



Avaliação da Influência do Coeficiente de Desoxigenação no Modelo de Autodepuração Utilizando Efluentes de Laticínio

Duwyllho Moraes Guedes¹; Francisco Javier Cuba Teran¹; Priscila Gracielle dos Santos Aguiar Guedes¹

✉ duwyllho@gmail.com

1. Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia - GO.

Histórico do Artigo:

Recebido em: 15 de maio de 2019

Aceito em: 08 de outubro de 2019

Publicado em: 28 de dezembro de 2019

Resumo: As limitações de estudos mais aprofundados e específicos acerca dos efluentes industriais levam os profissionais a utilizarem parâmetros que destoam da realidade, por adotarem coeficientes tabelados que nem sempre refletem a real característica destes efluentes. O presente trabalho teve por objetivo principal determinar o coeficiente de desoxigenação (K_1) no corpo receptor que recebe efluentes de uma indústria láctea situada no interior de Goiás. Também foi realizado o estudo de autodepuração utilizando o método de Streeter-Phelps, onde foi possível analisar as diferenças entre o coeficiente teórico e experimental. O Coeficiente de desoxigenação teórico foi adotado pela literatura de Von Sperling para esgoto tratado secundário, variando entre 0,12 d⁻¹ (mínimo), 0,18 d⁻¹ (médio) e 0,24 d⁻¹ (máximo), sendo que esses valores foram corrigidos em função da temperatura do efluente resultando em $K_1^{26^\circ\text{C}} = 0,16 \text{ d}^{-1}$, 0,24 d⁻¹ e 0,32 d⁻¹, respectivamente. Já o coeficiente experimental foi determinado pelo Método de Thomas. O resultado encontrado do coeficiente K_1 corrigido em função da temperatura resultou em $K_1^{26^\circ\text{C}} = 0,46 \text{ d}^{-1}$. Com o estudo de modelagem da autodepuração, foi possível verificar que o efluente industrial teve maior impacto no corpo receptor, o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental apresentou valores menores de concentração crítica de oxigênio dissolvido e consequentemente após a zona de decomposição ativa houve uma gradual melhora na recuperação do oxigênio dissolvido utilizando o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental, isso levou a recuperação das características iniciais da zona de águas limpas em uma distância menor em comparação com os $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teóricos.

Palavras-chave: Streeter-Phelps, Método de Thomas, DBO, Efluente industrial, Corpo receptor.

Assessing the Influence of the Deoxygenation Coefficient on the Self-Depuration Model Through the Effluents of a Dairy Plant

Abstract: The limitations of in-depth specific studies about industrial discharges have led more and more professionals to make use parameters that clash with reality, due to the adoption of tabulated coefficients which do not always correspond to the real characteristics of the aforementioned effluents. This study aims above all to determine the deoxygenation coefficient of the water body that receives the discharges of a dairy plant in the interior of the state of Goiás. A self-depuration study was also conducted along the lines of the Streeter-Phelps method, thanks to which it was possible to analyze the differences between the theoretical and experimental coefficients. The theoretical deoxygenation coefficient used was that found in the literature of Von Sperling for secondary treatment wastewater, varying between 0,12 d⁻¹ (minimum), 0,18 d⁻¹ (medium) and 0,24 d⁻¹ (maximum), in which each of these values was corrected on the basis of the temperature of the effluent, resulting in $K_1^{26^\circ\text{C}} = 0,16 \text{ d}^{-1}$, 0,24 d⁻¹ e 0,32 d⁻¹, respectively. As for the experimental coefficient, it was determined using the Thomas method. The figure found for coefficient K_1 corrected on the basis of the temperature resulted in $K_1^{26^\circ\text{C}} = 0,46 \text{ d}^{-1}$. Thanks to the self-depuration data modeling, it was possible to establish that the industrial discharge had the major impact on the receiving water body, the experimental $K_1^{26^\circ\text{C}}$ showed a smaller amount of critical concentration of dissolved oxygen and consequently, after the active decomposition zone, there was a gradual improvement in the levels of the dissolved oxygen by means of the experimental $K_1^{26^\circ\text{C}}$, which in turn led to the restoration of the initial characteristics of the clean waters zone in an area smaller when compared with the theoretical $K_1^{26^\circ\text{C}}$.

Keywords: Streeter-Phelps, Thomas's Method, BOD, Industrial effluent, Water body.

Evaluación de la Influencia del Coeficiente de Desoxigenación en el Modelo de Autodepuración Utilizando Efluentes Lácteos

Resumen: Las limitaciones de estudios más profundizados y específicos sobre los efluentes industriales llevan a los profesionales a utilizar parámetros que se alejan de la realidad, por adopten coeficientes tabulados que no siempre reflejan la real característica de dichos efluentes. El presente trabajo tuvo como objetivo principal determinar el coeficiente de desoxigenación (K_1) en el cuerpo receptor que recibe efluentes de una industria láctea situada en provincias en Goiás. Asimismo, se ha realizado el estudio de autodepuración utilizando el método de Streeter-Phelps, en el cual ha sido posible analizar las diferencias entre el coeficiente teórico y experimental. El Coeficiente de desoxigenación teórico ha sido adoptado por la literatura de Von Sperling para alcantarillado tratado secundario, con una variación entre 0,12 d⁻¹ = (mínimo), 0,18 d⁻¹ (medio) y 0,24 d⁻¹ (máximo), siendo que estos valores fueron corregidos en función a la temperatura del efluente resultando en $K_{126^{\circ}\text{C}} = 0,16 \text{ d}^{-1}$, 0,24 d⁻¹ y 0,32 d⁻¹, respectivamente. Sin embargo, el coeficiente experimental ha sido determinado por el Método de Thomas. El resultado enco método tratado del coeficiente K_1 corregido en función a la temperatura resultó en $K_{126^{\circ}\text{C}} = 0,46 \text{ d}^{-1}$. Con el estudio de modelado de la autodepuración ha sido posible verificar que el efluente industrial tuvo un mayor impacto en el cuerpo receptor, el $K_{126^{\circ}\text{C}}$ experimental presentó valores menores de concentración crítica de oxígeno disuelto y consecuentemente después de la zona de descomposición activa hubo una gradual mejora en la recuperación del oxígeno disuelto utilizando el $K_{126^{\circ}\text{C}}$ experimental, esto llevó la recuperación de las características iniciales de la zona de aguas limpias a una distancia más pequeña si comparamos con los $K_{126^{\circ}\text{C}}$ teóricos.

Palabras clave: Streeter-Phelps, Método de Thomas, DBO, Efluente Industrial, Cuerpo receptor.

INTRODUÇÃO

A crescente poluição dos corpos hídricos exige esforços cada vez maiores para o controle dessa poluição e uma das formas de se controlar a poluição é estudar e conhecer a capacidade de autodepuração do corpo hídrico, estimando a quantidade de efluentes tratados que o rio é capaz de receber sem que suas características naturais sejam prejudicadas, sempre observando as leis pertinentes em todos os âmbitos da federação. A depender do tipo de efluente a ser lançado no corpo hídrico e do grau de tratamento, pode existir uma variação na forma em que esse efluente se comportará ao entrar em contato com o manancial, sendo de grande importância neste processo, o coeficiente de desoxigenação (K_1), utilizado para a modelagem de autodepuração pelo método de Streeter-Phelps.

Segundo Von Sperling (2014), a simulação de autodepuração é mais sensível às variações do coeficiente de reaeração (K_2), contudo, esta pesquisa visa avaliar a influência do coeficiente de desoxigenação (K_1), visto que as variação de efluentes industriais afetam consideravelmente no valor final desse coeficiente, implicando em reduções de Oxigênio Dissolvido ao longo do rio.

O lançamento dos despejos de efluentes tratados em um curso d'água tem como consequência o consumo de oxigênio dissolvido no corpo receptor. Isso se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam

o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração. A diminuição da concentração do oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas de poluição das águas (HESPANHOL, 2009).

A diminuição do Oxigênio Dissolvido (OD) ao longo do perfil longitudinal de um determinado corpo hídrico é representada pela curva de depleção de OD, uma vez que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é consumida, os valores de OD tendem a diminuir, pois a matéria orgânica presente no curso d'água vai sendo biologicamente degradada até que o OD seja retomado ao seu valor inicial.

A proteção dos recursos hídricos envolve o monitoramento e a avaliação de sua qualidade ao longo dos rios, estabelecendo metas e controlando as descargas de poluentes, de forma que um nível aceitável da qualidade da água seja mantido. Sendo assim, a compreensão da autodepuração dos corpos d'água constitui um elemento básico para a adoção dessas medidas e ações.

A autodepuração é um processo natural, no qual cargas poluidoras biodegradáveis, lançadas em um corpo d'água são atenuadas. De acordo com Von Sperling (2014), pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, ou seja, a busca pelo estágio inicial encontrado antes do lançamento de efluentes, é realizada por mecanismos essencialmente naturais.

O modelo de Streeter-Phelps é um método que consiste em auxiliar na modelagem do processo de autodepuração, levando em consideração as características do corpo hídrico e da carga orgânica de entrada. No estudo da autodepuração é contemplado o coeficiente K_1 , no qual descreve a taxa de desoxigenação do efluente, podendo este variar de acordo com o tratamento aplicado e as características do efluente.

Conforme Von Sperling (2014), o coeficiente de desoxigenação (K_1) varia conforme a Tabela 1 e o coeficiente de reaeração (K_2) varia conforme Tabela 2.

Tabela 1. Valores genéricos do coeficiente K_1 (base e, 20°C)

Origem	K_1 (dia ⁻¹)
Efluente secundário	0,12 - 0,24

Fonte: VON SPERLING, 2014. Adaptado.

Tabela 2. Valores típicos do coeficiente K_2 (base e, 20°C)

Corpo d'água	K_2 (dia ⁻¹) Profundo	K_2 (dia ⁻¹) Raso
Rios rápidos	0,69	1,15

Fonte: VON SPERLING, 2014. Adaptado.

O coeficiente de desoxigenação (K_1) é um parâmetro de grande importância na modelagem do oxigênio dissolvido. Ele depende do tipo e concentração da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras, além do nível de tratamento (NUNES, 2008). A partir disso, a presente pesquisa buscou estudar o efeito da variação do valor de K_1 na autodepuração do corpo receptor a partir do lançamento do efluente de uma indústria láctea situada no interior de Goiás, e comparar o valor experimental com os valores reportados pela literatura.

O método utilizado para o cálculo do coeficiente K_1 experimental foi o Método de Thomas, conhecido como Método gráfico de Thomas, baseado na similaridade da função $(1-10^{-kt})$ com a função $2,3kt[1+(2,3/6)k.t]^{-3}$, obtida por meio de desenvolvimentos matemáticos de $f(t)=10^{-kt}$, justificados por meio da série de expansões de Mc Laurin (MCGHEE, 1991 *apud* ARAGÃO, 2016). Após rearranjos, tem-se que a Equação 1 expressa pelos pares coordenados é linear.

$$\left(\frac{t}{y}\right)^{1/3} = (2,3 \cdot K_1 \cdot L)^{-1/3} + \left[\frac{K_1^{2/3}}{3,43 L^{1/3}}\right] \cdot t \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

- y = DBO medida no intervalo de tempo t , mg.L^{-1} ;
- K_1 = coeficiente de desoxigenação na base 10, dia^{-1} ;
- L = DBO máxima exercida ou DBOÚLTIMA, mg.L^{-1} .

Então elabora-se um gráfico de valor $(t / y)^{1/3}$ versus t , onde a reta de melhor ajuste pode ser obtida pelo ajuste de regressão linear. O valor de K_1 é gerado por meio do coeficiente angular da reta e intersecção com o eixo das coordenadas. A partir daí, temos a Equação 2.

$$Z = a + b \cdot t \quad \text{equação (2)}$$

Onde:

- $Z = \left(\frac{t}{y}\right)^{1/3}$
- $a = (2,3 \cdot K_1 \cdot L)^{-1/3}$
- $b = \left[\frac{K_1^{2/3}}{3,43 \cdot L^{1/3}}\right]$

Em posse de Z pode-se plotar um gráfico em função de t. A inclinação “b” e a ordenada na origem “a”, da linha de melhor ajuste dos dados, podem ser usadas para calcular K_1 e L por meio das Equações 3 e 4.

$$K_1 = 2,61 \frac{b}{a} \quad \text{equação (3)}$$

$$L = \frac{1}{2,3Ka^3} \quad \text{equação (4)}$$

Pelo fato de o coeficiente K_1 encontrado pelo Método de Thomas estar em base 10, há a necessidade de efetuar a correção para inclui-lo no método de Streeter-Phelps, que usa o coeficiente com base e. Esta correção é dada pela Equação 5.

$$K_1 (base\ 10) = \frac{K_1 (base\ e)}{2,303} \quad \text{equação (5)}$$

Logo, tem-se o cálculo para base e, conforme Equação 6.

$$K_1 (base\ e) = K_1 (base\ 10) \cdot 2,303 \quad \text{equação (6)}$$

Meneses (2015) destaca que devido a interferência exercida pelo nitrogênio, as observações diárias da DBO não podem ultrapassar os primeiros dez dias. Portanto, para a utilização do método foi observado DBO durante cinco dias consecutivos.

A influência da variação do coeficiente de desoxigenação pode ser observada por meio do comparativo das diferentes zonas de autodepuração, conforme Braga et al (2005) existe essencialmente quatro zonas de autodepuração (zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas).

A zona de águas limpas à montante do lançamento em geral é uma região com elevada concentração de oxigênio dissolvido (OD) e vida aquática é superior às demais zonas, considerando que não há focos de poluição e de despejos de esgotos anterior a este ponto.

Assim que é introduzido os efluentes tratados no curso d'água, é iniciada a zona de degradação, que está localizada à jusante do ponto de lançamento dos efluentes tratados. Sua característica é a diminuição inicial na concentração de OD e sedimentação de parte da matéria sólida. Nessa zona podem existir seres vivos que vêm em busca de alimentos devido a elevada quantidade de bactérias e fungos, mas poucas algas devido à dificuldade de penetração da luz, em virtude da turbidez da água.

Uma vez terminada a zona de degradação, o rio dá espaço à zona de decomposição ativa, que é o trecho do rio em que a concentração de oxigênio dissolvido atinge o seu valor mínimo, podendo em alguns casos ser totalmente consumida, denominada de concentração crítica (C_c) e que está associada ao tempo crítico (T_c) e distância crítica (d_c), ou seja, o tempo crítico ou distância crítica é o ponto do perfil longitudinal onde há o menor valor de OD em todo trecho analisado. Nos casos onde há o consumo total do OD, tem-se condições de anaerobiose. Nessa zona, a quantidade de bactérias e fungos diminui, havendo também uma redução ou mesmo a eliminação da quantidade de organismos aeróbios.

Após a zona de decomposição ativa, o curso d'água entra na zona de recuperação. Nessa região, ocorre um aumento na concentração de OD, devido os efeitos de reaeração acabar predominando sobre os efeitos da desoxigenação. A água apresenta uma aparência mais clara e percebe-se uma gradual melhora, contudo pode ser observado a presença de algas devido a presença de nutrientes. A vida aquática começa a ser reestabelecida e há presença de organismos mais resistentes, similares aos da zona de degradação.

Por fim, após a zona de recuperação, o rio retorna à zona de águas limpas. Apresentando características similares da região à montante do lançamento e a concentração de OD está próxima a de saturação, devido ao baixo consumo pela comunidade microbiana e à possível elevação de algas. O ecossistema encontra-se estável novamente e a vida aquática pode ser reestabelecida. Todavia, isso não significa que o rio esteja totalmente livre de organismos patogênicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Efluente utilizado na pesquisa

A indústria láctea escolhida para esta pesquisa atua na produção de diversos produtos derivados do leite, dentre esses produtos estão: leite condensado, requeijão cremoso, composto lácteo, leite em pó, queijo muçarela e queijo prato. Possui uma área total de 200.000 m², 21.000 m² de área construída e capacidade de processamento para até 500.000 Litros de leite por dia.

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da indústria é composta por tratamento preliminar (gradeamento, desarenador e medidor Parshall), lagoa anaeróbia e lagoa facultativa.

A coleta do efluente tratado foi realizada na saída da lagoa facultativa, em uma caixa de reunião dos efluentes que saem da lagoa, por meio de amostragem simples. Logo após a coleta, o efluente foi disposto em recipientes adequados e encaminhados sob refrigeração até as

dependências da empresa Microlab Ambiental, onde foram feitas todas as análises laboratoriais dispostas nesta pesquisa. Os resultados seguem nas Tabelas 3 e 4.

Foi coletada amostra simples in loco do rio à montante do despejo, conforme Figura 1. O critério para definição do ponto de coleta foi devido ser um trecho retilíneo mais próximo da montante do lançamento do efluente tratado, facilitando assim a coleta de amostra. A amostra foi devidamente identificada e refrigerada e sua entrada em laboratório ocorreu 5 horas após a coleta. A vazão média do rio foi determinada por meio de objeto flutuador, pela qual apresentou uma vazão média de $1,11 \text{ m}^3/\text{s}$.



Figura 1. Pontos de lançamento do efluente e coleta de amostras do rio

Fonte: Google Earth – adaptado pelos autores.

Os procedimentos de análise seguiram o Standard Methods for the examination of Water and Wasterwater (SMWW) – APHA/AWWA/WEF, 23ª edição, 2017 e os resultados de suas análises seguem nas Tabelas 3 e 4.

Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros laboratoriais das amostras do manancial, coletadas à montante do lançamento do efluente tratado, no Ponto 1, conforme Figura 1.

Tabela 3. Parâmetros, Técnicas Analíticas e Resultados – Manancial à montante do lançamento

PARÂMETROS	REFERÊNCIA	RESULTADO
Oxigênio Dissolvido	SMWW 4500 – G	$7,00 \text{ mg.L}^{-1}$
DBO 5 dias à 20°C	SMWW 5210 B	$< 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$

Fonte: Elaborada pelos autores.

Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros laboratoriais das amostras do efluente tratado, coletado à jusante da lagoa facultativa, sem considerar a filtração de algas e sólidos suspensos.

Tabela 4. Parâmetros, Técnicas Analíticas e Resultados – Efluente Tratado

PARÂMETROS	REFERÊNCIA	RESULTADO
DBO 5 dias à 20°C	SMWW 5210 B	527 mg.L ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio	SMWW 5220 D	940 mg.L ⁻¹

Fonte: Elaborada pelos autores.

Coeficiente de Desoxigenação (K_i) Teórico

O efluente de estudo pode ser considerado como proveniente de tratamento secundário, pois é efluente de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa. Portanto foram utilizados valores variando entre 0,12 e 0,24 d⁻¹, conforme apresentado na Tabela 1.

Como os coeficientes são para 20 °C, os mesmos foram corrigidos para a temperatura de 26°C utilizando-se o valor de $\theta=1,047$. A interpretação da constante θ é de que o valor K_i aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura do efluente (VON SPERLING, 2014), conforme Equação 7.

$$K_1^{26^\circ\text{C}} = K_1^{20^\circ\text{C}} \cdot 1,047^{(26-20)} \quad \text{equação (7)}$$

Os valores corrigidos mínimo, médio e máximo do coeficiente K_i teórico para o efluente secundário estão representados na Tabela 5.

Esta pesquisa utilizou os três coeficientes para melhor representar o efluente teórico e fazer um comparativo entre os limites desta faixa teórica. O K_i médio foi obtido por meio da média aritmética dos valores mínimo e máximo, 0,12 e 0,24, respectivamente, com o objetivo de efetuar a comparação da faixa média teórica em relação ao K_i experimental.

Tabela 5. Coeficientes K_i corrigidos em função da temperatura (Efluente secundário)

K _i ^{20°C} (dia ⁻¹)	K _i ^{26°C} (dia ⁻¹)
0,12 (mínimo)	0,16
0,18 (médio)	0,24
0,24 (máximo)	0,32

Fonte: Elaborada pelos autores.

Oxigênio Dissolvido no Rio (OD_m)

Outra variável medida in loco foi a concentração do Oxigênio Dissolvido (OD) no rio à montante do lançamento do efluente tratado (OD_m). Medido com o equipamento “Water Quality Meter”, que apresenta uma faixa de medição de 0 a 20 mg.L⁻¹ com resoluções de 0,01 mg.L⁻¹ e exatidão de +/- 0,7 %.

Para isto, foi coletada uma amostra de água à montante do lançamento e de forma imediata foi feita a leitura do Oxigênio Dissolvido com o equipamento.

Oxigênio Dissolvido no efluente (OD_e)

Devido a elevada quantidade de matéria orgânica presente no efluente e consequentemente um elevado consumo de oxigênio pelos microrganismos decompositores, foi considerado o valor de oxigênio dissolvido no efluente igual a zero (OD_e = 0 mg.L⁻¹), assumindo, portanto, a pior situação possível de concentração de OD, tornando o estudo mais conservador.

Concentração de Saturação e Oxigênio Dissolvido (C_s)

O coeficiente de saturação de oxigênio pode ser calculado de acordo com a temperatura da água e a altitude do ponto de estudo. Foi utilizada a Equação 8 proposta por Pöpel, 1979 *apud* Von Sperling, 2014.

$$C_s = 14,652 - 0,41022 \cdot T + 7,9910 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3 \quad \text{equação (8)}$$

A temperatura do rio foi 27°C, portanto a concentração de saturação de oxigênio foi de 7,87 mg.L⁻¹.

Corrigindo para a altitude local, conforme Equação 9 proposta por Qasim, 1985 *apud* Von Sperling, 2014.

$$\frac{C_s'}{C_s} = \left(1 - \frac{\text{Altitude}}{9450} \right) \quad \text{equação (9)}$$

A altitude do ponto de estudo é de 390m.

Coeficiente de reaeração (K₂)

Foi utilizado o valor de 0,92 d⁻¹ a 20°C, conforme Tabela 2. Também foi necessário corrigir o valor do coeficiente para a temperatura do rio de 27°C. De acordo com Von Sperling (2014), o valor utilizando do coeficiente de temperatura θ é 1,024, O cálculo da correção foi efetuado usando a Equação 10.

$$K_2^{27^\circ C} = K_2^{20^\circ C} \cdot \theta^{(27-20)} = 0,92 \cdot 1,024^7 = 1,086 \text{ dia}^{-1} \quad \text{equação (10)}$$

Modelo de Streeter-Phelps

Segundo Teles e Silveira (2006), o modelo de Streeter-Phelps descreve, teoricamente, o comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do espaço e do tempo, após o lançamento de poluentes. Sendo este modelo considerado simples, os parâmetros de entrada são: vazão, DBO, OD do rio e do efluente; coeficiente de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2); característica da bacia hidrográfica de estudo e temperatura da água. A partir dessas informações, o cálculo do modelo se procede por meio da Equação 11.

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \right] \quad \text{equação (11)}$$

Onde:

- C_t = Concentração de oxigênio ao longo do tempo, mg.L^{-1} ;
- C_s = Concentração de saturação de oxigênio, mg.L^{-1} ;
- L_0 = DBO remanescente em $t=0$, mg.L^{-1} ;
- D_0 = Déficit de oxigênio inicial, mg.L^{-1} ;
- K_1 = Coeficiente de desoxigenação, d^{-1} ;
- K_2 = Coeficiente de reaeração, d^{-1} .

Cálculo do Comprimento da Zona de Mistura (Z_m)

Foi calculado o comprimento da Zona de Mistura (Z_m) pelo método de Yotsukura, 1968 *apud* Chapra, 1997, usando a Equação 12.

$$Z_m = 8,52 \cdot V \cdot \frac{B^2}{H} \quad \text{equação (12)}$$

Onde:

- Z_m = Comprimento da Zona de Mistura, m;
- V = Velocidade média do Rio, m.s^{-1} ;
- B = Largura do Rio, m;
- H = Profundidade do Rio, m.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Determinação do Coeficiente de Desoxigenação (K_1) Experimental

A determinação do K_1 experimental foi realizada a partir de dados de ensaios de laboratório, em que foi efetuada a leitura de DBO durante cinco dias consecutivos. A Tabela 6 e a Figura 2 ilustram os resultados obtidos na evolução da DBO exercida.

Tabela 6. Resultado da DBO medida ao longo dos cinco dias de incubação

DIAS	DBO exercida (mg.L ⁻¹)	REFERÊNCIA
1	49,30	SMWW 5210 B
2	98,60	SMWW 5210 B
3	221,90	SMWW 5210 B
4	369,80	SMWW 5210 B
5	517,70	SMWW 5210 B

Fonte: Elaborada pelos autores.

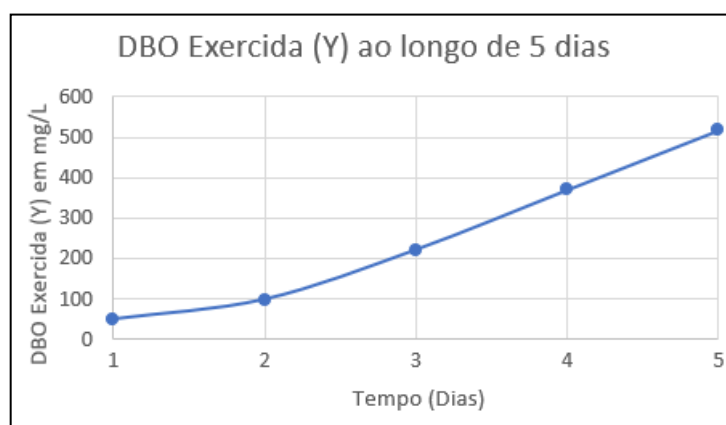


Figura 2. Concentração de DBO exercida (y), em mg.L⁻¹, durante cinco dias de incubação a 20°C
Fonte: Elaborada pelos autores.

Com os dados obtidos pela medição da DBO, conforme Tabela 6, foi possível plotar um gráfico da variação da DBO exercida (mg.L⁻¹) *versus* o tempo (dias), representada pela Figura 2.

Em posse da DBO exercida em função do tempo, foi calculado o termo Z da Equação 2, para posterior elaboração da reta de regressão linear, os resultados seguem na Tabela 7.

Tabela 7. Resultado do termo Z $(t/DBO)^{1/3}$

DIAS	$(t/DBO)^{1/3}$
1	0,2727
2	0,2727
3	0,2382
4	0,2212
5	0,2130

Fonte: Elaborada pelos autores.

Com os valores obtidos na Tabela 7, foi gerado um gráfico de dispersão (Figura 3) e encontrada a equação da reta obtida pela linha de tendência.

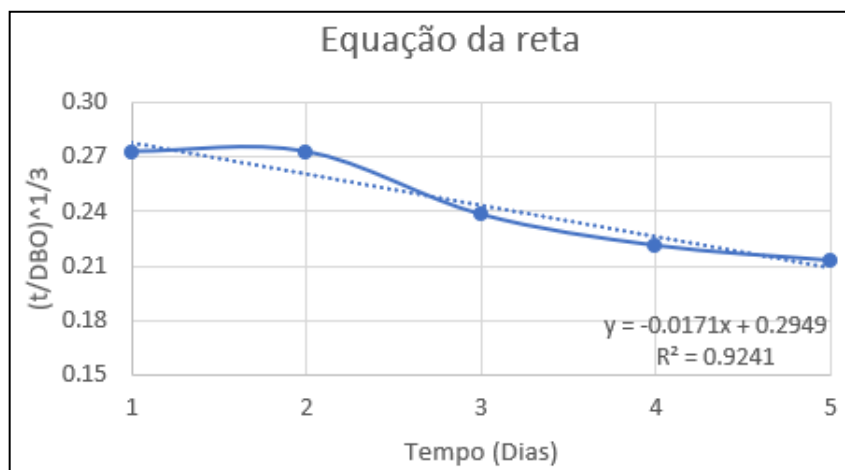


Figura 3. Equação da reta encontrada por meio da análise de regressão linear.

Fonte: Elaborada pelos autores.

A partir da equação da reta encontrou-se os valores de A e B, sendo A o ponto de intersecção da reta e B a inclinação da reta. Para o cálculo de K_1 da base 10, multiplicou-se por 2,61 a razão B/A, posteriormente multiplicou-se por 2,303 para conversão do K_1 para base e. Os resultados podem ser verificados na Tabela 8.

Tabela 8. Valores da constante $K_1^{20^\circ\text{C}}$ experimental da amostra analisada

A	0,2949
B	0,0171
$K_1^{20^\circ\text{C}}$ base 10	0,15
$K_1^{20^\circ\text{C}}$ base e	0,35

Fonte: Elaborada pelos autores.

O resultado encontrado do coeficiente K_1 base e, é para a referência de 20°C , sendo que este valor corrigido em função da temperatura do efluente de 26°C , utilizando a Equação 7, resulta em $K_1^{26^\circ\text{C}} = 0,46 \text{ d}^{-1}$.

O valor do coeficiente $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental difere-se consideravelmente do $K_1^{26^\circ\text{C}}$ tabelado sugerido por Von Sperling (2014), visto que o coeficiente experimental apresenta um aumento de cerca de 44% em relação ao teórico máximo e 188% em relação ao teórico mínimo. Isso pode se dar devido à maior concentração de matéria orgânica presente no efluente industrial de estudo, uma vez que a carga orgânica do efluente industrial é maior que a do efluente sanitário, o que leva a depreender que o impacto do efluente industrial é maior no corpo receptor.

Na Figura 4 segue o comparativo de depleção do OD em um trecho longitudinal de 100 Km, levando em consideração o início da zona de degradação após a zona de mistura (Zm), calculada por meio da Equação 12. Para o comparativo, foram utilizados os resultados encontrados pela Equação 11 para os quatro cenários propostos, uma vez que foi analisado o

comportamento do $K_1^{26^\circ\text{C}}$ em quatro cenários diferentes: $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental, $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teóricos tabelados em uma faixa mínima, média e máxima, conforme consta na Tabela 5.

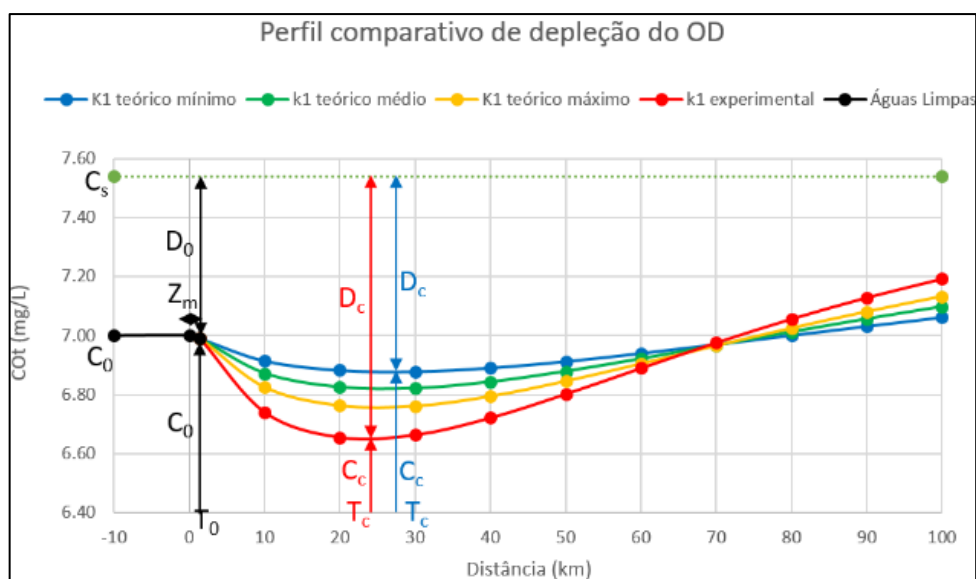


Figura 4. Perfil comparativo de depleção do OD ao longo do trecho longitudinal do rio
Fonte: Elaborada pelos autores.

Pôde-se observar que em relação ao perfil de depleção do OD, quando utilizado o coeficiente $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental, houve uma queda acentuada no consumo de OD, principalmente na zona de decomposição ativa, considerada entre os km 10 e 40, havendo uma diferença no ponto de concentração crítica de oxigênio dissolvido (C_c) de $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo C_c K_1 experimental igual a $6,65 \text{ mg.L}^{-1}$ e sendo C_c K_1 teórico mínimo igual a $6,88 \text{ mg.L}^{-1}$.

No início da zona de recuperação, a partir do km 40, ainda houve uma diferença de $0,17 \text{ mg.L}^{-1}$ comparando os dois extremos do gráfico. No km 70 houve uma convergência entre os pontos de OD e após isso o efluente analisado com o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental tornou-se mais favorável à recuperação e ao atendimento da zona de águas limpas e favorecendo o atendimento da concentração de saturação (C_s) do rio em uma distância menor, sendo para o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental uma distância de 335 km, para o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teórico, recuperará a uma distância de 805 km, 565 km e 450 km, para o mínimo, médio e máximo, respectivamente.

O atendimento à zona de águas limpas após o despejo ocorreu em uma distância menor quando utilizado o coeficiente $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental. Pôde-se verificar que para o rio atingir a concentração de OD inicial de $7,00 \text{ mg.L}^{-1}$ foi necessário 75 km para o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teórico máximo, 78 km para o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teórico médio e 82 km para o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teórico mínimo, enquanto que o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental atingiu $7,00 \text{ mg.L}^{-1}$ a uma distância de 72 km.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente pesquisa foi desenvolvida em um trecho do Rio Piranhas, onde foi possível a determinação de parâmetros necessários para a entrada no modelo de autodepuração, utilizando o método de Streeter-Phelps. Foi utilizado como estudo de caso uma indústria de laticínios, que tem produção diária de efluentes em sua estação de tratamento, composta por uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa.

Pôde-se observar que a determinação do coeficiente de desoxigenação K_1 em laboratório teve uma considerável diferença em relação aos valores tabelados indicados em literatura. Este fato deve-se às características particulares dos efluentes industriais em relação aos efluentes sanitários, uma vez que foi possível detectar o aumento significativo da matéria orgânica da indústria do laticínio, devido seus processos produtivos.

A depleção do OD ao longo do rio quando utilizado o coeficiente experimental do efluente foi maior em comparação aos coeficientes teóricos, visto que na zona de decomposição ativa o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental mostrou valores menores na concentração crítica de oxigênio dissolvido (C_c), sendo $6,65 \text{ mg.L}^{-1}$ para o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental e $6,88 \text{ mg.L}^{-1}$ $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teórico mínimo, isso indica que o lançamento de efluentes industriais em corpos receptores pode ser mais suscetíveis à diminuição de OD no processo de autodepuração em comparação aos efluentes sanitários.

Após a zona de decomposição ativa houve uma gradual melhora na recuperação do OD utilizando o $K_1^{26^\circ\text{C}}$ experimental e isso levou a recuperação das características iniciais da zona de águas limpas em uma distância menor em comparação com os $K_1^{26^\circ\text{C}}$ teóricos.

Considerando a importância da utilização do coeficiente de desoxigenação no processo de autodepuração e sua fácil aplicação (MENEZES et al., 2015), esta pesquisa sugere que seja feito a análise do valor real do coeficiente para efluentes industriais, pelo fato dos mesmos distorcerem os valores conhecidos de efluentes sanitários, uma vez que foi possível verificar que o coeficiente de desoxigenação altera consideravelmente os perfis de OD e DBO, podendo acarretar prejuízos ambientais aos corpos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAGÃO, P. E. A. **Análise sobre métodos de estimativa de parâmetros cinéticos em ensaio de degradação de matéria orgânica**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2016. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/22566/1/2016_dis_peaarag%C3%A3o.pdf>. Acesso em 25 de abril de 2019.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCL, N.; JULIANA, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 313 p. Disponível em: <<https://www.slideshare.net/hermasantos/introducao-engenharia-ambiental-benedito-braga>>. Acesso em 24 de abril de 2019.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modelling**. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering. Boston: WCB/McGraw-Hill, 1997. 844 p.

HESPANHOL, K. M. H. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do Ribeirão Morangueiro**. 2009. 156f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Maringá – Departamento de Engenharia Civil, 2009. Disponível em: <<http://www.livrosgratis.com.br/1er-livro-online-126158/monitoramento-e-diagnostico-da-qualidade-da-agua-do-ribeirao-morangueiro>>. Acesso em 25 de abril de 2019.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FIA, R. **Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream**. Rev. Ambient. Água v. 10, n. 4, p. 748-757, 2015. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v10n4/1980-993X-ambiagua-10-04-00748.pdf>>. Acesso em 24 de abril de 2019.

NUNES, D.G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio turvo sujo**. Dissertação. (Mestrado) – Pós-graduação em Engenharia Agrícola – Universidade Federal de Viçosa, 2008. Disponível em: < <http://alexandria.cpd.ufv.br:8000/teses/engenharia%20agr%C3%ADcola/2008/211962f.pdf>>. Acesso em 21 de abril de 2019.

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. Disponível em: < http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/br08489_teles.pdf>. Acesso em 24 de abril de 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. 472 p.