

Modelagem Ecológica como Ferramenta Auxiliar para Restauração de Lagos Rasos Tropicais e Subtropicais

Carlos Ruberto Fragoço Júnior

Centro de Tecnologia (CTEC), Universidade Federal de Alagoas (UFAL)

crubertofj@hotmail.com

David da Motta Marques, Walter Collischonn

Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

dmm@iph.ufrgs.br; collischonn@uol.com.br

Egbert H. van Nes

Aquatic Ecology and Water Quality Management Group, Wageningen University (WUR)

Egbert.vanNes@wur.nl

Recebido: 27/06/07 - revisado: 28/09/09 - aceito: 20/05/10

RESUMO

A crescente produção de carga orgânica e de nutrientes em bacias hidrográficas tem levado, historicamente, lagos rasos a drásticas mudanças na qualidade da água, na diversidade e riqueza biológica e nos usos nobres de suas águas. Estes ecossistemas aquáticos podem ser caracterizados, de uma maneira bem simplificada, por dois estados alternativos de equilíbrio: (a) um estado de baixa turbidez com predominância de vegetação aquática submersa, baixos níveis de biomassa fitoplanctônica ou (b) um estado de alta turbidez sem a presença de vegetação aquática submersa e altos níveis de biomassa fitoplanctônica, para um elevado aporte de nutrientes. Se por algum motivo um ecossistema aquático muda para um estado de baixa transparência da água, medidas corretivas de restauração podem ser empregadas no sentido de promover uma nova troca para um estado de referência de águas claras. Com a vasta gama de alternativas que poderiam ser utilizadas, é comum a seguinte pergunta: quais medidas trariam maiores benefícios sócio-ambientais, econômicos? Pouco se sabe ainda sobre a verdadeira eficácia destas medidas em ambientes tropicais e subtropicais, bem como a reação do ecossistema aquático com respeito a qualidade da água e a estrutura trófica.

Buscando entendimento dos caminhos de degradação e restauração em ambientes aquáticos subtropicais e tropicais, submetidos a mudanças de níveis de transparência da água, um modelo ecológico complexo, baseado em processos integrados (i.e. físicos, químicos e biológicos), foi aplicado na lagoa Mangueira, um lago raso subtropical. Foi mostrado que um progressivo aumento da turbidez pode promover profundas implicações para o ecossistema, tal como um súbito colapso da vegetação aquática submersa e dominância do fitoplâncton. Além disso, foi observada uma grande resistência para o retorno ao seu estado de referência. Para altos níveis de turbidez, a dinâmica é caracterizada por regimes caóticos organizados, uma característica peculiar de sistemas altamente não-lineares que trabalham afastados do equilíbrio estável. Por fim, foi proposto um conjunto de medidas corretivas de caráter interno aplicado nas bacias de contribuição e no ecossistema aquático visando promover a recuperação destes ecossistemas maximizando os benefícios sócio-ambientais, econômicos de uma maneira integradora utilizando a modelagem ecológica como uma ferramenta auxiliadora de teste de alternativas e tomada de decisão.

Palavras-chave: lagos; estados alternativos; restauração; modelagem.

INTRODUÇÃO

Lagos rasos são importantes ecossistemas aquáticos os quais suportam diversos usos múltiplos das águas, tais como irrigação, consumo humano e animal, atividades industriais, diluição de poluentes, geração de energia, transporte, recreação, pesca,

entre outros (Postel & Carpenter, 1997). Ao mesmo tempo em que a diversidade física e a produtividade biológica são características destes sistemas, também é reconhecida sua fragilidade às agressões antrópicas (e.g. despejos de efluentes, captação de água para abastecimento, irrigação, pesca, biomanipulação, etc). Estas perturbações podem provocar fortes alterações na fauna e flora aquática, nos padrões de

qualidade da água e, conseqüentemente, prejudicam os usuários em potencial de suas águas (Naiman et al. 1995; National Research Council, 1993).

Uma progressiva degradação dos padrões de qualidade da água, decorrente do aumento do aporte de material alóctone, resulta, na maioria das vezes, em uma troca para outro estado trófico (Søndergaard et al, 2005). Estas mudanças são geralmente caracterizadas por: (a) florações de cianobactérias, diatomáceas e clorofíceas (fitoplâncton); (b) desaparecimento da vegetação aquática submersa e emergente (macrófitas aquáticas); (c) predominância de peixes planctívoros e piscívoros; e (d) redução da transparência da água (Moss, 1990).

Diversos estudos mostram que uma vez que o ecossistema colapsou para um estado de baixa transparência da água (ou alta turbidez), caracterizado pela dominância de fitoplâncton, para retornar a condição inicial a concentração de nutrientes deve ser reduzida a um nível muito abaixo do limiar crítico em que a população de macrófitas inicialmente colapsou (Scheffer, 1998; van Nes et al., 2003).

A existência de estados alternativos em lagos está diretamente associada a transparência ou a turbidez da água (Scheffer et al., 1993; Jeppensen et al., 1997; Scheffer, 1998). A dominância do fitoplâncton cria condições desfavoráveis ao estabelecimento de plantas submersas, pois a turbidez impede a penetração da luz nas camadas mais profundas inibindo o crescimento das mesmas (van den Berg et al., 1997). Por outro lado, um estado de alta transparência da água permite o estabelecimento e a dominância da vegetação aquática submersa, a qual inibe produção de biomassa fitoplanctônica (Blindow et al., 1993; Scheffer et al., 1993) através de diversos mecanismos que favorecem o sistema à condições mesotróficas e oligotróficas, são eles: (a) redução da resuspensão de nutrientes do sedimento, (b) impactos alelopáticos na comunidade algal, (c) proteção e abrigo para o zooplâncton e peixes. Além do mais, um estado de alta transparência proporciona um maior equilíbrio entre níveis tróficos (i.e. equilíbrio das interações tróficas e diversidade de organismos), prevenindo a dominância de cianobactérias e, portanto promovendo a valorização do ambiente para fins paisagísticos e recreacionais (van Nes et al., 2003).

Em ecossistemas aquáticos, um estado alternativo é dito estável quando a dinâmica de seus componentes atinge um ciclo sazonal bem definido. Entretanto, devido a complexidade das interações da teia aquática, nem sempre um estado estável é atingido sob uma determinada condição ambiental. Neste caso, o equilíbrio é dito como instável e a di-

nâmica do ecossistema é caracterizada por múltiplos estados alternativos, também conhecida como um estado caótico, sem a definição de um padrão sazonal (Mandal et al, 2006). A maioria dos ecossistemas aquáticos apresenta uma dinâmica caótica devido a complexidade das interações (número de *links*) e pela presença de diversos mecanismos de retroalimentação no sistema (*feedbacks*) (May, 1987; Hastings et al, 1993; Carpenter, 2003).

Modelos ecológicos simples são ferramentas bem disseminadas para investigar os estados alternativos em ecossistemas aquáticos (May, 1981; van Nes & Scheffer, 2005). Entretanto, muitos deles não levam em consideração a complexidade de interações da teia alimentar, mascarando, muitas vezes, a real dinâmica trófica do ecossistema a qual pode ser composta por padrões caóticos ou diferentes regimes sazonais (Grimm, 1994). Uma melhor aproximação é obtida quando a integração de todo o sistema é levada em consideração (e.g. variáveis climáticas, hidrodinâmicas, químicas e biológicas) (Blomfield et al., 1974; Janse, 2005; Fragoso Jr et al, 2009).

Neste estudo foi utilizado um modelo ecológico complexo, considerando a integração de processos físicos, químicos e biológicos, para investigar os estados alternativos de estabilidade na Lagoa Mangueira, um lago raso de clima subtropical submetido a mudança de condições na transparência da água. Discutimos também se o modelo pode ser uma plataforma de investigação para avaliar pontos de troca de regime e o caos em ecossistemas aquáticos subtropicais (passagem de uma alta transparência para uma condição de baixa transparência, e vice-versa).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Nossa região de estudo é a Lagoa Mangueira (lat 33°12'00'', long 52°50'00''), um lago raso subtropical (profundidade média de aproximadamente 2,60 metros) possuindo uma área aproximada de 820 km² que se estende na zona costeira do Rio Grande do Sul, fazendo parte do Sistema Hidrológico do Taim, localizado entre os municípios de Santa Vitória do Palmar e Rio Grande.

Descrição do Modelo

IPH-TRIM3D-PCLake (disponível para download em www.peld.ufrgs.br) é um complexo

modelo ecológico dinâmico para ecossistemas aquáticos tais como lagos, reservatórios e estuários. Uma extensiva descrição do modelo pode ser encontrada em Fragoso Jr. (2009). Ele combina uma esquematização espacial explícita com um modelo de qualidade da água e biológico de interações ecológicas (Figura 1). O modelo consiste em diversas equações diferenciais parciais, resolvidas numericamente, e foi dividido em três módulos: (a) módulo hidrodinâmico, descrevendo os fluxos quantitativos e nível da água; (b) módulo químico, descrevendo os principais ciclos biogeoquímicos aquáticos (i.e. carbono, fósforo, nitrogênio e sílica); (c) módulo biológico, descrevendo as principais interações da cadeia alimentar aquática. Além de um fluxo de massa determinístico, o modelo também considera algumas relações empíricas entre componentes para representar o efeito indireto de uma comunidade sobre outra, tal como o impacto dos peixes onívoros, planctívoros na ressuspensão pela procura de alimento. A maioria dos componentes na água estão sujeitos a advecção e difusão e são modelados como concentrações ($g.m^{-3}$). No sedimento as variáveis de estado são definidas como concentrações por unidade de profundidade ($g.m^{-2}$).

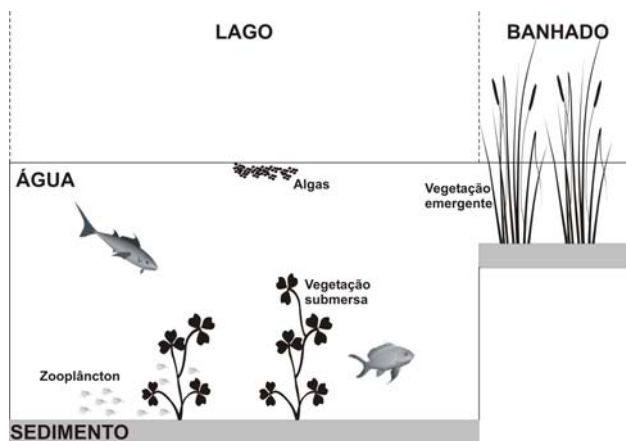


Figura 1 – Estrutura esquemática do modelo IPH-TRIM3D-PCLake, mostrando a diferenciação espacial que pode ser levada em conta entre lago e banhado.

O módulo hidrodinâmico é uma adaptação do modelo TRIM3D, desenvolvido por Casulli & Cheng (1993). O TRIM3D é um modelo tridimensional de diferenças finitas e emprega um esquema numérico semi-implícito euleriano-lagrangiano para a solução das equações de Navier-Stokes. Este modelo vem mostrando ser convergente, estável e preciso (Casulli & Cattani, 1994).

Os módulos químico e biológico foram baseados em um modelo ecológico existente (PCLake model), adaptado para ecossistemas tropicais e subtropicais (Figura 2). Ele descreve as principais interações ecológicas entre o meio físico, químico e biológico, em dois compartimentos distintos: água e sedimento.

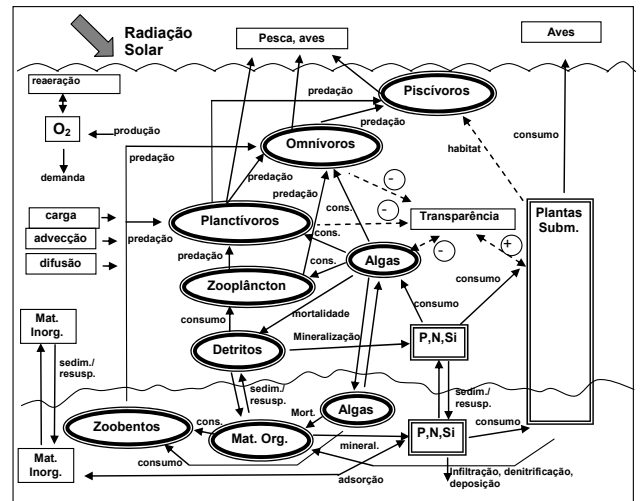


Figura 2 – Estrutura simplificada do modelo IPH-TRIM3D-PCLake (fração do lago). Os blocos em duplo são modelados por compartimentos compostos por peso seco (C) e nutrientes (P, N e Si). As setas sólidas representam os fluxos de massa e as setas tracejadas denotam relações empíricas (o sinal negativo indica uma influência negativa na transparência da água, caso contrário positiva) (Modificado de Janse, 2005).

Os componentes na água são sujeitos a processos de transporte por advecção e difusão. Os ciclos dos principais nutrientes (i.e. C, P, N e Si) são considerados fechados se não existir entradas e saídas de cargas, desnitrificação e deposição de material em camadas mais profundas do sedimento. A camada do topo do sedimento tem uma espessura fixa (por padrão 0,1 m) e consiste em matéria inorgânica, húmus, detritos e água intersticial. A troca de matéria inorgânica e detritos entre água e sedimento pode acontecer via sedimentação e ressuspensão. A mineralização dos detritos é descrita com um processo de primeira ordem, dependendo da temperatura, nos dois compartimentos. Húmus é assumido ser mineralizado muito lentamente. A estrutura trófica aquática é descrita como grupos funcionais e consiste em fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, macrozoobentos e peixes onívoros, planctívoros e piscívoros. Os efeitos da estrutura trófica nos ciclos de nutrientes são levados em considera-

ção (por exemplo, assimilação, excreção e mortalidade). O usuário pode adaptar a estrutura do modelo de acordo com o interesse de estudo e informação disponível.

Neste estudo foi utilizada uma versão simplificada do modelo no intuito de reduzir a complexidade da análise dos resultados, que considerou: (a) um sistema completamente misturado de volume equivalente a lagoa Mangueira (28,6 km x 28,6 km x 2,6 m); (b) nenhuma distinção entre grupos funcionais de fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton e zoobentos; (c) distinção entre grupos funcionais de peixes (i.e. planctívoros, onívoros e piscívoros) devido a riqueza; (d) interações nos compartimentos água-sedimento e atmosfera-água; (e) uma dinâmica completa de nutrientes na água e no sedimento e o *loop* microbiano; (e) uma forçante climática sazonal representativa da região de estudo subtropical (i.e. médias sazonais de temperatura do ar, vento, umidade relativa, precipitação, evaporação e radiação solar).

Procurando estados alternativos na Lagoa Mangueira

A disponibilidade de luz no meio é um fator relevante que controla a produção primária na maioria dos ecossistemas aquáticos. Isto implica que uma descrição mais precisa da disponibilidade de luz na coluna d'água é essencial para revelar a real dinâmica da estrutura trófica. O modelo IPH-TRIM3D-PCLake avalia a turbidez dinamicamente através do coeficiente de extinção da luz na água, o qual representa a atenuação da luz na coluna d'água. Este coeficiente é derivado da soma de cinco parcelas, que representa o efeito na transparência: (a) das substâncias dissolvidas na água (e.g. substâncias húmicas, nitrogênio, fósforo e sílica); (b) das partículas inorgânicas suspensas; (c) da matéria orgânica coloidal dissolvida e particulada (detritos); (d) da presença de algas; e (e) da vegetação aquática submersa. A presença de vegetação aquática submersa promove um efeito positivo na transparência da água de acordo com mecanismos já comentados anteriormente. Matematicamente, a primeira parcela é considerada como um valor constante e as demais estão em função da concentração de suas correspondentes variáveis. Este coeficiente, quando integrado, representa o estado atual de transparência da água ou turbidez do ecossistema.

Para avaliar mudanças de estado na estrutura trófica da Lagoa Mangueira a parcela do coeficiente de atenuação da luz devido as substâncias dissolvidas na água (parâmetro do modelo) foi gradati-

vamente alterada sobre uma certa faixa de valores (de 0 a $1,5 \text{ m}^{-1}$) em um número de passos pequenos ($0,02 \text{ m}^{-1}$) no sentido crescente, representando uma gradual degradação da transparência da água, e, em seguida, no sentido decrescente, representando um sistemático retorno ao estado original do sistema (van Nes et al., 2003). O estado final da simulação anterior foi usado como condição inicial da simulação seguinte. Em cada passo do parâmetro, o modelo simulava 30 anos, considerando um período de estabilização de 10 anos, no intuito de eliminar o efeito das condições iniciais. Em cada ano, fora do período de estabilização, foram gravados os valores de biomassa para todas as comunidades aquáticas consideradas neste estudo em um certo dia no período de verão (15 de janeiro).

RESULTADOS

A modelagem da estrutura trófica da lagoa Mangueira revelou mudanças no regime, bem como o aparecimento de padrões caóticos em resposta a mudança dos valores do coeficiente de atenuação da luz na água devido a substâncias dissolvidas na água (Figura 3). Três zonas de equilíbrio foram identificadas. A primeira zona de equilíbrio estável (ciclos sazonais) é caracterizada por baixos valores do coeficiente de atenuação vertical da luz (alta transparência da água), dominância da vegetação aquática submersa e baixos níveis de biomassa fitoplanctônica. Um segundo estágio, também estável, com valores intermediários de turbidez, e declínio da vegetação aquática submersa. E um último estágio caracterizado por um equilíbrio instável (desordem do regime), caótico, dominado pelo fitoplâncton com o colapso das macrófitas submersas e baixa transparência da água.

Considerando a mudança dos valores do parâmetro no sentido crescente, a primeira troca de regime ocorreu quando o valor do coeficiente atingiu aproximadamente $0,4 \text{ m}^{-1}$. O colapso da comunidade fitoplanctônica na água e no sedimento aumentou suavemente a transparência da água, favorecendo o crescimento imediato, em biomassa, de vegetação aquática submersa que passou, aproximadamente, de 200 g m^{-2} para 250 g m^{-2} . A extinção da comunidade fitoplanctônica também promoveu um declínio de biomassa zooplanctônica (de $3,6 \text{ g m}^{-3}$ para $1,9 \text{ g m}^{-3}$) que se manteve no ecossistema devido à sua diversificada seletividade alimentar (i.e. zooplâncton também pode se alimentar de detritos) (Gliwicz & Lampert, 1990). O restante das comuni-

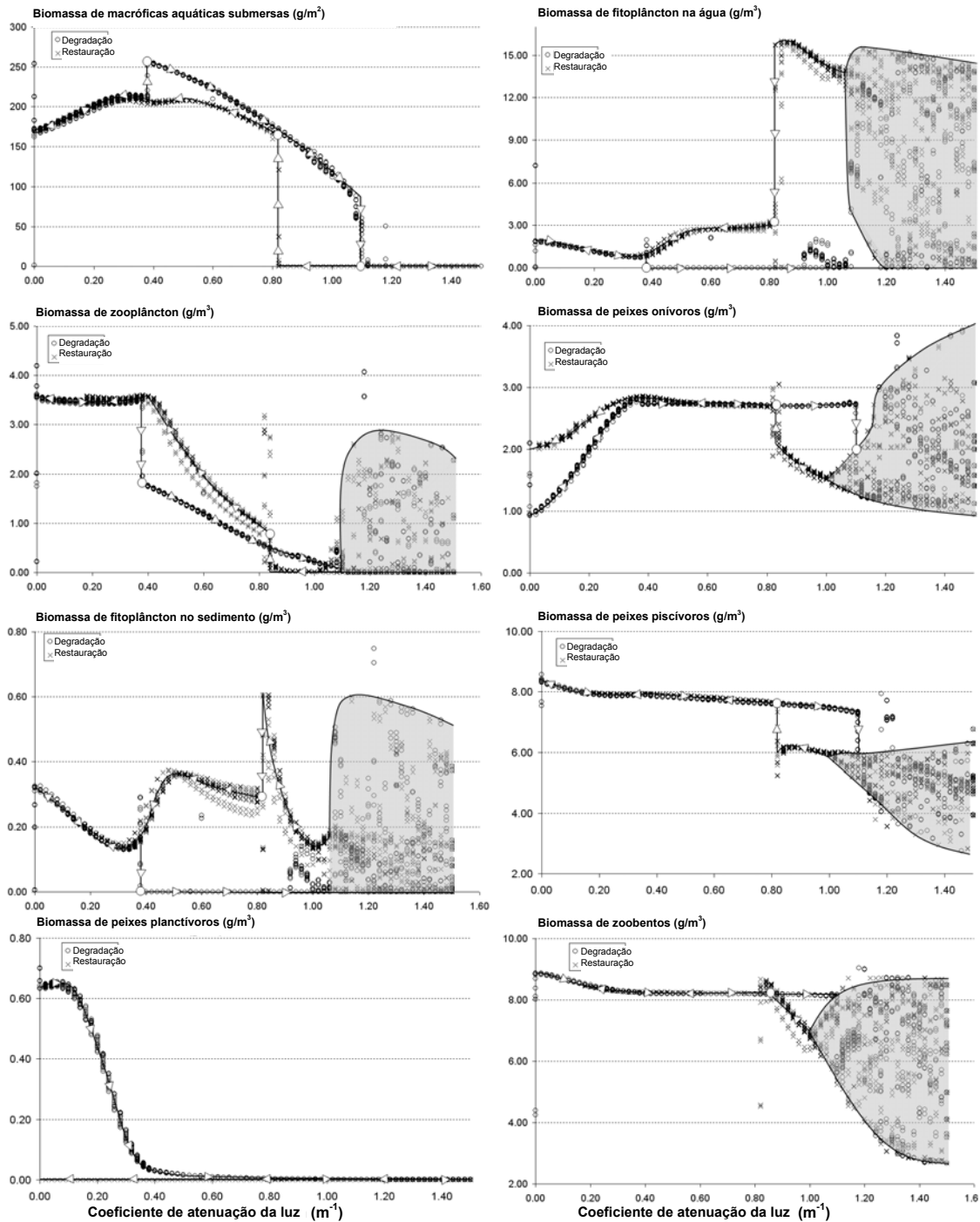


Figura 3 - Efeito da mudança do coeficiente de atenuação vertical da luz (parcela relacionada às substâncias dissolvidas na água) no equilíbrio da estrutura trófica da Lagoa Mangueira. As setas indicam as direções de mudança do coeficiente de atenuação vertical da luz. A região destacada representa a zona caótica, de equilíbrio instável, onde não existe um padrão sazonal cíclico para as variáveis. A unidade de biomassa é g de peso seco por m^3 ou m^2 para vegetação aquática.

dades se mostraram mais resistentes e não apresentaram mudanças significativas em suas biomassas, indicando que esta força de perturbação na base da cadeia aquática foi incapaz de produzir efeitos em cascata em níveis tróficos mais altos. Com o aumento sistemático e gradativo da turbidez no ecossistema, um novo ponto de troca significativo de regime foi alcançado, agora para $1,1 \text{ m}^{-1}$. Acima deste nível de turbidez, o estabelecimento de macrófitas submersas é comprometido no sistema, ocorrendo o colapso desta comunidade. Como consequência do desaparecimento da vegetação aquática, criam-se condições favoráveis para o estabelecimento do fitoplâncton.

No entanto, esta dominância é caracterizada por um regime caótico, sem a presença de ciclos sazonais. Este padrão também se reflete nas demais comunidades aquáticas através de efeitos tróficos em cascata (com exceção da comunidade de peixes planctívoros a qual desaparece totalmente do ecossistema para níveis de turbidez ainda mais baixos). A zona caótica apresenta uma faixa bem definida (i.e. ordenada) de variação dos valores de biomassa das comunidades. Este padrão é uma "marca registrada" da auto-organização que ocorre apenas em sistemas altamente não-lineares que trabalham afastados do equilíbrio (Gleick, 1987; Adler, 2001).

Caminhando agora no sentido contrário, ou seja, reduzindo os valores do coeficiente de atenuação da luz devido a substância dissolvidas na água, observa-se que comunidades com níveis tróficos mais altos (i.e. peixes onívoros, piscívoros, zoobentos) apresentam uma maior resistência para deixar a zona caótica do que outras comunidades com níveis tróficos mais baixos (i.e. fitoplâncton, zooplâncton). Isto pode indicar um efeito retardado da estabilização de regimes por efeito transferido em cascata (de níveis tróficos mais baixos para níveis mais altos) (McQueen et al, 1989). Saindo da zona caótica, encontra-se uma faixa bem definida de equilíbrio estável (de $1,0 \text{ m}^{-1}$ até $0,80 \text{ m}^{-1}$) com dominância de fitoplâncton. Quando o valor do coeficiente de atenuação vertical da luz na água atingiu $0,8 \text{ m}^{-1}$, o sistema readquiriu a condição de alta transparência com dominância de vegetação submersa e os níveis de biomassa fitoplanctônica na água e no sedimento decaem significativamente. Observe que para promover esta troca não foi suficiente estabelecer condições de transparência da água semelhantes daquelas anteriores ao colapso ($1,1 \text{ m}^{-1}$). Ao invés disso, foi necessário ir um pouco mais além, até um novo ponto de troca, onde o sistema se recuperou e convergiu para um novo estado que é semelhante, mas não idêntico, ao encontrado no estado inicial (resi-

liência do sistema). Isto pode ser explicado pelo fato de que sistemas altamente não-lineares e complexos possuem múltiplas bases de atração com diferentes estados de equilíbrio para uma mesma condição ambiental, neste caso, para mesmo valor de transparência da água. Desta forma, após uma mudança significativa de regimes nem sempre o sistema retorna a sua forma original, ou seja, o sistema pode convergir para um outro estado. Outro fato marcante, durante o aumento sistemático da transparência da água, foi a incapacidade de recuperação da comunidade de peixes planctívoros e sucessão da comunidade onívora, indicando que comunidades mais adaptadas ao meio, que apresentam uma dieta mais diversificada, podem ser mais favorecidas e resistentes a perturbações externas.

DISCUSSÃO

O modelo ecológico foi útil para avaliar as consequências de propriedades complexas, tais como multiplicidade de estados alternativos na Lagoa Mangueira. As simulações demonstraram que quando o ecossistema é estressado (i.e. submetido a uma sistemática mudança da transparência da água) pode ocorrer uma significativa mudança de regime, tal como um súbito colapso da vegetação aquática submersa e uma grande resistência de retorno para um estado de referência, o qual não foi exatamente o mesmo de seu estado original (Sheffer, 1998; Carpenter, 2003). Isto pode indicar que ecossistemas aquáticos subtropicais nem sempre retornam a sua exata forma original após uma mudança significativa de regime, e, ao invés disso, outros caminhos podem ser tomados. Este padrão também foi previamente observado em simulações de estados alternativos em ecossistemas aquáticos temperados utilizando modelos de estrutura computacional complexa (Janse, 1997, van Nes et al., 2003, Mooij et al, 2007) que levam em conta mecanismos de retroalimentação (múltiplos laços), não-linearidade, competição por nutrientes, dentre outros, sugerindo que a reprodução da complexidade é determinante para representar múltiplas bases de atração (i.e. diferentes estados de equilíbrio) para uma mesma condição ambiental (May, 1977).

Um padrão caótico foi identificado para uma certa faixa de variação do coeficiente de atenuação vertical da luz na água (i.e. para altos valores de turbidez). A baixa transparência na água pode influenciar a presença de um estado caótico através de diversos mecanismos os quais podem desregula-

rizar estruturas, funcionalidades e, conseqüentemente, o equilíbrio do sistema (Scheffer et al, 2001; Doveri et al, 1993; Scheffer & Carpenter, 2003). A turbidez reduz a passagem de luz na coluna d'água e compromete o estabelecimento da vegetação aquática submersa no sedimento. Sem a presença de plantas submersas o sistema fica mais sensível e vulnerável a mudança de comportamento, uma vez que se intensifica a transferência de material sedimentado para a coluna d'água (e.g. nutrientes, matéria orgânica e inorgânica, fitoplâncton), ampliando a probabilidade de ocorrência de florações (Roast et al, 2004). Além disso, como resultado do efeito da baixa transparência na água, a visibilidade dos peixes na água é reduzida durante a procura de alimento, dificultando sua predação e modificando importantes vias de reciclagem de nutrientes (Ramcharan & Sprules, 1986). A perda de proteção e abrigo da vegetação submersa para o zooplâncton e peixes também é outro mecanismo que pode influenciar o desequilíbrio do ecossistema aquático (Gliwicz, 1990).

É bem conhecido que padrões caóticos (i.e. estado instável) ocorrem frequentemente em sistemas altamente não-lineares que trabalham afastados do equilíbrio (e.g. Bergé, 1981; Gleick, 1987; Adler, 2001), que é o caso da Lagoa Mangueira. Nossas simulações mostraram que esta complexidade é altamente organizada e se desenvolve em uma faixa de variação bem definida dos valores de biomassa das comunidades. Zonas caóticas bem definidas indicam a capacidade do sistema de se auto-organizar e se adaptar mesmo em situações de alto estresse (Jantsch, 1980; Kauffman, 1996). Estes padrões foram frequentemente constatados *in situ* (e.g. Wilson & Rand, 1993; Beninca et al., 2008) ou por modelos ecológicos que descrevem o comportamento das comunidades aquáticas (e.g. Kuznetsov et al, 1992; Mandal et al, 2007). A simulação de estados alternativos também indicou um regime caótico na Lagoa Mangueira para a maioria das comunidades aquáticas, as quais não colapsaram com o aumento da turbidez. Ocorreu a propagação dos padrões caóticos para níveis tróficos mais altos através do cascadeamento de efeitos, entretanto a intensidade deste efeito vai sendo reduzida a medida que os níveis tróficos mais altos vão sendo alcançados (em termos de biomassa média). Isto indica um menor efeito de perturbações na base na cadeia em organismos situados no topo da cadeia aquática (e.g. peixes onívoros e piscívoros) (McQueen et al, 1986).

Foi também observado que a comunidade de peixes onívoros tem um papel importante na dinâmica de ecossistemas aquáticos subtropicais. O co-

lapso da comunidade planctívora, provocado pelo aumento da turbidez, facilitou a dominância da comunidade onívora, o que tornou impraticável o restabelecimento da comunidade planctívora no sistema novamente. Isto pode ser explicado, no mínimo, por três mecanismos os quais foram levados em consideração pelo modelo. Primeiro, a comunidade onívora possui uma alta capacidade de adaptação em ecossistemas subtropicais estressados devido sua maior amplitude alimentar (i.e. eles podem se alimentar de peixes juvenis planctívoros, zooplâncton e zoobentos), sugerindo que indivíduos que possuem uma dieta mais diversificada são mais aptos, ou seja, apresentam maior probabilidade de se desenvolver e permanecer no sistema após uma mudança significativa de regime (Odum, 1953; Laszlo, 1987). Segundo, existe uma competição assimétrica por alimentos entre essas comunidades que pode favorecer a comunidade onívora (Fenton, 1996; Lehtiniemi & Nordström, 2008). Terceiro, a predação da comunidade onívora sobre os peixes juvenis planctívoros implica na redução da população adulta futura de peixes planctívoros (Carpenter et al, 1985). Além disso, a comunidade onívora pode regularizar grande parte dos recursos disponíveis para altos valores de turbidez, aumentando, assim, a complexidade de entendimento das interações tróficas e da multiplicidade de estados em um nível caótico (Ramcharan & Sprules, 1986; Roast et al, 2004).

A variabilidade real na Lagoa Mangueira é ainda bem mais complexa do que consideramos neste estudo, um sistema homogêneo. A heterogeneidade espacial pode produzir mais complexidade e, conseqüentemente, formar diferentes bases de atração para uma determinada condição ambiental. Além disso, a dispersão e transferência de material entre as zonas pelágicas e litorâneas, através da hidrodinâmica, podem propiciar o estabelecimento de metacomunidades e aumentar a resiliência do sistema (Amarasekare & Nisbet, 2001; Leibold et al., 2004).

Outro aspecto que pode aumentar a complexidade da análise de estados alternativos é a inclusão de mais grupos funcionais de fitoplâncton, zooplâncton e peixes. É bem conhecido que lagos rasos subtropicais tem uma extraordinária riqueza de ictiofauna (Sunaga & Verani, 1997; Lévêque & Paugy, 1999) e que este estoque é dominado por espécies onívoras, produzindo um significativo controle descendente (*top-down*) sobre o zooplâncton de grande porte (Jeppensen et al., 2005). Apesar da importância ecológica na estrutura e funcionalidade do sistema, matematicamente, distinção entre grupos funcionais implicaria em mais incertezas na aná-

lise devido ao aumento de interações entre os organismos e laços de retroalimentação. A intenção, em futuras aplicações, é investigar a dinâmica de grupos funcionais de fitoplâncton e zooplâncton submetidos a mudanças de condições ambientais.

O modelo ecológico proposto mostrou ser uma ferramenta promissora para investigação de estados alternativos em ecossistemas aquáticos subtropicais, tais como, lagos, reservatórios e estuários que sofreram mudanças significativas da transparência da água produzidas, por exemplo, pelo aumento do aporte de material alóctone no sistema. Ao contrário de modelos simples, este modelo pode avaliar de forma mais realista os estados alternativos em ecossistemas aquáticos por levar em consideração diversos mecanismos, tais como: (a) retroalimentação da turbidez; (b) competição entre fitoplâncton e macrófitas por nutrientes; (c) interações entre compartimentos; (d) seletividade alimentar do zooplâncton, zoobentos e peixes; (e) processos físicos (e.g. hidrodinâmica, transporte de nutrientes e plâncton); e (f) interações entre comunidades aquáticas e seus efeitos diretos e indiretos em outras propriedades. Sua estrutura flexível possibilitou adaptar o nível de complexidade desejado e analisar muitas questões ecológicas, tais como os efeitos e implicações de distúrbios em ecossistemas aquáticos. Nossos resultados demonstraram que este tipo de modelagem poderia preencher importantes lacunas no conhecimento relacionados a dinâmica de ecossistemas aquáticos subtropicais que ainda são poucos exploradas.

MEDIDAS VISANDO A RESTAURAÇÃO DE LAGOS

Uma restauração sustentável é aquela onde o sistema vai se aproximando da sua forma de referência, integrado ecologicamente com a paisagem que ele se engloba (National Research Council, 1993). Em outras palavras, a restauração requer mecanismos de trocas, partindo de um sistema degradado para um sistema com valores naturais. Como foi visto anteriormente, sem o conhecimento da reação do ecossistema, medidas de restauração podem não ter os efeitos desejáveis. Desta forma, nós propomos um conjunto de medidas corretivas de caráter interno aplicado nas bacias de contribuição e no ecossistema aquático visando promover a recuperação destes ecossistemas maximizando os benefícios sócio-econômicos (Figura 4).

O conjunto de medidas foi dividido em seis etapas, sendo elas:

1. Identificação do estado atual da bacia – Avaliação da ocupação urbana atual, estimativa da geração de esgoto doméstico e industrial, carga difusa, e de eventos chuvosos críticos;
2. Quantificação de volumes e cargas geradas pela bacia – Levantamento das características físicas das bacias (i.e. área, rede de drenagem, uso do solo, declividade média, etc), utilização de modelo chuva-vazão para quantificar o escoamento sub e superficial produzido pelas bacias, utilização de modelos de qualidade da água para estimativa do aporte de nutrientes disponível para o ecossistema aquático, monitoramento de vazão e amostragem da qualidade da água;
3. Estado atual do ecossistema aquático – Utilização de modelagem ecológica para identificar e quantificar o retrato atual do ecossistema aquático, uso de monitoramento (de preferência em alta frequência) de níveis, velocidade, qualidade da água e comunidades aquáticas para calibração e validação do modelo;
4. Teste de alternativas para restauração – Projeção dinâmica do crescimento populacional, uso do solo, e cargas de nutrientes (previsão de cenários futuros otimistas e pessimistas, isto é, com e sem tratamento de esgoto) para utilização conjunta com a simulação ecológica de várias alternativas visando o retorno para um estado de referência em um horizonte de projeção futuro (por exemplo, de 30 anos);
5. Seleção do melhor cenário – Seleção do cenário que promove o retorno do ecossistema aquático a um estado de referência determinado que maximize os benefícios sócio-ambientais, econômicos. Nesta etapa, critérios como custo do projeto, benefícios para o controle de cheias, diluição da poluição, redução dos custos de tratamento de água, comportamento das comunidades aquáticas e enquadramento para uso da água devem ser levados em consideração;
6. Aplicação, monitoramento e manejo na bacia – Monitoramento das variáveis ecológicas no ecossistema aquático e nas bacias de contribuição durante a aplicação da alternativa escolhida, emprego de medidas corretivas na bacia visando reduzir os níveis de nutrientes, bem como o reflexo destas melhorias no ecossistema aquático.

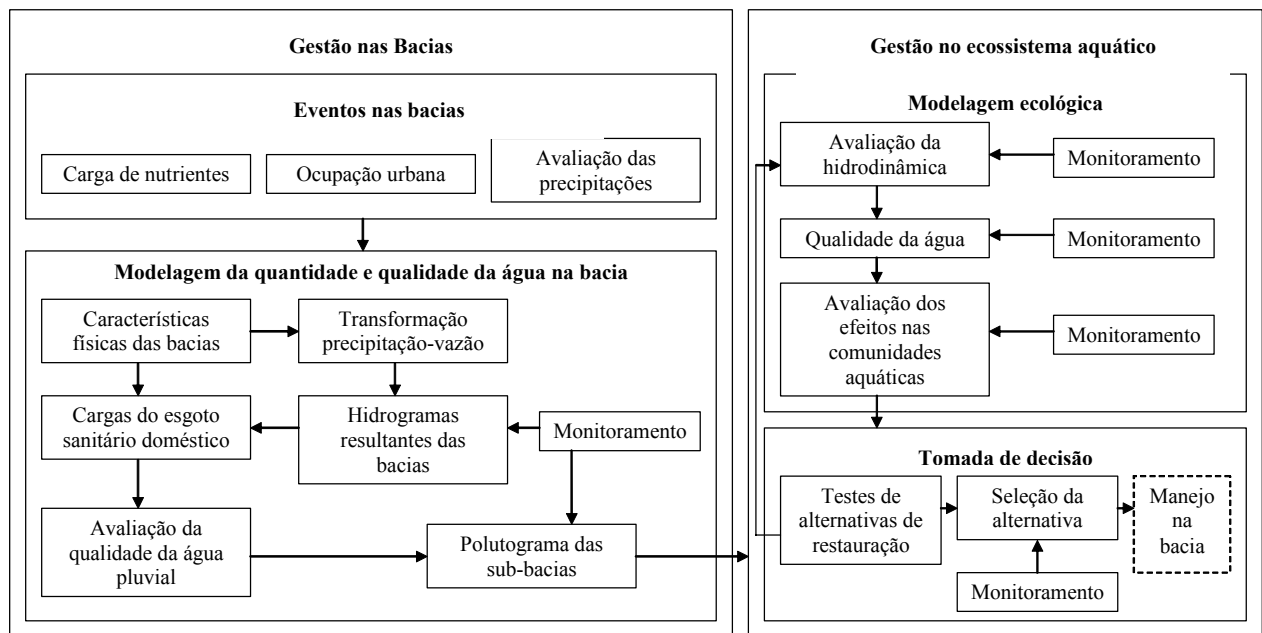


Figura 4 – Modelo conceitual representando as medidas de gerenciamento empregadas na bacia e no corpo d'água visando a restauração de ecossistemas aquáticos, tais como lagos, reservatórios e estuários.

REFERÊNCIAS

- ADLER, R. (2001). The crystal ball of chaos. *Nature* 414, 480-481.
- AMARASEKARE, P.; NISBET, R.M. (2001). Spatial heterogeneity, source-sink dynamics, and the local coexistence of competing species. *Am. Nat.* 158, 572-584.
- BENINCA, E., HUISMAN, J., HEERKLOSS, R., JOHNK, K.D., BRANCO, P., van NES, E.H., SCHEFFER, M.; ELLNER, S.P., (2008). Chaos in a long-term experiment with a plankton community. *Nature* 451, 822-U827.
- BLINDOW, I. ANDERSON, G. HARGEBY, A.; HANSSON, S. (1993). "Long term pattern for alternative stable states in two shallow eutrophic lakes". *Freshwater Biol.*, 30, 159-167.
- BJORND AHL, G. (1983). "Structure and biomass of Phragmites stands". Tese de Doutorado, Goteborgs Universitet, Goteborg, Sweden.
- BERGÉ, P. (1981). Rayleigh-Bénard Convection in High Prandtl Number Fluid. In: H. Haken, *Chaos and Order in Nature*, Springer, Nova York, pp. 14-24.
- CASULLI, V.; CATTANI, E. (1994). "Stability, accuracy and efficiency of a semi-implicit method for three-dimensional shallow water flow". *Computers Math. Applic.*, 27(4), 99-112.
- CASULLI, V.; CHENG, R.T. (1993). "Semi-implicit finite difference methods for three-dimensional shallow water flow". *Inter. Journal for Numerical Methods in Fluids*. 15, 629-648.
- CARPENTER, S.R. (2003). *Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation*. Volume 15 in the Excellence in Ecology Series, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- DOVERI, F., M. SCHEFFER, S. RINALDI, S. MURATORI; KUZNETSOV, Y. A. (1993). Seasonality and chaos in a plankton-fish model. *Theor. Popul. Biol.* 43: 159-183.
- FENTON, G. E., (1996). Diet and predators of *Tenagomysis tasmaniae* Fenton, *Anisomysis mixta australis* Zimmer and *Paramesopodopsis rufa* Fenton from south-eastern Tasmania (Crustacea, Mysidacea). *Hydrobiologia* 323: 31-44.
- FRAGOSO JR, C.R.; FERREIRA, T.F.; MOTTA MARQUES, D. (2009). *Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos*. Oficina de Textos. 304p.
- FRAGOSO JR., C.R. (2009). *Modelagem Tridimensional da Estrutura Trófica na Lagoa Mangueira*. Tese de Doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS). 316p.

- GLIWICZ, Z.M. (1990). "Why do cladocerans fail to control algal blooms?" *Hydrobiologia*, 200/201, 83-98.
- GLEICK, J. (1987). *Chaos*, Penguin, Nova York.
- HASTINGS, A., HOM, C.L., ELLNER, S., TURCHIN, P., GODFRAY, H.C.J. 1993. Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor? *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 24, 1-33.
- JANSE, J.H. (2005). "Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches". Tese de doutorado. Universidade de Wageningen, Holanda. pp. 376.
- 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.
- JANSE, J.H. (1997). A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable state. *Hydrobiologia*, 342/343: 1-8.
- JANTSCH, E. (1980). *The Self-Organizing Universe*, Pergamon, Nova York.
- KAUFFMAN, S.A. (1996). *At Home in the Universe: The Search for the Laws of Self-Organization and Complexity*. Oxford University Press, Oxford, 320 pp.
- KUZNETSOV, Y.A., MURATORI, S.; RINALDI, S., (1992). Bifurcations and chaos in a periodic predator-prey model. *International Journal of Bifurcation and Chaos* 2, 117-128.
- LASZLO, E. (1987). *Evolution*, Shambhava, Boston.
- LEHTINIEMI, M.; NORDSTRÖM, H. (2008). Feeding differences among common littoral mysids, *Neomysis integer*, *Praunus flexuosus* and *P. inermis*. *Hydrobiologia*, 614(1): 309-320.
- LEIBOLD, M.A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N., AMARASEKARE, P., CHASE, J.M., HOOPES, M.F., HOLT, R.D., SHURIN, J.B., LAW, R., TILMAN, D., LOREAU, M.; GONZALEZ, A.1 (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601-613.
- LEVEQUE, C.; PAUGY, D. (1999). Caractéristiques générales de la faune ichthyologique. In: Lévêque, C. & Paugy, D. 1999 (eds.) *Less poisons des eaux continentales africaines: Diversité, écologie, utilisation par l'homme*. IRD Editions, Paris, pp. 43-54.
- MAY, R.M. (1977). "Threshold and breaking points in ecosystems with a multiplicity of stable states". *Nature*, 269:471-7.
- MAY, R.M. (1987). Chaos and the dynamics of biological populations. *Proc. R. Soc. Lond.* 413, 27-44.
- MAY, R.M. 1981. *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Blackwell, Oxford.
- MANDAL, S.; RAYB, S.; ROYA,S.; JØRGENSEN, S.E. 2006. Order to chaos and vice versa in an aquatic ecosystem. *Ecological Modelling*, 197: 498-504.
- MANDAL, S., RAY, S., ROY, S.; JORGENSEN, S.E. (2007). Investigation of thermodynamic properties in an ecological model developing from ordered to chaotic states. *Ecol. Model.* 204, 40-46.
- McQUEEN, D.J.; JOHANNES, M.R.S.; POST, J.R.; STEWART, T.J.; LEAN, D.R.S. (1989). Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecological Monographs*, 59, 289-309.
- McQUEEN, D.J.; POST, J. R.; MILLS, E. L. (1986). Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43,1571-1581.
- MOOIJ W.M.; JANSE, J.H.; de SENERPONT DOMIS, L.S.; HÜLSMAN, S.; IBELINGS, B.W. (2007). Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia*, 584: 443-454.
- 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.
- NAIMAN, R.J.; MAGNUSON, J.J.; MCKNIGHT, D.M.; STANFORD, J.A. (1995). "The freshwater imperative". Island Press, Washington, D.C., USA.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. (1993). "Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy". National Academy Press, Washington, D.C., USA.
- ODUM, E.P. (1953). *Fundamentals of Ecology*. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania and London, England., 387 pp.
- POSTEL, S.; CARPENTER., S.R. (1997). "Freshwater ecosystem services". Pages 195-214 in G. Daily, editor. *Nature's services*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- RAMCHARAN, C. W.; SPRULES, W. G. (1986). Visual predation in *Mysis relicta* Lovén. *Limnology and Oceanography*, 31: 414-420.
- ROAST, S. D., J. WIDDOWS, N. POPE; JONES, M. B. (2004). Sediment-biota interactions: mysid feeding activity enhances water turbidity and sediment erodability. *Marine Ecology Progress Series* 281: 145-154.
- SCHEFFER, M. (1998). "Ecology of shallow lakes". Chapman and Hall, London.
- SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.R.; FOLEY, J.A.; FOLKE, C.; WALKER, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(11): 591-596.

- SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18: 648-656.
- SCHEFFER, M.; BAKEMA, A.H.; WORTELBOER, F.G., (1993). "Mega-plant- a simulation model of the dynamics of submerged plants". *Aquat. Bot.*, 45, 341-356.
- 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.
- SUNAGA, T.; VERANI, J.R. (1997). The fish community of four lakes. In: J.G. Tundisi & Y. Saijo (eds.), *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*, pp. 359-369. Brazilian Acad. of Sci., Univ. of S. Paulo and Center for Water Res. and Appl. Ecol., São Carlos, SP.
- van den BERG, M.S.; COOPS, H.; MEIJER, M.L.; SCHEFFER, M.; SIMONS, J. (1997). "Clear water associated with a dense Chara vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherland". In: E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Christoffersen (eds.). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*, Springer-Verlag, New York, in press.
- 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.
- van NES, E.H.; SCHEFFER, M. (2005). A strategy to improve the contribution of complex simulation models to ecological theory. *Ecological Modelling*, 185 (2-4): 153-164.
- WILSON, H.B.; RAND, D.A., (1993). Detecting chaos in a noisy time series. *Proc. R. Soc. Edin. Sect. B (Biol. Sci.)* 253, 239-244.

were identified for high values of turbidity, indicating a self-organization capacity of highly non-linear systems which work out of equilibrium. The omnivore community shown plays an important role in the ecosystem dynamic. Greater fitness was identified for changes in this community. The model not only proved to be a predictive tool, but also a tool to help gain insights and generate hypotheses, and a management platform to help decision makers in subtropical aquatic ecosystems. Finally, we suggest the use of the model before the implementation of corrective measures in the watersheds and in lakes in order to restore those ecosystems.

Key-words: *alternative states; restoration; modeling.*

Ecological Modeling As A Tool To Help Restore Tropical And Sub-tropical Shallow Lakes

ABSTRACT

Increased nutrient loading has led to high levels of nutrients associated with phytoplankton dominance and turbid water in aquatic ecosystems, such as lakes, reservoirs and estuaries. Those nutrient levels are reflected in water quality and cascade through aquatic communities. Aiming to evaluate these alterations in the entire ecosystem simultaneously, we used a complex ecosystem model to describe regime shifts. Simulations showed that a stressed ecosystem can change its reference state and develop high resilience to return to initial condition. Well-defined chaotic patterns