



Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico (doi:10.4136/ambi-agua.127)

Suzi Mari Brandelero¹; Eduardo Queija de Siqueira¹; Ana Carolina de Brito Lima²

¹Universidade Federal de Goiás - PPGEMA/EEC/UFG
E-mail: {suzibrandelero, eduqs}@yahoo.com.br

²Universidade Estadual de Goiás - UEG
E-mail: anacbl@gmail.com

RESUMO

Os modelos matemáticos ganham uma importância cada vez maior na avaliação e comparação de alternativas de manejo de corpos d'água naturais. Uma das dificuldades do uso de modelos de qualidade da água para oxigênio é a ausência de dados sobre parâmetros cinéticos de reações dos processos bioquímicos. Este estudo teve como objetivo avaliar os processos de transformação temporal do oxigênio na água superficial de ambiente lótico. O estudo foi desenvolvido no Rio Meia Ponte, Goiás, um dos principais rios do Estado. As amostras de água foram coletadas na região urbana do município de Goiânia, Bairro Novo Goiânia 2, que apresenta aparente interferência antrópica no ambiente natural. Após corrigida à temperatura padrão de 20°C, a DBO variou entre 4,11 e 21,24 mg.L⁻¹ e, durante o processo de oxidação biológica, o coeficiente de desoxigenação (K_{d20}) entre 0,12 e 1,05 d⁻¹, sendo observado aumento da matéria orgânica no período de seca.

Palavras-chave: oxigênio; matéria orgânica; cinética bioquímica.

Deoxygenation in surface water of lotic environment

ABSTRACT

The mathematical models are gaining increasing importance in the evaluation and comparison of alternative management of natural water bodies. One of the difficulties of using models of water quality for oxygen is the absence of data on kinetic parameters of reactions of biochemical processes. This study aimed to evaluate the processes of temporal processing of oxygen in surface water of lotic environment. The study was conducted in the Meia Ponte River, Goiás, one of the main rivers of the state. Water samples were collected in the urban area of Goiânia, Goiânia New District 2, which shows apparent anthropogenic interference with the natural environment. After corrected to the standard temperature of 20°C, the BOD varied between 4.11 and 21.24 mg L⁻¹ and during the process of biological oxidation, the deoxygenation coefficient (K_{d20}) varied from 0.12 to 1.05 d⁻¹, and an increase of organic matter in the dry season was observed.

Keywords: oxygen; organic matter; biochemical kinetic.

1. INTRODUÇÃO

A vida aquática depende diretamente da disponibilidade de oxigênio dissolvido na água. O oxigênio é empregado nos processos metabólicos para produção de energia de qualquer organismo vivo aeróbio e facultativo, seja na forma livre ou combinada. A concentração de oxigênio dissolvido é usada como um dos principais indicadores de qualidade da água para

corpos hídricos, representando as condições para a sobrevivência e até mesmo influenciando diretamente a distribuição espacial das espécies no ambiente (Leite, 2004).

Os corpos de água corrente possuem uma capacidade natural de autodepuração. A matéria orgânica endógena e os resíduos biodegradáveis, quando lançados no rio, são oxidados pela ação de micro-organismos, especialmente bactérias. Em presença de oxigênio, bactérias aeróbias e facultativas na degradação da matéria orgânica utilizam-se do oxigênio molecular comoceptor de elétrons, retirando-o do meio (Siqueira, 1998).

Em todos os ecossistemas ocorrem processos biológicos que implicam o consumo de oxigênio, o qual se dá por meio de oxidações da matéria carbonácea, da matéria nitrogenada e do sedimento pela respiração, processos denominados desoxigenação (Sperling, 1996).

Segundo Siqueira (1998), quando as condições do meio aquático propiciam o aumento da respiração bacteriana, aliada ainda a outros sumidouros de oxigênio, a desoxigenação do meio pode ser suficientemente grande para causar uma depleção da concentração de oxigênio dissolvido na água. A quantidade de oxigênio consumida denomina-se de Demanda Bioquímica de Oxigênio.

Para Bárbara et al. (2009), a matéria orgânica em excesso provoca a proliferação das bactérias decompositoras aeróbicas e facultativas, o que faz com que o oxigênio dissolvido existente no perfil d'água seja consumido em quantidades acima do que o sistema consegue repor, causando impactos diretos nos seres aquáticos aeróbios, principalmente os de vida superior, que desaparecem, empobrecendo a biodiversidade local. No caso de baixos níveis de oxigênio, passam a existir condições que favorecem os organismos anaeróbios. Assim, é comum a existência de corpos hídricos com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, ou mesmo em condições de total anaerobiose, em rios situados nas proximidades das grandes cidades, onde a poluição é mais acentuada.

A distinção entre demanda de oxigênio para o material carbonáceo e demanda de oxigênio para o material nitrogenado tem relação com a composição da água. A demanda carbonácea geralmente ocorre primeiro, normalmente como resultado de um retardo no crescimento de bactérias nitrificantes necessárias para a oxidação das formas nitrogenadas, sendo exercida por organismos heterotróficos que são capazes de derivar a energia para a oxidação do carbono orgânico. Efluentes, rios, estuários e lagos contêm grande número de organismos heterotróficos, exceto para casos em que substâncias químicas tóxicas estão presentes. A demanda carbonácea evolui quase que imediatamente (Thomann e Mueller, 1987).

O consumo de oxigênio livre na nitrificação é referido como demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior à das reações de desoxigenação carbonácea. Isso se deve ao fato de que as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas, fazendo com que a nitrificação ocorra mais vagorosamente (Sperling, 1996).

Quando as condições hídricas possibilitam a autodepuração equilibrada, as concentrações de oxigênio dissolvido raramente decaem a valores que possam ser prejudiciais aos seres vivos. As condições anaeróbicas provocam o surgimento de maus odores, originados da produção de gases como o sulfídrico. Como a capacidade de autodepuração varia de um corpo hídrico para outro, torna-se necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos, visando conhecer a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber e diluir sem que suas características naturais sejam prejudicadas (Bárbara et al., 2009).

A poluição das águas provocada pela matéria orgânica presente no esgoto pode ser modelada a partir de parâmetros indicativos, no caso DBO e OD. O principal uso do modelo de qualidade de água é simular parâmetros de qualidade em corpos d'água. Nesse sentido, a simulação dos parâmetros de qualidade de água em rios sujeitos ao lançamento de esgoto doméstico é relevante, no que se refere à utilização dessa água pelos seus usuários. Vale

lembrar que essa aplicação representa um primeiro estágio no processo de monitoramento, usando modelos de qualidade de água em rios ou baías (Cunha e Ferreira, 2006).

Este estudo teve por objetivo quantificar a taxa de desoxigenação (K_d) e a quantidade de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (L_t) das águas do Rio Meia Ponte, Goiás e também avaliar a variação temporal desses parâmetros, bem como a variação em função da vazão.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizada amostragem de água no Rio Meia Ponte, no Município de Goiânia, Bairro Novo Goiânia 2, com frequência mensal, de março a setembro de 2007. O tempo entre a coleta e a chegada das amostras ao laboratório foi em média de 1 hora. As coletas foram realizadas entre 8 e 10 h da manhã aproximadamente.

As amostras foram coletadas em local pertencente ao trecho urbano. O ponto amostral tem as coordenadas 16° 38' 31" de latitude ao sul do Equador, 49° 15' 25" de longitude a oeste de Meridiano de Greenwich e altitude de 699 m. A montante do local de coleta, há lançamento de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto, entre outros efluentes industriais.

As coletas foram feitas de forma discreta (pontual ou simples). A amostragem discreta é representativa das características da origem no instante da coleta.

Para cada amostragem de água, foi utilizado um balde, lançado no centro da seção transversal do rio, na superfície da água, deixando-o encher vagarosamente, evitando a turbulência na água.

Da amostra do balde, foram recolhidas subamostras em 11 frascos de OD, com capacidade volumétrica aproximada de 300 mL cada frasco. Nesse momento tomou-se o cuidado de encher esses frascos vagarosamente, evitando-se a movimentação da amostra, para não interferir na concentração de oxigênio desta. Em cada campanha amostral, as amostras foram incubadas à temperatura de 20°C, no escuro, durante onze dias e submetidas a análises de oxigênio dissolvido, pelo método iodométrico de Winkler (APHA, 1998), diariamente. Leite (2004) comenta que durante a análise de DBO, condições de luminosidade são sempre mantidas controladas, a fim de evitar a produção de oxigênio por organismos fotossintéticos que eventualmente possam estar presentes na amostra de água incubada.

A cada dia, do dia 0 ao 11° dia foi analisado uma amostra, totalizando onze leituras (análises de OD), sendo esses valores utilizados para os cálculos das DBOs diárias, em que a cada dia, subtraía-se o valor da concentração de OD do dia, do valor da concentração de OD do dia 0. Esses valores foram utilizados para a construção dos gráficos, em que se determinaram os coeficientes de desoxigenação (K_d) e DBO (L_t) final. Para a análise da amostra do dia 0 (primeiro dia), o OD dessa amostra foi fixado ainda em campo, para isso, foi adicionado à amostra no frasco de OD, 1 mL de sulfato manganoso e 1 mL de azida sódica, nesta ordem, conforme Apha-Standard Methods (1998). Todas as amostras eram encaminhadas ao laboratório para análise, sendo analisadas gradativamente, uma por dia, no mesmo turno (matutino). Siqueira (1998) argumenta que a DBO₅, ou seja, DBO até o quinto dia de incubação da amostra, não é suficiente para descrever o consumo de oxigênio pelas bactérias na degradação da matéria orgânica, tornando-se necessário estimar a DBO última, ou seja, a L_t , estimada no presente estudo que foi de dez dias.

Os valores de DBO (y) foram dispostos em gráficos em função do tempo (x). A solução da Equação 1 é a Equação 2 que foi ajustada por regressão não linear dos dados experimentais, pela qual foram estimados os coeficientes de desoxigenação (K_d) e quantidade de matéria orgânica (DBO última (L_t) ao final dos dez dias). Os coeficientes foram corrigidos para a temperatura padrão de 20°C, quando ocorreram variações da temperatura de incubação

das amostras, utilizando a Equação 3. Foi utilizado um coeficiente de correção da temperatura, (θ) de 1,047, conforme Siqueira (1998).

$$\frac{dL_t}{dt} = -K_d \cdot L_t \quad [1]$$

$$L_t = L_o \cdot (1 - e^{-K_d \cdot t}) \quad [2]$$

$$K = K_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad [3]$$

sendo:

L_t = DBO exercida em um tempo (t) (mg.L⁻¹)

L_o = DBO remanescente em t=0, igual a zero (mg.L⁻¹)

t = tempo (d)

K_d = coeficiente de desoxigenação (d⁻¹)

K = coeficiente (d⁻¹)

K_{20} = coeficiente a 20°C (d⁻¹)

θ = fator de correção da temperatura

T = temperatura (°C)

Existem alguns métodos de estimativa do coeficiente de desoxigenação, que fornecem aproximações razoáveis, dentro de limites predefinidos. Mas, devido a não linearidade desses coeficientes, não se conseguiu, ainda, uma formulação para casos genéricos (Bezerra et al., 2008).

Em geral, não houve necessidade de diluição das amostras, porém nos meses de julho, agosto e setembro, as amostras foram diluídas em água de diluição para DBO, diluição 1/3 (Metcalf & Eddy, 1991), em função do aumento da matéria orgânica e consumo de todo o OD disponível nos frascos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A síntese dos resultados de L_t e K_d é apresentada na Tabela 1, juntamente com a temperatura média de incubação, medida com termômetro colocado no interior da incubadora de DBO.

Tabela 1. Síntese dos resultados dos experimentos de (DBO) e K_d (coeficiente de desoxigenação).

Mês/Período	L_t (DBO) (mg L ⁻¹)	K_d (d ⁻¹)	K_{d20} (d ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	Temperatura °C) média de incubação
Março/2007/Chuvoso	4,3	0,99	0,99	4,3	20,0
Abril/2007/Chuvoso	4,3	0,52	0,52	4,0	20,0
Mai/2007/Chuvoso	5,1	0,40	0,40	4,4	20,0
Junho/2007/Seco	4,1	1,20	1,05	4,1	23,0
Julho/2007/Seco	16,9	0,20	0,15	8,9	25,7
Setembro/2007/Seco	21,2	0,15	0,12	9,6	25,5

obs: L_t : DBO com 10 dias de incubação; K_d : coeficiente de desoxigenação; K_{d20} : coeficiente de desoxigenação corrigido à temperatura padrão de 20°C; DBO₅: DBO com cinco dias de incubação.

Os valores de DBO (L_t) e K_d (coeficiente de desoxigenação) são apresentados na Figura 1. Como não foi utilizado inibidor da nitrificação, considerou-se que as fases carbonáceas e nitrogenada possam ter ocorrido de maneira simultânea.

No mês de agosto/2007 não foi possível determinar os valores de K_d e L_t , sugerindo que alguma substância tóxica, proveniente de efluentes doméstico e industrial, possa ter inibido a atividade das bactérias.

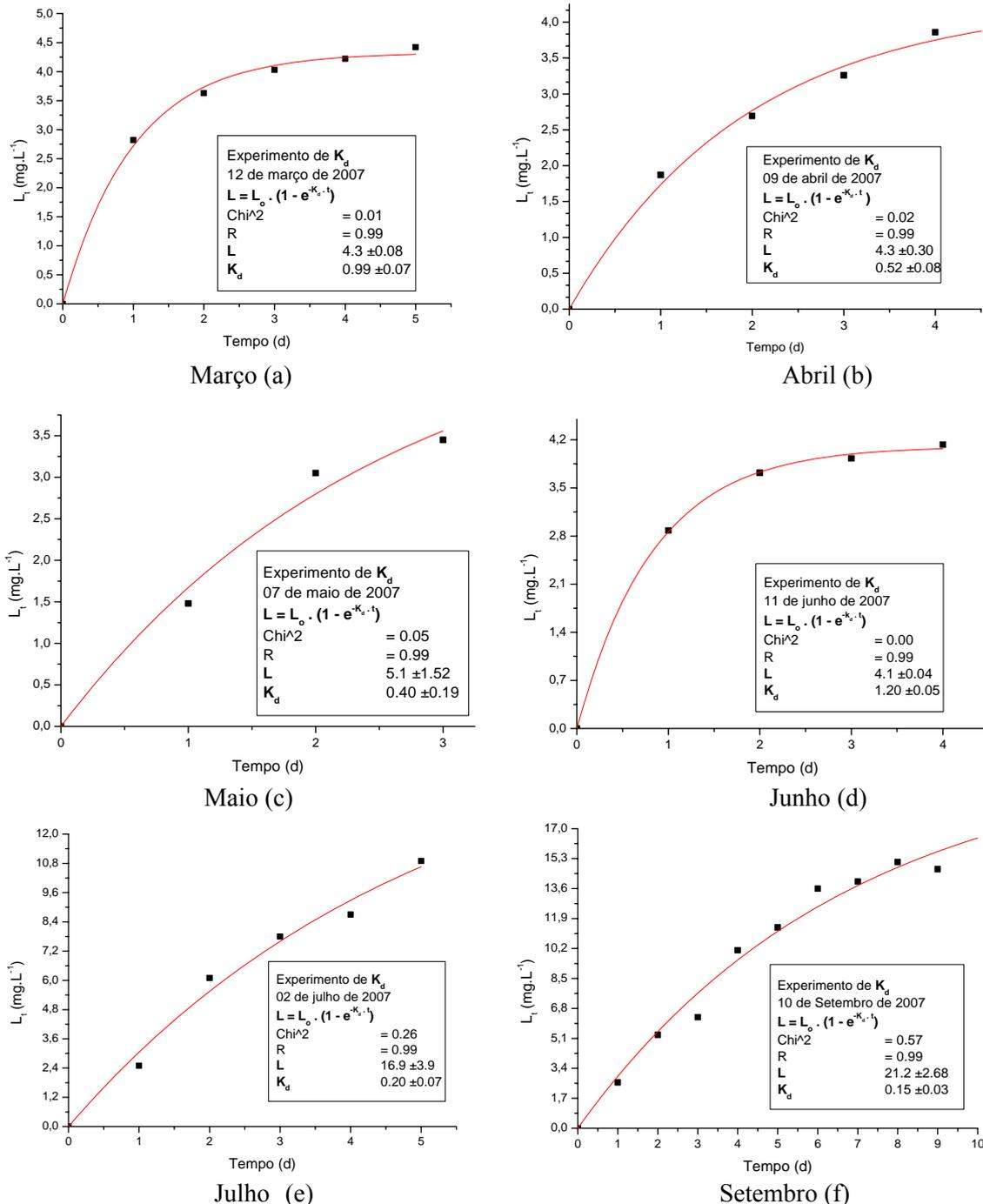


Figura 1. Curvas de progressão da DBO para os meses de março (a), abril (b), maio (c), junho (d), julho (e) e setembro (f).

A Figura 1 e a Tabela 1 mostram o aumento da concentração L_t (DBO) com valores maiores nos meses de clima mais seco (julho e setembro) indicando um aumento da matéria orgânica biodegradável. Os valores de K_d apresentaram uma variação na velocidade de reação sendo maior nos meses de março e junho; e menor nos meses de julho e setembro. Considerando os níveis de DBO_5 , conforme Resolução do CONAMA 357 de 2005, para Rios de Classe II, não inferiores a 5 mg.L^{-1} , verificaram-se valores muito próximos a esse padrão nos meses de chuva (março, abril e maio) e praticamente 100% superior nos meses de seca (julho e setembro), possivelmente resultante do incremento da carga orgânica na água.

Quanto à quantidade de matéria orgânica (Figura 2), observou-se uma faixa ampla nos valores de L , os quais variaram de 21,2 a $4,1 \text{ mg L}^{-1}$. Siqueira (1998) estudou um trecho de 19km a montante, no Município de Inhumas-GO, em período de baixas vazões, quantificou a DBO entre o 5° e o 14° dia, encontrando valores entre $5,0$ e 14 mg L^{-1} ; de $0,05$ a $0,75 \text{ d}^{-1}$ para o coeficiente de desoxigenação. Lima et al. (2006) estudaram um trecho urbano de aproximadamente 36 km, que inclui o ponto de coleta Goiânia 2, do presente estudo, em período de baixas vazões e quantificaram um valor médio de $3,77 \text{ mg.L}^{-1}$ para a DBO e K_{d20} $0,13 \text{ d}^{-1}$, bem como, Mendonça (2007), também estudou o trecho urbano, em período de baixas vazões, determinando $0,79$ a $11,15 \text{ mg L}^{-1}$ de DBO e K_{d20} de $0,39$ a $1,95 \text{ d}^{-1}$. Esses dois últimos autores citados, avaliaram entre o 5° e o 6° dia.

Diante dos valores encontrados, enfatiza-se a importância do monitoramento no tratamento de efluentes lançados nesse corpo hídrico, ligado ao controle da carga orgânica presente aliado ao conhecimento do poder de autodepuração do rio.

Bárbara et al. (2009) estudaram o Rio Araguari, AP, encontrando uma faixa de variação do K_{d20} de $0,20$ a $0,29 \text{ d}^{-1}$ e L_t de $8,17$ a $11,43 \text{ mg L}^{-1}$, calculado entre o 5° e 7° dia.

Valores médios de DBO_5 em praticamente um ano de estudo, no Rio Botucatu-SP, variaram entre $1,05$ e $10,50 \text{ mg L}^{-1}$, estudo esse com variação tanto temporal como espacial, em um trecho de 29 km e com oito estações de coleta de água (Silva e Sacomani, 2001). O presente estudo pode ter apresentado uma variação menor em função de uma variação apenas temporal e não espacial

Peres (2002) quantificou, em ambiente lótico, valores de até $197,9 \text{ mg L}^{-1}$ de DBO_5 em ambiente característico de receber grande aporte de esgoto. Condição essa muito mais crítica ao presente estudo.

Iurk (2006), no Rio Represa Grande-PR, encontrou valores de DBO_5 acima dos previstos na legislação, até $23,4 \text{ mg.L}^{-1}$, que podem ser atribuído a cargas orgânicas de origem pontual, lançadas em rio. Acredita-se que, para o presente estudo, a origem da poluição foi difusa.

Leite (2004) utilizou um K_d de $0,38 \text{ d}^{-1}$ na simulação numérica do lançamento de esgoto doméstico em rios, utilizando vários cenários. Esse é um valor intermediário na faixa de valores encontrados no presente estudo do Meia Ponte.

Na Figura 2, é apresentada a variação dos valores de K_d e L em função da vazão. Entretanto, é necessário considerar que a vazão do lançamento de efluentes no rio praticamente não muda, enquanto que a vazão do rio muda nos períodos de seca e chuva, ou seja, as condições de diluição do rio oscilam. Observou-se uma tendência de aumento dos valores de K_d e diminuição nos valores de L conforme aumento da vazão. Isso implica um aumento da concentração da matéria orgânica no período de seca e uma diminuição da velocidade desoxigenação. Considera-se o clima como fator implicante, nos períodos de seca e chuva, das concentrações dos compostos na água, nesse caso a concentração de matéria orgânica.

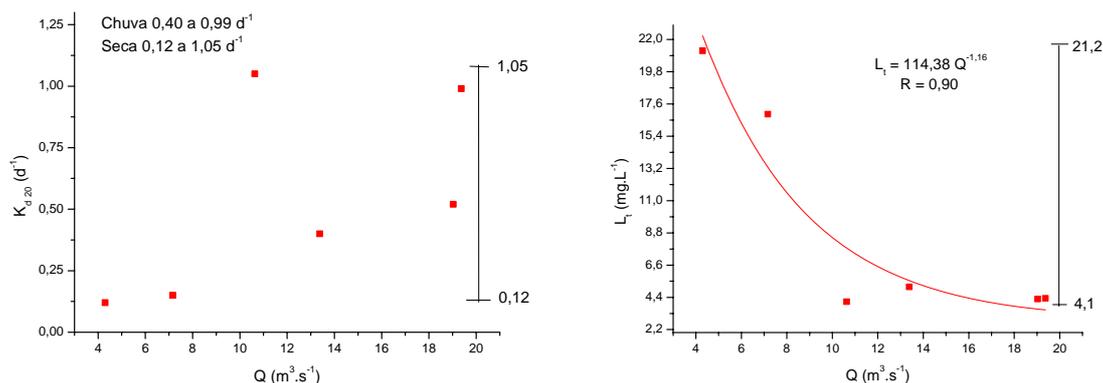


Figura 2. Variação do K_d e L em função da vazão.

A oxidação da amônia para nitrato durante o processo de nitrificação também consome oxigênio e pode representar significativa porção na DBO total (Bowie et al, 1985).

Siqueira (1998), ao modelar um trecho do Rio Meia Ponte na região do Município de Inhumas, a montante do trecho do presente estudo, observou também um aumento da matéria orgânica (L) do início para o final do trecho, apresentado como reflexo do incremento das cargas poluidoras do município. As cargas poluidoras chegam ao Meia Ponte, em geral, pelos seus afluentes, em que ocorrem lançamentos da estação de tratamento de efluentes doméstico, bem como outros efluentes industriais.

O coeficiente de desoxigenação pode ser uma ferramenta para a modelagem matemática de qualidade da água. Salles e Bredeweg (2009) defendem que as simulações obtidas pela modelagem de ambientes lóticos podem ser aplicadas, considerando o uso do solo em áreas urbanas, rurais e naturais. Eles adicionam que modelos genéricos podem ser aplicados, se os locais de estudo apresentarem problemas semelhantes, desde que em áreas de mesmos aspectos físico-geográficos e clima tropical.

4. CONCLUSÕES

A DBO_5 dos meses de julho e setembro, característicos de seca, apresentou-se fora do padrão sob o ponto de vista da legislação ambiental vigente.

Os coeficientes cinéticos de desoxigenação obtidos neste estudo, comparados com os obtidos por outros autores, foram em geral superiores, implicando um número maior de leituras de DBO, até o 11º dia.

Constatou-se que o Rio Meia Ponte sofre interferência antrópica, com comprometimento da qualidade da água principalmente no período de seca. O tratamento dos efluentes domésticos e industriais, lançados no rio, a montante do ponto de coleta do presente estudo, ainda não tem garantido o cumprimento do padrão da legislação vigente para o parâmetro de DBO.

Os coeficientes cinéticos de desoxigenação são úteis para a aplicação em modelagem matemática de qualidade da água, sendo uma das ferramentas no gerenciamento desse corpo hídrico.

5. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: AWWA/APHA/WEF, 1998. 1220p.
- BÁRBARA, V. F.; SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. Estimativa do coeficiente de reaeração (K_2) para o Rio Araguari-AP (Amazônia) para posterior utilização no modelo de qualidade da água QUAL2E. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., Recife, 2009. **Anais...** Recife: ABES, 2009.
- 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. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 61, n. 2, p. 249-255, abr./jun. 2008.
- BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L. et al. Dissolved oxygen. Chapter 3. In: **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. Athens: EPA, 1985. p. 90-230.
- CUNHA, C. de L. da N.; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cad. de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p. 1715-1725, ago. 2006.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução 357**, de 17 de março de 2005. 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. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso: fev. 2010.
- IURK, J. N. **Avaliação da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Represa Grande, integrante da zona de amortecimento do Parque Nacional do Iguaçu**. 2005. 120f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Setor de Ciências Agrárias, Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- LEITE, A. E. B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando o modelo de qualidade d'água, SisBAHIA**. 2004. 94f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz, Rio de Janeiro, 2004.
- LIMA, A. C. de B.; SIQUEIRA, E. Q. de; COSTA, O. S. da. Avaliação de método experimental para quantificação de desoxigenação e demanda bioquímica última de oxigênio no Rio Meia Ponte, Goiás. In: SIMPÓSIO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DO CENTRO OESTE, 1., Brasília, 2006. **Anais...** Brasília: ABES, 2006. 1 CD-ROM.
- MENDONÇA, B. C. de SÁ. **Variabilidade dos processos de autodepuração biológica nas águas do Rio Meia Ponte, Goiás, Brasil**. 2007. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.
- METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3. ed. Singapore: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

- PERES, A. C. **Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água do Rio Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo**. 2002. 116f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.
- SALLES, P.; BREDEWEG, B. A qualitative model of Riacho Fundo (DF, Brazil) water basin sustainability. **Ecological Informatics**, v. 4, p. 320-338, 2009.
- SILVA, A. M. M. da; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-Brazil). **Water Research**, v. 35, n. 6, p. 1609-1616, 2001.
- SIQUEIRA, E. Q. de. O modelo de qualidade de água (QUAL2E) na modelação de OD no rio Meia Ponte (GO) Brasil. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTA, 26., Lima, 1998. **Anais...** Lima: AIDIS, 1998.
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte:UFMG, 1996. 243p. Vol. 1.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987. 644p.