OCTÁVIO SILVA DINIZ

AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS: UMA REVISÃO

LAVRAS-MG

2021

OCTÁVIO SILVA DINIZ

AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS: UMA REVISÃO

Monografia apresenta à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos

LAVRAS-MG

2021

OCTÁVIO SILVA DINIZ

AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS: UMA REVISÃO
SELF-PURIFICATION WATER BODIES: A REVIEW

Monografia apresenta à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

APROVADA EM 28 JANEIRO DE 2021.

Dr. MATEUS PIMENTEL DE MATOS UFLA

Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos

Orientador

LAVRAS-MG

2021

Aos meus pais Martinho e Norma, meu irmão e cunhada pelo amor e apoio incondicional, por fazer de tudo para que essa etapa fosse concluída.
Aos meus familiares por todo apoio!!!

Dedicatória

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me dado saúde, sabedoria para que pudesse chegar ao fim dessa caminhada de extrema importância para mim e para os meus pais.

Aos meus pais Martinho e Norma por todo apoio durante a graduação, com orações, amor, e dedicação para me dar todo o suporte.

Ao meu irmão Afrânio e sua esposa Marianne pelo carinho, torcida. Meus avós sempre tão preocupados com minhas viagens e se estava passando bem, minha namorada que mesmo de longe sempre me apoiou até mesmo nos momentos mais difíceis.

Ao Departamento de Engenharia Ambiental, em especial ao meu orientador, professor Mateus Matos por aceitar a orientação deste trabalho, por toda ajuda, paciência e disponibilidade para conclusão do mesmo e a todos os membros da banca.

A todos os moradores da gloriosa República Pé Sujo, onde vivi todos estes anos, onde pude ter um grande crescimento pessoal e onde eu criei vários irmãos para toda vida.

A todos amigos da graduação e amigos de infância pelo apoio torcida e por tornar mais fácil e divertido esses anos de faculdade.

À minha família por sempre estar tão presente e dar todo o apoio!!!

RESUMO

Ao mesmo tempo em que cresce a demanda de água, as diferentes atividades antrópicas têm causado redução da disponibilidade do recurso hídrico (do ponto de vista qualitativo e quantitativo), criando conflitos pelo uso de água. Com o lançamento de despejos, por exemplo, o curso d'água pode apresentar características indesejáveis para a comunidade aquática e para uso humano por um longo trecho, sendo essa condição dependente da capacidade de autodepuração do corpo receptor. O conhecimento da dinâmica de poluentes em um curso d'água é essencial para planejamento e gestão de recursos hídricos. Dessa forma, com a realização do presente trabalho objetivou-se realizar uma revisão sobre os fatores de influência na autodepuração dos rios e os modelos utilizados para simulação da dinâmica de contaminantes no curso d'água. Fazendo uma pesquisa bibliográfica em artigos nacionais e internacionais, dissertações e teses, presentes em instituições de ensino e nas principais bases indexadoras, discutiu-se sobre o tema. Com base no levantamento realizado, observou-se que a capacidade de autodepuração de um curso d'água depende das características do próprio ambiente aquático, da água residuária lançada e de fatores ambientais, havendo trechos e períodos do ano mais críticos para corpos receptores. Assim sendo, é de fundamental importância a participação e a colaboração de geradores de águas residuárias e poluição difusa; dos componentes dos sistemas estaduais e federais de meio ambiente; dos comitês de bacia; e das instituições de ensino e da população em geral, visando resguardar a qualidade ambiental e favorecer a autodepuração dos cursos d'água.

Palavras-Chave: Modelagem Matemática de Autodepuração; Oxigênio Dissolvido; Demanda Bioquímica de Oxigênio; Desoxigenação; Reaeração.

ABSTRACT

At the same time that the demand of water grows, the different anthropic activities have reduced the availability of water resources (from a qualitative a quantitative point of view), creating conflicts over water use. With the launch of evictions, for example, the watercourse can present undesirable characteristics for the aquatic community and for human use for a long stretch, this condition being dependent on the self-purification ability of the receiving body. Knowledge of the dynamics of pollutants in a watercourse is essential for planning and managing water resources. Like this, with the development of this job the objective was to realize a review on the influencing factors in the self-purification of rivers and the models used for the simulate the dynamics of contaminants in the watercourse. Doing a bibliographic research on national and international articles, dissertations and theses, present in the educational institutions and in the main indexing bases, the topic was discussed. Based on the survey, it was observed that the self-purification capacity of a watercourse depends on the characteristics of the aquatic environmental wastewater released and environmental factors, with stretches and periods of the year more critical for receiving bodies. Therefore, the participation and collaboration of generators of wastewater and diffuse pollution is of fundamentals important; components of state and federal environmental systems; the rivers basin committees; and educational institutions and the population in general, aiming to safeguard environmental quality and favor self-purification of watercourses.

Keywords: Mathematical modeling of self-purification; Dissolved oxygen; Biochemical oxygen demand; Deoxygenation; Reaction.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores típicos de DBO e DQO encontradas em diferentes águas residuárias. 18
Tabela 2. Padrões de lançamento de águas residuárias nas esferas estadual de Minas Gerais e federal. 18
Tabela 3. Valores típicos de K_2 à 20° C 25
Tabela 4. Valores do coeficiente K_2, baseados em dados hidráulicos.....25

LISTA DE FIGURAS

Figure 1 . Principais zonas de autodepuração em um corpo d'água. 15
Figure 2 . DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo 20

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 11
2. METODOLOGIA 12
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 13
3.1. Poluição dos Corpos Hídricos 13
3.2. Autodepuração de Corpos Hídricos 14
3.3. Modelos Matemáticos para Estimativa da Autodepuração 15
3.3.1. Modelo de Streeter & Phelps 16
3.3.1.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) 17
3.3.1.2. Cinética de Desoxigenação 19
3.3.1.3. Oxigênio Dissolvido 22
3.3.1.4. Cinética de Reaeração 23
3.4. Modelo QUAL-UFMG 27
3.5. Legislação 28
4. CONCLUSÕES 30
REFERÊNCIAS 31

1. INTRODUÇÃO

Com o desenvolvimento socioeconômico e o crescimento populacional, há aumento da demanda de água de qualidade para a população, ao mesmo tempo em que diferentes atividades antrópicas impactam os mananciais de abastecimento (BUENO; GALBIATTI; BORGES, 2005; MCKNIGHT et al., 2012; SALLA et al., 2013; SULIS; SECHI, 2013; YENILMEZ; AKSOY, 2013; ZHANG et al., 2011). Consequentemente, crescem as regiões e países em que há déficit hídrico, seja no aspecto qualitativo ou quantitativo de disponibilidade de água.

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apenas 49,1% do esgoto produzido é tratado (BRASIL, 2019), implicando em lançamento de elevadas cargas de poluentes nos corpos hídricos, com consequências ambientais, econômicas e na saúde humana (SILVA; FARIA; MOURA, 2017). Além dos despejos domésticos, a disposição inadequada de efluentes industriais e resíduos sólidos, além do mau uso e conservação do solo também afetam a disponibilidade de água de qualidade (SILVA; FARIA; MOURA, 2017).

Após a introdução de contaminantes em um corpo d'água, ocorre diluição desses na massa líquida, além de reações físicas, químicas e biológicas. Dependendo da carga (concentração e vazão) e das condições do corpo receptor, pode haver redução crítica da concentração de oxigênio (OD), acúmulo de substâncias (e patógenos) em valores tóxicos aos organismos, afetando a composição do ecossistema aquático e resultando em riscos à população (SISINNO; OLIVEIRA-FILHO, 2013). Esses mesmos fatores somados às variáveis meteorológicas também refletem na persistência dos impactos e na capacidade de autodepuração do curso d'água (DEMARS; MANSON, 2013; VAGNETTI et al., 2003). Segundo von Sperling (2014), a autodepuração é a capacidade de um rio de voltar ao seu estado natural (ou próxima dessa condição) em uma determinada distância, variando de acordo com suas características e as dos despejos.

Assim, o conhecimento da dinâmica de poluentes em um curso d'água é importante para planejamento e gestão de recursos hídricos, podendo ser utilizado para definição dos padrões para lançamento (eficiência mínima e concentração máxima) de águas residuárias; critérios de outorga de captação e de diluição de despejos (Resolução CONAMA 140/2012); cobranças de uso da água; permissão de lançamento de efluentes; escolha de pontos de captação de água; avaliação de impactos ambientais e da qualidade de água; além de responsabilização por danos (BRITO, 2019; ROMEIRO, 2003). Dada a relevância da avaliação da resiliência do curso d'água, surgiram modelos matemáticos de autodepuração, permitindo a simulação dos impactos dos despejos.

Na década de 1920, foram desenvolvidos os primeiros modelos que relacionavam a alteração da qualidade de água com o lançamento de despejos. No mesmo período, os pesquisadores Streeter e Phelps (1925) estabeleceram os modelos matemáticos da curva de depleção de oxigênio dissolvido e reaeração, equações utilizadas até hoje para os estudos na área da engenharia de recursos hídricos e ambientais (VON SPERLING, 2014b) e que serviram de base para os mais novos modelos. Nos modelos são inseridas diferentes variáveis que, por sua vez, dependem das condições do curso d'água (e do trecho avaliado), meteorológicas e das características da água residuária lançada. Assim, o entendimento dos fatores de influência é de grande importância para a utilização da ferramenta por pesquisadores, órgãos ambientais e comitês de bacia.

Dessa forma, com a realização do presente trabalho objetivou-se realizar uma revisão sobre os fatores de influência na autodepuração dos rios e os modelos utilizados para simulação da dinâmica de contaminantes no curso d'água.

2. METODOLOGIA

Essa pesquisa trata-se de um estudo de revisão de literatura do tipo explicativa e uma abordagem qualitativa, buscando compreender as características dos rios e as variáveis que influenciam na autodepuração do mesmo. Procurou-se discutir os modelos matemáticos utilizados nas pesquisas, a determinação de variáveis e os fatores que influenciam quanto na poluição, quanto na recuperação dos recursos hídricos.

O estudo foi realizado por meio de uma revisão bibliográfica, onde foram levantados artigos nacionais e internacionais, dissertações e teses, publicados em periódicos como Google Scholar, Periódicos Capes, Locus UFV, Repositório UFMG, com a utilização das seguintes palavras-chave: autodepuração; modelagem matemática de autodepuração; poluição hídrica; coeficiente de desoxigenação; coeficiente de reaeração; concentração de saturação. Na definição das referências bibliográficas utilizadas, foi dada preferências aos trabalhos mais recentes e publicações mais relevantes, chegando ao número de 34 publicações utilizadas no presente estudo.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Poluição dos Corpos Hídricos

Um dos grandes problemas da contaminação hídrica na sociedade atual é o lançamento de águas residuárias domésticas e industriais sem o devido tratamento, podendo resultar em alteração da qualidade da água e também em impactos ao ecossistema (SILVA; FARIA; MOURA, 2017). Dentre os contaminantes presentes em elevadas concentrações nesses despejos, pode-se citar a matéria orgânica que pode: (i) levar à depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD); (ii) estar associada a diferentes elementos químicos, que são mineralizados e disponibilizados no ambiente aquático; (iii) servir como proteção e alimento para microrganismos patogênicos, aumentando a persistência desses no ambiente aquático (VON SPERLING, 2014b).

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apenas 110,3 milhões de habitantes (54,1%) tem o seu esgoto coletado e somente 49,1% do esgoto produzido é tratado (BRASIL, 2019), implicando em lançamento de elevadas cargas de poluentes nos corpos hídricos, com consequências ambientais, econômicas e na saúde humana (COLIN BAIRD; MICHAEL CANN, 2008). Em 2013, com base nos dados coletados e apresentados no Atlas de Saneamento, estimou-se, com base na eficiência do tratamento existente, que 60,5% da carga da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), variável indicativa da presença de matéria orgânica (e do consumo de OD), eram lançados no curso d'água (BRASIL, 2017). Ainda que tenha havido uma melhora de 2013 à 2018, passando de 43,5% do esgoto tratado para 49,1%, observa-se que ainda é uma condição crítica.

A concentração de OD é um dos principais indicadores de contaminação da água, como se pode observar pelo peso dado no Índice de Qualidade de Água (IQA) (FERREIRA et al., 2015), dada a sua importância para manutenção do equilíbrio biológico e estético no meio aquático (BORSUK; STOW, 2000). Essa variável, por sua vez, é dependente da gestão das atividades antrópicas na bacia hidrográfica, como uso e conservação da água e de solo, lançamento de cargas difusas e pontuais; das características relativas ao curso d'água e das condições ambientais (BATISTA et al., 2017). Dependendo desses fatores, um despejo pode resultar em redução crítica da concentração de OD ou em rápida recuperação do rio, estando relacionado à capacidade de autodepuração do curso d'água, cujo fenômeno está associado ao

reestabelecimento do equilíbrio aquático após o distúrbio provocado pelo lançamento indevido de efluentes (ALMEIDA JUNIOR, 2017).

3.2. Autodepuração de Corpos Hídricos

A dinâmica de poluentes e a autodepuração de um curso d'água podem ser divididas em quatro diferentes zonas, em escala longitudinal de tempo e espaço (distantes do ponto de despejo – Figura 1). A primeira, denominada **Zona de Águas Limpas** é relativa ao trecho do ambiente aquático antes do distúrbio (à montante), caracterizando pela alta concentração de OD e pela baixa concentração de poluentes (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014a).

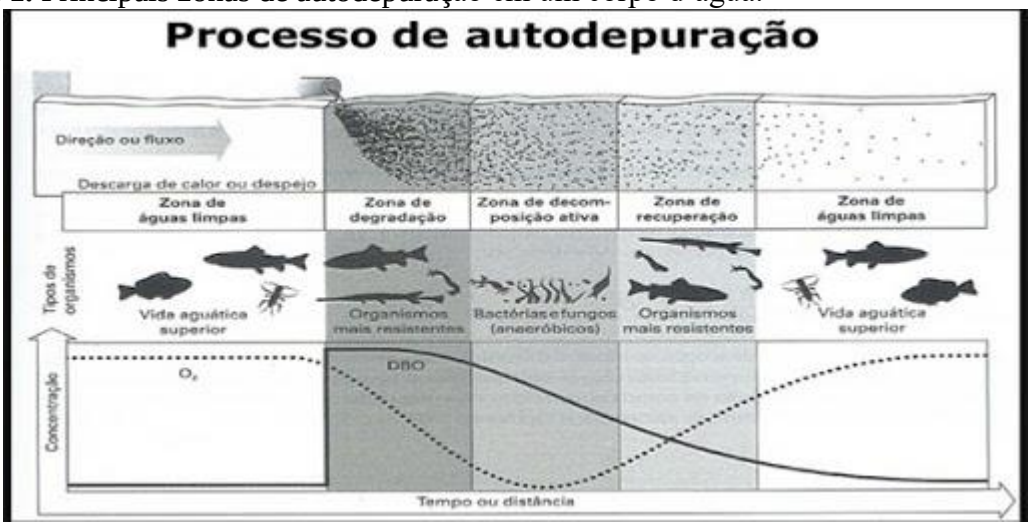
Após o lançamento de uma água residuária com fração de matéria orgânica biodegradável, ocorre aumento da atividade de microrganismos aeróbios, que utilizam do OD para metabolizar o substrato disponível, gerando energia e gás carbônico. Como consequência, pode haver grande depleção dos níveis de O_2, dificultando a sobrevivência dos organismos menos resistentes; aumento da concentração de CO_2 nas águas, com abaixamento do pH; formação de lodo de fundo; aumento da turbidez, reduzindo a introdução de luz e a capacidade fotossintética; e aparecimento de condições anaeróbias, com produção de H_2S (gás sulfídrico) de potencial gerador de maus odores. Essa região é denominada **Zona de Degradação** (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014a).

A **Zona de Decomposição Ativa** se caracteriza pelo trecho do curso d'água onde são detectáveis os principais reflexos do impacto ambiental, tendo redução do IQA, menores concentrações de OD e diminuição da diversidade de organismos que compõem a comunidade aquática, tendo predominância por fungos e bactérias. Na **Zona de Recuperação**, por sua vez, observa-se o início da melhora da qualidade do curso d'água, pois a maior parcela da matéria orgânica biodegradável já foi degradada, havendo redução da demanda de oxigênio; há diminuição da turbidez, propiciando a realização de fotossíntese pelas algas; ocorrem também maiores trocas gasosas e introdução de oxigênio atmosférico. Por conseguinte, há início da recuperação da vida aquática, com aumento da diversidade de organismos. Por fim, regressa-se às condições da **Zona de Águas Limpas**, tendo então a completa autodepuração do curso d'água (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014a).

Importante ressaltar que a dinâmica descrita leva em conta a condição que ocorreria entre despejos pontuais em um trecho do curso d'água. No entanto, na prática, a condição observada é diferente, o que prejudica a manutenção a qualidade ambiental dos rios e outras fontes de águas superficiais. Há, por exemplo, contribuições de outras fontes pontuais ao longo

do trecho de recuperação do curso d'água, havendo reinícios das zonas de degradação e decomposição ativa. Da mesma forma, ocorrem aportes de contaminantes por fontes difusas, além do mau uso e conservação do solo ao redor do curso d'água, como a retirada da mata ciliar e processos erosivos, o que também dificultam o processo de autodepuração. Por fim, dada a elevada deterioração dos mananciais de águas superficiais, a condição de **Zona de Águas Limpas** é cada vez menos encontrada, tornando ainda mais crítico o despejo de fontes de contaminantes (BRAGA et al., 2005; VON SPERLING, 2014a).

Figure 1. Principais zonas de autodepuração em um corpo d'água.



Fonte: Braga et al., 2005.

3.3. Modelos Matemáticos para Estimativa da Autodepuração

Como há a dependência de vários fatores, cada corpo hídrico (e seus trechos) apresenta diferentes graus de resistência (não ser afetado) e resiliência (de retornar às condições iniciais) em resposta a um impacto ambiental de mesma magnitude, torna-se essencial a realização de estudos específicos para avaliação dessa capacidade de autodepuração de determinado curso d'água (VON SPERLING, 2014b). Assim, o estudo das relações hídricas (aspectos quantitativos e qualitativos) é de extrema importância, permitindo realizar análises e prognósticos do corpo d'água e da dinâmica de poluentes, a partir dos processos físicos, químicos e biológicos ocorridos no ambiente aquático (MURPHY; MCBEAN; FARAHBAKHSH, 2009). De acordo com Oppa (2007) e Santos et al. (2010), a utilização dos modelos matemáticos auxilia nessa avaliação e na tomada de decisões referentes ao gerenciamento de recursos hídricos, com base na simulação dos processos de autodepuração do rio.

Utilizando os modelos, pode-se, por exemplo, verificar impactos dos lançamentos de cargas poluidoras e analisar medidas de controle ambiental, prever alterações na qualidade da água ao longo do rio com o lançamento de poluentes, podendo garantir condições favoráveis para implantação de empreendimentos sem causar enormes impactos ao meio (COSTA; TEIXEIRA, 2010; SALLA et al., 2013). Sempre com o intuito de propor alternativas mais eficazes para diminuir a poluição de recursos hídricos e preservar a qualidade ambiental.

De acordo com Fan, Ko e Wang, (2009), ao longo dos anos foram desenvolvidos diferentes modelos para analisar as características dos diferentes tipos de cursos d'água (rios, lagos e reservatórios), envolvendo processos hidrológicos, físicos, químicos e biológicos de maneira prática. Alguns modelos são mais simples e tem a avaliação da dinâmica de variáveis básicas como OD e DBO, enquanto outros mais sofisticados levam a interação de vários fatores, tendo em conta a eutrofização e os impactos da toxicidade (GASTALDINI & GIORGETTI, 1983 apud OPPA, 2007; FAN; KO; WANG, 2009). Todos os modelos matemáticos, no entanto, têm como base o modelo Streeter e Phelps aplicado em 1925, em um estudo no Rio Ohio. O modelo contribuiu para o surgimento de outros modelos como QUAL I e II, atualizado posteriormente pelo QUAL-2E (BEZERRA; MENDONÇA; FRISCHKORN, 2008), além de um modelo muito utilizado no Brasil e que foi desenvolvido pelo professor Marcos von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), denominado QUAL-UFMG.

3.3.1. Modelo de Streeter & Phelps

O modelo de Streeter & Phelps foi iniciado pelo engenheiro sanitarista H. W. Streeter e o consultor Earle B. Phelps em 1925 na cidade de Washington, nos Estados Unidos, através de um estudo denominado "Estudo da poluição e purificação natural do Rio Ohio" (STREETER; PHELPS, 1925). O modelo foi pioneiro nos estudos de autodepuração de corpos hídricos. A hipótese básica do modelo é que o processo de decomposição da matéria orgânica na água segue uma reação cinética de primeira ordem, onde a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração do substrato presente no meio (BRAGA et al., 2005). Segundo De Araújo e Santos (2014), o modelo proposto envolve duas equações, relacionadas à dinâmica da concentração de DBO e de OD, que, por sua vez, envolvem os processos físicos, químicos e biológicos no corpo hídrico, como na desoxigenação e reaeração.

3.3.1.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o oxigênio dissolvido (OD) são duas das variáveis mais utilizadas para avaliação da qualidade de água e os impactos causados no ambiente aquático (ABREU; CUNHA, 2017; DA CUNHA, 2013; EIGER, 2003). A quantificação da DBO permite avaliar o potencial consumo de OD em um curso d'água para que microrganismos possam estabilizar a matéria orgânica; monitoramento e dimensionamento de sistemas de tratamento biológico; fiscalização por órgãos ambientais e estudos de autodepuração (DE MATOS et al., 2013; MOTA, 2003; VON SPERLING, 2014a).

De acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA), altos valores de DBO em um rio, geralmente são provocados pelo lançamento indevido de cargas orgânicas, principalmente por esgoto doméstico. A presença de elevadas concentrações de matéria orgânica em corpos hídricos, por sua vez, pode causar a diminuição ou até mesmo o esgotamento completo de oxigênio dissolvido na água, levando a mortandade de peixes e outros organismos aquáticos (SAÚDE, 2014).

Para obtenção do valor da DBO, inocula-se amostras de água e águas residuárias em soluções ricas em nutrientes e saturadas com oxigênio, de forma a garantir o potencial consumo de O_2 por microrganismos heterotróficos mesófilos. Visando padronizar a metodologia, convencionou-se a inoculação das amostras por 5 dias e à 20 ^oC, baseando na temperatura média dos rios britânicos (18,3 ^oC) e o tempo de escoamento desses até o mar aberto (DE MATOS et al., 2013; TCHOBANOGLOUS; SCHROEDER, 1985). Faz-se então a leitura de OD no dia 0 e após esse período de acondicionamento (quinto dia), avaliando a depleção do gás por métodos respirométricos, iodométrico (titulométrico) e com uso de sensores (ROPPOLA et al., 2007). Por outro lado, para estabilização total da DBO de alguns despejos, é necessário realizar a determinação dos valores após um período de tempo de vinte ou mais dias, variando com a quantidade de matéria orgânica presente na água residuária (VON SPERLING, 2014a), sendo essa demanda denominada DBO última (DBO_u).

Assim, a autodepuração depende da concentração inicial da DBO, que, por sua vez, é influenciada pela concentração no despejo e no curso d'água, além das vazões da água residuária e do rio, que se combinam no ponto de mistura. A partir desse ponto, a DBO decai de acordo com a cinética de desoxigenação e a distância do local de lançamento (BRANDELERO; DE SIQUEIRA; DE BRITO LIMA, 2010; MATOS et al., 2017). Por essa razão, a legislação define as condições de lançamento das águas residuárias e que essas são diferentes para o esgoto sanitário e para outros tipos de efluentes, já que as concentrações podem ser muito discrepantes. Para ilustrar o discutido, na Tabela 1, estão apresentados alguns

valores típicos de valores de DBO encontrados em alguns tipos de águas residuárias, enquanto na Tabela 2 são transcritas as condições para lançamento no curso d'água.

Tabela 1. Valores típicos de DBO e DQO encontradas em diferentes águas residuárias.

Água Residuária	**Variável (mg L^{-1})**	
	DBO	**DQO**
Esgoto Sanitário (ES)	200-500	400-800
Água Residuária de Laticínios (ARL)	600-4500	600-4500
Água Residuária da Suinocultura (ARS)	1500-29400	3000-36000
Água Residuária do Café (ARC)	5800-9700	5800-9700
Vinhaça	12300-27000	20600-60000

Fonte: von Sperling (2017) e Matos e Matos (2017)

Tabela 2. Padrões de lançamento de águas residuárias nas esferas estadual de Minas Gerais e federal.

Abrangência	**Legislação**	**Água Residuária**	**Padrões de Lançamento**			
			Concentrações máximas (mg L^{-1})		**Eficiência mínimas de Remoção das Médias Anuais (%)**	
			DQO	**DBO**	**DQO**	**DBO**
Estadual - MG	Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008	Esgoto Sanitário e Lixiviado de Aterro Sanitário	180	60	65	70
		Outros tipos de águas residuárias	180	60	75	85
Federal - BR	Conama 430/2011	Esgoto Sanitário e Lixiviado de Aterro Sanitário	-	120	-	60
		Outros tipos de águas residuárias	-	-	-	60

Fonte: (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008)

Com base na análise das Tabelas 1 e 2, verifica-se que em alguns casos a concentração de matéria orgânica no despejo é muito maior do que o estabelecido para ser permissível o lançamento. Assim sendo, a eficiência requerida para essas águas residuárias é superior à necessária para o esgoto sanitário, em função do risco de se ter alterações mais duradouras na qualidade de água. Ressalta-se, no entanto, que a vazão também deva ser considerada na magnitude do impacto, já que o mais importante é a carga (concentração x vazão) lançada no corpo receptor. Outra condição importante para a disposição de águas residuárias no curso d'água é a não alteração da classe na qual foi enquadrada pelo órgão ambiental.

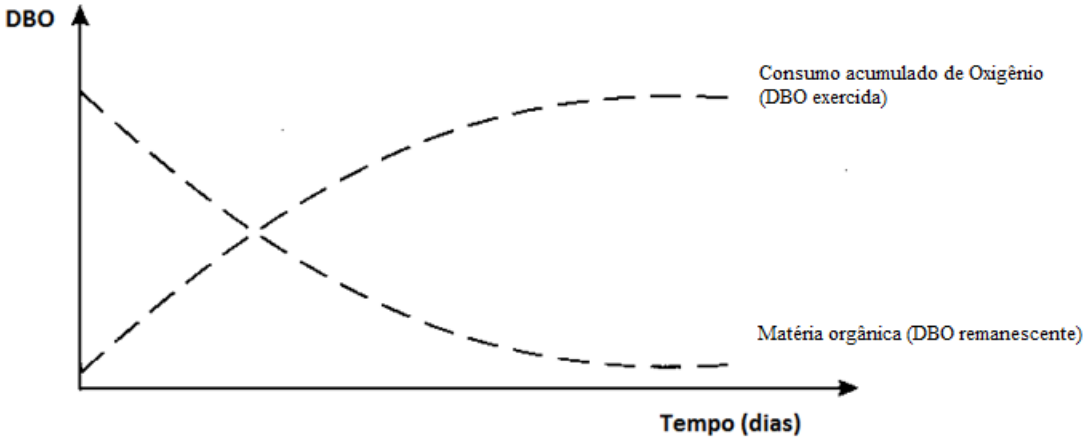
Além da concentração de DBO, a biodegradabilidade do substrato também interfere na recuperação do curso d'água. Muitos autores utilizam a relação da DBO (matéria orgânica biodegradável) com a Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou DQO/DBO para avaliação de quão biodegradável é a matéria orgânica presente. No início do tratamento biológico, a relação DBO/DQO é maior, diminuindo ao longo do tratamento, já que vai restando a fração de mais difícil degradação e recalcitrante (NKANSAH et al., 2016).

3.3.1.2. Cinética de Desoxigenação

Os principais fatores relacionados ao consumo e disponibilidade de Oxigênio Dissolvido (OD) estão relacionados com a demanda para oxidação da matéria orgânica (MO), demanda bentônica (sólidos sedimentados) e a nitrificação (oxidação das formas reduzidas de N), além do fornecimento do gás no ambiente aquático, que por sua vez envolvem a reaeração atmosférica e a fotossíntese, fatores que serão discutidos no item seguinte (NUNES, 2008; UDEIGWE; WANG, 2010; VON SPERLING, 2014a; ZANONI, 1967). À medida que há o aporte de MO no rio, há um aumento da demanda de oxigênio para oxidação dos substratos, tendo assim, elevação da DBO no ambiente aquático (VON SPERLING, 2014b). Ao mesmo tempo, ocorre a desoxigenação, com diminuição da concentração de OD, que pode levar às consequências reportadas no item de autodepuração.

O consumo de OD ocorre pelo aumento da DBO exercida (y), referente à utilização de O_2 por microrganismos para degradação dos substratos inseridos no corpo hídrico, enquanto que a oxidação dos compostos resulta em redução da DBO remanescente (L), já que a MO é consumida (fonte de carbono e energia) na respiração (catabolismo) (MATOS, 2012; VON SPERLING, 2014b). As progressões da DBO exercida e remanescente são espelhadas (Figura 2) e seguem cinética de primeira ordem, sendo a taxa de oxidação dependente da concentração de substrato (L) e do coeficiente desoxigenação (K_1) (Equação 1) (VON SPERLING, 2014b).

Figure 2. DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo



Fonte: (VON SPERLING, 2014b)

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

Em que:

L – Concentração de $DBO_{remanescente}$ [mg L^{-1}];

K_1 – Coeficiente de desoxigenação [d^{-1}].

Integrando a equação de t=0 à t=t, obtém-se a Equação 2. Acompanhando a Figura 2 e a referida equação, observa-se que no tempo t=0 após o despejo da água residuária, a DBO remanescente é máxima, sendo igual a L_0. Por outro lado, a DBO exercida é baixa neste momento, sendo referente ao curso d'água antes da introdução da fonte pontual. Com o passar do tempo, L decaí até um valor próximo à condição antes do distúrbio (NUNES, 2008), enquanto a DBO exercida chega próximo ao valor L_0 ou demanda última.

$$L_t = L_0 * e^{-K1*t} \quad (2)$$

Em que,

L_0 – Concentração de $DBO_{remanescente}$ inicial [mg L^{-1}]

t – Tempo [d];

Apesar da equação indicar que em t=∞, a DBO remanescente chegar um valor próximo à da condição inicial, o valor na prática poderá ser maior, dada a presença de compostos de difícil degradação ou recalcitrantes. Por essa razão, alguns pesquisadores utilizam outros

modelos, como as equações de cinética de primeira ordem com residual, para avaliação de decaimento da matéria orgânica em sistemas de tratamento de águas residuárias (DE PAOLI; VON SPERLING, 2013). Ressalta-se que, além da remoção por processos biológicos, também podem ocorrer redução da concentração de matéria orgânica por mecanismos físicos e químicos, como a sedimentação e hidrólise (CHAGAS et al., 2011).

Já para obtenção da DBO exercida em termos de consumo de oxigênio dissolvido, utiliza-se a equação, complementar e espelhada à progressão da DBO remanescente:

$$y=L_0(1-e^{-K_1*t}) \quad (3)$$

Em que,

y = DBO exercida em um tempo t (mg L^{-1});

L_0 = DBO remanescente, em t = 0, ou comumente conhecida como DBO última.

Em laboratório, com a avaliação da DBO de amostras incubadas por vários dias e o ajuste da Equação 3 aos dados, permite estimar o coeficiente K_1 e L_0 de amostras de águas residuárias, sendo a última medida referente ao platô obtido (não há variação do consumo de OD) (MATOS et al., 2017).

O coeficiente de desoxigenação (K_1), por sua vez, é dependente de alguns fatores como tipo de substrato presente (concentração, biodegradabilidade e recalcitrância) e a temperatura, sendo referente à velocidade de oxidação (MATOS; GOMES, 2000; MATOS et al., 2014). A relação entre a temperatura e a taxa de desoxigenação é dada por:

$$k_T=k_{20}*\theta^{(T-20)} \quad (4)$$

Em que,

K_T – Coeficiente de desoxigenação em temperatura T qualquer (d^{-1});

K_{20} - Coeficiente de desoxigenação em temperatura de 20° C (d^{-1});

θ – Coeficiente de temperatura (adimensional), constante e igual a 1,047 (STREETER; PHELPS, 1925; THERIAULT, 1927).

De acordo com a equação, há aumento da taxa de oxidação do substrato com elevação da temperatura, dentro da faixa ótima de temperatura dos mesófilos (25 a 40° C). Matos et al., (2014) em sua pesquisa, demonstraram que é possível elevar a velocidade da reação em duas vezes ao aumentar a temperatura de 20 para 35ºC. Além disso, os autores confirmaram que o coeficiente θ igual a 1,047 é adequado para explicar as alterações de k_1 dentro da faixa estudada

(20 à 35 ºC), indicando a adequabilidade da Equação 4, corroborando Streeter e Phelps (1925); Theriaault (1927). Acima de 40ºC, no entanto, pode ocorrer desnaturação de proteínas, com morte de organismos heterotróficos mesófilos, reduzindo o consumo de oxigênio e a degradação da matéria orgânica (BENEMANN; TILLETT, 1988; JI et al., 2010; PULZ, 2001; SOEDER et al., 1985).

Há alguns pesquisadores que afirmam que L_0 também é influenciado pela temperatura, como Carpenter; Vamvakias; Gellman (1968); Moore (1941); Theriault (1927); Zanoni (1967). Porém, essa condição pode estar relacionada ao aumento do consumo de oxigênio para oxidação do nitrogênio presente no curso d'água, o que leva à impressão de aumento da demanda carbonácea (MATOS et al., 2017)

3.3.1.3. Oxigênio Dissolvido

No item anterior, foi discutida a dinâmica de desoxigenação em um curso d'água, em função do consumo para degradação da matéria orgânica (MO) introduzida no ambiente aquático. Além da MO, outros fatores também interferem na concentração do gás, como será detalhado a seguir, afetando a capacidade de autodepuração de um curso d'água.

O O_2 é um gás que se dissolve mal em água e que tem baixa capacidade de transferência da atmosfera para o ambiente aquático, ainda que haja grande gradiente de concentração entre os dois meios. A tensão superficial, fenômeno causado pela orientação e atração das moléculas de água em contato com o ar e que permite que insetos e partículas "flutuem" sobre a superfície do líquido, também interfere nas trocas gasosas, reduzindo o fluxo de entrada (SILVA; ALBERGUINI, 2016).

Da mesma forma, a concentração de O_2 é afetada pela temperatura, altitude, concentração de sais, concentração de sólidos e matéria orgânica (JANZEN; SCHULZ; LAMON, 2008). Maiores temperaturas podem resultar em redução da solubilidade dos gases, implicando em condições mais críticas para depuração de corpos hídricos em estações mais quentes, pois nessa condição há maior consumo de OD e menor concentração no curso d'água (TUCCI, 2004).

Em maiores altitudes, o ar é mais rarefeito e a pressão atmosférica é menor, resultando em também menores taxas de transferência de oxigênio para o líquido (WIESSMAN; WELTY, 1984 apud CORRÊA, 2006). Por fim, sais, sólidos e matéria orgânica, podem aumentar a demanda por oxigênio (oxidação das formas reduzidas e estabilização dos substratos), além de

reduzir as trocas gasosas e as taxas fotossintéticas em função da diminuição da introdução de luz (POERSCH et al., 2019).

Ao nível do mar e com temperatura de 20ºC, a máxima concentração que pode ser encontrada em um corpo hídrico, denominada concentração de saturação (C_s), é de 9,2 mg L^{-1}, valores que podem chegar até 14,0 mg L^{-1} em baixa temperaturas (0 ºC) (NUNES, 2008). Segundo DE CETESB, (2009), os valores de OD para preservação da vida aquática, devem ficar entre 3,0 e 5,0 mg L^{-1}, havendo organismos mais exigentes e outros mais resistentes em relação às concentrações de O_2.

Quanto à entrada de oxigênio no ambiente aquático, essa pode ocorrer por difusão molecular, rota que é dificultada pela tensão superficial; turbilhonamento ou difusão turbulenta (ação do vento e quedas d'água), com transferência para o líquido e para gotas e líquido aspergido; além da fotossíntese pelas algas (QUEIROZ; MATOS; SPERLING, 2015). Em sistemas de tratamento de águas residuárias, por sua vez, o aporte de O_2 pode ocorrer pela ação de aeradores mecânicos e difusores, enquanto que em unidades plantadas, ocorre bombeamento de oxigênio atmosférico, armazenado nos aerênquimas vegetais, na zona de raízes (REHMAN et al., 2017; VON SPERLING, 2017; WANG et al., 2018).

Como a concentração de OD interfere na dinâmica do substrato e a concentração do substrato altera a presença do gás no curso d'água, a cinética de reaeração é fator chave na modelagem da autodepuração de rios. Após aporte de matéria orgânica, é essencial que haja introdução de O_2 para que o curso d'água possa se recuperar do distúrbio causado.

3.3.1.4. Cinética de Reaeração

A difusão molecular é menos efetiva na taxa de transferência e reaeração do ambiente aquático, ocorrendo em ambientes tranquilos, sem correntezas onde há um constante movimento das moléculas de oxigênio. Segundo Nunes (2008), os principais fatores que afetam a difusão molecular são a temperatura, o gradiente de concentração (ar-líquido) e a área da seção transversal onde ocorre o fenômeno da difusão. Com a elevação da temperatura, há redução da tensão superficial e elevação da agitação das moléculas dos gases, facilitando as trocas gasosas (CUNHA; ALVES; REIS, 2010).

Por outro lado, a difusão turbulenta, ocorre por renovação de interfaces e aumento da área de contato entre os fluidos, causado pelo turbilhonamento (VON SPERLING, 2017). Essa é uma das principais vias de introdução de oxigênio em lagos, rios e em outros corpos d'água, razão pela qual a ação do vento e de quedas d'água implicam em melhoria das condições de um

curso d'água. O IQA medido antes e após represamentos e barragens corroboram a importância do turbilhonamento na introdução de O_2 (BRAGA et al., 2005; MARTINS et al., 2017).

Segundo Giansante (2000), a fotossíntese constitui a segunda fonte mais importante na transferência de oxigênio, sendo mais efetivo em ambientes lênticos. A produção fotossintética de oxigênio é dependente de fatores como temperatura, profundidade da água, intensidade, duração da presença de luz e quantidade de algas como concentração de clorofila-a (RIBEIRO, 2001).

Assim como a desoxigenação, a reaeração também pode ser modelada conforme cinética de primeira ordem (Equação 5), sendo dependente do déficit de oxigênio (D) e do coeficiente de reaeração (K_2) (BRAGA et al., 2005; METCALF; EDDY; TCHOBANOGLOUS, 1979; VON SPERLING, 2014b).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 * D \tag{5}$$

Em que,

D – Déficit de oxigênio dissolvido [mg L^{-1}];

T – Tempo [d];

K_2 – Coeficiente de reaeração [d^{-1}].

Com base na Equação, observa-se que quanto maior o déficit, maior é a transferência de oxigênio para a massa líquida. O sinal negativo, por sua vez, indica que com o tempo, há redução do déficit de oxigênio, dado o aporte de O_2. Integrando a Equação 5, tem-se:

$$D = D_0 * e^{-K_2 * t} \tag{6}$$

Em que,

D_0 – déficit de oxigênio inicial [mg L^{-1}];

t – tempo [d];

K_2 – coeficiente de reaeração [d^{-1}].

O déficit de oxigênio dissolvido, por sua vez, é calculado pela diferença da máxima concentração possível no curso d'água (concentração de saturação C_s) e o valor aferido (C) no tempo t, como apresentado na Equação 7:

$$D = C_s - C \quad (7)$$

Em que,
C_s – concentração de saturação no corpo d'água [mg L^{-1}];

C – concentração de OD existente no tempo t [mg L^{-1}]

Já o coeficiente K_2 é dependente das condições de mistura e da turbulência responsável pelo gradiente de velocidade, vazão, da temperatura, da mistura pelo vento, de quedas d'águas e de barragens (THOMANN; MUELLER, 1987). Segundo von Sperling (2014), os valores de K_2 podem ser determinados por valores médios tabelados (Tabela 3) e por equações dadas em função de características hidráulicas do corpo d'água, além de valores relacionados com a vazão do curso d'água (Tabelas 4).

Tabela 3. Valores típicos de K_2 à 20° C

Corpo d'água	**K_2 (d^{-1})**	
	Profundo	**Raso**
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	1,61

Fonte: (VON SPERLING, 2014b)

Tabela 4. Valores do coeficiente K_2, baseados em dados hidráulicos

Pesquisador	**Fórmula**	**Faixa de aplicação**
(O'Connor; OBBINS, (1958)	$3{,}73*v^{0,5}*H^{-1,5}$	$0{,}60\ m \leq H < 4{,}00\ m$ $0{,}05\ m\ s^{-1} \leq v < 0{,}80\ m\ s^{-1}$
Churchill; Elmore; Buckingham (1962)	$5{,}0*v^{0,97}*H^{-1,67}$	$0{,}6\ m \leq H < 4{,}0\ m$ $0{,}80\ m\ s^{-1} \leq v < 1{,}50\ m\ s^{-1}$
Owens; Edwards; Gibbs, (1964)	$5{,}3*v^{0,67}*H^{-1,85}$	$0{,}10\ m \leq H < 0{,}60\ m$ $0{,}05\ m\ s^{-1} \leq v < 1{,}85\ m\ s^{-1}$

Em que, v é a velocidade (m s^{-1}) e H é profundidade (m). **Fonte: VON SPERLING (2014)**

Com base nas Tabelas 3 e 4, observa-se que corpos d'água mais rasos e velozes apresentam maior coeficiente de reaeração pela criação de maiores turbulências na superfície.

Assim, rios mais caudalosos (de maior vazão), possuem processo de autodepuração mais acelerado, já que além da maior cinética de reaeração, também ocorre maior diluição dos poluentes lançados (CHAPRA, 2008 apud QUEIROZ; MATOS; SPERLING, 2015).

O coeficiente de reaeração também sofre influência da temperatura, seguindo a Equação 8:

$$K_{2\,(T)}=K_{2\,(20)} * \theta^{T-20} \quad (8)$$

Onde:

$K_{2\,(T)}$ – K_2 a uma temperatura T qualquer [d^{-1}];

$K_{2(20)}$ – K_2 a uma temperatura T = 20° C [d^{-1}];

T – Temperatura do líquido [°C];

θ – Coeficiente de temperatura, usualmente 1,024.

Com base na Equação 8, observa-se que à medida que a temperatura se eleva, há aumento do coeficiente de reaeração. Assim, a temperatura tem efeito dúbio na transferência de oxigênio. Se por um lado, reduz a concentração de saturação reduzindo o déficit, por outro lado, aumenta o coeficiente de reaeração (VON SPERLING, 2017). Unindo as Equações 1 e 5, obtém-se a Equação 9, de taxa de variação temporal do déficit de oxigênio:

$$\frac{dD}{dt}=K_1*L-K_2*D \quad (9)$$

Integrando a Equação 9, resulta na equação de variação de oxigênio em função do tempo:

$$Dt=\frac{K_1*Lo}{K_2-K_1}*(e^{-K_1*t}-e^{-K_2*t})+Do*e^{-K_2*t} \quad (10)$$

Como indicado na Equação 7, o déficit em um determinado tempo t (D_t) é igual a concentração de saturação e a concentração de OD em t (C_t). Assim, substituindo D_t por C_s-C_t e D_0 por C_s-C_0, obtém-se a curva da concentração de oxigênio dissolvido:

$$C_t=C_s-[\frac{K_1*Lo}{K_2-K_1}*\left(e^{-K_1*t}-e^{-K_2*t}\right)+(C_s-C_o)*e^{-K_2*t}] \quad (11)$$

De acordo com von Sperling (2014), é fundamental conhecer o ponto de menor concentração de oxigênio, pois tendo esses valores, sabe-se o tempo crítico e a concentração crítica (C_t), parâmetros de grande importância para decisão da necessidade e o nível de tratamento exigido para determinada água residuária, de forma a garantir que a concentração crítica de oxigênio dissolvido seja superior ao valor mínimo permitido pela legislação. Consequentemente, tem-se menores impactos à comunidade aquática do corpo receptor do efluente.

3.4. Modelo QUAL-UFMG

A modelagem na qualidade de água é uma ferramenta importante na gestão de sistemas hídricos facilitando tomadas de decisões, simulações e a otimização para representação de um fenômeno de interesse. O QUAL-UFMG é uma plataforma em Excel desenvolvida por von Sperling (2014b), sendo originado do modelo QUAL2-E, que, por sua vez, foi desenvolvido pela US Envionmental Protection Agency (USEPA). A simplificação no modelo QUAL-UFMG em relação ao QUAL2-E, é fundamentado por soluções de equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de regime constante (TEODORO et al., 2013).

Segundo von Sperling (2014b), a planilha é versátil e com uma estrutura parecida com a QUAL2-E, com diferença em relação à simplificação do modelo e a exclusão da modelagem da contribuição pelas algas, dada a pequena importância na simulação em ambiente lótico (rios). A adaptação do QUAL2-E no QUAL-UFMG, facilita a simulação da reaeração atmosférica e os efeitos no balanço de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (NT) e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), Fósforo Total (PT) e suas frações (orgânico e inorgânico), Coliformes Termotolerantes (CTerm) ou E. coli. De acordo com Drolc e Koncan (1996), para que se obtenha resultados fidedignos à condição do curso d'água com a utilização dos modelos, é de fundamental importância o emprego de dados confiáveis e recentes, pois a calibração é feita com ajustes de coeficientes que variam dentro de uma faixa determinada. É partir desses dados de entrada que é estimada a concentração das variáveis ao longo do corpo hídrico, avaliando a dinâmica de poluentes conforme distância do ponto de despejo (VON SPERLING, 2014b).

Além da participação em estudos, adequações e readequações de modelos de autodepuração para avaliação das condições dos cursos d'água, as instituições de ensino e pesquisa também têm papel relevante no levantamento das informações dos cursos d'água, seja

na qualidade, na preservação das nascentes e matas ciliares, quanto nos estudos da regionalização das vazões (JACOBI; RAUFFLET; ARRUDA, 2011). Assim, há contribuição para manutenção de condições mais propícias para a recuperação do corpo receptor, como, por exemplo, definição da adequada vazão outorgável.

3.5. Legislação

Desde a publicação da Constituição Federal (CF) em 1988, (DO BRASIL, 1988), está explícito que o poder público deve garantir proteção dos recursos naturais e resguardar o direito que todo cidadão tenha acesso a um meio ambiente equilibrado, além de inserir penalidades aos agentes causadores de distúrbios ao meio ambiente. Para garantir que se tenha boas condições de acesso e uso das águas, visando garantir ao descrito na CF, alguns padrões de qualidade foram criados com base no tipo de utilização do recurso hídrico. Quando os valores estão fora dos limites estabelecidos nas resoluções e portarias, não é recomendado o uso e vislumbra-se a intervenção para reestabelecimento da condição da qualidade desejável da água (SAÚDE, 2014).

Posteriormente a Lei Complementar n° 140/2011 regulamentou o artigo 23 da CF/1988 e determinou normas para cooperação entre a União, Estados, Distrito Federal e Municípios nas ações de competências, entre elas o licenciamento ambiental. Segundo Guerra (2011), a lei definiu e reforçou a competência dos órgãos ambientais, trazendo segurança jurídica e aos funcionários dos órgãos licenciadores e aprimorou a harmonização do licenciamento ao disciplinar as ações de cooperação administrativa entre os entes federativos brasileiros.

A partir da promulgação de leis referentes de proteção ao Meio Ambiente, surgiu a necessidade de se criar uma estrutura, tendo início ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e os Sistemas Estaduais de Meio Ambiente (SISEMA). Na organização, têm-se os órgãos centrais de governo; os órgãos consultivos e deliberativos, que criam as normas e deliberações a serem observadas; e órgãos executores, que fazem a fiscalização para avaliação do cumprimento do estabelecimento em leis e nas diretrizes estabelecidas pelos órgãos consultivos. Nesta condição, o CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) cria resoluções a serem fiscalizadas pela ANA (Agência Nacional das Águas) e IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) na esfera Federal. Em âmbito estadual no estado de Minas Gerais, o COPAM (Conselho de Política Ambiental) cria diretrizes e o IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas), FEAM (Fundação Estadual de Minas Gerais) e IEF (Instituto Estadual de Florestas) fiscalizam.

Como exemplos de legislação existente referente às águas, pode-se citar, por exemplo, as Resoluções CONAMA n° 357/2005 e 430/2011, que se referem aos valores estabelecidos para as diferentes classes de uso de águas e das condições para lançamento de águas residuárias em cursos d'água (apresentado na Tabela 2). Na esfera estadual do estado de Minas Gerais, a resolução equivalente é a COPAM/CERH 01/2008. A partir dos parâmetros previstos para variáveis físicas, químicas e biológicas, são definidas metas de qualidade de água a ser alcançada de acordo com o uso que se quer ter no trecho do curso d'água (enquadramento), e que níveis devem ser alcançados para não alterar as condições do rio. O objetivo é resguardar a qualidade ambiental e permitir condições para mais rápida autodepuração do corpo receptor, após recebimento da carga poluidora.

Para alcançar o objetivo, além dos aspectos qualitativos, deve-se também observar aspectos quantitativos. Como discutido, maiores vazões permitem maior diluição e melhores condições para reaeração, favorecendo o processo de autodepuração. Assim, torna-se importante a ação de agências de água (ANA e IGAM), para colocar em prática ações e cobrança de uso da água (FORGIARINI, 2006; THOMAS, 2002). O último instrumento está estabelecido na Lei 9.433/97 (Lei das Águas), sendo que a outorga do uso de recursos hídricos (BRASIL, 2002) foi a forma encontrada pelo Brasil para garantir o racionamento e a disciplina no uso de água (CRUZ, 2001; RODRIGUES et al., 2011; SANTILLI, 2007). Segundo Medeiros (2000), a outorga deve impor prioridades para os diferentes usos, protegendo o abastecimento urbano e a vazão necessária em épocas de escassez como um instrumento de racionalização de recursos hídricos. Para estabelecimento das cotas outorgáveis, estabelece-se uma porcentagem máxima utilizável, considerando todos os usos consuntivos e os usuários do recurso hídrico, e com base na vazão de referência. Em Minas Gerais, essa é a $q_{7,10}$, vazão mínima de sete dias de duração em período de retorno de 10 anos (HORA, 2012; SILVA; DA LUZ NETTO; RODRIGUES, 2010).

Na Resolução CONAMA 140/2012 (BRASIL, 2012) também está prevista a possibilidade de cobrança pela diluição de águas residuárias lançadas no curso d'água, que é um uso não consuntivo. A vazão necessária para alcançar a condição permissível no trecho do curso d'água (abaixo do limite da classe enquadrada) é a outorgada pelo usuário para diluição do despejo.

Visando descentralizar o trabalho e facilitar a ação nos cursos d'água, surgiram os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH), que são órgãos colegiados consultivos e deliberativos e que podem ser constituídos em bacias de rios de domínio estadual e federal. São compostos e constituídos por representantes da sociedade civil, setores usuários da água e poder público.

Esse novo modelo se baseia na gestão hídrica francesa, de política de gestão descentralizada (MEDEIROS; MARIA, 2002; RAMOS, 2007). Essa política é constituída por prerrogativas que buscam um melhor aproveitamento de recurso hídrico como estabelecidos na Lei 9.433 que institui a Política Nacional de Recurso Hídrico e cria estratégias para solucionar problemas resultantes de uso intensivo de recurso e garantir integridade dos ecossistemas (BRASIL, 2002).

4. CONCLUSÕES

Com base no levantamento realizado, observou-se que a capacidade de autodepuração de um curso d'água depende de:

- Características dos despejos, como concentração e biodegradabilidade da matéria orgânica lançada, além da vazão da água residuária, sendo importante elevar as porcentagens de esgotos tratados e as eficiências de tratamento de efluentes, além de revisar a legislação e aumentar os custos e as penalidades para não atendimento dos padrões regulamentados;
- Características dos cursos d'água, como vazão e concentrações de sólidos e cloretos, sendo fundamental a ação de prefeituras, agências das águas e comitês de bacia para adequado uso e ocupação do solo, fiscalização e correta delimitação da vazão outorgável. Para o último caso, é importante a participação da academia, para propiciar a realização de estudos de regionalização de vazões;
- Características ambientais como temperatura e pressão, havendo áreas e períodos do ano mais críticos para corpos receptores, podendo ser definidos parâmetros diferenciados para as distintas condições.

REFERÊNCIAS

ABREU, C. H. M. DE; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 45–56, 2017.

ALMEIDA JUNIOR, M. A. B. DE. Impactos socioambientais decorrentes do lançamento de esgotos na qualidade da água no Rio Piancó em Pombal-PB. 2017.

BATISTA, D. F. et al. Avaliação do oxigênio dissolvido nas águas do ribeirão Paraíso em Jataí-GO e córrego Tamanduá em Iporá-GO. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 64, p. 296–309, 2017.

BENEMANN, J. R.; TILLETT, D. M. Lipid productivity and species competition in laboratory models of algae mass cultures. **Prepared for the US Department of Energy Solar Energy Research Institute, Golden, Colorada. Report**, n. 40413606, 1988.

BEZERRA, I. S. DE O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d´ água: um programa de modelagem Streeter Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 2, p. 249–255, 2008.

BORSUK, M. E.; STOW, C. A. Bayesian parameter estimation in a mixed-order model of BOD decay. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1830–1836, 2000.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. [s.l.] Pearson Prentice Hall, 2005.

BRANDELERO, S. M.; DE SIQUEIRA, E. Q.; DE BRITO LIMA, A. C. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 1, p. 163–171, 2010.

BRASIL, L. N. 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art**, v. 21, 2002.

BRASIL, P. R. **Lei Complementar Nº 140, de 8 de dezembro de 2011**Casa Civil, Presidência República Brasília, , 2011.

BRASIL. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. **CONAMA 430/2011**, v. 14, p. 6–14, 2011.

BRITO, M. C. L. D. DE. A cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão de recursos hídricos. 2019.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Management of water quality in Ouro Verde Garden, Conchal-SP, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 742–748, 2005.

CARPENTER, W. L.; VAMVAKIAS, J. G.; GELLMAN, I. Temperature relationships in aerobic treatment and disposal of pulp and paper wastes. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 733–740, 1968.

CHAGAS, R. C. et al. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1186–1192, 2011.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. [s.l.] Waveland press, 2008.

CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. **The prediction of stream reaeration rates: Journal Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers, v. 88, no**SA4, , 1962.

COLIN BAIRD; MICHAEL CANN. **Environmental Chemistry**. 4ª ed. [s.l.] W. H. Freeman, 2008.

CORRÊA, L. C. **Controle do processo da transferência de oxigênio em corpos hídricos**Universidade de São Paulo, , 2006.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação de modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara-SP. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 13, n. 1, p. 49–62, 2010.

CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais. 2001. 189 f**Tese (Doutorado em Engenharia)–Universidade Federal do Rio Grande do Sul …, , 2001.

CUNHA, J.; ALVES, G. S.; REIS, E. F. Efeito da temperatura nas características físico-químicas de soluções aquosas com adjuvantes de uso agrícola. **Planta Daninha**, v. 28, n. 3, p. 665–672, 2010.

DA CUNHA, A. C. Revisão descritiva sobre qualidade da água, parâmetros e modelagem de ecossistemas aquáticos tropicais. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 3, n. 1, p. 124–143, 2013.

DE ARAÚJO, J. A. F.; SANTOS, S. H. APLICAÇÃO DAS EQUAÇÕES DE STREETER-PHELPS EM RIOS QUE RECEBEM FONTES DE POLUENTES PONTUAIS E DUFUSAS, PARA AVALIAR O COMPORTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 12, 2014.

DE, C. A. D. O. E. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: CETESB**, 2009.

DE MATOS, M. P. et al. NOTA TÉCNICA: DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO EM DIFERENTES TEMPOS DE INCUBAÇÃO DAS AMOSTRAS. **REVISTA ENGENHARIA NA AGRICULTURA-REVENG**, v. 21, n. 3, p. 280–286, 2013.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213–222, 2013.

DEMARS, B. O. L.; MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: A critical review. **Water research**, v. 47, n. 1, p. 1–15, 2013.

DO BRASIL, S. F. Constituição da república federativa do Brasil. **Brasília: Senado Federal, Centro Gráfico**, 1988.

DROLC, A.; KONČAN, J. Z. Water quality modelling of the river Sava, Slovenia. **Water Research**, v. 30, n. 11, p. 2587–2592, 1996.

EIGER, S. Autodepuração dos cursos d'água. In: **Reúso de água**. [s.l: s.n.]. p. 233–259.

FAN, C.; KO, C.-H.; WANG, W.-S. An innovative modeling approach using Qual2K and HEC-RAS integration to assess the impact of tidal effect on River Water quality simulation. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 5, p. 1824–1832, 2009.

FERREIRA, K. C. D. et al. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro1. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277–286, 2015.

FORGIARINI, F. R. Modelagem da cobrança pelo uso da água bruta para aplicação em escala real na bacia do Rio Santa Maria. 2006.

GIANSANTE, A. E. **Avaliação da aeração de efluentes de lagoas facultativas por escada (estudo de caso)**. XXVII CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Anais.... Porto Alegre: ABES–Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais**...2000

GUERRA, S. Competência Ambiental À Luz Da Lei Complementar N. 140/201. **Revista do Programa de Pós-Graduação em Direito da UFC**, v. 1, p. 125–140, 2011.

HORA, M. Compatibilização da geração de energia em aproveitamentos hidrelétricos com os demais usos dos recursos hídricos. **EDUFF, Niterói, RJ**, 2012.

JACOBI, P. R.; RAUFFLET, E.; ARRUDA, M. P. DE. Educação para a sustentabilidade nos cursos de administração: reflexão sobre paradigmas e práticas. **RAM. Revista de Administração Mackenzie**, v. 12, n. 3, p. 21–50, 2011.

JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278–283, 2008.

JI, Y. et al. Enhancement of biological treatment of wastewater by magnetic field. **Bioresource technology**, v. 101, n. 22, p. 8535–8540, 2010.

MARTINS, G. L. A. et al. Qualidade da água do rio Setúbal em Jenipapo de Minas-MG após construção de barragem. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 6, p. 1025–1039, 2017.

MATOS, A. T. DE; GOMES, R. R. Cinética da degradação do material orgânico de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. 2000.

MATOS, M. P. DE. **Efeito do binômio tempo-temperatura de incubação da amostra na demanda bioquímica de oxigênio de diferentes águas residuárias. 2012. 87 f**Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Viçosa …, , 2012.

MATOS, M. P. DE et al. Effect of time-temperature binomial in obtaining biochemical oxygen demand of different wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 2, p. 332–340, 2014.

MATOS, M. P. DE et al. Modelagem da progressão da DBO obtida na incubação de esgoto doméstico sob diferentes temperaturas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 5, p. 821–828, 2017.

MCKNIGHT, R. F. et al. Lithium toxicity profile: a systematic review and meta-analysis. **The Lancet**, v. 379, n. 9817, p. 721–728, 2012.

MEDEIROS, M. J. Avaliação da vazão referencial como critério de outorga dos direitos de usos das águas na bacia do rio Paraopeba. 2000.

MEDEIROS, R.; MARIA, V. A relevância dos aspectos sociais nos estudos de impacto ambiental. **RIMA-Relatório de Impacto Ambiental: legislação, elaboração e resultados**, v. 4, p. 126, 2002.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater engineering:**

treatment, disposal, and reuse. [s.l.] McGraw-Hill New York, 1979. v. 4

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa conjunta COPAM/CERH nº 01/2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Publicação–Diário do Executivo–"Minas Gerais"–13/05**, 2008.

MOORE, E. W. Long-time biochemical oxygen demands at low temperatures. **Sewage Works Journal**, p. 561–577, 1941.

MOTA, S. Introdução à engenharia ambiental. In: **Introdução à engenharia ambiental**. [s.l: s.n.]. p. 419.

MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHSH, K. Appropriate technology–A comprehensive approach for water and sanitation in the developing world. **Technology in Society**, v. 31, n. 2, p. 158–167, 2009.

NKANSAH, M. A. et al. Characterization of beauty salon wastewater from Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana, and its surrounding communities. **Environmental health insights**, v. 10, p. EHI-S40360, 2016.

NUNES, D. G. Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo. **Universidade Federal de Viçosa. Dissertação de Mestrado**, 2008.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, p. 641–666, 1958.

OPPA, L. F. Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim. 2007.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. **Air and water pollution**, v. 8, p. 469, 1964.

POERSCH, A. C. C. et al. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e possíveis fatores de influência nos processos em águas superficiais do Rio São Francisco Verdadeiro–Paraná. **Acta Iguazu**, v. 8, n. 5, p. 45–51, [s.d.].

PULZ, O. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 57, n. 3, p. 287–293, 2001.

QUEIROZ, F. M. DE; MATOS, A. T. DE; SPERLING, M. VON. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 79–88, 2015.

RAMOS, M. Gestão de recursos hídricos e cobrança pelo uso da água. **Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas**, 2007.

REHMAN, F. et al. Constructed wetlands: perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 45, n. 1, 2017.

RIBEIRO, A. L. Sistemas, indicadores e desenvolvimento sustentável. **Revista Saber. Ciências Exatas e Tecnologia, Belém-PA**, v. 3, p. 31–48, 2001.

RODRIGUES, A. C. L. et al. Um modelo de outorga para bacias controladas por reservatórios: 2-aplicação do modelo na bacia hidrográfica do Rio Piancó-PB. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 4, p. 83–94, 2011.

ROMEIRO, N. M. L. **Simulação numérica de modelos de qualidade de água usando o método de elementos finitos estabilizados**Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ/RJ, , 2003.

ROPPOLA, K. et al. Comparison study of different BOD tests in the determination of BOD7 evaluated in a model domestic sewage. **Journal of automated methods and management in chemistry**, v. 2007, 2007.

SALLA, M. R. et al. Self-depuration study of Jordao river, located in Dourados river Basin. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 105–114, 2013.

SANTILLI, J. Aspectos jurídicos da política nacional de recursos hídricos. **Série Grandes Eventos–Meio Ambiente**, 2007.

SANTOS, A. R. et al. AD'ÁGUA 2.0: sistema para simulação de autodepuração de cursos d'água–Manual do Usuário. **Alegre, ES. CAUFES**, 2010.

SAÚDE, B. M. DA S. F. N. DE. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**Funasa, Brasília, , 2014.

SILVA, C. A. DA; ALBERGUINI, E. M. Z. Biologia da conservação ambientes aquáticos. 2016.

SILVA, J. F.; DA LUZ NETTO, F. M.; RODRIGUES, S. C. Comparative analyse between real discharge and discharge of reference to warrant of water of the Barrerinho stream Uberlandia-MG/Analise comparativa entre a vazao real e avazao de referencia para outorga de agua do Corrego Barrerinho-Uberlandia-MG. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 4, n. 2, p. 86–96, 2010.

SILVA, M. M. A. P. DE M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 133–143, 2017.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Princípios de toxicologia ambiental. In: **Princípios de toxicologia ambiental**. [s.l: s.n.]. p. 198.

SOEDER, C. J. et al. Temperature dependence of population growth in a green microalga: thermodynamic characteristics of growth intensity and the influence of cell concentration. **Zeitschrift für Naturforschung C**, v. 40, n. 3–4, p. 227–233, 1985.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. US Public Health Service. **Public Health Bulletin**, v. 146, p. 75, 1925.

SULIS, A.; SECHI, G. M. Comparison of generic simulation models for water resource systems. **Environmental modelling & software**, v. 40, p. 214–225, 2013.

TCHOBANOGLOUS, G.; SCHROEDER, E. E. Water quality: characteristics, modeling, modification. 1985.

TEODORO, A. et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluiçãode Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, 2013.

THERIAULT, E. J. **The oxygen demand of polluted waters**. [s.l.] US Government Printing Office, 1927.

THOMANN, R. V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. [s.l.] Harper & Row Publishers, 1987.

THOMAS, P. T. Proposta de uma metodologia de cobrança pelo uso da água vinculada à escassez. **Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, M. Sc. Engenharia Civil**, 2002.

UDEIGWE, T. K.; WANG, J. J. Biochemical oxygen demand relationships in typical agricultural effluents. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 213, n. 1–4, p. 237–249, 2010.

VAGNETTI, R. et al. Self-purification ability of a resurgence stream. **Chemosphere**, v. 52, n. 10, p. 1781–1795, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 4. ed. [s.l.] Editora UFMG, 2014a.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Belo Horizonte – MG, 2017: Editora UFMG, 2017.

WANG, Q. et al. Constructed wetlands: A review on the role of radial oxygen loss in the rhizosphere by macrophytes. **Water**, v. 10, n. 6, p. 678, 2018.

WIESSMAN, W.; WELTY, C. Water management: technology and institutions. 1984.

YENILMEZ, F.; AKSOY, A. Comparison of phosphorus reduction alternatives in control of nutrient concentrations in Lake Uluabat (Bursa, Turkey): Partial versus full sediment dredging. **Limnologica**, v. 43, n. 1, p. 1–9, 2013.

ZANONI, A. E. Waste water deoxygenation at different temperatures. **Water Research**, v. 1, n. 8–9, p. 543–566, 1967.

ZHANG, X. et al. Model-based decision support system for water quality management under hybrid uncertainty. **Expert Systems with Applications**, v. 38, n. 3, p. 2809–2816, 2011.