

IV-166 – AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K_1) EMPÍRICO E REAL NO MODELO DE AUTODEPURAÇÃO EM UM CORPO HÍDRICO URBANIZADO

Renato de Carli Almeida Couto ⁽¹⁾

Graduando em Engenharia Ambiental FATEC/FUNCESI.

Rafles Anselmo da Mata

Graduando em Engenharia Ambiental FATEC/FUNCESI.

Anmara Oliveira Alvarenga

Engenheira Ambiental FATEC/FUNCESI.

Daniele Cristina de Oliveira

Engenheira Ambiental FATEC/FUNCESI. Pós-graduanda em Saneamento e Meio Ambiente/UFMG.

Paulo de Castro Vieira

Engenheiro Sanitarista e Ambiental, Doutorando e Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Professor adjunto do curso de Engenharia Ambiental da FATEC/FUNCESI.

Endereço ⁽¹⁾: Rua Dona Modestina, 178 - Bairro Quatorze de Fevereiro - Itabira - MG - CEP: 35900-238 - Brasil - Tel.: (31) 9197-5007 - e-mail: renatodecarli@yahoo.com.br.

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo apontar as vantagens e limitações da utilização dos coeficientes de desoxigenação (K_1) empírico e real (para o efluente estudado) para a utilização no modelo de Streeter e Phelps na simulação da capacidade de autodepuração do rio do Peixe, após receber o efluente da estação de tratamento de esgotos da cidade de Itabira/MG. O trecho do rio estudado está situado na sub-bacia do rio piracicaba, integrante da bacia do rio Doce. O trabalho foi executado ao longo de um período sazonal, de novembro/09 a setembro/2010, onde foram realizadas em campo, tomadas de vazão, leituras de OD, DBO e temperatura do rio. Em laboratório, foi realizada uma investigação experimental do consumo de oxigênio em função do tempo (dias), para o efluente da ETE/Laboreaux, por meio do método respirométrico, para a determinação do K_1 real. A partir dos dados obtidos, foi utilizado o modelo de Streeter Phelps para simular os perfis de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do trecho do rio estudado. Para as simulações do OD, foi adotado o K_1 empírico, proposto na literatura, e o K_1 real, desenvolvido para o efluente da estação de tratamento de esgoto. As simulações realizadas com o K_1 empírico ($K_1 = 0,20 \text{ d}^{-1}$ para o período chuvoso, e $K_1 = 0,23 \text{ d}^{-1}$ para o período seco) apresentaram valores divergentes entre os níveis reais de OD monitorados. Ao passo que o K_1 real ($K_1 = 0,65 \text{ d}^{-1}$ para o período chuvoso e $K_1 = 0,63 \text{ d}^{-1}$ para o período seco) apresentou uma análise mais sensível, ajustando a simulação que melhor descreveu o prognóstico de OD, para o trecho do rio estudado. Observou-se que o K_1 empírico subestima as concentrações de OD monitorado, entretanto promove maior segurança para o lançamento de efluentes em rios, quando comparado ao K_1 real. Este por sua vez, melhor aproxima das condições reais de assimilação da carga orgânica do rio, podendo ter grande aplicabilidade na caracterização dos efluentes industriais, ajustando de forma mais significativa ao modelo de autodepuração.

PALAVRAS-CHAVE: Coeficiente de Desoxigenação, modelo de Streeter-Phelps, Autodepuração, e Rio Urbanizado.

INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos, o processo de urbanização proporcionou um aumento significativo da população com consequente degradação do meio ambiente, causando diversos danos aos ecossistemas aquáticos, inutilizando seus usos preponderantes, acarretando custos onerosos para seu tratamento, tanto para a sua reabilitação, quanto para seus usos mais nobres.

Geralmente os estudos específicos em uma determinada região, demonstram carência de informações que possam consubstanciar decisões sobre uma melhor forma de utilizar os recursos hídricos. Procurando suprir a necessidade de estudos que caracterizem e avaliem o potencial de degradação e contaminação de nossos corpos

hídricos pela poluição, defronta-se com uma microbacia que sofreu impactos negativos no processo de urbanização.

A principal consequência ecológica da poluição orgânica em um curso hídrico é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido, associado à demanda bioquímica de oxigênio. O consumo do oxigênio dissolvido no meio varia ao longo do tempo, sendo seu valor diferente em dias distintos (von SPERLING, 2007).

Tendo em vista as intervenções antrópicas e naturais, ressalta-se que para o estudo da autodepuração devem-se conhecer as características peculiares da água e da morfologia do rio. No processo natural de assimilação de poluentes em um curso d'água, têm-se como parâmetros fundamentais: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e a temperatura da água (°C). Uma vez valorados estes parâmetros, é possível gerar por meio do balanço de OD, informações sobre o restabelecimento do equilíbrio aquático em um curso d'água após o lançamento pontual de uma estação de tratamento de esgoto.

O fenômeno da autodepuração pode ser compreendido pelo restabelecimento dos valores de oxigênio dissolvido ao longo do curso d'água, após o aporte de uma carga de poluentes que altere as suas condições iniciais, ocasionando a depleção de oxigênio pela assimilação da matéria orgânica biodegradável. Segundo Teles e Silveira (2006), este processo é compreendido em quatro zonas: águas limpas, degradação, decomposição ativa e recuperação. Ressalta-se que o fenômeno ocorre por meio de microrganismos presentes nos corpos d'água que degradam a matéria orgânica e consomem o oxigênio dissolvido presente na água. Depois que toda matéria orgânica tenha sido degradada, o curso hídrico tende a se recuperar naturalmente, retomando as suas condições anteriores.

A modelagem de qualidade das águas é uma ferramenta complementar que auxilia na compreensão dos fenômenos envolvidos no processo natural de assimilação de poluentes. Estes advêm de efluentes domésticos e industriais que alteram as características físico-químicas e biológicas dos corpos d'água. Esta ferramenta permite analisar as possíveis ações a serem realizadas no entorno da área estudada.

O modelo de Streeter e Phelps, utilizado neste trabalho, é uma ferramenta considerada simples, para o qual são valorados apenas, como dados de entrada, os parâmetros de OD e DBO. Sua proposta consiste em auxiliar na compreensão do fenômeno de autodepuração, levando em consideração as características do corpo hídrico e da carga orgânica aportada. No estudo da autodepuração é contemplado coeficiente K_1 , no qual descreve a taxa de desoxigenação do esgoto, podendo este variar de acordo com os sistemas de tratamento existentes.

O coeficiente de desoxigenação K_1 é um parâmetro de grande importância na modelagem do oxigênio dissolvido, que está associado ao tipo da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras, além do nível de tratamento (NUNES, 2008). A partir disto, esta pesquisa buscou determinar o valor de K_1 , para o esgoto tratado por meio de um sistema de tratamento composto por reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) seguido de Filtro Biológico Percolador – ETE/Laboreaux.

Desta forma, este estudo teve como intuito apontar as vantagens e limitações da utilização dos coeficientes de desoxigenação (K_1) empírico e real (desenvolvido para o efluente estudado) no modelo de Streeter e Phelps, para simulação da capacidade de autodepuração do rio do Peixe, após receber o efluente da estação de tratamento de esgotos da cidade de Itabira/MG.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O rio do Peixe está situado no município de Itabira/MG e é formado pela união do córrego da Água Santa e do ribeirão do Peixe. A jusante seus tributários mais expressivos são o córrego Santa Cruz e ribeirão São José, até o deságüe no rio Piracicaba com um percurso de aproximadamente 29 km. O município é pertencente à região de influência do Rio Doce (figura 1), apresentando um índice de urbanização de 91,2 %.

Foi inaugurada na cidade, em 31 de março de 2008, uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), situada na região denominada Laboreaux. Seu sistema de implantação foi dividido em duas etapas. A primeira etapa, implantada em 2008, objetivou o atendimento de uma população de cerca de 72 mil habitantes, representando

aproximadamente 66% da população total, considerando a população urbana da cidade e o equivalente populacional do distrito industrial (CDI), contribuindo com a vazão média de aproximadamente 120 L/s. Já a segunda etapa, prevista para o ano de 2029, estimou-se segundo estudos realizados pelo SAAE/IRA, que a população (urbana e CDI) não ultrapasse os 140 mil habitantes, com uma vazão de cerca de 250 L/s (ITABIRA, 2005).

A presente unidade de tratamento é composta por etapa preliminar (gradeamento, desarenador), etapas primária (reator UASB) e secundária (filtro biológico percolador seguido de decantador secundário) de tratamento biológico.

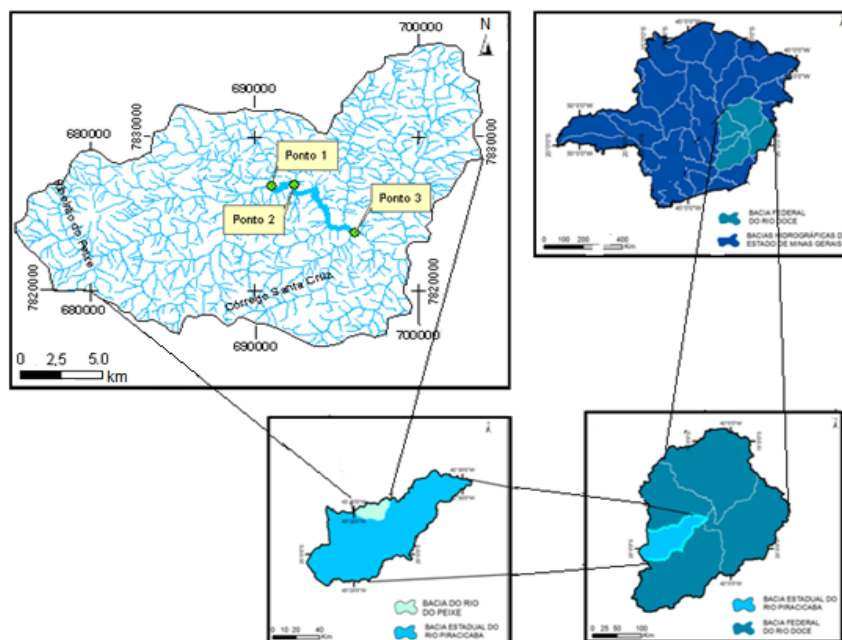


Figura 1: Localização e delimitação da microbacia do rio do Peixe no município de Itabira com os pontos monitorados ao longo do trecho.

O monitoramento do rio do Peixe foi distribuído ao longo de três pontos: Ponto 1 (pt1) - 200m a montante da ETE/Laboreaux; Ponto 2 (pt2) - 500m a jusante da ETE/Laboreaux; Ponto 3 (pt3) - 8750m a jusante da ETE/Laboreaux, totalizando uma extensão de aproximadamente 9 km (Figura 2).

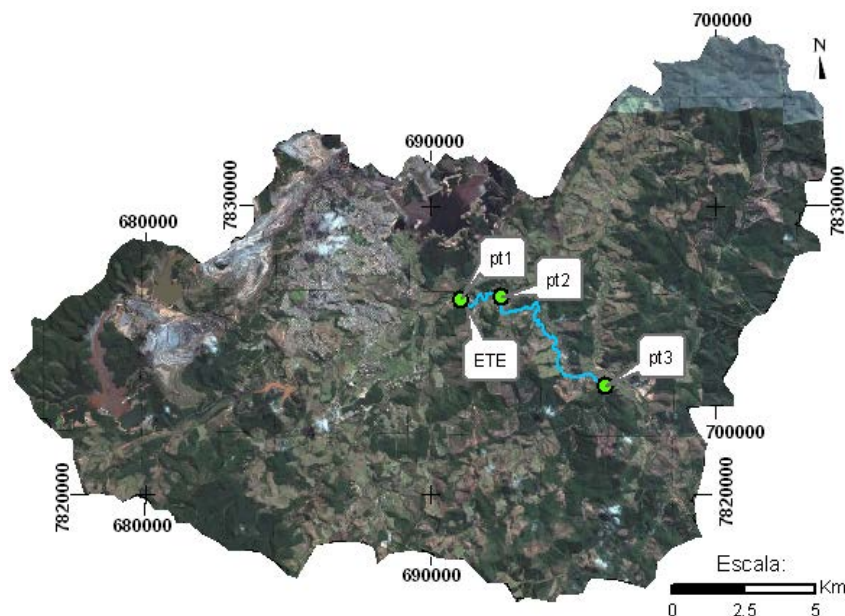


Figura 2: Delimitação da microbacia do rio do Peixe com ocupação urbana da cidade de Itabira.

MONITORAMENTO

A distribuição da campanha de monitoramento ocorreu de novembro de 2009 a setembro de 2010, de forma pontual e simples, com frequência mensal. Os principais parâmetros qualitativos mensurados neste trecho foram OD e DBO do rio. Os demais parâmetros de entrada no modelo, vazão, OD e DBO do esgoto tratado, foram obtidos junto à companhia de saneamento da cidade.

As análises dos parâmetros monitorados foram realizadas conforme metodologias propostas em *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros OD e temperatura foram medidos em campo por meio de uma sonda multiparâmetro portátil (Hach HQ 40d).

As medidas de vazão nas seções transversais foram efetuadas com o auxílio de um micromolinetes da marca Plano (modelo SP 201), para a medição da velocidade do fluxo do rio nos pontos em estudo. Para a determinação das seções da calha do rio nos pontos monitorados, utilizou-se uma mira graduada e uma trena para a tomada das profundidades e largura do canal, respectivamente.

A simulação da capacidade de autodepuração do rio do Peixe para o lançamento do efluente da ETE da cidade de Itabira foi realizada pelo modelo de Streeter e Phelps apresentado por von Sperling (2007).

PRINCÍPIO DO MODELO DE STREETER E PHELPS

Segundo Teles e Silveira (2006), o modelo de Streeter e Phelps descreve, teoricamente, o comportamento do consumo de oxigênio dissolvido ao longo do espaço e do tempo, após o aporte de poluentes. Sendo este modelo considerado simples, os parâmetros básicos de entrada são compreendidos em: vazão, DBO, OD do rio e do efluente; Coeficiente de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2); Característica da bacia hidrográfica de estudo; Temperatura da água. A partir dessas informações, para a modelagem foi utilizada a equação 1, em função do tempo:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \cdot (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad (1)$$

em que:

C_t = Concentração de oxigênio ao longo do tempo (mg/L);

C_s = Concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

L_0 = DBO remanescente em $t=0$ (mg/L);

D_0 = Déficit de oxigênio inicial (mg/L).

Para a utilização deste modelo foi avaliada a influência dos valores de K_1 , adotado segundo referência e determinado com ensaios das amostras do efluente da ETE/Laboreaux.

COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO

Para determinação do valor de K_1 do efluente da ETE/Laboreaux foi realizado ensaios de respirometria, nos quais foram observados os valores de OD diariamente, até que o seu consumo tornasse constante, onde posteriormente foram compilados pelo método de regressão não linear, apresentado por von Sperling (2007). Este método consiste por meio da ferramenta Solver do Excel, calcular os valores de L_0 (DBO final) e K_1 que conduzam ao valor mínimo da soma dos erros, definindo-se para este uma planilha, contendo:

t = tempo de coleta da amostra (dia),

Y_{obs} = DBO observada em cada medição ao longo tempo (mg/L),

Y_{est} = DBO estimada através da equação 2:

$$Y = L_0 * (1 - \exp. (-K_1 * t)) \quad (2)$$

Para efetuar os cálculos definiu-se a célula destino, a qual contém valor da soma dos resíduos $((Y_{obs} - Y_{est})^2)$. Em seguida, atribuiu à opção Mín., indicando as células variáveis onde estão os valores de L_0 e K_1 a serem estimados.

De acordo com von Sperling (2005), efluentes tratados possuem, por exemplo, taxa de degradação mais lenta, pelo fato da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas à parcela mais difícil e mais lenta de estabilização. Valores médios de K_1 encontram-se apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Valores típicos de K_1 em condições de laboratório.

Origem	K_1 (dia ⁻¹)
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: Adaptado de Fair *et al.* (1973) e Arceivala (1981) apud von Sperling (2005).

Para a simulação no modelo o K_1 real também foi corrigido em função das condições de temperatura tomadas em campo.

Segundo Nunes (2008) o valor de K_1 depende da temperatura, pois esta exerce grande influência no metabolismo microbiano. A relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa pela equação 3:

$$K_{1,T} = K_{1,20} \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (3)$$

em que,

$K_{1,T}$ = K_1 a uma temperatura T qualquer (d⁻¹);

$K_{1,20}$ = K_1 a uma temperatura T = 20°C (d⁻¹);

T = temperatura do líquido (°C);

Θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

O valor de Θ encontrado para a faixa de temperatura entre 20 e 30°C varia de 1,056 a 1,135 para faixa de temperatura entre 4 e 20°C. Um valor de Θ frequentemente citado na literatura é de 1,047, mas tem sido observado que esse valor não se aplica a baixas temperaturas, por exemplo, abaixo de 20 °C (METCALF e EDDY, 1972). A interpretação deste valor, com relação à equação 1 é de que o valor K_1 aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água (VON SPERLING, 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo da campanha de monitoramento foram gerados diversos dados referentes à vazão do rio e do esgoto, valores de DBO e OD do rio e do esgoto, e também durante o mesmo período foi calculados a eficiência da ETE respectiva a cada período observado. Estes parâmetros foram utilizados como dados de entrada para a simulação da capacidade de autodepuração do rio do Peixe, por meio do modelo de Streeter e Phelps.

A tabela 2 apresenta estatisticamente os resultados para os parâmetros monitorados no rio do Peixe, no período de novembro/09 a setembro de 2010. Dos valores apresentados, foram considerados como dados de entrada, para a simulação no modelo de Streeter e Phelps, os valores da média aritmética para ambos os períodos, chuvoso e seco.

Tabela 2: Estatística descritiva dos resultados do monitoramento do rio e da ETE.

	Vazão rio (m ³ /s)	Vazão esgoto (m ³ /s)	DBO ₅ rio (mg/L)	DBO ₅ esgoto (mg/L)	OD rio (mg/L)	OD esgoto (mg/L)	*Eficiência ETE (%)
PERÍODO CHUVOSO							
Número de amostras	5	5	5	5	5	5	5
Média aritmética	4,61	0,07	2,58	229,78	6,39	0,51	96,02
Média geométrica	3,76	0,07	2,31	224,20	6,36	0,34	96,01
Desvio Padrão	3,16	0,01	1,36	58,37	0,71	0,61	0,97
Mediana	2,94	0,07	2,29	220,61	6,56	0,23	96,28
Mínimo	1,50	0,06	1,10	162,80	5,22	0,17	94,85
Máximo	8,87	0,07	4,76	322,75	7,08	1,60	96,95
PERÍODO SECO							
Número de amostras	6	6	6	6	6	6	6
Média aritmética	2,19	0,07	3,79	285,04	5,74	0,28	94,01
Média geométrica	2,10	0,07	3,69	277,73	5,62	0,28	93,98
Desvio Padrão	0,72	0,00	0,96	67,95	1,28	0,07	2,34
Mediana	1,96	0,07	3,82	277,69	5,96	0,28	94,48
Mínimo	1,51	0,06	2,68	176,55	4,19	0,19	90,93
Máximo	3,34	0,07	5,00	385,81	7,28	0,38	96,65

Nota: *Eficiência de remoção de DBO₅.

No trecho do rio em estudo, para os pontos de amostragem (pt1, pt2, pt3), foram registrados, tanto para o período chuvoso quanto para o seco, valores de OD e simultaneamente de DBO (calculada) em toda a campanha de monitoramento, conforme apresentados na tabela 3.

Tabela 3: Monitoramento do trecho do rio do Peixe.

	OD pt1 (mg/L)	OD pt2 (mg/L)	OD pt3 (mg/L)	DBO pt1 (mg/L)	DBO pt2 (mg/L)	DBO pt3 (mg/L)
PERÍODO CHUVOSO						
nov/09	6,34	6,35	6,92	1,10	2,01	2,71
dez/09	7,08	7,01	7,16	1,96	2,83	2,45
jan/10	6,56	6,17	6,79	2,77	4,42	2,88
fev/10	5,22	5,21	6,69	4,76	4,94	4,82
mar/10	6,76	6,53	7,17	2,29	3,35	3,28
PERÍODO SECO						
abr/10	7,28	6,69	7,14	2,68	4,42	4,46
mai/10	6,70	6,10	7,11	2,74	2,89	5,98
jun/10	6,41	6,29	7,37	4,69	5,84	6,97
jul/10	5,50	5,92	7,06	5,00	5,07	6,80
ago/10	4,19	5,34	6,78	3,72	4,96	6,09
set/10	4,35	4,99	5,88	3,91	4,57	5,64

Estes valores (OD e DBO) determinados no decorrer do trecho foram utilizados como base para comparação e análise do perfil simulado pelo modelo. A comparação foi feita com o objetivo de observar o comportamento dos níveis de OD monitorados *in loco* e confrontados com os gerados pelo modelo.

DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (K₁)

Para o K₁ empírico foi adotado a média aritmética do valor típico para efluente tratado secundário, 0,18 d⁻¹, sendo este valor corrigido em função da temperatura, obtendo-se K₁ = 0,20 d⁻¹ para o período chuvoso, e K₁ = 0,23 d⁻¹ para o período seco.

Para determinação do K_1 real, foram realizados ensaios de laboratório pelo método respirométrico, com medição diária dos níveis de OD. A figura 3 apresenta a relação dos valores de OD ao longo do tempo, para os períodos, chuvoso e seco.

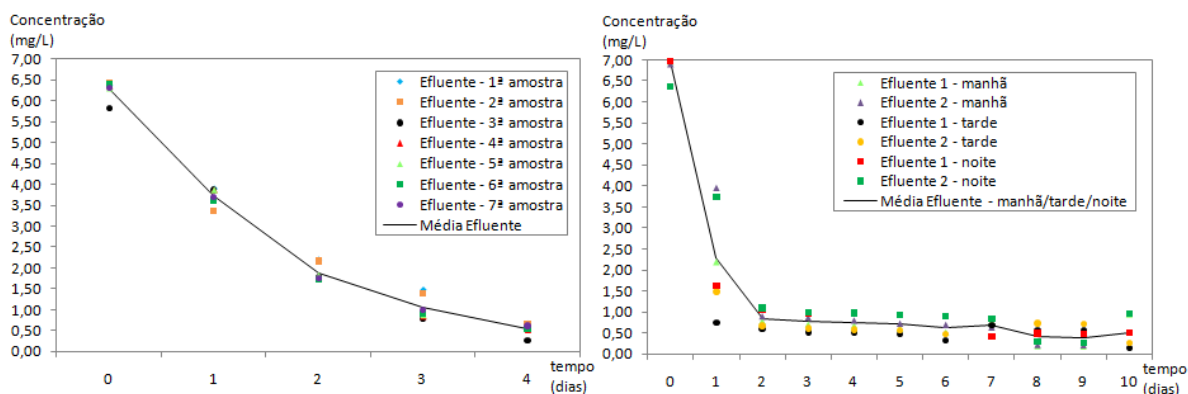


Figura 3: Níveis de OD em períodos, chuvoso e seco.

Os dados obtidos nos ensaios de laboratório (figura 3) foram utilizados para compor o perfil de DBO ao longo tempo, conforme apresentado na figura 4. Os valores de DBO observados (Y_{obs}) foram então utilizados como dados de entrada para o método da regressão não linear, para posterior obtenção de K_1 e L_0 . A partir dos valores reais de DBO, utilizou-se a ferramenta Solver do Excel para o ajuste da curva entre a DBO real e a estimada, gerando os valores 0,52 e 0,58, para o K_1 real, em períodos, chuvoso e seco, respectivamente (figura 4).

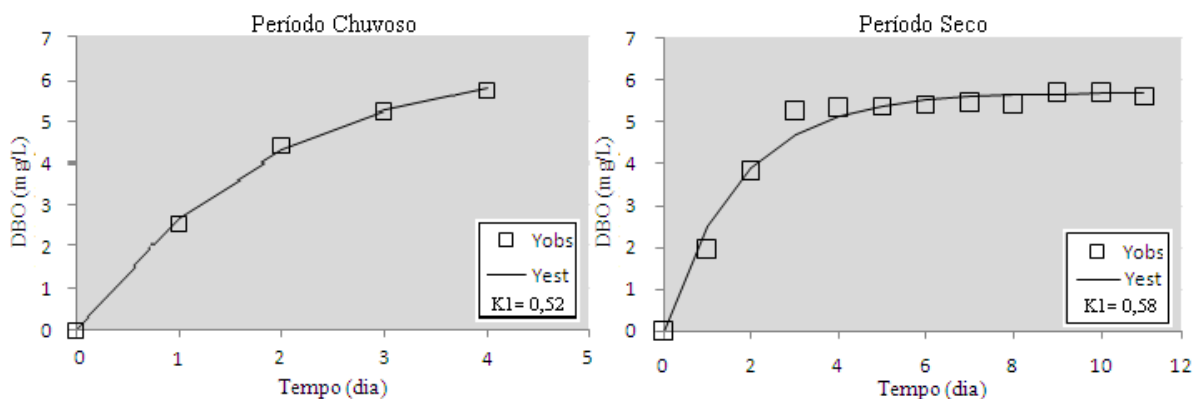


Figura 4: Curva de DBO e determinação do coeficiente de desoxigenação (K_1) real, para os períodos, chuvoso e seco.

Idealmente, deve ser utilizado um maior número de dados, para aumentar a confiabilidade da determinação do coeficiente. Para determinação dos coeficientes, foram utilizados 5 dados amostrais para o período chuvoso e 12 para o período seco.

Os valores do coeficiente de desoxigenação apresentados para os períodos monitorados foram ainda corrigidos em função da temperatura observada para o corpo receptor, resultando nos valores de $K_1 = 0,65$ para o período chuvoso e $K_1 = 0,63$ para o período seco, os quais foram utilizados para a simulação dos perfis de OD ao longo do trecho estudado.

Ambos os valores encontrados pelo método de regressão não linear, diferem-se consideravelmente dos valores empíricos tabelados, sendo o valor médio do efluente secundário, indicado na tabela 1. Acredita-se que a dispersão dos valores encontrados para o K_1 real, em relação ao empírico, remete-se ao efluente utilizado, pelo fato de ser advindo de um sistema de tratamento de reator UASB seguido por Filtro Biológico Percolador, levando em consideração as características peculiares da microbacia.

SIMULAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO COM O K_1 EMPÍRICO E REAL NO PERÍODO CHUVOSO

No intuito de estudar o comportamento da capacidade de autodepuração no trecho do rio do Peixe, e a influência dos coeficientes de desoxigenação (K_1) empírico e real nos perfis de OD ao longo do trecho, foi realizado as simulações por meio do modelo de Streeter e Phelps.

A figura 5 apresenta os perfis de OD e DBO_5 para o período chuvoso comparando-se com a condição real monitorada nos pontos pt2 e pt3 no curso hídrico. Na mesma figura são apresentados os perfis de OD e DBO_5 simulados com a variação dos coeficientes (empírico e real), sendo os mesmos confrontados com a legislação vigente para a classe 2, sendo o valor mínimo de OD ≥ 5 mg/L, e máximo de $DBO \leq 5$ mg/L, segundo DN COPAM-CERH nº 01/2008.

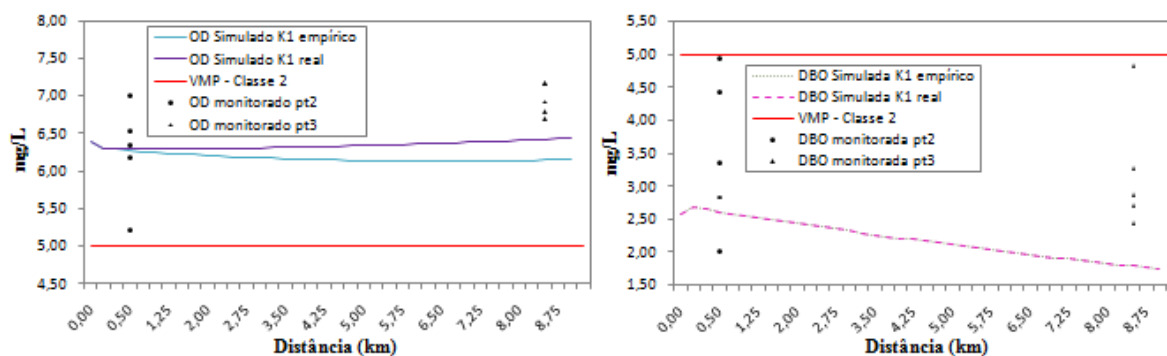


Figura 5: Perfil de OD / DBO ao longo do trecho no período chuvoso.

Nota-se que houve uma maior depleção de OD em função do K_1 adotado quando comparados com os dados reais das condições encontradas para o corpo hídrico. Ao comparar a simulação do K_1 empírico com o K_1 real, percebe-se a discrepância entre as curvas de OD simulado, de fato que a simulação com o K_1 real mais se aproxima das condições monitoradas ao longo do trecho do rio, em função de um melhor ajuste com o modelo. Provavelmente, isso ocorreu devido às características peculiares do efluente, em função do tratamento no qual é submetido na ETE/Laboreaux. Desta forma, o K_1 real pode representar de modo mais fidedigno as características que advêm do efluente.

Os valores encontrados para a DBO simulada, utilizando-se os coeficientes, empírico e real, não sofreram alterações. Isto se deve ao fato do K_1 não estabelecer relação direta com os valores de DBO. No perfil de DBO apresentado pela simulação, pode-se constatar a dispersão entre os valores de DBO monitoradas, nos demais pontos, que se situam a jusante do lançamento de esgoto tratado da ETE. Ressalta-se que para a modelagem não foram consideradas prováveis fontes difusas, o que possivelmente explica a dispersão dos valores monitorados e descritos pelo modelo.

De acordo com a Deliberação Normativa COPAM-CERH nº 01 de 2008, pela qual o corpo d'água é classificado, os valores de OD e DBO monitorados e simulados apresentaram-se em conformidade com os padrões definidos para a classe 2.

SIMULAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO COM O K_1 EMPÍRICO E REAL NO PERÍODO SECO

A simulação do perfil de OD, utilizando o valor de K_1 real, apresentou-se mais próximo aos valores monitorados, do que a simulação feita para o K_1 empírico, justificando a adequação do K_1 mensurado em laboratório para as condições do efluente da ETE, aprimorando a avaliação da capacidade de autodepuração do rio do Peixe. Ressalta que os valores monitorados e simulados apresentaram-se em conformidade com a DN COPAM-CERH nº 01/2008.

Os resultados para o período seco da capacidade de autodepuração do rio nos pontos 1 e 2 monitorados, utilizando o K_1 empírico e real, são apresentados na figura 6 para os perfis de OD e DBO.

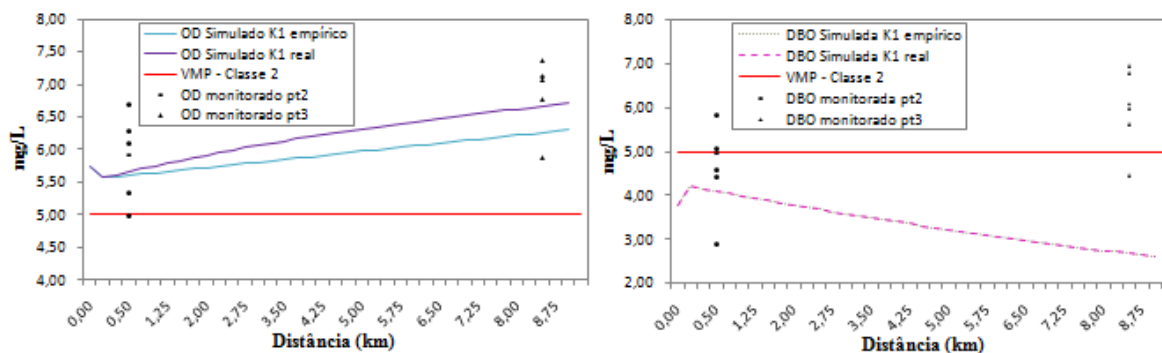


Figura 6: Perfil de OD e DBO₅ ao longo do trecho no período seco.

Para o perfil de DBO o modelo apresentou valores inferiores ao monitorado. A DBO simulada encontrou-se abaixo dos valores permitidos, enquanto que para os valores reais monitorados extrapolaram o valor máximo permitido para classe. Tal fato pode se atribuir a maior concentração de poluentes em função da baixa vazão para o período seco.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A presente pesquisa foi desenvolvida em um trecho do rio do Peixe, onde foi possível a determinação de parâmetros (OD, DBO, temperatura, vazão) necessários para a entrada no modelo de autodepuração. Estrategicamente é um trecho que apresenta uma Estação de Tratamento de Esgoto, no qual promove o lançamento pontual de efluentes doméstico e industrial, fato fundamental para aplicação do modelo de Streeter e Phelps.

Para a modelagem foi considerado apenas o lançamento pontual da ETE/Laboreaux, em ambos os períodos, chuvoso e seco, no entanto, ressalta que a rede interceptora de esgoto encontra-se em implantação, estando parcialmente inacabada, comprometendo a eficiência do modelo. Observa-se que, para o período seco, o modelo apresentou uma condição de DBO adversa aos valores reais obtidos em campo, provavelmente devido a outros lançamentos de poluição não considerados.

A comparação dos valores monitorados com os simulados permitiu verificar que o modelo melhor se adaptou ao período seco, onde a concentração de poluentes foi realçada possivelmente pelo aporte de contribuições difusas. Nota-se a ocorrência destas fontes devido à ocupação urbana e até mesmo ao incremento natural de matéria orgânica. Preconiza-se considerar todas as fontes poluidoras existentes, permitindo estimar uma situação mais fidedigna com a realidade, porém, a estimativa de todas as fontes possíveis de poluição é de difícil controle, principalmente pelo fato de se tratar de fontes difusas.

Outro ponto importante para que o modelo simule de forma satisfatória e coerente, de acordo com as condições reais estudadas, é com relação aos coeficientes adotados/medidos. A simulação da capacidade de autodepuração do corpo receptor, utilizando o coeficiente de desoxigenação (K_1) empírico, apresentou valores divergentes entre os valores reais monitorados. Embora o K_1 real possa ter proporcionado uma simulação que melhor descreveu o prognóstico de OD para o trecho do rio estudado, sua aplicação pode tornar-se inviável devido à baixa discrepância entre os perfis simulados, considerando as características do efluente da ETE/Laboreaux, acrescido das limitações proporcionadas pelo trabalho laboratorial.

Acredita-se que a utilização do K_1 empírico, apresentado na literatura para efluentes domésticos, possui boa aplicabilidade para estudos de autodepuração nas condições estudadas. Ainda que a utilização do K_1 empírico leve a menores concentrações de OD em relação às condições reais, sua utilização proporciona maior restritividade para o lançamento de efluentes em rios. No entanto, recomenda-se que, para efluentes industriais, com características mais recalcitrantes (menor degradabilidade), seja determinado o K_1 em laboratório.

Contudo, a principal limitação observada para o K_1 empírico se dá pela subestimação dos perfis de OD simulados, que distanciaram das condições reais monitoradas ao longo do trecho do rio estudado. Por outro lado, acredita-se que, a sua principal vantagem é promover maior segurança para o lançamento de efluentes em rios por se apresentar mais restritivo em comparação ao K_1 real. Já a principal vantagem de se utilizar o K_1 real,

estimado em laboratório, justifica-se ao fato de melhor se aproximar das condições reais de assimilação do rio, podendo ter grande aplicabilidade na caracterização dos efluentes industriais, ajustando-se de forma mais significativa ao modelo de autodepuração, representando uma condição de segurança para o lançamento em um corpo d'água.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o suporte e apoio recebidos pelo Núcleo de Pesquisa e Extensão de Ciências Exatas e Tecnológicas da FUNCESI e do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Itabira (SAAE/IRA).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA/AWW/WEF (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st edn. American Public Health Association/American Water Works/Water Environment Federation, Washington, DC, USA, 2005. ISBN: 0875530478.
2. ITABIRA, SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO (SAAE/IRA). Plano de Controle Ambiental (PCA). v.1. Itabira: Oliveira e Marques Engenharia LTDA, 2005. 166 p.
3. METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment and reuse. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4 th. ed., 2003, 1819p.
4. MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 5 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.
5. NUNES, D. G. Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio turvo sujo. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa. Viçosa: UFV, 2008.
6. TELES, R., B.; SILVEIRA, A.. Autodepuração de escoamentos naturais de água – estudo de caso: de modelagem matemática em um trecho do ribeirão preto, Ribeirão Preto – SP. CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, XXX. Anais... Uruguai: Punta Del Este, 2006.
7. von SPERLING, M.. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1, 2005, 452 p.
8. von SPERLING, M.. Estudo e modelagem da qualidade da água de rios. 3. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 7, 2007, 588 p.