

## Efeito da Liberação de Nutrientes por Plantas Aquáticas sobre a Dinâmica de Estados Alternativos da Comunidade Fitoplanctônica em um Lago Raso Subtropical

Tiago Finkler Ferreira; Calos Ruberto Fragoso Junior; David da Motta Marques

tiagofferreira@hotmail.com

Recebido: 23/09/06 - revisado: 24/09/07 - aceito: 10/01/08

---

### RESUMO

Flutuações no regime hídrico de lagos rasos tendem a gerar distúrbios na qualidade da água. O rebaixamento do nível da água pode afetar funções ecológicas de compartimentos biológicos como plantas aquáticas e fitoplâncton. Isto causa alterações na ciclagem interna de nutrientes, que podem induzir um lago de águas oligotróficas a eutróficas dominadas por cianobactérias. Este estudo investiga a possibilidade de estados alternativos de qualidade da água na Lagoa Mangueira (RS), um sistema raso subtropical, onde a retirada intensiva de água para irrigação pode eventualmente causar a mortalidade da vegetação submersa, e com isso liberar grandes quantidades de nutrientes solúveis oriundas da biomassa vegetal em decomposição. Para alcançar uma aproximação integrada do sistema, dados experimentais e levantados em campo foram implementadas num modelo ecológico complexo. Simulações da lixiviação de orto-fosfato ( $0,02-0,06 \text{ mg L}^{-1}$ ) indicaram a possibilidade de transformação do sistema a dois tipos de estados eutrofizados: um dominado por cianobactérias e outro pela cobertura de plantas flutuantes. A análise da estruturação dos grupos de fitoplâncton ao longo do gradiente crescente de orto-P, sugeriu um limiar crítico de resiliência em torno de  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ , a partir do qual lagos rasos subtropicais podem passar para um estado de dominância de cianobactérias.

**Palavras-chave:** ciclagem de nutrientes, modelagem ecológica, estados de qualidade da água.

---

### INTRODUÇÃO

Lagos rasos constituem um dos tipos mais frágeis de ecossistemas do planeta e geralmente são os primeiros a perecer sob o impacto de atividades antrópicas (Barbier *et al.*, 1997). Populações ribeirinhas dependem das condições destes lagos e principalmente de sua produtividade, a qual é determinada pela biodiversidade e complexidade da rede de interações tróficas (Jeppensen *et al.*, 1997). Entretanto, existe um número incontável de atividades humanas que têm causado a deterioração destes sistemas nas últimas décadas (Sondergaard *et al.*, 2000). Dentre os possíveis tipos de deterioração, destacam-se os efeitos de flutuações no nível da água e eutrofização, os quais pode induzir um estado de águas claras, oligotróficas (dominado pela vegetação aquática submersa) para um estado turbido, eutrofizado (dominado pelo fitoplâncton) (Moss, 1990; Scheffer, 1998). Esta transformação na qualidade da água tem sido abordada pela limnologia nas últimas décadas, e assim como em outros ecossistemas terrestres, a possibilidade de ambientes existirem em mais

de um estado configurável de equilíbrio tem sido investigada (Sutherland, 1990), dando origem à teoria dos estados alternativos estáveis (Jackson, 2003).

Os estudos com lagos rasos proveram uma oportunidade excelente de explorar e testar a teoria de estados alternativos de qualidade da água, pois estes são, na sua maioria, polimíticos e relativamente fáceis para amostrar. No entanto, pelo fato de lagos rasos estarem situados geralmente em terras planas adequadas à agricultura, eles tendem a ser afetados por tal atividade (Gunerlap & Barlas, 2003). Os impactos mais comuns ocorrem em função do retorno difuso de fertilizantes ou devido à tomada da água para irrigação que pode causar o comprometimento de funções ecológicas, tais como da vegetação aquática submersa e outros organismos, decorrente da drástica depleção no nível da água. Uma vez que compartimentos biológicos dependentes do nível da água no sistema são afetados, a ciclagem interna de nutrientes é também alterada. Tal alteração no padrão da ciclagem de nutrientes pode afetar drasticamente a estrutura funcional do corpo hídrico como a qualidade da água vinculada aos compartimentos bióticos como desenvolvimento do fitoplâncton (cianobactérias) e estoques pesqueiros. Sob esta

perspectiva, o objetivo deste estudo consistiu em explorar este tema emergente para a Lagoa Mangueira (RS), um ecossistema subtropical situado ao sul do Brasil, onde foram detectados indícios da existência de estados alternativos em função da variação no nível da água utilizada para rizicultura. Atualmente, este sistema vem sendo investigado pelo Ministério Público Federal e pesquisadores do Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS em parceria com IBAMA e Associação de Produtores de Arroz da Lagoa Mangueira, em função da exigência do licenciamento para rizicultura. Assim, procura-se chegar a um entendimento para o uso do recurso água sem promover alterações não recuperáveis do sistema hídrico da Lagoa Mangueira.

Para alcançar a compreensão da dinâmica da ciclagem de nutrientes e seus potenciais impactos, promovidos pela variação no regime hídrico, sobre estados alternativos de qualidade da água, este estudo se baseou em experimentos e levantamentos de variáveis bióticas e abióticas *in situ* em associação ao uso da modelagem ecológica como ferramenta de gestão. Neste contexto, a análise do compartimento de macrófitas aquáticas é fundamental para o estudo de alterações na qualidade da água do sistema, pois é responsável por toda regulação do metabolismo no ambiente lacustre (Wetzel, 1993), e com isso naturalmente pela manutenção da cadeia trófica. Sendo assim, grande parte da ciclagem depende da produção primária e decomposição destas plantas.

A decomposição destas plantas ocorre inicialmente através lixiviação de compostos orgânicos que se tornam prontamente disponíveis para a massa da água na forma dissolvida (Ferreira *et al.*, 2003). Por outro lado, os restos de tecidos lignificados das plantas aquáticas contribuem para a cadeia de detritos, disponibilizando carbono na forma particulada, o qual conseqüentemente vem a se tornar disponível para níveis tróficos primários e superiores após o processo mais lento de degradação do carbono detrital e mineralização (Esteves, 1998). Portanto, assume-se que a sustentabilidade ecológica da Lagoa Mangueira depende em grande parte da ciclagem de nutrientes oriunda das comunidades de macrófitas aquáticas nela estabelecidas, em enormes quantidades de biomassa, nas extremidades sul e norte (Motta Marques *et al.*, 1997). Uma vez que a estabilidade e oligotrofia da lagoa depende destes produtores primários, objetivou-se analisar a influência deste compartimento, quando impactado, sobre a dinâmica trófica do sistema.

Considerando a área coberta por tais plantas na Lagoa Mangueira, utilizou-se a modelação e-

cológica para investigar possíveis efeitos internos da lixiviação de nutrientes, oriundos da decomposição da biomassa vegetal, no sentido de prever uma mudança para um estado eutrofizado, representado pela dominância do fitoplâncton. Assim, este artigo apresenta o efeito trófico em cascata ascendente decorrente do aporte de nutrientes oriundos da decomposição de produtores primários ocasionado por um possível rebaixamento drástico do nível da água do ecossistema. Esta aproximação através do uso da modelação ecológica embasada no levantamento de dados de campo e laboratoriais demonstra a possibilidade de junção de disciplinas biológicas e matemáticas visando a gestão lagos tropicais e subtropicais. Além disso, este estudo visa contemplar diretrizes para a exploração adequada e conservação da qualidade da água da Lagoa Mangueira, e suas múltiplas funções junto à população do entorno.

## ESTADOS ALTERNATIVOS ESTÁVEIS EM LAGOS RASOS

A teoria de estados alternativos estáveis foi inicialmente desenvolvida e alcançada primeiramente através do uso de modelos, os quais demonstraram que equilíbrios alternativos podem surgir de interações de processos não lineares (Jackson, 2003). Evidências de estados alternativos estáveis foram obtidas tanto em experimentos laboratoriais com uso de mesocosmos aquáticos constituídos por algas fitoplanctônicas e zooplâncton herbívoros como *Daphnia* sp. (McCauley *et al.*, 1999) entre outros estudos com microcosmos (Chase, 1999). Porém, desde que Connel & Sousa (1983) desafiaram ecologistas a procurar por estados alternativos estáveis em comunidades naturais, exemplos têm sido encontrados na dinâmica de diversos sistemas, como: sucessão de florestas (Frelich & Reich, 1999), savanas africanas (Dublin *et al.*, 1990), recifes de corais, desertos e estoques pesqueiros no pacífico (Hare & Mantua, 2000), incluindo até sistemas que têm seu clima regulado por correntes marinhas (Rahmsfort, 1997).

A existência dos estados alternativos em lagos está associada à transparência da água ou turbidez e conseqüentemente aos níveis de interações tróficas em cascata no sistema (Jeppensen *et al.*, 1997). O estado de água turbida é decorrente da proliferação de algas fitoplanctônicas e cria condições desfavoráveis ao estabelecimento de plantas submersas, pois a turbidez impede a penetração da luz nas camadas mais profundas inibindo o cresci-

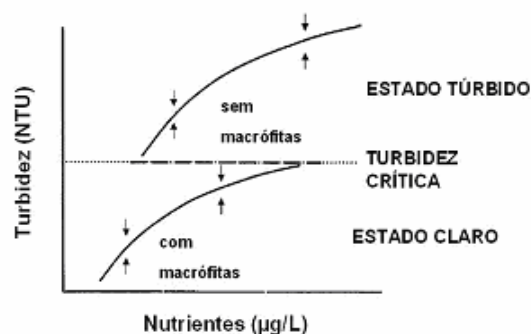
mento das mesmas (Van den Berg *et al.*, 1998). Porém, um estado claro de transparência da água permite o desenvolvimento e sucessão da vegetação submersa (Blindow *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 1994) e favorece condições meso a oligotróficas, maior equilíbrio entre níveis tróficos (equitabilidade e diversidade de organismos), prevenindo a dominância de cianobactérias e, portanto promovendo a valoração do ambiente para fins paisagísticos e recreacionais (Van Nes *et al.*, 2002).

Portanto, tais conceitos possuem implicações muito importantes para o manejo de lagos e reservatórios, pois possibilitam prever mudanças tróficas no sistema em resposta a alterações antrópicas ou até mesmo estressores naturais como agentes externos de larga escala (e.g. alterações climáticas) (Van Nes *et al.*, 2003).

Os processos que podem governar lagos entre dois estados alternativos distintos operam em uma variedade de escalas temporais e frequências. Os mecanismos hipotéticos que conduzem a mudança destes estados podem ser separados em agentes internos e externos. Quando os agentes atuantes sobre o sistema são externos de larga escala (e.g. clima regional ou homogeneidade regional entre bacias hidrográficas), a amostragem de um grande número de lagos numa mesma região resultaria num mesmo estado para todos os lagos. Alternativamente, se os agentes forem internos para cada lago (e.g. ciclagem de nutrientes), a população de lagos em uma área limitada poderia existir em dois estados (Jackson, 2003).

A mudança entre os dois estados pode ser tamponada por mecanismos intrínsecos que previnem tal alteração mesmo quando as condições sejam favoráveis. Esta resistência derivada da complexidade de interações tróficas expressa a resiliência do sistema frente a distúrbios, ou seja, sua capacidade de amortecer impactos evitando assim que este passe a outro estado configurável de equilíbrio (Jeppensen *et al.* 1997; Scheffer, 1998). A resistência dos mecanismos de amortecimento depende de fatores como a liberação de nutrientes do sedimento, magnitude e duração da entrada de cargas externas de nutrientes, taxas de escoamento hidráulico, tempo de residência, rede trófica e sua ligação com ciclagem interna de nutrientes (Scheffer *et al.*, 1994; Jeppensen *et al.*, 1997). Todos estes fatores possuem implicações importantes para a gestão de lagos e reservatórios (Van Nes *et al.*, 2003), entretanto, dentre estes, a diminuição na cobertura da vegetação submersa exerce o maior efeito para concentração de nutrientes no sistema (Blindow *et al.*, 1993).

Na atualidade, a teoria de estados alternativos tem sido abordada através de modelos ecológicos desenvolvidos por Van Nes *et al.* (2002). Estes modelos têm como base a produção primária de macrófitas aquáticas submersas e os fenômenos de retro-alimentação positiva decorrentes de sua interação com processos hidrodinâmicos e organismos aquáticos (James & Barko, 1990; Scheffer, 1994). Estes fenômenos ocorrem em função do estabelecimento e crescimento da vegetação submersa e auxiliam na manutenção de águas relativamente claras e oligotróficas de várias formas: (1) reduzindo forças hidrodinâmicas e conseqüentemente diminuindo a ressuspensão de sedimentos (James & Barko, 1990), o que termina assim por abafar uma das principais fontes de fósforo para o sistema; (2) servindo de refúgio para grandes espécies zooplâncton (Jeppensen *et al.*, 1997) que predam algas fitoplânctônicas em altas taxas (Jeppensen *et al.*, 2005); (3) produzindo substâncias alelopáticas que reduzem ou inibem o crescimento de fitoplâncton (Wium-Andersen, 1987); (4) reduzindo a concentração de nutrientes disponíveis na massa da água a partir da produção primária (Van Donk *et al.*, 1993). Portanto, a presença de vegetação aquática promove alterações radicais no funcionamento de lagos rasos.



**Figura 1 - Modelo conceitual de condições alternativas como clara e túrbida em lagos com e sem macrófitas submersas. Adaptado de Scheffer *et al.* (1993). O modelo original assume que acima de um nível crítico de turbidez, as macrófitas submersas se tornariam ausentes no sistema. As linhas sólidas representam estados estáveis alternativos. As flechas indicam o ponto de equilíbrio para cada estado após uma perturbação no sistema. A linha pontilhada representa a turbidez crítica que separa os dois estados alternativos.**

A passagem de um estado de águas claras dominadas pela vegetação de macrófitas para um estado de águas túrbidas dominado pelo fitoplâncton

ocorre através de um processo não-linear, caracterizado por uma inversão drástica dos estados, uma vez que o nível crítico de eutrofização do sistema é atingido (Fig.1) (Scheffer *et al.*, 1998).

Este fenômeno é denominado histerese e expressa a resiliência do ecossistema a alterações ambientais. Por exemplo, uma vez que um lago tenha passado para um estado eutrofizado de águas túrbidas, para retornar a condição inicial representada pelo domínio da vegetação submersa, a concentração de nutrientes deve ser reduzida a um nível muito abaixo do limiar crítico em que a população de macrófitas colapsou (Van Nes *et al.* 2002, 2003).

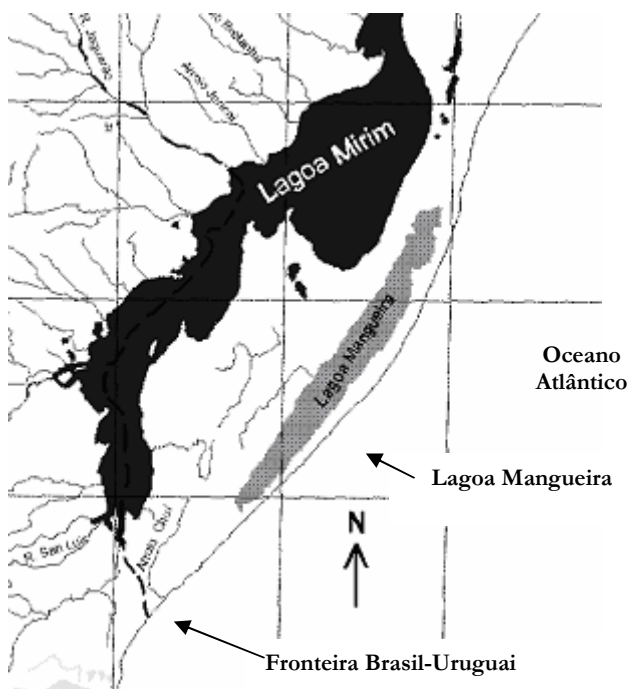


Figura 2 - Região Hidrográfica da Lagoa Mirim-Inserção do Sistema Hidrológico do Taim-Lagoa Mangureira, CNPq/PELD-Sítio 7.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de Estudo

A Lagoa Mangureira é um sistema raso (profundidade máxima de 6 metros) e possui uma área aproximada de 820 km<sup>2</sup> ao longo do Oceano Atlântico no sul do Estado do Rio Grande do Sul (Fig.2). Este ecossistema é caracterizado como um binômio Lagoa-Banhado, o qual faz parte do Sistema Hidrológico do Taim (SHT). Esta região é representativa

de ambientes lacustres costeiros de água doce tipicamente complexos no que diz respeito à biodiversidade e dinâmica de interações tróficas (Ferreira *et al.*, 2007).

O alto índice de biodiversidade característico de regiões de baixa latitude como nos subtropicais difere amplamente dos sistemas aquáticos de climas temperados onde a teoria dos estados alternativos foi concebida (Sondegaard *et al.*, 2000; Jepsen *et al.*, 1997). Estas variações estão presentes tanto por parte de produtores primários e consumidores secundários e terciários que possuem hábitos alimentares, na sua maioria, não restritos (onívoria) e acabam aumentando a complexidade de interações tróficas, o que por sua vez torna a biomanipulação destes ambientes aquáticos ainda um desafio (Jepsen *et al.*, 1997).

Devido à peculiaridade climática, edáfica e morfológica da planície costeira do Rio Grande do Sul, as lagoas de água doce estão associadas à cultura do arroz irrigado (*Oriza sp.*). A cultura de *Oriza sp.* nesta região é altamente tecnificada, no que tange às práticas agrícolas em si, e usa quantidades substanciais de água para manter a cultura. Para o Sistema Hidrológico do Taim como um todo, o consumo de água na época de irrigação pode atingir o valor de 100m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Motta Marques & Villanueva, 2000), sendo que o ecossistema mais afetado devido ao intenso bombeamento de água (estruturas com capacidade individual de até 11 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) é a Lagoa Mangureira. A intensa extração de água da Lagoa Mangureira mesmo durante o verão, quando naturalmente o nível da Lagoa tende a diminuir em função dos baixos índices de precipitação sazonal, promove a concentração de nutrientes na massa da água (Motta Marques & Villanueva, 2000).

### Experimentação e Levantamentos *In Situ*

Em laboratório, foram realizados experimentos para verificar a lixiviação de nutrientes da biomassa de plantas aquáticas submersas. Este processo ocorre nos primeiros dias de decomposição da biomassa em função da lise celular, liberando para água nutrientes solúveis. Para esta análise foi considerada então a decomposição inicial de macrófitas aquáticas coletadas na Lagoa Mangureira e subsequente lixiviação de nutrientes. Através da incubação da biomassa vegetal (~10g peso fresco) em garrafas âmbar, a 20°C e com 432mL de água pura (tipo 1), obtiveram-se amostras da água para quantificação da lixiviação após cinco dias. Para cada amostra foram quantificados concentrações de fósforo total, orto-fosfato (orto-P) solúvel, nitrogênio total,

amônia e sílica de acordo com Mackereth *et al.* (1989). Estas análises permitiram estimar a lixiviação de nutrientes relacionada à quantidade de biomassa vegetal através do ajuste de equações de regressão entre estas variáveis.

Com base na relação biomassa vegetal *versus* concentração de nutrientes encontrada na água da amostra, pôde-se estimar a lixiviação de nutrientes relativa à área coberta por macrófitas submersas na Lagoa Mangueira. Para tanto, a biomassa existente na área coberta por plantas foi interpolada para determinar a biomassa média por m<sup>2</sup>, sendo esta convertida para nutrientes lixiviados para a massa da água pelo ajuste de regressão.

*In situ*, a avaliação da cobertura e biomassa foi realizada através de grades com pontos amostrais aleatoriamente distribuídos em áreas litorâneas e pelágicas. Em cada ponto amostral, a cobertura de plantas submersas foi estimada pelo método de PVI (Porcentagem de volume infestado), o qual é dado por uma amostragem visual de classes de cobertura (1, 1-5; 6-15; 16-25; 26-50; 51-75; 76-100%) e medida de comprimento de cada planta. Concomitantemente, a biomassa de plantas foi pesada e depois seu peso fresco convertido a peso seco.

### Modelagem Ecológica da Ciclagem de Nutrientes e Estados Alternativos

A modelagem ecológica dos efeitos da lixiviação de nutrientes sobre estados alternativos de qualidade da água da Lagoa Mangueira foi realizada através de um modelo computacional, IPH-ECO (Fragoso *et al.*, 2007) voltado especialmente para entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos de corpos d'água rasos e profundos, tais como, lagos, reservatórios e estuários de uma maneira integradora. Este modelo possui um módulo hidrodinâmico acoplado com módulos de qualidade da água e biológico, com a finalidade de auxiliar o entendimento comportamental de um determinado ecossistema aquático. Matematicamente, o modelo é composto por um grande número de equações diferenciais acopladas a variáveis de estado. Fatores ambientais, tais como, luz, temperatura, radiação solar, vento, precipitação e evaporação também podem ser levados em consideração no modelo. Especificações detalhadas do modelo estão contidas em Fragoso Jr. *et al.*, (2007).

Para as simulações realizadas neste estudo não foram utilizados todos os módulos bióticos disponíveis pelo *software*, apenas os módulos de qualidade da água, fitoplâncton e macrófitas aquáticas. Processos biogeoquímicos e abióticos inerentes ao

ecossistema aquático naturalmente estiveram efetivos durante todas as simulações. Os componentes na água são sujeitos a processos de transporte por advecção e difusão. O módulo de fitoplâncton descreve o crescimento e perdas de três grupos funcionais (i.e. cianobactérias, diatomáceas e clorofíceas). Foi assumida uma razão constante entre clorofila-a e peso seco de fitoplâncton de acordo com Janse (2005). A produção depende da taxa de crescimento, temperatura, luz e nutrientes (para diatomáceas a sílica é outro fator). Os processos de perda por manutenção da respiração e mortalidade são descritos como processos de primeira ordem dependentes da temperatura. As macrófitas aquáticas foram simuladas divididas em três grupos (e.g. submersas, emergentes e flutuantes). A produção de biomassa, respiração e excreção são modeladas semelhantemente como no fitoplâncton. A presença de vegetação submersa produz impactos em alguns componentes do sistema, tais como, atenuação da ressuspensão, e, portanto exerce uma influência positiva na transparência da água.

No que tange a simulação da lixiviação de nutrientes, foi considerado apenas o incremento na concentração de orto-fosfato solúvel (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) oriundo da decomposição da biomassa de três espécies de macrófitas predominantes no sistema (*Potamogeton il-linoensis*, *Egeria densa* e *Cabomba carolineana*). Para avaliar o efeito do orto-fosfato sobre o crescimento do fitoplâncton e possíveis estados alternativos foram testadas diferentes concentrações deste nutriente dentro do espectro de valores observados experimentalmente referentes à lixiviação média de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> por 1g (peso seco) de biomassa vegetal.

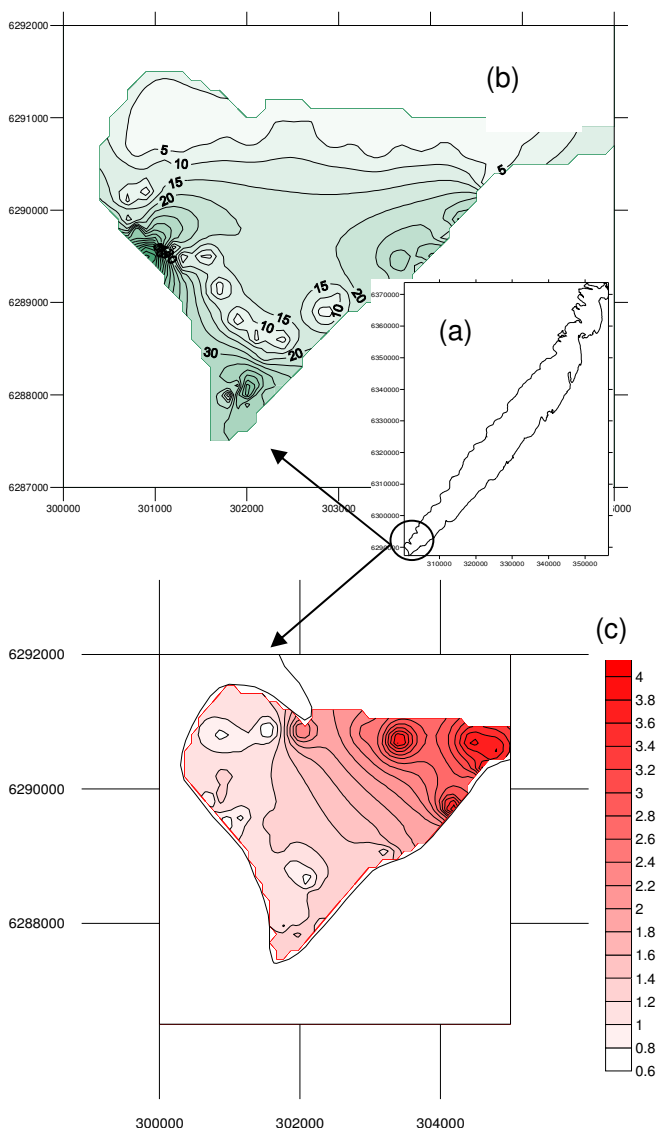
$$\begin{aligned} \text{Orto-P (mg/L)} &= 0,0345 * \text{biomassa vegetal (mg} \\ &\text{peso seco)} \\ &(p < 0,05; r^2 = 0,958) \end{aligned} \quad (1)$$

## RESULTADOS

Com base nas análises experimentais da relação entre lixiviação de orto-P e biomassa vegetal obtida com as três espécies de macrófitas incubadas foi estabelecido a seguinte equação de regressão (1).

Posteriormente, esta relação foi atribuída à estimativa de biomassa vegetal existente na área amostrada ao sul da Lagoa Mangueira. A área coberta por macrófitas nesta região está apresentada segundo o índice de PVI (porcentagem de volume infestado). A maior porcentagem de cobertura foi en-

contrada nas regiões mais rasas e litorâneas (Fig 3.b). Estas regiões com densa cobertura estão de acordo com o gradiente de profundidade da área (Fig 3.c) ao sul da Lagoa (Fig 3.a).



**Figura 3 - (a) Lagoa Mangueira, em destaque a extremidade sul do sistema; (b) Valores de cobertura (PVI) interpolados (c) Gradiente de profundidade.**

A partir da biomassa média por  $m^2$ , estimou-se a lixiviação de orto-P referente 1g de biomassa (peso seco). Em função da variação de biomassa dentro da área amostrada foi estimada uma variação na lixiviação da ordem de 0.02 a 0.06  $mg L^{-1}$ . Essa variação foi implementada nas simulações e com isso

se verificou o efeito de diferentes concentrações deste nutriente sobre a cadeia trófica.

As simulações ecológicas para estados alternativos foram realizadas considerando a possibilidade de dois cenários. O primeiro cenário considera o efeito do aporte crescente de orto-P e sua assimilação através da produção primária pelo fitoplâncton. Portanto, neste cenário, o sistema não teria mais a presença de vegetação submersa nem a possibilidade de assimilação destes nutrientes por outros grupos de macrófitas. Sendo determinado o florescimento do fitoplâncton sem competição pelo recurso. Com o incremento de orto-P na ordem de 0.01 a 0.5  $mg/L$ , no sistema, evidenciaram-se alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica representada por três classes principais: diatomáceas, clorofíceas e cianobactérias (Fig 4 a). No início da simulação, já é possível observar o decaimento da biomassa e desaparecimento da classe de clorofíceas, seguida por diatomáceas no decorrer da simulação. Com o continuado incremento de orto-P e mortalidade destas classes de algas, ocorre o aumento substancial de cianobactérias, as quais dominam a coluna da água, aumentando conseqüentemente o coeficiente de atenuação da luz ( $K_d$ ). Este coeficiente representa a penetração de luz na coluna da água e valores acima da ordem de 4 já são considerados altos e, portanto representativos de águas túrbidas (Scheffer, 1998).

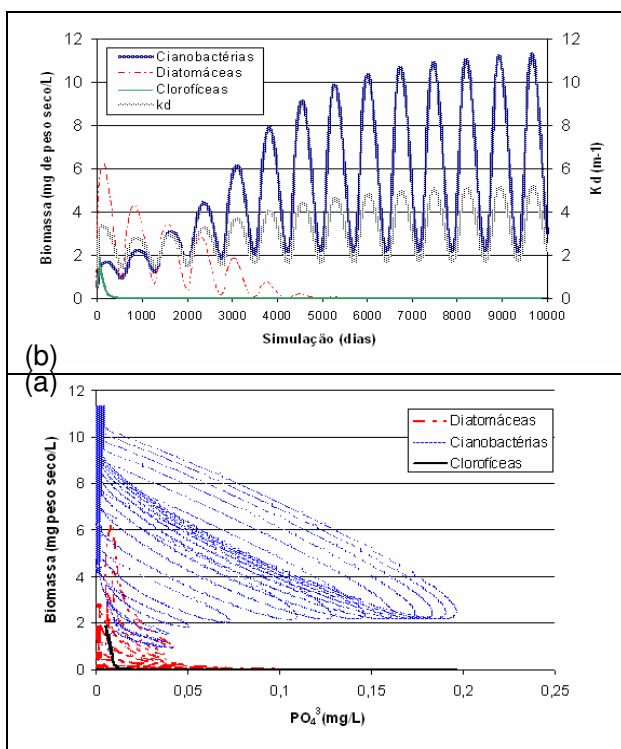
A dominância de cianobactérias e aumento do  $K_d$  em função da biomassa destas algas constituiriam um estado alternativo túrbido (eutrofizado) para o sistema, no qual uma série de interações tróficas viriam a sucumbir uma vez que a diversidade de produtores primários seria alterada. Isto levaria presumivelmente a uma diminuição na produção pesqueira.

O espectro de possíveis valores de produção do fitoplâncton em função do aporte de orto-P (Fig. 4.b) mostra que incrementos acima de 0.025  $mg L^{-1}$  já são suficientes para prejudicar a classe de diatomáceas, sendo que a classe de clorofíceas é ainda mais suscetível, decaindo com valores acima de 0.01  $mg L^{-1}$ .

Dentro da variação 0.01-0.05  $mg L^{-1}$ , diferentes valores de biomassa podem ser encontrados para as classes de diatomáceas e cianobactérias. Entretanto, acima deste valor, há somente a proliferação de cianobactérias. Isto sugere que o limiar crítico para inversão do sistema a um estado túrbido seja acima deste intervalo.

Como estes resultados refletem simulações matemáticas, existe a necessidade de comparar valores de biomassa simulados com os observados *in situ*.

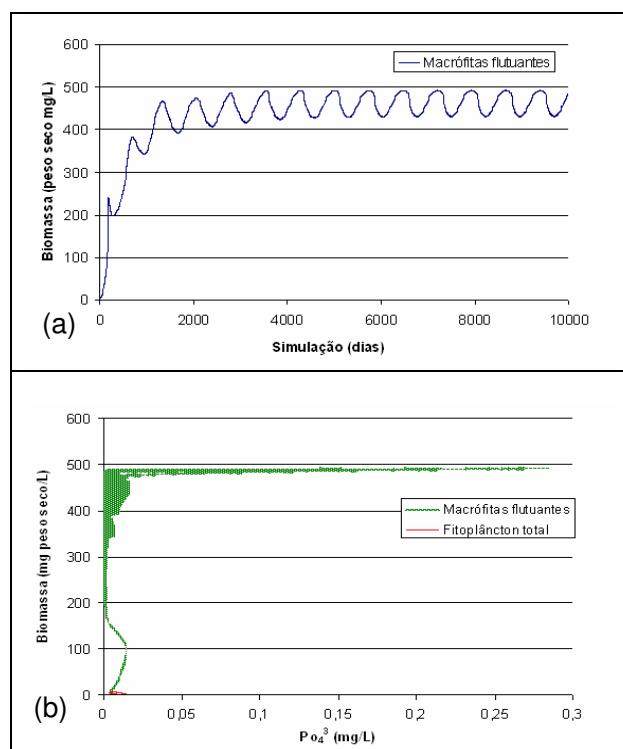
Na Lagoa Mangueira, a concentração média anual de clorofila-a (representativa da concentração total de fitoplâncton) varia entre aproximadamente 9.0 e 14.5 mg m<sup>-3</sup> (Fragoso *et al.*, submetido). Os valores de clorofila-a no início da simulação estão na mesma ordem de grandeza dos valores registrados *in situ*. Porém, após a liberação de orto-P, a variação anual de clorofila-a aumenta substancialmente para 30-165 mg m<sup>-3</sup>, equivalente (após conversão) a 0 -11 mg peso seco L<sup>-1</sup> (Fig. 4.a). Sendo assim, os resultados simulados demonstram que a concentração de fitoplâncton na Lagoa certamente excederia bastante as variações anuais de clorofila-a observadas no ecossistema.



**Figura 4. (a) Simulação do crescimento do fitoplâncton e seu efeito sobre o Kd em função do incremento de orto-P oriundo da biomassa vegetal submersa: evidência de estado alternativo eutrofizado-turbido dominado por cianobactérias; (b) Espectro dos possíveis valores de biomassa do fitoplâncton ao longo do gradiente de orto-P.**

Num segundo cenário, considerando as mesmas condições de contorno do primeiro cenário, foram incluídos os grupos de macrófitas aquáticas. A resultante da simulação, neste caso, em função do aumento na concentração de orto-P, foi a dominância de macrófitas aquáticas flutuantes, alcançando aproximadamente 500mg L<sup>-1</sup> (Fig. 5 a).

Este tipo de planta, por criar uma densa cobertura na superfície da coluna da água, impede a passagem total de luz, portanto os valores de Kd são ainda mais altos. O estado alternativo dominado por este tipo de vegetação também é deletério ao sistema, causando o comprometimento dos usos múltiplos da água. Isto sugere que no caso de um sistema fechado, pequenos incrementos de orto-P são capazes de alterar a estruturação do sistema, e desta forma a dinâmica de interações tróficas. Pois, uma vez que esta camada de plantas flutuantes inibe a passagem da luz, a produção primária na coluna da água decai acentuadamente prejudicando a respiração dos organismos aquáticos. Avaliando a biomassa de flutuantes e fitoplâncton ao longo do gradiente de concentrações de orto-P (Fig. 5.b), é visível o predomínio da biomassa das plantas frente ao decaimento abrupto do fitoplâncton. Neste sentido, assume-se a forte competição entre estes compartimentos por recursos, impossibilitando a ocorrência de ambos grupos no mesmo habitat.



**Figura 5 - (a) Simulação do biomassa de macrófitas aquáticas de acordo com o incremento de orto-P no sistema: estado alternativo eutrofizado por macrófitas flutuantes; (b) Espectro dos possíveis valores de biomassa de macrófitas flutuantes e fitoplâncton ao longo do gradiente crescente de orto-P: evidência de competição e dominância de macrófitas.**

## DISCUSSÃO

Foi evidenciado que uma alteração na ciclagem interna de nutrientes da Lagoa Mangueira, decorrente da decomposição da vegetação submersa ocasionada por um rebaixamento drástico no nível do sistema, pode induzir o sistema a dois estados alternativos distintos. Um deles seria a eutrofização resultante da proliferação do fitoplâncton, tendo como estágio final o domínio total por cianobactérias e, conseqüentemente um estado de turbidez. O outro estado seria a dominância exercida por macrófitas flutuantes, as quais tenderiam a afetar a estrutura trófica e qualidade da água do sistema, uma vez que são capazes de impedir qualquer penetração de luz, podendo causar grandes mortalidades de peixes. Portanto, ambos estados induzidos pelo aumento de orto-P implicariam comprometimento das funções ecológicas. Entretanto, a dominância de determinados compartimentos biológicos é, via de regra, dependente de variáveis abióticas de contorno no sistema, as quais devem ser consideradas no intuito de prever reais alterações no ambiente.

No caso da Lagoa Mangueira, condições de vento devem ser consideradas em próximas simulações, pois são essenciais para hidrodinâmica e determinantes para a estruturação das comunidades de produtores primários (Fragoso Jr. 2005). A discretização espacial associada ao conhecimento da dinâmica de fatores abióticos condicionantes do sistema é importante para a avaliação do transporte da biomassa seja de fitoplâncton ou plantas flutuantes. Por causa do regime severo de ventos da Lagoa, existe uma grande restrição ao estabelecimento de plantas flutuantes, as quais no caso, no início de proliferação seriam certamente arrastadas para uma das extremidades da lagoa em função da orientação SO-NE dos ventos predominantes (Motta Marques, *com. pessoal*). O estado alternativo representado pela presença de macrófitas flutuantes seria apenas passível de ocorrência sob a ausência de ventos em ambientes lênticos relativamente estagnados. Portanto, a hipótese de florações de cianobactérias seria mais plausível de ocorrência, embora ventos também sejam prejudiciais a estabilização de suas populações (Moss, 1990).

Considerando as limitações das simulações preliminares, visa-se a incorporação dos condicionantes de larga escala, tais como regime de ventos e hidrodinâmica para o melhor entendimento da distribuição das comunidades biológicas no sistema e possíveis alterações das mesmas em função da atuação destes agentes. Além disso, a ciclagem interna

de nutrientes também é regida pelo fator vento, capaz de ressuspender partículas e com elas o fósforo reativo ao sistema. Porém, no caso de estabelecimento de plantas aquáticas submersas ou emergentes, há uma redução potencial das taxas de ressuspensão de partículas (James & Barko, 1999). Estas comunidades atuam como tampões, aumentando a resiliência do sistema contra inversões drásticas pela ação de ventos e eutrofização (Scheffer, 1994). Porém uma vez que estes compartimentos são atingidos, como pela depleção no nível da água, o ambiente se torna mais suscetível a alterações na qualidade da água (Van Nes *et al.*, 1999, 2002). Assim, o conhecimento global das funções e distribuição espacial de produtores primários dentro do corpo aquático são importantes para a previsão dos efeitos de forças externas e internas atuantes.

Apesar de preliminar, as simulações sugerem um limiar crítico para inversão de estados em torno de 0.05 (mg L<sup>-1</sup>) de orto-P. Este nutriente é geralmente o principal limitante para florações de cianobactérias, sendo o responsável por processos acelerados de eutrofização (Sondergaard *et al.*, 2000). No entanto, assume-se que o nível crítico de resiliência em lagos rasos subtropicais tende a ser maior do que lagos temperados, uma vez que a complexidade de interações tróficas é maior (Jeppesen, *et al.*, 2005) e o crescimento e efeito positivo da vegetação aquática é contínuo durante todo o ano, diferentemente de ambientes temperados (Ferreira *et al.*, 2007). Como os valores críticos de mudança do sistema foram obtidos através de uma simulação computacional, experimentos sob condições controladas são necessários e estão previstos para a parametrização do modelo e confirmação dos limiares de resiliência estimados para lagos subtropicais.

Estudos similares utilizando a modelagem ecológica de compartimentos biológicos para predição de qualidade da água são ainda incipientes também para ecossistemas temperados. Isto ocorre porque cada ecossistema necessita de calibrações e parametrizações específicas em função da sua diversidade e complexidade de interações tróficas. E, a obtenção de um banco de dados consistente para parametrização demanda estudos de longa duração. Apenas, recentemente, modelos ecológicos complexos vêm sendo parametrizados para previsão de mudança de estados alternativos em ecossistemas temperados (Fragoso Jr. *et al.*, submetido). Porém, a calibração de modelos nestes ambientes é facilitada em função do monitoramento limnológico de séries históricas extensas (> 30 anos), o que torna plausível comparar efetivamente variáveis bioquímicas simuladas e observadas.



Em resumo, este estudo demonstrou que em ecossistemas aquáticos subtropicais submetidos à carga de nutrientes estão sujeitos a uma troca de estado caso o distúrbio ultrapasse um limiar crítico (como visto também em ecossistemas temperados). Em futuros estudos, pretende-se intensificar as simulações ecológicas e estender nosso banco de informações para ecossistemas subtropicais com a finalidade de aperfeiçoar a predição deste modelo ecológico.

## REFERÊNCIAS

- BARBIER, E.B., ACREMAN, M., KNOWLER, D. (1997). "Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners". In Ramsar Convention Bureau, Switzerland, 1997.
- BLINDOW, I. ANDERSON, G. HARGEBY, A. & HANSSON, S. (1993). "Long term pattern for alternative stable states in two shallow eutrophic lakes". *Freshwater Biol.* 30, pp. 159-167.
- CHASE, J.M. (1999). "To grow or to reproduce? The role of life-history plasticity in food web dynamics". *Am. Nat.* 154, pp. 571-860.
- CONNELL, J.H. SOUSA, W.P.(1983). "On the evidence needed to judge ecological stability or persistence". *Am. Nat.* 121, pp. 789-824.
- DUBLIN, H.T. SINCLAIR, A.R.E., MCGLADE, J. (1990). "Elephants and fire as causes of multiple stable states in Serengeti-Mara woodplants". *J.Animal Ecol.*, 59, pp. 1147-64.
- ESTEVES, F.A.(1998). *Fundamentos de Limnologia*. 2ªed. -Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, Rio de Janeiro. 602p.
- FERREIRA, T.F; MOTTA MARQUES, D.M.L & VILANUEVA, A. "O Hidroperíodo de Banhado e a Carga de Matéria Orgânica Dissolvida de *Scirpus Californicus* (C.A.May) Steud". Anais do Congresso Brasileiro de Limnologia, Minas Gerais Agosto, 2003, pp. 154-155.
- FERREIRA, T.F, VAN NES, E, SCHEFFER, M. & MOTTA MARQUES, D.M.L. (2007). "Ecological modeling of submerged macrophytes in subtropical systems: could year-round growth of macrophytes increase resilience of the clear-water state?". Anais do International Conference of Pollution Difusion, Belo Horizonte, Ago. 2007. (submetido).
- FRELICH, L.E. & REICH, P.B. (1999). "Neighborhood effects, disturbance severity and community stability in forests". *Ecosystems* 2, pp. 151-66.
- FRAGOSO JR., C.R.(2005). "Simulações da dinâmica de fitoplâncton na Lagoa Mangueira". Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental/Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 151p.
- FRAGOSO JR., C.R., COLLISCHON, W. & MOTTA MARQUES, D.M.L., (2007). "Simulação ecológica dos estados alternativos em lagos, estuários e reservatórios". In Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, Nov. 2007.
- FRAGOSO JR., C.R., MOTTA MARQUES, D., COLLISCHONN, W. and VAN NES, E.H., 2008. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecol. Model.* Submitted.
- FRAGOSO JR., C.R., JEPPESEN, E. and MOTTA MARQUES, D., 2008. Test of a dynamic ecological model on data from biomanipulated Lake Engelsholm 1989-2001. *Ecol. Model.* Submitted.
- GUNERLAP, B., BARLAS, Y. (2003). "Dynamic modelling of a shallow freshwater lake for ecological and economic sustainability". *Ecological Modelling*, 167, pp. 115-138
- HARE, S.R. MANTUA, N.J. (2000). "Empirical evidence of North Pacific regime shifts in 1977 and 1989". *Prog. Oceanogr.* 47, pp. 103-45.
- HOLLING, C.S. (1973). "Resilience and stability of ecological systems". *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4, pp. 1- 23.
- JACKSON, L.J. (2003). "Macrophyte-dominated and turbid states of shallow lakes: evidence from Alberta Lakes". *Ecosystems*, 6, pp. 213-223.
- JAMES, W.F. & BARKO, J.W. (1990). "Macrophytes influence on the zonation of sediment accretion and composition in a north temperate reservoir". *Arch. Hydrobiol.* 120, pp. 129-142.
- JANSE, J.H., 2005. *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- JEPPESEN, E.; LAURINDSEN, T.L.; KAIRESALO, T.; PERROW, M.R. (1997). "Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes". In: Jeppesen, E. ed. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer- Verlag. p 91-114.
- JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; MAZZEO, N.; MEERHOFF, M.; BRANCO, C.; HUSZAR, V.; SCASSO, F. (2005): "Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes". Chapter 11 in: (Ed. M.V. Reddy), *Tropical eutrophic lakes: their restoration and management*: 331-359.
- MACCAULEY, E., NISBET, R.M., MURDOCH, W.W, DEROOS, A.M., GURNEY, W.S.C. (1999). "Large-amplitude cycles of *Daphnia* and its algal prey in enriched environments". *Nature* 402, pp. 653-6.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; & TALLING, J.F. (1989). *Water Analysis*. Freshwater Biological Association,

- Sciencifica Publication No. 36, Ambleside.120p.
- 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.
- MOTTA MARQUES, D.M.L., IRGANG, B. GIOVANNINI, S.G.T. (1997). "A importância do hidroperíodo no gerenciamento de água em terras úmidas (wetlands) com uso múltiplo o caso da Estação Ecológica do Taim" In Anais do XII Simpósico Brasileiro de Recursos Hídricos, Vitória, Nov. 1997, pp 1-8.
- MOTTA-MARQUES, D. DA & VILLANUEVA, A. (2000). "Regime hidrológico de banhados e sua conservação". *C. Pesquisa, Sér. Bio.* 13, (1): 63-79.
- RAHMSFORT, S. (1997). "Bifurcations of the thermohaline circulation in response to changes in hydrological cycle". *Nature* 387, pp. 165-7.
- SCHEFFER, M. VAN DEN BERG, M. BREUKELAAR, A. BREUKERS, C. COOPS, H. DOEF, R. MEIJER, M.L. (1994). "Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes". *Aquatic Botany*, 49: 193-196.
- SCHEFFER, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London.
- SONDERGGARD, M. JEPPESEN, E. PENSEN, J.P. & LAURINDSEN, T. 2000. Lake restoration in Denmark. *Lakes & reservoirs: Research and Management*, 5: 151-159
- SUTHERLAND, J.P. 1990. Perturbations, resistance and alternative views of the existence of multiple stable points in nature. *Am. Nat.* 136: 270-5.
- VAN DEN BERG, M. S., COOPS, H., MEIJER M. L. SCHEFFER, M. & SIMONS, J. (1998). "Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer". In: Jeppesen, E., Sondergaard, M., Christoffersen, K. (eds) *The Structuring role of submerged macrophytes in lakes*. *Ecological Studies* 131, Springer, Erlin Heidelberg New York, pp. 339-352.
- VAN DONK, E., GULATI. R.D. IEDEMA, A. & MEULEMANS. (1993). "Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorous contents of the different trophic levels in a biomanipulated shallow lake". *Hydrobiologia* 251, pp. 19-26.
- VAN NES, H., SCHEFFER, M., VAN DEN BERG, M. & COPPS, H. (2002). "Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise?" *Aquatic Botany*, 72, pp. 387-403.
- VAN NES, E. H., SCHEFFER, M., VAN DEN BERG, M. & COPPS, H. (2003). "Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes". *Ecol. Model.* 159, 103-116.
- WETZEL, R. G. 1993. *Limnology*. 2<sup>nd</sup>.ed. Saunders, Coll.Publ., Fort Worth.

WIUM-ANDERSEN, S. 1987. "Allelopathy among aquatic plants". *Archiv. Hydrobiologie Beith.*, 27, pp. 167-172.

### ***The Effect of Nutrient Release by Water Plants on the Dynamics of Alternative States of the Phytoplankton Community in a Subtropical Shallow Lake***

#### **ABSTRACT**

*Water fluctuations may affect several ecological functions within submerged macrophyte and phytoplankton communities in shallow lakes. This may cause changes in internal nutrient cycling inducing a shift from clear water state (oligotrophic) to turbid eutrophic state dominated by cyanobacteria. Such shifts in water quality have been investigated according to the theory of alternative states in shallow lakes. The study evaluates the possibility of alternative states in Lake Mangueira (RS), a shallow subtropical system which suffers due to intensive water intake for irrigation. A drastic depletion in the water level of the system may cause the mortality of submerged vegetation and leaching of large amounts of dissolved nutrients from decaying biomass. To understand these effects in the system, experimental analysis of nutrient leaching and biomass data obtained from field survey was performed in a complex ecological model to predict possible shifts in the water state. Simulations of ortho-phosphate leaching ( $0.02-0.06 \text{ mg L}^{-1}$ ) indicated possible shifts either to a cyanobacteria dominated state or to a cover dominated by floating plants, both representing eutrophicated conditions. Analysis of phytoplankton community structure within an increasing ortho-P concentration suggested a critical resilience threshold of  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$  for a cyanobacteria dominated state in subtropical lakes.*

*Key-words: nutrient cycling, ecological modeling, water quality states.*