

DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO EM FUNÇÃO DA VULNERABILIDADE CLIMÁTICA

Data de submissão: 01/04/2024

Data de aceite: 02/05/2024

Beatriz Rodrigues Bagnolin Muniz

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – Santa Catarina
<https://lattes.cnpq.br/6958587155131105>

Claudia Guimarães Camargo Campos

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – Santa Catarina
<http://lattes.cnpq.br/5534448411954586>

Gilmar Conte

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – Santa Catarina
<http://lattes.cnpq.br/9645389949660484>

RESUMO: O oxigênio presente na água é de grande importância para a manutenção do equilíbrio hídrico, tendo em vista que é um suprimento para que os microrganismos restabeleçam as condições iniciais após uma perturbação causada pela contaminação oriunda dos lançamentos de efluentes. O oxigênio dissolvido é proveniente da atividade fotossintética, realizada por plantas e algas, e através da interface água-ar. A concentração de oxigênio dissolvido está diretamente relacionada à temperatura da água, concentração de sal e pressão atmosférica. A temperatura é um elemento que tem grande interferência

no fornecimento de oxigênio dissolvido, na atividade fotossintética e na interface água-ar. Portanto, o objetivo deste artigo é realizar uma revisão de literatura visando descrever o comportamento do oxigênio quanto às suas fontes de produção e consumo, além de destacar sua relevância no processo de autodepuração. Através desta revisão foi possível evidenciar que o oxigênio dissolvido é um elemento fundamental para a manutenção da qualidade da água, considerando sua representatividade ao longo do processo de autodepuração. Além disso, foi possível verificar que é de grande importância considerar as influências sazonais e as condições climáticas das regiões onde são submetidos os estudos de autodepuração, considerando a interferência de elementos e fatores meteorológicos na concentração do elemento no meio aquático.

PALAVRAS-CHAVE: autodepuração; elementos meteorológicos; fatores meteorológicos.

DYNAMICS OF DISSOLVED OXYGEN IN THE SELF-CLEANING PROCESS DUE TO CLIMATE VULNERABILITY

ABSTRACT: The oxygen present in the water is of great importance for the maintenance of water balance, considering that it is a supply for microorganisms to reestablish the initial conditions after a disturbance caused by contamination from effluent discharges. Dissolved oxygen comes from photosynthetic activity, carried out by plants and algae, and through the water-air interface. Dissolved oxygen concentration is directly related to water temperature, salt concentration and atmospheric pressure. Temperature is an element that has a great interference in the means of supplying dissolved oxygen, photosynthetic activity and water-air interface. Therefore, the purpose of this article is to carry out a literature review aimed at describing the behavior of oxygen in terms of its sources of production and consumption, in addition to highlighting its relevance in the self-debugging process. Through this review, it was possible to show that dissolved oxygen is a fundamental element for the maintenance of water quality, considering its representativeness throughout the self-purification process. In addition, it was possible to verify that it is of great importance to consider the seasonal influences and climatic conditions of the regions where self-purification studies are submitted, considering the interference of elements and meteorological factors in the concentration of the element in the aquatic environment.

KEYWORDS: self-debugging; meteorological elements; meteorological factors.

INTRODUÇÃO

Os corpos hídricos além de serem utilizados como recurso para o atendimento das necessidades humanas, também atuam como meio de descarte de efluentes. Consequentemente, com o crescimento contínuo das populações urbanas, distúrbios antropogênicos das águas superficiais estão causando modificações prejudiciais nos ecossistemas aquáticos (CHEN et al., 2019).

A escassez de água com boa qualidade surge como um dos grandes e importantes problemas que a humanidade precisa enfrentar neste início do século 21. Esta escassez é agravada nas bacias hidrográficas com maiores índices de urbanização, pelo rápido crescimento da demanda de água e pela poluição dos cursos de água advinda do lançamento de águas residuárias sem nenhum tipo de tratamento (SALLA et al., 2013).

Em águas poluídas normalmente tem-se o predomínio de componente orgânico (CHEN et al., 2020). Consequentemente, o estudo dos efeitos da descarga de despejos orgânicos num corpo d'água constitui um problema importante no campo do controle da poluição das águas (DERISIO, 2017). As chamadas "fontes difusas" de matéria orgânica podem também contribuir para o agravamento das condições de poluição das águas naturais e ocorrem principalmente devido ao efeito de lavagem da superfície do solo pelas águas pluviais (PIVELI, 2010).

A adição de matéria orgânica nos cursos d'água consome oxigênio dos mesmos, através da oxidação química e principalmente da bioquímica, via respiração dos microorganismos, depurando assim a matéria orgânica (VALENTE; PADINHA; SILVA, 1997).

Portanto, o oxigênio, assim como na superfície terrestre, é um elemento fundamental nos ecossistemas aquáticos. Pois, é possível que um corpo receptor possa se reestabelecer após ter sofrido um desequilíbrio causado por lançamento de compostos poluentes, fazendo com que se mantenha a qualidade hídrica adequada para o mantimento da biodiversidade aquática.

Logo, a revisão bibliográfica possui a finalidade de descrever a dinâmica do oxigênio dissolvido, contemplando seus meios de produção e consumo, a fim de evidenciar sua relevância no processo de autodepuração e suas vulnerabilidades climáticas.

CONCENTRAÇÕES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

As concentrações de oxigênio dissolvido, assim como as dos demais elementos constituintes do meio aquático, variam em função dos processos de advecção, difusão e conversão. O processo de advecção corresponde ao transporte do elemento constituinte sem modificar suas características. A difusão consiste na dispersão das partículas do constituinte por meio da movimentação da água podendo ocorrer de duas formas: difusão molecular proveniente do movimento aleatório Browniano das moléculas de água e difusão turbulenta devido a agitação da água originada por barreiras físicas. Por fim, os processos de conversão são ocasionados pela dinâmica dos fatores biológicos, físicos e químicos (VON SPERLING, 2014).

Logo, a concentração de oxigênio dissolvido na água é resultante da interação de diversos processos que tendem a aumentar ou diminuir a mesma (JANZEN, 2008).

FONTES DE OXIGÊNIO

Fotossíntese

Segundo Bergamaschi e Bergonci (2017), a fotossíntese é o processo através do qual as plantas utilizam a radiação como fonte de energia para a produção de Trifosfato de Adenosina (ATP) e do poder redutor fosfato de dinucleotídeo de adenina e nicotinamida (NADPH). Mais especificamente, a energia luminosa impulsiona a síntese de carboidratos e a liberação de oxigênio a partir de dióxido de carbono e água (TAIZ; ZEIGER, 2013).

A fotossíntese pode ser compartimentada em duas fases: uma que depende diretamente da luz – fase fotoquímica e outra que não depende – fase química (MOREIRA, 2013). Durante a etapa fotoquímica da fotossíntese, a energia luminosa absorvida pelos pigmentos fotossintéticos é convertida em ATP e NADPH (poder redutor) (KERBAUY, 2013). Na fase química, reações de fixação de carbono, a energia do ATP é usada para ligar covalentemente o dióxido de carbono a uma molécula orgânica e o poder redutor do NADPH é então usado para reduzir os novos átomos de carbono fixados a um açúcar simples (EVERT; EICHHORN, 2014). Sendo que a energia armazenada nessas moléculas

pode ser utilizada mais tarde para prover processos celulares na planta e servir como fonte de energia para todas as formas de vida (TAIZ; ZEIGER, 2013). Apesar de se denominar também fase escura, não é totalmente independente da luz, uma vez que para a enzima responsável pela fixação do CO₂, a ribulose-1,5-bisfosfato carboxilase oxigenase (RuBisCo), requer luz para ser reduzida e estar no seu estado ativo (MOREIRA, 2013).

Os fatores ambientais limitantes à fotossíntese são: concentração de CO₂, nível de luminosidade e temperatura (KLUGE; TEZOTTO-ULIANA; SILVA, 2015). O que contribui normalmente para a seguinte relação: quanto maior a concentração de CO₂ maior é o crescimento da taxa fotossintética das plantas (LIU et al., 2018). Tratando-se de temperatura, o intervalo mais viável de temperatura para quase todas as plantas é de 10 a 35°C (TKEMALADZE; MAKHASHVILI, 2016). Ressalta-se que a magnitude de trocas de CO₂ entre a água e a atmosfera é de natureza difusiva, sendo que a pressão parcial e a temperatura do ar são fatores considerados primordiais no fluxo desse gás (PIERINI; THOMAZ, 2004). Por fim, as faixas de absorção de luz, realizada pelos cloroplastos, estão entre 640–660 nm para luz vermelha e 430–450 nm para a luz azul-violeta (DONG et al., 2019).

Reaeração atmosférica

A transferência de gases através da interface ar-água constitui uma importante etapa dos ciclos biogeoquímicos de numerosas substâncias, ao governar a sua transição entre o estado dissolvido na água e o estado gasoso na atmosfera (JANZEN; SCHULZ; LAMON, 2008). A transferência de gases é um fenômeno físico, através do qual moléculas de gases são intercambiadas entre os meios líquido e o gasoso pela sua interface (água e ar), ocorre por meio de dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta (VON SPERLING, 2014).

A difusão molecular é originada pelo gradiente de concentração, o que faz com que ocorra o movimento molecular de uma região de alta concentração para uma região baixa concentração (MORTARI et al., 2010). Os níveis de concentração do oxigênio dissolvido podem aumentar devido à turbulência na água, o que gera maior troca de oxigênio do ar e da água (NOZAKI et al., 2014). Logo, a difusão turbulenta é mais eficaz, devido a formação de interfaces que aumentam o contato da água com a atmosfera (PEDRON; MENDES, 2005).

No geral, em condições normais, a água é caracterizada por ser um ambiente muito carente em oxigênio, devido à baixa solubilidade (CUNHA; FERREIRA, 2019). Sendo que as variáveis como a temperatura da água e a pressão atmosférica influem diretamente na quantidade de oxigênio dissolvido. Quanto maior a pressão atmosférica, maior a dissolução (PELLACANI, 2005), e conforme Derisio (2017), quanto maior a temperatura da água menor é a retenção de gases.

Segundo Fiorucci e Benedetti Filho (2015), no controle da solubilidade do O₂ na água a temperatura é um fator muito importante. Considerando que a temperatura do ar diminui com o aumento da altitude, há uma relação direta entre ambas, pois como a solubilidade dos gases em água diminui com a elevação da temperatura, a quantidade de oxigênio que se dissolve a 0 °C (14,2 mg/L) é mais do que o dobro da que se dissolve a 35 °C (7,0 mg/L).

Segundo Von Sperling (2014), a variação da temperatura na água pode ser de origem natural, por meio da transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo). Ainda de acordo com o autor, as elevações de temperatura aumentam a taxa das reações físicas, químicas e biológicas (na faixa usual de temperatura), diminuem a solubilidade dos gases, como o oxigênio dissolvido e aumentam a taxa de transferência de gases (o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis).

Um rio em condições naturais apresenta normalmente de 8 a 10 mg/L, podendo variar conforme a temperatura do ar e pressão atmosférica (NOZAKI et al., 2014).

FATORES DE CONSUMO DE OXIGÊNIO

O consumo de oxigênio no meio aquático ocorre através da oxidação da matéria orgânica, nitrificação e a demanda bentônica.

Oxidação da matéria orgânica

A oxidação é o processo em que ocorre a remoção de elétrons de uma substância, elevando o seu estado de oxidação, sendo que em águas naturais o agente oxidante mais importante é o oxigênio dissolvido (BAIRD; CANN, 2011). Ou seja, a oxidação é uma forma de transformar poluentes em compostos menos indesejáveis ao meio ambiente (ANDRADE, 2010). Sendo que, a oxidação da matéria orgânica, de origem biológica, corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio (GALDINO; TROMBINI, 2018).

A matéria orgânica presente nos ecossistemas aquáticos é proveniente de fonte alóctone e autóctone (BHATTACHARYA; OSBURN, 2020). A matéria orgânica alóctone, que é de origem externa do ambiente aquático, é composta principalmente por folhas oriundas da vegetação próxima aos corpos de água, enquanto a matéria orgânica autóctone é oriunda no próprio ecossistema, onde se destacam as macrófitas aquáticas (GIMENES; CUNHA- SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2010).

Nitrificação

A nitrificação corresponde em um processo de grande importância no fornecimento, no ciclo biogeoquímico, de amônia e oxigênio e pode servir para mediar esses níveis em sistemas aquáticos (PAUER; AUER, 2009).

Conseqüentemente, os organismos oxidantes de amônia exercem uma função fundamental na purificação da água e na ciclagem de nitrogênio. Porém, a variação de espécies e quantidade desses organismos são determinadas por fatores como temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e matéria orgânica (SIMS et al., 2012).

Nas águas, o nitrogênio está presente sob quatro formas: nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016). A nitrificação é um processo aeróbio realizado por bactérias autotróficas, em que a amônia (NH_3) é oxidada para nitrito (NO_2^-), por meio de bactérias oxidantes de amônia (BOA), e então o nitrito é oxidado para nitrato (NO_3^-), por meio de bactérias oxidantes de nitrito (BON) (BUENO et al., 2019).

O consumo de oxigênio por estas reações é denominado demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior a das reações de oxidação da matéria orgânica carbonácea. Isso ocorre porque as bactérias nitrificantes, autotróficas, possuem uma taxa de crescimento menor que as bactérias heterotróficas (VON SPERLING, 2014).

Devido ao consumo de oxigênio por nitrificação, um sistema fluvial pode sofrer de depleção de oxigênio, o que pode afetar negativamente os organismos aquáticos (LE; FETTIG; MEON, 2019).

Demanda bentônica

A matéria orgânica decantada também pode consumir oxigênio dissolvido, e nesse caso, essa demanda é denominada demanda bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento (ANDRADE, 2010).

Porém, esse consumo de oxigênio no sedimento não depende exclusivamente da concentração de oxigênio na água, pois acaba sendo influenciado pelas características químicas do material orgânico e das substâncias redutoras (MCCARTHY et al., 2013).

As comunidades microbianas bentônicas possuem elevada heterogeneidade, principalmente no perfil transversal do curso da água, com a atividade microbiana mais intensa na camada próxima da interface água-sedimento (JOURABCHI et al., 2008).

Os macroinvertebrados bentônicos são considerados relevantes componentes de ecossistemas aquáticos, pois desempenham importantes papéis na cadeia alimentar, produtividade, ciclagem de nutrientes e decomposição de matéria desses ambientes, tanto no sedimento quanto associados a macrófitas aquáticas (SILVA, 2016).

O sedimento divide-se em duas camadas, superior e inferior, a camada superior realiza a estabilização aerobiamente; enquanto na camada inferior, por não possuir contato com o oxigênio da massa líquida, a estabilização ocorre de forma anaeróbica (VON SPERLING, 2014).

PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO

A autodepuração consiste em um fenômeno de sucessão ecológica que resulta no restabelecimento do equilíbrio no meio aquático através de mecanismos essencialmente naturais de âmbito físico, químico e bacteriológico, essencialmente naturais (SARDINHA et al., 2008).

No corpo d'água, que recebe um lançamento de esgoto, ocorre o fenômeno do desequilíbrio ecológico, que é o aumento do número de indivíduos de uma única espécie, com consequente desaparecimento de outras espécies (ANDRADE, 2010).

Conseqüentemente, alterações na comunidade biótica, diminuição da diversidade, comprimento reduzido da cadeia alimentar, aumento da prevalência de doenças e redução da população, podem ser utilizadas como um diagnóstico de um ecossistema aquático (GIANESELLA et al., 1999).

O processo de autodepuração se desenvolve ao longo do tempo e da direção longitudinal do rio e grande parte das reações que ocorrem lentamente caracterizando-se normalmente como ordem zero ou de primeira ordem. A redução da matéria orgânica, assim como a inserção de oxigênio por reaeração, são caracterizadas conforme a cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente (VON SPERLING, 2014), pois quanto maior a quantidade de partículas maior é número de choques (PIVELI; KATO, 2006). Uma vez que a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é consumida, os valores de oxigênio dissolvido tendem a diminuir, pois a matéria orgânica presente no curso d'água vai sendo biologicamente degradada até que o oxigênio dissolvido seja retomado ao seu valor inicial (GUEDES; TERAN; GUEDES, 2019).

Segundo Braga (2005), ao longo do tempo e considerando o perfil longitudinal, existem estágios de sucessões ecológicas associadas a zonas fisicamente identificáveis nos rios, definidas como zonas de autodepuração (Figura 1).

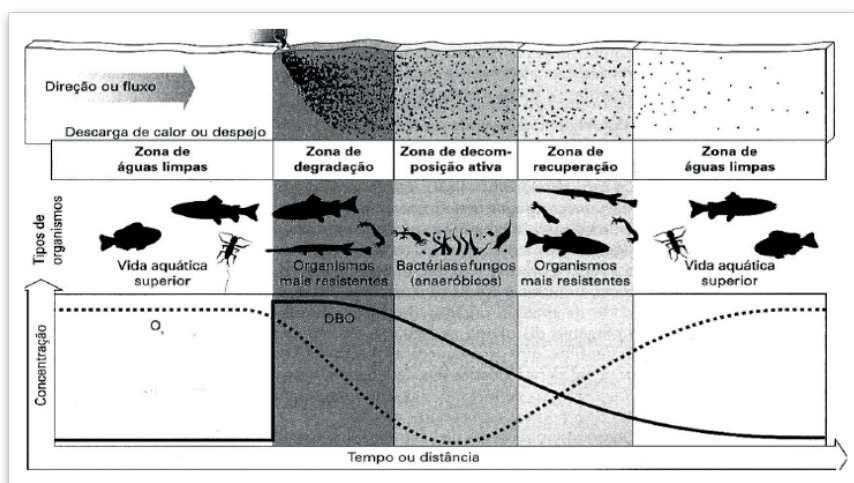


Figura 1 – Estágios de sucessões ecológicas divididas em zonas fisicamente identificáveis nos rios.

Fonte: Braga et al. (2005).

A zona de degradação é caracterizada como a fase inicial de perturbação do ecossistema causada por lançamento de efluente possuindo alta concentração de matéria orgânica (COSTA; TEIXEIRA, 2010).

A zona de decomposição ativa corresponde ao início da retomada do equilíbrio hídrico através da decomposição da matéria orgânica pelos microrganismos, logo, os reflexos no corpo d'água atingem o máximo e conseqüentemente a qualidade da água encontra-se em seu estado mais deteriorado (VON SPERLING, 2014). Isso ocorre devido a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) que corresponde a quantidade de oxigênio dissolvido necessária para os microrganismos aeróbicos, presentes em um corpo de água, quebrar os componentes orgânicos disponíveis em água a uma determinada temperatura durante um determinado período (AHMED; SHAH, 2017).

A zona de recuperação tem início após a fase onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática superior (ANDRADE, 2010).

A zona de águas limpas corresponde a reorganização, ou seja, as concentrações de matéria orgânica, oxigênio dissolvido e microrganismos retornam as condições iniciais anteriores à perturbação (SARDINHA et al., 2008).

Percebe-se que a concentração de oxigênio dissolvido, principal elemento condicionante do processo de autodepuração em um corpo hídrico, encontra-se diretamente relacionada com o equilíbrio entre os processos de produção e consumo de oxigênio, sendo os mesmos dependentes de muitos fatores, como temperatura da água, salinidade, depleção de oxigênio, fontes de oxigênio e outros parâmetros de qualidade da água (AHMED, 2017).

Com base na descrição das diferentes zonas do processo de autodepuração, dentre os fatores de interferência, destaca-se a importância da temperatura nos ecossistemas aquáticos, pois afeta a solubilidade do oxigênio juntamente com a taxa de atividades metabólicas nos organismos, que correspondem aos mecanismos essenciais ao longo do processo de autodepuração (CHATANGA et al., 2019).

Andrade (2014), desenvolveu um estudo da capacidade de autodepuração do rio Vieira, localizado na cidade de Monte Carlos no Estado de Minas Gerais, georreferenciada no ponto-sede latitude 16°43'41"S, longitude 43°51'54"W e altitude de 638 metros acima do nível do mar e o clima característico da região é tropical.

A Tabela 1 apresenta os resultados obtidos com as análises físico-químicas do rio Vieira próximo a nascente.

Parâmetro	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro
OD do rio (mg/L)	7,61	7	6,94	6,8	7,08
Temperatura do rio (°C)	23	23	23	23	24
Vazão (m³/s)	0,2505	0,2417	0,2153	0,2683	0,301875

Tabela 1 – Dados do trecho mais preservado.

Fonte: Andrade (2014).

Conforme o INMET (2021), a cidade de Monte Carlos tem um clima tropical sendo que no inverno a pluviosidade é muito menor do que no verão e a temperatura média do ar do município é de 22,7 °C (Figura 2).

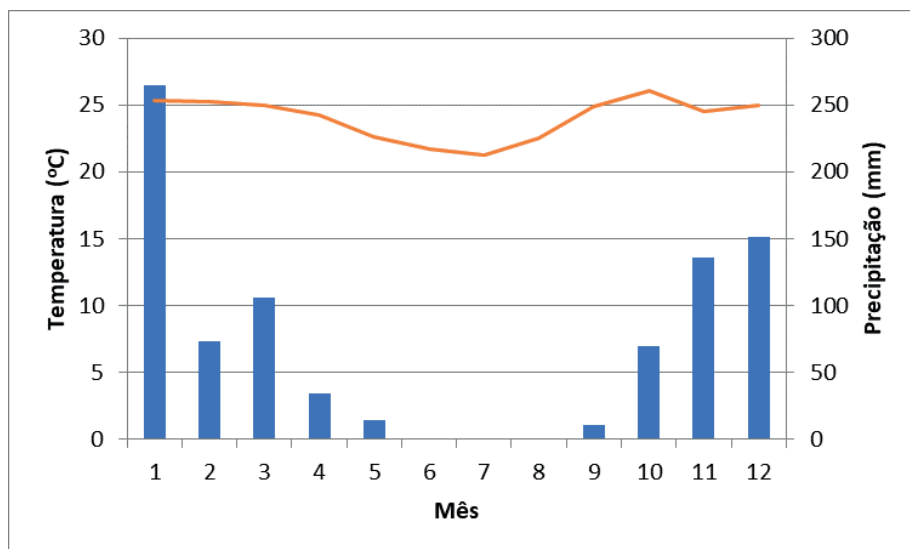


Figura 2 – Temperatura do ar e precipitação média mensal/Clima em Montes Claros.

Fonte: Adaptado INMET (2021).

Através da Figura 2, nota-se que a temperatura apresenta baixa amplitude anual, pouca variação entre os diferentes meses, porém a precipitação possui uma grande amplitude, sendo o período de maio a setembro os de menores volumes.

Sobrepondo as análises físico-química do rio Viera, Tabela 1, com os resultados meteorológico do município de Montes Claros, Figura 2, observa-se que as concentrações de oxigênio dissolvido registradas possuem um comportamento constante, semelhante a temperatura do ar, e diferentemente da precipitação, comprovando a maior influência da temperatura média do ar.

Por meio do estudo da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Desquite em Otacílio Costa Santa Catarina, desenvolvido por Berlanda (2017), foi possível observar o

comportamento do oxigênio dissolvido em uma região de clima caracterizado por subtropical úmido. O município de Otacílio Costa está localizado na região serrana do Estado de Santa Catarina, georreferenciada no ponto sede a uma latitude de 27° 28' 59''S, longitude de 50°07' 19''W e altitude de 884 metros, com uma área de 924,2 Km².

A Tabela 2, confere aos valores registrados da concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água no rio Desquite conforme a estação, inverno, outono, primavera e verão, no período de desenvolvimento do trabalho.

Parâmetro	Inverno	Outono	Primavera	Verão
OD do rio (mg/L)	6,2	5,6	1,5	2,5
Temperatura do rio (°C)	14	17	18	21

Tabela 2 – Dados do trecho mais preservado.

Fonte: Adaptado Berlanda (2021).

O clima da região é subtropical úmido, predominante em Santa Catarina, sendo que ao contrário da maior parte do território brasileiro, possui as quatro estações bem definidas com chuvas distribuídas durante todo ano, Figura 3.

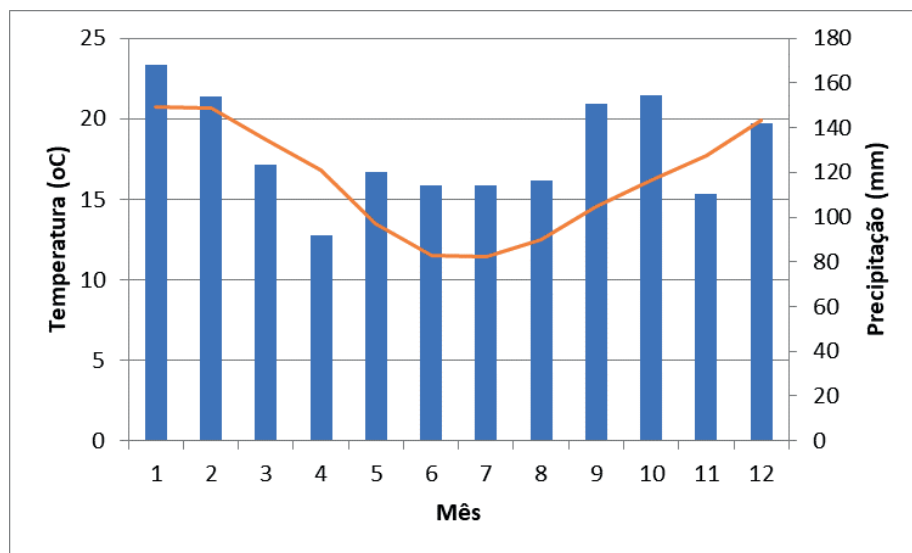


Figura 3 – Temperatura do ar e precipitação média mensal/Clima região de Lages.

Fonte: Adaptado INMET (2021).

Observa-se que as concentrações de oxigênio dissolvido mais elevadas na bacia hidrográfica do rio Desquite foram registradas durante o inverno período que compreende as menores temperaturas do ar e conseqüentemente da água na região.

Outro fator que deve ser ressaltado é o comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do rio Desquite, pois apesar de maiores contribuições de efluentes que vão se intensificando ao longo do curso do rio, devido a distribuição de ocupação territorial ao longo da bacia, a maioria dos valores registrados se mantem praticamente com o mesmo comportamento dos pontos iniciais, que correspondem a trechos com um ambiente mais preservado. É perceptível o comportamento do oxigênio dissolvido nos trechos onde se iniciam maiores contribuições de despejos de efluentes domésticos, industriais, entre outros, é dependente das características dos mesmos, porém analisando a dinâmica desses trechos com os trechos iniciais, percebe-se que o comportamento do oxigênio dissolvido está sendo mais diretamente afetado pela temperatura média do ar/água.

Analisando a dinâmica do oxigênio dissolvido em pontos mais próximos da nascente entre os dois rios, observa-se concentrações inferiores para o rio Desquite quando comparado com o rio Vieira. Essa diferença pode ser em função das diferentes características físico químicas existentes entre os dois rios, porém um fator externo que pode estar influenciado o processo de retenção de oxigênio no meio aquático seria a pressão atmosférica, em função da diferença de altitude entre os rios Vieira e Desquite, 638 e 884 metros, respectivamente.

Além de se conhecer as características climáticas da região, deve-se considerar possíveis tendências de alteração na dinâmica de recuperação do meio hídrico em virtude de possíveis mudanças climáticas, as quais referem-se essencialmente a mudanças de longo prazo nas variáveis climáticas, seja a mudança nas condições climáticas médias ou na distribuição de eventos climáticos em torno da normal (WU et al., 2020).

Segundo a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/05, os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) para água doce classe 2 e 3 podem ser superiores aos valores estabelecidos, em casos em que se comprove, através de estudo de autodepuração, que o corpo receptor possui capacidade de manter as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido que são 5 mg/L e 4 mg/L para classe 2 e 3, respectivamente (BRASIL, 2005).

Para cada uma das classes a legislação estabelece um valor fixo como parâmetro, ou seja, não são consideradas possíveis alterações no valor mensurado em função das variações sazonais e regionais. Mas como a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos pode ser considerada como um critério para o estabelecimento dos padrões de descarga (TIAN; WANG; SHANG, 2011), além de considerar o efeito do enriquecimento orgânico e de nutrientes, ou seja, o aumento da quantidade e concentração de efluentes no meio hídrico, o efeito potencial da mudança climática global deve ser levado em consideração ao analisar as tendências da dinâmica da concentração do oxigênio dissolvido (VILLATE et al., 2013). Tendo em vista que a qualidade da água poder ser alterada até mesmo em função da sazonalidade (GOMES et al., 2018).

Logo, a avaliação da qualidade dos corpos hídricos é de grande relevância e deve ser testada de acordo com as características peculiares de cada região, com a finalidade de sugerir ações adequadas para preservação da diversidade biológica (NOZAKI et al., 2014). Pois a qualidade da água é geralmente degradada por efluentes provenientes de estações de tratamento ou em muitos casos inatura de diversas origens, quantidades e composição que excede a capacidade de autodepuração do corpo hídrico (FARHADIAN et al., 2019).

CONCLUSÃO

Através da revisão da literatura foi possível constatar que no desenvolvimento de estudos de autodepuração é de grande importância monitorar a dinâmica do oxigênio dissolvido em função dos elementos e fatores meteorológicos da região de estudo, considerando a grande influência na manutenção das concentrações.

Ressalta-se que é imprescindível a elaboração de estudos com a finalidade de identificar e quantificar quais variáveis se demonstram como principais precursoras para o desenvolvimento do processo de autodepuração, e como as mesmas atuam em diferentes regiões, principalmente em regiões de clima subtropical, por exemplo, as quais possuem as estações bem definidas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC), por meio da concessão da bolsa de pesquisa.

REFERÊNCIAS

AHMED, A. A. M. **Prediction of dissolved oxygen in Surma River by biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand using the artificial neural networks (ANNs)**. Journal Of King Saud University - Engineering Sciences, v. 29, n. 2, p.151-158, abr. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2014.05.001>

AHMED, A. A. M; SHAH, S. M. A. **Application of adaptive neuro-fuzzy inference system (ANFIS) to estimate the biochemical oxygen demand (BOD) of Surma River**. Journal Of King Saud University - Engineering Sciences, [S.L.], v. 29, n. 3, p. 237-243, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jksues.2015.02.001>.

ANDRADE, E. B. **Estudo da autodepuração do rio vieira através da modelagem matemática**. 2018. Monografia (Especialização) - Curso de Lattus Sensus em Recursos Hídricos e Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros. 2014.

ANDRADE, L. N. D. **Autodepuração dos corpos d'água**. Revista da Biologia, Vitória, 30 dez. 2010. <http://dx.doi.org/10.7594/revbio.05.04>

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BERGAMASCHI, H.; BERGONCI, J. I. **As plantas e o clima**. 1. ed. Guaíba: Agrolivros, 2017.

BERLANDA, A. et al. **Avaliação temporal e espacial da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Desquite, Santa Catarina**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 1, p. 45-51. 2021. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220180094>

BHATTACHARYA, R.; OSBURN, C. L. **Spatial patterns in dissolved organic matter composition controlled by watershed characteristics in a coastal river network: The Neuse River Basin, USA**. Water Research, v. 169, p. 115248-115258, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2014.05.001>

BRAGA, B. et al. **Introdução a engenharia ambiental: o desavio do desenvolvimento sustentável**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. National Council for the Environment - CONAMA. 2005. CONAMA Resolution n. 357, of March 17, 2005. Official Gazette of the Union, Brasília.

BUENO, R. D. F. et al. **Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 24, n. 4, p.1-2, ago. 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019125711>

CHATANGA, P. et al. **Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho**. Egyptian Journal Of Aquatic Research, [S.L.], v. 45, n. 1, p. 45-51, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejar.2018.12.002>

CHEN, H. et al. **Kernel functions embedded in support vector machine learning models for rapid water pollution assessment via near-infrared spectroscopy**. Science Of The Total Environment, v. 714, p.136765-136772, abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136765>

CHEN, S. et al. **Local habitat heterogeneity determines the differences in benthic diatom metacommunities between different urban river types**. Science Of The Total Environment, v. 669, p.711-720, jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.030>

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, Araraquara, v. 13, n. 1, p.49-62, 15 jul. 2010. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2010.v13i1.125>

CUNHA, C. D. L. D. N.; FERREIRA, A. P. **Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 24, n. 3, p.473-480, jun. 2019. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019112332>

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle da poluição ambiental**. 5. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.

DONG, R. et al. **Recent developments in luminescent nanoparticles for plant imaging and photosynthesis**. Journal Of Rare Earths, v. 37, n. 9, p.903-915, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jre.2019.04.001>

EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Raven: biologia vegetal**. 8a. ed., Grupo Gen - Guanabara Koogan, 2014.

FARHADIAN, M. et al. **Minimal adverse impact of discharging polluted effluents to rivers with selective locations**. Sustainable Cities And Society, v. 46, p.101394-101400, abr. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.12.022>

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. **A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos**. Química Nova na Escola, São Paulo, v. 1, n. 22, p.1- 6, abr. 2015. <http://qnesc.sbgq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>

GALDINO, N. S.; TROMBINI, R. B. **Análise físico-química da água do córrego Japira, localizado na cidade de Apucarana-Pr**. Terra e Cultura, Londrina, v. 27, n. 53, p.67-76, jul. 2018. <http://periodicos.unifil.br/index.php/Revistateste/article/view/333/249>

GANESSELLA, S. M. F. et al. **Assessment of plankton community and environmental conditions in São Sebastião Channel prior to the construction of a produced water outfall**. Brazilian Journal Of Oceanography, São Paulo, v. 47, n. 1, p.29-46, 1999. <https://doi.org/10.1590/S1413-77391999000100003>

GIMENES, K. Z.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. **Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos**. Oecologia Australis, v. 14, n. 04, p.1036-1073, dez. 2010. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2010.1404.13>

GOMES, S. H. R. et al. **Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 23, n. 2, p.275-285, mar. 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018169332>

GUEDES, D. M.; TERAN, F. J. C.; GUEDES, P. G. D. S. A. **Avaliação da Influência do Coeficiente de Desoxigenação no Modelo de Autodepuração Utilizando Efluentes de Laticínio**. Revista Internacional de Ciências, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p.32-46, dez. 2019. <https://doi.org/10.12957/ric.2019.42731>

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de dados meteorológicos**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 1 fev. 2024.

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, set. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300006>

JOURABCHI, P. et al. **Quantitative interpretation of pore water O₂ and pH distributions in deep-sea sediments**. Geochimica Et Cosmochimica Acta, v. 72, n. 5, p.1350-1364, mar. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2007.12.012>

KERBAUY, G. B. Fisiologia vegetal. São Paulo: Guanabara Koogan, 2013.

KLUGE, R. A.; TEZOTTO-ULIANA, J. V.; SILVA, P. P. M. D. **Aspectos Fisiológicos e Ambientais da Fotossíntese**. Revista Virtual de Química, São Paulo, v. 7, n. 1, p.56-73, fev. 2015. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20150004>

LE, T. T. H.; FETTIG, J.; MEON, G. **Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics**. Ecohydrology & Hydrobiology, v. 19, n. 1, p.54-65, jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.06.006>

LIU, G. et al. **Is elevated CO₂ in space harmful to growth and development? A case study of Chufa (Cyperus esculentus L.) in Lunar Palace-1.** Acta Astronautica, v. 146, p.282- 288, mai. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.actaastro.2018.03.002>

MCCARTHY, M. J. et al. **Oxygen consumption in the water column and sediments of the northern Gulf of Mexico hypoxic zone.** Estuarine, Coastal And Shelf Science, v. 123, p.46-53, mai. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.02.019>

MOREIRA, C. **Fotossíntese.** Ciência Elementar, Lisboa, v. 1, n. 1, p.1-6, dez. 2013. <http://doi.org/10.24927/rce2013.005>

MORTARI, D. A. et al. **Interpretação do mecanismo de difusão no processo gás-sólido da reação de dessulfurização.** Química Nova, São Paulo, v. 33, n. 9, p.1887-1891, set. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422010000900013>

NOZAKI, C. T. et al. **Comportamento temporal de oxigênio dissolvido e ph nos rios e córregos urbanos.** Atas de Saúde Ambiental (asa), São Paulo, v. 2, n. 1, p.30-44, abr. 2014. <https://revistaseletronicas.fmu.br/index.php/ASA/article/view/309>

PAUER, J. J.; AUER, M. T. **Formulation and testing of a novel river nitrification model.** Ecological Modelling, v. 220, n. 6, p.857-866, mar. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.12.014>

PEDRON, I. T.; MENDES, R. D. S. **Difusão anômala e equações generalizadas de difusão.** Revista Brasileira de Ensino de Física, São Paulo, v. 27, n. 2, p.251-258, jun. 2005. <https://doi.org/10.1590/S1806-11172005000200011>

PELLACANI, C. R. **Poluição das águas doces superficiais e responsabilidade civil.** Curitiba: Juruá, 2005.

PIERINI, S. A.; THOMAZ, S. M. **Adaptações de plantas submersas à absorção do carbono inorgânico.** Review Paper, Maringá, v. 3, n. 18, p.629-641, 18 fev. 2004. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062004000300020>

PIVELLI, R. P. **Curso: Qualidade das águas e poluição.** São Paulo: 2010.

PIVELI, RP; KATO, MT (2006). **Qualidade das águas e poluição: Aspectos físico químicos.** São Paulo: Abes

SALLA, M. R. et al. **Estudo da autodepuração do rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio Dourados.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p.1-2, jun. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>

SARDINHA, D. D. S. et al. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP).** Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p.329-338, set. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>

SILVA, J. A. D. et al. **Influência dos processos antropogênicos na qualidade da água e na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no córrego Pedra Branca, Alfenas (MG).** Ciência Et Praxis, Alfenas, v. 9, n. 17, p.31-36, 2016. <http://revista.uepb.edu.br/index.php/qualitas/article/view/687/496>

SIMS, A. et al. **Temporal and spatial distributions of ammonia-oxidizing archaea and bacteria and their ratio as an indicator of oligotrophic conditions in natural wetlands.** Water Research, v. 46, n. 13, p.4121-4129, set. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.007>

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal.** 5. ed. Porto Alegre: Artmed, 2013.

TIAN, S.; WANG, Z.; SHANG, H. **Study on the Self-purification of Juma River.** Procedia Environmental Sciences, v. 11, p.1328-1333, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.12.199>

TKEMALADZE, G.; MAKHASHVILI, K. A. **Climate changes and photosynthesis.** Annals Of Agrarian Science, v. 14, n. 2, p.119-126, jun. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2016.05.012>

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP.** Eclética Química, São Paulo, v. 22, n. 1, p.49-66, fev. 1997. <https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4. ed. Belo Horizonte: Ufmg, 2014.

VILLATE, F. et al. **Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: Influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors.** Marine Pollution Bulletin, v. 70, n. 1-2, p.234-246, mai. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.010>

WU, X. et al. **Impact of climate change on dysentery: Scientific evidences, uncertainty, modeling and projections.** Science Of The Total Environment, v. 714, p.136702-136716, abr. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136702>

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 1, p.29-42, mar. 2016 <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41520201600100134682>