

Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento

Critical analysis by comparison between water quality models applied to polluted rivers: Contributions to health, water and sanitation

Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha^{1*} , Aldo Pacheco Ferreira² 

RESUMO

Este artigo discute a dispersão no ambiente da matéria orgânica presente no esgoto doméstico a partir de modelos oxigênio dissolvido-demanda bioquímica de oxigênio (OD-DBO). O modelo relaciona a poluição de corpos d'água por matéria orgânica e a queda dos níveis de OD. Dá-se destaque à modelagem de diferentes tipos de lançamentos da carga poluidora, com a apresentação de quatro tipos, e os efeitos sobre a capacidade de autodepuração do corpo d'água, a partir de dois padrões de transporte apresentados pelo corpo receptor; primeiramente para uma vazão menor e posteriormente havendo um incremento de vazão. Discute-se, ainda, como modelos podem intervir com eficiência no lançamento de esgoto após tratamento e como podem contribuir com a saúde pública, o saneamento e na melhoria de conservação dos recursos hídricos.

Palavras-chave: modelo de qualidade de água; águas residuárias; ambiente; saneamento.

ABSTRACT

The focus of this article is to analyze the presence of organic matter in sewage from BOD-DO models. The model relates to the pollution of a water body by organic matter and the decrease in dissolved oxygen levels caused by the respiration of microorganisms involved in sewage purification. It is highlighted the modeling of different types of pollutant loading release, presenting four types of them, and the effects on the natural water bodies' self-purification, from two patterns of transport provided by the receiving body; first for a smaller flow and then there is a flow increase. This work also discusses how mathematical models can intervene effectively in the discharge of sewage after treatment and if these can contribute to public health, sanitation and improved conservation of water resources.

Keywords: water quality model; sewage; environment; sanitation.

INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com a escassez de água tem fomentado mais interesse nos parâmetros que definem o estado ecológico dos corpos hídricos, em rios particularmente, tornando-se cada vez mais necessárias ferramentas que possibilitem a implementação de estratégias de conservação da água. O planejamento e o uso de um corpo d'água envolve 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 (YUN *et al.*, 2009). Mecanismos

envolvidos na preservação dessa qualidade são essenciais para que o planejamento dos recursos hídricos possa ser feito com o mínimo dano ao meio ambiente, tornando-se necessário o desenvolvimento de modelos matemáticos que, além de possibilitarem o conhecimento do sistema hídrico, deem condições técnicas que possam apoiar decisões relacionadas à sua gestão (CUNHA & FERREIRA, 2006), fundamentando a compreensão das relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente (SOARES *et al.*, 2002).

Entender o sistema hídrico de forma global e, conseqüentemente, conhecer seus processos químicos, físicos e biológicos é essencial para criar alternativas sustentáveis de desenvolvimento (MURPHY *et al.*, 2009). O emprego de modelos matemáticos de qualidade de água tem se constituído em valiosa ferramenta de apoio à gestão ambiental.

¹Universidade Federal do Paraná - Curitiba (PR), Brasil.

²Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz - Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

*Autor correspondente: cynara@ufpr.br

Recebido: 26/02/2013 - Aceito: 24/04/2018 - Reg. ABES: 112332

Tais modelos são instrumentos tecnológicos capazes de avaliar os impactos gerados pelo lançamento de carga poluidora em um corpo d'água, com razoável precisão, onde se destaca para tal fim a relação entre oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Possuem a capacidade de englobar os processos de transporte, físicos, químicos e biológicos, mesmo que esses sejam complexos (FAN *et al.*, 2009).

Existem vários modelos de qualidade de água, que vão dos mais completos aos mais simples. Um modelo bastante usado para monitorar e controlar a poluição por esgoto doméstico em corpos d'água, denominado modelo OD-DBO, simula a poluição provocada pelo lançamento de matéria orgânica e a queda dos níveis de OD, produzindo um balanço entre as formas de consumo e as fontes de produção do OD (CUNHA *et al.*, 2006).

Em condições normais, as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio, devido à baixa solubilidade. A presença de certos poluentes, principalmente de origem orgânica, provoca a diminuição da concentração de OD, não só favorecendo o desaparecimento e, conseqüentemente, a extinção dos organismos aquáticos aeróbios, por afetar a sustentabilidade do habitat, a fonte de alimento e a estruturação trófica, considerando que a maior parte dos organismos é substituída por alguns organismos especializados, tolerantes a baixas condições de oxigênio; bem como disseminando uma carga microbiológica geralmente de largo espectro com factíveis agravos à saúde pública (CUNHA *et al.*, 2007).

A matéria orgânica presente no esgoto é a causa de um dos principais problemas de poluição sanitária, favorecendo a transmissão de doenças de veiculação hídrica, sendo responsável de forma direta por vários quadros diarréicos, com repercussão direta na saúde da população (VON SPERLING, 2005). Em grande quantidade pode causar o aumento do número de microrganismos e, conseqüentemente, o consumo excessivo do OD nos processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Sendo assim, o oxigênio passa a ser um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos e um dos principais indicadores da qualidade da água, indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios (MOTA, 2003) e para o equilíbrio ambiental como um todo.

O foco principal deste artigo é discutir a dispersão, no ambiente urbano, da matéria orgânica presente no esgoto doméstico a partir de modelos OD-DBO. Dá-se destaque à modelagem de diferentes tipos de lançamento da carga poluidora, com a apresentação de quatro tipos de lançamentos, e os efeitos sobre a capacidade de autodepuração do corpo d'água, a partir de dois padrões de transporte apresentados pelo corpo receptor; primeiramente para uma vazão menor e posteriormente havendo um incremento de vazão. Discute-se, ainda, como modelos matemáticos podem intervir com eficiência no lançamento de esgoto após tratamento e que esses possam contribuir com a saúde pública, o saneamento e na melhoria de conservação dos recursos hídricos.

METODOLOGIA

Um dos principais indicadores da qualidade da água é o OD, indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios (MOTA, 2003) e para o equilíbrio ambiental como um todo. O modelo OD-DBO relaciona a poluição de um corpo d'água por matéria orgânica e a queda dos níveis de OD, provocada pela respiração dos microrganismos envolvidos na depuração dos esgotos. Nesse 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. Nos modelos usados neste trabalho, as incógnitas do balanço de oxigênio são a DBO (C_5) e o OD (C_6). Os processos cinéticos de consumo e fontes envolvidos são:

- Para a DBO são incluídos: decaimento da biomassa (fonte), oxidação (consumo), desnitrificação (consumo) e deposição (consumo);
- Para o OD são incluídos: reaeração (fonte), crescimento ou fotossíntese (fonte), respiração (consumo), nitrificação (consumo), oxidação (consumo) e demanda de oxigênio em razão do sedimento (consumo).

A equação bidimensional que descreve o transporte de um escalar para variáveis médias ou de grande escala, usando a técnica de filtragem para a modelagem das tensões turbulentas (CUNHA *et al.*, 2002), é formada por três parcelas: o transporte advectivo, o transporte difusivo e os processos de transformação. Por simplificação, mostra-se primeiramente a equação com os termos do transporte advectivo e difusivo, que é igual para todas as substâncias (C_5 e C_6), e depois os processos de transformação para cada substância específica. Sendo assim, a equação de advecção-difusão é dada pela Equação 1.

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

Em que:

C_m = a concentração da substância de interesse;

U_i = as componentes da velocidade na direção x_i promediadas na direção vertical;

ΣR_m = as fontes/sumidouros de massa integradas na direção vertical;

H = a altura da coluna d'água;

D_{ij} = o tensor que representa o coeficiente de difusão turbulenta de massa;

δ_{jk} = o delta de Kronecker;

$\Lambda_k = \alpha_k \Delta x_k$ = a largura do filtro na dimensão x_k , sendo α_k um parâmetro de escala.

Os valores típicos de α_k calibrados para difusão/advecção são da ordem de 0,25 a 2,0; com valor usual igual a 1,0. Na Equação 1, $i, j = 1, 2$; $k = 1, 2, 3$; sendo $k = 3$ correspondente ao tempo t (no contexto $x_3 = t$); e m é interpretado como $m = 5$, concentração de DBO em $\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$, C_5 ; $m = 6$, concentração de OD em $\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$, C_6 .

As reações cinéticas envolvidas nos processos de transformação foram obtidas segundo as Equações 2 e 3 (HAMILTON & SCHLADOW, 1997):

- DBO (C_5):

$$\pm R_5 = a_{oc} K_{1D} C_4 - K_D \Theta_D^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{DBO} + C_6} \right) C_5 - \frac{V_{s6}(1-f_{D5})}{H} C_5 - \frac{5}{112} K_{2D} \Theta_{2D}^{(T-20)} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + C_6} \right) C_2 \quad (2)$$

- OD (C_6):

$$\pm R_6 = K_a \Theta_a^{(T-20)} (C_5 - C_6) - K_D \Theta_D^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{DBO} + C_6} \right) C_5 - \frac{64}{14} K_{12} \Theta_{12}^{(T-20)} \left(\frac{C_6}{K_{NIT} + C_6} \right) C_1 - a_{oc} K_{1R} \Theta_{1R}^{(T-20)} C_4 + G_{PI} \left(\frac{32}{12} + \frac{48}{12} (1 - P_{NH3}) \right) C_4 - \frac{SOD}{H} \Theta_S^{(T-20)} \quad (3)$$

Em que:

- K_{1D} = o coeficiente de decaimento da biomassa (dia^{-1});
- K_D = o coeficiente de desoxigenação em 20°C (dia^{-1});
- Θ_D = o coeficiente de temperatura para a desoxigenação;
- a_{oc} = a relação carbono-oxigênio ($\text{mg O}_2 \cdot \text{mg}^{-1} \text{C}$);
- C_4 = a concentração de biomassa ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{N}$);
- K_{DBO} = a metade da constante de saturação para oxidação da DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{O}_2$);
- V_{s3} = a velocidade de deposição de substância orgânica ($\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$);
- f_{D5} = a fração de DBO dissolvido na coluna d'água;
- K_{2D} = o coeficiente de desnitrificação em 20°C (dia^{-1});
- Θ_{2D} = o coeficiente de temperatura para desnitrificação;
- K_{NO3} = a metade da constante de saturação limitada pelo OD ($\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$);
- C_2 = a concentração de nitrogênio nitrato ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{N}$);
- K_a = o coeficiente de reaeração em 20°C (dia^{-1});
- Θ_a = o coeficiente de temperatura para a reaeração;
- C_5 = a concentração de saturação de OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{O}_2$);
- K_{12} = o coeficiente de nitrificação em 20°C (dia^{-1});
- Θ_{12} = o coeficiente de temperatura para a nitrificação;
- K_{NIT} = a constante de saturação para OD limitado pela nitrificação ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{O}_2$);
- C_1 = a concentração de nitrogênio amônia ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{N}$);
- G_{PI} = a taxa de crescimento (dia^{-1});
- P_{NH3} = o termo de referência da amônia;
- K_{1R} = o coeficiente de respiração da biomassa em 20°C (dia^{-1});
- Θ_{1R} = o coeficiente de temperatura para a respiração da biomassa;
- SOD = a demanda de oxigênio no sedimento ($\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \text{dia}$);
- Θ_S = o coeficiente de temperatura para o SOD;
- T = a temperatura da água (C).

Sendo C_5 dado pela Equação 4:

$$C_1 = 14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} T + 7,9910 \cdot 10^{-3} T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} T^3 \quad (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) \quad (4)$$

Em que

T = a temperatura em °C.

O modelo OD-BDO mostrado não possui solução analítica, sendo necessário resolvê-lo numericamente. O esquema numérico utilizado para resolver a Equação 1 usa elementos finitos na discretização espacial e diferenças finitas na discretização temporal, sendo empregado o método do fatoramento implícito. Na discretização espacial são empregados elementos finitos quadráticos Lagrangeanos subparamétricos, sendo a geometria do elemento representada por polinômios Lagrangeanos lineares, enquanto a concentração e os parâmetros do domínio são definidos por polinômios Lagrangeanos quadráticos. Os elementos utilizados são os quadrangulares de nove nós e os triangulares de seis nós (CUNHA *et al.*, 2003).

Existem modelos OD-DBO menos complexos, com soluções analíticas conhecidas, que consideram o transporte permanente e como reações cinéticas apenas a oxidação da matéria orgânica, como consumo, e a reaeração atmosférica, como produção de oxigênio. As equações do modelo OD-DBO com solução analítica conhecida, que descrevem o lançamento de uma fonte pontual de DBO em corpo d'água, considerando o escoamento unidimensional permanente e uniforme podem ser escritas como as Equações 5 e 6 (THOMANN & MULLER, 1987):

$$U \frac{\partial C_5}{\partial x} = D_{xx} \frac{\partial^2 C_5}{\partial x^2} - K_r C_5 \quad (5)$$

$$U \frac{\partial C_6}{\partial x} = D_{xx} \frac{\partial^2 C_6}{\partial x^2} + K_r (C_5 - C_6) - K_D C_5 \quad (6)$$

Em que:

- K_r = uma taxa de decaimento da matéria orgânica;
- K_a = o coeficiente de reaeração;
- C_5 = a concentração de saturação de OD;
- K_D = o coeficiente de desoxigenação;
- U = a componente da velocidade na direção x ;
- D_{xx} = o coeficiente de dispersão longitudinal.

As soluções analíticas das Equações 5 e 6 são as Equações 7 e 8:

$$C_5(x,t) = C_{5,0} \exp \left[\frac{U}{2D_{xx}} (1 - \alpha_r) x \right] \quad (7)$$

$$C_6(x,t) = C_5 - C_{5,0} \frac{K_D}{K_a - K_r} \left\{ \frac{\exp \left[\frac{U}{2D_{xx}} (1 - \alpha_r) x \right]}{\alpha_r} - \frac{\exp \left[\frac{U}{2D_{xx}} (1 - \alpha_a) x \right]}{\alpha_a} \right\} \quad (8)$$

Em que:

$$\alpha_r = \sqrt{1 + \frac{4K_r D_{xx}}{U^2}}$$

$$\alpha_a = \sqrt{1 + \frac{4K_a D_{xx}}{U^2}}$$

Para rios, uma formulação bastante usada para o cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal D_{ij} é mostrada na Equação 9 (Fischer, 1979):

$$D_{xx} = D_L = 0,011 \frac{U^2 B^2}{HU_*} = 0,011 \frac{U^2 B^2}{H\sqrt{gh}S_0} \quad (9)$$

Em que:

B = a largura da seção;

U_* = é a velocidade de atrito, sendo S_0 a declividade do fundo do canal.

RESULTADOS

O planejamento e a gestão de um corpo d'água passam, obrigatoriamente, pela caracterização e definição de qual a melhor estratégia de lançamento de esgoto capaz de atender aos níveis de exigência correspondentes, gerando condições técnicas que possam apoiar decisões relacionadas à gestão desse recurso. Uma aplicação bastante representativa dos modelos de qualidade de água diz respeito à simulação do lançamento de efluentes domésticos, tratados ou não, em corpos d'água, que podem ser pequenos rios ou estuários. O problema que é tratado neste artigo mostra o lançamento do efluente de uma estação de tratamento de esgoto de uma cidade em um trecho de rio. O objetivo foi analisar alguns parâmetros de qualidade de água a jusante do ponto de lançamento e verificar qual a extensão da influência desse lançamento no rio (LEU *et al.*, 1998).

Nesse trecho de rio ocorre o lançamento de esgoto doméstico, caracterizado por uma fonte pontual e contínua de DBO; o rio é representado por um canal alinhado com o eixo x , com comprimento total de 100,0 km, 30,0 m de largura, 1,5 m de profundidade e declividade do fundo do canal de 0,05%. A água escoava no canal com velocidade U constante. A malha usada para resolver numericamente a equação de transporte é formada por 100 elementos e 505 nós, igualmente espaçados com $Dx = 1000,0$ m e $Dy = 7,5$ m; caracterizando um escoamento unidimensional. O coeficiente de Chezy é de 47,02 $m^{1/2}$.

Considerando que o modelo calcula as concentrações de OD e DBO (ciclo do oxigênio), as condições de contorno devem ser impostas para essas duas substâncias. As condições iniciais devem relacionar todas as substâncias, embora o cálculo seja feito apenas para OD e DBO.

Com o objetivo de estudar os efeitos sobre a capacidade de auto-depuração do corpo d'água, a partir do padrão de transporte apresentado pelo corpo receptor, foram desenvolvidos dois padrões hidráulicos: no primeiro com uma vazão menor; no segundo padrão com uma vazão maior e, conseqüentemente, variando o coeficiente de dispersão. Outro objetivo foi a modelagem considerando cargas diferentes. Nesse sentido, para cada padrão de transporte foram implementados dois valores de cargas. As simulações foram realizadas durante 20,0 dias, com intervalo de tempo de 300,0 segundos para a solução numérica. A Tabela 1 mostra os parâmetros usados nas quatro simulações.

Os valores dos parâmetros usados pelo modelo OD-DBO foram obtidos a partir dos valores observados na literatura (HAMILTON & SCHLADOW, 1997; MUHAMMETOGLU & SOYUPAK, 2000; CANU *et al.*, 2001; UMGIESSER *et al.*, 2003), a temperatura da água é mantida constante e igual a 25°C. Os demais parâmetros gerais usados na simulação numérica são: $K_{1d} = 0,1$ dia⁻¹; $K_D = 0,38$ dia⁻¹; $K_{DBO} = 0,001$ mg O₂.L⁻¹; $V_{s3} = 0,0$ m.dia⁻¹; $K_{2D} = 0,09$ dia⁻¹; $K_{NO3} = 0,1$ mg N.L⁻¹; $K_a = 1,2517$ dia⁻¹; $K_{12} = 0,22$ dia⁻¹; $K_{NIT} = 0,2$ mg N.L⁻¹; $GPI = 3,63$ dia⁻¹; $K_{IR} = 0,16$ dia⁻¹; $SOD = 0,50$ g.mg dia⁻¹; e $Kr = 0,38$ dia⁻¹.

Nesse contexto, os dois modelos de OD-DBO mostrados no item anterior foram aplicados nesse trecho de rio:

- O modelo completo, obtido a partir das Equações 1, 2 e 3, chamado neste texto de modelo A;
- O modelo mais simples, a partir das Equações 5 e 6, chamado neste texto de modelo B.

A Figura 1 mostra a evolução temporal das concentrações de DBO ao longo do rio para as simulações 1, 2, 3 e 4, obtidas a partir da solução do modelo A após 2,5; 5,0 e 20,0 dias do instante do lançamento. Observa-se que a partir do quinto dia as concentrações estabilizam-se para as simulações 2 e 4, que apresentam maior coeficiente de dispersão.

Tabela 1 - Vazões considerando os testes realizados e as condições de contorno usadas nos pontos de lançamento de efluentes.

Cargas	Vazões			
	Simulação 1	Simulação 2	Simulação 3	Simulação 4
Q do rio (m ³ .s ⁻¹)	3,00	6,00	3,00	6,00
U (m.s ⁻¹)	0,15	0,30	0,15	0,30
D_{xx} (m ² .s ⁻¹)	3,18	12,72	3,18	12,72
C_{DBO} (mg.L ⁻¹) da mistura	30,00	15,00	60,00	30,00
C_{OD} (mg.L ⁻¹) da mistura	7,00	8,00	7,00	8,00

Q: vazão; U: velocidade; D_{xx} : coeficiente de dispersão longitudinal; C_{DBO} : concentração de demanda bioquímica de oxigênio; C_{OD} : concentração de oxigênio dissolvido.

As simulações 1 e 3 só estabilizam a partir do décimo dia de simulação. Pode-se observar também a frente de poluição sendo propagada ao longo do rio. Quando se observa apenas as concentrações de DBO no vigésimo dia depois que ocorre a estabilização (regime permanente) das concentrações para as quatro simulações desenvolvidas, é possível verificar os efeitos dos diferentes transportes sobre a distribuição espacial de concentrações. As simulações 1 e 4 possuem a mesma carga, mas padrões de transporte distintos; na simulação 1 o transporte advectivo e difusivo é menor que na simulação 4, provocando um tempo de

residência da matéria orgânica maior e, conseqüentemente, um maior consumo da DBO, favorecendo sua depuração. Comparando as simulações que apresentam o mesmo transporte (S1 com S3 e S2 com S4) e conseqüentemente o mesmo tempo de residência, é possível verificar o mesmo comportamento para a curva de consumo da matéria orgânica. Nesse sentido, é possível observar que a simulação 3 excede a capacidade de depuração, ou seja, não há OD para proceder à oxidação da DBO e, conseqüentemente, a curva de decaimento apresenta comportamento distinto da simulação 2.

A Figura 2 mostra a comparação entre evolução temporal das concentrações de OD ao longo do rio para as simulações 1, 2 e 4 considerando o modelo A. Considerando que a elevada carga de DBO lançada na simulação 3 consome totalmente o OD do rio, os valores das concentrações de OD não serão mostrados para essa simulação. A simulação 1, com uma carga elevada de DBO, apresenta um maior consumo de OD, formando uma curva de depleção de OD característica desse tipo de situação. As simulações 1 e 4 apresentam carga semelhante de DBO, mas condições hidráulicas distintas. Quanto maior o coeficiente de dispersão (simulação 4), menor o espalhamento de DBO e menos acentuada a curva de consumo de OD. Com essas simulações, é possível verificar como as características hidráulicas influenciam a distribuição de concentrações ao longo do rio.

As curvas de depleção do oxigênio, ou seja, o consumo de OD na massa líquida, apresentadas na Figura 2, 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 dessas curvas, pode-se identificar qual o trecho do corpo d'água que sofre as conseqüências da poluição e em qual região o curso d'água volta a restabelecer as condições anteriores, ou seja, pode-se definir a extensão da zona de autodepuração de um recurso hídrico e ainda determinar o ponto que apresenta a menor concentração de OD. No entanto, tais conclusões somente serão possíveis se as constantes usadas para descrever as reações cinéticas forem corretamente especificadas.

A Figura 3 mostra uma comparação entre os resultados obtidos pelo modelo A e pelo modelo B para a simulação 1; os resultados representam bem o processo de oxidação da matéria orgânica; a solução numérica difere um pouco da solução analítica, possivelmente devido às diferenças nas formulações para as reações cinéticas; a formulação matemática do modelo completo considera reações de saturação e não de reações de primeira ordem, como o modelo B. Em relação ao transporte, as duas formulações são semelhantes quando a solução numérica está estabilizada. Pode-se concluir que, das duas soluções, a que apresenta resultados mais desfavoráveis em relação ao uso desse corpo hídrico é a resposta do modelo numérico, que considera os transportes advectivos, difusivos e grande parte das reações cinéticas que ocorrem com a matéria orgânica e o OD quando lançados em um trecho de rio.

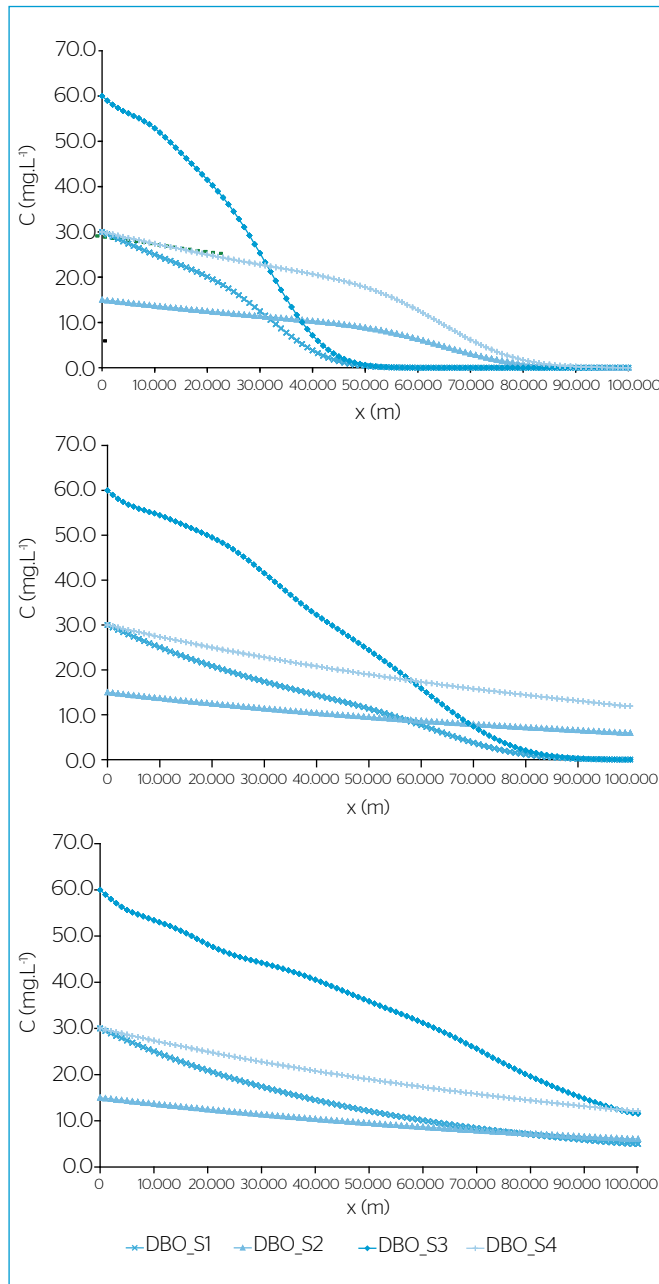


Figura 1 - Concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtidas pelo modelo A após 2,5; 5 e 20 dias do instante do lançamento ao longo do eixo x considerando a simulação 1 (S1), simulação 2 (S2), simulação 3 (S3) e simulação 4 (S4)

A Figura 4 mostra uma comparação entre os resultados obtidos pelos dois modelos nas condições da simulação 2; os resultados, quando comparados com a solução obtida pelo modelo, não apresentam grandes diferenças, como acontece na simulação 1. Nessa simulação as cargas são menores, sendo assim, as trocas provocadas pelos processos cinéticos modelados, responsáveis pelas diferenças, são proporcionalmente menores. No entanto, os resultados obtidos pelo modelo A são mais desfavoráveis em relação ao uso do corpo hídrico do que o modelo B, em relação às concentrações de OD e às concentrações de DBO.

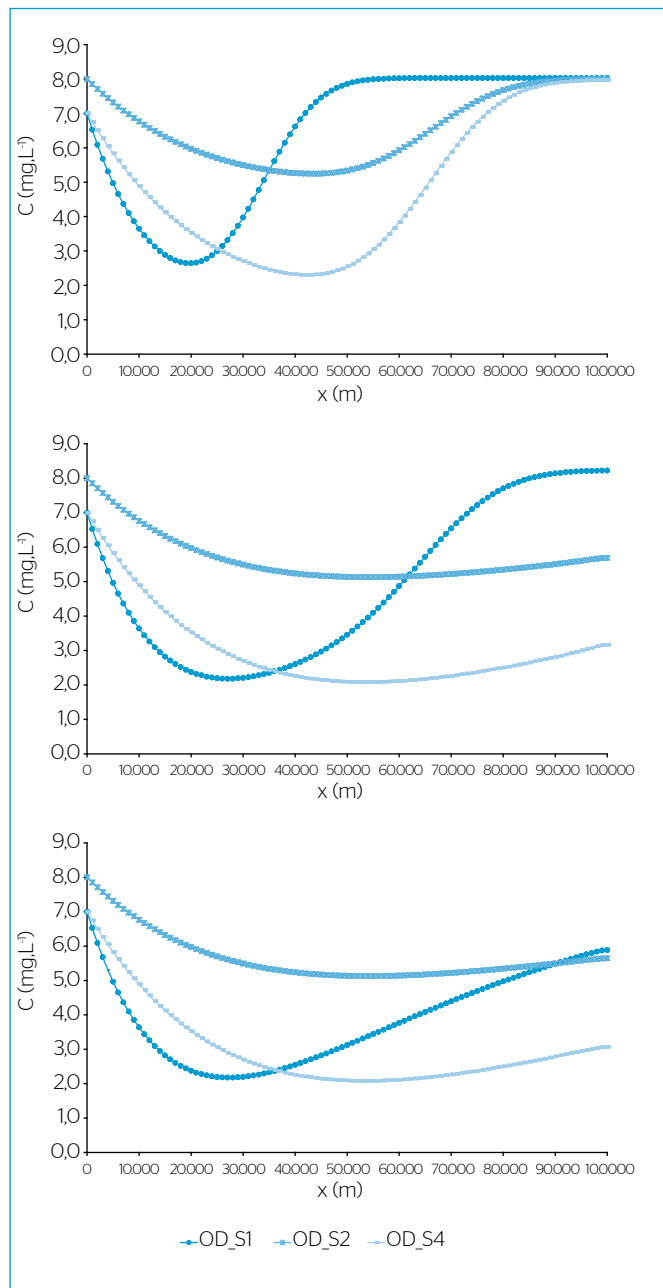


Figura 2 - Concentrações de oxigênio dissolvido (OD) obtidas pelo modelo A após 2,5; 5,0 e 20,0 dias do instante do lançamento ao longo do eixo x considerando a simulação 1 (S1), simulação 2 (S2) e simulação 4 (S4).

Os resultados obtidos para a simulação 3 são mostrados na Figura 5. Pode-se observar o intenso consumo de OD para decompor a matéria orgânica lançada no rio; como a carga de DBO é grande, esse consumo é bastante significativo. O modelo B consegue responder bem a esse tipo de configuração. No entanto, quando comparamos com o modelo A, verificamos nesse modelo que o consumo de OD é mais intenso ainda, criando uma região onde as concentrações de OD são próximas a zero, caracterizando assim que a carga de DBO lançada excede a capacidade de carga do rio para essas características hidráulicas. Lembrando que a simulação 3 apresenta a maior carga de DBO lançada e a menor vazão e, conseqüentemente, o menor coeficiente de dispersão.

Comparando os dois resultados verificamos que apresentam diferenças significativas, tanto em relação às concentrações de OD quanto de DBO. No modelo B a oxidação da matéria orgânica ocorre mesmo

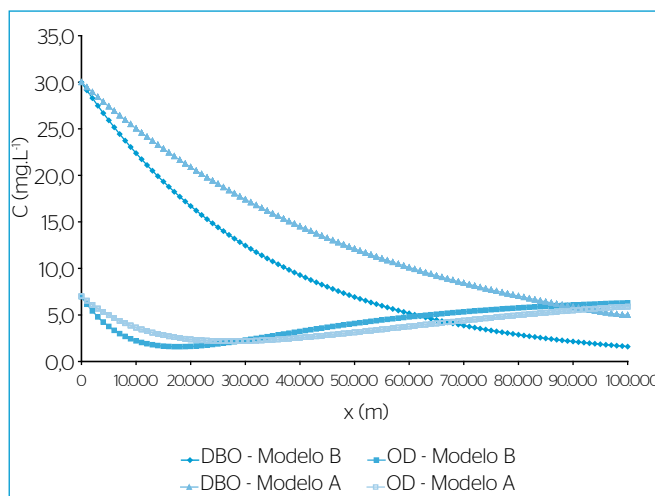


Figura 3 - Comparação entre as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtidas a partir do modelo A e pelo modelo B longo do eixo x – simulação 1.

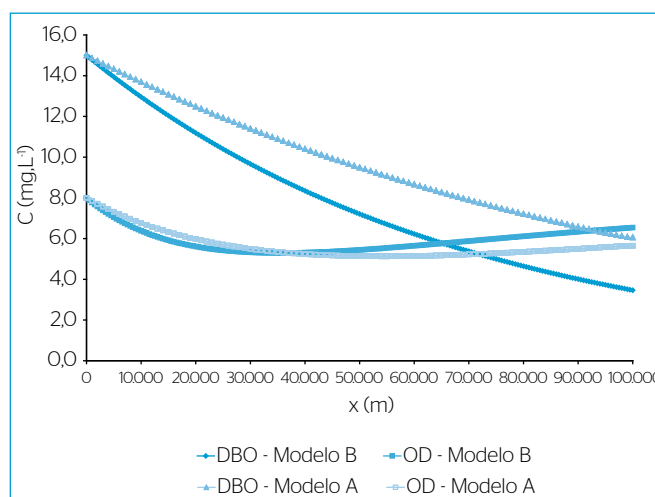


Figura 4 - Comparação entre as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtidas a partir do modelo A e pelo modelo B longo do eixo x – simulação 2.

sem a presença de oxigênio, o que quimicamente não poderia acontecer. No modelo A isso não ocorre, considerando que só há oxidação da matéria orgânica quando há presença de OD (Equação 2). Sendo assim, as respostas obtidas pelo modelo B apresentam uma grande diferença em relação às concentrações de DBO, justamente pela falta de oxigênio no corpo d'água. Essas diferenças podem modificar bastante o enquadramento do corpo d'água, ou seja, o modelo A apresenta resultados bem mais desfavoráveis em relação à sua utilização.

Os resultados obtidos para a simulação 4 são mostrados na Figura 6. Esses resultados podem ser comparados com os obtidos pela simulação 1 (Figura 3), considerando que a carga de DBO lançada é igual, alterando apenas as características hidráulicas do trecho do rio. Observando a Figura 6, que mostra uma comparação entre as duas respostas obtidas pelos modelos A e B, verifica-se que ocorre um consumo mais rápido

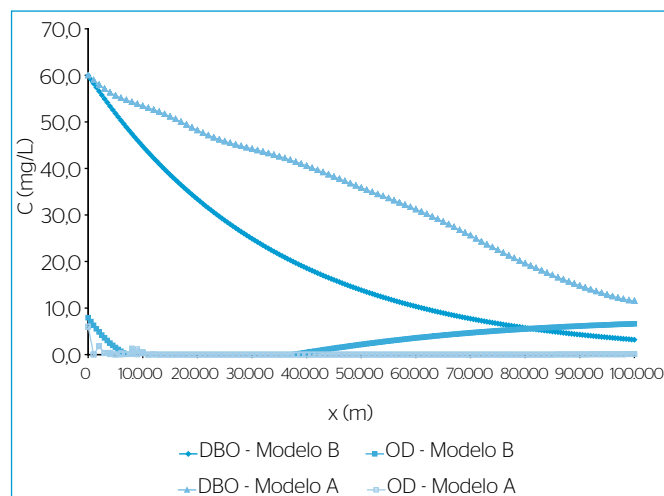


Figura 5 - Comparação entre as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtidas a partir do modelo A e pelo modelo B longo do eixo x – simulação 3.

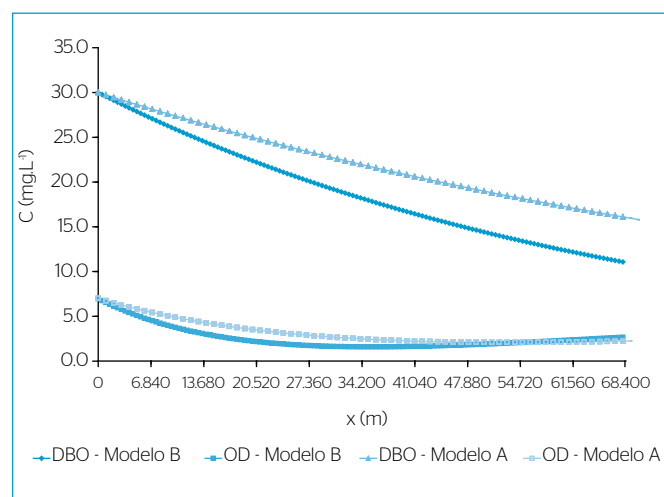


Figura 6 - Comparação entre as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) obtidas a partir do modelo A e pelo modelo B longo do eixo x – simulação 4.

e intenso da matéria orgânica quando se considera o modelo B, semelhante ao comportamento verificado em todas as outras simulações; no entanto as curvas de consumo de OD e de decomposição da DBO são mais suaves, devido ao elevado coeficiente de dispersão, quando comparadas às da simulação 1.

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Neste artigo apresentam-se dois modelos de qualidade de água OD-DBO para substâncias passivas e não conservativas, com vários níveis de complexidade, contribuindo assim para o desenvolvimento da capacidade de previsão. Observando os resultados desenvolvidos para várias condições de lançamento de efluentes, foi possível verificar qual a influência da variação das concentrações dos efluentes e de vazões sobre as respostas dos modelos. Pode-se concluir que os modelos se mostraram capazes 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.

Progressos na tecnologia levam à industrialização, e por decorrência as fontes internas de poluição são complementadas por descarga de resíduos industriais e urbanos. A poluição, portanto, sempre existiu, já que é inerente à vida das populações. Enquanto permaneceu moderada, era de interesse só para especialistas, mas presente em grande escala no mundo globalizado, está provocando justificada ansiedade.

A evolução da modelagem de qualidade da água resultou em uma estrutura teórica unificada, abrangendo poluentes convencionais e tóxicos. Os modelos de qualidade da água são cada vez mais utilizados por gestores como auxílio à tomada de decisão, tornando-se gradativamente um ferramental de grande relevância, pela importância da água e do saneamento, relativo ao tratamento dos efluentes, quer de origem industrial, hospitalar ou doméstica, que ainda apresenta-se de maneira rudimentar ou inexistente na grande maioria dos municípios. Destacam-se, na escolha de um modelo matemático, as características do sistema a ser simulado, o nível de precisão desejado em função das metas, a metodologia a ser aplicada e o quantitativo dos dados disponíveis. Outra consideração importante é implementar a aplicabilidade de modelos concernentes ao saneamento com foco na saúde pública visando auxiliar a proteção dos corpos d'água, a política de gerenciamento dos recursos hídricos e os dados de saúde, sobretudo a mortalidade por diarreias; uma vez que cada tópico, ainda que relevante isoladamente, não resolveria as questões da degradação da qualidade das águas, nem de saúde pública.

As respostas dos modelos mostram que o aumento das concentrações dos efluentes lançados nos rios deteriora mais rapidamente a qualidade da água e que o OD não é um bom parâmetro para medir a poluição orgânica, já que responde lentamente às variações das cargas. Essa aplicação representa um exercício teórico, importante no

processo de controle de poluição hídrica, considerando que os mecanismos de tratamento e lançamento de efluentes podem ou não contar com uma regularização de vazões de emissão. No entanto, mostra

a potencialidade do modelo de OD-DBO na solução de problemas de gestão integrada de recursos hídricos, com o objetivo de obter uma melhor eficiência na capacidade de autodepuração do rio.

REFERÊNCIAS

- 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 Modeling*, v. 138, n. 1-3, p. 215-230.
- CUNHA, C.L.N.; FERREIRA, A.P. (2006) Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 22, n. 8, p. 1715-1725. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2006000800020>
- CUNHA, C.L.N.; FERREIRA, A.P.; LOPES, A.G.S. (2007) Implicações do saneamento na saúde pública observadas na região da Leopoldina, Rio de Janeiro. *Revista Baiana Saúde Pública*, v. 31, n. 2, p. 225-239.
- 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*, v. 7, n. 2, p. 63-79. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrhv7n2.p63-79>
- CUNHA, C.L.N.; ROSMAN, P.C.C.; FERREIRA, A.P.; MONTEIRO, T.C.N. (2006) Hydrodynamics and Water Quality Models Applied to Sepetiba Bay. *Continental Shelf Research*, v. 26, n. 16, p. 1940-1953. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2006.06.010>
- CUNHA, C.L.N.; ROSMAN, P.C.C.; MONTEIRO, T. (2003) Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, n. 3, p. 126-135.
- FAN, C.; KO, C.; WANG, W. (2009) An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 5, p. 1824-1832. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.011>
- FISCHER, H.B. (1979) *Mixing in inland and coastal waters*. Nova York: Academic Press Inc.
- HAMILTON, D.P.; SCHLADOW, S.G. (1997) Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part I - Model description. *Ecological Modeling*, v. 96, n. 1-3, p. 91-110. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(96\)00062-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)00062-2)
- LEU, H.G.; LEE, C.D.; OUYANG, C.F.; PAI, T.Y. (1998) A modified water quality model for predicting BOD and DO variations in a shallow polluted channel. *Environmental Technology*, v. 1, n. 9, p. 933-940. <http://dx.doi.org/10.1080/09593331908616751>
- MOTA, S. (2003) *Introdução à engenharia ambiental*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.
- MUHAMMETOGLU, A.B.; SOYUPAK, S. (2000) A three-dimensional water quality-macrophyte interaction model for shallow lakes. *Ecological Modeling*, v. 113, n. 3, p. 161-180. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00297-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00297-0)
- MURPHY, H.M.; MCBEAN, E.A.; FARAHBAKHS, K. (2009) Appropriate technology: A comprehensive approach for water and sanitation in the developing world. *Technology in Society*, v. 31, n. 2, p. 158-167. <http://dx.doi.org/10.1016/j.techsoc.2009.03.010>
- SOARES, S.R.A.; BERNARDES, R.S.; CORDEIRO NETTO, O.M. (2002) Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 18, n. 6, p. 1713-1724. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2002000600026>
- THOMANN, R.V.; MULLER, J.A. (1987) *Principle of Surface Water Quality Modeling and Control*. Nova York: Harper and Row.
- 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*, v. 18, n. 2, p. 131-145. [http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152\(02\)00056-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1364-8152(02)00056-7)
- VON SPERLING, M. (2005) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.
- YUN, Y.; ZOU, Z.; FENG, W.; RU, M. (2009) Quantificational analysis on progress of river water quality in China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, n. 6, p. 770-773.