

## Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos II: Sistema do Taim (RS)

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

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH – UFRGS - Porto Alegre/RS  
crubertoff@hotmail.com, tucci@iph.ufrgs.br, collischonn@iph.ufrgs.br e dmm@iph.ufrgs.br

Recebido: 20/03/06 - revisado: 20/03/07 - aceito: 18/09/07

---

---

### RESUMO

A gestão de um ecossistema aquático sujeito a alterações antrópicas envolve analisar diferentes cenários de desenvolvimento econômico-social e ambiental no entorno e no próprio sistema hídrico. Ecossistemas aquáticos rasos tais como lagos e banhados estão suscetíveis à mudança de seu estado trófico quando submetidos a altas cargas de nutrientes e matéria orgânica. A produção primária responde a partir da disponibilidade de nutrientes, sugerindo que alterações na base da cadeia alimentar podem influenciar níveis tróficos acima. A eutrofização está altamente correlacionada com a variação na composição das populações de fitoplâncton, a qual pode ser caracterizada como uma forte indicadora biológica do nível trófico destes ecossistemas. Com o objetivo de avaliar o potencial de eutrofização de ecossistemas aquáticos rasos foi desenvolvido um modelo que representa os principais processos abióticos e bióticos destes sistemas. O modelo proposto é constituído de três módulos: (a) hidrodinâmico; (b) de transporte de nutrientes e (c) biológico relacionado à produtividade do fitoplâncton. Neste artigo foi realizada uma análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo biológico, calibração dos parâmetros do módulo hidrodinâmico e simulações de eutrofização no Sistema Hidrológico do Taim (SHT) visando identificar regiões com alto potencial de eutrofização, utilizando a estimativa de clorofila *a* como indicador. A análise de sensibilidade dos parâmetros biológicos mostrou que a concentração de clorofila *a* é mais sensível às alterações dos parâmetros relacionados aos efeitos de temperatura da água e às perdas por respiração e consumo por zooplâncton e outros organismos. As simulações de eutrofização mostraram que as regiões mais rasas (litorâneas) no SHT apresentam condições mais favoráveis à eutrofização, enquanto que no canal principal (região pelágica) e na região de Banhado, onde existe redução da radiação solar devido a barreira de macrófitas aquáticas presente, a produtividade é baixa.

**Palavras-chave:** calibração; análise de sensibilidade; fitoplâncton.

---

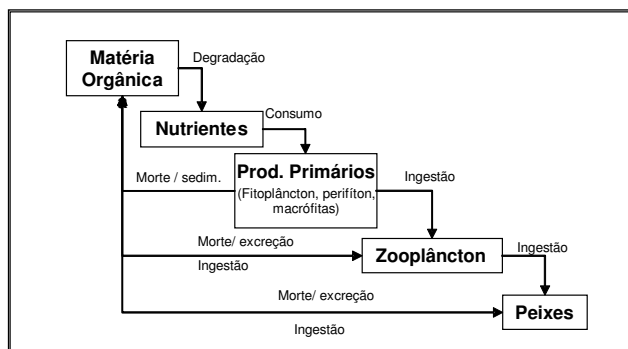
---

### INTRODUÇÃO

Muitos lagos têm sofrido com o aumento da eutrofização devido a ações antrópicas que geram aumento da carga de matéria orgânica e de nutrientes (Chapra, 1997). Este processo de enriquecimento produz aumento de biomassa algal, freqüentemente acompanhado por (a) florações de cianobactérias ou algas verdes; (b) desaparecimento de macrófitas aquáticas submersas; (c) predominância de peixes que se alimentam de bentos e plantas, e (d) maior turbidez da água.

A oferta de nutrientes e a hidrodinâmica do sistema, determinam a potencialidade de produtividade dos organismos de um ecossistema aquático através das interações em cascata da estrutura trófica (fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, peixes, etc). Isso significa que alterações na base da cadeia alimentar influenciam níveis tróficos mais al-

tos (Jakobsen *et al*, 2004) (Figura 1). Tal fato foi evidenciado em vários estudos (experimentais e de monitoramento *in situ*), os quais relataram o efeito em cascata das comunidades aquáticas com as alterações do fluxo de cargas de matéria orgânica e de nutrientes (em especial, nitrogênio e fósforo) (Jeppesen *et al*, 1998; 2002a; 2002b; 2003; Jakobsen *et al*, 2003; 2004). Estes estudos vêm quantificando o efeito da mudança de níveis de matéria orgânica e de nutrientes sobre diversas comunidades aquáticas. Por exemplo, Jakobsen *et al* (2003; 2004) observaram mudanças na diversidade e na biomassa de zooplâncton, assim como a alteração do biovolume, composição e tamanho de fitoplâncton (Jakobsen *et al*, 2004) em mesocosmos enriquecidos por nutrientes, com baixa salinidade e sujeitos a uma densidade de peixes variada. Outros estudos quantificaram a mudança da estrutura trófica através do monitoramento das variáveis de estado de alguns lagos da Europa (Jeppesen *et al* 1999; 2000a; 2000b).



**Figura 1 - Representação simplificada da cadeia alimentar aquática e das interações da estrutura trófica em cascata representada no modelo conceitual.**

No intuito de gerenciar o estado trófico desses ecossistemas, observa-se que é de fundamental importância a elaboração de uma ferramenta que retrate de forma mais realística: (a) os fluxos de água quantitativos do meio, associado a um algoritmo de secagem/inundação; (b) os mecanismos de transporte das substâncias no meio; e (c) os mecanismos biológicos relacionados ao fitoplâncton (Martin e Mccutcheon, 1998).

O processo de eutrofização tem sido extensivamente estudado, sendo muito dos estudos focando apenas as mudanças na concentração de clorofila *a* ou na abundância e na composição da comunidade de fitoplâncton *in situ* (Edmondson e Lehman, 1981; Olsén e Willén, 1980; Sas, 1989). Entretanto, uma avaliação integrada com a finalidade de prognosticar os níveis de eutrofização através da estimativa da concentração de clorofila *a* como indicador do estado trófico de um ecossistema aquático ainda é pouco disseminada.

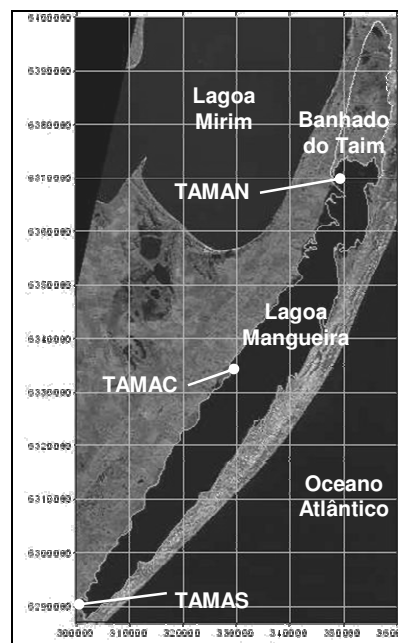
O objetivo principal deste estudo foi identificar regiões com alto potencial de eutrofização através da utilização de um modelo bidimensional hidrodinâmico de transporte de nutrientes e de fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim (SHT). Além disso, foi realizada uma análise de sensibilidade dos parâmetros do módulo biológico e a calibração dos parâmetros do módulo hidrodinâmico.

## ÁREA DE ESTUDO

### Sistema Hidrológico do Taim: característica do Sistema

O Sistema Hidrológico do Taim (SHT) está localizado entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim, sul do Estado do Rio Grande do Sul, Município

de Santa Vitória do Palmar e de Rio Grande, ficando entre as coordenadas 32°20' e 33°00' S e 52°20' e 52°45' W com uma extensão de aproximadamente 2254 km<sup>2</sup> (Figura 2). Contido neste sistema está a Estação Ecológica do Taim (ESEC-Taim).



**Figura 2 - Localização do Sistema Hidrológico do Taim, composto, principalmente, do Banhado do Taim associado com a Lagoa Mangueira, bem como as estações hidrometeorológicas (TAMAN, TAMAC, TAMAS).**

A região de inserção do SHT é parte de uma série de áreas alagáveis que se estende dos arredores da cidade de Pelotas, passa por Rio Grande e entra no Uruguai. Esta série é caracterizada por seus banhados e lagoas associadas, de água doce, em uma dinâmica de baixo relevo marginal ao Oceano Atlântico. Esta região do 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 (Gomes et al., 1987). Por sua vez o Banhado do Taim está contido na sua maioria na unidade dos Banhados Pós-Planícies Marinho-Eólica, entre a Lagoa Mangueira e a BR417, integrando o Sistema Hidrológico do Taim (Figura 2). Nosso objeto de estudo foi o sistema interconectado Lagoa Mangueira e Banhado do Taim, o qual representa a principal parcela do SHT (aproximadamente 950 km<sup>2</sup>).

O presente estudo insere-se no Programa de Pesquisas de Longa Duração do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (PELD/ CNPq), SHT – Sítio 7 que tem como objetivo promover a manutenção, organização e funcionamento do SHT, gerando informação e subsídios para avaliação da sua diversidade física e biológica.

O PELD conta com um grande banco de informações, o qual é fundamental para o desenvolvimento de estudos desse porte. Neste banco de dados estão incluídas variáveis hidrológicas e meteorológicas, que vêm sendo monitoradas desde 2001. O projeto coleta dados referentes aos seguintes grupos de variáveis: (a) hidrometeorologia; (b) química da água; (c) comunidades biológicas (identificação taxonômica, densidade e biomassa para fitoplâncton, perifíton, zooplâncton, invertebrados bentônicos, peixes, macrófitas aquáticas) e (d) rizicultura (produção, área plantada, estimativa da carga orgânica difusa).

## METODOLOGIA

### Curta descrição do modelo

O modelo está estruturado nos seguintes módulos: (a) hidrodinâmico, que simula as variáveis que quantificam o fluxo bidimensional (velocidade e elevação da superfície da água) utilizando as equações de águas rasas; (b) Transporte, que representa o transporte de massa dos constituintes do sistema (nutrientes, sedimentos, poluentes, etc); e (c) Biológico, que retrata os condicionantes de crescimento e consumo da biomassa fitoplactônica na equação de transporte. O módulo biológico faz uso das soluções hidrodinâmicas e de transporte de nutrientes para estimar a dinâmica de biomassa de fitoplâncton. Uma descrição mais detalhada sobre o modelo pode ser encontrada em Frago Jr. (2005).

Na aplicação de um modelo hidrodinâmico bidimensional na horizontal (2-DH) de transporte de nutrientes e fitoplâncton são necessários os seguintes dados: (i) o contorno e a topografia do fundo do terreno de toda a região simulada; (ii) dados hidrometeorológicos relativos às condições de contorno (direção e intensidade do vento, nível da água, radiação solar incidente na superfície da água, temperatura da água, precipitação, evapotranspiração, etc); (iii) aporte de nutrientes e fluxos de entrada e saída no sistema; (iv) definição dos parâmetros hidrodinâmicos, abióticos e bióticos.

A batimetria da Lagoa Mangueira e do Banhado do Taim foram realizados pelo Instituto de

Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS (Beltrame e Tucci, 1998). As informações hidrometeorológicas (níveis, radiação solar, temperatura da água, vento, etc) são medidas ao longo do Taim através de três estações com uma frequência de registro horário desde de 2001, com alguns períodos de falhas. Estas estações estão localizadas na Lagoa Mangueira, uma na parte sul, denominada TAMAS (lat. 33°30'18,5"S e long. 53°08'54,4"W), outra na parte central, denominada TAMAC (lat. 33°13'06,4"S e long. 52°55'58,4"W) e outra localizada ao norte da lagoa (TAMAN – lat. 32°46' 56"S e long. 52°37'39,2"W) (Figura 2). Os registros indicam uma predominância de ventos no eixo NE-SO, direção que corresponde à orientação do eixo longitudinal do sistema Taim.

O contorno do Taim, representado pela interface terra-água do sistema, foi digitalizado baseado na composição colorida RGB de uma imagem de satélite Landsat (WGS 84, UTM-22S) da região, utilizando ferramentas de geoprocessamento.

A Lagoa Mangueira apresenta levantamento batimétrico próprio, com uma boa densidade de pontos. Estes dados topobatimétricos utilizados foram obtidos em campanhas de medição realizadas pelo IPH em março de 2003 (Beltrame e Tucci, 1998). Como o banhado do Taim é uma região bastante plana com grande presença de macrófitas aquáticas emergentes e de difícil levantamento batimétrico, os poucos dados disponíveis são de qualidade duvidosa.

O Modelo Numérico do Terreno (MNT) do Banhado do Taim foi gerado com a exclusão e inclusão dos pontos disponíveis até se obter uma configuração coerente com o conhecimento mínimo da topografia daquela região (Villanueva et al., 2000). Isso foi alcançado adotando-se as cotas empregadas por Villanueva (1997) para as zonas de interface entre as celas do seu modelo. No sentido de corrigir eventuais distorções foi realizada uma análise de consistência, seguido da correção de falhas ocasionais destes dados. Logo em seguida, estas informações, espacialmente dispersas, foram interpoladas ao longo do sistema formado pelo conjunto Banhado do Taim e Lagoa Mangueira, gerando o MNT do sistema.

Os valores dos parâmetros hidrodinâmicos, químicos e biológicos foram adotados conforme a experiência em outras simulações em lagos e regiões semelhantes (Lopardo, 2002; Paz, 2003; Chapra, 1997, Schladow e Hamilton, 1996a,b) ou por amostragem local, ficando sujeitos a modificações durante a fase de ajuste do modelo.

### Ajuste e verificação

Dois períodos foram selecionados para o ajuste e a verificação da estimativa fornecida pelo modelo hidrodinâmico. O primeiro período corresponde a um tempo total de 26 dias de simulação, iniciando às 16:00 hs do dia 10/07/2002 e finalizando às 15:00 hs do dia 05/08/2002. Esse período foi selecionado para calibração do modelo. O segundo período corresponde a um tempo total de 15 dias de simulação, iniciando às 00:00 hs do dia 01/03/2003 e finalizando às 00:00 hs do dia 16/03/2003. Esse período foi escolhido para verificação da estimativa. A seleção desses períodos deu-se pela presença de registros contínuos de direção e intensidade de vento em três anemômetros localizados nas estações TAMAS, TAMAC e TAMAN, além de registros de níveis da água em dois linígrafos, localizados nas estações TAMAS e TAMAN (Figura 2).

Os parâmetros de calibração do módulo hidrodinâmico e os intervalos de variação encontrados na literatura são apresentados na Tabela 1. Para a Lagoa Mangueira foram adotados os valores médios da faixa.

**Tabela 1 - Parâmetros utilizados no módulo hidrodinâmico (Casulli, 1990).**

Param.	Descrição	Faixa de Valores
$A_h$	Coef. de viscosidade turbulenta horizontal	5 – 15 (m <sup>2</sup> /s)
$C_D$	Coef. de arraste do vento	2e-6 – 4e-6
$C_z$	Coef. de atrito de Chezy	50 – 70
$\theta$	Ponderador temporal	0,50 – 0,60

Foi constatado que a presença da vegetação na região do banhado inibe a ação cisalhante do vento na superfície da água e proporciona grande resistência ao escoamento (Paz, 2003). Em função disso, foi adotado um fator de redução da tensão de cisalhamento do vento na superfície, diferenciada no banhado do Taim, com relação a Lagoa Mangueira. No Banhado foi adotada uma redução de 80% da tensão de cisalhamento do vento na superfície, enquanto na lagoa esse fator não foi aplicado (Paz, 2003).

A rugosidade de fundo foi considerada muito maior no Banhado do Taim. Naquela região onde

foi utilizado um valor de 2 m<sup>1/2</sup>s<sup>-1</sup> para o coeficiente de Chezy, referente a uma intensidade de resistência ao escoamento que cobre uma faixa de valores adotados na literatura (Wu et al., 1999), devido à ocorrência de vegetação. Estas considerações tornam as células mais rígidas à passagem de fluxo. Já na Lagoa Mangueira foi adotado um valor de 60 m<sup>1/2</sup>s<sup>-1</sup> para o coeficiente de Chezy, de acordo com estudos realizados em ecossistemas aquáticos costeiros rasos semelhantes (Lopardo, 2002).

Um balanço hídrico simplificado foi adotado e incorporado ao modelo. A contribuição da bacia, bem como as saídas de água pelas comportas não foram levadas em consideração, ou seja, considerou-se que a resultante entre a entrada (contribuição da bacia) e saída (comportas) era nula durante o período de simulação. Esta simplificação é razoável, uma vez que o sistema tem uma inércia grande devido a sua dimensão. Desta forma, os erros de volume não são significativos para os curtos períodos simulados (< 1 mês). Foi assumido, portanto, um balanço direto, na Lagoa Mangueira e Banhado do Taim, entre precipitação e evaporação. Nesta simplificação, considera-se que uma lâmina d'água é adicionada (quando o balanço for positivo) ou retirada (quando o balanço for negativo), uniformemente, para todo o sistema. Em termos matemáticos, esse balanço representa uma fonte ou sumidouro na equação da continuidade. É importante ressaltar que esta simplificação não deve ser aplicada em sistemas sujeitos a grandes contribuições de fluxo da bacia e também quando se deseja simular períodos extensos, nos quais o balanço hídrico tem influência significativa sobre os níveis do sistema.

Para o parâmetro  $\theta$ , adotou-se o valor de 0,55, o qual maximiza a eficiência da solução, além de garantir a estabilidade numérica do modelo. Os valores dos coeficientes de viscosidade turbulenta ( $A_h$ ), de difusividade do material transportado ( $K_h$ ) e de arraste do vento ( $C_D$ ) foram de 10 m<sup>2</sup>s<sup>-1</sup>, 5 m<sup>2</sup>s<sup>-1</sup> e 3e-6, respectivamente, correspondentes aos valores médios da faixa apresentada na Tabela 1.

### Análise de sensibilidade do módulo biológico

Tendo em vista a complexidade em representar os processos relacionados ao crescimento e perdas de biomassa fitoplanctônica, foi proposta uma análise de sensibilidade para os parâmetros que constituem o módulo biológico do modelo. Desta forma é possível identificar os parâmetros que mais influenciam na estimativa da concentração de clorofila *a*, ou seja, aqueles que são mais sensíveis a mudanças de seus valores. Nove parâmetros controlam

Tabela 2 - Descrição dos parâmetros do módulo biológico e suas faixas de valores.

Parâmetro	Descrição do parâmetro	Unidade	Faixa de valo-	Referência
1 $G_{max}$	taxa máxima de crescimento de algas	dia <sup>-1</sup>	1,5 – 3,0	Jørgensen e Bendoricchio
2 $I_s$	Intensidade de luz ótima para crescimen-	cal cm <sup>-2</sup>	100 – 400	Schladow e Hamilton
3 $K'_e$	coeficiente de atenuação da luz	m <sup>-1</sup>	0,25 – 0,65	Schladow e Hamilton
4 $\theta_T$	multiplicador do efeito da temperatura	-	1,02 – 1,14	Jørgensen e Bendoricchio
5 $\theta_R$	multiplicador do efeito da respiração em	-	1,02 – 1,14	Schladow e Hamilton
6 $k_p$	constante para meia saturação de fósforo	mg P m <sup>-3</sup>	1 – 5	Lucas (1997)
7 $k_N$	constante para meia saturação de nitro-	mg N m <sup>-3</sup>	5 – 20	Lucas (1997)
8 $k_{re}$	coeficiente de respiração e excreção de	dia <sup>-1</sup>	0,05 – 0,25	Chapra (1997)
9 $k_{gz}$	coeficiente de mortalidade de algas por	dia <sup>-1</sup>	0,10 – 0,20	Chapra (1997)

a variação da taxa efetiva de crescimento. Estes parâmetros em conjunto com suas faixas de valores disponível na literatura são apresentados na Tabela 2.

A sensibilidade do módulo biológico resultou em quantificar a mudança dos valores de concentração de clorofila *a* ao longo do sistema, quando se modificava o valor de algum dos parâmetros de calibração. As condições de contorno do módulo biológico são referentes aos registros pontuais de radiação solar incidente na superfície da água e da temperatura da água (estação meteorológica TAMAN). Esta informação com uma frequência de registro a cada hora foi interpolada no tempo e definida uniformemente ao longo do sistema. Para análise de sensibilidade todos, menos um dos nove parâmetros ajustáveis, foram fixados nas médias de suas faixas de valores. O modelo rodou duas vezes para os 26 dias do período de calibração hidrodinâmica para cada parâmetro. Na primeira vez foi fixado o extremo inferior da faixa do parâmetro de interesse, na segunda foi assinalado o extremo superior da faixa. Este processo foi repetido para cada parâmetro. Considerando que cada simulação consumia dois dias em tempo real em um computador do tipo Pentium IV 1.7, foram necessários 18 dias de processamento para obter o produto final desta análise. Três medidas de sensibilidade foram utilizadas para interpretar a saída do modelo, são elas: concentração mínima, média e máxima diária de clorofila *a*. Foram calculadas e armazenadas, para cada passo de tempo, as concentrações máximas e mínimas locais e a concentração média para todo o sistema. A partir daí, foram calculadas as concentrações médias diárias para essas três medidas considerando os 26 dias de simulação e avaliado quais parâmetros têm um efeito mais forte na saída do modelo.

### Simulações de eutrofização

O modelo foi aplicado ao SHT em dois casos específicos. O primeiro caso dá ênfase aos processos de ganho e perda da população de fitoplâncton e aos efeitos do transporte devido apenas à difusão, uma vez que a ação do vento, o agente principal de circulação das águas, foi anulada em todo o domínio do sistema. No segundo caso, foi considerado o efeito do vento, além dos principais processos que controlam o desenvolvimento da população de fitoplâncton. Esta simulação visou representar o efeito da vegetação do Banhado do Taim sobre a taxa efetiva de crescimento de fitoplâncton através de um coeficiente de redução da radiação solar na superfície da água naquela região.

As informações sobre temperatura da água e radiação solar incidente na superfície foram utilizadas por meio da estação meteorológica TAMAN, localizada ao norte da Lagoa Mangueira (Figura 2), com registros horários de frequência para essas variáveis. Observou-se um declínio dos valores das variáveis climáticas ao longo do período, característico do período anual. O fotoperíodo foi adotado como sendo 0,5 equivalente a 12 horas de incidência de luz diária. Foi considerado, ainda, que todo o sistema estava inicialmente com uma concentração inicial de 1 mg.l<sup>-1</sup> de nitrogênio em forma de nitrito e de 0,025 mg.l<sup>-1</sup> para o fósforo total, de acordo com o limite para corpos d'água de água doce de classe 1 estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357 (CONAMA, 2005).

Para o primeiro caso, foi possível analisar, de maneira mais detalhada, como os processos relacionados a perdas (respiração, predação, excreção) e ganhos (fotossíntese) de biomassa fitoplanctônica operam sobre o corpo d'água. Além disso, este tipo de análise proporcionou examinar os efeitos da di-

fusão no transporte da matéria. O tempo total de simulação foi de 600 horas (25 dias), iniciando às 00:00 hs do dia 22/12/2002. Considerou como condição inicial uma concentração uniforme com um valor de  $1 \mu\text{g.l}^{-1}$  de clorofila  $a$  para todo o sistema.

No segundo caso, também foi aplicado uma redução da radiação solar na superfície da água no Banhado do Taim visando representar o efeito da vegetação sobre a taxa efetiva de crescimento. A porcentagem de redução aplicada no Banhado do Taim foi de 80%, ou seja, apenas 20% da radiação solar era passada para o meio líquido. Este fator foi baseado de acordo com estudos em estandes experimentais de macrófitas aquáticas presente neste banhado (Ferreira, 2005). Assim, foi possível analisar processos relacionados a perdas e ganhos de biomassa fitoplancônica, além dos efeitos da advecção e difusão no transporte da matéria, bem como o comportamento da produção primária para a região de banhado. O tempo total de simulação foi de 2000 horas (83,33 dias), iniciando às 00:00 hs do dia 22/12/2002. Considerou a mesma condição inicial para a concentração de clorofila  $a$  para o caso sem vento.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Ajuste e verificação do modelo

Para os valores médios da faixa dos parâmetros hidrodinâmicos (Tabela 1) os níveis da água do SHT foram aferidos. A calibração do modelo hidrodinâmico pode ser observada nas Figura 3(a) e Figura 3(b).

É importante destacar que a introdução do balanço hidrológico (precipitação e evapotranspiração), mesmo que de forma simplificado, possibilitou aproximar a variação dos níveis. Porém, quando efeitos do balanço hídrico no sistema são significativos o modelo não consegue representar bem a variação da estimativa. Tal fato fica evidenciado quando observada a simulação para verificação do modelo (Figuras 3(c) e 3(d)). Ao final desta simulação, as curvas observada e estimada apresentam uma defasagem entre si, tanto na parte norte como na parte sul, que se justifica pelas incertezas relativas à vazão de bombeamento para irrigação do arroz e às perdas por evaporação nesse período. De acordo com o IBAMA (1993), somente em janeiro a retirada de vazão pode chegar a  $72 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  para as lavouras de arroz, que representa aproximadamente 10 cm de rebaiamento do nível d'água da lagoa em 15 dias de bombeamento (período de verificação do modelo).

Fica claro que a introdução do parâmetro “ $\theta$ ”, dentro de um esquema de diferenças finitas semi-implícito de discretização nas equações de águas rasas, minimiza os erros numéricos produzidos, próprios desses esquemas, e deve ser levado em conta na montagem do modelo numérico. Esta afirmação fica ainda mais forte quando comparados os níveis calculados com o modelo, para os dois valores de  $\theta$ , e os níveis registrados pelos dois linígrafos situados ao norte e ao sul da Lagoa Mangueira (Figura 3(a) e Figura 3(b)).

### Análise de sensibilidade do módulo biológico

Os valores das concentrações médias diárias para cada parâmetro do módulo biológico estão ilustrados no histograma da Figura 4. Para cada parâmetro numerado no eixo horizontal, de acordo com a Tabela 2, duas barras são apresentadas. A primeira corresponde ao máximo valor assinalado na faixa do parâmetro particular e a segunda ao valor mínimo desta faixa. Para cada coluna estão dispostos os valores de concentrações mínima, média, máxima diária de clorofila  $a$  em  $\mu\text{g.l}^{-1}$  representados pelos tirantes na coluna.

O histograma mostra que a saída do modelo é sensível a uma considerável parcela dos parâmetros envolvidos no processo de cálculo da taxa efetiva de crescimento. Os parâmetros para os quais a concentração de clorofila  $a$  é mais sensível às alterações são aqueles relacionados aos efeitos de temperatura nas algas ( $G_{\text{max}}$ ,  $\theta_T$  e  $\theta_R$ ) e as perdas por respiração e consumo por zooplâncton ( $k_{\text{ra}}$  e  $k_{\text{gz}}$ ). Os demais parâmetros têm efeitos pequenos, porém significativos, sobre as três medidas. Principalmente aqueles relacionados à penetração da luz na coluna d'água ( $I_s$  e  $k'_{cl}$ ) e à habilidade da alga em consumir fósforo ( $k_p$ ). ( $\text{mg.m}^{-3}$ ).

### Simulações de eutrofização: com e sem vento

Os quadros da Figura 5 mostram os campos de concentração de clorofila  $a$  em diferentes instantes dentro do período de simulação para o caso sem vento. É possível notar um gradiente da taxa efetiva de crescimento das regiões mais rasas (próximo às margens) para aquelas mais profundas (canal central) na Lagoa Mangueira. Isto significa uma produção primária de biomassa diferenciada na lagoa. As regiões mais rasas apresentam condições mais favoráveis para o crescimento uma vez que a penetração da luz na coluna d'água é mais eficiente, enquanto no canal a produtividade é menor (Figura 5(b) e Figura 5(c)). Ao longo de um dia é possível observar

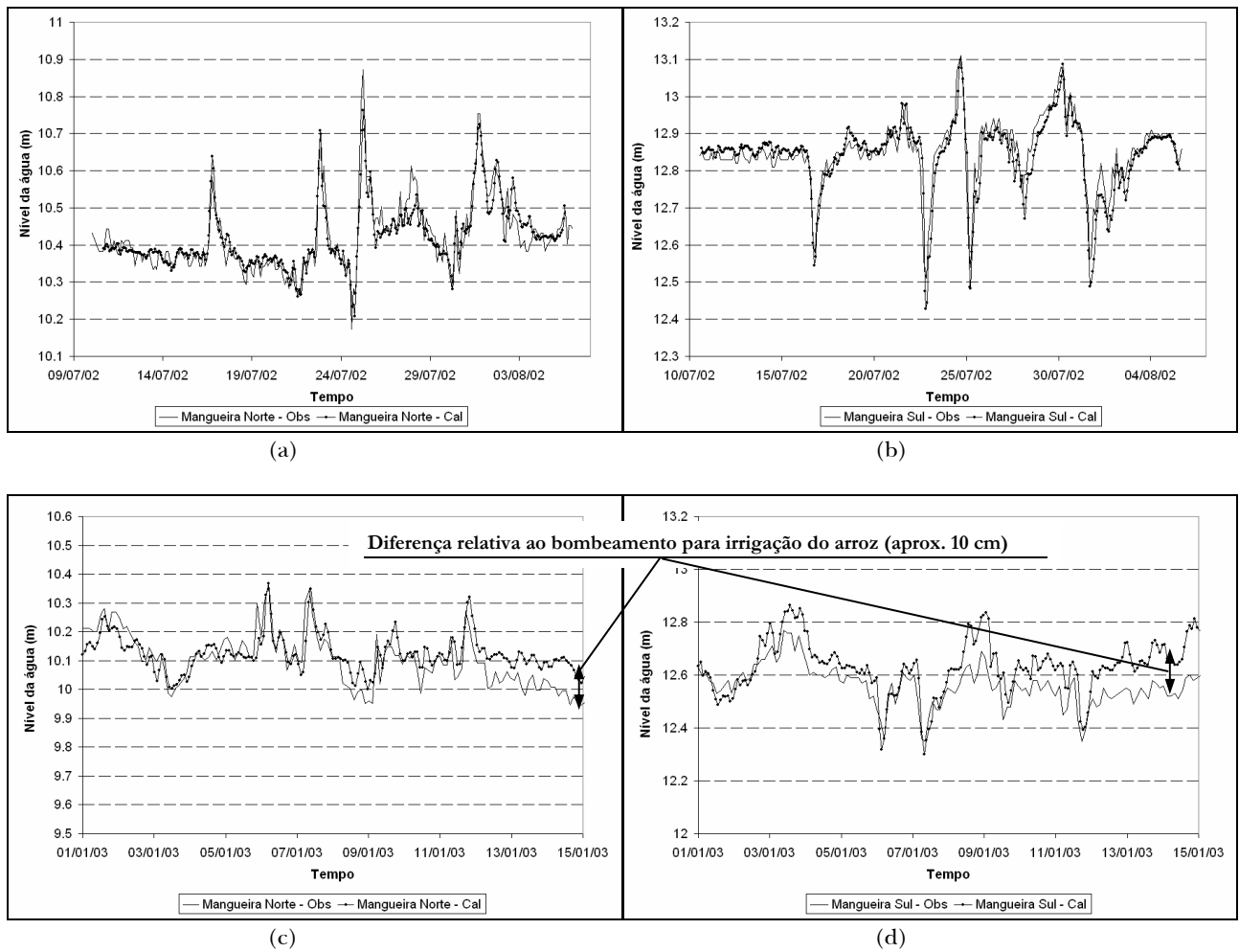


Figura 3 - (a) Ajuste de níveis em TAMAN da Lagoa Mangueira; (b) Ajuste de níveis em TAMAS da Lagoa Mangueira; (c) Verificação de níveis em um TAMAN da Lagoa Mangueira; (d) Verificação de níveis em TAMAS da Lagoa Mangueira (pontilhado – observado, simples - calculado para  $\theta = 0,55$ ).

um pulso da concentração de clorofila *a* em todo o sistema. Durante o período de incidência da luz na água a taxa efetiva de crescimento tende a ser positiva, sugerindo uma produção de biomassa. Entretanto, no período noturno, sem a incidência de luz, a taxa efetiva de crescimento assume valores negativos, ou seja, as taxas de consumo, respiração e excreção superam as de produção. Outro aspecto importante é a produtividade no Banhado do Taim (Figura 5(d), Figura 5(e) e Figura 5(f)). Em quase toda a região de banhado a profundidade é adequada para o crescimento. Desta forma, a produtividade naquela região é alta. Este fato não se reproduz na realidade, uma vez que a vegetação emergente da região do banhado inibe a penetração da luz no meio.

Considerando o efeito do vento sobre o sistema, um gradiente da taxa efetiva de crescimento parecido ao encontrado para a simulação sem vento é observado também nesta simulação. Este gradiente vai das regiões mais rasas (costa) para aquelas mais profundas (canal). Além disso, foi possível perceber uma transferência de material da zona litorânea para a zona pelágica devido ao efeito hidrodinâmico. A formação de pontais ao longo da conta da lagoa propicia zonas de recirculação que ajudam a conduzir o material que está na região mais rasa para a região mais profunda. Além disso, foi possível identificar que as regiões mais ao sul e ao norte da Lagoa Mangueira são áreas de alta produtividade e de acúmulo de material.

Com a aplicação de um coeficiente redutor da radiação solar incidente no Banhado do Taim, a produtividade tem um comportamento diferenciado das áreas sem vegetação emergente. Os quadros da Figura 6 mostram que uma redução de 80% dos valores da radiação solar produz uma minimização da produção primária com relação à simulação sem este coeficiente. Aplicando esta suposição, o campo de concentração de clorofila *a* no banhado tem valores bem diferentes dos valores estimados na Lagoa Mangueira. A redução da passagem de luz para o meio compromete a produção primária no Banhado e a taxa efetiva de crescimento assume valores negativos, fazendo com que o campo de concentração de clorofila *a* no Banhado do Taim possua valores de pequena magnitude (quadros da Figura 6).

Este coeficiente reproduz a realidade encontrada naquela região, porém resta saber qual o valor deste coeficiente que melhor representa o efeito da vegetação sobre a taxa efetiva de crescimento. Isso significa que, nesse caso, tal coeficiente é mais um parâmetro para calibração do módulo biológico. Somente com registros de concentração de clorofila *a* e de radiação solar que passa para o meio é possível estimar um valor aproximado deste coeficiente.

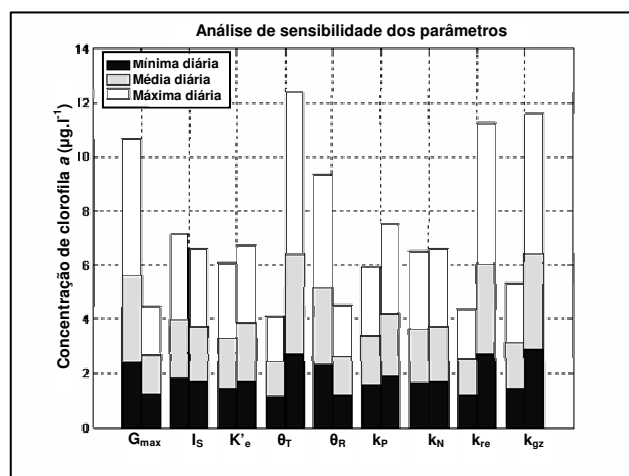


Figura 4 - Concentrações mínima, média máxima diária de clorofila *a* para o período de análise de sensibilidade para cada parâmetro do módulo biológico. Cada parâmetro foi simulado para seu valor máximo (primeira coluna) e em seguida para o seu valor mínimo (segunda coluna).

Próximo de 1200 horas de simulação (dentro do outono) o balanço diário entre a produção primária e a perdas muda de sinal, ou seja, a partir

deste ponto as perdas por respiração, consumo e excreção no período noturno superam os ganhos de biomassa no período de incidência solar (Figura 6(d) e Figura 6(e)).

## CONCLUSÃO

Esse artigo apresenta o ajuste hidrodinâmico e aplicação de um modelo bidimensional para simulação da biomassa fitoplânctônica, no Sistema Hidrológico do Taim.

No ajuste e verificação do módulo hidrodinâmico, o esquema de diferenças finitas semi-implícito, com abordagem Euleriana-Lagrangiana, mostrou bons resultados, permitindo utilizar maiores intervalos de tempo do que os utilizados em outros esquemas mantendo a estabilidade, conforme visto em trabalhos anteriores (Cassuli e Cattani, 1994; Wang et al, 1998).

A análise de sensibilidade dos parâmetros do módulo biológico auxiliou a minimizar a complexidade do modelo, tendo em vista o grande número de parâmetros que visam representar os processos relacionados de crescimento, perda de biomassa fitoplactônica em um único coeficiente ( $\mu_{\text{eff}}$ ). O controle de todos esses parâmetros é bastante complexo e que a calibração deste módulo é fundamental para a precisão da estimativa da concentração de clorofila *a*. Esta análise mostrou que os parâmetros para os quais a concentração de clorofila *a* é mais sensível a alterações são aqueles relacionados aos efeitos de temperatura nas algas ( $G_{\text{max}}$ ,  $\theta_T$  e  $\theta_R$ ) e às perdas por respiração e consumo por zooplâncton ( $k_{ra}$  e  $k_{gz}$ ). Os demais parâmetros têm efeitos pequenos, porém significativos, sobre as três medidas. Principalmente aqueles relacionados à penetração da luz na coluna d'água ( $I_s$  e  $k_{cl}$ ) e à habilidade da alga em consumir fósforo ( $K_p$ ).

Nas simulações biológicas foi identificado que as regiões mais rasas apresentam condições mais favoráveis à eutrofização uma vez que a penetração da luz na coluna d'água é mais eficiente e a produtividade nessas áreas são mais efetivas, enquanto que no canal a produtividade é baixa. Vale ressaltar que os resultados do modelo são integrados verticalmente e estratificação na coluna d'água não é representada.

O efeito da vegetação sobre a taxa efetiva de crescimento das populações de fitoplâncton se deu através de um coeficiente redutor da radiação solar incidente no meio. A estimativa deste coeficiente poderá ser realizada em medição *in situ*. Caso não



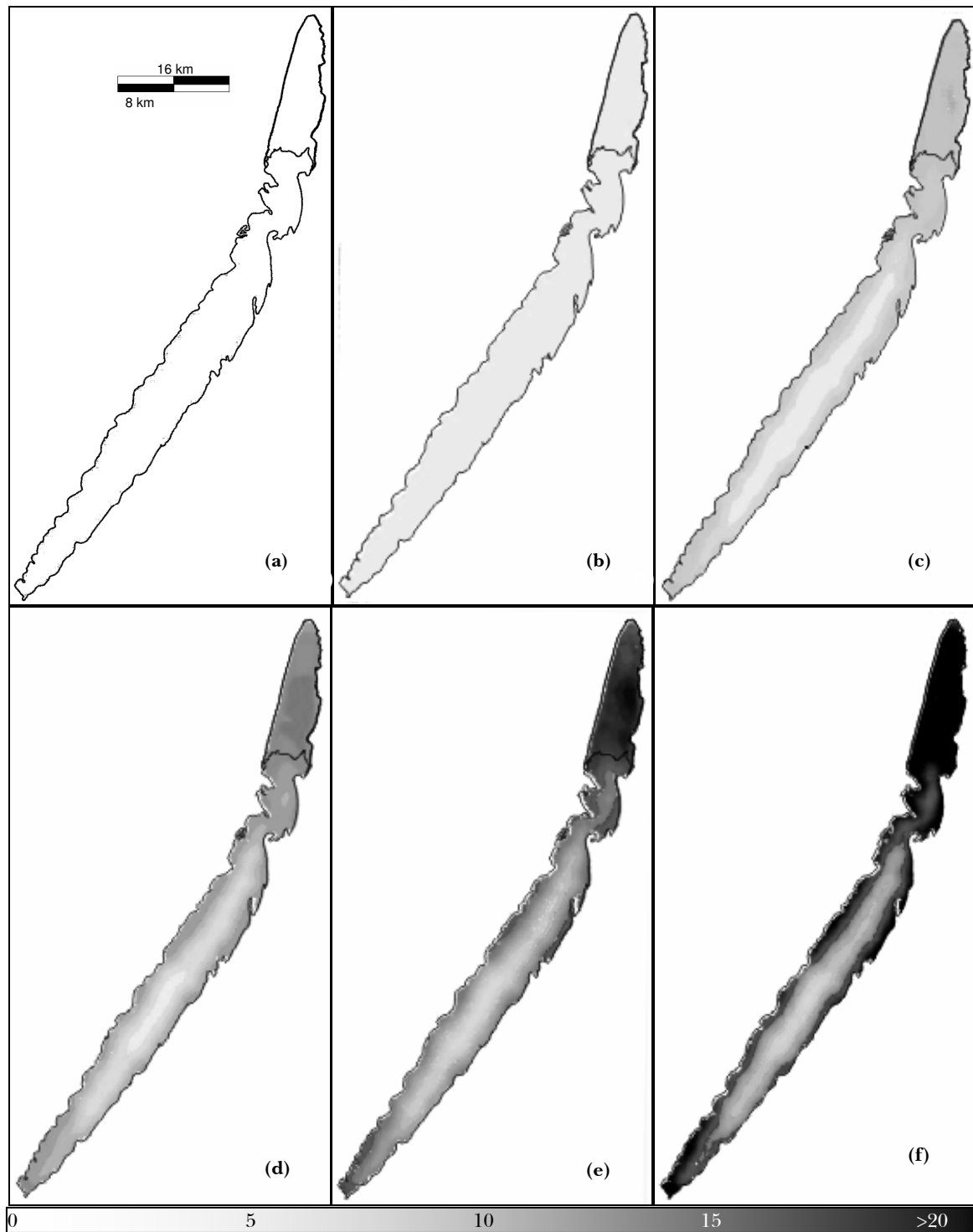
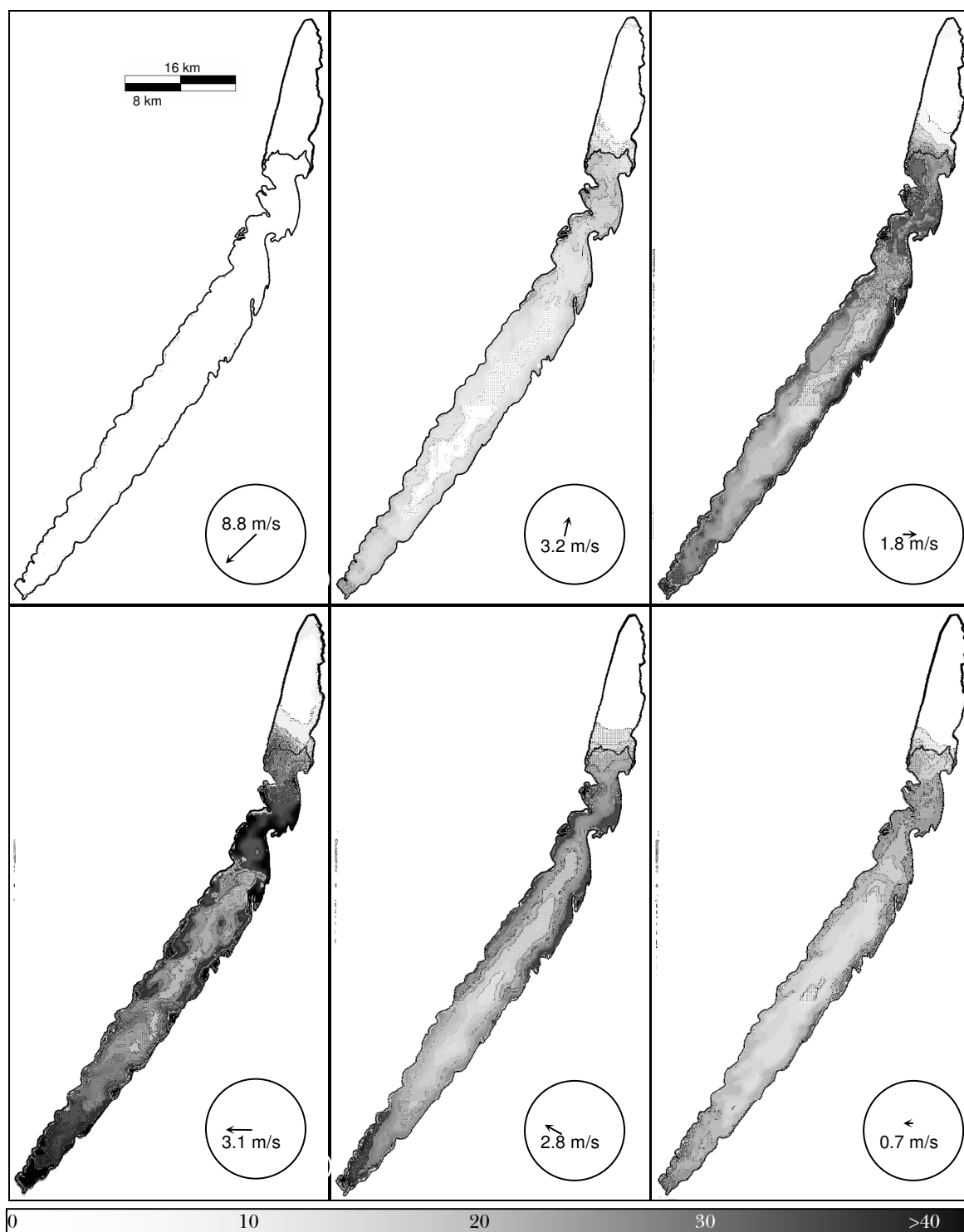


Figura 5 - Campos de concentração de clorofila *a* em  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , para o sistema sem vento e sem redução da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 120 horas; (c) 240 horas; (d) 360 horas; (e) 480 horas; (f) 600 horas. A escala de cores em níveis de cinza indica a variação da concentração de clorofila *a* de 0 a 20  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .



**Figura 6 - Campos de concentração de clorofila  $a$  em  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , para o sistema com vento e com uma redução de 80% da radiação solar incidente no Banhado do Taim, nos instantes: (a) 0 hora; (b) 400 horas; (c) 800 horas; (d) 1200 horas; (e) 1600 horas; (f) 2000 horas. A escala de cores em níveis de cinza indica a variação da concentração de clorofila  $a$  de 0 a 40  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Uma biruta, em cada quadro de simulação, indica a direção e a intensidade do vento.**

haja possibilidade desta estimativa, ele pode ser mais um parâmetro de calibração do módulo biológico.

Em futuras versões, pretende-se, ainda, aprimorar este modelo com a finalidade de representar com maior fidelidade as interações e processos bióticos. Desta forma, poderiam ser respondidas questões mais intrigantes como a competição do fitoplâncton por luz e nutrientes com outros organismos aquáticos, ou, até mesmo, a avaliação da eutrofização considerando distinção entre classes fitoplanctônicas, tais como cianobactérias, algas verdes e diatomáceas.

## REFERÊNCIAS

- BELTRAME, L; TUCCI, C. E. M. (1998). *Estudo para avaliação da disponibilidade hídrica da bacia da lagoa Mirim*. IPH-UFRGS, Porto Alegre.
- CASULLI, V.; CATTANI, E. (1990). Stability, accuracy and efficiency of a semi-implicit method for three-dimensional shallow water flow. *Computers Math. Applic.* 27(4): 99 – 112.
- CHAPRA, S. (1997). *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering. Editora: McGraw-Hill.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.
- EDMONDSON, W. T.; LEHMAN, J. T. (1981). The effect of changes in the nutrients income on the condition of Lake Washington. *Limnol Oceanogr.* 26,1-29.
- FERREIRA, T.F. (2005). *Ecologia e Aplicabilidade de Métodos para Avaliação da Produção Primária de Zizaniopsis Bonariensis, uma Macrófita Aquática Emergente, no Sistema Hidrológico do Taim, RS*. PPG Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 156p. (Dissertação de mestrado)
- FRAGOSO JR, C. R. (2005). *Simulações da dinâmica de fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim*. Porto Alegre. Dissertação de Mestrado. UFRGS. 151p.
- GOMES, A.; TRICART, J.L.F.; TRAUTMANN, J. (1987). *Estudo Ecodinâmico da Estação Ecológica do Taim e Seus Arredores*. Porto Alegre, Editora da Universidade. 82 p.
- IBAMA. (1993). *Plano de ação emergencial para a estação ecológica do Taim*. Brasília: IBAMA. 72p.
- JAKOBSEN, T. S.; HANSEN, P. B.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M. (2003). Impact of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* on Zooplankton and Chlorophyll a in Shallow, Brackish Lagoons. *Marine Ecology Progress Series*. 262: 277-284.
- JAKOBSEN, T. S.; HANSEN, P. B.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M. (2004). Cascading effect of three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* on Community Composition Size, Biomass and Diversity of Phytoplankton in Shallow, Eutrophic Brackish Lagoons. *Marine Ecology Progress Series*. 279: 305-309.
- 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.; JENSEN, J. P., SØNDERGAARD, M. (2002a). Response of phytoplankton, zooplankton and fish to re-oligotrophication: an 91-year study of 23 Danish lakes. *Aquat Ecosys Health Manage.* 5:31–43.
- JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.A.; SØNDERGAARD, M.O.; CHRISTOFFERSEN, K.; JÜRGENS, K.; THEILNIELSEN, 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.; LAURIDSEN, T. L.; JENSEN, J. P.; JENSEN, C.; FAAFENG, B.; HESSEN, D. O., CHRISTOFFERSEN, K.; BURNS, C. W. (2003). The Impact of Nutrient State and Lake Depth on Top-Down Control in the Pelagic Zone of Lakes: A Study of 466 Lakes from the Temperatura Zone to the Arctic. *Ecosystems*. 6:313–325.
- JEPPESEN E, LAURIDSEN TL, MITCHELL SF, CHRISTOFFERSEN K, BURNS CW. (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.; 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.; SØNDERGAARD, M. A.; SØNDERGAARD, M. O.; CHRISTOFFERSEN, K.; JÜRGENS, K.; THEILNIELSEN, 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
- LOPARDO, N. (2002). *Estudo Hidrodinâmico e Correlação com Sólidos Suspensos e Turbidez na Lagoa Itapeva do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre. 168p.
- MARTIN, J. L.; MCCUTCHEON, S. C. (1998). *Hydrodynamics and transport for water quality modeling*. Editora: Lewis. Res. Prog., USACE, Washington DC.

- OLSÉN, P; WILLÉN, E. (1980). Phytoplankton response to sewage reduction in Vattern, a large oligotrophic lake in Central Swede. *Arch. Hydrobiolog.* 89:171-188.
- PAZ, A. R. (2003). *Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS)*. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto Alegre. 155p.
- SAS, H. (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations*. Academia Verlag Richarz, St. Augustin.
- SCHLADOW, S. G.; HAMILTON, D. P. (1996a). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I – Model description. *Ecological Modelling.* 96: 111-123.
- SCHLADOW, S. G.; HAMILTON, D. P. (1996b). Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part II – Model calibration, sensitivity analysis and application. *Ecological Modelling.* 96: 91-110.
- VILLANUEVA, A. O. N. (1997). *Simulação de áreas de inundação dinâmicas, canais compostos e wetlands*. Tese de doutorado. UFRGS – Porto Alegre. 125p.
- VILLANUEVA, A.O.N., MOTTA MARQUES, D.; TUCCI, C.E.M. (2000). The Taim wetland conflict: a compromise between environment conservation and irrigation. *Water International.* 25(4): 610 – 616.
- 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.
- WU, F.-C.; SHEN, H.W.; CHOU, Y.J. (1999). Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation. *Journal of Hydraulic Engineering,* v. 125, n. 9, p. 934-942.

*abiotic and biotic processes of these systems. The considered model is comprised of three modules: (a) hydrodynamic; (b) nutrient transport and (c) biological which deals with phytoplankton productivity. This paper presents the sensitivity analysis of the biological parameters model, parameter calibration of the hydrodynamic model and eutrophication simulation of the Taim Hydrologic System (SHT-Sistema Hidrológico do Taim), whose aim is to identify regions with a high eutrophication potential. The sensitivity analysis of the biological parameters has shown that the chlorophyll a concentration is most sensitive to changes in the parameters involving water temperature effect and the losses due to respiration and grazing. The eutrophication simulations have shown that the shallow regions present the most favorable conditions for eutrophication, while in the deep region (pelagic region) and in the wetland region where solar radiation is decreased due to the aquatic macrophyte barrier found there, productivity is lower.*

*Key-words: calibration, sensitivity analysis , phytoplankton.*

## ***Eutrophication Simulation in Shallow Lakes II: Taim System(RS)***

### ***ABSTRACT***

*Water resource management involves analyzing the different economic-social scenarios and environmental development. A shallow aquatic ecosystem such as wetlands or lakes can become eutrophic due affluent conditions, as well as physical, chemical and biological elements. Primary production responds to nutrient availability, suggesting that alterations at the top of the food-web can influence the highest trophic levels. Eutrophication is correlated with the variation in the composition of the phytoplankton population, which can be characterized as a strong biological indicator of the trophic level of those ecosystems. Aiming to evaluate the potential of eutrophication in shallow aquatic ecosystems a model was developed to represent the main*