IV-076 – ESTUDO DA CAPACIDADE DE ASSIMILAÇÃO DE CARGAS ORGÂNICAS NA PORÇÃO SUPERIOR DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

Isabela Fadini Castiglioni[(1)]
Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo.
José Antônio Tosta dos Reis
Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP. Professor do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo.

Endereço[(1)]**:** Rua Maria Eleonora Pereira, 640 – Jardim da Penha – Vitória – ES – CEP: 29060-180 – Brasil – Tel: (27) 3207-4514 – e-mail: isabelafc7@gmail.com

RESUMO

A modelagem da qualidade da água simplifica os fenômenos naturais que ocorrem nos corpos d'água e viabilizam sua descrição e quantificação por meio de equações matemáticas. Nesse contexto, modelos matemáticos de qualidade de água se configuram como ferramentas importantes para a tomada de decisão em gestão de recursos hídricos, uma vez que auxiliam na escolha de alternativas de manejo com base na resposta do modelo a diferentes descargas de resíduos. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a capacidade de assimilação de cargas orgânicas da porção superior do rio Santa Maria da Vitória, importante curso d'água para atendimento das demandas da Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), estado do Espírito Santo, com o auxílio da modelagem matemática. O programa computacional utilizado para a referida modelagem foi o Qualsoft, desenvolvido, com o auxílio do software Matlab, no âmbito do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. O Qualsoft permite a simulação dos perfis de DBO e OD ao longo do espaço e do tempo, com base em duas diferentes abordagens: a modelagem analítica e a modelagem numérica. As simulações realizadas para o rio Santa Maria da Vitória indicaram que as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ não atenderiam aos padrões de qualidade ambiental, quando do lançamento de efluentes brutos associados aos cenários de disposição final considerados. Observou-se, adicionalmente, que a eventual imposição de tratamentos com eficiências de remoção de $DBO_{5,20}$ de 70% permite o atendimento dos padrões de qualidade ambiental em todo o trecho simulado.

PALAVRAS-CHAVE: Simulação, qualidade da água, modelagem matemática, autodepuração.

INTRODUÇÃO

A modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que tem como principal característica a simplificação dos fenômenos naturais que ocorrem nos corpos d'água, viabilizando, deste modo, sua descrição e quantificação, por meio de equações matemáticas (VON SPERLING, 2007).

Segundo Reis (1997), a modelagem computacional da qualidade da água possui o objetivo de simular como um corpo d'água se comporta em relação as suas características hidrológicas e de qualidade de água ao longo do trecho analisado.

As bases matemáticas para a modelagem da qualidade da água em cursos d'água foram estabelecidas pelo modelo clássico de Streeter-Phelps. Esse modelo foi originalmente proposto com a finalidade de descrever o processo de consumo de oxigênio associado à estabilização biológica das cargas de matéria orgânica e a capacidade de reaeração do corpo d'água. Modelos mais complexos de qualidade da água, estabelecidos a partir do modelo de Streeter-Phelps, passaram a considerar uma diversidade de processos e parâmetros para descrever, com mais precisão, as interações físicas, químicas e biológicas dos constituintes presentes no meio aquático. Lima (2001) apresenta um breve histórico das modificações e evolução dos modelos de qualidade de água. Os trabalhos desenvolvidos por Mendonça (1992), Reis (1997), Gastaldini, Seffrin e Paz (2002), Sardinha et al. (2008), Bottino (2008) e Guedes (2009) ilustram diferentes aplicações dos modelos mais usualmente empregados para simulação da qualidade de água em rios.

A escolha do modelo matemático para simular as condições de qualidade da água depende das características do sistema a ser simulado, do nível de precisão desejado, dos dados disponíveis e das estruturas conceitual, funcional e computacional definidas para representar os processos e reações que se estabelecem no sistema hídrico.

O conhecimento e a quantificação do fenômeno de autodepuração são importantes para que se possa utilizar a capacidade de assimilação dos rios e impedir o lançamento de despejos acima da capacidade de suporte dos cursos d'água. Até um determinado limite, os cursos d'água podem assimilar os despejos afluentes sem comprometimentos do ponto de vista ambiental; a identificação do referido limite condiciona os níveis mínimos de remoção dos diferentes constituintes presentes no esgoto bruto e, por consequência, a operação e a manutenção das plantas de tratamento de esgotos.

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar, com auxílio de modelo matemático de qualidade de água, a capacidade de assimilação de cargas orgânicas da porção superior do rio Santa Maria da Vitória, importante curso d'água para atendimento das demandas da Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), estado do Espírito Santo.

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo considerou informações a respeito da qualidade e disponibilidade de água da porção superior da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória, uma das principais fontes de abastecimento da RMGV. A bacia do rio Santa Maria da Vitória (Figura 1) possui área de aproximadamente 1560 km² (3,4% da área do Estado), com altitudes variando entre 0 e 1.300 m. A precipitação média anual na bacia varia de 1.100 a 1.200 mm na parte superior e litorânea, indo até 1.800 mm na região das cabeceiras do córrego Cachoeira, um dos formadores do rio Mangaraí, afluente da margem direita do rio Santa Maria da Vitória.

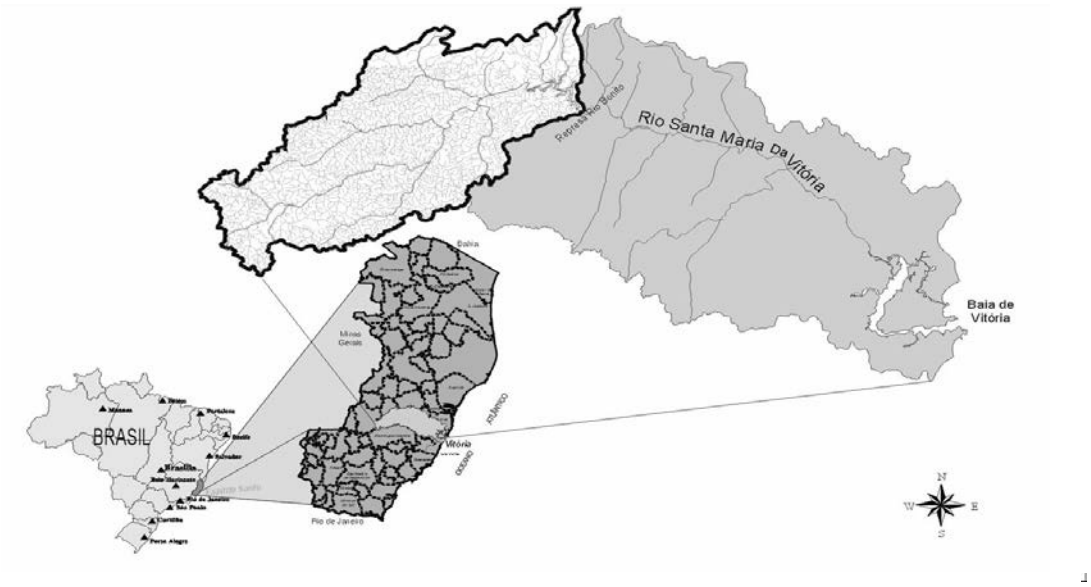

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória. Fonte: Zamprogno (1999).

Na porção superior do Rio Santa Maria da Vitória a agricultura é a principal atividade econômica, com destaque para a produção de café. A olericultura desenvolve-se por todos os vales e encostas da região, sendo a principal atividade empregadora de mão de obra e geradora de renda em curto prazo (Zamprogno, 1999).

Segundo Roques (2006), os rios Alto Posmoser e São Luiz são os principais formadores do rio Santa Maria da Vitória. O rio São Luiz constitui maior fonte de carga orgânica, pois despeja efluentes domésticos, provenientes da sede do município de Santa Maria de Jetibá e sem tratamento adequado, no rio Santa Maria da Vitória.

METODOLOGIA

Constantes cinéticas, informações hidrodinâmicas e de qualidade de água

As constantes cinéticas, informações hidrodinâmicas e de qualidade de água consideradas neste estudo, apresentadas na Tabela 1, reproduziram aquelas empregadas por Salim (2004) e Mendonça e Almeida (2005).

Tabela 1: Constantes cinéticas e características hidrodinâmicas e de qualidade de água consideradas no estudo.

Variável (unidade)	Valor
Vazão do rio (m^3/s)	3,85
Contribuição lateral (m^3/sm)	0
DBO do rio (mg/L)	2,0
OD do rio (mg/L)	8,0
Temperatura do rio (ºC)	21,0
K_1 (dia^{-1})	0,23
K_2 (dia^{-1})**	0,85
K_S (dia^{-1})	0

Cenários simulados

Dois diferentes cenários, estabelecidos a partir da variação das cargas de esgotos domésticos dispostos na calha principal do rio Santa Maria da Vitória, foram considerados no presente estudo. Os pontos de lançamento de efluentes foram localizados nos quilômetros 8, 16, 24, 32 e 40. Desta forma, foram considerados lançamentos equidistantes e, nesta distribuição de pontos de lançamentos, a localização de potenciais pontos de concentração de geração de esgotos sanitários ao longo do trecho estudado.

Para todos os cenários, considerou-se que o esgoto bruto apresentava DBO de 350 mg/L e concentração nula de OD. Adicionalmente, foram realizadas simulações nas quais cada efluente disposto no rio Santa Maria da Vitória foi submetido a sistemas de tratamento com eficiências de remoção de DBO variando entre 60% e 90%.

Os cenários considerados podem ser sumarizados da seguinte maneira:

- Primeiro cenário: lançamento de cinco efluentes de mesma carga, dispostos nos quilômetros 8, 16, 24, 32 e 40. Para todos os efluentes assumiu-se vazão de 40L/s;

- Segundo cenário: lançamento de cinco efluentes com diferentes cargas de poluição. As características de qualidade dos efluentes foram iguais àquelas consideradas no primeiro cenário, com vazões diferenciadas e que assumiram os valores de 60 L/s (primeiro efluente disposto no sistema hídrico), 50 L/s, 40 L/s, 30 L/s e 20 L/s (efluente disposto próximo do exutório do trecho estudado).

Modelo de Qualidade de Água

Para a simulação de qualidade de água foi utilizado o programa computacional QualSoft, programa desenvolvido no âmbito do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, e por meio do qual podem ser realizadas simulações da evolução da qualidade da água de cursos d'água interiores com auxílio de modelo analítico ou numérico. O referido programa compreende um sistema interativo com visualização gráfica e programação em um ambiente de fácil utilização e com linguagem matemática usual. Além das entradas pontuais – que permitem a simulação da disposição final dos efluentes urbanos – o programa permite o lançamento de descargas difusas.

O modelo analítico reproduz as premissas do modelo clássico de Streeter-Phelps, assumindo que o corpo d'água funciona em regime de fluxo pistão e que cada seção do curso d'água funciona como um êmbolo, no interior do qual a qualidade de água é uniforme. Adicionalmente, não existem intercâmbios de massa ou energia entre duas seções adjacentes quaisquer. Desta forma, à medida que o êmbolo desloca-se ao longo do curso d'água, os processos que caracterizam o fenômeno de autodepuração se desenvolvem no seu interior.

Uma das hipóteses assumidas pelo modelo analítico é a de que o oxigênio dissolvido (OD) existente no interior do êmbolo é consumido para a oxidação da fração carbonácea da matéria orgânica. Assim, a redução das concentrações de OD será proporcional às concentrações de DBO existentes no interior do êmbolo. Destaca-se que outros processos eventualmente responsáveis pela redução dos níveis de OD num curso d´água (nitrificação e demanda bentônica, por exemplo) não são considerados.

Outra hipótese considerada no mesmo modelo é a de que, na medida em que as concentrações de OD são reduzidas no interior do êmbolo, estabelece-se o processo de reaeração atmosférica, através do qual o oxigênio existente no ar atmosférico é transferido, por difusão (molecular ou turbulenta), para o interior da massa líquida. Este fluxo de oxigênio será, portanto, tanto mais intenso quanto maior for o déficit de OD da massa líquida. O déficit de oxigênio, por sua vez, será sempre estabelecido em relação à concentração de saturação de OD da massa líquida. A fotossíntese, outro processo que contribui para o aumento das concentrações de OD, não é considerada pelo modelo de Streeter-Phelps.

A taxa de variação das concentrações de OD no interior do êmbolo, segundo o modelo de clássico, é descrita a partir da equação diferencial (1).

$$\frac{dC}{dt} = -K_1.L + K_2(C_S - C) \qquad \text{equação (1)}$$

Na equação (1), C representa a concentração de OD da massa líquida (mg/L), C_S a concentração de saturação de OD da massa líquida (mg/L), L a concentração de DBO remanescente na massa líquida (mg/L), K_1 o coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}), K_2 o coeficiente de reaeração (dia^{-1}) e t o tempo (dia).

A taxa de variação nas concentrações de DBO, por sua vez, é descrita por meio da equação (2).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1.L \qquad \text{equação (2)}$$

A equação (3), proveniente da integração da equação (2) entre dois instantes quaisquer (t_0=0 e t), permite a obtenção da concentração de DBO remanescente no tempo t – L(t). A equação (4), por sua vez, representa o cálculo da concentração de OD no mesmo instante t.

$$L(t) = L_0.e^{-K_1.t} \qquad \text{equação (3)}$$

$$C(t) = C_S - \left\{\left[\frac{K_1.L_0}{K_2 - K_1}.\left(e^{-K_1.t} - e^{-K_2.t}\right)\right] + (C_S - C_0).e^{-K_2.t}\right\} \qquad \text{equação (4)}$$

Nas equações (3) e (4), L_0 (comumente conhecida como DBO última) representa a demanda de oxigênio para a completa oxidação dos compostos orgânicos presentes no ponto de mistura entre o efluente e o curso d'água, e C_0 corresponde à concentração de OD para o ponto de mistura entre o efluente e o curso d'água. É válido destacar que a $DBO_{5,20}$, diferentemente da DBO última, representa a demanda de oxigênio exercida nos 5 primeiros dias do processo de oxidação dos compostos orgânicos, conservando-se a temperatura da massa líquida em 20°C. A $DBO_{5,20}$ (simplificadamente representada ao longo do restante do texto por DBO) é comumente conhecida como DBO padrão e constitui o parâmetro indicador da presença de matéria orgânica mais comumente determinado nas análises laboratoriais correntes.

As equações (3) e (4) estabelecem que, no instante do recebimento do efluente (t = 0), as concentrações de DBO e OD tendem, respectivamente, para os valores L_0 e C_0, os quais podem ser obtidos a partir das equações de simples mistura (5) e (6).

$$L_0 = f_C.\frac{Q_R.DBO_R + Q_E DBO_E}{Q_R + Q_E} \qquad \text{equação (5)}$$

$$C_0 = \frac{Q_R.OD_R + Q_E OD_E}{Q_R + Q_E} \qquad \text{equação (6)}$$

Nas equações (5) e (6), Q_R, DBO_R e OD_R correspondem, respectivamente, à vazão do curso d'água, DBO e OD do curso d'água a montante do lançamento do efluente, enquanto Q_E, DBO_E e OD_E representam a vazão, DBO e OD do efluente, nesta ordem. O parâmetro f_C, da equação (5) representa o fator de correção para a conversão da DBO padrão em DBO última.

O modelo numérico disponível no Qualsoft, construído a partir das estruturas conceitual, funcional e computacional empregadas pelo modelo QUAL-UFMG (modelo detidamente discutido por Von Sperling, 2007), assume que o curso d'água funciona em regime de fluxo disperso e que a variação dos constituintes de qualidade é decorrente do balanço de massa nos diferentes elementos computacionais que dão forma ao corpo d'água, incluindo-se aí os eventuais decaimentos ou produções de cada constituinte analisado.

O referido modelo 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. Assume-se ainda que tanto o curso principal como os tributários e captações apresentam vazões constantes ao longo do tempo.

Conceitualmente, o rio é segmentado em trechos que, por sua vez, podem ser divididos em sub-trechos ou elementos computacionais. 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.

As concentrações de DBO nos segmentos do curso d'água são calculadas a partir da equação (7). A equação (8), por sua vez, sintetiza os processos que afetam as concentrações de OD.

$$\frac{dL}{dt} = -K_d.L - K_S.L + L_{rd} \qquad \text{equação (7)}$$

$$\frac{dC}{dt} = K_2.(C_S-C) - K_d.L - S_d + F - R - R_{O2amon}.(f_{nitri}.K_{an}).N_{amon} \qquad \text{equação (8)}$$

Nas equações (7) e (8), K_d representa o coeficiente de oxidação da DBO no rio, L a concentração de DBO última em um tempo de percurso t qualquer, K_S o coeficiente de remoção da DBO por sedimentação, L_{rd} a taxa de entrada de DBO última difusa na massa líquida, K_2 o coeficiente de reaeração, C_S a concentração de saturação do OD, C a concentração de OD em um tempo t qualquer, S_d a demanda de oxigênio pelo sedimento, F a taxa de produção de OD por fotossíntese, R a taxa de consumo de OD por respiração, R_{O2amon} a relação entre oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito, f_{nitri} o fator de correção do coeficiente de nitrificação em função de OD, K_{an} o coeficiente de conversão da amônia a nitrito e N_{amon} o nitrogênio amoniacal.

É importante destacar que o programa Qualsoft simplifica o modelo numérico apresentado pelas equações (7) e (8), desconsiderando as contribuições da fotossíntese e as demandas para respiração e oxidação da amônia em nitrito.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os perfis de OD e DBO ($DBO_{5,20}$ e $DBO_{última}$) decorrentes do emprego do modelo numérico no contexto do primeiro cenário de simulação, quando da disposição dos efluentes brutos no curso d'água, estão apresentados por meio da Figura 2. Nesta figura, os perfis de concentração são plotados em função da distância, sendo adicionalmente apresentado os padrões de qualidade para OD e $DBO_{5,20}$ associados aos rios classe 2 (classe à qual pertencem os cursos d'água não enquadrados, segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005). Da simples inspeção da referida figura observa-se os padrões de qualidade ambiental para OD e $DBO_{5,20}$ não foram respeitados na maior parte do trecho simulado. As concentrações de $DBO_{5,20}$ excederam ao padrão de qualidade ambiental (5 mg/L) a partir do quilômetro nove, alcançando valores superiores a 13 mg/L (13,3 mg/L); as concentrações de OD, por sua vez, ficaram abaixo do padrão (5 mg/L) após o quilômetro 32, atingindo valores mínimos pouco acima de 3 mg/L (3,22 mg/L).

É relevante registrar que os resultados obtidos a partir da aplicação do programa computacional Qualsoft, referentes à disposição final de efluentes brutos, foram similares àqueles obtidos por Salim (2004), quando da simulação da qualidade de água do mesmo curso d'água a partir do emprego do modelo Qual2EU.

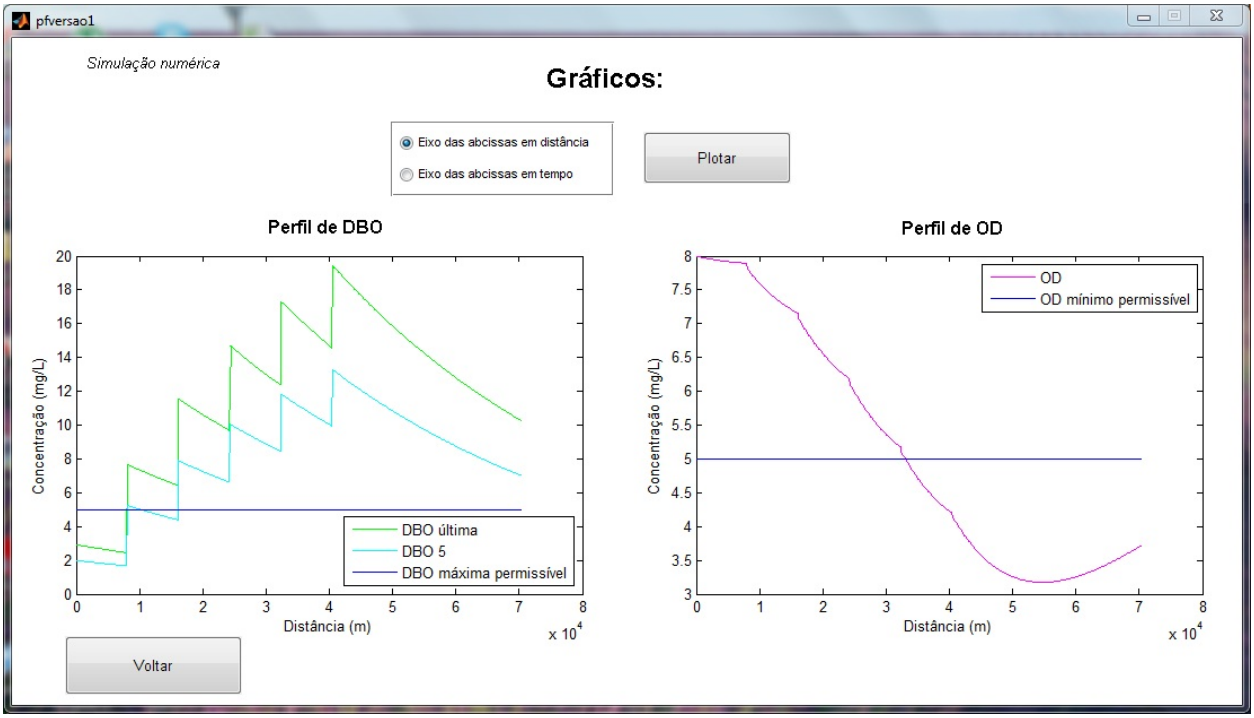

Figura 2: Simulação da qualidade do rio Santa Maria da Vitória considerando as características associadas ao primeiro cenário e a disposição de efluentes brutos.

A Figura 3 apresenta os perfis de OD e DBO associados ao primeiro cenário, quando do emprego do modelo numérico para simular a disposição de efluentes domésticos submetidos a sistemas de tratamentos de esgotos apresentando eficiência de remoção de DBO de 70%. A Figura 4, por sua vez, os perfis de OD e DBO referentes ao segundo cenário de disposição quando da adoção de uma eficiência de remoção de 60%. Perfis semelhantes foram produzidos para o segundo cenário e para as demais eficiências de remoção de DBO considerados neste estudo.

Da avaliação dos referidos perfis é possível observar que a eventual imposição de tratamentos com eficiência mínima de 70% permite o atendimento dos padrões de qualidade ambiental em todo o trecho simulado. Eficiências mínimas de 60%, ainda que permitam concentração de OD superiores ao padrão ambiental, não permitem o atendimento do padrão de qualidade referente à DBO. No entanto, a imposição de eficiências de remoção iguais para os diferentes pontos de disposição de efluentes subutilizou a capacidade de assimilação do curso d'água, produzindo concentrações de OD invariavelmente acima de 6,5 mg/L (para um padrão ambiental que estabelece concentrações mínimas de 5 mg/L) e concentrações máximas de DBO de aproximadamente 4,5 mg/L (para um padrão ambiental que estabelece concentrações máximas de 5 mg/L), principalmente na nos primeiros quilômetros do trecho simulado.

Padrão semelhante foi observado quando da adoção das vazões associadas ao segundo cenário de simulação, ainda que na porção inicial do trecho simulado as concentrações tenham se aproximado dos padrões de qualidade ambiental quando da adoção de sistemas de tratamento com eficiências de remoção de DBO de 70%.

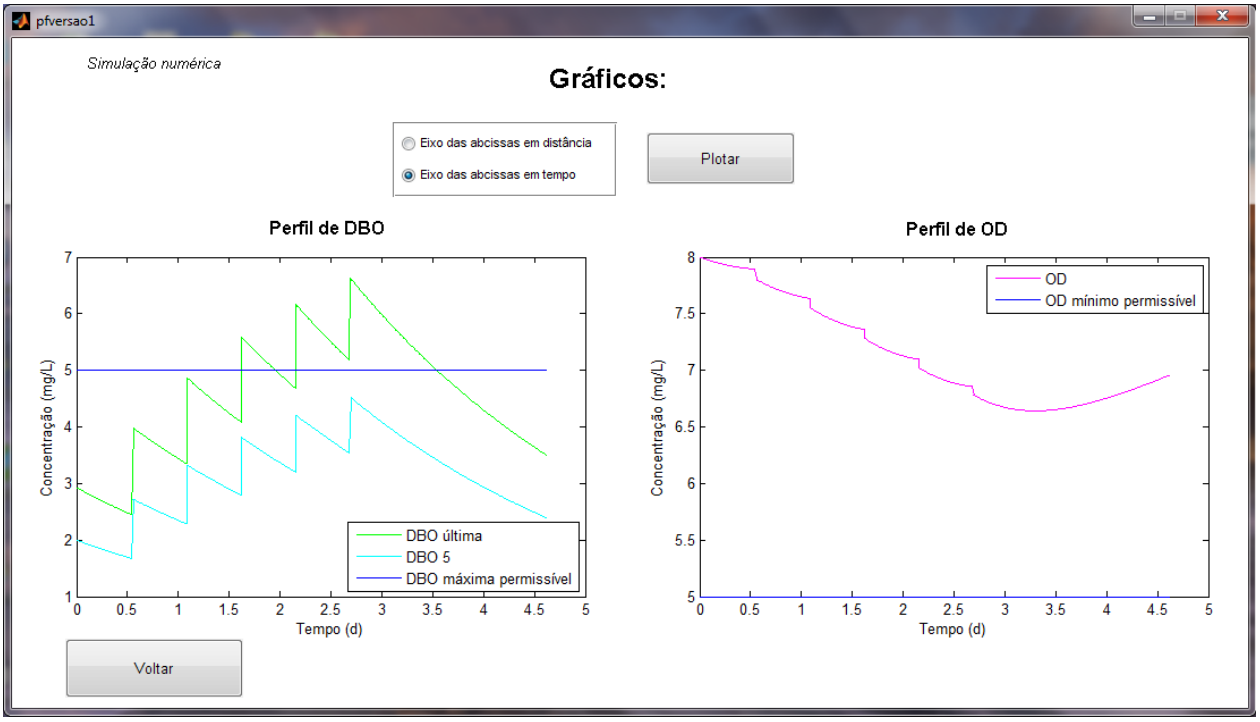

Figura 3: Simulação da qualidade do rio Santa Maria da Vitória considerando as características associadas ao primeiro cenário e a disposição de efluentes com eficiências mínimas de 70%.

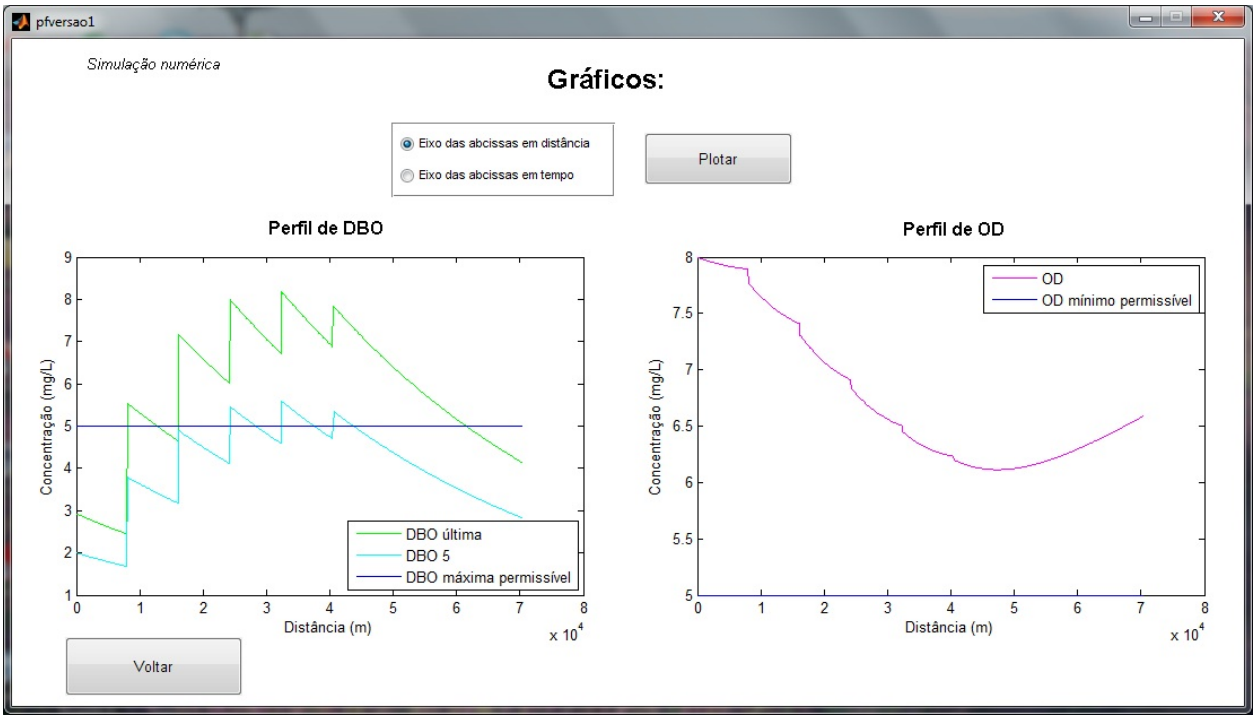

Figura 4: Simulação da qualidade do rio Santa Maria da Vitória considerando as características associadas ao segundo cenário e a disposição de efluentes com eficiências mínimas de 60%.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O programa QualSoft apresentou-se de aplicação simples, estabelecendo-se como ferramenta versátil para a simulação dos efeitos sobre os corpos d'água da disposição final de efluentes. As simulações conduzidas indicaram que no trecho final do rio Santa Maria da Vitória as concentrações de OD e $DBO_{5,20}$ não atenderam aos padrões de qualidade ambiental quando da disposição final de efluentes brutos, sugerindo que a capacidade de autodepuração do curso d'água não é suficiente para a assimilação dos despejos considerados neste estudo sem a adequada implementação de sistemas de tratamento de efluentes. No entanto, a variação da capacidade de assimilação ao longo da extensão do trecho simulado sugere o estabelecimento de diferentes níveis de tratamento para os diferentes pontos de disposição de efluentes.

No contexto do presente trabalho, recomenda-se o emprego combinado de modelos de qualidade de água e de técnicas de otimização quando do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgoto no âmbito de bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BOTTINO, F. Estudo Experimental e Temático de Qualidade de Água com Base na Ecohidrologia Fluvial de Pequenas Bacias: Estudo de Caso do Rio Canha, Baixo Ribeiro de Iguape, SP. 2008. 208 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos. 2008.
2. GASTALDINI, M.; SEFFRIN, G.; PAZ, M. Diagnóstico Atual e Previsão Futura da Qualidade das Águas do Rio Ibicuí Utilizando o Modelo Qual2E. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 7, n. 4, p. 129-138, jul/set 2002.
3. GUEDES, H. A. L. Estudo Matemático-Experimental da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do Rio Pomba. 2009. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2009.
4. LIMA, E. B. N. R. Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. 2001. 184f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2001.
5. MENDONÇA, A. S. F. Application of the QUAL2E Model to Environmental Impact Assessment. Advances in Hydro Science and Engineering, v. 1, n. 2, p. 339-354, 1992.
6. MENDONÇA, A.S.F.; ALMEIDA, M.M.(2005). Definição de alternativas de eficiências de tratamento de efluentes para manutenção de padrões ambientais. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa; ABRH; p.501-510.
7. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 26 Jul. 2012.
8. REIS, J. A. T dos. Estudo dos Padrões para Compostos Amoniacais em Efluentes e Cursos D'água Interiores. 1997. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 1997.
9. ROQUES, T. V. P. Aplicação de Modelos Computacionais na Análise de Outorga para diluição de efluentes em corpos d'água: Fontes Pontuais e Difusas. 2006. 201 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2006.
10. SALIM, F.P.C. Desenvolvimento de sistema de suporte a decisão para o gerenciamento da qualidade das águas em rios considerando múltiplas fontes de poluição pontual. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2004.
11. Sardinha, D. S. et al. Avaliação da Qualidade da Água e Autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 329-338, jul/set 2008.
12. VON SPERLING, M. (2007). Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios. Belo Horizonte: DESA/UFMG.
13. ZAMPROGNO, D.P. Subsídio para a definição de locais apropriados para a implantação de reservatórios de regularização de vazões: refinamento e aplicação de procedimento metodológico. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 1999.