirre-Macedo, M.L. (2008). Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 418–430.
- 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. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. (M.Sc. Thesis)
- Guildford, S.J., & Hecky, R.E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology & Oceanography*, 45(6), 1213–1223.
- Huszar, V.L.M., & Silva, L.H.S. (1992). Comunidades fitoplantônicas de quatro lagoas costeiras do norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4, 291–314. (English abstract)
- Huszar, V.L.M., Caraco, N.F., Roland, F., & Cole, J. (2006). Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit?. *Biogeochemistry*, 79(1/2), 239–250.
- Isvánovics, V., Shafik, H.M., Présing, M., & Juhos, S. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*, 43, 257–275.
- Kjerfve, B. (1994). Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Costal Lagoon Processes* (pp. 1–8). Amsterdam: Elsevier Science.
- Komárková, J., Laudares-Silva, R., & Senna, P.A.C. (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.

- Konrath, J. (1995). *Flutuação temporal da taxa de fixação de carbono particulado, estrutura do fitoplâncton e fatores ambientais em uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa Caconde), Osório, R.S.* Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. (M.Sc. Thesis)
- Koroleff, F. (1976). Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Sea Water Analysis* (pp. 117–181). Weinheim: Verlag. Chemie.
- Laudares-Silva, R. (1999). *Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil.* São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. (Ph.D. Thesis)
- Lacerda, L.D., & Gonçalves, G.O. (2001). Mercury distribution and speciation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil. *Marine Chemistry*, 76, 47–58.
- Liou, S.M., Lo, S.L., & Wang, S.H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96, 35–52.
- Lloret, J., Marín, A., & Marín-Guirao, L. (2008). Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 403–412.
- Lorenzen, C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrometric equations. *Limnology & Oceanography*, 12, 343–346.
- Macedo, M.F., Duarte, R., Mendes, R., & Ferreira, J.G. (2001). Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and photosynthetic parameters in a coastal lagoon. *Journal of Plankton Research*, 23(7), 719–732.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., & Talling, J.F. (1978). *Water Analysis: some revised methods for limnologists.* Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.
- Mercante, C.T.J., & Tucci-Moura, A. (1999). Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(1), 1–14. (English abstract)
- Nogueira, N.M.C., & Ramirez, R.J.J. (1998). Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 21–34. (English abstract)

- OECD (1982). *Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control*. Paris: OECD.
- Oliveira, J.S. (2002). *Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina - SC, Brasil*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. (M.Sc. Thesis)
- Padisák, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, and expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, 107(4), 563–593.
- Panigrahi, S., Wikner, J., Panigrahy, R.C., Satapathy, K.K., & Acharya, B.C. (2009). Variability of nutrients and phytoplankton biomass in a shallow brackish water ecosystem (Chilika Lagoon, India). *Limnology*, 10, 73–85.
- Pedrozo, C.S., & Rocha, O. (2006). Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(4), 445–464.
- Pereira, A.A., van Hattum, B., Brouwer, A., van Bodegom, P.M., Rezende, C.E., & Salomons, W. (2006). Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. *Journal of Soils and Sediments*, 8, 239–252.
- Pereira, P., Pablo, H., Vale, C., Franco, V., & Nogueira, M. (2009). Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 281–292.
- Petrucio, M.M. (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: F.A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (pp. 109–122). Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ.
- Phlips, E.J., Badylak, S., & Grosskopf, T. (2002). Factors Affecting the Abundance of Phytoplankton in a Restricted Subtropical Lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 385–402.

- Salas, H.J., & Martino, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25(3), 341–350.
- Schäfer, A. (1988). Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2, 29–55. (English abstract)
- Schwarzbold, A., & Schäfer, A. (1984). Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Amazoniana* 9(1): 87–104.
- Schwarzbold, A., Machado, N.A.F., Hocevar, C.M., Krieger, E.I.F., Güntzel, C.E., Carvalho, E.N., Caon, J.E.M.A., Almeida, M.A.B., Madeira, M.M., Padilha, R.S., Pfeifer, N.T.S., Santos, N.M., Freitas, S.M.F., Giovannini, S.G.T., Melo, I.S., & Becker, F.G. (1999). Lagoa Figueira, um caso de lagoa costeira “profunda” do litoral médio do RS: contribuição inicial à tipificação limnológica. Florianópolis: *Resumos do VII Congresso Brasileiro de Limnologia*.
- Silva, R.L., & Senna, P.A.C. (1997). Estudos limnológicos na lagoa do Peri (1995-1996), Florianópolis, SC. *Aquitaine Ocean*, 3, 265–270.
- Simonassi, J.C. (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*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. (M.Sc. Thesis)
- Spaulding, M.L. (1994). Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes* (pp. 103-132). Amsterdam: Elsevier Science.
- Specchiulli, A., Renzi, M., Scirocco, T., Cilenti, L., Florio, M., Breber, P., Focardi, S., & Bastianoni, S. (2010). Comparative study based on sediment characteristics and macrobenthic communities in two Italian lagoons. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 237–256.
- Strickland, J.D.H., & Parsons, T.R. (1960). A manual of seawater analysis. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 167, 311p.
- Toledo Jr., A.P., Talarico, M., Chinez, S.J., & Agudo, E.G. (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*, 1–34.
- Valderrama, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, *10*, 1109–1122.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press.
- Wiedner, C., Rücker, 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.
- Yang, Y.H., Zhou, F., Guo, H.C., Sheng, H., Liu, H., Dao, X., He, C.J. (2010). Analysis of spatial and temporal water pollution patterns in Lake Dianchi using multivariate statistical methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, doi: 10.1007/s10661-009-1242-9.

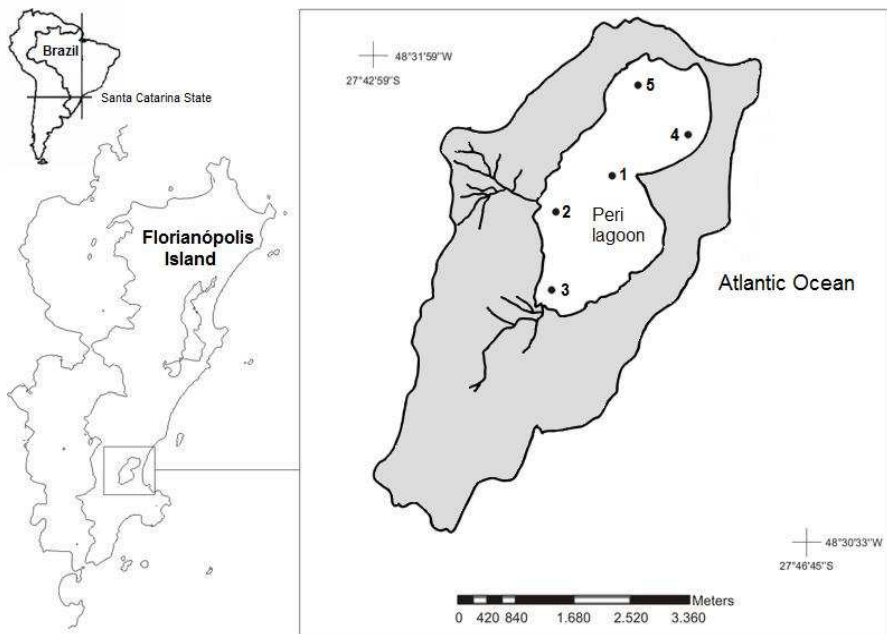
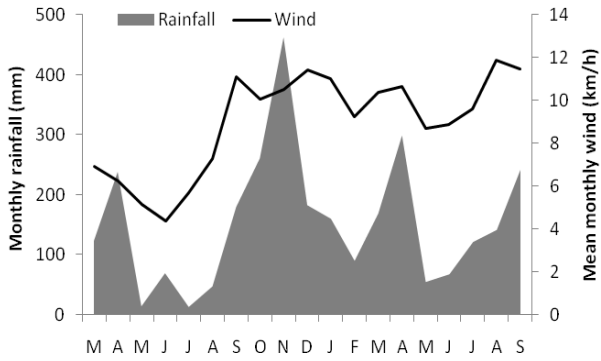
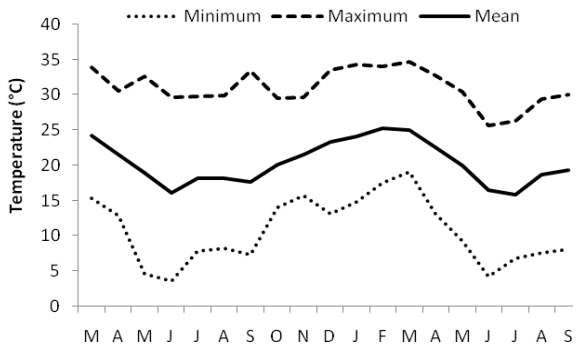


Figure 1. Location of Peri lagoon and the sampled stations. The gray area delimitates the watershed and the two main rivers inflowing into the lagoon.



A



B

Figure 2. A) Monthly accumulated rainfall and monthly mean wind velocity. B) Minimum, maximum and mean monthly temperature in Florianópolis region during the study. Data gently provided by EPAGRI-CIRAM.

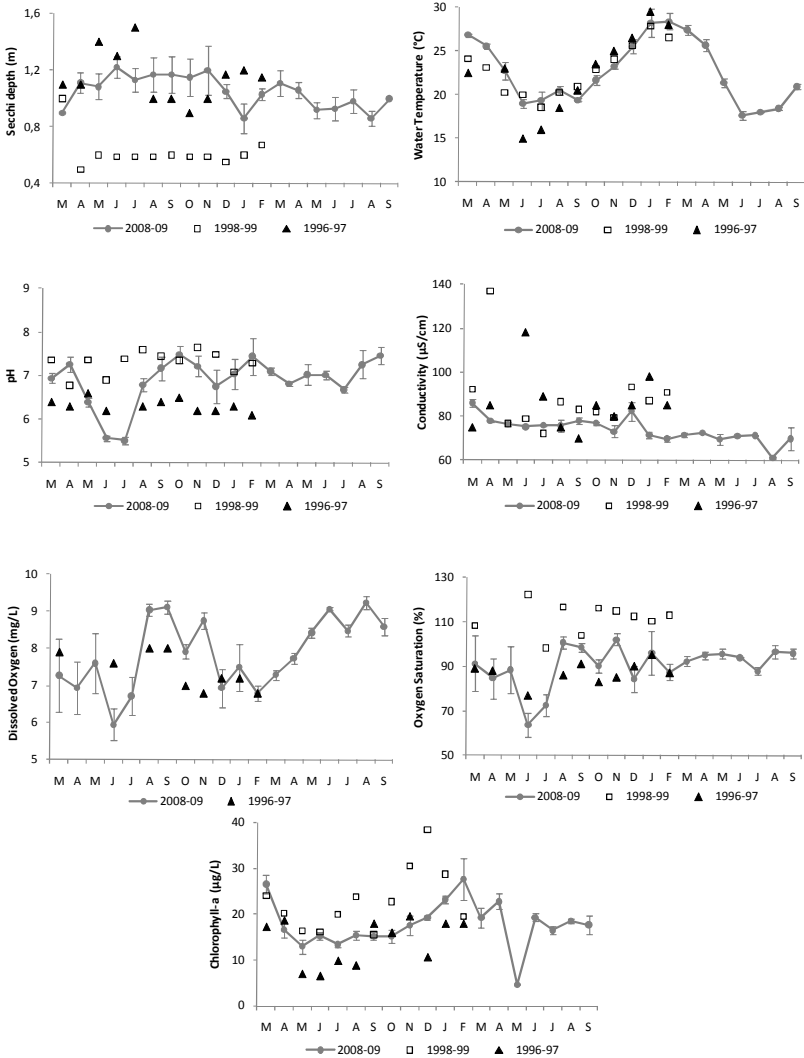


Figure 3. Monthly means of the *in situ* physicochemical and biological parameters in Peri lagoon from March 2008 – September 2009. Means obtained in previous studies are also shown (1996-97; Laudares-Silva 1999; 1998-99; Simonassi 2001).

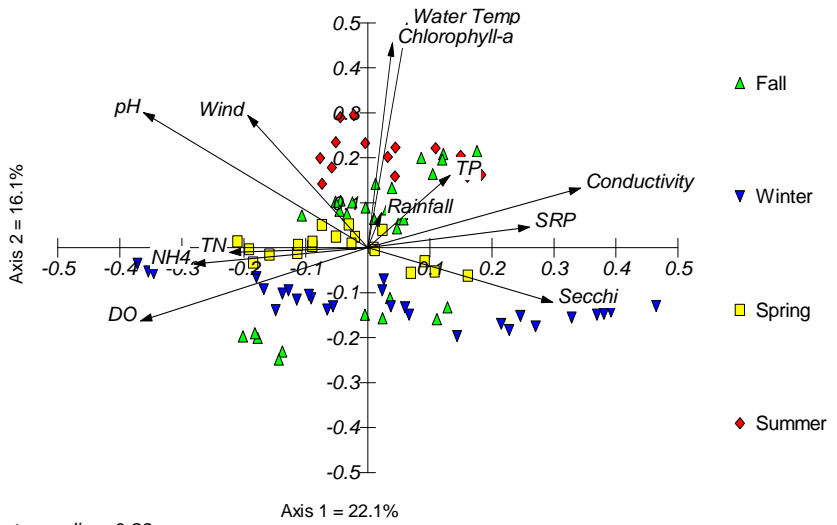


Figure 4. Principal Component Analysis of the main water quality parameters for Peri lagoon during the studied period. Axis percentage of explanation: axis 1 = 22.14%; axis 2 = 16.13%.

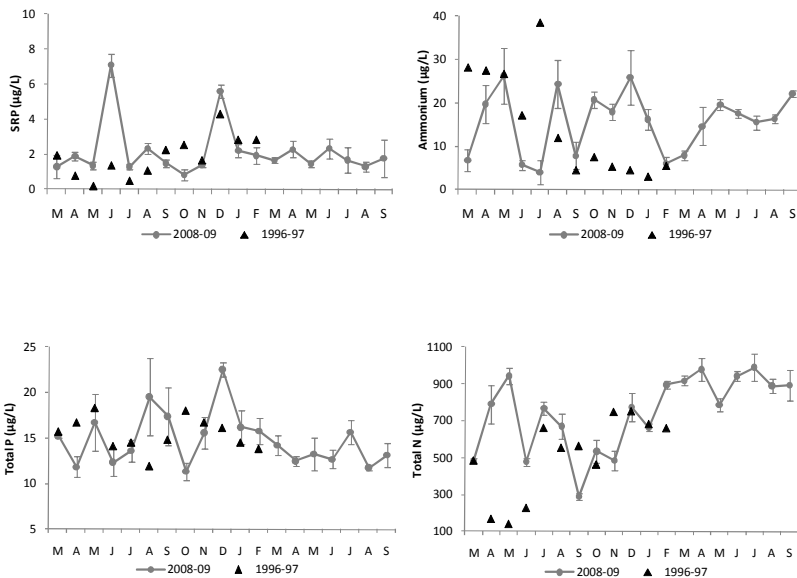


Figure 5. Monthly means of the main nutrients in Peri lagoon from March 2008 – September 2009. Means obtained in a previous study are also shown (1996-97: Laudaes-Silva 1999).

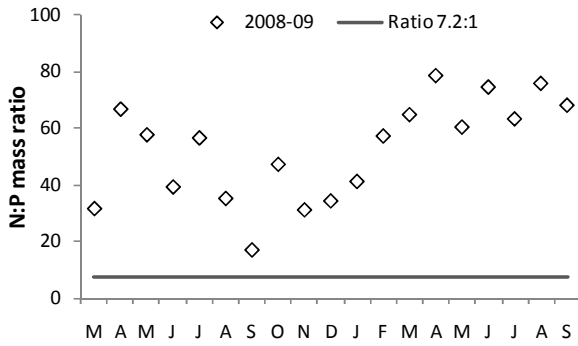


Figure 6. N:P mass ratio for Peri lagoon between March 2008 and September 2009, compared to the Redfield mass ratio (7.2:1).

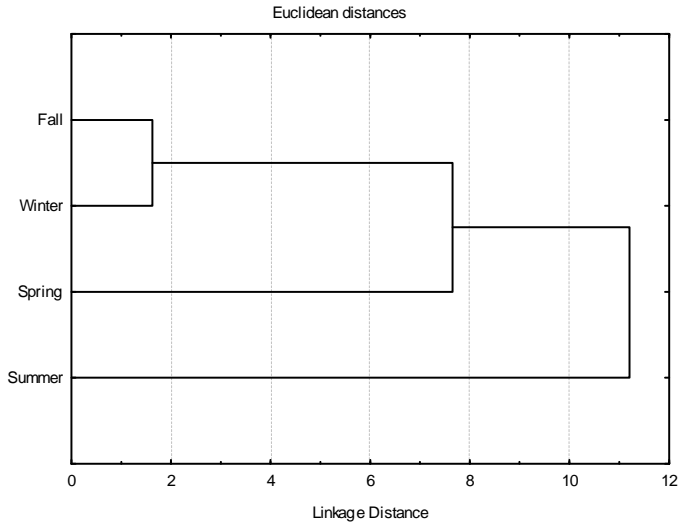


Figure 7. Cluster analysis (Euclidean distance) for the seasons sampled in the studied period (March 2008 – September 2009) in Peri lagoon.

Table 3. Trophic state indices for Peri lagoon during the studied period (March 2008 – September 2009) according to different parameters.

	Secchi Depth	Chlorophyll-a	Total Phosphorus	Total Nitrogen
TSI Carlson (1977)	Eutrophic	Eutrophic	Mesotrophic	-
TSI Toledo et al. (1983)	Mesotrophic	Eutrophic	Oligotrophic	-
Salas and Martino (1991)	-	-	Oligotrophic	-
OECD (1982)	Hypertrophic	Eutrophic	Mesotrophic	Mesotrophic

Capítulo 2

Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay

Mariana Coutinho Hennemann

Mauricio Mello Petrucio

Artigo a ser submetido ao periódico “Journal of Plankton Research”, fator de impacto ISI: 1.707, Qualis CAPES Ecologia: A2.

Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon, Southern Brazil: a microcosm bioassay

MARIANA COUTINHO HENNEMANN* AND MAURICIO MELLO PETRUCIO

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. 88040-970, Florianópolis, SC, Brazil.

*Corresponding author: mari.henn@gmail.com

Keywords: chlorophyll-a, *Cylindropermopsis*, microcosm experiment, global changes.

Abstract

The understanding of the effect of global changes and eutrophication is necessary to predict impacts and to start developing management and restoration tools. In this sense, the present study aimed at assessing the response of phytoplankton biomass (as chlorophyll-a) to simulated conditions of increased temperature and phosphorus (P) inputs in Peri subtropical lagoon. Microcosms experiments were conducted in thermostatic light chambers during 3 and 7 days in summer, autumn and winter. Control temperatures were tested against 3°C and 5°C rises. In each temperature treatment, three P concentrations were tested: control (non-enriched - 0.016 $\mu\text{M PO}_4^{3+}$) and enrichments of five (+0.063 μM) and nine (+0.126 μM) times natural concentrations. Results showed that P enrichments alone did not increase chlorophyll-a concentrations, but temperature increases significantly elevated phytoplankton biomass in autumn and winter microcosms. The combined effect of increased temperature and P enrichments resulted in the highest chlorophyll-a levels also in autumn and winter. Summer microcosms seem to have been negatively affected by the experimental conditions.

INTRODUCTION

Coastal lagoons are considered ecologically and economically important environments due to their high productivity rates and intense human use for aquaculture, recreation and waste disposal (Spaulding, 1994) and because they are important contributors to local and regional weather stability, preservation of biodiversity and also as water suppliers (Esteves et al., 2008). In spite of their importance and multiple uses, increased nutrient inputs resulting from human activities have been shown to impact coastal lagoons worldwide (Taylor et al., 1995).

The phytoplankton community is the focal point for biological studies of eutrophication for several reasons such as the rapid response to increased nutrient availability and the strong influence that the composition of the phytoplankton community can have on water quality. In this sense, a predictive understanding of the effects of increased nutrients on the phytoplankton community is of great importance (Cottingham et al., 1998).

Phytoplankton growth is dependent mainly on adequate light intensity and nutrients availability (Huovinen et al., 1999). The most common nutrient limiting photoautotrophic production in freshwater ecosystems is phosphorus, which reaches the systems from sources such as inflow, agricultural run-off and non-point sources (Esteves, 1998; Flöder et al., 2006).

There are several known and unknown direct and indirect effects of climate change on water quality. Climate change will significantly alter functioning of shallow water bodies and seasonal patterns in water quality (Carvalho and Kirika, 2003), because higher average temperatures will lead to elevated biological rates (Choi, 1998), and not only the life cycle of individual species, but also the dynamics of entire food webs may be profoundly affected by climate change (Scheffer et al., 2001). Further understanding of the effect of climate change and the eutrophication process and specially their interactions are required to

predict impacts and to start developing management and restoration tools (Carvalho and Kirika, 2003).

This study aimed at understanding the response of the phytoplankton biomass (as chlorophyll-a concentration) to simulated conditions of increased water temperature and phosphorus concentration in Peri coastal lagoon. Three hypotheses were formulated: 1) Increased temperature will significantly increase phytoplankton biomass in the microcosms, since higher temperatures lead to elevated biological rates; 2) Phosphorus enrichments will lead to higher phytoplankton biomass in the P-limited Peri lagoon; and 3) The combined effect of increased temperature and phosphorus concentration on water will produce higher chlorophyll-a levels than the individual effect of the two treatments.

METHOD

Study Site

Peri lagoon is located in South Brazil, Santa Catarina State, in the southeastern portion of Santa Catarina island (27°44'S and 48°31'W), Florianópolis. It has a surface area of 5.7 km² surrounded by mountains covered by Atlantic Rain Forest in the south, west and north portions and by a sandy Restinga in the east portion. The lagoon presents a maximum depth of approximately 11.0 m, average depth of 7.0 m, and no direct sea water influence (freshwater all over the year). It is a non-stratifying water body and presents a relative spatial homogeneity concerning water quality features (Hennemann and Petrucio, *in preparation*).

The lagoon and surroundings (including almost the entire drainage basin) are inside an environmentally protected area (Parque Municipal da Lagoa do Peri) with a restricted human use and occupation since 1981. Since 2000, the lagoon supplies potable water to a

significant percentage of the inhabitants of Santa Catarina island. The climate in the area is characteristically subtropical.

A concerning issue in the lagoon is the increasing monthly phytoplankton densities from 3,079 – 41,246 individuals.mL⁻¹ observed in 1996 (Laudares-Silva, 1999) to 40,305 – 116,961 individuals.mL⁻¹ in 2004 (Grellmann, 2006). The establishment and increasing dominance of the potentially toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, which augmented from a maximum density of less than 18,000 individuals.mL⁻¹ in 1996 to 85,613 individuals.mL⁻¹ in 2004 and increased its dominance from a maximum of 56% to 85% in the same period (Laudares-Silva, 1999; Grellmann, 2006) is also a matter that deserves careful monitoring and attention. Chlorophyll-a increased from an annual mean of 13,9 µg/L (Laudares-Silva, 1999) to 19,2 µg/L (Grellmann, 2006) and the number of taxa found monthly decreased (from 10-29 in 1996 to 11-21 in 2004), which indicates that *C. raciborskii* is increasing and probably also outcompeting other species and changing the phytoplankton composition. In spite of the alterations on phytoplankton densities, no strong variations on trophic relevant water quality parameters were observed in the last 15 years in the lagoon (Hennemann and Petrucio, *in preparation*).

The lagoon is strongly P-limited according to previous studies (Laudares-Silva, 1999) and samplings carried out during the present study. Further information on water quality trends in Peri lagoon is available in Hennemann and Petrucio (Hennemann and Petrucio, *in preparation*).

Experimental Design

Three microcosm experiments were conducted in laboratory during 7 days in March 2009 (summer), May 2009 (autumn) and July 2009 (winter) to assess the influence of increased temperatures and phosphorus (*P*) concentrations on the phytoplankton community of Peri

lagoon in different seasons. Samples from the lagoon were collected 12 hours previous to the start of the experiments and were kept at room temperature in the dark.

To test the effects of increasing temperatures, three thermostatic light chambers were used. All had the same characteristics and same light intensities (5% of solar incidence on the water surface). Light measurements were made by a luxmeter (Extech 401025). Microcosms were incubated in 1 L glass flasks for 3 and 7 days with 14/10 h (summer), 13/11 h (autumn) and 12/12 h (winter) light/dark photoperiods. The flasks were swirled once a day to resuspend plankton. The first chamber was kept at environmental (control) temperature (28°C in summer, 23°C in autumn, and 18°C in winter experiments), the second was kept +3°C warmer (31°C, 26°C and 21°C in summer, autumn and winter, respectively), and the third one, +5°C warmer (33°C, 28°C and 23°C). In each incubating chamber, three P concentrations were tested: control (environmental concentration, around 0.016 µM), five times P enrichment (+0.063 µM of KH₂PO₄), and nine times P enrichment (+0.126 µM of KH₂PO₄). So a factorial design of 3x3 was performed (three temperature treatments X three P treatments), with triplicates of each treatment.

Samples for water temperature, dissolved oxygen (oxygen saturation), pH, conductivity, alkalinity, soluble reactive phosphorus (SRP), total phosphorus (TP) and chlorophyll-a (*chl-a*) concentrations were taken at the start of incubation (T=0) and after three and seven days of experiment.

Laboratory Analysis

Water temperature, conductivity, pH and dissolved oxygen were measured with specific probes (WTW Multi350i and Digimed DM-3P, DM-4P and DM-22). Nitrite (Golterman et al., 1978), nitrate (Mackereth et al., 1978), ammonium (Koroleff, 1976), SRP (Strickland and Parsons,

1960) and total phosphorus and nitrogen (Valderrama, 1981) concentrations were determined in laboratory from filtered and unfiltered frozen water samples kept in polyethylene bottles at -20°C. Chl-a concentrations were obtained by filtering 500 mL water samples through glass fiber filters Millipore AP40 using the method and equation described by Lorenzen (Lorenzen, 1967).

Statistical Analysis

The individual effect of increased temperature and phosphorus enrichments on the measured parameters was tested by one-way analysis of variance (ANOVA), followed by Tukey HSD post-hoc. The combined effect of temperature and phosphorus was tested by two-way ANOVA, followed by Tukey HSD post-hoc. Pearson's correlation was performed to test if temperature and phosphorus increases had positive or negative effect on the other variables.

RESULTS

Water Quality

Table 1 shows the mean values for some water quality parameters in Peri lagoon in the three months microcosm experiments were carried out. Nitrite and nitrate were in very low concentrations (less than 0.01 μM) and are therefore not shown. Molar TN:TP ratios were always higher than 130, demonstrating strong P-limitation according to Guildford and Hecky (Guildford and Hecky, 2000).

Increased Temperature Responses

Temperature in the **summer** experiment was positively correlated to oxygen saturation ($R = 0.89$). Oxygen saturation (and dissolved

oxygen concentration, data not shown) significantly increased in all treatments in all days following the sequence: control 28°C < 31°C < 33°C (Figure 1-A). Significant pH and chl-a decreases ($p < 0.01$) in relation to initial values (Table 2) were detected in most temperature treatments. Chl-a significantly dropped from initial concentration (~18 µg/L) in all treatments at day 7 and in treatment 31°C at day 3. Chl-a was statistically equal ($p > 0.05$) to controls (28°C) in all temperature treatments and days.

In the **autumn** experiment, temperature was weakly but positively correlated to chl-a ($R = 0.27$) and oxygen saturation ($R = 0.88$). Oxygen saturation (Figure 1-B) significantly increased with increasing temperature (23°C < 26°C < 28°C). Differently from the observed in summer, pH values (Table 2) were significantly higher ($p < 0.05$) in most treatments when compared to initial. Alkalinity (Table 2) significantly increased from the initials at temperature 26°C in both days. Chl-a (Figure 2-B) did not increase from initial (~21 µg/L) and control concentrations in any temperature treatment and between temperatures, except for day 7, when microcosms at 26°C were significantly higher ($p < 0.05$) than controls and 28°C treatments.

Winter experiment showed the strongest response to increasing temperature. Positive correlations between temperature and alkalinity ($R = 0.53$), chl-a ($R = 0.67$) and oxygen saturation ($R = 0.89$) were found. Oxygen saturation (Figure 1-C) significantly increased ($p < 0.05$) in most treatments according to the sequence: control 18°C < 21°C < 23°C. Higher pH values (Table 2) than initials were observed at a significant level ($p < 0.05$) in all microcosms, but pH did not respond to temperature rises. Alkalinity (Table 2) was higher ($p < 0.05$) in the higher temperature and at day 7 in relation to day 3. Chl-a (Figure 2-C) increased from the initial concentrations (~16 µg/L) in all microcosms except for day 7, temperature 18°C. A tendency of increasing chl-a concentrations with increasing temperatures could be observed, but only at day 7, treatment 23°C was statistically higher ($p < 0.05$) than control temperature (18°C).

Phosphorus Enrichment Responses

In **summer** enrichment experiments, pH, conductivity and alkalinity (Table 2) had no clear or strong responses to P additions. Enrichments negatively affected oxygen saturation (Figure 1-A) at days 3 and 7 since lower saturations ($p < 0.05$) were observed in [0.063 μM] and [0.126 μM] treatments when compared to non-enriched treatments. Chl-a (Figure 2-A) dropped from initial concentrations ($\sim 18 \mu\text{g/L}$) in most P treatments. At day 3, [0.063 μM] P enrichment showed a significant drop in chl-a concentrations from non-enriched and [0.126 μM] microcosms. At day 7, [0.126 μM] enrichments increased ($p < 0.05$) chl-a concentrations in relation to control.

Autumn enrichment experiments showed no important variations on pH, conductivity and alkalinity (Table 2). A tendency of decreasing oxygen saturation with increasing P concentrations could be observed, but it was only significant ($p < 0.05$) from non-enriched to [0.126 μM] enrichments. Chl-a (Figure 2-B) remained similar to initial concentrations ($\sim 21 \mu\text{g/L}$) or significantly dropped (day 7, enriched microcosms). No influence of the P enrichments could be noticed at day 3 experiments, but significant ($p < 0.05$) decreases on chl-a concentration occurred in enriched microcosms in relation to control at day 7.

In the **winter** microcosms, pH, conductivity and alkalinity (Table 2) maintained similar values in all P treatments as occurred in summer and autumn experiments. However, alkalinity increased from day 3 to 7 ($p < 0.05$) in most treatments. Enrichments seem to have negatively affected oxygen availability at day 3, since saturation decreased ($p < 0.05$) from non-enriched to [0.126 μM] treatments. On the other hand, oxygen saturation increased ($p < 0.05$) from non-enriched to [0.063 μM] microcosms at day 7. Chl-a (Figure 2-C) only increased ($p < 0.05$) from initial concentrations ($\sim 16 \mu\text{g/L}$) at day 3, non-enriched

microcosms. Enriched microcosms showed lower chl-a concentrations ($p < 0.05$) than non-enriched ones at both day 3 and 7 of incubation.

TP concentrations demonstrated that microcosms were successfully enriched by KH_2PO_4 additions (non-enriched: 0.39-0.45 μM ; 0.063 μM PO_4 additions: 0.55-0.61 μM ; 0.126 μM PO_4 additions: 0.74-0.84 μM). SRP concentrations did not show significant increases or clear response patterns among controls and enriched experiments (concentrations in microcosms varied between < 0.01 and 0.05 μM).

Temperature + Phosphorus Enrichments Effect

Combined effect of temperature and P could be observed in **summer** (two-way ANOVA, $F = 7.57$, $p < 0.000$) at day 3, when chl-a concentration significantly decreased in temperature 33°C from non-enriched to [0.126 μM] treatment. An opposite result was obtained in microcosms at day 7, when higher chl-a was detected at higher temperatures (33°C) and at higher P concentrations (0.063 μM and 0.126 μM PO_4 additions).

Increased temperature of 3°C (26°C) and the higher P enrichment (0.126 μM) also significantly increased chl-a in **autumn** experiments at days 3 and 7 in relation to controls (two-way ANOVA, $F = 4.38$, $p < 0.000$). pH followed the same pattern, showing higher values at the 26°C and enrichment [0.126 μM] at day 3. Alkalinity also increased at 26°C. A tendency of increasing oxygen saturation in higher temperatures and P additions can be observed in autumn microcosms.

A similar response was observed in **winter** (two-way ANOVA, $F = 6.63$, $p < 0.000$) microcosms at day 7, when the highest chl-a concentration was observed in the highest temperature (23°C) and P enrichment (0.126 μM). Chl-a significantly increased with temperature in enriched treatments (23°C > control 18°C, in microcosms [0.063 μM] and [0.126 μM] at days 3 and 7). Winter experiments also showed a combined but less pronounced effect of temperature and P on oxygen

saturation at days 3 and 7 (higher saturation at the highest temperature and P addition of 0.126 μM when compared to non-enriched microcosm and control temperature 18°C). pH followed chl-a at day 7, showing increased values in higher temperatures in enriched microcosms.

DISCUSSION

Summer Microcosms

Increases observed in oxygen saturation (and dissolved oxygen concentration, data not shown) at both days 3 and 7 of experiment could be an indirect indication of higher primary production rates in higher temperatures.

Significant drops in chl-a from initial concentrations and especially after 7 days of incubation indicate that summer microcosms might have negatively interfered in the phytoplankton community. Constant high temperatures (>30°C) probably negatively affected cyanobacterial growth, as recently demonstrated by Mehnert et al. (Mehnert et al., *in press*). In fact, a thin layer was observed attached to the bottom of the flasks at the end of the each incubation period. The thin layer was probably composed by phytoplankton individuals that tried to reach “deeper” waters in order to avoid the high temperatures and by dead cells. This phenomenon could have lead to the lower chl-a concentrations found. Oxygen production by photosynthesis probably continued even in the bottom of the flasks, but decreases in pH values were also observed, possibly due to higher CO₂ levels associated to higher respiration rates and bacterial growth to decompose dead phytoplankton.

P enrichments positive effects on chl-a at day 7 but not at day 3 could be explained by studies that showed that bacteria are effective competitors for P (Currie and Kalff, 1984) and may sequester P or delay its availability to phytoplankton (Cottingham et al., 1997). Moreover, P

enrichments could only be observed through TP concentrations, because no clear effect was noticed on SRP values, probably due to rapid absorption of the dissolved P added to the microcosms by bacteria. *Cylindrospermopsis raciborskii* is also a strong competitor for P, since this species is able to rapidly absorb this nutrient and store it as polyphosphate granules inside the cells for posterior use (luxurious consumption) (Isvánovics et al., 2000). In spite of that, the same authors demonstrated that large P pulses, instead of P continuous supply, can delay *C. raciborskii* cells growth, what could also have happened in our microcosms and caused the delayed response in chl-a concentrations.

Higher temperatures and P enrichment at day 3 significantly dropped chl-a concentration in relation to controls, but at day 7, chl-a increased at 33°C, in enrichment [0.126µM]. The lower chl-a concentrations in enriched microcosms at day 3 could be a consequence of intense bacteria competition for resources at the beginning of the incubation period, as explained above. On the other hand, at day 7, P may have become available to phytoplankton and increased chl-a concentrations.

These results demonstrate that global temperature rises are probably not going to significantly affect phytoplankton biomass in Peri lagoon on summer months, but elevated temperatures combined with increased P inputs to the lagoon may lead to higher primary production rates.

Autumn Microcosms

The same pattern of increased oxygen saturation in higher temperatures was observed in autumn microcosms, probably indicating increased primary production rates as well.

Temperature had no effect at the beginning of the experiment, but at day 7, 3°C increase in temperature significantly elevated chl-a concentration in relation to control and 5°C rise. This result is in

accordance with the results observed by Mehnert et al. (Mehnert et al., *in press*), which showed that *C. raciborskii* has an optimum growth at temperatures between 25°C and 30°C. Alkalinity also increased in this treatment, indicating lower CO₂ levels, which is probably related to higher consumption by photosynthesis. These results show that increases in temperature in autumn will probably lead to higher primary productivity, but if increases are too dramatic, effects will be less pronounced probably because several phytoplankton species may be negatively affected when temperatures become too high.

Correlation between temperature and chl-a was weak, but is supported by oxygen increases at days 3 and 7 and by chl-a increases at day 7.

The apparent negative effect of P on phytoplankton biomass at day 7 was followed by decreases in oxygen saturation levels and on pH values, what can be indicative of lower primary production and higher respiration rates, leading to lower O₂ and higher CO₂ concentrations in the microcosms.

On the other hand, the combined effect of P enrichment [0.126µM] and rises in temperature of 3°C and 5°C significantly increased chl-a concentration and oxygen saturation at day 7. Alkalinity and pH increases at 26°C followed chl-a. High pH values reflect increases in rates of carbon fixation and production of chl-a by phytoplankton (Schelske et al., 1974), while higher alkalinity reflects lower CO₂ levels, as previously explained.

As in summer microcosms, the responses to P enrichments seem to have had a delay apparently by the same reasons (rapid bacterial and cyanobacterial P uptake and delay in phytoplankton growth). Chl-a levels did not increase in non-enriched microcosms at the highest temperature but in enriched microcosms, a significant increase could be noticed. P limitation could have prevented further development of the phytoplankton community in non-enriched microcosms.

C. raciborskii have been shown optimal growth rates between 25°C and 30°C (Mehnert et al., *in press*). If autumn (and spring) temperatures were elevated by climate changes, it could result in intense cyanobacterial growth with unclear consequences for Peri lagoon and water supplying.

The results from autumn microcosms show that increased global temperatures can significantly alter phytoplankton biomass in Peri lagoon, but combined with increased P inputs the effect can be even greater.

Winter Microcosms

A clear tendency of increasing chl-a concentrations with increasing temperature could be noticed in winter microcosms. According to Carvalho and Kirika (Carvalho and Kirika, 2003), responses of annual water quality trends to climate change are difficult to predict, but increasing phytoplankton biomass in colder months are likely to happen. Alkalinity and oxygen saturation had a positive correlation with temperature and significantly responded to increased temperatures in most treatments, indicating CO₂ consumption and O₂ production, respectively.

As observed in the summer and autumn experiments, P additions negatively affected chl-a and oxygen saturation. Intense bacterial growth and competition for resources with phytoplankton in enriched microcosms and/or *C. raciborskii* P storage capacity and slow growth response to P inputs are possible explanations for such results.

The combined effect of elevated temperatures and P enrichments lead to significantly higher chl-a levels, up to four times higher than the concentrations usually found during colder months. Oxygen saturation (at days 3 and 7) and pH (at day 7) also increased with elevated temperatures and P concentrations, probably reflecting a positive combined effect of these two factors on primary production rates.

These results also suggest that global temperature changes are likely to affect the phytoplankton biomass in Peri lagoon, but if this weather changes are combined with increased sewage inputs or other kinds of P inputs, the outcome can be of a much greater concern.

Several microcosm and mesocosm experimental studies simulating nutrient enrichments and other environmental changes have been developed in the last decades in all kinds of inland waters. Most of these studies also showed no positive influence of P enrichments alone, but significant increases chl-a were observed in N and especially N+P enrichments (Camacho et al., 2003; Dzialowski et al., 2005; Havens et al., 1996; Hlaili et al., 2006; Sagrario et al., 2005; Taylor et al., 1995). However, Ramirez-Olvera et al. (Ramirez-Olvera, 2009) found that P and N alternate in limiting a deep saline lake in Mexico, but P enrichments resulted in chl-a increases in most microcosm experiments.

Thompson et al. (Thompson et al., 2008) observed that N additions alone had no effect on chl-a, but N additions combined with warmer temperatures resulted in significant chl-a increases in microcosms with samples from a Canadian alpine lake, a combined effect similar to the one found by our study.

CONCLUSIONS

The results obtained in the present study indicate that global changes are very likely to interfere in the phytoplankton community of Peri lagoon. Temperature rises can lead to increased chl-a concentrations in autumn and winter months, but a negative effect on summer phytoplankton community is expected from the results obtained in the microcosms. Small P inputs to the lagoon without other environmental changes will probably have no profound effects on primary producers. On the other hand, the combined effect of global temperature rises and increased P inputs can significantly augment phytoplankton biomass in Peri coastal lagoon in both cold and warm

months. These are concerning results since several bloom forming species of Cyanobacteria are present in the lagoon and environmental alterations can lead to toxin production with dramatic consequences to other living organisms within the lagoon and to people that depend on the lagoon as a water supplier.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Dr. Brigitte Nixdorf, from Brandenburg University of Technology, Berlin, for revising the manuscript and significant contributions to the final version, and Dr. Paulo Horta for have gently provided access to the incubating chambers.

FUNDING

CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brazil) provided financial support to the first author.

REFERENCES

- Camacho, A., Wurtsbaughi, W.A., Miracle, M.R., Armengol, X. and Vicente, E. (2003) Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *J.Plankton Res.*, **25(4)**, 397–404.
- Carvalho, L. and Kirika, A. (2003) Changes in shallow lake functioning: response to climate change and nutrient reduction. *Hydrobiol.*, **506–509**, 789–796.
- Choi, J.S. (1998) Lake ecosystem responses to rapid climate change. *Environ. Monit. Assess.*, **49**, 281–290.
- Cottingham, K.L., Knight, S.E., Carpenter, S.R., Cole, J.J., Pace, M.L. and Wagner, A.E. (1997) Response of phytoplankton and bacteria to nutrients and zooplankton: a mesocosm experiment. *J.Plankton Res.*, **19(8)**, 995–1010.

- Cottingham, K.L., Carpenter, S.R. and Amand, A.L.S. (1998) Responses of epilimnetic phytoplankton to experimental nutrient enrichment in three small seepage lakes. *J.Plankton Res.*, **20**(10), 1889–1914.
- Currie, D.J. and Kalff, J. (1984) A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, **29**(2), 298–310.
- Dzialowski, A.R., Wang, S.H., Lim, N.C., Spotts, W.W. and Huggins, D.G. (2005) Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *J.Plankton Res.*, **27**(6), 586–595.
- Esteves, F.A. (1998) Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. In: Esteves, F.A. (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 63–87.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F. and Bozelli, R.L. (2008) Neotropical coastal lagoons: na appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. *Braz. J. Biol.*, **68**(4), 967–981.
- Flöder, S., Combüchen, A., Pasternak, A. and Hillebrand, H. (2006) Competition between pelagic and benthic microalgae for phosphorus and light. *Aquat. Sci.*, **68**, 425–433.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. and Ohnstad, M.A.M. (1978) *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Sci. Publisher, Oxford.
- 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. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. (M.Sc. Thesis)
- Guildford, S.J. and Hecky, R.E. (2000) Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnol. Oceanogr.*, **45**(6), 1213–1223.
- Havens, K.E., East, T.L., Meeker, R.H., Davis, W.P. and Steinman, A.D. (1996) Phytoplankton and periphyton responses to *in situ* experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *J. Plankton Res.*, **18**(4), 551–566.

- Hennemann, M.C., and Petrucio, M.M. (*in preparation*). Long-small term spatial and temporal water quality dynamic in a deep coastal lagoon, South Brazil.
- Hlaili, A.S., Chikhaoui, M.A., Grami, B.E. and Mabrouk, H.H. (2006) Effects of N and P supply on phytoplankton in Bizerte Lagoon (western Mediterranean). *J. Exp.Mar.Biol Ecol.*, **333**, 79–96.
- Huovinen, P.S., Brett, M.T. and Goldman, C.R. (1999) Temporal and vertical dynamics of phytoplankton net growth in Castle Lake, California. *J. Plankton Res.*, **21**(2), 373–385.
- Isvánovics, V., Shafik, H.M., Présing, M. and Juhos, S. (2000) Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biol.*, **43**, 257–275.
- Koroleff, F. (1976) Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Sea Water Analysis*. Verlag. Chemie, Weinheim, pp. 117–181.
- Laudares-Silva, R. (1999). *Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. (Ph.D. Thesis)
- Lorenzen, C.J. (1967) Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, **12**, 343–346.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J. and Talling, J.F. (1978) *Water Analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.
- Mehnert, G., Leunert, F., Cirés, S., Jöhnk, K., Rücker, J., Nixdorf, B., Wiedner, C. (*in press*). Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *J. Plankton Res.*
- Ramirez-Olvera, M.A., Alcocer, J., Merino-Ibarra, M. and Lugo, A. (2009) Nutrient limitation in a tropical saline lake: a microcosm experiment. *Hydrobiol.*, **626**, 5–13.
- Sagrario, M.A.G., Jeppesen, E., Gomà, J., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T. and Landkildehus, F. (2005) Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biol.*, **50**, 27–41.

- Scheffer, M., Straile, D., van Nes, E.H. and Houser, H. (2001) Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnol. Oceanogr.*, **46(7)**, 1780–1783.
- Schelske, C.L., Rothman, E.D., Stoermer, E.F. and Santiago, M.A. (1974) Responses of phosphorus limited Lake Michigan phytoplankton to factorial enrichments with nitrogen and phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, **19(3)**, 409–419.
- Strickland, J.D.H. and Parsons, T.R. (1960) A manual of seawater analysis. *J. Fish. Res. Board Can.*, **167**, 311p.
- Spaulding, M.L. (1994). Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 103–132.
- Taylor, D.I., Nixon, S.W., Granger, S.L., Buckley, B.A., McMahon, J.P. and Lin, H.J. (1995) Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of nutrient enrichment a mesocosm experiment. *Aquat. Bot.*, **52**, 19–34.
- Thompson, P.L., St-Jacques, M.C. and Vinebrooke, R.D. (2008) Impacts of climate warming and nitrogen deposition on alpine plankton in lake and pond habitats: an *in vitro* experiment. *Arctic Antarct. Alpine Res.*, **40(1)**, 192–198.
- Valderrama, J.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, **10**, 1109–1122.

TABLES AND FIGURES

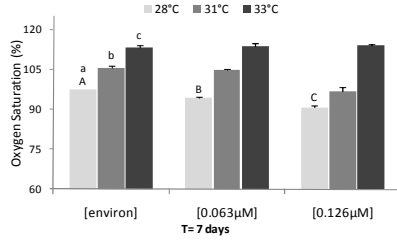
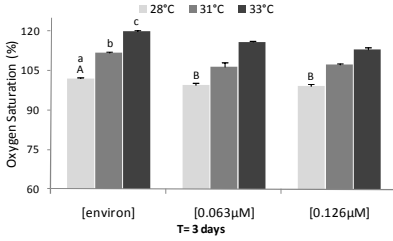
Table 1. Water quality parameters measured in Peri lagoon in the three months of microcosm experiments.

	March 2009	May 2009	July 2009
Water temperature (°C)	27.4	22.0	18.0
Oxygen Saturation (%)	92.3	95.7	87.9
Secchi depth (m)	1.1	0.9	1.0
pH	7.1	7.0	6.7
Conductivity (µS/cm)	71.4	69.4	71.2
Alkalinity (mEq.CO ₂ /L)	0.03	0.05	0.04
SRP (µM)	0.017	0.015	0.018
Ammonium (µM)	0.443	1.087	0.859
TP (µM)	0.458	0.429	0.507
TN (µM)	65.48	56.09	70.65
TN:TP molar ratio	143	131	139
Chlorophyll-a (µg/L)	19.3	4.7	16.5

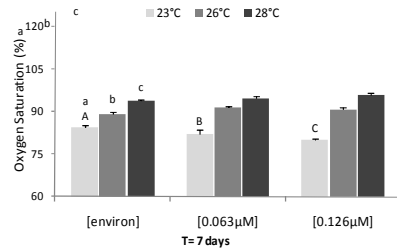
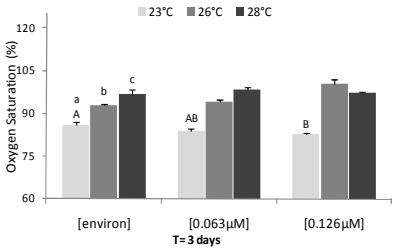
SRP = Soluble Reactive Phosphorus; TN = Total Nitrogen; TP = Total Phosphorus.

Table 2. pH, conductivity and alkalinity mean values measured in summer, autumn and winter experiments at days 0, 3 and 7. Phosphorus treatments are shown as columns and temperature treatments as rows. Values in parenthesis indicate standard deviations.

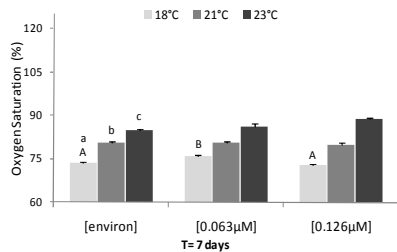
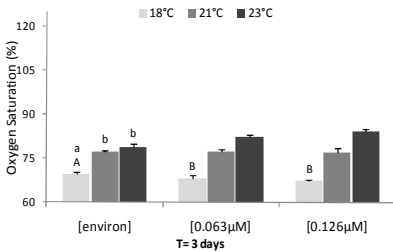
		pH						Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$)						Alkalinity (mEq/L)					
		3 days			7 days			3 days			7 days			3 days			7 days		
		[environ]	[0.063 μM]	[0.126 μM]	[environ]	[0.063 μM]	[0.126 μM]	[environ]	[0.063 μM]	[0.126 μM]	[environ]	[0.063 μM]	[0.126 μM]	[environ]	[0.063 μM]	[0.126 μM]	[environ]	[0.063 μM]	[0.126 μM]
Summer	T = 0	6.6 (0.1)	6.4 (0.0)	6.3 (0.0)	6.6 (0.1)	6.4 (0.0)	6.3 (0.0)	72 (0.4)	73 (0.8)	73 (0.3)	72 (0.4)	73 (0.8)	73 (0.3)	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05	0.04
	28°C	6.3 (0.1)	6.3 (0.1)	6.2 (0.1)	6.2 (0.2)	6.0 (0.1)	6.0 (0.1)	79 (1.2)	78 (0.5)	69 (1.1)	89 (1.5)	91 (1.9)	79 (1.1)	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
	31°C	6.4 (0.1)	6.5 (0.0)	6.4 (0.2)	6.3 (0.0)	6.3 (0.0)	6.2 (0.1)	75 (0.3)	72 (4.1)	75 (1.4)	85 (1.7)	84 (1.3)	88 (2.6)	0.05	0.05	0.05	0.07	0.06	0.06
	33°C	6.2 (0.1)	6.0 (0.1)	6.1 (0.1)	6.0 (0.0)	6.0 (0.0)	6.1 (0.0)	70 (1.2)	69 (1.6)	69 (0.3)	82 (3.0)	84 (0.8)	77 (2.4)	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
Fall	T = 0	7.0 (0.0)	6.8 (0.2)	6.9 (0.1)	7.0 (0.0)	6.8 (0.2)	6.9 (0.1)	84 (0.0)	86 (0.5)	86 (0.3)	84 (0.0)	86 (0.5)	86 (0.3)	0.04	0.05	0.05	0.04	0.05	0.05
	23°C	7.3 (0.1)	7.1 (0.1)	7.1 (0.1)	7.4 (0.1)	7.2 (0.1)	7.1 (0.0)	85 (4.8)	81 (6.4)	77 (1.2)	90 (5.9)	86 (4.9)	87 (0.8)	0.05	0.05	0.05	0.06	0.05	0.05
	26°C	7.2 (0.0)	7.3 (0.1)	7.9 (0.2)	7.1 (0.1)	7.2 (0.1)	7.2 (0.1)	87 (6.7)	81 (1.8)	76 (1.4)	90 (2.1)	92 (9.3)	90 (3.3)	0.07	0.06	0.05	0.07	0.07	0.07
	28°C	7.2 (0.1)	7.1 (0.1)	7.2 (0.1)	7.1 (0.0)	7.1 (0.1)	6.9 (0.1)	78 (1.6)	77 (1.0)	78 (0.5)	85 (2.3)	86 (2.3)	86 (2.9)	0.05	0.04	0.04	0.05	0.05	0.05
Winter	T = 0	6.5 (0.0)	5.5 (0.0)	5.3 (0.0)	6.5 (0.0)	5.5 (0.0)	5.3 (0.0)	88 (0.0)	81 (0.0)	87 (0.0)	88 (0.0)	81 (0.0)	87 (0.0)	0.04	0.04	0.03	0.04	0.04	0.03
	18°C	5.7 (0.1)	5.6 (0.1)	5.8 (0.3)	5.7 (0.1)	5.8 (0.2)	5.6 (0.1)	93 (3.6)	91 (6.6)	90 (2.2)	92 (1.4)	95 (1.2)	97 (1.7)	0.03	0.03	0.03	0.06	0.05	0.05
	21°C	5.9 (0.2)	5.8 (0.2)	6.0 (0.4)	5.5 (0.1)	5.7 (0.1)	5.6 (0.1)	87 (3.3)	86 (1.4)	83 (1.4)	96 (6.2)	95 (0.9)	94 (5.8)	0.04	0.03	0.04	0.05	0.04	0.04
	23°C	5.5 (0.3)	5.6 (0.2)	5.6 (0.1)	5.8 (0.1)	6.2 (0.1)	6.0 (0.0)	94 (2.5)	89 (3.5)	86 (1.5)	107 (7.5)	99 (7.1)	94 (4.6)	0.06	0.06	0.05	0.07	0.06	0.05



A



B



C

Figure 1. Oxygen saturation at day 3 (left graphics) and day 7 (right graphics) in summer (A), autumn (B) and winter (C) microcosm experiments. Different phosphorus concentrations are shown in the x-axis and different temperatures as three scales of grey bars (control temperature = light grey bars; +3°C = medium grey bars; +5°C = dark grey bars). Error bars denote standard deviations. Different capital letters indicate significant P enrichment effects and different lower cases indicate significant temperature effects.

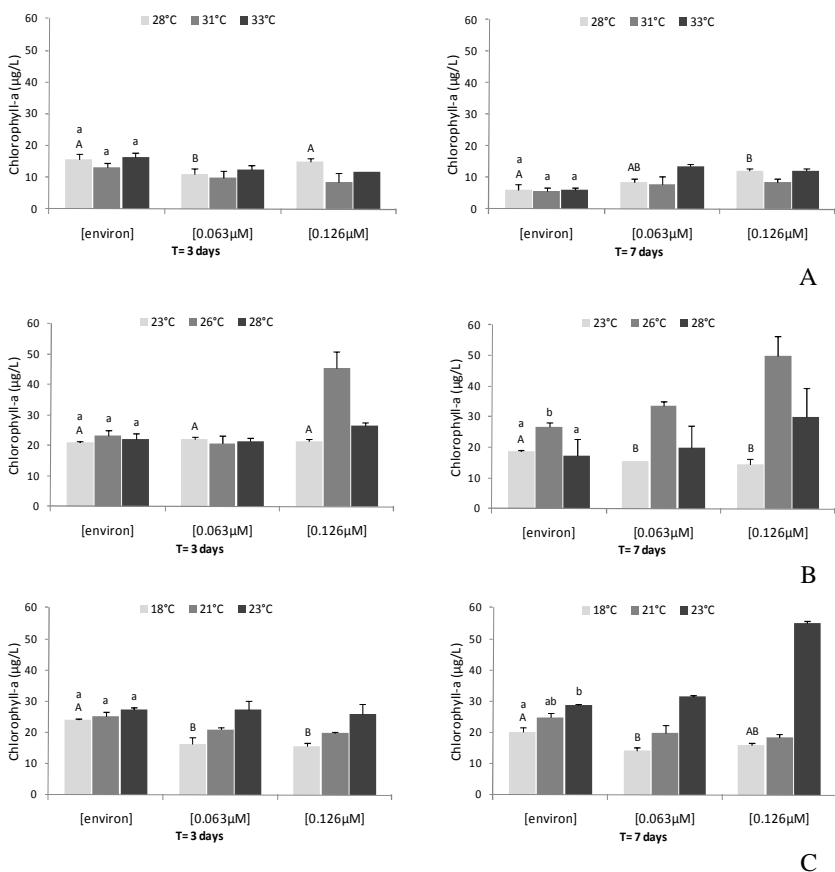


Figure 2. Chlorophyll-a concentration at day 3 (left graphics) and day 7 (right graphics) in summer (A), autumn (B) and winter (C) microcosm experiments. Different phosphorus concentrations are shown in the x-axis and different temperatures as three scales of grey bars (control temperature = light grey bars; +3°C = medium grey bars; +5°C = dark grey bars). Error bars denote standard deviations. Different capital letters indicate significant P enrichment effects and different lower cases indicate significant temperature effects.

DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES

Estudos demonstram que a qualidade da água em uma determinada região é determinada tanto por influências antrópicas, quanto por influências naturais (Yang et al., 2009). O presente estudo enfatiza que a lagoa do Peri é uma lagoa costeira bastante peculiar devido a sua coluna d'água relativamente profunda, à ausência de influência direta das águas oceânicas e à boa qualidade da água observada.

Os resultados deste trabalho mostraram que a lagoa do Peri, apesar da profundidade, apresenta homogeneidade espacial em todas as estações do ano, tanto vertical quanto horizontal, para todos os parâmetros de qualidade da água medidos. A forte e praticamente constante influência dos ventos dos quadrantes N-NE e S-SE na região da ilha de Santa Catarina, bem como a baixa ocupação e influência humanas nos arredores da lagoa e em sua bacia hidrográfica podem ser os principais motivos para tal homogeneidade.

Por outro lado, uma variação sazonal em alguns parâmetros pôde ser observada, em especial na temperatura da água e nas concentrações de clorofila-a e oxigênio dissolvido. Os nutrientes e outros parâmetros não mostraram padrões de variação claros, mas valores extremos puderam ser associados a fortes eventos de vento ou chuva na maioria das vezes. Esse resultado demonstra a importância de fatores naturais na determinação da qualidade da água na lagoa do Peri.

A conclusão acima é reforçada pelo fato de que as pequenas diferenças encontradas entre os resultados deste estudo e de dois estudos limnológicos conduzidos em 1996 e 1998 (Laudares-Silva, 1999; Simonassi, 2001) puderam ser associadas a eventos climáticos como El Niño e La Niña. Apesar de algumas diferenças significativas terem sido encontradas para alguns parâmetros (clorofila-a, pH, transparência), não houve variação nas concentrações de nutrientes e nenhuma das variações encontradas sugerem alterações importantes na qualidade da água na lagoa do Peri como um todo. O fato da lagoa estar inserida em uma área de proteção ambiental, com restrição de uso e ocupação de sua bacia, pode ter colaborado para a manutenção de suas características ao longo dos anos, apesar do intenso e nem sempre ordenado crescimento urbano observado na região da grande Florianópolis.

Os índices de estado trófico utilizados para classificar a lagoa resultaram em classificações variadas e, em alguns casos, inapropriadas. Os índices de Salas e Martino (1991) e o TSI de Carlson modificado por Toledo Jr. et al. (1983) desenvolvidos para corpos d'água tropicais

mostraram-se os mais adequados, classificando a lagoa como oligotrófica para as concentrações de nutrientes e meso-eutrófica para as concentrações de clorofila-a e transparência da água. As altas densidades da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (elevando as concentrações de clorofila e diminuindo a transparência da água), bem como as altas taxas de reciclagem observada em corpos d'água tropicais e subtropicais podem ser a causa de tais resultados.

Essa contradição entre baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de clorofila pode ter duas explicações não mutuamente excludentes: primeiro, os sistemas podem ao mesmo tempo exibir altas taxas de produção primária e altas taxas de respiração, enquanto houver suprimentos adequados de matéria orgânica; este padrão de heterotrofia implica que o metabolismo desses sistemas é amplamente suportado pela entrada de matéria orgânica, ao invés de nutrientes inorgânicos (Smith e Atkinson, 1994). Segundo, *C. raciborskii* contribui com mais de 50% na densidade fitoplanctônica na lagoa do Peri a maior parte do ano (Grellmann, 2006), e essa espécie é mundialmente conhecida por suportar condições adversas e por ser uma competidora de sucesso em diversos ambientes (com adaptações para suportar baixas concentrações de nutrientes e sombreamento, além de ter capacidade de se posicionar na coluna d'água).

A lagoa do Peri é um ecossistema de grande importância tanto para manutenção da biodiversidade, quanto como fornecedor de água potável. Este trabalho demonstra que a qualidade da água na lagoa é influenciada pelas condições climáticas (vento, chuva e temperatura), o que pode ser bastante preocupante em tempos de mudanças climáticas incertas para o futuro próximo. Outra questão importante é a presença dominante de *C. raciborskii*, uma cianobactéria potencialmente tóxica sobre a qual pouco se sabe com relação aos fatores que levam à produção e liberação de cianotoxinas.

Além disso, os resultados obtidos nos experimentos de aumento da temperatura e do aporte de fósforo também apontam para mudanças significativas na comunidade fitoplanctônica da lagoa do Peri em resposta às mudanças globais previstas para o futuro.

As simulações de aumento da temperatura de 3°C e 5°C levaram a concentrações mais elevadas de clorofila-a nos microcosmos de outono e inverno, tendo efeito negativo na biomassa fitoplanctônica nos experimentos de verão. As temperaturas constantes muito elevadas nos microcosmos de verão podem ter afetado o metabolismo do fitoplâncton; de fato, foi observada uma fina camada de indivíduos presa ao fundo dos

frascos utilizados no experimento, o que pode ter sido resultado da morte dos indivíduos ou da tentativa deles de alcançar camadas mais profundas e menos quentes do corpo d'água. Em resumo, temperaturas da água mais elevadas devem ocasionar aumento da biomassa do fitoplâncton na lagoa do Peri em meses de temperaturas frias e amenas, enquanto que nos meses mais quentes, podem ser prejudiciais a diversas espécies, levando a quedas nas concentrações de clorofila-a.

O aumento do aporte de fósforo por si só não provocou aumento nos valores de clorofila-a, parecendo, inclusive, ter afetado negativamente a biomassa fitoplancônica em diversos microcosmos. A rápida absorção do fósforo pela comunidade bacteriana e a competição desta por recursos com a comunidade fitoplancônica pode ter sido a causa da ausência de resposta e das quedas na clorofila-a observadas.

Por outro lado, quando as temperaturas e as concentrações fósforo na água foram elevadas simultaneamente, o que se observou foi um aumento da biomassa fitoplancônica, especialmente nas concentrações mais elevadas de fósforo e após 7 dias de experimento, tanto nos experimentos de inverno e outono, como nos de verão. Os maiores aumentos nas concentrações de clorofila-a observados no final do período de incubação podem estar associados novamente à interferência da comunidade bacteriana, a qual pode ter adiado a disponibilidade do fósforo adicionado aos microcosmos para o fitoplâncton.

Os resultados obtidos no presente estudo demonstram que a boa qualidade da água da lagoa do Peri pode ser significativamente afetada por mudanças em seu entorno e em sua bacia hidrográfica, especialmente se estas mudanças forem acompanhadas por mudanças globais nas temperaturas e na intensidade e frequência de ventos e chuvas (eventos climáticos extremos). Isso leva a uma grande preocupação, devido à importância da lagoa do Peri no contexto regional (como importante refúgio da biodiversidade e como fornecedora de água potável) e à presença de espécies de cianobactérias potencialmente formadoras de florações e produtoras de cianotoxinas.

A continuidade do monitoramento da qualidade da água na lagoa do Peri, bem como o desenvolvimento de mais experimentos e estudos que permitam uma melhor compreensão acerca do metabolismo e dos diversos processos em curso nas águas da lagoa, são ferramentas fundamentais para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação deste corpo d'água de características peculiares e beleza inigualável.

REFERÊNCIAS

- Ahmed, F., Bibi, M.H., Seto, K., Ishiga, H., Fukushima, T., & Roser, B.P. (2010). Abundances, distribution, and sources of trace metals in Nakaumi–Honjo coastal lagoon sediments, Japan. *Environmental Monitoring and Assessment*, doi: 10.1007/s10661-009-1065-8.
- Badylak, S., & Phlips, J. (2004). Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Journal of Plankton Research*, 26(10), 1229–1247.
- Branco, C.W.C., Attayde, J.L., & Kozłowsky-Suzuki, B. (1998). Zooplankton community of a coastal lagoon subjected to anthropogenic influences (Lagoa Imboacica, Macaé, R.J., Brazil). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 26, 1426–1429.
- Branco, C.W.C., Esteves, F.A., & Kozłowsky-Suzuki, B. (2000). The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé, R.J.) in Brazil. *Hydrobiologia*, 437, 71–81.
- Briand, J.F., Robillot, C., Quiblier-Lloberas, C., Humbert, J.F., Coutè, A., & Bernard, C. (2002). Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water Research*, 36, 3183–3192.
- Briand, J.F., Leboulanger, C., Humbert, J.F., 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.
- Camacho, A., Wurtsbaugh, W.A., Miracle, M.R., Armengol, X., & Vicente, E. (2003). Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *Journal of Plankton Research*, 25(4), 397–404.
- Cardoso, L.S., & Marques, D.M. (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, L.S., Silveira, A.L.L., & Marques, D.M.L.M. (2003). A ação do vento como gestor da hidrodinâmica na lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande Sul – Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(3), 5–15.
- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology & Oceanography*, 22(2), 361–369.
- Carmouze, J.P. (1994). O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo, Ed. Edgard Blécher/Fapesp. 255pp.
- Carvalho, L., & Kirika, A. (2003). Changes in shallow lake functioning: response to climate change and nutrient reduction. *Hydrobiologia*, 506–509, 789–796.
- CECCA - Centro de Estudos Cultura e Cidadania (1997). Unidades de Conservação e Áreas Protegidas da Ilha de Santa Catarina: caracterização e legislação. Ed. Insular, Florianópolis, Brasil, 160pp.
- Chagas, G.G., & Suzuki, M.S. (2005). Seasonal Hydrochemical Variation in a Tropical Coastal Lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4), 597–607.
- Choi, J.S. (1998). Lake ecosystem responses to rapid climate change. *Environmental Monitoring and Assessment*, 49, 281–290.
- Coelho, S., Gamito, S., & Pérez-Ruzafa, A. (2007). Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 218–231.
- Cottingham, K.L., Knight, S.E., Carpenter, S.R., Cole, J.J., Pace, M.L., & Wagner, A.E. (1997). Response of phytoplankton and bacteria to nutrients and zooplankton: a mesocosm experiment. *Journal of Plankton Research*, 19(8), 995–1010.
- Cottingham, K.L., Carpenter, S.R., & Amand, A.L.S. (1998). Responses of epilimnetic phytoplankton to experimental nutrient enrichment in three small seepage lakes. *Journal of Plankton Research*, 20(10), 1889–1914.
- Currie, D.J., & Kalff, J. (1984). A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnology & Oceanography*, 29(2), 298–310.
- Dodds, W.K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. London: Academic Press.

- Dzialowski, A.R., Wang, S.H., Lim, N.C., Spotts, W.W., & Huggins, D.G. (2005). Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*, 27(6), 586–595.
- Esteves, F.A., Ishii, I.H., & Camargo, A.F.M. (1984). Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: L.D. Lacerda, D.S.D. Araújo, R. Cerqueira, & S. Turc (Eds.), *Restingas: origem, estrutura e processos* (pp. 443–454). Niterói: CEUFF.
- Esteves, F.A. (1988). Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2, 3–28.
- Esteves, F.A. (1998). Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo. In: F.A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (pp. 63–87). Rio de Janeiro: NUPEM/UF RJ.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F., & Bozelli, R.L. (2008). Neotropical coastal lagoons: na appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 967–981.
- Fernández-Aláez, M., Fernández-Aláez, C., Bécares, E., Valentín, M., Goma, J., & Castrillo, P. (2004). A 2-year experimental study on nutrient and predator influences on food web constituents in a shallow lake of north-west Spain. *Freshwater Biology*, 49, 1574–1592.
- Flöder, S., Combüchen, A., Pasternak, A., & Hillebrand, H. (2006). Competition between pelagic and benthic microalgae for phosphorus and light. *Aquatic Sciences*, 68, 425–433.
- FLORAM (Fundação Municipal do Meio Ambiente) – PMF (Prefeitura Municipal de Florianópolis). (2009). Disponível em <http://www.pmf.sc.gov.br/portal/meioambiente>. Acesso em 26/02/2009.
- Fia, R., Matos, A.T., Coradi, P.C., & Pereira-Ramirez, O. (2009). Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Ambi-Agua - Taubaté*, 4(1), 132–141. (English abstract)

- Figueredo, C.C., & Giani, A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologia*, 39(4), 264–272.
- Fonseca, O.J.M. (1991). *Aspectos limnológicos da lagoa Emboaba, planície costeira setentrional do Rio Grande do Sul: morfometria, hidroquímica e degradação de Scirpus californicus (C.A. Meyer) Steud.* Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Gantidis, N., Pervolarakis, M., & Fytianos, K. (2007). Assessment of the quality characteristics of two lakes (Koronia and Volvi) of N. Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125, 175–181.
- Gikas, G.D., Yiannakopoulou, T., & Tsihrintzis, V.A. (2006). Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563, 385–406.
- Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A., Akrotas, C.S., & Haralambidis, G. (2009). Water quality trends in Polyphytos reservoir, Aliakmon River, Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149, 163–181.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., & Ohnstad, M.A.M. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Oxford: Blackwell Sci. Publisher.
- González, E.J. (2000). Nutrient enrichment and zooplankton effects on the phytoplankton community in microcosms from El Andino reservoir (Venezuela). *Hydrobiologia*, 434, 81–96.
- González, F.U.T., Herrera-Silveira, J.A., & Aguirre-Macedo, M.L. (2008). Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 418–430.
- 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, Florianópolis.

- Guildford, S.J., & Hecky, R.E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology & Oceanography*, 45(6), 1213–1223.
- Havens, K.E., East, T.L., Meeker, R.H., Davis, W.P., & Steinman, A.D. (1996). Phytoplankton and periphyton responses to *in situ* experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *Journal of Plankton Research*, 18(4), 551–566.
- Hennemann, M.C., & Petrucio, M.M. (*in preparation*). Long-small term spatial and temporal water quality dynamic in a deep coastal lagoon, South Brazil.
- Hlaili, A.S., Chikhaoui, M.A., Grami, B.E., & Mabrouk, H.H. (2006). Effects of N and P supply on phytoplankton in Bizerte Lagoon (western Mediterranean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 333, 79–96.
- Huovinen, P.S., Brett, M.T., & Goldman, C.R. (1999). Temporal and vertical dynamics of phytoplankton net growth in Castle Lake, California. *Journal of Plankton Research*, 21(2), 373–385.
- Huszar, V.L.M., & Silva, L.H.S. (1992). Comunidades fitoplantônicas de quatro lagoas costeiras do norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4, 291–314.
- Huszar, V.L.M., Caraco, N.F., Roland, F., & Cole, J. (2006). Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit?. *Biogeochemistry*, 79(1/2), 239–250.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2008). Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em agosto de 2008.
- IPIUF (Instituto de Planejamento Urbano de Florianópolis). (1978). *Plano diretor do Parque da lagoa do Peri*.
- Isvánovics, V., Shafik, H.M., Présing, M., & Juhos, S. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater Biology*, 43, 257–275.
- Kjerfve, B. (1994). Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes* (pp. 1–8). Amsterdam: Elsevier Science.
- Komárková, J., Laudares-Silva, R., & Senna, P.A.C. (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.

- Konrath, J. (1995). *Flutuação temporal da taxa de fixação de carbono particulado, estrutura do fitoplâncton e fatores ambientais em uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa Caconde), Osório, R.S.* Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Koroleff, F. (1976). Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.), *Methods of Sea Water Analysis* (pp. 117–181). Weinheim: Verlag. Chemie.
- Laudares-Silva, R. (1999). *Aspectos limnológicos, variabilidade espacial e temporal na estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil.* Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil.
- Lacerda, L.D. (1994). Biogeochemistry of heavy metals in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes* (pp. 221–241). Amsterdam: Elsevier Science.
- Lacerda, L.D., & Gonçalves, G.O. (2001). Mercury distribution and speciation in waters of the coastal lagoons of Rio de Janeiro, SE Brazil. *Marine Chemistry*, 76, 47–58.
- Lapolli, E.M., Moreira, J.C., Zardo, S.M., Vieira, V.F. (1990). Carta dos elementos do meio ambiente – Parque da Lagoa do Peri, Florianópolis, SC: LARS/SC, Memorial descritivo, 24 p.
- Liou, S.M., Lo, S.L., & Wang, S.H. (2004). A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96, 35–52.
- Lloret, J., Marín, A., & Marín-Guirao, L. (2008). Is coastal lagoon eutrophication likely to be aggravated by global climate change? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 403–412.
- Lorenzen, C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrometric equations. *Limnology & Oceanography*, 12, 343–346.
- Macedo, M.F., Duarte, R., Mendes, R., & Ferreira, J.G. (2001). Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and photosynthetic parameters in a coastal lagoon. *Journal of Plankton Research*, 23(7), 719–732.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J., & Talling, J.F. (1978). *Water Analysis: some revised methods for limnologists.* Freshwater Biological Association, Scientific Publication 36.

- Mehnert, G., Leunert, F., Cirés, S., Jöhnk, K., Rucker, J., Nixdorf, B., Wiedner, C. (*in press*). Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *J. Plankton Res.*
- Mercante, C.T.J., & Tucci-Moura, A. (1999). Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(1), 1–14.
- NEMAR (Núcleo de Estudos do Mar). 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 – PIESC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 286 p.
- Nogueira, N.M.C., & Ramirez, R.J.J. (1998). Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 21–34.
- OECD (1982). *Eutrophication of Waters. Monitoring, assessment and control*. Paris: OECD.
- Oliveira, J.S. (2002). *Análise sedimentar em zonas costeiras: subsídio ao diagnóstico ambiental da Lagoa do Peri - Ilha de Santa Catarina - SC, Brasil*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. (Dissertation)
- Padisák, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, and expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, 107(4), 563–593.
- Panigrahi, S., Wikner, J., Panigrahy, R.C., Satapathy, K.K., & Acharya, B.C. (2009). Variability of nutrients and phytoplankton biomass in a shallow brackish water ecosystem (Chilika Lagoon, India). *Limnology*, 10, 73–85.
- Pasternak, A., Hillebrand, L., & Flöder, S. (2009). Competition between benthic and pelagic microalgae for phosphorus and light – long-term experiments using artificial substrates. *Aquatic Sciences*, 71, 238–249.
- Pedrozo, C.S., & Rocha, O. (2006). Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(4), 445–464.

- Penteado, A.N. (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, Florianópolis, Brasil, 128pp.
- Pereira, M.A. (2001). Diagnóstico físico e socioambiental do Parque Municipal da Lagoa do Peri: subsídios ao Plano de Manejo. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 243pp.
- Pereira, A.A., van Hattum, B., Brouwer, A., van Bodegom, P.M., Rezende, C.E., & Salomons, W. (2006). Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. *Journal of Soils and Sediments*, 8, 239–252.
- Pereira, P., Pablo, H., Vale, C., Franco, V., & Nogueira, M. (2009). Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 281–292.
- Petrucio, M.M. (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: F.A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)* (pp. 109–122). Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ.
- Phlips, E.J., Badylak, S., & Grosskopf, T. (2002). Factors Affecting the Abundance of Phytoplankton in a Restricted Subtropical Lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 385–402.
- Poli, C.R., Snizek, F.N., Lago, P.A. (1978). Levantamento da fauna aquática da Lagoa do Peri. Relatório técnico preliminar. Florianópolis, IPUF/UFSC, 67pp.
- Ramirez-Olvera, M.A., Alcocer, J., Merino-Ibarra, M., Lugo, A. (2009). Nutrient limitation in a tropical saline lake: a microcosm experiment. *Hydrobiologia*, 626, 5–13.
- Sagrario, M.A.G., Jeppesen, E., Gomà, J., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T., & Landkildehus, F. (2005). Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at

- moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 50, 27–41.
- Salas, H.J., & Martino, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25(3), 341–350.
- Schäfer, A. (1988). Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2, 29–55.
- Scheffer, M., Straile, D., van Nes, E.H., & Hosper, H. (2001). Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnology & Oceanography*, 46(7), 1780–1783.
- Schelske, C.L., Rothman, E.D., Stoermer, E.F., & Santiago, M.A. (1974). Responses of phosphorus limited Lake Michigan phytoplankton to factorial enrichments with nitrogen and phosphorus. *Limnology & Oceanography*, 19(3), 409–419.
- Schwarzbold, A., & Schäfer, A. (1984). Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Amazoniana* 9(1): 87–104.
- Schwarzbold, A., Machado, N.A.F., Hocevar, C.M., Krieger, E.I.F., Güntzel, C.E., Carvalho, E.N., Caon, J.E.M.A., Almeida, M.A.B., Madeira, M.M., Padilha, R.S., Pfeifer, N.T.S., Santos, N.M., Freitas, S.M.F., Giovannini, S.G.T., Melo, I.S., & Becker, F.G. (1999). Lagoa Figueira, um caso de lagoa costeira “profunda” do litoral médio do RS: contribuição inicial à tipificação limnológica. Florianópolis: *Resumos do VII Congresso Brasileiro de Limnologia*.
- Silva, A.Á.S. (2000). Parque Municipal da Lagoa do Peri: subsídios para o gerenciamento ambiental. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 120pp.
- Silva, R.L., & Senna, P.A.C. (1997). Estudos limnológicos na lagoa do Peri (1995-1996), Florianópolis, SC. *Aquitaine Ocean*, 3, 265–270.
- Simonassi, J.C. (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, Florianópolis, Brasil, 72pp.
- Smith, S.V.S., & Atkinson, M.J. (1994). Mass Balance of Nutrient Fluxes in Coastal Lagoons. In Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes* (pp. 133-155). Amsterdam: Elsevier.

- Spaulding, M.L. (1994). Modeling of circulation and dispersion in coastal lagoons. In: Kjerfve, B. (ed.), *Coastal Lagoon Processes* (pp. 103-132). Amsterdam: Elsevier Science.
- Specchiulli, A., Renzi, M., Scirocco, T., Cilenti, L., Florio, M., Breber, P., Focardi, S., & Bastianoni, S. (2010). Comparative study based on sediment characteristics and macrobenthic communities in two Italian lagoons. *Environmental Monitoring and Assessment*, 160, 237–256.
- Strickland, J.D.H., & Parsons, T.R. (1960). A manual of seawater analysis. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 167, 311p.
- Taylor, D.I., Nixon, S.W., Granger, S.L., Buckley, B.A., McMahon, J.P., & Lin, H.J. (1995). Responses of coastal lagoon plant communities to different forms of nutrient enrichment a mesocosm experiment. *Aquatic Botany*, 52, 19–34.
- Thompson, P.L., St-Jacques, M.C., & Vinebrooke, R.D. (2008). Impacts of climate warming and nitrogen deposition on alpine plankton in lake and pond habitats: an *in vitro* experiment. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 40(1), 192–198.
- Toledo Jr., A.P., Talarico, M., Chinez, S.J., & Agudo, E.G. (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*, 1–34.
- Valderrama, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10, 1109–1122.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press.
- Wiedner, C., Rücker, 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.
- Yang, Y.H., Zhou, F., Guo, H.C., Sheng, H., Liu, H., Dao, X., He, C.J. (2010). Analysis of spatial and temporal water pollution patterns in Lake Dianchi using multivariate statistical methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, doi: 10.1007/s10661-009-1242-9.

ANEXOS

Anexo 1. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 1, profundidade do disco de Secchi, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Temperatura do ar (°C)	27,0	26,2	30,0	18,0	23,0	26,5	21,0	25,7	24,0	24,0	31,5	26,0	28,0	27,0	22,6	17,5	21,5	19,5	21,5	24,2
Intensidade do vento (km/h)	3,0	17,0	0,0	0,5	0,3	3,5	2,5	9,0	4,5	12,0	0,0	10,0	30,0	5,0	25,0	0,0	18,0	0,0	19,0	8,4
Profundidade (m)	7,0	8,5	7,5	9,0	7,5	8,1	10,0	7,5	7,5	7,5	7,3	7,3	8,0	9,0	8,0	8,3	9,5	8,0	8,0	8,1
Transparência Secchi (m)	0,90	1,20	1,00	1,30	1,05	1,10	1,20	1,10	1,20	1,10	0,80	1,00	1,00	1,05	0,90	1,00	1,00	0,80	1,00	1,0
Temperatura da água (°C)	26,9	25,1	22,1	18,8	18,7	19,8	19,3	21,7	23,3	24,2	27,1	27,9	26,9	25,6	21,0	17,5	18,0	18,4	20,8	22,3
pH	6,8	7,1	6,5	5,5	5,4	7,0	6,7	7,4	7,2	6,4	6,9	7,4	7,0	6,9	7,1	6,9	6,6	7,0	7,1	6,8
Condutividade (µS/cm)	88	78	77	75	76	75	77	77	72	86	70	70	70	72	66	71	71	61	63	73,3
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,2	6,3	7,6	5,6	6,2	9,1	9,0	8,0	8,8	7,2	8,0	6,8	7,2	7,7	8,5	9,1	8,4	9,2	8,3	7,7
Saturação de oxigênio (%)	78	76	87	60	67	100	97	91	103	86	100	87	90	95	95	94	87	96	93	88,6
Clorofila-a (µg/L)	27,8	19,2	14,7	15,8	13,9	16,3	14,2	14,4	18,4	19,8	23,5	28,6	20,0	23,8	4,8	19,0	16,6	17,9	18,7	18,3
Feofitina (µg/L)	0,5	0,5	1,3	1,3	0,5	0,8	0,3	0,5	1,1	0,8	0,2	0,0	0,4	0,6	1,9	0,6	0,4	0,3	0,2	0,6
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	0,8	2,0	1,5	8,1	1,4	2,1	1,1	0,3	1,5	5,1	2,8	1,9	1,4	2,0	1,7	1,6	2,9	1,1	1,4	2,1
Fósforo total dissolvido (µg/L)	3,1	6,8	5,9	7,4	5,3	6,2	4,6	4,9	4,6	6,5	6,7	5,7	8,1	3,7	3,5	4,1	3,4	5,6	3,7	5,3
Fósforo total (µg/L)	15,1	11,9	18,0	14,8	13,7	26,5	20,7	9,9	14,5	23,6	15,6	15,3	13,0	12,8	16,0	11,3	13,4	11,6	13,0	15,3
Nitrito (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,6
Nitrato (µg/L)	9,1	8,8	3,3	6,9	3,3	6,2	1,9	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,1
Amônia (µg/L)	6,4	24,9	26,7	4,6	4,9	19,9	3,9	22,4	16,0	26,4	17,7	6,0	9,6	13,5	18,0	17,7	17,4	14,7	22,8	15,4
Nitrogênio total (µg/L)	477	856	987	462	787	750	262	492	471	872	682	889	904	965	737	900	909	928	761	741,6
Razão NT:NP (massa)	32	72	55	31	58	28	13	50	33	37	44	58	69	75	46	80	68	80	58	51,9

Profundidade = profundidade máxima do ponto no momento de cada coleta.

Anexo 2. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 2, profundidade do disco de Secchi, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Temperatura do ar (°C)	25,0	25,5	30,0	22,0	25,2	26,5	20,5	26,0	24,1	26,0	35,4	28,0	28,5	27,0	23,2	19,5	21,1	19,3	22,0	25,0
Intensidade do vento (km/h)	1,5	5,0	0,0	0,0	0,0	2,5	9,0	10,0	6,5	8,0	0,0	10,0	13,0	10,0	8,0	0,0	18,0	3,5	8,0	5,9
Profundidade (m)	1,5	3,3	3,4	4,3	1,7	2,1	3,0	3,3	2,8	3,2	2,0	2,1	3,3	3,0	2,5	2,2	2,8	2,0	2,5	2,7
Transparência Secchi (m)	0,90	1,00	1,00	1,20	1,15	1,25	1,20	1,00	1,35	1,10	0,80	1,00	1,10	1,00	0,90	0,90	1,00	0,90	1,00	1,0
Temperatura da água (°C)	27,1	25,8	23,9	19,5	18,9	20,8	19,3	22,3	23,3	25,4	29,7	28,8	27,9	26,1	21,6	17,9	18,0	18,4	21,1	22,9
pH	7,0	7,6	6,4	5,6	5,5	6,7	7,2	7,3	7,3	6,4	7,3	7,8	7,1	6,8	7,2	7,0	6,7	7,4	7,5	6,9
Condutividade (µS/cm)	87	78	76	75	76	77	80	77	72	82	74	71	72	72	72	71	71	61	67	74,1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,1	8,1	7,8	6,5	6,6	9,2	9,4	8,1	8,8	7,1	7,7	7,1	7,3	7,9	8,6	9,0	8,6	9,1	8,8	8,1
Saturação de oxigênio (%)	102	100	93	70	71	104	101	93	103	85	102	92	92	98	98	94	89	94	98	93,6
Clorofila-a (µg/L)	28,8	16,8	12,3	15,5	13,9	16,3	15,5	13,4	20,8	19,0	24,0	32,3	21,1	24,3	4,8	20,6	17,4	19,0	20,6	18,7
Feofitina (µg/L)	0,3	0,9	0,9	0,4	0,5	0,8	0,2	0,3	0,5	0,7	0,2	0,0	0,5	0,3	2,1	0,5	0,7	0,2	0,4	0,6
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	1,5	1,7	1,2	6,3	1,1	2,3	1,5	0,8	1,5	6,1	2,3	1,4	1,7	2,2	1,3	1,9	1,1	1,7	1,1	2,0
Fósforo total dissolvido (µg/L)	3,7	5,9	5,2	6,9	4,3	5,0	4,9	4,4	5,5	6,4	5,5	4,6	4,1	2,7	2,8	3,5	5,5	5,6	3,8	4,8
Fósforo total (µg/L)	15,4	11,5	14,1	10,9	13,5	16,4	14,5	11,3	15,3	22,3	19,3	16,8	14,7	11,6	13,2	12,0	16,3	11,8	14,1	14,5
Nitrato (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Nitrato (µg/L)	6,2	8,0	2,6	5,5	5,1	7,7	1,2	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7
Amônia (µg/L)	3,9	22,1	36,4	6,0	1,0	28,5	11,4	19,9	16,4	20,6	19,8	7,8	7,5	12,6	19,2	17,1	15,0	16,2	21,6	15,9
Nitrogênio total (µg/L)	475	874	894	493	719	727	279	459	405	686	675	861	942	909	813	931	933	870	896	728,4
Razão NT:NP (massa)	31	76	63	45	53	44	19	40	26	31	35	51	64	78	62	78	57	74	64	52,2

Profundidade = profundidade máxima do ponto no momento de cada coleta.

Anexo 3. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 3, profundidade do disco de Secchi, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Temperatura do ar (°C)	27,0	25,8	35,0	22,5	24,3	23,2	21,0	25,0	22,4	26,0	32,6	28,0	28,5	27,0	24,0	23,0	21,4	18,6	22,0	25,1
Intensidade do vento (km/h)	2,0	11,0	0,0	6,0	6,5	11,2	10,0	10,0	17,0	20,0	5,0	6,0	5,0	20,0	30,0	11,0	2,5	2,0	15,0	10,0
Profundidade (m)	2,3	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,3	2,3	2,5	2,6	2,3	2,2	3,5	2,0	2,4	2,0	2,0	2,3	2,2	2,2
Transparência Secchi (m)	0,90	1,15	1,22	1,30	1,15	1,30	0,95	1,10	1,30	1,00	0,80	1,05	1,10	1,15	0,85	0,80	0,90	0,90	1,00	1,0
Temperatura da água (°C)	26,8	26,0	23,7	19,5	20,4	20,5	19,4	21,9	23,5	25,7	29,7	29,4	27,9	26,0	21,6	18,4	18,0	18,2	21,1	23,0
pH	7,0	7,2	6,4	5,5	5,6	6,7	7,5	7,5	7,5	6,7	7,3	7,9	7,3	6,8	7,2	7,0	6,8	7,6	7,5	7,0
Condutividade (µS/cm)	86	77	78	75	76	78	77	77	72	86	72	70	71	73	71	71	71	61	69	74,2
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,4	6,8	7,7	5,8	6,3	9,1	9,0	8,1	9,0	7,3	7,8	7,0	7,5	7,5	8,5	9,1	8,5	9,4	8,4	7,9
Saturação de oxigênio (%)	106	83	91	62	70	102	97	92	105	89	103	90	96	93	98	94	88	98	94	92,2
Clorofila-a (µg/L)	23,5	15,0	12,5	16,3	12,8	15,5	15,0	14,7	17,4	19,2	21,9	31,5	21,4	20,8	4,5	19,2	17,1	17,9	17,9	17,6
Feofitina (µg/L)	0,5	0,4	0,5	0,1	0,4	0,8	0,7	0,5	1,0	0,6	0,1	0,0	0,5	1,2	2,0	0,7	0,4	0,3	0,2	0,6
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	2,3	1,7	1,5	6,7	1,4	2,1	1,5	1,2	1,4	5,7	2,0	2,0	1,9	2,2	1,3	2,5	1,1	1,3	1,0	2,1
Fósforo total dissolvido (µg/L)	3,4	6,4	5,9	7,4	5,0	5,0	4,9	4,9	4,9	6,7	5,6	4,7	3,1	2,7	3,0	5,8	4,6	6,1	3,5	4,9
Fósforo total (µg/L)	15,1	13,7	13,5	11,2	12,8	15,6	18,0	11,0	14,5	23,1	16,5	17,5	15,8	12,7	13,0	13,7	16,7	12,0	13,2	14,7
Nitrito (µg/L)	0,7	0,7	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,6	0,7	0,6	0,7	0,6	0,6
Nitrato (µg/L)	5,1	11,3	3,7	5,1	3,3	8,4	0,4	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7
Amônia (µg/L)	6,0	13,1	19,2	7,4	2,4	30,6	8,9	23,1	20,3	21,4	15,0	7,2	8,7	22,5	21,6	19,1	16,5	17,1	22,5	15,9
Nitrogênio total (µg/L)	475	816	903	506	762	620	308	574	510	742	672	907	885	1050	792	967	980	903	896	750,9
Razão NT:NP (massa)	31	60	67	45	59	40	17	52	35	32	41	52	56	83	61	71	59	75	68	52,8

Profundidade = profundidade máxima do ponto no momento de cada coleta.

Anexo 4. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 4, profundidade do disco de Secchi, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Temperatura do ar (°C)	22,0	25,4	29,0	23,5	24,0	24,9	21,0	23,0	23,2	29,5	35,8	26,5	29,5	27,5	23,6	18,3	21,0	19,9	22,0	24,7
Intensidade do vento (km/h)	2,5	16,0	0,0	8,5	7,5	3,5	12,0	6,5	11,0	8,5	0,0	17,0	25,0	7,0	23,0	6,0	29,0	0,0	13,0	10,3
Profundidade (m)	1,3	1,7	1,5	1,9	1,3	1,5	1,4	1,4	1,5	1,7	1,2	1,3	2,0	1,3	1,8	1,5	1,8	1,3	1,3	1,5
Transparência Secchi (m)	0,90	1,10	1,10	1,20	1,25	1,20	1,20	1,20	1,25	1,00	0,85	1,10	1,25	1,05	1,00	1,00	1,10	0,80	1,00	1,1
Temperatura da água (°C)	26,6	25,4	22,7	18,8	20,5	21,0	19,7	21,8	23,3	26,1	28,5	28,8	27,6	26,1	21,9	17,2	18,1	18,6	21,2	22,8
pH	7,0	7,2	6,3	5,6	5,6	6,7	7,2	7,8	7,3	7,2	7,2	7,4	7,1	6,8	7,0	7,1	6,7	6,8	7,6	6,9
Condutividade (µS/cm)	84	78	76	75	76	71	77	76	72	81	71	67	71	72	71	71	71	62	75	73,5
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,4	6,6	8,6	6,3	7,1	9,1	9,1	7,9	8,6	7,1	7,5	6,6	7,2	7,7	8,3	9,0	8,6	9,4	8,6	7,9
Saturação de oxigênio (%)	80	80	100	68	78	102	100	90	101	87	96	86	92	95	95	93	90	101	97	91,1
Clorofila-a (µg/L)	26,2	15,2	14,4	15,0	12,8	13,9	15,0	17,1	15,5	19,5	23,8	23,5	16,3	21,1	4,5	18,2	15,2	18,7	15,2	16,9
Feofitina (µg/L)	0,3	0,7	0,6	0,7	0,4	0,8	0,4	0,0	0,3	0,6	0,0	0,0	0,8	1,7	1,9	0,5	0,4	0,2	0,4	0,6
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	0,6	2,3	1,1	7,3	1,4	2,9	1,7	0,9	1,4	5,5	1,7	2,6	1,6	1,9	1,6	2,8	1,4	1,1	1,6	2,2
Fósforo total dissolvido (µg/L)	3,3	7,1	5,5	9,5	5,0	7,1	5,2	5,0	5,0	7,1	4,9	6,7	3,1	2,8	3,4	5,6	5,3	5,5	3,8	5,3
Fósforo total (µg/L)	15,3	10,4	16,7	12,5	12,5	19,8	20,0	12,4	15,3	21,8	14,9	14,1	13,5	12,3	10,9	13,5	16,0	11,3	11,1	14,4
Nitrito (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6
Nitrato (µg/L)	9,5	16,4	3,3	5,1	5,9	5,9	0,4	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,0
Amônia (µg/L)	10,6	18,9	22,8	4,6	3,2	17,4	9,9	19,6	18,5	36,4	13,8	4,5	7,2	12,6	19,2	16,2	13,2	17,1	21,3	15,1
Nitrogênio total (µg/L)	506	616	992	476	760	596	301	604	503	835	659	912	908	1040	821	961	1031	913	912	755,0
Razão NT:NP (massa)	33	59	59	38	61	30	15	49	33	38	44	65	67	84	75	71	65	81	82	55,3

Profundidade = profundidade máxima do ponto no momento de cada coleta.

Anexo 5. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 5, profundidade do disco de Secchi, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Temperatura do ar (°C)	25,3	25,7	27,0	18,0	21,3	22,8	21,0	23,7	25,6	26,0	31,0	27,0	26,9	26,5	23,0	18,0	20,7	19,7	21,0	23,7
Intensidade do vento (km/h)	2,3	12,3	0,0	0,0	4,8	1,9	3,0	4,5	3,0	12,0	0,0	0,0	7,0	4,0	2,5	0,0	3,5	0,0	4,0	3,4
Profundidade (m)	3,0	3,9	2,5	2,1	2,3	2,0	3,5	3,3	3,5	4,0	2,5	3,3	2,3	2,4	1,8	2,3	2,3	2,3	2,1	2,7
Transparência Secchi (m)	0,90	1,11	1,10	1,12	1,05	1,00	1,30	1,35	0,90	1,05	1,05	1,00	1,10	1,05	0,95	0,95	0,90	0,90	1,00	1,0
Temperatura da água (°C)	26,9	25,6	21,5	18,3	18,2	20,3	19,3	20,7	22,9	26,3	26,1	27,0	26,8	24,6	20,7	17,2	18,0	18,5	20,5	22,1
pH	6,9	7,3	6,5	5,6	5,4	6,8	7,3	7,4	6,9	7,1	6,5	6,8	7,1	6,8	6,7	7,1	6,6	7,4	7,6	6,8
Condutividade (µS/cm)	86	78	77	76	77	78	77	78	78	76	71	71	72	73	68	71	72	61	75	74,4
Oxigênio dissolvido (mg/L)	7,3	6,9	6,4	5,6	7,4	8,8	9,1	7,6	8,4	6,0	6,4	6,6	7,3	7,8	8,3	9,1	8,3	9,1	8,9	7,6
Saturação de oxigênio (%)	91	85	71	58	77	97	98	86	98	74	79	82	91	94	93	94	86	94	97	86,6
Clorofila-a (µg/L)	26,6	16,6	10,9	14,2	13,6	15,2	16,6	16,0	15,8	18,7	22,7	22,4	17,6	23,8	4,8	19,5	16,3	19,0	16,0	17,2
Feofitina (µg/L)	0,4	0,6	1,9	0,6	0,5	0,8	0,2	0,3	0,5	0,5	0,4	0,1	0,4	0,5	1,7	0,4	0,5	0,1	0,4	0,6
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	1,3	1,9	1,5	7,0	1,3	2,3	1,7	0,9	1,2	5,5	2,2	1,6	1,6	3,1	1,3	2,9	1,7	1,1	3,7	2,3
Fósforo total dissolvido (µg/L)	3,4	6,5	5,6	8,4	5,6	5,8	5,3	5,6	5,0	8,3	5,0	6,8	3,4	4,7	3,1	5,8	4,7	5,3	7,2	5,6
Fósforo total (µg/L)	15,2	11,9	21,3	12,4	15,6	19,3	13,8	12,0	18,5	22,0	14,7	15,1	14,1	13,0	13,2	13,0	16,1	12,1	14,6	15,2
Nitrito (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,6
Nitrato (µg/L)	7,5	11,1	3,3	6,6	9,1	9,8	0,8	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,2
Amônia (µg/L)	6,7	19,8	26,3	6,0	8,4	25,2	5,4	18,9	18,9	24,9	15,0	5,1	6,9	12,0	19,8	17,7	15,5	16,5	22,5	15,3
Nitrogênio total (µg/L)	483	791	944	455	812	659	299	547	540	744	630	913	947	933	766	952	1096	836	994	754,8
Razão NT:NP (massa)	32	67	44	37	52	34	22	45	29	34	43	60	67	72	58	73	68	69	68	51,3

Profundidade = profundidade máxima do ponto no momento de cada coleta.

Anexo 6. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 1, na superfície, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Profundidade (m)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Temperatura da água (°C)	26,7	25,0	21,4	20,0	19,0	20,1	19,1	22,9	23,2	24,3	27,5	27,9	26,8	25,4	20,9	17,6	17,9	18,5	20,8	22,4
pH	6,7	7,1	6,7	5,6	5,4	6,8	7,5	7,4	7,1	6,3	7,2	7,2	7,5	6,8	6,9	7,0	6,6	7,3	7,2	6,9
Condutividade (µS/cm)	88	78	74	75	77	76	77	77	74	82	72	70	78	72	66	71	71	61	63	73,8
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,2	6,4	8,2	6,1	5,8	9,0	8,9	8,3	8,6	7,2	7,9	7,1	7,1	7,9	8,6	9,2	8,6	10,1	8,5	7,9
Saturação de oxigênio (%)	77	77	92	68	62	99	96	97	100	86	99	90	89	95	96	96	89	105	95	89,9
Clorofila-a (µg/L)	32,0	18,7	15,2	15,8	12,8	15,5	13,6	14,2	18,4	20,8	23,2	28,8	19,2	24,6	4,3	19,5	16,6	17,4	19,2	18,4
Feofitina (µg/L)	0,0	0,3	0,8	0,6	0,4	1,7	0,3	0,3	0,8	0,4	0,0	0,0	0,4	0,2	2,2	0,6	0,3	0,3	0,2	0,5
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	1,2	2,0	1,1	7,3	0,8	2,3	1,4	0,5	1,4	5,5	2,8	1,1	1,4	2,0	1,3	1,7	2,1	1,7	1,9	2,1
Fósforo total dissolvido (µg/L)	4,3	7,2	4,6	7,7	4,7	6,7	5,3	4,1	5,6	6,1	6,1	4,7	4,4	2,7	3,5	3,5	3,5	5,5	4,3	5,0
Fósforo total (µg/L)	15,0	11,0	14,0	12,5	12,2	23,6	14,8	9,3	15,6	20,7	13,4	15,8	12,7	12,5	17,5	14,7	16,1	12,3	11,8	14,5
Nitrito (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7	0,6
Nitrato (µg/L)	8,4	10,2	2,6	6,9	8,4	9,8	1,5	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,2
Amônia (µg/L)	3,9	24,9	18,1	4,6	11,7	22,1	2,8	21,4	17,1	18,5	13,8	6,3	10,2	15,6	22,2	22,8	23,4	19,2	24,6	16,0
Nitrogênio total (µg/L)	523	816	906	420	770	662	286	410	501	758	665	921	938	936	688	969	829	939	793	722,7

Profundidade = profundidade em que a coleta foi realizada.

Anexo 7. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 1, profundidade correspondente a três vezes o valor do disco de Secchi (1% de luz), de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Profundidade (m)	2,4	3,6	3,0	3,9	3,2	3,3	3,6	3,3	3,6	3,3	2,5	3,0	3,0	3,2	2,7	3,0	3,0	2,4	3,0	3,1
Temperatura da água (°C)	26,9	24,8	21,8	18,8	19,1	19,3	19,2	20,7	22,7	24,3	27,0	27,9	26,8	25,4	20,9	17,4	17,9	18,3	21,0	22,1
pH	6,8	7,5	6,4	5,5	5,5	6,8	7,6	7,5	7,1	6,7	7,1	7,3	7,0	6,9	7,1	6,9	6,6	7,1	7,1	6,9
Condutividade (µS/cm)	88	78	77	75	77	75	81	77	71	85	69	70	71	72	65	71	71	61	65	73,6
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,6	6,8	8,2	6,1	6,2	8,9	8,9	8,4	8,4	7,3	7,8	6,9	7,0	7,8	8,5	9,2	8,5	9,1	8,3	7,8
Saturação de oxigênio (%)	71	82	94	66	67	96	96	94	98	86	98	88	88	94	95	95	88	94	93	88,6
Clorofila-a (µg/L)	28,3	19,0	15,0	16,3	13,9	16,6	15,2	14,2	18,4	21,4	24,8	27,8	19,5	24,0	4,8	16,8	16,3	18,7	18,7	18,4
Feofitina (µg/L)	0,2	0,3	0,9	0,5	0,5	1,3	0,3	1,0	0,9	0,3	0,1	0,0	0,4	0,3	2,0	1,7	0,6	0,2	0,1	0,6
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	1,5	2,1	1,4	7,3	1,2	2,0	1,2	0,5	1,2	5,2	2,3	2,0	2,8	2,5	1,3	1,7	1,4	1,6	1,0	2,1
Fósforo total dissolvido (µg/L)	2,7	6,1	5,9	7,7	4,9	5,5	4,4	4,3	4,7	6,8	4,9	6,2	8,1	2,8	3,3	4,6	4,6	5,5	3,4	5,1
Fósforo total (µg/L)	13,3	11,7	15,9	12,4	13,0	18,9	12,8	13,2	17,2	22,4	15,3	17,7	12,8	12,7	14,4	12,1	17,2	12,0	13,4	14,6
Nitrito (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,6	0,6	0,7	0,7	0,6	0,6
Nitrato (µg/L)	5,5	8,4	2,2	5,5	5,5	4,1	0,8	1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2
Amônia (µg/L)	3,9	24,9	23,9	3,2	2,1	13,1	3,5	18,1	17,8	20,3	21,3	6,0	6,6	9,6	18,9	17,9	16,8	18,0	21,3	14,1
Nitrogênio total (µg/L)	481	835	993	450	774	732	260	522	566	686	695	855	871	916	680	895	843	992	846	731,1

Profundidade = profundidade em que a coleta foi realizada.

Anexo 8. Valores dos parâmetros de qualidade da água mensurados no ponto 1, profundidade correspondente a zona afótica, de março/2008 a setembro/2009.

	mar/08	abr/08	mai/08	jun/08	jul/08	ago/08	set/08	out/08	nov/08	dez/08	jan/09	fev/09	mar/09	abr/09	mai/09	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	MÉDIA
Profundidade (m)	4,7	6,1	5,5	6,5	5,3	5,7	7,0	5,4	5,6	5,4	5,5	5,0	5,5	6,1	5,6	5,5	6,3	5,2	5,5	5,7
Temperatura da água (°C)	27,0	24,8	22,3	18,7	18,8	19,4	19,2	20,4	22,4	24,6	27,0	27,7	26,7	25,3	21,2	17,5	18,0	18,3	21,1	22,1
pH	6,9	7,5	6,6	5,6	5,5	7,1	6,9	7,5	7,0	6,8	7,0	7,0	7,1	6,8	7,4	6,8	6,7	6,3	7,1	6,8
Condutividade (µS/cm)	86	79	78	75	75	75	77	77	70	83	69	69	70	72	65	71	71	62	64	73,1
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,9	6,6	7,6	6,1	5,8	8,7	8,9	7,9	8,3	7,2	7,3	6,5	7,0	7,7	8,4	9,2	8,4	9,0	8,3	7,7
Saturação de oxigênio (%)	86	80	87	66	63	94	96	87	95	87	91	83	88	93	94	95	87	94	93	87,3
Clorofila-a (µg/L)	27,8	17,9	15,2	16,0	14,4	15,8	14,7	8,5	18,7	20,3	23,0	25,6	19,0	23,5	4,3	16,0	15,8	19,0	17,9	17,5
Feofitina (µg/L)	0,3	0,4	0,9	0,7	0,4	1,1	0,4	2,0	0,8	0,4	0,2	0,0	0,3	0,3	2,1	1,7	0,7	0,2	0,4	0,7
Fósforo solúvel reativo (µg/L)	1,1	2,3	1,5	7,6	1,2	2,0	1,2	0,8	1,4	6,1	1,3	1,7	1,7	2,5	1,1	1,3	1,9	1,1	1,4	2,1
Fósforo total dissolvido (µg/L)	5,2	7,1	6,2	7,4	5,3	5,8	4,9	4,1	4,3	5,8	5,0	4,9	3,7	3,3	3,3	5,0	5,9	5,3	4,4	5,1
Fósforo total (µg/L)	15,6	11,4	15,6	9,4	15,4	19,5	13,8	12,0	14,6	21,3	16,5	13,9	12,8	12,1	12,1	12,7	18,1	11,3	13,9	14,3
Nitrito (µg/L)	0,6	0,8	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,6	0,6
Nitrato (µg/L)	8,4	10,6	1,9	7,7	4,4	3,0	1,2	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,8
Amônia (µg/L)	4,9	28,5	24,2	4,1	3,2	19,9	5,3	22,1	18,5	18,9	18,9	6,3	7,5	8,4	18,0	17,5	17,1	15,3	23,4	14,8
Nitrogênio total (µg/L)	491	863	969	418	770	768	316	603	518	711	717	782	921	913	741	885	840	965	852	739,2

Profundidade = profundidade em que a coleta foi realizada.