

Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Universidade Estadual do Rio Grande do Sul  
Graduação em Ciências Biológicas –  
ênfase em Gestão Ambiental Marinha e Costeira  
Trabalho de Conclusão de Curso

# **Controle de florações de cianobactérias através do uso de uma argila modificada para restauração de sistemas aquáticos rasos subtropicais**

Autor: Roberto Rosa

Orientador: Dra. Luciana de Souza Cardoso

Co - orientador: Dra. Vanessa Becker

Periódico para publicação : Lakes and Reservoirs Monitoring and Assessment

Imbé, dezembro de 2010.

## Resumo

Uma das principais modificações provocadas pelo homem em ambientes aquáticos resulta na eutrofização, que é causada geralmente pelo aporte excessivo de nutrientes. Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos para o controle do crescimento intenso de algumas espécies de algas planctônicas, sobretudo cianobactérias, e a remoção de fósforo tem sido o principal foco para restauração ambiental de ecossistemas aquáticos. Este trabalho testou uma nova alternativa para remoção do fósforo solúvel reativo (PSR), a fim de verificar sua eficácia na recuperação da qualidade de água do Lago do Minizoológico (Ceclimar), localizado no sul do Brasil. Na tentativa de reverter a eutrofização, foi testada a argila modificada Phoslock<sup>®</sup> em uma dose de 125 kg, visando atenuar a concentração de PSR e diminuir a biomassa de cianobactérias. O PSR diminuiu aproximadamente 50% nas primeiras duas horas após a aplicação da argila, com queda de 84,2% após 30 dias. Após 12 meses ainda não foram registradas concentrações de PSR semelhante aos valores iniciais (0,86 mg.L<sup>-1</sup>). A dominância de cianobactérias no sistema foi representada pelos gêneros *Microcystis*, *Sphaerocavum* e *Anabaena*. Dois eventos de florações de cianobactérias foram observados durante o estudo, no inverno de 2009, antes da aplicação do produto, e outro no verão de 2010, após a adição. O primeiro evento esteve relacionado com altas concentrações de PSR, enquanto que o segundo, com altas temperaturas. Com a aplicação do Phoslock<sup>®</sup> foi constatada a diminuição do PSR, e conseqüentemente, da biomassa de cianobactérias. No final do inverno e durante a primavera, a comunidade fitoplanctônica apresentou uma composição mais diversa, com o aparecimento de algas verdes (Chlorophyceae), principalmente espécies de *Scenedesmus* e *Desmodesmus*. A aplicação-teste de Phoslock<sup>®</sup> no ambiente comprovou o efeito do produto na diminuição da biomassa fitoplanctônica, e mudança na comunidade em função do aumento da transparência do lago.

Palavras-chave: Fitoplâncton, recuperação ambiental, lagos rasos, biomanipulação, monitoramento.

## Introdução

O incremento no aporte de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos, ocasionado geralmente por causas antrópicas, vem contribuindo para que as condições eutróficas destes sistemas se tornem cada vez mais problemáticas (Krienitz et al. 1996). A necessidade de reduzir o fluxo de nutrientes em ecossistemas aquáticos de água doce, proporcionando qualidade para esses ambientes e diminuindo a eutrofização, vem sendo tratada em nível mundial (Conley 2009). O fósforo, juntamente com o nitrogênio, é um dos macro-nutrientes mais importantes e responsáveis

pela eutrofização de águas naturais. Uma das principais conseqüências da eutrofização é o crescimento acelerado de algas tóxicas como cianobactérias (Moss 1990), o que compromete a qualidade da água e limita os usos dos ecossistemas aquáticos.

O enriquecimento de sistemas lacustres, através do influxo excessivo de resíduos nitrogenados e fosfatados, geralmente apresenta grande relação com o antropismo, e a sensibilidade das algas a estas mudanças ocasiona alterações na dinâmica e na estrutura do ambiente, como uma resposta aos estímulos da dinâmica do ecossistema. Portanto, da mesma maneira que o ambiente influencia na dinâmica dos microorganismos, estes, por sua vez, podem gerar alterações associadas aos ciclos bioquímicos, que exercem influências nos níveis tróficos superiores, regidos pela base de sustentação da cadeia alimentar (Round 1973; Boney 1989; Reynolds 2006). Em ecossistemas aquáticos, interações entre processos físicos e biológicos freqüentemente comandam a maior parte no controle da estrutura e produção de comunidades pelágicas. Compreender a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica para entender os inúmeros efeitos decorrentes da crescente eutrofização em lagos e reservatórios do mundo ainda constitui um desafio (Crossetti 2008).

O crescimento excessivo do fitoplâncton, principalmente devido à poluição orgânica, leva a águas túrbidas e a uma cascata de efeitos ecológicos, resultando em uma biodiversidade fortemente empobrecida e a efeitos negativos para a saúde pública. Tão importante quanto o aumento da biomassa relacionada a estes processos de eutrofização é a mudança na composição específica da comunidade fitoplanctônica, com dominância de cianobactérias, organismos que podem causar problemas para a qualidade da água através da produção de cianotoxinas, tornando-a menos adequada para uso humano (Huszar e Silva 1999).

A ocorrência das florações de cianobactérias em corpos aquáticos se tornou um problema global (Babica et al. 2001). A frequência e a intensidade das florações de algas têm aumentado nas últimas décadas, principalmente devido à ação antrópica, no que diz respeito à eliminação de nutrientes no meio ambiente, tornando os corpos de água eutrofizados (Paerl et al. 2001). Diante da extensão e gravidade do problema da incidência de florações destes organismos potencialmente tóxicos, pesquisas sobre suas causas e possíveis estratégias para seu controle têm sido estimuladas (Panosso et al. 2007). Técnicas de controle físico, químico e biológico do crescimento das populações de cianobactérias têm sido investigadas para melhorar a qualidade da água dos reservatórios e lagos atingidos por florações (Chorus e Bartram 1999).

Nas décadas recentes, muitos esforços têm sido feitos para combater a eutrofização através da redução do fluxo de matéria proveniente do meio externo (Wetzel 1990). Este problema vem sendo contemplado desde 1960, e diversos estudos averiguaram a relação entre a redução do aporte de nutrientes provenientes do meio externo e as mudanças nas concentrações de clorofila-*a* ou na estrutura da comunidade fitoplanctônica presente nestes ambientes (Marsden 1989; Sas 1989).

Uma análise de 35 estudos de caso foi reportada por Jeppesen et al. (2005), tratando do comportamento de ecossistemas aquáticos ao sofrerem a redução do aporte de nutrientes, tanto por meio de biomanipulação (controle *top-down*), como através de métodos físicos e químicos. Na maioria dos casos ocorreu a redução das concentrações de fósforo solúvel reativo e de clorofila-*a*, contrastando com a transparência da água, que aumentou. Søndergaard et al. (2005) documentaram uma revisão relacionando as variações sazonais com os fluxos de entrada e saída de nutrientes em 12 lagos na Dinamarca, visando estabelecer um planejamento de recuperação de maior eficácia para estes ecossistemas. No lago Paranoá, em Brasília, duas estações de tratamento de esgoto foram inseridas no entorno, em adição a um sistema de coleta de esgoto complementar, reduzindo o aporte de matéria indesejável, a fim de recuperar a qualidade da água. Resultados apontaram o declínio das concentrações de fósforo total e de clorofila-*a*, e o aumento da transparência da água (Jeppesen et al. 2007). Outros estudos evidenciaram a melhoria na turbidez e transparência das águas como sendo um resultado do controle da população fitoplanctônica, através do impedimento da entrada de efluentes domésticos (Edmondson e Lehman 1981; Bernhardt et al. 1985; Bäuerle e Gaedke 1998).

Estudos limnológicos podem ser direcionados para a caracterização de problemas específicos, como a eutrofização e o aporte de nutrientes, e para proposição de ações mitigadoras, lembrando que os custos econômicos para a recuperação ambiental dos ecossistemas aquáticos podem ser bastante elevados (Tundisi 1999), e nem sempre atingem os objetivos esperados. Além disso, há a necessidade eminente de novos métodos para restauração de recursos hídricos degradados, sem promover efeitos colaterais sobre organismos e/ou interações ecológicas no meio ambiente. Alguns lagos apresentam certa resistência à restauração, principalmente lagos de pequeno porte com grande parte dos nutrientes estocada no sedimento e sujeita à ressuspensão. Assim, métodos biológicos, físicos e químicos têm sido aprimorados para acelerar processos de restauração de ecossistemas aquáticos eutrofizados (Jeppesen et al. 2007).

Diante da escassez de medidas auto-sustentáveis, sem efeitos colaterais ao ambiente, uma nova alternativa surge para a recuperação de sistemas eutrofizados, que consiste na aplicação de uma argila ionicamente modificada denominada Phoslock<sup>®</sup>, que atua na remoção do fósforo solúvel reativo (PSR) (Finkler Ferreira e Motta Marques 2009). Phoslock<sup>®</sup> é um produto à base de silicato (argila) modificado contendo lantânio, elemento capaz de se complexar a íons de fósforo, capturando-o e, posteriormente, sedimentando-o no fundo do corpo aquático (Finkler Ferreira e Motta Marques 2009). Trabalhos anteriores (Robb et al. 2003; Akhurst et al. 2004; Ross et al. 2008) avaliaram e comprovaram a habilidade da argila modificada em adsorver fosfatos sob diferentes condições de contorno (*e.g.*, pH, anoxia, luz). O produto é considerado capaz de remover fosfatos tanto em ambientes de água doce quanto marinhos (Robb et al. 2003).

Depois da aplicação deste produto, o fósforo reativo é ligeiramente adsorvido, e forma uma molécula insolúvel com a estrutura da argila modificada. É capaz de fazer essa remoção de fóstatos num abrangente gradiente de pH (Douglas e Adeney 2001; Finkler Ferreira e Motta Marques 2009). Segundo Ross et al. (2008), sendo mais eficaz nas faixas de pH 5 a 9. Agindo de forma diferente dos adsorventes à base de alumínio, a adsorção de fosfatos não é instável sob condições anóxicas (Robb et al. 2003; Ross et al. 2008). Segundo Finkler Ferreira e Motta Marques (2009), a eficiência do produto é em média de 94% de captura de fósforo, e isto pode afetar a sobrevivência das cianobactérias. A habilidade do Phoslock<sup>®</sup> em se complexar ao fósforo está bem estabelecida através de estudos laboratoriais (Finkler Ferreira e Motta Marques 2009; Douglas e Adeney 2001). A argila modificada não gera lodo e testes ecotoxicológicos demonstraram que o produto não afetou diversos organismos aquáticos nem a saúde humana (Moore e Chriswell 2006; Moore 2007). O potencial de Phoslock<sup>®</sup> para restaurar ambientes aquáticos vem sendo comprovado na Europa (Alemanha, Holanda, Inglaterra, Polônia), Austrália e EUA. Rios australianos foram tratados com argila e apresentaram melhora significativa na qualidade de suas águas (Douglas e Adeney 2001; Robb et al., 2003). Na Alemanha, recentes aplicações foram conduzidas nos lagos Silbersee e Bärensee (Institut Dr. Nowak 2008). No lago Silbersee, além de ser observada uma redução significativa no nível de fósforo total de 0,16 para 0,04 mg l<sup>-1</sup>, foi observada também uma elevação no teor de oxigênio das águas. O lago antes apresentava déficits de oxigênio em função do alto teor de matéria orgânica e, provavelmente, em função da redução de fósforo, houve também uma redução da atividade microbiana e, conseqüentemente, da demanda bioquímica de oxigênio (Institut Dr. Nowak 2008).

Assim, a alternativa de imobilizar o PSR dentro do próprio ecossistema com a argila modificada é uma opção inovadora. A aplicação de químicos com base em alumínio ou cloreto férrico não é sustentável, havendo poucos registros sobre o sucesso e longevidade destes tratamentos (Cooke et al. 1993; Welch e Cooke 1999). Isto se deve, principalmente, a instabilidade destes reagentes frente a pequenas variações de pH, alcalinidade e concentração de matéria orgânica na água (Cooke et al. 1993; Omoike e Vanloon 1999). Além disso, pelo fato de serem instáveis, acabam gerando compostos solúveis tóxicos que oferecem risco à vida aquática (Neville e Campbell 1988; Gibbs et al. 2008).

O lago do Minizoológico do Ceclimar é um ambiente eutrofizado, com altas concentrações de nutrientes, principalmente de fósforo total e reativo, com eventos freqüentes de florações de cianobactérias. A hipótese deste estudo *in situ* é que a argila ionicamente modificada (Phoslock<sup>®</sup>) seja eficiente na remoção de fósforo solúvel reativo (PSR) em lagos rasos subtropicais, resultando na diminuição da biomassa de cianobactérias potencialmente nocivas, podendo ser uma valiosa ferramenta para a restauração de sistemas aquáticos. O objetivo geral deste trabalho foi testar o

potencial do Phoslock<sup>®</sup> ao adsorver PSR, e verificar a eficácia de sua ação indireta como redutor da biomassa de cianobactérias potencialmente nocivas, recuperando a qualidade da água do lago. Neste trabalho não foram realizadas análises de toxinas, apesar de serem importantes para o contexto abordado.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de Estudo**

O lago do Minizoológico está localizado no litoral norte do Rio Grande do Sul, no município de Imbé, dentro de uma unidade da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) denominada CECLIMAR (Centro de estudos costeiros, limnológicos e marinhos), próxima à Laguna de Tramandaí (Figura 1).

O lago foi construído há aproximadamente 18 anos, possui uma área de 882 m<sup>2</sup>, volume máximo de 1323 m<sup>3</sup> e uma profundidade máxima de 1,5 m. É importante salientar que, concomitante às ações especificadas neste trabalho, o lago sofreu algumas alterações de manejo. Possui uma comporta que, quando aberta, possibilita a ligação do lago com a Laguna de Tramandaí, um sistema com características estuarinas devido à sua ligação com o Oceano Atlântico. A comporta foi aberta durante eventos de altas precipitações, para evitar que o nível da água subisse muito, pois a região estava sofrendo a influência do El Niño. Um aerador foi instalado em maio de 2009 para melhorar a qualidade da água. A sua ação propiciou que a coluna d'água fosse desestabilizada, promovendo maior oxigenação na coluna d'água. Além disso, um aterramento foi realizado em uma grande área do lago (441 m<sup>2</sup>), onde como medida de contenção, foi feito um plantio de grama seguido por uma colocação de pedras na margem oeste.

### **Monitoramento limnológico**

O monitoramento consistiu em coletas de amostras de água no ponto central do lago, sendo que primeira coleta foi feita antes do experimento (controle), em julho/2009. Com a aplicação-teste de 125 Kg de Phoslock<sup>®</sup>, amostras de água foram coletadas após 2 e 24 horas da adição do produto, prosseguindo em amostragens de escala semanal dentro do primeiro mês, passando para uma frequência mensal após este período, até fechar um ciclo anual (julho 2009-julho 2010).

Os dados de pluviosidade da região do lago foram adquiridos através do DEPREC (Departamento Estadual de Portos, Rios e Canais), adaptados de Gerlack 2010.

Oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade e pH foram medidos através de aparelhos específicos, como: oxímetro (Istrutherm MO 890), turbidímetro (Quimis Q279P), condutivímetro

(Lutron CD 4301) e pHmetro (Homis PH 016). A transparência da água foi medida através de Disco de Secchi e a zona eufótica determinada como sendo três vezes este valor (Cole 1994).

A análise dos nutrientes totais (fósforo e nitrogênio), e a análise de sólidos (suspensos e totais dissolvidos) seguiram padrão APHA (1998). Para as análises de nutrientes dissolvidos inorgânicos (fósforo solúvel reativo e amônio), as amostras inicialmente foram filtradas em filtros de fibra de vidro 0.45 µm e após foram medidos através de espectrofotometria (APHA 1998).

A clorofila-*a* foi medida através de um fluorômetro multi-canal de clorofila (PHYTO-PAM, Walz®) para determinar as concentrações respectivas para os grupos fitoplancônicos (cianobactérias, algas verdes e pardas), bem como a atividade fotossintética respectiva (através do valor do fotossistema II), além de utilizar o método de extração com acetona de Golterman et al. (1978) para a clorofila-*a* total.

As amostras quantitativas de fitoplâncton foram coletadas na sub-superfície e preservadas em formol (4%), em frascos de 100 ml. De cada amostra, foram extraídas alíquotas de 1 ml para quantificação em microscópio óptico Olympus IX40. A técnica de quantificação utilizada foi a de contagem das células em câmara de Sedgwick-Rafter (APHA 1998).

O biovolume ( $\text{mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ) foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados (Hillebrand et al., 1999), assumindo a unidade de peso fresco expressa em massa ( $1\text{mm}^3 \text{ l}^{-1} = 1\text{mg l}^{-1}$ ; Wetzel & Likens 2000).

## **Tratamento Estatístico**

A análise descritiva foi efetuada para dados de biomassa e variáveis ambientais através do programa Microsoft Excel. Para estabelecer relações entre a componente biótica e abiótica foi efetuada análise de correlação r-Pearson ( $p < 0,05$ ), com uso do programa Statistica® (Statsoft Inc. 1996). Padrão de distribuição temporal das unidades amostrais em relação às variáveis ambientais foi verificado através da Análise de Componentes Principais (ACP), com uso do programa PC-ORD® (MacCune e Mefford 1995).

## **Resultados**

### **Análises físicas e químicas**

A distribuição da temperatura da superfície da água seguiu o padrão, com mínimas durante o inverno de 2009 (média = 16,6°C) aumentando gradativamente até verão de 2010 (média = 24°C) (Tabela 1).

Foram registradas médias elevadas de concentrações de oxigênio dissolvido ( $13,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) e condutividade ( $2,6 \text{ mScm}^{-1}$ ), durante os primeiros meses de amostragem após a aplicação de

Phoslock (inverno 2009; Tabela 1). Os meses seguintes apresentaram uma depleção das concentrações, resultando em uma média de  $6,8 \text{ mg l}^{-1}$  de OD e  $0,5 \text{ mScm}^{-1}$  de condutividade, ao final de um ciclo anual, no inverno de 2010 (Tabela 1).

O pH esteve em concentrações básicas em quase todo o estudo, com exceção do período do inverno de 2009, quando a concentração esteve levemente ácida (pH 6,7). Os valores máximos encontrados no estudo ocorreram durante o inverno e a primavera de 2009, pH 10,0 e 9,9 respectivamente (Tabela 1).

O lago apresentou baixa transparência, refletindo em uma curta zona eufótica, sendo que nos primeiros meses esteve em 30 cm, e no final do estudo atingiu 84 cm, estando praticamente toda a coluna d'água iluminada (Figura 2). A diminuição da turbidez acompanhou o aumento da zona eufótica durante o estudo, apresentando uma queda brusca nos primeiros quatro meses após a aplicação do produto, e no final da pesquisa, após 1 ano (Figura 2).

Em relação aos nutrientes, os resultados da pré-avaliação do ambiente apontaram altas concentrações, principalmente de fósforo solúvel reativo ( $0,86 \text{ mg l}^{-1}$  PSR), foco principal deste estudo. Após duas horas da aplicação-teste de Phoslock<sup>®</sup>, o PSR reduziu em torno de 56% ( $0,48 \text{ mg l}^{-1}$ ; Figura 3). Após 24h, os resultados relataram um aumento na concentração de PSR, atingindo  $0,60 \text{ mg l}^{-1}$ . Porém, nas coletas posteriores, os níveis de PSR decresceram gradativamente, até atingirem a redução máxima no estudo de 84% ( $0,14 \text{ mg l}^{-1}$ ), um mês após a aplicação, (Figura 3). A concentração de fósforo total apresentou comportamento semelhante, reduzindo neste primeiro mês em aproximadamente 75% de suas concentrações. Entretanto, no final da primavera, tanto o PSR quanto o PT voltaram a aumentar, porém com valores inferiores aos registrados na situação inicial, antes da aplicação do produto (Figura 3). No final do estudo, inverno de 2010, uma nova queda foi registrada para PT e PSR, atingindo respectivamente,  $0,62 \text{ mg l}^{-1}$  e  $0,33 \text{ mg l}^{-1}$  (Figura 3).

O nitrogênio total reduziu em 30% após 2 meses da aplicação, apresentando valores semelhantes às concentrações iniciais, antes da aplicação do produto. No início do estudo a média da concentração de NT, no inverno de 2009, foi de  $1,22 \text{ mg l}^{-1}$ , reduzindo nas estações do ano seguintes, aumentando no final do estudo (inverno de 2010), para  $2,18 \text{ mg l}^{-1}$  (Tabela 1). Constatou-se uma redução na concentração de amônia, que se estendeu somente até o primeiro mês de amostragem (antes da aplicação=  $0,47 \text{ mg l}^{-1}$ ; 1 mês depois=  $0,12 \text{ mg l}^{-1}$ ). Nos meses seguintes, os resultados determinaram uma estabilidade das concentrações de  $\text{NH}_3$ , sendo que os níveis voltaram a aumentar no final do monitoramento, ultrapassando os obtidos na pré-avaliação (Tabela 1).

Os sólidos totais dissolvidos (STD) apresentaram um padrão semelhante ao fósforo total e reativo (PSR), com queda gradativa de 76% na média das concentrações até a estação de verão (Tabela 1). No outono de 2010 a média dos STD aumentou, diminuindo novamente no final do estudo. As concentrações de sólidos suspensos apresentaram o mesmo padrão sazonal (Tabela 1).



## Comunidade fitoplanctônica

A biomassa total fitoplanctônica, expressa pela clorofila-*a*, registrou maiores valores no início do estudo ( $>250 \mu\text{g l}^{-1}$ ), principalmente antes da aplicação-teste, decrescendo em até 50% após 3 meses, apresentando valores abaixo de  $50 \mu\text{g l}^{-1}$  no final do estudo (inverno 2010), após um ano da aplicação (Figura 3).

A maior parte da biomassa total correspondeu à biomassa das cianobactérias durante o ciclo anual (Figura 4). Após a terceira semana da adição da argila ionicamente modificada, a biomassa total e de cianobactérias decaiu drasticamente, mantendo-se baixa até o verão de 2010, 6 meses após a aplicação, tornando a aumentar (Figura 4). Durante os meses dos menores valores de biomassa de cianobactérias, na primavera 2009, as algas verdes (Chlorophyceae) desenvolveram-se no lago com uma biomassa pouco expressiva, que se manteve até o início do verão, quando as cianobactérias voltaram a crescer (Figura 4).

Do total de 14 espécies registradas durante o estudo, três foram cianobactérias da Ordem Chroococcales, as quais apresentaram maior dominância em biomassa durante o ciclo anual: *Microcystis aeruginosa* (Kützing) e *Microcystis protocystis* (Crow), *Sphaerocavum brasiliensis* (Azevedo et Sant'Anna).

A biomassa das cianobactérias, expressa pelo biovolume total, foi dominada pela espécie *M. aeruginosa*, com os maiores valores registrados no início do estudo, antes da aplicação,  $6.293 \text{ mg l}^{-1}$  (Figuras 4 e 5). Após um ano da aplicação do Phoslock® a espécie registrou uma biomassa de  $2.173 \text{ mg l}^{-1}$ . A espécie *S. brasiliensis*, apesar de uma biomassa baixa, foi dominante no estudo após 3 e 4 meses da aplicação do produto, não havendo, posteriormente, registro da mesma até o final do estudo (inverno 2010). Outras espécies de cianobactérias foram importantes no estudo, como *Anabaena circinalis* (Rabenhorst ex Bornet et Flahault) e *Anabaena solitaria* (Klebahn), ambas pertencentes à Ordem Nostocales, mas não apresentaram uma biomassa expressiva (Figura 5).

As algas verdes (Chlorophyceae) foram representadas por nove espécies da Ordem Chlorococcales, sendo quatro gêneros mais abundantes: *Scenedesmus* (Chodat & Turpin), *Desmodesmus* (R.J.Patel & P.K.Isabella George), *Dyctiosphaerium* (H.C. Wood) e *Chorella* (Kessler & Huss). O grupo das diatomáceas foi pouco representativo, com ocorrência de apenas um gênero: *Nitzschia* (Kütz).

A avaliação da biomassa através dos pigmentos (clorofila-*a*) dos grupos fitoplanctônicos, medidos pela fluorometria, constataram um padrão semelhante ao verificado nas análises de biomassa expressa pelo biovolume, com duas florações de cianobactérias durante o estudo (Figura 6). A primeira floração foi registrada no início do estudo (inverno 2009), e a segunda no verão de 2010 (Figura 6). Com a diminuição da biomassa das cianobactérias no início da primavera 2009,

houve o aparecimento das algas verdes e pardas, que apesar dos baixos valores de clorofila, demonstraram um ambiente mais diverso (Figura 6).

A análise de correlação r-Pearson apresentou resultados significativos ( $p < 0.05$ ) entre algumas variáveis físicas e químicas e a biomassa das espécies mais expressivas. *Microcystis aeruginosa* apresentou correlação positiva com profundidade (0,53), turbidez (0,57), condutividade (0,69), fósforo total (0,61), sólidos totais dissolvidos (0,78) e clorofila-*a* (0,65). Outra espécie de cianobactéria, *Sphaerocavum brasiliensis*, também apresentou correlações significativas com a transparência da água (0,75) e a zona eufótica (0,63). A diatomácea *Nitzschia* sp., e as algas verdes, *Scenedesmus javanensis* e *Desmodesmus brasiliensis* estiveram correlacionadas com a transparência da água (0,78; 0,82; 0,78, respectivamente). Foi registrada uma correlação negativa entre a cloroficea *Dictyosphaerium* sp. e o nitrogênio total (-0,55). Os baixos valores de nitrogênio total foram registrados no mês em que aumentaram os valores de biomassa desta espécie (dezembro/09).

A análise de correlação foi significativa entre as biomassas de algumas espécies. A cianobactéria *Sphaerocavum brasiliensis* esteve positivamente correlacionada com as algas verdes *Desmodesmus brasiliensis* e *Scenedesmus javanensis* (0,93 e 0,66, respectivamente). Estas, por sua vez, exibiram correlação com a alga parda *Nitzschia* sp. (0,92 e 0,97, respectivamente).

A análise de componentes principais (ACP) apresentou 65,7% da variabilidade total dos dados nos dois primeiros eixos (eixo 1=47,4%; eixo 2=18,3%; Figura 7). As variáveis mais importantes do eixo 1 foram STD (0,93), condutividade (0,91), profundidade (0,89), turbidez (0,86), SS (0,84), PT (0,82), clorofila das cianobactérias (0,82), clorofila-*a* total (0,73), temperatura (-0,65), OD (0,63), PSR (0,53) e pH (0,43). No eixo 2, as variáveis mais importantes foram o NT (0,83), zona eufótica (0,62), amônia (0,61), clorofila das algas verdes (-0,49) e clorofila das algas pardas (-0,49). No lado positivo do eixo 1, as unidades amostrais anteriores à adição e até duas semanas depois da aplicação do produto (inverno de 2009), estiveram relacionadas com os altos valores de sólidos e turbidez, condutividade, clorofila-*a* total e de cianobactérias, fósforo (PSR e PT), pH, OD e com a profundidade máxima do lago. No lado negativo do eixo 1, as unidades amostrais após 3 semanas da aplicação do produto estiveram relacionadas com os altos valores de temperatura. No lado positivo do eixo 2, as unidades amostrais do final do estudo (inverno de 2010) estiveram relacionadas com uma maior zona eufótica e as maiores concentrações de nitrogênio (NH<sub>3</sub> e NT). No lado negativo do eixo 2, os maiores valores de clorofila-*a* das algas verdes e pardas estiveram relacionados com as unidades amostrais na primavera de 2009 e no verão de 2010.

Os resultados da ACP indicaram que o primeiro eixo revelou uma tendência temporal à recuperação da qualidade da água do lago, após a aplicação-teste do produto Phoslock®, refletindo na mudança das concentrações de fósforo e biomassa de cianobactérias (Figura 7).

## Discussão

Este estudo apresentado no lago do Ceclimar sugere que o grau de trofia esteve relacionado com os altos valores de fósforo solúvel reativo (PSR) e com a baixa transparência da água, resultando numa dominância de cianobactérias, com uma biomassa altamente expressiva, seguindo o padrão dos trabalhos documentados por Schindler (1977), Cooke et al. (1993), Krienitz et al. (1996), Smith e Bennett (1999), Jeppesen et al. (2002; 2005; 2007), Conley (2009) e Finkler Ferreira e Motta Marques (2009).

O efeito da aplicação teste (julho/2009) promoveu uma rápida redução das concentrações de PSR, diminuindo aproximadamente 50% duas horas após a aplicação, sendo que até o final do estudo (um ano) não houve retorno ao padrão inicial ( $0,86 \text{ mg l}^{-1}$ ). Após três meses, o aumento da transparência do lago, resultante da redução da disponibilidade de fósforo no ambiente, foi o fator responsável pela ocorrência de mudanças na comunidade fitoplanctônica, com uma queda drástica no processo de floração, permitindo assim uma reestruturação da cadeia trófica (Moss 1990; Scheffer 1998). Desta forma, as espécies adaptadas a ambientes oligotróficos puderam se restabelecer. Após um ano (julho/2009), a coluna d'água estava praticamente toda iluminada, com menores concentrações de PSR, refletindo em uma biomassa de cianobactérias menos expressiva, e um epilímnio claro. Porém, é necessário assumir um erro, considerando a reserva intracelular de fósforo das cianobactérias, uma vez que estas algas possuem a capacidade de armazenar grandes quantidades deste nutriente, destinado a replicação celular (Reynolds 2006).

O padrão das relações entre as altas concentrações de PSR com as altas biomassas fitoplanctônicas encontradas neste estudo foi semelhante às registradas nos trabalhos de Edmondson e Lehman (1981), Healey (1982), Bernhardt et al. (1985) Marsden (1989), Sas (1989), Bäuerle e Gaedke (1998) e Søndergaard et al. (2005). Jeppesen et al. (2007) A condição hipereutrófica é causadora de decréscimo na relação N/P. O efeito do decréscimo desta razão aponta um declínio de grupos funcionais fitoplanctônicos, perda de diversidade, e conseqüentemente um aumento da densidade de cianobactérias com estratégia adaptativa para fixação de nitrogênio (Scheffer 1998). Foi estabelecido pelos trabalhos de Smith (1985), Smith e Bennet (1999) e Reynolds (2006) que as concentrações de nutrientes totais (NT e PT) no epilímnio e a disponibilidade de luz controlam os níveis de biomassa de cianobactérias e clorófitas.

Durante o estudo, dois eventos de dominância de cianobactérias foram evidenciados. A primeira floração (biomassa máxima equivalente a  $10349,5 \text{ mg l}^{-1}$ ), no inverno 2009 (primeiro período de aplicação do produto), esteve relacionada com as altas concentrações de nutrientes, especialmente o PT e PSR. O segundo evento, no verão, registrou biomassa de cianobactérias de aproximadamente 27,8% em comparação com a floração de inverno ( $2875,4 \text{ mg l}^{-1}$ ), sendo

explicado pelas altas temperaturas. Apesar desta segunda floração de cianobactérias, a presença das algas verdes foi registrada, sendo pouco expressiva em termos de biomassa ( $10 \text{ mg l}^{-1}$ ). No entanto, é importante salientar que durante o decréscimo de PSR, especialmente na primavera, as algas verdes e pardas estiveram presentes em grande abundância (densidades máximas de  $685.635 \text{ ind.ml}^{-1}$  e  $907 \text{ ind.ml}^{-1}$ , respectivamente), competindo com as cianobactérias, resultando na redução da biomassa das mesmas. No final da pesquisa, a biomassa total ( $2182,2 \text{ mg l}^{-1}$ ) se apresentou menor se comparada às unidades amostrais anteriores à aplicação do produto. Além disso, as altas concentrações de clorofila-*a* registradas no inverno de 2010 estiveram relacionadas com as altas concentrações de NT e  $\text{NH}_3$ . Este fato pode ser explicado pelo declínio da biomassa de cianobactérias, sendo que outros estudos já evidenciaram o aumento das concentrações de amônia em eventos de decomposição ou senescência da biomassa fitoplanctônica (Falconer 1998; Reynolds 2006).

As altas precipitações na primavera (327mm; Gerlack, 2010) também podem explicar a tendência de renovação da água, refletindo em uma comunidade fitoplanctônica mais diversa. Esta relação pode ser explicada pelo aumento do volume da água dos corpos hídricos, que resulta na diluição dos nutrientes, possibilitando maior competição entre os grupos do fitoplâncton (Reynolds 2006).

Além disso, as altas biomassas de clorofila-*a* que ocorreram durante os dois eventos de floração refletiram em concentrações expressivas de oxigênio dissolvido, resultantes da alta atividade fotossintética da comunidade fitoplânctônica. Este padrão foi semelhantemente evidenciado por Reynolds (2006), Soares et al. (2008) e Jahan et al. (2010).

A tendência de recuperação da qualidade da água do ambiente em questão após a adição de Phoslock<sup>®</sup> também foi observada em reservatórios e lagos na Europa e Austrália (Robb et al. 2003, Institut Dr. Nowak 2008) Assim, o presente trabalho vem contribuir para os estudos de recuperação de lagos rasos eutrofizados. Neste caso, o fósforo foi atenuado por meio de uma medida de gerenciamento, que teve como foco a redução da sua concentração na forma dissolvida e o controle dos eventos de floração de cianobactérias. Conforme o fabricante do produto, a quantidade que deveríamos ter aplicado no lago seria igual a 1 ton, visto que os níveis iniciais de PSR eram de  $0,86 \text{ mg l}^{-1}$  e o volume do lago é  $1323 \text{ m}^3$ . Desta forma, usamos somente uma aplicação teste, correspondente a 12,5 % do valor que deveria ter sido usado. Resultados semelhantes aos nossos foram encontrados na pesquisa de Moss (1990), mas acreditamos que o estabelecimento das condições oligotróficas se tornará possível somente após uma aplicação em dose condizente com os parâmetros estipulados pelo fabricante do produto.

## **Conclusão**

A aplicação-teste no Lago do Minizoológico do Ceclimar comprovou a eficiência da argila ionicamente modificada (Phoslock<sup>®</sup>) na remoção do fósforo solúvel reativo (PSR), resultando também em uma diminuição da biomassa das cianobactérias, podendo ser uma valiosa ferramenta para a restauração de sistemas aquáticos rasos subtropicais.

## **Recomendações**

Através de um novo procedimento de aplicação, seria possível reverter o processo de eutrofização até estabelecer condições oligotróficas. Como o fósforo provém de diversas fontes externas e internas, é muito difícil controlar o teor deste nutriente abaixo de um limiar que não seja favorável à proliferação de cianobactérias.

A partir dos resultados obtidos, entende-se por necessária uma nova aplicação de Phoslock<sup>®</sup>, em concentrações condizentes com as estipuladas pelo fabricante, bem como outras medidas de manejo no ecossistema, como dragagem do sedimento, além do manejo de aves, como foi feito no outono/inverno/2009 (coordenado pelo biólogo Maurício Tavares do Ceclimar), com resultados extremamente positivos.

É importante salientar que antes de interferir química e fisicamente num ecossistema aquático, torna-se imprescindível a realização de uma pré-avaliação do sistema, procurando buscar manejos que auxiliem, simultaneamente às ações de aplicação, a restauração do sistema como um todo, levando em conta a condição terrestre do seu entorno. Neste estudo alguns manejos relacionados à fauna foram realizados, como a redução da população e garças que utilizava as árvores do entorno do lago como dormitório, acarretando em maior aporte de matéria. Numa tentativa de melhorar a condição da paisagem cênica, três plantios de macrófitas foram efetuados nas margens, porém sem sucesso. Para novembro/dezembro deste ano, está prevista a dragagem do lodo, que vinha contribuindo fortemente para a ressuspensão de fósforo para a coluna da água, bem como dos esporos de cianobactérias. Amostras de zooplâncton foram coletadas concomitantemente às de fitoplâncton exploradas neste trabalho, visando um entendimento mais claro da estrutura ecológica, bem como sua resposta às ações recém citadas.

## **Agradecimentos**

Agradecemos ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pela bolsa de Iniciação Científica concebida, à química Cacinele Mariana da Rocha do Laboratório de Análise de Águas e Sedimentos do Ceclimar/IB, ao bolsista Victor Hugo Brusius pelo auxílio nas análises físicas e químicas, e ao representante do Phoslock<sup>®</sup> no Brasil, Tiago Finkler Ferreira.

## Referências Bibliográficas

- Akhurst, D., Jones, G. B. & McConchie, D. M. (2004). The application of sediment capping agents on phosphorous speciation and mobility in a sub-tropical dunal lake. *Marine and Freshwater Research*, 55, 715-725.
- APHA. (1998). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington: American Public Health Association.
- Babica, P., Blaha, L. & Marsalek, B. (2001). Exploring the natural role of microcystins - a review of effects of photoautotrophic organisms. *Journal of Phycology*, 42, 9-20.
- Bäuerle, E. & Gaedke, U. (1998). Advances in Limnology 53. Lake Constance: characterization of an ecosystem in transition. *E. Schwizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*, 610.
- Bernhardt, Von H., Clasen, J., Hoyer, O. & Wilhelms, W. (1985). Oligotrophication in lakes by means of chemical nutrient removal from the tributaries. Its demonstration with the Wahnbach Reservoir. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 70, 481-533.
- Boney, A. D. (1989). *Phytoplankton*. 2 ed. London, E. Arnold.
- Chorus, I. & Bartram, J. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Public Health Consequences, Monitoring and Management*. London: E & FN Spon
- Cole, G. A. (1994). *Textbook of limnology*. 4. ed. Illinois: Waveland Press.
- Conley, D. J. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323, 1014-1015.
- Cooke, G. D., Welch, E. B. & Newroth, P. R. (1993). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 2. ed. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Crossetti, L.O. (2008). Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process, *Brazilian Journal of Biology*, 68(4, Suppl.), 1061-1067.
- Douglas, G.B. & Adeney, J.A. (2001). *Canning River Phoslock™ trial Confidential Report prepared for Water and Rivers Commission. CSIRO Land and Water Report January*. p.75
- Edmondson, W. T. & Lehman, J. T. (1981). The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 26, 1-29.
- Falconer, I. R. (1998). *Algal toxins and human health. The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 5, Part C. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Finkler Ferreira, T. & Motta Marques, D. M. L. (2009). Aplicação de Phoslock® para Remoção de Fósforo e Controle de Cianobactérias Tóxicas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 14, 73-82.
- Gerlack, E. (2010). *Dados Meteorológicos da Região de Imbé – RS*. DEPREC - Departamento de Portos, Rios e Canais.
- Gibbs, M., Bremner, D. & Van Kooten, M. (2008). Comparison of efficacy of four Pinactivation agents on Lake Rotoura sediments. *Prepared for Environment Bay of Plenty, New Zealand*. NIWA Client Report: HAM 105.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S & Ohnstad, M.A.M. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Londres, Blackwell Scientific Publication.
- Healey, F. P. (1982). Phosphate, p. 105 – 125. Em N. G. Carr e B. A. Whitton [ed.] *The biology of cyanobacteria*. Botanical monographs (pp 105 -125). Blackwell: Oxford.
- Hillebrand, H., Du'Rsel, C., Kirschtel, D. & Pollinger, U. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*, 35, 403-424.
- Huszar, V. L. M. & Silva, L. H. S. (1999). Estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. *Limnotemas*, 2, 1-22.
- Institut Dr. Nowak. (2008). Report on the application of Phoslock on the Silbersee. *Report prepared for Phoslock Water Solutions Ltd*. p7.
- Jahan, R., Khan, S., Haque, M. M. & Choi, J. K. (2010). Study of harmful algal blooms in a eutrophic pond, Bangladesh. *Environmental Monitoring and Assessment*, 170, 7-21.

- Jeppesen, E., Jense, J.P. & Søndergaard, M. (2002). Response of phytoplankton, zooplankton and fish to reoligotrophication: an 11-year study of 23 Danish lakes. *Aquatic Ecosystems, Health & Management*, 5, 31-43.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Peder, J., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., et al. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50, 1747–1771.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jacobsen, B. A., Hansen, R. S., Søndergaard, M., Jensen, J. P., et al. (2007). Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581, 269–285.
- Kapusta, C. S., Wurdig, N. L. & Bemvenuti, C. E. (2002). Distribuição da meio fauna, inverno e verão, no estuário de Tramandaí – Armazém, RS – Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1), 81–90.
- Krienitz, L., Kasprzak, P. & Koschel, R. (1996). Long term study on the influence of eutrophication, restoration and biomanipulation on the structure and development of phytoplankton communities in Feldberger Haussee (Baltic Lake District, Germany). *Hydrobiologia*, 330, 89-110.
- Maccune, B. & Mefford, M. J. (1995). *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 2.0*. Oregon, MJM Software Design gleneden Blach.
- Marsden, S. (1989). Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology*, 21, 139–162.
- Moore, M. (2007). Risk Assessment – Human health risk of elevated lanthanum in drinking water resources. *Report prepared for Phoslock Water Solutions Ltd*. National Research Centre for Environmental Toxicology (Entrox). p 9.
- Moore, M. & Chiswell, B. (2006). Environmental Risk Assessment Study (Revision 1). *Report prepared for Phoslock Water Solutions Ltd*. p 13.
- Moss, B. (1990). Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 275-276, 1-14.
- Neville, C. M. & Campbell, P. G. C. (1988). Possible mechanisms of aluminium toxicity in a dilute, acidic environment to fingerlings and older life stages of salmonids. *Water Air Soil Pollution*, 42, 311- 327.
- Omoike, A. I. & Vanloon, G. W. (1999). Removal of phosphorus and organic matter removal by alum during wastewater treatment. *Water Resources*, 33(17), 3617-3627.
- Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H. & Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *Science World Journal*, 1, 76–113.
- Panosso, R., Costa I. A. S., Souza, N. R., Cunha, S. R. S., Attayde, J. L. & Gomes F. C. F. (2007). Ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do semi-árido potiguar, e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*, 11 (3), 433-449. (no prelo).
- Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge, Ed. Cambridge University Press, .
- Robb, M. B., Greenop, B., Goss, Z., Douglas, G. & Adeney, J. (2003). Application of Phoslock™, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings *Hydrobiologia*, 494, 237–243.
- Ross, G., Haghseresht, F. & Cloete, T. E. (2008). The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorous binding clay. *Harmful Algae*, 7, 545-550.
- Round, F. E. (1973). *The Biology of Algae*. 2nd ed. London, Edward Arnold.
- Sas, H. (1989). *Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading. Expectation, Experiences, Extrapolation*. St Augustin, Academia Verlag Richardz GmbH..
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. London, Chapman and Hall .
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195, 260-262.
- Smith, V. H. (1985). Predictive models for the biomass of blue-green algae on lakes. *Water Resources Bulletin*, 21, 433-439.

- Smith, V. H. & Bennet, S. J. (1999). Nitrogen: phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, 146, 37-53.
- Soares, M. C. S., Marinho, M. M., Huszar V. L. M., Branco, C. W. C. & Azevedo, S. M. F. O. (2008). The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 13, 257–269.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P. & Jeppesen, E. (2005). Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*, 50, 1605–1615.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T. & Rocha, O. (1999). Theoretical basis for reservoir management. In J. G. Tundisi & M. Straskraba (Eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications* (pp. 505-528). São Carlos / Albert Heijn: International Institute of Ecology / Backhuys Publishers.
- Welch, E. B. & Cooke, G. D. (1999). Effectiveness and longevity of phosphorus inactivation with alum. *Lake and Reservoirs Management*, 15, 5–27.
- Wetzel, R.G & G. E. Likens. (2000). *Limnological Analyses. Treatment of Drinking Water II* (Hrubec J, editor). 3. ed. New York, Springer-Verlag. Berlin.
- Wetzel R. G. (1990). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 24, 6–24.



## Lista de Figuras

Figura 1 – Mapa do local do estudo, município de Imbé, Rio Grande do Sul, Brasil. (Fonte: Kapusta et al., 2002)

Figura 2 – Variação temporal da turbidez (Turb), zona eufótica (Zeu) e da profundidade máxima (Zmax) do lago do Ceclimar antes e depois, da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

Figura 3 – Variação temporal da clorofila-*a* total, fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (PSR) no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

Figura 4 – Variação temporal da biomassa fitoplanctônica total, biomassa de cianobactérias e biomassa de Chlorophyceae (algas verdes), no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

Figura 5 – Variação temporal da biomassa das principais espécies de cianobactérias no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

Figura 6 - Variação temporal das leituras de clorofila-*a* através do Phytopam, referentes às três faixas de absorção de luz por pigmentos (azul, verde e marrom), representando a biomassa das cianobactérias, algas verdes e pardas.

Figura 7 - Ordenação da Análise dos componentes principais das variáveis ambientais no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

Variáveis: Temp = temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; PT = fósforo total ; PSR = fósforo solúvel reativo; SS = Sólidos suspensos; STD = Sólidos totais dissolvidos; Cond = condutividade ; Turb = turbidez; Z = profundidade; zeu = zona eufótica; Cl ciano = Clorofila-*a* referente às cianobactérias ; Cl parda = Clorofila-*a* referente às algas pardas; Cl verde = Clorofila-*a* referente às algas verdes

## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Valores (mínimo, máximo, médio e de desvio padrão) das variáveis abióticas e bióticas (clorofila-*a* total e referente a cada grupo fitoplanctônico) analisadas durante o período do estudo no Lago do Minizoológico do Ceclimar.

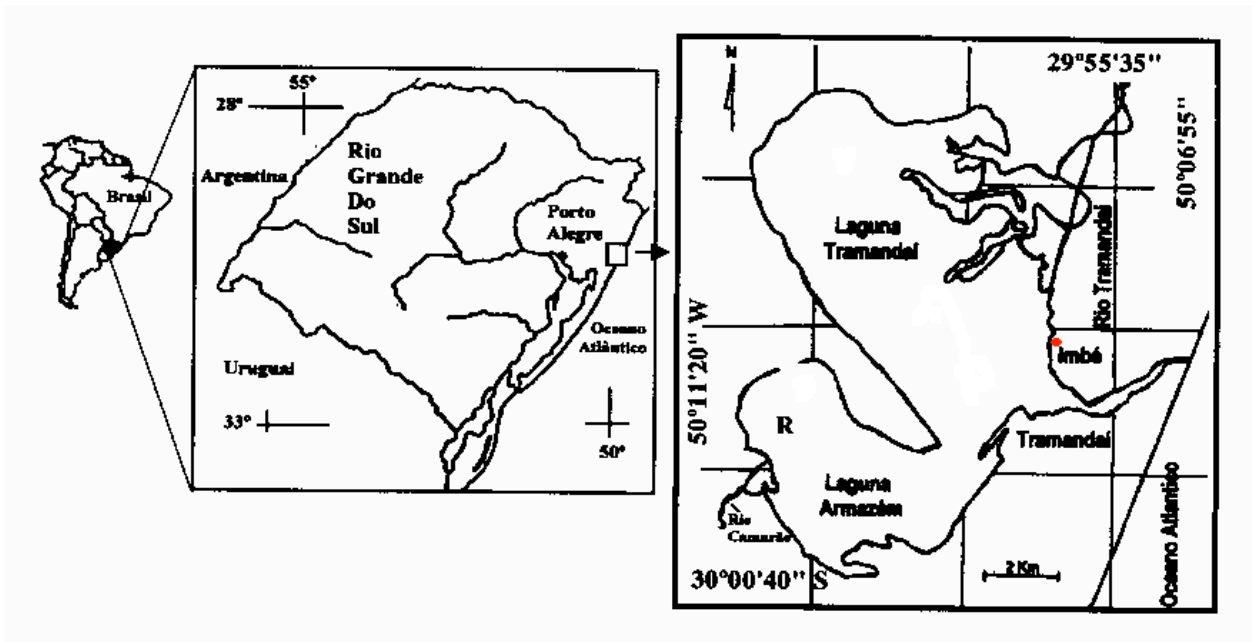


Figura 1 – Mapa do local do estudo, município de Imbé (círculo vermelho), Rio Grande do Sul, Brasil. (Fonte: Kapusta et al. 2002)

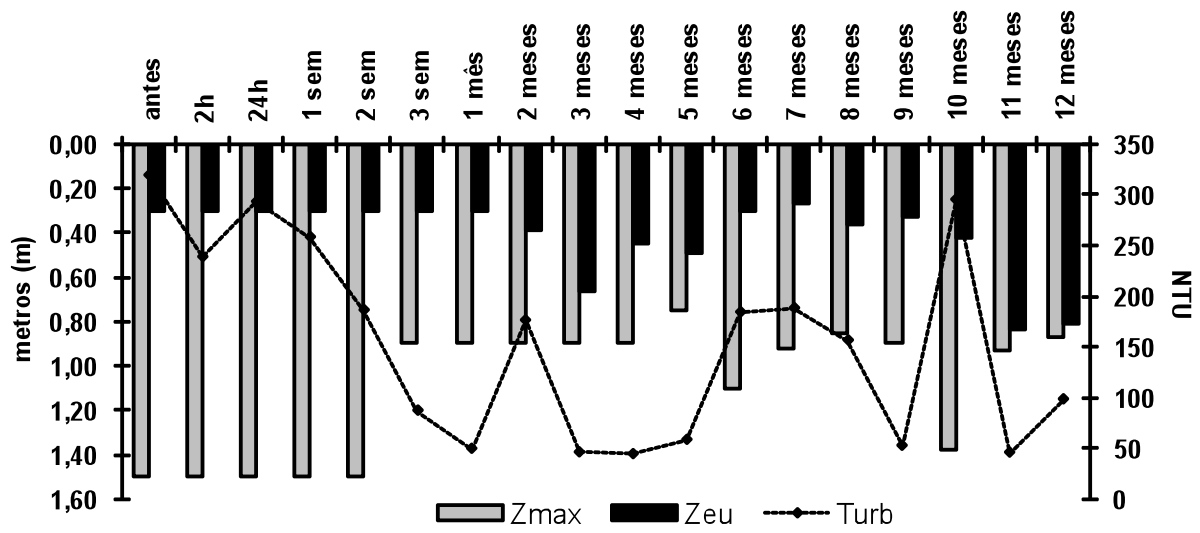


Figura 2 – Variação temporal da turbidez (Turb), zona eufótica (Zeu) e da profundidade máxima (Zmax) do lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock®.

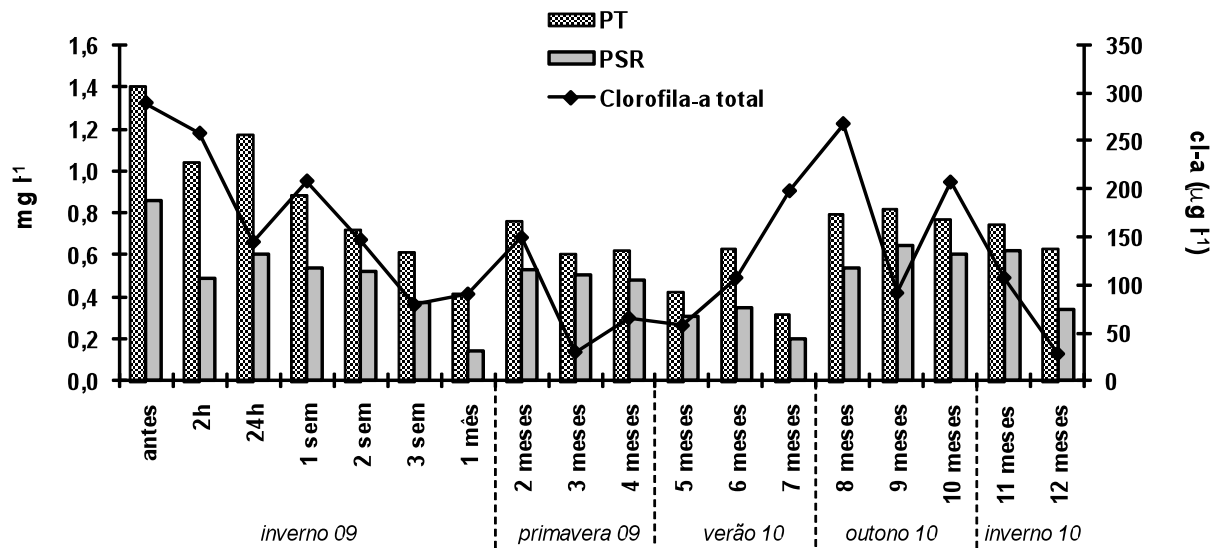


Figura 3 – Variação temporal da clorofila-a total, fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (PSR) no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

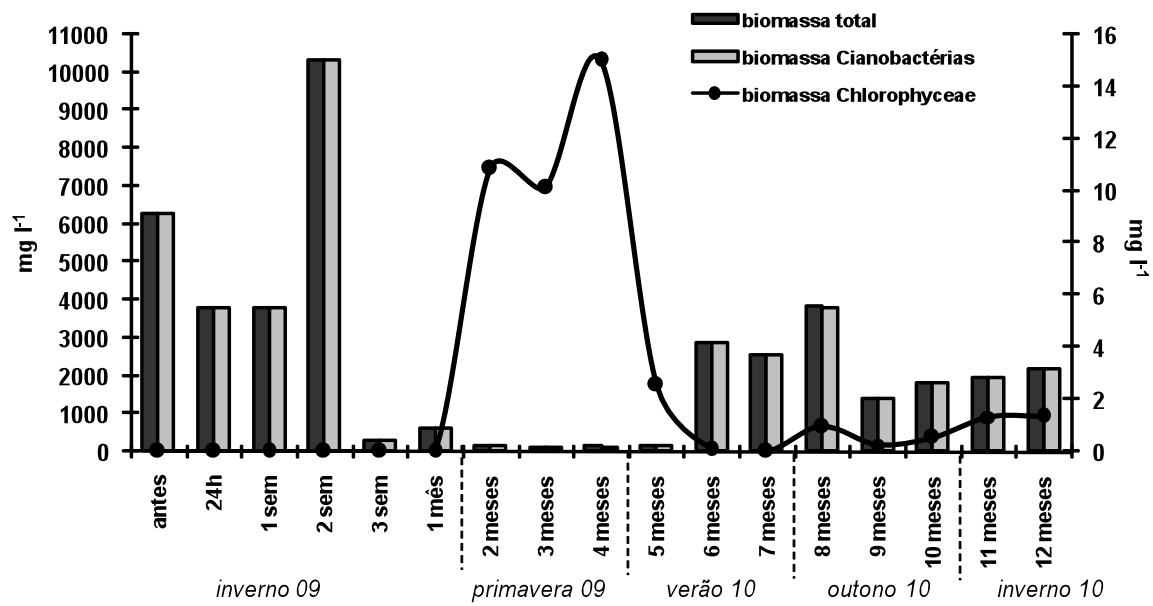


Figura 4 – Variação temporal da biomassa fitoplanctônica total, biomassa de cianobactérias e biomassa de Chlorophyceae (algas verdes), no lago do Ceclimar antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

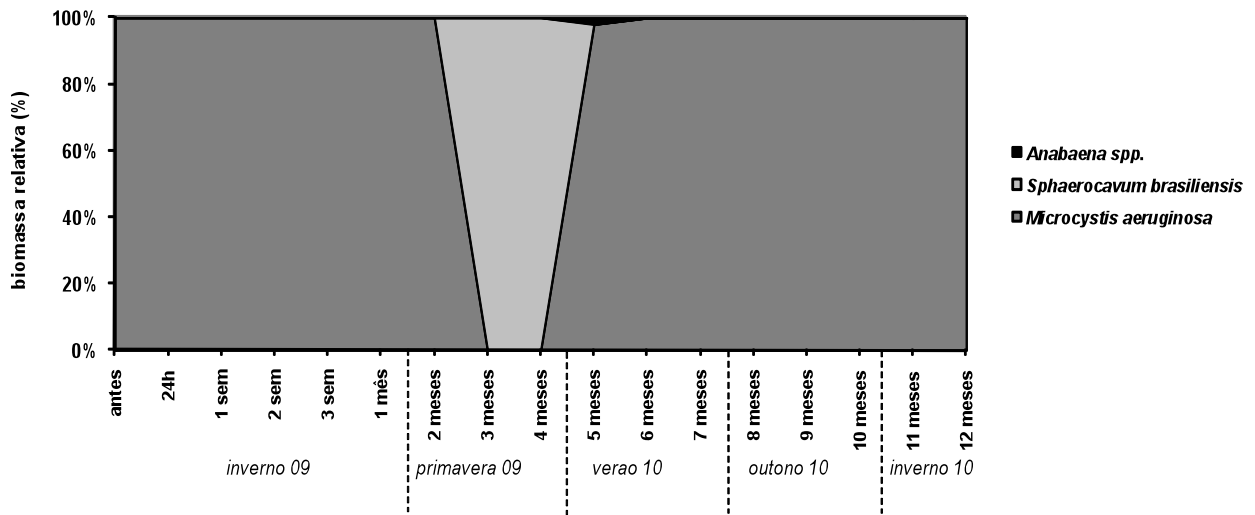


Figura 5 – Variação temporal da biomassa das principais espécies de cianobactérias no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock®.

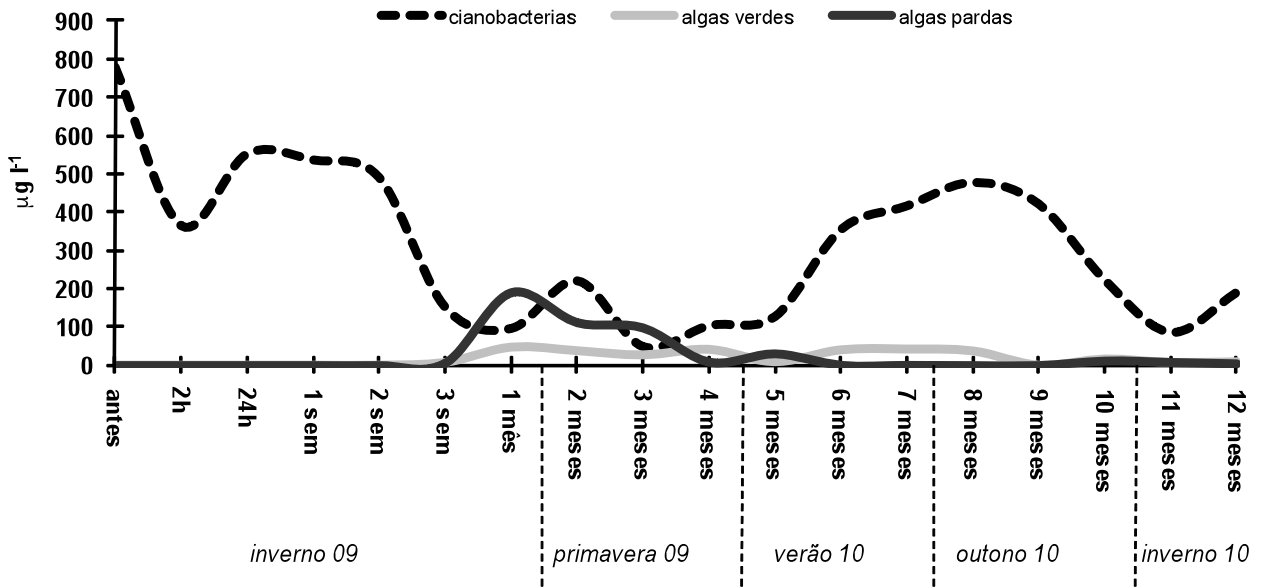


Figura 6- Variação temporal das leituras de clorofila-*a* através do Phytopham, referentes às três faixas de absorção de luz por pigmentos (azul, verde e marrom), representando a biomassa das cianobactérias, algas verdes e pardas.

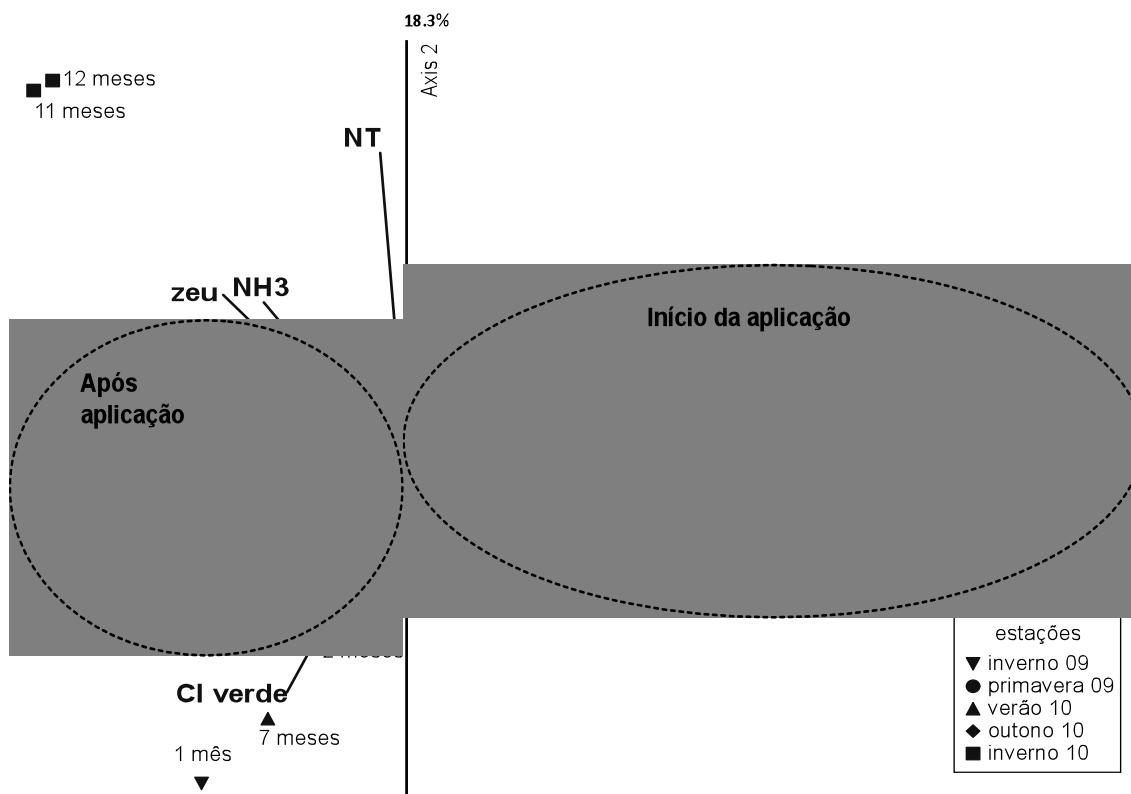


Figura 7 - Ordenação da Análise dos componentes principais das variáveis ambientais no lago do Ceclimar, antes e depois da aplicação do Phoslock<sup>®</sup>.

Variáveis : Temp = temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; PT = fósforo total ; PSR = fósforo solúvel reativo; SS = Sólidos suspensos; STD = Sólidos totais dissolvidos; Cond = condutividade ; Turb = turbidez; Z = profundidade; zeu = zona eufótica; Cl ciano = Clorofila-*a* referente às cianobactérias ; Cl parda = Clorofila-*a* referente às algas pardas; Cl verde = Clorofila-*a* referente às algas verdes



Tabela 1- Valores (mínimo, máximo, médio e de desvio padrão) das variáveis abióticas e bióticas (clorofila-*a* total e referente a cada grupo fitoplanctônico), analisadas durante o período do estudo no Lago do Minizoológico do Ceclimar.

Variáveis abióticas	Inverno 2009	Primavera 2009	Verão 2010	Outono 2010	Inverno 2010
Temperatura da água (°C)	11 - 22,7 (16,6 ± 3,9)	18,2 - 26,5 (22,5 ± 4,2)	22,5 - 25,4 (24 ± 1,4)	20,2 - 24 (22 ± 1,9)	14 - 20,4 (17,2 ± 4,5)
Oxigênio Dissolvido (mg l <sup>-1</sup> )	6,2 - 16,8 (13,2 ± 3,8)	5,5 - 8,2 (7 ± 1,4)	9,2 - 12,4 (10,9 ± 1,6)	3,4 - 9,3 (6,7 ± 3)	5,6 - 8,1 (6,8 ± 1,8)
Turbidez (NTU)	49,3 - 319,0 (198,7 ± 111,2)	44 - 176,0 (88,6 ± 75,7)	58,1 - 188,0 (143,4 ± 73,9)	52,3 - 295,0 (167,8 ± 121,8)	45,5 - 98,1 (71,8 ± 37,2)
Condutividade (mS cm <sup>-1</sup> )	1,6 - 3,4 (2,6 ± 0,9)	0,7 - 0,9 (0,8 ± 0,1)	0,5 - 0,8 (0,6 ± 0,2)	0,5 - 1,3 (0,9 ± 0,4)	0,5 - 0,6 (0,5 ± 0,04)
pH	6,7 - 10 (8,8 ± 1,4)	7,5 - 9,9 (8,9 ± 1,2)	8,8 - 9,7 (9,3 ± 0,5)	7,8 - 9,4 (8,4 ± 0,8)	7,6 - 8,5 (8 ± 0,7)
Precipitação (mm)	29,1 - 243,4 (86 ± 113,5)	88,9 - 327 (200,7 ± 119,7)	64,2 - 183,6 (141,8 ± 67,2)	72 - 80,7 (76,4 ± 6,1)	252,3 - 311,6 (282 ± 41,9)
Profundidade máxima (m)	0,9 - 1,5 (1,3 ± 0,3)	0,9 - 0,9 (0,9 ± 0)	0,8 - 1,1 (0,9 ± 0,2)	0,9 - 1,4 (1 ± 0,3)	0,9 - 0,9 (0,9 ± 0,04)
Transparência Secchi (cm)	10,0 - 10,0 (10,0 ± 0)	13,0 - 22,0 (16,7,1 ± 4,7)	9,0 - 16,5 (11,8 ± 4,1)	11,0 - 14,0 (12,3 ± 1,5)	27,0 - 28,0 (27,5 ± 0,7)
STD (mg l <sup>-1</sup> )	942 - 2590 (1648,3 ± 703,3)	437 - 554 (499,7 ± 58,9)	320 - 441 (393,3 ± 64,4)	490 - 632 (542 ± 78,3)	145 - 279 (212,0 ± 94,8)
SS (mg l <sup>-1</sup> )	40 - 230 (114,7 ± 76,5)	34,5 - 123 (89,8 ± 48,2)	37 - 97 (63 - 30,8)	47 - 103 (80,8 ± 29,8)	11,6 - 39,5 (25,6 ± 19,7)
NT (mg l <sup>-1</sup> )	1,22 - 1,22 (1,2 ± 0)	0,82 - 0,85 (0,8 - 0)	0,71 - 1,17 (0,9 ± 0,2)	0,88 - 1,16 (1 ± 0,2)	2,69 - 2,96 (2,8 ± 0,2)
NH <sub>3</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	0,0 - 1,69 (0,5 ± 0,7)	0,10 - 0,15 (0,1 ± 0,02)	0,20 - 0,30 (0,2 ± 0,06)	0,12 - 0,27 (0,2 ± 0,06)	1,83 - 2,55 (2,2 ± 0,5)
PT (mg l <sup>-1</sup> )	0,41 - 1,40 (0,9 ± 0,4)	0,60 - 0,76 (0,7 ± 0,1)	0,31 - 0,63 (0,4 ± 0,2)	0,77 - 0,81 (0,8 ± 0,02)	0,63 - 0,74 (0,7 ± 0,1)
PSR (mg l <sup>-1</sup> )	0,14 - 0,86 (0,5 ± 0,2)	0,48 - 0,53 (0,5 ± 0,02)	0,20 - 0,35,1 (0,3 ± 0,1)	0,53 - 0,65 (0,6 ± 0)	0,34 - 0,62 (0,5 ± 0,2)
Clorofila <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )	79,1 - 289,3 (159,7 ± 78,5)	30,1 - 149,2 (81,6 ± 61,1)	57,6 - 197,8 (120,9 ± 71)	91,5 - 267,5 (188,6 ± 89,4)	28,2 - 107,4 (67,8 ± 55,9)
clorofila- <i>a</i> Ciano (µg l <sup>-1</sup> )	95,2 - 778,1 (433,8 ± 261,1)	47,8 - 220,0 (123,4 ± 88)	126,1 - 415,8 (298,6 ± 152,6)	222 - 477,6 (373,4 ± 134,2)	84,8 - 189,6 (137,2 ± 74,1)
clorofila- <i>a</i> algas verdes (µg l <sup>-1</sup> )	0,0 - 45,0 (8,6 ± 18)	25,5 - 39,4 (33,6 ± 7,2)	8,7 - 39,9 (29,0 ± 17,5)	0,0 - 35,6 (17,0 ± 17,8)	6,9 - 8,5 (7,7 ± 1,0)
clorofila- <i>a</i> algas pardas (µg l <sup>-1</sup> )	0,0 - 190,0 (32,6 ± 77,1)	8,9 - 112 (73 ± 55,9)	0,4 - 30,7 (10,6 ± 17,4)	0,0 - 11,8 (3,9 ± 6,8)	4,5 - 7,9 (6,2 ± 2,4)

\*Dados de precipitação adaptados de Gerlack, 2010.

\* As variáveis seguem o padrão da legenda especificada na Figura 7.