

IV-233 - ESTUDO DO FENÔMENO DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO DAS ANTAS (IRATI-PR) APÓS AFLUÊNCIA DE EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO**Andréia Rudniak⁽¹⁾**

Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO). Mestranda em Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG).

Daniel Bartiko

Docente do Departamento de Engenharia Ambiental – Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO).

Endereço⁽¹⁾: PR 153 Km 07, s/n - Riozinho - Irati - PR - CEP: 84500-000 - Brasil - Tel: (42) 9965-9469 - e-mail: andreiarudniak@hotmail.com

RESUMO

O conhecimento do fenômeno de autodepuração em um corpo d'água é de extrema importância para a gestão dos recursos hídricos, o comportamento deste processo pode ser obtido por meio da modelagem matemática, através da simulação de diferentes condições que influenciam diretamente na autodepuração. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o fenômeno de autodepuração no Rio das Antas, localizado na cidade de Irati – PR, após o lançamento de efluente doméstico tratado. Como ferramenta de apoio, utilizou-se o modelo matemático QUAL-UFMG, no qual foram simulados quatro diferentes cenários e avaliada a autodepuração em termos de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Observou-se que o Rio das Antas apresentou boa capacidade de depuração, para os quatro cenários avaliados, sendo que os padrões ambientais para a classe em que se enquadra (em termos de OD e DBO) foram alcançados sempre antes da sua foz, o Rio Imbituva. Para o cenário mais crítico, foi necessária a distância de 17 km, após o lançamento do efluente, para que o rio voltasse a atender aos requisitos de qualidade da água preconizados na Resolução CONAMA 357/2005 para um rio classe 2.

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem matemática, Qualidade da água, QUAL-UFMG, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD).

INTRODUÇÃO

A importância que a água assume dentre os recursos naturais é indiscutível e sua disponibilidade é fundamental à manutenção da vida e indispensável a diversas atividades humanas (NUNES, 2008; SARDINHA, 2008).

Um desafio atual e com tendência de crescimento para os próximos anos será obter água em quantidade e qualidade apropriada às necessidades da população e às suas atividades econômicas. A poluição e o uso inadequado comprometem a disponibilidade desse recurso em várias regiões do país, e a causa mais importante da perda de qualidade da água é a geração e disposição inadequada de resíduos líquidos, ricos em matéria orgânica (FREIRE et al., 2011).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2011), apenas 37,5% dos efluentes gerados no Brasil recebem tratamento, sendo que quando esses resíduos são lançados nos corpos d'água, tratados ou não, contribuem para a mudança de suas características iniciais, como por exemplo, no aspecto visual (que se torna desagradável) e na exalação de gases mal cheirosos. Além disso, há o declínio da concentração de oxigênio dissolvido no meio, e esse é um dos maiores problemas da poluição hídrica e compromete diretamente a sobrevivência dos seres de vida aquática (FARIA, 2008; TEIXEIRA & PORTO, 2008).

Segundo Andrade (2010), o consumo do oxigênio dissolvido da água ocorre principalmente através da respiração dos organismos decompositores da matéria orgânica e dos demais componentes da comunidade aquática. No que diz respeito à entrada de oxigênio, os principais mecanismos são a produção de oxigênio através da fotossíntese realizada por algas e a introdução de oxigênio pela interface água/ar.

Um mecanismo essencialmente natural que auxilia o curso d'água no restabelecimento das condições encontradas anteriormente ao lançamento de efluentes, no que tange as concentrações de oxigênio dissolvido, é o processo de autodepuração, que varia de acordo com as características de cada curso d'água (SANTOS, 2012). Para Von Sperling (2005) a autodepuração está vinculada ao restabelecimento do equilíbrio natural, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes, e como parte integrante desse fenômeno, “os compostos orgânicos são convertidos em compostos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico”.

Vale ressaltar que não existe uma depuração absoluta dentro do curso d'água, o ecossistema atinge novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes das anteriores, devido ao acréscimo da concentração de certos produtos e subprodutos da decomposição. Nesse sentido, deve-se considerar que uma água depurada é aquela que não possui conflito entre suas características e seu uso previsto para cada trecho do curso d'água. (SANTOS 2012; VON SPERLING, 2005).

A legislação que orienta a utilização dos recursos hídricos é a Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) e um dos seus instrumentos legais é o enquadramento dos corpos d'água em classes. A utilização deste mecanismo é fundamental, pois visa combater de forma preventiva a poluição hídrica através do estabelecimento de padrões de qualidade da água de determinado corpo receptor, segundo os principais usos aos quais se destina ou que se pretende destinar (GUEDES, 2009; VON SPERLING, 2005).

Atualmente, o enquadramento dos corpos d'água é feito com base na Resolução CONAMA 357/2005, a qual classifica os corpos hídricos de águas doces em cinco classes, cada uma com requisitos mínimos de qualidade da água a serem seguidos. Tal resolução prevê ainda que os valores máximos estabelecidos para os parâmetros indicativos da qualidade da água relacionados em cada uma das classes deverão ser obedecidos nas condições de vazão de referência, ou seja, vazões críticas. No entanto, a Resolução CONAMA 357/2005 não especifica qual vazão de referência deve ser adotada, sendo que, segundo SILVA (2006), cada Estado da Federação tem adotado critérios particulares para o estabelecimento desta. No Paraná, a vazão de referência adotada para outorga de lançamentos de efluentes é a Q7,10 (vazão mínima com duração de 7 dias consecutivos e tempo de recorrência de 10 anos), sendo esta obtida através da análise de dados de séries históricas de postos fluviométricos que estejam próximos ou junto ao ponto de lançamento de efluentes.

Com base nas considerações anteriores, percebe-se que o conhecimento da capacidade de autodepuração dos corpos d'água é de fundamental importância na tomada de decisões referentes ao uso e ocupação da bacia hidrográfica. Sendo assim, torna-se necessário a utilização de ferramentas para apoiar a gestão dos recursos hídricos e uma excelente alternativa são os modelos matemáticos (GUEDES, 2009).

A modelagem matemática pode ser descrita como uma representação da realidade ou uma tradução simplificada e generalizada do que se afigura como sendo as características mais importantes de uma situação real. Dessa forma, a modelagem da qualidade de água em ambientes naturais é uma ferramenta importante para avaliar as condições atuais e estimar as condições ao longo do percurso, bem como assimilar efeitos da aplicação ou diminuição de carga poluente, ou seja, o uso de modelos permite a avaliação e a comparação da qualidade da água por meio da construção de cenários das condições atuais ou futuras do rio, o que possibilita a avaliação dos mesmos segundo a legislação vigente (BÁRBARA et al., 2005; NUNES, 2008; VON SPERLING, 2007).

Um dos principais modelos matemáticos aplicados a qualidade da água, que busca conhecer o déficit da concentração de oxigênio em um rio causada pela descarga de efluentes, é o de Streeter-Phelps. Apesar de ser considerado atualmente um modelo simples, uma vez que para sua execução são considerados apenas como valores de entrada os parâmetros de OD e de DBO, vários autores utilizaram o modelo de Streeter-Phelps em estudos de modelagem de autodepuração, entre eles Longe & Omole (2008) e Ricciardone et al., (2011). Vale ressaltar que a estrutura clássica desenvolvida em 1925 serviu de suporte para todos os outros modelos mais sofisticados que o sucederam, tais como o QUAL I e II, QUAL2-E e QUAL2-K. No Brasil o programa em Excel QUAL-UFGM, desenvolvidos por Von Sperling (2007), tem como objetivo possibilitar uma simulação rápida e simples da autodepuração de rios, através da utilização de um modelo baseado no QUAL2-E (BEZERRA et. al, 2008; HESPANHOL, 2009; PERIN, 2013).

Os constituintes possíveis de modelagem do modelo QUAL-UFGM são: demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes. Segundo Pinheiro (2010) o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio são os parâmetros mais

importantes e que melhor se ajustam à modelagem da qualidade da água e ao estudo da capacidade de autodepuração.

Os resultados das simulações no QUAL-UFMG são apresentados por meio de gráficos dos perfis de concentração dos constituintes passíveis de simulação ao longo do rio, e também por meio da porcentagem do comprimento do rio que está em atendimento à legislação, segundo a sua classe de enquadramento (Resolução CONAMA 357/2005) (SANTANA, 2012; VON SPERLING, 2007).

Em função do exposto, a finalidade do presente trabalho foi modelar, após lançamento pontual de efluentes, o consumo do oxigênio dissolvido na água em um trecho do Rio das Antas. Também, verificar com o auxílio do modelo QUAL-UFMG, se a qualidade da água do Rio das Antas atende aos padrões de qualidade (em termos de OD e DBO) definidos na Resolução CONAMA 357/2005 para a sua respectiva classe.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado no município de Irati - PR, o qual está localizado na Mesorregião Sudeste Paranaense. O clima da região segundo Mendonça & Danni-Oliveira (2007) é o subtropical úmido, e caracteriza-se por apresentar regularidade na distribuição anual da pluviosidade (entre 1.250 e 2.000 mm), associada às baixas temperaturas do inverno (10°C e 15°C) e com verões mais quentes (26°C e 30°C).

O município tem seu território em três grandes bacias hidrográficas paranaenses, sendo elas: Tibagi, Iguaçu e Ivaí. Um dos principais rios deste município é o Rio das Antas, o qual pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi. Boa parte de sua extensão percorre a área urbana de Irati, sendo que seu comprimento é de aproximadamente 40 Km desde sua nascente principal no bairro Vila São João a 900 m s.n.m. até seu nível de base a 784 m s.n.m. na foz com o Rio Imbituva (BRASIL, 1989).

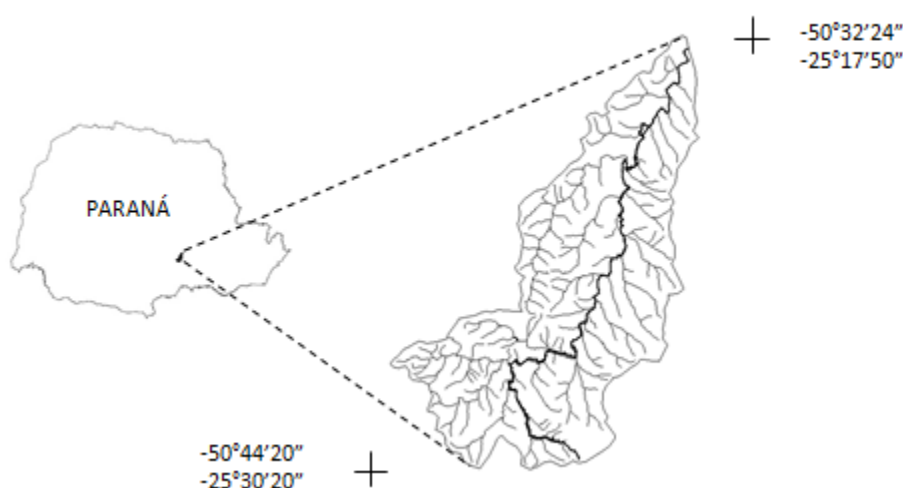


Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio das Antas – Irati/PR

Conforme a Portaria SUREHMA n°003/91, o Rio das Antas está enquadrado na classe 2, sendo que em um trecho próximo ao Km 239 da BR 277, o Rio das Antas recebe o lançamento dos efluentes gerados pela Estação de Tratamento de Esgotos (ETE Rio das Antas) que trata grande parte dos efluentes gerados pela população da cidade de Irati, o fluxograma simplificado da estação, segue o seguinte esquema: grade, desarenador ciclônico, medidor de vazão (Calha Parshall), dois reatores em paralelo (RALF e UASB) e lagoa facultativa (EWERLING & MAIA, 2009), sendo a ETE operada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

SEÇÕES DE MONITORAMENTO

Selecionaram-se duas seções no Rio das Antas (levando em conta a facilidade de acesso às mesmas), sendo uma a montante (S1) e a outra a jusante (S2) da ETE Rio das Antas, a distância entre as seções é de 6 km, determinada com o uso do aplicativo SPRING versão 5.2.6.

Nesses locais, durante o período de 17/06/2014 à 20/09/2014 (três meses) foram realizadas dez medições de vazões, com intervalo de tempo médio de 10 dias. As características das seções são descritas a seguir, a Figura 2 ilustra o trecho em estudo.

Seção 1: localizada nas proximidades da ponte da Rua Luciano Simões Sheffer no bairro Vila Nova, na área urbana do município. É caracterizada por residências próximas ao leito do rio e ausência de mata ciliar, apresentou durante as coletas de dados, largura e profundidade média de 8,50 m e 0,20 m, respectivamente. Em julho de 2014, este trecho do rio foi dragado, alterando, desta forma, a área de sua seção transversal.

Seção 2: localizada na ponte da localidade de Coxinhos, nas imediações da entrada da Floresta Nacional de Irati. Esta seção é caracterizada pela presença de mata ciliar e apresentou, durante as coletas de dados, largura e profundidade média de 5,40 m e 0,65 m, respectivamente.

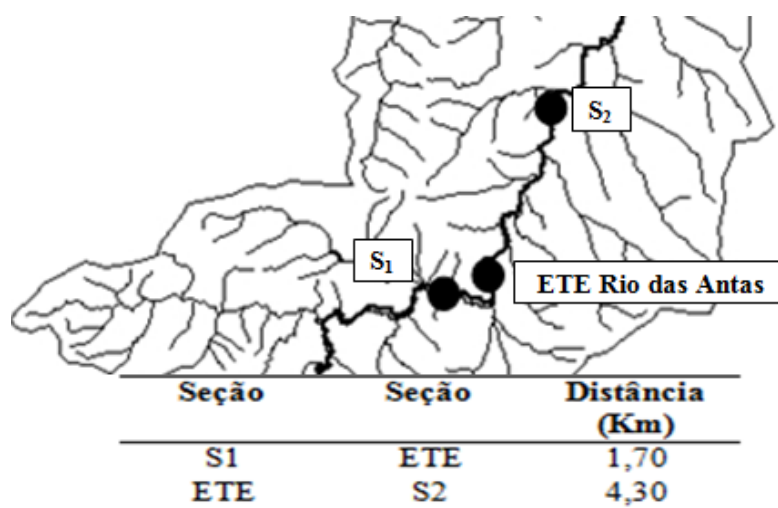


Figura 2: Localização das seções de monitoramento e suas respectivas distâncias

MODELO QUAL-UFMG

O modelo QUAL-UFMG, foi escolhido para esse trabalho por apresentar facilidades inerentes à interface (desenvolvido em uma planilha eletrônica Excel) e ao idioma, além de ser adequado para rios com vazões relativamente baixas (uma característica bastante marcante no Rio das Antas) e escoamentos em regime permanente, pois essas condições não favorecem o fenômeno de dispersão longitudinal (COSTA & TEIXEIRA, 2010).

Vale ressaltar que o trecho simulado no modelo QUAL-UFMG corresponde a $\frac{2}{3}$ do comprimento do total do Rio das Antas, ou seja, 25 km (5 km antes da sua foz).

DADOS DE ENTRADA

VAZÃO

A determinação dos valores de vazão nas seções pré-determinadas foi realizada pelo método do flutuador, conforme Comunicado Técnico 455 (EMBRAPA, 2007).

Em S1, a vazão também foi determinada com o auxílio de um molinete hidrométrico do fabricante Hidromec, modelo Newton, segundo metodologia disponível em CORRÊA (2007).

O incremento da vazão ao longo do percurso do rio (dado de entrada no modelo) foi calculado de forma simplificada, onde a diferença entre as vazões do ponto S1 e S2 foi dividida pela distância entre tais seções.

OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD) E DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A quantidade de oxigênio disponível em um corpo d'água é dada pelo valor de OD. Esse é o parâmetro tradicionalmente utilizado para caracterizar o nível de poluição do curso de água (VON SPERLING, 2005), seu valor em determinado ponto é o produto das atividades na bacia hidrográfica a montante. A quantidade de OD requerida para estabilizar a matéria orgânica introduzida no corpo d'água, expressa o valor de DBO (PAULA, 2011).

Para o modelo, são exigidos os valores de OD e DBO do rio, bem como dos efluentes e tributários que chegam ao rio ao longo do percurso estudado. O OD do Rio das Antas na seção S1 foi determinado através de um oxímetro da marca Politerm, modelo OD-4000.

Segundo Klein apud Von Sperling (2007), na ausência de dados específicos de DBO₅ para a água do rio, pode-se utilizar os valores apresentados na Tabela 2. Para este trabalho, a condição do rio 'duvidoso' foi adotada, com valor de DBO de 5 mg/L. Além disso, este também é o valor máximo permitido na Resolução CONAMA 357/2005 para um rio enquadrado como classe 2, como é o caso do rio estudado neste trabalho.

Tabela 1: Valores de DBO₅ em função das características do curso d'água

Condição do rio	DBO ₅ do rio (mg/L)
Bastante limpo	1
Limpo	2
Razoavelmente limpo	3
Duvidoso	5
Ruim	>10

Fonte: Von Sperling, 2007

Os valores de DBO e vazão do efluente da ETE Rio das Antas foram obtidos através da SANEPAR, a qual é responsável pelo monitoramento bimestral deste e outros parâmetros físico-químicos do efluente final, os dados referem-se ao período de fevereiro de 2013 a fevereiro de 2014 (seis campanhas). O valor de vazão utilizado como dado de entrada, refere-se à maior vazão registrada entre as campanhas. Os valores de OD do efluente não foram fornecidos pela companhia, então adotou-se o valor médio de 4 mg/L, visto que efluentes de lagoas facultativas podem apresentar teores de OD próximos à saturação (VON SPERLING, 2007).

De posse dos dados referentes à vazão do rio e do efluente da ETE, e das características físico químicas dos mesmos, foram simulados quatro cenários de autodepuração do Rio das Antas, com o auxílio do modelo QUAL-UFGM. Alguns autores, tais como, Melo (2006), Paula (2011) e Santana (2012) adotaram metodologia semelhante em relação à adoção de cenários para o estudo da autodepuração. Os cenários estão descritos na Tabela 2.

A escolha de tais cenários baseou-se na ideia de que a capacidade de diluição é menor no período de vazão mínima do corpo receptor, sendo que mesmo nessa condição crítica, os níveis mínimos de qualidade da água do corpo receptor (dada pela Resolução CONAMA 357/05) devem ser cumpridos.

Tabela 2: Dados de entrada utilizados na caracterização do efluente da ETE Rio das Antas

Cenário	Característica	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Vazão do efluente (m³/s)
I	Menor vazão do Rio das Antas no período X DBO Média	51,8	4,00	0,120
II	Menor vazão do Rio das Antas no período X Maior DBO	88,0	4,00	0,120
III	Vazão média do Rio das Antas no período X DBO Média	51,8	4,00	0,120
IV	Vazão média do Rio das Antas no período X Maior DBO	88,0	4,00	0,120

PARÂMETROS CINÉTICOS

O coeficiente de desoxigenação (K_1) é definido como a velocidade em que ocorre a oxidação da matéria orgânica e assume grande importância na modelagem do oxigênio dissolvido na água. A temperatura da água é um dos fatores que influencia o valor de K_1 (MENDONÇA, 2007).

Porém, esse coeficiente muitas vezes é determinado em laboratório, e de uma forma geral não expressa a real taxa de remoção da matéria orgânica, isso explica-se pela sedimentação e remoção de DBO pelo lodo de fundo dentro do corpo d'água. Dessa forma o K_d (coeficiente de decomposição), incorpora a remoção de matéria orgânica pela biomassa presente na massa líquida, bem como pela biomassa presente no lodo de fundo (VON SPERLING, 2007).

Os valores usuais de K_1 são apresentados na Tabela 4, para este trabalho utilizou-se o valor 0,20 (curso d'água recebendo efluente secundário) em todas as simulações. O coeficiente de decomposição (K_d), foi determinado em função da característica hidráulica vazão Q (m^3/s), por meio da fórmula: $K_d = 1,80 \times Q^{-0,49}$. No modelo utilizou-se para os cenários I e II, $K_d = 3,00$ e para os cenários III e IV, $K_d = 1,80$, a diferença nos valores do coeficiente deve-se ao aumento/diminuição no valor da vazão.

Tabela 3: Valores típicos de K_1 em condições de laboratório (base e, 20° C)

Origem	K_1 (laboratório)
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20

Fonte: Von Sperling, 2007

O coeficiente de reaeração (K_2) é igualmente importante na modelagem do oxigênio dissolvido, e assume maior influência nos resultados do que K_d . Define-se como a velocidade em que ocorre a troca de gases entre o meio líquido e a atmosfera. O valor de K_2 altera-se devido a condições de turbulência e profundidade do corpo d'água (MELO, 2006).

A literatura apresenta diversas formas para estimar o valor deste coeficiente. É importante destacar que o coeficiente K_2 no modelo QUAL-UFMG pode ser fixo ou variável. Neste trabalho, o valor de K_2 foi fixo, e obtido em função das características hidráulicas iniciais do corpo d'água em S_1 , por meio da fórmula de Owens et al: $K_2 = 5,3 \cdot v^{0,67} H^{-1,85}$, cuja faixa de aplicabilidade é para a profundidade ($0,1 \leq H < 0,6$) e velocidade ($0,05 m/s \leq v < 1,5 m/s$), características que se assemelham as encontradas no Rio das Antas (no trecho estudado). Encontraram-se os valores $K_2 = 65,25$ para os cenários I e II, e $K_2 = 44, 32$ para os cenários III e IV. Porém, durante as simulações observou-se que as concentrações de OD não se ajustaram de maneira adequada aos valores calculados para K_2 , para esta situação a taxa com que ocorre a reaeração é extremamente rápida e eficaz, cenário que não é condizente com a real qualidade da água observada no trecho estudado. Assim, limitou-se um valor máximo para o coeficiente de reaeração. O valor usado foi 10,00 o mesmo que Von Sperling (2007) utilizou para exemplificar o modelo QUAL-UFMG.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Devido à alteração na geometria do leito da seção S_1 ao longo das coletas de dados, apenas as medições feitas após a dragagem (período entre 19/07 à 20/09/2014) foram consideradas para o cálculo de largura e profundidade nesta seção, enquanto que todos os dados de vazão foram considerados em ambas as seções.

Nas simulações para a vazão inicial utilizaram-se os valores obtidos com o uso do molinete hidrométrico, e para o cálculo da vazão incremental utilizaram-se os dados obtidos pelo método do flutuador. Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros hidráulicos do Rio das Antas usados na modelagem, conforme os cenários pré-definidos. Durante os três meses de coleta de dados, a precipitação na bacia hidrográfica foi de 268 mm, valor

considerado baixo, visto que para esse período a média é em torno de 500 mm. Enquanto que a temperatura permaneceu em conformidade com o esperado para a época de inverno, em torno de 15° C (BRASIL, 2014). A concentração de oxigênio dissolvido no curso d'água apresentou valor médio de 7 mg/L.

Tabela 4: Parâmetros hidráulicos do Rio das Antas usados na modelagem

Seção	Profundidade (m)	Largura (m)	Vazão (m³/s)		Velocidade (m/s)		Vazão incremental (m³/s)
			Média	Min	Média	Min	
S ₁	0,21	8,51	1,00	0,35	0,57	0,32	0,000102
S ₂	0,67	5,36	1,52	0,62	0,42	0,31	

APLICAÇÃO DO MODELO QUAL-UFGM PARA OS CENÁRIOS ESTABELECIDOS

Segundo a Resolução CONAMA 357/05, rios que se enquadram como Classe 2 (como é o caso do Rio das Antas), devem atender aos seguintes requisitos de qualidade em relação a $DBO_5^{20^\circ}$ e OD:

- $DBO_5^{20^\circ}$ até 5 mg/L O_2 ;
- OD não inferior a 5 mg/L O_2 ;

Desta forma, estas foram as grandezas de interesse nas simulações realizadas, buscando identificar se valores acima de 5 mg/L O_2 para a $DBO_5^{20^\circ}$ ou abaixo de 5 mg/L para O_2 ocorressem na água do Rio das Antas após o lançamento do efluente da ETE.

CENÁRIO I

Por o cenário I aplicar-se à menor vazão obtida no Rio das Antas e à condição média de qualidade do efluente calculada com base nos dados de relatórios bimestrais durante o período de um ano, esta é uma situação pouco favorável ao corpo d'água. O cenário I tem como resposta ao processo de autodepuração (segundo o modelo QUAL-UFGM), os seguintes perfis de OD e DBO (Figura 3).

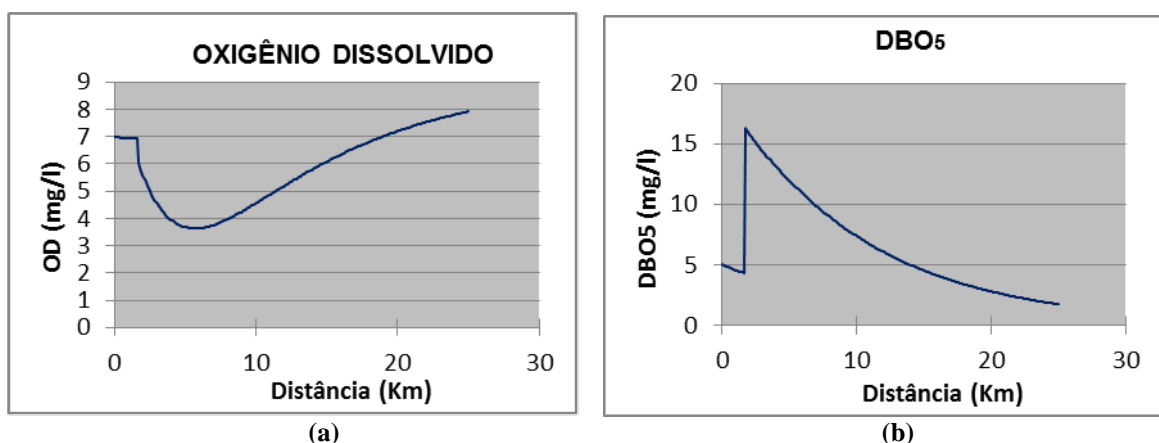


Figura 3: Perfil das concentrações de oxigênio dissolvido (a) e demanda bioquímica de oxigênio (b) para o cenário I.

Nota-se que após o lançamento do efluente no rio, a concentração de OD na água do rio tem um decréscimo considerável, com o respectivo valor de 3,63 mg/L, aproximadamente 3,8 Km após o lançamento, o acréscimo no valor da DBO chegou a 16,24 mg/L, próximo ao ponto de mistura da água do rio com o efluente. A análise do valor máximo de DBO e do valor mínimo de OD encontrados na simulação, sugere que existe uma percentagem do trecho em estudo que não está em acordo com o que preconiza a Resolução CONAMA 357/2005 para um rio classe 2, ou seja, do Bairro Vila Nova até a foz do Rio das Antas, numa extensão de 13 Km do corpo hídrico, não são atendidos os requisitos de qualidade exigidos na legislação.

CENÁRIO II

No cenário II simulou-se uma situação extremamente desfavorável ao corpo d'água, a saber aplicou-se a menor vazão obtida no Rio das Antas e a pior condição de qualidade do efluente, desta forma o cenário II apresentou como resposta ao processo de autodepuração (segundo o modelo QUAL-UFGM), os seguintes perfis de OD e DBO (Figura 4).

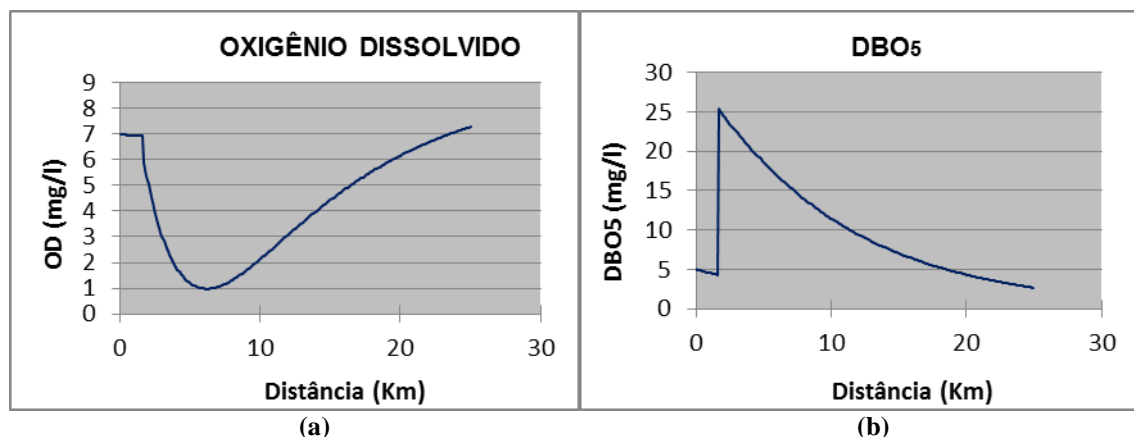


Figura 4: Perfil das concentrações de oxigênio dissolvido (a) e demanda bioquímica de oxigênio (b) para o cenário II.

Notou-se que após o lançamento do efluente no rio, a concentração de OD na água quase apresentou condições de anaerobiose, chegando ao valor de 0,98 mg/L, a aproximadamente 4,3 Km após o lançamento. O acréscimo de DBO após o ponto de lançamento do efluente chegou a um valor máximo de 25,36 mg/L próximo ao ponto de mistura da água do rio com o efluente, neste cenário o acréscimo no valor de DBO é de 9 mg/L a mais, que no cenário I. Nesta simulação, assim como no cenário I, existe uma percentagem do trecho do rio que não está em acordo com o que preconiza a Resolução CONAMA 357/2005 para um rio classe 2, sendo necessária a extensão de 17 Km após o lançamento do efluente, para que o rio volte a atender aos requisitos de qualidade da água.

CENÁRIO III

Ao cenário III aplicou-se a vazão média obtida nas medições e à condição média de qualidade do efluente, simulando-se possivelmente a condição mais favorável ao corpo d'água e aquele que representa a situação mais próxima à realidade do Rio das Antas. O cenário III teve como resposta ao processo de autodepuração (segundo o modelo QUAL-UFGM), os seguintes perfis de OD e DBO (Figura 5).

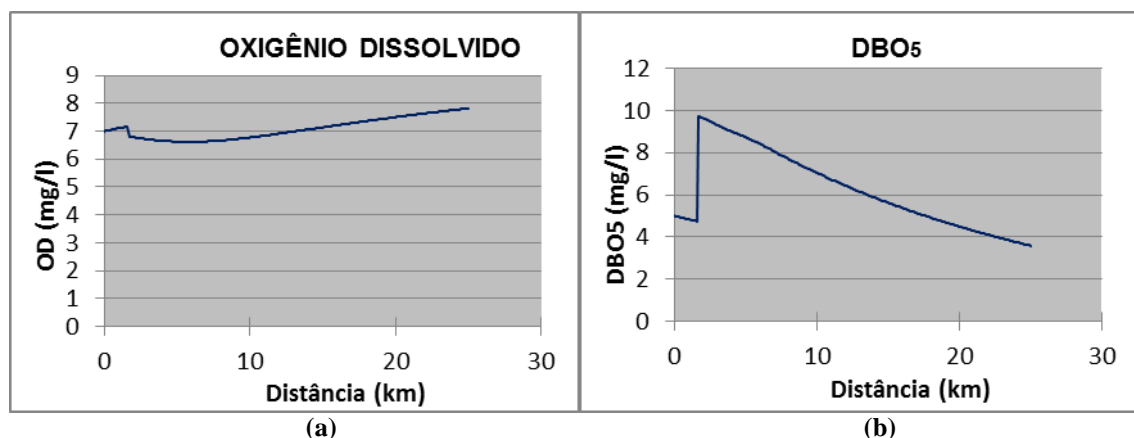


Figura 5: Perfil das concentrações de oxigênio dissolvido (a) e demanda bioquímica de oxigênio (b) para o cenário III.

Após o lançamento do efluente no rio, o decréscimo de OD é baixo, menos de 0,5 mg/L. O valor de 6,62 mg/L, a aproximadamente 4,0 Km após o lançamento, foi a menor concentração de oxigênio observada no trecho. O acréscimo de DBO após o ponto de lançamento do efluente chegou ao valor de 9,74 mg/L. Nesta simulação, o valor mínimo de OD foi respeitado em todo o percurso (100%), porém, o Rio das Antas necessita de 16 Km após o lançamento do efluente para voltar a atender os requisitos legais para o parâmetro DBO. Todavia, entende-se que o trecho está em acordo com o que preconiza a Resolução CONAMA 357/2005 para um rio classe 2, pois a concentração de OD permanece dentro do padrão de sua classe.

CENÁRIO IV

Ao cenário IV aplicou-se a vazão média obtida nas medições e a pior condição de qualidade do efluente, mesmo simulando-se um valor alto de DBO, esta é uma situação favorável ao corpo d'água. O cenário IV apresentou como resposta ao processo de autodepuração (segundo o modelo QUAL-UFGM), os seguintes perfis de OD e DBO (Figura 6).

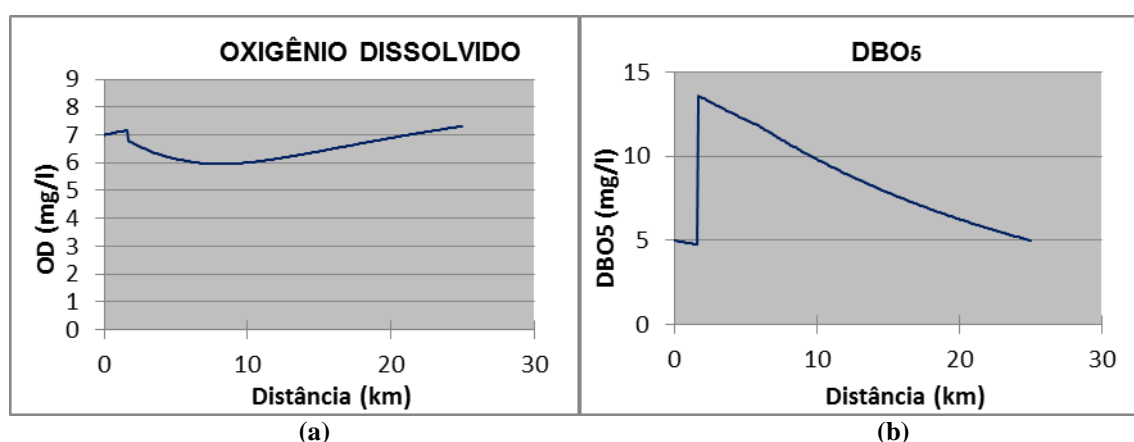


Figura 6: Perfil das concentrações de oxigênio dissolvido (a) e demanda bioquímica de oxigênio (b) para o cenário IV.

Após o lançamento do efluente no rio, a concentração de OD na água quase chega ao limite do que está estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005 para um rio classe 2, apresentando valor mínimo de 5,95 mg/L depois de 6,3 Km do ponto de lançamento. Também ocorre o acréscimo no valor de DBO após o ponto de lançamento do efluente chegando ao máximo de 13,60 mg/L, próximo ao ponto de mistura da água do rio com o efluente. Nesta simulação, o valor mínimo de OD é respeitado em todo o percurso (100%), porém, o Rio das Antas necessita de 23 Km após o lançamento do efluente para voltar a atender os requisitos legais para o parâmetro DBO, mas, assim como ocorrido com o cenário III, entende-se que o trecho está de acordo com a legislação, pois a concentração de OD permaneceu dentro do padrão de sua classe.

AVALIAÇÃO DOS CENÁRIOS (MODELO QUAL-UFGM)

Com a análise dos perfis de OD e DBO, é razoável concluir que o regime de vazão tem influência sobre os parâmetros analisados, pois a capacidade de diluição da matéria orgânica é maior nos cenários que simulam a vazão média do Rio das Antas.

Alam et al. (2007) e Benassi (2002) também obtiveram os maiores valores de DBO no período seco, para o primeiro autor a justificativa foi à baixa vazão do Rio Surma, Bangladesh, enquanto que o segundo associou tal fato a baixa capacidade de diluição de compostos no período de baixa precipitação.

Dentre os parâmetros cinéticos aplicados ao modelo, observou-se que K_d teve influência significativa na taxa de degradação da matéria orgânica. O menor valor deste coeficiente para a vazão média do Rio das Antas nos cenários III e IV, e consequente relação com a capacidade de diluição, fez com que a estabilização da matéria orgânica ocorresse de forma mais lenta (segundo o modelo QUAL-UFGM), como consequência o comprimento do corpo d'água que possui concentrações maiores do que 5 mg/L é alto, mesmo com os valores máximos de DBO nesses cenários sendo os menores.

CONCLUSÕES

Tendo em vista os resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Após receber o efluente doméstico a água do Rio das Antas apresenta queda significativa em sua qualidade. Porém, em todas as situações simuladas, o rio apresenta boa capacidade de autodepuração antes de alcançar sua foz, o Rio Imbituva. A maior distância necessária para que os padrões ambientais fossem restabelecidos após o lançamento do efluente foi de 17 Km.
- A situação mais crítica encontrada foi a combinação entre baixa vazão do rio e menor qualidade do efluente tratado. Portanto, fica claro que em épocas de estiagem, existe maior dificuldade do Rio das Antas em atender o que estabelece a Resolução CONAMA 357/2005. Chama-se a atenção para o cuidado na outorga de novos lançamentos no Rio das Antas, e a necessidade de investimentos na ETE (principalmente em termos de eficiência dos tratamentos empregados), para que um crescimento populacional do município e uma maior carga poluidora afluente não prejudiquem o corpo hídrico estudado.
- Estudos adicionais na temática abordada neste trabalho devem ser realizados, considerando vazões de referência (como preconiza a Resolução CONAMA 357/2005) para análise do poder de autodepuração do Rio das Antas, combinada com a avaliação mais detalhada da qualidade média do efluente produzido na ETE, além do acréscimo de metodologia de validação do modelo QUAL-UFMG para os parâmetros simulados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALAM, J. B.; HOUSSAIN, a.; KHAN, S. K.; BANIK, B. K.; ISLAM, M. R.; MUYEN, Z.; RAHMAN, M. H. Deterioration of water quality of Suma river. *Environ. Monit. Assess.*, v. 134, p. 233-242, jan. 2007.
2. ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d'água. *Revista da Biologia*. v. 5, p. 16-19, dez. 2010.
3. BÁRBARA, V. F. Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguaia – AP (Amazônia). 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.
4. BENASSI, S. F. Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na “descontinuidade serial” do Ribeirão Bonito (SP). 2002. 120 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
5. BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKOM, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. *REM: Revista Escola de Minas. Ouro preto*, v. 61, n. 2, p. 249-255, abr./jun. 2008.
6. BRASIL. Ministério do Exército - Diretoria do Serviço Geográfico do Exército Brasileiro - DSG. Carta Topográfica. Brasília: DSG, 1989. Color.; 1:50.000. Folha: MI-2839/4, Irati (PR).
7. BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>> . Acesso em: set. de 2014.
8. CORRÊA, I. C. S. Metodologia para cálculo de vazão de uma seção transversal a um canal fluvial. In: II Seminário Anual de Pesquisas em Geodésia da UFRGS, 2007, Porto Alegre. Anais do II Seminário Anual de Pesquisas em Geodésia da UFRGS. Porto Alegre: Editora do Instituto de Física da UFRGS, 2007. v. 1. p. 50-54.
9. COSTA, D.J.L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do ribeirão do ouro, Araraquara-SP. *Revista Uniara*, v. 13, n.1, jul. 2010
10. EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Medição da vazão em rios pelo método flutuador. Comunicado Técnico 455. Concórdia, 2007.
11. EWERLING, A. C.; MAIA, A. G. Avaliação do atendimento do Rio das Antas à legislação ambiental. *Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.*, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 189-197, abr./jun. 2009.
12. FARIA, D. S. Capacidade de Autodepuração do Ribeirão Anicuns/GO, um estudo de caso. 2008. 24 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2008.
13. FREIRE, R.; BONIFÁCIO, C. M.; SOARES, P. F.; FREITAS, F. H.; SCHNEIDER, R. M.; TAVARES, C. R. G. Avaliação do Processo de Autodepuração em Curso D'Água Utilizando Modelo Matemático: Estudo de Caso de Ribeirão Maringá, PR. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió. Anais, 2011.

14. GUEDES, H. A. S. Estudo matemático-experimental da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Pomba. 2009. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
15. HESPANHOL, K. M. H. Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do Ribeirão Morangueiro. 2009. 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.
16. LONGE, E. O.; OMOLE, D. O. Analysis of pollution status of River Illo, Ota, Nigeria. The Environmentalist. v. 28, n. 4, p. 451-457, mar. 2008.
17. MELO, M. C. Avaliação e proposição de critérios de outorga para lançamento de efluentes em corpos d'água. 2006. 120 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
18. MENDONÇA, B. C. S. Variabilidade dos processos de autodepuração biológica do Rio Meia Ponte, Goiás, Brasil. 2007. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.
19. MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. Climatologia: Noções básicas e climas do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
20. NUNES, D. G. Modelagem da autodepuração e qualidade da água do Rio Turvo Sujo. 2008. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
21. PAULA, L. M. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Rio Jordão, Araguari (MG). 2011. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2011.
22. PERIN, L. T. Uso do Modelo QUAL-UFGM no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Km 119 – Campo Mourão-PR. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.
23. PINHEIRO, R. B. Outorga para lançamento de efluentes em cursos d'água – Uma metodologia de apoio à gestão de recursos hídricos. 2010. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.
24. RICCIARDONE, P.; PEREIRA, O. S.; PEREIRA, C. S. S. Avaliação da capacidade de autodepuração do Rio das Mortes no Município de Vassouras/RJ. Revista Eletrônica TECCEN. Vassouras, v. 4, n. 3, p. 63-76, set./dez. 2011.
25. SANTANA, S. C. J. Avaliação das alterações da qualidade da água em função das variações de vazões no baixo curso do Rio São Francisco. 2012. 204 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.
26. SANTOS, A. Avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Ji-Paraná (Rondônia), através da curva de depleção do oxigênio dissolvido. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Rondônia, Ji-Paraná, 2012.
27. SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). Eng Sanit Ambient. São Paulo, v. 13, n. 3, p. 329-338, jul./set. 2008.
28. SILVA, A. M.; OLIVEIRA, P. M.; MELLO, C. R.; PIERANGELI, C. Vazões mínimas e de referência para outorga na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 374-380, 2006.
29. SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2011. Brasília: M. CIDADES.SNSA, 2013.
30. TEIXEIRA, C. A.; PORTO, R. L. L. Avaliação da qualidade da água e autodepuração dos rios da bacia do Rio Piracicaba. Revista Brasileira de Ciências Ambientais. n. 16, p. 20-31, ago. 2008.
31. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das água e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 452 p.
32. VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. 588 p.