

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**MODELAGEM TRIDIMENSIONAL DA ESTRUTURA TRÓFICA EM
ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS RASOS**

CARLOS RUBERTO FRAGOSO JÚNIOR

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador: David da Motta Marques
Co-orientador: Walter Collischonn**

Banca Examinadora

Prof. PhD. José Luiz de Attayde	Depto. de Botânica, Ecologia e Zoologia - UFRN
Prof. PhD. Adriano Sanches Melo	Depto. de Ecologia - UFRGS
Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira	Depto. de Hidrologia - IPH/UFRGS

Porto Alegre, março de 2009

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS**

**MODELAGEM TRIDIMENSIONAL DA ESTRUTURA TRÓFICA EM
ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS RASOS**

CARLOS RUBERTO FRAGOSO JÚNIOR

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
da Universidade Federal do Rio Grande do Sul
como requisito parcial para a obtenção do título
de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento
Ambiental.

Porto Alegre, março de 2009.

Banca Examinadora

Professor e orientador David da Motta Marques, PhD DIC
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. José Luiz de Attayde, PhD
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Prof. Adriano Sanches Melo, PhD
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. André Luiz Lopes da Silveira, Dr.
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

*Dedico essa obra aos meus pais, meus
irmãos e a minha esposa Regina.*

Agradecimentos

Seguem aqui meus sinceros agradecimentos:

À Deus e Nossa Senhora, que são os maiores responsáveis pela realização deste trabalho.

À minha esposa Regina por todo apoio, carinho e participação em muitos momentos de alegria e felicidade. Sem seu suporte dificilmente seria possível realizar este trabalho. Você me ajudou a carregar todo esse fardo, um fardo que era só meu. Devo muito disso tudo a você. Te amo.

Aos meus pais e aos meus irmãos que, mesmo sem muito entender o que é seguir uma carreira acadêmica e suas dificuldades, me deram o apoio incondicional nas minhas escolhas.

Ao Prof. Walter Collischonn pela amizade, orientação, ensinamentos passados e, principalmente, pelo exemplo de dedicação à ciência. Sempre prestativo, agradeço toda a bagagem científica que me foi passada.

Ao Prof. Carlos Eduardo Morelli Tucci pela valorosa orientação durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. David M. L. da Motta Marques pelos ensinamentos, incentivos e orientação na área de Limnologia, fundamentais no decorrer desta pesquisa. Sem dúvida um dos maiores exemplos de profissionalismo que possa existir no meio acadêmico. Seu espírito investigador e sua incansável luta pelo conhecimento são qualidades que merecem ser enaltecidas. Apresentou-me uma abordagem sistemática de ecossistemas aquáticos continentais e, conseqüentemente, me fez enxergar um mundo diferente. Através de sua rede de conhecimento, pude compartilhar experiências com grandes limnologistas do mundo. Isso não tem preço. Agradeço sinceramente toda confiança e apoio integral.

Ao Prof. Egbert van Nes por toda sua paciência, orientação, companheirismo e amizade. Tive a honra e o prazer de trabalhar com esta extraordinária pessoa durante meu doutorado sanduíche na Universidade de Wageningen, Holanda.

Ao Prof. Erik Jeppesen pela grande oportunidade que foi me dada. Através de seus esforços, tive a oportunidade de aplicar o modelo em um lago bem monitorado na Dinamarca, onde pude validar a metodologia desenvolvida neste doutorado. Agradeço de todo coração sua assistência durante minha estadia na região nórdica.

Aos amigos Tiago Finkler (Sangue), Eliete, Lúcia, Vanessa, Luciana Crosseti, Luis Gustavo, Christopher, Diogo, Márcio Giacomoni, Dante, Angélica, Claudinéia, Francisco,

Martin, Rodrigo, Adriano, Nilson, Fábio, Thiago, Sarian, Christina, Teresa, Sandra, Sidnei e Karina pelo companheirismo nos bons e maus momentos compartilhados durante este doutorado e pelas valiosas discussões que enriqueceram essa tese.

Aos outros amigos cultivados no Instituto de Pesquisas Hidráulicas e aqueles que conquistei ao longo de minha vida onde encontrei o refúgio, carinho e o apoio necessário.

Aos professores do CTEC/UFAL pelo exemplo de dedicação, profissionalismo e amizade, em especial ao professor Roberaldo Carvalho de Souza pelo incentivo ao trabalho na área de Recursos Hídricos e à formação científica e profissional que me foi passada durante o curso de Engenharia Civil.

“A natureza deve ser considerada como um todo, mas deve ser estudada em detalhe.” (Mário Bunge).

Resumo

Esta tese identificou vários aspectos importantes da estrutura trófica e dinâmica de nutrientes em ecossistemas aquáticos sujeitos a perturbações externas, tais como mudanças no nível da água, aumento de carga de nutrientes e matéria orgânica, biomanipulação e clima. Para descrever tais efeitos sobre a estrutura trófica, um complexo modelo ecológico, com base em processos físicos, químicos e biológicos, foi desenvolvido e aplicado em ecossistemas aquáticos tropicais, subtropicais e temperados. Em tais aplicações, uma análise integrada foi empregada considerando a transferência de impactos da bacia para o ecossistema, com a finalidade de entender a real dinâmica dos ecossistemas aquáticos. As simulações revelaram importantes aspectos sobre a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas frente as perturbações. Por exemplo, a lagoa Mangueira, um lago raso subtropical no sul do Brasil, pode oscilar entre dois estados alternativos estáveis (alta e baixa transparência da água), dependendo da concentração de ortofosfato e da turbidez. Foi sugerido também que podem ocorrer profundas alterações na composição do fitoplâncton com a aumento sistemático da concentração de ortofosfato. Foram constatados significativos gradientes horizontais e verticais na estrutura trófica da lagoa Mangueira, indicando a importância de considerar a heterogeneidade espacial em grandes lagos para melhorar a compreensão dos processos ecológicos e padrões. Cenários críticos de simulação indicaram que o aumento da carga de nutrientes afeta negativamente a transparência da água, diferentemente do efeito de mudanças climáticas. Pequenas alterações na estrutura trófica causadas por esses fatores indicam uma forte resistência da lagoa Mangueira. O modelo ecológico também foi útil para descrever a dinâmica do ecossistema, antes e depois da biomanipulação do lago Engelsholm localizado na Dinamarca. Nesse caso, o modelo conseguiu razoavelmente prever a mudança para um estado de alta transparência da após a biomanipulação, entretanto a mudança na composição do fitoplâncton foi muito mais difícil de representar. Além disso, aplicações mais simples também auxiliaram o processo de tomada de decisão e planejamento. A modelagem ecológica aplicada em ecossistemas aquáticos mostrou ser uma alternativa promissora para a gestão integrada dos recursos naturais.

Palavras-chave: Estrutura trófica; estados alternativos de estabilidade; modelagem ecológica.

Abstract

This thesis identified several important features of the trophic structure and dynamics of nutrients in ecosystems subjected to external disturbances such as changes in the water level, nutrient and organic matter loading, fish communities and climate. To describe such effects on trophic structure, a complex ecological model, based on physical, chemical and biological processes has been developed and applied in tropical, subtropical and temperate aquatic ecosystems. In such applications, an integrated analysis was employed considering the transfer of impacts from the watershed to the ecosystem, in order to bring closer the understanding of the ecosystem dynamics. Simulations revealed important features about system structure and functionality in front of disturbances. For instance, lake Mangueira a subtropical lake in Southern Brazil can oscillate between two alternative steady states (clear or turbid water), depending orthophosphate concentration and water transparency. It was also suggested that can occurs profound changes in phytoplankton composition from increase of orthophosphate concentration. Horizontal and vertical gradients in the trophic structure are notable in lake Mangueira, indicating the importance to consider spatial heterogeneity in large lakes to improve understanding of ecological processes and patterns. Simulation scenarios indicated that increased nutrient loading negatively affects water transparency, differently from climate changes. Slight changes in trophic structure caused by those factors indicate a strong resistance of the lake Mangueira. The ecological model also was useful to describe the ecosystem dynamics before and after biomanipulation of lake Engelsholm located in Denmark. In that case, the model could reasonably well predict a shift to a clear water state, but the changed composition of phytoplankton functional groups was much more hard to represent. Furthermore, simpler applications also provided support for decision making and planning in the ecosystem. Ecological modeling applied in aquatic ecosystems showed be a promising alternative towards the integrated management of natural resources.

Keywords: Cascading trophic effects; alternative steady states; ecological modelling.

Sumário

PARTE I: Introdução 1

Capítulo 1

Fundamentação teórica e objetivos 2

PARTE II: Descrição do modelo 27

Capítulo 2

IPH-TRIM3D-PCLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems 28

PARTE III: Aplicações em ecossistemas tropicais e temperados 51

Capítulo 3

Integrated evaluation of the water quality for an urban lake impacted by domestic and storm water pollutant loads 52

Capítulo 4

Uma avaliação integrada do assoreamento e da poluição urbana sobre a qualidade da água na embocadura estuarina de São Luís – MA 63

Capítulo 5

Modelling the biomanipulated Lake Engelsholm: are ecosystem changes after a large disturbance predictable? 87

PARTE IV: Aplicações no Sistema Hidrológico do Taim 109

Capítulo 6

Efeito da liberação de nutrientes por plantas aquáticas sobre a dinâmica de estados alternativos da comunidade fitoplanctônica em um lago raso subtropical 110

Capítulo 7

Os estados alternativos de estabilidade e o caminho do caos em lagos rasos subtropicais 128

Capítulo 8

Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil 142

Capítulo 9

Modelling of bottom-up effects over trophic structure in a large subtropical lake 166

PARTE V: Conclusões 196**Capítulo 10**

Considerações finais 197

Anexos 202**Anexo A**

Formulário para uso do modelo A-1

Anexo B

Manual científico do modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE B-1

Anexo C

Campos de concentração na lagoa Mangueira C-1

Anexo D

Ensaio de infiltração e de condutividade hidráulica no Taim D-1

PARTE I: Introdução

Capítulo 1

Fundamentação teórica e objetivos

Cascatas tróficas

Nas últimas décadas o comportamento da estrutura trófica e suas interações em lagos rasos foram assuntos de intensivos debates e pesquisas. Até o final da década de 60 existia uma prevalecente visão que a cadeia alimentar era primariamente regularizada pelos recursos disponíveis, isto é, a partir da base da teia alimentar aquática (Hrbacek *et al.*, 1961; Brooks & Dodson, 1965; Brooks, 1969). Por exemplo, o fitoplâncton regulado por nutrientes e luz, o zooplâncton pelo fitoplâncton, e assim por diante. Isto foi chamado de controle ascendente, ou controle por recurso (em inglês *bottom-up control*) (McQueen *et al.*, 1986), um conceito que perdurou por bastante tempo. A partir dos meados da década de 80, foi tornando-se evidente que a cadeia alimentar também poderia ser fortemente regularizada pelo topo (chamado de controle descendente ou predatório, em inglês *top-down control*), ou seja, o zooplâncton regulado pelos peixes, o fitoplâncton pelo zooplâncton, etc (Carpenter *et al.*, 1985; Gulati *et al.*, 1990; Carpenter & Kitchell, 1993; Mortensen *et al.*, 1994).

Na verdade, estudos vêm comprovando que o sentido do controle das interações tróficas dependem de diversas variáveis, tais como o número de *links* da cadeia alimentar (Persson *et al.*, 1988), estrutura e funcionalidade do ecossistema, força e posição da perturbação imposta sobre a cadeia (McQueen *et al.*, 1986; 1989). Diversos exemplos suportam as hipóteses de Persson *et al.* (1988) (Persson *et al.*, 1992; Wurtsbaugh, 1992; Hansson, 1992), onde um controle ascendente é caracterizado por um número ímpar de comunidades aquáticas presentes (i.e. 1, 3, etc.) e um controle descendente por um número par de *links* (i.e. 2, 4, etc.). Em contraste, diversos estudos em lagos mostraram que outras variáveis podem definir o tipo de controle e que simples cadeias alimentares, como as suportadas por Persson, são raras (Leibold, 1990; Flecker & Townsend, 1994, Mazumder, 1994). Baseado em análises experimentais, McQueen *et al.* (1986; 1989) mostraram que o controle ascendente é mais forte na base da cadeia e decresce em níveis tróficos mais altos e,

de modo inverso, o controle descendente é mais forte no topo da cadeia e vem decrescendo progressivamente para níveis mais baixos (Figura 1.1). Entretanto, esta afirmação nem sempre é válida, pois, dependendo da disponibilidade de nutrientes, a força entre dois níveis tróficos consecutivos pode ser menor do que em níveis intercalados (Sarnelle, 1992). Desta forma, fica evidenciado o grau de complexidade das interações tróficas entre as comunidades aquáticas e que cada ecossistema deve ser analisado conforme suas particularidades.

Os casos mais clássicos de efeitos em cascata ascendentes, encontrados na literatura, são de lagos sujeitos à mudança de níveis de nutrientes. O lago Veluwemeer, um extenso corpo d'água no centro da Holanda, é um típico exemplo (Scheffer *et al.*, 1992). Na década de 60, este lago possuía um estado de águas claras, dominado por uma extensiva vegetação aquática submersa (Leentvaar, 1961; 1966). Porém, na década de 70, com o aumento da carga de nutrientes, a qualidade da água foi deteriorando e o lago Veluwemeer foi assumindo um estado de águas turbidas dominado pelo fitoplâncton (Hosper, 1984). Em 1979, medidas de mitigação de cargas de nutrientes foram implementadas, no intuito de restaurar a qualidade da água do lago. Na subsequente década, a transparência da água foi aumentando e a vegetação aquática submersa finalmente ganhava seu espaço.

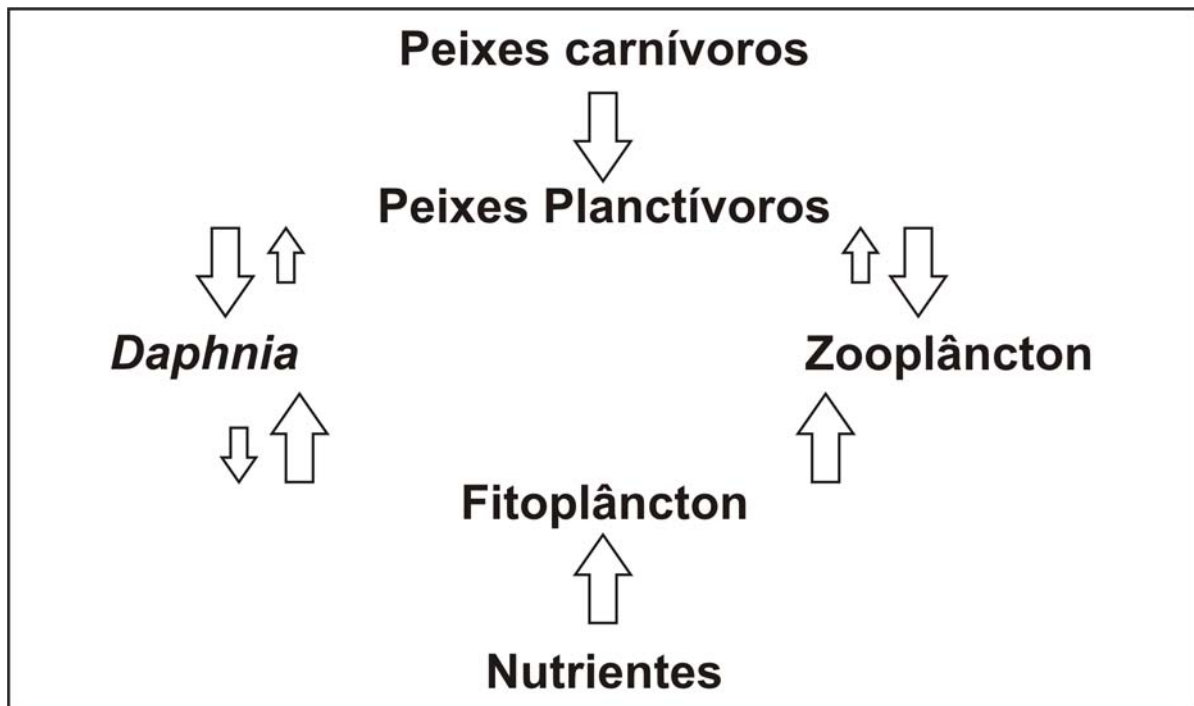


Figura 1.1. Esquema ilustrando mudanças nos impactos dos controles ascendentes e descendentes através de efeitos tróficos em cascata. O tamanho das setas indica a força de relação entre dois níveis tróficos. A figura mostra que o fitoplâncton pode ser regulado por nutrientes e controlado pelo zooplâncton na presença de *Daphnia*. A capacidade de crescimento do zooplâncton é influenciada pela presença de fitoplâncton, mas sua biomassa é afetada pelos peixes planctívoros que, por sua vez, são fortemente influenciados pelos peixes carnívoros (Adaptado de McQueen *et al.*, 1986).

Outros estudos buscaram obter entendimento da resposta da cadeia alimentar a partir de uma redução dos níveis de nutrientes em lagos (Jeppesen *et al.*, 1998; 1999; 2000a; 2000b; 2002a; 2002b; van Den Berg *et al.*, 1997; Moss, 1990; Moss *et al.*, 1996; Perrow *et al.*, 1994). Um dos mais expressivos foi realizado recentemente em 35 lagos com características variadas de profundidade, altitude, clima e estado trófico, os quais foram submetidos a uma redução da carga de nutrientes (Jeppesen *et al.*, 2005). Os autores identificaram que essa redução produz uma redução de biomassa fitoplanctônica, acompanhada por mudanças em sua composição, ou seja, uma dominância de diatomáceas, criptófitas e crisófitas no lugar das cianobactérias, que vão de acordo com levantamentos passados (Jeppesen *et al.*, 1990; 1991; 2002a; 2003). O declínio da biomassa algal foi atribuído ao aumento da taxa de consumo do zooplâncton, o qual contribuiu com uma observável mudança na estrutura das comunidades de peixes. Nestes lagos, a porcentagem de peixes piscívoros aumentou, em média, 80%, levando a uma forte redução da população de peixes planctívoros, aliviando a pressão de predação sobre o zooplâncton. Em alguns lagos, a distribuição de macrófitas submersas aumentou durante a re-oligotroficação, mas em outros nenhuma mudança foi observada apesar de uma maior transparência da água.

Por outro lado, existem inúmeros casos que relatam os efeitos em cascata descendentes provocados por alterações no topo da cadeia alimentar. Estes estudos, em sua maioria, descrevem os efeitos da biomanipulação, técnica introduzida por Shapiro (1975) que na década de 90 foi tornando-se mais comum para aplicação do gerenciamento e restauração de lagos (Carpenter & Kitchell, 1993; Hansson *et al.*, 1998; Meijer *et al.*, 1994). Este método consiste na redução de peixes planctívoros e/ou bentívoros, resultando geralmente, em um aumento da comunidade zooplanctônica, redução da resuspensão de material de fundo, bem como baixos níveis de biomassa fitoplanctônica no sistema. Existem vários exemplos bem sucedidos da aplicação desta técnica (Shapiro & Wright, 1984; van Donk *et al.*, 1990; Meijer *et al.*, 1994).

Os efeitos da pesca predatória na abundância e composição das comunidades aquáticas também foram vastamente documentados (Lazzaro, 1987; Magnuson, 1991, Lévêque, 1995; Reid *et al.*, 2000). A pesca predatória sobre uma específica comunidade de peixes pode levar a dominância de outras comunidades. Por exemplo, uma forte redução da população de peixes planctívoros geralmente leva a um notável aumento da comunidade de

zooplâncton, resultando em baixos níveis de biomassa fitoplactônica no sistema (Shapiro & Wright, 1984; van Donk *et al.*, 1990; Meijer *et al.*, 1994). Os peixes planctívoros têm preferência seletiva por zooplânctons de grande porte, tais como a *Daphnia* que são eficientes consumidores de fitoplâncton (Shapiro & Wright, 1984; Hambright, 1994). Lagos com grandes populações de peixes planctívoros são freqüentemente dominados por cianobactérias filamentosas as quais inibem o crescimento corpóreo da *Daphnia* (Hawkins & Lampert, 1989; Gliwicz, 1990; Gliwicz & Lambert, 1990). Juntamente com os peixes planctívoros, os peixes bentívoros geralmente são dominantes sobre as demais comunidades de peixe de lagos cuja turbidez é alta (Lammens, 1991). Estes peixes podem aumentar a turbidez através da resuspensão de sedimentos na procura por animais bentônicos. Eles também estimulam florações de algas através do transporte de nutrientes do fundo para a coluna d'água e pelo consumo de zooplâncton que poderiam, por outro lado, consumir fitoplâncton (Carpenter *et al.*, 1985). A pesca sobre os peixes piscívoros pode aliviar a pressão sobre os planctívoros, bentívoros e onívoros, levando a uma redução da população de zooplâncton, deixando o sistema vulnerável a florações de fitoplâncton (Benndorf *et al.*, 1988; Hambright, 1994; Mittelbach *et al.*, 1995; Søndergaard *et al.*, 1997). Pouco se sabe ainda do papel dos peixes onívoros na estrutura trófica aquática. Modelos ecológicos têm demonstrado que esta categoria pode atuar como regularizador das interações tróficas do ecossistema, e é uma das comunidades aquáticas com menor efeito sobre a estrutura trófica, uma vez que a mesma não tem uma preferência seletiva por suas presas (Bruno & O'Connor, 2005; Vadeboncoeur *et al.*, 2005).

Vale a pena ressaltar a posição especial que o zooplâncton ocupa na cadeia alimentar, sendo a mais importante comunidade no controle *top-down* de algas em muitos lagos (Scheffer, 1998). Além disso, devido sua heterogeneidade, diferentes grupos de tamanhos podem servir como alimento em diferentes estágios de vida para peixes e alguns zooplânctons carnívoros (Jeppesen *et al.*, 1990). A *Daphnia* é um zooplâncton de grande porte responsável por uma alta pressão de predação no fitoplâncton de tamanho médio. Desta maneira, o fitoplâncton de tamanho grande de formas filamentosas e/ou coloniais (e.g. cianobactérias), que são pouco palatáveis ao zooplâncton, pode crescer livremente levando o ecossistemas aquático a um estado túrbido (Arnold, 1971; Schindler, 1971; Gliwicz, 1990; Gliwicz & Lambert, 1990). Florações de cianobactérias representam um grande problema para a qualidade da água de lagos e reservatórios uma vez que elas podem ser tóxicas aos seres humanos e aos animais, além de contribuem para a perda do valor estético da água e aumentarem os seus custos de tratamento para o abastecimento público (Azevedo & Brandão,

2003; De Bernardi & Giussani 1990; Gliwicz 1990; Hosper & Meijer, 1993; Sommer *et al.* 1986; Sarnelle, 1993).

A presença de grandes densidades de invertebrados bentônicos é outro fator que pode complicar ainda mais as interações tróficas (Scheffer, 1998). Eles se alimentam de detritos e algas do sedimento, e caçam algumas espécies de pequeno porte de zooplâncton na água (Pastorok, 1980; Luecke & O'Brien, 1983). O tamanho da maioria dos invertebrados bentônicos fazem deles uma atrativa comida para peixes planctívoros, bentívoros e omnívoros. Sua presença pode suavizar a pressão de predação dos peixes sobre o zooplâncton, regularizando as interações entre as comunidades aquáticas (Jeppesen, 1998). A alta disponibilidade de bentos em lagos rasos está refletida na estrutura da comunidade de peixes. Por exemplo, em lagos eutróficos, túrbidos, não vegetados, é comum a presença de peixes bentívoros (Lammens, 1985; Lammens *et al.*, 1985).

Estados alternativos

Trabalhos teóricos baseados em simples modelos ecológicos, na década de 70, levantaram a hipótese que ecossistemas poderiam mudar abruptamente para um estado estável alternativo diferente do original (Holling, 1973; May, 1977). De forma despreziosa, estes modelos deram origem a uma das teorias ecológicas mais estudadas e discutidas na atualidade: a teoria dos estados alternativos estáveis de ecossistemas.

No mundo real, as condições nunca são constantes. Mudanças climáticas (e.g. *el niño*, *la niña*), queimadas, bem como uma forte epidemia, podem causar flutuações nos fatores condicionantes que afetam diretamente o estado atual de um determinado sistema. Um dos exemplos mais discutidos na atualidade são as graves conseqüências do aquecimento global e do desmatamento sobre a Amazônia. De acordo com vários artigos científicos que tratam do assunto, as mudanças climáticas poderiam transformar a maior parte da floresta Amazônica em Cerrado, resultando em enormes impactos sobre a biodiversidade e o clima do planeta (Streck & Scholz, 2006).

Para compreender melhor esta teoria considere a Figura 1.2. Se existe apenas uma base de atração, o sistema voltará ao estado original após a passagem do efeito da perturbação. Entretanto, se existem estados alternativos de equilíbrio para uma dada condição, uma determinada perturbação poderá levar o sistema para outra base de atração, ou seja, o

sistema passa para outro estado de equilíbrio. A mudança para outro estado estável de equilíbrio depende tanto da força de perturbação, como do tamanho da base de atração. Em termos de estabilidade, se o vale é raso, uma pequena perturbação pode ser suficiente para que a esfera vença um obstáculo de subida, deslocando-a para outro estado alternativo de equilíbrio. A resistência está relacionada a capacidade de um ecossistema se manter relativamente inalterado quando submetido a uma perturbação, enquanto a resiliência seria uma medida da velocidade na qual um ecossistema retorna ao seu estado original seguindo uma perturbação.

Desde que Connell & Sousa (1983) desafiaram ecologistas a procurar por estados alternativos estáveis em comunidades naturais, vários exemplos têm sido encontrados na dinâmica de diversos sistemas, dentre eles: (a) sucessão de florestas (Frelich & Reich, 1999); (b) savanas africanas (Dublin *et al.*, 1990); (c) recifes de corais (Knowlton, 1992); (d) desertos (van den Koppel *et al.*, 1997; Rietkerk *et al.*, 1997); (e) estoques pesqueiros no pacífico (Hare & Mantua, 2000); e até (f) sistemas que têm seu clima regulado por correntes marinhas (Rahmstorf, 1997).

Além destes exemplos, um dos mais bem desenvolvidos sobre estados alternativos estáveis provém de lagos rasos (Scheffer *et al.*, 1993). 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 (Scheffer *et al.*, 1993; 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 crescimento das mesmas (van den Berg *et al.*, 1997). Porém, um estado claro de transparência da água permite o desenvolvimento e dominância da vegetação aquática submersa (Blindow *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 1992; Scheffer *et al.*, 1993) que favorece ao sistema condições mesotróficas e oligotróficas. Além do mais, um estado de águas claras 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 valoração do ambiente para fins paisagísticos e recreacionais (van Nes *et al.*, 1999; 2002).

Evidências de estados alternativos estáveis em lagos rasos foram obtidas tanto em experimentos laboratoriais como por uso de mesocosmos aquáticos em campo constituídos por algas fitoplanctônicas e zooplânctons herbívoros como *Daphnia* sp. (McCauley *et al.*, 1999; Chase, 1999). Contudo, os processos que podem direcionar 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), geralmente, uma grande amostra de lagos inseridos em uma mesma região apresenta um mesmo estado para todos os lagos. Alternativamente, se os agentes forem internos (e.g. ciclagem de nutrientes, pesca, biomanipulação, etc.), poderiam existir dois estados alternativos para cada lago, mesmo estando em uma mesma região.

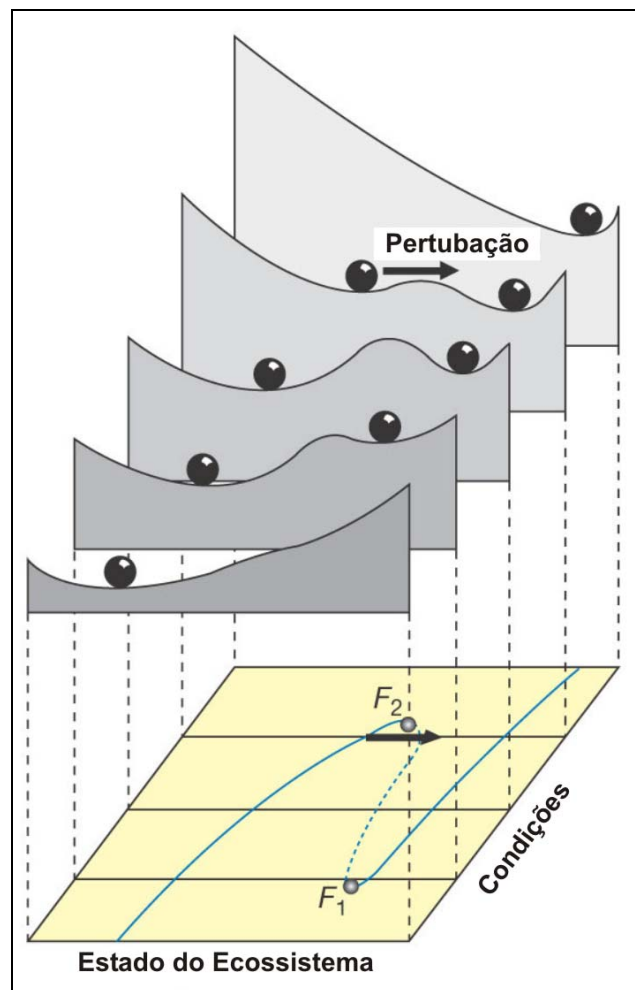


Figura 1.2. Efeito das condições externas na resiliência de um ecossistema com múltiplos estados de equilíbrio. O gráfico no plano indica uma curva de equilíbrio, mostrando o ponto de bifurcação (F_2) onde acontece uma troca abrupta para outro ponto de equilíbrio (F_1). Os planos de estabilidade apresentam o(s) equilíbrio(s) e suas respectivas bases de atração em cinco diferentes condições. O equilíbrio estável situa-se no ponto mais baixo dos vales e o equilíbrio instável no ponto mais alto dos morros. Se o tamanho da base de atração é pequena, implica que a resistência é pequena e mesmo uma moderada perturbação pode levar o sistema a uma nova base de atração (Adaptado de Scheffer et al., 1993).

Sob a mesma perspectiva, os fatores internos relacionados à geoquímica do sistema afetam as taxas de produção primária de macrófitas aquáticas e fitoplâncton, podendo conduzir um lago aos dois estados. Além disso, impactos sobre a vegetação em função da herbivoria por aves aquáticas (van Donk & Gulatti, 1995), ou flutuações no nível da água causadas tanto por estressores naturais como por estressores antrópicos (Blindow *et al.*, 1993), ou eutrofização a partir descargas orgânicas no corpo hídrico (Scheffer, 1998) podem causar a mudança de um estado claro das águas para um turbido.

O exemplo mais comum encontrado na literatura é uma troca de estado provocado pelo aumento dos níveis de nutrientes que leva o ecossistema a um processo não linear caracterizado pela passagem de um estado de águas claras, dominadas pela vegetação de macrófitas, para um estado de águas túrbidas, dominado pelo fitoplâncton. 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).

Como comentado anteriormente, estados alternativos de equilíbrio podem ser avaliados através de simples modelos ecológicos. Tomaremos como exemplo um simples modelo de vegetação para fixar ainda mais o conceito de estados alternativos de equilíbrio. Este modelo indica o estado de eutrofização de lagos rasos através de dois estados: (a) um estado dominado por vegetação aquática com águas claras e (b) um estado turbido dominado pelo fitoplâncton. Apenas o efeito da vegetação na turbidez, e vice-versa, é modelado (Scheffer, 1998). A vegetação é conhecida por contribuir na transparência da água através de alguns mecanismos, tais como, redução da resuspensão de sedimentos pelas ondas, efeito alelopático sobre a comunidade algal e oferta de abrigo para o zooplâncton e peixes. Uma função de Monod inversa é usada para descrever o efeito da vegetação sobre a turbidez (coeficiente de atenuação da luz, E_{eq}):

$$E_{eq} = E_0 \frac{h_v}{h_v + V} \quad \text{Eq. 1.1}$$

onde V é a fração de área coberta com vegetação no lago, E_0 é a turbidez na ausência de vegetação, e h_v é o coeficiente de meia saturação da cobertura de vegetação. Portanto, aumentando a turbidez o crescimento da vegetação é comprometido. Além disso, o efeito da atenuação na cobertura de vegetação (V_{eq}) é descrito por uma função de Hill:

$$V_{eq} = \frac{h_E^p}{h_E^p + E^p} \quad \text{Eq. 1.2}$$

onde h_E é o coeficiente de meia saturação da turbidez, e p é o expoente da função de Hill. Se nós assumimos que a turbidez e a cobertura de vegetação podem atingir o equilíbrio até uma capacidade máxima de uma maneira lógica, as equações acima podem ser introduzidas dentro das seguintes equações diferenciais:

$$\frac{dE}{dt} = r_E E \left(1 - \frac{E}{E_{eq}} \right) \quad \text{Eq. 1.3}$$

$$\frac{dV}{dt} = r_V V \left(1 - \frac{V}{V_{eq}} \right) \quad \text{Eq. 1.4}$$

onde r_E é a taxa de aumento da turbidez e r_V é a taxa de crescimento da cobertura da vegetação. Considere os valores assinalados para os parâmetros, listados na tabela abaixo:

Tabela 1.1. Valores e unidades dos parâmetros utilizados no exemplo ilustrativo.

Parâmetro	Valor padrão	Unidade
E_0	6	m^{-1}
h_E	2	m^{-1}
h_V	0.2	-
P	4	-
r_E	0,05	d^{-1}
r_V	0.05	d^{-1}

O conjunto de valores tomado para os parâmetros do modelo gera um resultado muito interessante, onde podemos discutir alguns pontos dessa teoria. A Figura 1.3 mostra os possíveis estados alternativos de equilíbrio gerados pelo modelo simples de vegetação. As linhas tracejadas em azul e vermelha são denominadas *nullclines* e representam o conjunto possível de valores que anulam as derivadas de E e V , respectivamente. Nas intersecções das *nullclines* situam-se os pontos de equilíbrio, os quais podem ser estáveis ou instáveis. Os pontos pretos indicam um equilíbrio estável (vales) e o ponto cinza indica um equilíbrio instável (morros). A linha preta tracejada representa o divisor que separa dois estados

alternativos estáveis de equilíbrio. Portanto, dependendo da condição inicial tomada, o sistema pode convergir para dois estados estáveis possíveis: (a) um estado dominado por vegetação aquática e baixa turbidez (alta transparência da água) ou para (b) um estado turbido dominado pelo fitoplâncton e ausência de vegetação aquática.

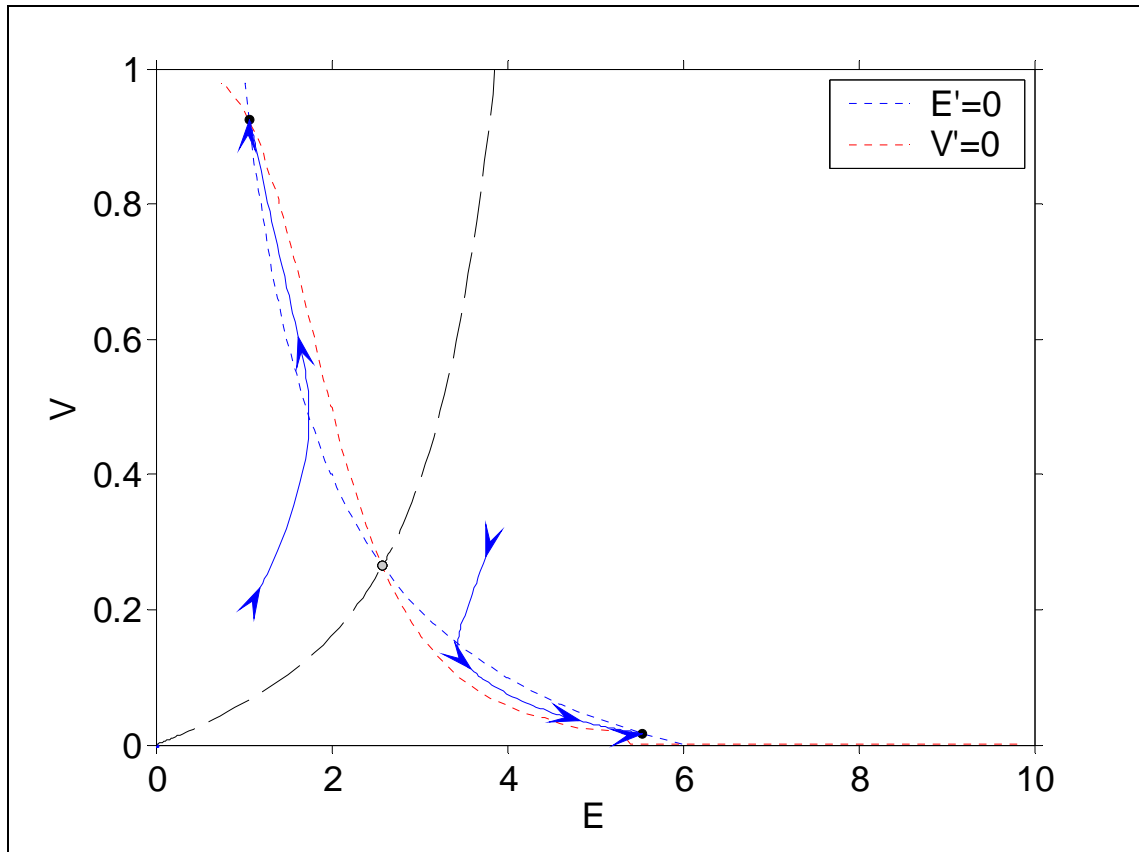


Figura 1.3. Estados alternativos de equilíbrio gerados por um modelo simples de vegetação. As linhas tracejadas em azul e vermelha representam o conjunto possível de valores que anulam as derivadas de E e V (*nullclines*), respectivamente. Na intersecção das *nullclines* repousam os pontos de equilíbrio. Os pontos pretos indicam um equilíbrio estável (vales) e o ponto cinza indica um equilíbrio instável (morros). A linha preta tracejada mostra o divisor que separa dois estados alternativos estáveis de equilíbrio. As trajetórias em azul indicam que dependendo a condição inicial tomada o sistema pode convergir para dois estados estáveis.

Os estados alternativos podem variar de acordo com as condições estabelecidas no sistema. Matematicamente falando, um conjunto de valores assinalados para os parâmetros representa uma determinada condição ambiental do ecossistema. Por exemplo, se estabelecermos uma variação dos valores do parâmetro E_0 de 0 a 10, ou seja, variando de uma condição de alta transparência para uma condição de baixa transparência, podemos observar uma faixa bem definida onde ocorre estados alternativos de estabilidade (Figura 1.4). Quando o ecossistema está em um estado de águas claras, ele não passa para o outro estado através de uma transição suave. Ao contrário, quando as condições mudam suficientemente para ultrapassar um limiar (F_2), uma transição brusca para outro estado ocorre. Entretanto, para

induzir o ecossistema a uma troca para o estado inicial de águas claras dominado pela vegetação não é suficiente estabelecer condições semelhantes daquelas antes do colapso (F2). Ao invés disso, é necessário ir um pouco mais além até um novo ponto de troca (F1), onde o sistema se recupera. Este padrão, no qual existem comportamentos distintos para diferentes condições críticas é conhecido como histerese. O grau de histerese pode variar fortemente mesmo para ecossistemas com características semelhantes.

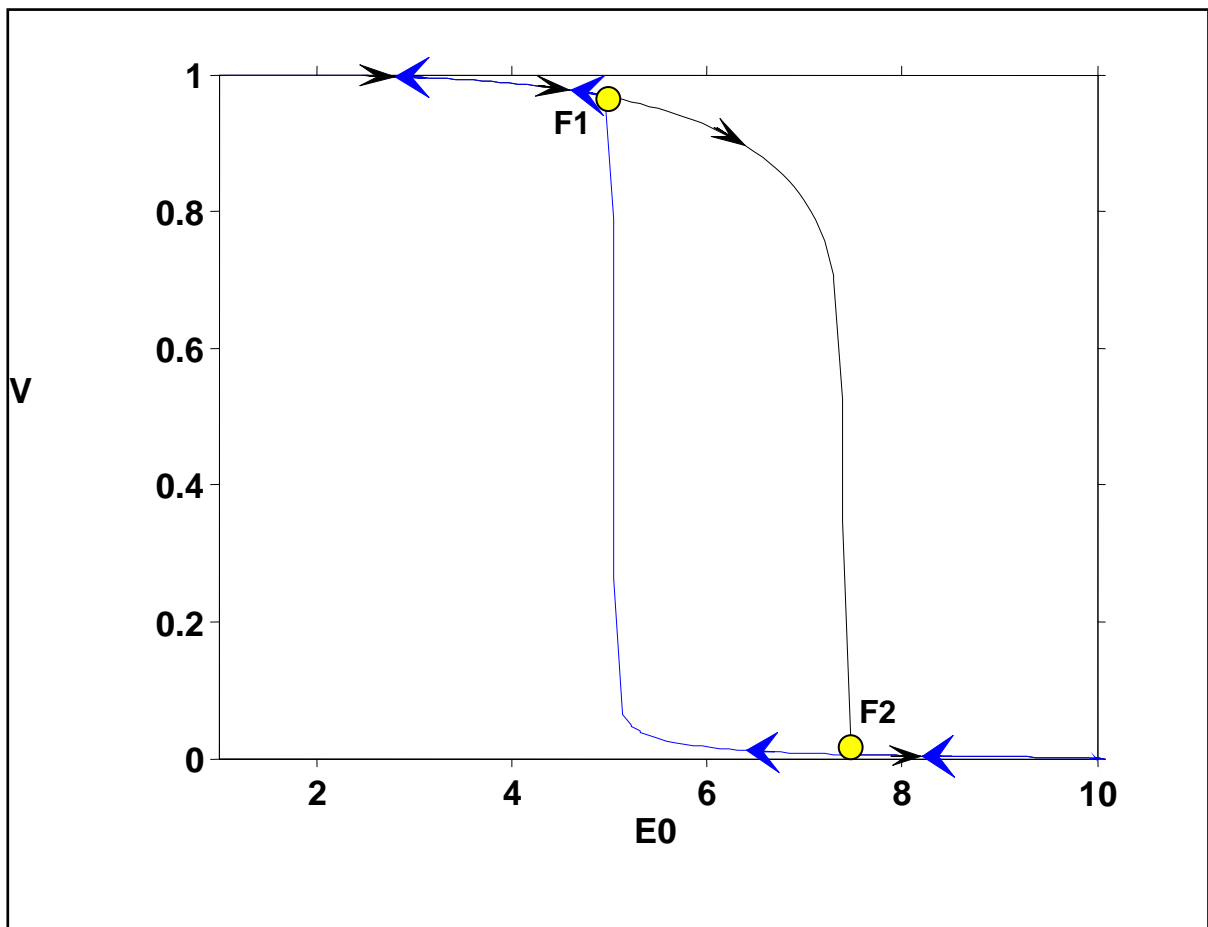


Figura 1.4. O gráfico mostra duas curvas de equilíbrios para o modelo ecológico de vegetação, indicando o ponto de bifurcação (F1) onde acontece uma troca abrupta para outro ponto de equilíbrio (F2). Variando os valores do parâmetro E_0 entre 0 e 10, observa-se uma faixa bem definida onde ocorre dois estados alternativos de estabilidade. A trajetória em preto indica o sentido progressivo da passagem de um estado de águas claras dominado por vegetação para um estado de águas túrbidas. A trajetória em azul indica o sentido retrógrado da passagem de um estado de águas túrbidas dominado pelo fitoplâncton para um estado de águas claras.

Modelagem ecológica

O gerenciamento de corpos d'água, tais como, lagos, reservatórios e estuários, é, por característica, um campo de ação multidisciplinar, onde existe um grande número de

alternativas no planejamento, considerando seus usos, disponibilidades e preservação (Tucci, 1998). Devido a essa diversidade de alternativas, vê-se a necessidade de utilizar metodologias que melhor quantifiquem os processos, permitindo analisar as que auxiliem no processo de decisão. Uma dessas metodologias é a modelagem.

Modelos são representações simplificadas e coerentes de sistemas e seus processos. A escolha do modelo mais apropriado para um determinado fenômeno em um dado corpo d'água é uma questão de custo e benefício (Rosman, 1999). Sem dúvida o modelo mais geral se aplica a qualquer caso, porém os custos computacionais envolvidos podem ser muito grandes. Além do mais, para um determinado sistema, alguns processos são menos importantes que outros, podendo ser simplificados. Por exemplo, em rios são largamente aplicados modelos unidimensionais (Rosauero, 1979; HEC, 1978; Martín-Videa *et al.*, 1999; Sinnakaudan *et al.*, 2003; DHI, 2000). Em corpos de água rasos, geralmente um modelo bidimensional na horizontal (2DH) é aconselhado, uma vez que a dimensão horizontal predomina sobre vertical e nem sempre ocorre estratificação nestes sistemas (Rosman, 1999; King *et al.*, 2000; DHI, 2004; Cheng *et al.*, 1993; Borche, 1996; Silveira & Tucci, 1988; Cole & Wells, 2002). Em reservatórios, um modelo tridimensional seria mais apropriado, pois tantos os processos na vertical como na horizontal são importantes (Hodges *et al.*, 2000; Cheng & Cassulli, 2001; Drago *et al.*, 2001; Rajar *et al.*, 1997; Cugier & Le Hir, 2002).

Os primeiros modelos aplicados a corpos d'água surgiram através dos problemas de alocação da carga de esgoto gerada nos centros urbanos. O trabalho gênese neste campo foi o modelo desenvolvido por Streeter e Phelps em 1925 aplicado, no Rio Ohio/EUA. Este e outros trabalhos subseqüentes avaliaram níveis de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio em rios e estuários (e.g., Velz, 1947; O'Connor, 1962). Com o avanço computacional, a partir da década de 60, foi ampliado o alcance de emprego dos modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água. O oxigênio ainda era o foco, porém existiu um avanço na análise de sistemas com geometrias complicadas, reações cinéticas e simulações variáveis no tempo (Thomann, 1963). Estes modelos foram aplicados em sistemas bidimensionais, tais como, estuários e baías. Já na década de 70, com o aumento da problemática da eutrofização, foram desenvolvidos os primeiros modelos biológicos.

Os modelos biológicos mais simples buscam retratar um problema ecológico com poucas equações diferenciais (Caswell, 1976), tendo aplicações em eutrofização em lagos (Vollenweider, 1968; OECD, 1982; Straskraba & Gnauck, 1985; Huppert *et al.*, 2002; Scheffer & Rinaldi, 2000), no comportamento de uma determinada comunidade (Wright & McDonnell, 1986; Collins & Wlosinski, 1989), ou na interação entre dois ou mais organismos

(Scheffer, 1998; Wortelboer, 1990; Davis & McDonnell, 1997). Com o avanço tecnológico dos micro-computadores e com a aplicação de novas práticas computacionais os modelos complexos foram ganhando seu espaço. Hoje em dia são largamente aplicados, podendo ajudar a compreender, dentre outros, problemas relacionados ao ciclo de vida de um organismo (van Nes *et al.*, 2002; 2003; Fragoso Jr., 2005), com diferenciação de nível de espécies (Wright & McDonnell, 1986) e espacial (León *et al.*, 2006), bem como para a completa dinâmica da cadeia alimentar (Bloomfield *et al.*, 1974; Janse, 2005).

Entretanto, uma melhor aproximação é obtida quando a integração de todo o sistema é levada em conta e estimada de forma precisa (e.g. variáveis climáticas, hidrodinâmicas, de qualidade da água e biológicas) (Tucci, 1998). Neste sentido, passa a existir uma nova tendência de modelagem que busca a utilização conjunta de modelos que procuram retratar os mais importantes processos em distintos compartimentos ambientais (e.g. atmosfera, bacia, banhado, lago) (Chapra, 1997).

Sistema Hidrológico do Taim: funções e processos

O Sistema Hidrológico do Taim (SHT) é uma extensa área úmida localizada no Sul do Rio Grande do Sul, compreendendo partes dos Municípios de Santa Vitória do Palmar e do Rio Grande entre as latitudes 32°20'S e 33°00' S, e pela Lagoa Mirim e o Oceano Atlântico sul entre as longitudes 52°20'W e 52°45'W, está próximo ao Arroio Chuí, na fronteira com o Uruguai (Figura 1.5).

A região de inserção do Sistema Hidrológico do Taim faz parte de um *continuum* de áreas alagáveis que se estende dos arredores da cidade de Pelotas, passa por Rio Grande e entra no Uruguai. Dentro deste *continuum* existe uma diversidade de sistemas aquáticos, tais como banhados e lagoas associadas, de água doce, em uma dinâmica de baixo relevo marginal ao Oceano Atlântico. Associada com o clima subtropical, esta região se distingue de outras áreas alagáveis existentes no Brasil. Um sistema similar pode ser encontrado no Estado da Flórida-U.S.A (Motta Marques *et al.*, 2002). A região de inserção do Sistema Hidrológico do Taim (SHT) é composta essencialmente de quatro unidades ecodinâmicas, a saber, a Planície Marinho-Eólica, o alinhamento dos Banhados Pós-Planícies Marinho-Eólica, o Platô de Santa Vitória do Palmar/Formação Chuí e o Mosaico do Sudeste da Lagoa Mirim.

Em termos gerais, existem oito subsistemas, podendo estes ser agrupados em três, a saber: (a) Subsistema Norte – com um total de 387 km², é constituído pelas lagoas Caiubé e das Flores e pelo Banhado do Maçarico que está conectado a Lagoa das Flores; (b) Subsistema Banhado – possui uma área total de 270 m², é composto pela Lagoa Nicola, Lagoa Jacaré e, em sua maior parte, de uma região coberta de macrófitas aquáticas e biomassa considerável onde o fluxo é caracterizado por velocidades superficiais baixa; e (c) Subsistema Sul – formado pela Lagoa Mangueira e sua bacia de contribuição da lagoa, com uma área de 1597 km². O escoamento nesses subsistemas é distinto de acordo com suas próprias características, tais como: topografia, tipo e uso do solo e interferências antrópicas.

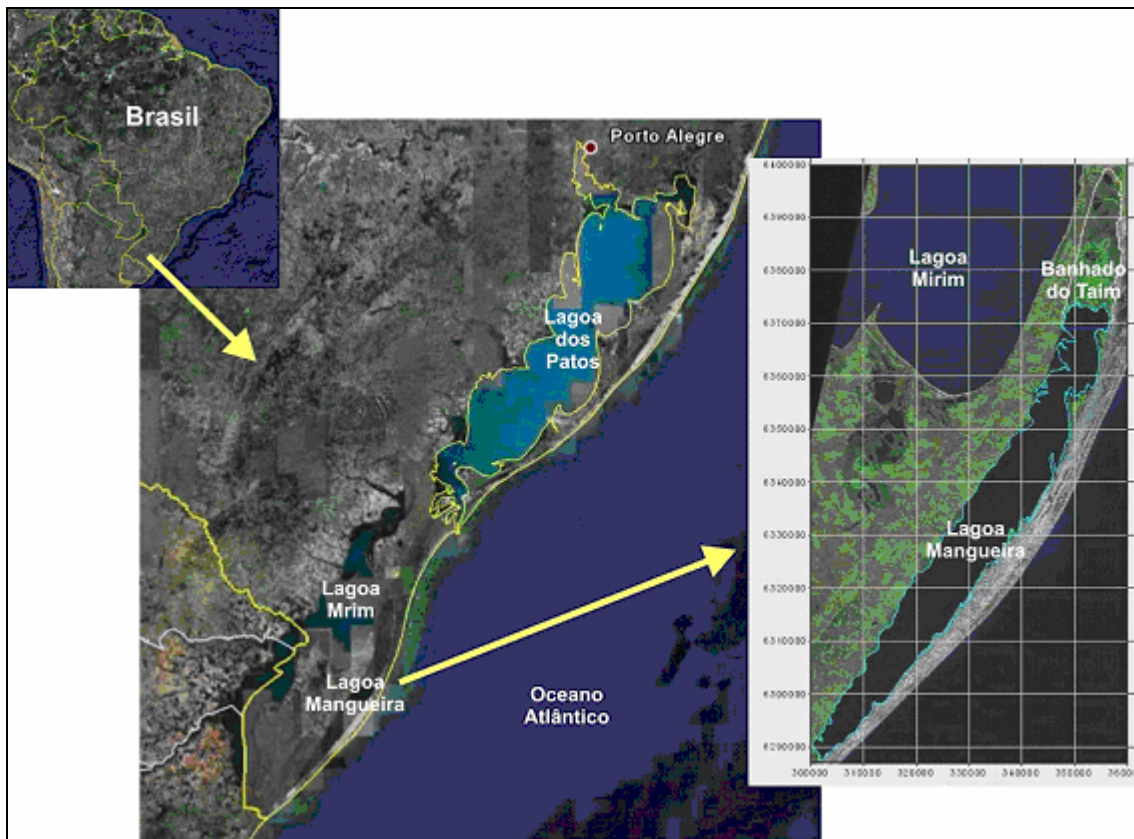


Figura 1.5. Localização do Sistema Hidrológico do Taim e delimitação da Lagoa Mangueira e Banhado do Taim sobre composição colorida RGB da imagem de satélite (Fonte: Google Earth e Landsat 5 TM, WGS 84, UTM-22S).

Ao longo do sistema e na sua vizinhança, existem diferentes tipos de coberturas de solo, dentre eles podem ser citados: solo agrícola, pastagens, reflorestamento, dunas e áreas baixas, alagadas permanente ou temporariamente.

O Banhado do Taim e a Lagoa Mangueira, inseridas no sistema hidrológico do Taim, abrangem quase a totalidade da bacia hidrográfica que influencia os níveis de água do banhado, da Mangueira e da vizinhança. As saídas de água do sistema ocorrem basicamente

por evaporação, demanda para irrigação e, quando o nível está alto, escoamento para a Lagoa Mirim por um único ponto (Paz, 2003; Villanueva, 1997), uma comporta. Esta comporta foi originalmente projetada como parte do esquema de drenagem da área.

A diversidade biológica dentro do SHT é bastante ampla. Vários estudos visaram quantificar e detalhar as flutuações temporais e espaciais das mais diversas comunidades (plâncton, macrófitas aquáticas, invertebrados, peixes, répteis, anfíbios, aves, mamíferos, etc) que utilizam este ecossistema como seu habitat.

O SHT está inserido em uma unidade de conservação federal do IBAMA, denominada Estação Ecológica do Taim (ESEC Taim). A ESEC Taim foi criada através do Decreto presidencial. Nº 92.963, de 21 de julho de 1986, com o objetivo de proteger amostras dos Banhados do Sul e da fauna ameaçadas de extinção e preservar o local de passagem de aves migratórias, especialmente o cisne de pescoço preto (IBAMA, 1993). A ESEC Taim é equipada com infra-estrutura tal que as universidades e outras instituições de pesquisas possam fazer estudos comparativos ecológicos entre áreas protegidas e aquelas que sofreram alterações pelo homem. Somente em junho de 2003 a lagoa Mangueira foi incluída na ESEC Taim (Torma & Melo, 2003) sob responsabilidade do PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração). A área total da unidade é de aproximadamente 33.935 ha, compreendendo praias oceânicas, dunas, campos, matas, lagoas e principalmente banhados e alagados, estando contida no Sistema Hidrológico do Taim com 2254 km².

No contexto do projeto PELD diferentes variáveis hidrológicas, meteorológicas, físicas, químicas e biológicas vêm sendo monitoradas ao longo dos últimos anos. Dentre estas variáveis incluem: níveis da Lagoa Mangueira e no Banhado, precipitação, evaporação, temperatura da água, radiação solar incidente na superfície da água, velocidade e direção do vento em três locais diferentes (Sul, Centro e Norte), além de variáveis de qualidade da água, fundamentais para estudos deste porte.

Já no início do século XX o uso de áreas inundadas para produção agrícola, em especial o cultivo de arroz, era um fato muito importante para o Estado do Rio Grande do Sul. Atualmente, o cultivo de arroz é a mais importante atividade econômica da região. Grandes áreas, a oeste da lagoa, cultivam arroz através da irrigação por inundação. A manutenção da alta produtividade dessa cultura requer a permanência de uma lâmina d'água sobre o plantio por um período de aproximadamente 100 dias (Motta Marques *et al.*, 2002). A irrigação por

inundação contínua tem uma demanda de água elevada, aproximadamente 2 l/(s.ha), a qual é fornecida por levantes hidráulicos que bombeiam água das Lagoas (Mangueira, Caiubá, Flores e Mirim) para um sistema de canais de distribuição.

O conflito então surge, uma vez que a preservação das unidades de conservação implica em uma redução do volume de água disponível para irrigação (Villanueva *et al.*, 2000). Estes autores mostraram que o ecossistema não suporta a presente taxa de extração de água e que seria necessário algumas medidas para a preservação do sistema, tais como a previsão do volume disponível e o uso complementar da água da lagoa Mirim. Os arrozeiros aspiram pelo fechamento da estrutura de saída, com a finalidade de garantir níveis de água altos durante todo o período do ano, e assim armazenar a parcela d'água que escoariam naturalmente para a lagoa Mirim. Por outro lado, é fundamental que ocorra a flutuação dos níveis para a conservação do sistema. Mudanças nos níveis d'água, causadas por eventos naturais ou pelo uso não planejado do recurso hídrico do sistema, pode alterar de forma significativa as funções desempenhadas pelo banhado, tais como os padrões de comunidades, as riquezas de espécies, a produtividade e o habitat (Motta Maques *et al.*, 2002).

A pecuária é outra atividade implantada na região, a qual utiliza os campos de plantio de arroz nos anos de pousio. Esta atividade gera uma fonte difusa de poluentes para o sistema em questão. Os poluentes produzidos por esse tipo de fonte difusa são nutrientes, princípios ativos e orgânicos naturais lixiviados. Além disso, o Sistema Hidrológico do Taim foi sujeito a alterações civis, como por exemplo, a construção da BR 417, obras de drenagem e a construção da barragem eclusa do Canal de São Gonçalo, as quais determinaram um padrão diferente para a circulação das águas do sistema (MRS, 1997).

Comprova-se, assim, que uma variedade de atividades no Sistema Hidrográfico do Taim, centradas no recurso água, tem o potencial de promover não só uma alteração dos habitats como também do sistema a longo prazo. Os impactos de tais atividades na qualidade verificam-se tanto pelas áreas impactadas servirem de fonte de poluentes quanto pela sua capacidade de melhorar a água afluyente ao ambiente em questão e ambientes a jusante deste sistema.

Visão geral da tese

O objetivo desta tese é contribuir para o entendimento da dinâmica da estrutura trófica e nutrientes em ecossistemas aquáticos submetidos a distúrbios na cadeia, tais como alterações dos níveis da água, de cargas de nutrientes e de matéria orgânica, das comunidades de peixes e clima em ecossistemas aquáticos, com foco no Sistema Hidrológica do Taim.

Uma combinação de trabalhos de campo e modelagem matemática foi utilizada para descrever esses efeitos, os quais se propagam em cascata ao longo dos níveis tróficos. Esta tese consiste de uma série de artigos e foi dividida em cinco partes: (1) introdução; (2) descrição do modelo; (3) aplicações em ecossistemas tropicais e temperados; (4) aplicações no Sistema Hidrológico do Taim; (5) Conclusões. Detalhes considerando o local de publicação e os autores participantes podem ser encontrados no próprio capítulo.

A Parte 2 desta tese foi dedicada a descrição geral do modelo ecológico tridimensional especialmente desenvolvido, em parceria com outros institutos internacionais, para descrever a dinâmica de nutrientes e da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais, tais como, rios, lagos, estuários e reservatórios.

A Parte 3 apresenta uma investigação detalhada sobre o efeito do uso do solo, mudanças morfológicas e o aumento da carga de nutrientes na qualidade da água na foz e no reservatório do Bacanga em São Luis/MA, um ecossistema aquático tropical. Além disso, foram avaliados os efeitos resultantes da biomanipulação na estrutura trófica do lago Engelsholm, localizado na Dinamarca.

A Parte 4 é composta por uma série de quatro capítulos que avaliam diversos aspectos relacionados aos efeitos de fatores externos na estrutura trófica da lagoa Mangueira, um lago subtropical que pertence ao Sistema Hidrológico do Taim. Uma particular atenção é dada para a investigação: (a) de estados alternativos, (b) dos padrões hidrodinâmicos, (c) dos gradientes espaciais e temporais e (d) dos efeitos do uso do solo e mudanças climáticas sobre a estrutura trófica da lagoa.

As principais contribuições deste trabalho foram resumidas nas considerações finais, onde sugestões para futuros trabalhos também são feitas.

Referências

- Arnold, D.E. 1971. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by daphnia-pulex fed 7 species of blue-green-algae. *Limnology and Oceanography*, 16 (6), 906
- Azevedo, S. M. F. O. & Brandão, C. C. S. 2003. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde. 56p.
- Benndorf, J., Schultz, H.; Benndorf, A.; Unger, R.; Penz, E. & Kneschke, H. 1988. Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologica (Berlin)* 19:97–110.

- 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.
- Bloomfield, J.A.; Park, R.A.; Scavia, D. & Zahorcak, C.S. 1974. Aquatic modelling in the eastern deciduous Forest biome, U.S. – International biological program. In: E. Middlebrooks, Falkenberg, D.H. & Maloney, T.E. (Eds.), *Modelling the Eutrophication Process*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp. 139-158.
- Borche, A. 1996. IPH-A: Aplicativo para modelação de estuários e lagoas – Manual de Uso. *Publicação em Recursos Hídricos N° 33*. IPH/UFRGS. 38p.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.L. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150, 28-35.
- Brooks, J.L. 1969. Eutrophication and changes in the composition of zooplankton. In: *Eutrophication, causes, consequences, correctives*. Proceedings of a symposium held at the University of Wisconsin, Madison. June, 11-15, 1967. National Academy of Sciences, Washington DC, pp. 236-255.
- Bruno, J.F. & O'Connor, M.I. 2005. Cascading effects of predator diversity and omnivory in a marine food web. *Ecology Letters*, 8 (10), 1048-1056.
- Carpenter, S.R. & Kitchell, J. F. 1993. *The trophic cascade in lakes*. Cambridge Univ. Press.
- Carpenter, S.R.; Kitchell, J.F. & Hodgson, J.R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*. 35, 634-639.
- Caswell, H. 1976. The validation problem. p. 313-325. In: B.C. Patten (ed.), *Simulation in ecology*, vol. IV. Academic Press, New York.
- Chapra, S. 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
- Chase, J.M. 1999. To grow or to reproduce? The role of life-history plasticity in food web dynamics. *Am. Nat.*, 154, 571-860.
- Cheng, R. T. & Cassulli, V. 2001. Evaluation of the UnTRIM Model for 3-D Tidal Circulation. In: *Proceedings of the 7-th International Conference on Estuarine and Coastal Modeling*. St. Petersburg, FL, November 2001, p. 628-642.
- Cheng, R. T.; Cassulli, V. & Gartner, J.W. 1993. Tidal, Residual, Intertidal Mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 36: 235 – 280.
- Cole, T.M. & Wells, S.A. 2002. CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.1. User Manual. 54p.
- Collins, C.D. & Wlosinski, J.H. 1989. A macrophyte submodel for aquatic ecosystems. *Aquatic Botanic*, 33, 191-206.
- Connell, J.H & Sousa, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *Am. Nat.*, 121, 789-824.
- Cugier, P. & Le Hir, P. 2002. Development of a 3D Hydrodynamic Model for Coastal Ecosystem Modelling. Application to the Plume of the Seine River (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 55: 673–695.
- Davis, J.F. & McDonnell, A.J. 1997. Development of a Partitioned-Biomass Model for Rooted Macrophyte Growth, *Aquatic Botany*, 56(3), 265-276.
- De Bernardi, R. & Giussani, G. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? an overview. *Hydrobiologia*, 200/201: 29-41.
- DHI Water & Environmental (DHI). 2000. MIKE 11 – A Modelling System for Rivers and Channels. Short introduction tutorial. 82p.
- DHI Water & Environmental (DHI). 2004. MIKE ZERO – The Common DHI User Interface for Setting up Simulations, Analysis and Presentation. Short Introduction tutorial. 38p.
- Drago, M.; Cescon, B. & Iovenitti, L. 2001. A three-dimensional numerical model for eutrophication and pollutant transport. *Ecological Modelling*. 145: 17–34.

- 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.*, 59,1147-64.
- Flecker, A.S. & Townsend, C.R. 1994. Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecol Appl*, 4, 798-807.
- Fragoso Jr, C.R. 2005. Simulações da Dinâmica de Fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.151p.
- Frelich, L.E. & Reich, P.B. 1999. Neighborhood effects, disturbance severity and community stability in forests. *Ecosystems*, 2, 151-66.
- Gliwicz, Z.M. 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia*, 200/201, 83-98.
- Gliwicz, Z.M. & Lampert, W. 1990. Food thresholds in daphnia species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology*, 71 (2), 691-702.
- Gulati, R.D.; Lammens, E.H.R.R.; Meijer, M. L. & van Donk, E. 1990. *Bio-manipulation-tool for water management*. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands.
- Hambright, K.D. 1994. Can zooplanktivorous fish really affect lake thermal dynamics? *Archiv Fur Hydrobiologie*, 130 (4), 429-438.
- Hansson, L.-A. 1992. The role of food chain composition and nutrient availability in shaping algal biomass development. *Ecology*, 73, 241-247.
- Hansson, L.-A.; Annadotter, H.; Bergman, E.; Hamrin, S.F.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T. Luokkanen, E.; Nilsson, P.-A.; Sondergaard, M. & Strand, J. 1998. Bio-manipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, 1, 558-574.
- Hare, S.R. & Mantua, N.J. 2000. Empirical evidence of North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Prog. Oceanogr.*, 47, 103-45.
- Hawkins, P. & Lampert, W. 1989. The effect of daphnia body size on filtering rate inhibition in the presence of a filamentous cyanobacterium. *Limnology and Oceanography*, 34 (6), 1084-1088.
- HEC. 1978. *Water quality for River Reservoir System*. US Army Corps of Engineers Davis.
- Hodges, B. R.; Imberger, J.; Saggio, A. & Winters, K. B. 2000 Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. *Limnol. Oceanogr.*, 45(7): 1603–1620.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology & Systematics*, 4:1-23
- Hosper, S.H., 1984. Restoration of Lake Veluwe, The Netherlands, by reduction of phosphorus loading and flushing. *Wat. Sci. Tech.* 17: 757–768.
- Hosper, S.H. & Meijer, M.L. 1993. Bio-manipulation, will it work for your lake? A simple test for the assessment of chances for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow, eutrophic lakes. *Ecological Engineering*, 63-72.
- Hrbacek, J.; Dvorakova, V.; Korinek, V. & Prochazkova, L. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Internat.* 14, 192-195.
- Huppert, A.; Blasius, B. & Stone, L. 2002. A model of phytoplankton blooms. *American Naturalist*, 159,156-171.
- IBAMA. 1993. Plano de ação emergencial para a estação ecológica do Taim. Brasília: IBAMA. 72p.
- 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. 1998. The Ecology of Shallow Lakes – Trophic Interactions in the Pelagial. Tese de Doutorado/NERI Technical Report No. 247.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Kristensen P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjær O. & Orlík K. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201, 219–227.
- Jeppesen E., Kristensen P., Jensen J.P., Søndergaard M., Mortensen E. & Lauridsen T. 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 48, 127–148.
- Jeppesen, E. Lauridsen, 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.A.; Søndergaard, M.O.; Christoffersen, K.; Jürgens, K.; Theil-Nielsen, J. & Schlüter, L. 1998. Cascading trophic interactions from Fish to Bacteria and Nutrients after Reduced Sewage Loading: An 18-Year Study of a Shallow Hypertrophic Lake. *Ecosystems*. 1:250–267
- Jeppesen, E.; Lauridsen, T.L.; Mitchell, S.F.; Christoffersen, K. & Burns, C.W. 1999. Trophic structure in Turbid and Clearwater Lakes with Special Emphasis on the role of Zooplankton for Water Clarity. *Hydrobiologia*. 408/409, 217–231.
- Jeppesen, E.; Jensen, J.P.; Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Landkildehus, F. 2000a. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwat Biol.* 45, 201–13.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T.L.; Mitchell, S.F.; Christoffersen, K. & Burns, C.W. 2000b. Trophic structure in the pelagial of 25 shallow New Zealand lakes: changes along nutrient and fish gradients. *J Plankton Res.* 22, 951–68.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Søndergaard, M. 2002a. Response of phytoplankton, zooplankton and fish to re-oligotrophication: an 11-year study of 23 Danish lakes. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 5, 31–43.
- Jeppesen, E.; Søndergaard, M.A.; Søndergaard, M.O.; Christoffersen, K.; Jürgens, K.; Theil-Nielsen, J. & Schlüter, L. 2002b. Cascading trophic interactions in the littoral zone: an enclosure experiment in shallow Lake Stigsholm, Denmark. *Arch Hydrobiol.* 153:533–555
- Jeppesen E., Jensen J.P., Jensen C., Faafeng B., Brettum P., Hessen D., Søndergaard M., Lauridsen T. & Christoffersen K. 2003. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. *Ecosystems*, 6, 313–325.
- 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.
- King, I.; Letter, J.V.; Donnell, B.P.; McAnally, W.H. & Thomas, W. A. 2000. Users Guide To SED2D WES Version 4.5. US Army, Engineer Research and Development Center Waterways Experiment Station Coastal and Hydraulics Laboratory.
- Knowlton, N. 1992. Threshold and multiple states in coral reefs community dynamics. *Am. Zool.*, 32, 674-82.
- Lammens, E.H.R.R. 1985. A test of a model for planktivorous filter feeding by bream *abramis-brama*. *Environmental Biology of Fishes*, 13 (4), 289-296.

- Lammens, E.H.R.R. 1991. Diets and feeding behaviour. In: I.J. Winfield and J.S. Nelson (eds.). *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation*, Chapman and Hall. London, pp. 353– 376.
- Lammens, E.H.R.R.; Denie, H.W. & Vijverberg, J. 1985. Resource partitioning and niche shifts of bream (*abramis-brama*) and eel (*anguilla-anguilla*) mediated by predation of smelt (*osmerus-eperlanus*) on *daphnia-hyalina*. *Environmental Biology of Fishes*, 13 (4), 289-296.
- Lazzaro, X. 1987. A review of planktivorous fishes - their evolution, feeding behaviors, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146 (2), 97-167.
- Leentvaar, P. 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. *De Levende Natuur* 64: 273-279. (in Dutch) [Nitellopsis obtusa (as Chara sp.)].
- Leentvaar, P. 1966. Plant en dier in het Veluwemeer. *Waterkampioen*, 38, 18-20. (in Dutch).
- Leibold, M.A. 1990. Resource edibility and the effects of predators and productivity on the outcome of trophic interactions. *American Naturalist*, 134, 922-949.
- León, L.F.; Lam, D.C.L.; Schertzer, W.M.; Swayne, D.A. & Imberger, J. 2006. Towards coupling a 3D hydrodynamic lake model with the Canadian Regional Climate Model: Simulation on Great Slave Lake. *Environmental Modelling & Software*. In press.
- Lévêque, C. 1995. Role and consequences of fish diversity in the functioning of African freshwater ecosystems: a review. *Aquat. Living Resour.*, 8, 59-78.
- Luecke, C. & O'Brien, W.J. 1983. The effect of heterocope predation on zooplankton communities in arctic ponds. *Limnology and Oceanography*, 28 (2), 367-377.
- Magnuson, J.J. 1991. Fish and fisheries Ecology. *Ecological Applications*, 1, 13-26.
- Martín-Videa, J.P.; Niñerola, D.; Batemana, A.; Navarro, A. & Velasco, E. 1999. Runoff and sediment transport in a torrential ephemeral stream of the Mediterranean coast. *Journal of Hydrology*. 225: 118–129.
- May, R.M. 1977. Threshold and breaking points in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269:471-7.
- Mazumder, A. 1994. Patterns of algal biomass in dominant odd – vs. – even – link lake ecosystems. *Ecology*, 75, 1141-1149.
- McCauley, 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, 653-6.
- 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.
- Meijer, M.L.; Jeppesen, E.; van Donk, E. & Moss, B. 1994. Long-term responses to fish – stock reduction in small shallow lakes – Interpretation of five-year results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia*. 276, 457-466.
- Mittelbach, G.G.; Turner, A.M.; Hall, D.J.; Rettig, J.E. & Osenberg, C.W. 1995. Perturbation and resilience - a long-term, whole-lake study of predator extinction and reintroduction. *Ecology*, 76 (8), 2347-2360.
- Mortensen, E.; Jeppesen, E.; Søndergaard, M. & Kamp Nielsen, L. 1994. Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes. *Developments in Hydrobiology* 94. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 507 pp. Reprinted from *Hydrobiologia* 275/276.

- 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.
- Moss, B.; Balls, K.; Irvine, K. & Stansfield, J. 1996. Restoration of two lowland lakes by isolation from nutrient rich water sources with and without removal of sediment. *Journal of Applied Ecology*. 23: 319-45.
- Motta Marques, D.; Tucci, C.; Calazans, D.; Callegaro, V. L. M. & Villanueva, A. O Sistema Hidrológico do Taim, Site 7. In: Seeliger, U.; Cordazzo, C.; Barbosa, F. (Eds) Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Belo Horizonte: FURG/UFMG, 2002. p. 125-144.
- MRS/MMA/FNMA. 1997. Gestão Ambiental do Município de Santa Vitória do Palmar como Pólo de Sustentação à Política Ambiental do MERCOSUL: Plano Básico Ambiental. Município de Santa Vitória do Palmar-RS, MRS/ESTUDOS AMBIENTAIS, Porto Alegre-RS. Vol. 1 e 2.
- O'Connor, D.J., 1962. Organic Pollution of New York Harbor - Theoretical Considerations. *Journal WPCF*, 34(9), 905-919.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. 156p.
- Pastorok, R.A. 1980. The effects of predator hunger and food abundance on prey selection by chaoborus larvae. *Limnology and Oceanography*, 25 (5), 910-921.
- Paz, A. R. 2003. Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 155p.
- Perrow, M.R.; Moss, B. & Stansfield, J. 1994. Trophic interactions in a shallow lake following a reduction in nutrient loading – A long-term study. *Hydrobiologia*. 276, 43-52.
- Persson, L.; Anderson, G.; Hamrin, S. F. & Johansson, L. 1988. Predation regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. In: S. R. Carpenter (ed.), *Complex interactions in lake communities*. Springer Verlag, New York: 45–65.
- Persson, L., Diehl, S.; Johansson, L.; Andersson, G. & Hamrin, S. F. 1992. Trophic interactions in temperate lake ecosystems: a test of food chain theory. *American Naturalist*, 140, 59-84.
- Rahmstorf, S. 1997. Bifurcations of the thermohaline circulation in response to changes in hydrological cycle. *Nature*, 387, 165-7.
- Rajar, R.; Cetina, M. & Sirca, A. 1997. Hydrodynamic and water quality modelling: case studies. *Ecological Modelling*. 101, 209-228.
- Reid, P.C.; Reid, P.C.; Battle, E.J.V.; Batten, S.D.; & Brander, K.M. 2000. Impacts of fisheries on plankton community structure. *Journal of Marine Science*, 57, 495–502.
- Rietkerk, M.; van den Bosch, F. & van den Koppel, J. 1997. Site-specific properties and irreversible vegetation changes in semiarid grazing systems. *Oikos*, 80, 241-52.
- Rosauro, N.M.L. 1979. Modelo hidrodinâmico para rios e redes de canais naturais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 155p.
- Rosman, P. C. C. 1999. Subsídios para Modelagem de Sistemas Estuarinos. In: *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 3: 229 – 343.
- Sarnelle, O. 1992. Nutrient enrichment and grazer effects on phytoplankton in lakes. *Ecology*, 73, 551-560.
- Sarnelle, O. 1993. Herbivore effects on phytoplankton succession in a eutrophic lake. *Ecological Monograph*, 63, 129-149.

- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, London.
- Scheffer, M. & Rinaldi, S. 2000. Minimal models of top-down control of phytoplankton. *Freshwater Biology*, 45, 265-283.
- Scheffer, M.; De Redelijkheid, M.R. & Noppert, F. 1992. Distribution and dynamics of submerged in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquatic Botany*. 42, 199-216.
- 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.
- Schindler, J.E. 1971. Food quality and zooplankton nutrition. *Journal of Animal Ecology*, 40 (3), 589.
- Shapiro, J. & Wright, D.I. 1984. Lake restoration by biomanipulation Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology*. 14, 371-384.
- Shapiro, J.; Lamarra, V. & Lynch, M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik, P.L. & Fox, J.L., eds. *Proc. Symp. On water quality management through biological control*. University of Florida, 85-96.
- Silveira, A.L. da & Tucci, C.E.M. 1988. Simulação do Escoamento Bidimensional no Guaíba. *Revista Brasileira de Engenharia*. Vol 6, Nº1. 79-104.
- Sinnakaudan, S. K.; Ghani, A. A.; Ahmad, M. S. S. & Zakaria, A. N. 2003. Flood risk mapping for Pari River incorporating sediment transport. *Environmental Modelling & Software*. 18: 119-130.
- Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W. & Duncan, A. 1986. The Plankton Ecology Group model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Archiv fur Hydrobiologie* 106: 433-472.
- Søndergaard, M.; Jeppesen, E. & Berg, S. 1997. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool 2. Effects on lower trophic levels in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia*. 342, 319-325.
- Straskraba, M. & Gnauck, H. 1985. *Freshwater Ecosystems: Modelling and Simulation*. Elsevier, Amsterdam.
- Streck, C. & Scholz, S.M. 2006. The role of forests in global climate change: whence we come and where we go. *International Affairs*, 82 (5), 861.
- Thomann, R.V. 1963. Mathematical model for dissolved oxygen. *American Society of Civil Engineering, J. Sanitary Engineering Div.* 89 (SA5), 1-30.
- Torma, C. & Melo, I. 2003. Lindeiros temem perder terras para o Taim. *Jornal Zero Hora*. Porto Alegre. 07 jun: 4 - 5.
- Tucci, C.E.M. 1998. *Modelos Hidrológicos*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ ABRH.
- Vadeboncoeur, Y.; McCann, K.S.; VanderZanden, M.J. & Rasmussen, J.B. 2005. Effects of multi-chain omnivory on the strength of trophic control in lakes. *Ecosystems*, 8 (6), 682-693.
- 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 Netherlands. In: E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen (eds.). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*, Springer-Verlag, New York, in press.
- van den Koppel, J.; Rietkerk, M. & Weissing, F.J. 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends. Ecol. Evol.*, 12, 352-6.
- van Donk, E. & Gulati. R.D. 1995. Transition of a lake to turbid state six years after biomanipulation: Mechanisms and pathways. *Wat. Scie. Tech.*, 32, 197-206.

- van Donk, E.; Grimm, M.P.; Gulati, R.D.; Klein Breteler, J.G.P. 1990. Whole lake food-web manipulation as a means to study interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia*. 200-201, 275-290.
- van Nes, E. H.; van den Berg, H.; Clayton, J.S.; Copps, H.; Scheffer, M. & Ierland, E. V. 1999. A simple model for evaluating costs and benefits of aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 415: 335-339.
- van Nes, E. H.; Scheffer, M.; van den Berg, M. & Copps, H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? *Aquatic Botany*, 72, 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.
- Velz, C.J. 1947. Factors Influencing Self-Purification and Their Relation to Pollution Abatement. *Sewage Works J.* 19(4): 629-644.
- Villanueva, A. O. N. 1997. Simulação de áreas de inundação dinâmicas, canais compostos e wetlands. Tese de doutorado. Universidade do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 125p.
- Villanueva, A.O.N., Marques, D.L.M. & Tucci, C.E.M. 2000. The Taim wetland conflict: a compromise between environment conservation and irrigation. *Water International*. 25(4): 610 – 616.
- Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris. Tech. Rpt. DA 5/SCI/68.27. 250 pp.
- Wortelboer, F.G. 1990. A model on the competition between two macrophyte species in acidifying shallow soft-water lakes in the Netherlands. *Hydrobiol.*
- Wright, R.M. & McDonnell, A.J., 1986. Macrophyte growth in shallow streams: biomass model. *J. Env. Eng.* 112, 967-982.
- Wurtsbaugh, W.A. 1992. Food-web modification by an invertebrate predator in the Great Salt Lake (USA). *Oecologia* 89,168-175.

PARTE II: Descrição do modelo

Capítulo 2

IPH-TRIM3D-PCLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems

Carlos R. Fragoso Jr, Egbert H. van Nes, Jan H. Janse and David da Motta Marques

Based on:

IPH-TRIM3D-PCLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems. Submitted

Abstract

This paper presents IPH-TRIM3D-PCLake, a three-dimensional complex dynamic model for aquatic ecosystems such as lakes, reservoirs and estuaries. It combines a spatially explicit model schematization with a water quality and biotic model of ecological interactions. The biotic model was based on an existing model and adapted for subtropical ecosystems. The model consists of several partial differential equations and its structure was divided in three modules: (a) a detailed hydrodynamic module, describing quantitative flows and water level; (b) a nutrient module, which deals with nutrient transport mechanisms; and (c) a biological module, which describes whole aquatic food-web interactions. The differential equations are solved numerically by applying an efficient semi-implicit finite differences method in a three-dimensional regular grid. We successfully applied the model in several ecological problems, such as (a) modelling of a biomanipulated shallow eutrophic lake; (b) evaluation of alternative steady states in subtropical conditions; (c) modelling spatial heterogeneity of phytoplankton; (d) effect of silting and urbanization on water quality; (e) three-dimensional water quality simulation. The software, which is freely available for research purposes, has a graphical user-friendly interface and a flexible design which allows the user to vary the complexity of the model, for instance by running the model without the complex hydrodynamic module. It

further has build-in analysis tools such as Monte Carlo sensitivity analysis, a genetic algorithm for calibration and plotting tools.

Software availability

Name of the software: IPH-TRIM3D-PCLake model

Version(s): 2.0

Developer: Carlos Ruberto Fragoso Jr.

Contact address: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, CP 15029, Porto Alegre, RS, Brazil. crubertofj@hotmail.com

Minimal system requirements: Windows 95 or greater, 512 MB RAM

Program language: Visual Basic and Visual Fortran

Program size: 55.4 MB

Availability: Freely available for non-commercial and educational use through an agreement with the Hydraulic Research Institute (IPH). For use and license conditions please consult http://www.peld.ufrgs.br/modelo_iph_eco_english.htm

Introduction

Aquatic ecosystems such as lakes, reservoirs and estuaries have a great ecological value and support several services (e.g. irrigation, fishing, drinking water, industrial activities, pollutants dilution, energy generation, transport and recreation) (Postel, 1997). However it is also recognized that these systems are fragile and susceptible to human disturbances (e.g. nutrient loading, water pumping, irrigation and fishing). For instance, the continuing eutrophication usually results in an increase of water turbidity due to blooms of cyanobacteria or green algae and subsequently the disappearance of submerged aquatic macrophytes (Moss et al. 1990).

Mathematic ecological modelling may be useful for understanding ecosystem behavior and predicting ecological effects of management scenarios in aquatic systems (e.g. Jørgensen, 1983, 1994). Ecological models are *thinking pads* at the limnologist's disposal. These allow them to formulate and test hypotheses, and to predict the effect of scenarios.

The first and simplest modelling approaches were steady-state models that were often empirical (Schindler, 1975; Canfield & Bachmann, 1981; Mueller, 1982; Reckhow & Chapra, 1983). In these models, chlorophyll *a* concentration was related to nutrient concentrations in the ecosystem. Ecological water quality models gained strength when they first addressed both biological and chemical factors dynamically (Duckstein et al., 1979;

Thoman & Segna, 1980; Jørgensen, 1983). The next step was to incorporate 1D and 2D dimensional hydrodynamic processes like advection and diffusion (Imberger et al., 1978; Somlyódy, 1982; Orlob, 1983; Hamilton & Schladow, 1997). This more realistic representation broadened our knowledge of cascading trophic interactions in relation to spatial heterogeneity. Pushed by computational advances, recent ecological approaches were able to represent phytoplankton dynamics coupled with a three-dimensional hydrodynamic model (Skogen et al., 1995; Delhez, 1998; Robson & Hamilton, 2004; Romero et al., 2004; Schrum et al., 2006).

Other model approaches focused on the elaboration of the food web and other ecological interactions (for overviews see Chapra & Reckhow, 1983, and Jørgensen & Bendiricchio, 2001, among others), while neglecting detailed spatial structure. Among these, the model PCLake (Janse, 1997; Janse et al., 2008) is outstanding by including macrophytes. Mathematical approaches combining ecological complexity and spatial heterogeneity are unusual yet.

Most dynamic aquatic ecosystem models were developed in order to describe the dynamics of temperate lake or marine ecosystems. Currently, mathematical approaches suitable for subtropical ecosystems are still lacking. Subtropical aquatic environments differ in many aspects from temperate ecosystems, such as: (a) a more mild seasonal cycle; (b) no seasonal die-off of submerged vegetation; (c) more complex food webs with a large number of omnivores; (d) higher diversity of organisms; and (e) lack of large zooplankton, imposing a restriction on top-down energy flux control.

Therefore we developed a three-dimensional complex dynamic model, called IPH-TRIM3D-PCLake, which allows assessing several ecological phenomena in subtropical aquatic ecosystems. Here we present its mathematical structure and graphical user interface. The software has been successfully applied in subtropical and temperate aquatic ecosystems (e.g. Fragoso Jr. et al., 2007; 2008a,b); these examples are summarized here.

Model structure

IPH-TRIM3D-PCLake is a complex dynamical model for aquatic ecosystems (available to download at www.peld.ufrgs.br). This model consists of a three-dimensional hydrodynamic module coupled with the ecological model PCLake (describing water quality

coupled with trophic interactions) (Janse, 1997, 2005). PCLake has been successfully applied before to model multiple steady states and the effects of options such as phosphorus load reduction, biomanipulation, wetland zone creation and climate change in temperate shallow lakes (Janse et al., 1992, 1995, 2008, Mooij et al., 2007; Ter Heerdt et al., 2007; Sollie et al., 2008). The current model differs algorithmically from PCLake in the treatment of: (a) horizontal spatial heterogeneity of the aquatic system at cell level (PCLake only distinguishes lake and wetland); (b) stratification over water column for several state variables (e.g. temperature, water density, P, N, Si, phytoplankton and zooplankton); (c) more functional groups of fishes, including omnivores. The model describes the most important hydrodynamic, biotic and abiotic components in the water and sediment of an aquatic ecosystem (Table 2.1 see and Figure 2.1). The model was implemented in Visual FORTRAN which is considered one of the most popular languages in the area of high-performance computing. Below we will give a short overview of the model structure, but for a complete mathematical description of the ecological model we refer to Janse (2005).

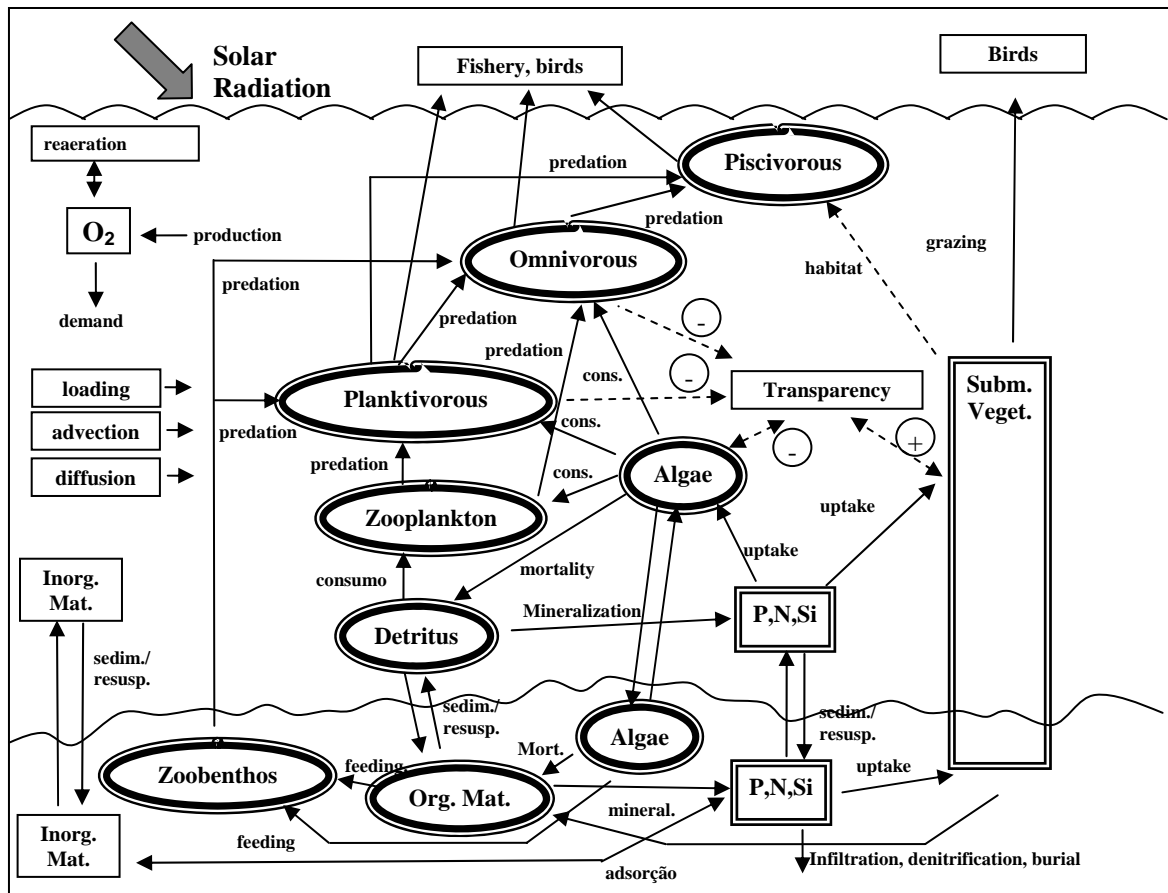


Figure 2.1. Simplified scheme of model structure used in the model. The double blocks are modeled through, at least, three compartments: dry weight and nutrients (P, N and (Si)). The solid arrows represent mass fluxes and hatched arrows indicate empirical relations for indirect effects (minus signal would be a negative influence in water transparency, otherwise positive) (Adapted from Janse, 2005).

Table 2.1. State variables in IPH-TRIM3D-PCLake. Abbreviations: s- = state variable, D = dry weight, P = phosphorus, N = nitrogen, Si = Silica, O₂ = oxygen. Adapted from Janse (2005).

Description	Unit	on water	Dry weight (DW)	phosphorus (P)	Nitrogen (N)	Silica (Si)	Oxyg. (O ₂)
Hydrodynamic components:							
Water depth	[m]	sDepthW	-	-	-	-	-
Water velocity	[m s ⁻¹]	sVelW	-	-	-	-	-
Abiotic components in water column:							
Inorganic matter	[g m ⁻³]		sDIMW	-	-	-	-
Detritus	[g m ⁻³]		sDDetW	sPDetW	sNDetW	sSiDetW	-
Inorganic nutrients	[g m ⁻³]		-	sPO4W/SPAIMW	sNH4W/sNO3W	sSiO2W	-
Oxygen	[g m ⁻³]		-	-	-	-	sO2W
Abiotic components in sediment:							
Inorganic matter	[g m ⁻²]		sDIMS	-	-	-	-
Humus	[g m ⁻²]		sDHumS	sPHumS	sNHumS	-	-
Detritus	[g m ⁻²]		sDDetS	sPDetS	sNDetS	sSiDetS	-
Inorganic nutrients	[g m ⁻²]		-	sPO4S/SPAIMS	sNH4S/sNO3S	sSiO2S	-
Phytoplankton1 in water column:							
Diatoms	[g m ⁻³]		sDDiatW	sPDiatW	sNDiatW	(oSiDiatW)	-
Green algae	[g m ⁻³]		sDGrenW	sPGrenW	sNGrenW	-	-
Cyanobacterias	[g m ⁻³]		sDBlueW	sPBlueW	sNBlueW	-	-
Settled phytoplankton:							
Diatoms	[g m ⁻²]		sDDiatS	sPDiatS	sNDiatS	(aSiDiatS)	-
Green algae	[g m ⁻²]		sDGrenS	sPGrenS	sNGrenS	-	-
Cyanobacterias	[g m ⁻²]		sDBlueS	sPBlueS	sNBlueS	-	-
Vegetation2	[g m ⁻²]		sDVeg	sPVeg	sNVeg	-	-
Animal groups3:							
Zooplankton	[g m ⁻²]		sDZoo	sPZoo	sNZoo	-	-
Zoobenthos	[g m ⁻²]		sDBent	sPBent	sNBent	-	-
Juvenile omnivorous	[g m ⁻²]		sDOniJv	sPOniJv	sNOniJv	-	-
Adult omnivorous	[g m ⁻²]		sDOniAd	sPOniAd	sNOniAd	-	-
Juvenile planktivorous	[g m ⁻²]		sDPlankJv	sPPlankJv	sNPlankJv	-	-
Adult planktivorous	[g m ⁻²]		sDPlankAd	sPPlankAd	sNPlankAd	-	-
Piscivorous	[g m ⁻²]		sDPisc	sDPisc	sDPisc	-	-

¹ Phytoplankton can be lumped into one group, sDPhyt.

² Several groups of macrophytes may be defined, such as, non-rooted (sDCera), rooted (sDElod), floating leaved plants (sDNymp) and emergents (sDHelo).

³ Aquatic animals, optionally, can be left out.

Hydrodynamic Module

The three-dimensional hydrodynamic equations are derived from Navier-Stokes equations, which describe a three-dimensional free-surface flow and dynamics under the simplifying assumption that the pressure is hydrostatic. Such equations reproduce the physical principle of conservation of volume, mass and momentum. The momentum equations have the following form (Casulli & Cheng, 1992):

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \mu \nabla^2 u + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial u}{\partial z} \right) + fv \quad \text{Eq. 2.1}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \mu \nabla^2 v + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial v}{\partial z} \right) - fu \quad \text{Eq. 2.2}$$

$$\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial z} + \mu \nabla^2 w + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial w}{\partial z} \right) - \frac{\rho}{\rho_0} g \quad \text{Eq. 2.3}$$

where $u(x,y,z,t)$, $v(x,y,z,t)$ and $w(x,y,z,t)$ are the water velocity components in the horizontal (x and y) and vertical (z) directions; t is time; $p(x,y,z,t)$ is the pressure; g is the gravitational acceleration; ρ and ρ_0 are the water density and the constant reference density respectively; f is the parameter of Coriolis; $\nabla = \partial/\partial x \cdot \vec{i} + \partial/\partial y \cdot \vec{j}$ is a vector operator in the plane x-y; μ and ν are the coefficient of horizontal and vertical eddy viscosity respectively;

The volume conservation can be expressed by incompressibility condition:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \text{Eq. 2.4}$$

Integrating the continuity equation (4) over depth and assuming a kinematic condition at the free surface leads to the free surface equation:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\int_{-h}^{\eta} u \, dz \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\int_{-h}^{\eta} v \, dz \right) = 0 \quad \text{Eq. 2.5}$$

where $\eta(x,y,t)$ is the water surface elevation relative to the undisturbed water surface; $h(x,y)$ is the water depth measured from the undisturbed water surface. Thus, the total depth is computed as $H(x,y,t) = \eta(x,y,t) + h(x,y)$ (Figure 2.2).

The boundary conditions for the momentum equations at the free surface are computed by the wind stress components (τ_x^w, τ_y^w) given by (Wu, 1982):

$$\nu \frac{\partial u}{\partial z} \Big|_{z=\eta} = \tau_x^w, \quad \nu \frac{\partial v}{\partial z} \Big|_{z=\eta} = \tau_y^w \quad \text{Eq. 2.6}$$

At the bottom the boundary conditions can be expressed in terms of the water velocity components from the layer adjacent to the sediment-water interface (u_b^2, v_b^2) . The bottom stress can be estimated through Manning-Chezy formula written as (Daily & Harleman, 1966):

$$v \frac{\partial u}{\partial z} \Big|_{z=h} = \frac{g \sqrt{u_b^2 + v_b^2}}{C_z^2} u_b, \quad v \frac{\partial v}{\partial z} \Big|_{z=h} = \frac{g \sqrt{u_b^2 + v_b^2}}{C_z^2} v_b \quad \text{Eq. 2.7}$$

where C_z is the Chezy friction coefficient (Chow, 1959) which is related to Manning's coefficient (n) by:

$$C_z = \frac{H^{1/6}}{n} \quad \text{Eq. 2.8}$$

An efficient numerical semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite differences scheme was used in order to assure stability, convergence and accuracy of the solution (Casulli & Cheng, 1992; Casulli & Cattani, 1994; Casulli & Zanolli, 2007). The computational grid and the notation scheme used for hydrodynamic variables are illustrated in Figure 2.2. Further information about the numerical method used to solve the partial differential equations numerically may be found in (Casulli & Cheng, 1992; Casulli & Stelling, 1998).

Ecological module

The chemical and biological interactions, processes and state variables in our model were based on the PCLake model (Janse, 2005), but adapted for subtropical ecosystems and embedded in the hydrological three dimensional model. The abiotic module describes the overall nutrients cycles for nitrogen, phosphorus and silica as completely closed, except for external flows and for loss processes as denitrification and burial. This implies that most components are modeled in at least three units (as dry weight (DW), nitrogen, phosphorus, and detritus also in silica; Table 1). Hence, the nutrient-to-dry-weight ratios are not fixed in the model. The carbon/DW ratio is assumed as constant. Moreover, the model can evaluate the amount of organic and inorganic matter, both as the proportion of detritus in the water and in the sediment. All biota are modeled as functional groups. Apart from mass fluxes (e.g. food relations), the model also contains some empirical relations, to represent some indirect effects between two aquatic communities, such as the fish and macrophytes impacts on resuspension.

Most substances and organisms in the water, except fish groups and macrophytes, are subject to advection and diffusion processes, inlet and outlet transport, and transition processes. Thus, the general advection-diffusion equation for these state variables may be written as:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uHC)}{\partial x} + \frac{\partial(vHC)}{\partial y} + \frac{\partial(wHC)}{\partial z} =$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_v \frac{\partial(HC)}{\partial z} \right) + source/sink$$

Eq. 2.9

where C is the average concentration of a given substance or organism in the water column; and K_h and K_v are the horizontal and vertical scalar diffusivity. In Tab. 2, we listed the main biological and chemical source/sink processes considered by the model.

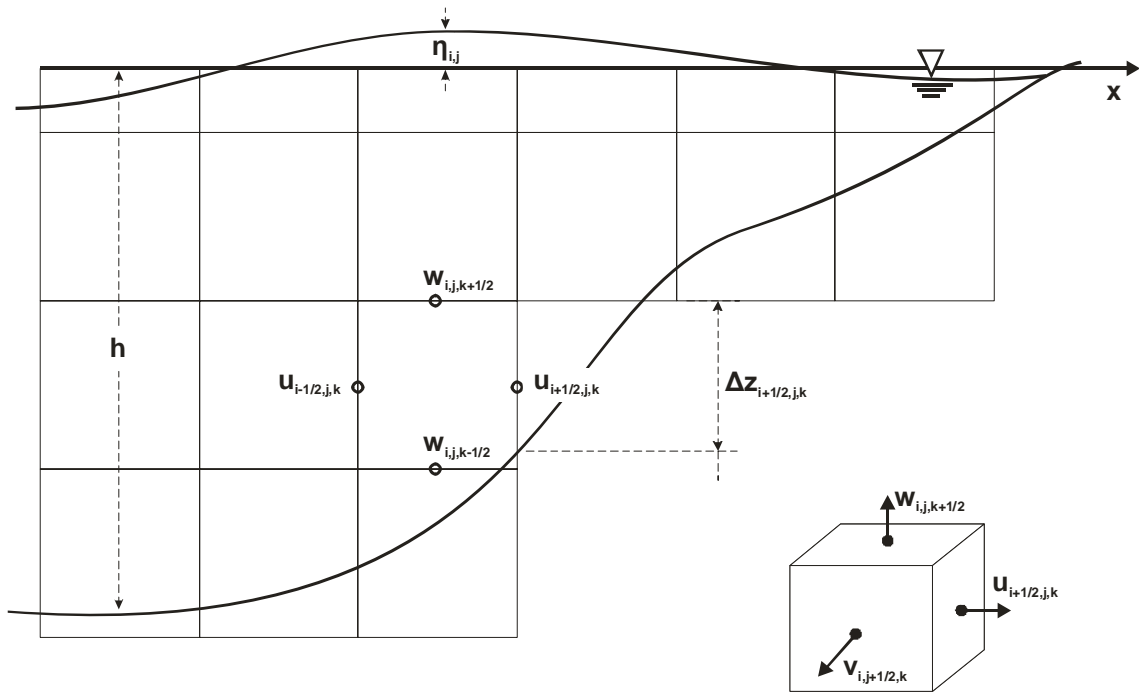


Figure 2.2. Schematic diagram of the computational grid utilized in the hydrodynamic module. Adapted from (Casulli, 1992).

Phytoplankton can optionally be split in diatoms, green algae and cyanobacteria (as these groups have different effects on the ecosystem). The effective growth rate is dependent on factors such as day length, Photosynthetically Active Radiation (*PAR*), under-water light (light attenuation), water temperature, individual fitness of the species (maximum growth rates), dissolved nutrients in the water, internal P, N (Si) content of the species, respiration, settling, resuspension and mortality. The combined growth rate equation for a given phytoplankton species (*Phyt*) can be described as:

$$\mu_{ef}(z) = G_{max} fp \mu_{PP}(Phyt, T, Nut, L) Phyt - \mu_{LL} Phyt$$

Eq. 2.10

where G_{max} is the maximum growth rate algae at 20°C; fp is the photoperiod; $\mu_{PP}(T, N, L)$ is the primary production rate as a function of temperature ($T(z)$), nutrients ($Nut(z)$), and light ($L(z)$); μ_{LL} is the loss rate due to respiration and natural mortality (grazing by zooplankton is

described later). The temperature effect on primary production (μ_T) was assumed to be a Gaussian function that is widely used in phytoplankton models (e.g. Eppley, 1972; Canale & Vogel, 1974), which has only two parameters:

$$\mu_T(z) = e^{-\frac{0.5}{\sigma^2}[(T(z)-T_{opt})^2 - (20-T_{opt})^2]} \quad \text{Eq. 2.11}$$

where σ is the sigma coefficient of the Gaussian function; and T_{opt} is the optimum temperature to phytoplankton growth. The temperature effect is normalized to 1.0 at a temperature of 20 °C.

We used the well-known Droop function to model nutrient limitation of phytoplankton (Riegman and Mur, 1984):

$$\mu_P(z) = \left(1 - \frac{cPDPhytMin}{rPDPhyt(z)}\right) \cdot \frac{cPDPhytMax}{cPDPhytMax - cPDPhytMin} \quad \text{Eq. 2.12}$$

where $cPDPhytMin$ (gP g⁻¹DW) and $cPDPhytMax$ (gP g⁻¹DW) are the minimum and maximum P content of the cells respectively; $rPDPhyt$ is the instantaneous P-to-dry-weight ratio in the phytoplankton. The equations to compute the growth limitation by nitrogen (μ_N) and silica (μ_{Si}) are analogous. We used Liebig's law to combine these limitation functions:

$$\mu_{Nut}(z) = \min(\mu_P, \mu_N, \mu_{Si}) \quad \text{Eq. 2.13}$$

where μ_{Nut} is the effect on growth rate due to nutrient limitation.

Phytoplankton can be assumed to be heterogeneously distributed over the water column. Light attenuation (α_1) with increasing depth is described by the well-known Lambert-Beer law:

$$\alpha_1(z) = f_{PAR} \cdot (1 - f_{ref}) \cdot I_a \cdot e^{-k_e \cdot z} \quad \text{Eq. 2.14}$$

where f_{PAR} is the fraction of PAR; f_{ref} is the light fraction reflected at the surface; I_a is the light intensity above the water surface (W m⁻²); and k_e is the light attenuation coefficient (m⁻¹). The dependence of the growth rate of phytoplankton on light (μ_L), integrated over a layer (from z_1 to z_2), was approached by an optimum Steele function, incorporating photo-inhibition at high light levels.

$$\mu_L = \frac{e \cdot \left(e^{\frac{-\alpha_1(z_1)}{I_s \cdot \mu_T}} - e^{\frac{-\alpha_1(z_2)}{I_s \cdot \mu_T}} \right)}{k_e \cdot H} \quad \text{Eq. 2.15}$$

where IS is the optimum light intensity to growth (W m^{-2}). We also assumed that the light attenuation coefficient is linearly related to the amount present in the water of inorganic matter (aExtIM), detritus (aExtDet), phytoplankton (aExtPhyt) and submerged macrophytes (aExtVeg):

$$k_e = k_e' + aExtIM + aExtDet + aExtPhyt + aExtVeg \quad \text{Eq. 2.16}$$

where k_e' is the light attenuation (m^{-1}) due particle-free water and color. The presence of submerged macrophytes gives a positive effect on water transparency through various mechanisms such as reductions of wave resuspension, allopathic impact on algal community and provision of shelter for zooplankton and fish (Scheffer, 1998; van Nes et al., 2003).

The considered processes contributing to the loss rate of phytoplankton are respiration and mortality. We followed the usual formulation of a single first-order decay, respiration and mortality being temperature dependent as:

$$\mu_L = \mu_R + \mu_M \quad \text{Eq. 2.17}$$

being

$$\mu_R = k_{re} \cdot \mu_T \quad \text{Eq. 2.18}$$

$$\mu_M = k_M \cdot \mu_T \quad \text{Eq. 2.19}$$

where μ_L is the total phytoplankton loss rate (day^{-1}); k_{re} is the respiration and excretion rate; and k_M is the mortality rate.

Aquatic macrophytes can be split into several functional groups such as rooted, non-rooted, emergent and floating leaved plants. They are modeled in a similar way as phytoplankton (except for the light effect on growth) and, optionally, grazing by herbivorous birds and fishes. No distinction is made between different parts of the plants, for instance roots and leaves. It also is assumed that the nutrients are homogeneously distributed over the whole plant. The rooted and emergent plants may extract nutrients from both water and sediment pore water, thus plant biomass was divided in under-ground (roots) and above-ground (shoots) fraction. The light attenuation function only is applied to submerged macrophytes, however floating (*Float*) and emergent (*Emerg*) plants produce a light interception by surface coverage computed mathematically through a limitation factor on under-water light:

$$f_{cover} = \min \left[1.0, \max \left(\frac{Float}{MaxFloat}, \frac{Emerg}{MaxEmerg} \right) \right] \quad \text{Eq. 2.20}$$

where MaxFloat is the biomass of a single layer of floating leaves plants (g DW m^{-2}); and MaxEmerg is the carrying capacity of emergent plants standing (g DW m^{-2}). The shading

factor of emergent macrophytes can take a maximum value of 1 which means a total surface coverage. The light limitation for submerged plants is modelled as a Monod-type P-I curve, integrated over shoot length (i.e. from top to bottom of the plant) in the water column (Jørgensen, 1994):

$$\mu_L = \frac{I}{k_e \cdot H} \cdot \log \left(\frac{I + \frac{-\alpha I(L_1)}{h_{sv} \cdot \mu_T}}{I + \frac{-\alpha I(L_2)}{h_{sv} \cdot \mu_T}} \right) \quad \text{Eq. 2.21}$$

where L1 is the distance measured from water surface to top of plant (m); L2 is the distance measured from water surface to bottom of plant (m); and h_{sv} is the half-saturation for vegetation production at current temperature (W m⁻²). Macrophytes growth rate also is combined with a density-dependent correction based on the carrying capacity of the environment (Scheffer, 1998).

The animal groups (i.e. zooplankton, zoobenthos and omnivorous, planktivorous and piscivorous fishes) were modelled as logistic growth combined with food limitation function and a correction to assure a closed mass balance. Zooplankton and zoobenthos can both be included only as one functional group. They can feed on phytoplankton and detritus with a certain preference level through different factors for each kind of food, thus a selectivity rank may be defined. The filtering rate has been described through a Monod function that decreases hyperbolically with the increase of seston concentration (i.e. detritus and phytoplankton). Zooplankton and zoobenthos also have growth rates depending on their density in the environment. The fish module includes three main categories – piscivorous, omnivorous and planktivorous/benthivorous – this distinction was made in order to capture the fish diversity in subtropical ecosystems. All fish predation processes are modeled as a so-called ‘type III’ response (Holling, 1959), which means the predation rate depends on prey density according to a sigmoid function. The omnivorous fish was divided in two distinct life stages: juvenile and adult. This group has a selective preference for its preys and may feed on phytoplankton, zooplankton, zoobenthos and juvenile fish. The planktivorous/benthivorous fish, also divided in young and adult phase, has a preference to feed algae, zooplankton and zoobenthos, utilizing similar rules of selectivity attributed to omnivorous fish. It is worth emphasizing that an indirect effect of omnivorous and planktivorous fish in the water transparency was assumed given by search for food in the sediment (increasing resuspension).

Piscivorous fish growth also is assumed to be dependent on the presence of vegetation. Respiration, nutrient excretion and mortality of aquatic animals are all defined as first-order processes.

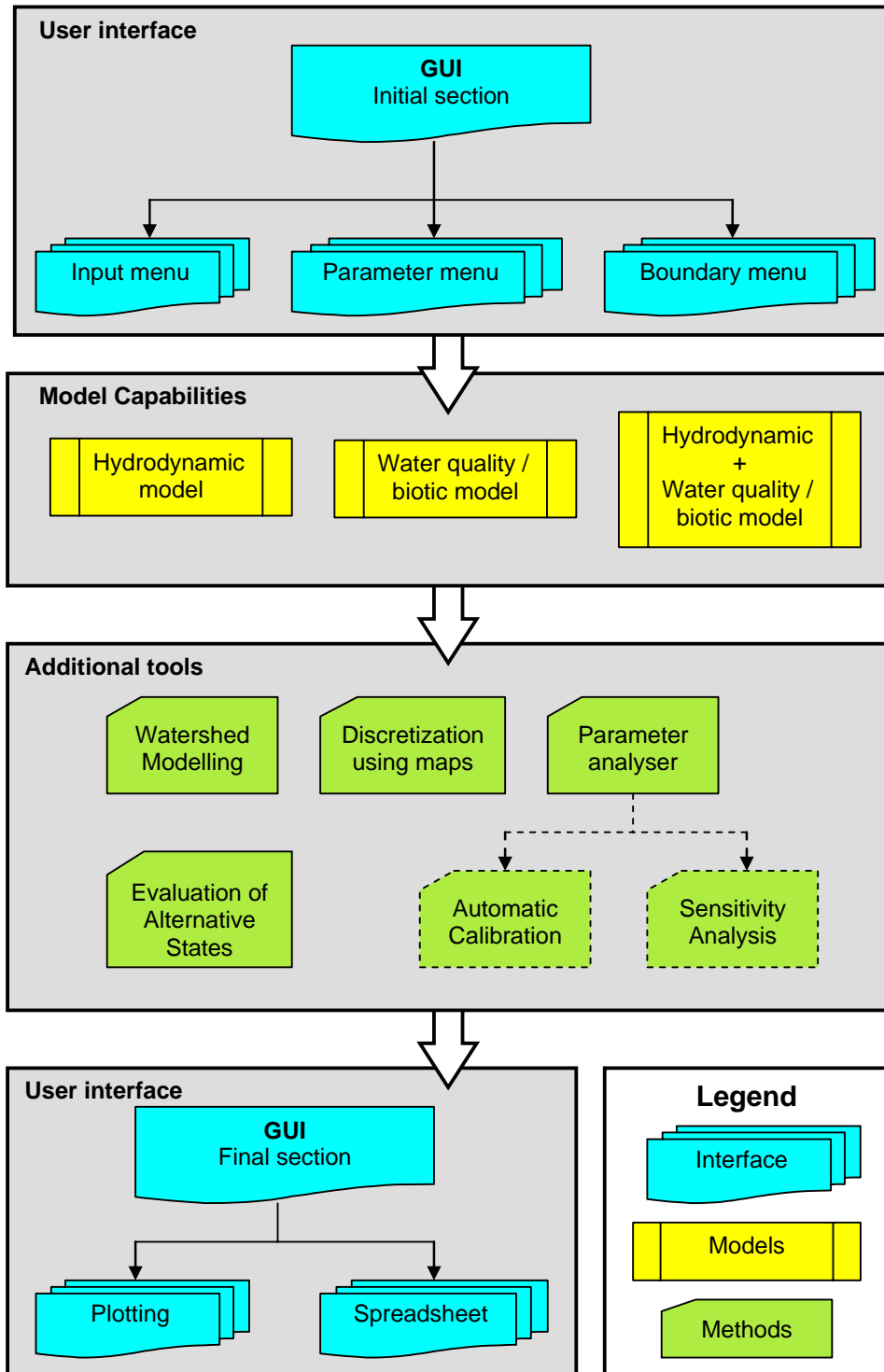


Figure 2.3. IPH-TRIM3D-PCLake is composed of three main blocks: graphical user interface (initial and final sections); model capabilities and additional tools. The GUI front-end let the user define the problem, then the type of model is specified and, optionally, the selected methods can be invoked. Adapted from Checchi (2007).

Graphical User Interface (GUI)

In order to control the complexity of an extended model like IPH-TRIM3D-PCLake with its numerous parameters, a flexibility in the model design has been implemented in such a way that it is possible to switch between different modes of complexity (van Nes & Scheffer, 2005). Therefore IPH-TRIM3D-PCLake includes a graphical user-friendly interface for MS Windows environment with a flexible design to vary the complexity of the model. The GUI was developed in Visual Basic which is an event-driven programming language with an integrated development environment (IDE) for its Component Object Models (COM), simplifying the building of interfaces for applications in Windows. As the simulation model was implemented in Visual FORTRAN, we connected the two modules through a FORTRAN Dynamic Link Library (DLL).

The model is organized in three main parts, as shown in Figure 2.3: Graphical User Interface (initial and final sections), model representations and additional tools. The user is taken through a logical path: first the problem is defined (i.e. initial and boundary conditions, parameters, dimension, numerical approach), the type of simulation (i.e. hydrodynamic, water quality or both), then the simulation run is performed, and the different special analysis tools can be used (i.e. watershed modelling, evaluation of alternative steady states, domain discretization, automatic calibration of the parameters and sensitivity analysis). Also the availability of different ways to analyze the results and the application of a sensitivity analysis and various plotting tools, helps to cope with the complexity (van Nes & Scheffer, 2005). In the next sections we will describe these parts of the GUI in more detail.

Preprocessing

The first step in the modelling process of an aquatic ecosystem is to gather its physical features (i.e. system boundaries, bathymetry, bottom roughness and distinction between open zones and wetlands). Usually, this information is available in a Geographical Information System (GIS) and the coupling with the model speeds up the model implementation significantly (Campbell, 1996; Burrough & McDonnell, 1998). Basically, the user is required to make, in advance, five maps. All maps are raster files that should have the same resolution as the model. The first map is a mask map that represents a Boolean grid indicating cells inside (code equal to 1) and outside (code equal to 0) the system. This map

can also easily be computed from an area delimited by a polygon that represents the system's boundary. The second map, the bathymetry map (real format) is also called Digital Elevation Model (DEM). It may be derived from field campaigns or by remote sensing (e.g. Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) available freely on the web) (Burrough & McDonnell, 1998). The bottom roughness map (real format) allows attributing the Chézy friction coefficient spatially heterogeneous as a function of depth according to Eq. 8. The last two maps define wetland areas (areas dominated by emergent vegetation), as these differ from open water zones in a number of physical and ecological parameters (Wetzel, 1996). The first one (Boolean), named Wetland map, defines wetland regions in which some biotic or abiotic environmental factors and self-regulating factors are treated in a different way within model structure. And the second one (real format) assigns values between 0.0 and 1.0 in order to represent the wind stress reduction on water surface for wetlands areas. Usually open zones do not have wind stress reduction (code equal to 1.0), unlike from wetland areas that has values range between 0.1–0.4 depending on emergent macrophytes stand features.

Input data

The complexity of IPH-TRIM3D-PCLake model can be adapted depending on study purpose and on data availability (see Figure 2.4a). Thus biological state variables were designed to be flexible in the model structure (i.e. the user might lump, split or leave out certain state variables). A separate window is provided in order to define the external variables of the system such as water temperature, solar radiation, wind direction, wind speed, rainfall and evaporation (see Figure 2.4b). There are several ways to define their values: (a) a constant value can be assumed for the whole simulation time; (b) sinusoid patterns for water temperature and solar radiation; (c) equidistant or non- equidistant time series can also be inserted through *Add values* option; and (d) optionally water temperature can be modeled through a heat budget algorithm. For a complete description of the heat budget algorithm we refer to Chapra (1997). Initial conditions are added to the ecosystem by using the *Initial Condition* command in the *Input* menu. For all cells, the initial value for each state variable are computed. The main parameter display window allows the user to edit all parameters which were arranged by parameter groups (i.e. hydrodynamic, abiotic and biotic parameters) (see Figure 2.4c). This window is reached using the menu option "*Input > Parameters*" from the main window. To know about each parameter and their features the user just needs to click on a "*Quick Help*" button nearby its edit box. GUI provides a flexible and simple way of introducing boundary condition to be used in the model simulations. The user can interact

horizontal one or two-dimensional model can be derived from the three-dimensional model as a particular case (setting number of layers equal to 1).

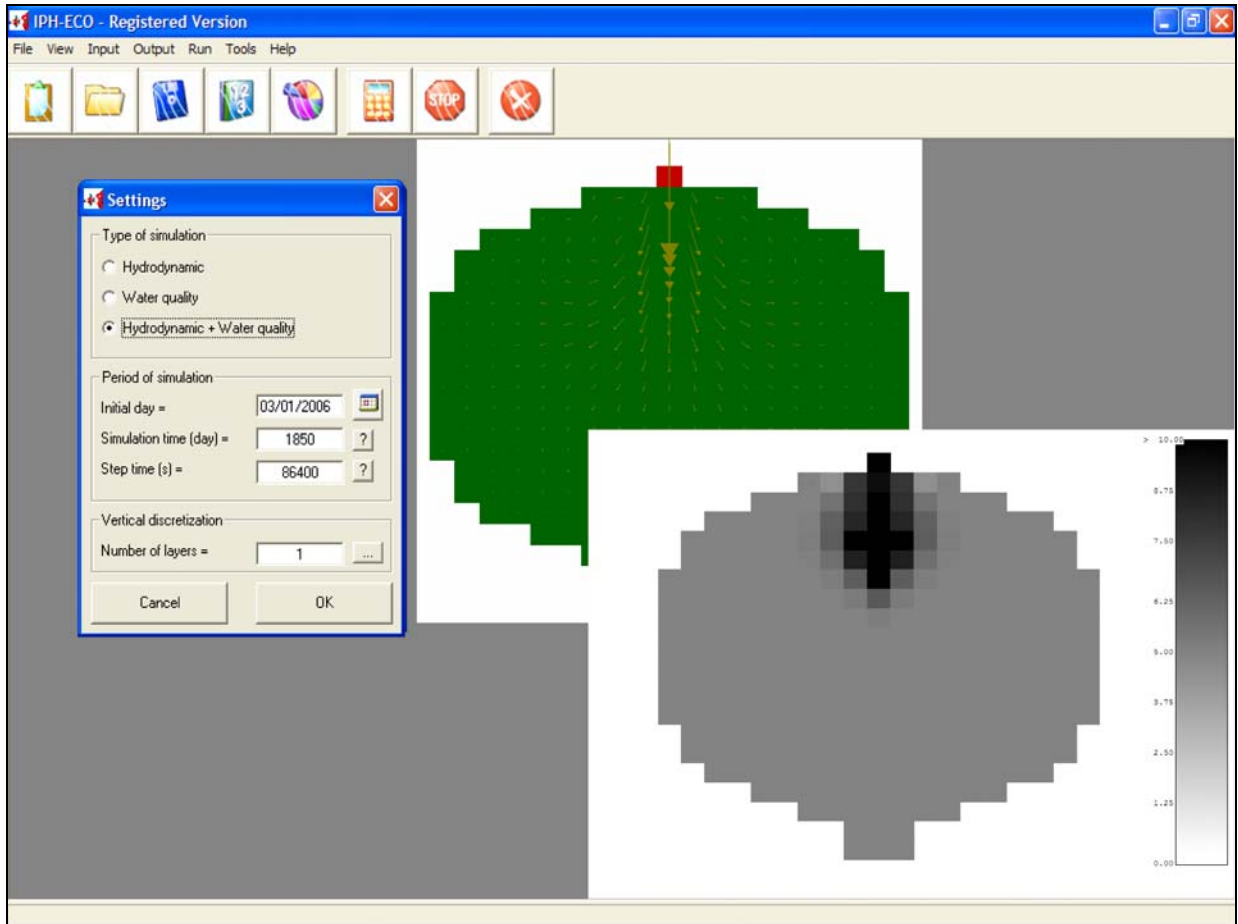


Figure 2.5. Possible types of runs in the model (hydrodynamic, water quality/biotic or both). The plotting for hydrodynamic simulation is given by a field of water velocity vectors while the water quality state variables can be presented by a grayscale digital image.

The hydrodynamic model predicts water surface elevations, velocities, and, optionally, water temperature. Water temperature can be included in the hydrodynamic calculations because of its effect on water density, otherwise the fluid is considered incompressible and water density is defined as constant (by default 1000 kg m^{-3}).

Water quality module can be used considering a different timestep than in the hydrodynamic module thus reducing computational effort. It could also be decoupled from the hydrodynamics (i.e. a stand-alone code for hydrodynamics and water quality where hydrodynamic outputs could be stored on disk and then used to compute the advective-diffusion fluxes of water quality). Storage on disk is forbidden for long-term hydrodynamic simulations except for very small grids.

Additional tools

Among additional tools available in the model we highlight: (a) the parameter analyzer including Monte Carlo sensitivity analysis and automatic calibration of the parameters; (b) watershed modelling (water quantity and water quality); and (c) domain discretization using map files.

A Monte Carlo multivariate sensitivity analysis can be applied to evaluate which parameters have the strongest effect on model outcomes. We implemented this method according to Klepper et al. (1994). The basis for this method is to repeat a certain simulation many times for different sets of parameters, drawing all parameters randomly and independently from uniform probability distributions within ranges around the default values. Sensitivity coefficients are defined by linear regression between the parameter values. A cluster analysis (average linkage) can be used to form groups of parameters with similar or opposite effects on the qualitative model output (see Figure 2.6a).

After a model has been formulated, it is also necessary to calibrate and validate the model. This is performed by adjusting the parameters so that the model outcome approximates the observed data. Often the parameters are stepwisely and manually adjusted within realistic ranges based on published works. The stepwise manual calibration continues until the model error could no longer be improved for most model outcomes. Automatic calibration is a good alternative to minimize the time effort of this modelling task. Therefore we implemented an efficient global search algorithm based on the Shuffled Complex Evolution developed at University of Arizona (SCE-UA) for parameter estimation (Duan et al., 1992; Duan et al., 1994). To converge efficiently toward the local optimum, the algorithm needs a sample population dependent on the number of parameters to be calibrated. Therefore we recommend only using this tool when the model performs water quality simulations (i.e. decoupled from the hydrodynamic module) working as a lumped model. The results of the sensitivity analysis and calibration methods have to be interpreted with caution when dealing with highly non-linear models.

The data contained in the map files (see Preprocessing section) may be combined into a unique *.txt file which is used as input file of the model. The GUI provides an algorithm (menu option: *Tool > Discretization using IDRISI maps*) to generate a detailed data-cell network from IDRISI[®] raster files (see Figure 2.6b).

A watershed module also is available in GUI. The watershed modelling works with two main blocks: (a) hydrological module; and (b) water quality module (Figure 2.6c,d). The hydrologic module analogously as IPH2 model whose structure is basically composed by the following algorithms (Tucci, 1998): (a) soil water balance; (b) evapotranspiration; and (c) surface and ground water flow in the catchment. The water quality model methodology is based on the buildup-washoff algorithm (Neitsch, 2005). This algorithm works according to the following rules: (a) consecutive dry days (when there is no runoff) are counted to compute the buildup; (b) at those time steps when runoff occurs, buildup is calculated based on the number of previous dry days and then washoff is computed according to the runoff volume; (c) the dry-days counter is recalculated based on the remaining built-up load that was not washed off.

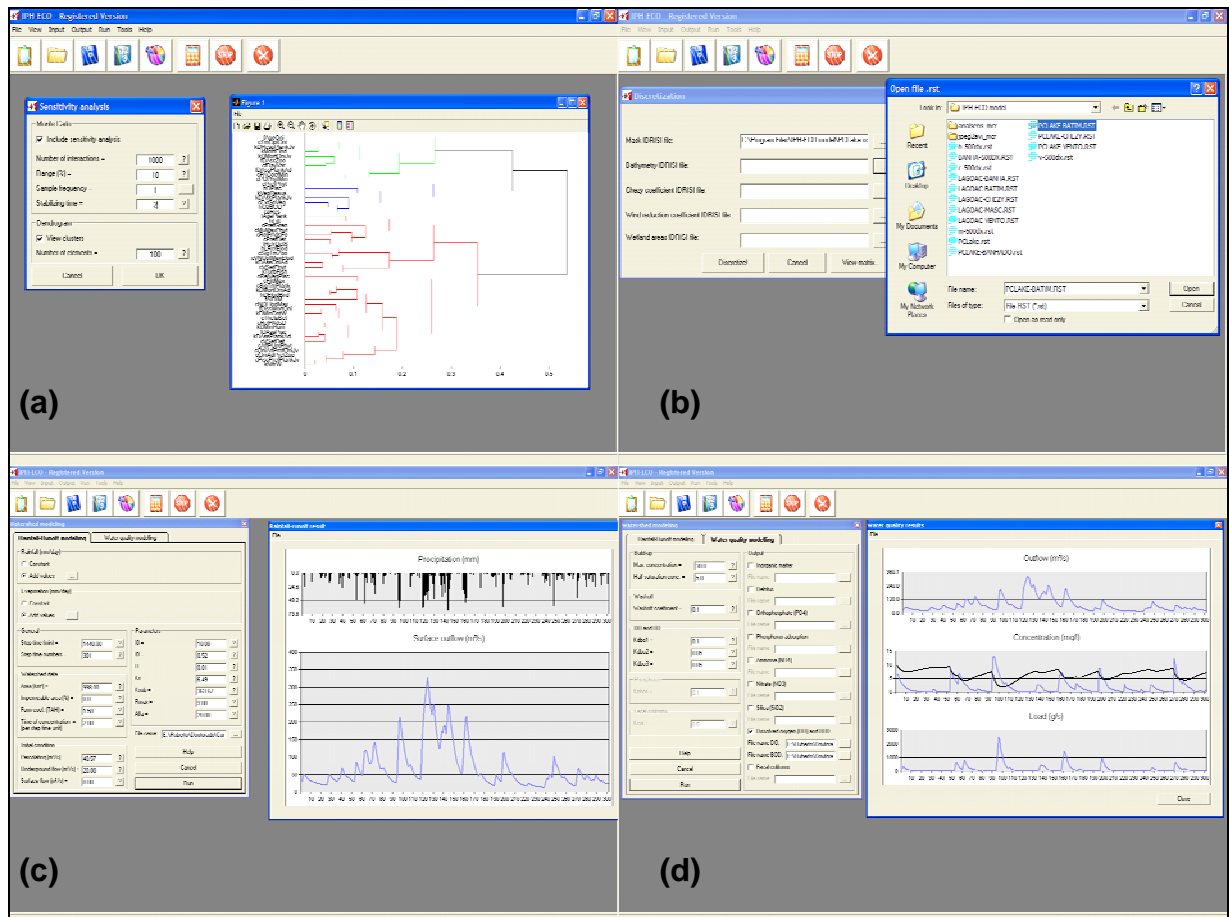


Figure 2.6. Additional useful tools which are available in IPH-TRIM3D-PCLake package: (a) Monte Carlo sensitivity analysis for the parameters; (b) domain discretization using maps from geographic information systems; (c) water quantity modelling in watershed; and (d) water quality modelling in watershed.

Outputs

The model allows the user considerable flexibility in the type and frequency of outputs. Output is available for the screen, hard copy and plotting. The user can specify the model outcomes and record them during the simulation according to a given frequency. The GUI includes a graphical pre- and postprocessor for plotting/visualization of times series of model outcomes.

Conclusion

This paper has presented a three-dimensional complex dynamic model to evaluate cascading behaviour in aquatic ecosystems. The underlying theory is described in details in Casulli & Cheng (1992) for the hydrodynamic and Janse (2005) for the biotic model. The software, named IPH-TRIM3D-PCLake, was designed to perform trophic interaction analyses through a graphical user-friendly interface minimizing the programming requirements.

The user is expected to specify the model structure and the main inputs of the model such as water inflow, nutrient loading, meteorological data, spatial maps, sediment features and initial conditions. The software, which is freely available for research purposes, was applied in five well-successful situations (see these applications in the next chapters): (a) modelling in a biomanipulated shallow eutrophic lake; (b) evaluation of alternative steady states for subtropical conditions; (c) phytoplankton patchiness; (d) evaluation of impacts produced by silting and urbanization on water quality in an estuary; (e) three-dimensional water quality simulation. The model proved to be a useful tool for describing the dynamics of subtropical aquatic ecosystems.

Future extensions of the model system will include a more complex version which aggregates more food-web interactions (mainly in species level by inclusion of more class distinctions between phytoplankton and zooplankton) as well as the possibility to work with unstructured grids adaptable for more complex geometries.

Acknowledgments

We acknowledge with sincere appreciation the assistance provided by the National Institute of Environmental (IBAMA – ESEC TAIM) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq – Long Term Ecological Research Program) of

Brazil, which fully supported this research financially (grant N° 520027/1998-1). This work was supported by the Dutch Research Council of Aquatic Ecology and Water Quality Management Group, Department of Environmental Sciences (Wageningen University).

References

- Burrough, P.A. & McDonnell, R.A., 1998. Principals of Geographical Information Systems. Oxford University Press.
- Campbell, J.B., 1996. Introduction to Remote Sensing, Second Edition. The Guilford Press.
- Canale, R.P. & Vogel, A.H., 1974. Effects of Temperature on Phytoplankton Growth. *Journal of the Environmental Engineering Division-Asce* 100, 231-241.
- Canfield, D.E. and Bachmann, R.W., 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi Depth in Natural and Artificial Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 414-423.
- Casulli, V. & Cheng, R.T., 1992. Semiimplicit Finite-Difference Methods for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 15, 629-648.
- Casulli, V. & Cattani, E., 1994. Stability, Accuracy and Efficiency of a Semiimplicit Method for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Computers & Mathematics with Applications* 27, 99-112.
- Casulli, V. & Stelling, G.S., 1998. Numerical simulation of 3D quasi-hydrostatic, free-surface flows. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 124, 678-686.
- Casulli, V. & Zanolli, P., 2007. Comparing analytical and numerical solution of nonlinear two and three-dimensional hydrostatic flows. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 53, 1049-1062.
- Chapra, S.C., 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering., 844 pp.
- Chapra, S.C. & Reckhow, K.H., 1983. Engineering approaches for lake management. Vol. 2, Mechanistic modeling. Butterworth Publishers.
- Checchi, N., Giusti, E. & Marsili-Libelli, S., 2007. PEAS: A toolbox to assess the accuracy of estimated parameters in environmental models. *Environmental Modelling & Software* 22, 899-913.
- Chow, V.T., 1959. Open Channel Hydraulics., New York, 680 pp.
- Daily, J.W. & Harleman, D.R.F., 1966. Fluid dynamics. Addison-Wesley., 464 pp.
- Delhez, E.J.M., 1998. Macroscale ecohydrodynamic modelling on the northwest European continental shelf. *J. Mar. Syst.* 16, 171-190.
- Duan, Q.Y., Sorooshian, S. & Gupta, V., 1992. Effective and Efficient Global Optimization for Conceptual Rainfall-Runoff Models. *Water Resour. Res.* 28, 1015-1031.
- Duan, Q.Y., Sorooshian, S. & Gupta, V.K., 1994. Optimal Use of the Sce-Ua Global Optimization Method for Calibrating Watershed Models. *Journal of Hydrology* 158, 265-284.
- Duckstein, L., Casti, J. & Kempf, J., 1979. Modeling phytoplankton dynamics using catastrophe theory. *Water Resour. Res.* 15, 1189-1194.
- Eppley, R.W., 1972. Temperature and Phytoplankton Growth in Sea. *Fish. Bull. (Wash DC)* 70, 1063-1085.
- Fragoso Jr., C.R., Ferreira, T.F., Motta Marques, D., Collischonn, W., van Nes, E.H. & Scheffer, M., 2007. A Complex Computational System to Cascading Trophic Interactions Evaluation and Alternative Steady States in Subtropical and Tropical Ecosystems. In: ABRH (Editor), 11th International Conference on Diffuse Pollution and the 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups, Minas Gerais, Brazil.

- Fragoso Jr. C.R.; Motta Marques, D.M.L.; Collischonn, W.; Tucci, C.E.M. & van Nes, E.H. 2008. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling*, 219: 125–137.
- Fragoso Jr., C.R., Jeppensen, E. & Motta Marques, D., 2008b. Test of a dynamic ecological model on data from biomanipulated Lake Engelsholm 1989-2001, Shallow Lakes Conference, Uruguay.
- Hamilton, D.P. & Schladow, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs .1. Model description. *Ecol. Model.* 96, 91-110.
- Holling, C.S., 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *The Canadian Entomologist* 91, 385-398.
- Imberger, J., Patterson, J.C., Hebbert, B. & Loh, I., 1978. A dynamic reservoir simulation model - DYRESM: 5. In: H.B. Fisher (Editor), *Transport models for inland and coastal waters*. Academic Press, New York, pp. 310-361.
- Janse, J.H., 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* 342, 1-8.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- Janse, J.H., Aldenberg, T. & Kramer, P.R.G., 1992. A mathematical model of the phosphorus cycle in Lake Loosdrecht and simulation of additional measures. *Hydrobiologia* 233: 119-136.
- Janse, J.H., van Donk, E. & Gulati, R.D., 1995. Modelling nutrient cycles in relation to food web structure in a biomanipulated shallow lake. *Neth. J. Aquat. Res.* 29, 67-79.
- Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Scheffer, M., Lijklema, L., van Liere, L., Klinge, M. & Mooij, W.M., 2008. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia* 38: 203-219.
- Jørgensen, S.E., 1983. Eutrophication models of lakes. In: S.E. Jørgensen (Editor), *Application of ecological modelling in environmental management, part A*. Elsevier Science Publ., Amsterdam, pp. 227-282.
- Jørgensen, S.E., 1994. *Fundamentals of Ecological Modelling (2nd Edition)*. Developments in Environmental Modelling 19. Elsevier, Amsterdam, 628 pp.
- Jørgensen, S.E. & G. Bendoricchio, 2001. *Fundamentals of ecological modelling*, 3rd ed. Elsevier.
- Klepper, O., van der Tol, M.W., Scholten, H. & Herman, P.M., 1994. Smoes - A simulation model for the Oosterschelde ecosystem.1. Description and uncertainty analysis. *Hydrobiologia* 283, 437-451.
- Mooij, W.M., Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., 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., Stansfield, J. & Irvine, K., 1990. Problems in the restoration of a hypertrophic lake by diversion of a nutrient-rich inflow. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 24, 568-572.
- Mueller, D.K., 1982. Mass balance model for estimation of phosphorus concentrations in reservoirs. *Water. Res.* 18, 377-382.
- Neitsch, S.L.A., J. G. & Kiniry, J. R., 2005. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation - Version 2005*, Texas Water Resources Institute - TAMU, US.

- Orlob, G.T., 1983. Mathematical modelling of water quality: Streams lakes and reservoirs. *Internat.Ser.Appl.Syst.Anal.*, 538.
- Postel, S.C., S.R., 1997. Freshwater ecosystem services. In: G. Daily (Editor), *Sediment Transport in Alluvial Streams. Nature's services*, Washington, D.C., USA, pp. 826.
- Reckhow, K.H. & S.C. Chapra, 1983. *Engineering approaches for lake management. Vol. 1, Data analysis and empirical modeling.* Butterworth Publishers.
- Riegman, R. & Mur, L.R., 1984. Theoretical considerations on growth kinetics and physiological adaptation of nutrient-limited phytoplankton. *Archiv für Microbiologie* 140, 96-100.
- Robson, B.J. & Hamilton, D.P., 2004. Three-dimensional modelling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecol. Model.* 174, 203-222.
- Romero, J.R., Antenucci, J.P. & Imberger, J., 2004. One- and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecol. Model.* 174, 143-160.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes. Population and Community Biology.* Chapman and Hall, London, 357 pp.
- Schindler, D.W., 1975. Modelling the eutrophication process. *J. Fish. Res. Board Can* 32, 1673-1674.
- Schladow, S.G. & Hamilton, D.P., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs .2. Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecol. Model.* 96, 111-123.
- Schrum, C., Alekseeva, I. & John, M.S., 2006. Development of a coupled physical-biological ecosystem model ECOSMO Part I: Model description and validation for the North Sea. *J. Mar. Syst.* 61, 79-99.
- Skogen, M.D., Svendsen, E., Berntsen, D.A., Aksnes, D. & Ulvestad, K., 1995. Modelling the primary production in the North Sea using a coupled three-dimensional physical-chemical-biological model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41, 545-565.
- Sollie, S., Janse, J.H., Mooij, W.M., Coops, H., & Verhoeven, J.T.A., 2008. The contribution of marsh zones to water quality in Dutch shallow lakes: a modeling study. *Env. Management*
- Somlyódy, L., 1982. Water-quality modelling: a comparison of transport-oriented and ecology-oriented approaches. *Ecol. Model.* 17, 183-207.
- Ter Heerd, G.N.J., Schep, S.A., Janse, J.H. & Ouboter, M., 2007. Climate change and the EU Water Framework Directive: how to deal with indirect effects of changes in hydrology on water quality and ecology? *Wat. Sci. Tech.* 56 (4): 19-26.
- Thoman, R.V. & Segna, J.S., 1980. Dynamic phytoplankton-phosphorus model of Lake Ontario: ten-year verification and simulations. In: C. Loehr, C.S. Martin and W. Rast (Editors), *Phosphorus management strategies for lakes.* Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, pp. 153-190.
- Tucci, C.E.M., 1998. *Modelos Hidrológicos* (in Portuguese). ABRH, Porto Alegre, 652 pp.
- van Nes, E.H., Scheffer, M., van den Berg, M.S. & Coops, 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. *Ecol. Model.*, 185, 153-164.
- Wetzel, R.G., 1996. *Limnology.* W.B.Saunders Co., Philadelphia.
- Wu, J., 1982. Wind-Stress Coefficients over Sea-Surface from Breeze to Hurricane. *Journal of Geophysical Research-Oceans and Atmospheres* 87, 9704-9706.

PARTE III: Aplicações em ecossistemas tropicais e temperados

Capítulo 3

Integrated Evaluation of the Water Quality for a Urban Lake Impacted by Domestic and Storm Water Pollutant

Fragoso Jr., C. R. ; Buarque, D. C.; Cruz, M. A. S.; Tucci, C. E. M.

Based on:

Integrated Evaluation of the Water Quality for an Urban Lake Impacted by Domestic and Storm Water Pollutant Loads. Proceedings of International Conference on Diffuse Pollution and the 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups. August, 2007.

Abstract

The continuous nutrient loading produced by an urban watershed has led tide driven urban lake to continuous deteriorate. Aiming to evaluate this process in a more realistic way, it was applied a set of coupled models considering domestic and storm water pollutant loads and the lake floodgates operation. We simulated three critical scenarios considering land use and floodgate operating rules: (a) a sewage treatment scenario in the dry season; (b) a land use scenario, which evaluated the sewage impacts on the lake for the current and future occupation in the basin; and (c) a storm event scenario. The model outcomes gave support to decision making and planning that could be applied on Bacanga system, such as maintenance levels on wet season, operating rules for the floodgates on dry season and eventual interventions in order to improve the water quality in the future scenario. Moreover, this integrated analysis showed to be suitable to explore more realistic questions about this peculiar system urban basin-urban lake tide driven.

Keyword: Integrated models, urban pollution, water quality.

Introduction

Urban lakes are often used as “end of treatment process” of nutrient loading in Brazilian cities, leading these ecosystems to eutrophication. The degree of eutrophication in a waterbody is referred to as the trophic state, which can be estimated from water quality evaluation in function of some parameters such as total phosphorus, transparency or Secchi depth, and chlorophyll *a* (Carlson, 1977). Eutrophication can cause water quality problems of concern for drinking-water production.

Urban lake issues are highly related with urbanization in the surrounding watersheds. The sources of surface water pollution include domestic and industrial sewage as well as the surface pollutant wash-off due to stormwater runoff, which can be previously treated or not (Porto, 2001). Nutrient-enriched lake conditions can cause changes in the type and number of algal cells (U.S. Environmental Protection Agency, 2000; Wehr & Sheath, 2003). Increases in algal number tend to increase turbidity, particulate organic matter, dissolved organic compounds, and pH. As lake nutrient concentrations rise, natural algal populations tend to shift toward the cyanobacteria, or blue-green algae (Clark et al, 1977; Walker, 1983). Blue-green algae are undesirable in drinking-water supplies because some release compounds that can cause taste and odor problems in the finished water, and many have been shown to produce toxins (Walker, 1983; Wehr and Sheath, 2003). These changes in source-water quality can cause greater filtration and disinfection efforts and additional costs (Clark et al, 1977; Walker, 1983).

Moreover stormwater runoff may promote urban flood events which are directly associated with urbanization factors such as soil impermeabilization, hydraulic devices located downstream reducing flow and presence of obstacles in the watershed of varying shapes and length scales (Chapa, 1997). Thus, there is a real and current need to develop efficient urban solutions for computing flood risk analysis and to assess the urbanization effects on water quality of the urban lakes (Mignot et al., 2006; Yu & Lane, 2006)

While many studies focused either in the land use effects on water quality or in the flood damage on urban areas, the evaluation of such effects on lake water quality is very complex and requires an integrated analysis considering several aspects such as nutrient loading, pollutant transport into lake, dilution capacity of the lake, water levels, renewed water volume, among others. An efficient way to deal with this problem is through mathematical modeling which can evaluate the integrated impacts of stormwater runoff and

nutrient loading generated by watershed, as well as their effects on hydrodynamic and water quality of the body water receptors (Tucci, 1998; Fragoso Jr. *et al*, 2004).

This paper presents an integrated analysis on Bacanga basin using a set of mathematical models to evaluate water quality in the lake associated with external agents such as operating rules of the floodgates, land use, sewage treatment and storm events.

Material and Methods

Study Area

Bacanga basin is localized in São Luis city, Maranhão state, in the Brazilian northeast. This basin has thirteen sub-basins and is characterized by presenting a lake that was formed by construction of a dam in the outlet of the Bacanga River with the Atlantic Ocean (Figure 3.1). The connection lake-ocean is made by hydraulic devices that require manual operation (i.e. inclinable and stop-log's floodgates). Floodgate operation depends of the water level differences between the lake and the ocean (São Luis, 2007).

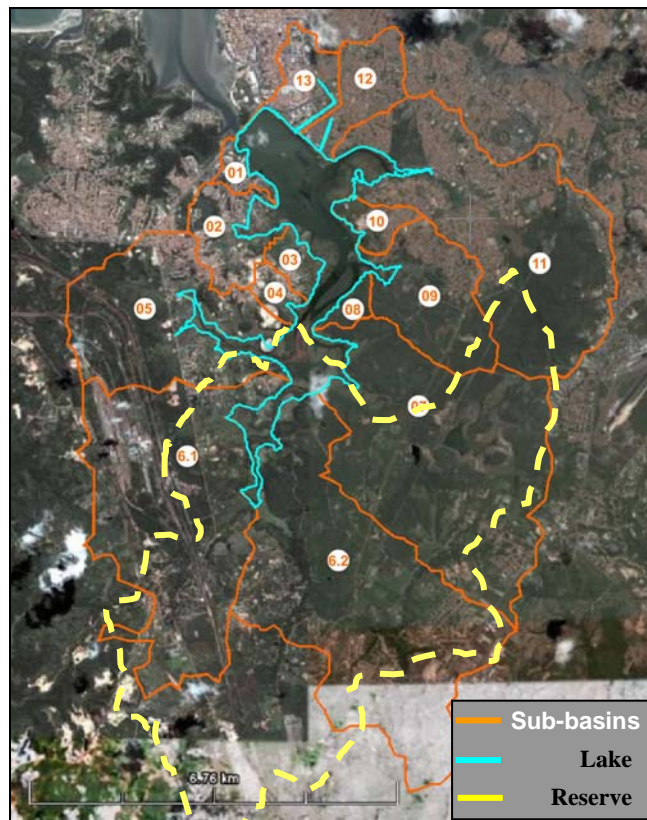


Figure 3.1. Bacanga basin and urban areas of each sub-basin, which were determined using an updated QuickBird satellite image 2007 (Adapted from Google Earth).

The Bacanga basin has 87 km² of drainage area with predominantly residential occupation, besides some industrial areas and a large ecological reserve. Due to irregular soil occupations with high flooding risk (below 2.0 m sea level), most urban areas do not have a minimum infrastructure. This situation has been caused by poor sanitary conditions in the basin along many years (São Luis, 2007).

Short Model Description

A set of mathematical models has been used to simulate water quantity and quality in the Bacanga watersheds and in the lake considering integrated effects of several aspects, such as tides and floodgate operations. Model outcomes will give support to decision making in order to restore the dam and indicate new operating rules for the floodgates. Therefore, the study region has been subdivided in two main components where the water quantity and quality have been simulated: (a) Bacanga basin; and (b) Bacanga lake.

Rainfall-runoff hydrologic and water quality models were applied in Bacanga basin. The methodology of the Rainfall-runoff hydrologic model was developed by Soil Conservation Service (SCS, 1975), which presents only one parameter to calibrate: the Curve Number (CN). This parameter can be found in many manuals of urban drainage, establishing a simple correlation with the basin physiography (i.e. land use and topographical data). For water quality simulations, we used the SWMM Model designed to simulate flow and pollutant loads from a watershed during wet weather periods, as well as pollutant build-up during dry weather periods (SWMM, 2004). Model segmentation was defined by delineating the watershed into smaller sub-watershed areas using topographical data. For water quality simulations in the watershed we considered two types of pollutant sources: point (sewage domestic) and non-point sources (surface wash-off). Water quality parameters are assigned considering build-up and wash-off of each pollutant, including maximum surface build-up, surface build-up rate and wash-off coefficients. Thus, the contribution of each sub-basins were simulated using a rainfall-runoff hydrologic and water quality models, which generated the inputs for the lake model (i.e. outflows and pollutograms) take into account several risks and different land use scenarios.

The urban zone of each sub-basin was determined by an updated QuickBird satellite image from the Google Earth (Figure 1). Furthermore, probable maximum precipitations were carried out through curves relating rainfall intensity, duration and occurrence probability developed for São Luis city by Pfasterter (1957). Spatial distribution of precipitation was

considered as a maximum uniform average and its punctual value was reduced by using of some relations (curves) obtained from the Weather Bureau (1946).

For lake analysis we used the IPH-TRIM3D-PCLAKE model, a computational system for Windows developed at Hydraulic Research Institute (IPH) in partnership with Wageningen University/The Netherlands. This model was specially designed for understanding of physical, chemical and biological processes of aquatic ecosystems, such as lakes, reservoirs and estuaries (Fragoso Jr., 2007). This model own a three-dimensional hydrodynamic module coupled with chemical and biological modules based on PCLake model (Janse, 2005). Spatial differences within aquatic system can be taken into account (e.g. lake and wetland), allowing a three-dimensional discretization in the ecosystem. In this study, we used a regular horizontal two-dimensional discretization (50 x 50 m) because Bacanga Lake can be considered a shallow lake (average depth is about 2.5 m) and almost the whole lake is vertically well-mixed. Hydrodynamic parameters were calibrated from five surveys of water levels and velocities within floodgates operating periods. However water quality variables have not been measured *in situ*. Therefore we used water quality variables values found in the literature. As boundary conditions for the lake model, we used the hydrograms and pollutograms generated by the watershed model, as well as operating rules of the floodgates and tide variability registered in the period between January 2002 and December 2004 relative to “Ponta da Madeira” station in the São Marcos bay, located in coordinates UTM E569267, N9716335 sad69 (GAPON - Port Operation Management). Operational conditions of the floodgates were tested for the several scenarios proposed.

Simulation scenarios

Three main scenarios have been simulated considering: (a) sewage treatment in the dry season, searching critical situations of water quality in the Bacanga lake; (b) land use changes, evaluating the sewage impacts on the lake for current and future (2030) land use in the basin; and (c) stormwater events, which deal with water levels reached by lake after a stormwater event within a certain return period (2, 5, 15 and 25 years), under different operating rules of the floodgates (Figure 3.2).

Current and future scenarios tried to represent unfavorable situations for the lake. A summary of their characteristics is showed in the Table 3.1. The current scenario involves the

actual land use and untreated sewage. Future scenario considers an efficiency of 80% of the sewage treatment.

It was considered that in the dry season, when the precipitation is lower or null, water quality issues should be focused; and in the wet season, when there is a critical flooding risk in the riparian areas, the water level should be addressed. We also assumed the most unfavorable conditions for tide levels: spring tide for the dry season and neap tide for the wet season. Operating rules of the floodgates in the dry season allow water quality maintenance through exchanges between ocean and lake waters. Those rules are fundamental for ecological functions in the Bacanga Lake, such as mangrove and fish protection.

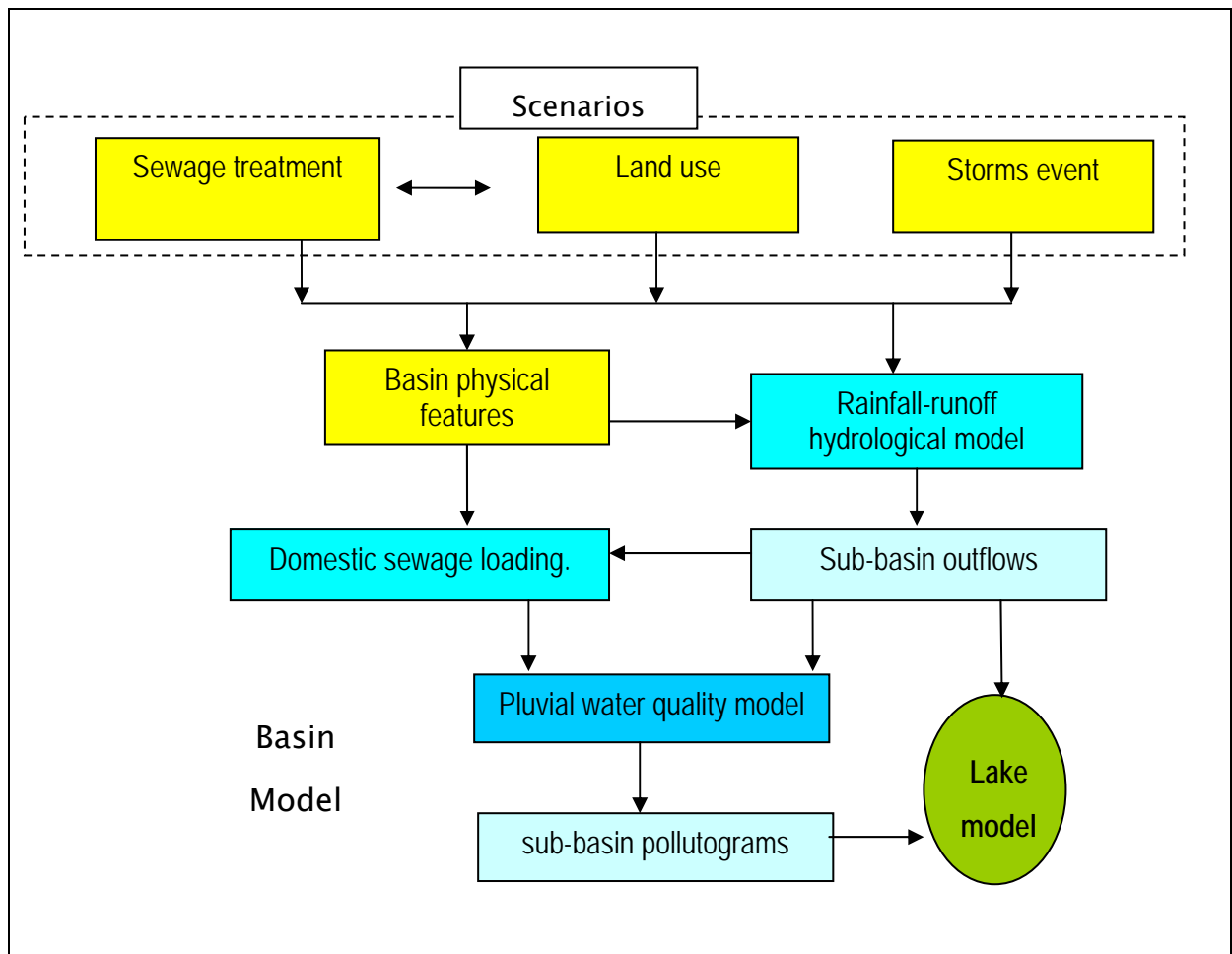


Figure 3.2. Methodological structure to estimative of the hydrograms and pollutograms for each sub-basin: water quantity and quality basin model.

Table 3.1. Scenarios features.

Scenario	Sewage treatment	Land use
Current	Without	Current
Future	With and without	Future (2030)
Emergency	Without	Current



Figure 3.3. Water quality model outcome points.

At those scenarios the hydrodynamic variables (i.e. water levels and velocity) were simulated for the whole lake, as well as for five water quality variables: biological oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (DO), total phosphorus, total nitrogen and fecal coliforms. To simplify our analysis, model outcomes were chosen in only seven specific points spatially distributed along the lake (Figure 3.3). Model outputs such as time-series and instantaneous concentration fields were computed. Moreover we emphasized the results focusing only on BOD and DO.

Results and discussion

In the dry season, the current operating rule (six consecutive operations using one inclinable floodgate after 14 days closed) is enough to lead the reservoir to low values of pollution, but it can promote deterioration of the water quality after 14 days. In the wet season, it is possible to manage the lake using the precipitation forecast of 1 day, keeping water level below 2.00 m level (without risk of flooding).

For a critical situation in the dry period, the six stop-log's could be operated in a continuous way (daily operation). Although this alternative was designed to allow a general improvement on water quality, it still produces a transfer of pollutants and a lesser renewal of water quality, mainly for lower water levels. During the wet season, the lake is subjected to risk of flooding, since a daily operating rule makes the water level to oscillate between 1.27 and 1.50 m, a critical initial condition (see Figure 3.4).

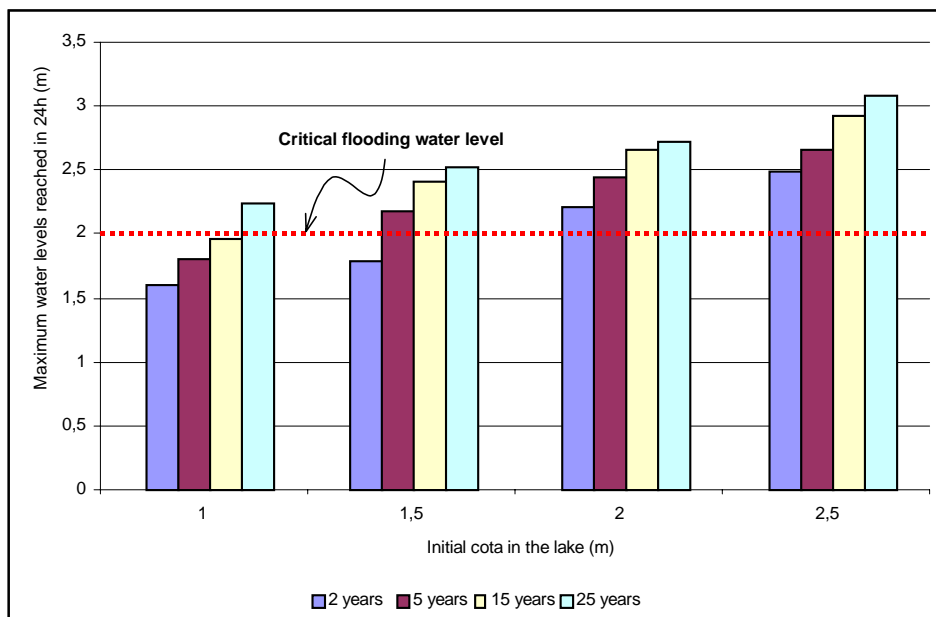


Figure 3.4. Maximum water level reached by the lake after 24 hours, considering 6 stop-log's floodgates working for different initial conditions of water level and diferent probabilities of occurrence for precipitation.

A daily operation applied on the dry season considering only one inclinable floodgate allowed a lesser oscillation of the water quality and, consequently, improved the water renewal in the lake. For a weekly operation, some areas can reach high pollution indices, but for this rule, in general, the water quality presents better with a less operating effort (Figure 3.5).

Regarding the associated risks, operating rules and water levels in the wet season simulations, it is recommendable that initial water level in the lake must be kept between 0.0 and 1.0 m, which allows a safety useful volume. While only one inclinable floodgate will be working, it is recommendable to keep the water level close to 0.0 m. A system makeover, as soon as possible, would allow a initial water level close to 1.0 m without risk of flooding in the wet season.

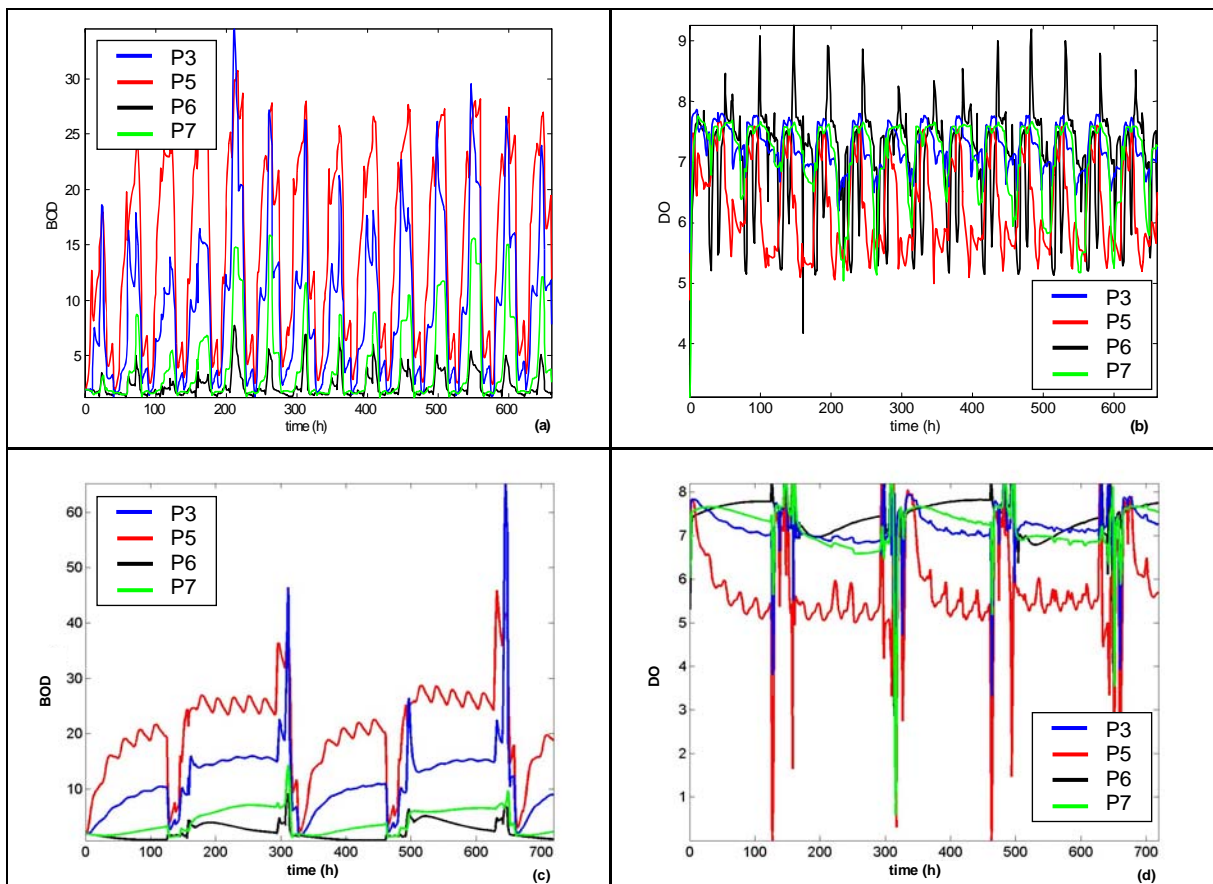


Figure 3.5. BOD and OD time-series (mg.l^{-1}) considering daily (a;b) and weekly (c;d) operations using one inclinable floodgate.

Considering current and future land use and sewage treatment scenarios, it is very clear that sewage treatment will improve water quality conditions leading the lake to lower levels of pollution (Figure 3.6).

Concluding remarks

This study presented an integrated evaluation of an urban lake which was impacted by domestic, industrial and stormwater pollutant loads. This analysis used a set of mathematical models to simulated rainfall-runoff and water quality processes in the watershed, as well as the hydrodynamic and water quality processes in the lake. This integrated analysis was adequate to explore more realistic questions about the generation of pollutants in a urban basin and its transfer and modification of urban lake/estuary. It also was possible to give support to decision making applicable on Bacanga system, such as maintenance of the initial water levels on wet season, operating rules for the floodgates on dry season and some possible interventions such as makeover of disenable floodgates and sewage treatment.

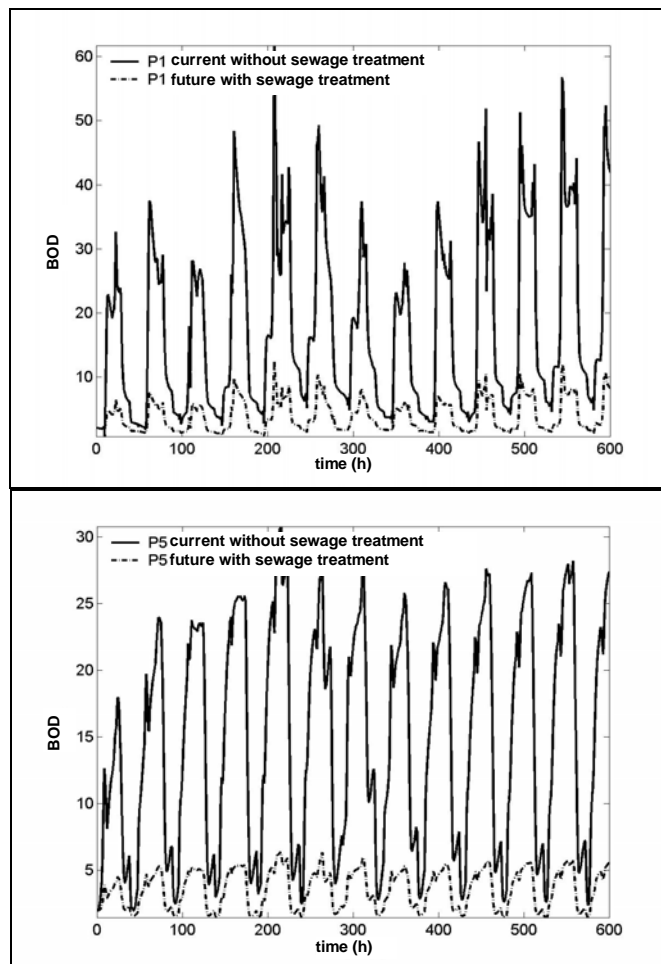


Figure 3.6. BOD concentration (mg.l^{-1}) in P1 (a) and P5 (b), considering daily operations for current (solid line) and future (dotted line) scenario.

We identified potential flood risk areas considering different storm events. Our simulations showed that the current operating rules could be changed in order to improve the water quality in the lake and reduce the risk of flooding.

References

- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes: *Limnology and Oceanography*, v. 22, p. 361–369.
- Chapra, S. 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
- Clark, J.W., Viessman, Warren, Jr., & Hammer, M.J., 1977. *Water supply and pollution control*: New York, Harper and Row, 857 p.
- Fragoso Jr, C.R. ; Collischonn, W. ; Motta Marques, D. 2004. Desenvolvimento de um Modelo Hidrodinâmico de Transporte de Nutrientes e Plâncton para Corpos d'água Rasos: Testes Preliminares. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, São Luis. Anais do VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste.
- Fragoso Jr, C.R. 2007. Modelagem do Efeito Trófico em Cascata em um Lago Raso Subtropical: Distúrbios na Cadeia Alimentar. Exame de Qualificação de Tese. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre. 127p.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- Mignot E, Paquier A, Haider S. 2006. Modeling floods in a dense urban area using 2D shallow water equations. *Journal of Hydrology* 327(1–2): 186–199.
- Pfaffstetter, O. 1957. *Chuvas intensas no Brasil (Storm precipitation in Brazil)*. Rio de Janeiro: DNOS. 419p.
- Porto, M. F. 2001. Water quality of overland flow in urban areas. In: *Urban drainage in specific climates. Volume I - Urban drainage in humid tropics. Technical Documents in Hydrology*. N. 40. IHP. UNESCO. Paris.
- São Luís. 2007. Programa de Recuperação e Melhoria da Qualidade de Vida da Bacia do Bacanga (Program of improvement and recuperation of quality of life of the Bacanga basin). Prefeitura de São Luís. Disponível em: <http://www.saoluis.ma.gov.br>. Acessado: 13 de Julho/2007.
- SCS. 1975. *Urban hydrology for Small Watersheds*. Washington. U.S. Dept. Agr. Technical Release. N. 55.
- SWMM. 2004. *Storm Water Management Model User's Manual*. Environmental Protection Agency – EPA. Version 5.0. 235 p.
- Tucci, C.E.M. 1998. *Modelos Hidrológicos*. Ed. da Universidade. UFRGS. ABRH.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000, *Nutrient criteria technical guidance manual — Lakes and reservoirs*: Washington, DC, Office of Water, EPA-822-B-00-001, April 2000; accessed February 20, 2009, at <http://www.epa.gov/waterscience/standards/nutrients/lakes/index.html>.
- Walker, W.W., Jr., 1983. Significance of eutrophication in water supply reservoirs: *Journal of American Water Works Association*, v. 75, no. 1, p. 38–42.
- Weather Bureau. 1946. *Manual of depth-area-duration analysis of storm precipitation*. U. S. Department of Commerce. 299 p.
- Wehr, J.D., & Sheath, R.G., eds., 2003, *Freshwater algae of North America—Ecology and classification*: San Diego, CA, Academic Press, 918 p.
- Yu, D. & Lane S.N. 2006. Urban fluvial flood modelling using a twodimensional diffusion-wave treatment, part 1: mesh resolution effects. *Hydrological Processes* 20(7): 1541–1565.

Capítulo 4

Uma Avaliação Integrada do Assoreamento e da Poluição Urbana sobre a Qualidade da Água na Embocadura Estuarina de São Luís – MA

Carlos Ruberto Fragoso Júnior, Diogo Costa Buarque, & Carlos E. M. Tucci

Baseado em:

Uma Avaliação Integrada do Assoreamento e da Poluição Urbana sobre a Qualidade da Água na Embocadura Estuarina de São Luís – MA. Anais do II Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste.

Resumo

Com a implantação da Barragem do Bacanga o equilíbrio do balanço sedimentar na zona estuarina de Estuário de São Luís/MA foi alterado, afetando também os processos litorâneos na Praia da Ponta da Areia. Observações constataram uma evolução do processo de assoreamento na embocadura e erosões associadas na Praia da Ponta da Areia. Este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito da dinâmica e das condições de qualidade da água na Embocadura Estuarina de São Luís/MA para o cenário atual de conformação do estuário e para o cenário futuro que considera a evolução do assoreamento da embocadura. Para esta análise, um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água bidimensional foi utilizado. As simulações indicaram que a principal fonte de poluição é proveniente dos esgotos domésticos da bacia do rio Anil. Além disso, foi observado que, em uma projeção futura de 20 anos, a renovação da água é comprometida devido ao assoreamento da embocadura que produz uma redução significativa das amplitudes de maré e da capacidade de diluição dos valores de concentração dos parâmetros de qualidade da água, sugerindo uma maior permanência no tempo das condições desfavoráveis. Esta análise mostrou ser uma promissora alternativa rumo ao gerenciamento integrado de recursos hídricos.

Abstract

Since the dam was built on Bacanga River, located in the estuarine zone of São Luís, it was observed an attenuation of tidal prism and a significant reduction of flow rates. Field campaigns evidenced a bathymetric evolution and hydrodynamic changes on estuarine zone due to erosive and silting processes. In addition, the increase of nutrient loading produced by urban growing accelerated the deterioration process on water quality. Integrated effects of silting and sewage on water quality are still unknown. Therefore, we used a horizontal two-dimensional hydrodynamic and water quality model, called IPH-TRIM3D-PCLAKE, to evaluate dynamically the water quality conditions in the system, considering the current bathymetric and its future evolution produced by silting and land use scenes. The model outcomes have showed that flow is more effective in the current scene for spring tide. On the other hand, water quality simulations indicated that water renewal will be prejudiced in a future projection of silting. In this scenario, a higher concentration of water quality variables and a lesser variability of their values were found, suggesting a poorer condition of water renewal and unsuitability on water quality standards. This analysis showed to be a feasible alternative towards integrated management of water resources.

Palavras-chave: Modelagem integrada de qualidade da água, impactos devido ao assoreamento e urbanização, gestão dos recursos hídricos.

Introdução

Os estuários são corpos d'água costeiros, ambientes de transição entre águas do continente e do oceano, que apresentam uma livre conexão com o mar aberto e estão sujeitos à influência de vários agentes motores como as marés, a agitação marítima e os ventos. Tais agentes são responsáveis pela geração de correntes, fazendo das zonas estuarinas sistemas geomorfologicamente dinâmicos e heterogêneos.

Os processos envolvidos em um estuário, tais como a interação entre água doce e água do mar, os transportes de sedimentos em suspensão e de nutrientes orgânicos e inorgânicos, desempenham uma grande importância para os desenvolvimentos urbano, social e econômico das regiões estuarinas. No Brasil, muitos ambientes estuarinos forneceram um local propício para o desenvolvimento de grandes e médias cidades (Miranda et al., 2002) e,

como consequência de fenômenos naturais e antrópicos, vêm sofrendo alterações nos seus processos de erosão e sedimentação, de circulação das águas, de correntes de maré e de qualidade da água, além de modificações geomorfológicas

O material de fundo das zonas estuárias é composto por sedimentos, os quais são freqüentemente transportados pelas correntes provocando variações morfológicas dos fundos. Além disso, a ocupação humana das margens de estuários e lagunas conduz, freqüentemente, ao lançamento de águas residuais que causam problemas de degradação ambiental. A renovação e depuração das águas desses ambientes dependem de interações entre processos físicos, químicos, biológicos e geológicos.

A avaliação dos impactos decorrentes dos dejetos urbanos sobre os sistemas hídricos é complexa e necessita uma análise integrada das variáveis que contribuem para a geração das cargas de nutrientes, cargas que chegam ao estuário, capacidade de renovação das águas, entre outros. Associado aos efeitos do assoreamento, com redução das profundidades e conseqüente modificação da dinâmica da água na região estuarina, os efeitos dos efluentes urbanos sobre a qualidade da água do sistema são amplificados devido à dificuldade de renovação das águas. Neste sentido, uma forma eficiente de abordar o problema pode ser com a utilização de modelos integrados que possam representar a hidrodinâmica e a qualidade da água no sistema (Tucci, 1998; Fragoso Jr. et al, 2007), considerando as modificações e os efeitos decorrentes do assoreamento.

No Brasil, os estuários encontram-se em processo de evidente preenchimento sedimentar. Um exemplo é o da Embocadura Estuarina de São Luís, localizada na Ilha de São Luís, Estado do Maranhão, no interior da Baía de São Marcos (Figura 4.1). A região da Embocadura sofre grandes variações de níveis d'água, que ultrapassam os 6,0 m de amplitude, entre a baixa-mar e a preamar de sizígia, originando correntes hidráulicas de magnitudes consideráveis no interior do estuário. Na Embocadura Estuarina de São Luís as correntes externas são condicionadas pela circulação proveniente das correntes de enchente e vazante devido à Baía de São Marcos.

A partir da década de 1960 o equilíbrio do balanço sedimentar da área do Estuário de São Luís foi alterado, afetando também os processos litorâneos na Praia da Ponta da Areia. Esse desequilíbrio se deve basicamente às intervenções realizadas no estuário, sendo a principal delas a implantação da Barragem do Bacanga, que reduziu significativamente o prisma de maré, e conseqüentemente as vazões e velocidades das correntes de maré. Devido à drástica redução do prisma de maré, o banco de areia que mantinha a Praia da Ponta da Areia mais larga a leste da embocadura projetou-se formando um cordão arenoso único, à custa de

uma redução da largura da Praia da Ponta da Areia, devido aos efeitos erosivos que têm atingido as construções no pós-praia.

Durante a maré de vazante, a embocadura do Rio Anil recebia contribuição das águas provenientes do Rio Bacanga e, durante a maré de enchente, as águas que entravam no Estuário de São Luís concentravam-se na embocadura do Rio Anil, o que constituía um padrão de circulação responsável pela manutenção das profundidades verificadas no passado. Porém, atualmente vem ocorrendo uma situação inversa (HM, 2007), na qual parte considerável do escoamento do Rio Anil, bloqueada pela Ponta da Areia, deriva-se para o Rio Bacanga durante a vazante, enquanto que na enchente o escoamento para o estuário se dá de forma menos concentrada, com as águas atingindo o Rio Anil após contornar a Ponta da Areia. Com isso, o canal do Rio Bacanga apresenta, hoje, uma embocadura bem definida e praticamente bloqueada pelas areias da Ponta da Areia.

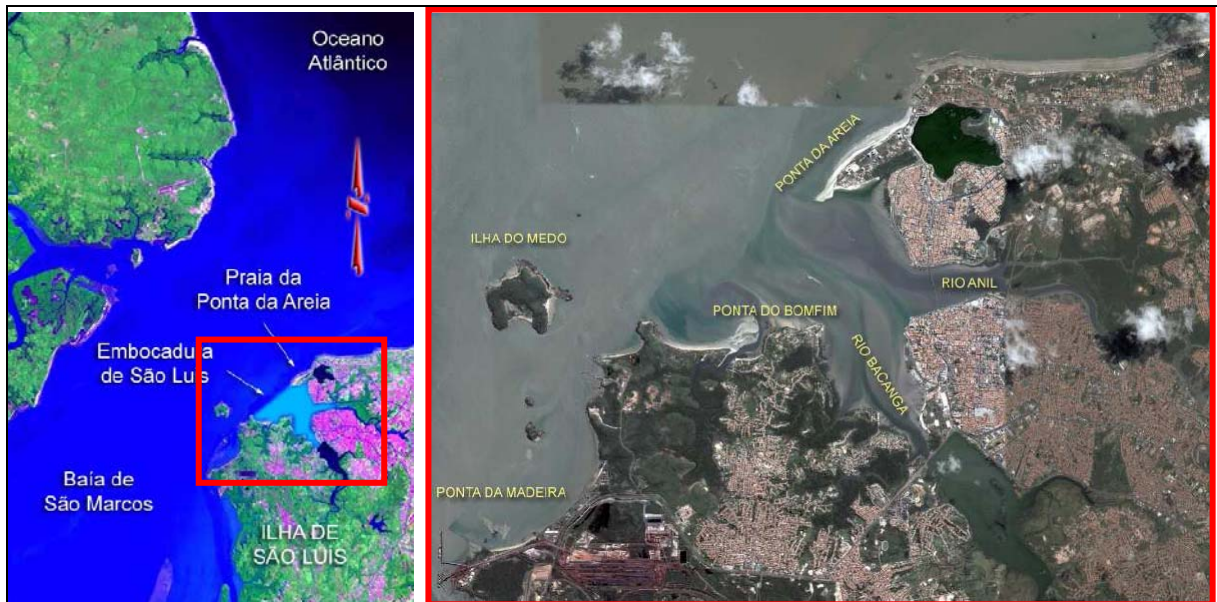


Figura 4.1. Localização da embocadura estuarina de São Luís.

Com o assoreamento da embocadura e com as erosões associadas na Praia da Ponta da Areia, os esgotos provenientes da urbanização podem deteriorar a qualidade da água. Além disso, observa-se, atualmente, uma evolução batimétrica e hidrodinâmica da desembocadura dos rios Anil e Bacanga e da erosão na praia da Ponta da Areia.

Com o tempo, o assoreamento da embocadura e erosões associadas na Praia da Ponta da Areia foi se agravando, o que levou a necessidade da implantação de uma obra que pudesse

contemplar diversas finalidades, tais como: engordamento de praia, recuperação parcial de profundidade do canal e revitalização da área. Para isso, em 2004 foi realizado um estudo conceitual da obra de um espigão costeiro na Praia da Ponta da Areia e, em 2006, foram realizadas modelagens numéricas buscando quantificar os processos marítimos atuais e futuros da Baía de São Luís (HM, 2007). Tais estudos buscaram entender melhor a evolução batimétrica e hidrodinâmica da desembocadura dos rios Anil e Bacanga e da erosão observada atualmente na praia da Ponta da Areia, avaliando também os impactos esperados com a implantação da obra.

Porém, estes estudos permitiram entender o processo de fluxo hidrodinâmico, mas ainda não eram conhecidos os efeitos integrados, sobre a qualidade da água, do assoreamento da Embocadura de São Luís, que vem provocando a redução da profundidade e conseqüente modificação da dinâmica da água na região, e da poluição por esgoto sanitário proveniente das populações das bacias do Bacanga e do Anil.

Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo apresentar uma avaliação do efeito da dinâmica e das condições de qualidade da água na Embocadura Estuarina de São Luís/MA para o cenário atual de conformação do estuário e para um cenário futuro que considera a evolução do assoreamento da embocadura.

Caracterização da área de estudo

A área de estudo abrange a Embocadura Estuarina de São Luís. São Luís, capital do estado do Maranhão, está localizada na ilha de São Luis, no Atlântico Sul, entre as baías de São Marcos e São José de Ribamar, possuindo uma área territorial de 827 km² e 978.824 habitantes (estimada em 2005 pelo IBGE). A Região Metropolitana de São Luis é composta pelos municípios de São José de Ribamar, Raposa, Paço do Lumiar e São Luís. Juntos perfazem uma população de, aproximadamente, 1,3 milhões habitantes. Esta Região está situada no arquipélago de ilhas do Golfão Maranhense com mais de 1.000 km².

O clima de São Luís é tropical, quente e semi-árido, onde a temperatura mínima na maior parte do ano fica acima de 25 graus e a máxima geralmente fica acima de 30° C. A região possui duas estações distintas: a estação seca, de julho a dezembro, e a estação chuvosa, de janeiro a junho. A média pluviométrica é de 1.953 mm.

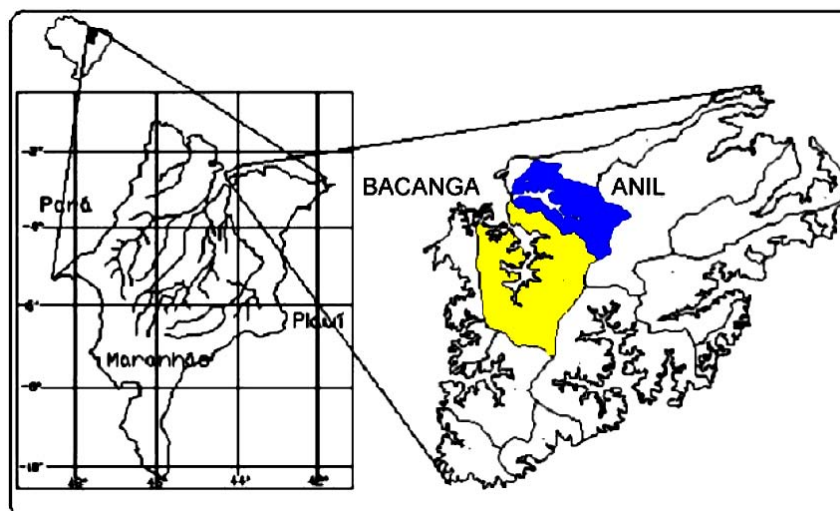


Figura 4.2. Bacias hidrográficas do Rio Bacanga e Anil na Ilha de São Luís.

O relevo da ilha de São Luís é ondulado, com altitude média de 25m, e o ponto mais elevado fica na região do aeroporto. Dois rios dividem a ilha, quase em duas, o Anil e o Bacanga, que compõem a embocadura estuarina de São Luís, a qual se estende da Ponta da Guia até a Ponta da Areia, estando localizada na margem leste da Baía de São Marcos. A Figura 4.2 apresenta as bacias hidrográficas dos rios Bacanga e Anil, na Ilha de São Luís.

Bacia do Bacanga

O Rio Bacanga tem como tributário a rio das Bicas e representa um braço de mar com nascentes na região do Maracanã, percorrendo 22 km dentro da Ilha de São Luís, onde se localiza a cidade de São Luís. Seu comportamento hidrodinâmico se deve quase que exclusivamente à variação das marés. O rio era uma enseada do Oceano Atlântico que foi fechada por uma barragem, denominada de barragem do Bacanga.

Originalmente a barragem existente foi projetada buscando manter níveis abaixo da cota 5,8 m. Porém, o processo de ocupação urbana originou bairros em áreas com possibilidade de alagamento entre a meiamar e a preamar, como os de Areinha, Coroado e Coroadinho. Assim, visando ao aproveitamento de certas áreas marginais ao lago e evitando inundações, a operação no reservatório foi modificada para fixar cotas máximas em torno de 2,5 a 3,5 m.

A bacia do rio Bacanga tem uma área de drenagem de 86,3 km², formada por um conjunto de sub-bacias da Ilha de São Luís. Antes da barragem o escoamento proveniente da

bacia era insignificante, perto dos volumes de entrada e de saída produzido pela maré na enseada. Atualmente o rio Bacanga representa um grande depósito dos esgotos de São Luís, recebendo os dejetos de descargas diretas, ou através de tributários que tenham suas nascentes dentro da própria cidade.

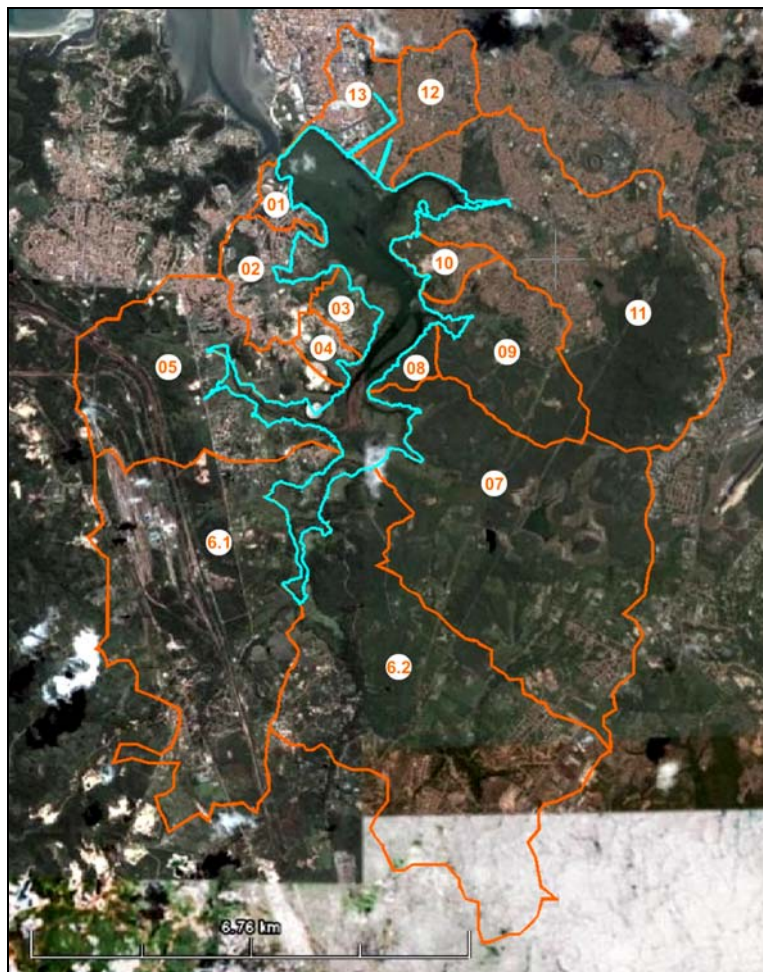


Figura 4.3. Bacia do rio Bacanga, suas sub-bacias e mancha urbana (imagem do Google Earth, 2008).

A bacia total contribuinte ao lago do Bacanga foi discretizada por TC/BR (2005) com base em 15 sub-bacias, as quais estão caracterizadas na imagem de satélite da Figura 4.3, onde também se observa a mancha urbana da bacia, representada por sub-bacias.

Na Bacia do rio Bacanga vivem cerca de 200 mil pessoas (TC/BR, 2005) distribuídas em 57 bairros. Grande parte destas áreas foi ocupada de maneira irregular, o que provocou, ao longo dos anos, o surgimento de bairros sem infra-estrutura e pessoas vivendo sem condições de higiene adequada. A área urbanizada concentra-se na porção centro-norte da bacia, nas proximidades da barragem e junto ao lago.

Segundo TC/BR (2005), a população total da Bacia do Bacanga foi estimada em 195.353. Em um estudo anterior de modelagem hidrodinâmica e de qualidade de água do reservatório do bacanga (Tucci et al., 2007) foi considerada uma taxa de crescimento linear da população da São Luís de 906.567 hab, em 2002, para 978.824 hab, em 2005 (estimativas do IBGE), e estimou-se a população da Bacia do Bacanga como 210.824 hab no ano de 2005.

Bacia do Anil

A Bacia Hidrográfica do Rio Anil concentra a maior área urbanizada relativa na Ilha de São Luís, além de ser a mais densamente urbanizada e está localizada na porção NO da ilha, entre as coordenadas 02°29''S, 44°12''W e 02°34''S, 44°18''W (Figura 4.4). Ao norte faz limite com a bacia Litorânea, enquanto que ao sul faz fronteira com a bacia do Rio Bacanga, a leste com a bacia do Rio Paciência e a oeste com a Baía de São Marcos.

O Rio Anil é um braço de mar com cerca de 13,8 km de extensão, alimentado pelo fluxo das marés da Baía de São Marcos. Seu regime hidrológico no período de estiagens é totalmente vinculado ao fluxo das marés, sem contribuições relevantes de montante.



Figura 4.4. Bacia Hidrográfica do Rio Anil e sua mancha urbana (imagem do Google Earth, 2008).

A bacia hidrográfica do Rio Anil possui 33 km² de área e uma densidade de drenagem da ordem de 1,47 km/km². A sua altimetria varia de 5 a 60 m de altitude. A bacia vem sofrendo significativamente com o forte adensamento populacional dos últimos 30 anos,

com conseqüente ocupação das áreas mais baixas, onde estão localizados os manguezais e as várzeas (Alcântara, 2005).

A precipitação pluviométrica média anual na bacia é da ordem de 1.900 mm (Caridade e Santos, 2007), sendo que o período chuvoso estende-se de janeiro a junho. As temperaturas médias variam entre 26°C e 27°C, e seu regime hidrológico é fortemente influenciado pelo ciclo de marés em cerca de 2/3 da extensão de seu curso, característica comum dos rios da ilha de São Luís.

A urbanização recobre mais de 65% da superfície disponível da bacia, resultado do seu processo histórico de ocupação e caracterizado pela ausência de planejamento e deficiência nos sistemas de abastecimento hídrico e na infra-estrutura sanitária (Caridade e Santos, 2007). Com a urbanização, também nota-se um gradual acréscimo de áreas ocupadas da planície flúvio-marinha, em terrenos de manguezais aterrados mecanicamente. De acordo com o estudo censitário de 2007, estima-se que a população atual na Bacia do Anil seja de, aproximadamente, 289.600 habitantes, dos quais aproximadamente 200.000 vivem em regiões providas por esgotamento sanitário.

Modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE

O Modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE é um complexo sistema computacional para avaliação dos fluxos tridimensionais hidrodinâmicos, químicos e biológicos de ecossistemas aquáticos, o qual pode ser adquirido sem custos através do endereço www.iph.ufrgs.br/peld. Uma descrição mais detalhada da estrutura computacional do modelo pode ser encontrada em Fragoso Jr (2005). Neste estudo foi utilizada uma versão simplificada do modelo. Foi adotada uma aproximação bidimensional horizontal (2DH) para simulação da quantidade e qualidade da água, uma vez que os processos na região estuarina de São Luís podem ser considerados bem misturados verticalmente (não estratificado). O modelo permite identificar os padrões de qualidade da água para a região simulada, levando em consideração o enchimento e a secagem das áreas limítrofes durante os ciclos de maré e do escoamento de montante das sub-bacias hidrográficas.

Discretização do domínio

De acordo com os critérios de estabilidade numérica, foi possível estabelecer os valores de discretização no tempo e no espaço, os quais se inserem, com folga, dentro dos limites de precisão (aproximação da solução real) e estabilidade do modelo. Assim, o domínio do sistema foi discretizado utilizando células regulares de 50 x 50 m e considerando que as

células abaixo da cota 4,00 m (Figura 4.5b) seriam computacionalmente ativas (Figura 4.5a), resultando em uma malha constituída por 296 linhas e 304 colunas, formando um total de 89.984 células, dos quais apenas 8.008 células computacionais (8,89%) são internas ao sistema e computacionalmente ativas. Neste caso foi possível utilizar, dentro do limite de estabilidade numérica e precisão desejada, um intervalo de tempo de 30s (0,5 minuto). Adotando esta discretização o custo computacional com todos os módulos ativos é relativamente alto, exigindo 6 horas em tempo real em um computador Pentium IV com um processador de 3.2 GHz para cada dia de simulação.

Cenários de simulação

Descrição dos cenários

Os objetivos gerais deste estudo foram: (a) avaliar a qualidade da água para a embocadura estuarina de São Luis considerando cenários de batimetria atual e futuro (2027) para situações extremas de maré (sizígia e quadratura); e (b) definir alternativas para a conservação ambiental do ecossistema costeiro de São Luis. Neste artigo apresentaremos apenas os resultados obtidos na avaliação da qualidade da água na Embocadura Esturina de São Luís considerando o estágio atual da embocadura e a projeção futura da batimetria, que leva em conta o assoreamento da região da embocadura com a perda da capacidade de conexão e renovação das águas entre a foz e a Baía de São Marcos. O estudo de alternativas visando à conservação ambiental do ecossistema será oportunamente apresentado em um futuro artigo. Na Figura 4.6 é apresentado o fluxograma metodológico deste estudo.

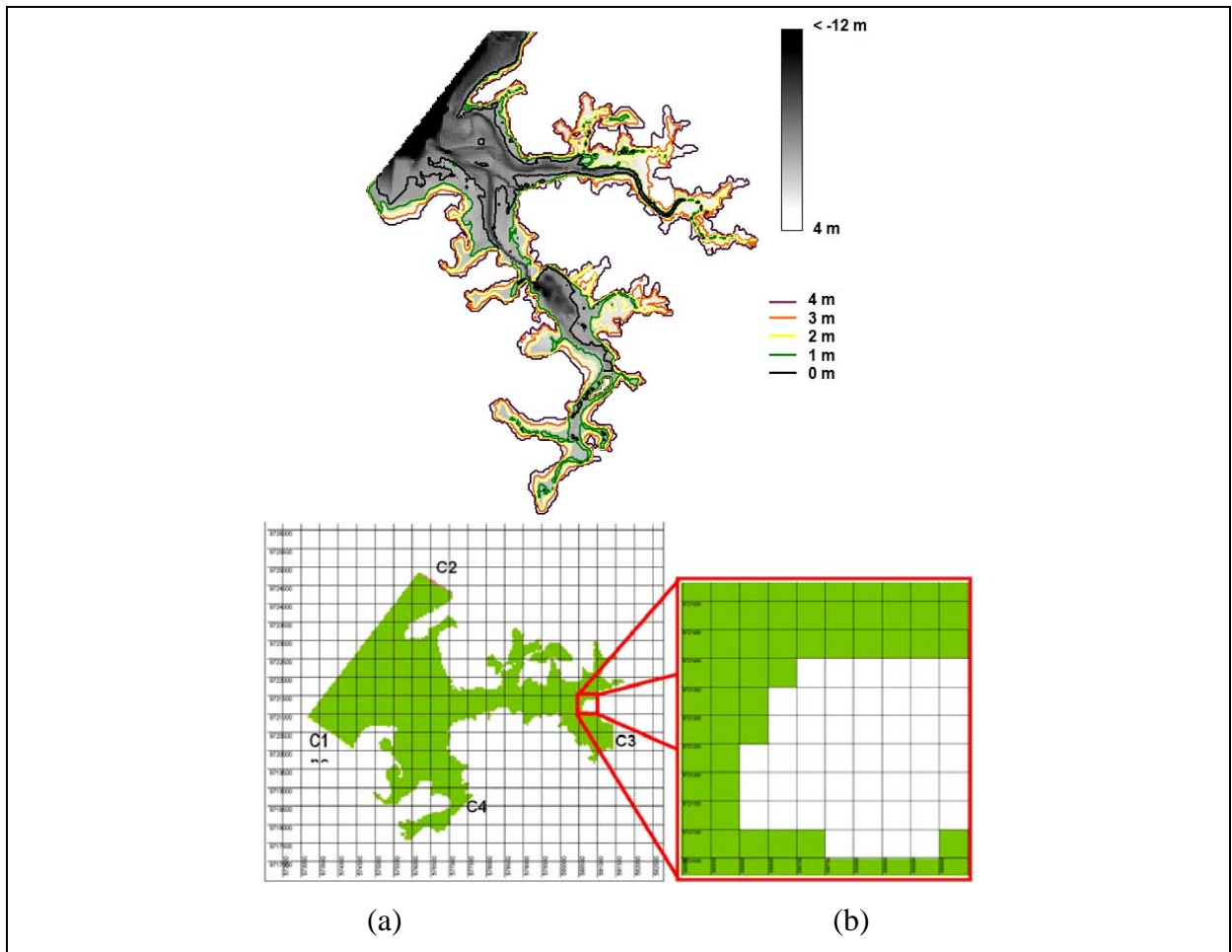


Figura 4.5. (a) Batimetria e curvas de níveis da embocadura estuarina de São Luís e reservatório do Bacanga. (b) Apresentação da discretização espacial realizada na embocadura estuarina de São Luís (coordenadas em UTM-22S). Em destaque, pode ser observada a grade computacional implementada (células de 50 x 50 m) referente a uma quadrícula localizada em um dos braços do sistema (rio Anil). Os pontos C1, C2, C3 e C4 referem-se as condições de contorno do sistema.

Desta forma foram propostos 04 (quatro) cenários de simulação, os quais permitem contemplar:

- o uso do solo da bacia hidrográfica do rio Anil e do reservatório do Bacanga. Para isso foram analisados o cenário de ocupação e urbanização atual e o cenário futuro de ocupação urbana previsto para 2030;
- a variabilidade típica da maré analisada foi de um ciclo completo de maré mensal (sizígia e quadratura); e
- a modificação da batimetria de fundo na embocadura estuarina do São Luís devido ao assoreamento na região da foz (acúmulo de sedimentos provenientes das bacias).

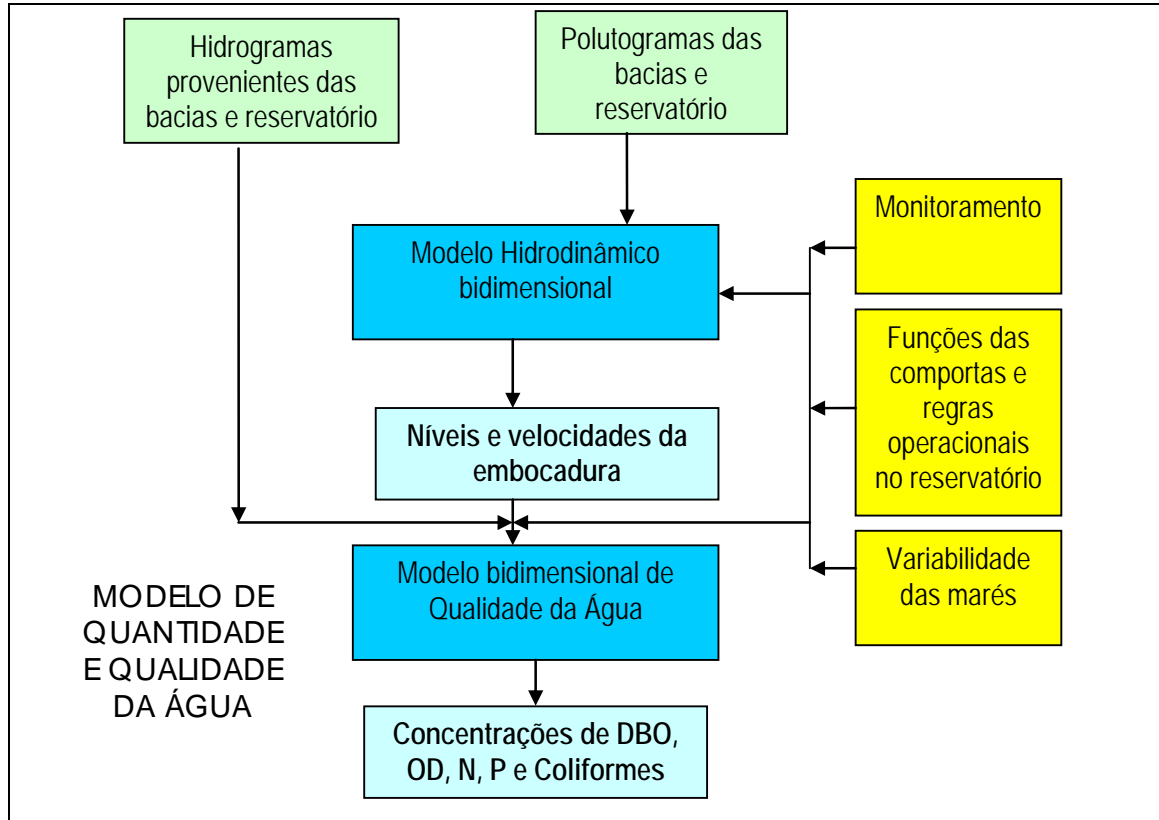


Figura 4.6. Fluxograma da modelagem da quantidade e qualidade da água na embocadura estuarina de São Luís.

A Figura 4.7 mostra a batimetria da embocadura estuarina no cenário atual e futuro, respectivamente. Para cada cenário foram computadas as variáveis hidrodinâmicas (i.e. nível e velocidade da água) e de qualidade da água (i.e. DBO5, OD, Nitrogênio total, Fósforo total e Coliformes fecais) em um intervalo de tempo de 12 em 12 horas para todos os pontos da malha computacional.

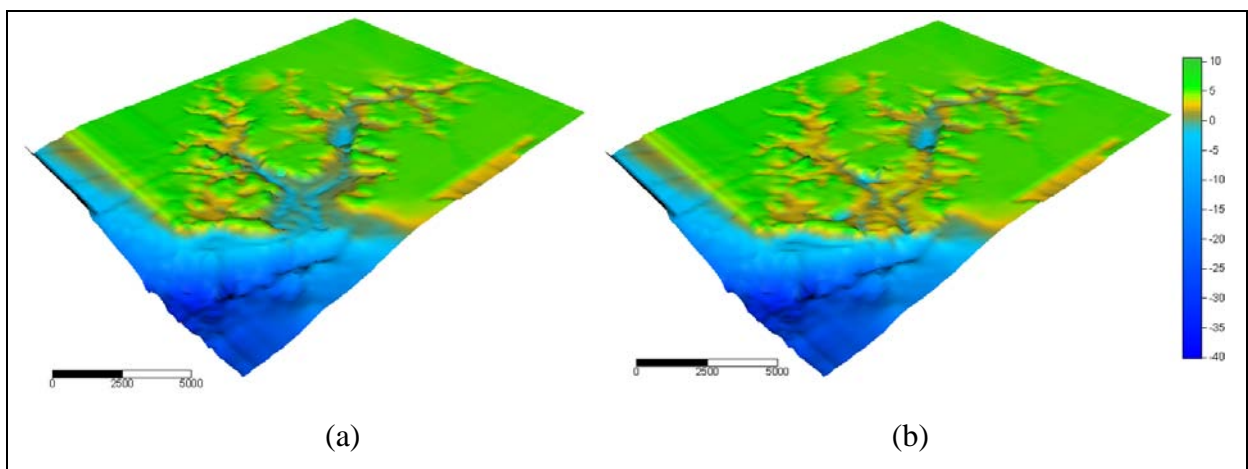


Figura 4.7. (a) Batimetria atual da embocadura estuarina de São Luís (Cotas IBGE – 2007). (b) Estimativa futura da batimetria da embocadura estuarina de São Luís (Cotas IBGE – 2027).

Por questões de simplificação apenas apresentaremos os resultados obtidos para as variáveis DBO5 e OD. Além disso, alguns locais característicos foram escolhidos para verificação da variação das variáveis no tempo. Os locais escolhidos neste trabalho são os indicados na Figura 4.8.

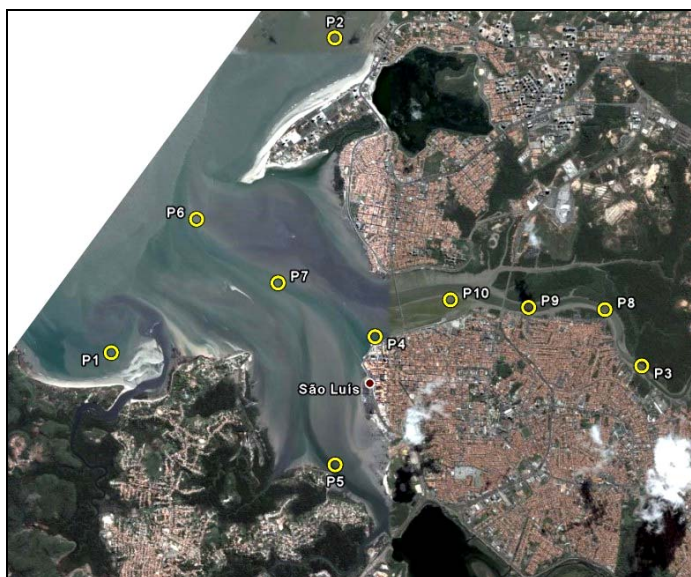


Figura 4.8. Localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água.

Condições de contorno

O modelo utilizou como condições de contorno os hidrogramas e os polutogramas provenientes da bacia hidrográfica do rio Anil e do reservatório do Bacanga e a variação de maré definidos nos cenários já descritos.

Com base no dado populacional da bacia do rio Anil, foram geradas as cargas de aporte à embocadura para os cenários atual e futuro. A concepção destas cargas levou em consideração: (a) as vazões de esgoto diárias geradas que correspondem a 80% do consumo de água per capita (coeficiente de retorno); (b) o consumo per capita médio para a bacia do Anil (considerado como 200 L/dia); (c) as vazões de esgoto com comportamento variável durante o dia (picos de consumo de água às 7:00, 13:00 e 20:00 horas); e (d) as concentrações médias consideradas para o esgoto bruto doméstico (DBO5 = 300 mg/L ; P = 9 mg/L ; N = 50 mg/L e Coliformes fecais = 2×10^9 NUM/100ml)¹.

Para estimativa da vazão e cargas na conexão do reservatório do Bacanga com a embocadura estuarina de São Luís, foi adotada a situação mais desfavorável do ponto de vista

de qualidade da água, a qual foi constatada a partir da simulação hidrodinâmica e de qualidade da água para o reservatório do Bacanga em estudos anteriores (Tucci et al., 2007). Esta situação envolve o tipo de solo atual, sem tratamento de esgoto para um cenário de estiagem (quando as precipitações são nulas ou pequenas). A situação mais desfavorável de maré adotada foi a de sizígia para o período de seca. A operação atual das comportas durante o período de estiagem tem como objetivo principal manter a qualidade da água e, preferencialmente, as funções ambientais do reservatório. Na situação atual, foi considerada apenas 01 (uma) comporta de segmento em um ciclo de 14 dias. As operações alternadas são durante 6 dias, uma a cada dia, sendo uma de vazante e outra de enchente. Desta forma, o modelo hidrodinâmico e de qualidade da água foi utilizado, registrando em cada passo de tempo as variáveis de interesse. Estes resultados foram utilizados como condição de contorno do reservatório do Bacanga para as simulações na embocadura estuarina.

Dada esta grande amplitude de maré encontrada na região de estudo, os efeitos de maré meteorológica são proporcionalmente bem pequenos, e foram negligenciados neste estudo. Assim, foram utilizados dados dos seguintes marégrafos (Figura 4.1) Alcântara, localizado nas coordenadas UTM E564303, N9733627 sad69; 2) São Luís (antigo Porto de São Luís), localizado nas coordenadas UTM E576751, N9720412 sad69; 3) Ponta da Madeira (baía de São Marcos), localizado nas coordenadas UTM E569267, N9716335 sad69 (GAPON – Gerência de Operação Portuária). Estes dados referem-se às suas constituintes ou também chamadas componentes harmônicas. Através das constituintes harmônicas, com o uso de fórmulas numéricas, consegue-se fazer a previsão dos níveis de maré de cada uma das localidades. Estas constituintes foram obtidas a partir da análise harmônica de dados de medições de maré desenvolvida pela FEMAR (Fundação de Estudos do Mar). Desta forma, os níveis de maré para a cada estação maregráfica foram determinados em intervalos de 1h, no período entre janeiro a dezembro de 2007.

Calibração hidrodinâmica

Os parâmetros de calibração do módulo hidrodinâmico são variados. O modelo hidrodinâmico possui cinco parâmetros, a saber: (a) coeficiente de viscosidade turbulenta; (b) coeficiente de arraste do vento; (c) coeficiente de rugosidade de fundo de Chezy; e (d)

¹ Estes valores são usuais no dimensionamento de sistemas de tratamento de esgotos domésticos (Von Sperling, 1996)

ponderador temporal do esquema numérico. Seus valores iniciais foram encontrados na literatura e adotados conforme a experiência em outras simulações em reservatórios ou problemas semelhantes, porém estes valores ficaram sujeitos a modificações durante a fase de ajuste (Martin e McCutcheon, 1998).

Os parâmetros (a) e (d) foram fixados conforme valores padrões e, para manter a estabilidade do esquema numérico, seus valores foram admitidos como $15 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ e 0,55, respectivamente. O parâmetro (b) foi admitido igual a zero, uma vez que o efeito do vento sobre a circulação das águas é pequeno comparado ao efeito provocado pelas comportas. O parâmetro (c) foi ajustado durante a simulação hidrodinâmica. O parâmetro (c) está relacionado com a conectividade e transferência de massa d'água de uma célula para outra.

O procedimento de verificação da calibração do modelo numérico hidrodinâmico se deu através da comparação dos níveis da maré obtidos pelo modelo no ponto onde se situa o mareógrafo do antigo Porto de São Luís. O resultado da calibração do modelo hidrodinâmico é apresentado na Figura 4.9.

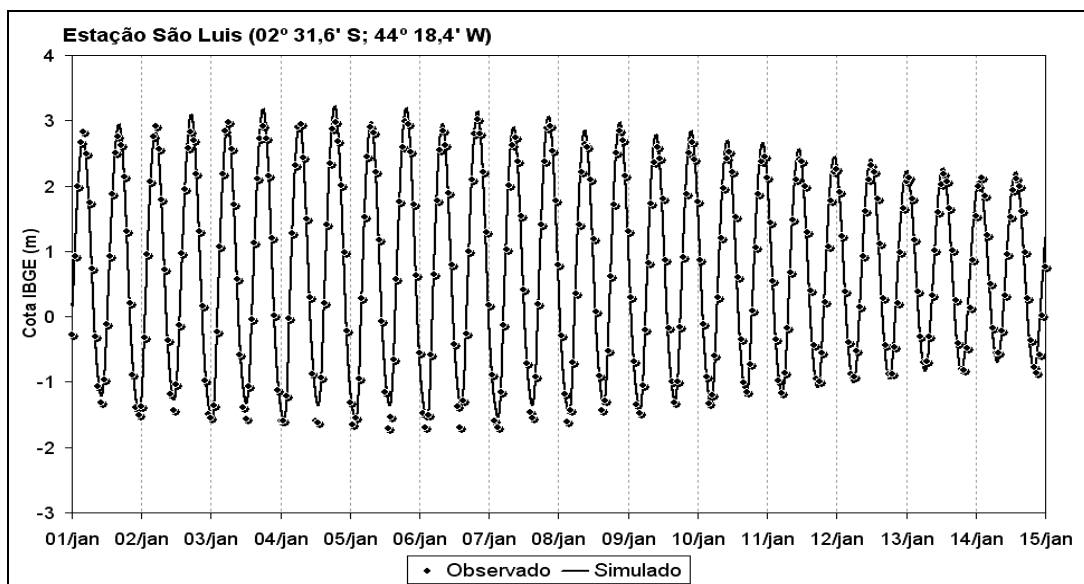


Figura 4.9. Comparação de níveis de maré simulado e observado na estação São Luís.

Observa-se uma boa aproximação entre os níveis observados na estação maregráfica e os níveis calculados pelo modelo hidrodinâmico, mostrando que o modelo consegue reproduzir a sua variabilidade e magnitude. O valor obtido para o coeficiente de rugosidade de fundo foi baixo, indicando uma transferência rápida entre as células.

Resultados e discussão

Simulação Hidrodinâmica

Cenário Atual

A Figura 4.10 e Figura 4.11 apresentam a variação da velocidade em campos espaciais para toda a região simulada durante um ciclo de maré, considerando marés de sizígia e quadratura, respectivamente. Das figuras se constata um gradiente de velocidade partindo da Baía de São Marcos até as extremidades internas do estuário (ponto mais a montante do rio Anil e no reservatório do Bacanga). Porém, os valores de velocidade para a maré de quadratura são aproximadamente três vezes menores do que no caso de maré sizígia. Nesta última, os campos de velocidade na embocadura são relativamente altos, apresentando valores da mesma ordem dos observados fora da foz.

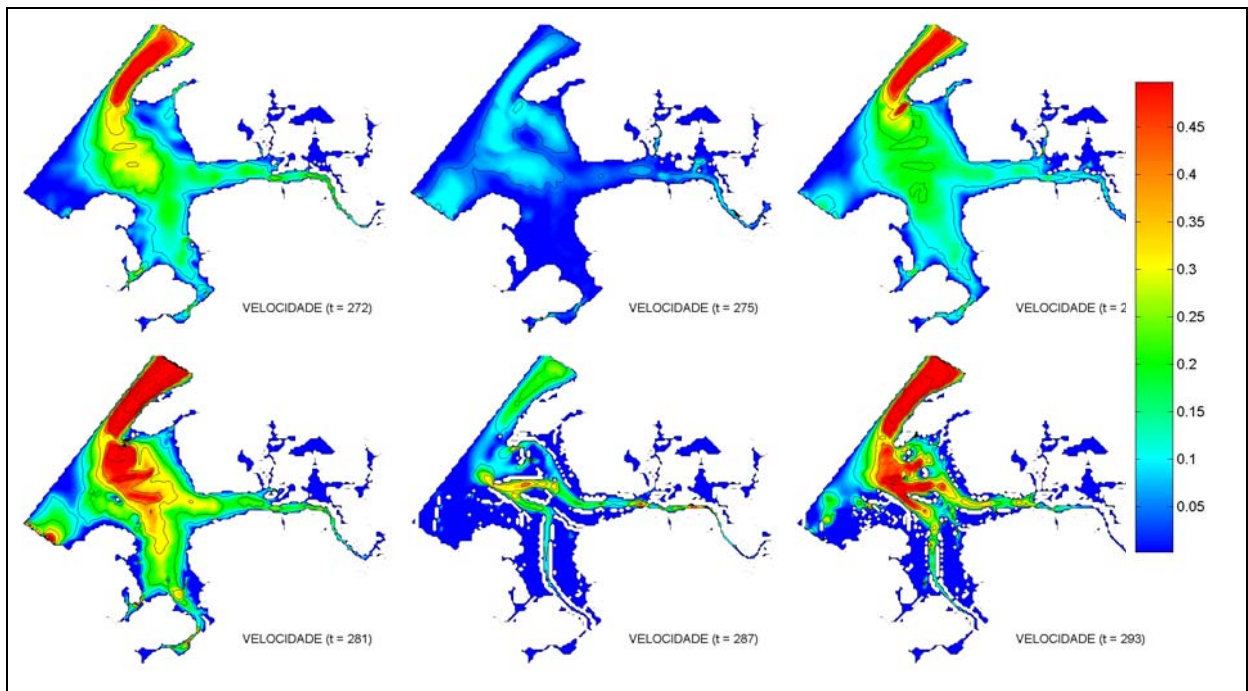


Figura 4.10. Campos espaciais da velocidade absoluta da água no cenário atual, em um ciclo de maré (preamar/baixa-mar/preamar), considerando uma maré de sizígia.

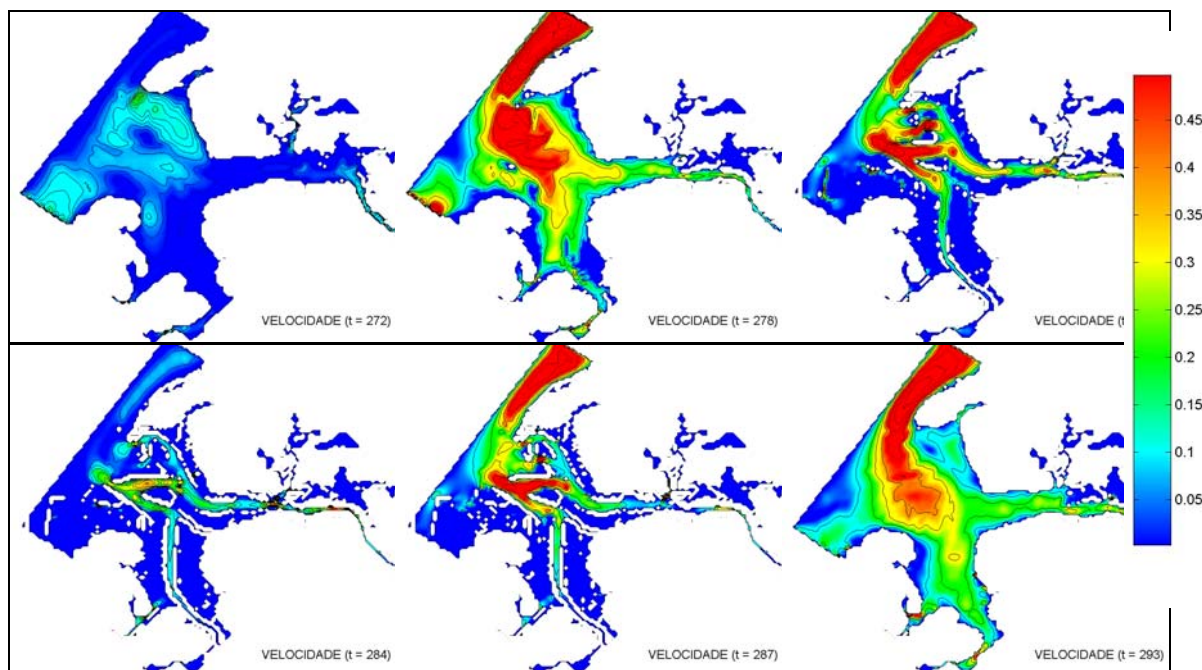


Figura 4.11. Campos espaciais da velocidade absoluta da água no cenário atual, em um ciclo de maré (preamar/baixa-mar/preamar), considerando uma maré de quadratura.

Uma análise das velocidades absolutas da água para os pontos monitorados indicou uma perda de velocidade devido à redução da amplitude de maré para o caso da maré de sizígia e, observando o gradiente de velocidade entre esses pontos, se verificou uma perda de energia entre pontos dentro e fora da foz. Para a maré de quadratura, observam-se os mais altos valores de velocidade na Baía de São Marcos (ponto P2, fora da foz) e em pontos de estrangulamentos como, por exemplo, na embocadura (ponto P7).

Uma avaliação dos níveis de água, para as duas marés, em diversos pontos da embocadura estuarina de São Luís indicou uma suave perda do prisma de maré entre os pontos fora e dentro do estuário. Em situações de baixa-mar, alguns pontos secaram e permaneceram com a mesma cota como, por exemplo, os pontos P1 e P5.

Cenário Futuro

A Figura 4.12 e Figura 4.13 apresentam a variação da velocidade em campos espaciais durante um ciclo de maré, considerando marés de sizígia e quadratura, respectivamente. Para a maré de sizígia verificou-se um gradiente abrupto na foz do São Luís e campos de velocidade reduzidos na embocadura, apresentando valores bem diferentes do que fora da foz (Baía de São Marcos). Na maré de quadratura, em certos momentos, ao contrário da maré de sizígia, os campos de velocidade na embocadura foram maiores do que os apresentados fora da foz (Baía de São Marcos).

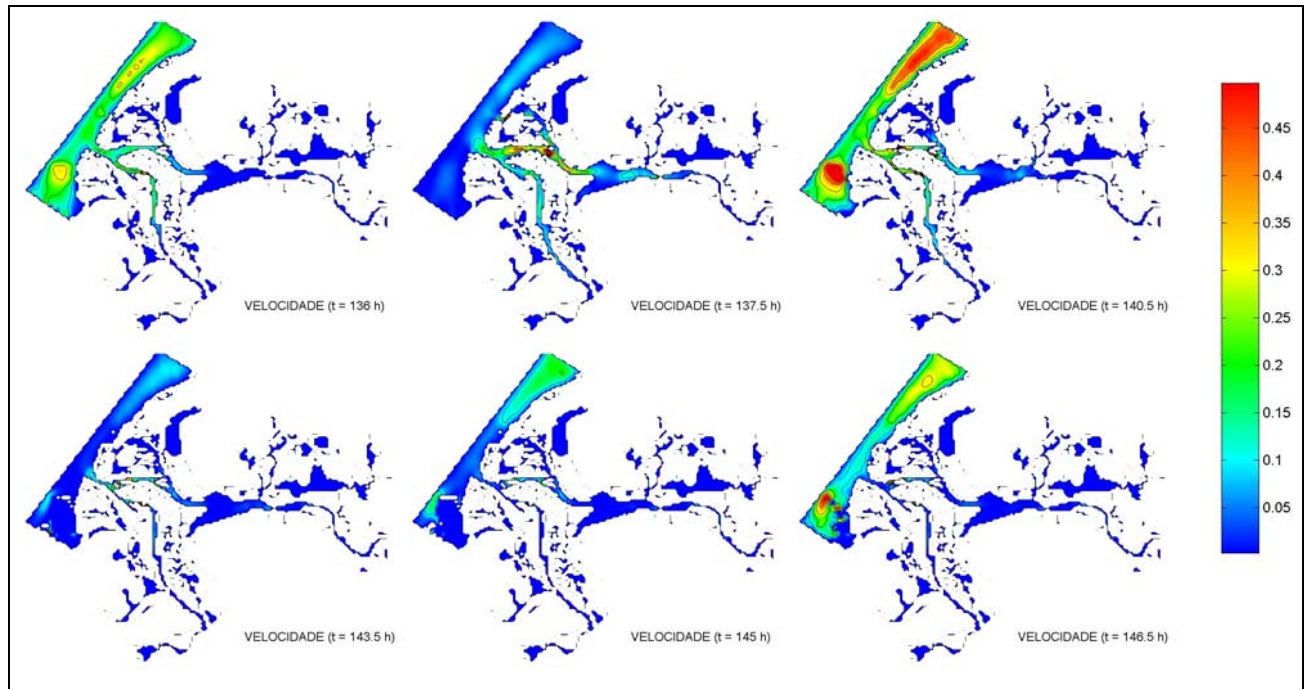


Figura 4.12. Campos espaciais da velocidade absoluta da água no cenário futuro, em um ciclo de maré (preamar/baixa-mar/preamar), considerando uma maré de sizígia.

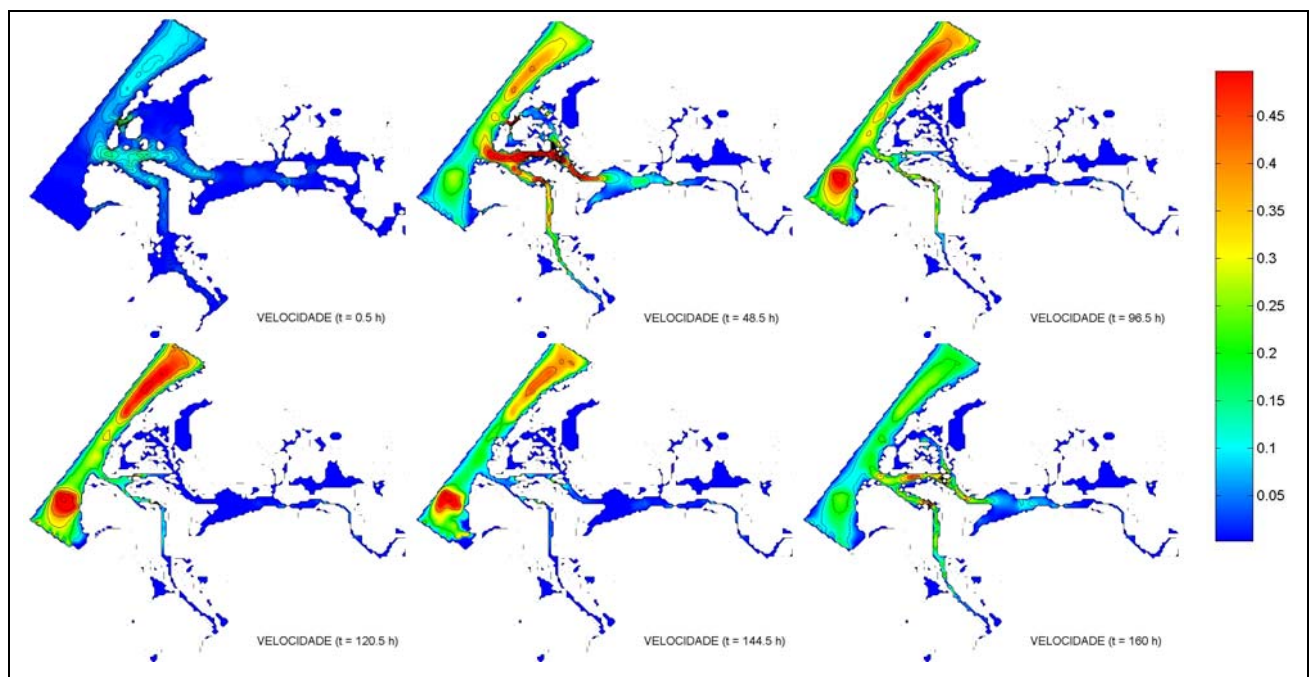


Figura 4.13. Campos espaciais da velocidade absoluta da água no cenário futuro, em um ciclo de maré (preamar/baixa-mar/preamar), considerando uma maré de quadratura.

O assoreamento na embocadura estuarina também produz profundas modificações na variabilidade dos níveis de marés e na velocidade da água dentro do estuário. Uma avaliação dos níveis e das velocidades da água em diversos pontos da embocadura estuarina de São Luís mostrou que, para a maré de sizígia, algumas regiões parcialmente secas no cenário atual tornaram-se ilhas (pontos P5 e P7 mostram um decaimento do nível devido à evaporação). Ainda para a maré de sizígia, também pôde ser observada uma perda de energia e do prisma de maré, indicando uma redução do fluxo de água na embocadura.

Além da perda evidente de energia e do prisma de maré decorrente das alterações morfológicas no estuário, a situação de maré de quadratura produziu uma significativa redução do fluxo de água na embocadura. Isto mostra que esse cenário é o mais desfavorável em termos de conexão e troca de água com a Baía de São Marcos.

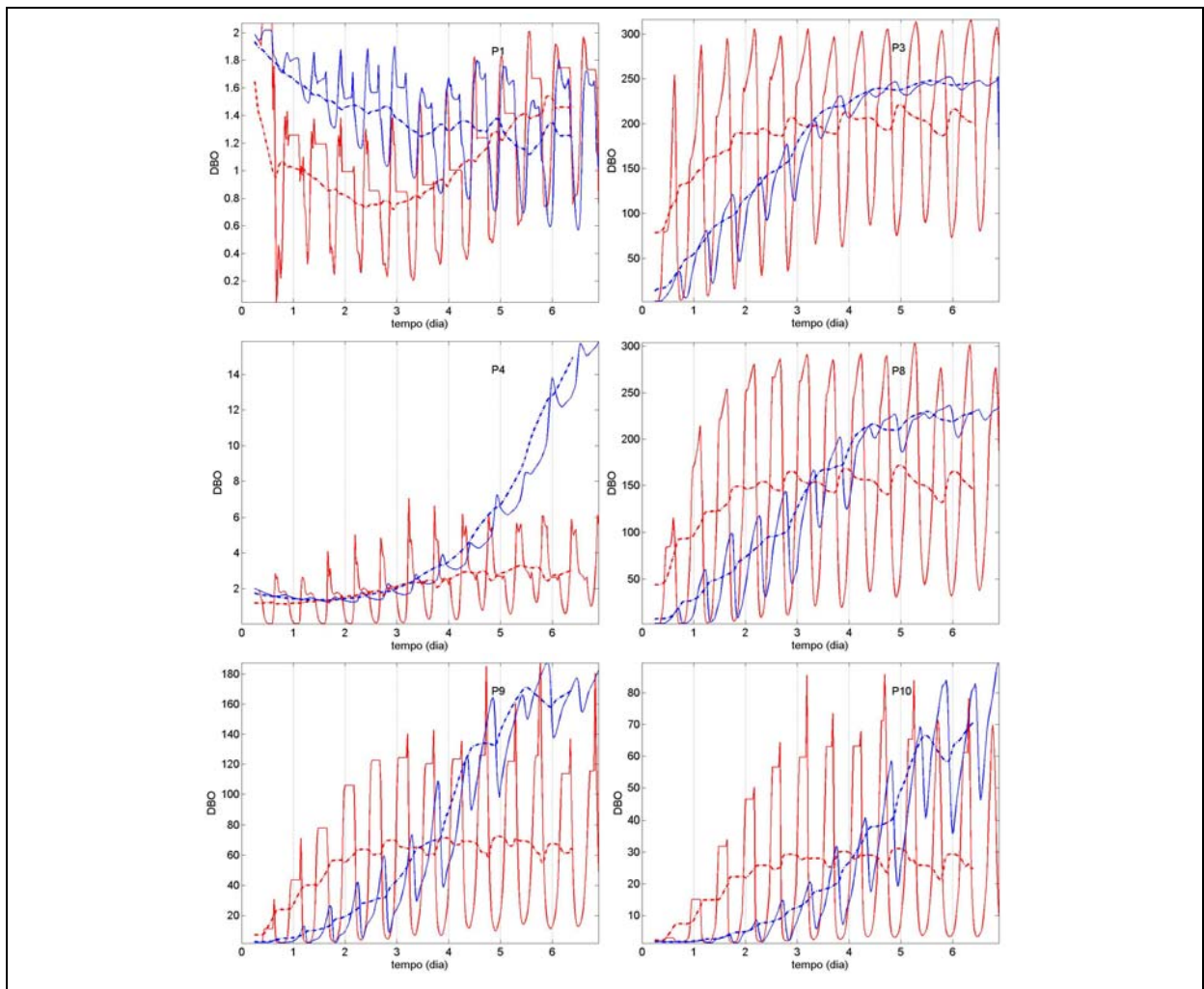


Figura 4.14. Comparação da concentração de DBO (mg/l) para os cenários atual (linha vermelha) e futuro (linha azul), considerando uma maré de sizígia. As linhas tracejadas representam as médias móveis de 12 horas para os cenários simulados.

Simulação da Qualidade da Água

Maré de Sizígia

Na Figura 4.14 e Figura 4.15 são apresentadas comparações das concentrações de DBO e OD entre os cenários atual e futuro, para o caso da maré de sizígia. As médias móveis de 12 horas também são apresentadas buscando uma melhor visualização de quanto crítico fica o cenário futuro em alguns pontos, tendo em vista a grande variabilidade das concentrações no cenário atual. Uma vez que a mancha de poluição, no cenário futuro, que se propaga ao longo da calha do rio Anil não atinge alguns pontos mais a jusante da foz ao final de sete dias de simulação, foram selecionados outros pontos ao longo do Anil para esta comparação (pontos P8, P9 e P10, de montante para jusante do rio Anil).

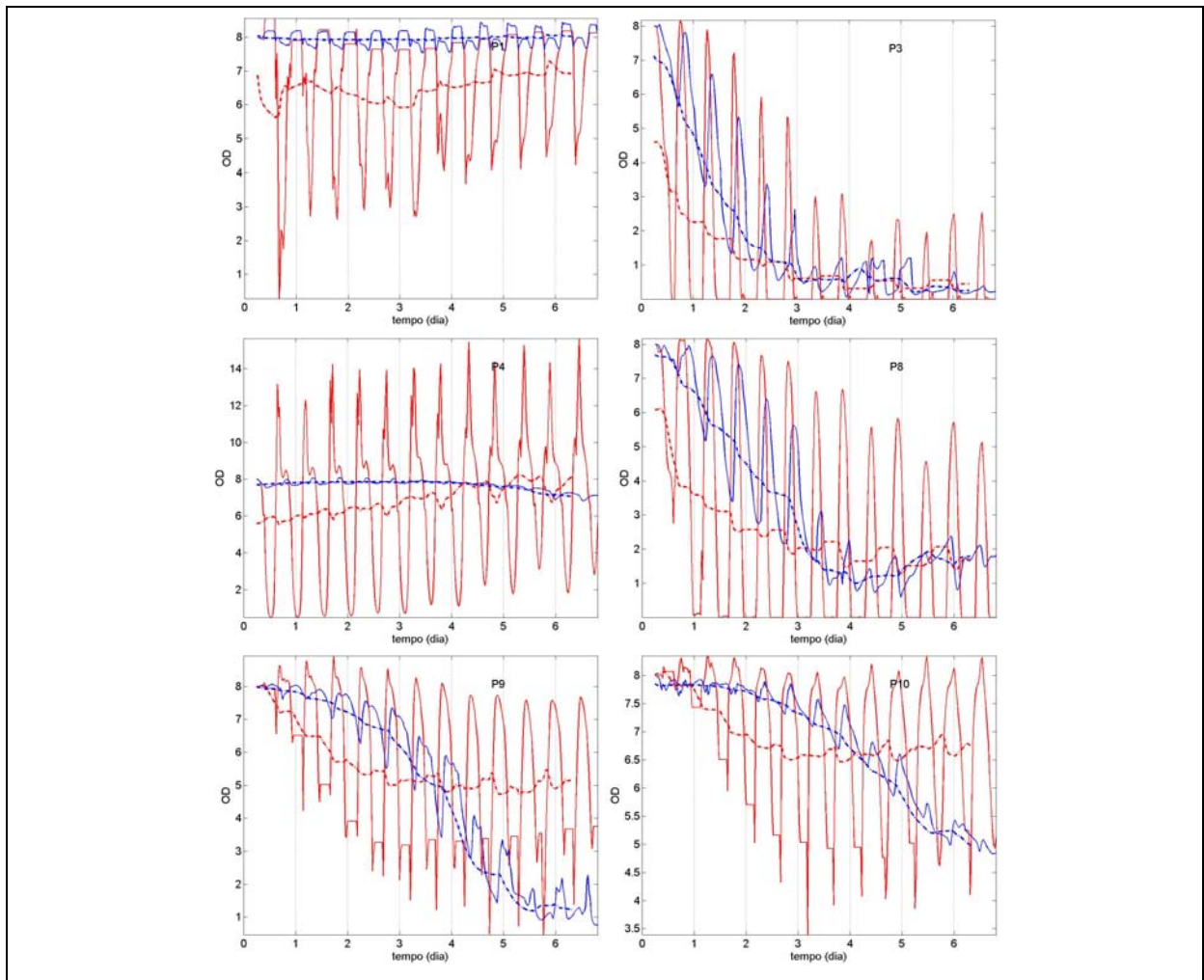


Figura 4.15. Comparação da concentração de OD (mg/l) para os cenários atual (linha vermelha) e futuro (linha azul), considerando uma maré de sizígia. As linhas tracejadas representam as médias móveis de 12 horas para os cenários simulados.

Em termos de concentrações médias de DBO, observa-se um gradiente espacial de degradação crescente, partindo de pontos mais a montante do rio Anil (ponto P3, menor diferença entre os cenários) para pontos localizados na foz (ponto P4, maiores diferenças). Ao final de sete dias de simulação, em pontos mais próximos da foz (Ponto P4), observa-se uma poluição aproximadamente sete vezes maior para o cenário futuro. Para esse parâmetro, em pontos como P4 e P10 os valores DBO não atingem um estado estável ao final da simulação, ao contrário de pontos localizados no Anil.

Comparando os valores médios de OD para o cenário atual e futuro, observa-se que em pontos mais a montante do Anil (Pontos P3 e P8) não existe uma diferença significativa entre os cenários. Por outro lado, em pontos mais a jusante do Anil (P9 e P10), fica evidente um estado de maior degradação para o cenário futuro (aproximadamente cinco vezes maior).

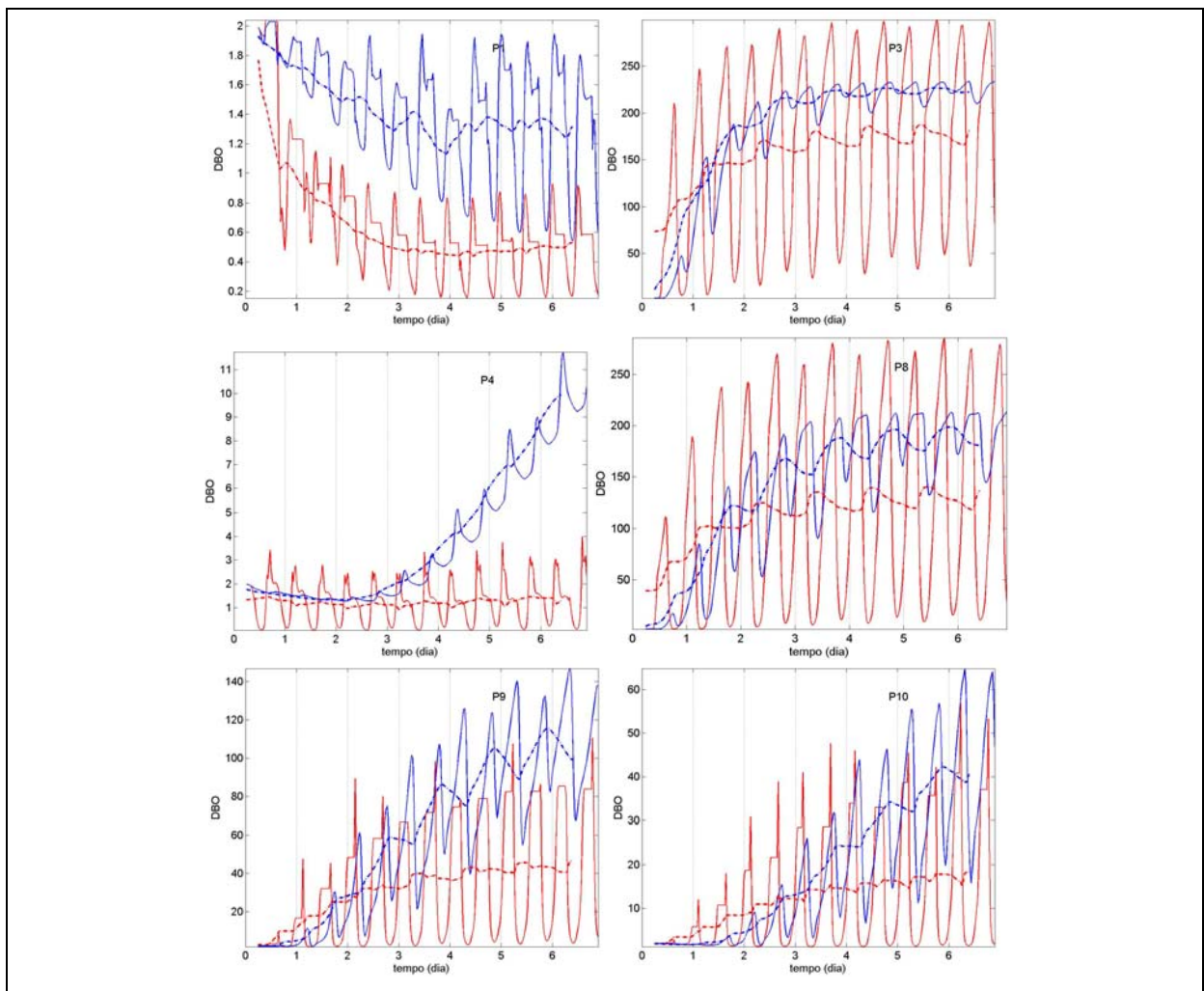


Figura 4.16. Comparação da concentração de DBO (mg/l) para os cenários atual (linha vermelha) e futuro (linha azul), considerando uma maré de quadratura. As linhas tracejadas representam as médias móveis de 12 horas para os cenários simulados.

Maré de Quadratura

Na Figura 4.16e na Figura 4.17 são apresentadas comparações das concentrações de poluentes entre os cenários atual e futuro, para o caso da maré de sizígia. As médias móveis de 12 horas para os cenários simulados também são apresentadas nas correspondentes figuras. A análise das médias proporcionou uma melhor visualização de quanto crítico fica o cenário futuro em alguns pontos, tendo em vista a grande variabilidade das concentrações no cenário atual. Uma vez que a mancha de poluição, no cenário futuro, que se propaga ao longo da calha do rio Anil não atinge alguns pontos mais a jusante da foz ao final de sete dias de simulação, foram selecionados outros pontos ao longo do Anil para esta comparação (pontos P8, P9 e P10).

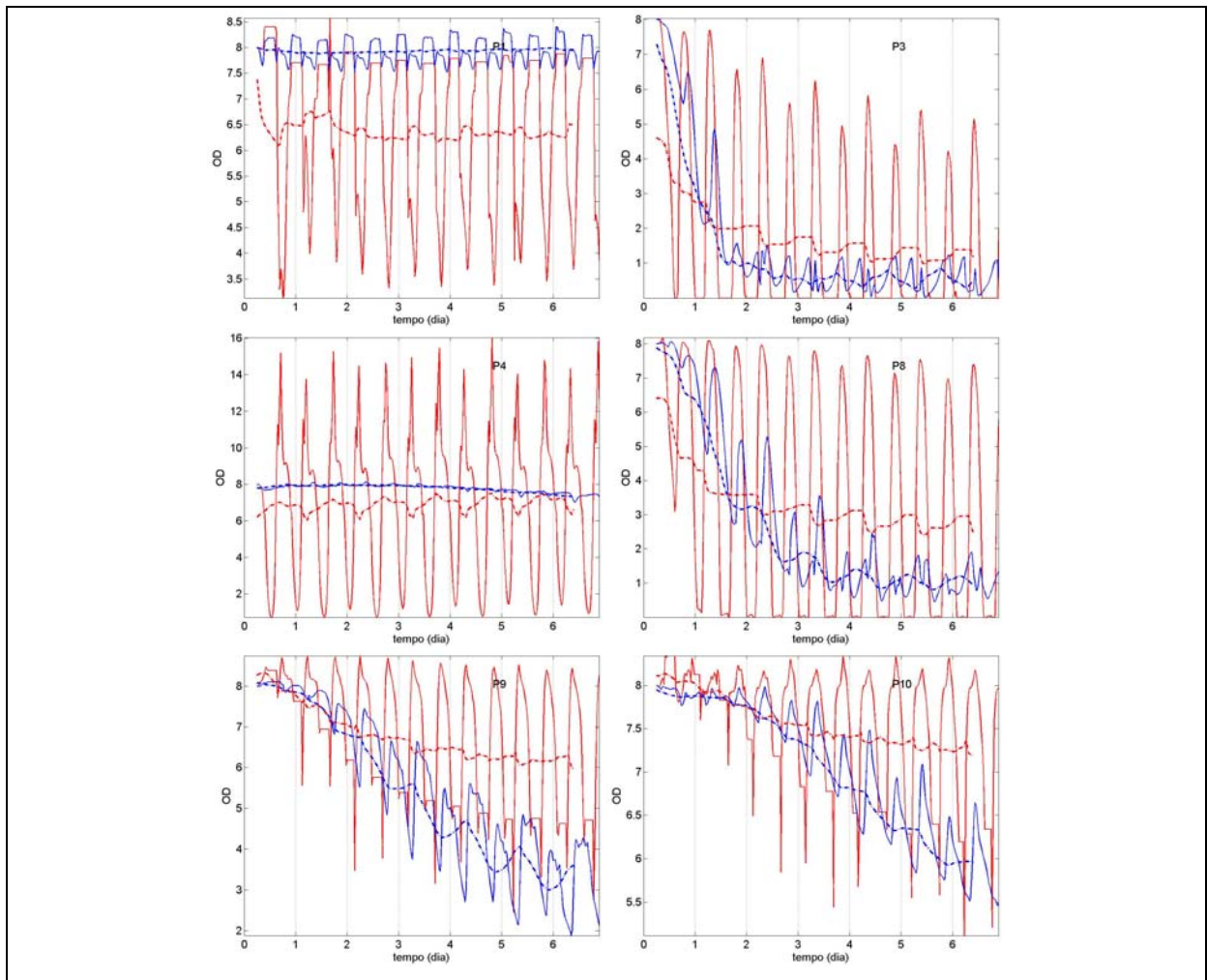


Figura 4.17. Comparação da concentração de OD (mg/l) para os cenários atual (linha vermelha) e futuro (linha azul), considerando uma maré de quadratura. As linhas tracejadas representam as médias móveis de 12 horas para os cenários simulados.

Em termos de concentrações médias de DBO, assim como no cenário de maré de sizígia, observa-se um gradiente espacial de degradação crescente, partindo de pontos mais a montante do rio Anil (ponto P3, menor diferença entre os cenários) para pontos localizados na foz (ponto P4, maiores diferenças). Ao final de sete dias de simulação, em pontos mais próximos da foz (Ponto P4), observa-se uma poluição aproximadamente dez vezes maior para o cenário futuro. Para esse parâmetro, em pontos como P4 e P10 os valores DBO não atingem um estado estável ao final da simulação, ao contrário de pontos localizados no Anil.

Comparando os valores médios de OD para o cenário futuro e atual, observa-se uma diferença significativa entre os cenários em quase todos os pontos do domínio. Em pontos mais a jusante do Anil (P9 e P10), fica evidente um estado de maior degradação para o cenário futuro.

A variabilidade (amplitude) dos valores dos parâmetros de qualidade da água analisados para o cenário futuro é consideravelmente menor do que no cenário atual, sugerindo que a poluição permanece mais tempo com valores de concentração próximos a sua correspondente média móvel e, conseqüentemente, proporcionando uma maior vulnerabilidade da área para condições de eutrofização.

Conclusões

Este trabalho apresenta um resumo dos resultados de uma avaliação do efeito da dinâmica e das condições de qualidade da água na Embocadura Estuarina de São Luís/MA, utilizando um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água para avaliar os impactos de cenários limites. Os cenários estudados foram, para os principais tipos de maré (quadratura e sizígia), para a urbanização atual e futura da região metropolitana de São Luis e para as condições batimétricas atuais e as previstas de fechamento no futuro.

Os resultados mostraram que a principal fonte de poluição observada na embocadura é proveniente dos esgotos domésticos da população do rio Anil, apresentando altos valores dos parâmetros analisados. Também mostraram que o cenário futuro compromete a renovação da água, devido ao seu assoreamento, com uma redução das amplitudes e uma redução da capacidade de diluição dos valores de concentração dos parâmetros de qualidade da água, tendo como resultado uma maior permanência no tempo das condições desfavoráveis.

No cenário futuro, em geral, pontos localizados mais a montante do rio Anil apresentaram padrões médios semelhantes aos padrões encontrados no cenário atual, devido a sua proximidade à principal fonte de poluição da embocadura. Por outro lado, em pontos

localizados mais a jusante do rio Anil, e na foz, ficou caracterizado um pior estado de degradação da qualidade da água no cenário futuro (na ordem de 7 vezes maior do que no cenário atual). Assim, o cenário futuro indicou uma pobre condição de renovação das águas e uma inadequabilidade dos padrões de qualidade da água na embocadura, tanto para uma condição de maré de sizígia, quanto para uma condição de maré de quadratura.

Referências

- Alcântara, E.H. & Amorim, A.J. 2005. Análise Morfométrica de uma Bacia Hidrográfica Costeira: um estudo de caso. *Caminhos de Geografia*, vol. 7(14), p. 70-77.
- Caridade, E.O. & Santos, M.C.F.V. 2007. Análise Espacial da Situação Sanitária e sua Consequência na Distribuição de Casos de Hepatite A na Bacia do Rio Anil, São Luís-MA. *Revista Brasileira de Cartografia*, no. 59/02. (ISSN 1808-0936).
- Fragoso Jr, C. R. 2005. Simulações da dinâmica de fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim. Porto Alegre. Dissertação de Mestrado. UFRGS. 151p.
- Fragoso Jr., C.R., Ferreira, T.F., Motta Marques, D., Collischonn, W., van Nes, E.H. & Scheffer, M. 2007. A Complex Computational System to Cascading Trophic Interactions Evaluation and Alternative Steady States in Subtropical and Tropical Ecosystems. In: ABRH (Editor), 11th International Conference on Diffuse Pollution and the 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups, Minas Gerais, Brazil.
- HM. 2007. Estudos da Evolução Morfológica da Embocadura Estuarina de São Luís – Caracterização Conceitual de Obra Costeira para Controle dos Processos Marítimos. HM Consultoria e Projetos de Engenharia. Relatório Técnico HM RT 001/2007.
- Martin, J.L. & Mccutcheon, S.C. 1998. *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modelling*. Lewis publisher. Boca
- Miranda, L. B.; Castro, B. M. & Kjerfve, B. 2002. *Princípios de oceanografia física de estuários*. São Paulo: Edusp. 417 p.
- TC/BR. 2005. Definição das áreas de intervenção e hierarquização das áreas de intervenção. Prefeitura Municipal de São Luis e TC/BR.
- Tucci, C.E.M. 1998. *Modelos Hidrológicos*. Edit. UFRGS, ABRH, 652p.
- Tucci, C.E.M., Fragoso JR., C.R., Buarque, D.C., Marques, M., Cruz, M.A.S. & Melo, O. 2007. Modelagem Hidrodinâmica e de Qualidade de Água do Reservatório do Bacanga Visando sua Operação, e Pesquisa Exploratória sobre Cádmi. Programa de Recuperação e Melhoria da Qualidade de Vida da Bacia do Bacanga. TF NO -055400 – BR.
- Von Sperling, M. 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2 ed. DESA-UFGM. Belo Horizonte-MG.

Capítulo 5

Modelling the biomanipulated Lake Engelsholm: are ecosystem changes after a large disturbance predictable?

Carlos R. Fragoso Jr, Egbert H. van Nes, David da Motta Marques and Erik Jeppesen

Based on:

Modelling the biomanipulated Lake Engelsholm: are ecosystem changes after a large disturbance predictable? To be submitted.

Abstract

We applied a complex ecosystem model to represent the ecosystem dynamics before and after biomanipulation of Lake Engelsholm, a shallow eutrophic lake situated in an agricultural landscape in Denmark. We calibrated the model on monitoring data of a 3-year period before manipulation and validated it on another 10-year period, after biomanipulation. Though the model could reasonably well predict a shift to a clear water state, the changed composition of phytoplankton functional groups was much harder to predict. A dominance of diatoms with a relatively high chlorophyll a concentration was predicted, contrary to the observed cryptophycean dominance. Therefore we recalibrated and validated the model on data after biomanipulation and tested this setting again on the period before manipulation, but this resulted in a much poorer fit in this period. Our result may indicate that the model structure should be improved to reproduce the measured trophic patterns after biomanipulation. However it may also indicate that ecological changes after biomanipulation are such that it is fundamentally impossible to predict the exact scenario after biomanipulation. We suggest that this could be due to unpredictable species changes mainly in phytoplankton groups, such way that the biotic and abiotic rates change in an unpredictable way.

Introduction

The increase of nutrient loading has led to a degradation of many aquatic ecosystems and a shift to a turbid state characterized by algal biomass dominance and low level of submerged macrophytes (Moss, 1998). It has been suggested that this change is a shift to an alternative state with is hard to reverse (Scheffer et al., 1993; Carpenter, 2003; Scheffer and Jeppesen, 2007). A frequently used method of lake restoration is biomanipulation, which was introduced by Shapiro et al. (1975), and further developed in the 1980's and 1990's (Carpenter et al., 1985; Jeppesen et al., 1990; Hansson et al., 1998; Meijer et al., 1999). In this technique the fish stock of the ecosystem is manipulated to enhance the growth of herbivorous zooplankton (mainly large-sized *Daphnia*) to clear up the lake. Often this is done by reducing the biomass of planktivorous fish or by stocking with piscivorous fish. The first step, clearing up the lake is often successful. Subsequently the clear water stage should be stabilized by the settlement of submerged macrophytes, a much more difficult step (e.g. Faafeng and Brabrand^o, 1990; Hosper & Jagtman, 1990; Jeppesen et al., 1990; Jeppesen et al., 1996; Berg et al., 1997; Søndergaard et al., 2007). Lake Engesholm in Denmark is a well-documented case in which this technique was successfully applied (Jeppesen et al., 1998a). It is an eutrophic shallow lake that is subject to a high nutrient loading from agricultural sources since the 1880's. During 1992-1994 a reduction of planktivorous fish stock was employed which led to a significant increase in the number and size of *Daphnia* and a marked reduction of phytoplankton biomass. After restoration measures in 1994, the water transparency improved, despite that the catchment loading remained the same as before.

Mathematic modelling may be useful to obtain in-depth understanding of ecosystem behavior. It can be used to unravel the mechanisms behind a catastrophic shift in ecosystems (May, 1976; Chapra, 1997; Scheffer, 1998) and, hence, to evaluate the effect of restoration measures in eutrophic lakes (Chapra, 1997). The first and simplest modelling approaches were steady-state models and models assuming complete mixing (DeAngelis et al., 1975; Schindler, 1975; Canfield & Bachmann, 1981) (Mueller, 1982). In these models chlorophyll *a* concentration was related to nutrient concentrations in the ecosystem. Ecological water quality models gained strength when they first addressed both biological and chemical factors dynamically (Duckstein et al., 1979; Thoman & Segna, 1980; Canfield & Bachmann, 1981; Jørgensen, 1983) (Matsuoka et al., 1986). The next step was to incorporate 1D and 2D

dimensional hydrodynamic processes like advection and diffusion (Imberger et al., 1978; Somlyódy, 1982; Orlob, 1983; Hamilton & Schladow, 1997). This more realistic representation broadened our knowledge about cascading trophic interactions and ecological understanding of the whole system. Pushed by computation advance, recent ecological approaches were able to represent the entire food-web dynamics coupled with a three-dimensional hydrodynamic model (Skogen et al., 1995; Delhez, 1998; Robson & Hamilton, 2004; Romero et al., 2004; Schrum et al., 2006).

Usually, in order to represent a shift to other alternative steady state (i.e. another ecological condition for the ecosystem) ecological models assume that one state variable or parameter was changed over a certain range (Nielsen, 1994; Janse et al., 1995; Jayaweera & Asaeda, 1996; Janse, 1997; Prokopkin et al., 2006). However a disturbance as biomanipulation may also imply the species composition of various functional groups changed. Moreover it can also be that various other abiotic and biotic rates changed during the transition between states. The purpose of the present work is to analyze whether abiotic and biotic rates in Lake Engelsholm changed after biomanipulation. To test this we first calibrated and validated a complex ecosystem model in a data series before manipulation. Thereafter we tried to apply the calibrated model in the post-manipulation period. We discuss whether model adaptations (either in parameters or in model structure) could improve the predictions.

Study Area

Lake Engelsholm (Denmark) is a small shallow eutrophic lake with a maximum depth of 6.1 m, a mean depth of 2.4 m, surface area of 44 ha, volume of approx. $1.4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. It has a moderately high hydraulic retention time of 61–104 days increasing to 177–292 days in the summer. Nowadays, the lake catchment (15.2 km^2) consists of cultivated areas (78%), forested hills (16%) and scattered dwellings (6%). With the agriculture intensification during the 1970s, Lake Engelsholm was heavily loaded by nutrients resulting in an increase of algal biomass with blooms of cyanobacteria and low water transparency. The chronology of events and conditions in the Lake Engelsholm are presented in Figure 5.1. From April 1992 to September 1994 the cyprinids (planktivorous fish) were removed from the system as a management measure, to a clear water state by reduction of fish pressure on zooplankton. In total, 19.2 ton or $438 \text{ kg WW ha}^{-1}$ of cyprinids were removed by netting (11.5 ton in 1992, 2 ton in 1993 and 5.7 ton in 1994), of which 86% consist of breams. In the end of 1994 there was a significant increase in the number and average size of *Daphnia* resulting in higher Secchi depth in summer (increasing from 0.5-2 m to 1-5 m), lower levels of phytoplankton

biomass with dominance of cryptophycean and a slight recovering of cyprinids which could indicate a return of turbid state as before biomanipulation (Jensen et al., 1994; Vejle, 1996; Jeppesen et al., 1998b). Therefore, in 2004 a new management measure was adopted by removal of 11.5 ton of cyprinids.

Today's annual mean external nitrogen load is ca. 15 ton N yr⁻¹, deriving mainly from farmland in the surrounding catchment and natural background nitrogen input. For phosphorus the input loading is ca. 0.25 ton P yr⁻¹ (Vejle, 1996). During 1989-2004 the lake inflows and outflows as well as lake water quality (temperature, nutrients, oxygen, phytoplankton and zooplankton) were monitored at monthly intervals.

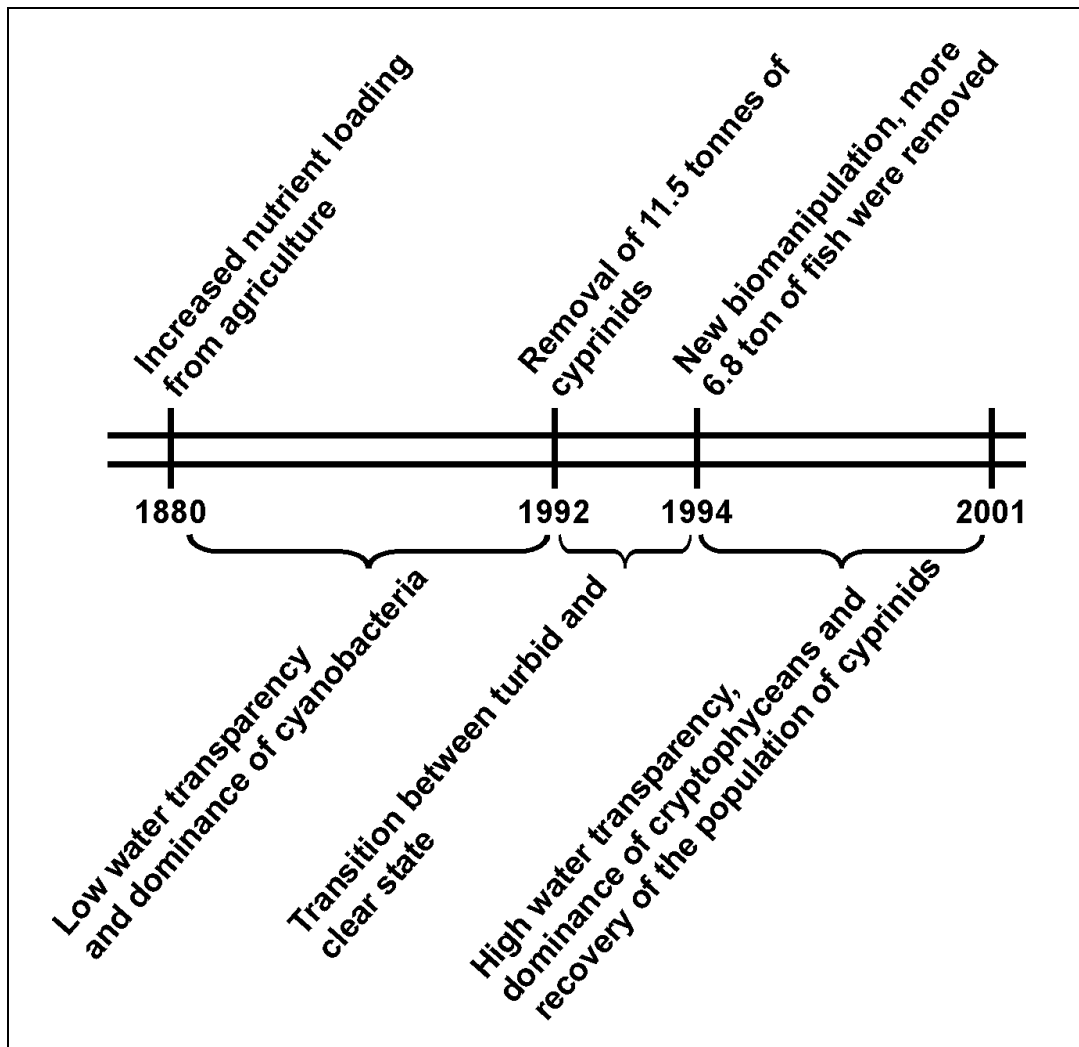


Figure 5.1. Chronology of events and conditions in the Lake Engelsholm.

Model Description

IPH-TRIM3D-PCLAKE model is a complex ecosystem model (available to download at www.iph.ufrgs.br/peld). This model consists of a three-dimensional hydrodynamic module coupled with the ecosystem model PCLake (Janse, 1997). IPH-TRIM3D-PCLAKE differs from PCLake by addition of: (a) horizontal spatial heterogeneity into aquatic system at cell level (e.g. lake and wetland); (b) stratification over water column for several states variables (e.g. temperature, water density, P, N, Si, phytoplankton and zooplankton); (c) more functional groups of fishes. In summary, the model describes the most important hydrodynamic, biotic and abiotic components of the aquatic ecosystem (see Figure 5.2). Below we will give a short overview of the model, but for a more detailed description of the ecosystem model we refer to (Janse, 2005).

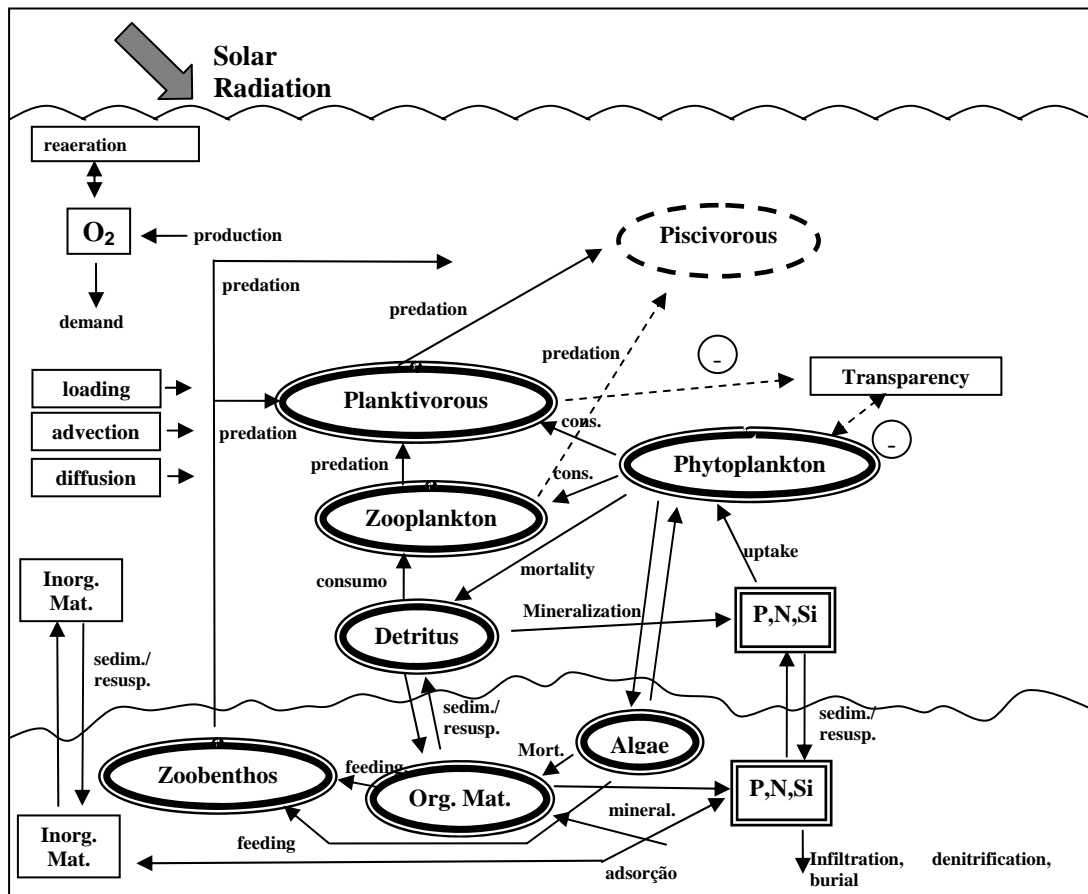


Figure 5.2. Scheme simplified of model structure used in the Lake Engelsholm. The double blocks are modeled through, at least, three compartments: dry weight and nutrients (P, N and (Si)). Three functional groups of phytoplankton were defined; cyanobacteria, diatom and green algae. The planktivorous fishes have two life stages: juvenile and adult. The solid arrows represent mass fluxes and hatched arrows indicate empirical relations for indirect effects (minus signal would be a negative influence in water transparency, otherwise positive) (Adapted from Janse, 2005).

The hydrodynamic module is based on the shallow water equations derived from Navier-Stokes, which describe a dynamic three-dimensional flow. An efficient numerical semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite differences scheme was used in order to assure stability, convergence and accuracy of the solution (Casulli & Cheng, 1992; Casulli & Cattani, 1994; Casulli & Zanolli, 2007). The interaction, process and variables considered in the three-dimensional chemical and biological modules were based on the PCLake model (Janse, 2005). In Table 5.1 we listed the main biochemical differential equations used in the model. The abiotic module describes the overall nutrients cycles for nitrogen, phosphorous and silica as completely closed, except for external flows and for loss processes as denitrification and burial. This implies that most components are modeled in at least three units (as dry weight, carbon, nitrogen, phosphorous). Thus, the nutrient-to-dry-weight ratios are not fixed in the model. As the nutrient ratios increase with their trophic level, mechanisms are included in the model to allow for those differences, being possible to visualize the ecological pyramid.

Moreover, the model can evaluate the amount of organic and inorganic matter, as well as the portion of detritus in the water and the sediment. All biota are modeled as functional groups. Apart from mass fluxes (e.g. food relations, preference for food, etc) the model also contains some empirical relation, to represent some indirect effects between two aquatic communities, such as the fish and macrophytes impacts on resuspension. The phytoplankton module can be splitted in diatoms, green algae and cyanobacteria, because of their distinct functions on the ecosystem and management's interest. The conceptual model for phytoplankton includes light, nutrient and temperature-dependent growth, sedimentation and loss of biomass due to grazing, respiration, decay and excretion. Phytoplankton is also assumed to be heterogeneously distributed over depth. Macrophytes can be split in several groups like rooted, non-rooted, emergent and floating leaved plants, regarding similar processes as phytoplankton and, optionally, grazing losses to herbivorous bird and fishes. The rooted and emergent plants may extract nutrients from both water and sediment pore water. The animal groups are modeled considering the logistic growth formulation combined with a food limitation function and a correction to assure a closed mass balance. Zooplankton and zoobenthos can be included however without distinguishing between groups, which can feed

phytoplankton and detritus with a certain preference level. The fish module includes three main categories: piscivorous, omnivorous and planktivorous.

Table 5.1. Some biochemical differential equations in IPH-TRIM3D-PCLAKE model. All state variables in the water also include source of inflows, loss via outflows, burial correction and are subject to advection and diffusion by the hydrodynamic driver (except for fishes).

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial IM}{\partial t} &= \underbrace{f_{DIM}^{EF}(Sed)}_{\text{erosion flux}} + \underbrace{f_{DIM}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} \\
 \frac{\partial Det}{\partial t} &= \underbrace{f_{Det}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} + \underbrace{f_{Det}^{MIN}(T, DO, Det)}_{\text{min eralization}} + \underbrace{f_{Det}^{MORT}(Phyt, Veg, Zoo, F)}_{\text{bio log ical mortality}} + \underbrace{f_{Det}^{BEG}(Zoo, F, Bird)}_{\text{bio log ical egestion}} + \underbrace{f_{Det}^{CON}(Zoo)}_{\text{consumption}} \\
 \frac{\partial NH_4}{\partial t} &= \underbrace{f_{NH_4}^{BU}(Phyt, Veg, T, NH_4)}_{\text{bio log ical uptake}} + \underbrace{f_{NH_4}^{MIN}(T, DO, Det)}_{\text{min eralization}} + \underbrace{f_{NH_4}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} + \underbrace{f_{NH_4}^{NIT}(T, DO, NH_4)}_{\text{nitrification}} \\
 &+ \underbrace{f_{NH_4}^{MORT}(Phyt, Veg, Zoo, F)}_{\text{bio log ical mortality}} + \underbrace{f_{NH_4}^{BEX}(Phyt, Veg, Zoo, F)}_{\text{bio log ical excretion}} + \underbrace{f_{NH_4}^{BEG}(F, Bird)}_{\text{bio log ical egestion}} \\
 \frac{\partial NO_3}{\partial t} &= \underbrace{f_{NO_3}^{BU}(Phyt, Veg, T, NO_3)}_{\text{bio log ical uptake}} + \underbrace{f_{NO_3}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} + \underbrace{f_{NO_3}^{NIT}(T, DO, NH_4)}_{\text{nitrification}} + \underbrace{f_{NO_3}^{DNIT}(T, NO_3, B, DO)}_{\text{denitrification}} \\
 \frac{\partial PAIM}{\partial t} &= \underbrace{f_{PAIM}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} + \underbrace{f_{PAIM}^{SF}(IM, DO, PO_4, PAIM)}_{\text{Sorption flux}} \\
 \frac{\partial PO_4}{\partial t} &= \underbrace{f_{PO_4}^{BU}(Phyt, Veg, T, PO_4)}_{\text{bio log ical uptake}} + \underbrace{f_{PO_4}^{MIN}(T, DO, Det)}_{\text{min eralization}} + \underbrace{f_{PO_4}^{SF}(IM, DO, PO_4, PAIM)}_{\text{Sorption flux}} + \underbrace{f_{PO_4}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} \\
 &+ \underbrace{f_{PO_4}^{MORT}(Phyt, Veg, Zoo, F)}_{\text{bio log ical mortality}} + \underbrace{f_{PO_4}^{BEX}(Phyt, Veg, Zoo, F)}_{\text{bio log ical excretion}} + \underbrace{f_{PO_4}^{BEG}(F, Bird)}_{\text{bio log ical egestion}} \\
 \frac{\partial O_2}{\partial t} &= \underbrace{f_{O_2}^{MIN}(T, DO, Det)}_{\text{min eralization}} + \underbrace{f_{O_2}^{NIT}(T, DO, NH_4)}_{\text{nitrification}} + \underbrace{f_{O_2}^{PP}(Phyt, Veg, T)}_{\text{primary production}} + \underbrace{f_{O_2}^{RES}(Phyt, Veg, T, F)}_{\text{respiration}} \\
 &+ \underbrace{f_{O_2}^{SD}(MIN_{sed}, NIT_{sed})}_{\text{sed. demand}} + \underbrace{f_{O_2}^{SD}(T, W)}_{\text{reaeration}} \\
 \frac{\partial Phyt}{\partial t} &= \underbrace{f_{Phyt}^{PPH}(Phyt, T, N, P, I)}_{\text{production}} + \underbrace{f_{Phyt}^{RES}(Phyt, T)}_{\text{respiration}} + \underbrace{f_{Phyt}^{MORT}(Phyt)}_{\text{mortality}} + \underbrace{f_{Phyt}^{SF}(T, DO, W)}_{\text{se dim ent flux}} + \underbrace{f_{Phyt}^{GRA}(Phyt, Zoo, T)}_{\text{grazing}} \\
 \frac{\partial Veg}{\partial t} &= \underbrace{f_{Veg}^{PPH}(Veg, T, N, P, I)}_{\text{production}} + \underbrace{f_{Veg}^{RES}(Veg, T)}_{\text{respiration}} + \underbrace{f_{Veg}^{MORT}(Veg)}_{\text{mortality}} + \underbrace{f_{Veg}^{GRA}(Veg, Bird)}_{\text{bird grazing}} \\
 \frac{\partial Zoo}{\partial t} &= \underbrace{f_{Zoo}^{GRA}(Phyt, Det, Zoo, T)}_{\text{grazing}} + \underbrace{f_{Zoo}^{RES}(Zoo, T)}_{\text{respiration}} + \underbrace{f_{Zoo}^{MORT}(Zoo)}_{\text{mortality}} + \underbrace{f_{Zoo}^{FP}(Zoo, F, T)}_{\text{fish predation}} \\
 \frac{\partial Bent}{\partial t} &= \underbrace{f_{Bent}^{GRA}(Phyt_{sed}, Det_{sed}, Bent, T)}_{\text{grazing}} + \underbrace{f_{Bent}^{RES}(Bent, T)}_{\text{respiration}} + \underbrace{f_{Bent}^{MORT}(Bent)}_{\text{mortality}} + \underbrace{f_{Bent}^{FP}(Bent, F, T)}_{\text{fish predation}} \\
 \frac{\partial F_{Jv}}{\partial t} &= \underbrace{f_{F_{Jv}}^{FP}(Zoo, F_{Jv}, T)}_{\text{juvenil fish predation}} + \underbrace{f_{F_{Jv}}^{REP}(F_{Ad})}_{\text{reproduction}} + \underbrace{f_{F_{Jv}}^{AGE}(F_{Jv})}_{\text{ageing}} + \underbrace{f_{F_{Jv}}^{RES}(F_{Jv}, T)}_{\text{respiration}} + \underbrace{f_{F_{Jv}}^{MORT}(F_{Jv})}_{\text{mortality}} + \underbrace{f_{F_{Jv}}^{FP}(F, T)}_{\text{fish predation}} \\
 \frac{\partial F_{Ad}}{\partial t} &= \underbrace{f_{F_{Ad}}^{FP}(Zoo, Bent, F, T)}_{\text{adult fish predation}} + \underbrace{f_{F_{Ad}}^{REP}(F_{Ad})}_{\text{reproduction}} + \underbrace{f_{F_{Ad}}^{AGE}(F_{Jv})}_{\text{ageing}} + \underbrace{f_{F_{Ad}}^{RES}(F_{Ad}, T)}_{\text{respiration}} + \underbrace{f_{F_{Ad}}^{MORT}(F_{Ad})}_{\text{mortality}}
 \end{aligned}$$

The main inputs of the model are: water inflow, infiltration or seepage rate (if any), nutrient loading, particulate loading, temperature, light, wind, rainfall and evaporation, spatial maps (including water body, bottom and surface stress coefficient, etc), sediment features and initial conditions. Output of the model is the biomass and concentration of all state and derived variables (Tab. 1). The computational structure was made in a flexible way, so that the user might lump, split or leave out certain state variables. The IPH-TRIM3D-PCLAKE model also includes a user-friendly Windows interface.

Simulating alternative stable states in Lake Engelsholm

The complexity of IPH-TRIM3D-PCLAKE model can be adapted depending on the purpose of the study and depending on data availability. Biological state variables were designed to be flexible (i.e. the user is able to turn groups of them on or off). In this study, we decided to: (a) consider three different phytoplankton groups trying to get their distinct seasonal patterns; (b) limit zooplankton to one functional group following a model limitation; (c) exclude aquatic macrophytes module as their growth is limited due high grazing by waterfowl; (d) model planktivorous fish dynamically with distinction between juvenile and adult phases); and (e) model piscivorous fish non-dynamically considering a fixed additional mortality rate on planktivorous fish. As Lake Engelsholm can be classified as a shallow holomictic lake the hydrodynamic processes of advection and diffusion as well as the horizontal and vertical spatial heterogeneity were neglected and simple water balance was accounted (mixing model). We adopted a step time equal to 1/8 day which proved to be small enough to ensure numerically stable solutions. Biomanipulation in Lake Engesholm was represented as a constant harvesting rate on planktivorous fish of $0.000834 \text{ g m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ during 1992-1994.

Daily input of meteorological data to the IPH-TRIM3D-PCLAKE model includes daily averages for air temperature, wind speed, rainfall, evaporation, and relative humidity (Figure 5.3). From meteorological data the water temperature was estimated through heat budget modelling of the lake (Chapra, 1997). IPH-TRIM3D-PCLAKE does not include ice formation in its computation structure and thus we could not account important processes during the particularly cold winters of 1996 and 1997, but it still is expected to be a reasonable representation of state variables in this period. Inflow and outflow rates as well as

nutrient loadings were required as boundary conditions for setting up representative water and nutrient balances (see Fig. 3). As discharges and nutrient concentrations of the inflow and outflow were measured on a monthly to biweekly basis, linear interpolation between sampling dates was used to obtain daily average inputs.

In order to evaluate alternative stable states and possible changes in the biochemical process rates in Lake Engelsholm we adopted the procedure depicted in Figure 5.4. Firstly, the model was calibrated using data from the monitoring period 1989-1992, before biomanipulation. Thus, we set initially all parameters to predefined values based on field measurements and laboratory experiments for the model parameters (Jørgensen, 1994; Schladow & Hamilton, 1997; Janse, 2005). Subsequently, the model parameters were stepwisely and manually adjusted within realistic ranges based on literature. The stepwise manual calibration continued until the model error could no longer be improved for most model outcomes.

To verify further the performance and predictability of the model, we used this best set of parameters found in the calibration to predict the changes in biochemical state variables in a validation period after biomanipulation (1994-2001). After this step, we tested whether the prediction could be improved through new adjusting parameters in this validation period. This step was denoted as new model calibration. If abiotic and biotic rates were changed during this calibration step, this new set of parameters will be applied in the pro predict the state of the lake before biomanipulation to test whether it is possible to use the same set of parameter for modeling both periods, or to verify whether the rates were really different. We called this simulation as new model validation.

After each simulation, the model error represented by coefficient of pearson (R) was calculated for several model outcomes. Furthermore we evaluated the uncertainty of the model outcomes considering 5000 sets of parameters which were generated randomly and independently from uniform probability distributions within ranges of $\pm 10\%$ around the values found in the model calibration.

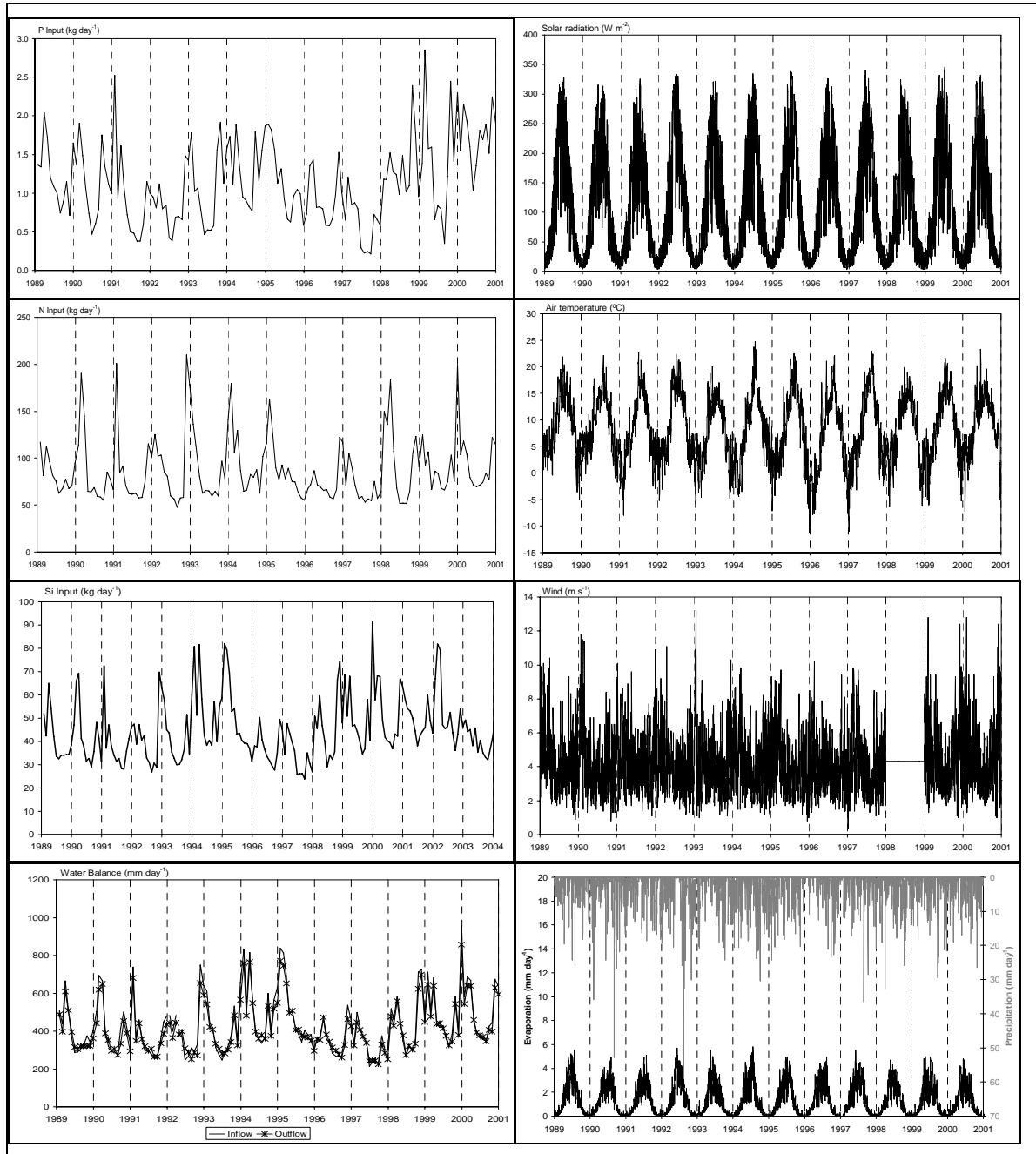


Figure 5.3. Boundary conditions in the Lake Engelholm.

We have chosen the state variables that were most sensitive to biomanipulation effects according to the monitoring data. Specifically we evaluated ten state variables: water temperature, oxygen (O_2), nitrate (NO_3), orthophosphate (PO_4), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), silicate (SiO_2), chlorophyll *a* (Chl *a*), Zooplankton biomass (Zoo) and Secchi depth (SD).

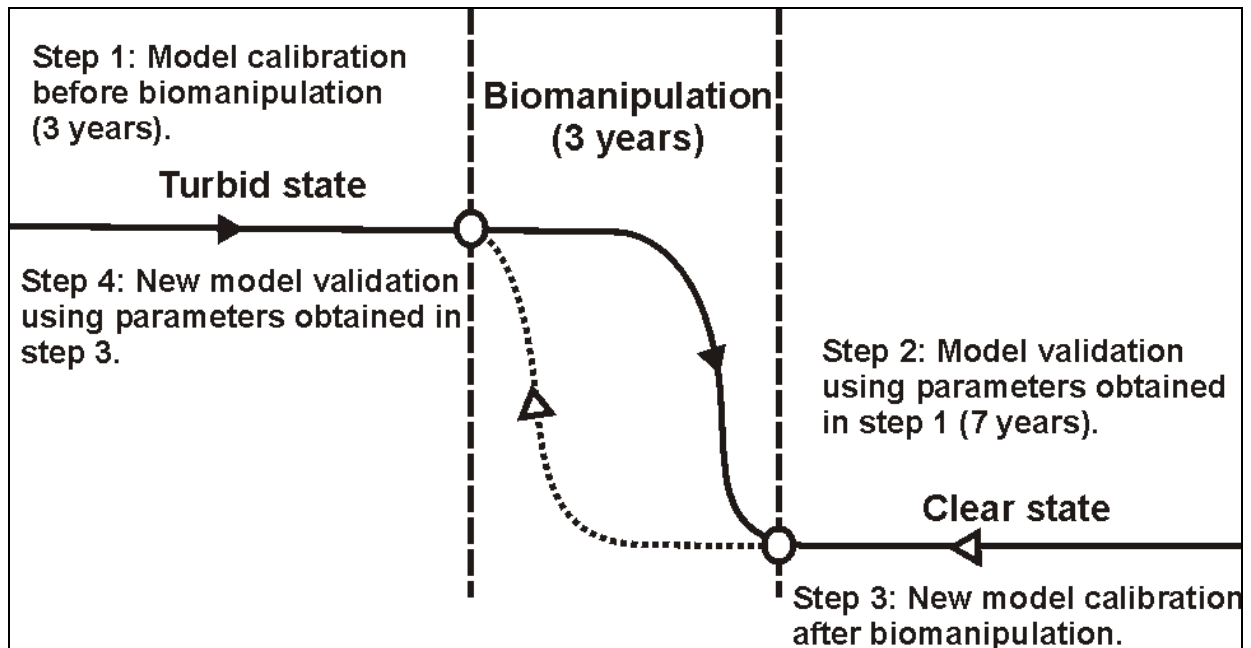


Figure 5.4. Model proceeding to analysis of alternative steady state in the Lake Engelsholm. The backward modelling, representing by dashed line, is just a hypothesis of a new catastrophic shift in the lake.

Results

After the first calibration, most model outcomes had a good fit with monitoring data before the restoration measure (Figure 5.5 and Figure 5.6). This good performance may be observed through high coefficients of determination found in the forward calibration (Table 5.2). The modelling of heat budget reproduced well the water temperature during whole study period. For oxygen concentrations, the model produced the same seasonal dynamics as measured, but it tended to overestimate measured values at bit in 1989. The seasonal succession of phytoplankton groups was well-tracked: the slight peak of chlorophyll *a* in spring was due to diatoms bloom. It was followed by a notable peak due to cyanobacteria in the summer. Thus, we could capture the large algal uptake of NO_3 and SiO_2 by cyanobacteria and diatoms, respectively. However, the variability of PO_4 in the summers of 1990 and 1991 was underestimated. Nitrate constituted the main part of TN, and both were well reproduced. The P content in biota (i.e phytoplankton, zooplankton and fishes) as well as P exchange between water and sediment drove the seasonality of TP in the Lake Engelsholm. Moreover, we could predict peaks of zooplankton in the spring using a higher grazing on diatoms rather than cyanobacteria.

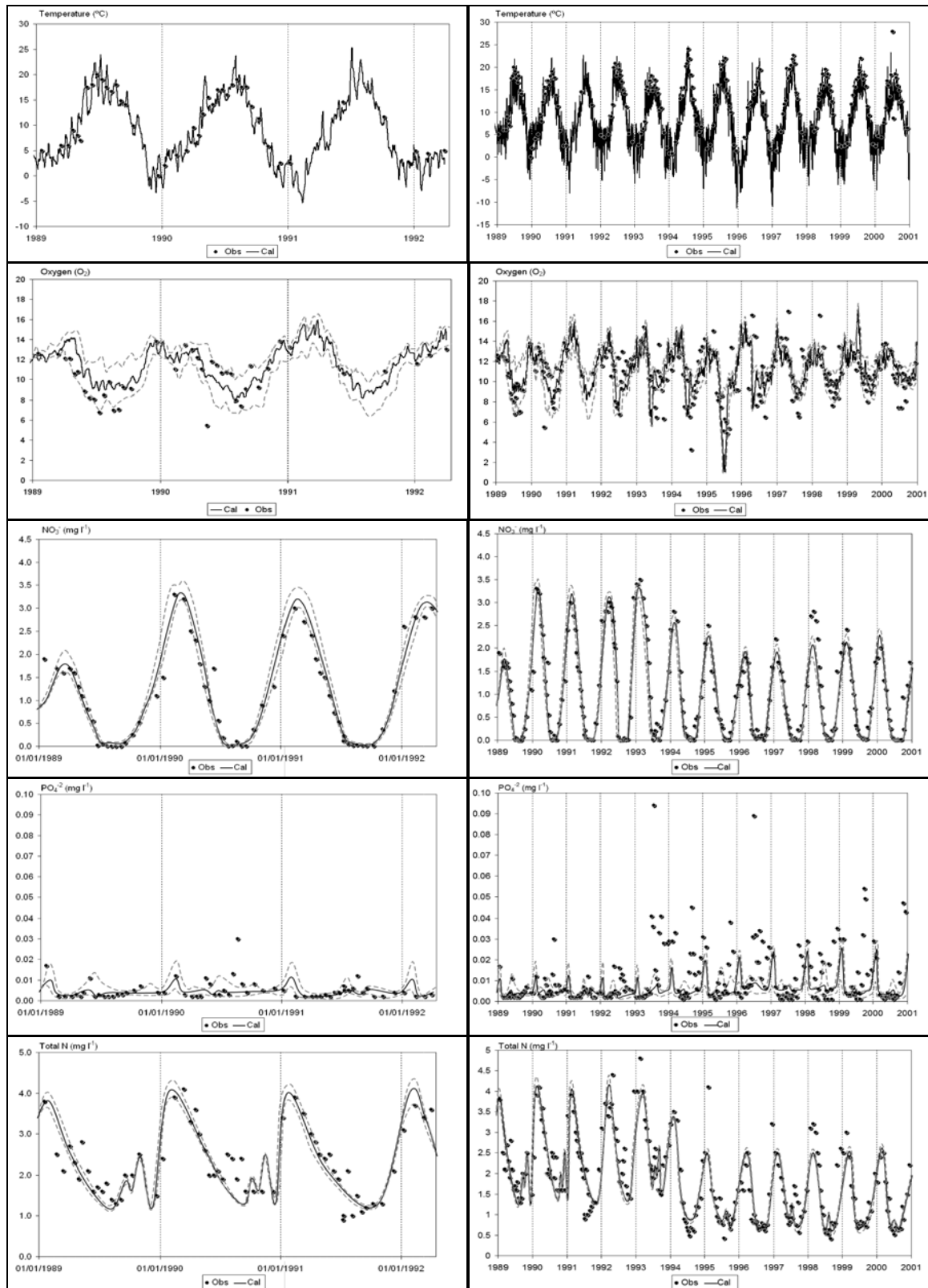


Figure 5.5. Forward model calibration and validation. Simulated (line plots) and observed values (•) for temperature, oxygen, NO₃, PO₄ and Total N. Dashed lines represent the uncertainty range related to estimation of the parameters.

At first sight the shift to the alternative state was reasonably well reproduced for almost all model outcomes in the validation period (Fig 5 and 6). Also good correlations between model output and monitoring data were assigned in this simulation (see Table 3). We can highlight chlorophyll *a*, zooplankton biomass, nitrate, TN, TP and Secchi depth as good modeled indicators of the direct and indirect effects of biomanipulation, despite that their patterns have discrepancies when compared with data set. Simulation of the period after biomanipulation predicted a dominance of diatoms with a relatively high chlorophyll *a* concentration, instead of the cryptophycean dominance which was observed in the monitoring data. The consequence of the overestimation of diatoms was that SiO₂ concentration was predicted to be lower than measured. Furthermore, zooplankton was predicted to develop a significant biomass during the summer due a higher availability of food, what was not observed in field. Probably, the inclusion of more zooplankton groups could improve the model predictions. Both simulations and data showed that both TN and TP decreased drastically after biomanipulation, although there was some unexplained variation in the data after biomanipulation. In terms of water transparency, simulated Secchi depth presented an under-estimative when compared with field data but, incontestably, it could evidence the regime shift to clear water state.

Table 5.2. Pearson coefficients and RMSE based on selected model outputs and observed data for calibration and validation periods in both forward and backward directions.

	R				RMSE			
	Forward		Backward		Forward		Backward	
	Calibration	Validation	Calibration	Validation	Calibration	Validation	Calibration	Validation
Temp	0.968	0.951	0.959	0.958	1.254	1.486	1.254	1.486
DO	0.735	0.714	0.701	0.647	1.796	1.841	1.863	1.975
PO4	0.644	0.584	0.619	0.413	0.622	0.418	0.651	0.493
TN	0.821	0.798	0.655	0.734	0.799	0.496	0.833	0.532
TP	0.857	0.764	0.647	0.709	0.707	0.637	0.711	0.684
NO3	0.918	0.875	0.786	0.722	0.215	0.266	0.265	0.281
NH4	0.721	0.566	0.399	0.586	0.501	0.589	0.585	0.612
SiO2	0.903	0.351	0.345	0.289	0.561	0.489	0.553	0.527
Chl a	0.826	0.643	0.489	0.588	0.633	0.698	0.672	0.705
Zoop.	0.807	0.554	0.586	0.654	0.615	0.512	0.681	0.596
S. depth	0.871	0.607	0.744	0.789	0.619	0.478	0.620	0.481

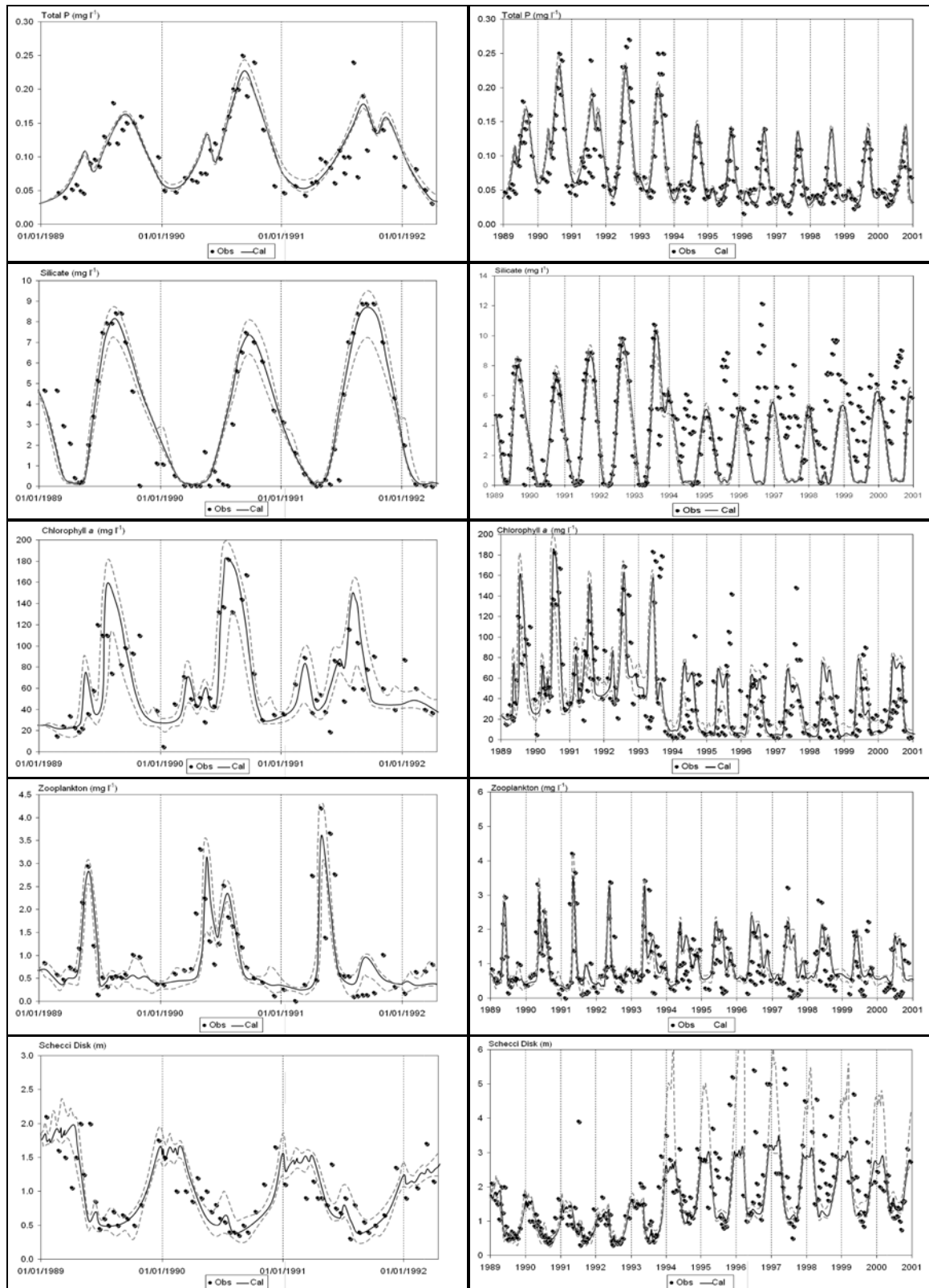


Figure 5.6. Forward model calibration and validation. Simulated (line plots) and observed values (•) for Total P, SiO₂, Chlorophyll a, Zooplankton and Secchi Disk. Dashed lines represent the uncertainty range related to estimation of the parameters.

Table 5.3. Assigned values for the most crucial parameters used in both forward and backward simulations.

Parameter		Unit	Forward	Backward
Nitrification rate in the water	kNitrW	day ⁻¹	0.55	0.23
C content of organic matter	cCPerDW	gC/gDW	0.6	0.4
Nitrification rate in the sediment	kNitrS	day ⁻¹	1.5	1
Quadratic half-sat. NO ₃ conc. for denitrification	hNO ₃ Denit	mgN L ⁻¹	0.8	0.2
Diffusion of NO ₃ between water and sediment	kPDifNO ₃	m ² day ⁻¹	0.00005	0.000084
Minimum Poole-Atkins coefficient	cPACoefMin	–	2.5	4.5
Maximum Poole-Atkins coefficient	cPACoefMax	–	3.5	5
Diatoms – Temperature constant	cSigTmDiat	°C	18	12
Diatoms – Optimum temperature for growth	cTmOptDiat	°C	15	25
Diatoms – Maximum P uptake capacity	cVPUptMaxDiat	mgP mgDW ⁻¹ day ⁻¹	0.01	0.005
Diatoms – Maximum P/DW ratio	cPDDiatMax	mgP mgDW ⁻¹	0.005	0.0025
Diatoms – Minimum P/DW ratio	cPDDiatMin	mgP mgDW ⁻¹	0.0005	0.0003
Diatoms – Maximum N/DW ratio	cNDDiatMax	mgN mgDW ⁻¹	0.07	0.075
Diatoms – Maximum growth rate	cMuMaxDiat	day ⁻¹	1.45	1.28
Diatoms – Maximum chlorophyll/C ratio	cChDDiatMax	mgChl mgDW ⁻¹	0.006	0.004
Diatoms – Minimum chlorophyll/C ratio	cChDDiatMin	mgChl mgDW ⁻¹	0.001	0.002
Cyanobacteria – Maximum N/DW ratio	cNDBlueMax	mgN mgDW ⁻¹	0.2	0.12
Cyanobacteria – Maximum growth rate	cMuMaxBlue	day ⁻¹	0.98	0.93
Cyanobacteria – Maintenance respiration constant	kDRespBlue	day ⁻¹	0.03	0.08
Zooplâncton – Selection factor for grazing Diatoms	cPrefDiat	–	0.37	0.12
Zooplâncton – Selection factor for grazing Green Algae	cPrefGren	–	0.3	0.4
Zooplâncton – Selection factor for grazing Detritus	cPrefDet	–	0.225	0.1
Zooplâncton – Maximum filtering rate	cFiltMax	L mgDW ⁻¹ day ⁻¹	4.3	4.5
Zooplâncton – Mortality rate	kMortZoo	day ⁻¹	0.04	0.02
Zooplâncton – Assimilation efficiency	fDAssZoo	–	0.35	0.32
Zooplâncton – Respiration rate	kDRespZoo	day ⁻¹	0.15	0.03
Zooplâncton – Carrying capacity of zooplankton	cDCarrZoo	mg L ⁻¹	16	10
Planktivorous – Max. assimilation rate of Juvenile fish	kDAssPlankJv	day ⁻¹	0.15	0.1
Planktivorous – Selection factor for predation of Benthos	cPlankAdPrefBent	–	0.4	0.45

As some aspects could be better predicted by the model, we performed a new model calibration using only monitoring data after biomanipulation. The new set of parameters used in backward simulation in comparison with forward simulations may be observed in the Table 5.3. We could not obtain improvements of the model estimates, except for zooplankton biomass, orthophosphate and Secchi depth (see online Appendix available at [http://www.peld.ufrgs.br/pdfs/Online Appendix.pdf](http://www.peld.ufrgs.br/pdfs/Online%20Appendix.pdf) and Table 5.2 for model performance). Furthermore the new set of parameters was applied in the period before biomanipulation to evaluate the model prediction on backward. This simulation indicated a bad reproduction for the most important state variables, probably due lack of capacity to represent the cyanobacteria's succession in summer.

Discussion

The successful biomanipulation in the Lake Engelsholm not only represented a significant reduction of predation pressure on zooplankton, but also various changes on important ecological mechanisms such as removal of the internal nitrogen and phosphorus on

fish, reduction of sediment resuspension of organic and inorganic matter caused by fish search for food that aids to improve water transparency and water quality, affect on piscivorous fish directly by making it easier for them to see their prey, leading to enhanced fish feeding efficiency, improved feeding rate and an increase of retention time. The ecological simulations with the IPH-TRIM3D-PCLAKE model took most of indirect and direct of those processes caused by biomanipulation into account being a factor determinant for a good representation of alternative steady states in Lake Engelsholm.

In general, the IPH-TRIM3D-PCLAKE model was able to reproduce reasonably well the variation of data set during the calibration and validation period for almost all aspects. In terms of chlorophyll *a* concentrations, simulations could predict the effects of biomanipulation forward, using the pre-manipulation period. The “backward prediction” was less successful because the model could not track the phytoplankton succession from spring by diatoms to summer by cyanobacteria. It was not possible to improve much more the seasonal patterns of some aspects in the new calibration period, such as silicate, Secchi depth, orthophosphate and chlorophyll *a*, suggesting that the model would need a more complex structure to represent such variability (Jørgensen, 1999). Although using a constant harvesting rate on planktivorous fish during 3-year in order to represent biomanipulation, a significant shift was well-described by model but it has showed a limited representation for some state variables in the validation period, indicating a possible change of abiotic and biotic rates after biomanipulation such as increase of fish predation rates, new selectivity rates of zooplankton grazing, production and respiration rates of phytoplankton, among others.

Although earlier modelling attempts to describe biomanipulation in lakes were partially well-successful (Janse et al., 1995; Jayaweera & Asaeda, 1996; Jorgensen and de Bernardi, 1998; Prokopkin et al., 2006), there is a certain limitation of ecological models to predict all ecosystem changes after a large disturbance (Jørgensen, 1999). Janse et al. (1995) comment the model results should be interpreted in a probabilistic rather than a deterministic way, because there were not mechanisms on model structure to represent the fitness of species for new environmental conditions. Their simulation resulted in an overestimation of macrophyte density after the shift had occurred. Furthermore Jayaweera & Asaeda (1996) concluded that the biomanipulation process could just be modeled to certain accuracy. They claim there is no guarantee of a precise representation of the ecosystem conditions after

biomanipulation unless the uncertainties of interrelationships among biota of the lake ecosystem are clearly understood. We also identified a huge difficulty of structural dynamic model to adjust these changes, probably because changes of the properties due biomanipulation imply a huge adaptability of the biological components to the new prevailing conditions (i.e. external and internal factors), which is not reached by the model. This means that a good set of parameters found in the calibration period (i.e. before biomanipulation) was not overall valid for another period of time as the ecosystem is highly adaptable to changes itself which can be unmatched by model structure (Jorgensen & de Bernardi, 1997; Jorgensen & de Bernardi, 1998; Jorgensen, 2005). A lesser performance of the model estimates after biomanipulation indicated changes of biotic and abiotic processes in the Lake Engelsholm suggesting a new model adaptation to the environmental and, consequently, a new fit of the parameters after the disturbance. However this attempt was not well-successful due to limitations in model structure that may indicate a possible incapacity to predict scenarios of change of nutrients loading and biomanipulation since they admit that both rates and processes did not modified during the transition of states.

Computationally, the simplified resulting algorithm considering a non-detailed estimative of hydrodynamic fluxes, state variables spatially homogeneous and a simplified distinction of plankton groups was suitable to model a linked food-web in a simple way. But, maybe they have led to oversimplifications producing unrealistic representations in some aspects. Additional improvements on model structure could give us a better approach of the trophic structure, mainly in species level by inclusion of more class distinctions between phytoplankton and zooplankton. Moreover it also is important to consider on the model structure that ecosystem properties (represented by the parameters) could be changed according to changes on forcing functions and state variables (Jorgensen, 2005; 2007). However a more detailed distinction at level of taxonomic group would become the model still more complex with a greater number of parameters to be calibrated and validated. This would introduce a higher uncertainty to the model and with a larger possibility to reach incomprehensible chaotic patterns (Scheffer et al., 2003; Beninca et al., 2008). Furthermore to allow that parameters may change dynamically does not guarantee that prevailing condition can steadily change the species composition in a right way.

The self organization of phytoplankton community after biomanipulation in Lake Engelsholm, which is of particular importance for zooplankton, was also not well tracked by the model. We just could predict a dominance of diatoms with a relatively high chlorophyll *a* concentration, while cryptophycean dominance was observed in the monitoring data. As

consequence, SiO₂ concentration was poorly predicted. As the possible shift in species composition is determined by the gene pool, which is steadily changed according to mutation and new sexual recombinations of genes (Kauffman, 1996), we presume that to model changes on species composition are hardly represented unless all biological interrelationships are clearly well-understood. Moreover it also was difficult to model a possible monopolization of resources by one species can imply in a near neutral competition between plankton species, making the species dominance after a disturbance harder to predict (De Meester et al., 2002). It is likely that this effect results a compensatory dynamics at species level (Yachi & Loreau, 1999; Naeem, 2002), and a self-organized similarity (Hubbell, 2001; Chave et al., 2002; Scheffer & van Nes, 2006).

The uncertainty analysis was also helpful to verify whether the most crucial parameters under consideration are characterized by variability or uncertainty. It is clear to observe that uncertainty in the model outcomes depend strongly on environmental conditions. The results diverge more during the extremes of water temperature (i.e. summer and winter), indicating that the short-term effects of wrongly estimated parameter values can be even considerable. In future applications, we will intent to make dynamically forecast using two set of parameters found in this study and to test a automatic calibration using a genetic algorithm routine.

Acknowledgments

This study was supported by the Danish International School of Aquatic Sciences (SOAS) which belong to University of Aarhus and the Danish Research Training Council. I am very grateful for all support provided by the Department of Freshwater Ecology at Silkeborg/Denmark. I thank all people of this institute for their great assistance and fellowship. This work was also supported by the Dutch Research Council of Aquatic Ecology and Water Quality Management Group, Department of Environmental Sciences (Wageningen University). We acknowledge with sincere appreciation the assistance provided by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq – Long Term Ecological Research Program) of Brazil.

References

- 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.
- Berg, S., Jeppesen, E. & Søndergaard, M., 1997. Pike (*Esox lucius* L) stocking as a biomanipulation tool .1. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342, 311-318.
- Canfield, D.E. & Bachmann, R.W., 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi Depth in Natural and Artificial Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 414-423.
- Carpenter, S.R., 2003. Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation. *he Excellence in Ecology Series 15*. 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.
- Casulli, V. & Cheng, R.T., 1992. Semiimplicit Finite-Difference Methods for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 15, 629-648.
- Casulli, V. & Cattani, E., 1994. Stability, Accuracy and Efficiency of a Semiimplicit Method for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Computers & Mathematics with Applications* 27, 99-112.
- Casulli, V. & Zanolli, P., 2007. Comparing analytical and numerical solution of nonlinear two and three-dimensional hydrostatic flows. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 53, 1049-1062.
- Chapra, S.C., 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering., 844 pp.
- Chave, J., Muller-Landau, H.C. & Levin, S.A., 2002. Comparing classical community models: Theoretical consequences for patterns of diversity. *Am. Nat.* 159, 1-23.
- De Meester, L., Gomez, A., Okamura, B. & Schwenk, K., 2002. The Monopolization Hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecol.-Int. J. Ecol.* 23, 121-135.
- DeAngelis, D.L., Goldstein, R.A. & O'Neill, R.V., 1975. A model for trophic interaction. *Ecology* 56, 881-892.
- Delhez, E.J.M., 1998. Macroscale ecohydrodynamic modelling on the northwest European continental shelf. *J. Mar. Syst.* 16, 171-190.
- Duckstein, L., Casti, J. & Kempf, J., 1979. Modeling phytoplankton dynamics using catastrophe theory. *Water Resour. Res.* 15, 1189-1194.
- Faafeng, B. & Brabrand, A., 1990. Biomanipulation of a small, urban lake: removal of fish exclude bluegreen blooms. *Int Ver Theor Angew Limnol* 24, 597-602.
- Hamilton, D.P. & Schladow, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs .1. Model description. *Ecol. Model.* 96, 91-110.
- Hansson, L.A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.A., Søndergaard, M. & Strand, J., 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1, 558-574.
- Hosper, S.H. & Jagtman, E., 1990. Biomanipulation additional to nutrient control for restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Hydrobiologia* 200-201, 523-534.
- Hubbell, S.P., 2001. The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. *Monographs in Population Biology* 32. Princeton University Press, Princeton, 375 pp.
- Imberger, J., Patterson, J.C., Hebbert, B. & Loh, I., 1978. A dynamic reservoir simulation model - DYRESM: 5. In: H.B. Fisher (Editor), *Transport models for inland and coastal waters*. Academic Press, New York, pp. 310-361.

- Janse, J.H., 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* 342, 1-8.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- Janse, J.H., van Donk, E. & Gulati, R.D., 1995. Modelling nutrient cycles in relation to food web structure in a biomanipulated shallow lake. *Neth. J. Aquat. Res.* 29, 67-79.
- Jayaweera, M. & Asaeda, T., 1996. Modeling of biomanipulation in shallow, eutrophic lakes: An application to Lake Bleiswijkse zoom, the Netherlands. *Ecol. Model.* 85, 113-127.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Olrik, K. & Kristensen, P., 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1692-1699.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O. & Olrik, K., 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201, 219-228.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Mortensen, E. & Sortkjaer, O., 1996. Fish-induced changes in zooplankton grazing on phytoplankton and bacterioplankton: a long-term study in shallow hypertrophic Lake Søbygaard. *J. Plankton Res.* 18, 1605-1625.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Moller, F.P. & Sandby, K., 1998a. Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. *Arch. Hydrobiol.* 142, 129-151.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Moller, F.P. & Sandby, K., 1998b. Changes in nitrogen retention in shallow eutrophic lakes following a decline in density of cyprinids. *Archiv Fur Hydrobiologie* 142, 129-151.
- Jørgensen, S.E., 1994. *Fundamentals of Ecological Modelling* (2nd Edition). *Developments in Environmental Modelling* 19. Elsevier, Amsterdam, 628 pp.
- Jørgensen, S.E., 1983. Eutrophication models of lakes. In: S.E. Jørgensen (Editor), *Application of ecological modelling in environmental management, part A*. Elsevier Science Publ., Amsterdam, pp. 227-282.
- Jørgensen, S.E., 1999. State-of-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models. *Ecol. Model.* 120, 75-96.
- Jørgensen, S.E., 2005. Recent developments in lake modelling. *Water Sci. Technol.* 51, 5-12.
- Jørgensen, S.E., 2007. Evolution and exergy. *Ecol. Model.* 203, 490-494.
- Jørgensen, S.E. & de Bernardi, R., 1997. The application of a model with dynamic structure to simulate the effect of mass fish mortality on zooplankton structure in Lago di Annone. *Hydrobiologia* 356, 87-96.
- Jørgensen, S.E. & de Bernardi, R., 1998. The use of structural dynamic models to explain successes and failures of biomanipulation. *Hydrobiologia* 379, 147-158.
- 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.
- Matsuoka, Y., Goga, T. & Naito, M., 1986. An eutrophication model of Lake Kasumigaura. *Ecol. Model.* 31, 201-219.
- May, R.M., 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. *Nature* 261, 459-467.
- Meijer, M.L., De Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R. & Hosper, H., 1999. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408/409, 13-30.

- Moss, B., 1998. Shallow Lakes: Biomanipulation and Eutrophication. *Scope Newsletter* 29, 45 pp.
- Mueller, D.K., 1982. Mass balance model for estimation of phosphorus concentrations in reservoirs. *Water. Res.* 18, 377-382.
- Naeem, S., 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: The evolution of a paradigm. *Ecology* 83, 1537-1552.
- Nielsen, S.N., 1994. Modeling Structural Dynamical Changes in a Danish Shallow Lake. *Ecol. Model.* 73, 13-30.
- Orlob, G.T., 1983. Mathematical modelling of water quality: Streams lakes and reservoirs. *Internat.Ser.Appl.Syst.Anal.*, 538.
- Prokopkin, I.G., Gubanov, V.G. & Gladyshev, M.I., 2006. Modelling the effect of planktivorous fish removal in a reservoir on the biomass of cyanobacteria. *Ecol. Model.* 190, 419-431.
- Robson, B.J. & Hamilton, D.P., 2004. Three-dimensional modelling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecol. Model.* 174, 203-222.
- Romero, J.R., Antenucci, J.P. & Imberger, J., 2004. One- and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecol. Model.* 174, 143-160.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes. Population and Community Biology.* Chapman and Hall, London, 0-357 pp.
- Scheffer, M. & van Nes, E.H., 2006. Self-organized similarity, the evolutionary emergence of groups of similar species. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 103, 6230-6235.
- Scheffer, M. & Jeppesen, E., 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10, 1-3.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275-279.
- Scheffer, M., Rinaldi, S., Huisman, J. & Weissing, F.J., 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia* 491, 9-19.
- Schindler, D.W., 1975. Modelling the eutrophication process. *J. Fish. Res. Board Can* 32, 1673-1674.
- Schladow, S.G. & Hamilton, D.P., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs .2. Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecol. Model.* 96, 111-123.
- Schrum, C., Alekseeva, I. & John, M.S., 2006. Development of a coupled physical-biological ecosystem model ECOSMO Part I: Model description and validation for the North Sea. *J. Mar. Syst.* 61, 79-99.
- Shapiro, J., Lamarra, V. & Lynch, M., 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: F.J.L. Brezonik P.L. (Editor), *Symposium on water quality management through biological control.* Gainesville, University of Florida., pp. 85-96.
- Skogen, M.D., Svendsen, E., Berntsen, D.A., Aksnes, D. & Ulvestad, K., 1995. Modelling the primary production in the North Sea using a coupled three-dimensional physical-chemical-biological model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 41, 545-565.
- Somlyódy, L., 1982. Water-quality modelling: a comparison of transport-oriented and ecology-oriented approaches. *Ecol. Model.* 17, 183-207.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., van Nes, E.H., Roijackers, R.M.M., Lammens, E.H.R.R. & Portielje, R., 2007. Lake restoration in Denmark and The Netherlands: successes, failures and long-term effects.
- Thoman, R.V. & Segna, J.S., 1980. Dynamic phytoplankton-phosphorus model of Lake Ontario: ten-year verification and simulations. In: C. Loehr, C.S. Martin and W. Rast (Editors), *Phosphorus management strategies for lakes.* Amr Arbor Science Publishers, Amr Arbor, pp. 153-190.
- Vejle, C.o., 1996. *Engelsholm Sø. Vandmiljøovervågning.* (Lake Engelsholm. Monitoring of the Aquatic Environmental). 66p. (in danish).

Yachi, S. & Loreau, M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 96, 1463-1468.

PARTE IV: Aplicações no Sistema Hidrológico do Taim

Capítulo 6

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, Carlos Ruberto Fragoso Júnior, Walter Collischonn e David M. L. da Motta Marques

Baseado em:

Efeito da Liberação de Nutrientes por Plantas Aquáticas sobre a Dinâmica de Estados Alternativos da Comunidade Fitoplanctônica em um Lago Raso Subtropical. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 13, p. 151-160, 2008.

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 oriundos da biomassa vegetal em decomposição. Para alcançar uma aproximação integrada do sistema, dados experimentais e levantados em campo foram implementados em um modelo ecológico complexo. Simulações da lixiviação de ortofosfato (0,02-0,06 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 mg L^{-1} , a partir do qual lagos rasos subtropicais podem passar para um estado de dominância de cianobactérias.

Abstract

Water fluctuations may affect severely 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 eutrophicated state dominated by cyanobacteria. Such shifts in the water quality have been investigated by the theory of alternative stable in shallow lakes. This study evaluates the possibility of alternative states in Lake Mangueira (RS), a shallow subtropical system which suffers of intensive water uptake 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 achieve the comprehension of such effects in the system, experimental analysis of nutrient leaching and biomass data obtained from field survey were applied in a complex ecological model to predict possible shifts in the water state. Simulations of orthophosphate leaching ($0.02\text{-}0.06 \text{ mg L}^{-1}$) indicated possible shifts either to a cyanobacterial dominated state or a floating plant dominate coverage. Both representing eutrophicated conditions. Analysis of phytoplankton community structure within an increasing orto-P concentration suggested a critical resilience threshold of 0.05 mg L^{-1} for a cyanobacterial dominated state in subtropical lakes.

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 podem 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 a 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 ocorre inicialmente através da 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). Desta forma, 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 dependem destes produtores primários, objetivou-se analisar a influência deste compartimento na dinâmica trófica do sistema.

Considerando a área coberta por tais plantas na Lagoa Mangueira, utilizou-se a modelação ecológica 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 modelagem ecológica com base no levantamento de dados de campo e laboratoriais demonstra a possibilidade de junção de disciplinas biológicas e matemáticas visando a gestão de 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 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 fitoplantônicas 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 crescimento 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 valorização 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 ou mais estados (Jackson, 2003).

A mudança entre os dois estados pode ser tamponada por mecanismos intrínsecos que previnem a mudança mesmo que as condições sejam favoráveis. Esta resistência derivada da complexidade de interações tróficas expressa a capacidade do sistema de amortecer impactos evitando assim que este passe a outro estado de 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 retroalimentação 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 vegetação submersa e auxiliam na manutenção de águas relativamente claras e oligotróficas de várias formas: (a) 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; (b) servindo de refúgio para grandes espécies zooplâncton (Jeppensen et al., 1997) que predam algas fitoplanctônicas em altas taxas (Jeppensen et al., 2005); (c) produzindo substâncias alelopáticas que reduzem ou inibem o crescimento de fitoplâncton (WiumAndersen, 1987); (d) reduzindo a concentração de nutrientes disponíveis na massa da água a partir da produção primária (van Donk et al., 1993). A presença de vegetação aquática promove alterações radicais no funcionamento de lagos rasos.

A passagem de um estado de águas claras dominadas pela vegetação de macrófitas para um estado de águas turbidas 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 (Figura 6.1) (Scheffer et al., 1998).

Este fenômeno é denominado histerese e expressa a resiliência do ecossistema às alterações ambientais. Por exemplo, uma vez que um lago tenha passado para um estado eutrofizado de águas turbidas, 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).

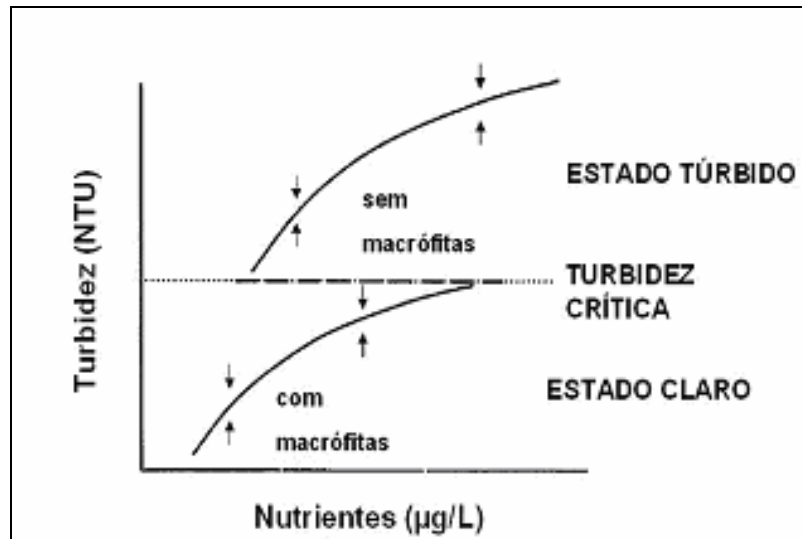


Figura 6.1. Modelo conceitual de condições alternativas como clara e túrbida em lagos com e sem macrófitas submersas. Adaptado de Scheffer et al. (1993). O modelo original assume que acima de um nível crítico de turbidez, as macrófitas submersas se tornariam ausentes no sistema. As linhas sólidas representam 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.

Materiais e Métodos

Área de estudo

A Lagoa Mangueira é um sistema raso (profundidade máxima de 6 metros) e possui uma área aproximada de 820 km² ao longo do Oceano Atlântico do Sistema Hidrológico do Taim (SHT), RS (Figura 6.2). Este ecossistema é caracterizado como um binômio Lagoa-Banhado, o qual faz parte do Sistema Hidrológico do Taim (SHT), no Estado do Rio Grande do Sul. Esta região é representativa de ambientes lacustres costeiros de água doce tipicamente complexos no que diz respeito a biodiversidade e a dinâmica da estrutura trófica (Ferreira et al., 2007).

A alta biodiversidade característica de regiões de baixa latitude como nos subtrópicos difere amplamente dos sistemas aquáticos de climas temperados onde a teoria dos estados alternativos foi concebida (Sondegaard et al., 2000; Jeppensen 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 (onivoria) e acabam aumentando a complexidade de interações tróficas, o que por sua vez torna a biomanipulação destes ambientes aquáticos ainda um desafio (Jeppensen et al., 1997).

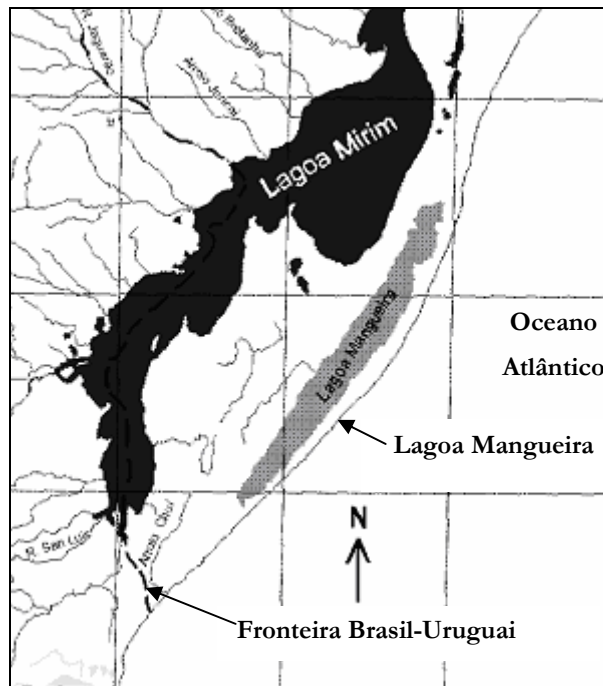


Figura 6.2. Região Hidrográfica da Lagoa Mirim, inserção do Sistema Hidrológico do Taim-Lagoa Mangureira, CNPq/PELD-Sítio 7.

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 $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Motta Marques & Villanueva, 2000), sendo que o ecossistema mais afetado devido ao intenso bombeamento de água (estruturas com capacidade individual de até $11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) 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, acarreta na 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 Mangueira 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 quantificadas concentrações de fósforo total, ortofosfato (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 a 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 m², 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-TRIM3D-PCLAKE (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, mas 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). 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 ao 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.

O cenário da simulação corresponde a uma célula cuja dimensão de 90.000 m x 9.000 m (2.6 m de profundidade) representa a área da Lagoa Mangueira. Entretanto, pelo fato de ser apenas uma célula, não há discretização espacial nem atuação de ventos sobre o sistema, o que diminui a ressuspensão de nutrientes. Conseqüentemente, a hidrodinâmica é também desconsiderada. Optou-se pela rejeição do efeito do vento para avaliar apenas a lixiviação de nutrientes por parte da biomassa vegetal aquática, sem interferência deste fator sobre a ciclagem interna de nutrientes, pois isto poderia mascarar o efeito único da lixiviação. O tempo de simulação foi de 10.000 dias com aquisição de dados diária. Condições climáticas de temperatura e incidência luminosa foram ajustadas para condições subtropicais e obtidas através de estações meteorológicas instaladas na Lagoa. O rebaixamento no nível da água do sistema não foi simulado, sendo considerado apenas um nível inferior ao de referência (-1.5m), assumido como capaz de causar a mortalidade da vegetação submersa nas áreas rasas e litorâneas.

No que tange a simulação da lixiviação de nutrientes, foi considerado apenas o incremento na concentração de ortofosfato solúvel (PO₄) oriundo da decomposição da biomassa de três espécies de macrófitas predominantes no sistema (*Potamogeton illinoensis*, *Egeria densa* e *Cabomba carolineana*). Para avaliar o efeito do ortofosfato 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 PO₄ por 1g (peso seco) de biomassa vegetal.

Resultados

A partir das análises experimentais da relação entre lixiviação de orto-P e biomassa vegetal, obtidas com as três espécies de macrófitas incubadas, foi estabelecida a seguinte equação de regressão (3.1):

$$\text{Orto-P (mg/L)} = 0,0345 * \text{biomassa vegetal (mg peso seco)} \quad (p < 0.05; r^2 = 0.958) \quad \text{Eq. 6.1}$$

Posteriormente, esta relação foi atribuída a 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 encontrada nas regiões mais rasas e litorâneas (Figura 6.3b). Estas regiões com densa cobertura estão de acordo com o gradiente de profundidade da área (Figura 6.3c) ao sul da Lagoa (Figura 6.3a). A partir da biomassa média por m², 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⁻¹, no sistema, evidenciaram-se alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica representada por três classes principais: diatomácea, clorofíceas e cianobactérias (Figura 6.4a). 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 atenuação 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, por exemplo, levaria presumivelmente a uma diminuição na produção pesqueira.

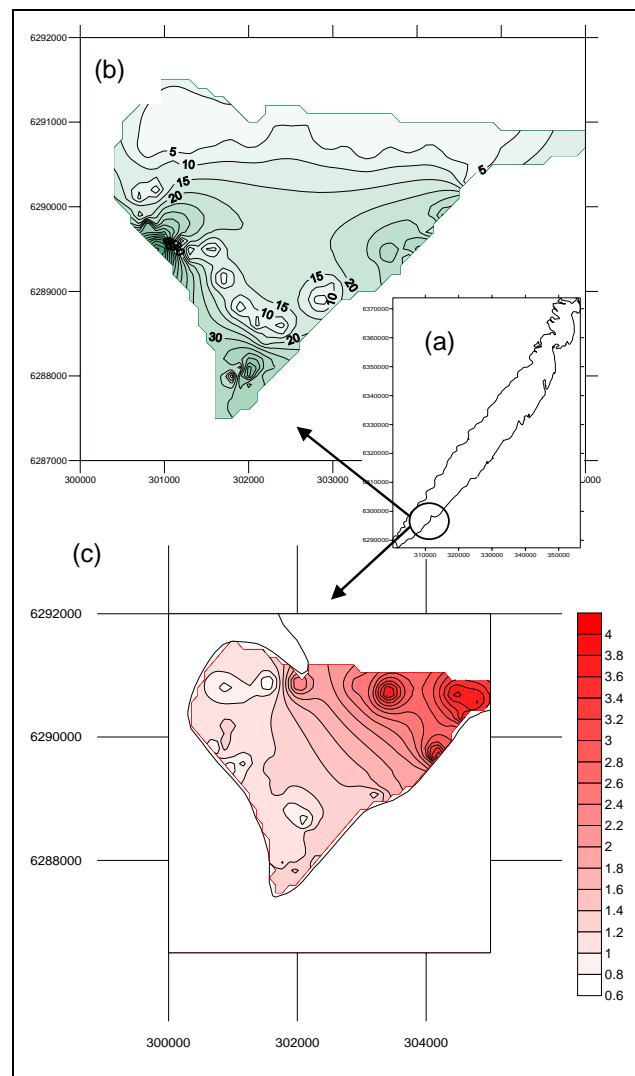


Figura 6.3. (a) Lagoa Mangueira, em destaque a extremidade sul do sistema; (b) Valores de cobertura (PVI) interpolados (c) Gradiente de profundidade.

O espectro de possíveis valores de produção do fitoplâncton em função do aporte de orto-P (Fig. 6.4b) mostra que incrementos acima de 0.025 mg L^{-1} já são suficientes para

prejudicar a classe de diatomáceas, sendo que a classe de clorófitas é ainda mais suscetível, decaindo com valores acima de 0.01 mg L^{-1} .

Dentro da variação $0.01\text{-}0.05 \text{ mg L}^{-1}$, 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 turbido seja acima deste intervalo.

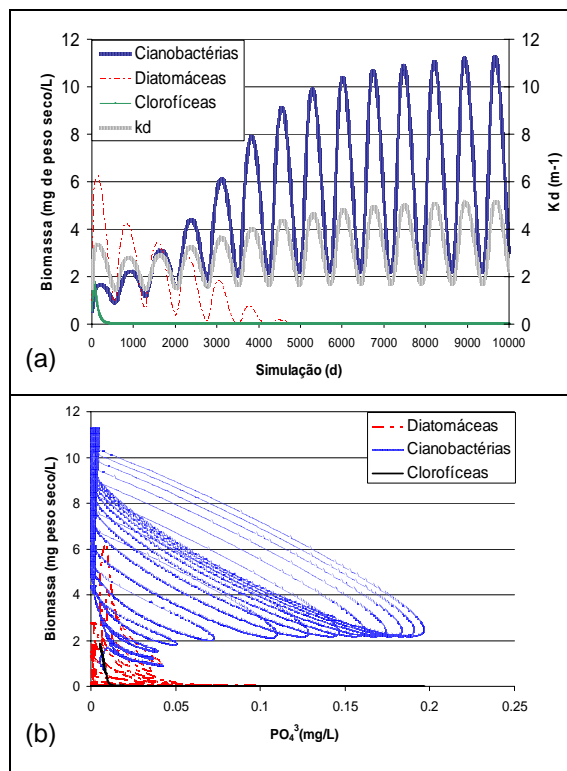


Figura 6.4. (a) Simulação do crescimento do fitoplâncton e seu efeito sobre o Kd em função do incremento de orto-P oriundo da biomassa vegetal submersa: evidência de estado alternativo eutrofizado-turbido dominado por cianobactérias; (b) Espectro dos possíveis valores de biomassa do fitoplâncton ao longo do gradiente de orto-P.

No 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 500 mg L^{-1} (Figura 6.5a).

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 (Figura 6.5b), é visível o predomínio da biomassa das plantas frente ao decaimento abrupto do fitoplâncton. Neste sentido, assume-se forte competição entre estes compartimentos por recursos, impossibilitando a ocorrência de ambos grupos no mesmo habitat.

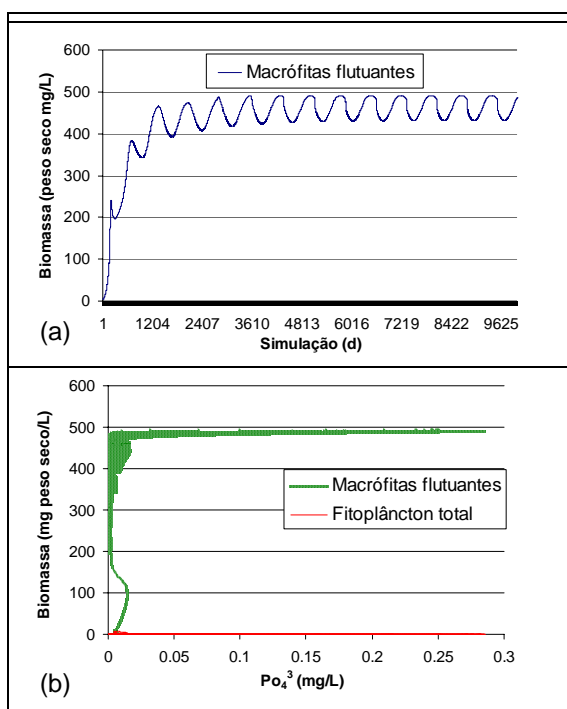


Figura 6.5. (a) Simulação do biomassa de macrófitas aquáticas de acordo com o incremento de orto-P no sistema: estado alternativo eutrofizado por macrófitas flutuantes; (b) Espectro dos possíveis valores de biomassa de macrófitas flutuantes e fitoplâncton ao longo do gradiente crescente de orto-P: evidência 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 elas 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 heterogeneidade espacial associada ao conhecimento da dinâmica de fatores abióticos é importante para a avaliação do transporte da biomassa, seja de fitoplâncton ou de plantas flutuantes. Por causa do regime severo de ventos da Lagoa, existe uma grande restrição ao estabelecimento de plantas flutuantes, as quais no caso de início de proliferação seriam certamente arrastadas para uma das extremidades da lagoa em função da orientação SO-NE dos ventos predominantes (Motta Marques et al., 1997). 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^{-1} 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 em 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.

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 woodlands. *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. 2003. 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 Diffusion, Belo Horizonte, Ago.
- 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.
- 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.
- 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.
- Jeppensen, e.; Laurindsen, t.l.; Kairesalo, t. & Perrow, m.r. 1997. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes". In: Jeppensen, 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, WW, 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, Scientific 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 Simpósio 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. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London.
- 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.
- 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.
- Søndergaard, M. Jeppensen, 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: Jeppensen, 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, , M., van den Berg, H., Clayton, J.S., Copps, H., Scheffer, M. & Ierland, E. V. 1999. A simple model for evaluating costs and benefits of aquatic macrophytes. Hydrobiologia, 415: 335-339.
- van Nes, H., Scheffer, M., van den Berg, M. & Copps, H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is the 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. 2nd.ed. Saunders, Coll.Publ., Fort Worth.
- WiumAndersen, S. 1987. Allelopathy among aquatic plants. Archiv. Hidrobiologie Beith., 27, pp. 167-172.

Capítulo 7

Os estados alternativos de estabilidade e o caminho do caos em lagos rasos subtropicais

Carlos Ruberto Fragoso Júnior; Walter Collischonn & David da Motta Marques

Baseado em:

Os estados alternativos de estabilidade e o caminho do caos em lagos rasos subtropicais. A ser submetido

Resumo

A crescente produção de carga orgânica e de nutrientes em bacias urbanizadas 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 de equilíbrio: (a) um estado de alta transparência da água com predominância de vegetação aquática submersa e baixos índices de biomassa fitoplanctônica ou (b) um estado de baixa transparência da água com altos índices de biomassa fitoplanctônica e a inexistência de vegetação aquática submersa. Uma vez que o corpo d'água mudou para um estado de águas turbidas, medidas corretivas de restauração podem ser empregadas no sentido de promover uma nova troca para um estado de referência de alta transparência. Buscando entendimento dos caminhos de degradação e restauração em ambientes aquáticos subtropicais submetidos a mudanças de níveis de transparência da água, um modelo ecológico complexo, que leva em consideração processos integrados (i.e. hidrodinâmicos, de qualidade da água e biológicos), foi aplicado na Lagoa Manguieia, RS. Foi mostrado que um progressivo aumento da turbidez produz profundas implicações para o ecossistema, tal como um súbito colapso da vegetação aquática submersa e dominância de 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.

Abstract

The increase of nutrient loading has led water bodies, such as lakes, reservoirs and estuaries, phytoplankton dominance and turbid water state. Those nutrient levels are reflected on water quality and cascade through aquatic communities. Aiming to evaluate simultaneously those alterations on whole ecosystem, we used a complex ecosystem model to describe regime shifts. Simulations showed that a stressed ecosystem can change its reference state and develop a large resilience to return to initial condition. Well-defined chaotic patterns were identified for high values of turbidity, indicating a self-organization capacity of highly non-linear systems which work far away from equilibrium. Omnivore community plays an important role in the ecosystem dynamic. It was identified a larger fitness to changes for this community. The model showed to be not only a predictive tool but also a tool to help gaining insights and generating hypothesis, and a management platform to help decision makers for subtropical aquatic ecosystems. Finally, we suggest the use of the model before the implementation of corrective measures on the watersheds and on lakes in order to promote the restoration of those ecosystems.

Introdução

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 (Sondergaard 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 às 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 valoração 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 dinâmica 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) (Bloomfield et al., 1974; Tucci, 1998; Janse, 2005).

Neste estudo foi utilizado um modelo ecológico complexo, considerando a integração de processos hidrodinâmicos, de qualidade da água 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, um ecossistema 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, parte do Sistema Hidrológico do Taim, localizado entre os municípios de Santa Vitória do Palmar e Rio Grande. Uma descrição mais detalhada da área de estudo pode ser encontrada no Capítulo 1.

Descrição do modelo

O IPH-TRIM3D-PCLake é um modelo matemático complexo voltado especialmente para descrever o comportamento das variáveis físicas, químicas e biológicas de corpos d'água rasos e profundos, tais como, lagos, reservatórios e estuários de uma maneira integradora. A descrição detalhada do modelo IPH-TRIM3D-PCLake foi apresentada previamente no Capítulo 2. 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).

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 regimes e possíveis histereses na estrutura trófica da Lagoa Mangueira a parcela do coeficiente de atenuação da luz devido as substâncias dissolvidas na água (parâmetro do modelo) foi gradativamente 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 7.1). 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 altos valores de turbidez (baixa transparência), dominância do fitoplâncton e extinção de 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.

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 $3,6 \text{ g m}^{-2}$ para $1,9 \text{ g m}^{-2}$) 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 comunidades se mostraram mais resistentes e não apresentam 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 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).

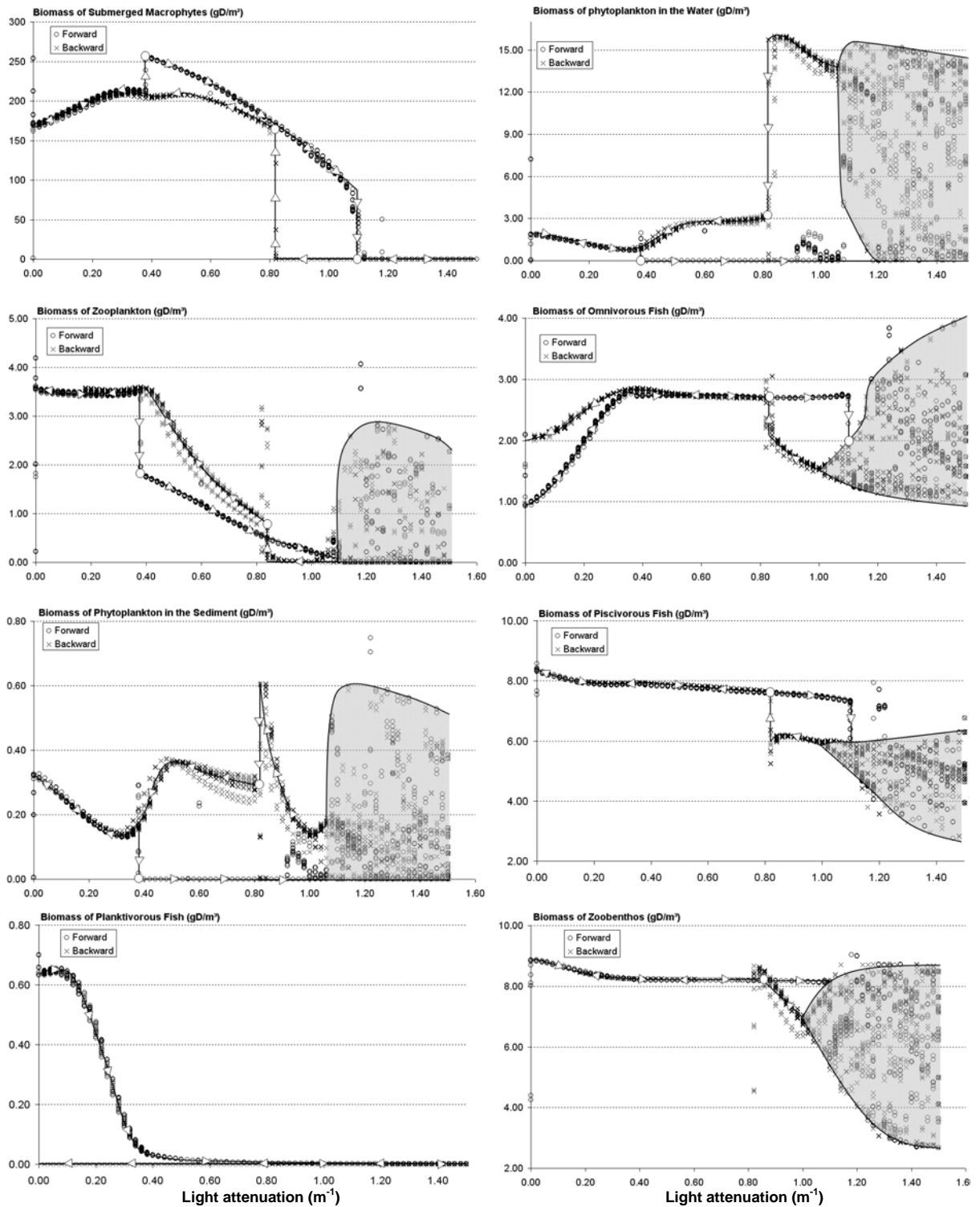


Figura 7.1. Efeito da mudança do atenuação vertical da luz (parcela relacionada as substâncias dissolvidas na água) no equilíbrio da estrutura trófica da Lagoa Mangueira. As setas indicam as direções de mudança do coeficiente de atenuação vertical da luz. A região destacada representa a zona caótica, 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.

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 (resiliência 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

Neste estudo, o modelo foi útil para avaliar as conseqüências de propriedades complexas, tais como multiplicidade de estados alternativos na Lagoa Mangueira, um lago raso de clima subtropical de grandes dimensões. 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 desregularizar estruturas, funcionalidades e, conseqüentemente, o equilíbrio do sistema (Scheffer et al, 1991; 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 (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. e 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 Mangureira 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. 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 colapso 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 Mangureira 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 and 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 análise devido ao aumento de interações entre os organismos e laços de retroalimentação. Em futuras aplicações, será investigada 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 possibilita o usuário adaptar o nível de complexidade 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.

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.
- 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.
- 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.
- Bloomfield, J.A.; Park, R.A.; Scavia, D. & Zahorcak, C.S. 1974. Aquatic modelling in the eastern deciduous Forest biome, U.S. – Internacional biological program. In: E. Middlebrooks, Falkenberg, D.H. & Maloney, T.E. (Eds.), *Modelling the Eutrophication Process*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp. 139-158.
- Carpenter, S. R., J. F. Kitchell & J. R. Hodgson, 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634–639.
- 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.
- Doveri, F., M. Scheffer, S. Rinaldi, S. Muratori & Y. A. Kuznetsov, 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.
- Gleick, J. 1987. *Chaos*, Penguin, Nova York.
- Gliwicz, Z.M. 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia*, 200/201, 83-98.
- Gliwicz, Z.M. & Lampert, W. 1990. Food thresholds in daphnia species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology*, 71 (2), 691-702.
- Grimm, V. 1994. Mathematical models and understanding in ecology. *Ecological Modelling*, 75-76, 641-651.
- 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. 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable state. *Hydrobiologia*, 342/343: 1-8.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- Jantsch, E. 1980. *The Self-Organizing Universe*, Pergamon, Nova York.
- Jeppensen, E. Laurindsen, T.L., Kairesalo, T. & Perrow, M.R. 1997. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In: Jeppensen, 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.
- 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*, Shambhaha, 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., 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 ichtyologique. 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.
- 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.
- Mandala, S.; Rayb,S.; Roya,S.; Jørgensen, S.E. 2006. Order to chaos and vice versa in an aquatic ecosystem. *Ecological Modelling*, 197: 498–504.
- May, R.M. 1977. Threshold and breaking points in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269:471-7.
- May, R.M. 1981. *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Blackwell, Oxford.
- May, R.M., 1987. Chaos and the dynamics of biological populations. *Proc. R. Soc. Lond.* 413, 27–44.
- 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. 1992. *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 & M. B. Jones, 2004. Sediment–biota interactions: mysid feeding activity enhances water turbidity and sediment erodability. *Marine Ecology Progress Series* 281: 145–154.
- Scheffer, M. & S. R. Carpenter, 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18: 648-656.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London.
- 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.

- Scheffer, M.; Carpenter, S.R.; Foley, J.A.; Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(11): 591-596.
- Sondergaard, 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.

Capítulo 8

Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil

Carlos R. Fragoso Jr, David M. L. Motta Marques, Walter Collischonn, Carlos E. M. Tucci and Egbert H. van Nes

Based on:

Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling*, Vol. 219, Issues 1-2, 24 November 2008, Pages 125-137.

Abstract

We present a model describing phytoplankton growth in Lake Mangueira, a large subtropical lake in the Taim Hydrological System in South Brazil (817 km², average depth 2 m). The horizontal 2D model consists of three modules: (a) a detailed hydrodynamic module for shallow water, which deals with wind-driven quantitative flows and water level; (b) a nutrient module, which deals with nutrient transport mechanisms and some conversion processes and (c) a biological module, which describes phytoplankton growth in a simple way. We solved the partial differential equations numerically by applying an efficient semi-implicit finite differences method to a regular grid. Hydrodynamic parameters were calibrated to continuous measurements of the water level at two different locations of the lake. An independent validation data set showed a good fit of the hydrodynamic module ($R^2 \geq 0.92$). The nutrient and biological modules were parameterized using literature data and verified by comparing simulated phytoplankton patterns with remote sensing data from satellite images and field data of chlorophyll a. Moreover, a sensitivity analyses showed which parameters had the largest influence on the simulated phytoplankton biomass. The model could identify zones

with a higher potential for eutrophication. It has shown to be a first step towards a management tool for prediction of the trophic state in subtropical lakes, estuaries and reservoirs.

Key words: subtropical shallow lake, wetland, phytoplankton patchiness, spatial heterogeneity, complex model.

Introduction

During the last 200 years, many lakes have suffered from eutrophication, implying an increase of both the nutrient loading and organic matter (Wetzel, 1996). This degradation process usually resulted in an increase of water turbidity due to blooms of cyanobacteria or green algae and subsequently the disappearance of submerged aquatic macrophytes (Moss, 1998).

An aspect that has often been neglected in freshwater systems is the fact that phytoplankton is horizontally often not evenly distributed in space. Though the occurrence of phytoplankton patchiness is known for a long time in marine systems (e.g. Platt et al., 1970; Steele, 1978; Steele & Henderson, 1992), phytoplankton in shallow lakes is often assumed to be homogeneous. However, there are various mechanisms that may cause horizontal heterogeneity in shallow lakes. For example, grazing by aggregated zooplankton and other organisms may cause spatial heterogeneity in phytoplankton (Scheffer & De Boer, 1995). Submerged macrophytes beds may be another mechanism by reduction of wave resuspension and allopathic effect on the algal community (van den Berg et al., 1998). For large shallow lakes, wind can be a dominant factor leading to both spatial and temporal heterogeneity of phytoplankton (Carrick et al., 1993), either indirectly by affecting the local nutrient concentration due to resuspended particles, or directly by resuspending algae from the sediment (Scheffer, 1998). In the management of large lakes, prediction of distributed phytoplankton can assist the manager to decide on an optimal course of actions, such as biomanipulation and regulation of recreation or potable water supply (Reynolds, 1999). However, it is difficult to measure the spatial distribution of phytoplankton. Mathematical modeling of phytoplankton population can be an important alternative methodology in improving our knowledge regarding the physical, chemistry and biological processes related to the phytoplankton ecology (Scheffer, 1998; Edwards & Brindley, 1999; Mukhopadhyay & Bhattacharyya, 2006).

There is already a large variety of phytoplankton models. The simplest models are based on a steady-state or on the assumption of complete mixing (Schindler, 1975; Smith, 1980; Thoman & Segna, 1980). Phytoplankton models based on more complex vertical 1-D hydrodynamic processes gave a more realistic representation of the stratification and mixing processes in deep lakes (Imberger & Patterson, 1990; Hamilton et al., 1995a; Hamilton et al., 1995b; Imberger, 1995). However, the vertical 1-D assumption might be restrictive, especially in large shallow lakes that are poorly stratified and often characterized by a significant differences between pelagic and shore zones. In those cases, a horizontal 2-D model with a complete description of the hydrodynamic and ecological processes can offer more insight in the factors determining local water quality.

Currently, computational power is not limiting the development of 2-D and 3-D models anymore, and these models are more frequently applied. There is a large diversity of 2-D and 3-D hydrodynamic models, of which most are designed to study deep-ocean circulation or coastal, estuarine and lagunal zones (Blumberg & Mellor, 1987; Casulli, 1990). However, only few of them are coupled with biological components (Lord et al., 1994; Rajar & Cetina, 1997; Bonnet & Wessen, 2001).

Over the past decade there has been a concerted effort to increase the realism of ecosystem models that describe plankton production as biological indicator of eutrophication. Most of this effort has been expended on the description of phytoplankton in temperate lakes; thus, multi-nutrient, photo acclimation models are now not uncommon (e.g. Olsen & Willen, 1980; Edmondson & Lehman, 1981; Sas, 1989; Fasham et al., 2006; Mitra & Flynn, 2007; Mitra et al., 2007). In subtropical lakes, eutrophication has been intensively studied, but only focusing on measurement of changes in nutrient concentrations (e.g. Matveev & Matveeva, 2005; Kamenir et al., 2007).

Here, we present a phytoplankton model coupled with a horizontal 2-D hydrodynamic model for the large subtropical shallow Lake Mangueira (South Brazil) focusing on spatial heterogeneity of phytoplankton. The hydrodynamic parameters were calibrated using continuous water level measurements in two stations in Lake Mangueira and the Taim wetland. The parameters describing algae growth were based on literature values. The generated spatial patterns of chlorophyll *a* concentration were verified both with a field data set and with a cloud-free satellite image provided by Terra Moderate Resolution Imaging

Spectroradiometer (MODIS) with spatial resolution of 1.0 km. Additionally, we carried out a sensitivity analysis of the biological parameters.

Material and Methods

Study Area

The Taim Ecological Reserve was established to protect the Taim Hydrological System, a heterogeneous and productive ecosystem in southern Brazil (Fig. 1), harboring an exceptional high biodiversity. The reserve encompasses a variety of habitats such as beaches, dunes, forests, grasslands, lakes and wetlands (Garcia et al., 2006).

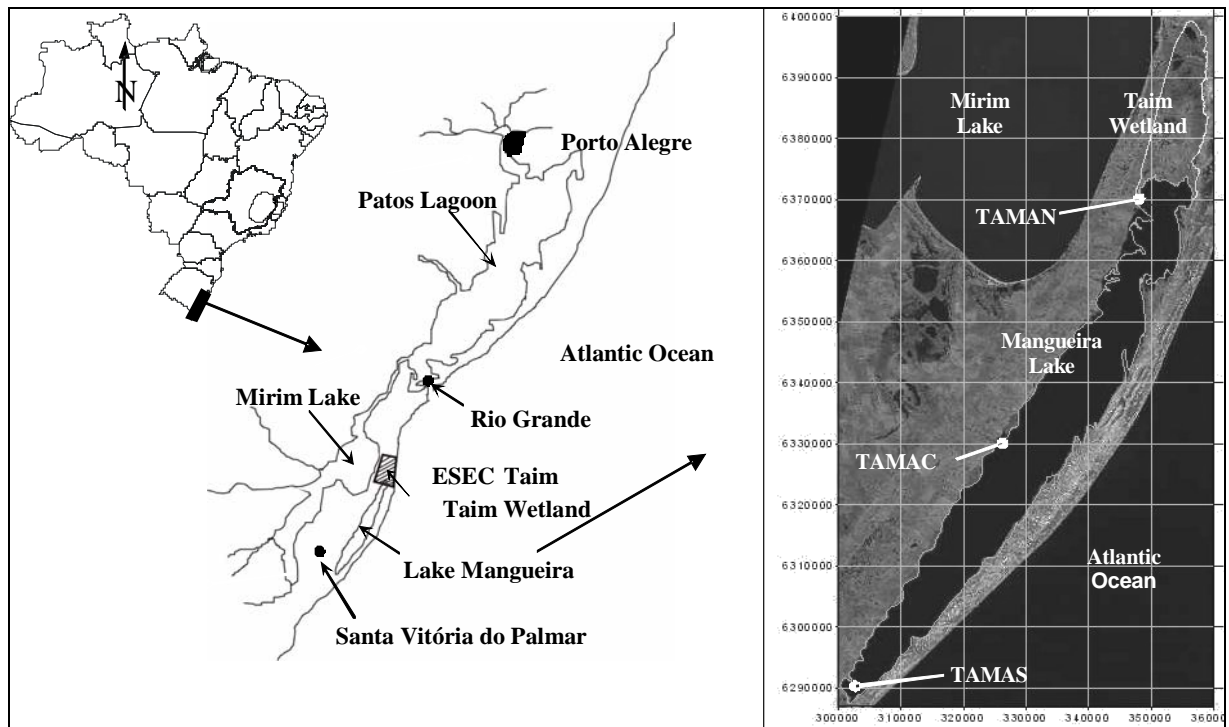


Figure 8.1. Taim Hydrological System situated in the South of Brazil. The meteorological stations in the north, middle and south of Lake Mangureira are denominated as TAMAN, TAMAC and TAMAS, respectively.

The system studied is part of this reserve and includes the Taim wetland and Lake Mangureira covering a total area of about 950 km², of which 86% is occupied by the lake (Fig. 1). The average depth of the lake is approximately 2 m and its trophic state ranges from oligotrophic to mesotrophic. The mesotrophic conditions occur in the spring and summer when it suffers from a notable water withdrawal to irrigation of rice crops (approximately 2 L ha⁻¹ s⁻¹ during 100 days), as well as a high input of nutrients loading from its watershed. The system is located in a subtropical climate region. Hydrological and meteorological variables have been monitored at hourly frequency since 2001 by a federal conservation program.

These variables include water level, precipitation, temperature, solar radiation, wind velocity and direction in three stations in Lake Mangueira (Figure 8.1).

Model Description

The present model was structured in three modules: (a) hydrodynamic module, which simulates the variables that quantify the water flow (velocity and water level); (b) transport and conversions of nutrients, and (c) a biological module, which deals with growth and loss of phytoplankton biomass. An overview of the modeled processes is given in Figure 8.2.

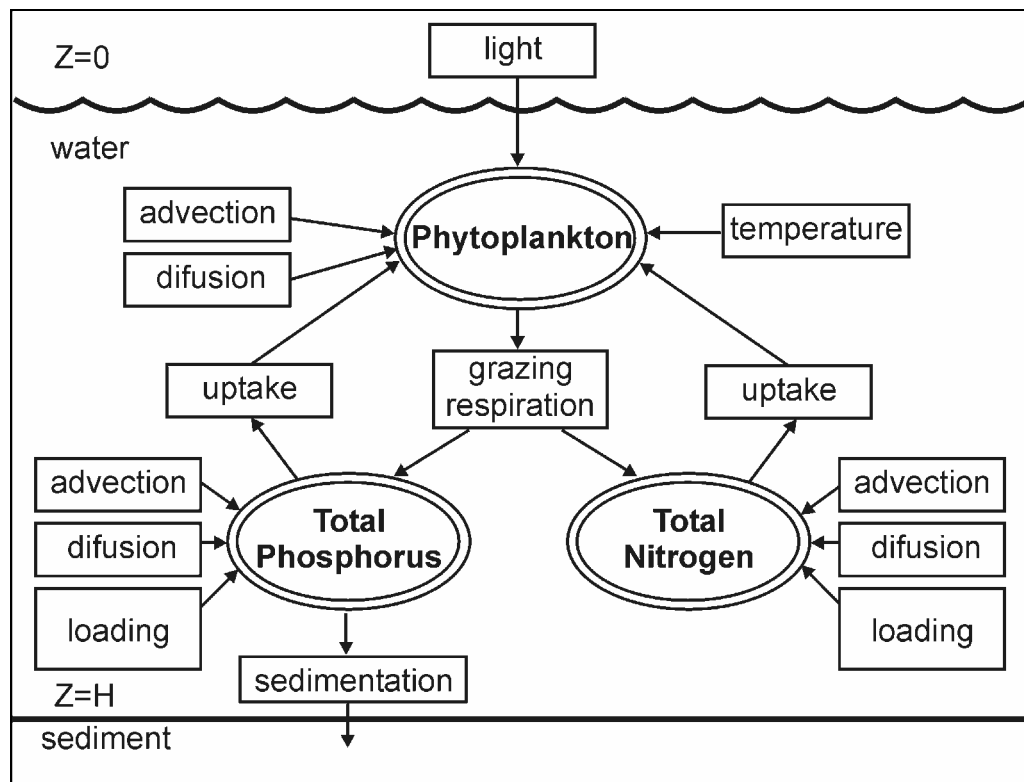


Figure 8.2. Simplified representation of the interactions involving the state variables (double circle), and the processes (rectangle).

The hydrodynamic model is based on the shallow water equations derived from Navier-Stokes, which describe dynamically a horizontal two-dimensional flow:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial [(h + \eta)u]}{\partial x} + \frac{\partial [(h + \eta)v]}{\partial y} = 0 \quad \text{Eq. 8.1}$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - \gamma u + \tau_x + A_h \nabla^2 u + fv \quad \text{Eq. 8.2}$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial y} - \gamma v + \tau_y + A_h \nabla^2 v - fu \quad \text{Eq. 8.3}$$

where $u(x,y,t)$ and $v(x,y,t)$ are the water velocity components in the horizontal x and y directions; t is time; $\eta(x,y,t)$ is the water surface elevation relative to the undisturbed water surface; g is the gravitational acceleration; $h(x,y)$ is the water depth measured from the undisturbed water surface; f is the parameter of Coriolis; τ_x and τ_y are the wind stresses in the x and y directions; $\nabla = \partial/\partial x \cdot \vec{i} + \partial/\partial y \cdot \vec{j}$ is a vector operator in the plane x - y ; A_h is the coefficient of horizontal eddy viscosity; and $\gamma = \frac{g\sqrt{u^2 + v^2}}{C_z}$ (Daily & Harleman, 1966)

where C_z is the Chezy friction coefficient.

Usually, the wind stresses in the x and y directions are written as a function of wind velocity (Wu, 1982):

$$\tau_x = C_D \cdot W_x \cdot \|W\| \quad \text{Eq. 8.4}$$

$$\tau_y = C_D \cdot W_y \cdot \|W\| \quad \text{Eq. 8.5}$$

where C_D is the wind friction coefficient; W_x and W_y are the wind velocity components (m.s^{-1}) in the x and y directions, respectively. Wind velocity is measured at 10 m from water surface; and $\|W\| = \sqrt{W_x^2 + W_y^2}$ is the norm of wind velocity vector. An efficient numerical semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite differences scheme was used in order to assure stability, convergence and accuracy (Casulli, 1990; Casulli & Cheng, 1990; Casulli & Cattani, 1994).

The nutrient module considers the advection and diffusion of each substance, inlet and outlet loading, sedimentation and resuspension through following equation:

$$\frac{\partial(HC)}{\partial t} + \frac{\partial(uCH)}{\partial x} + \frac{\partial(vCH)}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(HC)}{\partial y} \right) + \text{source or sink} \quad \text{Eq. 8.6}$$

where C is the average concentration in the water column; $H = \eta + h$ is the total depth; and K_h is the horizontal scalar diffusivity assumed as $0.1 \text{ m}^2 \text{ day}^{-1}$ (Chapra, 1997).

Equation 6 was applied to model total phosphorus, total nitrogen and phytoplankton. All these equations are solved dynamically, using a simple numerical semi-implicit central finite differences scheme (Gross et al., 1999a; 1999b) (Fig. 2). Thus, the mass balances involving phytoplankton and nutrients can be written as:

$$\frac{\partial(Ha)}{\partial t} + \frac{\partial(uHa)}{\partial x} + \frac{\partial(vHa)}{\partial y} = \mu_{eff} Ha + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(Ha)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(Ha)}{\partial y} \right) + \text{inlet/outlet} \quad \text{Eq. 8.7}$$

$$\frac{\partial(Hn)}{\partial t} + \frac{\partial(uHn)}{\partial x} + \frac{\partial(vHn)}{\partial y} = -a_{na} \mu_{eff} Ha + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(Hn)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(Hn)}{\partial y} \right) + \text{inlet/outlet} \quad \text{Eq. 8.8}$$

$$\frac{\partial(Hp)}{\partial t} + \frac{\partial(uHp)}{\partial x} + \frac{\partial(vHp)}{\partial y} = -a_{pa} \mu_{eff} Ha - k_{phos} P + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(Hp)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(Hp)}{\partial y} \right) + \text{inlet/outlet} \quad \text{Eq. 8.9}$$

where a, n and p are chlorophyll a, total nitrogen and total phosphorus concentrations, respectively; a_{na} is the N/Chla ratio equal to 8 mg N mg Chla⁻¹; a_{pa} is the P/Chla ratio equal to 1.5 mg N mg Chla⁻¹, inlet/outlet represents the balance between all inlets and outlets in a control volume $\partial x \partial y \partial z$; and k_{phos} is the settling coefficient of the phosphorus which can be estimated by (Chapra, 1997):

$$k_{phos} = \frac{10}{H} \quad \text{Eq. 8.10}$$

Four important assumptions were made in this scheme: (a) fixed stoichiometric conversions were applied to transfers between nutrients and phytoplankton; (b) there is no loss of mass due to degradation processes, (c) total nitrogen in the water was considered as a conservative substance, we thus discarded processes like denitrification, N fixation, sedimentation and resuspension and (d) total phosphorus was assumed to fixate to the sediment, resuspension was neglected.

The phytoplankton growth (primary production) and loss processes are represented through effective growth rate (Lucas, 1997). The effective growth rate itself is not a simple constant, but varies in response to environmental factors such as temperature, nutrients, respiration, excretion and grazing by zooplankton:

$$\mu_{ef} = \mu P(T, N, I) a - \mu L a \quad \text{Eq. 8.11}$$

where $\mu P(T, N, I)$ is the primary production rate as a function of temperature (T), nutrients (N), and light (I); μL is the loss rate due respiration, excretion and grazing by zooplankton and a is the chlorophyll a concentration. The temperature effect on primary production was assumed to be an exponential function that is widely used in phytoplankton models (e.g. Eppley, 1972; Canale & Vogel, 1974), which presents only two parameters to calibrate.

$$\mu_T = G_{max} \cdot \theta_T^{T-20} \quad \text{Eq. 8.12}$$

where μ_T is the growth rate (day⁻¹) at temperature T (°C); G_{max} is the maximum growth rate algae at 20°C; and θ_T is the temperature effect coefficient.

We used a commonly used Monod saturating function to model nutrient limitation. In our case, involving multiple nutrients, there are several ways in which the nutrient limitation term could be refined. We used Liebig's law, where the most limiting nutrient controls phytoplankton growth rate (Lucas, 1997):

$$\mu_N = \min\left(\frac{n}{n + k_N}, \frac{p}{p + k_P}\right) \quad \text{Eq. 8.13}$$

where μ_N is the growth rate due nutrients uptake (day⁻¹); and k_N and k_P are the half-saturation for nitrogen and phosphorus uptake, respectively.

The dependence of the growth rate of phytoplankton on light was approached by an optimum function (Steele, 1965), incorporating light inhibition a high light levels.

$$\mu_L = \frac{2.718 \cdot f_p \cdot (e^{-\alpha_1} - e^{-\alpha_2})}{k_e \cdot (\eta + h)} \quad \text{Eq. 8.14}$$

where,

$$\alpha_1 = f_{PAR} \cdot I_a \cdot e^{-k_e(\eta+h)} / I_s \quad \text{Eq. 8.15}$$

$$\alpha_2 = f_{PAR} \cdot I_a / I_s \quad \text{Eq. 8.16}$$

where μ_L is the phytoplankton growth rate on light dependence (day⁻¹); f_p is the photoperiod; f_{PAR} is the fraction of Photosynthetically Active Radiation (PAR); I_a is the light level (kJ m⁻² day⁻¹); I_s is the optimal light level (kJ m⁻² day⁻¹), and k_e is the light attenuation coefficient (m⁻¹). We assumed that light attenuation coefficient can be related with the amount of chlorophyll a concentration in the water (Riley, 1956):

$$k_e = k'_e + 0.0088a + 0.054a^{2/3} \quad \text{Eq. 8.17}$$

where k'_e is the light attenuation (m⁻¹) due other factors rather than phytoplankton, such as particle-free water and color, nonvolatile suspended solids and detritus. The processes contribute to the loss rate of phytoplankton considered were respiration, excretion and grazing by zooplankton and others organisms. They are usually modeled as a single first-order decay being respiration and excretion depending of temperature, as in:

$$\mu_L = \mu_R + \mu_G \quad \text{Eq. 8.18}$$

and

$$\mu_R = k_{re} \cdot \theta_R^{T-20} \quad \text{Eq. 8.19}$$

$$\mu_G = k_{gz} \quad \text{Eq. 8.20}$$

where μ_L is the total phytoplankton loss rate; μ_R is the loss rate of phytoplankton by respiration and excretion; μ_G is the death of algae due to grazing by zooplankton and other organisms; k_{re} is the respiration and excretion rate; k_{gz} is the grazing rate by zooplankton and other organisms and θ_R is a coefficient modelling the temperature effect. Thereby, nine parameters control the variation of the effective growth rate of phytoplankton. These biological parameters and its respective values range are listed in Table 8.1.

Table 8.1. Hydrodynamic and biological parameters description and its values range.

Paramete	Description	Unit	Values range	Reference
Hydrodynamic:				
1	A_h Horizontal eddy viscosity coefficient	$m^{1/2} s^{-1}$	5 – 15	(White, 1974)
2	C_D Wind friction coefficient	-	2e-6 – 4e-6	(Wu, 1982)
3	C_Z Chezy coefficient	-	50 – 70	(Chow, 1959)
Biological:				
1	G_{ma} Maximum growth rate algae	day^{-1}	1.5 – 3.0	(Jørgensen, 1994)
2	I_S Optimum light intensity for the algae growth	$cal\ cm^{-2}dia^{-1}$	100 – 400	(Schladow & Hamilton, 1997)
3	k'_e Light attenuation coefficient in the water	m^{-1}	0.25 – 0.65	(Schladow & Hamilton, 1997)
4	θ_T Temperature effect coefficient	-	1.02 – 1.14	(Eppley, 1972)
5	θ_R Respiration and excretion effect coefficient	-	1.02 – 1.14	(Schladow & Hamilton, 1997)
6	k_P Half-saturation for uptake phosphorus	$mg\ P\ m^{-3}$	1 – 5	(Lucas, 1997)
7	k_N Half-saturation for uptake nitrogen	$mg\ N\ m^{-3}$	5 – 20	(Lucas, 1997)
8	k_{re} Respiration and excretion rate	day^{-1}	0.05 – 0.25	(Chapra, 1997)
9	k_{gz} Zooplankton grazing rate	day^{-1}	0.10 – 0.20	(Chapra, 1997)

Calibration and validation of hydrodynamic module

The basic part of the model is the hydrodynamic module. Thus, an accurate prediction of the hydrodynamic conditions can identify how the phytoplankton is being transported and where zones with high potential of eutrophication and phytoplankton blooms are located. The hydrodynamic module was calibrated by tuning the model parameters within their observed literature ranges (Table 1). Nonetheless, the hydraulic resistance caused by presence of emerged macrophytes in Taim Wetland was represented by a smaller Chezy's resistance factor than used in other lake areas (Wu et al., 1999). Calibration and validation of the hydrodynamical parameters was done using two different time-series of water level and wind produced for two locations in Lake Mangueira (north and south).

We used a period of 26 days for calibration, starting 07/10/2002 at 4:00 p.m., and 15 days for validation, starting 01/01/2003 at 0:00 a.m. The reason of that choice was the availability of continuous data during these periods. The validation period differed significantly from the calibration period as in this summer period withdrawal of water to rice crops took place. We assumed a constant pumping rate to represent water withdrawal to rice crops, whereas in reality there were unknown daily fluctuations.

The coefficient of determination (R^2) between model results and field data were computed to measure the model performance.

Phytoplankton simulation

For the parameters of the phytoplankton module we used the average values for the literature range given in Table 1. To evaluate its performance we simulated another period of 86 days, starting 12/22/2002 at 00:00 hs (summer). Solar radiation and water temperature data were taken from TAMAN meteorological station, situated in northern part of Lake Mangueira. Photosynthetically active radiation (PAR) at the Taim wetland was assigned as 20% of the total radiation, in order to represent the indirect effect of the emergent macrophytes on phytoplankton growth rate according to experimental studies of emerged vegetation stands *in situ*. At the lake areas, we assumed that the percentage of PAR was 50% of the total solar radiation (Janse, 2005).

The resulting phytoplankton patterns were compared with satellite images from MODIS, which provides improved chlorophyll *a* measurement capabilities over previous satellite sensors. For instance, MODIS can better measure the concentration of chlorophyll *a* associated with a given phytoplankton bloom. Unfortunately, there were no detailed chlorophyll *a* and nutrient data available for the same period. Therefore, we compared only the median simulated values with field data from another period (2001 and 2002).

Sensitivity analysis of the biological module

To determine which biological parameters had the strongest effect on the calculated phytoplankton biomass, a simple sensitivity analysis was applied. We considered only biological parameters which are directly responsible for effective growth rate (d^{-1}) of phytoplankton. For this analysis we use the same conditions and input variables that were used for hydrodynamic calibration (26 days). For each parameter the model ran twice: first with the minimum value and then with the maximum value. All other parameters were kept at

their default values. For each of these runs, the minimum, maximum and mean daily chlorophyll *a* concentrations were calculated for the simulation period.

Results

Calibration and validation of hydrodynamic module

The simulated and observed values of water levels at two stations of Lake Mangueira during the calibration and validation period are shown in Figure 8.3. The model was able to reproduce the water level well in both extremities of Lake Mangueira. Wind-induced currents can be considered the dominant factor controlling transport of substances and phytoplankton in Lake Mangueira, producing advective movement of superficial water masses in a downwind direction. For instance, a southwest wind, with magnitude approximately greater than 4 m s^{-1} , can cause a significant transport of water mass and substances from south to north of Lake Mangueira, leading to an almost instantaneous increase of the water level in the northeastern parts and, hence the decrease of water level in southwestern areas.

Apart from wind effects, the water balance between precipitation and evaporation is an important factor determining the water level in Lake Mangueira. Note that in the validation period the water withdrawal to rice crops was an important factor in the water balance. The assumption of a constant pumping rate turned out to be a reasonable approach, which it might have led to the slightly lower coefficients of determination (R^2).

In summary, the fit and verification of the model have showed that a semi-implicit Eulerian-Lagrangian difference finite scheme presents good results, respecting stability, convergence and precision principles as it was previously seen in others papers (e.g. Casulli & Cheng, 1990; Casulli & Cattani, 1994).

Sensitivity Analysis

The results of the sensitivity analysis are summarized in Fig. 8.4. The first panel corresponds to relative effect of the maximum value assigned in the range for a particular parameter (Fig. 8.4a) and the second one using its minimum value (Fig. 8.4b).

The histogram shows that the model outcome is rather sensitive to various parameters. The parameters with a strongest effect in the model outcome are related to the effect of temperature (G_{\max} , θ_T and θ_R) and to loss processes, such as respiration and zooplankton grazing (k_{ra} and k_{gz}). The parameters related to light penetration (I_s and k'_e) and

phosphorous/nitrogen uptake (k_P , k_N) have a weaker effect on the effective growth rate, indicating that the phytoplankton growth in subtropical conditions (summer-autumn period) was not strongly limited by light and nutrients.

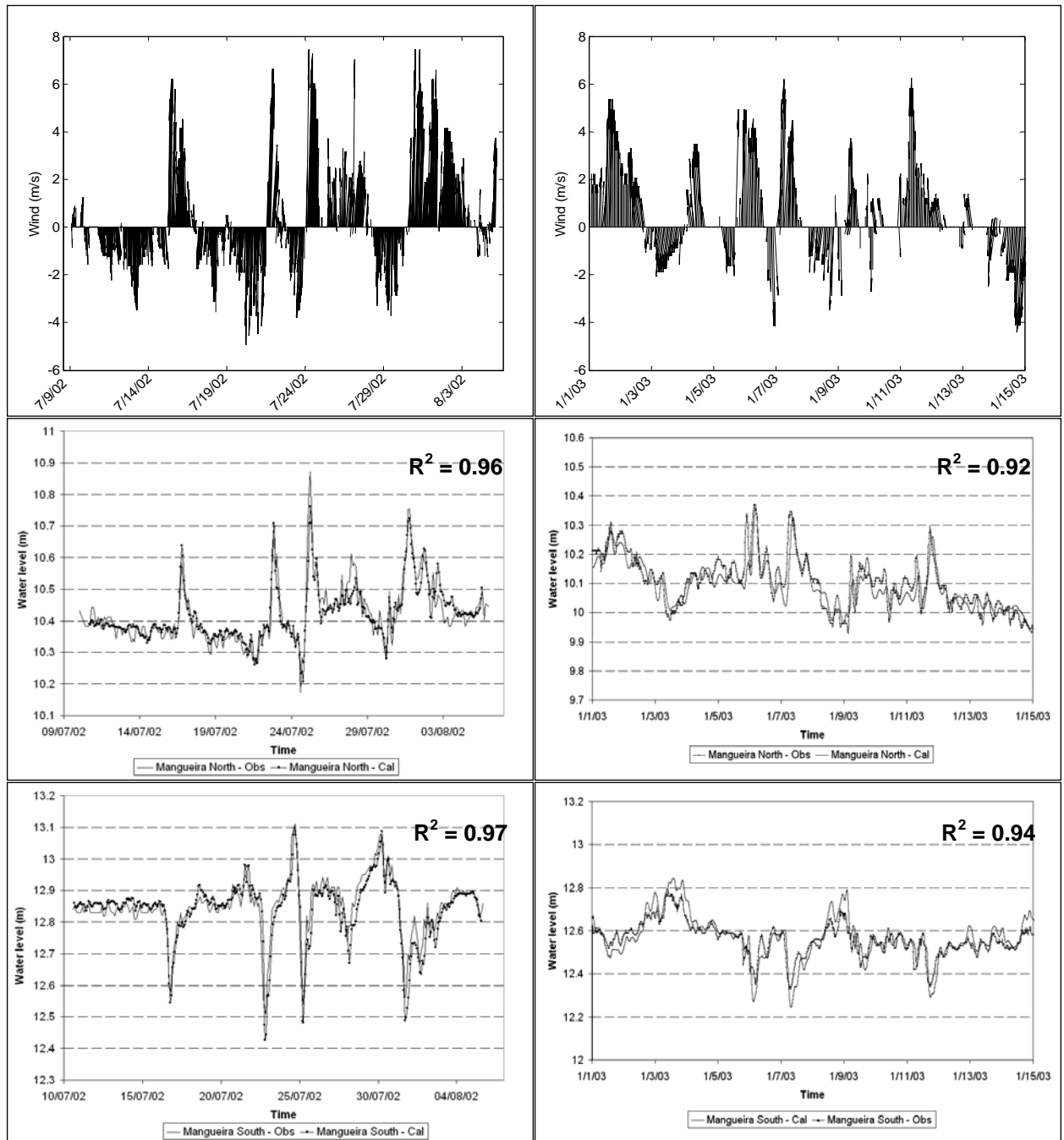


Figure 8.3. Time series of wind velocity and direction on Lake Mangueira and water levels fitted at the north and south of Lake Mangueira into calibration and validation periods (simple line- observed, dotted line - calculated).

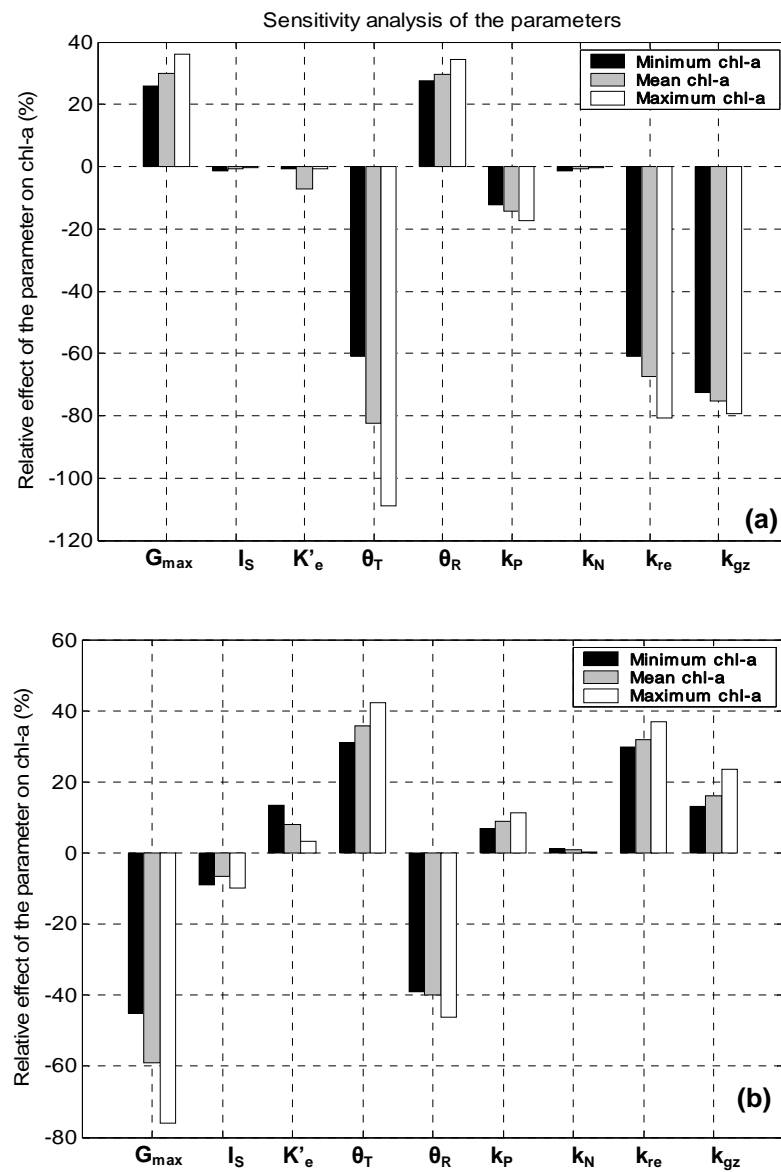


Figure 8.4. Relative effect of each biological parameter on the minimum, mean and maximum daily values of chlorophyll *a* considering its (a) maximum and (b) minimum parameters values from ranges presented in Table 1.

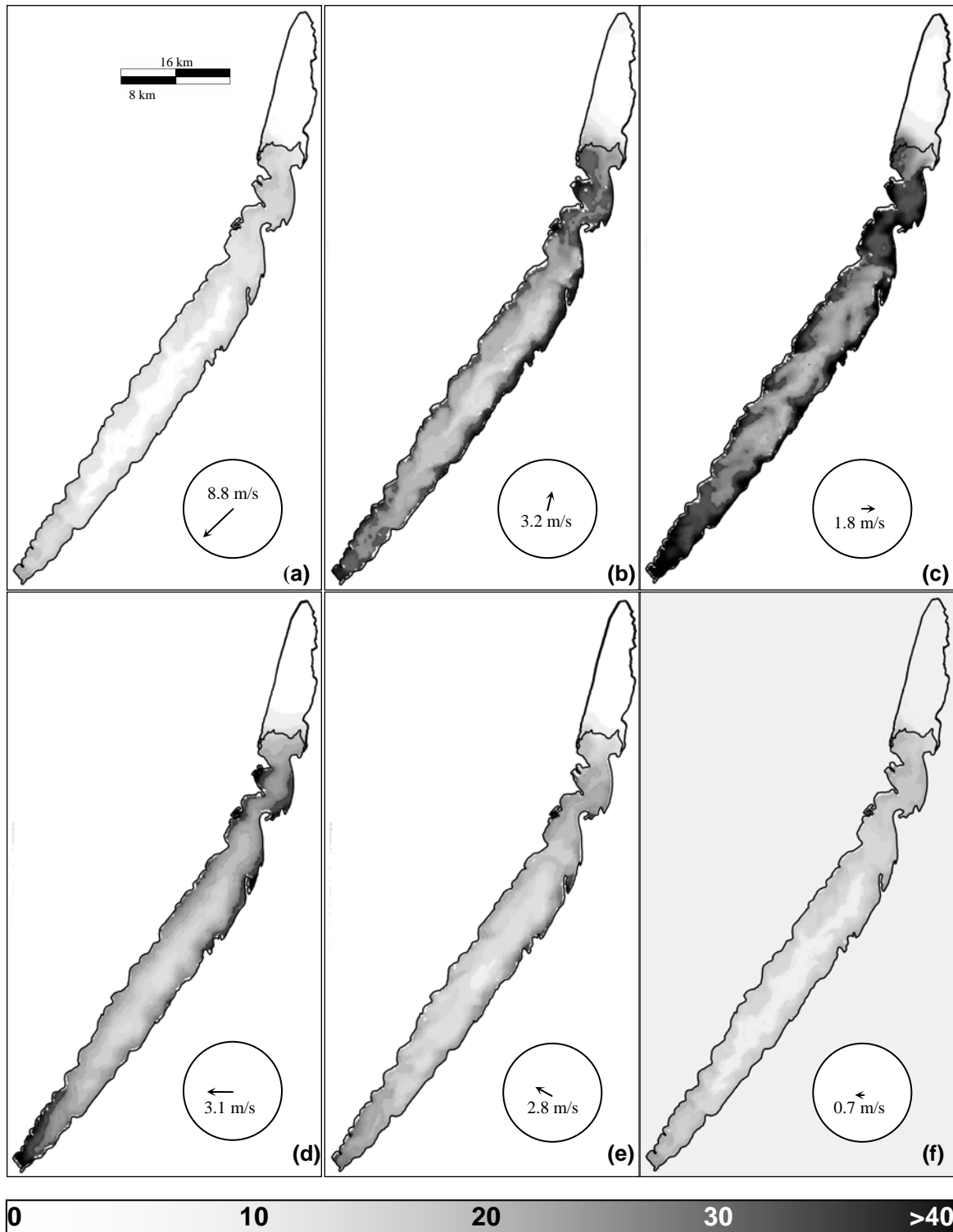


Figure 8.5. Phytoplankton dry weight concentration fields in $\mu\text{g l}^{-1}$, for the whole system at different times: (a) 14 days; (b) 28 days; (c) 43 days; (d) 57 days; (e) 71 days; and (f) 86 days . The color bar indicates the phytoplankton biomass values. A wind sleeve, in each frame, indicates the direction and the intensity of the wind. The border between Taim wetland and Lake Mangueira is showed as well.

Phytoplankton Simulation in the Lake Mangueira

The model was used to determine the spatial distribution of chlorophyll *a* and to identify locations with higher growth and phytoplankton biomass in Lake Mangueira. Figure 8.5 shows the spatial distribution of phytoplankton biomass for different times during the simulation period.

Specifically, in Lake Mangueira there is a strong gradient of phytoplankton productivity from littoral to pelagic zone. Moreover, the model outcome suggests that there is a significant transport of phytoplankton and nutrients from littoral to pelagic zones through hydrodynamic processes. This transport was intensified by several large sand bank formations that are formed perpendicular to the shore line of the lake, carrying nutrients and phytoplankton from the shallow to deepest zones.

After 1,200 hours of simulation (50 days), the daily balance between the total primary production and loss was negative. That means that daily losses such as respiration, excretion and grazing by zooplankton exceeded the primary production in the photoperiod, leading to a significant reduction of the chlorophyll *a* concentration for the whole system (Figure 8.5d;e).

We verified the modeled spatial distribution of chlorophyll *a* with those estimated by remote sensing (Figure 8.6). The simulated patterns had a reasonably good similarity with the evaluated patterns by remote sensing (Figure 8.7a,b). In both figures, large phytoplankton aggregations can be observed in both southern and northern parts of Lake Mangueira, as well as in littoral zones.

Unfortunately we did not have independent data of phytoplankton in the simulation period. Therefore we could only compare the median values of simulated and observed chlorophyll *a*, total nitrogen and total phosphorus for three points of Lake Mangueira (Figure 8.8). We thus assumed that the median values were comparable between the years. The fit of these variables was reasonable, considering that we did not calibrate the biological parameters of the phytoplankton module.

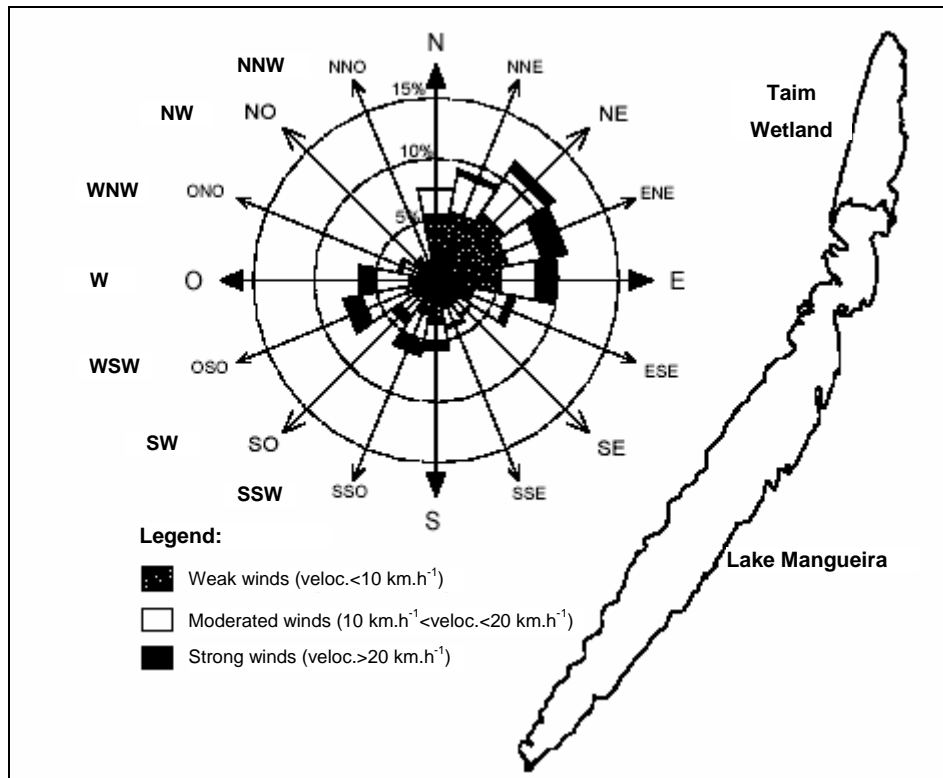


Figure 8.6. The wind rose, showing the distribution of wind speeds, and the frequency of the varying wind directions.

We also fitted the model without considering spatial processes on the median chlorophyll *a* data of all stations (results not shown), but obviously it is then impossible to model the differences between the stations. Interestingly, this non-spatial simulation resulted in a poorer fit, as the simulated median chlorophyll *a* values were systematically overestimated (ca. 28 mg m^{-3}). That indicates that in the model hydrodynamic processes (i.e. advection and diffusion) had a rather strong effect on the average pelagical chlorophyll *a* values, probably due to the exchange with the littoral zones.

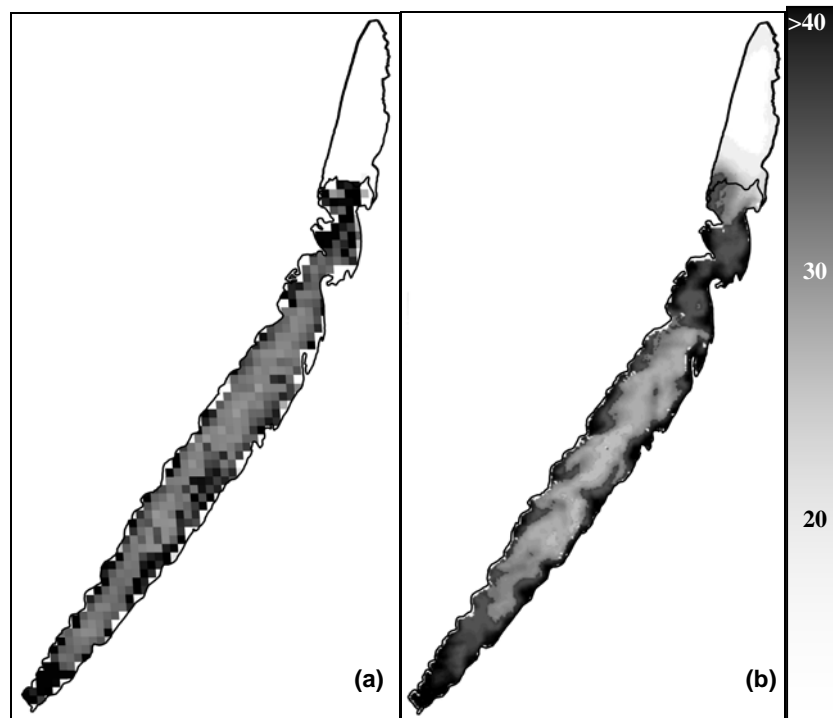


Figure 8.7. (a) MODIS derived Chlorophyll *a* image of 1 km spatial resolution at February 8th, 2003; and (b) chlorophyll *a* concentration field simulated in Lake Mangueira at February 8th, 2003.

Discussion

Recognition of the importance of spatial and temporal scales is a relatively recent issue in ecological research on aquatic food webs (Bertolo et al., 1999; Woodward & Hildrew, 2002; Bell et al., 2003; Mehner et al., 2005). Among other things, the observational or analytical resolution necessary for identifying spatial and temporal heterogeneity in the distributions of populations is an important issue (Dungan et al., 2002). Most ecological systems exhibit heterogeneity and patchiness on a broad range of scales, and this patchiness is fundamental to population dynamics, community organization and stability. Therefore, ecological investigations require an explicit determination of spatial scales (Levin, 1992; Hölker & Breckling, 2002), and it is essential to incorporate spatial heterogeneity in ecological models to improve understanding of ecological processes and patterns (Hastings, 1990; Jørgensen et al., 2008). In models of lake ecosystems, horizontal spatial heterogeneity of phytoplankton and hydrodynamic processes are often neglected. Our model analysis showed that it is important to consider such spatial heterogeneity in large lakes, as the water quality is expected to differ significantly between the shores and the pelagic zones. Especially for prediction of the water quality (including the variability due to wind) at the littoral zones

of such lake, incorporation of spatial explicit processes is essential. Such information is often important for recreationists and lake managers. Also for more detailed studies of the growth and competition of phytoplankton species, detailed information of water movement is very important (Huisman et al. 1999).

The hydrodynamic module, using a semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite differences scheme, showed excellent results during hydrodynamic calibration and validation (i.e. coefficients of determination above 0.92). The scheme, which is rarely used in ecological researches (e.g. Lucas & Cloern, 2002; Robson & Hamilton, 2004; Romero et al., 2004a; Romero et al., 2004b; Spillman et al., 2007), allowed us to use a larger step time than in other numerical schemes, assuring stability, convergence and precision (Casulli & Cheng, 1990; Casulli & Cattani, 1994). Computationally, the resulting algorithm is suitable for the simulations of complex two or three-dimensional flow using fine spatial resolution and relatively large time steps. The present formulation also is fully vectorizable and allows for the simulation of flooding and drying of tidal flats.

The model describes the most important hydrodynamic and the main biological processes of the phytoplankton in an integrated way, in order to help to understand the role of phytoplankton heterogeneity in a shallow lake. However, as the model focuses on hydrodynamic processes many biological processes were simplified. For instance, important microbial processes such as nitrification, resuspension, mineralization of detritus and interactions between water-sediment were neglected or strongly simplified. The modelling of phytoplankton growth was also kept very simple. All species of phytoplankton were lumped without distinction between functional groups, such as cyanobacteria, diatoms and other small edible algae. Therefore, their different characteristics could not be taken account. Other aquatic organisms, such as phytoplankton in the sediment, zooplankton, zoobenthos, macrophytes and fishes, were not modeled dynamically, limiting the interactions between trophic groups. The interactions with emergent macrophytes in wetland area were also only indirectly modeled by a fixed reduction of PAR. Others more realistic mechanisms can also be implemented for wetland areas, such as moderate effect of wind-induced resuspension and distinct nutrient processes in the water column.

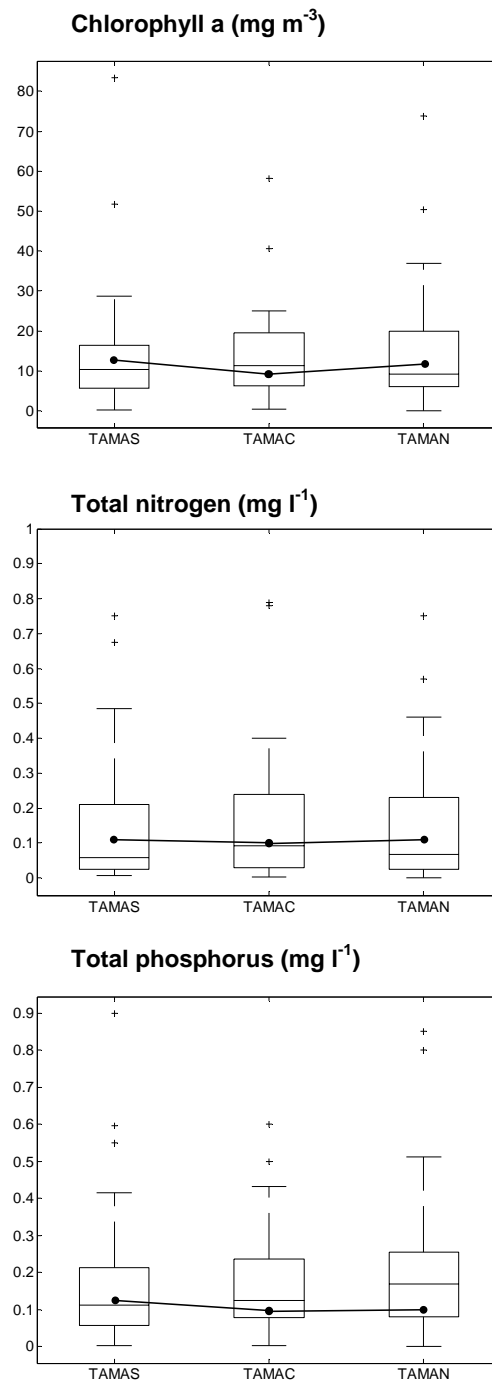


Figure 8.8. Comparison between box-plot diagrams corresponding to 37 samples (2001 and 2002) and the median values of chlorophyll *a*, total nitrogen and total phosphorus simulated by model at the three sampling locations of Lake Mangueira (TAMAS = south, TAMAC = centre and TAMAN = north).

The current model can be extended to provide a more complete description of aquatic food-web, but the complexity involved in a full food-web model may be large, whereas a simpler model allows for better understanding of the main processes that determine the results

(van Nes & Scheffer, 2005). As it is good to combine different approaches of different complexity (van Nes & Scheffer, 2005), we are currently developing a more complex version of this model which aggregates most neglected biological processes (Fragoso Jr. et al., 2007).

Our sensitivity analysis, analyzing the summer-autumn period, indicated that phytoplankton growth in this subtropical shallow lake is particularly sensitive to temperature and loss processes like respiration and grazing by zooplankton and other organisms. This is in line with model analyses and empirical results in temperate lakes (Barko & Smart, 1981; Spencer, 1986; Scheffer et al., 1993). Of course, subtropical lakes do not freeze in winter, but they can also be subject to relatively strong temperature variations during the season (e.g. in Lake Mangueira, water temperature can take values between 8°C and 27°C). In view of the key role of phytoplankton in subtropical lakes, the relatively strong effect of temperature on phytoplankton biomass indicates that climate changes can influence the trophic state of the subtropical lakes as was observed for temperate lakes (Scheffer et al., 2001; van Leeuwen et al., 2007).

Remote sensing data can help us to calibrate and verify a distributed heterogeneously model outcome. However, the application of satellite remote sensing for lake water is constrained by the need for high spatial resolution image data and thus remains limited by spectral resolution capabilities. Furthermore, it is difficult to quantify chlorophyll *a* in waters characterized by high and heterogeneous suspended sediment concentrations (SSC). The SSC dominates the spectral reflectance, masking the spectral influence from other components in broad spectral band systems, making chlorophyll *a* determination from remote sensing imagery difficult. Also in Lake Mangueira, SSC can be a dominant component in the water column, as resuspension can be significant in this shallow windy lake.

Apart of results from remote sensing, we observed that an independent data set of the spatial distribution of chlorophyll *a* and other states variables is important for a better verification of the modeled phytoplankton results. The lack of spatial and temporal distributed data for the Lake Mangueira made it impossible to compare simulated and observed values in a detailed way. However, the good fit in the median values of nutrients and phytoplankton indicated that the model is a promising step towards a management tool for subtropical ecosystems.

Acknowledgments

This work was supported by the Dutch Research Council of Aquatic Ecology and Water Quality Management Group, Department of Environmental Sciences (Wageningen

University). We acknowledge with sincere appreciation the assistance provided by the National Institute of Environmental (IBAMA – ESEC TAIM) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq – Long Term Ecological Research Program) of Brazil, which fully supported this research financially. We also thank an anonymous reviewer for valuable comments.

References

- Barko, J.W. & Smart, R.M., 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed fresh water macrophytes. *Ecol. Monographs* 51, 219-236.
- Bell, T., Neill, W.E. & Schluter, D., 2003. The effect of temporal scale on the outcome of trophic cascade experiments. *Oecologia* 134, 578-586.
- Bertolo, A., Lacroix, G. & Lescher-Moutoué, F., 1999. Scaling food chains in aquatic mesocosms: do the effects of depth override the effects of planktivory? *Oecologia* 121, 55-65.
- Blumberg, A. & Mellor, G., 1987. A description of the three-dimensional coastal ocean circulation model. In: N. Heaps (Editor), *Three dimensional coastal ocean model*, AGU, Washington, DC.
- Bonnet, M.P. & Wessen, K., 2001. ELMO, a 3-D water quality model for nutrients and chlorophyll: first application on a lacustrine ecosystem. *Ecol. Model.* 141, 19-33.
- Canale, R.P. & Vogel, A.H., 1974. Effects of Temperature on Phytoplankton Growth. *Journal of the Environmental Engineering Division-Asce* 100, 231-241.
- Carrick, H.J., Aldridge, F.J. & Schelske, C.L., 1993. Wind Influences Phytoplankton Biomass and Composition in a Shallow, Productive Lake. *Limnol. Oceanogr.* 38, 1179-1192.
- Casulli, V., 1990. Semi-Implicit Finite-Difference Methods for the 2-Dimensional Shallow-Water Equations. *J. Comput. Phys.* 86, 56-74.
- Casulli, V. & Cheng, R.T., 1990. Stability Analysis of Eulerian-Lagrangian Methods for the One-Dimensional Shallow-Water Equations. *Applied Mathematical Modelling* 14, 122-131.
- Casulli, V. & Cattani, E., 1994. Stability, Accuracy and Efficiency of a Semiimplicit Method for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Computers & Mathematics with Applications* 27, 99-112.
- Chapra, S.C., 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering., 844 pp.
- Chow, V.T., 1959. *Open Channel Hydraulics.*, New York, 680 pp.
- Daily, J.W. & Harleman, D.R.F., 1966. *Fluid dynamics*. Addison-Wesley.
- Dungan, J.L., Perry, J.N., Dale, M.R.T., Legendre, P., Citron-Pousty, S., Fortin, M.J., Jakomulska, A., Miriti, M. & Rosenberg, M.S., 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* 25, 626-640.
- Edmondson, W.T. & Lehman, J.T., 1981. The Effect of Changes in the Nutrient Income on the Condition of Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* 26, 1-29.
- Edwards, A.M. & Brindley, J., 1999. Zooplankton mortality and the dynamical behaviour of plankton population models. *Bull.Math.Biol.* 61, 303-339.

- Eppley, R.W., 1972. Temperature and Phytoplankton Growth in Sea. *Fish. Bull. (Wash DC)* 70, 1063-1085.
- Fasham, M.J.R., Flynn, K.J., Pondaven, P., Anderson, T.R. & Boyd, P.W., 2006. Development of a robust marine ecosystem model to predict the role of iron in biogeochemical cycles: A comparison of results for iron-replete and iron-limited areas, and the SOIREE iron-enrichment experiment. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 53, 333-366.
- Fragoso Jr., C.R., Ferreira, T.F., Motta Marques, D., Collischonn, W., van Nes, E.H. & Scheffer, M., 2007. A Complex Computational System to Cascading Trophic Interactions Evaluation and Alternative Steady States in Subtropical and Tropical Ecosystems. In: ABRH (Editor), 11th International Conference on Diffuse Pollution and the 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups, Minas Gerais, Brazil.
- Garcia, A.M., Hoeninghaus, D.J., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., Marques, D. & Bemvenuti, M.A., 2006. Preliminary examination of food web structure of Nicola Lake (Taim Hydrological System, south Brazil) using dual C and N stable isotope analyses. *Neotropical Ichthyology* 4, 279-284.
- Gross, E.S., Koseff, J.R. & Monismith, S.G., 1999a. Evaluation of advective schemes for estuarine salinity simulations. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 125, 32-46.
- Gross, E.S., Koseff, J.R. & Monismith, S.G., 1999b. Three-dimensional salinity simulations of south San Francisco Bay. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 125, 1199-1209.
- Hastings, A., 1990. Spatial heterogeneity and ecological models. *Ecology*, 71: 426-428.
- Hamilton, D., Schladow, S. & Zic, I., 1995a. Modelling artificial destratification of prospect and nepean reservoirs: final report. WP 922 DH, UWA, Centre for Water Research.
- Hamilton, D.P., Hocking, G.C. & Patterson, J., 1995b. Criteria for selection of spatial dimension-ality in the application of one and two dimensional water quality models. In: T.U.O.N. Modsim' 95 (Editor). *Water Res. Ecol. International Congress on Modelling and Simulation*.
- Hölker, F. & Breckling, B., 2002. Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models: conceptual explanations. In: F. Hölker (Editor), *Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models. Theorie in der Ökologie* 6, Peter Lang, Frankfurt, pp. 7-27.
- Huisman, J., van Oostveen, P. & Weissing, F.J., 1999. Critical depth and critical turbulence: Two different mechanisms for the development of phytoplankton blooms. *Limnol. Oceanogr.*, 44: 1781-1787.
- Imberger, J., 1995. Flux paths in a stratified lake: a review, IU-TAM Symposium on Physical Limnology, Broome, Australia.
- Imberger, J. & Patterson, J.C., 1990. *Physical Limnology. Advances in Applied Mechanics* 27, 303-475.
- Janse, J.H., 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- Jørgensen, S.E., 1994. *Fundamentals of Ecological Modelling (2nd Edition). Developments in Environmental Modelling* 19. Elsevier, Amsterdam, 628 pp.
- Jørgensen, S.E., Fath, B.D., Grant, W.E., Legovic, T. & Nielsen, S.N., 2008. New initiative for thematic issues: An invitation. *Ecol. Model.*, 215: 273-275.
- Kamenir, Y., Dubinsky, Z., Alster, A. & Zohary, T., 2007. Stable patterns in size structure of a phytoplankton species of Lake Kinneret. *Hydrobiologia* 578, 79-86.
- Levin, S.A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943-1967.

- Lord, D., Imberger, J. & Pattiaratchi, C., 1994. Management of coastal waters in Western Australia, the use of integrated models. In: J. Yokosuka (Editor), International Conference on Hydro-technical Engineering for Port and Harbour Construction.
- Lucas, L.V., 1997. A numerical investigation of Coupled Hydrodynamics and phytoplankton dynamics in shallow estuaries, Univ. of Stanford.
- Lucas, L.V. & Cloern, J.E., 2002. Effects of tidal shallowing and deepening on phytoplankton production dynamics: A modeling study. *Estuaries* 25, 497-507.
- Matveev, V.F. & Matveeva, L.K., 2005. Seasonal succession and long-term stability of a pelagic community in a productive reservoir. *Mar. Freshw. Res.* 56, 1137-1149.
- Mehner, T., Holker, F. & Kasprzak, P., 2005. Spatial and temporal heterogeneity of trophic variables in a deep lake as reflected by repeated singular samplings. *Oikos* 108, 401-409.
- Mitra, A. & Flynn, K.J., 2007. Importance of interactions between food quality, quantity, and gut transit time on consumer feeding, growth, and trophic dynamics. *Am. Nat.* 169, 632-646.
- Mitra, A., Flynn, K.J. & Fasham, M.J.R., 2007. Accounting for grazing dynamics in nitrogen-phytoplankton-zooplankton models. *Limnol. Oceanogr.* 52, 649-661.
- Moss, B., 1998. Shallow Lakes: Biomanipulation and Eutrophication. *Scope Newsletter* 29, 45 pp.
- Mukhopadhyay, B. & Bhattacharyya, R., 2006. Modelling phytoplankton allelopathy in a nutrient-plankton model with spatial heterogeneity. *Ecol. Model.* 198, 163-173.
- Olsen, P. & Willen, E., 1980. Phytoplankton Response to Sewage Reduction in Vattern, a Large Oligotrophic Lake in Central Sweden. *Archiv Fur Hydrobiologie* 89, 171-188.
- Platt, T., Dickie, L.M. & Trites, R.W., 1970. Spatial Heterogeneity of Phytoplankton in a near-Shore Environment. *J. Fish. Res. Board Can.* 27, 1453-1465.
- Rajar, R. & Cetina, M., 1997. Hydrodynamic and water quality modelling: An experience. *Ecol. Model.* 101, 195-207.
- Reynolds, C.S., 1999. Modelling phytoplankton dynamics and its application to lake management. *Hydrobiologia* 396, 123-131.
- Riley, G.A., 1956. Oceanography of Long Island Sound, 1952-1954: II. Physical oceanography, *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection* XV, 15-46.
- Robson, B.J. & Hamilton, D.P., 2004. Three-dimensional modelling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia. *Ecol. Model.* 174, 203-222.
- Romero, J.R., Antenucci, J.P. & Imberger, J., 2004a. One- and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecol. Model.* 174, 143-160.
- Romero, J.R., Hipsey, M.R., Antenucci, J.P. & Hamilton, D., 2004b. Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2.1 Science Manual, Centre for Water Research, University of Western Australia, Nedlands, WA 6907, Australia.
- Sas, H., 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. *Academia Verlag Richarz, St. Augustin*, 1-497 pp.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes. Population and Community Biology.* Chapman and Hall, London, 0-357 pp.
- Scheffer, M. & De Boer, R.J., 1995. Implications of spatial heterogeneity for the paradox of enrichment. *Ecology* 76, 2270-2277.
- Scheffer, M., Bakema, A.H. & Wortelboer, F.G., 1993. MEGAPLANT - A simulation model of the dynamics of submerged plants. *Aquat. Bot.* 45, 341-356.

- Scheffer, M., Straile, D., van Nes, E.H. and Houser, H., 2001. Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnol. Oceanogr.* 46, 1780-1783.
- Schindler, D.W., 1975. Modelling the eutrophication process. *J. Fish. Res. Board Can* 32, 1673-1674.
- Schladow, S.G. & Hamilton, D.P., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs .2. Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecol. Model.* 96, 111-123.
- Smith, R.A., 1980. The Theoretical Basis for Estimating Phytoplankton Production and Specific Growth-Rate from Chlorophyll, Light and Temperature Data. *Ecol. Model.* 10, 243-264.
- Spencer, D.F., 1986. Early growth of *Potamogeton pectinatus* L. in response to temperature and irradiance: morphology and pigment composition. *Aquat. Bot.* 26, 1-8.
- Spillman, C.M., Imberger, J., Hamilton, D.P., Hipsey, M.R. & Romero, J.R., 2007. Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *J. Mar. Syst.* In Press.
- Steele, J.H., 1965. Notes on some theoretical problems in production ecology. In: C.R. Goldman (Editor), *Primary production in aquatic environments*. University of California Press, Berkeley, CA.
- Steele, J.H., 1978. *Spatial Pattern in Plankton Communities*. Publisher, Plenum Press, New York, 470 pp.
- Steele, J.H. & Henderson, E.W., 1992. A simple model for plankton patchiness. *J. Plankton Res.* 14, 1397-1403.
- Thoman, R.V. & Segna, J.S., 1980. Dynamic phytoplankton-phosphorus model of Lake Ontario: ten-year verification and simulations. In: C. Loehr, C.S. Martin and W. Rast (Editors), *Phosphorus management strategies for lakes*. Amr Arbor Science Publishers, Ami Arbor, pp. 153-190.
- van den Berg, M.S., Coops, H., Meijer, M.L., Scheffer, M. & Simons, J., 1998. Clear water associated with a dense Char a vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, the Netherlands. In: E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Kristoffersen (Editors), *Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer-Verlag, New York, pp. 339-352.
- van Leeuwen, E., Lacerot, G., van Nes, E.H., Hemerik, L. & Scheffer, M., 2007. Reduced top-down control of phytoplankton in warmer climates can be explained by continuous fish reproduction. *Ecol. Model.* doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.03.039.
- van Nes, E.H. & Scheffer, M., 2005. A strategy to improve the contribution of complex simulation models to ecological theory. *Ecol. Model.* 185, 153-164.
- Wetzel, R.G., 1996. *Limnology*. W.B.Saunders Co., Philadelphia.
- White, F.M., 1974. *Viscous Fluid Flow.*, New York, 32 pp.
- Woodward, G. & Hildrew, A.G., 2002. Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biol.* 47, 777-798.
- Wu, J., 1982. Wind-Stress Coefficients over Sea-Surface from Breeze to Hurricane. *Journal of Geophysical Research-Oceans and Atmospheres* 87, 9704-9706.
- Wu, F.C., Shen, H.W. & Chou, Y.J., 1999. Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 125, 934-942.

Capítulo 9

Trophic-structure heterogeneity in a large subtropical lake induced by bottom-up control and climate change

Fragoso Jr., C.R.; Motta Marques, D.; Ferreira, T.F.; Janse, J.H. & van Nes, E.H.

Based on:

Modelling Bottom-up Effects on Trophic Structure in a Large Subtropical Lake. To be submitted.

Abstract

In many aquatic ecosystems, increased nutrient loading has caused advanced stages of eutrophication, which is reflected in the trophic structure through cascading effects. Aiming to evaluate the bottom-up effects produced by nutrient enhancement in a large subtropical lake in Brazil, we used a set of integrated models: (a) a quality-hydrological model in the watersheds; and (b) a complex ecological model, called IPH-TRIM3D-PCLAKE, which associates hydrodynamic, water-quality, and biological processes in the lake. First, the main lake inputs from the watershed were simulated using a water quality-hydrological model based on field data, to evaluate some parameters. Second, we calibrated the ecological model for a 6-year monitoring period in the lake. Third, the ecological model was tested in critical scenarios of land use, water pumping for irrigation, and climate changes. In this study, the effects of these disturbances were evaluated through spatial and temporal aquatic community responses in their seasonal cycles. The system appeared to be highly resistant to future critical scenarios, probably because of the high inertia of the lake. The model outcomes provided support for decisions that can be applied, such as maintenance of water levels in the dry season, and water-pumping rules for irrigation in order to maintain the ecosystem structure and functions in the future under additional stress caused by increased use or climate changes. Moreover, this integrated analysis appeared to be sufficient to explore more realistic questions about the real impacts transferred from the basin and climate to aquatic ecosystems.

Keywords: Ecological modeling; Bottom-up effects; Subtropical lake; Integrated management; Eutrophication; Climate changes.

Introduction

It is well known that changes in external conditions such as climate, nutrient inputs, or management measures can lead to profound changes in aquatic ecosystems – in their regime, trophic structure, and ecological functions. Understanding the impact of nutrient loading on the trophic structure in shallow lakes is important for lake management (Moss, 1998). It has been shown that in shallow lakes, an abrupt switch can occur, from a macrophyte-dominated clear-water state to a phytoplankton-dominated turbid-water state induced by an increase of allochthonous nutrient loading (Scheffer et al., 1993; Carpenter, 2003; Scheffer and Jeppesen, 2007). It has also been observed that these ecosystems can have a high resilience, i.e., can return to a reference condition of clear water after a significant regime shift.

Nowadays, there is an additional concern for lake managers about the effect of climate changes on the trophic structure of shallow lakes. With the progressive increase of greenhouse gas emissions in the atmosphere, the International Panel of Climate Changes (IPCC) has predicted that the global surface temperature will increase from 1.4 to 5.8°C over the next 100 years (Houghton et al., 2001). Natural systems such as temperate lakes show significant responses to climate changes (Straile & Adrian, 2000; Gerten & Adrian, 2001; Mooij et al., 2007). These changes include a negative effect on water transparency (mimicking the effects of eutrophication) due to several destabilizing mechanisms, such as: (a) an expected increase of external loading by increase of net precipitation in the winter (Mooij et al., 2005); (b) higher bacterial activity as a consequence of higher temperatures, increasing internal nutrient loading (Jensen & Andersen, 1992); (c) elevated temperature can favor the establishment of cyanobacteria, reducing the top-down control of zooplankton (Gliwicz & Lambert, 1990); (d) material resuspension can increase with the higher probability of the occurrence of strong winds (Schelske et al., 1995); and (e) a different seasonal climate pattern might cause a mismatch between phytoplankton and zooplankton spring peaks, reducing the grazing pressure on phytoplankton (Winder & Schindler, 2004). However, these effects are far from certain, because opposite effects might also occur. First, the dilution effect produced by increased inflow might attenuate nutrient concentrations. Second, increased temperature may favor the establishment of some macrophyte species, stabilizing the system

in a clear-water state. Third, the increase of bacterial activity might occur for only a short period, and changes in mineralization rates might not be significant for the internal nutrient loading.

Simple models are often proposed to describe the effects of changes in external conditions on trophic structure (Scheffer, 1998). Nevertheless, due to high non-linearity and the large number of feedback mechanisms found in freshwater ecosystems, a simple approach is not always adequate to evaluate the response of a system to such changes in a more precise way. Because of the high complexity of factor interactions in ecosystems, mathematical modeling is a powerful tool to broaden our knowledge about the effects of external conditions (i.e., nutrient loading and climate) on physical, chemical, and biological processes related to the dynamics of shallow lakes (Scheffer, 1998; Edwards and Brindley, 1999; Mukhopadhyay and Bhattacharyya, 2006). Full-scale ecosystem models have been shown to be a good alternative to handle this complexity. Although such ecosystem models are widely used to evaluate the effects of eutrophication (Janse, 2005), recent work has demonstrated their usefulness concerning the effects of climate changes in a temperate shallow lake (Mooij et al., 2007). Another aspect that has often been neglected in freshwater ecosystems modelling is the fact that state variables are vertically and/or horizontally distributed in space, and their distributions are profoundly influenced by local hydrodynamics. Although the occurrence of patchiness has been known for a long time in marine systems (e.g., Platt et al., 1970; Steele, 1978; Steele and Henderson, 1992), shallow lakes are often assumed to be homogeneous. However, spatial heterogeneity can be significant, mainly in large shallow lakes (Fragoso Jr. et al., 2008). Wind-induced material transport is a dominant factor leading to both spatial and temporal heterogeneity of aquatic communities (Carrick et al., 1993), either indirectly by affecting the local nutrient concentration due to resuspended particles, or directly by resuspending algae from the sediment (Scheffer, 1998).

The purpose of this study was to evaluate the effects produced by nutrient enrichment and climate changes on the trophic structure in a large subtropical lake. For this purpose, we used a set of integrated models: (a) a quality-hydrological model in the watersheds; and (b) a three-dimensional complex ecological model, called IPH-TRIM3D-PCLAKE, which associates hydrodynamics, water quality, and biological processes in the lake. First, we used the quality-hydrological model to estimate the input loading from the sub-watersheds that surround the lake. Next, the ecosystem model was calibrated by monitoring data over a 5-year period, considering the lake as completely mixed. Then we applied the

ecosystem model calibrated in scenarios of eutrophication and climate changes, taking into account both horizontal and vertical spatial heterogeneity in Lake Mangueira. We also discuss the spatial heterogeneity identified in the simulations and *in situ*.

Material and Methods

Study Area

Lake Mangueira is a large freshwater ecosystem in southern Brazil, covering a total area of 820 km² and with a mean depth of 2.6 m. This lake is surrounded by a variety of habitats such as beaches, dunes, forests, grasslands, and two wetlands. This heterogeneous and productive landscape harbors an exceptional biological diversity, which motivated the Brazilian federal authorities to protect part of the entire hydrological system as the Taim Ecological Reserve in 1991 (Motta Marques et al., 2002). In 1992, the Taim Hydrological System was designated as a research site of the Brazilian Long-Term Ecological Research Program, to foster continuous ecological research inside the reserve (Seeliger et al., 2002). The watershed is primarily used for rice production, with many associated waterbodies used for irrigation, with a water withdrawal of approximately 2 L ha⁻¹ s⁻¹ on 100 individual days within a 5-month period and a high input of nutrients from the watershed during the rice-production period.

Description of Models

A set of mathematical models has been used to simulate the integrated effects of eutrophication and climatic changes in Lake Mangueira. Our modelling analysis was divided into two fractions: watershed and lake modelling. First, we used a quality-hydrological model to estimate the input loading from the watersheds that surround the lake. After that, the ecosystem model was calibrated on monitoring data from a 5-year period, considering the lake as completely mixed. Then we applied the ecosystem model calibrated in scenarios of eutrophication and climate changes, taking into account both horizontal and vertical spatial heterogeneity in the lake.

For the watershed analysis we used the IPH2 model, a rainfall-runoff lumped model developed at the Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH). Its mathematical basis is the continuity equation composed of the following algorithms: (a) losses by evapotranspiration and interception by leaves or stems of plants; (b) evaluation of infiltration and percolation by Horton (1937); and (c) evaluation of surface and groundwater flows (Tucci, 1998). The model works by regarding a drainage basin as a series of storage tanks, with rainfall entering

at the top, and being split between what is passed back to the atmosphere as evaporation, and what emerges from the basin as runoff (stream flow). Depending on the number of tanks and the number of parameters controlling the passage of water between them, the model can be made more complex or less so (it has a total of seven parameters). Nutrient loading was estimated by multiplying the simulated outflows by the nutrient concentration measured during the rice-production period (i.e., surface wash-off from the rice crops). Thus, the contribution from each sub-basin was simulated using a rainfall-runoff hydrological and water-quality model, which generated the affluent outflows and pollutograms for the lake for different land-use scenarios (i.e., boundary conditions for the ecosystem model).

For the lake analysis we used the IPH-TRIM3D-PCLAKE model, a complex ecosystem model (available to download at www.iph.ufrgs.br/peld) also developed at the IPH in partnership with the Aquatic Ecology Group of Wageningen Agricultural University, The Netherlands. This model consists of a three-dimensional hydrodynamic module coupled with the ecosystem module. In summary, the model describes the most important hydrodynamic, biotic, and abiotic components of an aquatic ecosystem. The hydrodynamic model is based on the Navier-Stokes equations, which describe dynamically the three-dimensional flow. An efficient numerical semi-implicit Eulerian-Lagrangian finite differences scheme was used in order to assure stability, convergence, and accuracy (Casulli & Cheng, 1992; Casulli & Cattani, 1994; Casulli & Zanolli, 2007). The chemical and biological dynamic in the open water and in the sediment is based mainly on PCLake (Janse, 2005). The IPH-TRIM3D-PCLAKE ecosystem module, differently from PCLake, takes into account: (a) the horizontal spatial heterogeneity in the aquatic system at the cell level; (b) stratification over the water column for several state variables (temperature, water density, nutrients, phytoplankton, and zooplankton); and (c) more functional groups of fishes. In order to solve numerically the advection-diffusion transport equation for each component in the water, we implemented a flux limiting scheme that uses Roe's superbee limiter (Roe, 1985) with a second-order Lax-Wendroff scheme (Hirsch, 1990). The main inputs of the model are: water inflow, infiltration or seepage rate (if any), nutrient loading, particulate loading, temperature, light, wind, rainfall and evaporation, spatial maps (including waterbody, bathymetry, bottom and surface stress coefficient, etc.), sediment features, and initial conditions.

Simulating bottom-up effects in Lake Mangueira

The rainfall-runoff model needs as input some hydrological features of the watershed to run. For that, an extension tool, a GIS program (ArcHydro/ArcGIS), was used to assist in estimating the elevation, drainage-line definition, watershed delineation, and drainage-feature characterization from the Digital Elevation Model (DEM) provided by the Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM). Applying this set of geoprocessing tools, 16 sub-watersheds were delineated (see Figure 9.1). The hydrological characteristics of each sub-watershed are summarized in Table 9.1.

Table 9.1. Hydrological features of the sub-watersheds draining into Lake Mangueira.

Watershed No.	Outlet (lat/long)		Area (km ²)	River length (km)	ΔH (m)	Slope (m/km)	tc ¹ (min)	Ks ² (min)
	W	S						
1	-53.061	-33.392	11.913	5.514	11	1.995	162.226	263.494
2	-53.035	-33.359	10.959	5.589	14	2.505	150.154	220.395
3	-53.033	-33.357	15.363	7.438	14	1.882	208.916	290.988
4	-53.008	-33.325	10.863	7.306	13	1.779	210.540	279.453
5	-53.004	-33.318	14.579	6.612	13	1.966	187.635	278.858
6	-53.010	-33.315	14.298	9.683	12	1.239	300.636	383.475
7	-52.933	-33.220	14.695	9.006	11	1.221	285.889	389.828
8	-52.923	-33.216	133.518	48.364	14	0.289	1815.651	1774.133
9	-52.876	-33.158	29.967	9.020	10	1.109	297.108	491.471
10	-52.867	-33.151	35.288	10.591	10	0.944	357.642	570.997
11	-52.835	-33.107	24.685	9.011	9	0.999	309.054	505.658
12	-52.801	-33.066	17.186	6.206	9	1.450	200.889	358.348
13	-52.764	-33.032	19.445	5.339	9	1.686	168.853	331.835
14	-52.686	-33.918	37.491	14.300	8	0.559	551.318	835.253
15	-52.682	-32.907	11.609	5.653	6	1.061	210.828	407.387
16	-52.640	-32.838	15.011	3.843	7	1.821	127.240	296.157

¹ watershed time of concentration calculated by the Kirpich equation

² storage delay time in the linear reservoir calculated by the Dooge equation (1955)

Hydrological parameters related to infiltration were estimated based on infiltration tests *in situ* using the double-ring infiltration method (see Appendix D). The remaining parameters were calibrated using the time-series of water level in Lake Mangueira, seeking to close the water balance in the lake. For the estimation of nutrient loading, we used the monitoring data from an extensive campaign carried out during an annual agricultural cultivation period (2005) in a representative rice field (watershed outlet No. 8). We observed that the nutrient concentration has a distinct peak, C_0 , immediately after the fields are flooded, or after the young seedlings are set out (beginning of the cultivation period in November). From this time, the nutrient concentrations decay exponentially until the beginning of the next

cultivation period when a new cycle begins. Based on these data, we fitted an exponential function to represent the annual variability of nutrient concentration for the watersheds. Thus, the decay coefficients (k) were computed for each nutrient (Table 9.2). It was assumed that the same seasonal patterns of concentrations occur in all the watersheds and are repeated yearly.

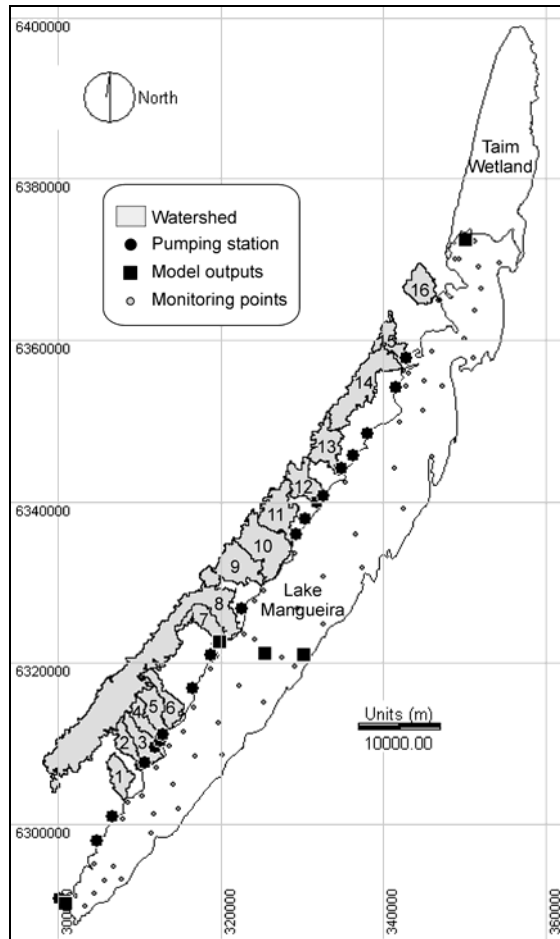


Figure 9.1. Taim Hydrological System (Lake Mangueira and Taim Wetland) with its watersheds, and the locations of the pumping stations and the sampling stations. Sixteen sub-watersheds were identified from the Digital Elevation Model (DEM). The sampling stations correspond to an ongoing sampling period (summer) held to evaluate spatial gradients in Lake Mangueira.

Table 9.2. Temporal decay coefficients estimated for the watershed. C_0 is the nutrient concentration at the beginning of the rice cultivation period.

	k (day ⁻¹)	C_0 (mg L ⁻¹)	R^2
PO ₄	0.0097	0.264	0.562
NO ₃	0.012	0.145	0.615
NH ₄	0.0165	0.127	0.528
Si	0.0144	0.035	0.489

Lake Mangueira was discretized with a regular grid with 500 m resolution in the horizontal and 2 m in the vertical direction. At the open boundaries, the hydrological/water-

quality model outcomes were used as input, and meteorological data (air temperature, solar radiation, precipitation evaporation, relative humidity) used as forces acting on the water surface. Water abstraction was computed as equally distributed for the pumping stations (see Figure 9.1) over the rice cultivation period, starting in November. Water temperature was modeled through a heat budget algorithm (Chapra, 1997). The closed boundaries of the modeled domain correspond to the shoreline, specifying a no-flux condition. No-slip boundary conditions were used for horizontal bottom boundaries, and free-slip boundary conditions were used for vertical land boundaries. Stress at the free surface due to wind was modeled as a momentum source distributed vertically over the surface wind-mixed layer (Hodges et al., 2000). The bottom drag coefficient was adopted as 3×10^{-3} , appropriate for a mud/sand bottom (Soulsby, 1983). The complexity of the ecosystem module can be modified depending on the purpose of the study and also on data availability, since the biological state variables were designed to be flexible (i.e., the user is able to turn groups of them on or off). Therefore in this study, we decided to: (a) consider no distinction between phytoplankton and macrophyte groups, attempting to reduce the complexity of our analyses; (b) also limit zooplankton to one functional group; (c) exclude the module for planktivorous fish, because of their limited presence and abundance within the lake (Rodrigues et al., 2009); (d) model omnivorous and piscivorous fish dynamically, with a distinction between juvenile and adult stages for the omnivore community (Rodrigues et al., 2009).

The ecosystem module was calibrated on monitoring data for a 6-year period, neglecting spatial heterogeneity of Lake Mangueira (i.e., considering the lake as completely mixed). After that, the model was run for three critical scenarios: land-use changes (nutrient enrichment), climate changes, based on IPCC predictions and their combined effects; now taking into account both horizontal and vertical spatial heterogeneity in Lake Mangueira. We assumed a double area of cultivated rice as a critical land-use scenario. For the climate-change scenario, we regarded the mean seasonal precipitation and surface temperature anomalies assigned for the critical IPCC scenario A2, which were predicted by regional atmospheric models (Ambrizi et al., 2004). These anomalies and the current climate seasonal patterns are shown in Figure 9.2. The response of the trophic structure to these changes was evaluated by comparison of those critical scenarios with a control scenario that considers the current land use and climate. We defined five locations in Lake Mangueira to apply these scenarios, covering the south, middle, and north parts (see Figure 9.1). For each scenario, the model was run for 1.5 yr in order to track the seasonal variability of the aquatic communities. Simulations were run using a 30 s timestep to obtain numerical solutions free of errors.

Spatial gradients were also evaluated against the control scenario and the results of an extensive summer field campaign (see monitoring points in Figure 9.1).

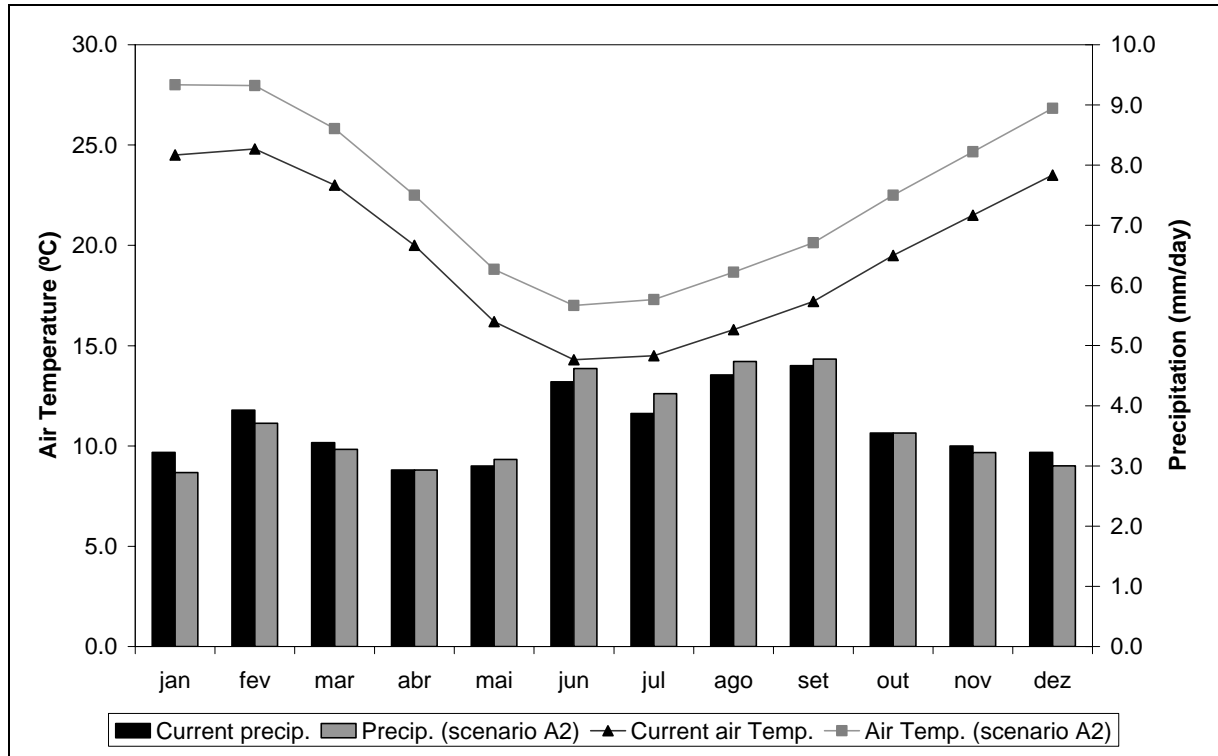


Figure 9.2. Precipitation and surface temperature changes assigned for the Taim Hydrological System region according to critical IPCC scenario A2.

Results

Model calibration

Model calibration was carried out for the period 2001–2007, considering the current nutrient loading and climate for Lake Mangueira. Most model outcomes showed a reasonable fit with the field data (Figure 9.3). The modelling of the heat budget reproduced quite well the water temperature in the first three years of simulation, but the water-temperature data indicated a warmer winter in 2004 and 2005 than was simulated. For oxygen concentrations, the model produced the same seasonal dynamics as were measured (except for the summer of 2005), but it tended to overestimate the measured values in the summers of 2001 and 2002. Note that the lake has clear water during the entire year, with slight peaks of chlorophyll *a* (approximately $20 \mu\text{g.L}^{-1}$) and lower nutrient concentrations in the summer months. The seasonal patterns of chlorophyll *a*, PO_4 , dissolved N, and Secchi disk depth were reasonably well tracked by the model.

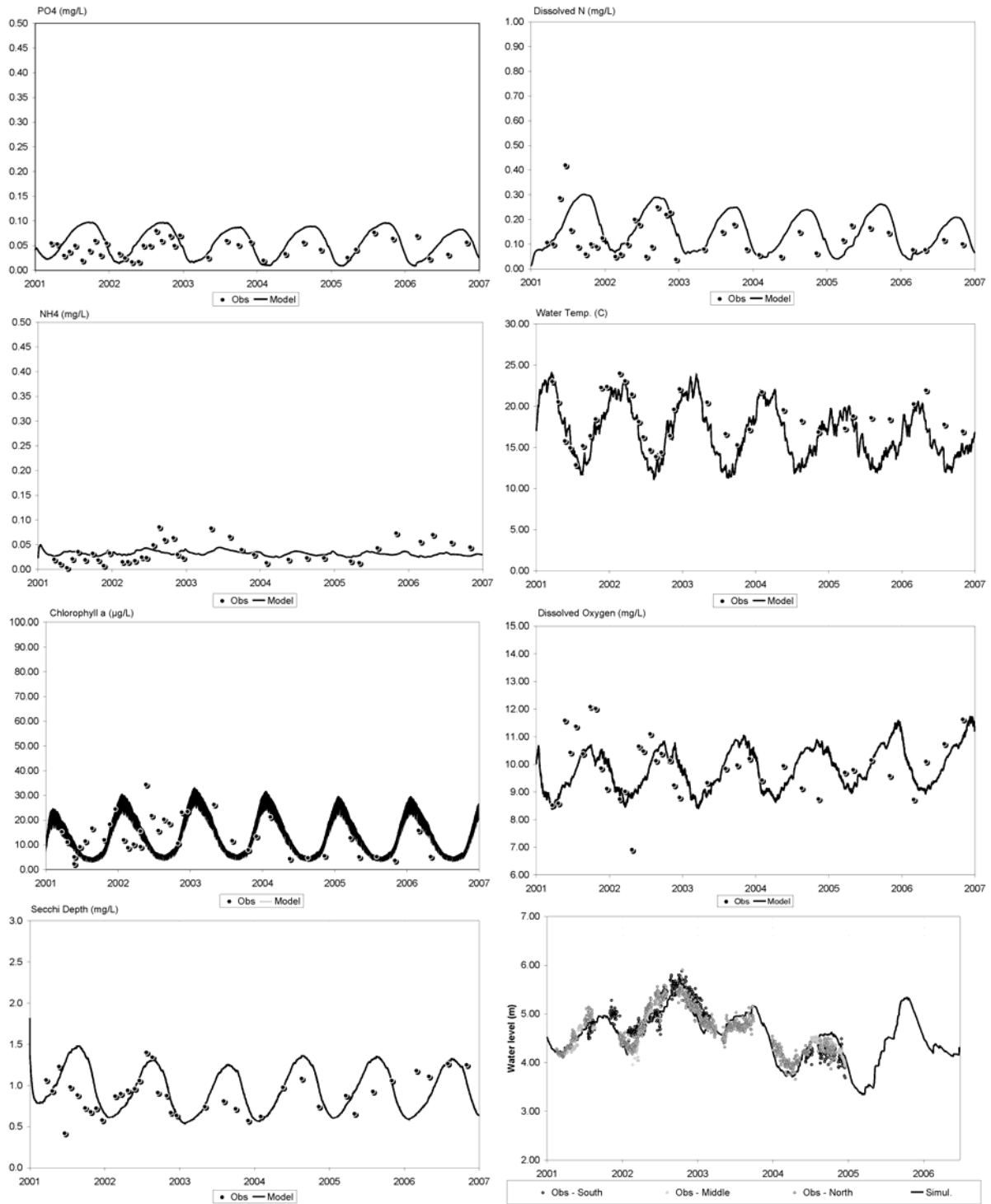


Figure 9.3. Model calibration for some physical, chemical, and biological factors in Lake Mangueira, 2001-2007. Simulated (line plots) and observed (•) values for PO₄, dissolved N, NH₄, water temperature, chlorophyll *a*, dissolved oxygen, Secchi disk depth, and water level.

We could capture the large algal uptake of NO₃ and PO₄ by phytoplankton in summer, and a relatively higher nutrient availability in winter due to low algal uptake and input of allochthonous material. However, the variability of PO₄ and dissolved N in the winter within the simulated period was overestimated. The high intra-annual variability of NH₄ was

much more difficult to predict. Lake Mangueira is highly sensitive to changes in NH_4 concentration, and no seasonal pattern was identified in the data. Thus, we could not track that variability, and only average concentrations were reproduced by the ecosystem model.

The water balance between precipitation, evaporation, water removal, and inflow was an important factor determining the water level in Lake Mangueira. The assumption of a constant pumping rate during the rice-cultivation period turned out to be a reasonable approach, which may have led to the slight differences found between the simulated and observed values after 2004.

Lake hydrodynamics

The primary external driving force to create water motion in Lake Mangueira is the wind. We found two characteristic water motions in the lake: oscillatory (seiche) and circulatory. Lake Mangueira is particularly prone to wind-caused seiches because of its shallowness and great length (90 km). These peculiar morphological features lead to significant seiches of up to 1 m between the south and north ends, caused by moderate-intensity winds acting constantly in the longitudinal direction of the lake (NE-SW). Depending on factors such as fetch length and the intensity and duration of the wind, downwelling and upwelling processes can be identified. For instance, a long-duration northeast wind moves surface waters toward the south shore, where the water piles up and sinks. Then the horizontal pressure gradient produces an intensive flow in the deepest layers (below 3 m) toward the north shore, where surface waters are replaced by water that wells up from below (Figure 9.4). The horizontal and vertical circulatory water motions develop during long-stabilized wind conditions.

Water velocity vectors are rarely restricted to a vertical plane. Instead, our simulations indicated a noticeable phase lag in the velocity distribution in the vertical for different wind patterns. Several hydrodynamic mechanisms may drive this phenomenon, such as: (a) a non-regular effect of the Coriolis force along the lake; (b) a weaker roughness effect in the surface layers than in the bottom layers; (c) an effect of horizontal pressure gradients on the water motion. Those mechanisms can also play an important role in determining the pattern and direction of revolution of the above-mentioned circulatory water motion.

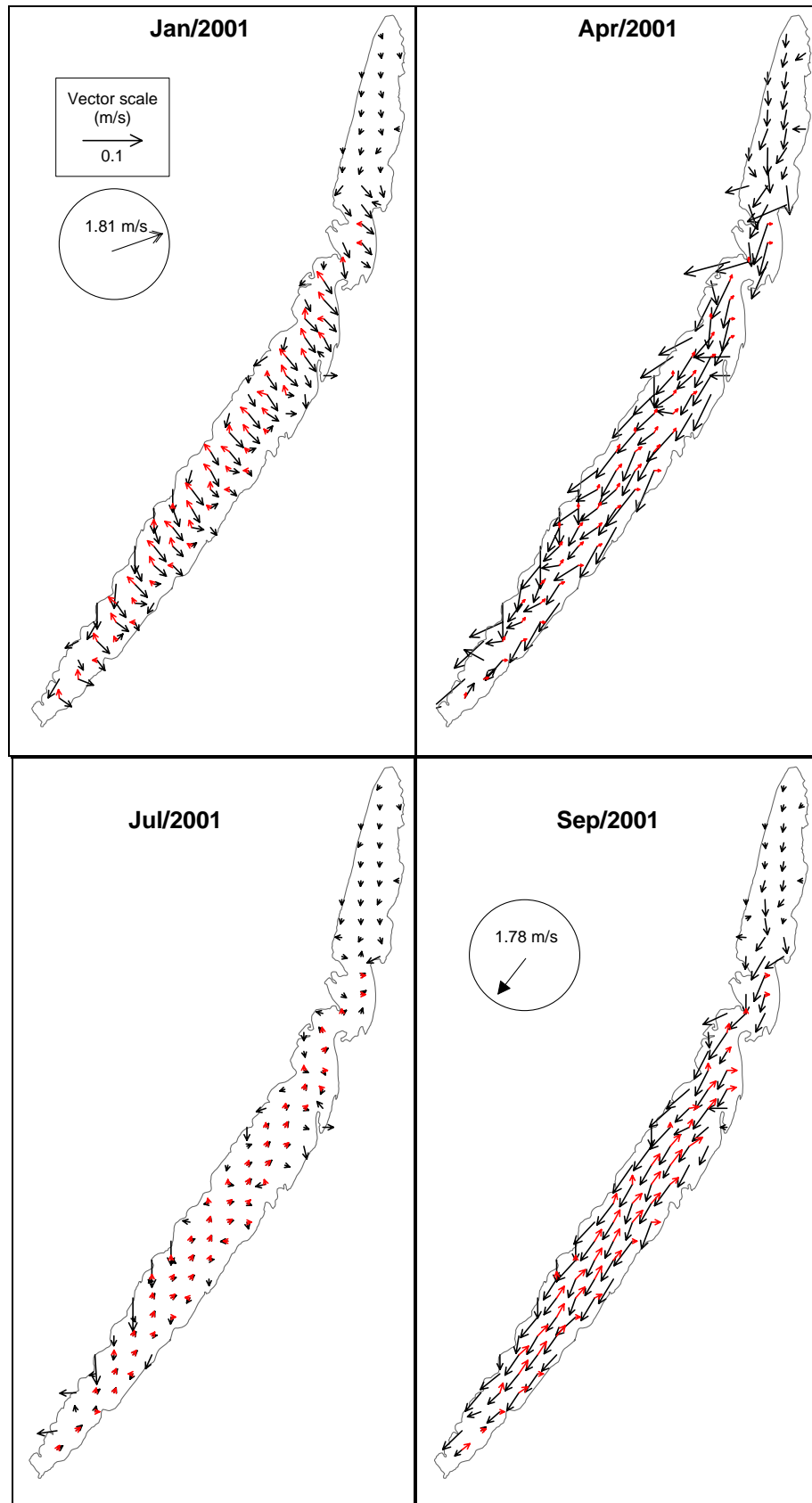


Figure 9.4. Simulated instantaneous currents in the surface (black arrows) and bottom (red arrows) layers of Lake Mangueira at four different times.

Spatial gradients

As expected, we found spatial gradients in Lake Mangueira. The lake is slightly stratified only during the summer, and at the deepest points. We reported a gradual decrease in temperature with depth, a 1–3 °C vertical variation (Figure 9.5). Chlorophyll a also showed vertical heterogeneity in the summer months, directly associated with temperature. As summer stratification increased during December, the lake stratified into a well-oxygenated upper zone.

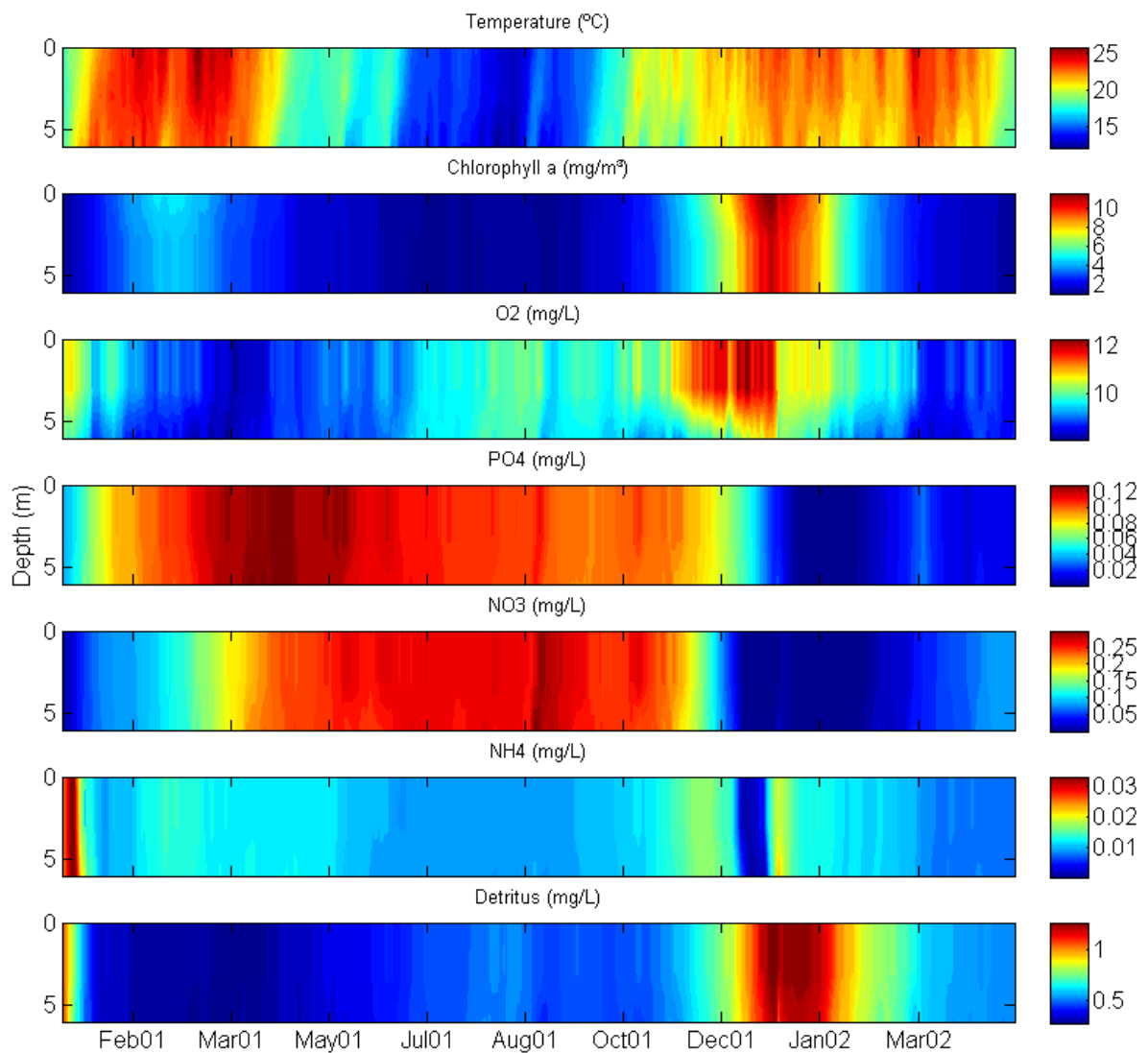


Figure 9.5. Simulated vertical profiles at the deepest point of Lake Mangueira, considering the current land use and climate.

A large initial algal uptake of ammonium was observed; the phytoplankton was assumed to have a strong preference for the energetically more-advantageous ammonium. Then, when the ammonium concentration drops to very low values, the phytoplankton switches its assimilation preference to nitrate as a nitrogen source and to orthophosphate.

The mineralization process also intensified in summer, largely because of the availability of internal organic matter (detritus) (autochthonous?) and elevated temperature, leading to a notable decrease in the dissolved-oxygen concentration from bacterial respiration. Greater nutrient availability was found in winter, because of low algal uptake and nutrient enrichment from the watershed. Our simulation showed that in this period, the lake is practically non-stratified.

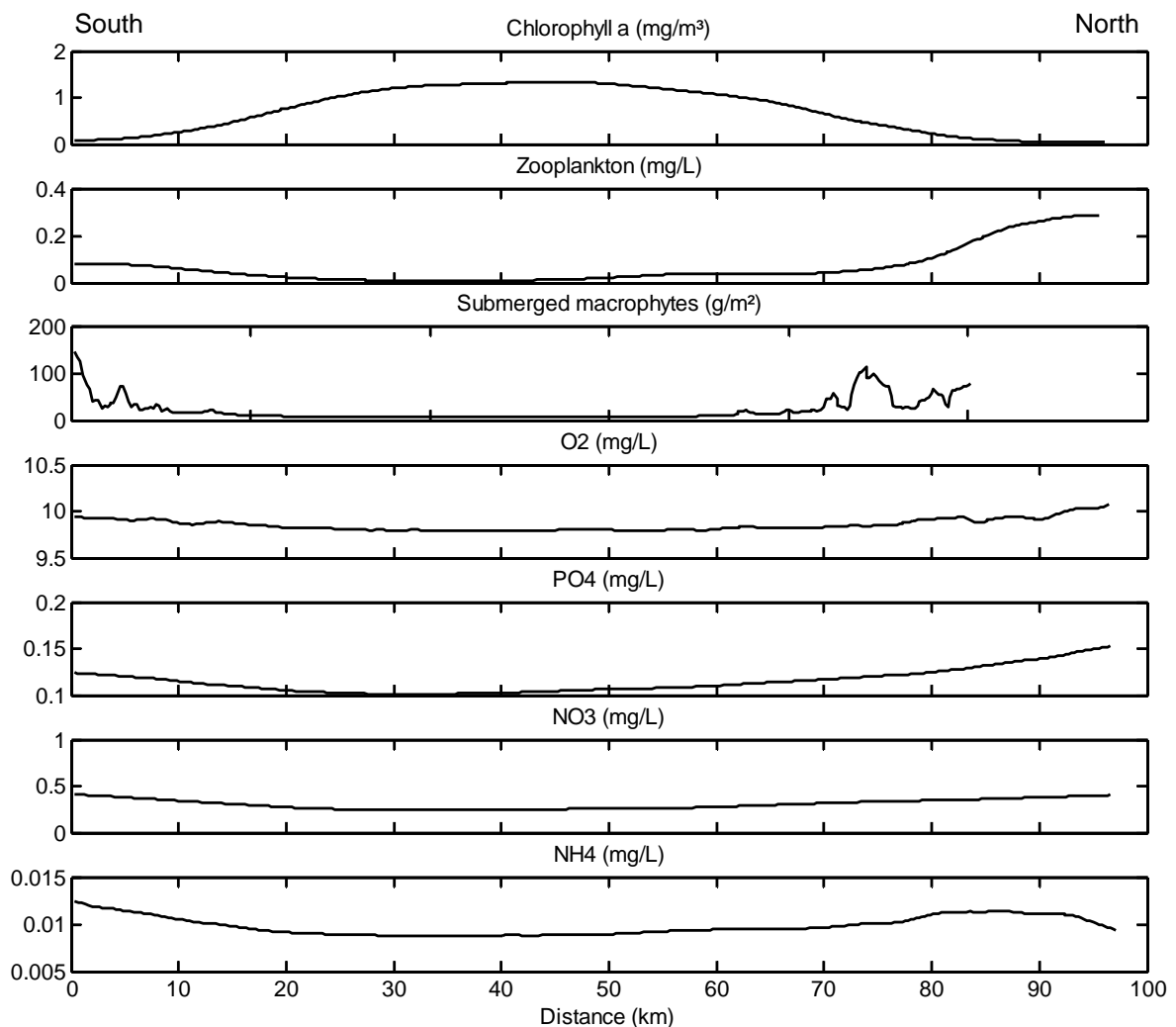


Figure 9.6. Simulated horizontal gradients from the south to north shore within the winter period in Lake Mangueira, considering the current land use and climate.

The horizontal variability was checked through a computational transect from the south to the north shore (littoral-pelagic-littoral zones) over the winter and summer periods. Specifically, the simulated horizontal profiles suggest that there are significant horizontal gradients of many attributes during the entire year (Figures 9.6 and 9.7). In general, the simulated chlorophyll *a* concentration increased from the littoral to the pelagic zones. We also found a stronger grazing pressure by zooplankton in the littoral zones, indicating a stronger top-down control on phytoplankton in this part of the lake. In contrast, our simulation indicated a more extensive submerged macrophyte bed in the south littoral zone. Field observations have corroborated these gradients (Ferreira et al., submitted). Based on a field transect along the littoral-pelagic zone in the south area, chlorophyll *a* and submerged macrophytes have shown the same gradients.

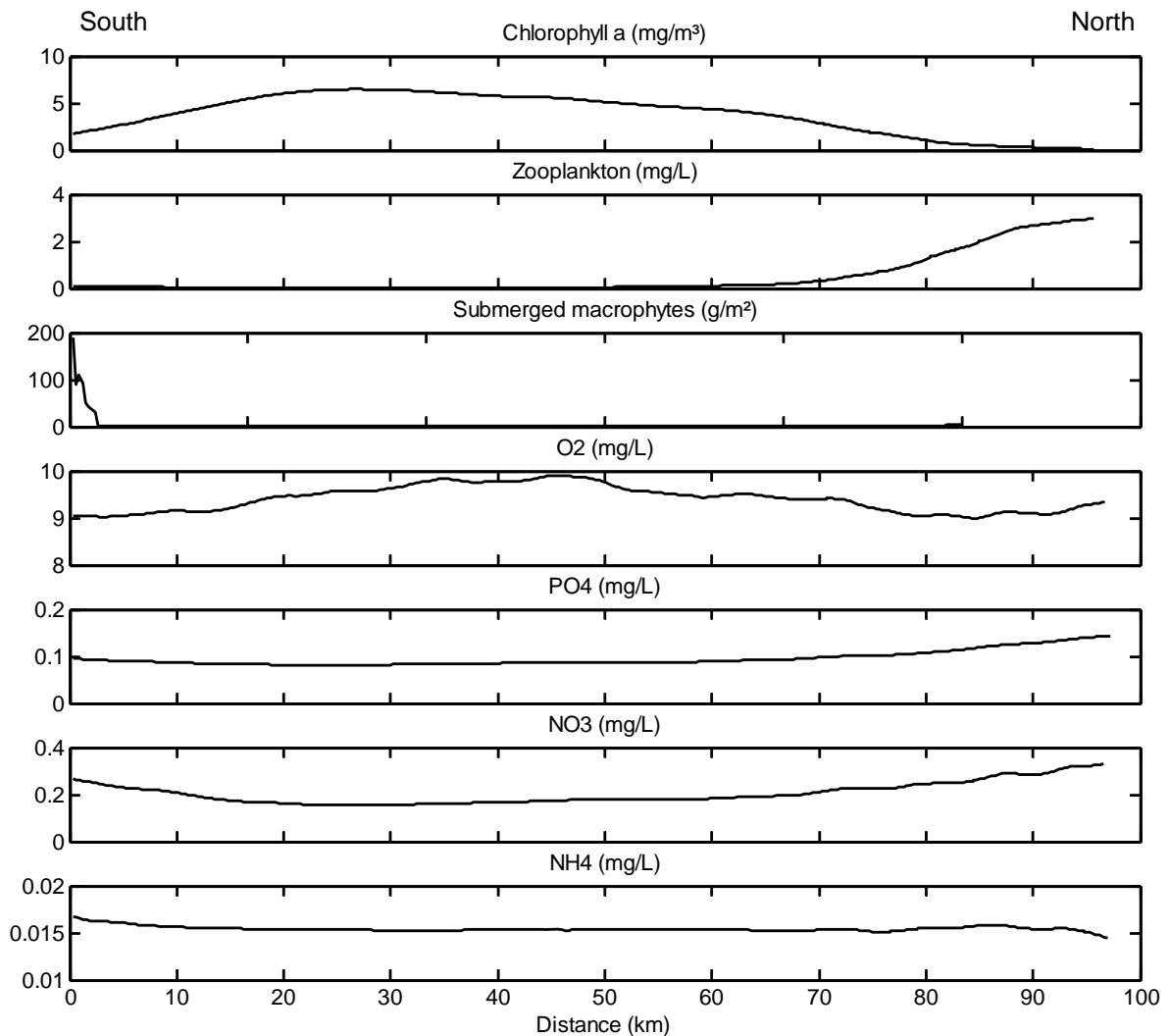


Figure 9.7. Simulated horizontal gradients from the south to the north shore in summer in Lake Mangueira, considering the current land use and climate.

However, the horizontal gradients of nutrients were not well represented by the model. In our observation, there were no significant PO_4 and NH_4 gradients, and their concentrations increased from the littoral to the pelagic zones, unlike the model predictions.

Simulation scenarios

The effects of land use and climate changes on aquatic communities were evaluated through their responses in comparison with a control scenario which considers the current land use and climate, by examination of five model outcomes throughout Lake Mangueira (Figure 9.8 to 9.12). The general observation is that the new boundary conditions do not produce large changes in the seasonal cycle of aquatic communities. The assessed resilience of the system was high, probably because of the great inertia of the lake. As expected, the phytoplankton responded directly to nutrient and temperature changes. However, bottom-up control decreased for higher trophic levels.

For the control scenario, the model predicted that phytoplankton begins to grow in September, reaching a maximum peak of about $12 \mu\text{g L}^{-1}$. Zooplankton follows the phytoplankton bloom a few days later, although its growth is limited by high predation pressure from omnivorous fish, leading to reduced top-down control of phytoplankton. The increase in the omnivore community is delayed, and occurs one month after the phytoplankton bloom. This increase in biomass is more significant in the pelagic than in the littoral zone. In addition, piscivorous fish begin to increase two months after the phytoplankton bloom, with a maximum peak of about 5 mg L^{-1} in the south and north littoral zones.

There are subtle differences in the seasonal patterns between the control and critical scenarios in terms of seasonal average biomass for each aquatic community (Table 9.3). Climate change can induce a positive effect on water transparency of Lake Mangueira. The warming increases mineralization in spring, and consequently advances phytoplankton growth by several days or weeks. Temperature rise leads to an increase of 18 % in phytoplankton biomass in spring, favoring zooplankton growth later in summer (increasing about 7 %). Increased grazing in summer significantly reduces the average phytoplankton biomass, by about 40 %. Note that Secchi disk values are higher for the climate-change scenario. Elevated temperatures can also favor zooplankton growth in the autumn and winter (increasing about 8 % and 27 %, respectively) because of its increased metabolic rates, and therefore can enhance top-down control of phytoplankton during these seasons. Climate changes do not

markedly affect the fish communities. Slight changes in fish biomass were found during the seasons (ranging from -5 to 1 %), indicating low sensitivity of the fish community to the hypothesized climate changes.

As expected, an increase of external nutrient loading produced a negative effect on water transparency, mainly due to increased primary production (phytoplankton biomass increased about 19 % in spring and 59 % in summer). This scenario also favored zooplankton growth during the entire year, except in summer, which was characterized by markedly different fish predation pressure. The fish community reacted more to nutrient changes than to climate changes. The fish biomass increased from 3 % in spring to 17 % in autumn. This pattern is probably related to greater prey availability in the lake.

Regarding the combined effects of land use and climate changes, the simulations indicated significant seasonal changes in the trophic structure. This scenario produced a slight improvement in water transparency, compared with the critical scenario. However, compared with the control scenario, this scenario produced a negative effect on water transparency. Phytoplankton biomass increased in summer (about 33 %), but in the remaining months was slightly reduced (ranging from -4 % to -23 %). Remarkably, zooplankton biomass showed a large seasonal change for this scenario, increasing its biomass 57 % in autumn, 73 % in winter, and 52 % in spring. This increase could be explained by the reduction of omnivore biomass in these seasons.

Table 9.3. Changes in mean seasonal biomass in Lake Mangueira for each aquatic community, considering the current and critical scenarios.

		Current situation	Increasing loads	Climate changes	Combined effects
Autumn	Chlorophyll <i>a</i>	2.174	2.386	1.917	2.003
	Zooplankton	0.041	0.045	0.044	0.064
	Omnivores	2.182	2.491	2.201	2.186
	Piscivores	2.010	2.415	1.996	1.995
Winter	Chlorophyll <i>a</i>	1.204	1.043	1.037	0.923
	Zooplankton	0.036	0.046	0.046	0.063
	Omnivores	2.619	2.373	2.596	2.562
	Piscivores	1.921	2.186	1.778	1.773
Spring	Chlorophyll <i>a</i>	4.570	3.732	5.401	4.389
	Zooplankton	0.081	0.096	0.078	0.122
	Omnivores	2.284	2.321	2.290	2.190
	Piscivores	1.653	1.740	1.481	1.420
Summer	Chlorophyll <i>a</i>	6.393	10.192	3.829	8.490
	Zooplankton	0.141	0.139	0.151	0.103
	Omnivores	3.617	3.776	3.714	3.892
	Piscivores	1.620	1.838	1.535	1.446

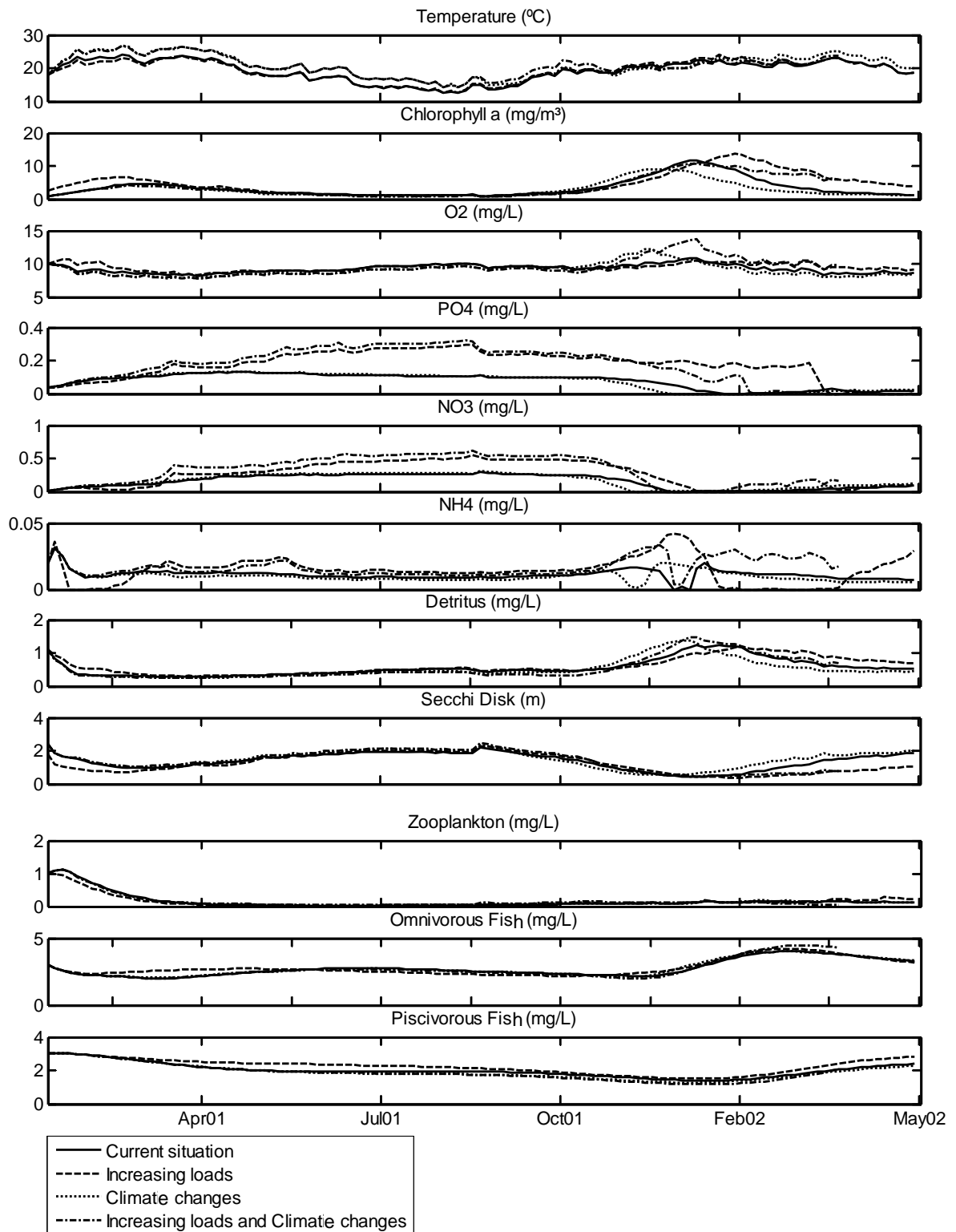


Figure 9.8. Comparison of the scenarios in the middle of Lake Mangueira.

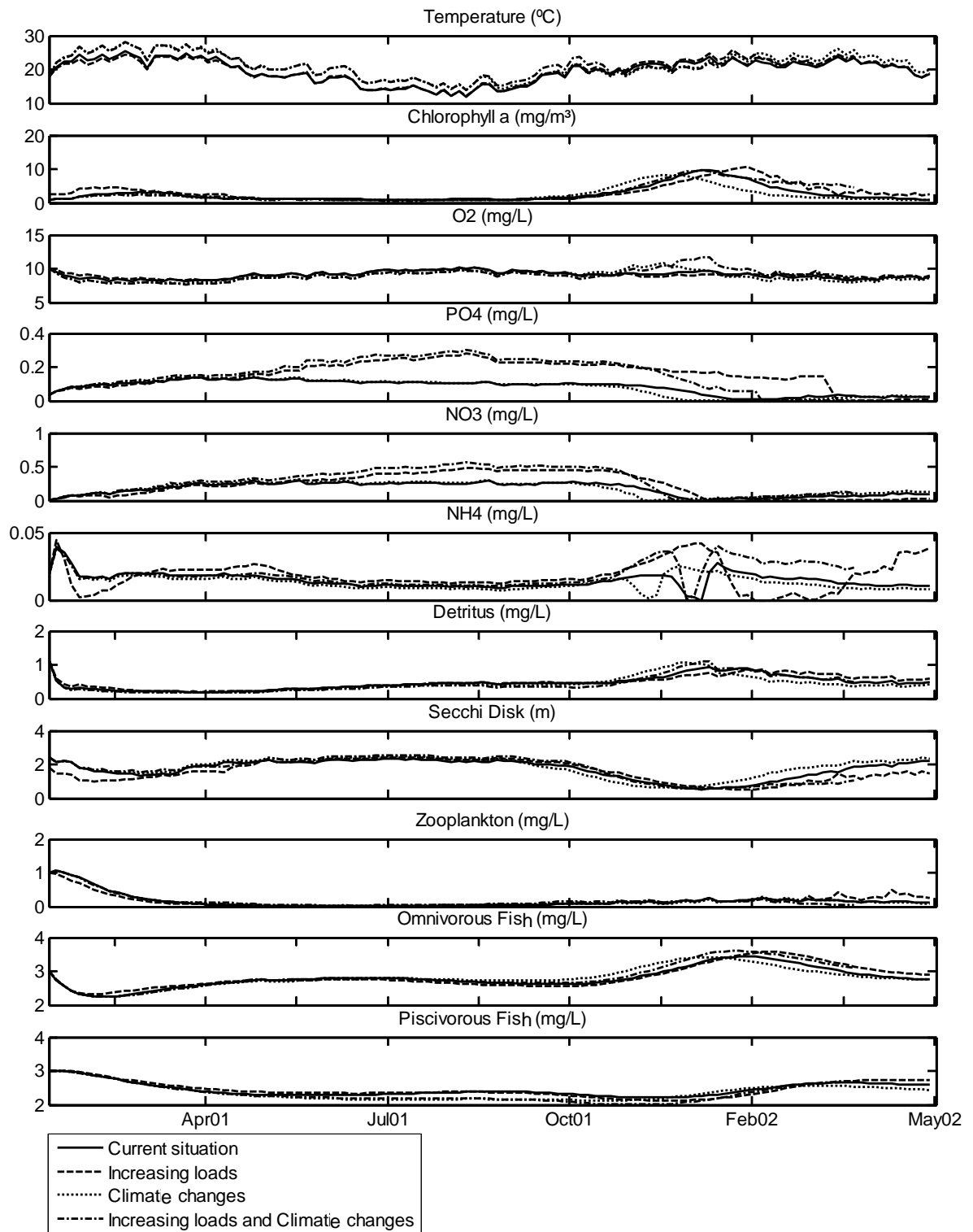


Figure 9.9. Comparison of the scenarios in the middle of Lake Mangueira (east shore).

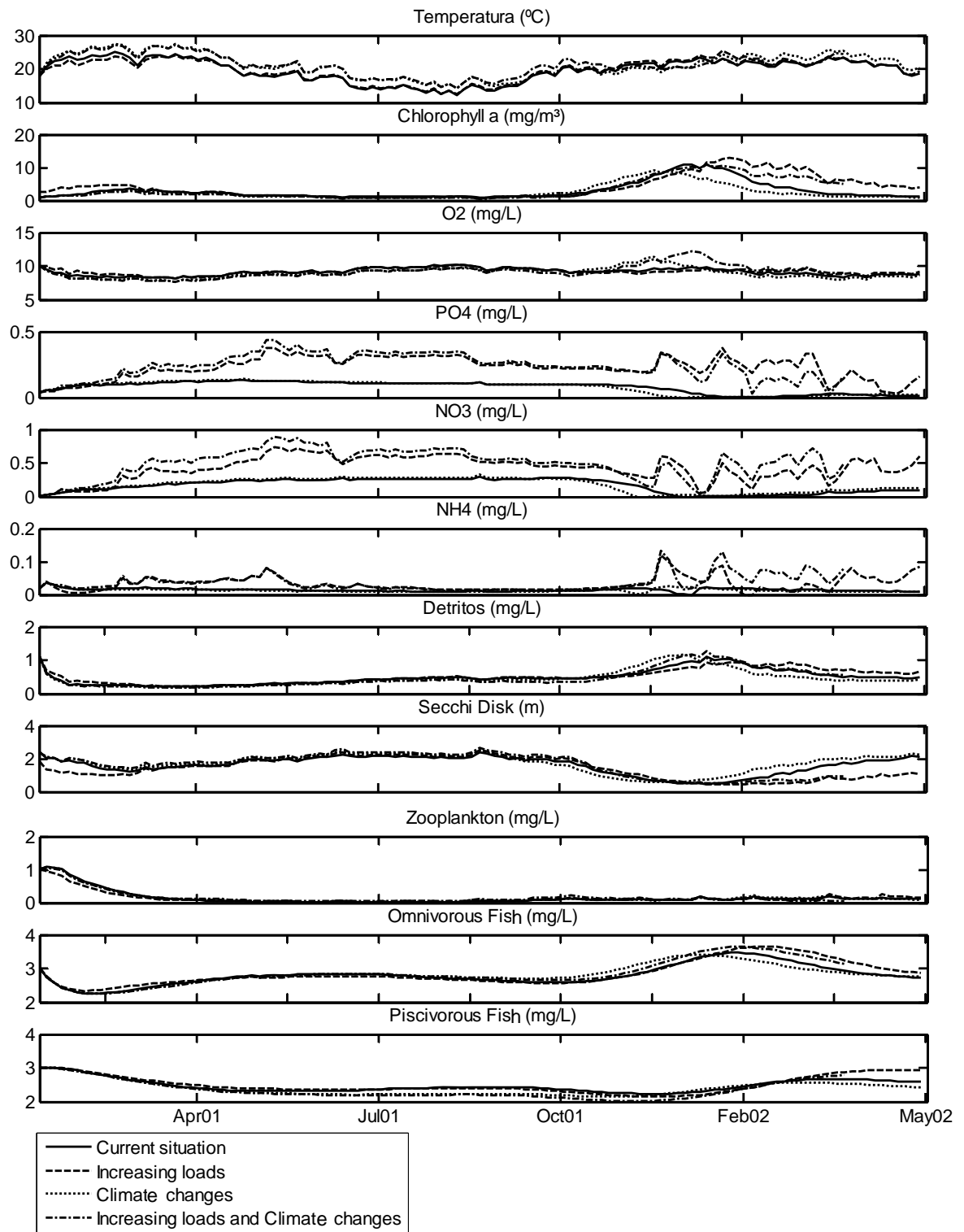


Figure 9.10. Comparison of the scenarios in the middle of Lake Mangueira (west shore).

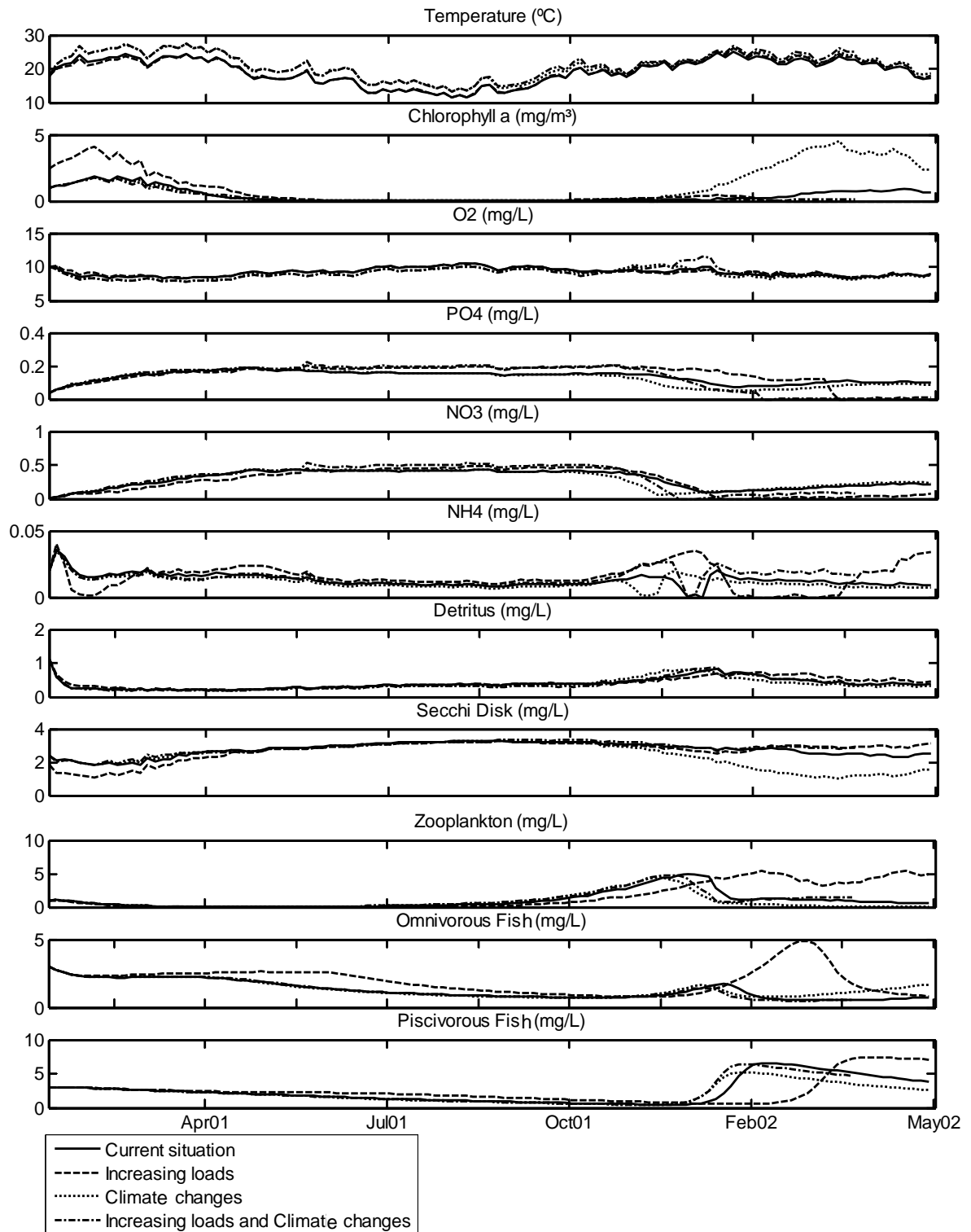


Figure 9.11. Comparison of the scenarios in the northern part of Lake Mangueira.

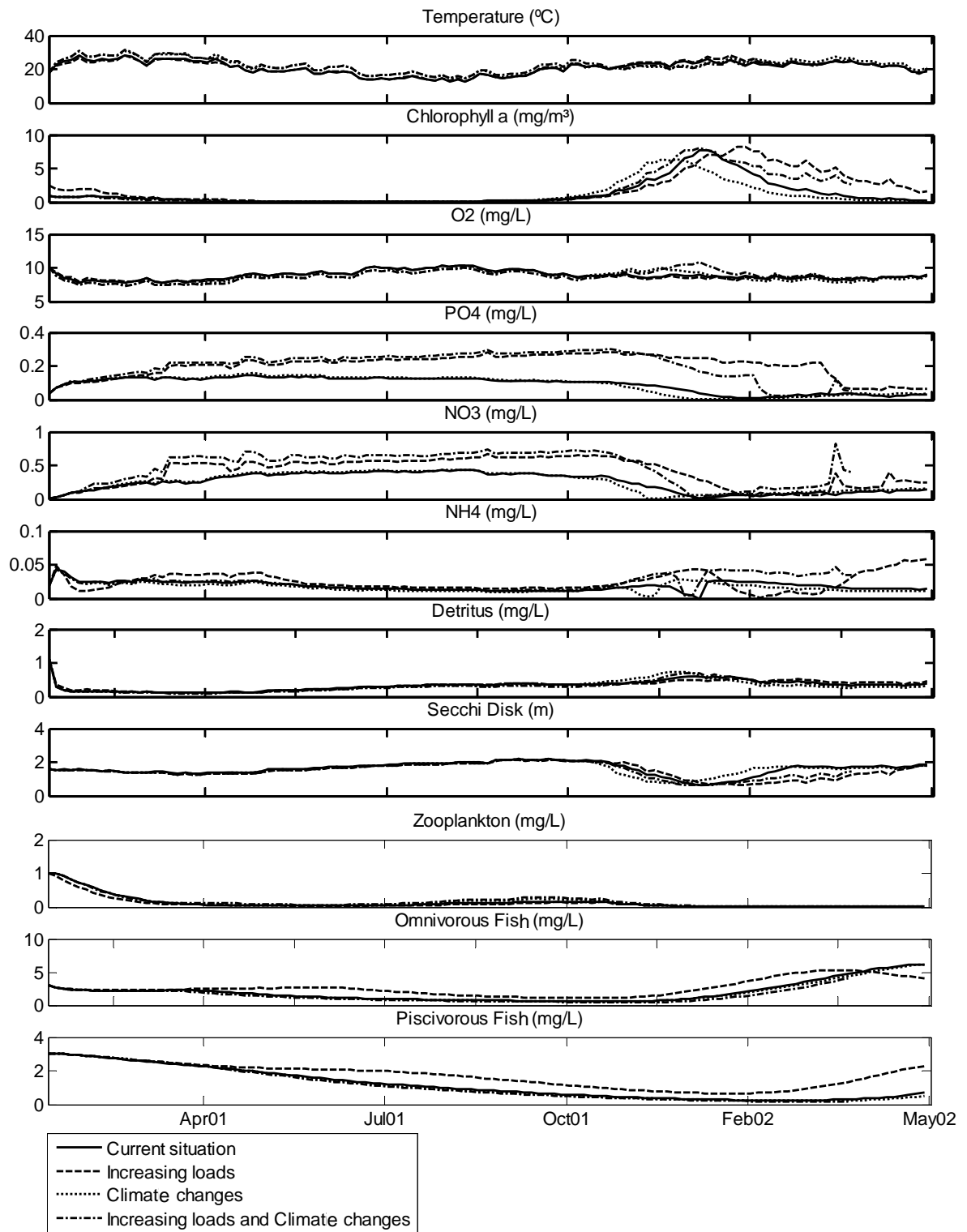


Figure 9.12. Comparison of the scenarios in the southern part of Lake Mangueira.

The effects of external agents on the shore zones were similar to the effects in the pelagic zone, except for the north and south shores, where we found significant changes in aquatic communities for critical scenarios. These regions are characterized by slower water currents and higher temperatures, establishing optimum conditions for primary production. Our simulations indicated that phytoplankton is more sensitive to climate changes near the north shore, differently from zooplankton and fish, which are more sensitive to eutrophication because of an increase in organic-matter concentration (food for zooplankton) and changes in benthic structure. On the south shore, only the fish communities reacted to eutrophication, which was also related to changes in benthic structure.

Discussion

An integrated model analysis of bottom-up control and interacting climate change on the trophic structure was appropriate to show the ecosystem dynamics of a large subtropical shallow lake. The three-dimensional ecological simulations with the IPH-TRIM3D-PCLAKE model accounted for the majority of changes in indirect and direct processes caused by land use and climate changes, and were able to represent the trophic-structure dynamics in Lake Mangueira. The model calibration was able to reproduce reasonably the variation of the data set for almost all aspects, including chlorophyll *a*, dissolved oxygen, orthophosphate, dissolved N, water temperature, and Secchi disk.

Oscillatory and circulatory hydrodynamic patterns were found in Lake Mangueira. These patterns are wind-caused and strongly dependent on the lake morphology. These peculiar features can lead to significant seiches of up to 1 m between the south and north ends, caused by moderate-intensity predominating winds acting constantly along the longitudinal axis of the lake (NE-SW). Since Lake Mangueira is very narrow, seiches function as a conveyor belt, accounting for the mixing and transportation of materials between the lake's extremities and between the wetlands in the north and south areas.

Recognition of the importance of spatial and temporal scales is a relatively recent issue in ecological research on aquatic food webs (Bertolo et al., 1999; Woodward & Hildrew, 2002; Bell et al., 2003; Mehner et al., 2005). Most ecological systems exhibit heterogeneity and patchiness on a broad range of scales, and this patchiness is fundamental to population dynamics, community organization, and stability. Therefore, ecological investigations require an explicit determination of spatial scales (Levin, 1992; Hölker & Breckling, 2002), and it is essential to incorporate spatial heterogeneity into ecological models to improve understanding

of ecological processes and patterns (Hastings, 1990; Jørgensen et al., 2008). Our model analysis showed that it is important to consider this spatial heterogeneity in large lakes, because many aspects differ significantly between the littoral and the pelagic zones in terms of concentration (Vander Zanden & Vadeboncoeur, 2002), although interconnected by hydrodynamics. Similar spatial gradients of chlorophyll *a*, NO₃ and PO₄ were also observed in Lake Mangueira during an extensive field campaign carried out in summer (Figure 9.13). According to the measurement survey, chlorophyll *a* concentration is lower in the north and south littoral zones. This summer chlorophyll *a* gradient was well tracked by the model. Concentrations of NO₃ and PO₄ were higher in the north and south ends of the lake, and on the west shore from watershed input. Again, we could reasonably model this spatial variability of the nutrients, although concentration values were overestimated by the model. We argue that incorporation of spatially explicit processes is essential, especially for prediction of water quality (including the variability due to wind) in the littoral zone of this narrow and shallow lake.

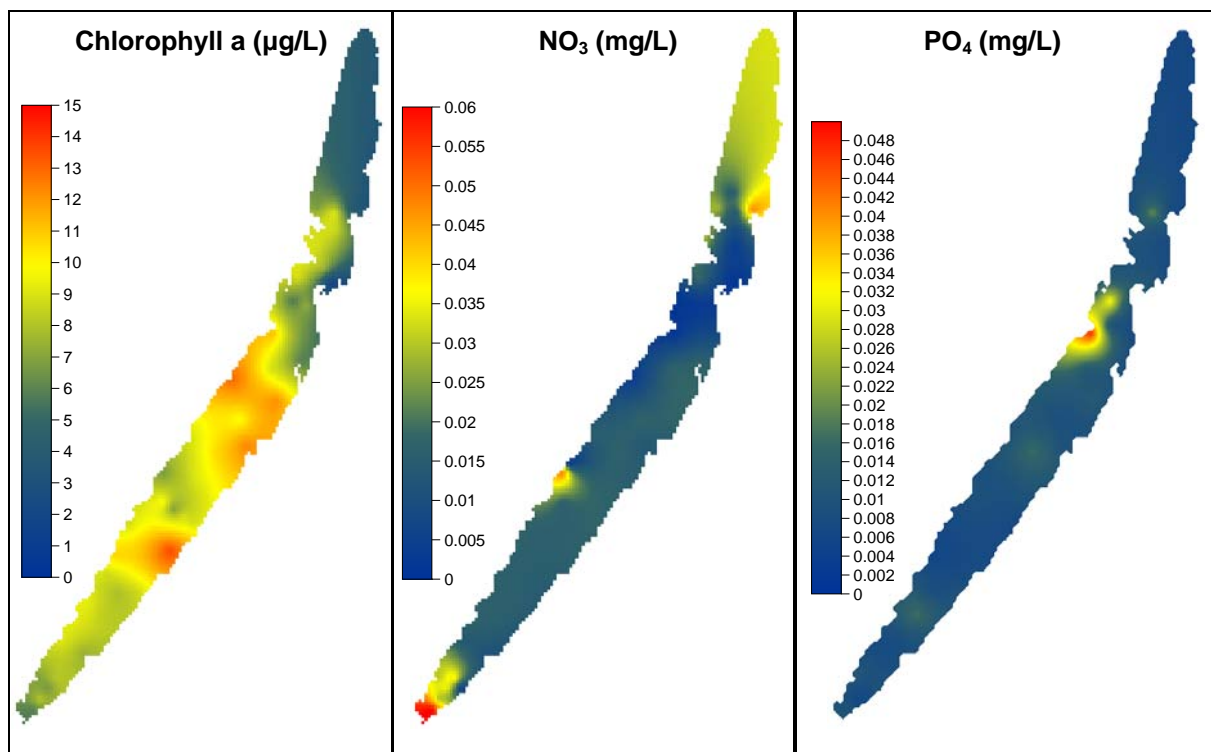


Figure 9.13. Observed spatial gradients of chlorophyll *a*, NO₃ and PO₄ from an extensive summer field campaign in Lake Mangueira.

The trophic status of Lake Mangueira can be characterized as oligotrophic, according to nutrient and chlorophyll-*a* concentrations found in the simulation, and the current land use and climate (Salas and Martino, 1991). The worst trophic condition occurs during spring and

summer, when the lake is subjected to a large water withdrawal for rice-crop irrigation and associated high nutrient loading. Our simulations indicated that phytoplankton growth in this subtropical shallow lake is particularly sensitive to temperature changes. Mineralization, phytoplankton respiration, and grazing by zooplankton and other organisms seem to be more important in the littoral zone, where fish and zooplankton biomass is higher.

Simulation scenarios also indicated that increased nutrient loading negatively affects water transparency, differently from climate changes. Slight changes in trophic structure caused by those external factors indicate a strong resistance of the system, probably because of a large inertia of the lake. Gerten & Adrian (2001) claimed that shallow lakes seem to be less influenced by meteorological factors because of their smaller volume and absence of notable stratification in the summer. In fact, we found no significant changes in the trophic structure of Lake Mangueira driven by the climate changes, although our simulations indicated a slight positive effect on water transparency due to warming. This is in accordance with an early model study on the effects of climate changes on water transparency in a temperate lake (Mooij et al., 2007). The model predicted that in the clear-water state, the algal and zooplankton peaks occur earlier at increasing temperatures. This prediction agrees with our modelling results. Many empirical experiments for temperate lakes have also indicated earlier peaks of phytoplankton and zooplankton by moderate warming (Weyhenmeyer et al., 1999; Gerten & Adrian, 2000; Meerhoff et al., 2005; Forchhammer et al., 2006; Ventura et al., 2007), as well as an establishment of some macrophyte species, stabilizing the system in a clear-water state (McKee et al., 2002). Together those factors can favor the maintenance of the clear-water state in oligotrophic subtropical ecosystems.

References

- Ambrizzi, T.; Souza, E.B.; Pulwarty, R.S. 2004. The Hadley and Walker regional circulations and associated ENSO impacts on South American seasonal rainfall. In: *The Hadley Circulation: Present, Past and Future*, Diaz, H.F. and Bradley, R.S. (Eds.). Kluwer Publishers, Chapter 7, p. 203-235.
- Bell, T., Neill, W.E. & Schluter, D., 2003. The effect of temporal scale on the outcome of trophic cascade experiments. *Oecologia* 134, 578-586.
- Bertolo, A., Lacroix, G. & Lescher-Moutoué, F., 1999. Scaling food chains in aquatic mesocosms: do the effects of depth override the effects of planktivory? *Oecologia* 121, 55-65.
- Carpenter, S.R., 2003. *Regime Shifts in Lake Ecosystems: Pattern and Variation*. The Excellence in Ecology Series 15. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Carrick, H.J., Aldridge, F.J. and Schelske, C.L., 1993. Wind Influences Phytoplankton Biomass and Composition in a Shallow, Productive Lake. *Limnol. Oceanogr.* 38, 1179-1192.

- Casulli, V. and Cattani, E., 1994. Stability, Accuracy and Efficiency of a Semiimplicit Method for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Computers & Mathematics with Applications* 27, 99-112.
- Casulli, V. and Cheng, R.T., 1992. Semiimplicit Finite-Difference Methods for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 15, 629-648.
- Casulli, V. and Zanolli, P., 2007. Comparing analytical and numerical solution of nonlinear two and three-dimensional hydrostatic flows. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 53, 1049-1062.
- Chapra, S.C., 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering., 844 pp.
- Edwards, A. & Brindley, J. 1999. Zooplankton mortality and the dynamical behaviour of plankton population models. *Bull. Math. Biol.* 61, 303-341.
- Forchhammer, M.C., Schmidt, N.M., Høye, T.T. & Jeppesen, E. 2006. Interspecific variation in population dynamical responses to climate change. *Zackenberg Symposium, The Dynamics of a High Arctic Ecosystem in Relation to Climatic Variability and Change. Ten years of monitoring and research at Zackenberg Research Station, Northeast Greenland, Menstrup, Denmark*, 3-5.
- Fragoso Jr. C.R.; Motta Marques, D.M.L.; Collischonn, W.; Tucci, C.E.M. & van Nes, E.H. 2008. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling*, 219: 125–137.
- Gerten, D., & Adrian, R. 2000. Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnol. Oceanogr.* 45: 1058–1066.
- Gerten, D., & Adrian, R. 2001. Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. *Limnology & Oceanography* 46, 448–455.
- Gliwicz, Z.M. 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia*, 200/201, 83-98.
- Hastings, A., 1990. Spatial heterogeneity and ecological models. *Ecology*, 71: 426-428.
- Hirsch, C. 1990. *Numerical Computation of Internal and External Flows, Volume 2: Computational Methods for Inviscid and Viscous flows*, 1st Ed., Wiley, Chichester, England.
- Hodges, B.R., Imberger, J., Saggio, A. & Winters, K., 2000. Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. *Limnology and Oceanography*. 45: 1603-1620.
- Hölker, F. & Breckling, B., 2002. Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models: conceptual explanations. In: F. Hölker (Editor), *Scales, Hierarchies and Emergent Properties in Ecological Models. Theorie in der Ökologie* 6, Peter Lang, Frankfurt, pp. 7-27.
- Horton, R.E., 1937. Determination of infiltration capacity for large drainage basins. *Trans. Am. Geophys. Union* 18 2, pp. 371–385.
- Houghton, J.T.; Ding, Y.; Griggs, D.J.; Noguera, M.; van der Linden, P.J.; Dai, X.; Maskell, K.; & Johnson, C.A. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881 p
- Janse, J.H., 2005. *Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches*, Wageningen University, Wageningen, 376 pp.
- Jensen, H.S., & Andersen, F.Ø. 1982. Effect of sulfate and nitrate on the sulfate reduction in freshwater sediment, p. 171-183. In *Proc. 10th Nordic Symp. Sediments*. Helsinki Univ. Technol. Rep.26.
- Jørgensen, S.E., Fath, B.D., Grant, W.E., Legovic, T. & Nielsen, S.N., 2008. New initiative for thematic issues: An invitation. *Ecol. Model.*, 215: 273-275.
- Levin, S.A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943-1967.

- McKee, D.; Atkinson, D.; Collings, S.; Eaton, J.; Harvey, I.; Heyes, T.; Hatton, K.; Wilson, D. & Moss, B. 2002. Macro-zooplankter responses to simulated climate warming in experimental freshwater microcosms. *Freshwater Biology*, 47: 1557-1570.
- Meerhoff, M., Jeppesen, E., Liboriussen, L., Bramm, M.E., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L. & Søndergaard, M. 2005. Response of shallow lake communities to experimental climate warming. Poster presented at Shallow Lakes in a Changing World, The 5th International Symposium on the Ecology and Management of Shallow Lakes, Dalfsen, The Netherlands, 5-9.
- Mehner, T., Holker, F. & Kasprzak, P., 2005. Spatial and temporal heterogeneity of trophic variables in a deep lake as reflected by repeated singular samplings. *Oikos* 108, 401-409.
- 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.
- Mooij, W. M., S. Hulsmann, L. N. D. Domis, B. A. Nolet, P. L. E. Bodelier, P. C. M. Boers, L. M. D. Pires, H. J. Gons, B. W. Ibelings, R. Noordhuis, R. Portielje, K. Wolfstein, & E. Lammens. 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology* 39: 381-400.
- Moss, B., 1998. Shallow Lakes: Biomanipulation and Eutrophication. *Scope Newsletter* 29, 45 pp.
- Motta Marques, D.M.L., Tucci, C.E.M., Calazans, D., Callegaro, V.L.M. & Villanueva, A. 2002. O Sistema Hidrológico do Taim – Site 7. In: Seeliger, U.; Cordazzo, C. & Barbosa, F. (ed.). Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Belo Horizonte. 184 p.
- Mukhopadhyay, B. & Bhattacharyya, R., 2006. Modelling phytoplankton allelopathy in a nutrient-plankton model with spatial heterogeneity. *Ecol. Model.* 198, 163-173.
- Platt, T., Dickie, L.M. and Trites, R.W., 1970. Spatial Heterogeneity of Phytoplankton in a near-Shore Environment. *J. Fish. Res. Board Can.* 27, 1453-1465.
- Roe, P.L. 1985. Some contributions to the modelling of discontinuous flows. *Lect. in Appl. Mathematics*, 22, 163–193.
- Salas, H.J. & Martino, P., 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warmwater tropical lakes. *Water Research*, 25: 341-350.
- Scheffer, M. and Jeppesen, E., 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* 10, 1-3.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes. Population and Community Biology.* Chapman and Hall, London, 357 pp.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. and Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275-279.
- Schelske, C.L.; Carrick, H.J. & Aldridge, F.J. 1995. Can wind-induced resuspension of meroplankton affect phytoplankton dynamics? *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 616-630.
- Seeliger, U.; Cordazzo, C. & Barbosa, F. 2002. Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. Belo Horizonte, FURGS/UFMG. 187p.
- Soulsby, R.L. 1983. The bottom boundary layer of shelf seas. In: B. Johns, Editor, *Physical Oceanography of Coastal and Shelf Seas*, Elsevier, New York, pp. 189–266.
- Steele, J.H., 1978. *Spatial Pattern in Plankton Communities.* Publisher, Plenum Press, New York, 470 pp.
- Steele, J.H. and Henderson, E.W., 1992. A simple model for plankton patchiness. *J. Plankton Res.* 14, 1397-1403.
- Straile, D. & Adrian, R. 2000. The North Atlantic Oscillation and plankton dynamics in two European lakes—two variations on a general theme. *Global Change Biol.* 6: 663–670.

- Tucci, C.E.M. 1998. Modelos Hidrológicos. Edit. UFRGS/ABRH. 652 p.
- Vander Zanden, M.J. & Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83: 2152-2161.
- Ventura, M., Liboriussen, L., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L. & Jeppesen, E. 2007. Effects of increasing temperature and nutrient concentration on the trophic relationships and food web structure in shallow lakes: Results from a mesocosm climate experiment. SIL 2007 30th Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology - SIL, Redefining Theoretical and Applied Limnology for the 21st Century, Montréal Convention Centre, Montreal, Canada, August 12-18.
- Weyhenmeyer, G. A.; Blenckner, T. & Pettersson, K. 1999. Changes of the plankton spring outburst related to the North Atlantic oscillation. *Limnol. Oceanogr.*, 44, 1788-1792.
- Winder, M. & Schindler, D.E. 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* 85: 2100-2106.
- Woodward, G. & Hildrew, A.G., 2002. Food web structure in riverine landscapes. *Freshwater Biol.* 47, 777-798.

Parte V: Conclusões

Capítulo 10

Considerações finais

Esta tese identificou diversas características importantes da dinâmica da estrutura trófica e de nutrientes em ecossistemas aquáticos submetidos a distúrbios externos, tais como alterações do nível da água, de cargas de nutrientes e de matéria orgânica, das comunidades de peixes e clima, sendo focado o Sistema Hidrológica do Taim como objeto de estudo. Para descrever tais efeitos, um complexo modelo ecológico, baseado em processos físicos, químicos e biológicos, foi desenvolvido e aplicado em ecossistemas aquáticos de clima tropical, subtropical e temperado. Em tais aplicações, uma análise integrada considerando a transferência de impactos da bacia hidrográfica para o ecossistema foi empregada no intuito de aproximar, ao máximo, a solução numérica à real dinâmica do ecossistema. As simulações também ofereceram suporte para tomada de decisão e planejamento no ecossistema, mostando que a modelagem ecológica aplicada em ecossistemas aquáticos pode ser uma promissora alternativa rumo ao gerenciamento integrado de recursos naturais.

Ecossistemas aquáticos apresentam uma complexa rede de interações e mecanismos de retroalimentação o que dificulta a análise dos efeitos de distúrbios. Além disso, foi identificada uma carência global de modelos ecológicos complexos disponíveis que podem descrever com maior precisão os efeitos de agentes externos considerando de maneira integrada processos hidrodinâmicos, químicos e biológicos do ecossistema. Desta forma, foi desenvolvido o modelo IPH-TRIM3D-PCLake que é uma união de dois sistemas computacionais complexos para ambientes aquáticos: (a) o modelo TRIM3D, desenvolvido por Casulli & Cheng (1992) que trata dos fluxos hidrodinâmicos tridimensionais; e (b) o modelo PCLake, desenvolvido por Janse (2005) que trata da dinâmica de nutrientes e da estrutura trófica. Cabe ressaltar que o desenvolvimento do modelo ecológico não representou um objetivo desta tese. O modelo serviu apenas como uma ferramenta para responder as questões de pesquisas. O modelo IPH-TRIM3D-PCLake tem uma estrutura flexível, o que permitiu adaptar sua complexidade de acordo com a aplicação, estrutura e funcionalidade do ecossistema e propósitos do estudo.

Uma das primeiras aplicações do modelo em ecossistemas naturais foi na bacia do Bacanga em São Luis, MA. Neste estudo, o interesse foi investigar a dinâmica da qualidade da água no lago e na foz para a situação atual do sistema e cenários críticos de qualidade de água considerando vários aspectos, tais como: (a) crescimento da área urbanizada na bacia; (b) aumento de cargas; (c) tratamento do esgoto; (d) uso do solo; (e) sazonalidade climática; (f) eventos críticos de precipitação; (g) regra de operação das comportas; (h) risco de inundação em áreas ribeirinhas e (i) assoreamento na foz. Devido a escassez de levantamentos de variáveis químicas e biológicas, este estudo foi restrito a análise da dinâmica de parâmetros clássicos de qualidade da água, tais como fósforo total, nitrogênio total, DBO, OD e coliformes fecais. As simulações indicaram que a atual operação das comportas pode comprometer a qualidade da água após 14 dias no período seco e que existe um razoável risco de inundação para precipitações com tempo de retorno maior do que 25 anos. Foi sugerido uma operação diária utilizando apenas uma comporta inclinada, com o nível no lago oscilando entre 0,0 e 1,0 m para evitar risco de inundação nas áreas ribeirinhas. Além disso, foi observado que a implementação de uma Estação de Tratamento de Esgoto pode melhorar significativamente a qualidade da água no lago. Na foz do Bacanga, as simulações indicaram que a principal fonte de poluição é proveniente dos esgotos domésticos da bacia do rio Anil preferencialmente do que do lago do Bacanga. Além disso, foi observado que, em uma projeção futura de 20 anos, a renovação da água é comprometida devido ao assoreamento da embocadura que produz uma redução significativa das amplitudes de maré e da capacidade de diluição dos valores de concentração dos parâmetros de qualidade da água, sugerindo uma maior permanência no tempo das condições desfavoráveis. A modelagem matemática integrada, neste caso, serviu como uma plataforma de análise para subsidiar a tomada de decisão e planejamento na bacia do Bacanga, que implica na otimização de atividades e custos.

Ecossistemas aquáticos brasileiros sofrem pela falta de programas de monitoramento contínuo e sistemático que possibilitem a aplicação de estudos mais complexos de modelagem ecológica. Desta forma, o modelo IPH-TRIM3D-PCLake foi aplicado no lago Engelsholm, na Dinamarca, onde o *National Environmental Research Institute* (NERI) cedeu, gentilmente, seu extenso banco de dados contendo informações meteorológicas, hidrológicas e limnológicas, para que o modelo fosse validado e consagrado pela comunidade científica. O modelo representou razoavelmente a troca de estados alternativos no lago após a remoção de uma quantidade significativa de peixes planctívoros do sistema. Entretanto, a mudança da composição de grupos funcionais do fitoplâncton foi muito mais difícil de representar,

indicando que a estrutura computacional do modelo poderia ser ainda mais complexa para capturar tais padrões. Apesar de existir uma limitação global dos modelos ecológicos em representar o real comportamento do ecossistema após uma troca significativa de estado, espera-se que os mecanismos-chaves que governam a aptidão de espécies para novas condições ambientais sejam ainda melhores entendidos para, posteriormente, serem matematicamente aproximados. Isto significa em um esforço conjunto de trabalhos experimentais, de campo e modelagem.

As aplicações do modelo na lagoa Mangueira revelaram importantes características sobre a estrutura e funcionalidade do sistema. As simulações de estado alternativo mostraram que a lagoa Mangueira pode variar entre dois estados alternativos (i.e. claro e turbido) dependendo da transparência da água e da concentração de ortofosfato no sistema. Com o aumento sistemático da turbidez na água o sistema apresenta um inesperado colapso da vegetação aquática submersa e uma dominância do fitoplâncton. Foi também observado uma grande resistência de retorno para um estado de alta transparência, o qual não foi exatamente o mesmo estado original. Isto pode indicar que ecossistemas aquáticos subtropicais nem sempre retornam ao seu estado original após uma mudança significativa de regime e, ao invés disso, outros caminhos podem ser tomados. Padrões caóticos foram identificados 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 (e.g. retroalimentação, não-linearidade, competição por nutrientes, dentre outros) os quais podem desregularizar estruturas, funcionalidades e o equilíbrio do sistema. No entanto, foi identificado que o caos na lagoa Mangueira é altamente organizado e se desenvolve em uma faixa bem definida de variação dos valores de biomassa das variáveis, que indica a capacidade do sistema de se auto-organizar e se adaptar mesmo em situações de alto estresse. Considerando a composição de grupos funcionais do fitoplâncton ao longo de um gradiente crescente de orto-P na lagoa Mangueira, as simulações sugeriam um limiar crítico de resiliência em torno de 0.05 mg L^{-1} , a partir do qual o sistema poderia passar de um estado dominado por diatomáceas para um estado de dominância de cianobactérias.

Simulações levando em consideração heterogeneidade espacial da lagoa Mangueira indicaram razoáveis gradientes verticais e longitudinais para muitos aspectos. A aplicação de

uma versão hidrodinâmica bidimensional considerando uma estrutura ecológica simplificada sugeriu uma maior produtividade do fitoplâncton em zonas litorâneas do que em zonas pelágicas, ao contrário do que foi revelado por uma versão mais complexa do modelo considerando a variabilidade tridimensional das variáveis. Nesta última aplicação, foi identificado um considerável gradiente horizontal de biomassa zooplânctonica e de peixes, produzindo um maior controle *top-down* do fitoplâncton em áreas litorâneas. Levantamentos em campo também corroboram com os gradientes horizontais simulados. Além disso, as simulações mostraram que a lagoa Mangueira é levemente estratificada no verão.

As simulações de cenários críticos indicaram que o aumento de carga alóctone de matéria orgânica e de nutrientes produz um efeito negativo na transparência da água na lagoa Mangueira, diferentemente do efeito de mudanças climáticas. Suaves mudanças na estrutura trófica causada por esses efeitos indicam que a lagoa apresenta uma grande resistência a essas mudanças, provavelmente devido a sua grande inércia. O efeito positivo na transparência da água promovido pelo aquecimento pode ser explicado pela antecedência encontrada do pico de fitoplâncton e zooplâncton, bem como pelo favorecimento de condições ótimas para o estabelecimento de macrófitas aquáticas submersas no ecossistema, estabilizando o sistema em um estado de alta transparência da água. Estes fenômenos também foram observados *in situ* e em simulações considerando o efeito de mudanças climáticas em lagos rasos temperados oligotróficos, os quais corroboram com nossos resultados.

O modelo IPH-TRIM3D-PCLake está sob constante processo de desenvolvimento no intuito de ampliar seu horizonte de aplicação. A mais importante melhoria é a reestruturação do código computacional atual para permitir a utilização de grades não-estruturadas (já em andamento). Modelos baseados em grades não-estruturadas têm distintas vantagens sobre a tradicional aproximação por grade estruturada, tais como: (a) menor número de elementos para representação do domínio; (b) possibilidade de refinamentos em regiões de interesse; (c) melhor aproximação de contornos complexos; e (d) continuidade, consistência, estabilidade e precisão das equações de escoamento e transporte de massa. A modelagem de emissão de gases de efeito estufa é outro desafio a ser atingido. A base do ciclo de carbono presente na estrutura do modelo permite ampliar nossas análises e avaliar a dinâmica de gases em ecossistemas aquáticos. Avaliação da dinâmica de grupos funcionais também será foco de futuros estudos.

ANEXOS

ANEXO A – Formulário para uso do modelo

**Federal University of Rio Grande do Sul – UFRGS
Hydraulic Research Institute – IPH
Department of Hydrology
IPH-TRIM3D-PCLAKE User Request Form**

First name:

Surname:

Email:

Address:

Country:

Supervisor (if applicable):

Institution:

Address:

Phone:

Fax:

Expertise and Project Description

The remainder of this application was completed by:

Please rate your knowledge or expertise in the following areas (1 = novice, 5 = expert):

Windows:

C Programming:

Fortran Programming:

Parallel programming with OPEN MP or MPI: 3

Please type the following information using a word processor and attach to this application:

1) Parallel computers you have used or will use

(Architecture, operating system, and number of processors):

2) Other ocean/coastal/estuarine modeling software you are familiar with:

3) Grid generation tool you could use to generate the computational grids for IPH-TRIM3D-PCLAKE:

4) Operating system and architecture on which you expect to run IPH-TRIM3D-PCLAKE:

5) Number of processors you expect to use:

6) Please describe the project you expect to apply IPH-TRIM3D-PCLAKE to be as specific as possible, and describe the size of the problem you expect to run, including the extent of the

domain and the resolution you desire. For example, 100 km by 100 km by 3000 m with a resolution of 100 m by 100 m by 30 m = 1000 by 1000 by 100 = 100 million.

User Agreement

Please consider that IPH-TRIM3D-PCLAKE is a powerful tool that is designed for the simulation of complex, hydrostatic, river, lake, reservoir and estuarine flows with high resolution on regular grids using optionally multi-core computers. Its use requires extensive knowledge of Windows OS, FORTRAN programming language, parallel processing, and the use of state-of-the-art modeling techniques for continental aquatic environments. Implementation of realistic simulations requires that the user have access to a structured-grid generation package and possess the ability to interpolate initial and boundary conditions onto this grid.

By completing this application to request access to the Graphical User Interface of IPH-TRIM3D-PCLAKE, you are agreeing that:

- 1) Because of its complexity and the expertise required to use IPH-TRIM3D-PCLAKE, and because it is under constant development, we make no guarantees as to the stability of the code nor the accuracy of the results you obtain, and while you will be a member of an active user group and an associated email list and will have access to extensive documentation, we cannot guarantee timely support or advice for its use. We will, however, try to answer your specific problems when they are posted to the IPH-TRIM3D-PCLAKE user email list.
- 2) You are using the model for academic purposes alone and are not using IPH-TRIM3D-PCLAKE for any contractual or commercial work whatsoever.
- 3) You are forbidden to distribute your copy to anyone or any other organization.
- 4) You will cite the use of IPH-TRIM3D-PCLAKE in any publication that comes out of the results obtained from IPH-TRIM3D-PCLAKE as:
Fragoso Jr., C.R., Federal University of Rio Grande do Sul. 2008. "IPH-TRIM3D-PCLAKE: hydrodynamic and limnological model", URL: <http://www.peld.ufrgs.br/>. Copyright © 2005-2006. All Rights Reserved.
- 5) We reserve the right to deny a request for downloading the IPH-TRIM3D-PCLAKE if, based on the information you provide, we feel you do not possess the expertise required for a successful use or if we feel that the application is not appropriate for the use of IPH-TRIM3D-PCLAKE. In that case we will recommend an alternate tool that may be more appropriate for your needs and abilities.
- 7) You will use IPH-TRIM3D-PCLAKE at your own risk, and Hydraulic Research Institute (IPH) or the author does not represent that it is accurate or up-to-date. IPH will have no liability to you or to any third party as a result of its use of IPH-TRIM3D-PCLAKE, and you will indemnify and hold IPH harmless from any claims related to your use of IPH-TRIM3D-PCLAKE. By signing below you accept the terms and conditions of downloading the software for IPH-TRIM3D-PCLAKE (please use a blue pen):

Signature and date:

Printed name:

Research supervisor signature and date (if applicable):

Printed name of research supervisor:

Please forward this form to crubertofj@hotmail.com. We will read your application and, subject to approval, will email you the appropriate information once we receive your signed application via postal mail.



A/C Carlos Ruberto Fragoso Jr.
Av. Bento Gonçalves, 9500
CEP 91501-970
Caixa Postal 15029
Porto Alegre - RS - Brasil



+ 55 51 33086654



+ 55 51 93181098

ANEXO B – Manual científico do modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE

1.	NOMENCLATURA	2
2.	ESTRUTURA DO MODELO.....	4
2.1.	ESTRUTURA GERAL.....	4
2.2.	LISTA DE EQUAÇÕES DIFERENCIAIS	8
3.	MODELAGEM DOS PROCESSOS HIDRODINÂMICOS	16
3.1.	REVISÃO	16
3.2.	EQUAÇÕES GOVERNANTES PARA O ESCOAMENTO	16
3.3.	ESQUEMA NUMÉRICO	17
3.4.	CONDIÇÕES INICIAIS E DE CONTORNO	21
4.	MODELAGEM DOS PROCESSOS ABIÓTICOS E MICROBIAIS	22
4.1.	COMPONENTES ORGÂNICOS E INORGÂNICOS	22
4.2.	SEDIMENTAÇÃO E RESUSPENSÃO	25
4.3.	DEPOSIÇÃO	28
4.4.	MINERIZAÇÃO, NITRIFICAÇÃO, DENITRIFICAÇÃO E CONDIÇÕES DE OXIGÊNIO	29
4.5.	ADSORÇÃO DO FÓSFORO	31
4.6.	IMOBILIZAÇÃO DO FÓSFORO.....	32
4.7.	LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES	33
4.8.	REAERAÇÃO.....	33
5.	FITOPLÂNCTON	34
5.1.	REVISÃO	34
5.2.	CONSUMO DE NUTRIENTES	34
5.3.	PRODUÇÃO.....	36
5.4.	RESPIRAÇÃO E EXCREÇÃO DE NUTRIENTES	38
5.5.	SEDIMENTAÇÃO, RESUSPENSÃO E MORTALIDADE	39
6.	VEGETAÇÃO AQUÁTICA	39
6.1.	REVISÃO	39
6.2.	ASSIMILAÇÃO DE NUTRIENTES	40
6.3.	PRODUÇÃO.....	41
6.4.	RESPIRAÇÃO E EXCREÇÃO DE NUTRIENTES	44
6.5.	MORTALIDADE.....	44
6.6.	CONSUMO PELAS AVES.....	45
7.	ANIMAIS AQUÁTICOS.....	45
7.1.	REVISÃO	45
7.2.	ZOOPLÂNCTON.....	46
7.3.	ZOOBENTOS	47
7.4.	PEIXES.....	47
8.	BANHADO.....	49
9.	LISTA DE PARÂMETROS.....	49
10.	REFERÊNCIAS.....	61

1. Nomenclatura

As variáveis do modelo foram nomeadas através de um didático sistema de nomenclatura, de tal forma que o tipo, unidade e seu significado podem ser identificados, diretamente, a partir do seu nome. Este sistema de nomenclatura foi utilizado tanto neste anexo como em todo o código fonte computacional. O sistema básico segue conforme a estrutura abaixo:

Tipo + elemento (+ processo) + componente + compartimento (+ sufixo)

As abreviações estão listadas abaixo:

Tipo:

s = variável de estado

t = fluxo por área [$\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$]

w = fluxo por volume [$\text{g}/\text{m}^3/\text{d}$]

d = derivada

r = razão (dinâmica) [gA/gB]

o = concentração [mg/l]

a = variável auxiliar

c = constante (geral)

k = taxa constante [d^{-1}]

h = constante de meia-saturação

f = fração [-]

b = constante (calculada)

u = variável de entrada (calculada)

m = variável medida

Elementos:

D = peso Seco

P = fósforo

N = nitrogênio

Si = sílica

O₂ = oxigênio

L = luz

T_m = temperatura

Ch_{1a}, Ch = clorofila *a*

Componentes:

IM = matéria inorgânica

Det = detritos

Hum = húmus

PO₄ = fosfato

NH₄ = amônia

NO₃ = nitrato

Diss = dissolvido (total)

Processos:

Load = carga externa

Inf = infiltração

Eros = erosão

Set = sedimentação

Resus = resuspensão

Bur = deposição

Dif = difusão

Nitr = nitrificação

Deit = desnitrificação

Sorp = adsorção

Min = mineralização

Upt = Absoção de nutrientes

Ass = assimilação

Prod = produção

Cons = consumo

Eges = evacuação

Resp = respiração

Excr = excreção (nutrientes)

Graz = consumo

Pred = predação

Mort = mortalidade

AIM = adsorção em matéria inorgânica

Phyt = fitoplâncton (total)

Diat = diatomáceas

Blue = cianobactérias

Gren = clorofíceas

OM = matéria orgânica

Zoo = zooplâncton

Omni = peixe omnívoro

OmniJv = peixe omnívoro juvenil

OmniAd = peixe omnívoro adulto

Plank = peixe planctívoro

PlankJv = peixe planctívoro juvenil

PlankAd = peixe planctívoro adulto

Pisc = peixe piscívoro

Bent = zoobentos

Tot = total

Man = ações de gerenciamento

Compartimentos:

W = coluna d'água

S = sedimento

T = total

Sufixos:

Max = máximo

Min = mínimo

In = entrada

Bot = leito do lago

mg = em miligramas

Sp = específica (por unidade de biomassa)

Outras abreviações:

Fun = função

Cor = corrigido

Iso = isoterma de adsorção

Ext = extinção

V = velocidade [m/d]

Mu = taxa de crescimento [d^{-1}]

Carr = capacidade de suporte

Secchi = profundidade de Sesschi

Fish = peixes

2. Estrutura do Modelo

2.1. Estrutura Geral

O IPH-TRIM3D-PCLAKE é complexo sistema computacional desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), voltado especialmente para entendimento dos processos físicos, químicos e biológicos de corpos d'água rasos e profundos, tais como, lagos, reservatórios e estuários. Este modelo possui um módulo hidrodinâmico acoplado com módulos de qualidade da água e biológico. Em resumo, este modelo descreve as mais importantes interações hidrodinâmicas e abióticas, além dos principais processos bióticos, com a finalidade de auxiliar o entendimento comportamental de um determinado ecossistema aquático. As diferenças espaciais dentro do corpo d'água são levadas em conta (e.g. lago, banhado) (Figura B1), podendo ser definida uma discretização tridimensional para o módulo hidrodinâmico e uma discretização bidimensional na horizontal para os módulos de qualidade da água e biológico.

Este modelo é produto de contínuas atualizações que teve como base a estrutura inicial do modelo IPH-TRIM2D em linguagem FORTRAN desenvolvida por Collischonn & Motta Marques (2003), podendo ser aplicado em microcomputadores do tipo PC. Em 2004, a versão inicial foi aperfeiçoada por Frago Jr. (2005) através da: (a) introdução de um algoritmo de secagem e inundação (Cheng *et al.*, 1993; BAW, 1990); (b) incorporação de um ponderador temporal no esquema de diferenças finitas minimizando os erros numéricos (Casulli & Cattani, 1994); (c) mudança do esquema numérico aplicado aos termos advectivos da equação de transporte (Gross *et al.*, 1999; Dehghan, 2004) e; (d) introdução de um módulo simplificado para estimativa da biomassa de fitoplâncton (Chapra, 1997). No ano seguinte, o modelo passaria a ser capaz de estimar os fluxos da corrente em três dimensões (IPH-TRIM3D). Contudo, ainda era explícita a necessidade de reformulação e ampliação do módulo de qualidade da água, bem como a criação de um novo módulo apto para representar as interações e processos biológicos. Foi então que, a partir de adaptações do modelo PCLake desenvolvido por Janse (2005), surgiu o sistema computacional para corpos d'águas tropicais e subtropicais, IPH-TRIM3D-PCLAKE.

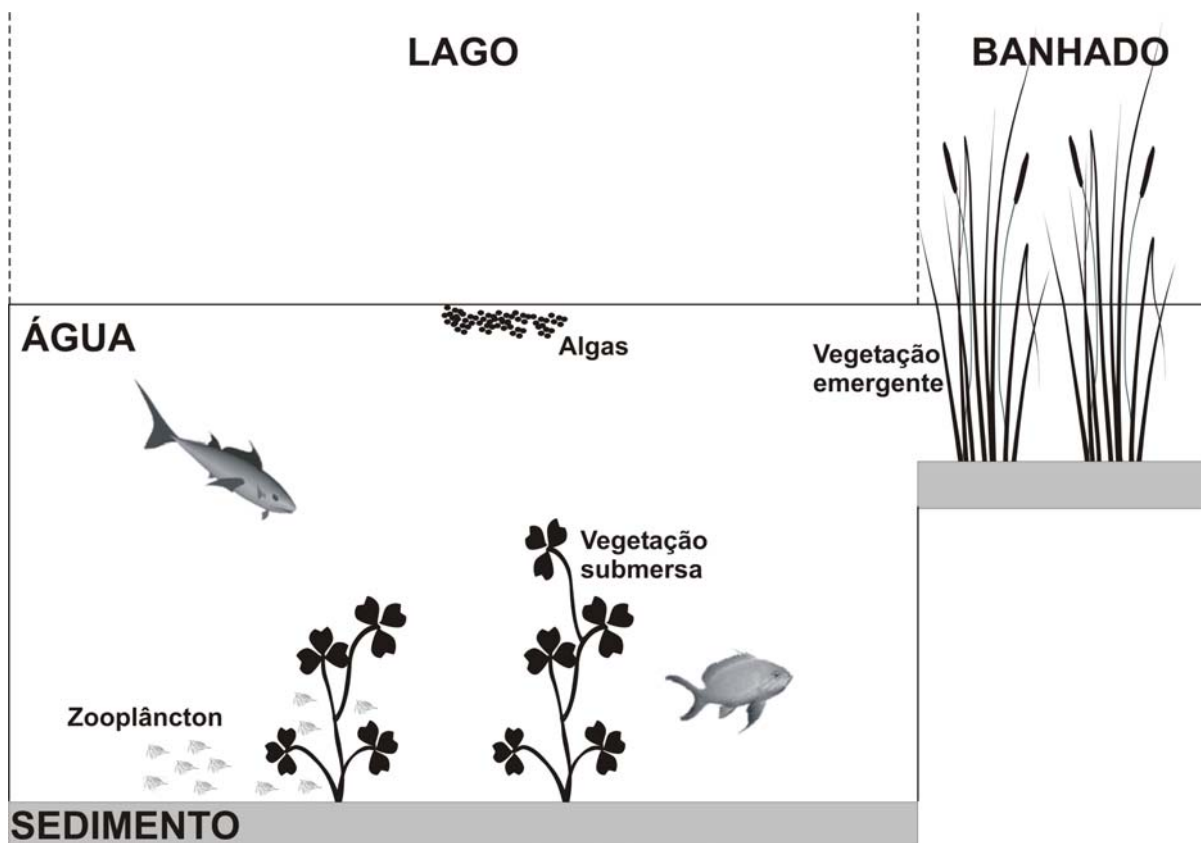


Figura B1: Estrutura esquemática do modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE, mostrando a diferenciação espacial que pode ser levada em conta entre lago e banhado.

Matematicamente, o modelo é composto por um grande número de equações diferenciais acopladas, uma para cada variáveis de estado (Tabela B1). A estrutura e os principais processos envolvidos são mostrados na Figura B2. Todos os elementos da biota são modelados como grandes grupos funcionais. Além de um fluxo de massa determinístico, o modelo também considera algumas relações empíricas entre componentes, tal como o impacto dos peixes omnívoros, planctívoros e macrófitas na resuspensão. A velocidade e nível da água são variáveis de estado calculadas dinamicamente pelo módulo hidrodinâmico, enquanto a espessura da camada do topo do sedimento é assumida constante (por padrão 0,1 m). A maioria dos componentes da água são 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 altura (g m^{-2}).

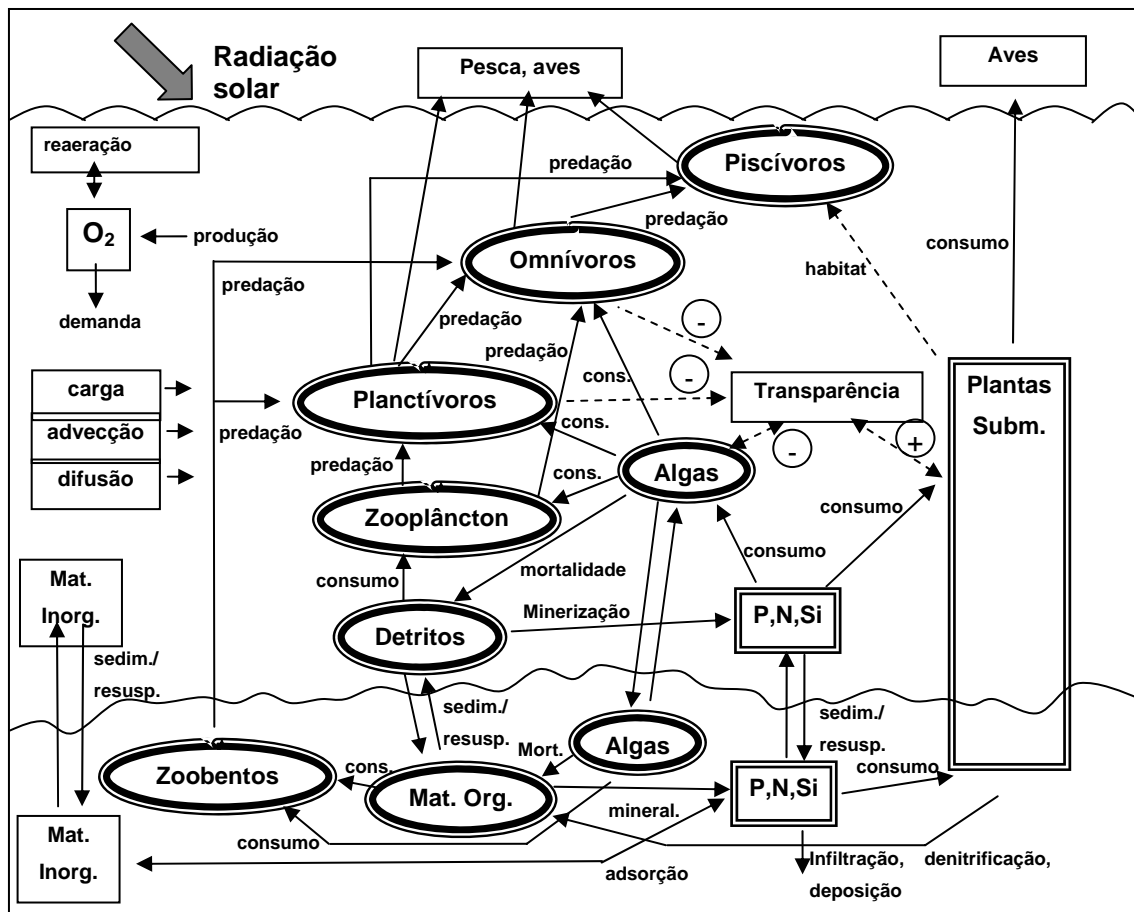


Figura B2: Estrutura simplificada do modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE (fração do lago). Os blocos em duplo são modelados por compartimentos compostos por peso seco e nutrientes (P, N e Si). Três grupos funcionais de fitoplâncton podem ser definidos: cianobactérias, diatomáceas e algas verdes. As macrófitas aquáticas podem ser divididas em enraizadas, não enraizadas, flutuantes e emergentes. Os peixes omnívoros e planctívoros têm dois estágios de vida: juvenil e adulto. As setas sólidas representam os fluxos de massa e as setas tracejadas denotam relações empíricas (o sinal de menos indica uma influência negativa na transparência da água, caso contrário positiva) (Adaptado de Janse, 2005).

Tabela B1: Variáveis de estado do IPH-TRIM3D-PCLAKE. Abreviações: s- = variável de estado, D = peso seco, P = fósforo, N = nitrogênio, Si = Sílica, O2 = oxigênio

Descrição	Unid.	Na água	Peso s.	Fósforo (P)	Nitrogênio (N)	Sílica (Si)	Oxig.
Componentes hidrodinâmicos:							
Profun. da água	[m]	sDepthW	-	-	-	-	-
Veloc. da água	[m s ⁻¹]	sVelW	-	-	-	-	-
Componentes abióticos na coluna d'água:							
Matéria Inorgânica	[g m ⁻³]		sDIMW	-	-	-	-
Detritos	[g m ⁻³]		sDDetW	sPDetW	sNDetW	sSiDetW	-
Nutrientes inorg.	[g m ⁻³]		-	sPO4W/SPAIMW	sNH4W/sNO3W	sSiO2W	-
Oxigênio	[g m ⁻³]		-	-	-	-	sO2W
Componentes abióticos no sedimento:							
Matéria Inorgânica	[g m ⁻²]		sDIMS	-	-	-	-
Húmus	[g m ⁻²]		sDHumS	sPHumS	sNHumS	-	-
Detritos	[g m ⁻²]		sDDetS	sPDetS	sNDetS	sSiDetS	-
Nutrientes inorg.	[g m ⁻²]		-	sPO4S/SPAIMS	sNH4S/sNO3S	sSiO2S	-
Fitoplâncton ¹ na coluna d'água:							
Diatomáceas	[g m ⁻³]		sDDiatW	sPDiatW	sNDiatW	(oSiDiatW)	-
Algas verdes	[g m ⁻³]		sDGrenW	sPGrenW	sNGrenW	-	-
Cianobactérias	[g m ⁻³]		sDBlueW	sPBlueW	sNBlueW	-	-
Fitoplâncton ¹ no sedimento:							
Diatomáceas	[g m ⁻²]		sDDiatS	sPDiatS	sNDiatS	(aSiDiatS)	-
Algas verdes	[g m ⁻²]		sDGrenS	sPGrenS	sNGrenS	-	-
Cianobactérias	[g m ⁻²]		sDBlueS	sPBlueS	sNBlueS	-	-
Vegetação ² :	[g m ⁻²]		sDVeg	sPVeg	sNVeg	-	-
Grupo de animais aquáticos ³ :							
Zooplâncton	[g m ⁻²]		sDZoo	sPZoo	sNZoo	-	-
Zoobentos	[g m ⁻²]		sDBent	sPBent	sNBent	-	-
Omnívoros Juvenil	[g m ⁻²]		sDOniJv	sPOniJv	sNOniJv	-	-
Omnívoros Adulto	[g m ⁻²]		sDOniAd	sPOniAd	sNOniAd	-	-
Planctívoro Juvenil	[g m ⁻²]		sDPlankJv	sPPlankJv	sNPlankJv	-	-
Planctívoro Adulto	[g m ⁻²]		sDPlankA	sPPlankAd	sNPlankAd	-	-
Piscívoros	[g m ⁻²]		sDPisc	sDPisc	sDPisc	-	-

¹ O fitoplâncton pode ser agrupado em um grupo, sDPhyt.

² As macrófitas aquáticas podem ser divididas em diversos grupos, tais como, não enraizadas (sDCera), enraizadas (sDElod), flutuantes (sDNymp) e emergentes (sDHelo).

³ Os animais aquáticos podem ser, opcionalmente, retirados da simulação.

Os ciclos de nitrogênio, fósforo e sílica são descritos como completamente fechados desprezando fluxos externos e processos de perda como denitrificação e deposição. Isto foi feito considerando no mínimo três compartimentos para cada componente da biota, por exemplo, peso seco, nitrogênio e fósforo. Desta forma é possível estimar as razões entre peso seco e nutrientes durante o processo de cálculo e analisar a posição trófica de cada elemento. Todos os processos bióticos têm uma escala de tempo diária, mas o passo de tempo da simulação pode ser escolhido menor com a finalidade de prevenir eventuais erros numéricos.

2.2. Lista de equações diferenciais

A lista de equações diferenciais por compartimento é apresentada logo abaixo. A nomenclatura utilizada foi previamente explicada no item anterior, sendo que as variáveis de estados são expressas por s -, as derivadas por d -, outras variáveis por $-a$, concentrações por $-o$, e processos por w - (fluxo por volume) e t - (fluxo por área).

Os processos de transporte de massa, tais como advecção e difusão, são descritos para a maioria dos componentes presente na água conforme a seguinte equação:

$$\frac{\partial(\text{HC})}{\partial t} + \frac{\partial(u\text{CH})}{\partial x} + \frac{\partial(v\text{CH})}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_h \frac{\partial(\text{HC})}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_h \frac{\partial(\text{HC})}{\partial y} \right) + dC|_{\text{fontes}}$$

onde C é a concentração escalar média na vertical; u e v são as velocidades médias horizontais nas direções x e y , respectivamente; e K_h é a difusividade escalar horizontal. O termo $dC|_{\text{fontes}}$ representa o termo de fontes para cada elemento que será descrito detalhadamente a seguir. Os componentes no sedimento não são sujeitos aos processos de transporte de massa.

Matéria orgânica e inorgânica:

$$d\text{DIMW} = u\text{DLoadIM}/s\text{DepthW} + (u\text{DErosIMW} - t\text{DSetIM} + t\text{DRe susIM})/s\text{DepthW} \\ - a\text{ReIDeltaW} \cdot s\text{DIMW}$$

= carga + erosão – sedimentação + resuspensão – correção pela deposição || Matéria inorgânica na água

$$dDDetW = uDLoadDet / sDepthW + (- tDSetDet + tD Re susDet) / sDepthW - wDMinDetW + wDMortPhytW + (tDMortVegW + tDEgesBird) / sDepthW - wDConsDetZoo + wDEgesZoo + wDMortZoo + (tDEgesFish + tDMortFishDet) / sDepthW - a Re lDeltaW \cdot sDDetW$$

$$dPDetW = uPLoadDet / sDepthW + (- tPSetDet + tP Re susDet) / sDepthW - wPMinDetW + wPMortPhytW + (tPMortVegW + tPEgesBird) / sDepthW - wPConsDetZoo + wPEgesZoo + wPMortZoo + (tPEgesFish + tPMortFishDet) / sDepthW - a Re lDeltaW \cdot sPDetW$$

$$dNDetW = uNLoadDet / sDepthW + (- tNSetDet + tN Re susDet) / sDepthW - wNMinDetW + wNMortPhytW + (tNMortVegW + tNEgesBird) / sDepthW - wNConsDetZoo + wNEgesZoo + wNMortZoo + (tNEgesFish + tNMortFishDet) / sDepthW - a Re lDeltaW \cdot sNDetW$$

= carga – sedimentação + resuspensão – mineralização + mortalidade das algas + mortalidade da vegetação aquática na água + evacuação das aves – consumo por zooplâncton – evacuação do zooplâncton + evacuação e mortalidade dos peixes – correção pela deposição || Detritos na água (peso seco, fósforo e nitrogênio)

$$dSiDetW = uSiLoadDet / sDepthW + (- tSiSetDet + tSi Re susDet) / sDepthW - wSiMinDetW + wSiMortDiatW - wSiConsDiatZoo + a Re lDeltaW \cdot sSiDetW$$

= carga – sedimentação + resuspensão – mineralização + mortalidade das diatomáceas + consumo por zooplâncton – correção pela deposição || Detritos na água (sílica)

$$dDIMS = uDErosIMS + tDSetIM - tD Re susIM - tDBurIM$$

= erosão + sedimentação – resuspensão – deposição || Matéria inorgânica no sedimento

$$dDHumS = uDErosOM + fRefrDetS \cdot tDMinDetS - tDMinHumS - tDBurHum$$

$$dPHumS = uPErosOM + fRefrDetS \cdot tPMinDetS - tPMinHumS - tPBurHum$$

$$dNHumS = uNErosOM + fRefrDetS \cdot tNMinDetS - tNMinHumS - tNBurHum$$

= erosão + humificação – mineralização – deposição || Húmus no sedimento

$$dDDetS = tDSetDet - tD Re susDet - tDMinDet - tDBurDet + tDMortPhytS + tDMortVegS - tDConsDetBent + tDEgesBent + tDMortBent$$

$$dPDetS = tPSetDet - tP Re susDet - tPMinDet - tPBurDet + tPMortPhytDetS + tPMortVegDetS - tPConsDetBent + tPEgesBent + tPMortBent$$

$$dNDetS = tNSetDet - tN Re susDet - tNMinDet - tNBurDet + tNMortPhytDetS + tNMortVegDetS - tNConsDetBent + tNEgesBent + tNMortBent$$

= sedimentação – resuspensão – mineralização – deposição + mortalidade das algas no sed. + mortalidade das macrófitas no sed. – consumo por zoobentos + mortalidade e evacuação do zoobentos || Detritos no sedimento (peso seco, fósforo e nitrogênio)

$$dSiDetS = tSiSetDet - tSiReSusDet - tSiMinDet - tSiBurDet + tSiMortDiatDetS + tSiConsDiatBent$$

= sedimentação – resuspensão – mineralização – deposição + mortalidade das diatomáceas no sed. – consumo por zoobentos || Detritos no sedimento (sílica)

Nutrientes inorgânicos:

$$dPO4W = uPLoadPO4 / sDepthW + cPBackLoad + wPMinDetW - wPSorpIMW + (tPDifPO4 + tPReSusPO4 - tPInfPO4W) / sDepthW - wPUptPhyt + wPEXcrPhytW + wPMortPhytPO4W + (-tPUptVegW + tPEXcrVegW + tPMortVegPO4W + tPEgesBirdPO4) / sDepthW + wPEXcrZoo + wPEgesZooPO4 + wPMortZooPO4 + (tPEXcrFishPO4 + tPEgesFishPO4) / sDepthW - aReIDeltaW \cdot sPO4W$$

= carga + carga constante + mineralização – adsorção – difusão do sedimento + resuspensão – infiltração – assimilação das algas + excreção das algas + parte da mortalidade das algas + evacuação das aves + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zooplâncton + excreção, parte da evacuação e mortalidade dos peixes – correção pela deposição || PO₄ na água

$$dPAIMW = uPLoadAIM / sDepthW + (tPReSusAIM - tPSetAIM) / sDepthW + wPSorpIMW - aReIDeltaW \cdot sPO4W$$

= carga + resuspensão – sedimentação + adsorção – correção pela deposição || Fósforo adsorvido na água

$$dPO4S = tPInfPO4W - tPINfPO4S + (1 - fRefrDetS) \cdot tPMinDetS + tPMinHum - tPSorpoIMS - tPReSusPO4 - tPDifPO4 - tPDifGroundPO4 - tPBurPO4 + tPEXcrPhytS + tPMortPhytPO4S - tPUptVegS + tPEXcrVegS + tPMortVegPO4S + tPEXcrBent + tPEgesBentPO4 + tPMortBentPO4$$

= infiltração para o sedimento – infiltração para camadas mais profundas + mineralização de detritos e húmus – adsorção – resuspensão – difusão para água e camadas mais profundas – deposição + excreção e parte da mortalidade das algas – assimilação das macrófitas do sed. + excreção das macrófitas do sed. + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zoobentos || PO₄ no sedimento

$$dPAIMS = tPSetAIM - tReSusAIM + tPSorpoIMS - tPBurAIM$$

= sedimentação – resuspensão + adsorção – deposição || Fósforo adsorvido no sedimento

$$dNH4W = uNLoadNH4/sDepthW + cNBackLoad + wNMinDetW - wNNitrW + (tNDifNH4 + tNResusNH4 - tNInfNH4W)/sDepthW - wNUptPhyt + wNExcrPhytW + wNMortPhytNH4W + (-tNUptVegW + tNExcrVegW + tNMortVegNH4W + tNEgesBirdNH4)/sDepthW + wNExcrZoo + wNEgesZooNH4 + wNMortZooNH4 + (tNExcrFishNH4 + tNEgesFishNH4)/sDepthW - aReIDeltaW \cdot sNH4W$$

= carga + carga constante + mineralização – nitrificação – difusão do sedimento + resuspensão – infiltração – assimilação das algas + excreção das algas + parte da mortalidade das algas + assimilação das macrófitas + excreção das macrófitas + parte da mortalidade das macrófitas + evacuação das aves + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zooplâncton + excreção, parte da evacuação e mortalidade dos peixes – correção pela deposição || NH₄ na água

$$dNO3W = uNLoadNO3/sDepthW + wNNitrW - wNDenitW + (tNDifNO3 + tNResusNO3 - tNInfNO3W)/sDepthW - wNUptNO3Phyt - tNUptVegW/sDepthW - aReIDeltaW \cdot sNO3W$$

= carga + nitrificação – denitrificação – difusão do sedimento + resuspensão – infiltração – assimilação das algas – assimilação das macrófitas – correção pela deposição || NH₄ na água

$$dNH4S = tNInfNH4W - tNInfNH4S + (1 - fRefrDetS) \cdot tNMinDetS + tNMinHum - tNResusNH4 - tNDifNH4 - tNDifGroundNH4 - tNNitrS - tNBurNH4 + tNExcrPhytS + tNMOrtPhytNH4S - tNUptNH4VegS + tNExcrVegS + tNMortVegNH4S + tNExcrBent + tNEgesBentNH4S - tNMortBentNH4$$

= infiltração para o sedimento – infiltração para camadas mais profundas + mineralização de detritos e húmus – resuspensão – difusão para água e camadas mais profundas – nitrificação no sed. – deposição + excreção e parte da mortalidade das algas – assimilação das macrófitas no sed. + excreção das macrófitas no sed. + parte da mortalidade das macrófitas + excreção, parte da evacuação e mortalidade do zoobentos || NH₄ no sedimento

$$dNO3S = tNInfNO3W - tNInfNO3S + tNNitrS - tNDenitS - tNResusNO3 - tNDifNO3 - tNDifGroundNO3 - tNBurNO3 + tNUptNO3VegS$$

= infiltração para o sedimento – infiltração para camadas mais profundas + nitrificação no sed. – denitrificação – resuspensão – difusão para água e camadas mais profundas – deposição – assimilação das macrófitas no sed. || NO₃ no sedimento

$$dSiO2W = uSiLoadSiO2/sDepthW + wSiMinDetW + (1 - fRefrDetS) \cdot tSiMinDetS/sDepthW - wSiUptDiat + wSiExcrDiatW + tSiExcrDiatS/sDepthW - aReIDeltaW \cdot sSiO2W$$

= carga + mineralização – assimilação das diatomáceas + excreção das diatomáceas – correção pela deposição || SiO₂ na água

Oxigênio dissolvido:

$$dO_2W = uO_2LoadO_2/sDepthW + tO_2Aer/sDepthW - wO_2MinDetW - wO_2NitrW - \\ (tO_2MinDetS + tO_2NitrS)/sDepthW + wO_2ProdPhyt - wO_2PrespPhytW + wO_2UptNO_3Phyt + \\ (tO_2ProdVegW - tO_2RespVegW + tO_2UptNO_3VegW)/sDepthW - aReIDeltaW \cdot sO_2W$$

= carga +reaeração – mineralização – nitrificação – demanda de oxigênio no sed. + produção de algas – respiração das algas + assimilação do nitrato pelas algas + produção de macrófitas – respiração das macrófitas + assimilação do nitrato pelas macrófitas – correção pela deposição || O₂ na água

Fitoplâncton:

$$dDPhytW = uDloadPhyt / sDepthW + wDAssPhyt - wD Re spPhytW - wDMortPhytW + \\ (-tDSetPhyt + tD Re susPhyt) / sDepthW - wDConsPhytZoo - wDConsPhytOni - \\ wDConsPhytPlank - a Re IDeltaW \cdot sDPhytW$$

= carga + produção – respiração – mortalidade – sedimentação + resuspensão – consumo pelo zooplâncton – consumo pelo peixe omnívoro e planctívoro – correção pela deposição || Fitoplâncton na água (peso seco)

$$dPPhytW = uPloadPhyt / sDepthW + wPUptPhyt - wPExcrPhytW - wPMortPhytW + \\ (-tPSetPhyt + tP Re susPhyt) / sDepthW - wPConsPhytZoo - wPConsPhytOni - \\ wPConsPhytPlank - a Re IDeltaW \cdot sPPhytW$$

= carga + consumo de fósforo – excreção – mortalidade – sedimentação + resuspensão – consumo pelo zooplâncton – consumo pelo peixe omnívoro e planctívoro – correção pela deposição || Fitoplâncton na água (fósforo)

$$dNPhytW = uNloadPhyt / sDepthW + wNUptPhyt - wNExcrPhytW - wNMortPhytW + \\ (-tNSetPhyt + tN Re susPhyt) / sDepthW - wNConsPhytZoo - wNConsPhytOni - \\ wNConsPhytPlank - a Re IDeltaW \cdot sNPhytW$$

= carga + consumo de nitrogênio – excreção – mortalidade – sedimentação + resuspensão – consumo pelo zooplâncton – consumo pelo peixe omnívoro e planctívoro – correção pela deposição || Fitoplâncton na água (nitrogênio)

$$dDPhytS = tDSetPhyt - tD Re susPhyt - tDMortPhytS - tD Re spPhytS - tDConsPhytBent$$

$$dPPhytS = tPSetPhyt - tP Re susPhyt - tPMortPhytS - tPExcrPhytS - tPConsPhytBent$$

$$dNPhytS = tNSetPhyt - tN Re susPhyt - tNMortPhytS - tNExcrPhytS - tNConsPhytBent$$

= sedimentação – resuspensão – mortalidade – respiração ou excreção – consumo por zoobentos || Fitoplâncton no sedimento

Obs: As mesmas equações são utilizadas para os três grupos funcionais de fitoplâncton: algas verdes, cianobactérias e diatomáceas.

Macrófitas aquáticas:

$$dDVeg = tDProdVeg - tDRespVeg - tDMortVeg + tDGrazBird - tDManVeg$$

= produção – respiração – mortalidade – consumo pelas aves – corte || macrófitas (peso seco)

$$dPVeg = tPUptVeg - tPExcrVeg - tPMortVeg + tPGrazBird - tPManVeg$$

= consumo de fósforo – excreção – mortalidade – consumo pelas aves – corte || macrófitas (fósforo)

$$dNVeg = tNUptVeg - tNExcrVeg - tNMortVeg + tNGrazBird - tNManVeg$$

= consumo de nitrogênio – excreção – mortalidade – consumo pelas aves – corte || macrófitas (nitrogênio)

Obs: As mesmas equações são utilizadas para os quatro grupos funcionais de macrófitas: enraizadas, não enraizadas, flutuantes e emergentes.

Animais aquáticos:

$$dDZoo = wDAssZoo - wDRe spZoo - wDMortZoo - (tDConsOniZoo + tDConsPlankZoo) / sDepthW - aRe lDeltaW \cdot sDZoo$$

= assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes omnívoros e planctívoros – correção pela deposição || zooplâncton (peso seco)

$$dDBent = tDAssBent - tDRe spBent - tDMortBent - tDConsOniBent + tDConsPlankBent$$

= assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes omnívoros e planctívoros || zoobentos (peso seco)

$$dDOniJv = tDRe prOni - tDAgeOni + tDAssOniJv - tDRespOniJv - tDMortOniJv - tDConsOniJvPisc$$

= reprodução – mudança de estágio + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros || peixe omnívoro juvenil (peso seco)

$$dDOniAd = tDAgeOni - tDReprOni + tDAssOniAd - tDRespOniAd - tDMortOniAd - tDConsOniAdPisc - tDHarvOniAd$$

= mudança de estágio – reprodução + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros – pesca
|| peixe omnívoro adulto (peso seco)

$$dDPlankJv = tDReprPlank - tDAgePlank + tDAssPlankJv - tDRespPlankJv - tDMortPlankJv - tDConsPlankJvPisc - tDConsPlankJvOniAd$$

= reprodução – mudança de estágio + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros e omnívoros adulto || peixe planctívoro juvenil (peso seco)

$$dDPlankAd = tDAgePlank - tDReprPlank + tDAssPlankAd - tDRespPlankAd - tDMortPlankAd - tDConsPlankAdPisc - tDConsPlankAdOniAd - tDHarvPlankAd$$

= mudança de estágio – reprodução + assimilação – respiração – mortalidade – predação por peixes piscívoros e omnívoros adulto – pesca || peixe planctívoro adulto (peso seco)

$$dDPisc = tDAssPisc - tDRespPisc - tDMortPisc - tDHarvPisc$$

= assimilação – respiração – mortalidade – pesca || peixe piscívoro (peso seco)

Obs: As equações diferenciais para os compartimentos de fósforo e nitrogênio para cada animal aquático é similar as de peso seco, conforme apresentado anteriormente.

2.3. Implementação em linguagem FORTRAN

O modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE tem uma estrutura modular, ou seja, os processos foram desmembrados nos seguintes módulos:

1. Módulo inicial: definição das componentes do modelo, inicialização das variáveis, leitura dos parâmetros, condições iniciais e de contorno, cálculos preliminares;
2. Módulo hidrodinâmico: resolve as equações de escoamento gerando campos de velocidade nas três direções e valores do nível da água em cada uma das células, para cada intervalo de tempo de cálculo;
3. Módulo Abiótico: estima as principais variáveis de qualidade na água e no sedimento;

4. Módulo de fitoplâncton: avalia os processos relacionados ao transporte, crescimento e perda de sua biomassa;
5. Módulo de macrófitas: avalia os processos de crescimento e perda da vegetação aquática;
6. Módulo de animais aquáticos: calcula os principais processos relacionados ao zooplâncton, zoobentos e peixes;
7. Módulo de banhado: programa direcionado para cálculo dos principais processos decorrentes em áreas úmidas com macrófitas aquáticas emergentes (opcional).

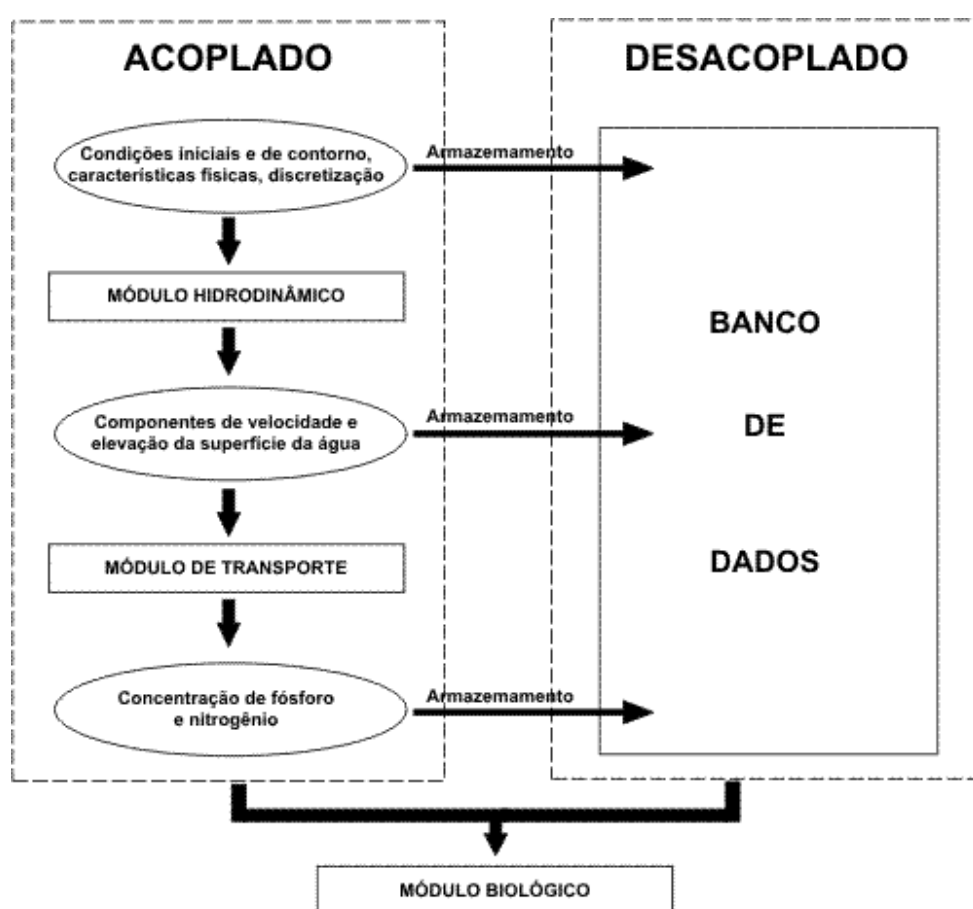


Figura 3: Representação esquemática dos processos de cálculo utilizados no modelo. O módulo biológico é dividido em sub-módulos, capazes de calcular: (a) fitoplâncton na água e no sedimento; (b) macrófitas aquáticas; (c) animais aquáticos, tais como, zooplâncton, zoobentos e peixes.

Uma esquemática ilustração mostra o processo de cálculo do modelo (Figura 3). Opcionalmente, as variáveis hidrodinâmicas e abióticas podem ser armazenadas em um

banco de dados, deixando, desta forma, o modelo desacoplado para o cálculo das variáveis biológicas. Entretanto, o uso desse esquema pode gerar um banco de dados amplo, muitas vezes incapaz de ser armazenado.

3. Modelagem dos processos Hidrodinâmicos

3.1. Revisão

O módulo hidrodinâmico tem a finalidade de retratar, com a maior fidelidade possível, as variáveis de escoamento de interesse em três dimensões (i.e. velocidade e superfície de elevação da água), visando minimizar os esforços computacionais. O modelo hidrodinâmico a ser utilizado é uma adaptação do modelo TRIM3D, desenvolvido por Casulli & Cheng (1992). O TRIM3D é um modelo de diferenças finitas e emprega o esquema semi-implícito para a solução das equações de hidrodinâmica de águas com uma abordagem mista Euleriana-Lagrangiana para os termos convectivos (Casulli & Cattani, 1994). Este modelo vem sendo aplicado por agências de recursos hídricos nos EUA (Fulford, 2003), na Alemanha (BAW, 1990) e em estudos específicos (Cheng *et al.*, 1993).

O módulo hidrodinâmico do modelo IPH-TRIM3D-PCLAKE tem sido melhorado através da introdução de um parâmetro, para controlar o grau de “implicidade” de alguns termos (Wang *et al.*, 1998), deixando o esquema mais estável e preciso. Existe ainda a capacidade de aprimoramento deste módulo para o emprego em geometrias complexas através de grades não estruturadas (Casulli & Walters, 2000).

3.2. Equações governantes para o escoamento

As equações para o módulo hidrodinâmico são derivadas das equações de Navier-Stokes para um escoamento turbulento sob a suposição de pressão hidrostática. Estas equações são baseadas na conservação da massa e quantidade de movimento em três dimensões. As equações assumem que o fluido é incompressível e que a distribuição de pressão é hidrostática. Outra suposição é que não há estratificação de densidade ao longo da coluna d’água. Escrita na forma diferencial, as equações governantes têm a forma:

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial[(h + \eta)u]}{\partial x} + \frac{\partial[(h + \eta)v]}{\partial y} = 0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} + \mu \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial u}{\partial z} \right) + fv$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} = -g \frac{\partial \eta}{\partial y} + \mu \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\nu \frac{\partial v}{\partial z} \right) - fu$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

onde t é o tempo; u , v e w são as componentes da velocidade nas direções x , y e z , respectivamente; η é elevação da superfície da água medida a partir de um nível de referência (Figura 4); μ é o coeficiente de difusão horizontal; h é a profundidade medida a partir de um nível de referência; g é a aceleração da gravidade; f é o parâmetro de Coriolis.

As condições de contorno na superfície livre são prescritas de acordo com as tensões de cisalhamento (τ_x^w , τ_y^w) provocadas pelo vento:

$$\nu \frac{\partial u}{\partial z} = \tau_x^w, \quad \nu \frac{\partial v}{\partial z} = \tau_y^w,$$

As condições de contorno na interface água-sedimento são prescritas de acordo com a tensão de cisalhamento no fundo através da fórmula de Manning-Chezy:

$$\nu \frac{\partial u}{\partial z} = \gamma u, \quad \nu \frac{\partial v}{\partial z} = \gamma v,$$

e γ é coeficiente de fricção junto ao fundo, que pode ser escrito como:

$$\gamma = \frac{g \sqrt{u^2 + v^2}}{C_z^2 H}$$

onde $H = h + \eta$ é a profundidade total; e C_z é o coeficiente de atrito de Chezy.

3.3. Esquema numérico

As equações de Navier-Stokes não têm solução analítica direta e requer que as derivadas parciais contínuas sejam aproximadas por técnicas de diferenças finitas. O método de diferenças finitas resolve as equações governantes para um número finito de

ponto no espaço e no tempo. Este método necessita subdividir o domínio de aplicação em uma malha com um número finito de células.

As equações são discretizadas espacialmente em uma grade retangular que consiste em células computacionais quadradas com comprimento Δx , largura Δy e altura Δz ($\Delta x = \Delta y$). A espessura de cada camada (Δz) pode variar. A Figura 4 ilustra a malha computacional utilizada na discretização espacial. As variáveis hidrodinâmicas (u , v , w e η) são calculadas em cada uma das células. Cada célula é numerada em seu centro, com os índices i , j e k , que se referem, respectivamente, à posição da célula nos eixos x , y e z . A elevação da superfície da água, η , está definida no centro da célula com um índice (i,j) , e as velocidades u , v e w são definidas nas fronteiras médias das células, com índices $(i \pm 1/2, j, k)$, $(i, j \pm 1/2, k)$ e $(i, j, k \pm 1/2)$, respectivamente, como indicado na Figura 4.

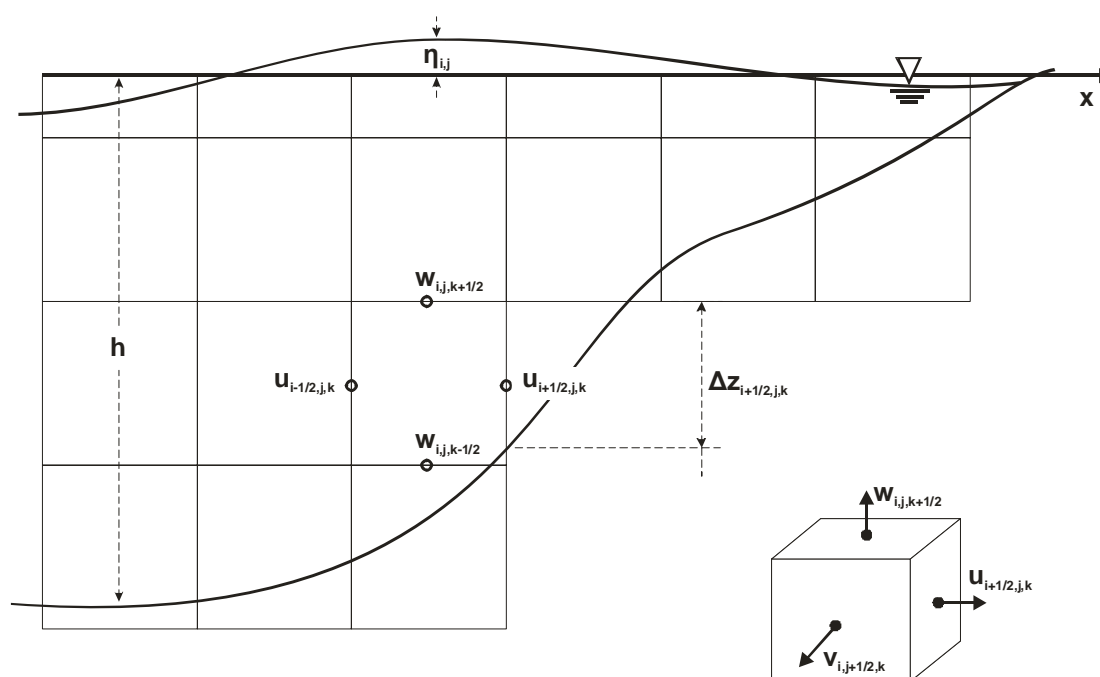


Figura 4: Diagrama esquemático da grade computacional utilizada no módulo hidrodinâmico. Considere h sendo a profundidade a partir de um nível de referência, η a elevação da superfície da água e u , v e w as componentes da velocidade da água nas direções x , y e z , respectivamente (Adaptado de Casulli & Cheng, 1992).

O esquema numérico de discretização adotado no modelo é o semi-implícito, ou seja, alguns termos diferenciais são substituídos por diferenças finitas válidas para o tempo

atual (esquema explícito), outros por diferenças finitas válidas para o tempo posterior (esquema implícito) e outros pela combinação destes (semi-implícito). Os termos que são discretizados semi-implicitamente são os gradientes de elevação da superfície da água nas equações de momento ($g \partial \eta / \partial x$, $g \partial \eta / \partial y$), e a divergência das velocidades na equação da continuidade ($\partial u / \partial x$, $\partial v / \partial y$, $\partial w / \partial z$). A velocidade dos termos de fricção junto ao fundo (γu , γv) tem um tratamento implícito. Os demais termos são discretizados explicitamente. Deste modo, é garantida a estabilidade do método mesmo para intervalos de tempo maiores do que os utilizados em outros esquemas, como por exemplo, o esquema ADI (Casulli, 1990). Nos termos escolhidos para serem discretizados semi-implicitamente, será introduzido o parâmetro θ , o qual mede o grau de “implicidade” do esquema, ou seja, para $\theta = 1$ esses termos ficam totalmente implícitos e para $\theta = 0$ esses termos ficam totalmente explícitos. Este procedimento melhora a precisão e estabilidade do esquema (Casulli & Cattani, 1994) e será inserido neste trabalho.

Os termos advectivos nas equações da conservação da quantidade de movimento podem ser expressos como uma derivada substancial, D/Dt , calculada ao longo de uma linha de corrente. A derivada substancial é aproximada segundo um esquema Euleriano-Lagrangiano (Casulli & Cattani, 1994), resultando em:

$$\frac{Du}{Dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} \approx \frac{\mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1} - \mathbf{Fu}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1}}{\Delta t}$$

$$\frac{Dv}{Dt} = \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} \approx \frac{\mathbf{v}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1} - \mathbf{Fv}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1}}{\Delta t}$$

onde $\mathbf{Fu}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{t+1} = \mathbf{u}_{i-a,j-b,k}^t$ é o valor de u no intervalo de tempo n no ponto $(i + \frac{1}{2} - a, j - b, k)$ que é trazido até o ponto $(i + \frac{1}{2}, j, k)$ no intervalo $n+1$ e $\mathbf{Fv}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{t+1} = \mathbf{v}_{i-a,j-b,k}^t$ é o valor de v no intervalo de tempo n no ponto $(i - a, j + \frac{1}{2} - b, t)$ que é trazido até o ponto $(i, j + \frac{1}{2}, t)$. Na prática, considera-se que os valores de $\mathbf{u}_{i-a,j-b,k}^k$ e $\mathbf{v}_{i-a,j-b,k}^k$ podem ser aproximados por uma interpolação bilinear sobre os quatros pontos vizinhos inteiros da malha (Casulli & Cheng, 1992).

Portanto, a discretização semi-implícita das equações de Navier-Stokes tem a seguinte forma:

$$\eta_{i,j}^{k+1} = \eta_{i,j}^k - \theta \frac{\Delta t}{\Delta x} \left[\sum_{k=m}^M \Delta z_{i+\frac{1}{2},j,k} \mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1} - \sum_{k=m}^M \Delta z_{i-\frac{1}{2},j,k} \mathbf{u}_{i-\frac{1}{2},j,k}^{n+1} \right] -$$

$$\theta \frac{\Delta t}{\Delta y} \left[\sum_{k=m}^M \Delta z_{i,j+\frac{1}{2},k} \mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^{n+1} - \sum_{k=m}^M \Delta z_{i,j-\frac{1}{2},k} \mathbf{v}_{i,j-\frac{1}{2},k}^{n+1} \right] +$$

$$-(1-\theta) \frac{\Delta t}{\Delta x} \left[\sum_{k=m}^M \Delta z_{i+\frac{1}{2},j,k} \mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^n - \sum_{k=m}^M \Delta z_{i-\frac{1}{2},j,k} \mathbf{u}_{i-\frac{1}{2},j,k}^n \right] +$$

$$-(1-\theta) \frac{\Delta t}{\Delta y} \left[\sum_{k=m}^M \Delta z_{i,j+\frac{1}{2},k} \mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^n - \sum_{k=m}^M \Delta z_{i,j-\frac{1}{2},k} \mathbf{v}_{i,j-\frac{1}{2},k}^n \right]$$

$$\mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1} = \mathbf{F} \mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^n - \mathbf{g} \frac{\Delta t}{\Delta x} \left[\theta (\eta_{i+1,j}^{n+1} - \eta_{i,j}^{n+1}) - (1-\theta) (\eta_{i+1,j}^n - \eta_{i,j}^n) \right] +$$

$$\frac{\mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k+1}^{n+1} - \mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1}}{\Delta z_{i+\frac{1}{2},j,k+\frac{1}{2}}} - \mathbf{u}_{k-\frac{1}{2}} \frac{\mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{n+1} - \mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k-1}^{n+1}}{\Delta z_{i+\frac{1}{2},j,k-\frac{1}{2}}}$$

$$\Delta t \frac{\Delta z_{i+\frac{1}{2},j,k}}{\Delta z_{i+\frac{1}{2},j,k}}$$

$$\mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^{n+1} = \mathbf{F} \mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^n - \mathbf{g} \frac{\Delta t}{\Delta y} \left[\theta (\eta_{i,j+1}^{n+1} - \eta_{i,j}^{n+1}) - (1-\theta) (\eta_{i,j+1}^n - \eta_{i,j}^n) \right] +$$

$$\frac{\mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k+1}^{n+1} - \mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^{n+1}}{\Delta z_{i,j+\frac{1}{2},k+\frac{1}{2}}} - \mathbf{u}_{k-\frac{1}{2}} \frac{\mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^{n+1} - \mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k-1}^{n+1}}{\Delta z_{i,j+\frac{1}{2},k-\frac{1}{2}}}$$

$$\Delta t \frac{\Delta z_{i,j+\frac{1}{2},k}}{\Delta z_{i,j+\frac{1}{2},k}}$$

Isolando as variáveis $\mathbf{u}_{i+\frac{1}{2},j,k}^{k+1}$ e $\mathbf{v}_{i,j+\frac{1}{2},k}^{k+1}$, e em seguida substituindo-as na equação da elevação da superfície de nível, obtêm-se uma equação do tipo:

$$A \cdot z_{i,j}^{k+1} + B \cdot z_{i+1,j}^{k+1} + C \cdot z_{i-1,j}^{k+1} + D \cdot z_{i,j+1}^{k+1} + E \cdot z_{i,j-1}^{k+1} = F$$

onde os coeficientes A, B, C, D, E e F são termos calculados no tempo t_k . Esta equação resulta em um sistema pentagonal linear de equações. A matriz resultante é positiva definida e tem uma única solução quando $H_{i\pm\frac{1}{2},j}^k \geq 0$ e $H_{i,j\pm\frac{1}{2}}^k \geq 0$. A matriz é resolvida utilizando o método dos gradientes conjugados pré-condicionados. Mais detalhes deste método pode ser encontrado em Press *et al.*, (1992).

Para o caso de alguma célula computacional não ser inundada perenemente, ou seja, em que ora esteja seca e ora esteja molhada, seria preciso incorporar no modelo numérico um algoritmo que representasse este processo, semelhante ao desenvolvido por Paz (2003). O código computacional a ser utilizado não leva em consideração este processo. A viabilidade da implementação do algoritmo de secagem e inundação dentro do código atual estar sendo discutida, e possivelmente será realizada se o sistema apresentar frequentemente este fenômeno duração as simulações.

3.4. Condições iniciais e de contorno

Na resolução do sistema de equações diferenciais parciais, além da necessidade de recorrer a métodos numéricos, é necessário formalizar as condições iniciais e de contornos do sistema. Normalmente, uma vez que é difícil obter medidas ao longo do sistema que venha a caracterizar um estágio da circulação, as condições iniciais são arbitrárias e, usualmente, são consideradas as velocidades u e v iguais a zero e o nível d'água η inicial prescrito pelo modelador, ao longo do sistema. Esta consideração leva a um resultado falso nas primeiras iterações, mas tende ao resultado real à medida que as iterações se sucedem, geralmente em um período de simulação correspondente a um ciclo de maré (Fragoso Jr. *et al.*, 2000), fato que pode consumir muito tempo computacional em alguns casos, dependendo da definição da discretização espacial e temporal.

As condições de contorno serão estabelecidas de maneira a melhor se aproximar das condições reais. Ao longo da costa, que forma o contorno terra-água do sistema, a condição usada no contorno será a de fluxo nulo, a componente da velocidade normal ao contorno é nula. Analogamente, esta condição será também aplicada às fronteiras internas do sistema, e.g., nas ilhas. Se o sistema está sujeito a uma variação de nível (e.g. maré), então a variação de nível deve ser imposta ao longo de uma linha ou região, como no contato entre um rio e o oceano. A intensidade e direção do vento também devem ser impostas pelo modelador ao longo do sistema. Nos trechos de fronteiras do sistema representando entrada ou saída de rios ou canais, além da prescrição da velocidade ser diferente de zero ao trecho de fronteira em questão, há também que se prescrever a componente tangencial, usualmente zero, de acordo com Rosman (1999).

4. Modelagem dos processos abióticos e microbiais

4.1. Componentes orgânicos e inorgânicos

Os componentes abióticos são divididos em dois compartimentos aquáticos: água e sedimento. Os componentes abióticos na coluna d'água são: matéria inorgânica, detritos, fósforo adsorvido, PO_4 dissolvido, NH_4 dissolvido e SiO_2 . As frações dissolvidas são disponíveis para produção primária (i.e. fitoplâncton e macrófitas). O húmus é desprezado na coluna d'água, considerando que sua sedimentação é rápida. Todos os componentes abióticos na água são admitidos como concentrações. As variáveis derivadas na coluna d'água são definidas como:

Variáveis de peso seco na água:

$$\text{oDPhytW} = \text{sDDiatW} + \text{sDGren} + \text{sBlueW} \quad \text{Fitoplâncton total [mgD/l]}$$

$$\text{oDOMW} = \text{sDDetW} + \text{sDPhytW} \quad \text{Seston orgânico [mgD/l]}$$

$$\text{oDSestW} = \text{oDOMW} + \text{sDDIMW} \quad \text{Seston total [mgD/l]}$$

Variáveis de fósforo:

$$\text{oPOMW} = \text{oPPhytW} + \text{sPDetW} \quad \text{Seston org. [mgP/l]}$$

$$\text{oPSestW} = \text{oPPhytW} + \text{sPDetW} + \text{sPAIMW} \quad \text{Seston total [mgP/l]}$$

$$\text{oPInorgW} = \text{sPO4W} + \text{sPAIMW} \quad \text{Fósforo inorgânico [mgP/l]}$$

$$\text{oPITotW} = \text{oPSestW} + \text{sPO4W} \quad \text{Fósforo total na água [mgP/l]}$$

Variáveis de nitrogênio:

$$\text{oNDissW} = \text{sNO3W} + \text{sNH4W} \quad \text{Nitrogênio dissolvido na água [mgN/l]}$$

$$\text{oNPhytW} = \text{sNDiatW} + \text{sNGrenW} + \text{sNBlueW} \quad \text{Fitoplâncton total [mgN/l]}$$

$$\text{oNOMW} = \text{oNPhytW} + \text{sNDetW} \quad \text{Seston orgânico [mgN/l]}$$

$$\text{oNSestW} = \text{oNOMW} \quad \text{Seston total [mgN/l]}$$

$$\text{oNkjW} = \text{oNSestW} + \text{sNH4W} \quad \text{Nitrogênio de kjedahl na água [mgN/l]}$$

$$\text{oNTotW} = \text{oNkjW} + \text{sNO3W} \quad \text{Nitrogênio total na água [mgN/l]}$$

Razão de nutrientes:

$r_{PDIMW} = s_{PAIMW} / s_{DIMW}$	Razão entre fósforo adsorvido e mat. inorg [gP/gD]
$r_{PDDetW} = s_{PDetW} / s_{DDetW}$	Razão P/D em detritos [gP/gD]
$r_{NDDetW} = s_{NDetW} / s_{DDetW}$	Razão N/D em detritos [gN/gD]
$r_{SiDDetW} = s_{SiDetW} / s_{DDetW}$	Razão Si/D em detritos [gSi/gD]
$r_{PDOMW} = o_{POMW} / o_{DOMW}$	Razão P/D no seston org. [gP/gD]

A camada do topo do sedimento consiste em matéria particulada e de nutrientes dissolvidos (PO_4 , NH_4 e NO_3) na água nos poros. A matéria particulada consiste de matéria inorgânica e matéria orgânica. A matéria inorgânica (areia, argila ou silte) não faz parte do ciclo biológico, mas forma a estrutura base do sedimento e determina a capacidade de adsorção de fósforo. A matéria orgânica foi dividida em refratária (húmus) e degradável (detritos). O detrito é a parte da matéria orgânica que faz parte do ciclo biológico, disponibilizando nutrientes em uma escala de tempo de meses. A matéria orgânica pode ser expressa em unidade de carbono por meio de uma razão constante (0,4 gC por g de peso seco).

A espessura da camada é considerada constante (10 cm), de acordo com Lijklema (1993). Nesta camada acontece parte do ciclo de nutrientes, sendo importante para qualidade da água e bioprodução. O modelo considera um leve aumento da espessura da camada do topo produzida por material sedimentado através de um processo chamado deposição. O fósforo inorgânico no sedimento é constituído por fósforo dissolvido nos poros e fósforo adsorvido. O nitrogênio inorgânico é composto por nitrato e amônia nos poros do sedimento. Foi admitido que a sílica não está incluída no sedimento por motivo de simplicidade. Todos os componentes abióticos no sedimento são expressos por unidade de área [g m⁻²]. Os valores são convertidos para concentrações dividindo pela porosidade e pela espessura da camada do topo do sedimento.

Inicialmente, as frações de peso seco, de matéria orgânica, de detritos e de lodo no topo da camada são fornecidos pelo usuário. Esta informação pode ser estimada através de medidas *in situ* ou na literatura. Estes valores iniciais são usados para calcular as componentes no sedimento, a densidade e a porosidade (conteúdo de água em um volume de base no sedimento). Por questões de simplicidade, a porosidade é considerada constante.

A densidade do sólido das frações de matéria orgânica e inorgânica também é tomada como constante.

fDTotS0	Fração inicial de peso seco [g sólido g ⁻¹ sedimento]
fDOrgS0	Fração inicial de matéria orgânica [g matéria org g ⁻¹ sólido]
fLutum	Fração de lodo na matéria inorgânica [g g ⁻¹]
fDDetS0	Fração inicial de detritos na matéria orgânica [g g ⁻¹]
cRhoOM	Densidade do sólido de matéria orgânica [g m ⁻³ sólido]
cRhoIM	Densidade do sólido de matéria inorgânica [g m ⁻³ sólido]
cRhoWat	Densidade da água [g m ⁻³]

$$bRhoSolidS0 = fDOrgS0 \cdot cRhoOM + (1 - fDOrgS0) \cdot cRhoIM$$

densidade média inicial do material sólido [g m⁻³ sólido]

$$bPorS = (1 - fDTotS0) \cdot bRhoSolidS0 / cRhoWat / (fDTotS0 + (1 - fDTotS0) \cdot bRhoSolidS0 / cRhoWat)$$

porosidade [m³ de água m⁻³ de sedimento]

$$bPorCorS = bPorS^{(bPorS+1)}$$

porosidade do sedimento, corrigida pela tortuosidade

$$bRhoTotS0 = bRhoSolidS0 \cdot (1 - bPorS)$$

densidade aparente do sedimento [g de sólido m⁻³ de sedimento]

Baseado nestas densidades, os valores iniciais das variáveis de estado no sedimento são calculados:

$$bDTotS0 = bRhoTotS0 \cdot cDepthS \quad \text{peso seco total inicial no topo da camada [gD m⁻²]}$$

$$sDHumS0 = (1 - fDDetS0) \cdot fDOrgS0 \cdot bDTotS0 \quad \text{húmus inicial no topo da camada [gD m⁻²]}$$

$$sDDetS0 = fDDetS0 \cdot fDOrgS0 \cdot bDTotS0 \quad \text{detritos inicial no topo da camada [gD m⁻²]}$$

$$sDIMS0 = bDTotS0 - sDHumS0 - sDDetS0 \quad \text{matéria inorg, inicial no topo da camada [gD m⁻²]}$$

Os valores iniciais dos nutrientes são dados de entrada no modelo. Na maioria das vezes, não é fácil obter uma boa estimativa inicial destas variáveis, portanto é recomendado que estes valores sejam derivados de medições *in situ*. Os valores usuais são listados abaixo:

$$sNH4S0 = 0,02 \quad \text{N-NH}_4 \text{ dissolvido inicial nos poros do sed. [gN m⁻²]}$$

$sNO3S0 = 0,002$	N-NO ₃ dissolvido inicial nos poros do sed. [gN m ⁻²]
$cPDDet0 = 0,0025$	Fração de fósforo inicial nos detritos [gP/gD]
$cNDDet0 = 0,025$	Fração de nitrogênio inicial nos detritos [gN/gD]
$cSiDDet0 = 0,01$	Fração de sílica inicial nos detritos [gSi/gD]
$cPDHum0 = 0,005$	Fração de fósforo inicial no húmus [gP/gD]
$cNDHum0 = 0,005$	Fração de nitrogênio inicial no húmus [gP/gD]
$sPHumS0 = cPDHum0 \cdot sDHumS0$	Porção de fósforo no húmus [gP m ⁻²]
$sNHumS0 = cNDHum0 \cdot sDHumS0$	Porção de nitrogênio no húmus [gN m ⁻²]
$sPDetS0 = cPDDet0 \cdot sDDetS0$	Porção de fósforo nos detritos [gP m ⁻²]
$sNDetS0 = cNDDet0 \cdot sDDetS0$	Porção de nitrogênio nos detritos [gN m ⁻²]
$sSiDetS0 = cSiDDet0 \cdot sDDetS0$	Porção de sílica nos detritos [gSi m ⁻²]

O fósforo inorgânico é inicializado como uma fração do peso seco de sedimento. Considere os valores padrões e as seguintes equações:

$fPInorgS0 = 0,0005$	Fração de fósforo inorgânico no sed. [gP g-1D]
$fPAdsS0 = 0,99$	Fração de fósforo inorg. adsorvido inicial [-]
$sPAIMS0 = fPAdsS0 \cdot fPInorgS0 \cdot bDTotS0$	Fósforo adsorvido na matéria inorg no sed. [gP m ⁻²]
$sPO4S0 = (1 - fPAdsS0) \cdot fPInorgS0 \cdot bDTotS0$	Fósforo dissolvido inicial no sedimento [gP m ⁻²]

4.2. Sedimentação e Resuspensão

A modelagem destes processos levou em conta apenas as partículas de pequenas dimensões, como, por exemplo, a fração de lodo na matéria inorgânica, detritos e o fitoplâncton. Partículas maiores de areia e húmus foram desprezadas, uma vez que estas partículas têm um tempo de sedimentação em uma escala de horas. As equações são as seguintes:

Para o cálculo da resuspensão, o modelo utiliza uma relação baseada na mecânica da tensão de cisalhamento induzida pelo vento em função das dimensões do lago (Carper & Bachman, 1984; Bloesch, 1995; Cózara et al., 2005):

$$tD Re susTauDead = \frac{3.48}{sDepthW} \cdot \alpha \cdot (W + (2,3 - W_0))^\beta \cdot \delta(W, W_0) \quad \text{Resuspensão pelo vento [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

onde W é a intensidade do vento, W_0 é a intensidade do vento necessária para perturbar o fundo, α e β são os coeficientes da equação de regressão obtida empiricamente e δ é uma função que determina quando o vento começa a resuspender sedimentos. O termo $\alpha \cdot (W + (2,3 - W_0))^\beta$ é uma relação empírica que determina a turbidez do lago, $\delta = 0$ para $W < W_0$ e $\delta = 1$ para $W \geq W_0$.

Aparte da ação física (e.g. ventos, correntes), um outro fator de resuspensão é a presença de peixes que se alimentam de animais no fundo (zoobentos). Através que trabalhos experimentais, alguns pesquisadores estimaram a porção diária de resuspensão provocada pela procura de alimento destes peixes (Meijer *et al.*, 1990; Breukelaar *et al.*, 1994). No IPH-TRIM3D-PCLAKE, esta relação linear é adotada, corrigida pela temperatura, e os peixes que se alimentam de zoobentos são os omnívoros e planctívoros adultos:

$$tDTurbFish = kTurbFish \cdot uFunTmFish \cdot sDFiAd \quad \text{Resuspensão por peixes [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

Além disso, existe um efeito positivo para redução da resuspensão através da presença de macrófitas aquática submersas (James & Barko, 1990; Jeppesen *et al.*, 1990, van Nes *et al.*, 2002a;2003) . O efeito não somente depende da porção de biomassa de vegetação aquática, mas, também, das espécies, da forma de crescimento e dos padrões espaciais da vegetação. No modelo, consideramos que a resuspensão decresce linearmente com a biomassa de vegetação:

$$aFunVegResus = \text{MAX}(1 - kVegrESUS \cdot aDVeg, 0) \quad \text{Dependência da vegetação na resuspensão [-]}$$

Assim, as contribuições do efeito do vento, peixes e vegetação são combinadas, levando a seguinte equação:

$$tD Re susDead = (tD Re susTauDead + tDTurbFish) \cdot aFunVeg Re sus \quad \text{Resuspensão corrigida [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

A taxa de resuspensão é dividida para matéria inorgânica e detritos, de acordo com suas concentrações no topo da camada do sedimento:

$$tD Re susIM = fLutum \cdot sDIMS / (fLutum \cdot sDIMS + sDDetS) \cdot tD Re susDead$$

Resuspensão de matéria inorgânica [gD m⁻² d⁻¹]

$$tD Re susDet = sDDetS / (fLutum \cdot sDIMS + sDDetS) \cdot tD Re susIM$$

Resuspensão de detritos [gD m⁻² d⁻¹]

A taxa de resuspensão do fitoplâncton é descrita como uma fração da presente biomassa que está de acordo com uma relação empírica entre frequência e taxa de resuspensão:

$$tD Re susPhytTot = k Re susPhytMax \cdot (1 - EXP(c Re susPhytExp \cdot tD Re susDead))$$

Resuspensão de fitoplâncton [gD m⁻² d⁻¹]

A partir desses fluxos, as taxas de resuspensão para nutrientes nos detritos e fósforo adsorvido são calculadas através da atual razão entre nutrientes e detritos. Os nutrientes dissolvidos também são afetados pela resuspensão:

$$tP Re susPO4 = sPO4S / sDDetS \cdot tD Re susDet$$

Fluxo de resuspensão do fósforo dissolvido [gP m⁻² d⁻¹]

as equações para nitrato e amônia são similares.

A sedimentação é modelada por uma equação de primeira ordem. A velocidade de sedimentação é diferente para distintos componentes do seston e depende das dimensões do lago. A sedimentação de matéria inorgânica também depende da quantidade de lodo e as velocidades de sedimentação são influenciadas pela temperatura.

$$tDSetIM = cVSetIM / sDepthW \cdot MIN(1 / \sqrt{aFunDimSus}, 1) \cdot cThetaSet^{Tm-20} \cdot \sqrt{fLutum Re f / fLutum \cdot sDIMW}$$

Sedimentação de matéria inorgânica [gD m⁻² d⁻¹]

$$tDSetDet = cSetDet / sDepthW \cdot MIN(1 / \sqrt{aFunDimSus}, 1) \cdot cTheta^{Tm-20} \cdot sDDetW$$

Sedimentação de detritos [gD m⁻² d⁻¹]

A mesma função de sedimentação para detritos é usada para o cálculo da resuspensão de fitoplâncton. Os fluxos de sedimentação para fósforo, nitrogênio e sílica são calculados como fluxos de peso seco multiplicado pela razão entre nutriente e peso seco:

$$tPSetAIM = sPAIMW / sDIMW \cdot tDSetIM \quad \text{Sedimentação de fósforo adsorvido [gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

$$tPSetDet = rPDDetW \cdot tDSetDet \quad \text{Sedimentação de fósforo dissolvido [gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

$$tNSetDet = rNDDetW \cdot tDSetDet \quad \text{Sedimentação de nitrogênio dissolvido [gN m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

$$tSiSetDet = rSiDDetW \cdot tDSetDet \quad \text{Sedimentação de sílica dissolvida [gSi m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

4.3. Deposição

No intuito de manter uma espessura fixa da camada do topo do sedimento e, ao mesmo tempo, um ciclo fechado de nutrientes, o processo de deposição de material sobre o fundo foi definido. A deposição corresponde a um pequeno incremento de material sedimentado considerado introduzido em camadas mais profundas do sedimento, isto é, uma perda para o sistema. Este incremento é calculado através das derivadas do três componentes (matéria inorgânica, húmus e detritos):

$$v\Delta S = (tDIMS/cRhoIM + (tDHumS + tDDetS)/cRhoOM) \quad \text{Espessura da deposição [gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

Se o valor for positivo, então o fluxo é no sentido da coluna d'água para sedimento, e as três componentes são calculadas desta forma:

$$tDBurIM = ((tDHumS + tDDetS) + (cRhoOM/cRhoIM) \cdot tDIMS) / ((sDHumS + sDDetS)/sDIMS + cRhoOM/cRhoIM)$$

$$tDBurOM = (sDHumS + sDDetS)/sDIMS \cdot tDBurIM$$

$$tDBurDet = sDDetS/(sDHumS + sDDetS) \cdot tDBurOM$$

$$tDBurHum = tDBurOM - tDBurDet$$

$$tDBurTot = tDBurIM + tDBurOM$$

Os correspondentes fluxos de deposição de nutrientes são calculados de acordo com as atuais razões entre nutriente e peso seco, seguindo a suposição que a camada é bem misturada. No caso de uma deposição negativa, significa que temporariamente a resuspensão excede a sedimentação e é assumido que a espessura da camada do topo do sedimento é mantida constante, considerando que o material de uma camada mais profunda faz parte da camada do topo. É assumido que a fração de matéria orgânica no solo consiste de húmus, sem detritos. Os fluxos são então corrigidos e calculados desta forma:

$$tDBurIM = ((tDHumS + tDDetS) + (cRhoOM/cRhoIM) \cdot tDIMS) / (fDOrgSoil/(1 - fDOrgSoil) + cRhoOM/cRhoIM)$$

$$tDBurOM = fDOrgSoil/(1 - fDOrgSoil) \cdot tDBurIM$$

$$tDBurDet = 0$$

$$tDBurHum = tDBurOM$$

$$tDBurTot = tDBurIM + tDBurOM$$

Quando a deposição é positiva, um leve aumento da espessura da camada do topo do sedimento reflete em uma redução da profundidade da água. Na prática, este efeito pode ser desprezado em lagos, ao menos em simulação extensas. Para o último caso, é necessária uma correção das concentrações na água:

$$a \text{ Re lDeltaW} = v\text{DeltaW} / s\text{DepthW}$$

4.4. Mineralização, nitrificação, desnitrificação e condições de oxigênio

Seguindo outros modelos de qualidade da água, o processo de mineralização foi descrito por meio de uma equação de primeira ordem, dependente da temperatura. A dependência da temperatura segue a equação de Arrhenius, onde a taxa aumenta exponencialmente com a temperatura:

$$w\text{DMinDetW} = k\text{DMinDetW} \cdot c\text{ThetaMin}^{T_m-20} \cdot s\text{DDetW} \quad \text{Mineralização na água [gD m}^{-3} \text{ d}^{-1}\text{]}$$

$$w\text{DMinDetS} = k\text{DMinDetS} \cdot c\text{ThetaMin}^{T_m-20} \cdot s\text{DDetS} \quad \text{Mineralização no sedimento [gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}\text{]}$$

as equações são análogas para fósforo e nitrogênio.

O oxigênio consumido, relacionado aos fluxos de mineralização, é calculado por meio de dois fatores de conversão, e corrigidos para a concentração de oxigênio disponível. Na coluna da água, onde a concentração de oxigênio é modelada dinamicamente, foi utilizado uma correção do tipo Michalis-Menten de modelos clássicos de DBO:

$$a\text{CorO2BOD} = s\text{O2W} / (h\text{O2BOD} + s\text{O2W}) \quad \text{Correção da demanda de O}_2 \text{ na água}$$

$$w\text{O2MinDetW} = m\text{oI}2\text{m}\text{oI}C \cdot c\text{CPerDW} \cdot a\text{CorO2BOD} \cdot w\text{DMinDetW} \quad \text{Fluxo de O}_2 \text{ [gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}\text{]}$$

No sedimento, as condições de oxigênio são modeladas através de uma equação de equilíbrio, uma vez que a escala de tempo da dinâmica de oxigênio no sedimento é pequena (minutos) (Lijklema, 1993). A espessura da camada aeróbia do sedimento é descrita em função da concentração de oxigênio na água, da taxa de difusão do oxigênio e da demanda de oxigênio no sedimento.

$$a\text{DepthOxySed} = \sqrt{2 \cdot s\text{O2W} \cdot a\text{kO2DifCor} / t\text{SOD}} \quad \text{Prof. de penetração de O}_2 \text{ no sed. [m]}$$

$$a\text{kO2DifCor} = k\text{O2Dif} \cdot u\text{FunTmDif} \cdot c\text{TurbDifO2} \cdot b\text{PorCorS} \quad \text{Coef. de difusão corrigido [m}^2 \text{ d}^{-1}\text{]}$$

$$tSOD = (\text{molO2molC} \cdot cCPerDW \cdot (1 - fRefrDetS) \cdot tDMinDetS + \text{O2PerNH4} \cdot \text{molO2molN} \cdot kNitrS \cdot uFunTmNitr \cdot sNH4S) / cDepthS$$

Demanda de oxigênio no sed. [$\text{gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$]

onde:

$\text{molO2molN} = 2,2857$	Razão do peso molecular
$\text{molNmolC} = 1,1667$	Razão do peso molecular
$kO2Dif = 2,6 \cdot 10^{-5}$	Difusão molecular do O_2 [$\text{m}^2 \text{ d}^{-1}$]
$cThetaDif = 1,02$	Coef. de temperatura para difusão do O_2 [$1/e^{0C}$]
$cTurbDifO2 = 2,0$	Fator de bioturbidez para difusão do O_2 [-]
$bPorCorS = bPorS^{(bPorS+1)}$	Porosidade corrigida [-]
$kNitrS = 1,0$	Taxa de nitrificação no sedimento [d^{-1}]
$cThetaNitr = 1,08$	Coef. de temperatura para nitrificação [$1/e^{0C}$]
$\text{O2PerNH4} = 2,0$	Moles O_2 usados por mol de NH_4 nitrificado [-]
$cDepthS = 0,1$	Profundidade da camada do topo [m]

A espessura da camada aeróbia é dividida pela espessura da camada do topo do sedimento para obter a proporção aeróbia do sedimento:

$$afOxySed = aDepthOxySed / cdepthS$$

proporção aeróbia do sedimento [-]

É assumido que esta proporção de mineralização ocorre aerobicamente, ou seja, o oxigênio consumido é baseado nos fatores de conversão O_2/C e C/D :

$$tO2MinDetS = \text{molO2molC} \cdot cCPerDW \cdot afOxySed \cdot (1 - fRefrDetS) \cdot tDMinDetS$$

consumo de oxigênio pela mineralização no sedimento [$\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]

Além disso, é admitido que uma fração do material decomposto no sedimento (padrão 15%) é transformada em húmus:

$$tDMinHumS = kDMinHum \cdot uFunTmMinS \cdot afOxySed \cdot sDHumS$$

Decomposição do húmus no sedimento [$\text{gD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]

as equação para fósforo e nitrogênio são análogas.

A denitrificação é um importante processo no qual o nitrogênio é perdido do sistema, é definido como a transformação do nitrato em substâncias voláteis como

moléculas de nitrogênio, as quais podem ser perdidas para a atmosfera. O processo é anaeróbico, microbial, dependente da temperatura e necessita da presença de carbono orgânico e nitrato (van Luijn, 1997; Soetaert *et al.*, 1995). Este processo normalmente é significativo na camada do topo do sedimento, mas também tem um papel importante na coluna d'água se a concentração de oxigênio cair para baixos valores.

No modelo, a denitrificação faz parte da parcela aeróbia do processo de mineralização. A dependência de nitrato é descrita através de uma função sigmoidal:

$$wNDenitW = NO3PerC \cdot molNmolC \cdot cCPerDW \cdot sNO3W^2 / (hNO3Denit^2 + sNO3W^2) \cdot (1 - aCorO2BOD) \cdot wDMinDetW$$

Fluxo de denitrificação na água [gN m⁻³ d⁻¹]

$$tNDenitS = NO3PerC \cdot molNmolC \cdot cCPerDW \cdot oNO3S^2 / (hNO3Denit^2 + oNO3S^2) \cdot (1 - afOxySed) \cdot (1 - fRefrDetS) \cdot tDMinDetS$$

Fluxo de denitrificação no sedimento [gN m⁻² d⁻¹]

4.5. Adsorção do fósforo

O fósforo dissolvido pode ser adsorvido na matéria inorgânica, especialmente quando a matéria inorgânica é constituída de argila. Este processo funciona como um depósito da disponibilidade de fósforo para produção primária. É assumido que a fração adsorvida está em equilíbrio químico reversível em estado dissolvido. A adsorção de fósforo na matéria orgânica não é significativa e foi desprezada no modelo (Rijkeboer *et al.*, 1992). O processo de sorção (i.e. é a absorção de um gás por um líquido) é assumido como instantâneo no modelo. O valor de equilíbrio é determinado por uma isoterma de adsorção, definida com a relação entre a concentração de fósforo dissolvido e fósforo adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio [gP/gD]. Quando a concentração de fósforo dissolvido no sedimento é alta a capacidade máxima de adsorção é atingida. A capacidade máxima de adsorção depende da quantidade de ferro e alumínio no adsorvente. A adsorção é influenciada por várias condições ambientais, tais como, condições de redox e pH. Em termos matemáticos, estas relações são expressas da seguinte maneira:

$$aPAdsMaxW = cRelPAdsD + aCorO2BOD \cdot cRelPAdsFe \cdot fFeDIM + cRelPAdsAl \cdot fAlDIM$$

Adsorção máxima de fósforo por grama de matéria inorgânica na água [gP/gD]

$$aKPAdsW = (1 - fRedMax \cdot (1 - aCorO2BOD)) \cdot cKPAdsOx$$

Afinidade de adsorção de fósforo na água, corrigida pelas condições de redox [m^3/gP]

$$a_{\text{PisoAdsW}} = a_{\text{PAdsMaxW}} \cdot a_{\text{KPAdsW}} \cdot s_{\text{PO4W}} / (1 + a_{\text{KPAdsW}} \cdot s_{\text{PO4W}})$$

isoterma do fósforo adsorvido na matéria inorgânica na água [gP/gD]

$$a_{\text{PAdsMaxS}} = c_{\text{ReIPAdsD}} + a_{\text{fOxySed}} \cdot c_{\text{ReIPAdsFe}} \cdot f_{\text{FeDIM}} + c_{\text{ReIPAdsAl}} \cdot f_{\text{AlDIM}}$$

Adsorção máxima de fósforo por grama de matéria inorgânica no sedimento [gP/gD]

$$a_{\text{KPAdsS}} = (1 - f_{\text{RedMax}} \cdot (1 - a_{\text{fOxySed}})) \cdot c_{\text{KPAdsOx}}$$

Afinidade de adsorção de fósforo no sedimento, corrigida pelas condições de redox [m^3/gP]

$$a_{\text{PisoAdsS}} = a_{\text{PAdsMaxS}} \cdot a_{\text{KPAdsS}} \cdot o_{\text{PO4S}} / (1 + a_{\text{KPAdsS}} \cdot o_{\text{PO4S}})$$

isoterma do fósforo adsorvido na matéria inorgânica no sedimento [gP/gD]

$$a_{\text{PeqIMS}} = a_{\text{PisoAdsS}} \cdot s_{\text{DIMS}}$$

quantidade em equilíbrio [gP m^{-2}]

$$t_{\text{PSorpIMS}} = k_{\text{PSorp}} \cdot (a_{\text{PeqIMS}} - s_{\text{PAIMS}})$$

Sorção [$\text{gP m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

onde:

c_{ReIPAdsD}	Adsorção máxima de fósforo por grama de peso seco
$c_{\text{ReIPAdsFe}}$	Adsorção máxima de fósforo por grama de ferro
$c_{\text{ReIPAdsAl}}$	Adsorção máxima de fósforo por grama de alumínio
f_{FeDIM}	Conteúdo de ferro na matéria inorgânica
f_{AlDIM}	Conteúdo de alumínio na matéria inorgânica
a_{fOxySed}	Proporção de sedimento aeróbio

4.6. Imobilização do fósforo

O modelo oferece uma opção para definição da concentração máxima de PO_4 nos poros do sedimento acima da qual o fósforo é perdido por imobilização química irreversível.

$$t_{\text{PChemPO4}} = \text{MAX}(0, k_{\text{PChemPO4}} \cdot (o_{\text{PO4S}} - c_{\text{PO4Max}})) \quad \text{Perda química de fósforo dissolvido } [\text{gP m}^{-2} \text{d}^{-1}]$$

onde k_{PChemPO4} é uma taxa constante e c_{PO4Max} é a concentração máxima de PO_4 .

4.7. Liberação de Nutrientes

O fósforo, nitrato e amônia dissolvidos podem ser transportados do sedimento para a coluna d'água por difusão cruzando a interface sedimento-água. Este fluxo pode ser ascendente (definido como positivo no modelo) ou descendente (definido como negativo no modelo). Os fluxos dependem do gradiente de concentração dos dois compartimentos. O modelo considera este gradiente como a diferença entre as concentrações dividido pela distância de difusão ($a_{DepthDif}$), definido como a metade da espessura da camada do topo do sedimento.

$$t_{DDifPO4} = \frac{k_{PDifPO4} \cdot u_{FunTmDif} \cdot c_{TurbDifNut} \cdot b_{PorCor}}{(o_{PO4S} - s_{PO4W}) / a_{DepthDif}} \quad \text{Fluxo de difusão de fósforo dissolvido [gP m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$$

onde:

$k_{PDifPO4}$	Constante de difusão do fósforo dissolvido [$\text{m}^2 \text{d}^{-1}$]
$c_{ThetaDif}$	Parâmetro de temperatura [$1/e^{6C}$]
$c_{TurbDifNut}$	Fator de bioturbidez [-]
$a_{DepthDif} = 0,5 \cdot c_{DepthS}$	Distância de difusão [m]
f_{AlDIMI}	Conteúdo de alumínio na matéria inorgânica

as equações para nitrato e amônia são análogas.

4.8. Reaeração

A reaeração é a difusão de oxigênio proveniente da atmosfera que cruza a superfície da água. Considere as seguintes equações:

$$u_{O2Sat} = 14,652 - 0,41022 \cdot T_m + 7,991 \cdot 10^{-3} \cdot T_m^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T_m^3$$

Concentração de saturação de oxigênio [mgO_2/l]

$$t_{O2Re aer} = k_{Re aer} \cdot (u_{O2Sat} - s_{O2W}) \cdot u_{FunTm Re aer} \cdot u_{FunLemn Re aer}$$

Fluxo de reaeração de O_2 na água [$\text{gO}_2 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

A reaeração constante (k_{Reaer}) depende da temperatura (T_m) e da velocidade do vento (u_{VWind}). Além disso, a temperatura tem uma influência de ordem exponencial

sobre a reaeração (Downing & Truesdale, 1955). A influência do vento é descrita utilizando uma equação empírica (Banks & Herrera, 1977):

$$k_{\text{Reaer}} = 0,727 \cdot uV_{\text{Wind}}^{0,5} - 0,371 \cdot uV_{\text{Wind}} + 0,0376 \cdot uV_{\text{Wind}}^2$$

Coefficiente de reaeração [m d^{-1}]

5. Fitoplâncton

5.1. Revisão

O fitoplâncton foi dividido em três grupo funcionais: cianobactérias, diatomáceas e algas verdes. Esta distinção é feita visando atender diferentes características ecológicas destes grupos, bem com interesses de gerenciamento. Cada grupo é modelado em, pelo menos, três elementos: peso seco, nitrogênio e fósforo. Opcionalmente, o fitoplâncton pode ser simulado com um único grupo. Por questões de simplicidade, utilizaremos a notação (Spec) para representar um determinado grupo de fitoplâncton. As razões entre nutrientes e peso seco podem ser expressas por:

$$r_{\text{PDSpec}} = s_{\text{PSpec}} / s_{\text{DSpec}} \quad \text{Razão P/D [gP/gD]}$$

$$r_{\text{NDSpec}} = s_{\text{NSpec}} / s_{\text{DSpec}} \quad \text{Razão N/D [gN/gD]}$$

a razão entre sílica e peso seco é assumida como constante (0,15 gSi/gD).

O fitoplâncton é modelado na água e no sedimento, sujeitos a: (a) crescimento e consumo de nutrientes; (b) respiração e excreção de nutrientes; (c) sedimentação e resuspensão; (d) mortalidade natural; e (e) consumo por herbívoros.

5.2. Consumo de nutrientes

Nesta seção, apenas apresentaremos as equações de referente ao consumo de fósforo pelo fitoplâncton. O consumo de fósforo depende da demanda de fósforo pelo fitoplâncton e da disponibilidade de fósforo no sistema. A taxa máxima de consumo depende do conteúdo atual de nutrientes no fitoplâncton, ou seja, da razão entre nutrientes e peso seco. Se esta razão é baixa, a taxa máxima de consumo é alta, e se a razão é alta, a taxa máxima de consumo é perto do valor máximo:

$$aVPUptMaxCorSpec = cVPUptMaxSpec \cdot uFunTmSpec \cdot \frac{cPDSpecMax - rPDSpec}{cPDSpecMax - cPDSpecMin}$$

taxa máxima de consumo de fósforo [mgP/mgD/d]

onde $cPDSpecMin$ e $cPDSpecMax$ são os conteúdos de fósforo mínimo e máximo na alga, respectivamente.

O efeito da temperatura é modelado através de uma função Gaussiana, definida por uma temperatura ótima para consumo ($cTmOpt$):

$$uFunTmSpec = \text{EXP}(-0,5 / cSigTmSpec^2 \cdot ((uTm - cTmOptSpec)^2 - (cTmRef - cTmOptSpec)^2))$$

função de temperatura do fitoplâncton [-]

A taxa de consumo específica é descrita por uma função do tipo Monod para concentração de fósforo dissolvido:

$$aVPUptSpec = aVPUptMaxCorSpec \cdot \frac{sPO4}{\frac{aVPUptMaxCorSpec}{cAffPUptSpec} + sPO4}$$

taxa específica de consumo de fósforo [mgP/mgD/d]

Isto implica que a concentração de meia saturação de fósforo não é um constante, mas depende da taxa máxima de consumo:

$$aahPUptSpec = aVPUptMaxCorSpec / cAffPUptSpec$$

Concentração de meia saturação de fósforo [mgP/l]

O fluxo de consumo de fósforo é o produto entre a taxa específica de consumo e a biomassa atual:

$$tPUptSpec = aVPUptSpec \cdot sDSpec$$

Fluxo de consumo de fósforo [$\text{gP m}^{-3} \text{d}^{-1}$]

O consumo de nitrogênio é modelado da mesma maneira, com uma característica especial, a fitoplâncton tanto pode consumir nitrato como amônia. É assumido que o fitoplâncton tem uma maior preferência por amônia, uma vez que esta forma de nitrogênio é energeticamente mais vantajoso. As taxas de consumo de nitrogênio são baseadas no total de nitrogênio total solúvel, o qual é dividido em duas frações (Ambrose *et al.*, 1988). A fração de nitrogênio absorvido como amônia corresponde a:

$$tPafNH4UptSpec = \frac{sNH4 \cdot sNO3}{(ahNUptSpec + sNH4) \cdot (ahNUptSpec + sNO3)}$$

fração de nitrogênio absorvido como amônia pelo fitoplâncton [-]

5.3. Produção

A produção é entendida como o aumento de biomassa expressa em gramas de peso seco por dia. A produção também pode ser expressa em gramas de oxigênio por grama de biomassa fitoplanctônica, uma vez que 1 g de biomassa assimilada corresponde a 1 g de oxigênio produzido. A produção é uma função dos seguintes fatores: taxa máxima de crescimento, temperatura da água, horas de luz no dia, intensidade da luz na superfície da água, condições da luz na água, conteúdo de fósforo e nitrogênio nas algas.

A taxa máxima de crescimento é o máximo aumento em biomassa por grama de biomassa por dia, em uma base exponencial. Para uma temperatura de 20°C o fitoplâncton tem sua taxa máxima. O efeito da temperatura já foi descrito anteriormente, que seria uma Gaussiana definida por uma temperatura ótima de referência. O fator de limitação da luz na água é modelado por uma função de Monod, integrada ao longo da coluna d'água e em 24 horas (Jorgensen, 1980). A atenuação da luz com a profundidade é descrita por uma função bem conhecida, a lei de Lambert-Beer:

$$aLPAR(z) = uLPAR(0) \cdot \text{EXP}(-aExtCoef \cdot z), \text{ sendo que}$$

$$uLPAR(0) = Lout \cdot fPAR \cdot (1 - fRefl)$$

onde $Lout$ é a intensidade da luz acima da superfície da água, $fPAR$ é a fração de radiação fotossinteticamente ativa, $fRefl$ é a fração refletida, $uLPAR(0)$ é a intensidade da luz imediatamente acima da superfície da água, $aLPAR(z)$ é a intensidade da luz a uma profundidade z e $aExtCoef$ é o coeficiente de extinção. O coeficiente de extinção da luz é a soma da extinção de base (i.e. extinção da luz provocada pela própria água e substâncias dissolvidas) a contribuições da matéria orgânica, detritos, algas e vegetação aquática submergentes:

$$aExtCoef = cExtWat + aExtIM + aExtDet + aExtPhyt + aExtVeg$$

Coeficiente de extinção [m^{-1}]

A contribuição de cada elemento para a extinção da luz é lineamente relacionado com sua concentração através de uma constante de proporcionalidade ($c_{ExtSpec}$):

$$a_{ExtSpec} = c_{ExtSpec} \cdot s_{DSpecW}$$

contribuição de um grupo algal para a extinção da luz [m^{-1}]

A parcela do coeficiente de extinção sem a contribuição das macrófitas aquáticas submergentes é chamado de $a_{ExtCoefOpen}$, e esta variável é usada para o cálculo da profundidade de Secchi:

$$a_{Secchi} = \text{MIN}(s_{DepthW}, a_{PACoef}/a_{ExtCoefOpen})$$

Profundidade de Secchi [m]

sendo a_{PACoef} o coeficiente de Poole-Atkins, o qual depende da concentração de matéria orgânica na água:

$$a_{PACoef} = c_{PACoefMin} + (c_{PACoefMax} - c_{PACoefMin}) \cdot h_{PACoef} / (h_{PACoef} + a_{DOMW})$$

Coeficiente de Poole-Atkins [-]

A limitação da luz é obtida pela integração da curva de produção do tipo Monod:

$$a_{LimSpec} = 1 / (a_{ExtCoef} \cdot s_{DepthW}) \cdot \text{LOG}((1 + u_{LPAR0} / u_{hLSpec}) / (1 + a_{LPARBot} / u_{hLSpec}))$$

Função de Lehman [-]

onde $a_{LPARBot}$ é a intensidade da luz no fundo e u_{hLSpec} é a constante de meia saturação da intensidade da luz para um determinado grupo de fitoplâncton.

A produção ao longo do dia é definida pela multiplicação da taxa de crescimento pela fração de horas de luz no dia, a qual é calculada de acordo com uma função do tipo coseno.

$$u_{fDay} = 0,5 - 0,3 \cdot \text{COS}(2\pi \cdot (\text{Time} + 10) / 365)$$

Fração de horas de luz no dia [h/24h]

Desta forma, a taxa de crescimento, incluindo a influência da temperatura e luz, pode ser expressa como:

$$a_{MuTmSpec} = u_{fDay} \cdot (1 - a_{fCovSurfVeg}) \cdot a_{LLimSpec} \cdot u_{FunTmSpec} \cdot c_{MuMaxSpec}$$

Taxa de crescimento do fitoplâncton, considerando luz e temperatura [d^{-1}]

A limitação por nutrientes é modelada por meio da equação de Droop (Riegman & Mur, 1984), a qual descreve a dependência da taxa de crescimento pelo conteúdo de nutrientes no fitoplâncton.:

$$aPLimSpec = \left(1 - \frac{cPDSpecMin}{rPDSpec}\right) \cdot \frac{cPDSpecMax}{cPDSpecMax - cPDSpecMin}$$

Função de Droop para taxa de crescimento do fitoplâncton [-]

a equação de nitrogênio é similar.

O crescimento das diatomáceas dependem também de sílica, a qual é modelada mais simples, através de uma equação de Monod, assumindo uma razão constante entre sílica e peso seco:

$$aSiLimDiat = sSiO2W / (hSiAssDiat + sSiO2W)$$

Dependência da sílica para taxa de crescimento do fitoplâncton [-]

É assumido que o menor valor para as equações de nutrientes determina a taxa de crescimento (lei de Liebig), e que a limitação de nutrientes é multiplicada pela taxa de crescimento em função da luz e temperatura:

$$aMuSped = aNutLimSpec \cdot aMuTmLSpec$$

Taxa de crescimento do fitoplâncton [d⁻¹]

5.4. Respiração e excreção de nutrientes

Em resumo, a respiração pode ser dividida em comportamental (fotorespiração), a qual é relacionada ao crescimento, e de manutenção, relacionada a energia requerida para manutenção vital. A respiração de manutenção é explicitamente modelada através de uma função de primeira ordem, e a respiração comportamental é incorporada implicitamente na taxa de crescimento.

$$ukD Re spTmSpec = kD Re spSpec \cdot uFunTmSpec$$

Taxa de respiração de manutenção [d⁻¹]

$$wD Re spSpec = ukD Re spTmSpec \cdot sDSpec$$

Fluxo de respiração por manutenção [gD m⁻³ d⁻¹]

A excreção é outra maneira de transferência de nutrientes. Foi assumido que os fluxos de excreção são proporcionais aos fluxos de peso seco da respiração de manutenção:

$$wPExcrSpecW = rPDSpecW / (cPDSpecMin + rPDSpecW) \cdot rPDSpecW \cdot wD Re spSpecW$$

Excreção de fósforo algal na água [gP m⁻³ d⁻¹]

a equação é similar para as algas no sedimento.

5.5. Sedimentação, resuspensão e mortalidade

A sedimentação é descrita como um processo de primeira ordem, sendo a taxa igual a velocidade de sedimentação dividida pela profundidade da água. A taxa de resuspensão depende das dimensões do lago, da intensidade do vento e da quantidade de peixes que se alimentam de animais que vivem no fundo do lago. Os processos e equações da sedimentação e resuspensão foram descritas anteriormente. A mortalidade natural também é admitida como um processo de primeira ordem:

$$wDMortSpecW = kMortSpecW \cdot sDSpecW$$

Mortalidade algal na água [gD m⁻³ d⁻¹]

$$tDMortSpecS = kMortSpecS \cdot sDSpecS$$

Mortalidade algal no sedimento [gD m⁻² d⁻¹]

6. Vegetação aquática

6.1. Revisão

As macrófitas aquáticas foram divididas em quatro grupos funcionais: enraizadas, não enraizadas, flutuante e emergentes. Esta distinção é feita visando atender diferentes características ecológicas destes grupos, bem como interesses de gerenciamento. Cada grupo é modelado em três elementos: peso seco, nitrogênio e fósforo. Opcionalmente, as macrófitas podem ser simuladas em um único grupo. Por questões de simplicidade, utilizaremos a notação (Spec) para representar um determinado grupo de macrófitas. As razões entre nutrientes e peso seco podem ser expressas por:

$$rPDSpec = sPSpec / sDSpec \quad \text{Razão P/D [gP/gD]}$$

$$rNDSpec = sNSpec / sDSpec \quad \text{Razão N/D [gN/gD]}$$

Estas razões referem-se a planta como um todo, sem distinção entre diferentes partes, tais como, caule, raiz e folhas. É assumido que uma fração da biomassa faz parte da estrutura no solo (raiz), e outra da estrutura na água (tronco). A estrutura na água é

distribuída uniformemente. As macrófitas estão sujeitas a: (a) crescimento e consumo de nutrientes; (b) respiração e excreção de nutrientes; (c) sedimentação e resuspensão; (d) mortalidade natural; (e) consumo por aves; e (f) ações de gerenciamento (e.g. corte).

6.2. Assimilação de nutrientes

A assimilação de nutrientes é análoga ao fitoplâncton. Como existem diferenças específicas (raiz e tronco), os processos são novamente descritos. É admitido que as macrófitas podem absorver nutrientes tanto do substrato como da água. Nesta seção, apenas apresentaremos as equações de referente ao consumo de fósforo pelas macrófitas. O consumo de fósforo depende da demanda de fósforo pela vegetação e da disponibilidade de fósforo no sistema. A taxa máxima de consumo depende do conteúdo atual de nutrientes nas macrófitas, ou seja, da razão entre nutrientes e peso seco. Se esta razão é baixa, a taxa máxima de consumo é alta, e se a razão é alta, a taxa máxima de consumo é perto do valor máximo:

$$aVUptMaxCorSpec = cVPUptMaxSpec \cdot uFunTmSpec \cdot \frac{cPDSpecMax - rPDSpec}{cPDSpecMax - cPDSpecMin}$$

taxa máxima de consumo de fósforo [mgP/mgD/d]

onde $cPDSpecMin$ e $cPDSpecMax$ são os conteúdos de fósforo mínimo e máximo na alga, respectivamente.

O efeito da temperatura é modelado através de uma função Gaussiana, definida por uma temperatura ótima para consumo ($cTmOpt$):

$$uFunTmSpec = EXP(-0,5 / cSigTmSpec^2 \cdot ((uTm - cTmOptSpec)^2 - (cTmRef - cTmOptSpec)^2))$$

função de temperatura do fitoplâncton [-]

A taxa de consumo específica é descrita por uma função do tipo Monod para concentração de fósforo dissolvido:

$$aVPUptSpec = aVPUptMaxCorSpec \cdot \frac{sPO4}{\frac{aVPUptMaxCorSpec}{cAffPUptSpec} + sPO4}$$

taxa específica de consumo de fósforo [mgP/mgD/d]

Isto implica que a concentração de meia saturação de fósforo não é um constante, mas depende da taxa máxima de consumo:

$$ahPUptSpec = aVPUptMaxCorSpec / cAffPUptSpec$$

Concentração de meia saturação de fósforo [mgP/l]

O fluxo de consumo de fósforo na água é o produto entre a taxa específica de consumo e a biomassa das plantas submersas (enraizadas e não enraizadas) e flutuantes:

$$tPUptVegW = aVPUptVegW \cdot (aDSubVeg + aDFloatVeg)$$

Fluxo de consumo de fósforo na água [gP m⁻³ d⁻¹]

No mesmo sentido, o fluxo de consumo de fósforo no sedimento, promovido pelas raízes, é:

$$tPUptVegS = aVPUptVegS \cdot aDRootVeg$$

Fluxo de consumo de fósforo no sedimento [gP m⁻³ d⁻¹]

O consumo de nitrogênio é modelado da mesma maneira, com uma característica especial, as macrófitas tanto podem consumir nitrato como amônia. Como no fitoplâncton, é assumido que a vegetação tem uma maior preferência por amônia, uma vez que esta forma de nitrogênio é energeticamente mais vantajoso. As taxas de consumo de nitrogênio são baseadas no total de nitrogênio total solúvel, o qual é dividido em duas frações (Ambrose *et al.*, 1988). A fração de nitrogênio absorvido como amônia corresponde a:

$$tPafNH4UptSpec = \frac{sNH4 \cdot sNO3}{(ahNUptSpec + sNH4) \cdot (ahNUptSpec + sNO3)}$$

fração de nitrogênio absorvido como amônia pelas macrófitas [-]

6.3. Produção

A produção é entendida como o aumento de biomassa expressa em gramas de peso seco por dia. A produção também pode ser expressa em gramas de oxigênio por grama de biomassa, uma vez que 1 g de biomassa assimilada corresponde a 1 g de oxigênio produzido. A produção é uma função dos seguintes fatores: taxa máxima de crescimento, temperatura da água, horas de luz no dia, intensidade da luz na superfície da água, condições da luz na água, conteúdo de fósforo e nitrogênio nas algas.

A taxa máxima de crescimento é o máximo aumento em biomassa por grama de biomassa por dia, em uma base exponencial. Para uma temperatura de 20°C o fitoplâncton tem sua taxa máxima. A fração correspondente as raízes não contribuem para a produção. O

efeito da temperatura já foi descrito anteriormente. Uma função Gaussiana é definida considerando uma temperatura ótima de referência.

$$u_{\text{MuMaxTmVeg}} = c_{\text{MuMaxVeg}} \cdot c_{\text{Q10}} \text{ProdVeg}^{0.1 \cdot (T_m - 20)}$$

taxa máxima de crescimento dependente da temperatura [d^{-1}]

As equações da dependência da luz na água são aplicadas apenas para as macrófitas submersas. A formulação é dividida em duas partes: interceptação da luz na superfície da água e limitação da luz na água. A fração de luz interceptada na superfície da água é utilizada para o cálculo da biomassa das plantas flutuantes e emergentes, com um máximo de 100%.

$$a_{\text{fCoverSurfVeg}} = \text{MIN}(1, \text{MAX}(a_{\text{DFloatVeg}}/c_{\text{DLayerVeg}}, a_{\text{DEmergVeg}}/(f_{\text{EmergVeg}} \cdot c_{\text{DCarrVeg}}))$$

Fração da superfície da água coberta por vegetação flutuante ou emergente [d^{-1}]

Fica evidente que as macrófitas flutuantes determinam a percentagem de luz interceptada. A parte coberta não contribui para a produção de macrófitas submersas. É assumido que a produção das plantas flutuantes é impedida pela presença de vegetação emergente através da interceptação da luz.

A limitação da luz na água é modelada por uma função de Monod, integrada ao longo da coluna d'água e em 24 horas (Jorgensen, 1980). A atenuação da luz com a profundidade é descrita por uma função bem conhecida, a lei de Lambert-Beer. A limitação da luz para produção das macrófitas submersas é dado por:

$$a_{\text{FumLSubSpec}} = \frac{1}{a_{\text{ExtCoef}} \cdot s_{\text{DepthW}}} \cdot \text{LOG} \left(\frac{1 + \frac{a_{\text{LPAR1Spec}}}{u_{\text{hLSpec}}}}{1 + \frac{a_{\text{LPAR2Spec}}}{u_{\text{hLSpec}}}} \right)$$

Dependência da luz para produção de macrófitas submersas [-]

onde:

$$a_{\text{LPAR1Veg}} = u_{\text{LPAR0}} \cdot \text{EXP}(-a_{\text{ExtCoefOpen}} \cdot u_{\text{Depth1Veg}})$$

Intensidade da luz no topo da vegetação [$W m^{-2} PAR$]

$$a_{\text{LPAR2Veg}} = a_{\text{LPAR1Veg}} \cdot \text{EXP}(-a_{\text{ExtCoefOpen}} \cdot (u_{\text{Depth2Veg}} - u_{\text{Depth1Veg}}))$$

Intensidade da luz na base da vegetação [$W m^{-2} PAR$]

$$u_{\text{hLVeg}} = h_{\text{LRefVeg}} \cdot u_{\text{FunTmProdVeg}}$$

Meia saturação da luz para produção da vegetação [$W m^{-2} PAR$]

Desta forma, a taxa de crescimento, incluindo a influência da temperatura e luz, pode ser expressa como:

$$a_{\text{MuTmLSpec}} = u_{\text{MuMaxTmSpec}} \cdot u_{\text{fDay}} \cdot \frac{u_{\text{SubSpec}} \cdot (1 - a_{\text{fCovSurfVeg}}) \cdot u_{\text{FunTmSpec}} + f_{\text{FloatSpec}} + f_{\text{EmergSpec}}}{u_{\text{ShootSpec}}}$$

Taxa de crescimento do fitoplâncton, considerando luz e temperatura [d^{-1}]

A limitação por nutrientes é modelada por meio da equação de Droop (Riegman & Mur, 1984), a qual descreve a dependência da taxa de crescimento pelo conteúdo de nutrientes no fitoplâncton.:

$$a_{\text{PLimSpec}} = \left(1 - \frac{c_{\text{PDSpecMin}}}{r_{\text{PDSpec}}} \right) \cdot \frac{c_{\text{PDSpecMax}}}{c_{\text{PDSpecMax}} - c_{\text{PDSpecMin}}}$$

Função de Droop para taxa de crescimento do fitoplâncton [-]

a equação de nitrogênio é similar.

Por fim, a taxa de crescimento é corrigida com a densidade máxima por área. Assim, uma taxa intrínseca de crescimento é definida:

$$a_{\text{kDIncrVeg}} = a_{\text{MuTmLVeg}} - u_{\text{kDRespTmVeg}} - b_{\text{kMortVeg}}$$

Taxa intrínseca de crescimento [d^{-1}]

O termo de correção é dado por:

$$t_{\text{DEnvVeg}} = a_{\text{kDIncrVeg}} / a_{\text{DCarrVeg}} \cdot s_{\text{DVeg}}^2$$

Correção logística da vegetação [$\text{gD m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

A redução de produção é descrita como:

$$t_{\text{DEnvPr odVeg}} = a_{\text{NutLimVeg}} \cdot a_{\text{LLimPr odVeg}} \cdot u_{\text{fDay}} \cdot t_{\text{DEnvVeg}}$$

Correção logística da produção [$\text{gD m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

e o fluxo de produção é:

$$t_{\text{DPr odVeg}} = a_{\text{MuVeg}} \cdot s_{\text{Veg}} - t_{\text{DEnvPr odVeg}}$$

Fluxo de produção de vegetação [$\text{gD m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

o fluxo de produção da macrófitas submersas é dado por:

$$t_{\text{DPr odSubVeg}} = u_{\text{SubVeg}} \cdot t_{\text{DPr odVeg}}$$

Fluxo de produção de vegetação submersa [$\text{gD m}^{-2} \text{d}^{-1}$]

6.4. Respiração e excreção de nutrientes

Em resumo, a respiração pode ser dividida em comportamental (fotorespiração), a qual é relacionada ao crescimento, e de manutenção, relacionada a energia requerida para manutenção vital. A respiração de manutenção é explicitamente modelada através de uma função de primeira ordem, e a respiração comportamental é incorporada implicitamente na taxa de crescimento.

$$ukD_{Re\ sp\ Tm\ Veg} = kD_{Re\ sp\ Veg} \cdot cQ_{10\ Re\ sp\ Veg}^{0,1 \cdot (T_m - 20)}$$

Taxa de respiração de manutenção [d^{-1}]

$$tD_{Re\ sp\ Veg} = ukD_{Re\ sp\ Tm\ Veg} \cdot sDVeg$$

Fluxo de respiração por manutenção [$gD\ m^{-3}\ d^{-1}$]

A excreção é outra maneira de transferência de nutrientes. Foi assumido que os fluxos de excreção são proporcionais aos fluxos de peso seco da respiração de manutenção:

$$tPExcrVeg = rPDVeg / (cPDVegMin + rPDVeg) \cdot rPDVeg \cdot wDRespVeg$$

Excreção de fósforo algal na água [$gP\ m^{-3}\ d^{-1}$]

Os fluxos de excreção de fósforo e nitrogênio são desmembrados entre sedimento e coluna d'água, de acordo com a razão entre raiz e tronco da planta:

$$tPExcrVegS = fRootVeg \cdot tDExcrVeg$$

$$tPExcrVegW = tDExcrVeg - tPExcrVegS$$

6.5. Mortalidade

Em ambientes tropicais e subtropicais não existe mortalidade sazonal completa das plantas. Desta forma, a mortalidade natural é modelada como para o caso de fitoplâncton (processo de primeira ordem), corrigida pela produção máxima:

$$tDMortVeg = bkMortVeg \cdot sDVeg + tDEnvPr odVeg$$

Fluxo de mortalidade da vegetação [$gD\ m^{-2}\ d^{-1}$]

$$tDEnvMortVeg = tDEnvVeg - tDEnvPr odVeg$$

Correção logística da mortalidade [$gD\ m^{-2}\ d^{-1}$]

6.6. Consumo pelas aves

Opcionalmente, o consumo de macrófitas aquáticas por aves pode ser incluído. As aves são consideradas como elementos externos e não são modeladas dinamicamente. O usuário pode definir a densidade de aves e o período do ano que elas estão presentes no lago. É admitida uma taxa de consumo constante por ave, bem como uma eficiência de assimilação fixada. Um fator de Monod foi incluído para assegurar que a demanda pelas aves não ultrapasse a oferta de comida. A parcela evacuada retorna como detritos e a parte assimilada é considerada uma perda para o sistema.

$$tDGrazVegBird = cPrefVegBird \cdot sVeg / (hDVegBird + sDVeg) \cdot cBirdsPerha / m2Perha \cdot cDGrazPerBird$$

Perda de biomassa devida ao consumo por aves [gD m⁻² d⁻¹]

7. Animais aquáticos

7.1. Revisão

Este módulo abrange os principais animais aquáticos, tais como, zooplâncton, zoobentos e peixes. As razões entre nutrientes e peso seco são modeladas dinamicamente para cada elemento. As taxas de assimilação e mortalidade são combinadas com uma correção de densidade para garantir que a biomassa não ultrapasse a capacidade máxima de suporte. Uma parte do fluxo de consumo, a eficiência de assimilação (fDAssSpec), é usada para crescimento dos animais, o restante é evacuado em forma de detritos (consumo – evacuação = assimilação). As razões entre nutrientes e peso seco, geralmente, aumentam com o nível trófico. No intuito de manter estas diferenças e um balanço de massa fechado, alguns processos são dependes da atual razão entre nutrientes e peso seco. Desta forma, três mecanismos são incluídos para todos animais: (a) o fósforo é assimilado com mais eficiência do que o carbono; (b) a excreção do fósforo é relativamente mais baixa do que a respiração; e (c) quando o conteúdo de fósforo no corpo é baixo a respiração é maior. O sufixo -Spec corresponde a todos animais. As equações gerais para fósforo são:

$$afPAssSpec = \text{MIN}(1, cPDSpecRef / rPDFoodSpec \cdot fDAssSpec)$$

Eficiência de assimilação de fósforo de um animal aquático [-]

onde cPDSpecRef é a razão entre fósforo e peso seco de referência, a qual é necessária para seu funcionamento e rPDFoddSpec é a razão P/D da presa.

$$akPExcrSpec = rPDSpec / cPDSpec Ref \cdot kD Re spSpec$$

Taxa de excreção de um animal aquático [d⁻¹]

$$aCorD Re spSpec = MAX(cPDSpec Ref / rPDSpec, cNDSpec Ref / rNDSpec)$$

Fator de correção da respiração para o conteúdo de fósforo e nitrogênio [-]

7.2. Zooplâncton

O zooplâncton pode se alimentar de fitoplâncton e de detritos. A resposta funcional do zooplâncton é descrita através de uma taxa específica de filtração (consumo) que depende da concentração de alimento disponível e outros fatores ambientais. Neste sentido, foi adotada a formulação proposta por Gulati *et al.* (1982; 1985), considerando um decaimento hiperbólico da taxa de filtragem com a concentração de seston e um aumento com a temperatura. Diferenças na taxa de consumo específica para cada presa foram assumidas. Por exemplo, o zooplâncton tem uma maior dificuldade para ingerir cianobactérias filamentosas (Gliwicz & Lambert, 1990). Essas diferenças são modeladas através da introdução de um fator que atribui uma preferência seletiva para cada presa (Arnold, 1971). Este fator representa a fração de um determinado alimento presente na água será ingerido pelo zooplâncton. Considere, então o *rank* de seletividade para o zooplâncton: algas verdes > diatomáceas > detritos > cianobactéria. As equações são as seguintes:

$$oDFoodZoo = c Pr efDiat \cdot sDDiatW + c Pr efGren \cdot sDGrenW + c Pr efBlue \cdot sDBlueW + c Pr efDet \cdot sDDetW$$

Alimento para o zooplâncton [mgD/l]

$$uFunTmZoo = EXP(-0,5/cSigTmZoo^2 \cdot ((uTm - cTmOptZoo)^2 - (cTmRef - cTmOptZoo)^2))$$

Função de temperatura do zooplâncton [-]

$$aFilt = cFiltMax \cdot uFunTmzoo \cdot hFilt / (hFilt + oDOMW)$$

Taxa de filtragem [litros/mgD/d]

$$ukDAssTmZoo = fDAssZoo \cdot cFiltMax \cdot uFunTmZoo \cdot hFilt$$

taxa máxima de assimilação do zooplâncton com correção da temperatura [d⁻¹]

$$aDSatZoo = oDFoodZoo / (hFilt + oDOMW)$$

Função de saturação de comida do zooplâncton [-]

$$ukD Re spTmZoo = kD Re spZoo \cdot uFunTmZoo$$

taxa de respiração do zooplâncton [d⁻¹]

$$ukIncrZoo = ukDAssTmZoo - ukDRespTmZoo - kMortZoo$$

Taxa intrínseca de crescimento do zooplâncton [d^{-1}]

$$wDEnvZoo = \text{MAX}(0, ukDIncrZoo / cDCarrZoo \cdot sDZoo^2)$$

Correção ambiental do zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDAssZoo = aDSatZoo \cdot (ukDAssTmZoo \cdot sDZoo - wDEnvZoo)$$

Assimilação do zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDConsZoo = wDAssZoo / fDAssZoo$$

Consumo do zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDConsDetZoo = cPr efDet \cdot sDDetW / oDFoodZoo \cdot wDConsZoo$$

Consumo de detritos pelo zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDConsDiatZoo = cPr efDiat \cdot sDDiatW / oDFoodZoo \cdot wDConsZoo$$

Consumo de diatomáceas pelo zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDConsGrenZoo = cPr efGren \cdot sDGrenW / oDFoodZoo \cdot wDConsZoo$$

Consumo de algas verdes pelo zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDConsBlueZoo = cPr efBlue \cdot sDBlueW / oDFoodZoo \cdot wDConsZoo$$

Consumo de cianobactérias pelo zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

$$wDEgesZoo = wDConsZoo - wDAssZoo$$

Evacuação do zooplâncton [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

7.3. Zoobentos

O zoobentos se alimenta de detritos e fitoplâncton no sedimento, também através de uma resposta funcional do tipo Monod. Desta forma, as equações para zoobentos são similares as escritas anteriormente para zooplâncton.

7.4. Peixes

Os peixes foram divididos em três grupos funcionais: omnívoros, planctívoros e piscívoros. O peixe omnívoro, na fase adulta, não tem preferência seletiva por suas presas e se alimenta de algas, zooplâncton, zoobentos e peixes juvenis, dependendo da densidade instantânea da presa através de uma função sigmoideal. O peixe planctívoro, na fase adulta, alimenta-se de algas, zooplâncton e zoobentos, utilizando regras semelhantes de seletividade atribuídas para o peixe omnívoro. Na fase juvenil, os peixes omnívoro e

planctívoros apenas alimentam-se de zooplâncton. Um efeito indireto dos peixes omnívoros e planctívoros na transparência da água é assumido através da procura de alimento no sedimento. Foi assumido que a presença da vegetação impede a eficiência de procura por zooplâncton. O sufixo -Fi refere-se aos peixes omnívoros e planctívoros.

$$a_{\text{FunVegFiJv}} = \text{MAX}(0, 1 - c_{\text{RelVegFiJv}} \cdot a_{\text{CovVeg}})$$

Dependência da vegetação para peixes omnívoros e planctívoros juvenis [-]

$$a_{\text{DSatFiJv}} = (a_{\text{FunVegFiJv}} \cdot s_{\text{DZoo}} \cdot s_{\text{DepthW}})^2 / (h_{\text{DZooFiJv}}^2 + (a_{\text{FunVegFiJv}} \cdot s_{\text{DZoo}} \cdot s_{\text{DepthW}})^2)$$

Função de limitação de alimento para peixes omnívoros e planctívoros juvenis [-]

$$a_{\text{FunVegFiAd}} = \text{MAX}(0, 1 - c_{\text{RelVegFiAd}} \cdot a_{\text{CovVeg}})$$

Dependência da vegetação para peixes omnívoros e planctívoros adultos [-]

$$a_{\text{DSatFiAd}} = (a_{\text{FunVegFiJv}} \cdot s_{\text{DBent}})^2 / (h_{\text{DBentFiJv}}^2 + (a_{\text{FunVegFiJv}} \cdot s_{\text{DBent}})^2)$$

Função de limitação de alimento para peixes omnívoros e planctívoros juvenis [-]

A desova de peixes é simulada como uma transferência, para um determinado dia do ano, de uma pequena fração de biomassa adulta para biomassa juvenil. No final de cada ano, metade da biomassa juvenil torna-se biomassa adulta.

O efeito dos peixes omnívoros e planctívoros sobre a turbidez foi explicado anteriormente. O crescimento dos peixes piscívoros depende da presença de vegetação da seguinte maneira:

$$a_{\text{FunVegPisc}} = a_{\text{DSubVeg}} / (h_{\text{DVegPisc}} + a_{\text{DSubVeg}})$$

Dependência da vegetação para peixes piscívoros [-]

$$a_{\text{DSatPisc}} = a_{\text{DFi}}^2 / (h_{\text{hDFiPisc}}^2 + a_{\text{DFi}}^2)$$

Função de limitação de alimento para peixes piscívoros [-]

A pesca predatória e o consumo por aves, para todos os peixes adultos, em um determinado período do ano, foram implementados como um processo de primeira ordem, da seguinte forma:

$$t_{\text{DHarvFish}} = k_{\text{HarvFish}} \cdot s_{\text{DFish}}$$

Pesca e consumo por aves para todos os peixes adultos [gD m⁻² d⁻¹]

Respiração, mortalidade e excreção são modeladas como processos de primeira ordem. Quando um peixe morre, uma fração correspondente ao material não decomposto (i.e. escamas e ossos), sedimenta no fundo e não participa no ciclo biológico.

8. Banhado

A fração espacial constituída pelo banhado é modelada através de um modelo simplificado baseado em macrófitas aquáticas emergentes (Haslam, 1973; Dykyjová & Kvet, 1978; Bjorndahl, 1983). A produção de biomassa, respiração e excreção são modeladas parecido as macrófitas submersas. As substâncias e processos abióticos e microbiais (e.g. mineralização, sedimentação, adsorção de fósforo, nitrificação e denitrificação) são análogos aqueles do modelo de lago, exceto para uma profundidade da água muito baixa (por padrão 0,5 m). Além disso, a sedimentação é mais alta devido a redução do efeito da ação do vento na superfície da água e a resuspensão é assumida nula. A presença de vegetação emergente produz uma redução da incidência luz que chega na superfície da água, fazendo que a produção de biomassa fitoplanctônica alcance baixos níveis.

9. Lista de parâmetros

Configurações iniciais:

ConstDepth=1 !A profundidade é constante? Sim=1, Não=0
InclThreeAlg=0 !Incluir os três grupos de algas? Sim=1, Não=0
InclDiat=1 !Incluir diatomáceas? Sim=1, Não=0
InclGren=1 !Incluir algas verdes? Sim=1, Não=0
InclBlue=1 !Incluir cianobactérias? Sim=1, Não=0
InclFourVeg=1 !Incluir os quatro grupos de macrófitas? Sim=1, Não=0
InclElod=1 !Incluir Elodea? Sim=1, Não=0
InclCera=0 !Incluir Ceraphytes? Sim=1, Não=0
InclChar=0 !Incluir Charophytes? Sim=1, Não=0
InclNymp=0 !Incluir Nymphytes? Sim=1, Não=0

InclZoo=1 !Incluir zooplânctons? Sim=1, Não=0
InclBent=1 !Incluir Macrobentos? Sim=1, Não=0
InclFish=0 !Incluir Peixes? Sim=1, Não=0
InclOni=1 !Incluir Peixes Onívoros? Sim=1, Não=0
InclPlank=0 !Incluir Peixes Planctívoros? Sim=1, Não=0

InclPisc=1 !Incluir Peixes Piscivoros? Sim=1, Não=0
ReadTemp=0 !Ler arquivo de temperatura? Sim=1, Não=0
ReadRad=0 !Ler arquivo de Radiação solar? Sim=1, Não=0
ReadWind=0 !Ler arquivo de Vento? Sim=1, Não=0
Day0='20060103' !Dia que inicia a simulação
NumOfDays=3652 !Numero de dias de simulação

Parametros de entrada:

cQinf= 0.0 !taxa de infiltração (mm/d)
cPO4Ground=0.1 !Concentração de PO4 em camadas profundas (mgP/l)
cNH4Ground=1.0 !Concentração de PO4 em camadas profundas (mgN/l)
cNO3Ground=0.1 !Concentração de PO4 em camadas profundas (mgN/l)
cPBackLoad=0.000 !Carga direta de P na superfície da água (mgP/l) - deposição atmosférica na Holanda
cNBackLoad=0.000 !Carga direta de N na superfície da água (mgN/l) - deposição atmosférica na Holanda
cDErosTot=0.1 !Fluxo total de erosão (g/m²/d)
fSedErosIM=0.95 !fração de matéria inorgânica erodida instantaneamente (-)
fDOrgSoil=0.1 !fração de matéria orgânica no solo (-)
cPDSoilOM=0.001 !razão P/D de matéria orgânica (gP/gD)
cNDSoilOM=0.01 !razão N/D de matéria orgânica (gN/gD)
fLutum=0.1 !Fração de lodo na matéria inorgânica (g/g)
fLutumRef=0.2 !Fração de lodo na matéria inorgânica (g/g)
cRhoOM=1600000.0 !Densidade da matéria orgânica no sólido (g/m³ de sólido)
cRhoIM=2500000.0 !Densidade da matéria inorgânica no sólido (g/m³ de sólido)
cDepthS=0.1 !Profundidade do topo de camada de sedimento (m)
TempMax=24.0 !Temperatura máxima do lago (oC)
TempMin=15.0 !Temperatura mínima do lago (oC)
TempLag=210. !Dia Juliano que ocorre a temperatura mínima (Dia Juliano)
TempDev=1. !fator de desvio da temperatura (-)
MaxI=500.0 !Irradiação solar máxima do lago (W/m²/d)
MinI=250.0 !Irradiação solar mínima do lago (W/m²/d)
ILag=210. !Dia Juliano que ocorre a Irradiação solar mínima (Dia Juliano)
ConsWind=5. !Velocidade constante do vento (m/s)

Parametros Abioticos (Resuspensão):

cSuspRef=0.5 !função de referência da matéria suspensa (-)
cSuspMin=6.1 !mínimo valor da função logística
cSuspMax=25.2 !máximo valor da função logística
cSuspSlope=2.1 !inclinação da função logística
hDepthSusp=2.0 !valor de meia saturação da profundidade para a função logística
cFetchRef=1000.0 !fetch de referência
cFetch= 1000.0 !fetch na lagoa Mangueira
kTurbFish=1.0 !resuspensão relativa aos peixes adultos (g de sedimento/g de peixe)/dia

kVegResus=0.01 !coeficiente de atenuação da resuspensão devido a vegetação (m²/gD)
kResusPhytMax=0.25 !resuspensão máxima do fitoplâncton (/d)
cResusPhytExp=-0.379 !parametro exponencial para resuspensão do fitoplâncton (d.m²/gD)
cThetaResus=1.02 !efeito da Resuspensão devido aos peixes

Parametros Abioticos (Sedimentação):

cVSetIM=1.0 !velocidade de sedimentação máxima da materia inorganica inerte (m/day)
cVSetDet=0.25 !velocidade de sedimentação máxima de detritos (m/day)
cThetaSet=1.01 !parametro de temperatura para sedimentação (1/e^oC)

Parametros Abioticos (Deposição):

fRefrDetS=0.15 !Fração refratária de detritos no sedimento (-)

Parametros Abioticos (Mineração):

kDMinDetW=0.01 !Decomposição constante de detritos na água
kDMinDetS=0.002 !Decomposição constante de detritos no sedimento
cThetaMinW=1.07 !Constante de temperatura exponencial de mineração na água
cThetaMinS=1.07 !Constante de temperatura exponencial de mineração no sedimento

Parametros Abioticos (Oxigenio):

hO2BOD=1.0 !concentração de meia-saturação do oxigenio para DBO (mgO₂/l)
cCPerDW=0.4 !Conteúdo de C na matéria organica (gC/gDW)
kO2Dif=0.000026 !Constante de difusão das moleculas de O₂ (m²/d)
cturbDifO₂=2.0 !Fator de bioturbação para difusao de O₂ (-)
kNitrS=1.0 !taxa de nitrificação constante no sedimento (1/d)
O₂PerNH₄=2.0 !moléculas de O₂ usadas por mol de NH₄ nitrificado (-)
cThetaDif=1.02 !coeficiente de temperatura devido a difusao (1/e^oC)
kDMinHum=0.00001 !Decomposição constante máxima de humus (1/d)
cThetaNitr=1.08 !

Parametros Abioticos (Desnitrificação):

NO₃PerC=0.8 !moles de NO₃ desnitrificados por mol de C mineralizado
hNO₃Denit=2. !meia-saturação quadratica da conc. de NO₃ para desnitrificação

Parametros Abioticos (Nitrificação):

hO₂Nitr=2.0 !meia-saturação quadratica da conc. de O₂ para Nitrificação mgO₂/l
kNitrW=0.1 !taxa de nitrificação constante na água (1/d)

Parametros Abioticos (Absorção do P):

cRelPAdsD=0.00003 !P máximo absorvido per g matéria organica (gP/gD)
cRelPAdsFe=0.065 !P máximo absorvido per g Fe (gP/gFe)
cRelPAdsAl=0.134 !P máximo absorvido per g matéria organica (gP/gAl)

fFeDIM=0.01 !Conteúdo de Fe na matéria inorganica (gFe/gD)
fAlDIM=0.01 !Conteúdo de Al na matéria inorganica (gAl/gD)
fRedMax=0.9 !fator de redução máxima da afinidade de absorção P
cKPAAdsOx=0.6 !afinidade de absorção P em condições oxidadas
kPSorp=0.05 !taxa de absorção do fósforo (1/d)

Parametros Abioticos (Absorção do P):

kPChemPO4=0.03 !taxa constante (1/d)
cPO4Max=1. !Conc. Maxima de PO4 no sedimento

Parametros Abioticos (Liberación de nutrientes):

kPDifPO4=0.000072 !constante de difusao das moleculas de PO4 (m²/d)
kPDifNO3=0.000086 !constante de difusao das moleculas de NO3 (m²/d)
kPDifNH4=0.000112 !constante de difusao das moleculas de NH4 (m²/d)
cTurbDifNut=5.0 !fator de bioturbação para difusão

Parametros Abioticos (Reaeração):

cThetaReaer=1.024 !Coeficiente de temperatura para reaeração

Geral:

molO2molC=2.66667 !razão de peso molecular (gO2/gC)
molO2molN=2.2857 !razão de peso molecular (gO2/gN)
molNmolC=1.1667 !razão de peso molecular (gN/gC)
cRhoWat=1000000.0 !Densidade da água (g/m³)

Fitoplâncton (Consumo de Nutrientes):

cSigTmDiat=20. !temperatura constante para diatomáceas-sigma na curva Gaussian (oC)
cSigTmGren=15. !temperatura constante para Algas verdes-sigma na curva Gaussian (oC)
cSigTmBlue=12. !temperatura constante para Algas cianobacterias-sigma na curva Gaussian (oC)
cSigTmPhyt=15. !temperatura constante para Algas total-sigma na curva Gaussian (oC)
cTmOptDiat=18. !temperatura otima para diatomáceas (oC)
cTmOptGren=25. !temperatura otima para algas verdes (oC)
cTmOptBlue=25. !temperatura otima para cianobacterias (oC)
cTmOptPhyt=25. !temperatura otima para algas total (oC)
cTmRef=20. !temperatura de referencia (oC)
cVPUpMaxDiat=0.01 !Capacidade máxima de consumo de P pela diatomáceas (mgP/mgDW/dia)
cVPUpMaxGren=0.01 !Capacidade máxima de consumo de P pela algas verdes (mgP/mgDW/dia)
cVPUpMaxBlue=0.04 !Capacidade máxima de consumo de P pela cianobacterias (mgP/mgDW/dia)
cVPUpMaxPhyt=0.01 !Capacidade máxima de consumo de P pela algas total (mgP/mgDW/dia)
cPDDiatMax=0.005 !razão máxima P/D pela diatomaceas (mgP/mgDW)
cPDGrenMax=0.015 !razão máxima P/D pela algas verdes (mgP/mgDW)

cPDBlueMax=0.025 !razão máxima P/D pela cianobacterias (mgP/mgDW)
 cPDPhytMax=0.015 !razão máxima P/D pela algas total (mgP/mgDW)
 cPDDiatMin=0.0005 !razão mínima P/D pela diatomaceas (mgP/mgDW)
 cPDGrenMin=0.0015 !razão mínima P/D pela algas verdes (mgP/mgDW)
 cPDBlueMin=0.0025 !razão mínima P/D pela cianobacterias (mgP/mgDW)
 cPDPhytMin=0.0020 !razão mínima P/D pela algas total (mgP/mgDW)
 cVNUptMaxDiat=0.07 !Capacidade máxima de consumo de N pela diatomáceas (mgN/mgDW/dia)
 cVNUptMaxGren=0.07 !Capacidade máxima de consumo de N pela algas verdes (mgN/mgDW/dia)
 cVNUptMaxBlue=0.07 !Capacidade máxima de consumo de N pela cianobacterias (mgN/mgDW/dia)
 cVNUptMaxPhyt=0.07 !Capacidade máxima de consumo de N pela algas total (mgN/mgDW/dia)
 cNDDiatMax=0.05 !razão máxima N/D pela diatomaceas (mgN/mgDW)
 cNDGrenMax=0.1 !razão máxima N/D pela algas verdes (mgN/mgDW)
 cNDBlueMax=0.12 !razão máxima N/D pela cianobacterias (mgN/mgDW)
 cNDPhytMax=0.1 !razão máxima N/D pela algas total (mgN/mgDW)
 cNDDiatMin=0.01 !razão mínima N/D pela diatomaceas (mgN/mgDW)
 cNDGrenMin=0.02 !razão mínima N/D pela algas verdes (mgN/mgDW)
 cNDBlueMin=0.03 !razão mínima N/D pela cianobacterias (mgN/mgDW)
 cNDPhytMin=0.02 !razão mínima N/D pela algas total (mgN/mgDW)
 cVSiUptMaxDiat=0.07 !Capacidade máxima de consumo de Si pela diatomáceas (mgSi/mgDW/dia)
 cSiDDiatMax=0.20 !razão máxima Si/D pela diatomaceas (mgSi/mgDW)
 cSiDDiatMin=0.04 !razão mínima Si/D pela diatomaceas (mgSi/mgDW)
 cAffPUptDiat=0.2 !Afinidade de consumo de P para diatomaceas (1/mgDW/dia)
 cAffPUptGren=0.2 !Afinidade de consumo de P para algas verdes (1/mgDW/dia)
 cAffPUptBlue=0.8 !Afinidade de consumo de P para cianobactéria (1/mgDW/dia)
 cAffPUptPhyt=0.2 !Afinidade de consumo de P para algas total (1/mgDW/dia)
 cAffNUptDiat=0.2 !Afinidade de consumo de N para diatomaceas (1/mgDW/dia)
 cAffNUptGren=0.2 !Afinidade de consumo de N para algas verdes (1/mgDW/dia)
 cAffNUptBlue=0.2 !Afinidade de consumo de N para cianobactéria (1/mgDW/dia)
 cAffNUptPhyt=0.2 !Afinidade de consumo de N para algas total (1/mgDW/dia)
 cAffSiUptDiat=0.2 !Afinidade de consumo de Si para diatomaceas (1/mgDW/dia)

Fitoplâncton (Produção primária):

cExtWat=0.5 !coeficiente de atenuação da luz na água (1/m)
 fPAR=0.48 !Fração de radiação fotosinteticamente ativa (PAR)
 fRefl=0.1 !Fração da luz refletida na superfície (-)
 cExtSpDet=0.15 !coeficiente de atenuação da luz na água devido ao detritos (m²/gD)
 cExtSpIM=0.05 !coeficiente de atenuação da luz na água devido a materia inorganica (m²/gD)
 cExtSpDiat=0.25 !coeficiente de atenuação da luz na água devido a diatomacea (m²/gD)
 cExtSpGren=0.25 !coeficiente de atenuação da luz na água devido a algas verdes (m²/gD)
 cExtSpBlue=0.35 !coeficiente de atenuação da luz na água devido a cianobactéria (m²/gD)
 cExtSpPhyt=0.25 !coeficiente de atenuação da luz na água devido a algas total (m²/gD)
 cExtSpVeg=0.01 !coeficiente de atenuação da luz na água devido a vegetação (m²/gD)

cPACoefMin=1.5 !coeficiente mínimo de Poole-Atkins (1/dia)
 cPACoefMax=2.5 !coeficiente máximo de Poole-Atkins (1/dia)
 hPACoef=3.0 !constante de meia-saturação para o coef. de Poole-Atkins com matéria orgânica (g/m²)
 hLRefGren=17.0 !meia-saturação do PAR para algas verdes a 20oC (W/m²)
 hLRefPhyt=10.2 !meia-saturação do PAR para algas verdes a 20oC (W/m²)
 cLOptRefDiat=54 !ótimo PAR para diatomáceas (W/m²)
 cLOptRefBlue=13.6 !ótimo PAR para cianobactérias (W/m²)
 cfDayAve=0.5 !fotoperíodo médio anual (h/24h)
 cfDayVar=0.3 !variação anual do fotoperíodo (h/24h)
 cMuMaxDiat=2. !taxa máxima de crescimento das diatomáceas (1/dia)
 cMuMaxGren=1.5 !taxa máxima de crescimento das algas verdes (1/dia)
 cMuMaxBlue=0.6 !taxa máxima de crescimento das cianobactérias (1/dia)
 cMuMaxPhyt=1.9 !taxa máxima de crescimento das algas total (1/dia)
 hSiAssDiat=0.09 !meia-saturação de conc de Si para cresc. algal (mgSi/l)
 cChDDiatMax=0.012 !razão máxima Clorofila/D na diatomáceas (mgChl/mgDW)
 cChDDiatMin=0.004 !razão mínima Clorofila/D na diatomáceas (mgChl/mgDW)
 cChDGrenMax=0.02 !razão máxima Clorofila/D na algas verdes (mgChl/mgDW)
 cChDGrenMin=0.01 !razão mínima Clorofila/D na algas verdes (mgChl/mgDW)
 cChDBlueMax=0.015 !razão máxima Clorofila/D na cianobactérias (mgChl/mgDW)
 cChDBlueMin=0.005 !razão mínima Clorofila/D na cianobactérias (mgChl/mgDW)
 cChDPhytMax=0.02 !razão máxima Clorofila/D na algas total (mgChl/mgDW)
 cChDPhytMin=0.01 !razão mínima Clorofila/D na algas total (mgChl/mgDW)

Fitoplâncton (Respiração e Excreção de nutrientes):

kDRespDiat=0.10 !taxa de respiração constante para diatomáceas (1/dia)
 kDRespGren=0.075 !taxa de respiração constante para algas verdes (1/dia)
 kDRespBlue=0.03 !taxa de respiração constante para cianobactérias (1/dia)
 kDRespPhyt=0.1 !taxa de respiração constante para algas total (1/dia)

Fitoplâncton (Sedimentação):

cVSetDiat=0.5 ! velocidade de sedimentação para as diatomáceas (m/dia)
 cVSetGren=0.2 ! velocidade de sedimentação para as algas verdes (m/dia)
 cVSetBlue=0.06 ! velocidade de sedimentação para as cianobactérias (m/dia)
 cVSetPhyt=0.1 ! velocidade de sedimentação para as algas total (m/dia)

Fitoplâncton (Mortalidade):

kMortDiatW=0.01 !taxa de mortalidade das diatomáceas na água (1/dia)
 kMortGrenW=0.01 !taxa de mortalidade das algas verdes na água (1/dia)
 kMortBlueW=0.01 !taxa de mortalidade das cianobactérias na água (1/dia)
 kMortPhytW=0.01 !taxa de mortalidade das algas total na água (1/dia)
 kMortDiatS=0.05 !taxa de mortalidade das diatomáceas no sedimento (1/dia)
 kMortGrenS=0.05 !taxa de mortalidade das algas verdes no sedimento (1/dia)

kMortBlueS=0.2 !taxa de mortalidade das cianobactérias no sedimento (1/dia)

kMortPhytS=0.05 !taxa de mortalidade das algas verdes no sedimento (1/dia)

fDissMortPhyt=0.2 !fração solúvel de nutrientes para morte de alga

Macrófitas (Consumo de Nutrientes):

rDRootShoot=0.1 !Razão Raiz/Caule da vegetação (-)

cQ10ProdElod=1.2 !expoente de produção para a temperatura (-)

cVPUptMaxElod=0.005 !Capacidade máxima de consumo de P (mgP/mgD/dia)

cPDElodMax=0.0035 !Best, 1979

cPDElodMin=0.0008 !Best, 1979

cAffPUptElod=0.1 !Afinidade máxima de consumo de P pela elodea (1/mgD/dia)

cVNUptMaxElod=0.05 !Capacidade máxima de consumo de N (mgN/mgD/dia)

cNDElodMax=0.035 !razão N/D máxima (mgN/mgD)

cNDElodMin=0.01 !razão N/D mínima (mgN/mgD)

cAffNUptElod=0.1 !Afinidade máxima de consumo de N pela elodea (1/mgD/dia)

cQ10ProdCera=1.5 !expoente de produção para a temperatura (-)

cVPUptMaxCera=0.005 !Capacidade máxima de consumo de P (mgP/mgD/dia)

cPDCeraMax=0.0035 !Best, 1979

cPDCeraMin=0.0012 !Best, 1979

cAffPUptCera=0.1 !Afinidade máxima de consumo de P pela Ceraphytes (1/mgD/dia)

cVNUptMaxCera=0.05 !Capacidade máxima de consumo de N (mgN/mgD/dia)

cNDCeraMax=0.035 !razão N/D máxima (mgN/mgD)

cNDCeraMin=0.01 !razão N/D mínima (mgN/mgD)

cAffNUptCera=0.1 !Afinidade máxima de consumo de N pela Ceraphytes (1/mgD/dia)

cQ10ProdChar=1.2 !expoente de produção para a temperatura (-)

cVPUptMaxChar=0.005 !Capacidade máxima de consumo de P (mgP/mgD/dia)

cPDCharMax=0.0035 !Best, 1979

cPDCharMin=0.0012 !Best, 1979

cAffPUptChar=0.1 !Afinidade máxima de consumo de P pela Charophytes (1/mgD/dia)

cVNUptMaxChar=0.05 !Capacidade máxima de consumo de N (mgN/mgD/dia)

cNDCharMax=0.035 !razão N/D máxima (mgN/mgD)

cNDCharMin=0.01 !razão N/D mínima (mgN/mgD)

cAffNUptChar=0.1 !Afinidade máxima de consumo de N pela Charophytes (1/mgD/dia)

cQ10ProdNymp=1.2 !expoente de produção para a temperatura (-)

cVPUptMaxNymp=0.005 !Capacidade máxima de consumo de P (mgP/mgD/dia)

cPDNympMax=0.0035 !Best, 1979

cPDNympMin=0.0012 !Best, 1979

cAffPUptNymp=0.1 !Afinidade máxima de consumo de P pela Nymphytes (1/mgD/dia)

cVNUptMaxNymp=0.05 !Capacidade máxima de consumo de N (mgN/mgD/dia)

cNDNympMax=0.035 !razão N/D máxima (mgN/mgD)

cNDNympMin=0.01 !razão N/D mínima (mgN/mgD)

cAffNUptNymp=0.1 !Afinidade máxima de consumo de N pela Nymphytes (1/mgD/dia)

cQ10ProdVeg=1.2 !expoente de produção para a temperatura (-)
 cVPUptMaxVeg=0.01 !Capacidade máxima de consumo de P (mgP/mgD/dia)
 cPDVegMax=0.0035 !Best, 1979
 cPDVegMin=0.0008 !Best, 1979
 cAffPUptVeg=0.2 !Afinidade máxima de consumo de P pela Vegetação (1/mgD/dia)
 cVNUptMaxVeg=0.1 !Capacidade máxima de consumo de N (mgN/mgD/dia)
 cNDVegMax=0.035 !razão N/D máxima (mgN/mgD)
 cNDVegMin=0.01 !razão N/D mínima (mgN/mgD)
 cAffNUptVeg=0.2 !Afinidade máxima de consumo de N pela Vegetação (1/mgD/dia)

Macrófitas (Produção primária):

cMuMaxElod=0.32 !taxa máxima de crescimento da Elodea (1/dia)
 cDLayerNymp=100.0 !biomassa de uma simples camada de folhas flutuantes (gD/m²)
 fDepth1Elod=0. !limite maximo da planta, como fração da profundidade da água
 fDepth2Elod=1. !limite minimo da planta, como fração da profundidade da água
 hLRefElod=32.0 !meia-saturação da luz à 20oC (W/m² PAR)
 cDCarrElod=500.0 !Capacidade de crescimento maxima (gD/m²)
 cMuMaxCera=0.21 !taxa máxima de crescimento da Ceraphytes (1/dia)
 fDepth1Cera=0. !limite maximo da planta, como fração da profundidade da água
 fDepth2Cera=0.5 !limite minimo da planta, como fração da profundidade da água
 hLRefCera=25.0 !meia-saturação da luz à 20oC (W/m² PAR)
 cDCarrCera=500.0 !Capacidade de crescimento maxima (gD/m²)
 cMuMaxChar=0.22 !taxa máxima de crescimento da Charophytes (1/dia)
 fDepth1Char=0.5 !limite maximo da planta, como fração da profundidade da água
 fDepth2Char=1. !limite minimo da planta, como fração da profundidade da água
 hLRefChar=19.0 !meia-saturação da luz à 20oC (W/m² PAR)
 cDCarrChar=500.0 !Capacidade de crescimento maxima (gD/m²)
 cMuMaxNymp=0.21 !taxa máxima de crescimento da Nympphytes (1/dia)
 hLRefNymp=25.0 !meia-saturação da luz à 20oC (W/m² PAR)
 fDepth1Nymp=0.0 !limite maximo da planta, como fração da profundidade da água
 fDepth2Nymp=0.0 !limite minimo da planta, como fração da profundidade da água
 cDCarrNymp=500.0 !Capacidade de crescimento maxima (gD/m²)
 cMuMaxVeg=0.2 !taxa máxima de crescimento da Vegetação (1/dia)
 hLRefVeg=17.0 !meia-saturação da luz à 20oC (W/m² PAR)
 fDepth1Veg=0.0 !limite maximo da planta, como fração da profundidade da água
 fDepth2Veg=1.0 !limite minimo da planta, como fração da profundidade da água
 cPDVegMin=0.0008
 cPDVegMax=0.0035
 cNDVegMin=0.01 !razao N/D minima
 cNDVegMax=0.035 !razao N/D maxima
 cDCarrVeg=400.0 !Capacidade de crescimento maxima (gD/m²)

Macrófitas (Respiração e Excreção):

kDRespElod=0.024 !taxa de respiração no escuro (1/dia)

kDRespCera=0.024 !taxa de respiração no escuro (1/dia)

kDRespChar=0.025 !taxa de respiração no escuro (1/dia)

kDRespNymp=0.01 !taxa de respiração no escuro (1/dia)

kDRespVeg=0.02 !taxa de respiração no escuro (1/dia)

Macrófitas (Mortalidade):

kMortElod=0.005 !taxa de mortalidade de vegetação

kMortCera=0.005 !taxa de mortalidade de vegetação

kMortChar=0.005 !taxa de mortalidade de vegetação

kMortNymp=0.005 !taxa de mortalidade de vegetação

kMortVeg=0.005 !taxa de mortalidade de vegetação

fDissMortVeg=0.25 !

Macrófitas (Consumo por aves):

cBirdsPerha=0.0 !Número de aves por ha do lago

cDGrazPerBird=0. !45.0 !consumo diario de macrofitas pelas aves

hDElodBird=5.0 !meia-saturação de biomassa

cPrefElodBird=1.0 !comestível por aves

hDCeraBird=5.0 !meia-saturação de biomassa

cPrefCeraBird=0.0 !comestível por aves

hDCharBird=5.0 !meia-saturação de biomassa

cPrefCharBird=0.5 !comestível por aves

hDNympBird=5.0 !meia-saturação de biomassa

cPrefNympBird=0.0 !comestível por aves

hDVegBird=5.0 !meia-saturação de biomassa

cPrefVegBird=1.0 !comestível por aves

fDAssBird=0.5 !

fDissEgesBird=0.25 !

Cadeia Alimentar (Zooplankton):

cPrefDiat=0.75 !fator de seletividade por diatomáceas

cPrefGren=0.75 !fator de seletividade por algas verdes

cPrefBlue=0.125 !fator de seletividade por cianobactérias

cPrefDet=0.15 !fator de seletividade por detritos

cSigTmZoo=13.0 !temperatura constante do zooplankton (sigma da curva gaussian)

cTmOptZoo=25.0 !temperatura otima para zooplankton

cFiltMax=4.5 !taxa máxima de filtração (quando DOMW=0.) (ltr/mgDW/dia)

hFilt=1.0 !meia-saturação de conc. de comida para filtração (mgDW/l)

fDAssZoo=0.35 !eficiencia de assimilação de DW do zooplankton herb.(-)

kMortZoo=0.04 !taxa de mortalidade do zooplankton (1/dia)

$kDRespZoo=0.15$!taxa de respiração do zooplankton (1/dia)
 $cDCarrZoo=25.0$!capacidade máxima de zooplankton (mg/l)
 $fDissEgesZoo=0.25$!fração solúvel de nutrientes por comida defecada
 $fDissMortZoo=0.1$!fração solúvel de nutrientes por matéria morta

Cadeia Alimentar (Macrobenetos):

$cPrefPhyt=0.75$!fator de seletividade por algas total
 $cSigTmBent=16.0$!temperatura constante do zooplankton (sigma da curva gaussian)
 $cTmOptBent=25.0$!temperatura ótima para zooplankton
 $fDAssBent=0.3$!eficiência de assimilação de DW do zooplankton herb.(-)
 $kMortBent=0.005$!taxa de mortalidade do zooplankton (1/dia)
 $kDRespBent=0.005$!taxa de respiração do zooplankton (1/dia)
 $cDCarrBent=10.0$!capacidade máxima de zooplankton (mg/l)
 $fDissEgesZoo=0.25$!fração solúvel de nutrientes por comida defecada
 $fDissMortZoo=0.1$!fração solúvel de nutrientes por matéria morta

!Cadeia Alimentar (Peixes)

$cCovSpElod=0.5$!cobertura por gD/m² de elodea (%)
 $cCovSpCera=0.5$!cobertura por gD/m² de ceraphytes (%)
 $cCovSpChar=0.5$!cobertura por gD/m² de Charophytes (%)
 $cCovSpNymp=0.5$!cobertura por gD/m² de Nymphytes (%)
 $cCovSpVeg=0.5$!cobertura por gD/m² de Vegetação (%)
 $cRelVegOniJv=0.000$!decréscimo de peixe onívoros jovem comido por % de cobertura de vegetação
 $cRelVegPlankJv=0.000$!decréscimo de peixe planctívoro jovem comido por % de cobertura de vegetação
 $cRelVegPisc=0.03$!densidade relativa de peixe piscívoro por % de cobertura de vegetação (gD/m²%)
 $hDZooOniJv=1.25$!meia-saturação da biomassa de zooplankton para peixes onívoros jovens (g/m²)
 $hDZooPlankJv=1.25$!meia-saturação da biomassa de zooplankton para peixes planctívoros jovens (g/m²)
 $hDOniAd=5.0$!meia-saturação da biomassa de zoobentos para peixes onívoros adulto (g/m²)
 $hDPisc=10.0$!meia-saturação da biomassa de comida para peixes piscívoro (g/m²)
 $hDPlankAd=5.0$!meia-saturação da biomassa de zoobentos para peixes planctívoros adulto (g/m²)
 $cRelVegOniAd=0.009$!decréscimo de peixe onívoros adulto comido por % de cobertura de vegetação
 $cRelVegPlankAd=0.009$!decréscimo de peixe planctívoro adulto comido por % de cobertura de vegetação
 $cDayReprOni=120.$!Data de reprodução dos peixes onívoros em dia Juliano (=1 Maio)
 $cDayReprPlank=120.$!Data de reprodução dos peixes planctívoros em dia Juliano (=1 Maio)
 $fReprOni=0.02$!fração de reprodução anual de peixes onívoros adulto
 $fReprPlank=0.02$!fração de reprodução anual de peixes planctívoros adulto
 $fAgeOni=0.5$!Fração de peixes onívoros jovens que vão para a fase adulta
 $fAgePlank=0.5$!Fração de peixes planctívoros jovens que vão para a fase adulta
 $kHarvOni=0.0$!taxa de pesca de onívoros (1/dia)
 $kHarvPlank=0.0$!taxa de pesca de planctívoros (1/dia)
 $kHarvPisc=0.0$!taxa de pesca de piscívoro (1/dia)
 $kDRespOniJv=0.01$!taxa de respiração do peixe onívoro jovem (1/dia)

kDRespPlankJv=0.01 !taxa de respiração do peixe planctívoros jovem (1/dia)
kDMortOniJv=0.00137 !taxa de Mortalidade do peixe onívoro jovem (1/dia)
kDMortPlankJv=0.00137 !taxa de Mortalidade do peixe planctívoros jovem (1/dia)
kDAssOniJv=0.12 !taxa de Assimilação do peixe onívoro jovem (1/dia)
kDAssPlankJv=0.12 !taxa de Mortalidade do peixe planctívoros jovem (1/dia)
kDAssOniAd=0.06 !taxa de Assimilação do peixe onívoro adulto (1/dia)
kDAssPlankAd=0.06 !taxa de Assimilação do peixe planctívoros adulto (1/dia)
kDAssPisc=0.4 !taxa de Assimilação do peixe piscívoro adulto (1/dia)
kDRespOniAd=0.004 !taxa de respiração do peixe onívoro adulto (1/dia)
kDRespPlankAd=0.004 !taxa de respiração do peixe planctívoros adulto (1/dia)
kDRespPisc=0.005 !taxa de respiração do peixe piscívoro (1/dia)
kDMortOniAd=0.00027 !taxa de Mortalidade do peixe onívoro adulto (1/dia)
kDMortPlankAd=0.00027 !taxa de Mortalidade do peixe planctívoros adulto (1/dia)
kDMortPisc=0.00027 !taxa de Mortalidade do peixe piscívoro (1/dia)
cSigTmOni=10.0 !temperatura constante do peixe planctívoros (oC)
cTmOptOni=25.0 !temperatura ótima do peixe planctívoros (oC)
cSigTmPlank=10.0 !temperatura constante do peixe onívoro (oC)
cTmOptPlank=25.0 !temperatura ótima do peixe onívoro (oC)
cSigTmPisc=10.0 !temperatura constante do peixe piscívoro (oC)
cTmOptPisc=25.0 !temperatura ótima do peixe piscívoro (oC)
cOniAdPrefPhyt=0. !0.125 !Preferência de peixe onívoro adulto para comer fitoplâncton
cOniAdPrefZoo=0.5 !Preferência de peixe onívoro adulto para comer zooplâncton
cOniAdPrefBent=0.75 !Preferência de peixe onívoro adulto para comer zoobentos
cOniAdPrefOniJv=0.125 !Preferência de peixe onívoro adulto para comer onívoro jovem
cOniAdPrefPlankJv=0.125 !Preferência de peixe onívoro adulto para comer planctívoros jovem
cPlankAdPrefPhyt=0. !0.125 !Preferência de peixe planctívoros adulto para comer onívoro jovem
cPlankAdPrefZoo=0.5 !Preferência de peixe planctívoros adulto para comer zooplâncton
cPlankAdPrefBent=0.75 !Preferência de peixe planctívoros adulto para comer zoobentos
cPiscPrefOniJv=0.75 !Preferência de peixe piscívoro para comer onívoro jovem
cPiscPrefOniAd=0.4 !Preferência de peixe piscívoro para comer onívoro adulto
cPiscPrefPlankJv=0.75 !Preferência de peixe piscívoro para comer planctívoros jovem
cPiscPrefPlankAd=0.4 !Preferência de peixe piscívoro para comer planctívoros adulto
fDAssOniJv=0.4 !Eficiência de assimilação de C do peixe onívoro jovem
fDAssOniAd=0.4 !Eficiência de assimilação de C do peixe onívoro adulto
fDAssPlankJv=0.4 !Eficiência de assimilação de C do peixe planctívoros jovem
fDAssPlankAd=0.4 !Eficiência de assimilação de C do peixe planctívoros adulto
fDAssPisc=0.4 !Eficiência de assimilação de C do peixe piscívoro
fDissEgesOni=0.25 !Fração solúvel de nutrientes pela defecação do onívoro
fDissEgesPlank=0.25 !Fração solúvel de nutrientes pela defecação do planctívoros
fDissEgesPisc=0.25 !Fração solúvel de nutrientes pela defecação do piscívoro
fDissMortOni=0.1 !Fração solúvel de nutrientes pela mortalidade do onívoro
fDissMortPlank=0.1 !Fração solúvel de nutrientes pela mortalidade do planctívoros

fDissMortPisc=0.1 !Fração solúvel de nutrientes pela mortalidade do piscívoro

Condição Inicial:

fDTotS0=0.3 !fração inicial de peso seco no sedimento (g sólido/g sedimento)
fDOrgS0=0.1 !fração inicial de matéria orgânica no sedimento (g resíduos de MO/g sólido)
fDDetS0=0.05 !fração inicial de detritos na matéria orgânica (g/g)
sNH4S0=0.02 !N-NH₄ dissolvido inicial na água intersticial (gN/m²)
sNO3S0=0.002 !N-NO₃ dissolvido inicial na água intersticial (gN/m²)
cPDDet0=0.0025 !fração inicial de P nos detritos (gP/gD)
cNDDet0=0.025 !fração inicial de N nos detritos (gN/gD)
cSiDDet0=0.01 !fração inicial de Si nos detritos (gSi/gD)
cPDHum0=0.005 !fração inicial de P no húmus (gP/gD)
cNDHum0=0.05 !fração inicial de N no húmus (gN/gD)
fPIorgS0=0.0005 !fração inicial de P inorgânico no sedimento (gP/gD)
fPAdsS0=0.99 !fração inicial absorvida de P inorgânico no sedimento (-)
sDIMW0=5.0 !Matéria inorgânica na água (mgDW/l)
sDDetW0=2.0 !detritos na água (mgDW/l)
sO2W0=10.0 !oxigênio na água (mgO₂/l)
sPO4W0=0.01 !Ortofosfato da água (mgP/l)
sPAIMW0=0.0 !fosforo absorvido na matéria inorgânica (mgP/l)
sNO3W0=0.1 !NO₃ na água (mgN/l)
sNH4W0=0.1 !NH₄ na água (mgN/l)
sNH4S0=0.02 !NH₄ no sedimento (gN/m²)
sSiO2W0=3. !silica dissolvida da água (mgSi/l)
sDPhytW0=1.0 !fitoplâncton na água (mgDW/l)
sDDiatW0=0.5 !Diatomáceas na água (mgDW/l)
sDGrenW0=0.5 !Algas verdes na água (mgDW/l)
sDBlueW0=0.5 !cianobactérias na água (mgDW/l)
sDPhytS0=1.0 !fitoplâncton no sedimento (mgDW/l)
sDDiatS0=0.5 !Diatomáceas no sedimento (mgDW/l)
sDGrenS0=0.5 !Algas verdes no sedimento (mgDW/l)
sDBlueS0=0.5 !cianobactérias no sedimento (mgDW/l)
sDVeg0=1.0 !Vegetação (gD/m²)
sDElod0=1.0 !Vegetação (gD/m²)
sDChar0=1.0 !Vegetação (gD/m²)
sDCera0=1.0 !Vegetação (gD/m²)
sDNymp0=1.0 !Vegetação (gD/m²)
sDZoo0=0.05 !zooplâncton (mgDW/l)
sDOniJv0=0.5 !Onívoro jovem (mgDW/m²)
sDOniAd0=2.0 !Onívoro adulto (mgDW/m²)
sDPlankJv0=0.5 !Planctívoro jovem (mgDW/m²)
sDPlankAd0=2.0 !Planctívoro adulto (mgDW/m²)

sDPisc0=0.01 !Piscivoro jovem (mgDW/m²)
sDBent0=1.0 !Bentos (mgDW/m²)
cPDPhyt0=0.01 !fração inicial de P no Fitoplancton
cNDPhyt0=0.1 !fração inicial de N no Fitoplancton
cPDDiat0=0.01 !fração inicial de P na Diatomáceas
cNDDiat0=0.03 !fração inicial de N na Diatomáceas
cPDGren0=0.01 !fração inicial de P na Algas verdes
cNDGren0=0.1 !fração inicial de N na Algas verdes
cPDBlue0=0.01 !fração inicial de P na cianobacterias
cNDBlue0=0.1 !fração inicial de N na cianobacterias
cPDVeg0=0.002 !fração inicial de P na vegetação
cNDVeg0=0.02 !fração inicial de N na vegetação
cPDElod0=0.002 !fração inicial de P na elodea
cNDElod0=0.02 !fração inicial de N na elodea
cPDCera0=0.002 !fração inicial de P na cerophytes
cNDCera0=0.02 !fração inicial de N na cerophytes
cPDChar0=0.002 !fração inicial de P na charophytes
cNDChar0=0.02 !fração inicial de N na charophytes
cPDNymp0=0.002 !fração inicial de P na charophytes
cNDNymp0=0.02 !fração inicial de N na charophytes
cPDZooRef=0.01 !fração de referencia de P no zooplancton
cNDZooRef=0.07 !fração de referencia de N no zooplancton
cPDBentRef=0.01 !fração de referencia de P no zoobentos
cNDBentRef=0.07 !fração de referencia de N no zoobentos
cPDOniRef=0.022 !fração de referencia de P no onivoro
cNDOniRef=0.1 !fração de referencia de N no onivoro
cPDPlankRef=0.022 !fração de referencia de P no planctivoro
cNDPlankRef=0.1 !fração de referencia de N no planctivoro
cPDPiscRef=0.022 !fração de referencia de P no piscivoro
cNDPiscRef=0.1 !fração de referencia de N no piscivoro

10. Referências

- Ambrose, R.B.; Wool, T.A.; Connolly, J.P. & Schwanz, R.W. 1988. WASP4, a hydrodynamic and water quality model: model theory, user's manual and programmer's guide. US EPA, report no EPA/600/3-87/039.
- Arnold, D.E. 1971. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by daphnia-pulex fed 7 species of blue-green-algae. *Limnology and Oceanography*, 16 (6), 906
- Banks, R.B. & Herrera, F.F. 1977. Effect of Wind and rain on surface reaeration. *J. Env. Engin. Div.*, 103, 489-504.
- BAW. 1990. Hydronumerisches Verfahren TRIM-2D. Validierungsdokument Version 2.0. Bundesanstalt für Wasserbau. Hamburg. 55p.

- Bjorndahl, G. 1983. Structure and biomass of Phragmites stands. Tese de Doutorado, Goteborgs Universitet, Goteborg, Sweden.
- Bloesch, J. 1995. Mechanisms, measurements and importance of sediment resuspension in lakes. *Mar. Freshwat. Res.* 46:295–304.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Breteler, J.G.P.K., & Tatrai, I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biol.* 32: 113–121.
- Carper, G.L. & Bachmann, R.W. 1984. Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41:1763–1767
- Casulli, V. & Cattani, E., 1994. Stability, Accuracy and Efficiency of a Semiimplicit Method for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Computers & Mathematics with Applications* 27, 99-112.
- Casulli, V. & Cheng, R.T., 1992. Semiimplicit Finite-Difference Methods for 3-Dimensional Shallow-Water Flow. *Int. J. Numer. Methods Fluids* 15, 629-648.
- Casulli, V. & Walters, R. A. 2000. An unstructured grid, three-dimensional
- Casulli, V., 1990. Semi-Implicit Finite-Difference Methods for the 2-Dimensional Shallow-Water Equations. *J. Comput. Phys.* 86, 56-74.
- Chapra, S.C., 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering., 844 pp.
- Cheng, R. T.; Cassulli, V. & Gartner, J.W. 1993. Tidal, Residual, Intertidal Mudflat (TRIM) model and its applications to San Francisco Bay, California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 36: 235 – 280.
- Collischonn, W. & Marques, D. L. M. 2003. Desenvolvimento de um modelo hidrodinamico de transporte de sedimentos e nutrientes para lagos. In: *Anais do IX Congresso Brasileiro de Limnologia*. Juiz de Fora.
- Cózara, A.; Gálvez, J.A; Hullb, V.; García, C.G & Loisellec, S.A. 2005. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): a model based on turbidimetry. *Ecological Modelling*, 186(1): 63-76.
- Dehghan, M. 2004. Numerical solution of the three-dimensional advection-diffusion equation. *Applied Mathematics and Computation.* 150. 5 – 19.
- Downing, A.L. & Truesdale, G.A. 1955. Some factors affecting the rate of solution of oxygen in water. *J. Appl. Chem.*, 5, 570-581.
- Dykyjova, D. & Kvet, J. 1978. Pond littoral ecosystems, structure and functioning. *Ecological Studies*, vol 28. Springer-Verlag, Berlin.
- Fragoso Jr., C. R.; Souza, R. C.; Lages, E. N. & Acioli, L. A. 2000. Desenvolvimento de um Modelo Matematico de Circulacao de Aguas usando o MATLAB. In: *Anais do V Simposio de Recursos Hidricos do Nordeste/ABRH*. Natal/RN. 02, 737 – 744.
- 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.
- Fulford, J. M. 2003. Computational technique and performance of transient inundation model for rivers – 2 dimensional (TRIM2RD): a depth-averaged two-dimensional flow model. U.S. Geological Survey. Open-file report. 03-371.
- Gliwicz, Z.M. & Lampert, W. 1990. Food thresholds in daphnia species in the absence and presence of blue-green filaments. *Ecology*, 71 (2), 691-702.

- Gross, E.S., Koseff, J.R. & Monismith, S.G., 1999. Evaluation of advective schemes for estuarine salinity simulations. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 125, 32-46.
- Gulati, R.D.; Siewertsen, K. & Postema, G. 1982. The zooplankton: its community structure, food and feeding and role in the ecosystem of Lake Vechten. *Hydrobiologia*, 95, 127-163.
- Gulati, R.D.; Siewertsen, K. & Postema, G. 1985. Zooplankton structure and grazing activities in relation to food quality and concentration in Dutch Lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 21, 91-102.
- Haslam, S.M. 1973. Some aspects of the life history and autecology of *Phragmites communis* Trin.: A review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20(1), 79-100.
- James, W.F. & Barko, J.W. 1990. Macrophyte influences on the zonation of sediment accretion and composition in a northtemperate reservoir. *Archiv für Hydrobiologie*, 120 (2), 129- 142.
- 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., Jensen, J.P., Kristensen, P., Søndergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O. & Olrik, K., 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201, 219-228.
- Jorgensen, S.E. 1980. Lake management. (Water development, supply and management, vol. 14) Pergamon Press, 167p.
- Lijklema, L. 1993. Considerations in modeling the sediment water exchange of phosphorus. *Hydrobiologia*, 253 (1-3), 219-231.
- Meijer, M.L., M.W. de Haan, A.W. Breukelaar, & H. Buiteveld. 1990. Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201: 303-315.
- model based on the shallow water equations. *International Journal for Numerical Methods in Fluids*. 32, 331–348.
- Paz, A. R. 2003. Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 155p.
- Press, W. H.; Tuskolsky, S. A.; Vetterling W. T. & Flannery, B. P. (1992). *Numerical Recipes in FORTRAN*. Cambridge University Press. 2a Edicao. 657p.
- Riegman, R. and Mur, L.R., 1984. Theoretical considerations on growth kinetics and physiological adaptation of nutrient-limited phytoplankton. *Archiv für Microbiologie* 140, 96-100.
- Rijkeboer, M.; Otten, J.H. & Gons, H.J. 1992. Dynamics of phytoplankton detritus in a shallow, eutrophic lake (lake Loosdrecht, The Netherlands). *Hydrobiologia*, 233 (1-3), 61-67.
- Rosman, P. C. C. 1999. Subsídios para Modelagem de Sistemas Estuarinos. In: *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 3: 229 – 343.
- Soetaert, K.; Vincx, M.; Wittoeck, J. & Tulkens M. 1995. Meiobenthic distribution and nematode community structure in 5 european estuaries. *Hydrobiologia*, 311 (1-3), 185-206.

- van Luijn, F. 1997. Nitrogen removal by denitrification in the sediments of a shallow lake. Tese de Doutorado. Wageningen University.
- 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, H., Scheffer, M., van den Berg, M. & Copps, H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? *Aquatic Botany*, 72, 387-403.
- Wang, P. F.; Cheng, R. T.; Richter, K.; Gross, E. S.; Sutton, D. & Gartner, J. W. 1998. Modeling tidal hydrodynamics of San Diego Bay, California. *Journal of the American Water resources Association.* 34: 1123 – 1139.

ANEXO C – Campos de concentração na lagoa Mangueira

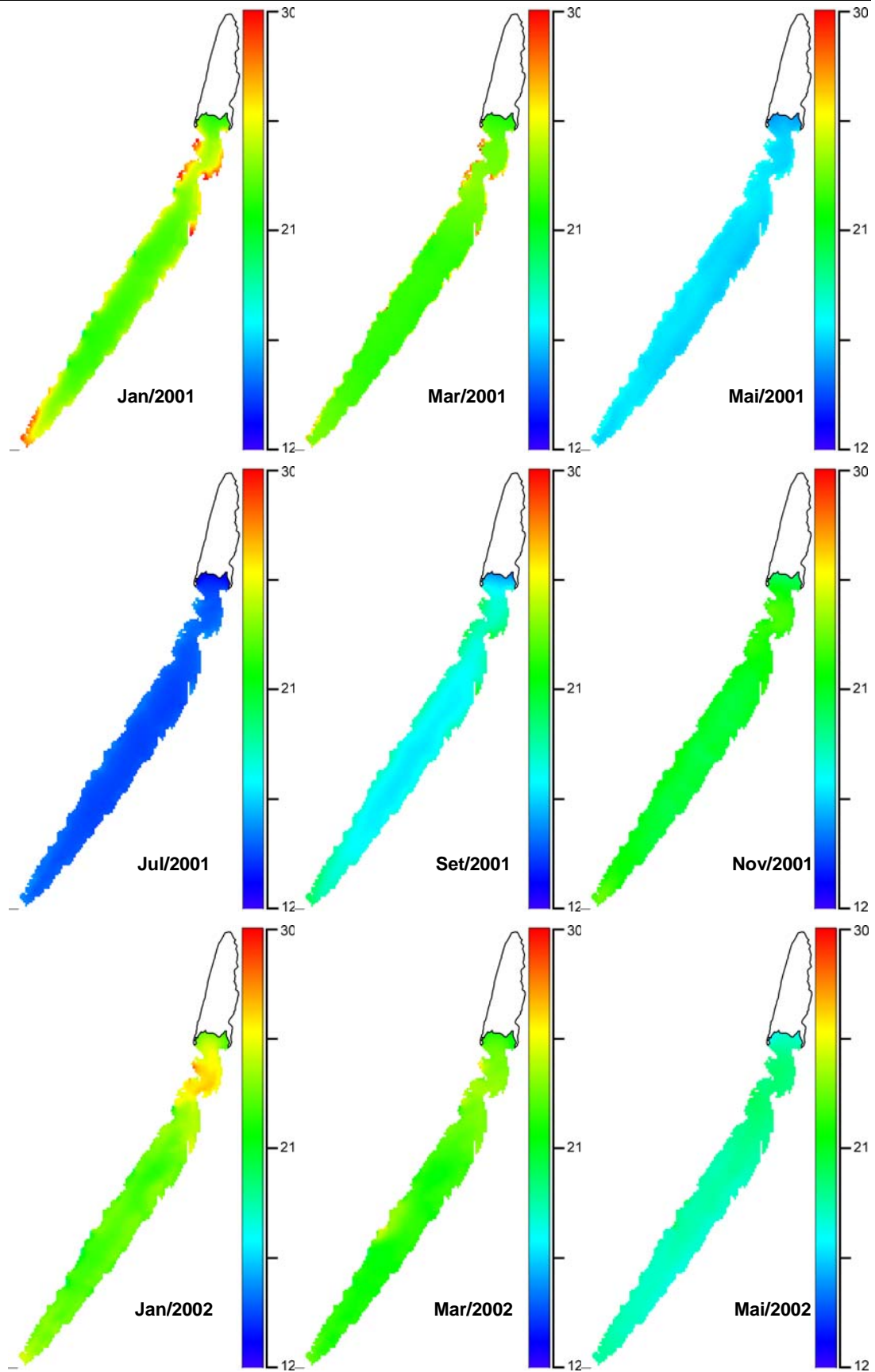


Figura C1. Campo de concentrações de temperatura em mg/L no cenário atual.

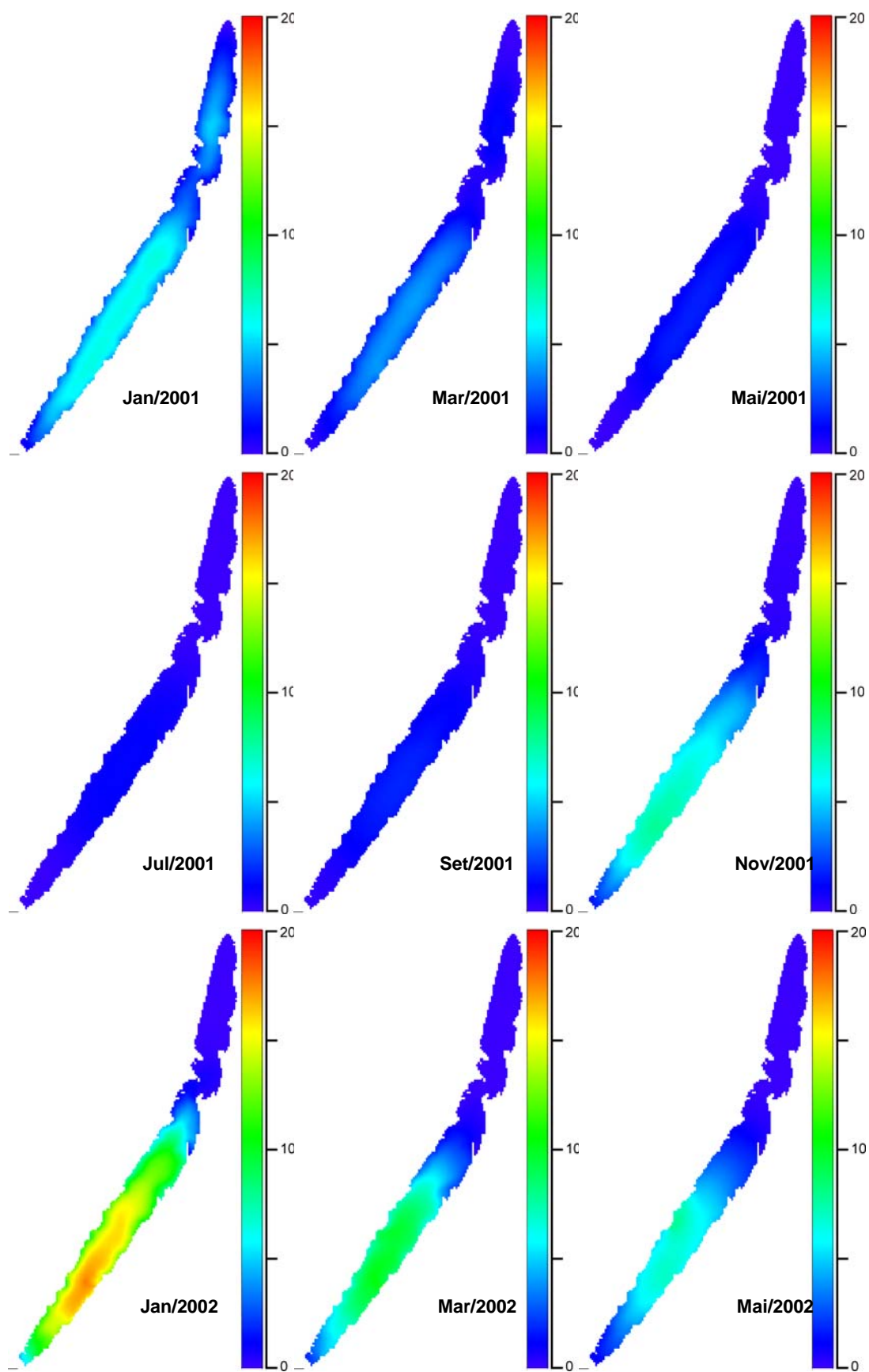


Figura C2. Campo de concentrações de Clorofila *a* em $\mu\text{g/L}$ no cenário atual.

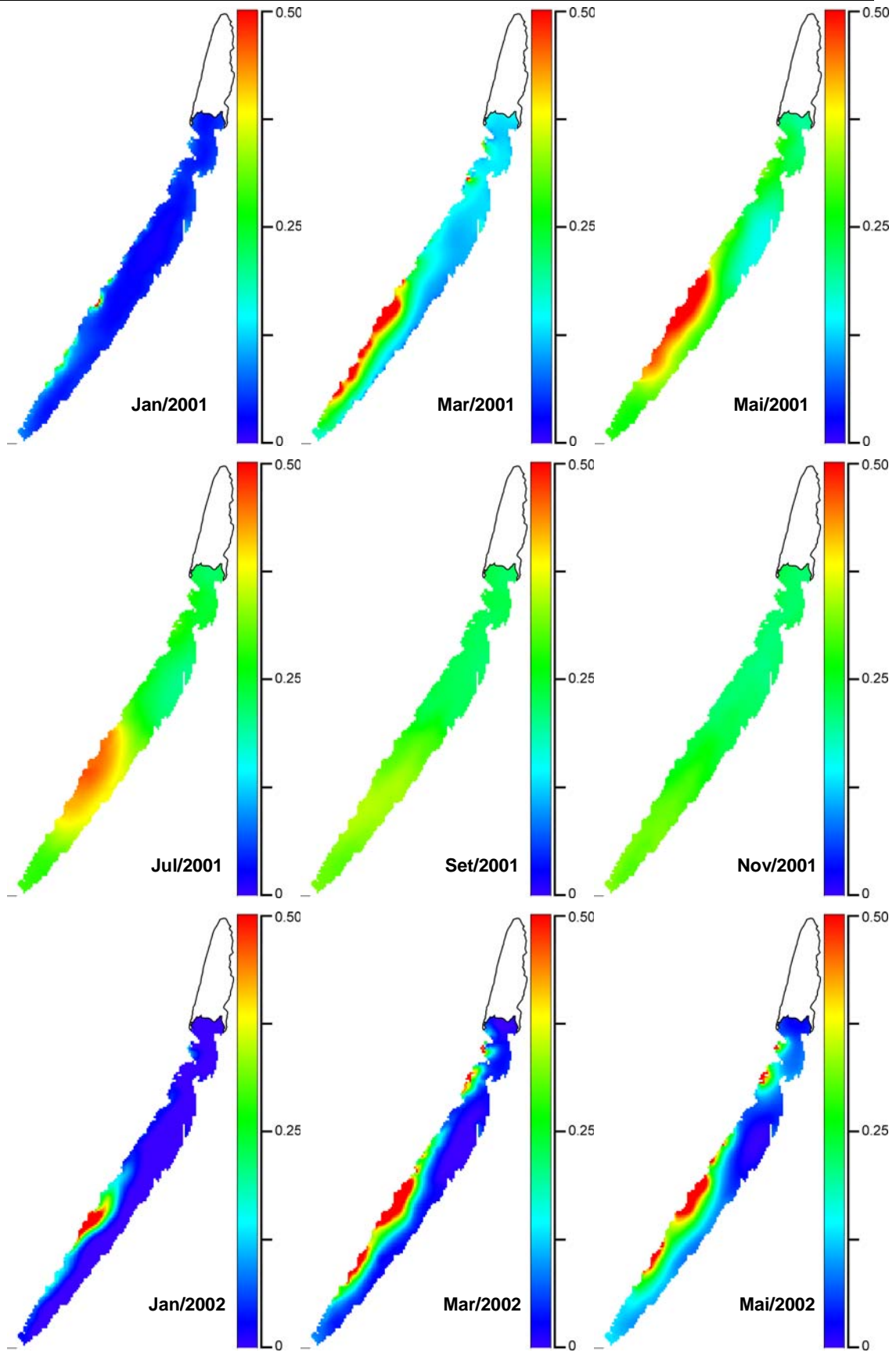


Figura C3. Campo de concentrações de NO_3 em mg/L no cenário atual.

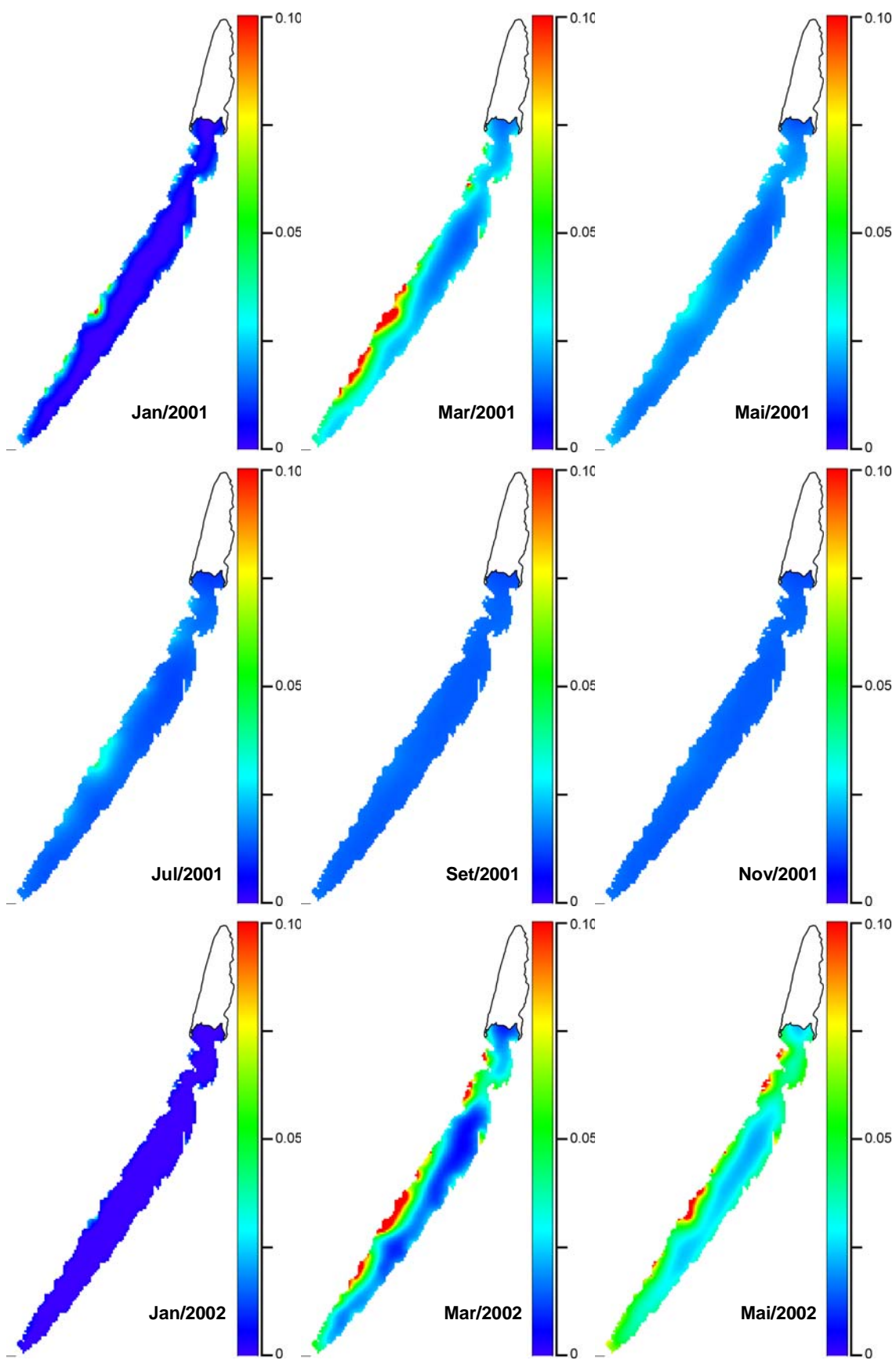


Figura C4. Campo de concentrações de NH_4 em mg/L no cenário atual.

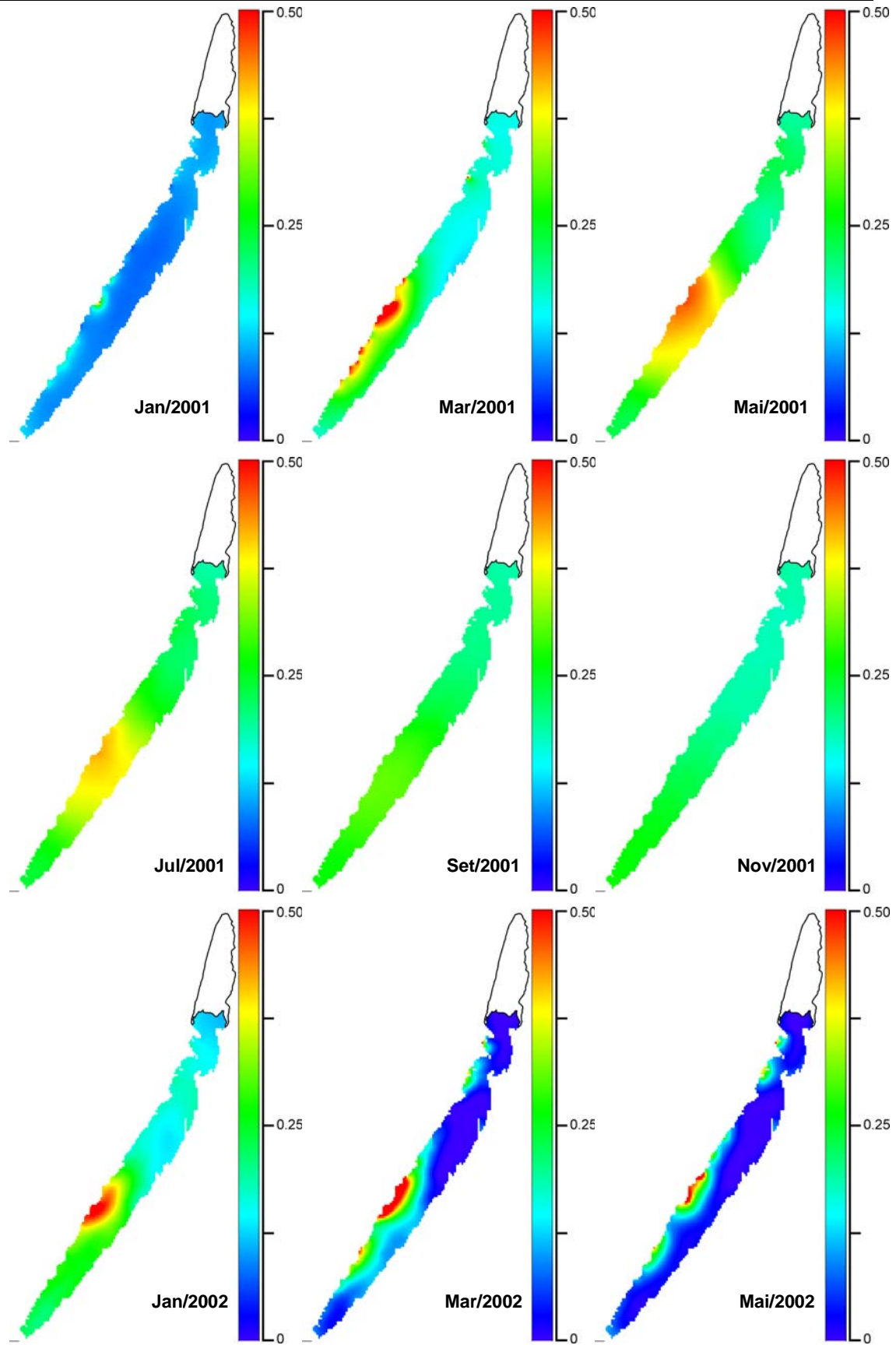


Figura C5. Campo de concentrações de PO_4 em mg/L no cenário atual.

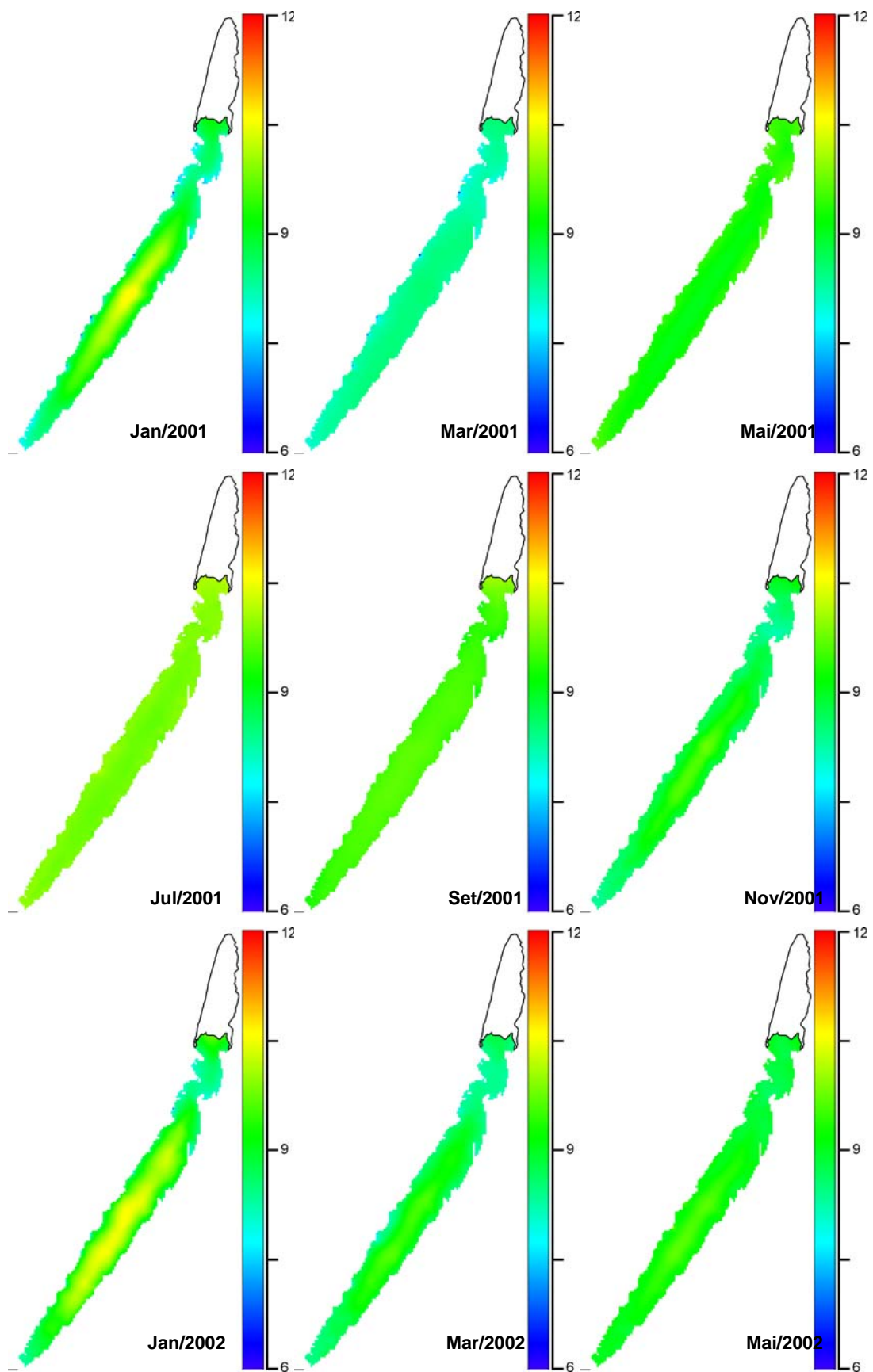


Figura C6. Campo de concentrações de O_2 em mg/L no cenário atual.

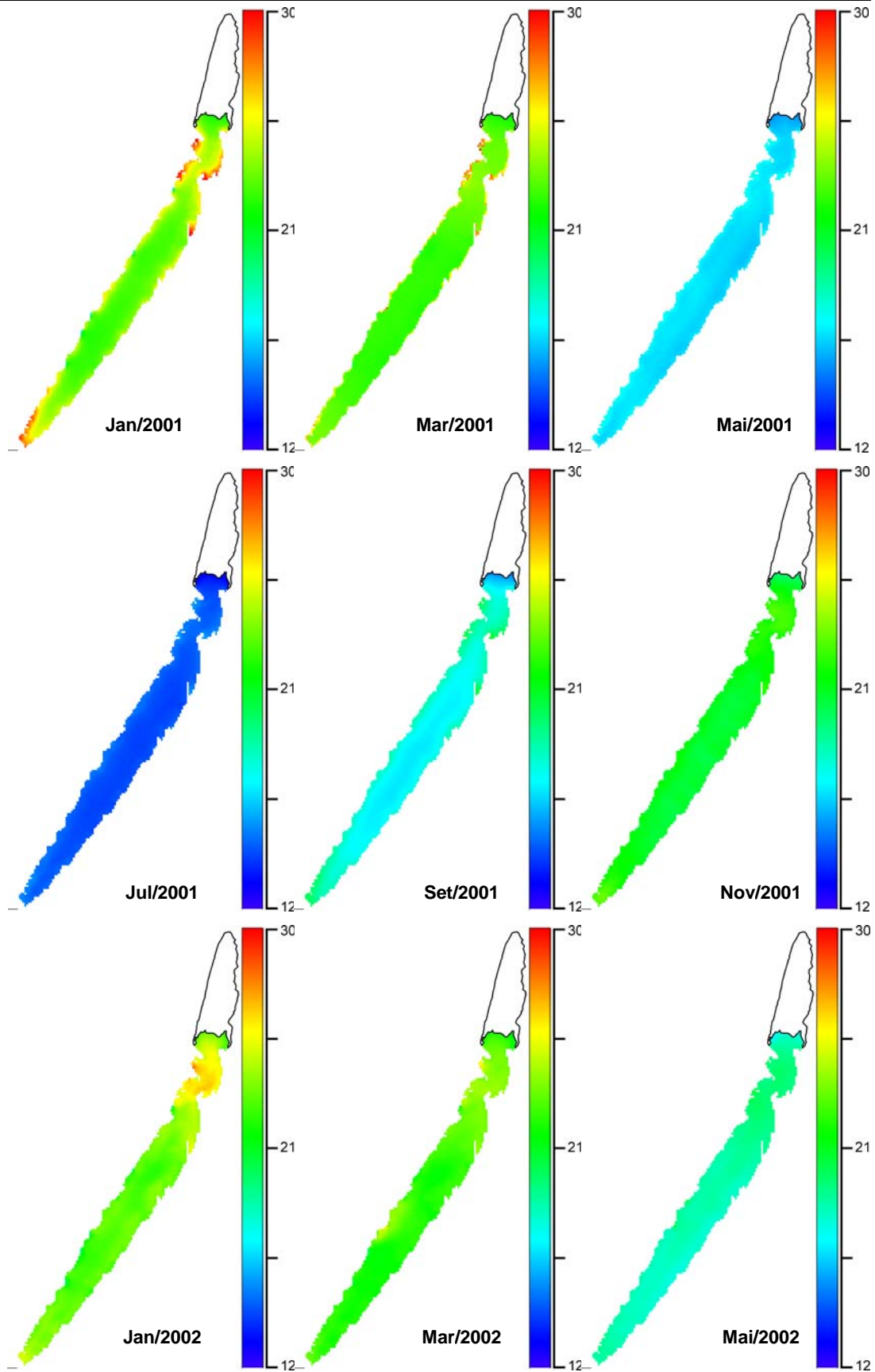


Figura C7. Campo de concentrações de temperatura em mg/L no cenário de aumento de cargas.

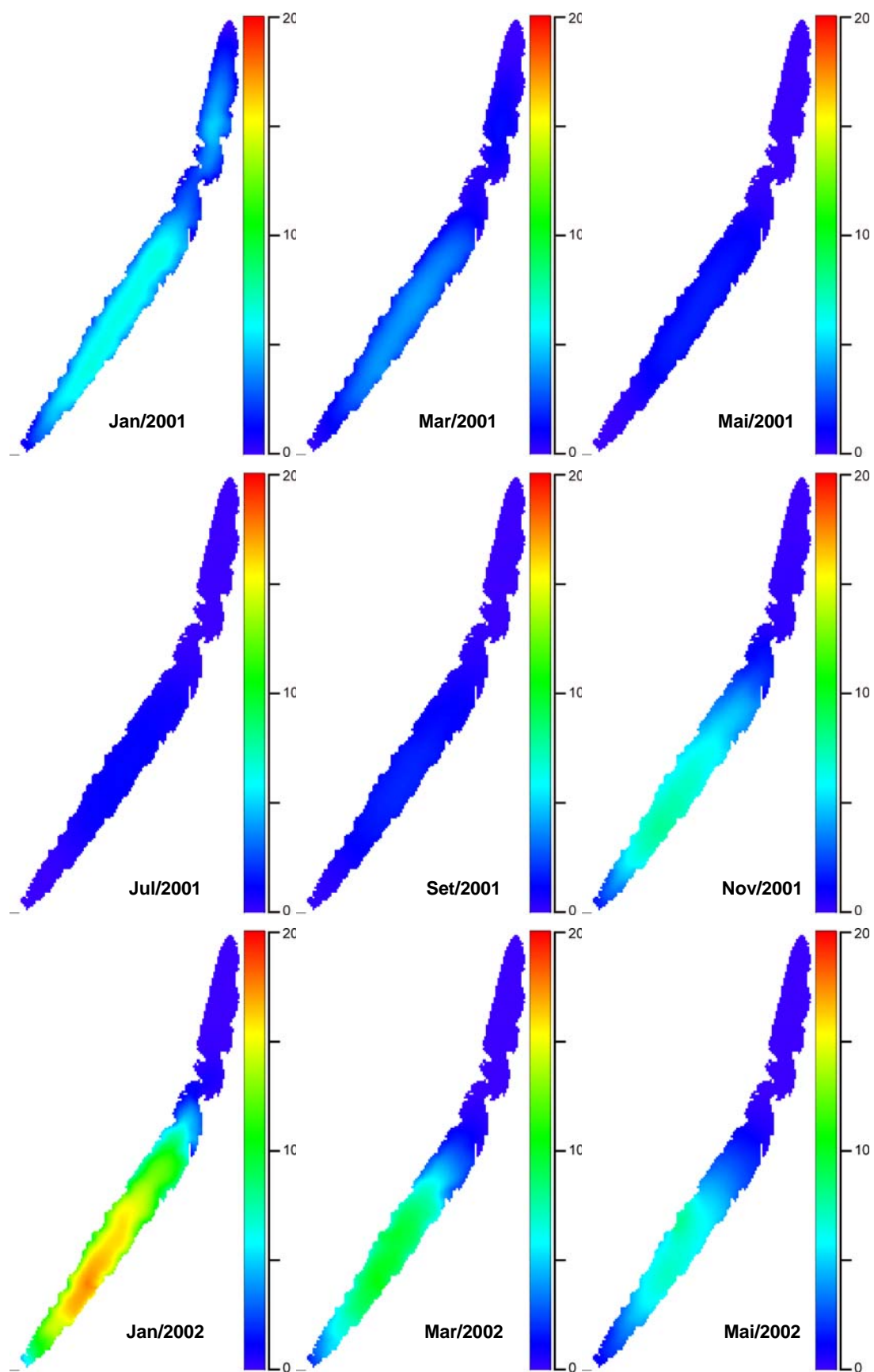


Figura C8. Campo de concentrações de Clorofila *a* em µg/L no cenário de aumento de cargas.

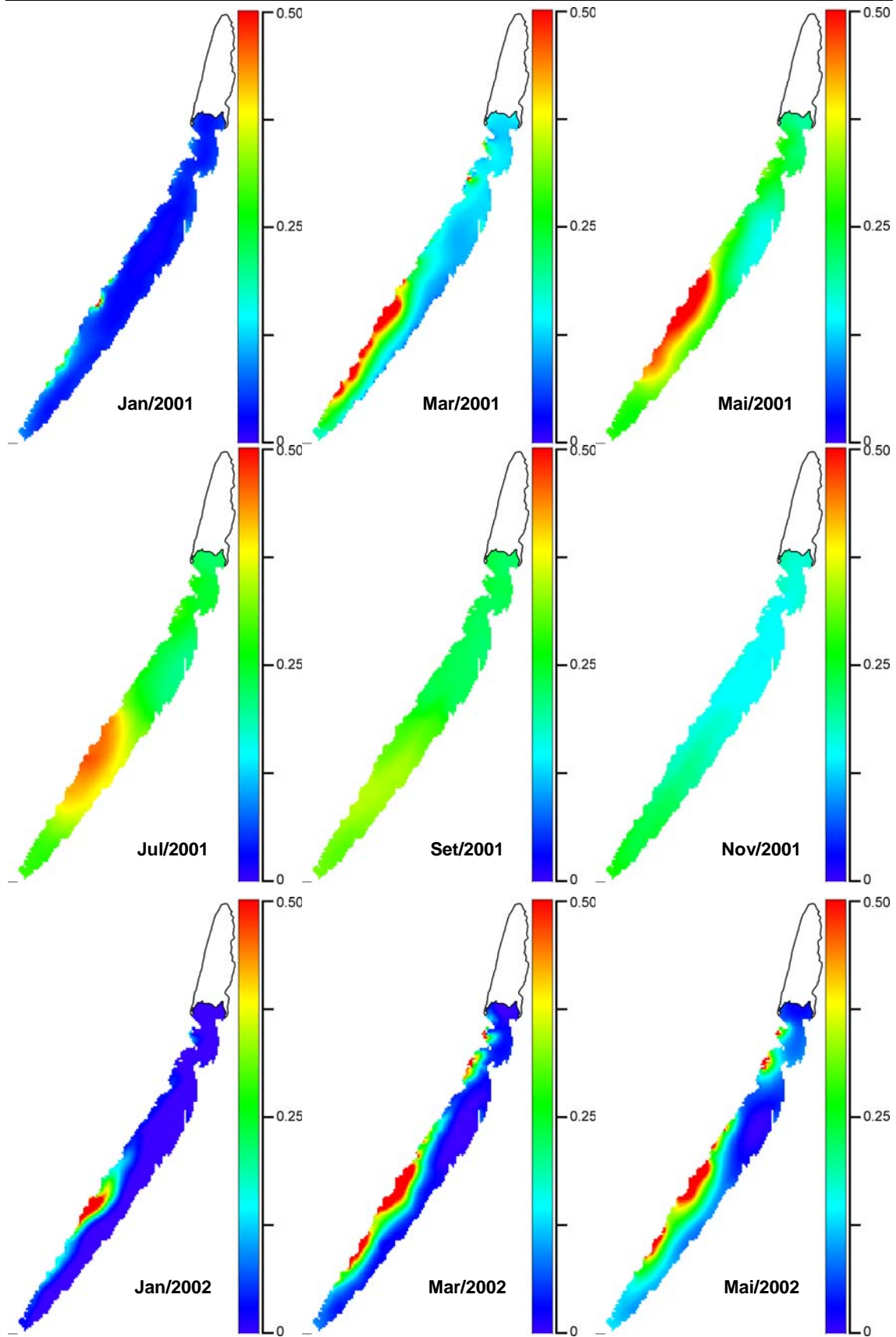


Figura C9. Campo de concentrações de NO_3 em mg/L no cenário de aumento de cargas.

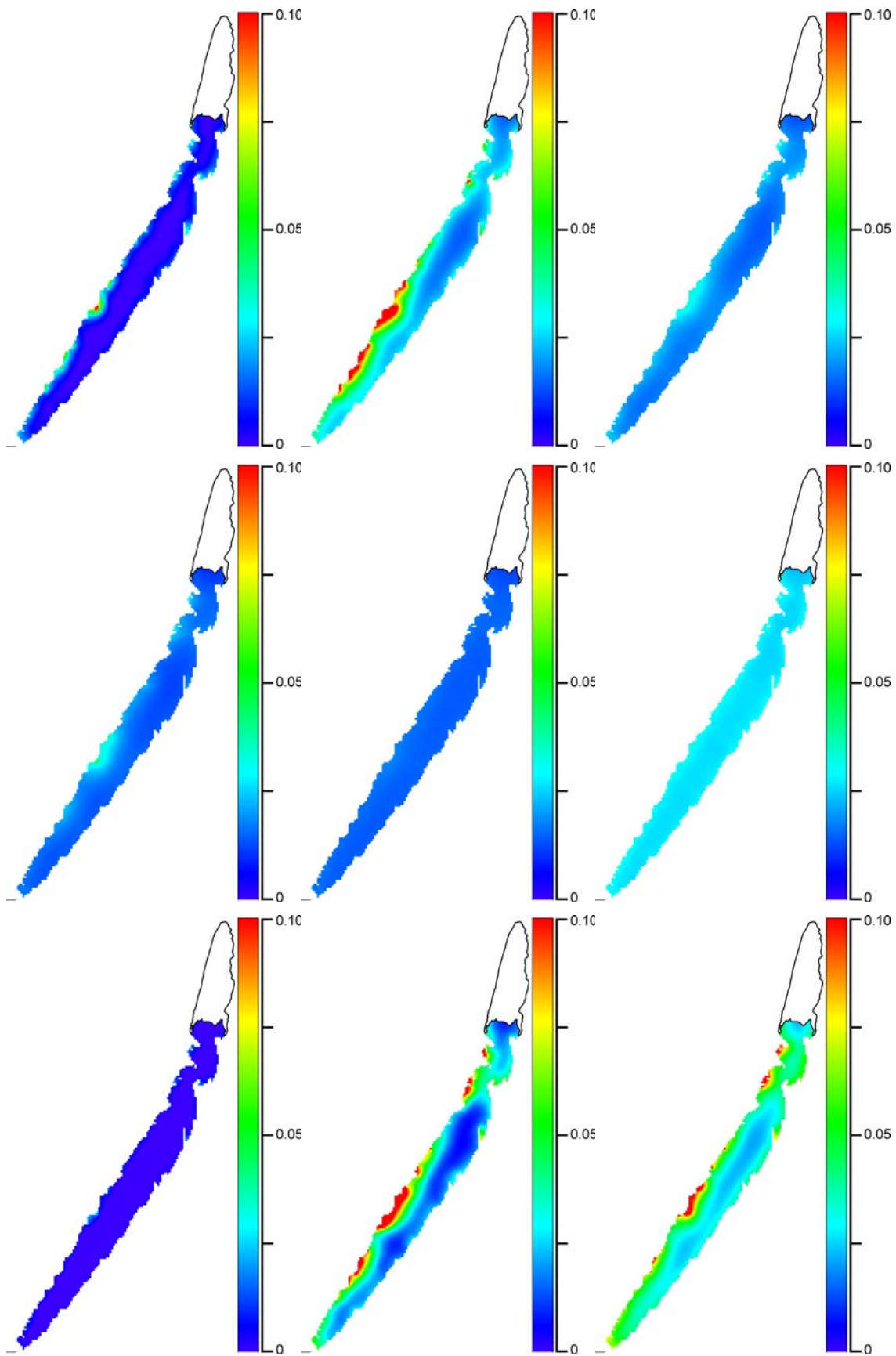


Figura C10. Campo de concentrações de NH_4 em mg/L no cenário de aumento de cargas.

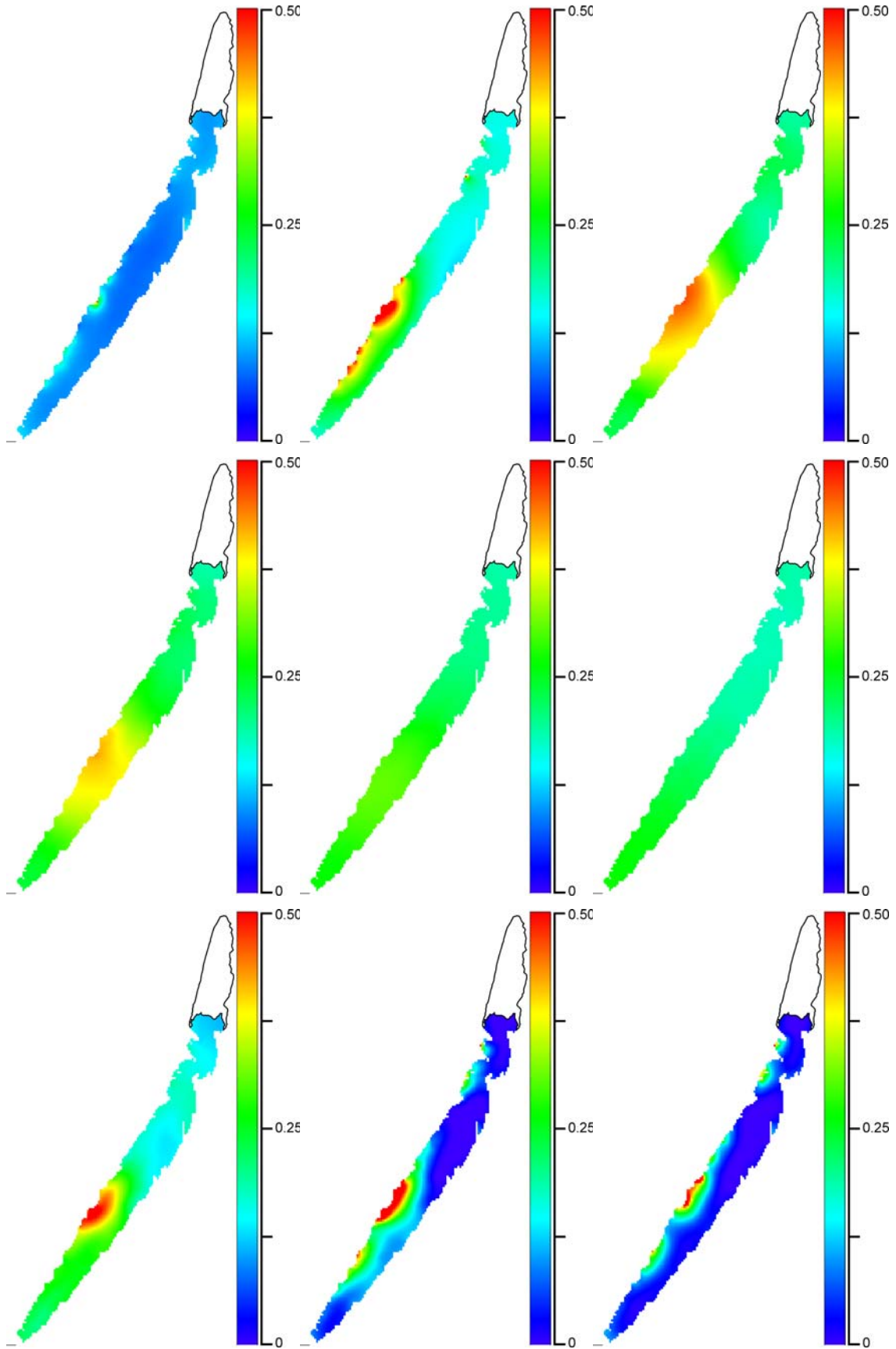


Figura C11. Campo de concentrações de PO_4 em mg/L no cenário pessimista.

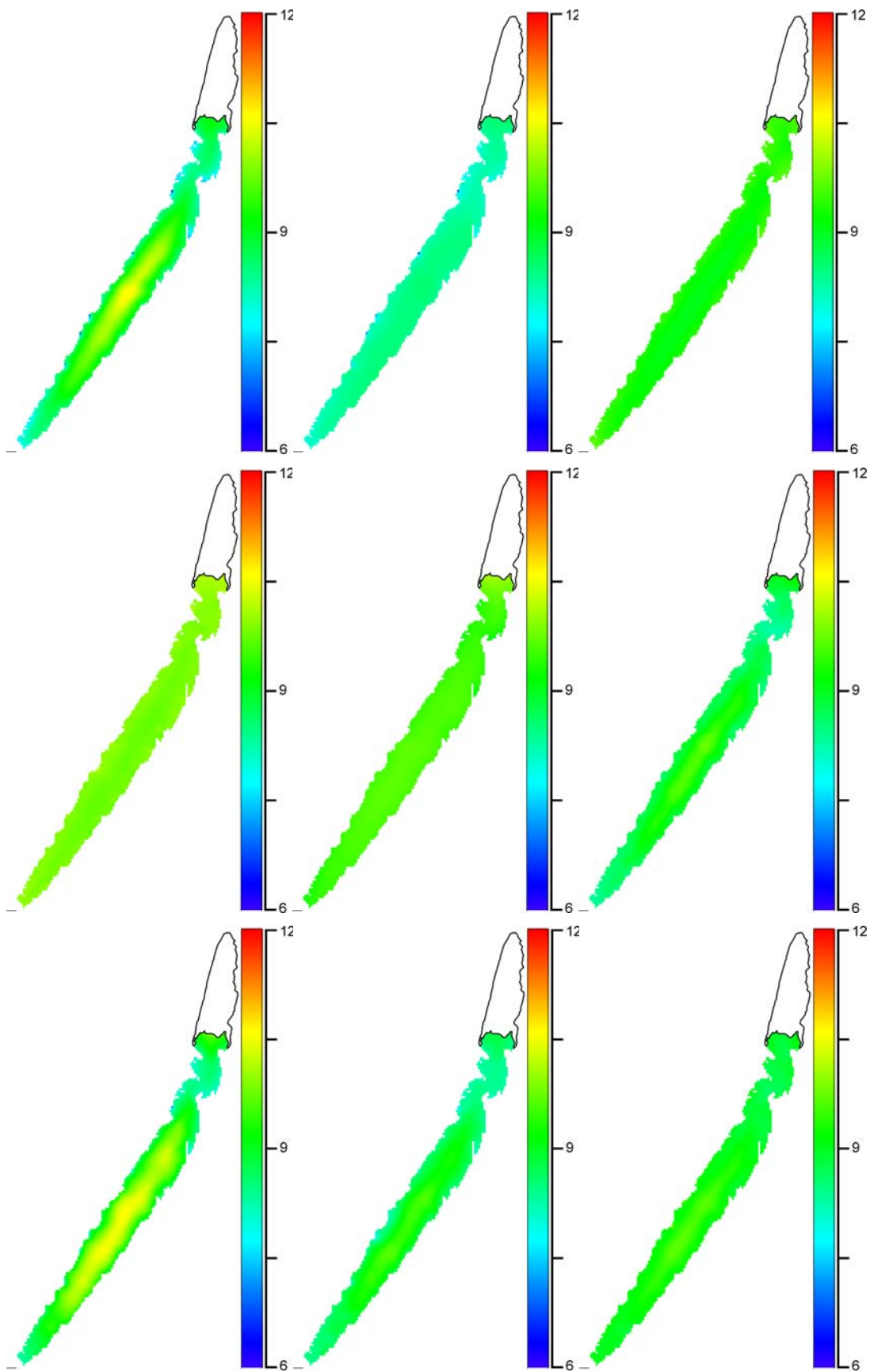


Figura C12. Campo de concentrações de O_2 em mg/L no cenário de aumento de cargas.

ANEXO D – Ensaio de infiltração e condutividade hidráulica no Taim

ENSAIO DE INFILTRAÇÃO

Coordenada: UTM (0308502, 6313042)

Data: 16/11/05

Solo: Arenoso

Tempo de infiltração (min)	Nível da água (cm)		Lâmina infiltrada $\Delta h = h_i - h_{i-1}$ (cm)	Intervalo de tempo $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ (min)	Taxa de infiltração $(\Delta h / \Delta t) \times 60$ (cm/h)	Lâmina acumulada $\Sigma \Delta h$ (cm)
	Leitura h	Leitura h'				
0	9,53					
1	7,75		1,78	1	106,8	1,78
2	7,55		0,20	1	12,00	1,98
3	7,40		0,15	1	9,00	0,35
4	7,32		0,08	1	4,80	0,23
5	7,28		0,04	1	2,40	0,12
10	7,21		0,07	5	0,84	0,11
20	7,15		0,06	10	0,36	0,13
30	7,11		0,04	10	0,12	0,10
45	7,08		0,03	15	0,24	0,07
60	7,02		0,06	15	0,24	0,09
90	6,98		0,04	30	0,08	0,10
120	6,90		0,08	30	0,16	0,12
180				60		
240				60		

ENSAIO DE INFILTRAÇÃO

Coordenada: UTM (0308321, 6312977)

Data: 16/11/05

Solo: Arenoso

Tempo de infiltração (min)	Nível da água (cm)		Lâmina infiltrada $\Delta h = h_i - h_{i-1}$ (cm)	Intervalo de tempo $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ (min)	Taxa de infiltração $(\Delta h / \Delta t) \times 60$ (cm/h)	Lâmina acumulada $\Sigma \Delta h$ (cm)
	Leitura h	Leitura h'				
0	8,60					
1	7,00		1,60	1	96,00	1,60
2	6,65		0,35	1	21,00	1,95
3	6,49		0,16	1	9,60	0,51
4	6,30		0,19	1	11,40	0,35
5	6,20		0,10	1	6,00	0,29
10	5,95		0,25	5	3,00	0,35
20	5,90		0,05	10	0,30	0,30
30	5,85		0,05	10	0,30	0,10
45	5,77		0,08	15	0,32	0,13
60	5,75		0,02	15	0,08	0,10
90	5,62		0,13	30	0,26	0,15
120	5,55		0,07	30	0,14	0,20
180				60		
240				60		

ENSAIO DE INFILTRAÇÃO

Coordenada: UTM (0308277, 6313046)

Data: 16/11/05

Solo: Arenoso

Tempo de infiltração (min)	Nível da água (cm)		Lâmina infiltrada $\Delta h = h_i - h_{i-1}$ (cm)	Intervalo de tempo $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ (min)	Taxa de infiltração $(\Delta h / \Delta t) \times 60$ (cm/h)	Lâmina acumulada $\Sigma \Delta h$ (cm)
	Leitura h	Leitura h'				
0	7,70					
1	6,30		1,40	1	84,00	1,40
2	6,07		0,23	1	13,80	1,63
3	5,90		0,17	1	10,20	0,40
4	5,70		0,20	1	12,00	0,37
5	5,63		0,07	1	4,20	0,27
10	5,10		0,53	5	6,36	0,60
20	5,00		0,10	10	0,60	0,63
30	4,98		0,02	10	0,12	0,12
45	4,90		0,08	15	0,32	0,10
60	4,88		0,02	15	0,08	0,10
90	4,80		0,08	30	0,16	0,10
120	4,70		0,10	30	0,20	0,18
150	4,60		0,10	30	0,20	0,20
240				60		

ENSAIO DE INFILTRAÇÃO

Coordenada: UTM (0306909, 6314367)

Data: 15/11/05

Solo: Argiloso

Tempo de infiltração (min)	Nível da água (cm)		Lâmina infiltrada $\Delta h = h_i - h_{i-1}$ (cm)	Intervalo de tempo $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ (min)	Taxa de infiltração $(\Delta h / \Delta t) \times 60$ (cm/h)	Lâmina acumulada $\Sigma \Delta h$ (cm)
	Leitura h	Leitura h'				
0	8,50					
1	7,15		1,35	1	81,00	1,35
2	7,10		0,05	1	3,00	1,40
3	7,07		0,03	1	1,80	0,08
4	7,05		0,02	1	1,20	0,05
5	7,05		0,00	1	0,00	0,02
10	7,05		0,00	5	0,00	0,00
20	7,03		0,02	10	0,12	0,02
30	7,00		0,03	10	0,18	0,05
45	6,99		0,01	15	0,04	0,04
60	6,96		0,03	15	0,12	0,04
75	6,95		0,01	15	0,04	0,04
120						
150						
240						

ENSAIO DE INFILTRAÇÃO

Coordenada: UTM (0306847, 6314342)

Data: 15/11/05

Solo: Argiloso

Tempo de infiltração (min)	Nível da água (cm)		Lâmina infiltrada $\Delta h = h_i - h_{i-1}$ (cm)	Intervalo de tempo $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ (min)	Taxa de infiltração $(\Delta h / \Delta t) \times 60$ (cm/h)	Lâmina acumulada $\Sigma \Delta h$ (cm)
	Leitura h	Leitura h'				
0	8,25					
1	6,52		1,73	1	103,80	1,73
2	6,42		0,10	1	6,00	1,83
3	6,40		0,02	1	1,20	0,12
4	6,15		0,25	1	15,00	0,27
5	6,08		0,07	1	4,20	0,32
10	5,97		0,11	5	1,32	0,18
20	5,78		0,19	10	1,14	0,30
30	5,78		0,00	10	0,00	0,19
45	5,76		0,02	15	0,08	0,02
60	5,73		0,03	15	0,12	0,05
90	5,71		0,02	30	0,04	0,05
120	5,70		0,01	30	0,02	0,03
150						
240						

ENSAIO DE INFILTRAÇÃO

Coordenada: UTM (0306901, 6314293)

Data: 15/11/05

Solo: Argiloso

Tempo de infiltração (min)	Nível da água (cm)		Lâmina infiltrada $\Delta h = h_i - h_{i-1}$ (cm)	Intervalo de tempo $\Delta t = t_i - t_{i-1}$ (min)	Taxa de infiltração $(\Delta h / \Delta t) \times 60$ (cm/h)	Lâmina acumulada $\Sigma \Delta h$ (cm)
	Leitura h	Leitura h'				
0	7,50					
1	3,60		3,90	1	234,00	3,90
2	3,40		0,2	1	12,00	4,10
3	3,30		0,10	1	6,00	0,30
4	3,30		0,00	1	0,00	0,10
5	3,20		0,10	1	6,00	0,10
10	3,00		0,20	5	2,40	0,30
20	2,90		0,10	10	0,60	0,30
30	2,80		0,10	10	0,60	0,20
45	2,62		0,18	15	0,72	0,28
60	2,45		0,17	15	0,68	0,35
90	2,20		0,25	30	0,50	0,42
120	1,95		0,25	30	0,50	0,50
150						
240						

ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Coordenada: UTM (0306849, 6314345)

Data: 15/11/05

1. Solo: Argiloso
2. Raio (r) do poço (cm): 12,5
3. Profundidade (H) do poço (cm): 28,32

4. Instante (ti) (min)	5. Leitura (hi') (cm)	6. Leitura Corrigida (hi) (cm)	7. $h_i + r/2$ (cm)
0	54,2		
1	54,2		
2	54,2		
3	54,2		
4	54,2		
5	54,2		
10	54,2		

ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Coordenada: UTM (0306914, 6314365)

Data: 15/11/05

1. Solo: Argiloso
2. Raio (r) do poço (cm): 12,5
3. Profundidade (H) do poço (cm): 25,1

4. Instante (ti) (min)	5. Leitura (hi') (cm)	6. Leitura Corrigida (hi) (cm)	7. $hi + r/2$ (cm)
0	68,8		
1	68,8		
2	68,8		
3	68,8		
4	68,8		
5	68,8		
10	68,8		
20	68,8		
40	68,63		
50	68,60		

ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Coordenada: UTM (0306907, 6314298)

Data: 15/11/05

1. Solo: Argiloso
2. Raio (r) do poço (cm): 12,5
3. Profundidade (H) do poço (cm): 31,1 (poço invertido) – subtrair de 1 m

4. Instante (ti) (min)	5. Leitura (hi') (cm)	6. Leitura Corrigida (hi) (cm)	7. hi + r/2 (cm)
0	72		
1	71,98		
2	71,96		
3	71,92		
4	71,90		
5	71,89		
10	71,82		
20	71,72		
30	71,67		
45	71,58		
60	71,48		
90	71,30		
120	71,07		

ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Coordenada: UTM (0308322, 6312978)

Data: 16/11/05

1. Solo: Argiloso
2. Raio (r) do poço (cm): 12,5
3. Profundidade (H) do poço (cm): 7,7 (poço invertido)

4. Instante (ti) (min)	5. Leitura (hi') (cm)	6. Leitura Corrigida (hi) (cm)	7. $hi + r/2$ (cm)
0	48,30		
1	48,25		
2	48,20		
3	48,17		
4	48,11		
5	48,10		
10	47,93		
20	47,73		
30	47,61		
45	47,21		
60	47,15		
90	46,70		
120	46,40		

ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Coordenada: UTM (0308503, 6313045)

Data: 16/11/05

1. Solo: Arenoso
2. Raio (r) do poço (cm): 12,5
3. Profundidade (H) do poço (cm): 14,9 (poço invertido)

4. Instante (ti) (min)	5. Leitura (hi') (cm)	6. Leitura Corrigida (hi) (cm)	7. $hi + r/2$ (cm)
0	53,10		
1	53,05		
2	53,00		
3	52,90		
4	52,86		
5	52,85		
10	52,70		
20	52,38		
30	52,00		
45	51,50		
60	51,00		
90	50,10		
120	49,20		

ENSAIO DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Coordenada: UTM (0308282, 6313043)

Data: 16/11/05

1. Solo: Arenoso
2. Raio (r) do poço (cm): 12,5
3. Profundidade (H) do poço (cm): 10,6 (poço invertido)

4. Instante (ti) (min)	5. Leitura (hi') (cm)	6. Leitura Corrigida (hi) (cm)	7. $hi + r/2$ (cm)
0	49,10		
1	49,10		
2	49,10		
3	49,10		
4	49,05		
5	49,02		
10	49,00		
20	48,80		
30	48,75		
60	48,50		
90	48,30		
120	48,10		

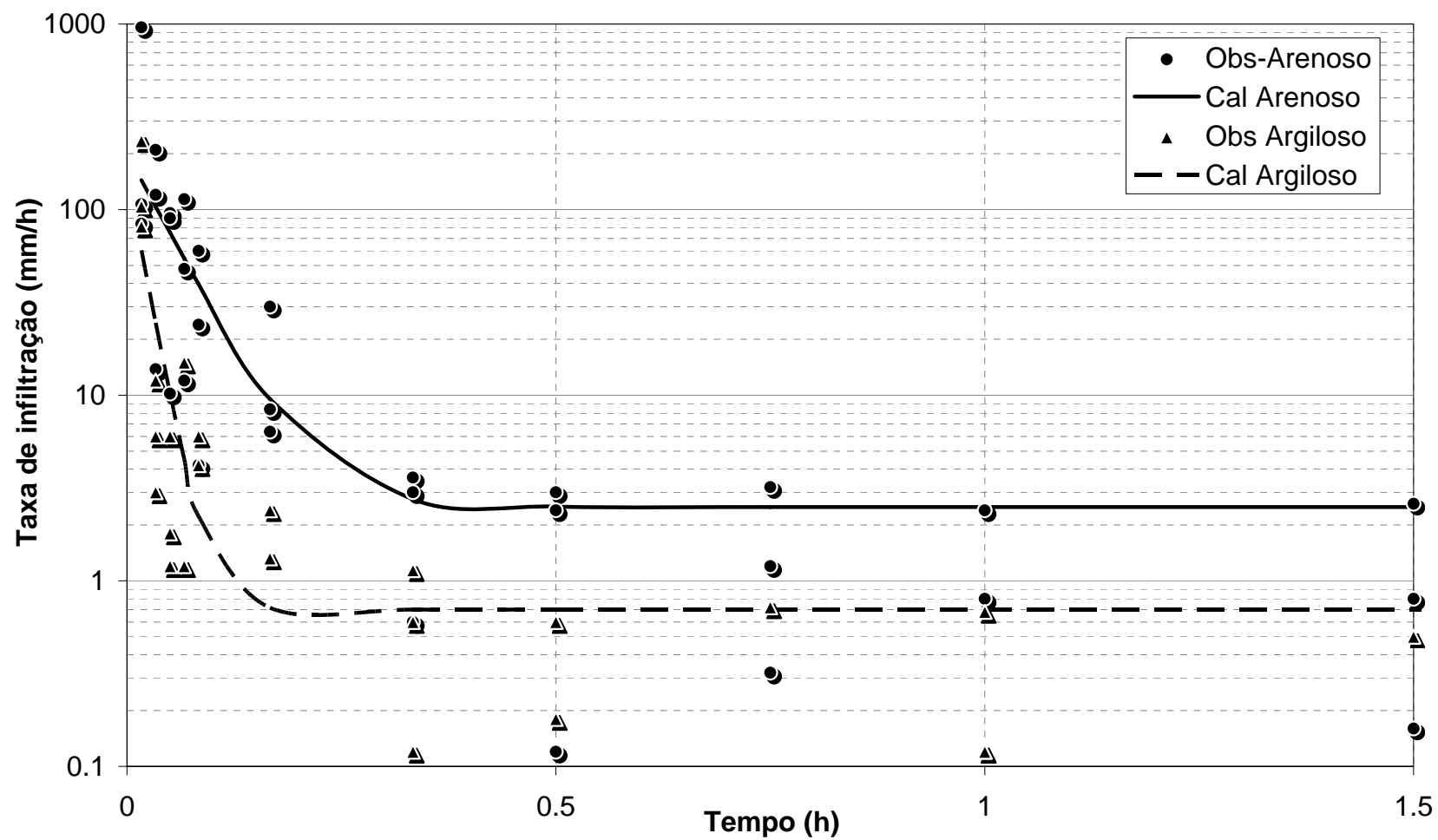


Figura D1. Ajuste dos parâmetros para o cálculo da taxa de infiltração na bacia do Sistema Hidrológico do Taim.

