

SIMULAÇÃO DO PERFIL DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO RESERVATÓRIO DO RIO VERDE, PR, BRASIL

Aline M. F. de Araujo^{1} & Cynara L. N. Cunha²*

Resumo – Uma das principais consequências ao se despejar resíduos orgânicos e inorgânicos em um meios aquáticos estão relacionadas ao déficit das concentrações de oxigênio. O oxigênio dissolvido tem grande importância no processo de oxidação de matéria orgânica encontrada nos resíduos. As principais fontes de oxigênio são a reeração e a produção por fotossíntese. Já as perdas de oxigênio dissolvido (OD) se dão basicamente pela oxidação de carbonáceos e pela demanda de sedimentação no corpo aquático, assim como na respiração das plantas. No presente trabalho, foi desenvolvido um modelo matemático no qual são simulados perfis de OD no reservatório do Rio Verde, localizado na Região Metropolitana de Curitiba. As simulações foram realizadas em três meses distintos, março, junho e outubro de 2009, períodos com diferentes características de misturas. Em março a coluna inicia o processo de desestratificação, em junho, não há estratificação térmica, ou seja, a coluna está misturada, e em outubro começa a se formar novamente a estratificação. Os valores obtidos pelo modelo são comparados com valores medidos, validando assim o modelo proposto e obtendo uma boa concordância.

Palavras-Chave – Oxigênio Dissolvido, Reservatório do Rio Verde, Estratificação.

SIMULATION OF DISSOLVED OXYGEN PROFILE IN RIO VERDE RESEVOIR, PR, BRAZIL

Abstract - One of the most important consequences of dumping of organic and inorganic residues into the body of water is related to the oxygen deficit. Oxygen is important in the process of organic matter oxidation in waste material. Oxygen sources include reaeration from the atmosphere and photosynthetic production. Dissolved Oxygen(DO) sinks include: oxidation of carbonaceous and sediments demand in the body of water and use for respiration by aquatic plants. In this work, a mathematical model was developed in which DO profiles are simulated for Rio Verde reservoir, located on the metropolitan region of Curitiba City. Simulations were carried out for the months of March, June and October of 2009, periods characterized by different mixtures. In March the water column begins the destratification process whereas in June no thermal stratification is observed; in other words, the water column is mixed. In October, the thermal stratification begins. Results from the model are in satisfactory agreement with the measured data.

Keywords – Dissolved Oxygen, Rio Verde Reservoir, Stratification.

¹ Acadêmica do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Curitiba (PR), Brasil. Email: ali_tartu@hotmail.com.

² Departamento de Engenharia Ambiental da UFPR, Laboratório de Estudos em Modelagem e Monitoramento Ambiental (LEMMA/UFPR) e Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA-UFPR) – Curitiba (PR), Brasil. Email: cynara@ufpr.br.

INTRODUÇÃO

A matéria orgânica e o excesso de nutrientes são um dos principais problemas de poluição das águas, favorecendo a transmissão de doenças de veiculação hídrica, afetando a saúde da população, podendo causar o aumento do número de microrganismos e, conseqüentemente, o consumo excessivo do oxigênio dissolvido (OD) nos processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. Há diversos indicadores que podem ser analisados para determinar a qualidade da água: demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), oxigênio dissolvido, sólidos totais, sólidos voláteis, quantidade de óleo e graxa, sólidos suspensos, pH, metais, fósforos, presença de produtos químicos e tóxicos, entre outros, Serrano (1997). No entanto, o oxigênio tem sido usado como um dos principais parâmetros na caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos e um dos principais indicadores da qualidade da água, indispensável para a manutenção dos organismos aeróbios e para o equilíbrio ambiental como um todo, Mota (2003). Em condições normais, as águas constituem ambientes bastante pobres em oxigênio, devido à baixa solubilidade. A presença de certos poluentes, principalmente de origem orgânica, provoca a diminuição da concentração de OD, podendo levar ao desaparecimento e, conseqüentemente, à extinção dos organismos aquáticos aeróbios. Isto afeta indiretamente a sustentabilidade do habitat, modificando a fonte de alimento e a estruturação trófica, considerando que a maior parte dos organismos é substituída por alguns organismos especializados, tolerantes a baixas condições de oxigênio.

As formas de consumo e produção de Oxigênio Dissolvido são diversas. As principais fontes de OD são a reaeração e o ganho por fotossíntese. Os processos de respiração, nitrificação, oxidação aeróbia e demanda de oxigênio devido ao sedimento são os principais processos que consomem OD. No processo da fotossíntese, a energia do Sol é convertida em energia química, oxigênio é liberado enquanto dióxido de carbono é consumido pelos organismos autótrofos, ao mesmo tempo em que os nutrientes inorgânicos são transformados em moléculas orgânicas. Posteriormente este material orgânico, juntamente com o material lançado pelos tributários, serve como fontes de energia para os seres heterotróficos, bactérias e peixes, os quais executam o processo reverso à fotossíntese, ou seja, a decomposição e respiração. Desta maneira, a matéria orgânica volta para o estado inorgânico, e principalmente durante os períodos sem luz o oxigênio é consumido e o gás carbônico volta a ser liberado, Chapra (1977). Este ciclo deveria ser equilibrado e então, em um rio ou reservatório não poluído o nível de oxigênio dissolvido seria próximo à saturação. Porém no momento em que um efluente é introduzido no corpo aquático este ciclo pode ser alterado, uma vez que a concentração de matéria orgânica sólida ou dissolvida se eleva. Num primeiro momento, o material despejado na água influenciará sua turbidez de tal maneira que menos luz penetre e conseqüentemente, ocorra desaceleração no crescimento e desenvolvimento de plantas. Uma parte deste material sólido se deposita no fundo do reservatório podendo formar uma camada de lodo. A outra parte servirá como fonte de alimento para os organismos heterotróficos e, portanto o nível de oxigênio dissolvido na água começa a diminuir. Quando a concentração de OD diminui, a troca de oxigênio com a atmosfera passa a ser a principal fonte de OD para o corpo d'água, sendo este processo chamado de reaeração. Nesta situação, a água já estará mais clara do que inicialmente, devido à sedimentação e também à própria decomposição da matéria orgânica. Desta forma, o nível de oxigênio na água começará a aumentar novamente até que o ciclo possa se restabelecer. Fatores como a pressão, salinidade e principalmente a temperatura da água têm grande influencia neste processo de troca.

Efluentes domésticos, industriais e agrícolas são fontes de nutrientes propícios para o crescimento de plantas aquáticas. Muitas vezes ocorre um crescimento excessivo de plantas ao

ponto que sejam indesejáveis. Este fenômeno, chamado de eutrofização, e pode causar diversos problemas no meio aquático. O crescimento intensivo de macrófitas aquáticas interfere na navegação e na prática de atividades recreativas. A eutrofização geralmente provoca a sedimentação de fitoplânctons, o que gera uma demanda de oxigênio no sedimento, além de dificultar a reoxigenação e também a incidência de luz solar no fundo, fatores estes que fazem com que a concentração de OD caia no hipolímnio, Thomann e Muller (1987).

Concentrações de OD próximas a zero tornam o meio anaeróbico e então a fermentação passa a ser o principal mecanismo de produção de energia. Tal processo libera gases como, o metano (CH₄), sulfato de hidrogênio (H₂S) e amônia (NH₃), os quais não só impactam no odor da água, como também podem ser tóxicos, Henderson-Sellers (1984).

Diversos estudos mostram as distribuições espaciais e temporais e variações da concentração de oxigênio dissolvido em rios, lagos ou reservatório, usando modelos computacionais para estudar e prever o perfil de OD. Para Stefan e Fang (1994), modelos unidimensionais de temperatura e oxigênio dissolvido são muito apropriados para lagos de água doce, uma vez que a variação horizontal das concentrações é muito pequena se comparada com as diferenças pelas variáveis verticais e temporais. Bell *et al.* (2005) utilizaram um modelo unidimensional de temperatura, divididos dois níveis de mistura, e com base nos valores encontrados, simulam os perfis de oxigênio dissolvido separadamente, para os blocos acima e abaixo da termoclina. A temperatura assumida é variável no epilímnio e constante no hipolímnio. A partir de dados de entrada como valores de temperatura, umidades, velocidade do vento e radiação conhecidos por medições feitas na superfície da água, juntamente a um modelo que calcula o perfil de temperatura é possível estimar valores de OD.

O foco principal deste artigo é o desenvolvimento de um modelo numérico unidimensional para determinar os perfis de OD usando o método de diferenças finitas. Neste artigo não será mostrado o modelo numérico, dá-se destaque ao modelo matemático e a aplicação no reservatório do Rio Verde, e os efeitos, sobre a capacidade de previsão, para as diversas variáveis do modelo.

MODELO MATEMÁTICO DO PERFIL DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO

Neste trabalho, as simulações de Oxigênio Dissolvido no reservatório do Rio Verde foram realizadas mediante um modelo unidimensional de transferência de calor, dado por Antonopoulos e Gianniu (2003):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial z} \left(AK_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \pm S \quad (1)$$

onde $A(z)$ é área horizontal em função da profundidade (m²), $C(z,t)$ é a concentração de Oxigênio Dissolvido na água (mg/L), K_z é o coeficiente de difusão turbulenta na vertical (m².dia⁻¹) e S são as reações cinéticas de fonte e consumo de OD. O coeficiente de difusão turbulenta na vertical varia com a profundidade, na camada superior de fluido, definida a partir da profundidade da termoclina, o coeficiente de difusão turbulenta é proporcional à velocidade do vento, no hipolímnio, o coeficiente de difusão turbulenta deve ser corrigido, incorporando os efeitos de estratificação obtidos através do número de Richardson. Sendo assim, para calcular o perfil de OD é necessário determinar os perfis de temperatura, onde são calculados os coeficientes de difusão turbulenta na vertical. Nas simulações dos perfis de OD são usados os mesmo valores calculados para a determinação dos perfis térmicos. Maiores detalhes sobre o modelo de temperatura pode ser obtido em Ferreira e Cunha, (2013). A condição de contorno da superfície ($z = 0,0$) descreve as trocas de oxigênio na atmosfera é dado por:

$$K_a(C_s - C_{OD,S}) = -K_z \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=0} \quad (2)$$

onde K_a é o coeficiente de reaeração (1/dia), C_s é a concentração de saturação (mg/L) e $C_{OD,S}$ é a concentração de Oxigênio Dissolvido na camada superficial (mg/L). No fundo, a condição de contorno consiste no consumo de oxigênio realizado pelo sedimento:

$$S_b A = -K_z A \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=H} \quad (3)$$

S_b é a demanda de oxigênio no sedimento (g/m^2 dia) e H é a profundidade do reservatório. As reações cinéticas envolvidas nos processos de transformação do oxigênio, isto é, o termo S é obtido como:

$$S = P - R - S_{DBO} \quad (4)$$

sendo que P corresponde à produção de oxigênio pela fotossíntese, R a perda de oxigênio pela respiração e S_{DBO} representa o oxigênio consumido durante a oxidação da matéria orgânica. A produção de oxigênio que ocorre durante o processo de fotossíntese realizado pelas algas é representado por:

$$P(z,t) = k_g(T) \exp(-\tau^2 / 2\sigma^2) r_{oc} r_{ca} C_{chla} \quad (5)$$

onde $k_g(T)$ é a taxa de crescimento relacionada à temperatura e

$$\tau = \eta z / \ln 2 \quad (6)$$

$$\sigma = \frac{\log I_0 - \log(0,5I_k)}{\log 2} \sqrt{\frac{2}{\pi}} \quad (7)$$

$$I_k = 1,5625T \quad (8)$$

η é o coeficiente de extinção (ou absorção) de radiação solar na água (m^{-1}), I_0 é a intensidade de luz na superfície (W/m^2), r_{ca} é razão entre carbono e clorofila no fitoplâncton, com valor igual a 50 $\mu gC/\mu gChla$, r_{oc} é a quantidade de oxigênio consumido na decomposição de um grama de carbono orgânico, com valor igual a 2,6667 $\mu gOD/\mu gC$, C_{chla} é a concentração de Clorofila_a ($\mu gChla/L$) e T é a temperatura da água ($^{\circ}C$), calculada pelo modelo de perfil térmico. O coeficiente de extinção vertical (η) corresponde à fração de luz absorvida por metro de coluna d'água. Quanto maior o valor de η , menor é a transmissão da luz e, conseqüentemente, menor a transparência da massa líquida. É possível estimar η em relação à profundidade do disco de Secchi (H_s): $\eta=1,7/H_s$. No reservatório do Rio Verde, a profundidade de H_s é 1,80 m em abril de 2009, 1,60 m em junho de 2009 e 2,90 m em outubro de 2008. Como não há medição de H_s para outubro de 2009, neste mês é usado o valor medido em outubro de 2008.

Quando apenas um grupo de algas é simulado, a taxa de crescimento relacionada à temperatura $k_g(T)$ pode ser representada adequadamente através de uma formulação exponencial. A formulação utilizada neste modelo é baseada na equação de Arrhenius, com uma temperatura de referência de $20^{\circ}C$:

$$k_g(T) = k_{g20} \theta^{(T-20^{\circ})} \quad (9)$$

Na equação (9), k_{g20} é a taxa máxima de crescimento a $20^{\circ}C$ sob condições ótimas de luz e com excesso de nutrientes e θ é o fator de correção da temperatura. A respiração e a excreção de algas foram combinadas como um único termo k_{ra} que inclui todas as perdas por processos metabólicos e de excreção. Estas perdas representam a diferença entre o crescimento bruto e o crescimento líquido. Além de representarem perdas da concentração de algas, a respiração e

excreção são componentes importantes da reciclagem de nutrientes. Neste modelo, o termo k_{ra} é descrito como uma função da temperatura de referência de 20°C:

$$k_{ra} = k_{ra20} \theta_{ra}^{(T-20^\circ)} \quad (10)$$

sendo k_{ra20} é a taxa de perdas de fitoplâncton por respiração e excreção a 20°C e θ_{ra} o fator de correção da temperatura.

Diversos fatores incluem na taxa de decomposição da matéria orgânica. Neste modelo, é considerada a influência da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido. Este efeito é representado através da seguinte equação:

$$S_{DBO} = k_{d20} \theta_d^{(T-20^\circ)} \left(\frac{C_{OD}}{k_{DBO} + C_{OD}} \right) C_{DBO} \quad (11)$$

Na expressão acima, k_{d20} é a taxa de decomposição a 20°C (1/dia), θ_d é o fator de correção da temperatura e k_{DBO} é a constante de meia saturação para o consumo de oxigênio, igual a 0,5 mgO₂/L. A taxa de dissolução do oxigênio na água é proporcional à diferença entre a concentração de saturação e a atual concentração de oxigênio dissolvido. Uma formulação para a taxa de reaeração em reservatórios é:

$$\begin{aligned} k_a &= 0,2W_{10} & ; & & W_{10} \leq 3,5m/s \\ k_a &= 0,057W_{10}^2 & ; & & W_{10} > 3,5m/s \end{aligned} \quad (12)$$

(132)

onde W_{10} a velocidade do vento medida 10 m acima da superfície. E ainda k_a é ajustado pela temperatura:

$$k_a = k_{a20} \theta_a^{T-20^\circ} \quad (14)$$

onde k_{a20} é taxa de reaeração na temperatura de 20°C e θ_a é o fator de correção da temperatura para a reaeração. A concentração de saturação de oxigênio, calculada pelo modelo, depende apenas da temperatura. A formulação utilizada para representar a concentração de saturação (mg/L) segundo Chapra (1977) é:

$$C_s = \exp \left\{ -139,34411 + \frac{(157570,1)}{T_a} - \frac{(66423080)}{T_a^2} + \frac{(1,2438 \times 10^{10})}{T_a^3} - \frac{(8,621949 \times 10^{11})}{T_a^4} \right\} \quad (15)$$

sendo T_a é a temperatura absoluta da água em Kelvin. Deste modo, neste trabalho, adotou-se uma solução numérica para a resolução da Equação (1), com o uso de um método de diferenças finitas implícito. A equação discretizada resulta em um sistema de equações lineares, resolvido pelo método direto do Algoritmo de Thomas ou TDMA.

DESCRIÇÃO DO RESERVATÓRIO DO VERDE

A Bacia do Verde está localizada na Região Metropolitana de Curitiba e abrange os municípios de Araucária, Campo Largo, Campo Magro e Balsa Nova e nela está localizado o reservatório do Rio Verde. O reservatório tem como principal a finalidade atender as atividades da Refinaria Presidente Getúlio Vargas e às futuras demandas de abastecimento de água para a RMC (CUNHA *et al.*, 2011). A área do reservatório é 5.971.731,0 m², com profundidade média de 5,6 m, volume de 25.543.732 de m³ na cota do vertedouro, sendo orientado na direção Nordeste – Sudoeste, profundidade máxima é de 11,0 m próximo à estação R4 (Figura 1). O reservatório pode ser considerado mesotrófico, com uma concentração média de 6,9 µg/L de clorofila-a e tempo de residência médio de 218 dias. A distribuição de oxigênio tem um decréscimo a partir da zona eufótica podendo ocorrer anoxia no fundo, principalmente nos meses mais quentes.

Na estação meteorológica instalada próxima ao reservatório, em C1, é medido, a partir de julho de 2008, direção e velocidade do vento, temperatura do ar, radiação incidente e umidade. Acoplado ao *datalogger* da estação foi instalado uma sonda multiparâmetro, capaz de medir continuamente concentração de oxigênio dissolvido a 4 m metros abaixo da superfície livre, a cada hora, entre março de 2009 e novembro de 2009. No ponto de monitoramento R4, localizado na região mais profunda do reservatório, próximo a barragem, foram feitas medições de vários parâmetros de qualidade da água, como concentração de Clorofila_a, de DBO, além de perfis de temperatura e em dois períodos: entre julho de 2008 e julho de 2009 e entre março e dezembro de 2010.

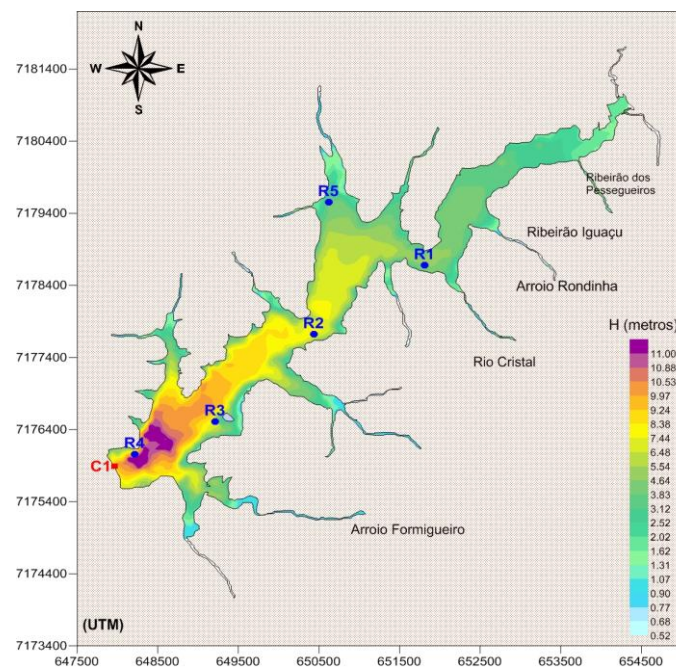


Figura 1: Domínio do reservatório do Rio Verde, com a visualização da topografia de fundo e localização da estação meteorológica (C1) e do ponto de monitoramento R4.

As simulações foram realizadas em três períodos distintos, março, junho e outubro de 2009, considerando que apresentam características de misturas diferentes. Em março a coluna inicia o processo de desestratificação, em junho, não há estratificação térmica, ou seja, a coluna está misturada, e em outubro começa a se formar novamente a estratificação. Neste sentido, os parâmetros usados nas três simulações devem refletir esta situação. As concentrações de Clorofila_a e DBO foram medidas no ponto de monitoramento R4 e nesta simulação, foram usados os valores médios para a coluna d'água. Os parâmetros e as concentrações usados nas simulações nos três períodos são mostrados na Tabela 1.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As concentrações de Oxigênio Dissolvido obtidas através da sonda apresentam intervalos com grandes oscilações, provavelmente decorrente de “sujeiras” que ficaram retidas no sensor de OD. Como as medições são contínuas, é possível que em alguns intervalos de tempo, os valores medidos podem apresentar oscilações espúrias. Neste artigo optou-se por usar os valores medidos sem qualquer processo de filtragem, neste estudo preliminar. A Figura 2 mostra uma comparação entre os resultados obtidos pelo modelo e os dados medidos pela sonda, em três períodos distintos. Observa-se que o modelo foi capaz de reproduzir as tendências das variações de concentração,

principalmente no mês de junho, onde a coluna d'água está bem misturada. Neste sentido, a correta caracterização do coeficiente de difusão turbulenta na vertical é essencial para a acurácia do modelo. O erro absoluto para o mês de março é de 0,86 mg/L, para o mês de junho é 0,42 mg/L e 0,96 mg/L em Outubro. Já os erros relativos foram 23 %, 7% e 16% respectivamente.

Tabela 1 – Valores dos parâmetros e concentrações usados nas três simulações.

Parâmetros concentrações	Março 2009	Junho 2009	Outubro 2009
k_{g20} (dia ⁻¹)	1,10	1,10	0,20
k_{ra20} (dia ⁻¹)	0,06	0,06	0,10
C_{chla} (µgChla/L)	9,60	6,77	6,50
k_{d20} (dia ⁻¹)	0,05	0,05	0,05
S_b (g/m ² dia)	0,20	0,50	0,5
C_{DBO} (mg/L)	1,0	1,0	1,0

A Figura 2 mostra também os valores de concentração de Oxigênio Dissolvido simuladas pelo modelo em várias posições na coluna d'água: 2,0 metros, 3,5 metros, 4,5 metros, 5,5 metros abaixo da superfície livre e próximo ao fundo, durante o mês de março de 2009. Observa-se que as variações nas camadas superiores são semelhantes, no entanto, a camada próxima ao fundo a variação da concentração de OD está relacionada à demanda de sedimento e a capacidade de transferência entre as camadas.

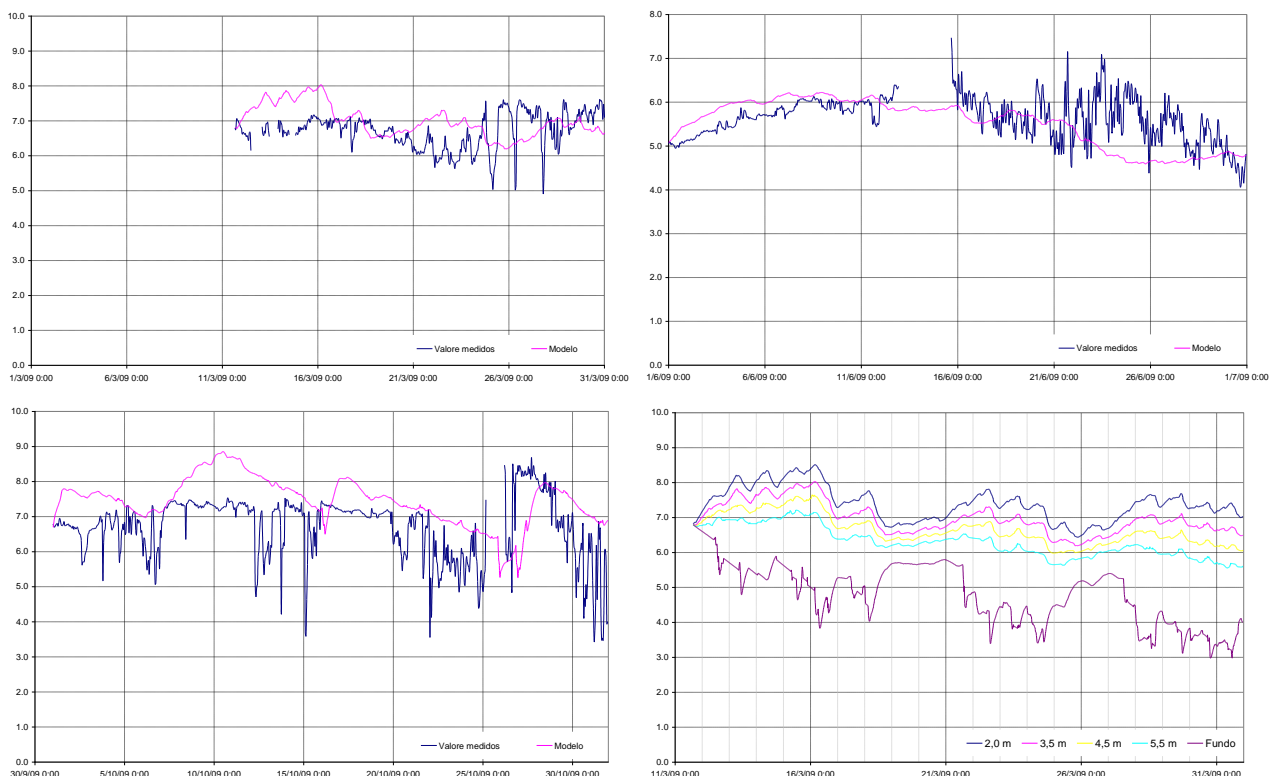


Figura 2: Valores de concentração de Oxigênio Dissolvido, em mg/L, simuladas pelo modelo e medidos para os meses de março, junho e outubro de 2009, e valores de concentração de OD simulados para 2,0 metros, 3,5 metros, 4,5 metros, 5,5 metros e próximo ao fundo, durante o mês de março do mesmo ano.

CONCLUSÃO

Este trabalho mostra o desenvolvimento e a aplicação de um modelo unidimensional para determinar o perfil de oxigênio dissolvido no reservatório do Rio Verde. O modelo desenvolvido mostrou-se estável, sendo capaz de estimar as concentrações de oxigênio dissolvido em várias profundidades. Mostra também uma comparação entre os valores de concentração medidos e os valores simulados; as diferenças são maiores no mês de março, quando ocorre estratificação, e menores em junho, quando a coluna está misturada. As diferenças são devidas principalmente ao fato de alguns coeficientes serem considerados constantes na coluna d'água, no entanto, estas relações variam na profundidade e não foram consideradas no modelo. Os resultados obtidos indicam que a acurácia do modelo desenvolvido pode ser aprimorada, principalmente em relação às variações dos coeficientes do modelo. A simulação correta dos perfis de OD é essencial para o conhecimento dos processos limnológicos e representa uma informação importante para o estudo das condições do hipólímnio e possibilita também o conhecimento das variações da produção primária.

REFERÊNCIAS

- ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C.; GUTSEIT, K.C.; XAVIER, C.F. (2011) Caracterização geral da bacia. In: CUNHA, C.L.N.; CARNEIRO, C.; GOBBI, E.F.; ANDREOLI, C.V. *Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR*. Ed. UFPR, Curitiba –PR, pp. 39-58.
- ANTONOPOULOS, V.Z; GIANNIOU, S.K. (2003). Simulation of water temperature and dissolved oxygen distribution in Lake Vegoritis, Greece. *Ecological Modelling* 160, pp 39-53.
- BELL, V.A.; GEORGE, D.G.; MOORE, R.J.; PARKER, J. (2006). Using a 1-D mixing model to simulate the vertical flux of heat and oxygen in a lake subject to episodic mixing. *Ecological Modelling* 190, pp 41-54.
- CHAPRA, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. WCB/McGraw-Hill Boston- Mass, 844 p.
- FERREIRA, D. M.; CUNHA, C. L. N. (2013). Simulação Numérica do Comportamento Térmico do reservatório do Rio Verde. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. Aceito para publicação.
- HENDERSON-SELLERS, B. (1984). *Engineering limnology*. Pitman Publishing, London, 356 p.
- SERRANO, S, E. (1997). *Hydrology for Engineers, Geologists and Environmental Professionals: An Integrated Treatment of Surface, Subsurface, and Contaminant Hydrology*. HydroScience, Inc Lexington –KY, 452 p.
- STEFAN, H.G.; FANG, X.(1994) Dissolved oxygen model for regional lake analysis. *Ecological Modelling* 71, pp 37-78.
- THOMANN, R. V., MULLER, J. A. (1987). *Principle of Surface Water Quality Modeling and Control*. Ed. Harper Collins, New York, 644 p.