

# ESTUDO DE ZONAS DE NÃO CONFORMIDADE EM CORPOS D'ÁGUA USANDO UM MODELO BIDIMENSIONAL DE QUALIDADE DE ÁGUA.

*Kátia Muniz Côco<sup>1</sup>; Alice Barboza Gobira<sup>2</sup> & José Antônio Tosta dos Reis<sup>3</sup>*

**RESUMO** – O presente estudo tem como principal finalidade demonstrar a aplicação de um modelo bidimensional de qualidade de água para a avaliação da região na qual os padrões de qualidade para corpo d'água, estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, não são respeitados. Esta região do corpo d'água foi denominada, neste trabalho, zona de não conformidade. Para isso, foi simulado o lançamento de um efluente doméstico num corpo d'água com características semelhantes às encontradas na porção final do rio Piracicaba – MG, variando-se a vazão do efluente, o coeficiente de dispersão transversal e o posicionamento do lançamento do efluente na calha fluvial. As dimensões das zonas de não conformidade encontradas com o modelo bidimensional proposto por Eiger (1995) foram comparadas com o comprimento da região não conforme determinada pelo modelo unidimensional clássico de Streeter-Phelps. O modelo de decaimento da DBO e OD proposto por Eiger (1995) mostrou-se uma ferramenta eficaz para as simulações de qualidade de água realizadas neste trabalho e para a identificação das zonas de não conformidade. Observou-se, adicionalmente, que os modelos unidimensionais podem superestimar a extensão das zonas de não conformidade.

**ABSTRACT** – The present study has as main purpose to demonstrate the application of a water quality bidimensional model for the evaluation of the region where the standards of water quality, established by the brazilian regulation, are not respected. In this study, this region of the water body was called non conformity zone. For this, the launching of a domestic effluent in a water body with similar characteristics of the final portion of the river Piracicaba - MG was simulated, varying outflow of the effluent, the coefficient of transversal dispersion and the positioning of the effluent launching. The dimensions of the non conformity zones found with the bidimensional model proposed by Eiger (1995) had been compared with the non conformity length of the region determined by the classic one-dimensional model of Streeter-Phelps. The model of decline of BOD and DO proposed by Eiger (1995) revealed an efficient tool for the water quality simulations and for the identification of non conformity zones. It was observed, additionally, that the one-dimensional models can overestimate the extension of the non conformity zones.

**Palavras-chave:** Zona de não conformidade, qualidade da água, rios.

1) Coordenadoria de Saneamento Ambiental. IFES. Avenida Vitória, 1729, Jucutuquara, Vitória, ES. CEP: 29.040-333. E-mail: katia\_coco@yahoo.com.br

2) Coordenadoria de Saneamento Ambiental. IFES. Avenida Vitória, 1729, Jucutuquara, Vitória, ES. CEP: 29.040-333. E-mail: alicegobira@gmail.com

3) Coordenadoria de Saneamento Ambiental. IFES. Avenida Vitória, 1729, Jucutuquara, Vitória, ES. CEP: 29.040-333. E-mail: tosta@ifes.edu.br.

## INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A água constitui um bem essencial ao desenvolvimento das atividades humanas, podendo um único corpo d'água receber diferentes usos. O uso menos nobre é a simples diluição de despejos, que não depende de nenhum requisito especial de qualidade, no entanto pode comprometer os demais usos a jusante do ponto onde é realizado. Dessa forma, torna-se importante a avaliação da capacidade de autodepuração dos cursos d'água, uma vez que os poluentes sofrem diluição e decaimento, reduzindo sua concentração ao longo da extensão do curso d'água.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece as concentrações para diversos parâmetros de qualidade em corpos d'água em função do seu tipo e uso previsto, bem como estabelece as condições de disposição final para os efluentes. A descontinuidade produzida entre esses limites está prevista pela mesma resolução, que então define como zona de mistura a região inicial de diluição dos efluentes na qual os limites de concentração estabelecidos para o corpo d'água podem ser superados. No entanto, não existe qualquer indicação acerca dos procedimentos a serem adotados para a apropriação da conformação desta zona para os parâmetros de qualidade de água.

O conhecimento da qualidade do corpo d'água é essencial ao adequado gerenciamento dos recursos hídricos e modelos de simulação apresentam-se como ferramentas a serem utilizadas na avaliação da capacidade de autodepuração de um corpo d'água. Os modelos matemáticos simulam condições ambientais e suas respostas a uma dada perturbação ou fenômeno, representando uma importante alternativa para apoio à tomada de decisões no gerenciamento de um corpo hídrico. No entanto, os modelos matemáticos não incorporam todos os fenômenos, mas sim resumem os mais relevantes para o problema em estudo. Adicionalmente, diversas considerações simplificadoras são assumidas quando da construção modelo.

Segundo Thomann (1983), a primeira representação matemática da qualidade da água em rios foi apresentada nos clássicos estudos de Streeter e Phelps. Esse trabalho, desenvolvido em 1925, relaciona o decaimento unidimensional da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) em rios. A partir desse trabalho, diversos modelos foram desenvolvidos, incorporando outros processos e avaliando outros parâmetros de qualidade.

O modelo unidimensional de qualidade de água considera somente o mecanismo de transporte advectivo e que os constituintes se encontram bem misturados transversalmente. Já o modelo bidimensional considera também o mecanismo de difusão turbulenta na seção transversal, não existindo a imposição da condição de mistura completa na seção do lançamento do efluente. Assim, pode-se melhor avaliar a evolução da distribuição do constituinte no rio, tanto na sua largura quanto no comprimento.

Eiger (1995) apresentou um modelo bidimensional baseado nas equações de Streeter e Phelps, o qual permite avaliar as concentrações de DBO e OD nas seções transversal e longitudinal de um rio. O referido modelo considera os mecanismos de advecção longitudinal, difusão transversal, decaimento da fração carbonácea da DBO e reaeração em um canal de largura constante, no qual ocorre escoamento em regime permanente e uniforme.

Dessa forma, este trabalho tem por objetivo avaliar, a partir do emprego de um modelo bidimensional de qualidade de água, a evolução da zona de não conformidade num curso d'água (porção do corpo d'água na qual os padrões de qualidade ambiental não são respeitados), a jusante da disposição final de um efluente com características domésticas e confrontar esses resultados com os obtidos a partir do modelo unidimensional de Streeter e Phelps.

## **O CONCEITO DE ZONA DE MISTURA E DE ZONA DE NÃO CONFORMIDADE**

No Brasil, padrões de qualidade das águas são estabelecidos pela Resolução n° 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), editada em 17 de março de 2005. Os padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução são fixados em função da classificação dos corpos d'água e seus respectivos enquadramentos.

O Artigo 2°, da Resolução CONAMA 357/2005, define enquadramento como o “estabelecimento da meta ou objetivo da qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento do corpo de água, de acordo com os usos preponderantes, ao longo do tempo”. O enquadramento de um corpo d'água não representa, necessariamente, a qualidade em que este se encontra, mas sim um padrão de qualidade desejado decorrente de uma possível estratégia de planejamento para atendimento às metas de médio e longo prazo, estabelecidas nos planos de recursos hídricos.

Adicionalmente, a referida Resolução dividiu as águas do Território Nacional em água doces (salinidade igual ou inferior a 0,05%), salobras (salinidade superior a 0,05% e inferior a 3%) e salinas (salinidade igual ou superior a 3 %). Em funções dos possíveis usos, foram criadas treze classes para as águas do Território Nacional. Para cada classe foi estabelecido o nível de qualidade a ser respeitado no corpo d'água.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece ainda que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados após ter recebido devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostas no corpo da Resolução, sendo vetada a autorização de lançamentos de efluentes em desacordo com as condições estabelecidas.

Por outro lado, os padrões para o lançamento de efluentes são menos restritivos que os padrões determinados para o corpo d'água, o que pode acarretar no descumprimento desses valores

na região onde ocorre a diluição inicial do despejo. Esta região, de acordo com a referida resolução, é denominada zona de mistura.

Seu artigo 33 estabelece que “na zona de mistura de efluentes, o órgão ambiental competente poderá autorizar, levando em conta o tipo de substância, valores em desacordo com os estabelecidos para a respectiva classe de enquadramento, desde que não comprometam os usos previstos para o corpo de água”. No entanto, a extensão e as concentrações de substâncias na zona de mistura deverão ser avaliadas por meio de estudos realizados pelo responsável pelo lançamento e aprovado pelo órgão ambiental competente. Sendo assim, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, entende-se por zona de mistura a região do corpo receptor onde ocorre a diluição inicial de um efluente, na qual os critérios de qualidade de água podem ser desrespeitados.

Diferentemente do conceito de zona de mistura exposto acima, alguns autores, como Fischer *et al.* (1979) e Thomann e Mueller (1987), indicam a existência de uma região no corpo receptor onde ocorre a mistura transversal dos constituintes lançados, frequentemente denominada de zona de mistura. Nesta região a concentração do poluente não está distribuída homogeneamente na seção transversal, não podendo ser empregadas formulações unidimensionais para representar esta região.

Fischer *et al.* (1979) apresenta algumas formulações para estimar o comprimento que alguns corpos d’água exigem para que um poluente conservativo, lançado na margem ou no centro da seção transversal, esteja distribuído homogeneamente na transversal. Ao aplicar essas formulações, Thomann e Mueller (1987) afirmam que uma distância de 1,5 Km ou mais é um valor típico para se obter a mistura completa e, em determinados cursos d’água, isso pode exigir dezenas de quilômetros ou mesmo não ocorrer.

Em função do aparente conflito entre o conceito de zona de mistura exposto pela Resolução 357/2005 (região de diluição inicial dos efluentes no qual os padrões de corpo d’água podem ser desrespeitados) e o conceito proposto por alguns autores (região do corpo d’água na qual ocorre a mistura transversal dos constituintes), adotou-se, neste trabalho, o termo “zona de não conformidades” para se referir à região do curso d’água na qual as concentrações dos parâmetros de qualidade de água estão em desacordo com os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Modelos de qualidade de água**

Neste trabalho foram empregados o modelo unidimensional de Streeter-Pheps e o modelo bidimensional proposto por Eiger (1995). Estes modelos são sumariamente descritos nas subseções subsequentes.

### Modelo unidimensional

O modelo unidimensional clássico proposto por Streeter-Phelps supõe que o escoamento ocorre em regime permanente e uniforme com velocidade média constante, que os efeitos decorrentes da difusão e da dispersão longitudinais são desprezíveis, que ocorre uma descarga contínua e constante de poluente biodegradável, e que os constituintes estão uniformemente distribuídos ao longo das seções transversais (EIGER, 2003).

As equações descritas para o modelo de Streeter-Phelps são válidas para descrever a conversão da matéria orgânica apenas em condições aeróbicas, ou seja, enquanto a disponibilidade de oxigênio igualar ou exceder o seu consumo. Sob condições anaeróbicas as equações desse modelo perdem sua validade, por não haver oxigênio suficiente para garantir a taxa de oxidação que a equação estabelece.

A equação diferencial para a DBO pode ser descrita pela equação (01), sendo as barras superiores utilizadas para representar os valores médios sobre as seções transversais.

$$\frac{d\bar{L}}{dx} = -\frac{k_1 \bar{L}}{\bar{U}} \quad (01)$$

Na equação anterior  $\bar{L}$  representa a concentração da DBO,  $k_1$  o coeficiente da taxa de reação da DBO e  $\bar{U}$  a velocidade média na seção.

O coeficiente de desoxigenação,  $k_1$ , representa a taxa de degradação da matéria orgânica no meio líquido, que depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras.

A integração da equação (01) produz:

$$\bar{L} = \bar{L}_0 \exp\left(-\frac{k_1 x}{\bar{U}}\right) \quad (02)$$

O valor de  $\bar{L}_0$  é obtido fazendo-se um balanço de massa na seção inicial do trecho em estudo, supondo a ocorrência de mistura completa, sendo apropriado a partir da seguinte expressão:

$$\bar{L}_0 = \frac{Q_{\text{rio}} \bar{L}_{\text{rio}} + Q_{\text{desp}} L_{\text{desp}}}{Q_{\text{rio}} + Q_{\text{desp}}} \quad (03)$$

Sendo  $Q_{\text{rio}}$  é a vazão do rio imediatamente a montante da seção de despejo,  $\bar{L}_{\text{rio}}$  a DBO última no mesmo local,  $Q_{\text{desp}}$  a vazão do efluente lançado no curso d'água e  $L_{\text{desp}}$  a DBO última desse efluente.

Para avaliar o balanço de oxigênio dissolvido considera-se apenas a desoxigenação e a reaeração atmosférica, sendo a taxa de variação da concentração de oxigênio dissolvido expressa pela seguinte equação diferencial:

$$\frac{dO}{dt} = -k_1 L + k_2 (O_s - O) \quad (04)$$

sendo  $O$  a concentração de oxigênio dissolvido,  $k_2$  o coeficiente de reaeração atmosférica e  $O_s$  a concentração de saturação de oxigênio dissolvido na água.

A integração da equação de transporte de oxigênio dissolvido produz como solução para o déficit médio de oxigênio dissolvido  $\bar{D}$  a seguinte expressão:

$$\bar{D} = \frac{k_1 \bar{L}_0}{k_2 - k_1} \left[ \exp\left(-\frac{k_1 x}{U}\right) - \exp\left(-\frac{k_2 x}{U}\right) \right] + \bar{D}_0 \exp\left(-\frac{k_2 x}{U}\right) \quad (05)$$

sendo  $D_0$  é déficit de oxigênio dissolvido no ponto de lançamento do efluente ( $x = 0$ ) obtido a partir da seguinte expressão:

$$\bar{D}_0 = O_s - \bar{O}_0 = O_s - \left( \frac{Q_{\text{rio}} \bar{O}_{\text{rio}} + Q_{\text{desp}} O_{\text{desp}}}{Q_{\text{rio}} + Q_{\text{desp}}} \right) \quad (06)$$

Na expressão anterior  $\bar{O}_0$  representa a concentração de OD imediatamente a jusante da seção de mistura,  $\bar{O}_{\text{rio}}$  a concentração de OD imediatamente a montante da seção de despejo e  $O_{\text{desp}}$  a concentração de OD do efluente despejado.

### *Modelo bidimensional*

Eiger (1995) apresentou uma solução bidimensional para o modelo clássico de Streeter e Phelps, considerando, na solução proposta, o efeito da difusão turbulenta na direção transversal ao escoamento. Com essa solução é possível avaliar variações bidimensionais de concentração de OD e DBO simulando o espalhamento dos constituintes de forma mais realista.

Essas formulações consideram somente os temas de advecção longitudinal e difusão transversal, num canal com escoamento permanente e uniforme, com descarga contínua e concentração constante de DBO. Essas soluções foram obtidas considerando, simultaneamente, que não existe DBO e déficit de OD na seção transversal imediatamente a montante da seção de despejo.

A equação proposta por Eiger (1995) para a concentração de DBO é dada pela seguinte expressão:

$$L = \bar{L}G(x', z', z_0) \quad (07)$$

Na expressão anterior  $\bar{L}$  representa o valor médio de DBO em uma seção transversal, sendo seu valor apropriado pela seguinte função:

$$\bar{L} = \frac{\dot{M}}{UHB} \exp(-k_1' x') \quad (08)$$

sendo H a profundidade média do curso d'água e B a largura média da seção transversal.

Nas expressões (07) e (08) são consideradas as seguintes variáveis adimensionais:

$$x' = \frac{x\bar{\varepsilon}_z}{UB^2} : \text{distância longitudinal adimensional} \quad (09)$$

$$z' = \frac{z}{B} : \text{distância transversal adimensional} \quad (10)$$

$$z'_0 = \frac{z_0}{B} : \text{distância transversal adimensional do ponto de despejo} \quad (11)$$

$$k'_1 = \frac{k_1 B^2}{\bar{\varepsilon}_z} : \text{coeficiente de decaimento adimensional} \quad (12)$$

A variável  $\dot{M}$ , por sua vez, representa a vazão mássica de DBO, sendo seu valor avaliado a partir da seguinte expressão:

$$\dot{M} = Q_{\text{desp}} L_{\text{desp}} \quad (13)$$

A função  $G(x', z', z'_0)$  é dada por:

$$G(x', z', z'_0) = 1 + 2 \sum_{n=1}^{\infty} \cos(n\pi z'_0) \cos(n\pi z') \exp(-n^2 \pi^2 x') \quad (14)$$

Com a concentração de DBO dada pela equação (07), a equação para o déficit de oxigênio dissolvido passa a ser avaliada a partir da seguinte expressão:

$$D = \frac{\dot{M}}{UHB} \left( \frac{k'_1}{k'_2 - k'_1} \right) [\exp(-k'_1 x') - \exp(-k'_2 x')] G(x', z', z'_0) \quad (15)$$

Sendo  $k'_2$  um coeficiente de aeração adimensional dado pela seguinte expressão:

$$k'_2 = \frac{k_2 B^2}{\bar{\varepsilon}_z} \quad (16)$$

De acordo com Fischer *et al.* (1979) o valor médio do coeficiente de dispersão turbulenta na direção transversal,  $\bar{\varepsilon}_z$ , pode ser estimado por meio da seguinte equação:

$$\bar{\varepsilon}_z = \alpha H \sqrt{gHS_0} \quad (17)$$

Sendo  $\alpha$  um coeficiente que varia entre 0,15 para canais retangulares retilíneos e 0,80 para rios irregulares e muito meandrados, g a aceleração da gravidade e  $S_0$  a declividade do canal na direção longitudinal.

Deve-se observar que, tanto o modelo unidimensional quanto o bidimensional, descritos nesse trabalho, são restritos às condições aeróbicas no corpo d'água. Segundo von Sperling (2005) nas condições anaeróbicas, a taxa de conversão da matéria orgânica é inferior, sendo processada por uma biomassa de características totalmente diversas.

## Programas utilizados

As simulações de qualidade de água que envolveram a utilização do modelo clássico de Streeter-Phelps foram realizadas com auxílio da planilha eletrônica Microsoft Excel®. Já as simulações que envolveram o modelo bidimensional proposto por Eiger (1995) foram realizadas com auxílio de programa computacional desenvolvido na linguagem de programação Fortran90®.

## Descrição dos cenários

Foi realizado, neste trabalho, um estudo de caso para a avaliação da zona de não conformidade de efluentes a partir de um modelo uni e bidimensional de qualidade de água. O estudo de caso envolve a utilização das informações de qualidade e disponibilidade de água para a porção final do rio Piracicaba descritas por Silva (2004). O rio Piracicaba nasce na Serra do Espinhaço, município Mineiro de Ouro de Preto e deságua no rio Doce, nas proximidades do município de Ipatinga. Possui uma extensão de 241 km e sua bacia hidrográfica ocupa uma área de 5.381 km<sup>2</sup>.

Silva (2004) apropriou as constantes cinéticas  $k_1$  e  $k_2$  para o referido curso d'água a partir da aplicação da programação não linear, encontrando valores de 0,4 dia<sup>-1</sup> e 0,23 dia<sup>-1</sup>, respectivamente. No trabalho proposto por Silva as simulações de qualidade de água consideraram uma vazão  $Q_{7,10}$  para o rio Piracicaba de 20,7 m<sup>3</sup>/s, OD de saturação 7,6 mg/L e temperatura de 26,6°C. Estas informações também foram utilizadas neste estudo.

Para a DBO do corpo d'água a montante do lançamento considerou-se concentração nula e a inexistência de déficit de OD. É relevante registrar que, a adoção dessas concentrações constitui condição de contorno necessária a aplicação do modelo bidimensional.

As características do sistema hídrico e do efluente, consideradas para a realização das simulações, podem ser assim sumarizadas:

- O rio Piracicaba recebe, no trecho simulado, um único efluente, doméstico bruto. Em diferentes simulações computacionais, a vazão do efluente assumiu os valores correspondes a 1% (0,207 m<sup>3</sup>/s) e 5% (1,035 m<sup>3</sup>/s) da vazão  $Q_{7,10}$  do rio Piracicaba;
- Adotou-se que o efluente possui as características típicas de um esgoto doméstico, ou seja, DBO de 300 mg/L e OD nulo, conforme proposição de von Sperling (2005);
- Para o coeficiente de difusão turbulenta na transversal foram arbitrados valores de  $\alpha$  de 0,15 e 0,5;



- A declividade foi determinada através da razão entre a diferença de altitude pela distância das estações fluviométricas de Mário de Carvalho e Nova Era IV, obtendo-se um valor de 0,0002 m/m. As informações foram extraídas da base de dados da Agência Nacional de águas (ANA);
- A partir das informações morfométricas extraídas da estação de fluviométrica de Mário de Carvalho, considerou-se que o corpo d'água possui largura média de 90 m e profundidade média de 0,70 m.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção estão apresentados os resultados do modelo uni e bidimensional, no qual se avaliou as concentrações de OD e DBO para a porção final do rio Piracicaba.

Para delimitar a zona de não conformidades foi considerado que o corpos d'água possui água doce e está enquadrado como classe 2. Dessa forma, admitiu-se que o OD deveria possuir concentrações superiores a 5 mg/L e que a DBO deveria ser inferior a 5 mg/L.

Os resultados apresentados foram divididos em dois sub-grupos. O primeiro apresenta as simulações com a vazão do efluente equivalente a 1% da vazão do rio; o segundo sub-grupo, por sua vez, apresenta os resultados com a vazão efluente equivalente a 5% da vazão do rio. Também foi avaliada a influência do coeficiente  $\alpha$  na delimitação da zona de não conformidade. Os resultados com a adoção de  $\alpha$  equivalente a 0,50 encontram-se nesta seção. Os resultados obtidos com  $\alpha$  igual a 0,15 são apresentados no apêndice.

### Resultados obtidos com a vazão do efluente equivalente a 1% da $Q_{7,10}$

Para uma vazão do efluente correspondente a 0,207 m<sup>3</sup>/s avaliou-se, com o emprego do modelo bidimensional da qualidade de água, o comportamento do decaimento da DBO e OD em duas situações: *a*) considerando que o efluente é lançado na margem do rio, e *b*) considerando que o lançamento ocorre no centro do rio. A figura 01 apresenta os resultados obtidos com o modelo unidimensional para o perfil de OD e DBO. As figuras 02 e 03 apresentam os resultados do modelo bidimensional para o lançamento do efluente na margem. As figuras 04 e 05, por sua vez, para o lançamento de efluente no centro do rio.

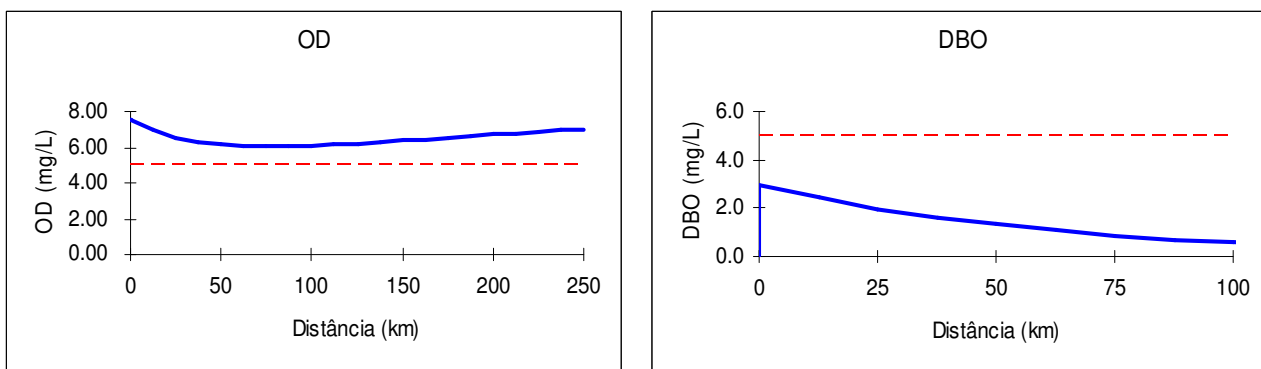


Figura 1: Resultado da simulação unidimensional das concentrações de OD e DBO para o lançamento do efluente com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio.

A partir da simples inspeção da Figura 1 pode-se observar que o perfil de OD, resultante da aplicação do modelo de Streeter-Phelps, não apresentou valores inferiores ao mínimo exigido na legislação (5 mg/L para rios classe 2). Da mesma forma, o perfil de DBO não apresentou valores em desacordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (valor máximo de 5 mg/L para rios classe 2) ao longo de todo o trecho simulado.

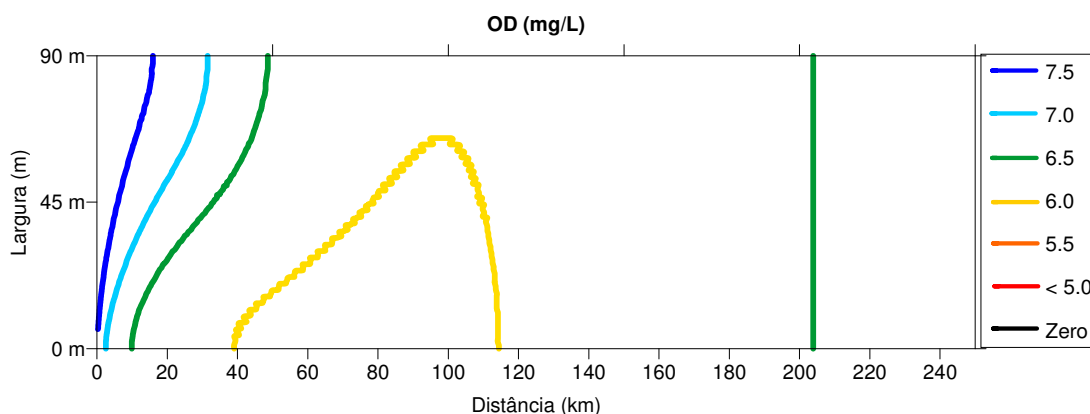


Figura 2: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

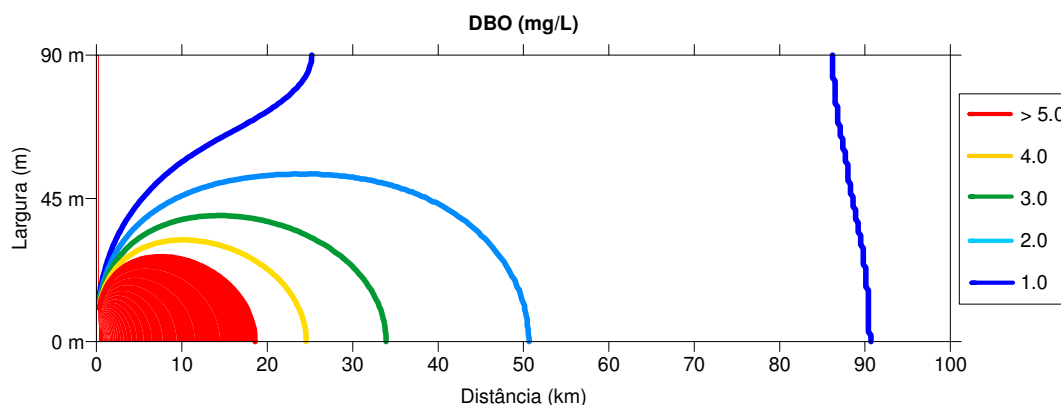


Figura 3: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

A partir da simulação de OD com o emprego do modelo bidimensional, na qual o efluente é lançado na margem do rio, também observou-se a manutenção das concentrações de OD acima da concentração limite de 5 mg/L (Figura 2). Já a simulação das concentrações de DBO indicou que, nos 20 Km situados imediatamente a jusante do lançamento, as concentrações mantiveram-se acima de 5 mg/L; no entanto, esta região de não conformidade não ocupou toda a seção transversal do rio, atingindo, em sua extensão máxima, uma largura de aproximadamente 28 m (Figura 3).

Quando foi adotado o coeficientes  $\alpha$  de 0,15 (resultados reunidos no apêndice) observou-se que o perfil de OD oferece valores inferiores a 5 mg/L numa distância longitudinal compreendida entre 20 km e 85 km a jusante do lançamento. Na transversal, a pluma com valores não conformes de OD atingiram uma largura de aproximadamente 20 m. Já a simulação da DBO apresentou uma pluma com concentrações acima de 5 mg/L até uma distância de 35 km na longitudinal e de 25 m na transversal, a partir do ponto de lançamento.

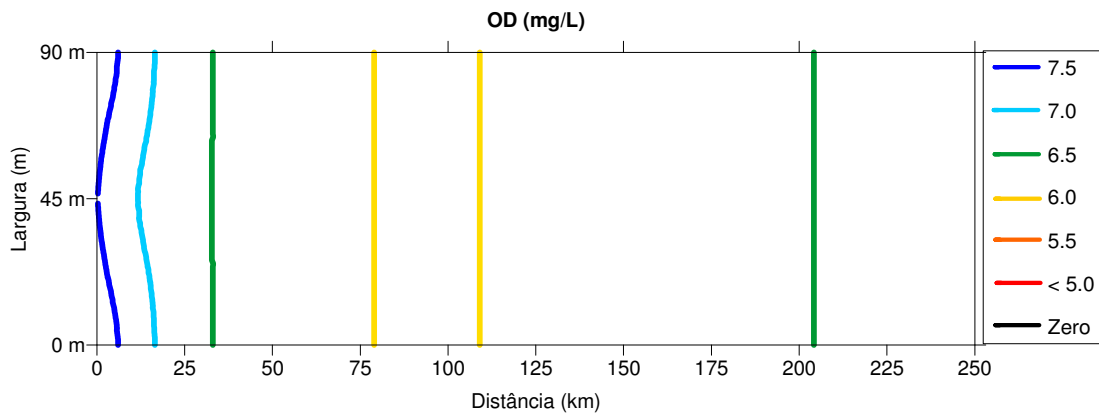


Figura 4: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

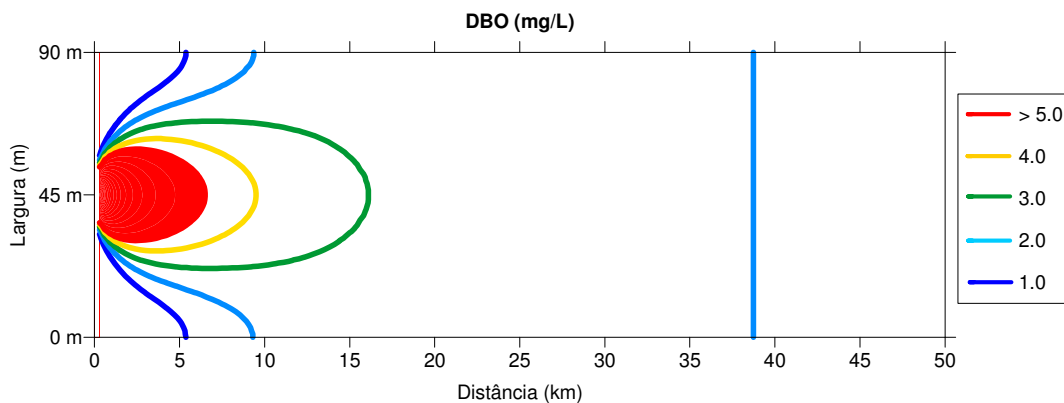


Figura 5: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

Assim como foi observado na simulação com o efluente sendo lançado na margem do rio, as concentrações de OD, para o lançamento no centro da seção transversal, mantiveram-se acima do limite mínimo estabelecido pelos padrões ambientais. No entanto, as concentrações de OD se homogeneízam mais rapidamente na seção transversal, quando comparadas com a distribuição das concentrações de OD simulada a partir do lançamento na margem do rio (Figura 4).

Os resultados da simulação do comportamento das concentrações de DBO, a partir do lançamento de um efluente no centro da seção transversal, apresentaram concentrações superiores a 5 mg/L nos primeiros 7 km de extensão do rio à jusante do lançamento. Observou-se que a pluma com estas concentrações apresentou largura de 30 m (Figura 5).

Quando foi adotado o coeficiente  $\alpha$  de 0,15 (resultados reunidos no apêndice), e o lançamento do efluente localizado no centro do rio, observou-se que as concentrações de OD não apresentaram valores inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. A partir dos resultados para as concentrações de DBO verificou-se o estabelecimento de uma zona de não conformidade com comprimento de 17 km e largura de 25 m.

Dessa forma, em todas as simulações para o lançamento no meio da seção transversal, observou-se que o corpo d'água não apresenta valores não conformes para o parâmetro OD. Com as simulações do comportamento da DBO obteve-se comportamento semelhante ao encontrado no caso em que o efluente era lançado na lateral do corpo d'água, ou seja, à medida que o coeficiente  $\alpha$  aumenta, a dispersão transversal aumenta, fazendo com que se obtenha uma maior largura transversal da zona de não conformidade. No entanto, os comprimentos diminuem à medida que se aumenta o  $\alpha$ .

Observou-se, adicionalmente, que quando o lançamento ocorre no centro da seção transversal os contaminantes tendem a se homogeneizar mais rapidamente, encurtando o comprimento da zona de não conformidade.

### **Resultados obtidos com a vazão do efluente equivalente a 5% da $Q_{7,10}$**

A avaliação do decaimento da DBO e OD, com o emprego do modelo bidimensional da qualidade de água, para o lançamento de um efluente com vazão de 1,035 m<sup>3</sup>/s também foi realizado analisando duas situações: *a*) considerando que o efluente é lançado na margem do rio, e *b*) considerando que o lançamento ocorre no centro do rio. A Figura 6 apresenta os resultados obtidos com o modelo unidimensional, para o perfil de OD e DBO, respectivamente. As figuras 07 e 08, por sua vez, apresentam os resultados do modelo bidimensional para o lançamento do efluente na margem. Já as figuras 09 e 10 para o lançamento de efluente no centro do rio.

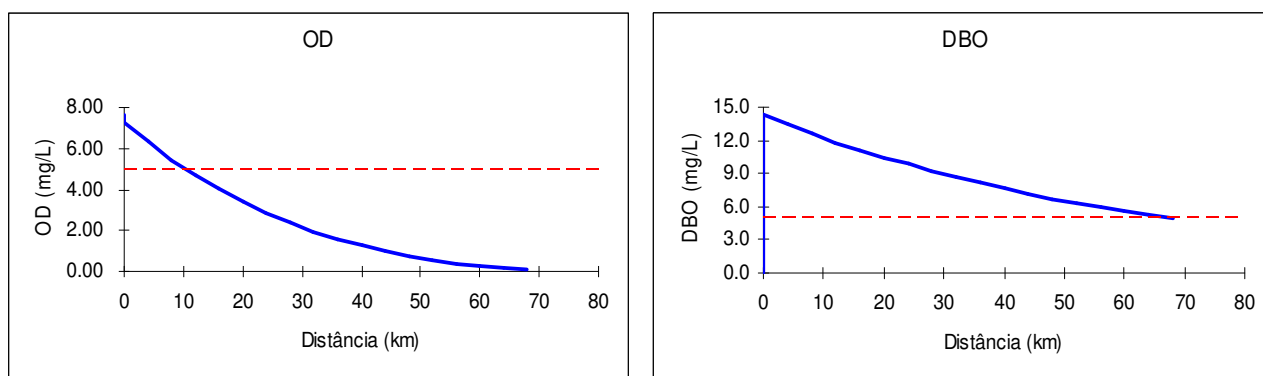


Figura 6: Resultado da simulação unidimensional da concentração de OD e DBO para o lançamento do efluente com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio.

Observou-se, com a simples inspeção da Figura 6, que o perfil de OD resultante da aplicação do modelo de Streeter-Phelps apresentou concentrações inferiores a 5 mg/L a partir da distância de 10 km do ponto de disposição final do efluente e, após esse ponto, seus valores decaem até que o corpo d'água apresente concentrações nulas de OD. Verificou-se que a partir de 75 km de distância após o lançamento o corpo d'água apresentaria condições anaeróbias.

De acordo com von Sperling (2007) não há significado físico para as concentrações negativas de OD, calculadas pelo modelo de Streeter-Phelps em condições anaeróbias, nem podem ser feitas inferências acerca da distância em que as concentrações de OD voltarão a ser positivas. Dessa forma, a partir do momento em que o OD passa a ser igual a zero o modelo perde sua validade. Para simular o comportamento do OD em condições de anaerobiose seria necessário empregar um modelo mais avançado que contemplasse outros mecanismos, como a conversão da matéria orgânica por microrganismos facultativos.

Por meio do perfil da DBO (Figura 6) verificou-se que pouco antes do corpo d'água se tornar anaeróbio (65 km) a DBO alcança valores inferiores a 5 mg/L; no entanto, a partir de 75 km de distância nada se pode afirmar, uma vez que o modelo utilizado não é capaz de representar o decaimento de DBO em condições anaeróbias.

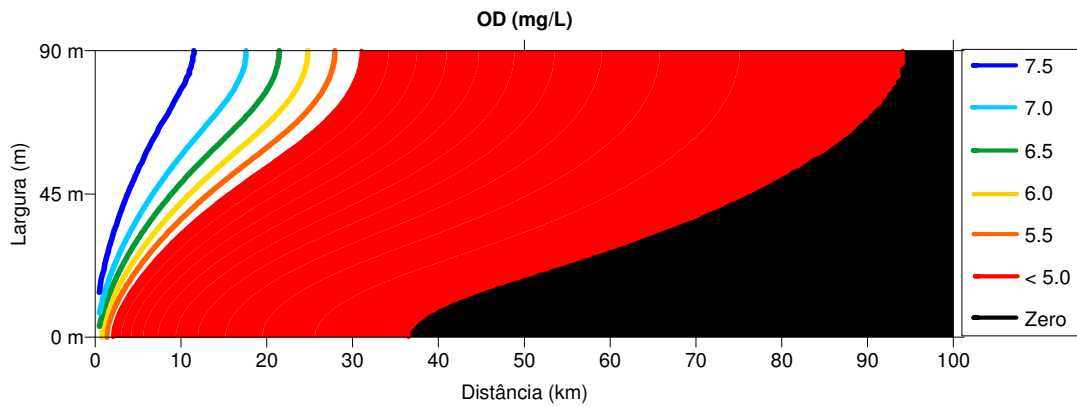


Figura 7: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

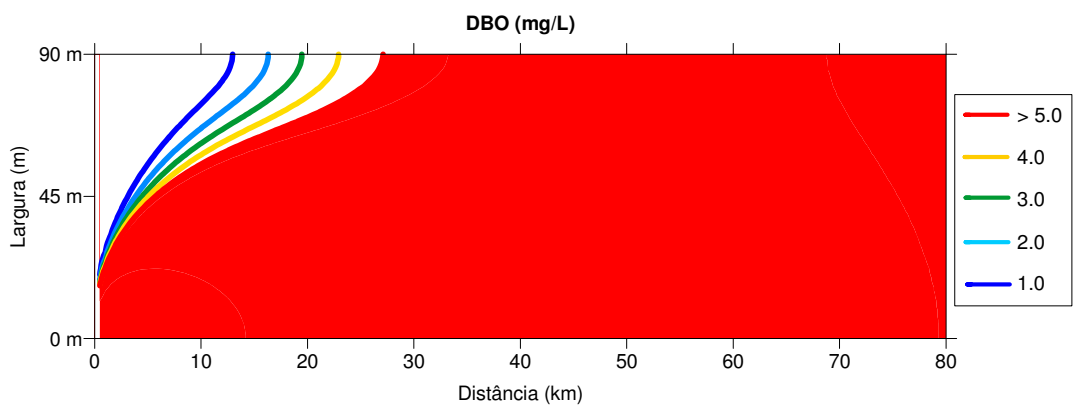


Figura 8: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

Para o resultado da simulação de OD com o modelo bidimensional, na qual o efluente é lançado na margem do rio, observou-se que a região não conforme se inicia a uma distância de 2 km do ponto de lançamento. Ao analisar a margem oposta àquela em que se realizou o lançamento, as concentrações estão abaixo do mínimo permissível a partir da distância de 30 km. Observou-se, adicionalmente, que a anaerobiose inicia-se a 35 km a jusante do ponto de lançamento na margem em que se realizou o lançamento do efluente e a 93 km na margem oposta (Figura 7). A partir de desses pontos nada se pode afirmar a respeito de decaimento do OD e da DBO, uma vez que o modelo bidimensional utilizado também não é capaz representar o decaimento desses constituintes em condições anaeróbias.

A simulação da DBO para esse mesmo lançamento apresentou uma zona de não conformidade que se inicia no ponto de lançamento para a margem na qual se realiza a disposição final do efluente e a 25 km, quando considerada a margem oposta àquela em que se realizou o lançamento (Figura 8).

Quando foi adotado o coeficiente  $\alpha$  de 0,15 (resultados reunidos no apêndice) para um lançamento na margem do rio observou-se que as concentrações de OD apresentaram valores

inferiores a 5 mg/L a partir do ponto de lançamento, para a margem em que se realizou a disposição final do efluente, e a 75 km, ao analisar para a margem oposta. No entanto, observou-se que o corpo d'água apresentaria uma região anaeróbia entre as distâncias de 5 km a 170 km, a partir do ponto de lançamento, com largura de aproximadamente 45 m. Já a simulação da DBO sugeriu o estabelecimento de uma pluma com concentrações acima de 5 mg/L com largura de 60 m, a partir do ponto de lançamento.

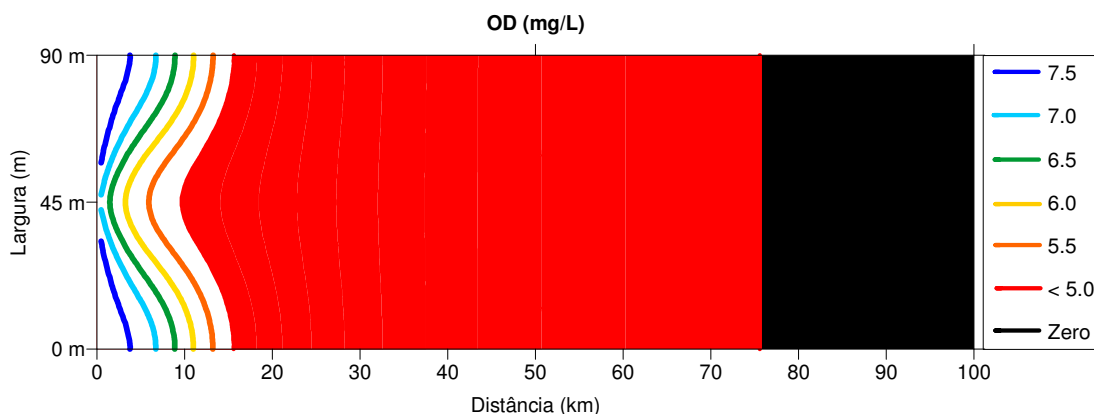


Figura 9: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

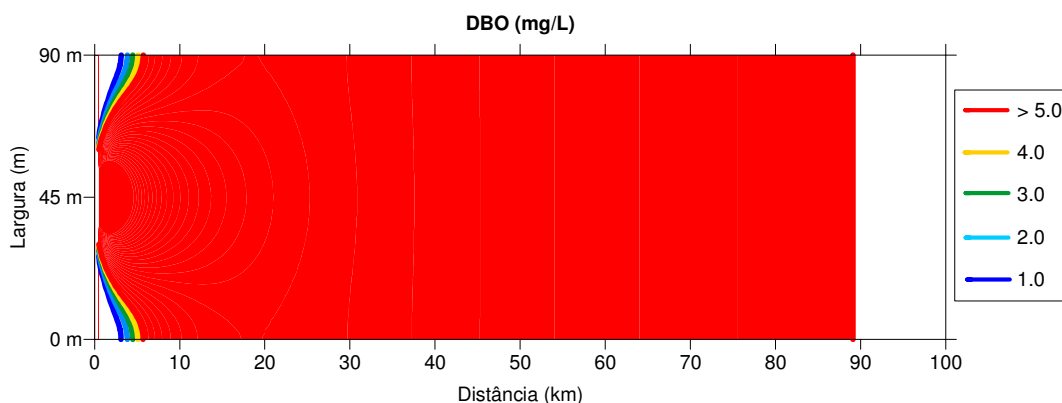


Figura 10: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,50.

Para o resultado da simulação das concentrações de OD com o modelo bidimensional, no qual o efluente é lançado no meio da seção transversal, observou-se que a partir de 10 km (e 15 km, ao se analisar as margens) o corpo d'água apresenta concentrações inferiores a 5 mg/L. Observou-se também que a anaerobiose é registrada a 75 km a jusante do ponto de lançamento (Figura 9). A partir desse ponto nada se pode afirmar a respeito de decaimento do OD e da DBO, uma vez que o modelo utilizado não é capaz representar o decaimento desses constituintes em condições anaeróbias.

A simulação para as concentrações da DBO sugeriu o estabelecimento de uma zona de não conformidade que se inicia no ponto de lançamento; para as margens, a zona de não conformidade é definida a uma distância de 5 km da seção na qual se realiza a disposição do efluente (Figura 10).

Quando foi adotado o coeficiente  $\alpha$  de 0,15 (resultados reunidos no apêndice) e o lançamento do efluente localizado no centro do rio, observou-se que as concentrações de OD mostraram-se inferiores a 5 mg/L a uma distância de 5 km do ponto de lançamento, ao se analisar o eixo do rio, e a 25 km, ao se analisar as margens. A partir de 60 km o corpo d'água apresenta condições de anaerobiose. Com os resultados para as concentrações da DBO verificou-se o estabelecimento de uma zona de não conformidades que inicia no ponto de lançamento, ao se analisar o eixo do rio, e a 20 km, ao analisar as margens.

## CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Deste trabalho são relevantes as seguintes conclusões:

- O modelo de decaimento da DBO e OD proposto por Eiger (1995) constitui uma ferramenta versátil para as simulações de qualidade de água em condições aeróbias e, nesta condição de qualidade dos cursos d'água, para a identificação das zonas de não conformidade.
- Como o modelo bidimensional utilizado neste trabalho não é capaz de avaliar o comportamento do corpo d'água em situações de anaerobiose, sua aplicação é limitada para sistemas hídricos que apresentem elevadas razões de diluição para os efluentes. Neste trabalho, não foi possível determinar a extensão total da zona de não conformidade para o efluente com vazão igual a 5% da vazão  $Q_{7,10}$  do rio Piracicaba. Nessas situações somente foi possível determinar as distâncias a partir das quais as concentrações apresentaram-se em desacordo com os padrões de qualidade ambiental e a partir das quais o curso d'água apresentava condições de anaerobiose;
- A partir da confrontação dos resultados obtidos com a aplicação dos modelos uni e bidimensionais de qualidade de água, observou-se que os modelos unidimensionais podem subestimar a extensão da zona de não conformidade, uma vez que consideram a mistura completa dos efluentes no ponto inicial do lançamento do efluente e não englobam o fenômeno dispersão transversal dos constituintes;
- A adequada determinação das zonas de não conformidade depende fortemente da adequada seleção do coeficiente de difusão turbulenta na seção transversal e do ponto de disposição final do efluente na calha fluvial. As simulações realizadas permitiram verificar a relação inversa que existe entre o comprimento da zona de não conformidade e o valor do coeficiente de difusão turbulenta na seção transversal. Adicionalmente, permitiram verificar que para os lançamentos localizados no centro da calha fluvial estabelece-se uma mistura mais homogênea dos contaminantes na seção



transversal, o que invariavelmente produz numa diminuição do comprimento das zonas de não conformidade.

Identificaram-se as seguintes recomendações para trabalhos futuros:

- O desenvolvimento de rotinas computacionais que permitam, para o modelo bidimensional, a simulação da variação das concentrações de DBO em condições de anaerobiose.
- O desenvolvimento de trabalhos que permitam a replicação da estrutura do modelo proposto por Eiger (1995) para a simulação da variação das concentrações de outros parâmetros de qualidade de água.

## BIBLIOGRAFIA

BRASIL. *Resolução CONAMA n.º. 357 de 17 de março de 2005*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 18 de março de 2005.

EIGER, S. (1995). “2-D Advective-Difusive Transport of Dissolved Oxygen in Channels”. *Jornal of Environmental Engineering*. V. 21, n. 9, pp. 668-670.

EIGER, S. (2003). “Autodepuração dos corpos d’água”, in. “Reúso de água”. Org. por MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F., ed Manole, Barueri – SP, pp 233 - 259.

FISHER, H.B., LIST, E.J., KOH, R.C.Y. (1979). “*Mixing In Inland and Coastal Waters*”. Academic Press, Dan Diego, 516 p.

SILVA, R. C. (2004). “*Avaliação das constantes cinéticas envolvidas na modelagem das concentrações de oxigênio dissolvido em rios com aplicação da Programação Não-Linear*”. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Tecnologia em Saneamento Ambiental) – Instituto Federal do Espírito Santo.

THOMANN, R. V. (1983). “*Systems analysis and water quality management*”. McGraw-Hill Book Company, São Paulo, 286 p.

THOMANN, R. V., MUELLER, J. A. (1987). “*Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*”. ed. Harper and Row Publishers, New York, USA, 644 p.

VON SPERLING, M. (2007). “*Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*”. DESA - UFMG, Belo Horizonte – MG, 588 p.

VON SPERLING, M. (2005). “*Introdução a qualidade de água e ao tratamento de esgotos*”. DESA - UFMG, Belo Horizonte – MG, 452 p.

## APÊNDICE

- Resultados da modelagem bidimensional de OD e DBO a partir do lançamento de um efluente com vazão equivalente a 1 % da  $Q_{7,10}$  da vazão do rio.

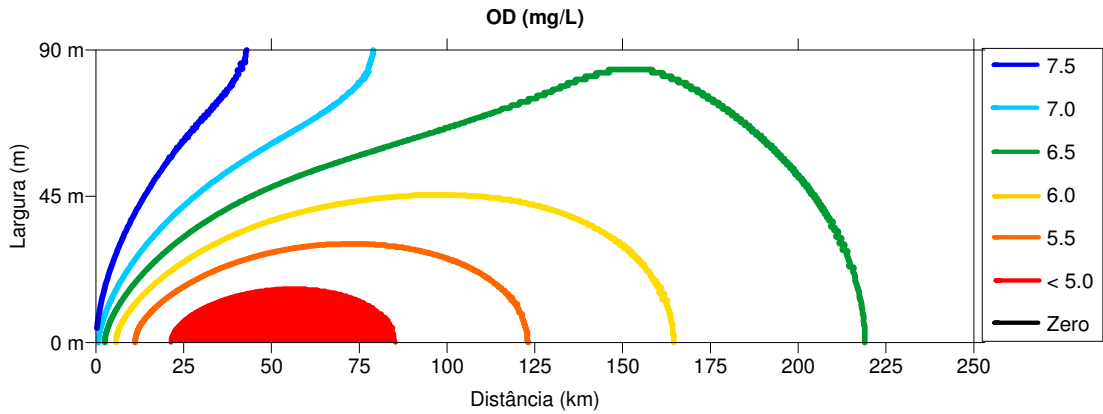


Figura 11: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

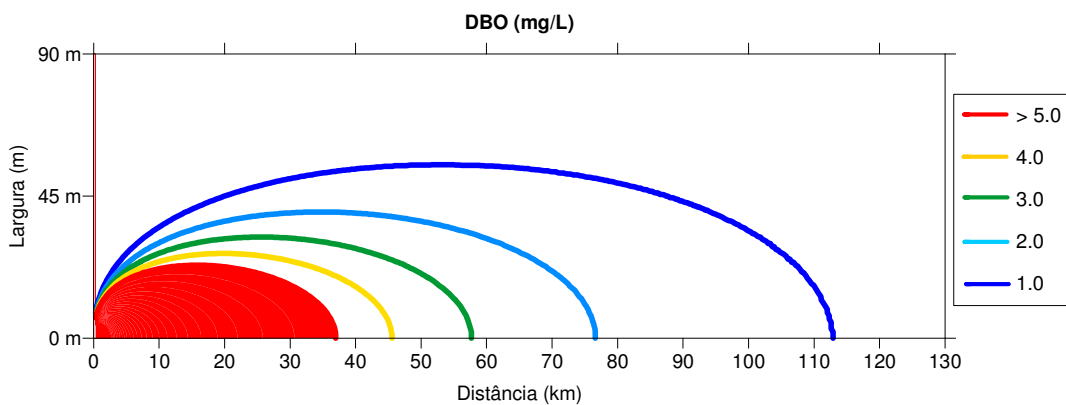


Figura 12: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

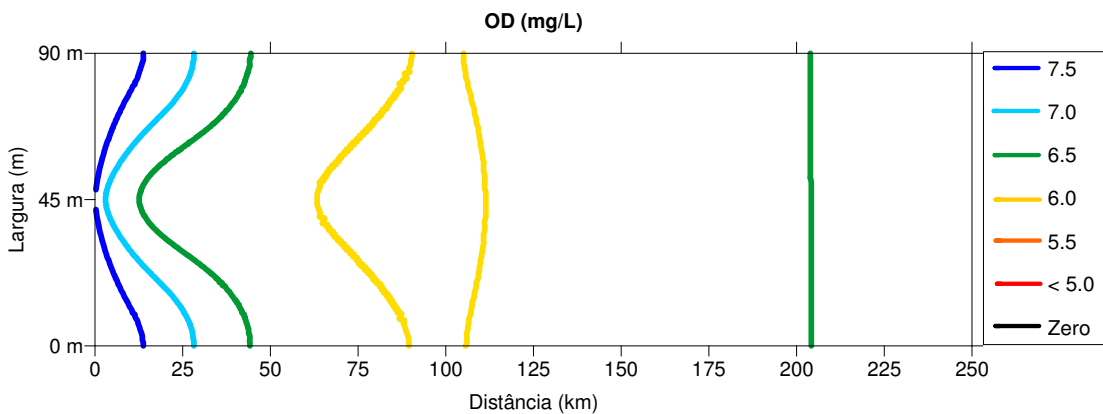


Figura 13: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

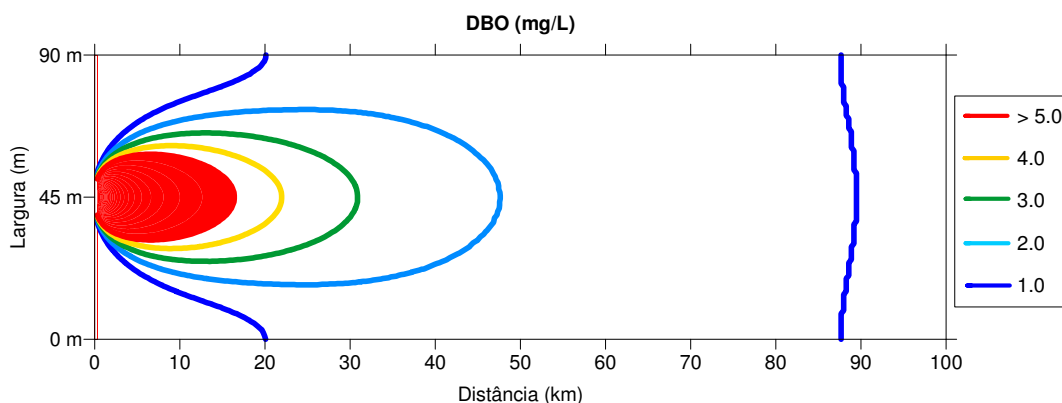


Figura 14: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 1% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

- Resultados da modelagem bidimensional de OD e DBO a partir do lançamento de um efluente com vazão equivalente a 5 % da  $Q_{7,10}$  da vazão do rio.

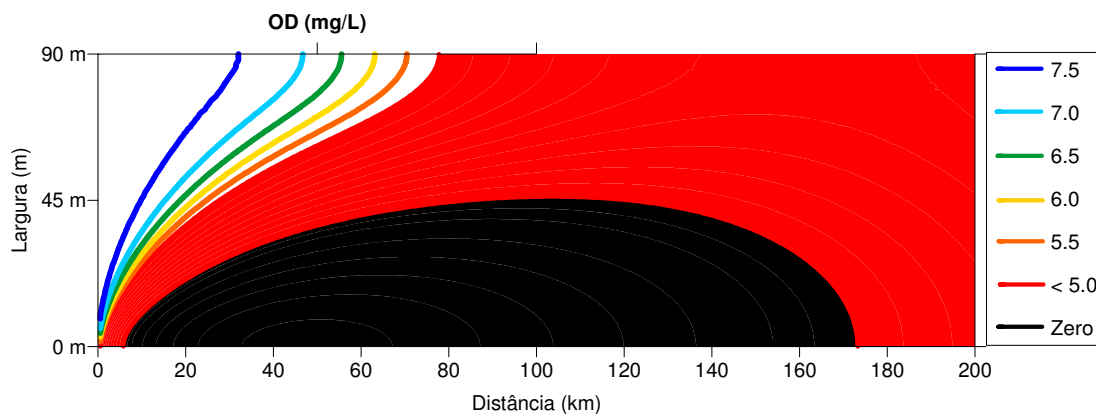


Figura 15: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

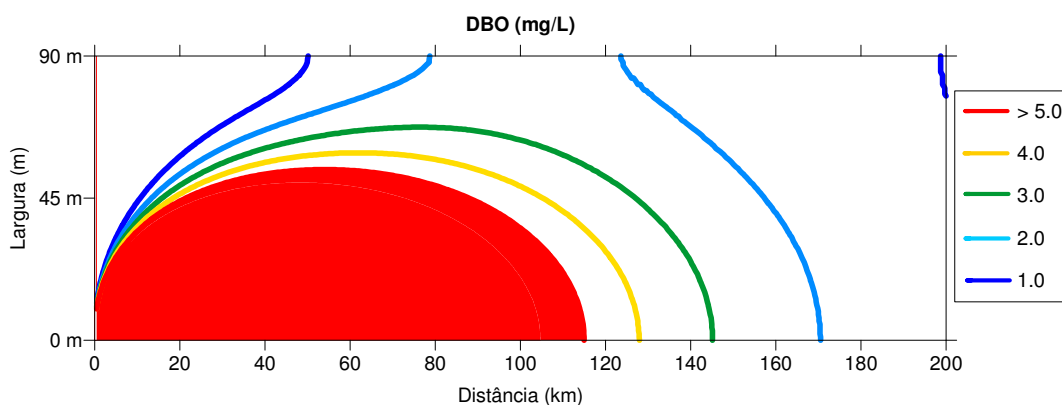


Figura 16: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente na margem com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

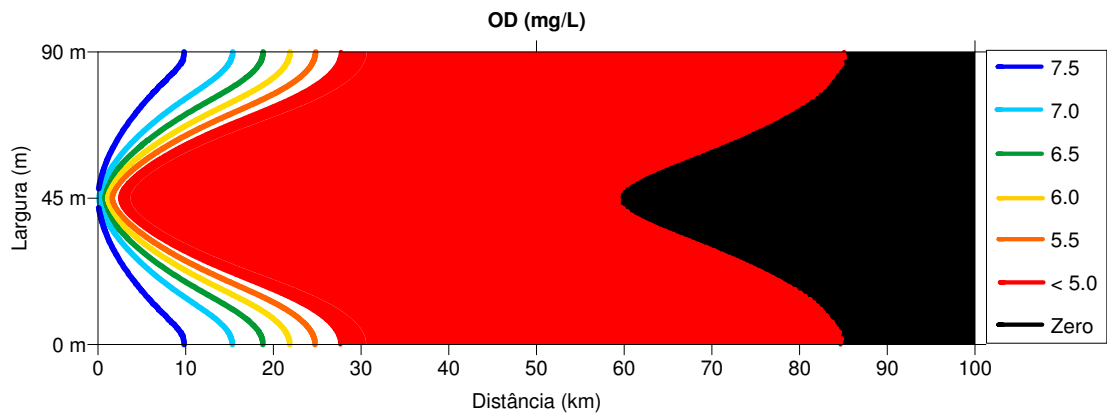


Figura 17: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de OD para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.

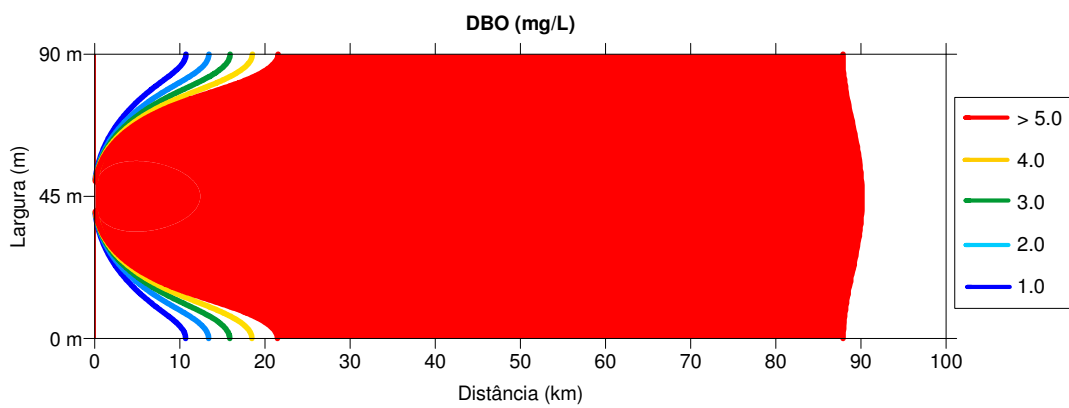


Figura 18: Resultado da simulação bidimensional das concentrações de DBO para o lançamento do efluente no centro da seção transversal com vazão equivalente a 5% da  $Q_{7,10}$  do rio e  $\alpha$  igual a 0,15.