

## UTILIZAÇÃO DO MODELO MATEMÁTICO DE STREETER-PHELPS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO APLICADO NA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO QUILOMBO NA REGIÃO OESTE CATARINENSE

Camila de Mello de Micheli<sup>1</sup>  
Cleone Luczkiewicz<sup>2</sup>  
Pâmela Santos Cardozo<sup>3</sup>  
Talia Rebelatto Dambros<sup>4</sup>  
Lidiane de Cól<sup>5</sup>  
Keila Daiane Ferrari Orso<sup>6</sup>  
Elaine Cristina de Sousa Neves Serpa<sup>7</sup>

### RESUMO

A água é indispensável para a vida em seus mais diversos usos e funções. Consumo excessivo, desperdício e, contaminação, são alguns dos problemas de qualidade de água. Por isso, a mesma precisa sanar a demanda de Oxigênio Dissolvido (OD) nos leitos aquosos, por ser fundamental para o funcionamento metabólico das espécies aquáticas, assim como, para que a autodepuração da água dos rios ocorra com maior eficiência. Porém, com o aumento da poluição, há uma maior liberação de materiais orgânicos nos corpos d'água, diminuindo os teores de OD. Perante a isso, o objetivo geral desta pesquisa foi analisar os parâmetros de determinação de oxigênio dissolvido através do modelo matemático de Streeter-Phelps. O método de pesquisa utilizado foi hipotético-dedutivo com base no nível de pesquisa exploratório. O delineamento classificou-se como estudo de caso ao analisar as características físico-químicas do Rio Quilombo. Usando como amostra a Bacia Hidrográfica do Rio Quilombo e, a análise de dados de forma quantitativa. Dessa forma, determinou-se através de cálculos a DBO das amostras coletadas do Rio Quilombo, por meio da modelagem os coeficientes de desoxigenação e reareção, evidenciando que o rio apresenta valores elevados do coeficiente de decomposição em todas as amostras coletadas. Com tal aplicação, obteve-se um dado preocupante, de que há liberação direta de efluentes domésticos no rio por parte da população. Ficando como sugestão a necessidade da realização de análises mais complexas, para avaliação da qualidade da água.

**Palavras-chave:** Água. Efluentes. Oxigênio Dissolvido. Modelo matemático.

### 1 INTRODUÇÃO

---

<sup>1</sup> UCEFF Faculdades. Acadêmica do curso de Engenharia Química. E-mail: camila.melo@uceff.edu.br

<sup>2</sup> UCEFF Faculdades. Acadêmico do curso de Engenharia Química E-mail: cleonequimico@gmail.com

<sup>3</sup> UCEFF Faculdades. Acadêmica do curso de Engenharia Química. E-mail: pan.santos.cardozo@hotmail.com

<sup>4</sup> UCEFF Faculdades. Acadêmica do curso de Engenharia Química. E-mail: talia\_dambros@hotmail.com

<sup>5</sup> UCEFF Faculdades. Professor e orientador da disciplina de Cálculo Numérico E-mail: lidiane@uceff.edu.br

<sup>6</sup> UCEFF Faculdades. Orientador metodológico do artigo. E-mail: keila@uceff.edu.br

<sup>7</sup> UCEFF Faculdades. Orientador do curso de Engenharia Química. E-mail: elaine@uceff.edu.br

O lançamento de efluentes industriais e esgoto doméstico em corpos hídricos sem o devido tratamento ainda é uma realidade no Brasil. A poluição de um rio que recebe esses efluentes não é restrita apenas à área que recebe o lançamento, mas pode estender-se a toda a bacia hidrográfica a que este pertence, além de comprometer a área estuarina onde suas águas são lançadas (CUNHA; FERREIRA, 2006)

Para que um rio possa receber uma carga poluidora proveniente de diferentes fontes, é necessário relacionar a vazão natural do corpo hídrico e a referida carga poluente, pois as características do corpo receptor não podem ser alteradas. Para isso, são monitorados diversos parâmetros, a fim de controlar as características do efluente e do rio. Diante do parâmetro analisados, o mais importante é a determinação da matéria orgânica presente no efluente e a determinação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) avaliada nas águas do rio em questão (LIMA, 2001).

Santos et. al (2010) explica que os estudos dos mecanismos de propagação dos poluentes liberados em rios são essenciais para o desenvolvimento de planos de monitoramento com característica de rigor científico necessário. Aliado a isso, a utilização da modelagem matemática é uma excelente ferramenta que pode englobar a maioria dos problemas de controle de qualidade das águas e análise de tratamento de efluentes.

Sperling (2014) complementa que os modelos matemáticos com base em meios ambientais têm objetivo de representar a realidade, observada ou medida. Tais modelos na maioria das vezes fazem análises indiretas sobre a concentração de material orgânico presente nos rios.

O modelo matemático mais conhecido e utilizado foi proposto pelos pesquisadores Streeter e Phelps, em 1925. Sua estrutura serve de base até hoje para a maioria dos modelos matemáticos com características mais avançadas. Tal utilização é derivada desse modelo discutir a cinética dos dois principais fenômenos responsáveis pela variação de Oxigênio Dissolvido (OD) nas águas: desoxigenação e reaeração. Porém, uma das maiores limitações na utilização é o fato de que o modelo Streeter-Phelps é restrito a condições aeróbicas de desenvolvimento microbiano (SPERLING, 2014).

Conforme Andrade (2010), o processo responsável pelo consumo e reentrada de oxigênio em um leito aquoso é chamado autodepuração. A autodepuração é um processo natural que se relaciona com a recuperação de um leito aquoso após a adição de material orgânico em sua composição. Sperling (1996) explica que esse processo é um ciclo de reestabelecimento

natural de equilíbrio utilizado pelos leitos aquosos para estabilização da matéria orgânica presente do rio.

Dentro dessa visão a análise de oxigênio dissolvido acaba sendo o mais importante parâmetro de determinação da poluição dos leitos aquosos (SPERLING, 2014). E quanto mais eficaz for o método de análise de oxigênio consumido, mais específicos podem ser os parâmetros de prevenção e tratamento das águas contaminadas. Sendo assim, a questão problema analisada é: **como o modelo matemático Streeter-Phelps (1925) torna-se mais eficaz na consideração dos parâmetros para análise de oxigênio dissolvido nas águas do Rio Quilombo no município de Quilombo/SC?**

Para desenvolver a problemática supracitada, o objetivo geral desta pesquisa é analisar os parâmetros de determinação de oxigênio dissolvido através do modelo matemático para oxigênio dissolvido de Streeter-Phelps. Para alcançar este objetivo, foram desenvolvidos três objetivos específicos: a) realizar coletas de amostras de água no Rio Quilombo do município de Quilombo/SC e fazer análises físico-químicas; b) realizar a aplicação do modelo matemático clássico de Streeter-Phelps (1925), com a determinação das constantes de desoxigenação e reaeração; e c) comparar com a legislação vigente se os resultados estão de acordo com as especificações propostas por lei.

O interesse pelo assunto se justifica em decorrência da água ser um recurso indispensável para a vida. E o oxigênio dissolvido nos leitos aquosos é um elemento fundamental para o funcionamento do metabolismo da maioria das espécies aquáticas além de participar de processos de limpeza natural das águas.

Além disso, como explicam Fiorucci e Filho (2005), por conta da disponibilidade limitada de águas naturais para consumo humano e visando a preservação dos leitos aquosos e da vida aquática dos rios do município de Quilombo/SC, é importante entender os processos físicos e químicos que ocorrem na estabilização da matéria orgânica em rios. Sendo assim, os valores dos parâmetros analisados neste artigo são indicadores da qualidade da água e grau de poluição, e são determinados de acordo com os níveis máximos estabelecidos pelas legislações vigentes.

## **2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1 ASPECTOS ECOLÓGICOS DA POLUIÇÃO DE CORPOS DE ÁGUA**

A água é uma das principais fontes de vida para os seres vivos, sendo primordial para o desenvolvimento de todas as espécies. Conforme Reis (2009), o seu uso causa modificações nas condições naturais da bacia hidrográfica e, por esse motivo, é fundamental a previsão e a gestão desses efeitos sobre os recursos hídricos.

Diante de tais aspectos, se tratando de água, a poluição é definida como a adição de substâncias ou formas de energia capazes de alterar a natureza do corpo de água de tal maneira que possa prejudicar ou até mesmo eliminar formas e espécies naturais ao meio (SCHNEIDER, 2017).

Para Nuvolari (2003), quando os poluentes são lançados nos rios, oriundos de atividades domésticas, agrícolas ou industriais, sem receber um tratamento prévio, dependendo das vazões do poluente e do corpo receptor, podem ocorrer prejuízos à qualidade da água. Andrade (2010) comenta que uma das formas principais de controle desses prejuízos é através do conhecimento da capacidade de autodepuração do corpo hídrico.

A autodepuração dos rios é um processo natural na qual a concentração de efluentes liberados da água é neutralizada. Sperling (1996) entende que a autodepuração é um fenômeno de sucessão ecológica em que mecanismos completamente naturais buscam neutralizar componentes não naturais liberados de forma forçada nos rios.

A autodepuração envolve a degradação da matéria orgânica proveniente da carga poluidora através da ação de microrganismos aeróbios, ou seja, que utilizam o oxigênio em seus processos metabólicos. Assim, durante essa ação microbiológica, há um decréscimo do oxigênio dissolvido presente na água. Dessa forma, a reconstituição do equilíbrio de um corpo hídrico envolve três componentes principais: microrganismos, matéria orgânica e oxigênio dissolvido (ANDRADE, 2010).

Diante de tais aspectos, Sperling (2014) comenta que em termos ecológicos, o maior problema da poluição dos leitos aquosos por material orgânico é a queda nos níveis de oxigênio dissolvido decorrente da respiração de microrganismos que são responsáveis pela autodepuração dos rios.

Conforme Sperling (1996) e Jordão e Pessoa (2014), a autodepuração envolve a associação de processos químicos (oxidação), biológicos (decomposição) e físicos (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica). Neste processo, há um balanço entre as formas de produção e consumo de oxigênio. Como demonstra o Quadro 1, os principais fenômenos relacionados à produção de oxigênio são a fotossíntese e a reaeração atmosférica, enquanto o

consumo de oxigênio se deve a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação e a demanda bentônica.

### Quadro 1- Consumo e produção de oxigênio nos leitos aquosos

Consumo de Oxigênio	Produção de Oxigênio
<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Respiração de microrganismos decompositores no processo de autodepuração;</li> <li>➤ A matéria orgânica em suspensão ou dissolvida acaba sedimentando rumo ao fundo dos rios, formando um lodo de sedimentação;</li> <li>➤ Os processos de transformação da amônia a nitritos (Demanda Nitrogenada) e nitratos ocorrem em especial com nitrogênio na forma amoniacal derivado de esgotos domésticos. Tal processo de oxidação comumente ocorre na presença de bactérias autotróficas quimiossintetizantes que se alimentam principalmente do gás carbônico que é produzido com a demanda bentônica.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Transferência de gases entre o líquido e o gás pela interface. Tal processo acontece quando cursos de água acabam consumindo oxigênio demais para processos de estabilização, gerando um déficit de oxigênio. Esse déficit precisa ser corrigido, logo o meio líquido acaba permitindo maior taxa de absorção de oxigênio através da interface com troca molecular com o meio gasoso.</li> <li>➤ Outro processo extremamente eficiente para produção de oxigênio é através da fotossíntese de seres autotróficos</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Andrade (2010), Sperling (2014) e Trevisan (2011).

Sperling (2014) explica que a matéria orgânica nos esgotos industriais e domésticos se encontra em duas formas distintas: em suspensão e dissolvida. A matéria em suspensão tem a tendência de ser sedimentada no corpo de água. Indicado no quadro 1, a estabilização do lodo de sedimentação ocorre em decorrência de que grande parte da conversão da matéria orgânica superficial depositada no fundo é realizada em condições anaeróbica. Embora a modificação direta do material orgânico seja anaeróbica, a estabilização do lodo só acontece de maneira aeróbica. Além disso, tal conversão acaba gerando uma série de subprodutos que acabam consumindo oxigênio disponível, como metano e amônia. Esse processo é denominado Demanda Bentônica, e é extremamente importante para o cálculo da demanda de oxigênio dissolvido em todo leito aquoso.

Um excelente processo de adição de oxigênio é a fotossíntese de microrganismos aquáticos, como demonstra o Quadro 1. Porém, Sperling (2014) explica que a fotossíntese é inversa a respiração desses microorganismos. Contudo, Andrade (2010) complementa que a fotossíntese acaba sendo considerada o principal processo utilizado por seres autotróficos, mais especificamente organismos clorofilados, principalmente algas. E de maneira geral, tais organismos produzem muito mais síntese do que oxidação. Esse fato acaba gerando sempre um superávit de oxigênio, que acaba permitindo a respiração de diversos tipos de organismos.

## 2.2 MODELAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

A modelagem matemática cada vez mais vem sendo considerada uma ferramenta extremamente importante para a análise de qualidade das águas. Isso porque os modelos matemáticos têm a característica de conseguir englobar processos químicos, físicos, hidrológicos e biológicos. Proporcionando tanto a simulação dos eventos quanto simulação de condições e alternativas de propostas futuras para os leitos aquosos. Destacando-se alguns desses modelos que incluem parâmetros como Oxigênio Dissolvido e Demanda Bioquímica de Oxigênio para avaliação de critérios para qualidade das águas (SANTOS et. al, 2010).

Assim sendo, o próximo tópico será responsável pela introdução de do modelo matemático que está associado ao consumo de oxigênio em um corpo d'água. Porém, torna-se importante comentar o delicado nível de aplicação desse modelo. Isso porque o modelo (Streeter-Phelps - 1925) é restrito a condições aeróbicas de desenvolvimento microbiano de um leito aquoso.

### 2.2.1 Princípios do modelo de Streeter-Phelps

O modelo clássico de Streeter-Phelps de 1925 representa uma das primeiras formulações matemáticas utilizadas para calcular a concentração de oxigênio dissolvido em leitos aquosos (ANDRADE, 2010).

A hipótese básica desse modelo é que a taxa de decomposição da matéria orgânica em um meio aquático ( $L$ ) é proporcional ao índice da matéria orgânica encontrada em um dado instante ( $t$ ), que é igual a um fator de decomposição da matéria multiplicado por um coeficiente de desoxigenação do meio ( $K_1$ ), conforme a equação 1 (TREVISAN, 2011).

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (1)$$

Essa equação acaba demonstrando que a taxa de oxidação da matéria orgânica ( $dL/dt$ ) é proporcional a matéria orgânica remanescente ( $L$ ) em um instante ( $t$ ) de tempo. O que significa que quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente acontecerá o processo de desoxigenação do meio (SPERLING, 2014).

Com a integração da equação 1, obtém-se a equação 2.

$$L = L_o \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (2)$$

Em que  $L$  é a DBO remanescente em um tempo ( $t$ ) qualquer, e  $K_1$  é a DBO remanescente em ( $t=0$ ). Isso acaba significando que o modelo Streeter-Phelps combina processos de reaeração e desoxigenação através do decaimento da matéria orgânica (SANTOS et. al, 2010).

O valor de  $K_1$  depende consideravelmente da temperatura do meio. Isso porque a temperatura tem grande influência do metabolismo de microrganismos, o que afeta a taxa de conversão de matéria orgânica nas águas (SPERLING, 2014). Esta relação empírica entre coeficiente de desoxigenação e temperatura é expressa pela equação 3.

$$K_{1T} = K_{120} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

Onde  $K_{1T}$  é o coeficiente de desoxigenação em uma temperatura qualquer ( $T$ ),  $K_{120}$  é  $K_1$  na temperatura de 20°C e  $\theta$  é o coeficiente de temperatura que usualmente empregado com o valor 1,047 (SPERLING, 2014).

Porém, em termos de consumo de oxigênio, torna-se ainda necessário relacionar a quantificação de DBO exercida ( $y$ ), conforme a equação 4 (ANDRADE, 2010).

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (4)$$

Algo importante a ser comentado diz respeito ao coeficiente de desoxigenação  $K_1$ . Isso porque esse parâmetro depende de diversos fatores, como as características da matéria orgânica, temperatura e presença de substâncias inibidoras. Basicamente os valores médios do coeficiente de desoxigenação são demonstrados na Tabela 1, conforme Sperling (2014).

**Tabela 1 - Valores empíricos para o coeficiente de desoxigenação**

ORIGEM	$K_1$ (dia <sup>-1</sup> )
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
Águas limpas	0,08-0,20

Fonte: Adaptado de Sperling (2014).

Sperling (2014) explica que quando se tem a aplicação da determinação do coeficiente de desoxigenação com os resultados obtidos em análises de leitos aquosos, os resultados podem acabar sendo bem diferentes. Na maioria das situações, a taxa de remoção de oxigênio acaba sendo maior nas garrafas utilizadas na análise de DBO do que no leito aquoso da coleta. Para isso torna-se necessário estabelecer outra variável de extrema importância, o coeficiente de

decomposição  $K_D$ , que representa a decomposição do material orgânico pela biomassa que está suspensa no rio, com seus valores demonstrados na Tabela 2.

**Tabela 2 - Valores comuns para o coeficiente de decomposição**

ORIGEM	$K_D$ (dia <sup>-1</sup> )	
	Rios rasos	Rios profundos
Esgoto bruto concentrado	0,50-1,00	0,35-0,50
Esgoto bruto de baixa concentração	0,40-0,80	0,30-0,35
Efluente primário	0,40-0,80	0,30-0,45
Efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24
Águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20

Fonte: Sperling (2014).

Aragão (2016) demonstra que existem vários métodos para a determinação do coeficiente de  $K_D$  e  $L_0$ . Esses são métodos que normalmente relacionam a taxa de DBO exercida em relação ao tempo de incubação. Dentre os principais métodos matemáticos encontram-se o método gráfico de Thomas de 1975, o método dos mínimos quadrados de Reed e Theriault publicado em 1927 e o método dos momentos de Moore, Thomas e Snow exposto em 1990.

Andrade (2010) informa que juntamente com a reação de reoxigenação do meio, simultaneamente ocorre o consumo de oxigênio dissolvido (equação 5):

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 \cdot D \quad (5)$$

Logo, a cinética de reaeração também é uma reação de primeira ordem. Em que o déficit de oxigênio dissolvido (D) é multiplicado pelo coeficiente de reaeração do meio ( $K_2$ ). E ao integrar-se a equação 5, obtém-se a equação 6 (ANDRADE, 2010).

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (6)$$

E ainda, a equação 7 apresenta uma maneira alternativa da representação do déficit de oxigênio através da concentração de OD (C) em um tempo (t) (SPERLING, 2014).

$$C = C_s - (C_s - C_0) \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (7)$$

De maneira geral, o modelo de Streeter-Phelps é mais sensível aos valores de  $K_2$ . Isso porque corpos de água mais rasos e com maior vazão tendem a apresentarem valores de  $K_2$  mais elevados. A Tabela 3 apresenta os valores empíricos do coeficiente de reaeração em diversos meios, porém, os valores constantes da tabela são na maioria das vezes menores que os obtidos

por outros métodos como  $K_2$  em função das características hidráulicas de um corpo d'água, por exemplo (SPERLING, 2014).

**Tabela 3 - Valores médios empíricos de  $K_2$**

CORPOS DE ÁGUA	$K_2$ (dia <sup>-1</sup> )	
	Profundos	Rasos
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios de baixa Velocidade	0,37	0,46
Grandes rios de velocidade normal	0,46	0,69
Rios com alta velocidade	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Adaptado de Sperling (2014).

Uma equação empírica obtida para o cálculo de  $K_2$  com aplicação entre 0,1 m - 0,6 m e 0,05 m/s - 1,5 m/s foi descrita por Owens et. al (1976) e apresentada por Vendrame (1982) (equação 8).

$$K_2 = 5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85}$$

(8)

### 2.2.2 Legislações relacionadas a oxigênio dissolvido

Conforme Reis, a administração dos recursos hídricos no país está dividida entre municípios, estados e o governo federal. Ainda de acordo com Reis (2009, p.8-9):

O enquadramento dos cursos d'água em classes é um dos instrumentos das Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos, visando estabelecer metas de qualidade para os corpos de água, a fim de assegurar os usos preponderantes estabelecidos. (...) O enquadramento dos cursos de água possibilita compatibilizar os usos múltiplos dos recursos hídricos superficiais, de acordo com a qualidade ambiental pretendida para os mesmos, com o desenvolvimento econômico, auxiliando no planejamento ambiental de bacias hidrográficas e no uso sustentável dos recursos naturais.

O enquadramento dos corpos hídricos, no Brasil, está regulamentado pelas leis, portarias e resoluções indicadas no Quadro 2.

#### Quadro 2 - Leis, portarias e resoluções

Resolução nº 357, de 17 de março de 2005	“Dispõe sobre a classificação dos corpos receptores de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências”.
Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011	“Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA”.

Portaria do nº 518, de 25 de março de 2011	“Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências”.
Lei nº 13.517, de 04 de outubro de 2005	“Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento e estabelece outras providências”.
Lei nº 9.748, de 30 de novembro de 1994	“Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências”.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2005); CONAMA (2011); Brasil (2011); Santa Catarina (2005) e Santa Catarina (1994).

Além disso, alguns parâmetros de classificação das águas estabelecidos pela Resolução nº 357 são descritos detalhadamente na Tabela 4.

**Tabela 4 - Parâmetros de classificação das águas**

Parâmetro	Unidade de medida	Águas Doces - Classes			
		1	2	3	4
Turbidez	UNT	40	100	100	
Potencial Hidrogeniônico (pH)	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Coliformes Termotolerantes	NMO/100mL	200	1000	2500	
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) <sub>5,20</sub>	mg/L	3	5	10	
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	≥6	≥5	≥4	≥2
Nitrogênio Amoniacal total (pH ≤ 7,5)	mgN/L	3,7	8,5	13,3	
Nitrogênio Amoniacal total (7,5 < pH ≤ 8,0)	mgN/L	2	2	5,6	
Nitrogênio Amoniacal total (8,0 < pH ≤ 8,5)	mgN/L	1	1	2,2	
Nitrogênio Amoniacal total (pH ≥ 7,5)	mgN/L	0,5	0,5	1	
Nitrato	mgN/L	10	10	10	
Nitrito	mgN/L	1	1	1	
Fósforo total (ambiente lêncio)	mgN/L	0,02	0,03	0,05	
Fósforo total (ambiente intermediário e tributo direto de ambiente lêntico)	mgN/L	0,025	0,05	0,075	
Fósforo total (ambiente lótico e tributo de ambiente intermediário)	mgN/L	0,1	0,1	0,15	

Fonte: Adaptado de Brasil (2005).

De acordo com a Resolução nº 430 o lançamento de efluentes de fontes poluidoras, poderá ocorrer diretamente nos corpos receptores somente se devidamente tratados, obedecendo às condições, padrões e exigências estabelecidos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. Algumas dessas condições são: pH entre 5 e 9; temperatura inferior a 40°C; materiais sedimentáveis devem ser virtualmente ausentes; DBO<sub>(5, 20°C)</sub> com máximo de 120 mg/L, substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100mg/L; ausência de materiais flutuantes (BRASIL, 2011).

### 3 METODOLOGIA

A pesquisa científica possui diversas classificações, dependendo do tipo de abordagem do problema, do objetivo e da natureza, por exemplo. Logo, essa pesquisa se classifica como método hipotético-dedutivo, pois através da análise de uma amostra específica dos elementos pesquisados, têm-se por hipótese que o modelo analisado é eficiente. Assim, testou-se o mesmo e deduziu-se por matemática, para assim obter sua aplicação no contexto geral. Segundo Diniz e Silva (2008), tal método pressupõe o uso de interferências dedutivas como teste de hipóteses. Através da análise julgam-se as bases teóricas dedutiva aos fenômenos particulares que serão responsáveis por refutar ou reconhecer as teorias em teste.

O nível de pesquisa foi exploratório. Isso porque a pesquisa exploratória tem como principal objetivo proporcionar aumento de familiaridade com o problema proposto. Essa aproximação avançada torna mais fácil a exploração das hipóteses (GERHARDT e SILVEIRA, 2009).

Com relação ao delineamento ou caracterização da pesquisa, a mesma classificou-se como estudo de caso acerca de características físico-químicas do Rio Quilombo na região do município de Quilombo/SC. Segundo Gil (2008), esse delineamento é um estudo empírico que busca investigar um fenômeno dentro do contexto da realidade. O estudo de caso acaba sendo caracterizado pelo estudo profundo e exaustivo de um tema de maneira a permitir o seu conhecimento amplo e detalhado.

Os instrumentos de coleta de dados dessa pesquisa são descritos como livros, artigos e dissertações. Para análise de oxigênio dissolvido os principais parâmetros a necessários são Demanda Bioquímica de Oxigênio que só é possível depois da determinação da Demanda Química de Oxigênio. Logo, a coleta desses dados foi feita utilizando os métodos de ensaio da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1988-1992) em que para DBO utilizou-se a NBR 12614 publicada em 1988 e para DQO a NBR 10357 de 1992. Sendo assim o teste de DBO utilizou o equipamento modelo BOD Hach TM II (respirômetro), com a temperatura padrão de 20°C com sete dias de incubação. As coletas de temperatura e pH foram feitas no locais de maneira cuidadosa, evitando interferências nas medidas para não superestimação dos resultados.

A universo da pesquisa segundo Marconi e Lakatos (2003), é descrita como um conjunto de seres que apresentam ao menos uma característica em comum, portanto, o local alvo desta pesquisa foram todas as Bacias Hidrográfica da região oeste de Santa Catarina.

Porém, tornou-se imensurável uma análise completa do local em questão. De tal característica surgiu a amostragem, que teve o objetivo de representar da melhor forma possível

as características da população. Logo, a amostra desta pesquisa tratou da Bacia Hidrográfica do Rio Quilombo, localizada no município de Quilombo/SC, que desemboca no Rio Chapecó, afluente direto do Rio Uruguai.

O Município de Quilombo, é um município brasileiro, localizado na microrregião Oeste do Estado de Santa Catarina. Possui uma extensão territorial de 279.279 km<sup>2</sup>, e faz divisa com os Municípios de União do Oeste, Coronel Freitas, Marema, Entre Rios, Santiago do Sul, Formosa do Sul e Jardinópolis. Além disso, sua economia é baseada na agricultura. No último levantamento realizado em 2019 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, a população estimada do município é de aproximadamente 9.887 habitantes, sendo em torno de 5.746 pessoas na área urbana e o restante na área rural (IBGE, 2019).

No dia 04 de novembro de 2019, no período da manhã foram realizadas as coletas das amostras de água nos seguintes pontos: a amostra 1 foi coletada próximo a ponte da Linha Consoladora; a amostra 2, próximo a ponte da linha Venturim; a amostra 3 próximo a ponte da Escola de Educação Básica Professora Jurema Savi Milanez; a amostra 4 próximo à Praça Municipal, a amostra 5 próximo ao Cemitério Municipal, e a amostra 6 próximo a ponte da Linha Barra do Quilombo.

A análise de dados pode ser descrita como quanti-qualitativa em decorrência do fato de que se precisou primeiramente realizar uma análise quantitativa a respeito da validade das modelagens analisadas. Após tal verificação, a análise qualitativa foi responsável por determinar o modelo mais adequado para a amostra descrita como alvo, decorrência do fato de que se precisou primeiramente realizar uma análise quantitativa a respeito da validade da modelagem analisada. Após tal verificação, a análise qualitativa foi responsável por determinar se modelo era adequado para a amostra descrita como alvo.

#### **4 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

Como visto anteriormente, a principal consequência da poluição por matéria orgânica em um rio é a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido. E aliado aos modelos matemáticos, essa diminuição está diretamente relacionada com a demanda bioquímica de oxigênio (SPERLING, 2014).

Porém, a utilização da DBO só é possível após a determinação da Demanda Química de Oxigênio, que mede, segundo Mello (2017) a quantidade de oxigênio necessária para oxidação

da parcela orgânica de uma amostra de água que é oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em meio ácido.

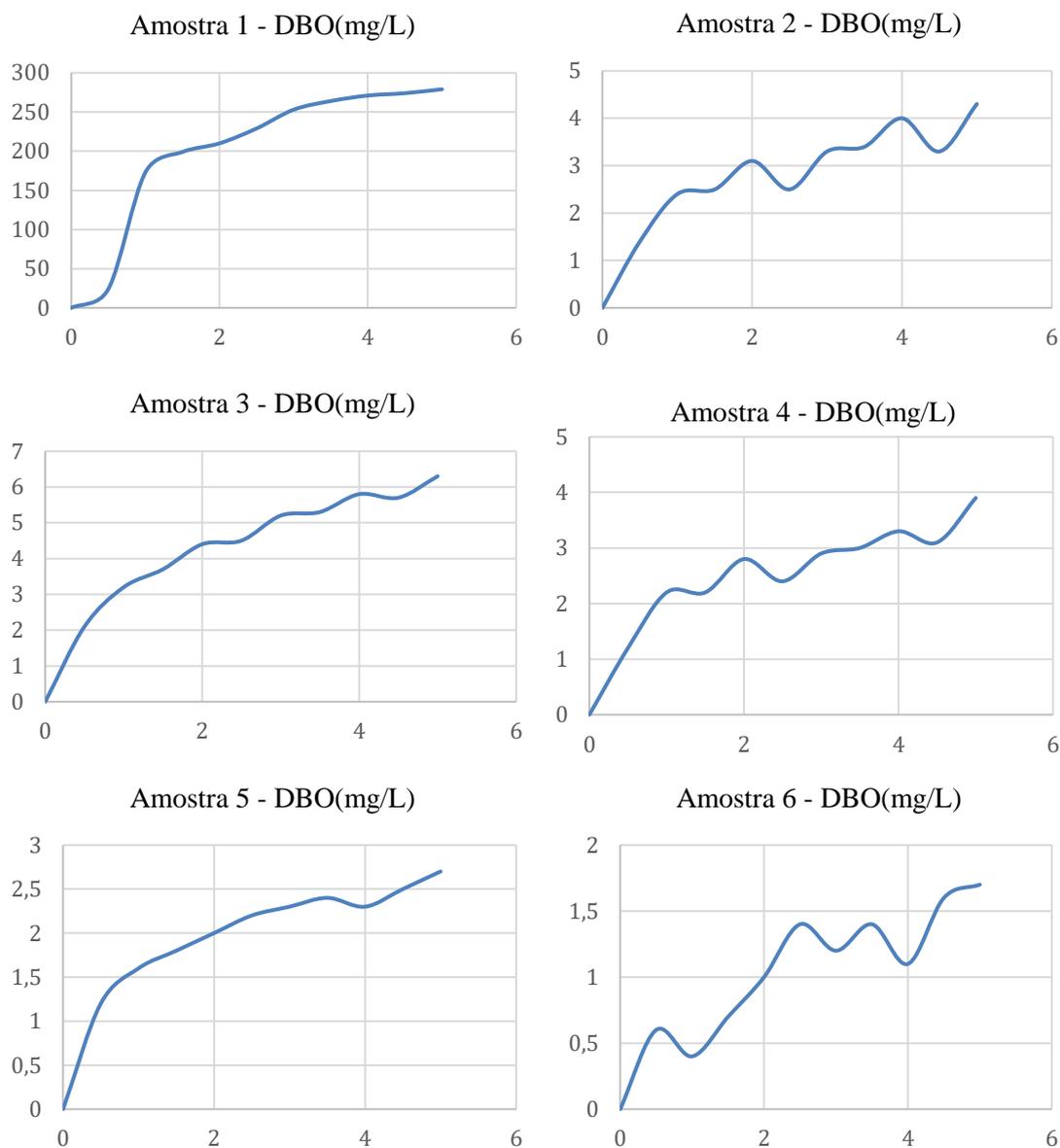
Sendo assim, a DQO analisada levou em consideração qualquer fonte que precise de oxigênio para desenvolvimento, orgânica ou mineral. E por tratar-se de um rio sem a consideração de despejos pontuais de efluentes, a DQO utilizada correspondeu a 350 mg/L, com a utilização de 160 mL de amostra. Esses dados significam que a DBO máxima para a neutralização da matéria orgânica em um período de cinco não passou de 350 mL. Claramente aumento do período de determinação acarretaria na necessidade de uma demanda maior de amostra.

Com esses dados, pode-se determinar os limites do gráfico de DBO vs t. Após cinco dias de incubação, os valores correspondentes de DBO para cada dia foram determinados pelo respirômetro. Sendo assim, com esses valores, foi possível desenvolver os gráficos que representam as curvas de concentração de DBO vs t, para cada uma das 6 amostras, no tempo já especificado, como indicam os gráficos da figura 2.

E assim, tornou-se possível realizar o cálculo do coeficiente de decomposição ( $K_D$ ), que conforme Sperling (2014) é um parâmetro extremamente importante para modelagem de oxigênio dissolvido, juntamente com a DBO remanescente em  $t=0$  com os resultados demonstrados na tabela 5.

Sperling (2014) comenta ainda que o coeficiente  $K_1$  depende consideravelmente das características da matéria orgânica, temperatura e a presença de tipos de substâncias inibidoras. Portanto, a Tabela 1, anteriormente citada demonstra os valores do coeficiente de desoxigenação obtidos em laboratório. Porém, na maioria das vezes, a determinação desse coeficiente acaba proporcionando valores muito diferentes dos valores tabelados, por isso determinou-se o coeficiente de decomposição, com a seguinte comparação com a tabela 2.

Para determinação desse coeficiente, utilizou-se um processo matemático que necessitou dos dados de entrada de DBO exercida nos cinco dias de incubação. Esse método segundo Aragão (2016), foi desenvolvido por Thomas em 1937. E se baseia no somatório dos quadrados das demandas bioquímicas de oxigênio de vários dias. Obtendo os coeficientes de acordo com os gráficos expostos na Figura 1.

**Figura 1 - Representação gráfica da concentração de DBO vs t das amostras.**

Fonte: Dados da pesquisa (2019).

**Tabela 5 – Valores correspondentes de  $K_D$  e  $L_0$** 

Amostra	$K_D$ ( $dia^{-1}$ )	$L_0$ ( $mg/L$ )
1	0,707270	270,0829
2	0,665614	4,164853
3	0,644825	6,323023
4	0,676953	3,670920
5	0,641320	3,659783
6	0,485884	1,688705

Fonte: Dados da pesquisa (2019).

Pode-se perceber que o coeficiente de decomposição é extremamente importante para a determinação da concentração de material orgânico presente em leitos aquosos. E da mesma forma, em decorrência do valor desse coeficiente variar para cada dia de incubação, torna-se necessário comentar que para determinações mais precisas quanto a eficiência de análise do mesmo, uma maior quantidade de análises, com mais dias de incubação, poderia proporcionar o estabelecimento de variáveis e medidas específicas para o rio Quilombo com relação ao modelo de Streeter-Phelps.

Após os cálculos para obtenção do coeficiente  $K_D$  e de  $L_0$ , pode-se definir o coeficiente de desoxigenação e a DBO exercida, o que possibilitou a entrada na equação 4, onde a única variável foi  $(t)$ , que representou os dias de incubação. Esses dados foram necessários para a estimativa do consumo de oxigênio, relacionando a DBO exercida com os dias de incubação, exposto na Figura 1.

Esses valores representam a DBO exercida entre os cinco dias de incubação, pode-se perceber que os valores obtidos estão em um padrão consideravelmente baixo. Isso acontece em decorrência da análise ter sido feita em um leito sem a consideração de um despejo pontual de efluente.

No passo seguinte estimou-se o valor do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) em função das características hidráulicas do rio Quilombo - SC. A importância desse coeficiente é derivada do fato de que, segundo Sperling (2014), o modelo de Streeter-Phelps é usualmente muito sensível a  $K_2$ . E como considerou-se que a desoxigenação e a reaeração são as únicas variáveis no balanço de oxigênio dissolvido, a determinação dos coeficientes tanto de desoxigenação, quando de reaeração, são de extrema importância.

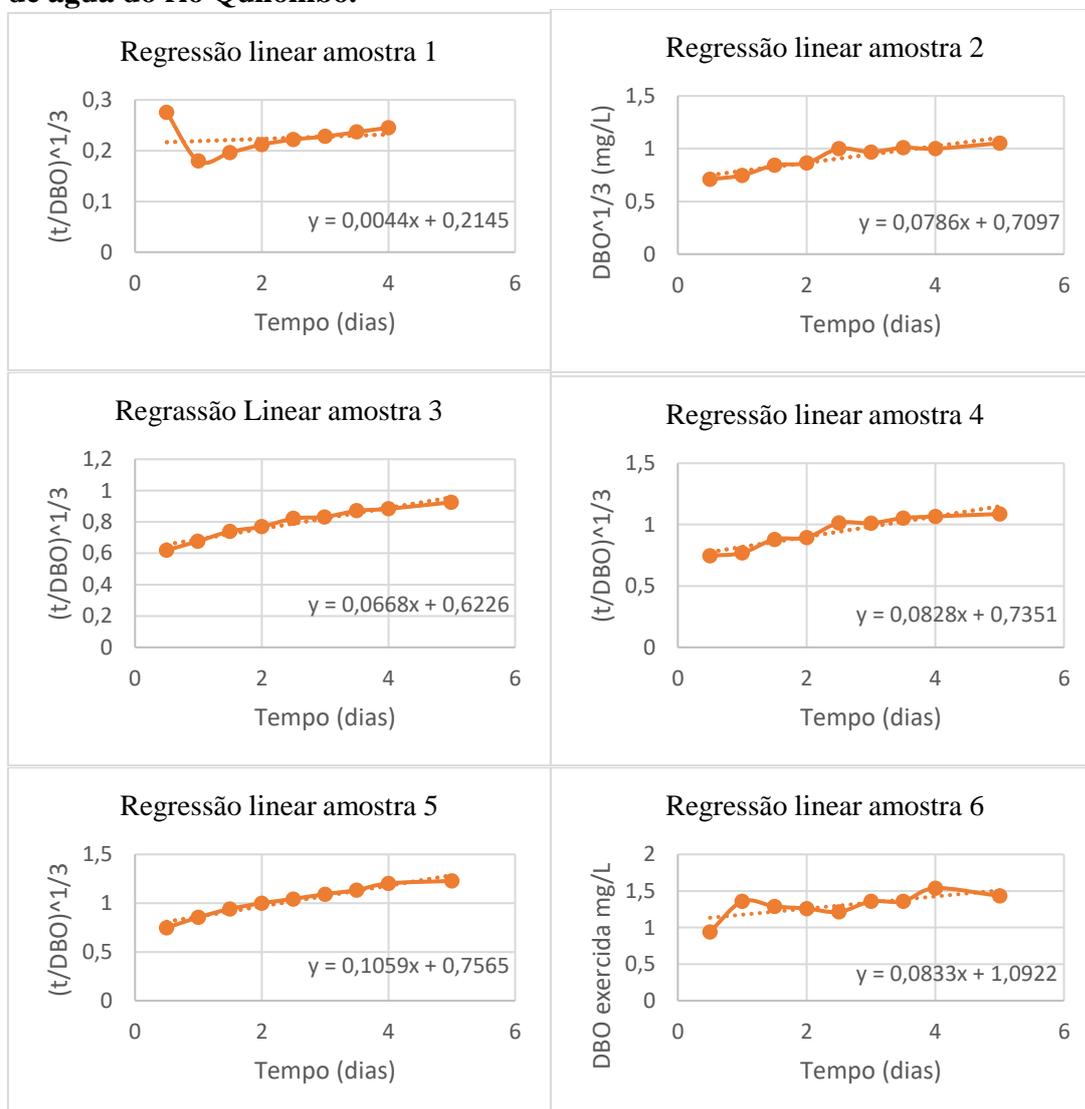
Para o cálculo do coeficiente de reaeração, tornou-se necessário estimar valores de altura e velocidade do rio Quilombo. Por tratar-se de um rio com dimensões pequenas, a velocidade foi determinada como 0,3 m/s com uma altura aproximada de 0,4 m.

Aplicando os valores, na equação segundo a metodologia de Owens et. al (1976) fornecida por Vendrame (1982), obteve-se um coeficiente de reaeração de 12,886534. Esse resultado acaba demonstrando que corpos de águas com alturas menores acabam tendo maiores coeficientes de reaeração.

Vendrame (1982) explica que na reaeração de rios, a taxa de absorção de oxigênio precisa ser igual ao déficit de oxigênio a uma temperatura estimada. Isso significa que juntamente com os valores de oxigênio dissolvido, valores como a profundidade, largura, declive, velocidade, temperatura, coeficiente de dispersão e coeficiente de difusão molecular

acabam por influenciar consideravelmente no processo de estabelecimento de equilíbrio de oxigênio dissolvido em rios.

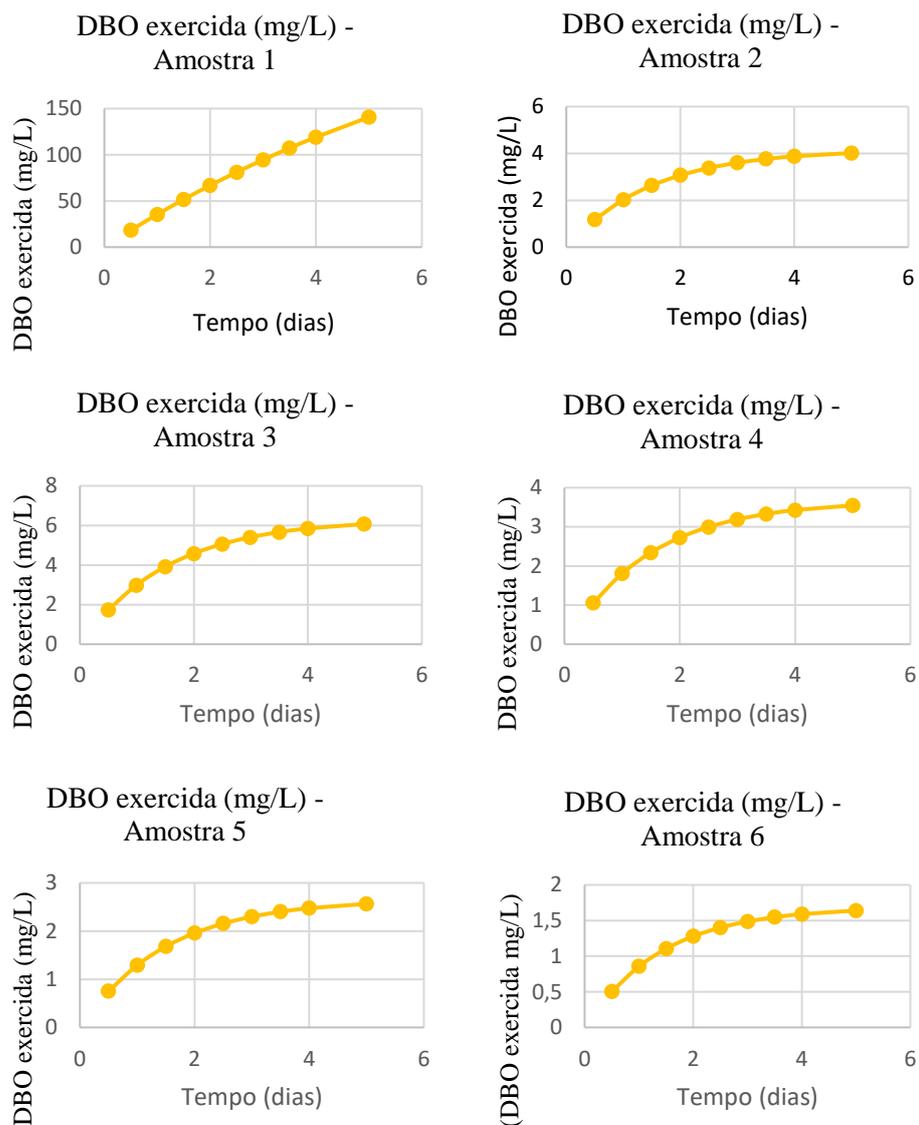
**Figura 2 - Equações das retas encontradas pela análise de regressão linear das amostras de água do rio Quilombo.**



Fonte: Dados da pesquisa (2019).

Com os resultados obtidos, pode-se perceber que, como explica Vendrame (1982), a desoxigenação é diretamente derivada da quantidade de material orgânico presente em um curso de água. Essa reação faz parte de um ciclo biológico natural, mas quando quantidades muito grandes de matéria orgânica são despejadas nos leitos estabilizados, o nível de produção de oxigênio acaba não sendo suficiente para se igualar ao nível de consumo necessário para a estabilização desse material orgânico.

**Figura 3 – Progressão do consumo de oxigênio em cinco dias de incubação**



Fonte: Dados da pesquisa (2019).

O processo responsável pela introdução de oxigênio é a reaeração, em que se tem uma constante troca de camadas superficiais por camadas mais profundas do rio. Essa troca acaba gerando um regime turbulento, além de difusão molecular. Essas duas características acabam sendo responsáveis pelo equilíbrio. E da mesma forma, o cálculo desse regime e difusão é muito facilitado com a determinação do coeficiente de reaeração (VENDRAME, 1982).

O resultado com maior valor obtido de coeficiente de decomposição foi a amostra 1, coletada perto da ponte da Linha Consoladora. Com resultados extremamente elevados, tornou-se necessário o estabelecimento de duas hipóteses: contaminação das amostras e despejos de resíduos orgânicos próximo ao local da coleta. Porém, por se tratar de uma região rural localizada próxima a meio de criações de animais, o valor não é algo anormal.

Os resultados obtidos quanto ao coeficiente de decomposição que precisa ser maior ou igual ao coeficiente de desoxigenação estão entre 0,4 dia<sup>-1</sup> e 0,7 dia<sup>-1</sup>, o que acaba demonstrando que o rio Quilombo é um curso que recebe efluente primário diretamente. Esse dado é bastante preocupante, porém, já previsível. Esse rio acaba sendo o destino de despejos de esgoto doméstico de uma porcentagem considerável da população local. Nagalli e Nemes (2009) comentam que essa liberação de poluentes pela população acaba sendo também uma grande influência na concentração de oxigênio dissolvido.

Atualmente, os maiores riscos ambientais estão relacionados a acidentes e destruições causados pelos abusos humanos, logo, todo processo produtivo precisa aproveitar de maneira eficiente a matéria prima e impedir a contaminação do meio ambiente. Cremasco (2015) explica que povos que exploraram de maneira irresponsável os recursos naturais optam ao colapso. Isso porque uma sociedade com o comportamento irracional que não mede as consequências de seus atos pode resultar em impactos desastrosos à sociedade tanto social quanto ambiental.

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Considerando o objetivo geral da pesquisa que foi analisar os parâmetros de determinação de oxigênio dissolvido através do modelo matemático de Streeter-Phelps. Pode-se perceber que para a determinação da concentração de oxigênio dissolvido, vários parâmetros indiretos podem ser utilizados com essa finalidade. O principal parâmetro que está aliado ao modelo de Streeter-Phelps diz respeito a Demanda Bioquímica de Oxigênio. Esse modelo matemático propiciou o cálculo da carga de DBO no Rio Quilombo em diferentes pontos de coleta.

Em relação aos objetivos específicos, o primeiro foi realizar coletas de amostras de água no Rio Quilombo do município de Quilombo/SC e fazer análises físico-químicas. Para esse fim, foram realizadas coletas de água em diversos pontos, com a seguinte análise da Demanda Química de Oxigênio e Demanda Bioquímica de Oxigênio. A determinação desses componentes acabou demonstrando que a maior parte de material orgânico durante um período de incubação de cinco dias não se encontrava estabilizada, isso porque os gráficos obtidos ainda estavam em fase de desenvolvimento. Se a análise de DBO fosse realizada com um maior período de incubação, resultados mais precisos seriam obtidos.

O estudo do segundo objetivo específico evidenciou realizar a aplicação do modelo matemático clássico de Streeter-Phelps desenvolvido em 1925, com a determinação das constantes de desoxigenação e reaeração. Sendo assim, após o término da análise de DBO, os

resultados foram aplicados no modelo matemático selecionado para determinação dos coeficientes de decomposição e reaeração. Esses resultados acabaram expondo que o rio Quilombo apresenta valores elevados do coeficiente de decomposição em todas as amostras coletadas. O que acaba sendo bastante preocupante, uma vez que uma porcentagem considerável da população local acaba por liberar, muitas vezes diretamente, esgoto doméstico no leito do rio. Essa contaminação acaba por influenciar na concentração de oxigênio dissolvido em águas, e de maneira direta acaba afetando o equilíbrio natural desse rio. Da mesma forma o coeficiente de reaeração demonstrou-se elevado, em consequência desse leito possuir características hidráulicas pequenas. Sendo assim, por tratar-se de um local pequeno, a liberação de poluentes afeta de maneira mais concentrada o equilíbrio do meio.

O terceiro e último objetivo específico foi comparar com a legislação vigente se os resultados estão de acordo com as especificações propostas por lei. Na análise desse objetivo específico pode-se perceber que o Rio Quilombo se enquadrou em um curso de água que recebe efluente primário no leito. Esse resultado precisa ser considerado preocupante, uma vez que esse leito acaba por passar dentro de uma cidade e desemboca no Rio Chapecó, que é a principal fonte de abastecimento de água para a população. A liberação imprudente de componentes orgânicos nesse leito tem diversas consequências a vida aquática e até mesmo a saúde humana. Sendo assim, segundo Cremasco (2015), a preocupação ambiental deve estar presente em todos os processos tecnológicos, assim como a responsabilidade social e ambiental, que devem estar inseridas em todas as estratégias empresariais e sociais.

Com a realização desse artigo foi possível a percepção de que a determinação de padrões de oxigênio dissolvido em águas acaba sendo um processo complexo e de extrema importância para questões ambientais. Os padrões de DQO e DBO são utilizados frequentemente em estações de tratamento de efluentes para a determinação da quantidade de oxigênio presente em águas e análise da necessidade ou não de tratamentos mais severos em leitos aquosos. Da mesma forma, os padrões elevados de coeficiente de desoxigenação e reaeração no rio Quilombo demonstraram que esse leito possui menores concentrações de oxigênio dissolvido. Esses resultados demonstram a necessidade de análises mais apuradas para a determinação de parâmetros de qualidade dessa água, uma vez que possivelmente esse rio encontra-se com maiores concentrações de material orgânico.

Aliado a isso, como propostas de pesquisas futuras, sugere-se análises mais complexas com relação a qualidade da água do rio. Isso porque a determinação somente de DQO e DBO não são suficientes para o estabelecimento de valores precisos quanto a qualidade da água de

um rio. Para o cálculo da reaeração do rio, seria de extrema importância a determinação de novas análises, juntamente com a determinação direta de oxigênio dissolvido.

## REFERÊNCIAS

ANDRADE, Larice N. **Autodepuração Dos Corpos d'água**. Revista da biblioteca: São Paulo, 2010.

ARAGÃO, Pedro E. A. **Análise sobre métodos de estimativa de parâmetros cinéticos em ensaio de degradação de matéria orgânica**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2016. Disponível em: <[http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/22566/1/2016\\_dis\\_pearag%C3%A3o.pdf](http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/22566/1/2016_dis_pearag%C3%A3o.pdf)>. Acesso em: out. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10357**: águas: determinação da demanda química de oxigênio (DQO): método de refluxo aberto, refluxo fechado: titulométrico e refluxo fechado: colorimétrico. Rio de Janeiro, 1988.

\_\_\_\_\_. **NBR 12614**: águas: determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO): método de incubação (20°C, cinco dias). Rio de Janeiro, 1992.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Condições e padrões de lançamento de efluentes complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Publicada no DOU nº 53, de 18 de março de 2005.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Publicada no DOU nº 92, de 16 de maio de 2011.

CREMASCO, Marco A. **Vale a pena estudar Engenharia Química**. 2015. 3ª ed. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 2015.

CUNHA, Cynara L. N. e FERREIRA, Aldo P. **Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais**. Rio de Janeiro: Cad. Saúde Pública, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v22n8/20.pdf>>. Acesso em: out. 2019.

DINIZ, Célia R. e DA SILVA, Iolanda B. **Metodologia científica**. 21º ed. Natal: UEPB/UFRN - EDUEP, 2008. Disponível em: <[http://www.ead.uepb.edu.br/ava/arquivos/cursos/geografia/metodologia\\_cientifica/Met\\_Cie\\_A04\\_M\\_WEB\\_310708.pdf](http://www.ead.uepb.edu.br/ava/arquivos/cursos/geografia/metodologia_cientifica/Met_Cie_A04_M_WEB_310708.pdf)>. Acesso em: out. 2019.

FIORUCCI, A. G.; FILHO, E. B. **A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquático.** 2005. Disponível em: <<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>>. Acesso em: out. 2019.

GERHATDT, Tatiana E. e SILVEIRA, Denise T. **Métodos de pesquisa.** Universidade Aberta do Brasil – UAB/UFRGS e Curso de Graduação Tecnológica – Planejamento e Gestão para o Desenvolvimento Rural da SEAD/UFRGS. – Porto Alegre: UFRGS, 2009. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/cursopgdr/downloadsSerie/derad005.pdf>>. Acesso em: out, 2019.

GIL, Antonio C. **Métodos e técnicas de pesquisa social.** 6º ed. ATLAS: São Paulo, 2008. Disponível em: <<https://ayanrafael.files.wordpress.com/2011/08/gil-a-c-mc3a9todos-e-tc3a9cnicas-de-pesquisa-social.pdf>>. Acesso em: out, 2019.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Saiba mais no portal Cidades: Quilombo SC.** 2019. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/quilombo/panorama>>. Acesso em: out. 2019.

JORDÃO, E. J. e PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 7 ed. São Paulo: ABES, 2014.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá.** 2001. 206 F. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

MARCONI, Mariana de A e LAKATOS, Eva M. **Fundamentos de metodologia científica.** 5º ed. ATLAS: São Paulo, 2003.

MELLO, Edson J. R. **Tratamento de esgoto sanitário: avaliação da estação de tratamento de esgoto do Bairro Novo Horizonte na cidade de Araguari-MG.** Uberlândia: UNIMINAS, 2017. Disponível em: <[http://www.saearaguari.com.br/desenv/downloads/tratamento\\_esgoto\\_-\\_ETE\\_compacta.pdf](http://www.saearaguari.com.br/desenv/downloads/tratamento_esgoto_-_ETE_compacta.pdf)>. Acesso em nov. 2019.

NAGALLLI, André e NEMES, Priscila D. **Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos.** Curitiba-PR: Rev. Acadêmica, Ciência Agrária Ambiental, 2009. Disponível em: <<https://periodicos.pucpr.br/index.php/cienciaanimal/article/view/9840/9303>>. Acesso em nov. 2019.

NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto sanitário - Coleta transporte tratamento e reúso agrícola.** São Paulo: Blucher, 2003.

REIS, José S. A. **Modelagem matemática da qualidade de água para o Alto Rio das Velhas-MG.** Ouro Preto-MG: UFOP, 2009. Disponível em: <[https://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/2221/1/DISSERTA%20C3%87%C3%83O\\_ModelagemMatem%20C3%A1ticaQualidade.pdf](https://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/2221/1/DISSERTA%20C3%87%C3%83O_ModelagemMatem%20C3%A1ticaQualidade.pdf)>. Acesso em nov. 2019.

SANTA CATARINA (Estado). **Lei nº 9.748, de 30 de novembro de 1994.** Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 13.517, de 04 de outubro de 2005.** Política Estadual de Saneamento e estabelece outras providências.

SANTOS, A. *et. al.* **AD'água 2.0 Sistema de simulação da autodepuração dos cursos d'água: manual do usuário.** CAUFES: Alegre-ES: 2010.

SANTOS, R. F. **Planejamento ambiental: teoria e prática.** São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SCHENEIDER, J. A. **Simulação e avaliação da qualidade de águas em rios: estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Forqueta, RS.** Centro Universitário UNIVATES. Lajeado, 2017.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

\_\_\_\_\_. **Estudos e modelagem da qualidade da água dos rios.** 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

TREVISAN, A. B. **Estudo e modelagem da qualidade do rio Papaquara.** Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/95444/301175.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: out. 2019.

VENDRAME, Iria F. **Determinação experimental do coeficiente de reaeração, em rios e canais abertos, com o emprego de traçadores.** Rio de Janeiro, UFRJ, 1982. Disponível em: <<https://pantheon.ufrj.br/bitstream/11422/3241/1/157870.pdf>>. Acesso em: nov. 2019.