



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

IV-015 - AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA CONSTANTE DE DISPERSÃO LONGITUDINAL SOBRE AS SIMULAÇÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA REALIZADAS COM O MODELO QUAL2EU

José Antônio Tosta dos Reis⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Civil, com ênfase em Hidráulica e Saneamento, pela Escola de Engenharia Civil de São Carlos, Universidade de São Paulo. Professor da Coordenadoria de Saneamento Ambiental do Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo.

Adriana de Oliveira dos Reis

Engenheira Civil e Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo.

Endereço⁽¹⁾: Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo. Coordenadoria de Saneamento Ambiental. Avenida Vitória, 1729, Jucutuquara, Vitória, ES. CEP: 29.040-333.



tosta@cefetes.br

RESUMO

Este trabalho tem por objetivo avaliar a influência do coeficiente de dispersão longitudinal sobre os resultados das simulações de qualidade de água realizadas com o auxílio do modelo QUAL2EU. Nas simulações computacionais realizadas é considerado o comportamento dos compostos de nitrogênio ao longo de trechos dos rios Piracicaba e Doce. Os resultados permitiram observar que variações da constante de dispersão entre 6 e 60 produziram os mesmos resultados para o Rio Piracicaba. Para o Rio Doce, os resultados apresentados nas diferentes simulações foram muito próximos, independentemente do valor assumido para a constante de dispersão longitudinal.

PALAVRAS-CHAVE: Constante de dispersão longitudinal, QUAL2EU, qualidade de água.

INTRODUÇÃO

Primariamente, a modelagem matemática da qualidade de água tem por objetivo simular o comportamento do corpo d'água, avaliando-o em relação às suas características hidrológicas e de qualidade de água. A modelagem matemática pode permitir, por exemplo, a previsão das mudanças na grandeza, qualidade e localização de fontes de poluição. Pode também fornecer suporte para a tomada de decisão no planejamento dos recursos hídricos e na alocação dos recursos para que possam ser atingidos os níveis desejados de qualidade de água.

Dentre os modelos mais amplamente empregados para a simulação da qualidade de água em rios está o QUAL2EU. Através deste modelo podem ser simulados minerais conservativos, temperatura, DBO, clorofila a, ciclo do fósforo, ciclo do nitrogênio, OD, coliformes e um constituinte não-conservativo. A aplicação do modelo QUAL2EU, no entanto, exige a avaliação de uma série de parâmetros cinéticos e estequiométricos das reações pretende simular, além da determinação de diversas características hidrogeométricas do curso d'água sob análise.

Este trabalho tem por objetivo avaliar a influência do coeficiente de dispersão longitudinal sobre os resultados das simulações de qualidade de água realizadas com auxílio do modelo computacional QUAL2EU.

MATERIAIS E MÉTODOS

O modelo QUAL2EU

Em 1987, um acordo de cooperação entre a Tufts University e a United States Environmental Protection Agency (USEPA) deu origem ao modelo QUAL2EU, a versão mais atual do modelo QUAL-I. O modelo QUAL-I surgiu no início da década de 70 e, desde de então, ele e as versões que o sucederam foram amplamente empregados em estudos de simulação de qualidade de água (Grenney, 1978; Sparr, 1979; Câmara, 1984; Crabtree, 1984; Warwick, 1985; Gusman Jr, 1992; Scott, 1995; Campos, 1997)

Bittencourt et al. (1995) observam que, como todo modelo matemático, o modelo QUAL2EU fica limitado a aplicar a modelagem computacional em função de equações matemáticas que são representações simplificadas de fenômenos naturais bastante complexos. Ainda assim, quando comparado com os diversos modelos anteriormente desenvolvidos, o QUAL2EU apresenta significativas evoluções nas equações e rotinas computacionais empregadas.

O QUAL2EU é aplicável a rios dendríticos e bem misturados. Nestes corpos d'água o modelo realiza uma análise unidimensional, por assumir que os principais mecanismos de transporte (advecção e dispersão) são avaliados apenas ao longo da direção principal do fluxo. O modelo permite que sejam simulados, simultaneamente ou em qualquer combinação, minerais conservativos, temperatura, DBO, clorofila a, ciclo do fósforo (orgânico e dissolvido), ciclo do nitrogênio (nitrogênio orgânico, amônia, nitritos e nitratos), OD, coliformes e um constituinte não-conservativo.

Conceitualmente, o modelo QUAL2EU segmenta o rio em trechos que, por sua vez, podem ser divididos em sub-trechos ou elementos computacionais, conforme apresentado na Figura 01. Estes elementos computacionais possuem comprimentos constantes e são considerados como completamente misturados. Os trechos, portanto, podem ser entendidos como grupos de reatores de mistura completa, concatenados, onde são comuns as características hidrogeométricas e taxas biológicas.

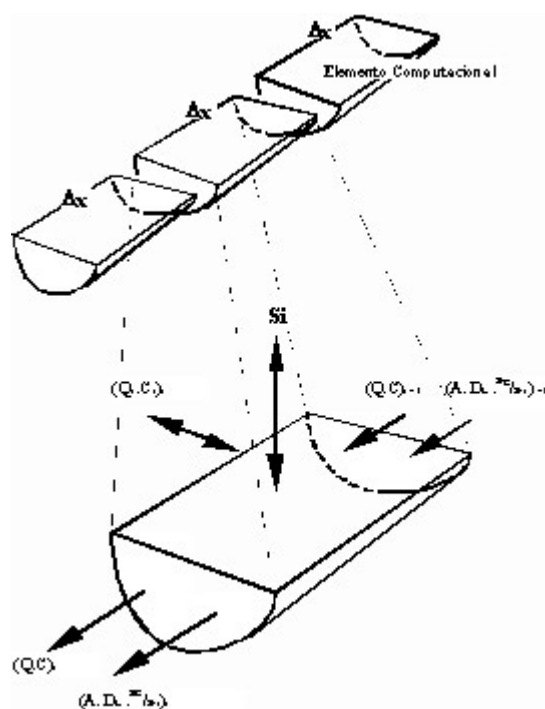


Figura 01 - Representação conceitual do rio segundo o modelo QUAL2EU

Para cada elemento, o balanço hidrológico pode ser escrito em função da somatória dos fluxos afluentes e efluentes. São considerados o fluxo afluente ao elemento por sua face superior (Q_i), fluxos referentes a fontes externas ou captações (Q_{xi}) e o fluxo efluente através da face inferior do elemento (Q_o). No balanço de materiais são considerados o transporte ($Q.C$) e a dispersão ($A.D.L \cdot \frac{C}{\Delta x}$) como responsáveis pelo movimento de massa ao longo do eixo longitudinal do rio. Massa pode ser adicionada ou removida do sistema por fontes externas ou captações ($Q_{xi} \cdot C_{xi}$) e adicionada ou removida através de fontes internas ou decaimentos (S_i).

Detalhadas discussões acerca das bases funcional e computacional, bem como um aprofundamento dos aspectos conceituais estabelecidos pelo modelo QUAL2EU, são apresentadas por Brown & Barnwell (1985).

Dispersão longitudinal

Elder (1959), citado por Brown & Barnwell (1985), propôs que o valor do coeficiente de dispersão longitudinal (D_L) poderia ser estimado a partir de:

$$D_L = k \cdot d \cdot u^* \quad \text{equação (01)}$$

Na equação anterior, d representa a profundidade média do escoamento e k o coeficiente de dispersão. Elder, em sua expressão, atribuiu para k o valor de 5,93.

Brown & Barnwell (1985) observaram que a equação proposta por Elder parece ser adequada para escoamentos que podem ser analisados apenas segundo uma dimensão. Sugerem que u^* pode ser calculado a partir das seguintes expressões:

$$u^* = (g \cdot R_h \cdot S_e)^{1/2} \quad \text{equação (02)}$$

$$C = \frac{R_h^{1/6}}{\eta} \quad \text{equação (03)}$$

η

$$S = \left[(u \cdot \eta) / (1,486 \cdot R_h^{2/3}) \right]^2 \quad \text{equação (04)}$$

Nas expressões anteriores :

. C : coeficiente de Chezy (adimensional);

. R_h : Raio hidráulico (ft);

. S_e : Gradiente de energia do escoamento (adimensional);

. η : coeficiente de Manning (adimensional).

Combinando as equações (01), (02), (03) e (04) pode-se obter a seguinte expressão:

$$D_L = 3,82 \cdot k \cdot n \cdot u \cdot d^{5/6} \quad \text{equação (05)}$$

A partir desta última expressão, o modelo QUAL2EU faz as estimativas dos valores do coeficiente de dispersão longitudinal utilizados em suas simulações. No entanto, a faixa de variação da constante de dispersão admitida pelo modelo QUAL2EU é consideravelmente larga, apresentando valores que podem variar entre 6 e 6000.

Cursos d'água considerados

As simulações realizadas neste trabalho consideraram o trecho final do Rio Piracicaba e um trecho do Rio Doce compreendido entre a confluência com o Rio Piracicaba e a Cachoeira Escura.

O Rio Piracicaba nasce na Serra do Espinhaço, município mineiro de Ouro Preto, desaguando no Rio Doce, nas proximidades do município de Ipatinga. Tem uma extensão de 241 km e sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 5381 km².

Na bacia do Rio Piracicaba predominam as atividades mineradoras e as indústrias de transformação do ramo siderúrgico. Também são encontradas indústrias ligadas ao ramo de minerais não-metálicos, de produtos alimentares, mobiliário, vestuário e madeira. Outra atividade que merece destaque na região é a silvicultura, apresentando grandes áreas de reflorestamento, principalmente nas proximidades das usinas siderúrgicas.

O Rio Doce tem uma extensão de 853 km e sua bacia hidrográfica uma área de 83.500 km². Suas nascentes estão localizadas no estado de Minas Gerais, desaguando no Oceano Atlântico no município de Linhares, norte do estado do

Espírito Santo.

A bacia do Rio Doce ocupa boa parte do Quadrilátero Férreo, o que justifica a predominância das atividades ligadas a mineração e a siderurgia. Existem ainda indústrias produtoras de álcool e açúcar, frigoríficos, laticínios, indústrias têxteis, de celulose e químicas.

Uma representação esquemática do trecho considerado nas simulações realizadas ao longo deste trabalho, incluindo as condições críticas de vazão para os rios Doce e Piracicaba, está apresentada na FIGURA 01.

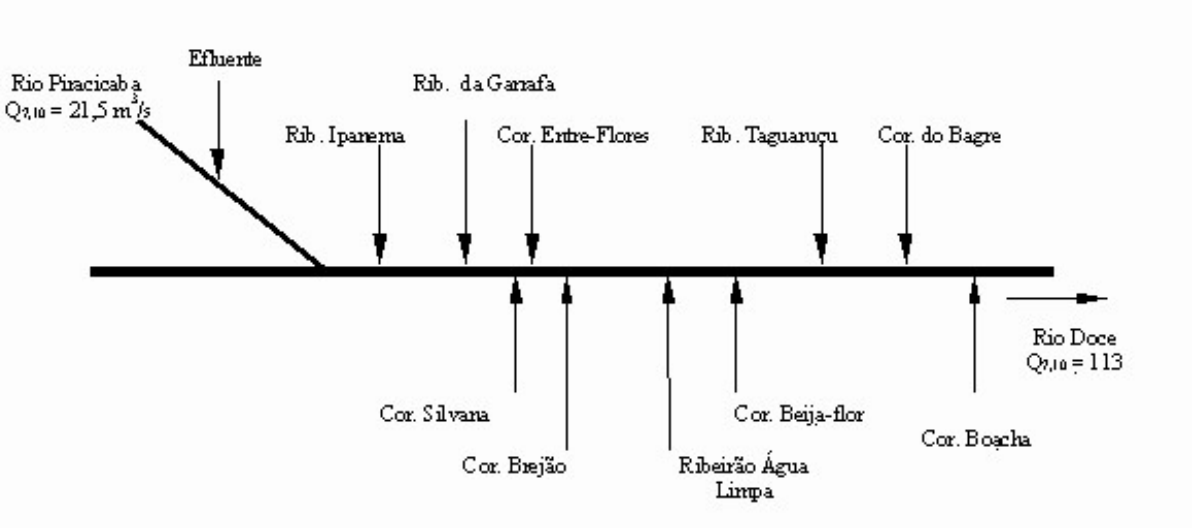


FIGURA 01 – Representação esquemática dos cursos d’água considerados neste estudo

Alguns córregos e ribeirões deságuam no Rio Doce ao longo do trecho analisado. Suas bacia hidrográficas foram delineadas e planimetradas. Na Tabela 02 encontram-se as áreas das bacias hidrográficas de cada curso d’água, bem como as vazões mínimas esperadas, estimadas a partir da vazão específica mínima referente ao posto de Cachoeira Escura.

Tabela 02. Áreas das bacias hidrográficas e vazões mínimas estimadas para os córregos e ribeirões que deságuam no Rio Doce ao longo do trecho em análise

Curso d’água	Área da Bacia Hidrográfica (km²)	Vazão mínima estimada (m³/s)
Ribeirão Ipanema	139	0,65
Ribeirão da Garrafa	44	0,21
Córrego Silvana	87	0,41
Córrego Entre-Folhas	16	0,07
Córrego Brejão	36	0,17
Ribeirão Água Limpa	117	0,55
Córrego Beija-Flor	18	0,09
Ribeirão Taguarucu	179	0,84
Córrego do Bagre	55	0,26
Córrego Boacha	31	0,15

Simulações computacionais realizadas

A influência do valor adotado para o coeficiente de dispersão longitudinal foi avaliada, para os diferentes trechos dos rios Doce e Piracicaba considerados neste trabalho, através de simulações computacionais do comportamento dos compostos de nitrogênio. Estas simulações foram estabelecidas a partir do seguinte cenário:

- O rio Piracicaba recebe um efluente (conforme esquema apresentado pela Figura 01) contendo concentração de amônia de 5 mg/l-N, limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20/86;
- A vazão do efluente lançado no rio Piracicaba é igual a 5% da vazão $Q_{7,10}$ deste rio;
- As constantes de decaimento para a amônia nos rios Doce e Piracicaba são de 1,5 e 1,3 dia⁻¹, respectivamente;
- Cursos d'água apresentam vazões mínimas (vazões $Q_{7,10}$);
- A constante de dispersão assume, em diferentes simulações, os valores de 6, 60, 600 e 6000.

As demais características hidráulicas e de qualidade de água dos cursos d'água, bem como outras constantes cinéticas e estequiométricas referentes aos parâmetros de qualidade de água considerados nas diferentes simulações, são detalhadamente apresentadas por Reis (1997).

RESULTADOS

Nas diferentes simulações realizadas pôde-se avaliar a influência dos valores assumidos para a constante de dispersão sobre as concentrações de diferentes compostos nitrogenados. O gráfico apresentado na Figura 02 ilustra a influência do valor da constante de dispersão sobre as concentrações da fração não-ionizada da amônia, estimadas pelo modelo QUAL2EU ao longo dos cursos d'água.

Da figura 02 pode-se observar que constantes de dispersão de 6 ou 60 produziram os mesmos resultados ao longo do Piracicaba. Para uma constante de dispersão igual a 600, a redução percentual nas concentrações de amônia não-ionizada foi da ordem de 10%, se tomadas como referência as concentrações estimadas quando da adoção de uma constante de dispersão igual a 6. Já para o limite superior admitido pelo QUAL2EU para a constante de dispersão ($k = 6000$), as reduções nas concentrações de amônia não-ionizada nas proximidades da confluência com o Rio Doce podem chegar a 55%.

Na Tabela 03 estão apresentadas as reduções percentuais nas concentrações de amônia total, estimadas para o último elemento computacional do Rio Piracicaba. A referência para o cálculo destas reduções foi a concentração de amônia estimada a partir da adoção de uma constante de dispersão igual a 6. Convém lembrar o modelo QUAL2EU aceita valores para constante de dispersão entre 6 e 6000.

Tabela 03 - Redução percentual introduzida nas concentrações de amônia a partir de diferentes valores de constante de dispersão

Constante de dispersão adotada (adimensional)	Redução percentual introduzida nas concentrações de amônia (%)
60	-
600	10
6000	55

Para o Rio Doce, as concentrações de amônia não-ionizada foram as mesmas na maior parte do trecho simulado, independentemente do valor assumido para a constante de dispersão. Pequenas diferenças só foram observadas na porção inicial do trecho simulado, logo após a mistura com o Rio Piracicaba.

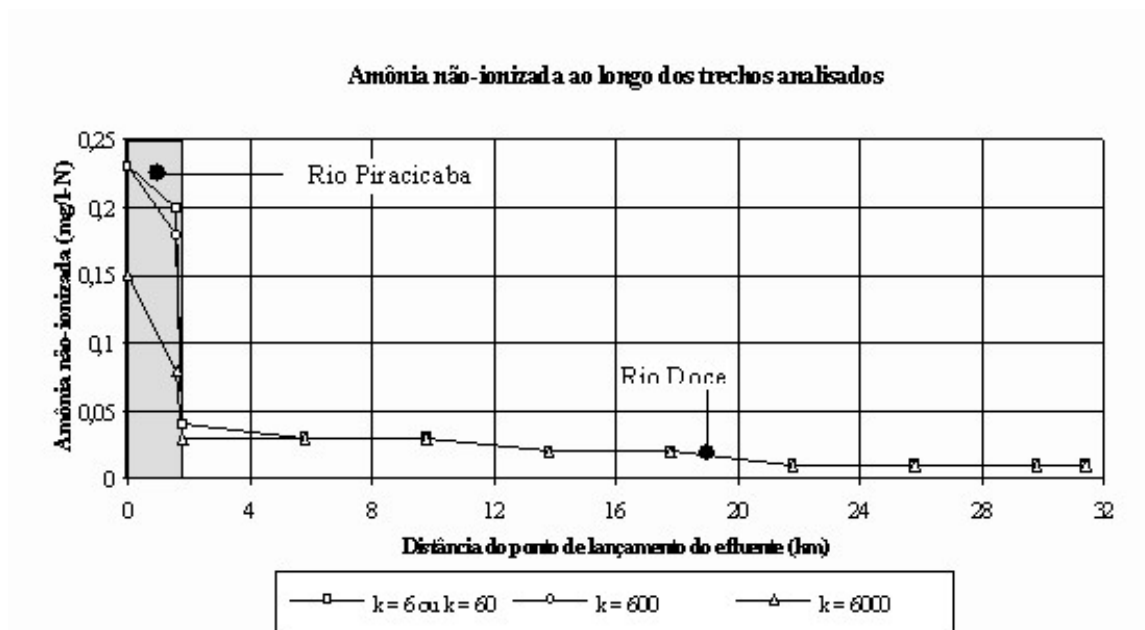


FIGURA 02 - Concentrações de amônia não-ionizada a partir de diferentes constantes de dispersão (k)

CONCLUSÕES

Este trabalho permitiu avaliar a influência do valor da constante de dispersão sobre as concentrações de compostos nitrogenados em diferentes simulações da qualidade de água de diferentes trechos dos rios Doce e Piracicaba.

Os resultados permitiram observar que variações da constante de dispersão entre 6 e 60 produziram os mesmos resultados para o Rio Piracicaba. Para o Rio Doce, os resultados apresentados nas diferentes simulações foram muito próximos, independentemente do valor assumido para a constante de dispersão longitudinal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BITTENCOURT, A. G., et al. Modelagem matemática do rio Tietê com Modelo QUAL2EU para preparação do Projeto Tietê. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18, 1995, Salvador. *Anais*. Rio de Janeiro : ABES, 1995.
2. BROWN, L. C. & BARNWELL Jr, T. O. *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS : Documentation and User Manual*. Georgia : EPA, 1987, 189p.
3. CÂMARA, Antônio S., RANDALL, Clifford W. The QUAL II model. *Journal of Environmental Engineering*, v.110, n.6, p. 993-996, 1984.
4. CAMPOS, Mônica de Cássia Souza. Utilização do modelo QUAL2E para o estudo do decaimento bacteriano na bacia do Rio das Velhas. 1997. *Dissertação* (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais.
5. CRABTREE, R. W. et al. A comparison of two river quality models. *WaterResearch*, v.20, n.1, p.53 – 61.
6. GRENNEY, William J., TEUSCHER, Michael C., DIXON, Lester S. Characteristics of the solution algorithms for QUAL II river model. *Journal Water Pollut. Control Fed.*, v.47, n.1, p.151-157, 1978 .
7. GUSMAN Jr, Ulisses. Modelagem computacional da qualidade da água do Rio Doce. 1992. *Dissertação* (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo.
8. REIS, J. A. T. Estudo dos padrões para compostos amoniacaís em efluentes e cursos d'água interiores. 2003. 120f. *Dissertação* (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES.
9. SCOTT, J. A., ABUMOGHLI, I. Modelling nitrification in the River Zarka of Jordan. *Water Research*, v.29, n.4, p.1121-1127, 1995.
10. SPARR, Ted M. A verification of the QUAL I water quality model for the Lower Mississippi River. *Water*

Resources Bulletin, v.15, n.3, p.853-860, 1979.

11. WARWICK, John J. McDONNELL Archie J. Simulation in-stream nitrogen and DO balancing. *Journal of Environmental Engineering*, v.111, n.4, p.401-416, 1985.