

Contribuições para o Desenvolvimento da Capacidade de Previsão de um Modelo de Qualidade de Água

Cynara L. da Nóbrega Cunha, Aldo Pacheco Ferreira

Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental – ENSP- FIOCRUZ.

cynara@ensp.fiocruz.br e aldoferreira@fiocruz.br

Paulo C. C. Rosman

Programa de Engenharia Oceânica – COPPE UFRJ

pccr@peno.coppe.ufrj.br

Recebido: 21/12/04 – revisado: 03/03/05 – aceito: 03/03/06

RESUMO

Neste trabalho é apresentada uma contribuição para o desenvolvimento da capacidade de previsão de um modelo de qualidade de água a ser utilizado como instrumento tecnológico capaz de avaliar impactos do lançamento de carga poluidora. O modelo de qualidade de água faz parte do Sistema de Base Hidrodinâmica Ambiental, denominado SisBAHIA®, e considera os ciclos do nitrogênio e do fósforo e o balanço de oxigênio, além da temperatura e da salinidade. Considerando que o modelo desenvolvido permite várias soluções, o trabalho apresenta o desenvolvimento de vários modelos simplificados e, posteriormente, aumentando o nível de complexidade, um modelo abrangente capaz de avaliar as condições de qualidade da água de um sistema hídrico a partir do lançamento de uma carga de poluente. A aquisição dos níveis de confiabilidade foi feita através da comparação com resultados analíticos, levando em consideração diferentes níveis de complexidade. Os resultados obtidos pelo modelo mostram uma excelente concordância com as soluções analíticas.

Palavras-chave: *Previsão, sistema hídrico, qualidade de água.*

INTRODUÇÃO

O planejamento e o uso de um corpo d'água envolvem o conhecimento e a definição de prioridades no que se refere às suas múltiplas finalidades, sendo a definição do uso desejável da água uma matéria que deve ser considerada para discussão e interação entre as políticas ambiental e econômica. O conceito de *qualidade da água* passa, obrigatoriamente, pelo nível de exigência correspondente ao seu uso e não reflete um grau de pureza mas, sim, um padrão que possa satisfazer o uso para o qual foi designada. O conhecimento dos mecanismos envolvidos na preservação desta qualidade é essencial para que o planejamento dos recursos hídricos possa ser feito com o mínimo dano ao meio ambiente, tornando-se necessário o desenvolvimento de instrumentos tecnológicos capazes de conhecer o sistema hídrico, e que criem condições técnicas que possam apoiar as decisões relacionadas à gestão dos recursos hídricos.

Entender o sistema hídrico de forma global e, conseqüentemente, conhecer os processos químicos, físicos e biológicos do ecossistema é essencial para criar alternativas sustentáveis de desenvolvimento. O principal problema ambiental relacionado ao sistema hídrico é decorrente do excesso da carga poluidora, doméstica ou industrial, lançada no meio hídrico, bem como do aumento da demanda de água, que reduz as vazões e favorece as contaminações. É necessário desenvolver metodologias eficientes para que se possa entender melhor os impactos e então atuar no sentido de minimizar os efeitos da poluição. Neste contexto, o controle da poluição dos recursos hídricos é um importante aliado para a implementação de ações de prevenção da saúde da população e do meio ambiente, tendo em vista a importância desses sistemas para a vida humana.

Os modelos de qualidade de água são instrumentos tecnológicos capazes de avaliar os impactos gerados pelo lançamento de carga poluidora em um determinado corpo d'água, podendo ser mais ou menos precisos, dependendo das hipóteses adotadas na formulação do modelo matemático. A con-

dição necessária, mas não suficiente, para que os modelos de qualidade de água tenham capacidade de previsão é que possam ser capazes de simular condições observadas a priori, durante um determinado intervalo de tempo. O termo “capacidade de previsão”, usado aqui, significa: desenvolvimento e uso de modelos determinísticos, baseados em conhecimentos físicos e ecológicos, para avaliar condições de qualidade de água em corpos d’água. Note-se que o ajuste de equações de regressão pode satisfazer a condição de calibração necessária, mas é pouco confiável como ferramenta de previsão.

Um dos maiores problemas para o desenvolvimento da capacidade de previsão do modelo de qualidade de água é a determinação do grau de complexidade do modelo, que representa o compromisso entre realidade da natureza e a abstração do modelo matemático.

O modelo de qualidade de água simula as mudanças (trocas) de concentração considerando os processos químicos, físicos e biológicos. O entendimento e o modelamento destes processos (ou reações) são importantes na construção do modelo; em sua maior parte, esses processos são modelados usando reações de primeira ordem ou de saturação. Para a modelagem, um grande número de constantes, associadas às substâncias modeladas é requerido, o que gera grandes incertezas sobre estes processos de transformações. A capacidade de previsão do modelo de qualidade de água passa obrigatoriamente pela correta definição destes processos e das constantes. Como existem poucos dados para a determinação das constantes para os corpos d’água brasileiros, os resultados obtidos podem possuir um grau de incerteza bastante grande. Optou-se, neste trabalho, por criar modelos mais simples, com um número menor de constantes; conseqüentemente um melhor entendimento da modelagem destes processos é viabilizado.

A adoção de um determinado modelo matemático para simular as condições de qualidade da água de um sistema hídrico depende do grau de complexidade do modelo, dos dados disponíveis sobre o sistema, das características hidráulicas e do conhecimento das condições químicas e biológicas do sistema e das cargas poluidoras. Basicamente o modelo de qualidade de água resolve a equação do balanço de massa para várias substâncias relacionadas, ou seja, resolve um modelo de transporte euleriano para cada constituinte, considerando as reações químicas da substância com o meio ou com outra substância. A descrição do modelo de transporte euleriano, usado para cada substância, pode ser encontrada em Cunha *et al.* (2002).

Este trabalho apresenta uma contribuição para o desenvolvimento da capacidade de previsão do modelo de qualidade de água como instrumento tecnológico capaz de avaliar impactos do lançamento de carga poluidora, a partir da construção de modelos simplificados ou menos complexos. Um modelo com vários níveis de complexidade apresenta, como vantagem, a possibilidade de ser usado para análise das transformações cinéticas separadamente permitindo, assim, certificar o modelo geral, mais complexo, com a mesma confiabilidade obtida pelos modelos menos complexos.

O modelo de qualidade de água usado neste trabalho faz parte do Sistema de Base Hidrodinâmica Ambiental, denominado SisBAHIA®, desenvolvido pela Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica do Programa de Engenharia Oceânica da COPPE/UFRJ (www.peno.coppe.ufrj.br/SisBahia). Para maiores informações sobre o SisBAHIA® o leitor deve reportar-se a Rosman (2000). O modelo de qualidade de água considera o contaminante passivo e não-conservativo, ou seja, as substâncias presentes na água não afetam a circulação hidrodinâmica do corpo d’água e sofrem modificação de concentração através de processos físicos, químicos e biológicos. Sendo assim, a simulação do padrão de circulação hidrodinâmica é essencial na estrutura computacional quando da modelagem de parâmetros de qualidade de água.

O modelo de qualidade de água do SisBAHIA® considera os ciclos do nitrogênio e do fósforo e o balanço de oxigênio. Como as reações cinéticas modeladas variam fortemente com a temperatura e salinidade (Sellers, 1965), o modelo foi construído considerando as seguintes substâncias: Amônia (C_1), Nitrato (C_2), Nitrogênio Orgânico (C_7), Biomassa de Fitoplâncton (C_4), Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (C_5), Oxigênio Dissolvido – OD (C_6), Fósforo Inorgânico (C_3), Fósforo Orgânico (C_8), Clorofila_a (C_9), Temperatura (C_T), e Salinidade (C_S). A Clorofila_a deve ser especificada como condição inicial, e internamente convertida em Biomassa de Fitoplâncton, sendo este parâmetro calculado pelo modelo. A descrição geral do modelo de qualidade de água, usado neste trabalho, pode ser encontrada em Cunha *et al.* (2003). Este modelo possibilita ainda que os ciclos possam ser resolvidos separadamente. Neste caso, é possível resolver o balanço de oxigênio, os ciclos do nitrogênio e do fósforo separadamente ou em conjunto, incluindo a solução da temperatura e da salinidade. Há, ainda, a possibilidade de resolver a temperatura e a salinidade conjuntamente ou isoladamente. Considerando que o modelo desenvolvido permite várias soluções, o

presente trabalho apresenta o desenvolvimento de vários modelos simplificados (ciclo do nitrogênio e modelo OD-DBO), e posteriormente, aumentando o nível de complexidade, o de um modelo abrangente capaz de avaliar as condições de qualidade da água de um sistema hídrico a partir do lançamento de uma carga de poluente.

DEFINIÇÃO DO CANAL DE ESTUDO

No desenvolvimento da capacidade de previsão do modelo de qualidade de água, os processos de transporte difusivos e advectivos são importantes, além das transformações cinéticas. Neste sentido são desenvolvidos dois processos de transporte, considerando diferentes padrões de circulação. Em todos os modelos, o canal considerado é alinhado com o eixo x , com comprimento total de 15,0km, 200,0m de largura e 3,0m de profundidade. A malha usada é formada por 300 elementos e 1505 nós, igualmente espaçados com $\Delta x = \Delta y = 50,0m$, caracterizando um escoamento unidimensional. O canal pode ser observado na Figura 1.

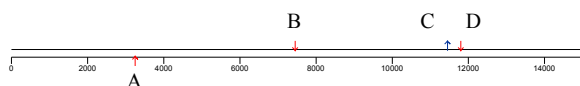


Figura 1 – Canal com 15,0 km de comprimento por 200,0 m de largura, com 3,0 m de profundidade.

No primeiro estudo considera-se a velocidade de nula; neste modelo o destaque são as reações cinéticas. Neste caso não há transporte advectivo, apenas difusão turbulenta de massa. A equação de transporte é reduzida à forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(H \left[D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right] \right) \pm \Sigma R \quad (1)$$

onde C é a concentração do escalar de interesse, H é a altura da coluna d'água, ΣR representa as reações cinéticas, ou seja, as fontes ou perdas de massa integradas na direção vertical e D_{ij} é o tensor que representa o coeficiente de difusão turbulenta de massa; na equação (1), $i, j = 1, 2$.

No segundo estudo, a água escoa no canal com velocidade U constante; a equação de transporte considera todos os termos, sendo escrita como (Fischer, 1979):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial x_i} = \frac{1}{H} \frac{\partial}{\partial x_j} \left(H \left[D_{ij} \delta_{jk} + \frac{\Lambda_k^2}{12} \frac{\partial U_j}{\partial x_k} \right] \frac{\partial C}{\partial x_k} \right) \pm \Sigma R \quad (2)$$

onde U_i são as componentes da velocidade na direção x_i promediadas na direção vertical, δ_{jk} representa o delta de Kronecker e $\Lambda_k = \alpha_k \Delta x_k$ é a largura do filtro na dimensão x_k , sendo α_k um parâmetro de escala. Na equação (2), $i, j = 1, 2$ e $k = 1, 2, 3$, sendo $k = 3$ correspondente ao tempo t (no contexto $x_3 = t$). Foram considerados dois casos para este estudo: *i*) a água escoa no canal com velocidade U constante e igual a 0,03 m/s, na aplicação do modelo OD-DBO, sendo possível, desta maneira, visualizar as curvas de consumo de oxigênio dentro do domínio do modelo, e *ii*) a velocidade igual a 0,25 m/s, típica de rios, para o estudo do lançamento de efluentes de esgoto doméstico.

MODELOS DO CICLO DO NITROGÊNIO

Os componentes do ciclo do nitrogênio são: amônia (NH_4), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), nitrogênio componente de fitoplânctons e zooplânctons, nitrogênio orgânico particulado e dissolvido. Não estão incluídos o nitrogênio livre e nem as trocas de nitrogênio entre a atmosfera e os sedimentos do fundo. O modelo de qualidade de água do SisBA-HIA[®] considera como incógnitas no ciclo do nitrogênio: Nitrogênio Orgânico (C_7), Nitrato (C_2), Biomassa de Fitoplâncton (C_4) e Amônia (C_1). Os processos cinéticos modelados para cada substância são:

- Para o nitrogênio orgânico: decaimento, mineralização e deposição.
- Para o nitrato: nitrificação, crescimento e desnitrificação.
- Para a biomassa de fitoplâncton: crescimento, decaimento e sedimentação.
- Para a amônia: mineralização, decaimento, crescimento e nitrificação.

A modelagem matemática dos processos cinéticos considerados para cada substância é obtida segundo as equações:

- Nitrogênio Orgânico (C_7):

$$\frac{\partial C_7}{\partial t} = D_{PI} \Theta_{DPI}^{T-20} a_{nc} f_{on} C_4 - K_{71} \Theta_{71}^{T-20} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_7 - \frac{V_{s3}(1-f_{D7})}{H} C_7 \quad (3)$$

- Amônia (C_1):

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} = D_{PI} \Theta_{DPI}^{T-20} a_{nc} (1-f_{on}) C_4 - G_{PI} a_{nc} P_{NH3} C_4 + K_{71} \Theta_{71}^{T-20} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_7 - K_{12} \Theta_{12}^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{NT} + C_6} \right) C_1 \quad (4)$$

- Nitrato (C_2):

$$\frac{\partial C_2}{\partial t} = K_{12} \Theta_{12}^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{NT} + C_6} \right) C_1 - G_{PI} a_{nc} (1-P_{NH3}) C_4 - K_{2D} \Theta_{2D}^{T-20} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + C_6} \right) C_2 \quad (5)$$

- Biomassa (C_4):

$$\frac{\partial(a_{nc} C_4)}{\partial t} = G_{PI} a_{nc} C_4 - D_{PI} a_{nc} \Theta_{DPI}^{T-20} C_4 - \frac{V_{s4}}{H} a_{nc} C_4 \quad (6)$$

As constantes usadas nas equações podem ser observadas na Tabela 1.

Harleman (1978) desenvolveu vários modelos para o ciclo do nitrogênio variando o grau de complexidade. A questão de complexidade do modelo pode ser considerada em relação ao estado de conhecimento dos processos envolvidos. Sendo assim, justifica-se a inclusão de alguns componentes do ciclo do nitrogênio em detrimento de outros. O modelo considera uniforme o grau de complexidade de todos os componentes. Neste trabalho foram usados dois modelos desenvolvidos por Harleman (1978), sendo os resultados obtidos pelo SisBAHIA[®] comparados à solução analítica; em ambos, a velocidade no canal é nula, sendo possível observar apenas os efeitos das reações cinéticas, sem qualquer influência do transporte advectivo. O primeiro modelo, denominado modelo 1, menos complexo, considera apenas o processo de nitrificação no ciclo específico da amônia e nitrato, já que o modelo não considera a forma intermediária do nitrito. Neste modelo a amônia é convertida diretamente em ni-

trato segundo uma reação de primeira ordem. As equações que descrevem este processo são as seguintes:

$$\frac{dN_1}{dt} = -K_0 N_1 \quad (7)$$

$$\frac{dN_2}{dt} = K_0 N_1 \quad (8)$$

onde N_1 é a concentração de amônia, N_2 é a concentração de nitrato e K_0 é a taxa de nitrificação, ou uma taxa de decaimento. A solução deste sistema é dada por:

$$\frac{N_1}{N_{10}} = e^{-K_0 t} \quad (9)$$

$$\frac{N_2}{N_{10}} = 1 - e^{-K_0 t} \quad (10)$$

onde N_{10} é o valor inicial atribuído à amônia.

Na solução analítica considerou-se $K_0=0,22/\text{dia}$; como condição inicial para a amônia, $N_{10}=17,5 \text{ mg/L}$. A

Figura 2 mostra a comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA[®] e a solução analítica. Pode-se observar que o SisBAHIA[®] representa bem o processo de nitrificação, preservando a massa do sistema. Nesta simulação as parcelas do modelo referentes aos outros processos de transformação foram desconsideradas. As demais constantes usadas pelo modelo 1 podem ser observadas na Tabela 2. As condições iniciais usadas pelo SisBAHIA[®] devem relacionar todas as substâncias, embora o cálculo seja feito apenas para Amônia e Nitrato. As condições iniciais são:

$$\begin{aligned} C_7(x, 0) &= 20,0 \text{ } ^0\text{C}, \\ C_s(x, 0) &= 0,0, C_1(x, 0) = 17,5, C_2(x, 0) = 0,0, \\ C_4(x, 0) &= 0,0, C_5(x, 0) = 0,0, C_6(x, 0) = 0,0, \\ C_7(x, 0) &= 0,0, C_8(x, 0) = 0,0 \text{ e } C_9(x, 0) = 0,0 \text{ mg/L}. \end{aligned}$$

No modelo 2, variando a complexidade em relação os processos envolvidos, foram considerados, além da amônia e do nitrato, o nitrogênio orgânico dissolvido na coluna d' água. A Figura 3 mostra os

Tabela 1 – Constantes consideradas pelo SisBAHIA® para o ciclo do nitrogênio.

	Constantes	Unidade
V_{S3}	Velocidade de deposição de substância orgânica	(m/dia)
K_{2D}	Coeficiente de desnitrificação em 20°C	(/dia)
Θ_{2D}	Coeficiente de temperatura para desnitrificação	
K_{NO3}	Metade da constante de saturação limitado pelo OD	(mg N/L)
K_{I2}	Coeficiente de nitrificação em 20°C	(/dia)
Θ_{I2}	Coeficiente de temperatura para a nitrificação	
K_{NIT}	Metade da constante de saturação para OD limitado pelo processo de nitrificação	(mg O ₂ /L)
G_{PI}	Taxa de crescimento	(/dia)
P_{NH3}	Termo de referência da amônia	
D_{PI}	Coeficiente de decaimento da biomassa em 20°C	(/dia)
Θ_{DPI}	Coeficiente de temperatura para o decaimento da biomassa	
f_{on}	Fração de morte e respiração da biomassa	
V_{S4}	Velocidade de sedimentação da biomassa	(m/dia)
a_{nc}	Relação carbono-nitrogênio	(mg N/ mg C)
K_{71}	Coeficiente de mineralização do nitrogênio orgânico	(/dia)
Θ_{71}	Coeficiente de temperatura para a mineralização do nitrogênio orgânico	
K_{mPc}	Metade da constante para mineralização do fitoplâncton	(mg C/L)
f_{D7}	Fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna d'água	

resultados obtidos considerando as três substâncias, comparando os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e a solução analítica correspondente a 60 dias de simulação, com uma excelente concordância entre os resultados. Este modelo representa a mineralização e posterior oxidação do nitrogênio orgânico, onde o nitrogênio é convertido primeiramente na amônia e posteriormente no nitrato, segundo reações de primeira ordem. As equações que descrevem estes processos são:

$$\frac{dN_7}{dt} = -K_{77}N_7 \quad (11)$$

$$\frac{dN_1}{dt} = K_{77}N_7 - K_{11}N_1 \quad (12)$$

$$\frac{dN_2}{dt} = K_{11}N_1 - K_{22}N_2 \quad (13)$$

onde N_7 é a concentração de nitrogênio orgânico, K_{77} é a taxa de mineralização, K_{11} é a taxa de nitrificação e K_{22} é a taxa de desnitrificação. A solução do sistema é (Thomann & Mueller, 1987):

$$\frac{N_7}{N_{70}} = e^{-K_{77}t} \quad (14)$$

$$N_1 = \frac{K_{77}N_{07}}{K_{11} - K_{77}} \left[e^{-K_{77}t} - e^{-K_{11}t} \right] + N_{10}e^{-K_{11}t} \quad (15)$$

$$N_3 = \frac{K_{77}K_{11}}{K_{11} - K_{77}} \left[\frac{e^{-K_{77}t} - e^{-K_{22}t}}{K_{22} - K_{77}} - \frac{e^{-K_{11}t} - e^{-K_{22}t}}{K_{22} - K_{11}} \right] N_{70} + \frac{K_{11}}{K_{22} - K_{11}} \left[e^{-K_{11}t} - e^{-K_{22}t} \right] N_{10} + N_{20}e^{-K_{22}t} \quad (16)$$

onde N_{70} é o valor inicial atribuído ao nitrogênio orgânico, N_{10} é o valor inicial atribuído à amônia e N_{20} é o valor inicial atribuído ao nitrato.

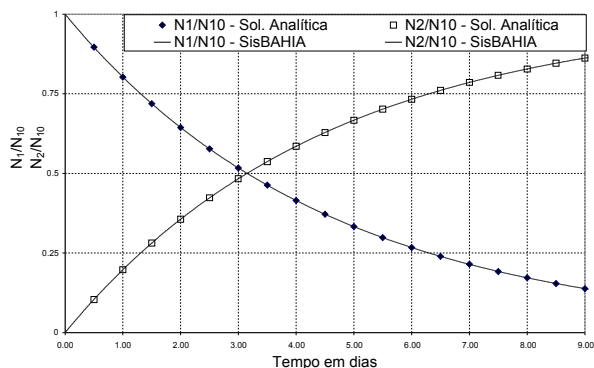


Figura 2 - Comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e a solução analítica, considerando apenas o processo de nitrificação.

Tabela 2 – Constantes consideradas pelo SisBAHIA® nos modelos 1 e 2.

	Modelo 1	Modelo 2	Unidade
V_{S3}	0,0	0,0	(m/dia)
K_{2D}	0,0	0,28	(/dia)
K_{NO3}	0,0	1,0	(mg N/L)
K_{I2}	0,16	0,20	(/dia)
K_{NTT}	0,0	0,0	(mg O ₂ /L)
G_{PI}	0,0	0,0	(/dia)
P_{NH3}	0,0	0,0	
D_{PI}	0,0	0,0	(/dia)
f_{on}	0,5	0,5	
V_{S4}	0,0	0,0	(m/dia)
a_{nc}	0,0	1,0	(mg N/ mg C)
K_{71}	0,0	0,2	(/dia)
K_{mPe}	1,0	1,0	(mg C/L),
f_{D7}	0,0	0,0	

Conforme esperado, e em acordo com os dados relatados na literatura, o nitrogênio orgânico é praticamente consumido durante os 60 dias, com o crescimento, primeiramente, da amônia e, posteriormente, do nitrato. Ao final da simulação, o nitrogênio orgânico se transformou em nitrogênio inorgânico, principalmente na forma de nitrato. A não presença da biomassa justifica os resultados encontrados. A Tabela 2 mostra as demais constantes usadas pelo SisBAHIA® para o modelo 2. Deve-se ainda impor condições iniciais para as substâncias envolvidas no cálculo, amônia, nitrato e nitrogênio orgânico, bem como as demais substâncias conside-

radas constantes durante a simulação. As condições iniciais são:

$$C_T(x, 0) = 20,0 \text{ } ^\circ\text{C}, C_s(x, 0) = 0,0, C_1(x, 0) = 0,001, \\ C_2(x, 0) = 0,02, C_4(x, 0) = 0,0, C_5(x, 0) = 1,0, \\ C_6(x, 0) = 0,0, C_7(x, 0) = 0,6, C_8(x, 0) = 0,0 \text{ e} \\ C_9(x, 0) = 0,0 \text{ mg/L.}$$

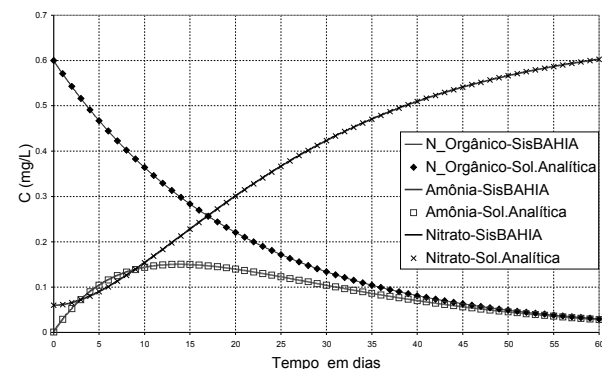


Figura 3 – Comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e a solução analítica considerando além da amônia e do nitrato, o nitrogênio orgânico dissolvido na coluna d'água durante 60 dias de simulação.

MODELAGEM DO BALANÇO DE OXIGÊNIO EM CORPOS D'ÁGUA

Um dos principais indicadores da qualidade da água é o oxigênio dissolvido, indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios (Mota, 2003) e para o equilíbrio ambiental como um todo. Em condições normais, as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio, devido à baixa solubilidade, com concentrações de saturação de aproximadamente 8 mg/L, dependente da altitude, da temperatura e do teor de sal existente na água. A presença de certos poluentes, principalmente de origem orgânica, provoca a diminuição da concentração de OD, podendo levar ao desaparecimento e, conseqüentemente, à extinção dos organismos aquáticos aeróbios, já que a decomposição da matéria orgânica, pelas bactérias aeróbias, é feita a partir do consumo do oxigênio dissolvido. Com a extinção do oxigênio dissolvido surgem outras formas de vida no meio anaeróbio, por vezes produzindo resíduos tóxicos.

A matéria orgânica é introduzida nos corpos d'água principalmente através do lançamento de esgoto doméstico, podendo estar presente em al-

guns efluentes industriais ou até mesmo naturalmente, como parte dos ciclos biogeoquímicos. Em grande quantidade pode causar o aumento do número de microrganismos e, conseqüentemente, o consumo excessivo do oxigênio dissolvido. Geralmente são usados dois indicadores de matéria orgânica na água: a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO). DBO e DQO representam as quantidades de oxigênio necessárias à oxidação da matéria orgânica por ação de bactérias aeróbias e por ação de um agente químico, respectivamente. A DBO é usada pelo SisBAHIA® como indicador do teor de matéria orgânica, podendo ser usada para avaliar o impacto do lançamento de uma carga de poluente orgânico na qualidade da água de um determinado recurso hídrico.

O modelo OD-DBO relaciona a poluição de um corpo d'água por matéria orgânica e a queda dos níveis de oxigênio dissolvido, provocada pela respiração dos microrganismos envolvidos na depuração dos esgotos. Neste modelo há um balanço entre as formas de consumo e as fontes de produção do OD; quando o consumo é maior que a fonte, há o decréscimo da concentração de OD. No modelo de qualidade de água do SisBAHIA®, as incógnitas do balanço de oxigênio são a Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO (C_5) e o Oxigênio Dissolvido, OD (C_6). Os processos cinéticos de consumo e fontes envolvidos são:

- Para a Demanda Bioquímica de Oxigênio são incluídos: decaimento, oxidação, desnitrificação e deposição.
- Para o Oxigênio Dissolvido são incluídos: reaeração (fonte), crescimento ou fotossíntese (fonte), respiração (consumo), nitrificação (consumo), oxidação (consumo) e demanda de oxigênio devido ao sedimento (consumo).

A modelagem matemática dos processos considerados para cada substância é obtida segundo as equações:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (C_5):

$$\frac{\partial C_5}{\partial t} = a_{oc} K_{1D} C_4 - K_D \Theta_D^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{DBO} + C_6} \right) C_5 - \frac{V_{s3}(1-f_{D5})}{H} C_5 - \frac{5}{4} \frac{32}{14} K_{2D} \Theta_{2D}^{(T-20)} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + C_6} \right) C_2 \quad (17)$$

- Oxigênio Dissolvido (C_6):

$$\frac{\partial C_6}{\partial t} = K_a \Theta_a^{(T-20)} (C_s - C_6) - K_D \Theta_D^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{DBO} + C_6} \right) C_5 - \frac{64}{14} K_{12} \Theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{NT} + C_6} \right) C_1 - \frac{32}{12} K_{1R} \Theta_{1R}^{(T-20)} C_4 + G_{PI} \left(\frac{32}{12} + \frac{48}{14} \frac{14}{12} (1-P_{NH3}) \right) C_4 - \frac{SOD}{H} \Theta_S^{(T-20)} \quad (18)$$

As constantes usadas nas equações podem ser observadas na Tabela 3. O modelo OD-BDO do SisBAHIA® considera todas as trocas existentes no balanço de oxigênio. No entanto, este modelo não possui solução analítica. Existem modelos matemáticos menos complexos, com soluções analíticas conhecidas, que consideram apenas a oxidação da matéria orgânica, como consumo, e a reaeração atmosférica, como produção de oxigênio. Considerando que o modelo OD-BDO do SisBAHIA® permite que parte das equações sejam desconsideradas, é possível comparar a solução analítica, para um modelo menos complexo, com a solução numérica obtida pelo SisBAHIA®. As equações do modelo OD-DBO com solução analítica conhecida, que descreve o lançamento de uma fonte pontual de DBO em corpo d'água, considerando o escoamento unidimensional permanente e uniforme e desprezando os efeitos da dispersão transversal, podem ser escritas como:

$$U \frac{\partial C_5}{\partial x} = D_{xx} \frac{\partial^2 C_5}{\partial x^2} - K_r C_5 \quad (19)$$

$$U \frac{\partial C_6}{\partial x} = D_{xx} \frac{\partial^2 C_6}{\partial x^2} + K_a (C_s - C_6) - K_D C_5 \quad (20)$$

onde K_r é uma taxa de decaimento da matéria orgânica, K_a é o coeficiente de reaeração, C_s é a concentração de saturação de OD, K_D é o coeficiente de desoxigenação, U é a componente da velocidade na direção x e D_{xx} é o coeficiente de difusão turbulenta de massa. As soluções analíticas das equações 19 e 20 são:

$$C_5(x, t) = C_{5,0} \exp \left[\frac{U}{2D_{xx}} (1 - \alpha_r) x \right] \quad (21)$$

Tabela 3 – Constantes consideradas pelo SisBAHIA® para o modelo OD-DBO.

	Constante	Unidade
K_{ID}	Coefficiente de decaimento da biomassa	(/dia)
K_D	Coefficiente de desoxigenação em 20°C	(/dia)
Θ_D	Coefficiente de temperatura para a desoxigenação	
K_{DBO}	Metade da constante de saturação para oxidação da DBO	(mg O ₂ /L)
V_{S3}	Velocidade de deposição de substância orgânica	(m/dia)
F_{D5}	Fração de DBO dissolvido na coluna d'água,	
K_{2D}	Coefficiente de desnitrificação em 20°C	(/dia)
Θ_{2D}	Coefficiente de temperatura para desnitrificação	
K_{NO3}	Metade da constante de saturação limitado pelo OD	(mg N/L)
K_a	Coefficiente de reaeração em 20°C	(/dia)
Θ_a	Coefficiente de temperatura para a reaeração	
C_s	Concentração de saturação de OD	(mg/L)
K_{I2}	Coefficiente de nitrificação em 20°C	(/dia)
Θ_{I2}	Coefficiente de temperatura para a nitrificação	
K_{NT}	Metade da constante de saturação para OD limitado pelo processo de nitrificação	(mg O ₂ /L)
G_{PI}	Taxa de crescimento	(/dia)
P_{NH3}	Termo de referência da amônia	
K_{IR}	Coefficiente de respiração da biomassa em 20°C	(/dia)
Θ_{IR}	Coefficiente de temperatura para a respiração da biomassa.	
SOD	Demanda de oxigênio no sedimento	g/mg dia
Θ_s	Coefficiente de temperatura para o SOD	

$$C_6(x,t) = C_{6,0} \frac{K_D}{K_a - K_r} \left\{ \frac{\exp\left[\frac{U}{2E_x}(1-\alpha_r)x\right]}{\alpha_r} - \frac{\exp\left[\frac{U}{2E_x}(1-\alpha_a)x\right]}{\alpha_a} \right\} \quad (22)$$

$$\text{onde } \alpha_r = \sqrt{1 + \frac{4K_r D_{xx}}{U^2}} \text{ e } \alpha_a = \sqrt{1 + \frac{4K_a D_{xx}}{U^2}}$$

Foram desenvolvidas duas simulações, variando as constantes relacionadas às reações cinéticas. Em ambas as simulações, adotou-se $U=0,03$ m/s para a velocidade do escoamento de modo que fosse possível visualizar as curvas de consumo de oxigênio dentro do domínio do modelo. A dispersão longitudinal adotada foi igual a $0,1\text{m}^2/\text{s}$ e a temperatura da água foi igual a 25°C . Na simulação 1, a solução foi obtida considerando: $K_D=0,50/\text{dia}$, $K_a = 0,90 / \text{dia}$ e $K_r = 0,30 / \text{dia}$; como condição inicial para a DBO, $C_{5,0} = 10,0$ mg/L e para o OD, $C_{6,0} = 0,0$ mg/L. A

Figura 4 mostra a comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e a solução analítica. Pode-se observar que os resultados do SisBAHIA® representam bem o processo de oxidação da matéria orgânica, apesar da formulação matemática do SisBAHIA® considerar reações de saturação e não de reações de primeira ordem, como a solução analítica. No entanto, em relação ao consumo de OD, a solução numérica difere um pouco da solução analítica, possivelmente devido às diferenças nas formulações.

Na segunda simulação foi considerado: $K_D = 0,20 / \text{dia}$, $K_a = 1,25 / \text{dia}$ e $K_r = 0,12 / \text{dia}$; como condição inicial para a DBO, $C_{5,0} = 10,0$ mg/L e para o OD, $C_{6,0} = 0,0$ mg/L. A Figura 5 mostra a comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e a solução analítica. Valores de literatura mostram que K_D pode variar entre $0,5/\text{dia}$, para águas com grande concentração de matéria orgânica, e $0,09/\text{dia}$ para rios com águas limpas; o coeficiente de reaeração varia com a profundidade e com a velocidade do curso d'água, podendo assumir valores entre $0,20/\text{dia}$, para rios profundos e lentos, e $1,20/\text{dia}$ para rios rápidos e rasos. Pode-se observar que, nesta simulação, há uma melhor concordância entre a

solução analítica e o resultados obtidos pelo SisBAHIA® para a curva de OD, certamente porque se considerou taxas de consumo menores e maiores taxas de fontes de OD (menores coeficientes de desoxidação e decaimento da matéria orgânica e maior coeficiente de reaeração). Como as fontes são modeladas igualmente nos dois modelos, é de se esperar que as diferenças entre as duas soluções sejam pequenas, o que de fato ocorre.

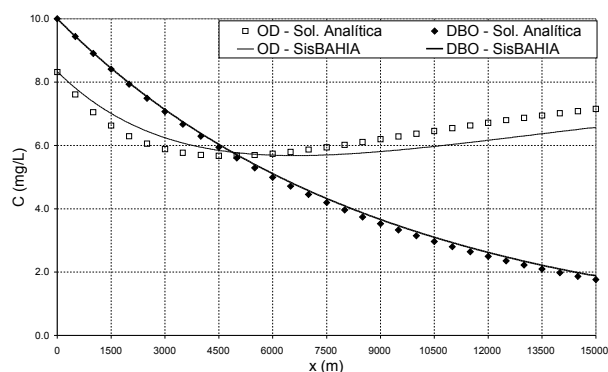


Figura 4 – Comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e solução analítica, considerando a simulação 1.

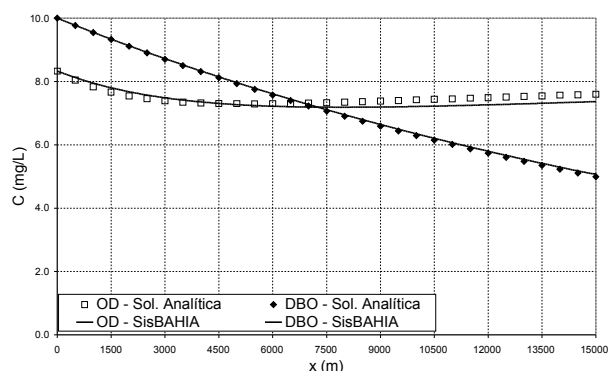


Figura 5 - Comparação entre os resultados obtidos pelo SisBAHIA® e solução analítica, considerando a simulação 2.

As curvas de depleção do oxigênio, ou seja, o consumo de oxigênio dissolvido na massa líquida, apresentadas na Figura 4 e na Figura 5, mostram as variações de concentrações de OD ao longo do corpo d'água onde se processa a decomposição da matéria orgânica, pelas bactérias aeróbias. A partir destas curvas, pode-se identificar qual o trecho do corpo d'água que sofre as consequências da poluição e em qual região o curso d'água volta a restabelecer as condições anteriores, ou seja, pode-se defi-

nir a extensão da zona de autodepuração de um recurso hídrico e ainda determinar o ponto que apresenta a menor concentração de oxigênio dissolvido. No entanto, tais conclusões somente serão possíveis se as constantes usadas para descrever as reações cinéticas forem corretamente especificadas.

MODELAGEM DO LANÇAMENTO DE EFLUENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO EM UM RIO.

Considerando um trecho de rio onde podem ocorrer vários pontos de lançamentos de efluentes e de captação d'água para abastecimento humano, o planejamento e a gestão deste recurso passa, obrigatoriamente, pela correta caracterização e definição de alguns parâmetros relacionados ao nível de exigência correspondente, gerando condições técnicas que possam apoiar decisões relacionadas à gestão deste recurso. Dentro deste contexto, o modelo de qualidade de água do SisBAHIA® foi aplicado a um trecho de rio; o problema consiste no lançamento de três fontes permanentes de esgoto (A, B e D) e um ponto de captação (C) uniformemente distribuídas na seção transversal de um canal alinhado com o eixo x ; a água escoar no canal com velocidade U constante e igual a 0,25m/s, para uma vazão de entrada de 150 m³/s. A descrição do canal foi feita no item 2; as vazões dos efluentes e da tomada d'água e as distâncias em relação à origem do trecho podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Vazões considerando os testes realizados.

Distancia em relação à origem (m)		Tipo	Vazão (m ³ /s)
3250,0	A	Lançamento	15,0
7450,0	B	Lançamento	30,0
11450,0	C	Captação	10,0
11800,0	D	Lançamento	10,0

O objetivo é analisar alguns parâmetros de qualidade de água no ponto de tomada de água e verificar qual a influência da variação das concentrações dos efluentes e de vazões captadas. Os parâmetros escolhidos para monitorar a qualidade de água são: OD, DBO, nitrogênio orgânico, amônia,

Tabela 5 - Constantes gerais usadas pelo SisBAHIA® para o modelo do lançamento de efluentes em um rio, com os valores máximos e mínimos obtidos na literatura.

	Constante	SisBAHIA®	Valores máximos e mínimos	Unidade
K_{ID}	coeficiente de decaimento da biomassa	0,05	0,02 — 0,12	(/dia)
K_D	coeficiente de desoxigenação em 20°C	0,20	0,02 — 0,90	(/dia)
K_{DBO}	metade da constante de saturação para oxidação da DBO	0,50	0,10 — 0,50	(mg O ₂ /L)
V_{S3}	velocidade de deposição de substância orgânica	0,01	—	(m/dia)
F_{D5}	fração de DBO dissolvido na coluna d'água,	0,50	0,50	
K_{2D}	coeficiente de desnitrificação em 20°C	0,09	0,05 — 0,10	(/dia)
K_{NO3}	metade da constante de saturação limitado pelo OD	0,10	0,10	(mg N/L)
K_a	coeficiente de reaeração em 20°C	1,38	0,05 — 5,00	(/dia)
K_{I2}	coeficiente de nitrificação em 20°C	0,10	0,005 — 0,18	(/dia)
K_{NT}	metade da constante de saturação limitada pela nitrificação	2,00	0,10 — 2,00	(mg O ₂ /L)
G_{PI}	taxa de crescimento da biomassa	1,30	0,10 — 3,60	(/dia)
K_{IR}	coeficiente de respiração da biomassa em 20°C	0,12	0,05 — 0,17	(/dia)
D_{PI}	coeficiente de decaimento da biomassa em 20°C	0,05	0,01 — 0,10	(/dia)
f_{on}	fração de morte e respiração da biomassa	0,50	0,50	
V_{S4}	velocidade de sedimentação da biomassa	0,15	0,10 — 1,82	(m/dia)
a_{pc}	relação carbono-fósforo	0,025	0,01 — 0,25	(mg P/ mg C)
a_{nc}	relação carbono-nitrogênio	0,25	0,025 — 0,25	(mg N/ mg C)
K_{71}	coeficiente de mineralização do nitrogênio orgânico	0,08	0,003 — 0,30	(/dia)
f_{D7}	fração de nitrogênio orgânico dissolvido na coluna d'água	1,00	1,00	
K_{83}	coeficiente de mineralização do fósforo orgânico	0,20	0,001 — 0,80	(/dia)
f_{op}	fração de morte e respiração da fitoplâncton	0,50	0,50	
f_{D8}	fração de fósforo orgânico dissolvido na coluna d'água.	0,50	0,50 — 0,85	
SOD	Demanda de oxigênio no sedimento	0,05	0,05 — 4,00	g/mg dia

nitrito, fósforo orgânico e fósforo inorgânico. Como não existe solução analítica que considere todas as substâncias e levando em conta os modelos mostrados anteriormente neste trabalho, pode-se concluir que o modelo de qualidade de água do SisBAHIA® é capaz de produzir resultados confiáveis para problemas desta natureza. A Tabela 5 mostra as constantes gerais usadas pelo SisBAHIA® na simulação numérica e as suas respectivas faixas de variações, obtidas através da literatura (Canu *et al.*, 2001, Schladow & Hamilton, 1997, Umgiesser *et al.*, 2003 e Muhammetoglu & Soyupak, 2000). Considerando as fontes permanentes, as concentrações que representam as concentrações dos efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto devem ser impostas para os três pontos de lançamento, sem considerar a diluição inicial. A Tabela 6 mostra as concentrações usadas como condição de lançamento nas fontes,

especificadas na forma de condição de contorno. Finalmente é necessário fornecer ao modelo condições iniciais para todas as substâncias, mesmo considerando que algumas permanecem constantes ao longo do tempo de simulação:

$$\begin{aligned}
 C_T(x, 0) &= 25,0^\circ\text{C}, \\
 C_s(x, 0) &= 0,0, \quad C_1(x, 0) = 0,0, \quad C_2(x, 0) = 5,0, \\
 C_4(x, 0) &= 0,0, \quad C_5(x, 0) = 0,0, \quad C_6(x, 0) = 6,0, \\
 C_7(x, 0) &= 0,0, \quad C_8(x, 0) = 0,0 \text{ mg/L e } C_9(x, 0) = 10,0 \text{ g/l.}
 \end{aligned}$$

A Figura 6 mostra as concentrações de OD e DBO ao longo do eixo x , a Figura 7 as concentrações de amônia, nitrito e nitrogênio orgânico e a Figura 8 as concentrações de fósforo orgânico e

fósforo inorgânico. Partindo destes resultados pode-se obter as concentrações no ponto de tomada d'água para os parâmetros considerados: OD=5,29 mg/L, DBO=5,98 mg/L, nitrogênio orgânico=6,17 mg/L, amônia=3,04 mg/L, nitrato=3,56 mg/L, fósforo orgânico= 1,54 mg/L e fósforo inorgânico=3,08 mg/L. Segundo a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA, N° 20 de 1986, que estabelece os limites de parâmetros ou indicadores de modo a assegurar a utilização das águas para os usos específicos, as concentrações de OD não devem ser inferiores a 6 mg/L, as concentrações de DBO não devem ser superiores a 3 mg/L, as concentrações máximas de nitrato devem atingir 10 mg/L, para as águas destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado e à recreação de contato primário, classe 1. Verifica-se que, a jusante do primeiro lançamento, a concentração de OD apresenta valores inferiores a 6 mg/L, não recuperando a condição inicial. Sendo assim, pode-se concluir que o rio não é capaz de reduzir sozinho, dentro dos limites estabelecidos para a classe 1, a carga orgânica lançada. O mesmo acontece com as concentrações de DBO que, após o primeiro lançamento, passam a valores maiores que o permitido pelo CONAMA. Quanto ao nitrato, os valores estão sempre abaixo dos permitidos. Vale lembrar que os coeficientes de difusão turbulenta transversal e longitudinal são importantes na capacidade de previsão destes modelos (Cunha *et al.*, 2002), sendo necessário especificar corretamente seu valor para que se possa obter respostas conclusivas sobre um corpo d'água real. Uma proposta de alteração na Resolução CONAMA 020/86 inclui o nitrogênio amoniacal total como parâmetro a ser observado no corpo d'água, mantendo para os demais parâmetros, OD, DBO e nitrato, os mesmos limites de concentração. A concentração máxima do nitrogênio amoniacal total varia com o pH, sendo que para valores de pH entre 7,5 e 8,0, o valor deve ser de 2,0 mg/L N.

Na gestão integrada de recursos hídricos é importante quantificar os efeitos das variações de carga e de vazões. Se a estação de controle estiver localizada em um ponto a 1500 metros a jusante do local de captação e se as condições iniciais, de contorno e as constantes do modelo forem mantidas, algumas conclusões podem ser obtidas: se a vazão de captação dobrar, diminuindo a capacidade de diluição inicial do rio, observa-se uma pequena diminuição nas concentrações de nitrato (3,3%) e de OD (2,2%) e um aumento homogêneo nas concentrações dos outros parâmetros, de cerca de 6%. Caso a carga dos efluentes dobre, as concentrações na tomada d'água passam para: OD=4,48 mg/L,

DBO=12,21 mg/L, nitrogênio orgânico=12,34 mg/L, amônia=6,09 mg/L, nitrato=3,61 mg/L, fósforo orgânico= 3,08 mg/L e fósforo inorgânico=6,17 mg/L. Na estação de controle ocorre a diminuição das concentrações de OD (18,9%) e um aumento nas concentrações dos outros parâmetros de cerca de 100%, com exceção do nitrato que teve pequeno aumento (1,8%). Esta resposta do modelo mostra que o aumento das concentrações dos efluentes lançados nos rios deteriora mais rapidamente a qualidade da água e que o oxigênio dissolvido não é um bom parâmetro para medir a poluição orgânica, já que responde lentamente às variações das cargas. Em relação às variações nas vazões captadas, nota-se uma relação linear entre a capacidade de diluição inicial e as variações de concentrações; quando se diminui em 6% a capacidade de diluição inicial, as concentrações dos parâmetros observados variam na mesma proporção, exceto o nitrato e o OD, que têm comportamento diferenciado. Estas conclusões são válidas para um caso hipotético, onde as vazões são permanentes, as cargas contínuas e permanentes e as condições biológicas e químicas do rio não se alteram. No entanto, mostram a potencialidade do modelo de qualidade de água do SisBAHIA® na solução de problemas de gestão integrada de recursos hídricos, com foco na qualidade e na quantidade de água.

Tabela 6 – Condições de contorno usadas nos pontos de lançamento de efluentes.

	Concentração (mg/L)
Amônia	10.00
Nitrato	0.00
Fósforo Inorgânico	10.00
Biomassa de fitoplâncton	0.00
DBO	20.00
OD	2.00
Nitrogênio Orgânico	20.00
Fósforo Orgânico	5.00

CONCLUSÕES

Neste trabalho apresenta-se um modelo de qualidade de água para substâncias passivas e não-conservativas, com vários níveis de complexidade, contribuindo assim para o desenvolvimento da capacidade de previsão, considerando os ciclos do

fósforo e do nitrogênio, o balanço de oxigênio além da temperatura e da salinidade. A construção dos níveis de confiabilidade foi feita através da comparação com resultados analíticos, levando em consideração diferentes níveis de complexidade. Os resultados obtidos mostram uma excelente concordância com a solução analítica.

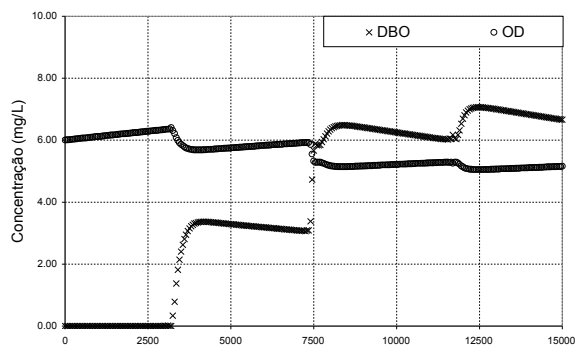


Figura 6 – Concentrações de OD e DBO ao longo do eixo x.

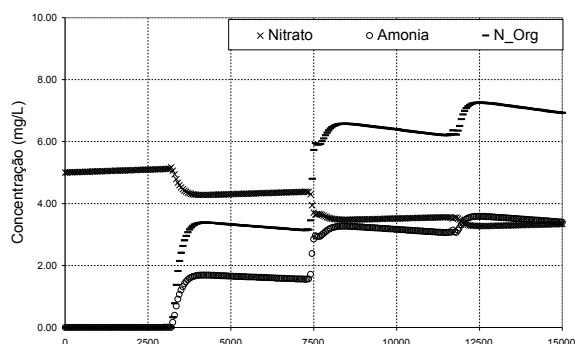


Figura 7 – Concentrações de amônia, nitrato e nitrogênio orgânico ao longo do eixo x.

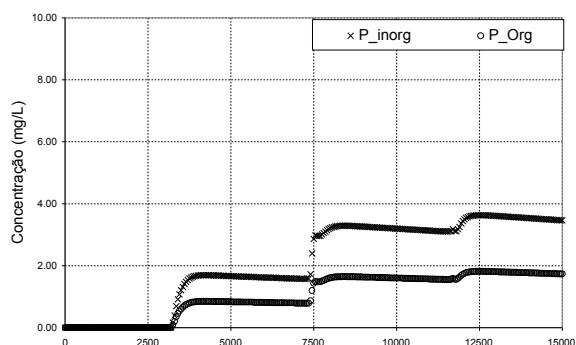


Figura 8 – Concentrações de fósforo orgânico e fósforo inorgânico ao longo do eixo x.

O principal uso do modelo de qualidade de água é simular parâmetros de qualidade em corpos d'água. Observando os resultados de alguns parâmetros de qualidade de água em um trecho de rio, considerando vários pontos de lançamento de efluentes e de tomada de água, foi possível verificar qual a influência da variação das concentrações dos efluentes e de vazões captadas sobre estes parâmetros. Note-se que esta aplicação representa um exercício teórico, primeiro estágio no processo de calibração de modelos de qualidade de água. Considerando que no processo de calibração é necessário ajustar as constantes do modelo, dentro de limites específicos, para que se tenha uma concordância com os dados observados, seria necessário dispor de tais dados para que o modelo pudesse efetivamente ser considerado confiável e eficiente, na simulação de parâmetros de qualidade de água em corpos d'água. Pode-se concluir que o modelo mostrou-se capaz de simular o transporte de contaminantes em rios, gerando resultados consistentes e mostrando, assim, toda a sua potencialidade no monitoramento ambiental de corpos d'água.

REFERENCIAS

- CANU, D. M., UMGIESSER, G., SOLIDORO, C. (2001) Short-term simulations under winter conditions in the lagoon of Venice: a contribution to the environmental impact assessment of temporary closure of the inlets. *Ecological Modelling*, 138: 215-230.
- CUNHA, C. L. N., MONTEIRO, T., ROSMAN, P. C. C. (2002) Modelagem Bidimensional de Transporte de Escalares Não-conservativos em Corpos D'água Rasos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Brasil*, vol. 7, nº2.
- CUNHA, C. L. N., ROSMAN, P. C. C., MONTEIRO, T. (2003). Avaliação da Poluição em Rios Usando Modelagem Computacional. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol. 8, nº. 3, 126-135.
- FISCHER, H. B. (Ed.) (1979), *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press Inc., New York.
- HARLEMAN, D. R. F. (1978) A comparison of water quality models of the aerobic nitrogen cycle. *Personal report, Massachusetts Institute of Technology*.
- MOTA, SUETÔNIO (2003) *Introdução à engenharia ambiental*. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES.

- MUHAMMETOGLU, A. B. & SOYUPAK, S. (2000) A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. *Ecological Modelling*, 113 : 161-180.
- ROSMAN, P. C. C. (2000) Referência Técnica do SIS-BAHIA – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental. Programa COPPE: Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Rio de Janeiro, Brasil.
- SCHLADOW, S. G. & HAMILTON, D. P. (1997) Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part I – Model description. *Ecological Modelling*, 96: 91-110.
- SELLERS, W. D. (1965) *Physical Climatology*. The University of Chicago Press/ Chicago & London.
- THOMANN, R. V. AND MULLER, J. A. (1987) *Principle of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper and Row, New York.
- UMGIESSER, G., CANU, D. M., SOLIDORO, C., AMBROSE, R. (2003) A finite element ecological model: a first application to the Venice Lagoon. *Environmental Modelling & Software*, 18: 131-145.

Contributions to the Development of the Forecasting Capacity of a Water Quality Model

ABSTRACT

This paper presents a contribution to the development of the forecasting capacity of a water quality model to be used as a technological instrument that can evaluate impacts of pollution discharge. The water quality model is part of the Environmental Hydrodynamic Base System called SisBAHIA®, and takes into account the nitrogen and phosphorus cycles and the oxygen balance, besides temperature and salinity. Considering that the model developed allows several solutions, the study presents the development of various simplified models, and later, increasing the level of complexity, a broad model that can evaluate the water quality conditions of a water system through the discharge of a load of pollutants. The reliability levels were achieved by performing a comparison with analytic results, taking different levels of complexity into account. The results obtained by the model showed excellent agreement with the analytic solutions.

Key words: forecasting; water quality.