

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS  
ENGENHARIA AMBIENTAL

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO  
MONJOLINHO UTILIZANDO O MODELO QUAL-2E:  
Ênfase em matéria orgânica**

Aluno: Eduardo Dellosso Penteado  
Orientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Silvia Cláudia Semensato Povinelli

Monografia apresentada ao curso de  
graduação em Engenharia Ambiental da  
Escola de Engenharia de São Carlos da  
Universidade de São Paulo (EESC/USP).

São Carlos, SP  
2009

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

P419m

Penteado, Eduardo Dall'osso

Modelagem da qualidade da água do Rio Manjolinho utilizando o modelo QUAL-2E : ênfase em matéria orgânica servido / Eduardo Dall'osso Penteado ; orientadora Silvia Cláudia Semenza Povinelli. -- São Carlos, 2009.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.

1. Qualidade da água. 2. Modelagem matemática. 3. QUAL-2E. 4. Rio Manjolinho. I. Título.

## **FOLHA DE APROVAÇÃO**

Candidato: Eduardo Dellosso Penteado

Monografia defendida e aprovada em: 21 de agosto de 2009 pela Comissão Julgadora:

Silvia C.S. Povinelli

Profa. Dra. Silvia Cláudia Semensato Povinelli

Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

Prof. Dr. Marcelo Zaiat  
Coordenador da Disciplina 1800091- Trabalho de Graduação

Dedico esse trabalho aos meus pais, meu irmão e  
demais familiares, por toda ajuda, esforço e  
carinho que sempre me ofertaram.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus que, durante todo a minha vida, não deixou que meus ânimos e minhas esperanças se abalassem pelas dificuldades. Pelo contrário, tudo para que os momentos tristes se transformassem em tempos de profundo crescimento e amadurecimento pessoal.

Em especial, à minha orientadora, Prof<sup>a</sup>. Dra. Silvia Cláudia Semensato Povinelli, pela instrução, paciência, oportunidade e disposição a mim dedicada durante todo esse período.

A todos os docentes e funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (SHS-EESC-USP) que de alguma forma, mesmo de maneira indireta, ajudaram-me neste trabalho.

A toda minha família, em especial aos meus pais, Rosângela e Dirceu, a meu irmão, Lucas, e minha avó, Noélia. Além de exemplos a serem seguidos, cada um teve, à sua maneira, participação fundamental neste trabalho, mesmo que inconscientemente. Pelo amor, pela atenção, pela alegria, pela força e estímulo transmitidos, pela fé, pela dedicação integral, pela preocupação, pelo apoio irrestrito, cada um deles contribui, diariamente, para a minha formação como profissional e como ser humano.

Ao CNPq pela bolsa de iniciação concedida.

A minha colega de iniciação científica Gabriela pela amizade e pelos bons momentos. Além dos conselhos e contribuições tão proveitosa para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os meus amigos, pois tornam minha vida mais agradável, amenizando as dores e trazendo muitos momentos alegres

# Sumário

LISTA DE FIGURAS .....	i
LISTA DE TABELAS .....	iv
RESUMO .....	v
ABSTRACT .....	vi
1- Introdução.....	1
2- Justificativa.....	3
3- Objetivos.....	5
4- Revisão bibliográfica.....	6
4.1. Autodepuração.....	6
4.1.1. Zona de degradação .....	7
4.1.2. Zona de decomposição ativa.....	7
4.1.3. Zona de Recuperação .....	8
4.1.4. Zona de água limpa.....	8
4.2. Desoxigenação.....	9
4.2.1. A cinética de desoxigenação.....	10
4.3. Mecanismos de produção de oxigênio .....	13
4.3.1. Cinética da Reação Atmosférica.....	16
4.4. Modelos de Qualidade da água.....	19
4.4.1. Classificação dos modelos de qualidade d água.....	19
4.4.1.1. Sistemas lênticos: .....	19
4.4.1.2. Sistemas Lóticos .....	22
4.4.2. Desenvolvimento de um modelo de qualidade da água .....	22
4.4.3. Histórico dos modelos de qualidade da água.....	23
4.4.3.1. Modelo de Streeter-Phelps (1925).....	24
4.4.3.2. Modelo de Dobbins (1964).....	26
4.4.3.3. Modelo de Dresnack – Dobbins (1965).....	26
4.4.3.4. Modelo de Camp (1965).....	27
4.4.3.5. Modelo de Hansen e Frankel (1965) .....	27
4.4.3.6. Modelo de O' Connor.....	28
4.4.3.7. Modelo DOSAG .....	29
4.4.3.8. Modelo QUAL I .....	30
4.4.3.9. Modelo QUAL II .....	31
4.4.3.10. Modelo QUAL-SEMOG .....	32
4.4.3.11. Modelo CE-Qual-W2 .....	32
4.4.3.12. Modelo QUAL- 2E .....	33
5- Metodologia.....	37
5.1. Descrição da área de estudo.....	37
5.1.1. Pontos de coletas .....	39
5.2. Descrição da interface QUAL-2R .....	44
5.3. Obtenção dos dados .....	49
5.4. Segmentação do sistema fluvial .....	50
5.5. Calibração do Modelo QUAL-2E .....	53
5.6. Validação do Modelo QUAL-2E .....	53
5.7. Simulação e Criação de Cenários .....	54
6- Resultados e Discussão.....	55

6.1.	Calibração do Modelo QUAL-2E .....	55
6.2.	Validação do modelo QUAL-2E .....	71
6.3.	Simulação e Criação de Cenários .....	74
7-	Conclusões.....	77
8 -	Referências Bibliográficas .....	78

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 4.1:</b> Progressão temporal da DBO exercida e da DBO remanescente.....	11
<b>Figura 4.2:</b> Progressão temporal da concentração e do déficit de oxigênio dissolvido na massa líquida.....	16
<b>Figura 4.3:</b> Característica dos modelos de reservatórios concentrado.....	20
<b>Figura 4.4:</b> Característica dos modelos de reservatórios unidimensional longitudinal (reservatórios rasos).....	20
<b>Figura 4.5:</b> Característica dos modelos de reservatórios unidimensional vertical (reservatórios profundos). .....	20
<b>Figura 4.6:</b> Características dos modelos de reservatórios bidimensionais no perfil.....	21
<b>Figura 4.7:</b> Características dos modelos de reservatórios bidimensionais no plano.....	21
<b>Figura 4.8:</b> Características dos modelos de reservatórios tridimensionais.....	21
<b>Figura 5.1:</b> A bacia hidrográfica do rio Monjolinho e a mancha urbana de São Carlos.....	38
<b>Figura 5.2:</b> Primeiro ponto de coleta da campanha de 2008.....	41
<b>Figura 5.3:</b> O entorno do primeiro ponto de coleta da campanha de 2008.....	41
<b>Figura 5.4:</b> O segundo ponto de coleta da campanha de 2008 e o primeiro das campanhas realizadas por Barreto (1999).....	41
<b>Figura 5.5:</b> O terceiro ponto de coleta da campanha de 2008 e o segundo das campanhas realizadas por Barreto (1999).....	42
<b>Figura 5.6:</b> O quarto ponto de coleta da campanha de 2008 e o terceiro das campanhas realizadas por Barreto (1999), no córrego do Tijuco Preto. ....	42
<b>Figura 5.7:</b> O quinto ponto de coleta da campanha de 2008 e o quarto das campanhas realizadas por Barreto (1999).....	42
<b>Figura 5.8:</b> O sexto ponto de coleta da campanha de 2008 e o quinto das campanhas realizadas por Barreto (1999), no córrego do Gregório.....	43
<b>Figura 5.9:</b> O sétimo ponto de coleta da campanha de 2008 e o sexto das campanhas realizadas por Barreto (1999).....	43
<b>Figura 5.10:</b> O oitavo ponto de coleta da campanha de 2008 e o sétimo das campanhas realizadas por Barreto (1999).....	43
<b>Figura 5.11:</b> O nono ponto de coleta da campanha de 2008 e o oitavo das campanhas realizadas por Barreto (1999).....	44

<b>Figura 5.12:</b> O décimo ponto de coleta da campanha de 2008 e o nono das campanhas realizadas por Barretto (1999).....	44
<b>Figura 5.13:</b> Tela inicial do programa QUAL-2R. ....	45
<b>Figura 5.14:</b> Tela de definição dos dados geográficos climatológicos e hidráulicos.....	46
<b>Figura 5.15:</b> Tela para correção e determinação das varáveis de qualidade da água.....	46
<b>Figura 5.16:</b> Tela onde se defini os coeficientes cinéticos e as condições iniciais em cada trecho.....	47
<b>Figura 5.17:</b> Tela de entrada dos dados de cabeceira e do fluxo incremental.....	48
<b>Figura 5.18:</b> Tela para identificação dos principais lançamento e captação do curso d' água.....	48
<b>Figura 5.19:</b> Uma das possíveis telas de saída.....	49
<b>Figura 5.20:</b> Segmentação do sistema fluvial utilizado na calibração.....	52
<b>Figura 6.1:</b> Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes valores da constante de dispersão longitudinal (D).....	56
<b>Figura 6.2:</b> Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 2.....	57
<b>Figura 6.3:</b> Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 3.....	57
<b>Figura 6.4:</b> Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 5.....	57
<b>Figura 6.5:</b> Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 8.....	58
<b>Figura 6.6:</b> Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 9.....	58
<b>Figura 6.7:</b> Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes coeficientes de reaeração ( $K_2$ ).....	62
<b>Figura 6.8:</b> Simulação de OD para os dados de 12/07/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes coeficientes de reaeração ( $K_2$ ).....	62
<b>Figura 6.9:</b> Simulação de OD para os dados de 24/08/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes coeficientes de reaeração ( $K_2$ ).....	63
<b>Figura 6.10:</b> Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	64
<b>Figura 6.11:</b> Simulação de OD para os dados de 12/07/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	64
<b>Figura 6.12:</b> Simulação de OD para os dados de 24/08/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	65
<b>Figura 6.13:</b> Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	67

<b>Figura 6.14:</b> Simulação de OD para os dados de 12/07/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	67
<b>Figura 6.15:</b> Simulação de OD para os dados de 24/08/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	68
<b>Figura 6.16:</b> Simulação de DBO para os dados de 10/05/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	68
<b>Figura 6.17:</b> Simulação de DBO para os dados de 12/07/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	69
<b>Figura 6.18:</b> Simulação de DBO para os dados de 24/08/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.....	69
<b>Figura 6.19:</b> Simulação de OD para os dados de 08/07/2008 para validar o modelo QUAL-2E.....	73
<b>Figura 6.20:</b> Simulação de DBO para os dados de 08/07/2008 para validar o modelo QUAL-2E.....	73
<b>Figura 6.21:</b> Simulação de OD após a implementação da ETE Monjolinho.....	75
<b>Figura 6.22:</b> Simulação de DBO após a implementação da ETE Monjolinho.....	75

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 4.1:</b> Faixa de valores e velocidades usados para desenvolver as expressões empíricas de O'Connor e Dobbins (1956), de Churchill (1962) e Owens-Gibbs (1964).....	18
<b>Tabela 5.1:</b> Tipos de reaeração e o número associado no modelo.....	47
<b>Tabela 5.2:</b> Concentração de OD nas fontes não pontuais em cada trecho.....	51
<b>Tabela 5.3:</b> Concentração de DBO nas fontes não pontuais em cada trecho.....	51
<b>Tabela 6.1:</b> Valores dos coeficientes a e b utilizado na simulação.....	59
<b>Tabela 6.2:</b> Valores médios de coeficientes de demanda bentônica.....	60
<b>Tabela 6.3:</b> Valores dos coeficientes de demanda bentônica adotados na calibração.....	60
<b>Tabela 6.4:</b> Opções do coeficiente de reaeração.....	61
<b>Tabela 6.5:</b> Opções do coeficiente de reaeração utilizada na calibração.....	63
<b>Tabela 6.6:</b> Valores típicos do coeficiente de desoxigenação, $K_1$ .....	66
<b>Tabela 6.7:</b> Coeficientes de desoxigenação utilizados.....	66
<b>Tabela 6.8:</b> Coeficientes hidráulicos admitidos na calibração e validação do modelo.....	71
<b>Tabela 6.9:</b> Coeficientes cinéticos admitidos na calibração e validação do modelo.....	72
<b>Tabela 6.10:</b> Valores de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) admitidos na calibração e validação do modelo.....	72

## **RESUMO**

PENTEADO, E. D. Modelagem **da qualidade da água do rio Monjolinho (SP) utilizando o modelo QUAL-2E: ênfase em matéria orgânica.** 2009. 83f. Monografia, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

Os órgãos de gestão ambiental e os tomadores de decisão em uma bacia hidrográfica têm a constante preocupação com os efeitos do lançamento de uma carga poluidora nos cursos d'água. Dentro deste contexto, os modelos matemáticos permitem prever possíveis danos ou melhorias na qualidade da água da bacia sendo, assim, importante ferramenta no processo de tomada de decisão. O programa QUAL-2E, na sua interface QUAL-2R, é uma destas valiosas ferramentas, possibilitando a simulação de curso d'água unidirecional, bem misturado e de fluxo constante. O presente trabalho avaliou a aplicação do modelo QUAL-2E para as simulações da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no rio Monjolinho ( $21^{\circ}57'$  a  $22^{\circ}06'S$  e  $47^{\circ}50'$  a  $48^{\circ}05'W$ ), que atravessa a cidade de São Carlos (SP). A calibração do modelo foi realizada utilizando os dados disponíveis em outros trabalhos determinando os coeficientes de desoxigenação, reaeração, e da demanda bentônica por oxigênio dissolvido, respectivamente,  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_4$ . A coleta de dados qualitativos e quantitativos do rio Monjolinho foi realizada em oito pontos e dois pontos nos seus principais afluentes, o córrego do Tijuco Preto e o do Gregório. A partir destes valores aferidos, o modelo QUAL-2E foi validado apresentando uma satisfatória correlação aos dados coletados, podendo ser usado, como, uma ferramenta bastante útil para o gerenciamento do curso d'água estudado. Calibrado e validado o modelo, propôs-se a simulação da qualidade da água do rio Monjolinho após a implementação da estação de tratamento esgoto (ETE), que tratará todo o efluente sanitário de São Carlos. Foram adotados diferentes valores de eficiência do sistema, e concluiu-se que mesmo com 80% de remoção de matéria orgânica admitida houve uma melhora significativa na qualidade da água, podendo fornecer subsídios para o enquadramento do rio Monjolinho ou parte deste curso hídrico de acordo com as classes propostas pela resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº357/2005.

**Palavras Chaves:** qualidade da água, modelagem matemática, QUAL-2E e Rio Monjolinho.

## ABSTRACT

PENTEADO, E. D. Modeling of water quality of Monjolinho river (SP) by using the QUAL-2E model: focus on organic matter. 2009. 83f. Monografia, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

The agencies of environmental management and decision-makers in a watershed have the constant concern about the effects of launching a pollution load in water courses. Within this context, the mathematical models to predict possible damage or improvements in water quality of the basin are thus important tools in decision-making process. The QUAL-2E program, in its interface QUAL-2R, is one of these valuable tools, allowing the simulation of water courses unidirectional, well mixed and constant flow. This study evaluated the application of QUAL-2E model for simulations of biochemical oxygen demand (BOD) and concentration of dissolved oxygen (DO) in Monjolinho river ( $21^{\circ}57'$  to  $22^{\circ}06'S$  and  $47^{\circ}50'$  to  $48^{\circ}05'W$ ), which crosses the entire city of São Carlos (SP). The calibration of the model was performed using data available in other works determined the coefficients of disoxigenation, reaeration, benthic and demand for dissolved oxygen, respectively,  $K_1$ ,  $K_2$  and  $K_4$ . The collection of qualitative and quantitative data of the Monjolinho river was realized in eight points and two points on its main tributaries, the stream of the Tijuco Preto and the Gregório. From these measured values, the model QUAL-2E was validated showing a good relationship with the data collected and can be used as a useful tool for the management of water courses studied. Calibrated and validated the model, it was proposed to simulate the water quality of the Monjolinho river after the implementation of the treatment of sewage, which treat all the wastewater of São Carlos. It was used different values of efficiency of the treatment system, and concluded that even with 80% of removal of organic matter admitted there was a significant improvement in water quality, and could even change the environment of the Monjolinho river or part of this course under water classes proposed by the resolution of the Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N° 357/2005.

**Key Words:** Water quality, mathematical modeling, QUAL-2E and Monjolinho river.

## **1- Introdução**

O uso e a ocupação desordenada do solo, o lançamento de efluentes líquidos industriais e domésticos, tratados ou não, e ainda a utilização de fertilizantes e pesticidas na agricultura observados nas últimas décadas trouxeram como consequência o comprometimento da qualidade e da quantidade das águas dos rios, lagos e reservatórios (BALDOCHI, 2002).

Desta forma, a disponibilidade da água doce na natureza representa um dos fatores limitantes ao desenvolvimento sócio-econômico de uma região, visto que a saúde e o bem estar dos seres humanos, a produção de alimentos, o crescimento industrial e os ecossistemas dependem da água. Estes fatos tornaram necessário o manejo e controle dos múltiplos usos pelos diversos atores deste recurso natural finito (BENASSI, 2002).

A gestão dos recursos hídricos é complexa, já que o controle da qualidade da água está associado a uma visão holística, no nível de toda bacia hidrográfica, e não apenas pelo agente poluidor (VON SPERLING, 2005).

Buscando-se unir usos e integridade, os gestores dos recursos hídricos vêm adotando diversas práticas para controlar a qualidade da água. O aumento da eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes líquidos, a revisão de outorgas de captação e de lançamento no curso d'água, além, da implementação de instrumentos de gerenciamento do recurso hídrico, como a cobrança pelo uso da água, são exemplos dessas pr.

Dentro deste enfoque de controle ambiental para o manejo da qualidade e quantidade da água, foram desenvolvidas ferramentas para auxiliar a tomada de decisão referente ao plano de gestão dos recursos hídricos.

Assim, surgiram os modelos matemáticos de qualidade da água que são técnicas que possibilitam simular condições reais, dentro de uma faixa de incertezas, permitindo a apresentação das propostas com melhor desempenho quanto aos objetivos propostos para o ótimo gerenciamento dos recursos naturais (TUCCI, 1998).

Segundo Straskraba e Tundisi (2000), os modelos matemáticos têm como um dos objetivos profetizar possíveis situações referentes à qualidade da água, quando o equilíbrio na

bacia hidrográfica é interrompido por ações antrópicas, favorecendo a tomada de decisão sobre diferentes opções de gerenciamento num horizonte de curto a longo prazo.

Depois de calibrados e validados, os modelos de qualidade da água permitem a simulação de vários cenários, tornando-se assim uma ferramenta. Com o desenvolvimento dos microcomputadores, tanto hardwares como softwares, foi possível a resolução em menor tempo dos complexos algoritmos, além de mostrar os resultados em uma interface gráfica mais atraente ao usuário.

A união de um software de sistema de informações geográficas juntamente com um software de modelagem de qualidade da água, um banco de dados e um programa de análise, resultou no surgimento dos Sistemas de Suporte à Decisão, facilitando ainda mais o processo de tomada de decisão.

Atualmente, um dos modelos matemáticos de qualidade da água mais amplamente utilizados para a avaliação de impactos poluidores em cursos d'água é o QUAL-2E desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), que simula diversos parâmetros de qualidade da água em cursos d'água ramificados e bem misturados, usando o método das diferenças finitas para a solução da equação unidimensional do transporte advectivo ou dispersivo e de reações dos constituintes do meio.

Desta forma, o modelo tem sido vastamente aplicado em alocação de cargas poluidoras, autorização de captação e outorgas além de outras avaliações dos poluentes no meio aquático operando tanto em modelo estacionário como dinâmico. Cubillo *et al* (1992) usaram o modelo QUAL-2E como uma ferramenta ao planejamento ambiental para a comunidade de Madri, na Espanha; Mendonça (1993) aplicou o modelo na avaliação de impacto ambiental na duplicação de uma indústria de celulose em Belo Oriente (MG) e Lima (1997) que utilizou o modelo na avaliação de uma descarga accidental de um poluente (LIMA, 1997).

Esta ferramenta permite a solução de problemas complexos relacionados à qualidade e a vazão do corpo d'água. No entanto, uma das grande limitações do seu uso no Brasil é a falta de dados que o alimenta, o que ocasiona a utilização de modelos com menor grau de complexidade.

Neste contexto, este trabalho buscou utilizar o modelo QUAL-2E, na interface QUAL-2R, para este ser uma ferramenta a facilitar a gestão e a avaliação da qualidade da água da bacia do rio Monjolinho.

## **2- Justificativa**

Desde a década 80, o rio Monjolinho vem sendo estudado nos programas de pós-graduação desenvolvidos pela Universidade de São Paulo e pela Universidade Federal de São Carlos. Muitos destes trabalhos analisaram a qualidade da água para relacionar com as comunidades biológicas presentes no corpo d'água e dividiram a bacia hidrográfica do rio Monjolinho em áreas de acordo com o seu grau de degradação. No entanto, não houve uma preocupação com a sistematização dessas informações para que pudessem servir como ferramentas importantes na gestão dos múltiplos usos deste recurso hídrico.

Porém, com o surgimento de legislações específicas, como a Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e a Resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e os padrões de lançamento, e com o crescente aumento das pressões sociais, principalmente da população urbana, tem sido suscitado no debate público o uso desse rio para várias finalidades e não somente como afastamento de dejetos. Por isso, é importante conhecer os padrões das oscilações e os efeitos das ações antrópicas sob os parâmetros de qualidade da água desse manancial, a fim de minimizar os futuros conflitos ou agravar os já existentes.

Nesse sentido, a modelação da qualidade das águas superficiais destaca-se como uma ferramenta imprescindível no que tange às questões hídricas, pois possibilita uma abordagem holística sobre os principais mecanismos e interações que se desenvolvem em um rio. Através dos modelos matemáticos é possível compreender algumas propriedades dos sistemas aquáticos, prever suas reações a estímulos e estimar sua capacidade de autodepuração. Essas ferramentas também permitem antever os impactos decorrentes de inúmeros cenários hipotéticos, o que possibilita fundamentar as decisões de gestão de bacias hidrográficas tomadas por seus responsáveis legais.

Nessa pesquisa, o modelo QUAL-2E, na sua interface gráfica QUAL-2R, foi utilizado, basicamente, na análise da qualidade da água do Rio Monjolinho, tendo sido fundamentado em informações obtidas da literatura e *in loco* durante o período de estudo. Esse modelo poderá auxiliar na busca das possíveis soluções gerenciais para a minimização dos impactos ambientais que ocorrem na bacia, principalmente no que diz respeito ao afastamento de dejetos.

### **3- Objetivos**

Este trabalho teve como objetivo geral:

- Pesquisar e avaliar a qualidade da água do rio Monjolinho, localizado no município de São Carlos, no Estado de São Paulo, usando o modelo matemático de qualidade da água QUAL-2E, através do estudo da interação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da concentração de oxigênio dissolvido (OD).

Além desse objetivo geral, teve-se como objetivos específicos:

- A calibração e a validação do modelo QUAL-2E utilizando os dados de órgãos que operam redes de monitoramento quantitativo e qualitativo das águas dos corpos da água da bacia hidrográfica, os dados existentes em outros trabalhos e os obtidos nas campanhas a campo.
- Criação de simulações das condições do rio Monjolinho após a implementação da Estação de Tratamento de Esgoto do Monjolinho (ETE – Monjolinho) que tratará todo o esgoto sanitário da cidade de São Carlos (SP). Nesta simulação, foram adotadas três eficiências para a remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) a de 80%, 90 e 95%. Após isto, analisou-se a qualidade do curso da água estudado.

## **4- Revisão bibliográfica**

### ***4.1. Autodepuração***

As águas residuárias, como, o esgoto sanitário e alguns efluentes industriais, têm elevada carga orgânica que serve de alimento para os seres aeróbios, por exemplo, protozoários e bactérias. Estes organismos iniciam o processo de estabilização da matéria orgânica, transformando compostos complexos em substâncias simples e inertes causando uma redução do nível da concentração de oxigênio dissolvido existente no meio, podendo este se extinguir por completo. Quando isto ocorre, os organismos anaeróbios prosseguem a degradação do material poluidor sem a presença de oxigênio.

Além do processo de degradação, o fenômeno da autodepuração também compreende a sedimentação dos sólidos formando os bancos de lodo no seio do curso d' água clarificando a água. Desta forma, a radiação solar pode penetrar no sistema aquático proliferando as algas e outros seres fotossintetizantes.

A oxidação da matéria orgânica libera sais minerais importantes para o crescimento da planta favorecendo, assim, o crescimento das algas e, consequentemente, elevando os níveis de oxigênio dissolvido do meio aquático.

Segundo von Sperling (2005), a autodepuração de um rio pode ser entendida como um processo de sucessão ecológica, pois há uma seqüência de substituições de uma comunidade por outra até que se estabeleça uma comunidade estável e em equilíbrio com as condições do meio.

O processo de autodepuração varia ao longo do tempo e, como, o curso d'água é um ambiente lótico, há uma variação ao longo do curso d'água, assim, cada trecho do rio se encontrará associado a um dos estágios da sucessão ecológica.

Von Sperling (2005) afirma que são quatro as zonas de autodepuração: zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de água limpa. A seguir se encontra uma descrição de cada uma das etapas do processo de autodepuração de um curso d' água.

#### **4.1.1. Zona de degradação**

A zona de degradação tem inicio após o lançamento das águas residuárias e apresenta como principal característica os maiores níveis de concentração de matéria orgânica. A água do curso d' água se apresenta turva, devido às altas concentrações de sólidos presentes na água residuárias dificultando, assim, a presença de organismos fotossintetizantes.

O processo de degradação da matéria orgânica pode ainda não se ter iniciado, ou se iniciado, é em pequena escala. Após o período de adaptação dos organismos degradadores, inicia-se a proliferação de bactérias aeróbias, decrescendo o teor de matéria orgânica.

A degradação da matéria orgânica por estes organismos libera o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) que é convertido em ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) no meio aquático havendo, assim, uma redução do potencial Hidrogeniônico (pH).

No lodo sedimentado, ocorre a decomposição anaeróbia das substâncias orgânicas devido à dificuldade de intercâmbio gasoso com a atmosfera, desta forma, há uma produção de gases como o sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) que é um potencial gerador de odores desagradáveis.

Nesta etapa do processo de autodepuração, os compostos orgânicos nitrogenados se encontram em altas concentrações embora já haja a conversão destes em amônia.

Na comunidade aquática, há uma redução da diversidade de espécies de seres vivos. A quantidade de bactérias do tipo coliforme de origem, principalmente, do trato intestinal dos seres humanos é bastante elevada, quando a poluição é oriunda de lançamento de esgoto sanitário. Nesta etapa, predominam-se as bactérias, os protozoários e alguns fungos que se alimentam da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

#### **4.1.2. Zona de decomposição ativa**

Na zona de decomposição ativa, a água apresenta-se no estado mais deteriorado em relação aos parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da concentração de oxigênio dissolvido (OD), pois os microrganismos desempenharam intensivamente suas funções de decomposição de matéria orgânica. Dependendo da carga poluidora presente na

água resíduárias lançada no curso d' água, a concentração de oxigênio dissolvido pode atingir níveis tão baixos que proporciona condições de anaerobiose em toda a massa líquida, consequentemente, toda vida aeróbia desaparece.

Na comunidade aquática, há uma redução do número de bactérias e um incremento da quantidade de protozoários devido às novas condições do ambiente.

Os compostos nitrogenados complexos são convertidos a amônia que dependendo das concentrações de oxigênio dissolvido no final desta fase pode já pode ser oxidado a nitrito (VON SPERLING, 2005).

#### **4.1.3. Zona de Recuperação**

Na zona de recuperação, a água já está mais clara, facilitando a entrada de luz, os depósitos de lodos têm grânulos maiores e não liberam gases fétidos.

A matéria orgânica se encontra estabilizada em compostos inertes implicando em um menor consumo de oxigênio dissolvido, não havendo mais as condições de anaerobiose que foram observadas na zona anterior.

O nitrogênio está presente no meio aquático nesta fase na forma de amônia que será convertida a nitrito e este a nitrato. O fósforo oriundo do lançamento será convertido a fosfato. Estes dois sais minerais servirão de nutrientes para as algas que sintetizaram mais oxigênio, trazendo, assim, uma nova mudança na comunidade aquática, como, a redução do número de bactérias e de protozoários bacteriófagos e o reaparecimento da diversidade de espécie (VON SPERLING, 2005).

#### **4.1.4. Zona de água limpa**

As águas apresentam-se novamente limpa, ou seja, as concentrações de OD, de matéria orgânica e de bactérias voltam aos níveis que eram a montante do lançamento do esgoto, no entanto, ela se encontra mais rica em quantidade de nutrientes graça a mineralização ocorrida na zona de recuperação provocando uma proliferação de algas que podem atingir superpopulações e ocasionar a saturação do oxigênio dissolvido.

A cadeia alimentar se restabelece e a comunidade aquática apresenta uma grande diversidade de espécie, desta forma, o ecossistema encontra-se estável e o conjunto das populações atinge o seu clímax (VON SPERLING, 2005).

## **4.2. Desoxigenação**

No processo de autodepuração de um curso d' água, a desoxigenação e a reaeração são os principais processos que governam o balanço de oxigênio dissolvido no ambiente aquático que recebe uma carga de efluente.

O oxigênio dissolvido (OD) é o parâmetro usado para verificar o grau de poluição de um recurso hídrico, pois ele pode ser expresso em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática. Além dessas características, a queda dos níveis deste índice causado pela respiração microbiana ocasiona um déficit na concentração de saturação que tende a ser compensado pela reaeração a partir da dissolução do oxigênio presente na atmosfera e pela produção de oxigênio pelos organismos fotossintéticos (VON SPERLING, 2005)

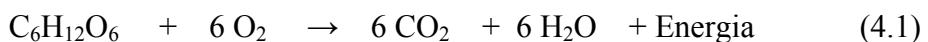
Os fenômenos mais relevantes para o consumo do gás oxigênio no curso d' água que se apresenta em processo de autodepuração são: a degradação da matéria orgânica pelos seres aeróbios, a demanda bentônica e o processo de nitrificação. Todos esses mecanismos consistem, basicamente, na retirada do hidrogênio da molécula orgânica que será transferida a outros compostos, denominado acceptor de hidrogênio, se este composto for o oxigênio a respiração é aeróbia, no entanto, se for outro átomo ou molécula, a respiração será definida como anaeróbia (BALDOCHI, 2002)

No meio aquático tem-se diversos aceptores finais de hidrogênio, como, os nitratos, os sulfatos, os carbonatos. Havendo dois ou mais aceptores, o acceptor escolhido será aquele que liberará maior quantidade de energia no final do processo respiratório (BALDOCHI, 2002)

Entre os mecanismos de consumo de oxigênio, o mais importante é a oxidação da matéria orgânica oriunda do material suspenso de pequenas dimensões que estão presentes na massa líquida e o material dissolvido. A degradação destes compostos ocorre com consumo de oxigênio dissolvido pelos organismos aeróbios, como, as bactérias heterotróficas que degradam os compostos orgânicos complexos em substâncias simples e estáveis além de utilizarem à energia das ligações químicas destes compostos grandes para o crescimento celular. No entanto, organismos facultativos, que usam o oxigênio ou nitratos, e os estritamente anaeróbios prosseguirão na decomposição da matéria orgânica quando as concentrações de oxigênio dissolvido forem nulas (VON SPERLING, 2005).

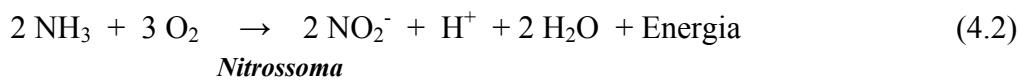
A matéria orgânica carbonácea contida nos esgoto sanitário e efluentes industriais será a primeira a ser degradada pelos organismos saprófitos, como bactérias aeróbias e algumas

facultativas. A oxidação desta substância pode se expressa de forma genérica pela expressão 4.1:



### Matéria orgânica

A oxidação das formas nitrogenadas é realizada por dois gêneros de bactérias específicas, as *Nitrosomas* e as *Nitrobacter*, que são microrganismos autotróficos quimiossintetizantes. A primeira etapa deste processo consiste na transformação da amônia presente no recurso hídrico em nitrito pelas *Nitrosomas*. Posteriormente, o nitrito é oxidado em nitrato pelas *Nitrobacter* que, em seguida será convertido em gás nitrogênio. As principais reações químicas podem ser descritas pelas equações químicas. Observando ambas as reações, percebe-se que ocorre o consumo de oxigênio livre e a este consumo denomina-se como demanda nitrogenada, ou demanda de segundo estágio, visto que acontece depois das reações de degradação das substâncias carbonáceas. (VON SPERLING, 2005).



Além desses dois tipos de consumos do oxigênio dissolvido, há uma parte do oxigênio dissolvido que é utilizado na degradação do lodo de fundo por uma comunidade de organismos bem específicos e através de mecanismos muito complexos. (BALDOCHI, 2002).

Outra forma de consumo do oxigênio dissolvido pode ser através de reações químicas com produtos químicos redutores, presentes nas cargas efluentes de indústrias.

#### 4.2.1. A cinética de desoxigenação

Para modelar o processo de consumo do oxigênio dissolvido é necessário avaliar como uma carga poluidora afeta o meio aquático. Duas maneiras de quantificação poderiam ser realizadas: a primeira de forma direta se basearia nos cálculos estequiométricos das reações químicas de oxidação, no entanto, seria fundamental a quantificação das concentrações dos diversos compostos que compõem o esgoto ou efluente industrial e a estequiometria de oxidação das diferentes substâncias, assim esse método é impraticável.

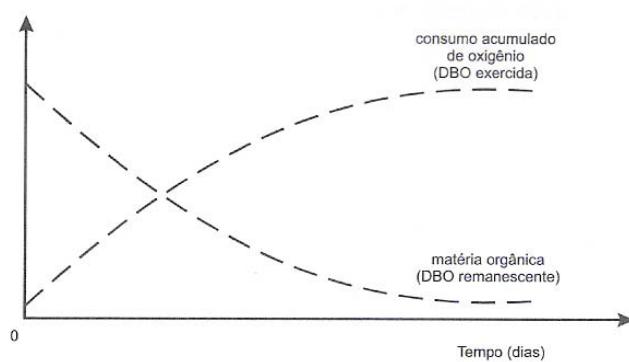
Com o objetivo de solucionar este problema, foi desenvolvido uma segunda forma, um método indireto de quantificação do oxigênio dissolvido em laboratório que consiste na

aferição do oxigênio consumido em um determinado volume de amostra, em um intervalo de tempo pré-definido. A esta medida deu-se o nome de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (BALDOCHI, 2002).

Assim, segundo von Sperling (2005), a demanda bioquímica de oxigênio retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. Desta forma, este parâmetro de qualidade da água é de fundamental importância para qualquer abordagem que trabalhe com poluição do meio aquático, pois está diretamente relacionado com os níveis de oxigênio dissolvido encontrados no sistema estudado (BALDOCHI, 2002).

A estabilização completa da carga poluidora oriunda do esgoto sanitário demora aproximadamente 20 dias, a medida do consumo de oxigênio dissolvido nesse período fornecerá a demanda bioquímica de oxigênio última ( $DBO_u$ ). No entanto, para facilitar e agilizar a análise e permitir comparações de diversos resultados foram efetuadas algumas convenções, como, determinou-se que a temperatura da estufa na qual se realizar-se-á a análise deve ser de 20°C; e a aferição do oxigênio consumido deve ser efetuada no quinto dia do estudo, assim determinou-se a Demanda bioquímica de oxigênio padrão ( $DBO_5^{20}$ ) (VON SPEARLING, 2005).

A demanda bioquímica de oxigênio varia ao longo do tempo. Assim, duas formas de entendimento deste conceito podem ser utilizadas, a DBO exercida e a DBO remanescente. A primeira é a concentração de oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até um determinado intervalo de tempo, já a outra compreensão é a concentração de matéria orgânica que permanece na massa líquida até um instante de tempo. A Figura 4.1 apresenta o gráfico do consumo de oxigênio e a matéria orgânica ao longo do tempo (VON SPERLING, 2005).



**Fonte:** VON SPERLING (2005).

**Figura 4.1:** Progressão temporal da DBO exercida e da DBO remanescente.

Observando as duas curvas da Figura 4.1 percebe-se que são complementares. No instante de tempo igual a zero a concentração de oxigênio consumido é zero enquanto a

concentração de matéria orgânica é máxima. Com o passar do tempo, a curva da demanda bioquímica remanescente vai decaindo de forma exponencial, enquanto a curva que representa o consumo de oxigênio, a demanda bioquímica de oxigênio exercida, aumenta da mesma forma. Após um período de diversos dias, a matéria orgânica está totalmente estabilizada.

Estudos cinéticos da reação da matéria orgânica remanescente em reatores de batelada revelaram que a expressão cinética da degradação da matéria orgânica segue uma reação de primeira ordem, ou seja, a taxa de variação da concentração da matéria orgânica é proporcional a uma constante  $K_1$  e a primeira potência da concentração do composto orgânico (CHAPRA, 1997).

$$V \frac{\partial L}{\partial t} = -K_1 \cdot V \cdot L \quad (4.4)$$

$K_1$ : coeficiente de desoxigenação ( $T^{-1}$ )

$L$ : demanda bioquímica de oxigênio remanescente ( $ML^{-3}$ )

$V$ : volume ( $L^3$ ).

$t$ : tempo ( $T$ ).

Integrando a equação diferencial 4.4, tem-se a seguinte expressão:

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \quad (4.5)$$

No qual  $L_0$  é igual à demanda bioquímica de oxigênio remanescente no tempo igual a zero, ou seja, é a concentração inicial de matéria orgânica presente na amostra.

O consumo de oxigênio dissolvido num intervalo de tempo pode ser medido através da diferença das concentrações de matéria orgânica que havia no tempo inicial e a que havia no instante final do intervalo de tempo, isto é, a demanda bioquímica de oxigênio remanescente no tempo igual a zero menos a demanda bioquímica remanescente no instante  $t$ . Desta forma, a demanda bioquímica de oxigênio exercida ( $Y$ ) pode ser calculado seguindo a expressão:

$$Y = L_0 (1 - e^{-K_1 t}) \quad (4.6)$$

$Y$ : demanda bioquímica de oxigênio exercida ( $ML^{-3}$ )

$L_0$ : demanda bioquímica última ( $ML^{-3}$ ).

Vários aspectos influenciam a demanda bioquímica de oxigênio, principalmente a constante de desoxigenação,  $K_1$ , como a temperatura, os agentes de toxicidade, o grau de tratamento do resíduo e a agitação da amostra.

Segundo Povinelli *et al* (1987), a interferência do cromo tetravalente, na medida do oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio pelo método de Winkler, acontece

quando este se encontra em meio ácido e é reduzido a cromo III liberando iodo, alterando a leitura de oxigênio dissolvido que é feito pela quantidade de iodo presente na amostra.

A temperatura tem uma ampla influência no metabolismo dos microrganismos, afetando a velocidade de conversão de matéria orgânica. Para corrigir o coeficiente de desoxigenação, Streeter e Phelps desenvolveram a equação empírica 4.7 a partir de um coeficiente de temperatura.

$$K_{1,T} = K_{1,20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (4.7)$$

$K_{1,T}$ : coeficiente de desoxigenação na temperatura desejada ( $T^{-1}$ )

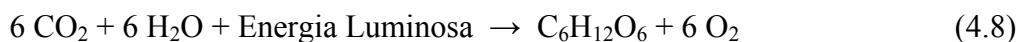
$K_{1,20}$ : coeficiente de desoxigenação na temperatura de 20°C ( $T^{-1}$ )

$\theta$ : coeficiente de temperatura.

### **4.3. Mecanismos de produção de oxigênio**

A fotossíntese e a reaeração atmosférica são os principais mecanismos de adição de oxigênio em um recurso hídrico.

A fotossíntese é o processo característico dos seres autotróficos para a síntese de matéria orgânica através do uso da energia luminosa e dos nutrientes. A equação 4.8 pode expressar esse processo



A respiração corresponde à equação química inversa da fotossíntese. Segundo Branco (1986), a fotossíntese representa um mecanismo de fixação da energia luminosa com formação de moléculas orgânicas, de alto valor energético; já a respiração é exatamente o contrário, pois este provoca a liberação de energia destas moléculas para sua utilização no metabolismo dos seres heterotróficos.

A exigência da energia luminosa condiciona a presença dos seres fotossintetizantes a locais onde há a penetração da luz. Desta forma, em corpos d' água com uma elevada turbidez, oriunda da degradação de partículas do solo, ou da introdução de lançamentos com altas cargas de sólido em suspensão, a possibilidade da ocorrência deste seres vivos é menor, desta forma, o fenômeno da fotossíntese é reduzido. Isto se pode ser verificado nas primeiras zonas do processo de autodepuração, onde há predominância de seres heterotróficos, assim, o consumo supera a produção de oxigênio dissolvido. (BALDOCHI, 2002).

A produção de compostos orgânicos e de oxigênio possibilita a nutrição dos seres vivos situados nos níveis tróficos superiores, bem como a respiração de todos os seres aeróbios. Além disso, esse processo conjugado é importante, pois os seres autotróficos são as bases das teias alimentares.

Além de produzirem oxigênio e substâncias orgânicas os seres autotróficos também as consomem para realizarem o seu metabolismo, no entanto, o processo de síntese é maior que o processo de oxidação, gerando, assim, um saldo de compostos orgânicos que constituem a reserva energética para os seres heterotróficos e um superávit de oxigênio que comporta a respiração de todos os seres aeróbios. (BALDOCHI, 2002).

A reaeração atmosférica constitui-se em um mecanismo físico, no qual as moléculas dos gases são transferidas do meio gasoso para o meio líquido através de sua interface. Este fenômeno é observado, principalmente, em cursos d' água que apresentaram uma redução na concentração de oxigênio dissolvido devido aos mecanismos de estabilização da matéria orgânica. Assim, a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido se torna inferior que à concentração de saturação, ocorrendo um déficit de oxigênio. Esse déficit causa uma nova busca para a condição de equilíbrio e, consequentemente, uma maior absorção do oxigênio pelo meio aquático (BALDOCHI, 2002)

De maneira geral, a difusão molecular e a difusão turbulenta são os dois mecanismos que governam o transporte de oxigênio da fase gasosa para o meio líquido. O processo predominante de transferência é uma função das características hidrodinâmicas do curso d' água. Por exemplo, rios com pequenas profundidades, corredeiras e de fundos rochosos apresentam condições para uma difusão turbulenta eficiente, sendo quase insignificante a contribuição da difusão molecular; já, em lagos e em corpos d' água em regime lento, predomina a difusão molecular (BALDOCHI, 2002)

A difusão molecular é um fenômeno de transporte onde o soluto, no caso o oxigênio, é transportado devido ao movimento das moléculas no fluído. Este tipo de transferência ocorre em condições de escoamento laminar e é muito lento, necessitando de um longo período de tempo para que as camadas mais profundas do curso d' água sejam atingidas.

Para um corpo d' água de profundidade ilimitada, a área da interface líquido e gasoso é igual a A, a taxa de transferência de massa  $dM/dt$  em consequência da difusão molecular é definida pela lei de Fick (BALDOCHI, 2002). A expressão 4.9 apresenta o cálculo da taxa de transferência de massa.

$$\frac{dM}{dt} = -D_m A \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4.9)$$

$D_m$ : coeficiente de difusão molecular

$A$ : área de transferência ( $L^2$ )

$x$ : distância da interface ( $L$ )

$\delta C/\delta x$ : gradiente de concentração.

O mecanismo de difusão turbulenta é mais eficiente, pois envolve a formação de interfaces que propiciam o intercâmbio gasoso. Além disto, este mecanismo de transferência renova o contato entre os meios gasoso e líquido, possibilitando que se evitem pontos de saturação localizada.

Segundo Chapra (1997), a teoria de Lewis e Whitman (1924), ou a teoria de dois filmes, e a teoria da renovação superficial de Danckwertz (1951) são duas teorias usadas para descrever a transferência de gás em cursos d' água.

A teoria dos dois filmes adota que um movimento substancial entre fases encontra máxima resistência em duas camadas laminares vizinhas, onde a transferência de massa é através da difusão molecular. Assim, o transporte de massa por meio destas camadas individuais será função da velocidade e do gradiente entre as concentrações na interface e no seio líquido.

Na teoria da renovação superficial, o sistema é descrito como parcelas de água que são levadas à superfície por um período de tempo. Enquanto estão na interface, acontece a transferência de oxigênio do meio gasoso para o meio líquido, em seguida, essas são movidas da interface e são misturadas no meio líquido.

Segundo Brown (1985), o processo de transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida baseia-se no mecanismo de transporte por difusão, no qual há uma condição de equilíbrio inicial na interface gás-líquido. Após este processo, há a transferência por toda massa líquida e a renovação desta interface. Nos cursos d' água, este transporte de massa é ditado pela difusão turbulenta, sendo o fluxo de massa expresso pela equação 4.10.

$$F_C = k_L(C_s - C_{ox}) \quad (4.10)$$

$F_C$ : fluxo de oxigênio através da superfície líquida ( $M(L^2T)^{-1}$ )

$C_{ox}$ : concentração de oxigênio dissolvido (OD) na massa líquida ( $ML^{-3}$ )

$C_s$ : concentração de saturação do oxigênio dissolvido na massa líquida ( $ML^{-3}$ )

$k_L$ : coeficiente global de transferência de massa superficial ( $LT^{-1}$ ).

### 4.3.1. Cinética da Reaeração Atmosférica

A cinética de reaeração pode ser descrita por uma reação de primeira ordem, da mesma forma que a desoxigenação, de acordo com a expressão 4.11.

$$\frac{\partial D}{\partial t} = -K_2 D \quad (4.11)$$

D: déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação ( $C_s$ ) e a concentração existente em um determinado tempo t (C) ( $ML^{-3}$ ).

t: tempo (T)

$K_2$ : coeficiente de reaeração na base e. ( $T^{-1}$ ).

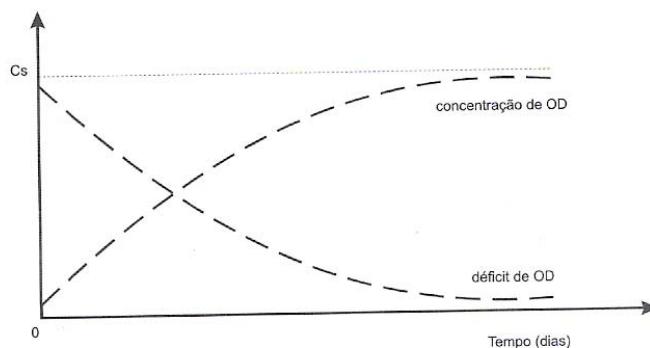
Observando a expressão 4.11, nota-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. Desta forma, quanto maior o déficit, maior o anseio da massa líquida pelo oxigênio, implicando em que a taxa de transferência de oxigênio seja maior. Integrando-se a expressão 4.11, têm-se

$$D = D_o e^{-K_2 t} \quad (4.12)$$

Onde:

$D_o$ : déficit de oxigênio inicial. ( $ML^{-3}$ ).

A Figura 4.2 apresenta a progressão do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido em relação ao tempo.



Fonte: VON SPERLING (2005).

**Figura 4.2:** Progressão temporal da concentração e do déficit de oxigênio dissolvido na massa líquida.

Analizando a Figura 4.2, percebe-se que as curvas do déficit e da concentração são simétricas e estão espelhadas, ou seja, à medida que a concentração de oxigênio dissolvido aumenta devido a reaeração atmosférica, o déficit se reduz.

A determinação do coeficiente de reaeração, o  $K_2$ , apresentado na expressão 4.11 é mais simples que a determinação dos coeficientes de transferência gasosa. No entanto, esse

coeficiente depende de diversos fatores, como das características hidráulicas do recurso hídrico, da temperatura e de perturbações da superfície líquida.

O coeficiente de reaeração a ser adotado na modelagem pode ser obtido usando os valores médios tabelados, as determinações de campo e por aplicação de equações empíricas ou semi-empíricas.

Para a determinação deste parâmetro, podem se utilizar várias técnicas, como, o balanço de oxigênio dissolvido presente no meio líquido, do distúrbio de equilíbrio, da análise de produtividade de oxigênio e pela utilização de traçadores. No entanto, cada uma destas técnicas apresentam suas vantagens e desvantagens, porém o uso dos traçadores radioativos vem se apresentando mais promissora, pois não exige a aferição da concentração de oxigênio dissolvido de fontes e sumidouros ao longo do escoamento.

A aplicação das equações empíricas, ou seja, de modelos de predição, que relacionam os valores do coeficiente de reaeração superficial com as características hidráulicas do curso d' água, é amplamente utilizada e está disponível na literatura com um vasto repertório de modelos conceituais.

Segundo Chapra (1997), os modelos propostos por O'Connor e Dobbins (1956), por Churchill (1962) e por Owens-Gibbs (1964) para o coeficiente de reaeração são os mais frequentemente utilizados.

O modelo de reaeração de O'Connor e Dobbins (1956) baseou-se no conceito da teoria de penetração e da renovação de superfície para o oxigênio dissolvido e calcula-se a velocidade de transferência de massa, a partir da taxa de renovação superficial e do coeficiente de difusão no meio líquido. A partir dos resultados obtidos em diversos experimentos, esses dois pesquisadores consideraram que a taxa de renovação superficial é igual a razão entre a velocidade média do curso d' água e a sua profundidade. Assim, considerando o coeficiente de difusão do oxigênio na água igual a  $2,09 \cdot 10^{-5}$  ( $\text{cm}^2/\text{s}$ ), obteve-se o coeficiente de reaeração superficial conforme a expressão 4.13.

$$K_2 = 3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}} \quad (4.13)$$

$K_2$ : coeficiente de reaeração superficial ( $\text{d}^{-1}$ );

$U$ : velocidade do corpo d' água ( $\text{ms}^{-1}$ );

$H$ : profundidade média do corpo d' água (m).

O modelo desenvolvido por Curchill et al (1962) usa uma expressão mais empírica do que a utilizada pelo modelo proposto por O'Corrnor e Dobbins (1956). Eles se basearam no fato de que águas armazenadas em alguns reservatórios no vale do rio Tennessee (Estados

Unidos) estavam saturadas de oxigênio. Eles então mediram o nível de oxigênio dissolvido em sessões a jusante destas represa e calcularam a taxa de reaeração associada e a correlacionaram com a profundidade e a velocidade. O resultado disto foi a expressão 4.14.

$$K_2 = 5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}} \quad (4.14)$$

Owens e Gibbs (1964) também utilizaram uma expressão empírica, no entanto introduziram o conceito de depleção de oxigênio dissolvido, considerando a presença de sulfeto na maioria dos rios da Grã Bretanha. Além disso, eles combinaram os seus resultados com os dados do rio Tennessee e foi obtida a expressão 4.15.

$$K_2 = 5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}} \quad (4.15)$$

Observando as equações 4.13, 4.14 e 4.15, nota-se que o coeficiente de reaeração superficial aumenta com o acréscimo da velocidade e com o decréscimo da profundidade, o que é coerente, pois uma vez que ocorre o aumento da turbulência há o favorecimento das condições de renovação da interface entre os diferentes fluídos, otimizando a reaeração.

A Tabela 4.1 apresenta os valores de velocidade e profundidade nos quais as expressões de O'Connor e Dobbins (1956), de Churchill (1962) e Owens-Gibbs (1964) foram desenvolvidas.

**Tabela 4.1:** Faixa de valores e velocidades usados para desenvolver as expressões empíricas de O'Connor e Dobbins (1956), de Churchill (1962) e Owens-Gibbs (1964).

Parâmetros	Equação empírica		
	O'Connor e Dobbins (1956)	Churchill (1962)	Owens-Gibbs (1967)
Profundidade (m)	0,30 – 9,14	0,61 – 3,35	0,12 – 0,73
Velocidade ( $\text{ms}^{-1}$ )	0,15 – 0,49	0,55 – 1,52	0,10 – 1,8

**Fonte:** Von Sperling (2005).

Langbien e Durum (1967) também desenvolveram uma equação que é a expressão 4.16.

$$K_2 = 7,62 \frac{U}{H^{1,33}} \quad (4.16)$$

Além dessas formulações empíricas, verifica-se a existência de uma série de modelos semi empíricos que utilizam outros parâmetros, como, o gradiente de energia e o número de

Froude (Fr). Entretanto, a obtenção destes dados básicos é mais complicada e, consequentemente, a utilização deste modelo se torna menos prática.

Thackston e Krenkel (1966) utilizaram o número de Froude (Fr) para proporem a equação para o coeficiente de reaeração expressa na equação 4.17.

$$K_2 = 24,9 \frac{(1 + \sqrt{Fr})u^*}{H} \quad (4.17)$$

Fr: número de Froude  $Fr = \frac{u^*}{\sqrt{gH}}$

$u^*$ : a velocidade de atrito.

Segundo Baldochi (2002), o uso de uma determinada fórmula prática para o cálculo do coeficiente de reaeração só deve ocorrer quando as características físicas e hidráulicas do corpo d' água estudado são semelhantes às dos cursos d' água utilizados na concepção dos modelos.

## 4.4. *Modelos de Qualidade da água*

### 4.4.1. Classificação dos modelos de qualidade d' água

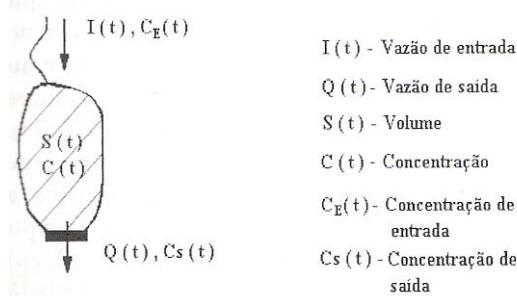
Tucci (1998) menciona que as principais características para a representação dos processos em recursos hídricos são: condições hidráulicas do meio, as condições químicas e biológicas. Além disso, as condições de escoamento do sistema determinam o tipo de estrutura básica do modelo a ser utilizado, ou seja, o algoritmo a ser utilizado dependerá se o sistema for lêntico, como, os reservatórios de usinas hidrelétricas, ou se for lótico, como, os rios.

#### 4.4.1.1. Sistemas lênticos:

De acordo com Tundisi e Eigher (1998) e Tucci (1998) os modelos matemáticos de qualidade da água em um reservatório podem ser analisados quanto à componente espacial, classificando nas seguintes classes:

- **Modelo concentrado (zero dimensão):** considera o reservatório totalmente misturado e os gradientes espaciais das variáveis são desconsiderados. Esta classe de modelo

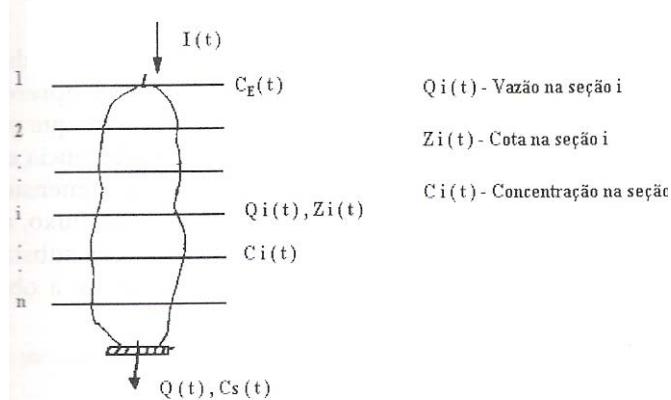
leva em conta a variação da concentração média no tempo. A Figura 4.3 apresenta as características dos modelos de reservatório concentrado.



Fonte: TUCCI (1998).

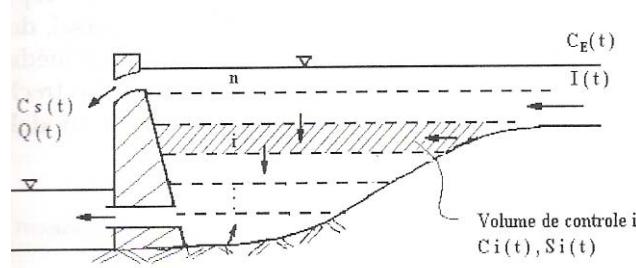
Figura 4.3: Característica dos modelos de reservatórios concentrado.

- **Modelos unidimensionais:** são modelos nos quais os parâmetros de qualidade da água são considerados em uma única direção no espaço, podendo considerar a direção vertical (reservatórios profundos) ou longitudinal (reservatórios com pequena profundidade e baixo tempo de residência). As Figuras 4.4 e 4.5 apresentam modelos em reservatórios unidimensionais longitudinal e vertical respectivamente.



Fonte: TUCCI (1998).

Figura 4.4: Característica dos modelos de reservatórios unidimensional longitudinal (reservatórios rasos).

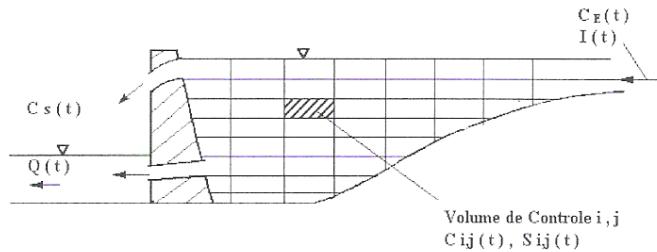


Fonte: TUCCI (1998).

Figura 4.5: Característica dos modelos de reservatórios unidimensional vertical (reservatórios profundos).

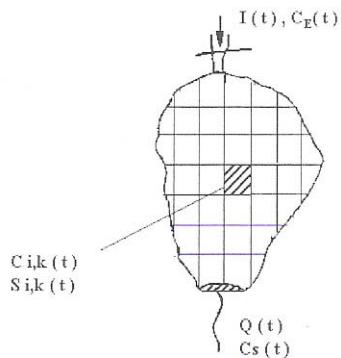
- **Modelos bidimensionais:** nesta classe de modelo de qualidade de água se despreza uma das direções. Ele pode ser representado pelas direções no plano, ou seja,

longitudinal e transversal; e as direções no perfil, ou seja, longitudinal e vertical. As Figuras 4.6 e 4.7 apresentam modelos em reservatórios bidimensionais no perfil e no plano respectivamente.



**Fonte:** TUCCI (1998).

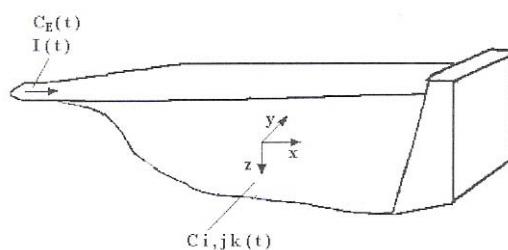
**Figura 4.6:** Características dos modelos de reservatórios bidimensionais no perfil.



**Fonte:** TUCCI (1998).

**Figura 4.7:** Características dos modelos de reservatórios bidimensionais no plano.

- **Modelos tridimensionais:** estes modelos representam todas as direções do espaço. Atualmente, apresentam-se em fase de formulação, no entanto, têm como principal problema a grande quantidade de dados para uma melhor precisão dos resultados.



**Fonte:** TUCCI (1998).

**Figura 4.8:** Características dos modelos de reservatórios tridimensionais.

#### **4.4.1.2. Sistemas Lóticos**

A velocidade e a profundidade do fluxo nos corpos d' água são as características que diferenciam os sistemas lóticos dos lênticos. Os modelos de qualidade da água usados em sistemas lóticos são unidimensionais, ou seja, desconsideram as variações vertical e transversal da velocidade de escoamento. (TUCCI, 1998).

Tucci (1998) comenta que pode haver distinção entre os modelos de qualidade da água quanto à variação no tempo, em permanentes e não-permanentes. O primeiro regime despreza a análise da variação dos parâmetros no tempo, enquanto os de regime não-permanente se atentam para essa variação.

Outro tipo de classificação considera os parâmetros de qualidade da água, podendo subdividi-los em conservativos e não-conservativos. Os últimos são os que variam sua concentração devido aos processos químicos e biológicos internos, os conservativos mantêm sua concentração constante dentro do sistema aquático (TUCCI, 1998 e LOUCKS, 1981).

#### **4.4.2. Desenvolvimento de um modelo de qualidade da água.**

Segundo Loucks (1981), para o desenvolvimento dos modelos matemático de qualidade da água faz-se necessário percorrer diversas etapas até que este possa ser utilizado como uma ferramenta efetiva de gerenciamento de recursos hídricos.

A primeira fase constituí-se na elaboração de um algoritmo (sem a utilização das expressões matemáticas) para facilitar a implementação das equações matemáticas, que serão utilizadas nas etapas seguintes. Posteriormente, programa-se essa idéia no computador. Esta fase somente é realizada quando se deseja criar um novo modelo matemático de qualidade de água (LOUCKS, 1981).

A etapa seguinte, a fase de calibração, baseia-se no conjunto de informações de entradas e saídas observadas no curso de água, pois a partir disto, determinar-se-ão os coeficientes, como o de desoxigenação e o de aeração. Esta fase é necessária para que se possa ter uma melhor representação da situação real. (LOUCKS, 1981).

Na terceira etapa, a fase de verificação, todo o equacionamento do modelo é testado, verificando-se a consistência entre as equações matemáticas utilizadas e a dinâmica real dos mecanismos. (LOUCKS, 1981).

Na última etapa, a fase de validação, o modelo de qualidade da água deverá estar apto a reproduzir casos diferentes envolvendo condições adversas, com o objetivo de fornecer novas estimativas de dados coletados em campo (LOUCKS, 1981).

Após estas etapas, o modelo desenvolvido poderá ser capaz de proporcionar uma melhor gestão dos recursos hídricos de uma bacia, já que este estará adaptado para as necessidades do usuário.

#### **4.4.3. Histórico dos modelos de qualidade da água**

A tecnologia de controle da qualidade da água vem sendo desenvolvida há cem anos, de maneira evolutiva. Várias hipóteses foram testadas empiricamente e as que obtiveram êxito incorporam-se na prática. O desenvolvimento teórico é lento devido a grande diferença nas características dos corpos de água (JAMES, 1978).

A era moderna na modelagem da água é o período situado entre o surgimento do modelo clássico de Streeter & Phelphs e os dias atuais. Orlob (1983). De acordo com o mesmo autor, este período pode ser dividido em quatro fases distintas, a partir dos níveis de conhecimento e esforço na modelagem dos ecossistemas aquáticos.

A primeira fase, que aconteceu durante os anos de 1960 até 1965, caracteriza-se pela aplicação da formulação de Streeter & Phelphs a sistemas fluviais, possibilitando a simulação de variações espaciais com a contribuição de cargas poluidoras, geometria e coeficientes cinéticos. A temperatura começou-se a ser utilizada como variável independente, buscando descrever os principais mecanismos de troca de energia através da interface ar e água. Ainda nessa fase, modelos simples, essencialmente unidimensionais e temporalmente permanentes, foram utilizados no gerenciamento da qualidade da água.

Na segunda fase, entre os anos de 1965 e 1970, procurou-se acoplar aos modelos existentes, mecanismos internos de produção e consumo de constituinte, por exemplo, a fotossíntese, demanda de oxigênio nitrogenada, a demanda bentônica, a ressuspensão do lodo entre outros. Os modelos matemáticos de qualidade da água dessa época eram caracterizados por serem unidimensionais para a representação de sistemas bidimensionais, homogêneos no eixo vertical. Procurou-se ainda simular a estratificação térmica em lagos e reservatórios profundos, bem como os ciclos de nutrientes e produção primária em sistemas considerados bem misturados. Tais modelos começaram a atuar como ferramentas valiosas na avaliação dos impactos causados por cargas poluidoras.

A terceira fase que foi de 1970 até 1975 é caracterizada basicamente pelo surgimento dos modelos bidimensionais em várias camadas, que consideravam a atuação dos ventos, através da energia cinética, sobre os padrões de circulação e sua influência na qualidade da água de grandes lagos. Neste período também, surgiram os primeiros modelos que descreviam

a transferência de energia e matéria através da cadeia alimentar, até os níveis tróficos mais elevados. Foram desenvolvidas, também, cinéticas representativas da produtividade primária. Na modelagem de sistemas aquáticos sujeitos a eutrofização foi confirmado o conceito de nutriente limitante, proposto por Monod. Foi ainda observado a importância da relação direta entre o número de dimensões e a disponibilidade de dados para calibração e posterior validação dos modelos.

Na quarta fase, que ocorre de 1975 até os dias de hoje, considerou-se a avaliação da segurança dos resultados provenientes das simulações. Foram desenvolvidas novas técnicas de calibração automática e de estimativa de parâmetros. Além disso, deu-se maior importância à influência dos processos hidrodinâmicos na caracterização da qualidade da água, aos estudos limnológicos e da mistura vertical em lagos e reservatórios. Surgiram ainda os modelos tridimensionais aplicáveis a lagos e estuários; porém apresentam dificuldade na sua utilização, devido a grande quantidade de dados de campo necessários e de parâmetros físicos para a calibração e validação dos modelos.

#### **4.4.3.1. Modelo de Streeter & Phelps (1925)**

Em 1925, Streeter & Phelps apresentaram um dos primeiros modelos para a simulação da qualidade da água em rios. Os autores consideraram o escoamento permanente uniforme e representaram no modelo os parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido (TUCCI, 1998). Consideraram apenas dois processos que afetavam as concentrações destes dois parâmetros, a desoxigenação e a reaeração atmosférica no balanço do oxigênio dissolvido. (von SPERLING, 2005)

O processo de desoxigenação é descrito pela equação diferencial 4.18 (von SPERLING, 2005):

$$V \frac{\partial L}{\partial t} = -K_1 \cdot V \cdot L \quad (4.18)$$

Onde L corresponde a demanda bioquímica de oxigênio últimae, ou seja, concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante e o  $K_1$ , constante de velocidade que representa o coeficiente de desoxigenação, representa a parcela da concentração de matéria orgânica existente que é oxidada por reação carbonácea, ou seja, não envolvendo a fase de nitrificação. Este coeficiente é estimado com base em amostra do rio e é dependente da concentração da matéria orgânica, da temperatura e das condições do rio (von SPERLING, 2005 e TUCCI, 1998).

Já a equação de reaeração também pode ser caracterizada por uma reação de primeira ordem, segunda a equação 4.19: (von SPERLING, 2005):

$$V \frac{\partial D}{\partial t} = -K_2 \cdot V \cdot D \quad (4.19)$$

D representa o déficit de oxigênio dissolvido ( $\text{ML}^{-3}$ ), ou seja, a diferença entre a concentração de saturação ( $C_s$ ) e a concentração existente em um tempo t. (VON SPERLING, 2005).

$K_2$  é o coeficiente de reaeração ( $\text{T}^{-1}$ ) e depende da turbulência e da velocidade do fluxo e da profundidade do curso de água. (TUCCI, 1998).

Neste modelo, a concentração de oxigênio dissolvido pode ser determinada, em um instante t, pela equação do déficit de saturação de oxigênio dissolvido. Esse déficit de saturação de oxigênio na água corresponde à soma dos efeitos da desoxigenação, resultante da decomposição aeróbia da matéria orgânica, e da oxigenação, resultando da reaeração atmosférica, as quais ocorrem simultaneamente e independentemente uma da outra (HAACH 2000). E pode ser representada pela equação: (von SPERLING, 2005)

$$V \frac{\partial D}{\partial t} = V \cdot (K_1 \cdot L - K_2 \cdot D) \quad (4.20)$$

A integração dessa equação resulta na expressão geral 4.21 que indica a variação do déficit de oxigênio em função do tempo:

$$Dt = K_1 \cdot \frac{L_o}{K_2 - K_1} \cdot [e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}] + D_o \cdot e^{-K_2 t} \quad (4.21)$$

Até em torno dos anos 60, o modelo de Streeter & Phelps mostrou-se na prática ser muito útil na descrição da interação de oxigenação dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. No entanto o balanço de oxigênio não depende apenas da reaeração e desoxigenação como considera o modelo proposto por estes cientistas, mas também a outros fatores como, a redução da demanda bioquímica de oxigênio suspensa pela sedimentação, a adição de oxigênio através do processo de fotossíntese, o consumo de oxigênio pela nitrificação (oxidação da amônia) e a remoção de oxigênio pela demanda bentônica (lodo de fundo). (VON SPEARLING, 2005):

O modelo de Streeter-Phelps é baseado em uma descarga constante de poluentes, não prevendo a entrada de tributários ou lançamentos. Além disso, a reaeração depende também do grau de agitação ao qual a massa de água está exposta, fato que o modelo citado não leva em consideração e de outros fatores, como, velocidade de deslocamento da água, a profundidade do canal, acidentes topográficos, ação do vento entre outros.

#### **4.4.3.2. Modelo de Dobbins (1964)**

Uma representação mais realista do sistema da interação de demanda bioquímica de oxigênio e oxigênio dissolvido foi proposta por Dobbins em 1964. Seu modelo de simulação de demanda bioquímica de oxigênio e de oxigênio dissolvido utiliza equações diferenciais de segunda ordem. Além disso, outra diferença deste modelo para o anterior foi considerar os efeitos da demanda bentônica, da fotossíntese e da respiração de plantas para o acréscimo e redução da taxa de oxigênio dissolvido. As equações desenvolvidas são apresentadas pelas Equações 4.22 e 4.23:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = K_1 L - K_3 \cdot L \cdot La \quad (4.22)$$

$$\frac{\partial D}{\partial t} = K_2 \cdot D - K_1 L + Db \quad (4.23)$$

No qual,

$K_3$  representa a constante da remoção de demanda bioquímica de oxigênio suspensa por sedimentação ou/e adsorção. ( $M^{-1}L^3$ ).

$Db$  é o índice da adição de oxigênio dissolvido para um trecho do rio pela combinação dos efeitos de decomposição dos depósitos de lodo de fundo, da fotossíntese e da respiração das plantas. ( $M L^{-3} T^{-1}$ ).

$La$  é o índice da adição de DBO para o rio, pelo escoamento superficial de um curso de água. ( $ML^{-3}T^{-1}$ ).

Dobbins escolheu utilizar a solução de estado permanente (sem variação temporal e espacial) do modelo e apenas analisar os problemas concomitantes deste tipo de solução. Além disso, ele investigou alguns aspectos importantes dos efeitos da dispersão longitudinal no perfil da demanda bioquímica de oxigênio e do oxigênio dissolvido, propondo posteriormente um mecanismo teórico para o processo de reaeração os rios (JAMES, 1978).

#### **4.4.3.3. Modelo de Dresnack – Dobbins (1965)**

Dobbins juntamente com Dresnack utilizou o método das diferenças finitas para solucionar as equações diferenciais de segunda ordem do balanço de massa nos cursos d' águas. Além disso, o termo  $Db$  foi modificado, assim a equação 4.22 proposta por Dobbins foi reformulada originando as equações 4.24 e 4.25: (JAMES, 1978)

$$\frac{\partial L}{\partial t} = K_1 L - K_3 \cdot L + La \quad (4.24)$$

$$\frac{\partial D}{\partial t} = K_2 \cdot D - K_1 L - R + P \quad (4.25)$$

R é o índice de remoção do oxigênio dissolvido pela respiração das plantas. ( $M L^{-3} T^{-1}$ )

P é o índice da adição de oxigênio dissolvido pela fotossíntese das plantas. ( $M L^{-3} T^{-1}$ )

A restrição do modelo Dresnack – Dobbins é a suposição do estado permanente para a dinâmica do curso d' água, já que nos cursos d' água ocorre variação dos parâmetros através do espaço e do tempo. Apesar disso, este modelo, como o de Streeter & Phelps, é uma boa aproximação da interação oxigênio dissolvido e demanda bioquímica por oxigênio. (JAMES, 1978)

#### **4.4.3.4. Modelo de Camp (1965)**

Trabalhando em uma linha similar a Dobbins, Camp (1965) apresentou um novo modelo, revisando os problemas de Streeter & Phelps. O modelo de Camp continuou usando as condições de estado permanente em um rio e suas equações podem ser expressas por: (JAMES, 1978)

$$\frac{\partial L}{\partial t} = K_1 L - K_3 \cdot L + p \quad (4.26)$$

$$\frac{\partial D}{\partial t} = K_2 \cdot D \cdot L - K_1 L + P' \quad (4.27)$$

Onde:

P' é o índice de adição de oxigênio pelas algas através da fotossíntese. ( $M L^{-3} T^{-1}$ ).

p é o índice de adição de demanda bioquímica de oxigênio por ressuspensão do lodo devido à decomposição dos depósitos de lodo de fundo. ( $M L^{-3} T^{-1}$ )

A adição de demanda bioquímica de oxigênio por ressuspensão do lodo, até então, não havia sido considerada, por nenhum dos autores. Pode-se perceber que tanto o modelo de Dobbins quanto o de Camp foram importantes para o desenvolvimento dos modelos de qualidade da água, evidenciados pelo grande número de aplicações, visto que autores posteriores a eles utilizaram de seus estudos para aprimorar a interação de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio. (JAMES, 1978).

#### **4.4.3.5. Modelo de Hansen e Frankel (1965)**

Hansen e Frankel (1965) sugeriram uma importante modificação nos modelos, seguindo as equações 4.28 e 4.29 (JAMES, 1978):

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -(k_{11} + k_{12}) \cdot L - k_3 \cdot L + p(x, t) \quad (4.28)$$

$$\frac{\partial D}{\partial t} = -k_2 \cdot D - (k_{11} + k_{12}) \cdot L - D'_b(x, t) + P_m \cos(wt - \phi) \quad (4.29)$$

Pm representa a amplitude das oscilações diurnas no índice de adição de oxigênio dissolvido pelas atividades de fotossíntese e respiração. ( $M\ L^{-3}\ T^{-1}$ )

w representa o período de oscilações. ( $2\pi\ rad\ T^{-1}$ )

$\phi$  é o atraso de fase. (rad)

Hansen e Frankel acreditaram que a constante de desoxigenação ( $K_{ln}$ ) deve ser separada entre a taxa de oxidação da demanda bioquímica de oxigênio bruta observada “in situ” e aquela aferida em análise laboratorial. Além disso, introduziram um termo que representa a variação diurna da concentração de oxigênio dissolvido, pelo elemento  $Pm \cos(wt - \phi)$ . (JAMES, 1978).

O modelo deles foi muito importante para a época por considerar o índice de adição de demanda bioquímica de oxigênio por ressuspenção de lodo depositado no fundo, como expresso na equação acima pelo função  $p(x, t)$ . Este índice estaria mais próximo da realidade se fosse representado através de uma função  $p\{x(t, z)\}$ , pois seria uma variável de segunda ordem e uma função de outras variáveis ( $x_2, x_3, x_4, \dots$ ) do sistema, como a concentração de algas mortas e vivas, a concentração de compostos nitrogenados. (JAMES, 1978).

Este modelo foi o pioneiro na utilização de condições de estado não-permanente dos corpos de água. (JAMES, 1978).

#### 4.4.3.6. Modelo de O' Connor

Utilizando as idéias da segunda geração de modelos de interação de demanda bioquímica de oxigênio e a concentração de oxigênio dissolvido, junto com a divisão dos termos relacionados à demanda bioquímica de oxigênio carbonácea e nitrogenada, O' Connor e seus colegas criaram um novo modelo, as expressões 4.30 e 4.31:

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -k_{lc} \cdot L_c - k_{ln} \cdot L_n \quad (4.30)$$

$$\frac{\partial D}{\partial t} = k_2 \cdot D - k_{lc} \cdot L_c - k_{ln} \cdot L_n - D'_b(x, t) - R(x, t) + P(x, t) \quad (4.31)$$

Onde a variável,

$L_c$  representa a concentração da DBO carbonácea. ( $M\ L^{-3}$ )

$L_n$  representa a concentração da DBO nitrogenada. ( $M\ L^{-3}$ )

$K_{1c}$  é o índice constante de desoxigenação carbonácea. ( $T^{-1}$ )

$K_{1n}$  é o índice constante de desoxigenação nitrogenada. ( $T^{-1}$ )

Os termos R e P na equação 4.30 e 4.31 referem aos efeitos da respiração e fotossíntese, respectivamente, das algas, diferentemente da equação do modelo de Dresnack-Dobbins, onde os índices estavam relacionados às plantas em geral. (JAMES, 1978).

Como Hansen e Franel indicaram anteriormente, O' Connor utilizou o termo P de uma forma mais geral, usando a série de Fourier. (JAMES, 1978).

#### 4.4.3.7. Modelo DOSAG

Com o avanço da informática os modelos de qualidade de água foram desenvolvidos com algoritmos mais complexos em virtude do uso de métodos numéricos computacionais (JAMES e ELLIOT, 1991).

O modelo de qualidade de água DOSAG foi primeiramente desenvolvido pela empresa norte americana Texas Water Development Board, TWDB, no ano de 1970. (LIMA, 2001).

Esse modelo mostra de forma integrada as equações dos dois mecanismos primários que controlam a concentração de oxigênio dissolvido de curso d' água que recebe como esfluente o esgoto, ou seja, apresenta as equações de Streeter-Phelps de oxigênio dissolvido e de demanda bioquímica de oxigênio de forma integrada. (GASTALDINI, 1982).

Além disso, o modelo DOSAG pode ser aplicado em sistemas unidimensionais, isto é, não considera os efeitos da dispersão da substância na coluna d' água e na seção transversal do rio (LIMA, 2001).

Neste mesmo ano, a agência de proteção ao meio ambiente dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency*, USEPA), apresentou um aperfeiçoamento do modelo de qualidade de água DOSAG I. Este novo programa desenvolvido é conhecido como DOSAG III (LIMA, 2001).

O DOSAG III apresentou uma maior habilidade nos procedimentos de simulação e registra um maior número de procedimentos e de parâmetros simulados quando se compara com os modelos de qualidade de água anteriores (LIMA, 2001).

#### 4.4.3.8. Modelo QUAL I

Em 1971, a empresa Texas Water Development Board, TWDB, a mesma que desenvolveu no ano anterior o modelo de qualidade de água DOSAG I, apresentou uma nova ferramenta para a simulação de qualidade de água denominado de QUAL-I. (LIMA, 2001).

Este programa é formado por um conjunto de modelos matemáticos que são aptos a prever as distribuições espaciais e temporais dos índices de qualidade de água ao longo de um trecho do corpo d' água em regime permanente (GASTALDINI, 1982; e HAACH, 2000).

A equação de transporte de massa unidimensional de uma substância dentro de um trecho do corpo hídrico que o modelo de qualidade de água QUAL I utiliza é a equação diferencial 4.32:

$$\frac{\partial C}{\partial t} A = \frac{\partial \left( EA \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial (AUC)}{\partial x} \pm AS \quad (4.32)$$

Onde:

C representa a concentração da substância. ( $ML^{-3}$ )

A representa a área da seção transversal do corpo d' água. ( $L^2$ )

E representa o coeficiente de dispersão longitudinal. ( $L^2T^{-1}$ )

x representa a distância na direção longitudinal. (L)

U representa a velocidade média de escoamento. ( $LT^{-1}$ )

S representa as fontes e sumidouros de uma substância não conservativa. ( $ML^{-3}T^{-1}$ )

t representa o tempo. (T)

O termo a esquerda na equação se refere à variação temporal da concentração da substância na seção transversal. O primeiro elemento a direita se refere à variação da concentração da substância em estudo em função da dispersão longitudinal; o elemento  $\pm AS$  representa as perdas e os ganhos da substância no comprimento do curso d' água analisado; o outro termo faz referência a variação da concentração da substância em estudo devido à advecção (AUGUSTO FILHO, 1988; *apud* HAACH, 2000).

O QUAL I resolve a equação de transporte de massa pelo método matemático das diferenças finitas. (LIMA, 2001)

Este modelo de qualidade de água apresenta uma diferença em relação aos simuladores anteriores. O QUAL I utiliza um trecho como elemento computacional de comprimento previamente estabelecido pelo sistema, assim, quando estes apresentam propriedades físicas e hidrológicas similares, eram agrupados em um mesmo trecho. Enquanto, os modelos de simulação anteriores usavam elemento computacional e

necessitavam somente do dado do afluente a montante e a jusante de cada elemento computacional que era analisado. (LIMA, 2001).

O modelo QUAL I, segundo GASTALDINI (1982), analisa diversos parâmetros, como, o oxigênio dissolvido (OD), a demanda bioquímica carbonácea de oxigênio (DBOc), a demanda bioquímica nitrogenada de oxigênio (DBOn), a temperatura, minerais conservativo, a densidade de coliformes e a vazão mínima de água requerida para que haja a menor concentração de oxigênio dissolvido.

Segundo Haach (2000), o modelo de qualidade de água QUAL I somente pode estipular a concentração de DBO oriunda da degradação da matéria orgânica.

#### **4.4.3.9. Modelo QUAL II**

O modelo de qualidade da água QUAL-II foi criado em 1972 pela *Water Resources Engineers Inc.* (WRE), como uma extensão do QUAL-I, e permite a simulação em estado permanente ou dinâmico de até dez parâmetros, por exemplo, a demanda bioquímica de oxigênio carbonácea, o oxigênio dissolvido, a demanda bentônica, a clorofila a, a concentração de nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), a concentração de fósforo, a quantidade de coliformes, materiais radioativos e minerais conservativos e a temperatura. (HAACH, 2000).

O modelo QUAL II considera o sistema fluvial unidimensional e é utilizado para simular escoamentos com bastante variação em rios com barragens ou outras estruturas.

Este modelo considera o transporte de poluentes por advecção e dispersão, assim como o QUAL-2E que irá ser apresentado a seguir, juntamente com as equações de transporte de massa, que são idênticas para os dois modelos. (LIMA, 2001).

Para as simulações da demanda bioquímica de oxigênio e das concentrações de oxigênio dissolvido, o modelo utiliza a equação 4.33 para o balanço da demanda bioquímica de oxigênio e a equação 4.34 para o balanço do oxigênio dissolvido (HAACH, 2000).

$$\frac{\partial L}{\partial t} = -k_1 \cdot L - k_3 \cdot L \quad (4.33)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = k_2(C_s - C) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho)A - k_1 L - k_b A_x - \alpha_5 \beta_1 N - \alpha_6 \beta_2 N_2 \quad (4.34)$$

Onde:

$\alpha_3$  representa a taxa de oxigênio produzido por fotossíntese, por unidade de alga.

$\alpha_4$  representa a taxa de remoção de oxigênio por unidade de alga respirada.

$\alpha_5$  representa a taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de amônia.

$\alpha_6$  representa a taxa de remoção de oxigênio por unidade de oxidação de nitrito.

$\mu$  representa a taxa de crescimento de algas, dependente da temperatura. ( $T^{-1}$ )

$\rho$  representa a taxa de respiração das algas, dependente da temperatura. ( $T^{-1}$ )

$A$  representa a concentração de biomassa de alga. ( $ML^{-3}$ )

$k_b$  representa o coeficiente cinético da demanda bentônica de oxigênio, dependente da temperatura. ( $T^{-1}$ )

$A_x$  representa a área da seção transversal. ( $L^2$ )

$\beta_1$  é o coeficiente cinético da oxidação de amônia, dependente da temperatura. ( $T^{-1}$ )

$\beta_2$  é o coeficiente cinético da oxidação de nitrito, dependente da temperatura. ( $T^{-1}$ )

$N_1$  representa a concentração de amônia. ( $ML^{-3}$ )

$N_2$  representa a concentração de nitrito. ( $ML^{-3}$ )

#### 4.4.3.10. Modelo QUAL-SEMOG

O ano de 1976, ficou marcado na cronologia do desenvolvimento dos modelos matemáticos de qualidade de água, pois, neste mesmo ano, foram apresentados diversos modelos, como, QUAL-SEMOG, CE-QUAL-W2 (BÄUMLE, 2005).

O modelo de simulação de qualidade de água QUAL – SEMOG foi primeiramente desenvolvido pela Water Resource Engineering para o Southeast Michigan Council of Governments, e se baseou nos dois modelos anteriormente apresentados pela Texas Water Development Board, TWDB, e pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United State Environmental Agency, USEPA), respectivamente, QUAL I e QUAL II (BITTENCOURT, 1996 *apud* LIMA, 2001).

Uma característica marcante do QUAL-SEMOG é que ele pode simular os parâmetros tanto em regime permanente como em regime dinâmico, porém, se analisar do ponto de vista hidrológico, os resultados fornecidos serão somente para curso d' água com regime permanente (BITTENCOURT, 1996 *apud* LIMA, 2001).

#### 4.4.3.11. Modelo CE-Qual-W2

O CE-Qual-W2 é um modelo hidrodinâmico de qualidade da água, originário do modelo Laterally Averaged Reservoir Model – LARM e desenvolvido na *Waterways Experiment Station* do *Corps of Engineers* dos Estados Unidos. Este modelo tem aplicação

em corpos d' água longos e estreitos, por ser bidimensional ao longo de uma direção horizontal. (EIGER e TUNDISI, 1998).

Além disso, o modelo considera, no cálculo hidrodinâmico, a alteração na densidade da água devida elevações de velocidades e temperatura.

O CE-Qual-W2 apresenta algumas limitações, já que não considera as variações transversais dos parâmetros e com isso o modelo torna-se inapropriado para grandes corpos de água, visto que nestes a variação transversal é significante no estudo da qualidade da água (ALBANO, 2004).

Outra deficiência do modelo é a simplificação do ecossistema aquático, já que não é considerado o zooplâncton, as macrófitas aquáticas e demanda de oxigênio dos sedimentos. (LIMA, 2001)

#### **4.4.3.12. Modelo QUAL- 2E**

Em 1976, o *Southeast Michigan Council of Governments* (SEMCOG) uniu-se à WRE com a finalidade de combinar as melhores características das versões do QUAL-II em um só modelo, foi quando surgiu, em 1985, o QUAL-2E, um modelo versátil para qualidade de águas correntes, permitindo a simulação de até 15 parâmetros, todos os parâmetros que o modelo Qual II simula além dos seguintes: coliformes, dois elementos conservativos e elementos não-conservativos arbitrários (PALMIERI, 2004).

A partir desta sua primeira versão, muitas atualizações foram feitas, para melhorar a eficiência do programa, como atualizações de algumas fórmulas para estimativas e introdução de recursos para análise de incerteza de parâmetros (PALMIERI, 2004).

O QUAL2E considera o escoamento unidimensional, podendo operar em regime permanente ou dinâmico dependendo da finalidade do estudo. Para mensurar a qualidade da água em um rio impactado por dejetos, utiliza-se regime permanente. Mas quando se deseja estudar as variações diurnas dos parâmetros meteorológicos e físico-químicos, utiliza-se o regime dinâmico o que permite ampla utilização do modelo. (LIMA, 2001).

Além disso, no modelo QUAL-2E, o rio é considerado um reator de mistura completa e leva em conta a presença de descargas poluidoras múltiplas, pontos de retirada e fluxos de afluentes no corpo d' água em estudo. (LIMA, 2001 e PALMIERI, 2004).

O primeiro passo para a utilização do modelo é fazer a representação esquemática, ou seja, dividir o rio em trechos com características hidráulicas constantes. Cada trecho é então subdividido em elementos computacionais (ECs) de mesmos comprimentos. Onde esses

elementos computacionais estão ligados uns aos outros considerando os mecanismos de transporte e dispersão. (PALMIERI, 2004).

A equação básica do modelo é a de transporte de massa unidimensional, levando em conta os efeitos da advecção e da dispersão. Cada componente de qualidade da água é integrada no espaço e no tempo e a equação para cada componente, pode ser descrita de acordo com a expressão 4.35 (PALMIERI, 2004):

$$\frac{\partial M}{\partial t} A = \frac{\partial (A_x D_L \partial C / \partial x)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A \bar{\mu} C)}{A_x \partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s \quad (4.35)$$

Onde,

M representa a massa (M).

x representa a distância (L).

t representa o tempo (T);

C representa a concentração da substância desejada ( $ML^{-3}$ ).

$A_x$  representa a área da seção transversal ( $L^2$ ).

$D_L$  é o coeficiente de dispersão longitudinal ( $L^2 T^{-1}$ ).

$\bar{\mu}$  representa a velocidade média do curso d'água ( $LT^{-1}$ );

s representa as fontes ou sumidouros externo da substância analisada ( $MT^{-1}$ ).

Escrevendo a massa como o produto do volume com a concentração, pode-se reescrever a equação 4.35:

$$\frac{\partial C}{\partial t} A = \frac{\partial (A_x D_L \partial C / \partial x)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A \bar{\mu} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V} \quad (4.36)$$

Onde,

$dC/dt$  representa a taxa de variação da concentração referente às alterações dos constituintes, como crescimento e decaimento. ( $ML^{-3}T^{-1}$ )

$\partial C / \partial t$  representa o gradiente de concentração local, ou taxa de acumulação de massa no elemento computacional. ( $ML^{-3}T^{-1}$ ).

Os temos a direita da igualdade representam, respectivamente, os efeitos causados pela dispersão, pela advecção, pela alteração dos constituintes, pela existência de fontes e/ou de sumidouros externos e pela ação da diluição.

Quanto às características hidráulicas, o balanço hídrico pode ser representado apenas pela soma dos fluxos de entrada e retirada do respectivo elemento, já que o componente

temporal é nulo, devido ao fato de que o QUAL-2E opera em regime estacionário. (PALMIERI, 2004).

A expressão utilizada no QUAL-2E de dispersão longitudinal considera o gradiente de velocidade vertical e a equação de Manning, obtendo a fórmula 4.37 (PALMIERI, 2004):

$$D_L = 2,11Kn\bar{\mu}d^{5/6} \quad (4.37)$$

Onde:

$n$  é o fator de rugosidade de Manning. (adimensional).

$K$  representa a constante de dispersão. (adimensional).

$d$  é profundidade do canal. (L).

$\bar{\mu}$  representa a velocidade média. ( $LT^{-1}$ )

Quanto aos parâmetros de qualidade da água o QUAL-2E inclui as mais importantes interações dos ciclos de nutrientes, a produção de algas, a demanda sedimentar e a carbonácea de oxigênio, a aeração atmosférica e seus efeitos no comportamento do oxigênio dissolvido. Já os coliformes e elementos não conservativos são modelados isoladamente, não interagindo com o restante do sistema, sofrendo, assim somente o efeito da diluição. (PALMIERI, 2004)

O QUAL-2E utiliza à mesma equação que o QUAL II, para representar a demanda bioquímica de oxigênio. Além disso, o programa faz ainda a conversão de demanda bioquímica de oxigênio última para a demanda bioquímica de oxigênio padrão. (PALMIERI, 2004)

Já em relação ao balanço do oxigênio dissolvido, o QUAL-2E considera como fonte de produção: a reaeração atmosférica, a fotossíntese das algas e o oxigênio contido no fluxo de entrada. As fontes de remoção consideradas pelo modelo são: a oxidação de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, a demanda sedimentar de oxigênio e a respiração de algas. (FISCHER, 1995, *apud* PALMIERI, 2004).

A equação que representa a variação na concentração do oxigênio dissolvido pode ser expressa de acordo com a expressão 4.38.(PALMIERI, 2004):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = k_2(C_s - C) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - k_1L - \frac{k_b}{d} - \alpha_5\beta_1N - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (4.38)$$

Mesmo sendo uma poderosa ferramenta, o modelo QUAL-2E apresenta certas limitações dimensionais referentes ao número de trechos (máximo 15) e elementos computacionais (máximo 500). (PALMIERI, 2004; LIMA, 2001).

Outra limitação do QUAL-2E é apenas simular condições onde o fluxo da corrente estudada e as descargas de efluentes na bacia são constantes. (PALMIERI, 2004; LIMA, 2001).

Apesar destes problemas o modelo é amplamente utilizado em todo o mundo, havendo diversos exemplos de aplicação no Brasil.

## **5- Metodologia**

### **5.1. Descrição da área de estudo**

A sub-bacia hidrográfica do rio do Monjolinho pertence à bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu, sendo este um dos principais afluentes da margem direita do rio Tietê. A área em estudo localiza-se entre os paralelos de 21°57' e 22°06' no hemisfério sul, e entre os meridianos 47°50' e 48°05' a oeste do meridiano de Greenwich. (IBGE 1971, *apud* SÉ, 1992).

A área de drenagem do rio Monjolinho é de 273,77km<sup>2</sup> e encontra-se quase totalmente no município de São Carlos (SP); somente uma pequena parte entre os córregos do Can-Can e do córrego do Monjolinho está no município de Ibaté. Neste corpo d' água, observa-se, como característica marcante, o desenvolvimento urbano da cidade dentro dos limites da bacia hidrográfica. (SÉ, 1992). A Figura 5.1 apresenta a bacia hidrográfica do rio Monjolinho com a área urbana do município de São Carlos.

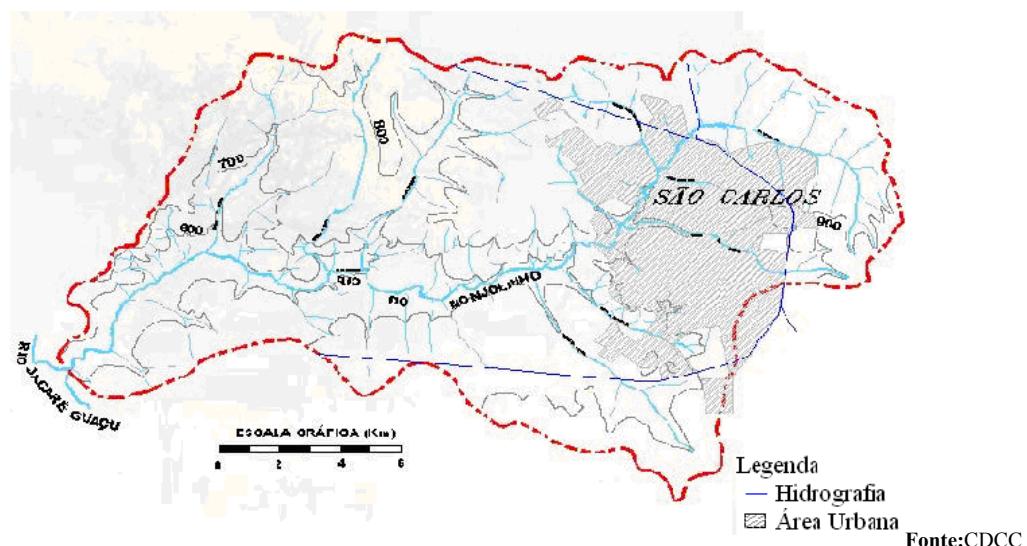
A nascente deste corpo d'água encontra-se a leste da cidade de São Carlos, onde ainda não apresenta traços de poluição. O rio Monjolinho possui uma extensão de aproximadamente 43,25 quilômetros entre a sua nascente e a sua foz no rio Jacaré Guaçu. (SÉ, 1992).

A bacia hidrográfica do rio Monjolinho desenvolve-se sobre o planalto de São Carlos (SP), a uma altitude de aproximadamente 900 metros, e dá origem a uma planície de inundação, onde deposita parte o material suspenso carreado.

Na área urbanizada que o rio Monjolinho atravessa, ele recebe diversas contribuições de águas residuárias, como o esgoto sanitário de toda a cidade de São Carlos e os efluentes industriais (papel, tinta, matadouros, alimentos entre outros) que chegam a este corpo d'água,

principalmente, através do lançamento em seus afluentes como os córregos do Tijuco Preto, do Gregório e o Santa Maria Madalena. (BARRETTO, 1999).

A jusante da ponte da ferrovia, próximo ao Shopping Center Iguatemi São Carlos, o leito do rio Monjolinho reencontra a rocha vulcânica, adquirindo o aspecto encachoeirado até próximo à entrada do afluente do Córrego do Can-Can. Em seguida percorre um longo trecho de planície, para que na vizinhança da foz encachoeirar-se novamente, sobre os afloramentos de rocha vulcânica. (SÉ, 1992).



**Figura 5.1:** A bacia hidrográfica do rio Monjolinho e a mancha urbana de São Carlos.

O clima da região analisada apresenta uma estação de mínimo pluviométrico entre os meses de abril a setembro que são os meses secos e frios; e uma máxima pluviométrica durante a estação chuvosa e quente que ocorre nos meses de dezembro a março. As médias anuais de precipitação pluviométrica variam entre 1200 e 1550 milímetros. (SÉ, 1992). Os meses que apresentam as maiores temperaturas, em ordem decrescente, são janeiro, fevereiro, março e dezembro. Os ventos mais freqüentes na região são os que têm direção noroeste, com velocidade média de  $12,6 \text{ km.h}^{-1}$  e os que apresentam direção sudoeste, com velocidade média de  $14,4 \text{ km.h}^{-1}$ ; que corresponde aos ventos alísios, trazidos pelas massas de ar equatorial e a tropical atlântica.

Sé (1992) identificou cinco sistemas na bacia do rio Monjolinho de acordo com a influência antrópica e as características naturais. O primeiro sistema possui uma das menores taxas de ocupação e da atividade humana da área analisada. O segundo sistema engloba a maior parte da ocupação e atividade humana da bacia, sendo neste trecho o lançamento de todo o esgoto sanitário da cidade de São Carlos (SP). O terceiro trecho apresenta sinais de recuperação dos parâmetros de qualidade da água, além da presença de trechos de vegetação

nativa e a pouca presença antrópica; no quarto, a qualidade da água decai novamente devido a poluição difusa presente por causa das atividades agro-industriais e a ocupação rural. O quinto trecho apresenta sinais de depuração física, química e biológica do curso d'água.

### **5.1.1. Pontos de coleta**

A área de estudo apresenta uma enorme heterogeneidade no curso d'água, como, com trechos de corredeiras, planície além de características diversas da qualidade da água. A localização dos pontos de coleta foi estabelecida em função do lançamento das indústrias situadas ao longo do rio, além de considerar os subsistemas descritos por SÉ (1992) e a facilidade de acesso e de seus principais tributários.

Para o estabelecimento dos pontos de coleta, utilizaram-se resultados de coletas prévias realizadas na bacia do rio Monjolinho, nos quais foram medidos os principais parâmetros de qualidade da água, como, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio.

Os dez pontos da coleta escolhidos ao longo do rio Monjolinho são descritos a seguir e suas coordenadas geográficas coletadas com um GPS portátil modelo EtrexH da Grammin utilizando o sistema de referência WGS84:

**Ponto 1:** Encontra-se na nascente do rio Monjolinho a montante da Fazenda Santa Therezinha. Área está alagada devido a construção de uma reservatório, além disso, as encostas do entorno apresentam sinais de erosão. Este ponto situa-se na latitude de 22°0'32"S e longitude de 47°50'10"O.

**Ponto 2:** Encontra-se aproximadamente a 4 quilômetros da nascente (origem da distância), após a mata ciliar na Fazenda Santa Therezinha. O ponto se localiza na latitude de 21°59'55"S e longitude de 47°50'26"O.

**Ponto 3:** Encontra-se a jusante do Apart Hotel São Carlos, na ponte próxima ao posto de saúde Dr. Arsênio Agnesini, ou seja, na primeira ponte do cruzamento dos logradouros Avenida Trabalhador Sancarlense e a Avenida Francisco Pereira Lopes, aproximadamente 12 quilômetros da nascente. Este ponto situa-se na latitude de 22°0'30"S e longitude de 47°54'2"O.

**Ponto 4:** Encontra-se no córrego do Tijuco Preto a jusante do canal de concreto e a montante da confluência com rio Monjolinho. O ponto está na latitude de 22°0'9"S e longitude de 47°54'1"O.

**Ponto 5:** Após a confluência com o córrego do Tijuco Preto, de forma a observar o comportamento do rio com a entrada deste afluente e antes da entrada do córrego do Gregório, em frente ao Shopping Center Iguatemi, a 2,2 quilômetros a jusante do ponto anterior. O ponto se localiza na latitude de 22°0'57"S e longitude de 47°54'40"O.

**Ponto 6:** No córrego do Gregório, antes da confluência do rio Monjolinho próximo a ponte da rotatória do Cristo em frente ao Shopping Center Iguatemi São Carlos. Este ponto situa-se na latitude de 22°1'4"S e longitude de 47°54'41"O.

**Ponto 7:** Após a confluência do córrego do Gregório, próximo a segunda ponte da rotatória do shopping, a 14,5 quilômetros da nascente. O ponto se localiza na latitude de 22°1'4"S e longitude de 47°54'47"O.

**Ponto 8:** Local que recebe a carga orgânica total de esgoto da cidade de São Carlos, antes da queda d'água de 30 metros na ponte do sítio Cascatinha, onde se localiza a usina hidrelétrica da CPFL, aproximadamente 14,7 quilômetros da nascente. Este ponto de coleta situa-se na latitude de 22°1'24"S e longitude de 47°55'27"O.

**Ponto 9:** Após a confluência dos córregos Água Quente e Água Fria, na ponte após o antigo matadouro municipal, aproximadamente 20,7 quilômetros da nascente. O ponto se situa na latitude de 22°2'6"S e longitude de 47°57'26"O.

**Ponto 10:** Antes da confluência do rio Monjolinho com o rio Jacaré Guaçu, na fazenda São José, aproximadamente 43 quilômetros da nascente. Este ponto se localiza na latitude 22°3'33"S e na longitude de 48°5'26"O.

Da Figura 5.2 até a Figura 5.12 são mostradas algumas fotografias dos pontos de coleta de amostras utilizados neste trabalho.



**Figura 5.2:** Primeiro ponto de coleta da campanha de 2008.



**Figura 5.3:** O entorno do primeiro ponto de coleta da campanha de 2008.



**Figura 5.4:** O segundo ponto de coleta da campanha de 2008 e o primeiro das campanhas realizadas por Barreto (1999).



**Figura 5.5:** O terceiro ponto de coleta da campanha de 2008 e o segundo das campanhas realizadas por Barreto (1999).



**Figura 5.6:** O quarto ponto de coleta da campanha de 2008 e o terceiro das campanhas realizadas por Barreto (1999), no córrego do Tijuco Preto.



**Figura 5.7:** O quinto ponto de coleta da campanha de 2008 e o quarto das campanhas realizadas por Barreto (1999).



**Figura 5.8:** O sexto ponto de coleta da campanha de 2008 e o quinto das campanhas realizadas por Barreto (1999), no córrego do Gregório.



**Figura 5.9:** O sétimo ponto de coleta da campanha de 2008 e o sexto das campanhas realizadas por Barreto (1999).



**Figura 5.10:** O oitavo ponto de coleta da campanha de 2008 e o sétimo das campanhas realizadas por Barreto (1999).



**Figura 5.11:** O nono ponto de coleta da campanha de 2008 e o oitavo das campanhas realizadas por Barreto (1999).



**Figura 5.12:** O décimo ponto de coleta da campanha de 2008 e o nono das campanhas realizadas por Barreto (1999).

## 5.2. *Descrição da interface QUAL-2R*

O programa de modelagem de qualidade da água proposto que seria usado era o QUAL-2E, no entanto este software é incompatível com os sistemas operacionais mais recentes existentes no mercado. Para resolver esse problema, Rodrigues e Porto (2003) propuseram uma nova plataforma gráfica, o QUAL-2R, para que, assim, o modelo QUAL-2E pudesse ser executado nos sistemas operacionais mais recentes.

A interface do programa QUAL-2R consiste em 6 (seis) telas, ao contrário do QUAL-2E que consiste em 24 telas para que todos os dados de entrada possam ser abordados.

O controle de simulação do QUAL-2R descreve as variáveis de controle de simulações e o número de trechos no sistema. Nele o curso d'água descrito por uma conexão de trechos, tipos de elementos e por um comprimento computacional, ou seja, o tamanho de cada elemento. Além disso, nesta tela faz-se também a identificação dos trechos determinando o seu início e seu término, a presença ou não de cabeceiras, de junção com corpos d'água tributários e de pontos de lançamento e de captação. Esses dados devem ser colocados na primeira tela do programa de modelagem de qualidade de água, ilustrado na Figura 5.13.

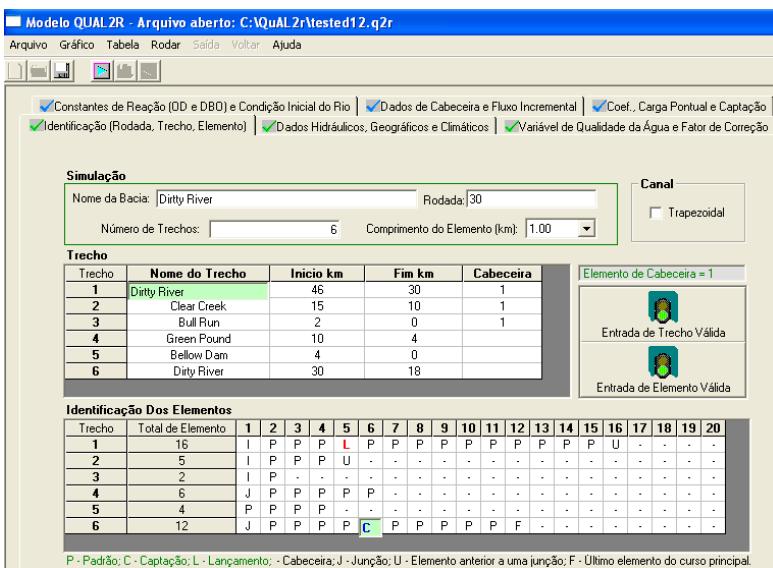


Figura 5.13: Tela inicial do programa QUAL-2R.

Na segunda tela do programa de modelagem de qualidade da água, representado pela Figura 5.14, devem-se inserir os dados geográficos e climatológicos e os dados hidráulicos. Os dados climatológicos e os geográficos de entrada do programa são as médias da área estudada, ou o da região em que bacia está localizada. A maioria dos dados hidráulicos necessários para a simulação varia dependendo do tipo de simulação que será feita; no entanto, o coeficiente de dispersão longitudinal e o coeficiente de Manning são sempre requeridos. Se o canal for trapezoidal, é necessário informar a declividade de cada trecho, a largura de cada trecho além da inclinação dos taludes do canal; caso contrário precisa-se informar os coeficientes das funções exponenciais que relacionam velocidade com a vazão e a profundidade com a vazão.

Modelo QUAL2R - Arquivo aberto: C:\QuAl.2r\teste12.q2r

Arquivo Gráfico Tabela Rodar Saída Voltar Ajuda

Constantes de Reação (OD e DBO) e Condição Inicial do Rio  Dados de Cabeceira e Fluxo Incremental  Coef., Carga Pontual e Captação  
 Identificação (Rodada, Trecho, Elemento)  Dados Hidráulicos, Geográficos e Climáticos  Variável de Qualidade da Água e Fator de Correção

**Dados Hidráulicos**

Trecho	Const. Dispersão	Vel. (coef. Q)	Vel. (exp. Q)	Prof. (coef. Q)	Prof. (exp. Q)	N. Manning	Lado 1
1	60	0.25	0.3	0.54	0.55	0.04	
2	60	0.38	0.37	0.41	0.61	0.04	
3	120	0.28	0.35	0.48	0.58	0.04	
4	6000	0.065	0.95	1.1	0.05	0.04	
5	200	0.38	0.35	0.51	0.61	0.04	
6	400	0.22	0.33	0.43	0.38	0.04	

**Dados Climáticos e Geográficos**

Latitude (deg):	42.5	Temp. Tempo Seco (C):	25	Mês:	1
Longitude (deg):	83.3	Temp. Tempo Úmido (C):	20	Dia:	1
Meridiano Padrão (deg):	75	Nuvem:	0.25	Ano:	2
Elevação da Bacia (m):	150	Pressão Barométrica (mbar):	980	Hora:	0
Coef. de Atenuação de Poeira:	0.13	Velocidade do Vento (m/s):	2.5		
Coef. de Evaporação AE ((m/hr)/mbar):	0.0000094				
BE ((m/hr)/(mbar-m/s))	0.0000055				

Figura 5.14: Tela de definição dos dados geográficos climatológicos e hidráulicos.

A tela seguinte, representada pela Figura 5.15, é usada para identificar quais parâmetros de qualidade da água serão simulados, no caso deste estudo, o oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio. Ressalta-se que o programa QUAL-2R pode tanto simular a demanda bioquímica de oxigênio última quanto a do quinto dia. Além disso, nesta tela, pode-se determinar outras variáveis de qualidade da água.

Modelo QUAL2R - Arquivo aberto: C:\QuAl.2r\teste12.q2r

Arquivo Gráfico Tabela Rodar Saída Voltar Ajuda

Constantes de Reação (OD e DBO) e Condição Inicial do Rio  Dados de Cabeceira e Fluxo Incremental  Coef., Carga Pontual e Captação  
 Identificação (Rodada, Trecho, Elemento)  Dados Hidráulicos, Geográficos e Climáticos  Variável de Qualidade da Água e Fator de Correção

**Variável de Qualidade da Água e Fator de Correção de Temperatura**

<input checked="" type="checkbox"/> OD	Reaeração	Cons. OD Sed.	
		1.0159	1.06
<input checked="" type="checkbox"/> DBO	Decaimento	Sedimentação	
		1.047	1.024
<input checked="" type="checkbox"/> Temperatura (simulação estática)			
<input type="checkbox"/> Coliforme Fecal	Decaimento:		1.047

<input type="checkbox"/> Fósforo	Dec. P. Orgânico	Sed. P. Orgânico	Fonte P. Dissolvido	
		1.047	1.024	1.074
<input type="checkbox"/> Nitrogênio	Dec. N - Orgânico	Sed. N - Orgânico		
		1.047	1.024	
	Dec. Amônia	Fonte de Amônia	Dec. Nitrito	
		1.083	1.074	1.047
Cinética Global	Oxidação da Amônia (mg O / mg N):	3.43		
	Oxidação do Nitrito (mg O / mg N):	1.14		
	Coef. Inibição da Nitrificação:	10		

<input type="checkbox"/> Variável Não-Conservativa	Número de Variável:	
Variável:	Unidade:	
Decaimento	Sedimentação	Fonte N-Cons.
1	1.024	1
<input type="checkbox"/> Variável Conservativa	Variável 1:	Unidade:
	Variável 2:	Unidade:
	Variável 3:	Unidade:
<input checked="" type="checkbox"/> Coef. de Conv. de DBO5,20 p/ DBOu	0.23	Default

Figura 5.15: Tela para correção e determinação das varáveis de qualidade da água.

A quarta tela da interface do QUAL-2R (Figura 5.16) possibilita à entrada dos valores dos coeficientes cinéticos, como o de decaimento da demanda bioquímica de oxigênio,  $K_1$ , o de reaeração,  $K_2$ , e o tipo de reaeração, que é escolhida por número. A Tabela 5.1 mostra os

tipos de reaeração e o número associado no modelo. Além disso, nesta tela preenchem-se os campos destinados às condições iniciais de cada trecho.

**Tabela 5.1:** Tipos de reaeração e o número associado no modelo.

Código de identificação	Tipo de reaeração
1	Coeficiente <sup>1</sup>
2	Churchill
3	O'Connor e Dobbins
4	Owens, Edwards and Gibbs
5	Thakston e Krenkel
6	Langbien e Durum
7	Power Function <sup>2</sup>
8	Tsivoglou e Wallace <sup>3</sup>

**Figura 5.16:** Tela onde se defini os coeficientes cinéticos e as condições iniciais em cada trecho.

Na próxima tela, representada na Figura 5.17, devem-se colocar os dados do trecho de cabeceira, como vazão, temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio aferidos nas nascentes. Os dados de incremento de fluxo também são requeridos nesta tela, como a vazão de incremento, as concentrações de oxigênio dissolvido e de demanda bioquímica de oxigênio em cada trecho.

<sup>1</sup> É necessário preencher o campo do coeficiente de reaeração.

<sup>2</sup> É necessário preencher o campo do CoeQK<sub>2</sub> e o do ExpQK<sub>2</sub>.

<sup>3</sup> É necessário preencher o campo do Coef TSIVG e o do Decliv.

**Modelo QUAL 2R - Arquivo aberto: C:\QuAl.2r\testes\12.q2r**

Arquivo Gráfico Tabela Rodar Saída Voltar Ajuda

Identificação (Rodada, Trecho, Elemento)  Dados Hidráulicos, Geográficos e Climáticos  Variável de Qualidade da Água e Fator de Correção  
 Constantes de Reação (OD e DBO) e Condição Inicial do Rio  Dados de Cabeceira e Fluxo Incremental  Coef., Carga Pontual e Captação

**Dados de Cabeceira**

Nome Do Trecho	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Temperatura (C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Cons.-1	Cons.-2	Cons.-3	Não-Cons.
Dixie River	0.5	22	8.3	1.7				
Clear Creek	0.38	15	0	2				
Bull Run	0.14	21	5	20				

**Fluxo Incremental**

Trecho	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Temperatura (C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Cons.-1	Cons.-2	Cons.-3	Não-Cons.	Coliforme
1	0.261	18	1	20					
2	0.008	18	1	5					
3	0.003	18	1	5					
4	0.015	18	1	5					
5	0.015	18	1	5					
6	0.108	18	1	20					

**Figura 5.17:** Tela de entrada dos dados de cabeceira e do fluxo incremental.

Na última tela, mostrado na Figura 5.18, são inseridos os valores de vazão de lançamento e de captação e os seus parâmetros de qualidade. Os valores de vazão de captação devem ser colocados no campo com sinal negativo na frente do valor para que o programa de modelagem da qualidade da água possa compreender a situação real.

**Modelo QUAL.2R - Arquivo aberto: C:\QuAl.2r\testes\12.q2r**

Arquivo Gráfico Tabela Rodar Saída Voltar Ajuda

Identificação (Rodada, Trecho, Elemento)  Dados Hidráulicos, Geográficos e Climáticos  Variável de Qualidade da Água e Fator de Correção  
 Constantes de Reação (OD e DBO) e Condição Inicial do Rio  Dados de Cabeceira e Fluxo Incremental  Coef., Carga Pontual e Captação

**Coefficientes (N. P. Coliforme, Não-Conservativo)**

Trecho	Coef. Hidrolise N-Org (1/d)	Coef. Sed. N-Org (1/d)	Coef. Oxid. NH3 (1/d)	Taxa Lib. NH3 do Sed. (mg/d)
1				
2				
3				
4				

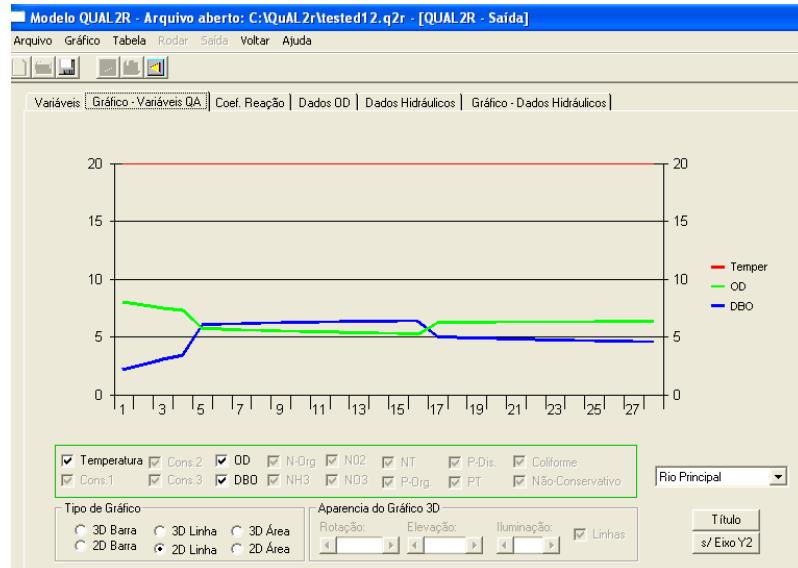
**Carga Pontual e Captação**

Trecho	N. Elemento	Tipo	Tratamento (%)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Temperatura (C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Coef.
1	5	Lançamento	0.8	0.48	25	4	45	
6	6	Captação	0	-0.5	0	0	0	

**Figura 5.18:** Tela para identificação dos principais lançamento e captação do curso d' água.

Após o preenchimento de todas as janelas, o programa QUAL-2R está pronto para rodar a simulação da qualidade de água do curso d'água, basta acionar o botão que tem uma seta azul e em seguida abrir a simulação apertando o ícone de saída, a direita do botão de

compilar que foi acionado para rodar o modelo. A Figura 5.19 mostra uma das possíveis saídas do modelo QUAL-2E na sua interface gráfica QUAL-2R.



**Figura 5.19:** Uma das possíveis telas de saída.

### 5.3. Obtenção dos dados

Para a calibração do modelo foram utilizados dados quali-quantitativos de quatro campanhas a campo, sendo três realizadas por Barreto (1999) em maio de 1997, julho de 1997 e agosto de 1997 e uma realizada em julho de 2008. Todas as campanhas utilizadas neste trabalho foram realizadas no período de baixa vazão na bacia hidrográfica do rio Monjolinho.

Os pontos de monitoramento quali-quantitativos foram escolhidos visando buscar a melhor representatividade das características da região. Deste modo, foram escolhidos 10 Pontos de Coleta (PC), sendo oito pontos localizados no rio Monjolinho e dois principais afluentes (córrego do Tijuco Preto e córrego do Gregório), conforme descrito anteriormente.

Para análise dos parâmetros de qualidade da água foram utilizados os métodos discutidos a seguir.

Nas campanhas realizadas por Barreto (1999), a concentração de oxigênio dissolvido foi medida através das amostras da água, que foram coletadas com a ajuda de um coletor contendo um frasco de vidro de 300 mL acoplado. Este frasco foi lavado previamente com

ácido nítrico e enxaguado com água destilada e desionizada, a fim de evitar a contaminação. Em seguida, as amostras foram levadas para o laboratório onde o oxigênio dissolvido foi aferido segundo os padrões preconizados pelo STANDARD METHODS FOR EXAMINATION WATER AND WASTEWATER da APHA (1992), 19º Edição. Na campanha realizada em 2008 este parâmetro foi medido *in situ* através de sonda.

As demandas bioquímicas de oxigênio aferidas nas campanhas realizadas por Barreto (1999) e a realizadas neste trabalho utilizam a metodologia para a determinação das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio de cinco dias a 20°C conforme os procedimentos recomendados pelo STANDARD METHODS FOR EXAMINATION WATER AND WASTEWATER da APHA (2005), 21º Edição.

O potencial de hidrogenião (pH) e a temperatura da água medidos por Barreto (1999) em campo utilizaram, respectivamente, um potenciômetro e um termômetro de mercúrio simples com escala de 0,5°C. Na campanha realizada em 2008, estes parâmetros foram medidos com a ajuda de sonda.

A vazão e a profundidade foram medidas tanto nas campanhas realizadas por Barreto (1999) como a realizada neste trabalho com a ajuda de um molinete e de uma régua milimétrica.

#### **5.4. Segmentação do sistema fluvial**

Para a simulação da qualidade da água foram utilizados os 44 km de extensão do rio Monjolinho, ou seja, da nascente até sua foz no rio Jacaré Guaçu. O sistema fluvial foi dividido em 6 trechos, obedecendo os limites do modelo, que é de no máximo de 20 elementos computacionais em cada trecho e considerando as características hidrológicas e os dados de qualidade da água.

Cada trecho possui um número inteiro de elementos computacionais, suficientes para não exceder os limites impostos pelo programa. Cada um dos 44 elementos computacionais tem comprimento de 1 km.

Os trechos foram caracterizados pela contribuição de suas fontes pontuais e não pontuais. As contribuições dos seus principais afluentes, o córrego do Tijuco Preto e o córrego do Gregório, os pontos de coleta 4 e 6, foram consideradas como fontes pontuais de poluição, sendo utilizados os seus respectivos dados de vazão e de qualidade. A vazão das fluxo incremental foi obtida através do saldo do balanço hídrico. Para os dados de qualidade

das fontes não pontuais, foi considerado o tipo de uso e ocupação do solo e o tipo de poluição presente no trecho. Na Tabela 5.2 são apresentados os valores de oxigênio dissolvido (OD) adotados para cada trecho e sua justificativa. Na Tabela 5.3, estão mostrados os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) adotada para cada trecho e sua justificativa.

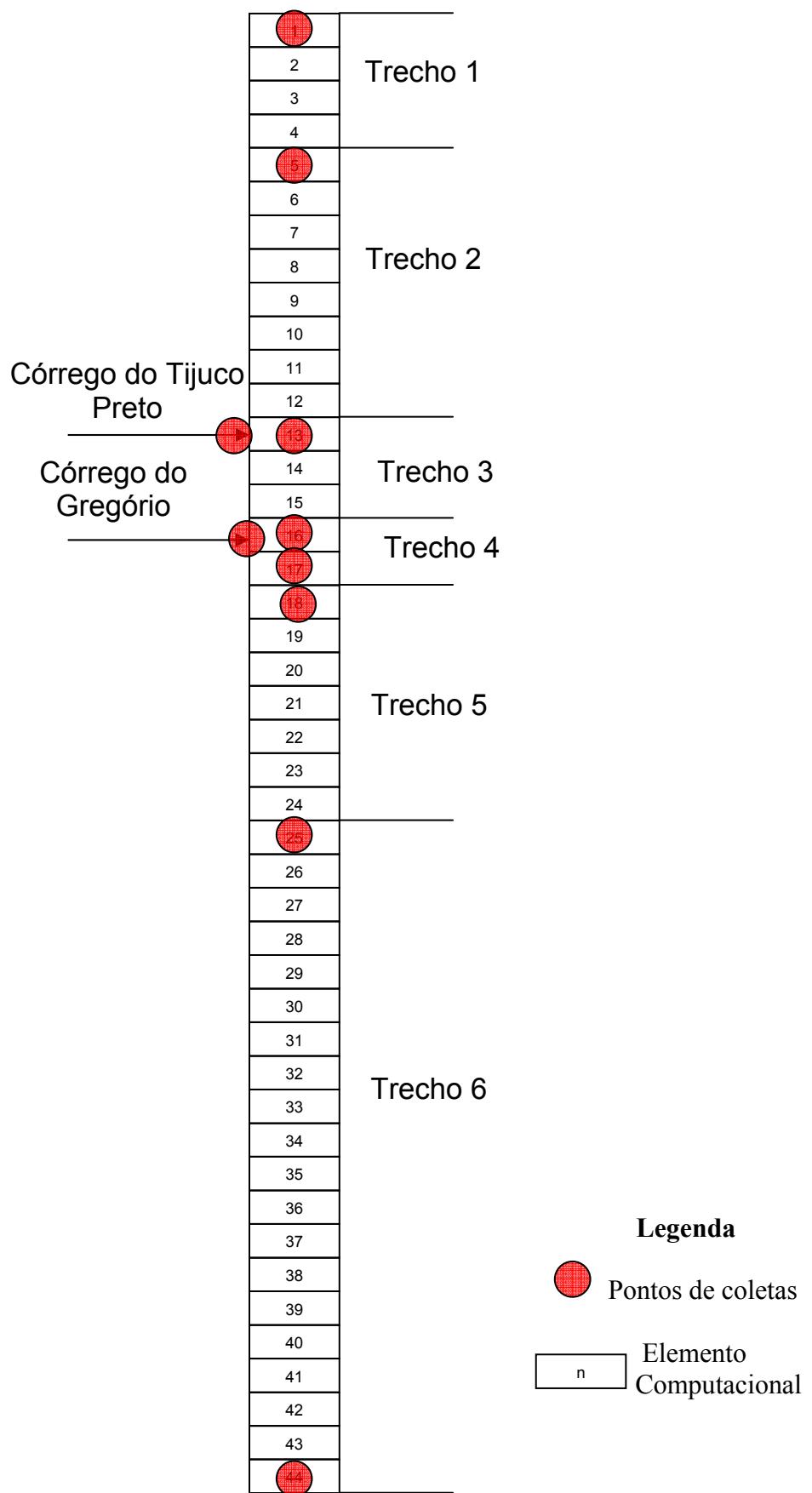
A Figura 5.20 mostra a segmentação do sistema fluvial do rio Monjolinho que será estudado.

**Tabela 5.2:** Concentração de OD nas fontes não pontuais em cada trecho.

Trechos	Nome	OD (mgL <sup>-1</sup> )	Justificativa
1	Cabeceira	4	Uso do solo para a agricultura, principalmente para o cultivo da cana de açúcar, além disso, há trechos de mata ciliar.
2	UFSCar	4	Uso do solo para a agricultura, principalmente para o cultivo da cana de açúcar, além disso, há trechos de mata ciliar.
3	USP/Tijuco	2	Uso urbano com lançamento de esgoto sanitário in natura.
4	Shopping	2	Uso urbano com lançamento de esgoto sanitário in natura.
5	Matadouro	3	Uso misto. Parte deste trecho está na área urbana e ainda têm algum lançamento de esgoto sanitário. A outra parte predomina o uso agrícola com o cultivo de cana de açúcar.
6	Jacaré Guaçu	4	Uso do solo para a agricultura, principalmente para o cultivo da cana de açúcar, além disso, há trechos de mata ciliar.

**Tabela 5.3:** Concentração de DBO nas fontes não pontuais em cada trecho.

Trechos	Nome	DBO (mgL <sup>-1</sup> )	Justificativa
1	Cabeceira	2	Uso do solo para a agricultura, principalmente para o cultivo da cana de açúcar, além disso, há trechos de mata ciliar.
2	UFSCar	10	Uso do solo para a agricultura, principalmente para o cultivo da cana de açúcar. Trecho onde há indústrias que lançam seus efluentes no rio.
3	USP/Tijuco	130	Uso urbano com lançamento de esgoto sanitário in natura.
4	Shopping	130	Uso urbano com lançamento de esgoto sanitário in natura.
5	Matadouro	30	Uso misto. Parte deste trecho está na área urbana e ainda têm algum lançamento de esgoto sanitário. A outra parte predomina o uso agrícola com o cultivo de cana de açúcar.
6	Jacaré Guaçu	2	Uso do solo para a agricultura, principalmente para o cultivo da cana de açúcar, além disso, há trechos de mata ciliar.



**Figura 5.20:** Segmentação do sistema fluvial utilizado na calibração.

## **5.5. Calibração do Modelo *QUAL-2E***

A calibração pode ser considerada como um procedimento primordial para a utilização de um modelo matemático. Esse processo possibilita ao usuário determinar os parâmetros das equações matemáticas utilizadas à realidade dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no curso d'água, a fim de se obter uma simulação com precisão satisfatória das características reais do rio. (OPPA, 2007)

O processo de calibração consistiu em variar parâmetros do modelo para que se pudesse conseguir um resultado aceitável entre os dados compilados pelo programa e as informações coletadas em campo.

Para a calibração do modelo matemático *QUAL-2E* para a bacia do rio Monjolinho, foram considerados os dados coletados por Barretto (1999) na época de baixa vazão, nos meses de maio, julho e agosto de 1997.

## **5.6. Validação do Modelo *QUAL-2E***

O processo de validação é realizado nos modelos matemáticos de qualidade da água para comprovar se os coeficientes adotados na etapa anterior à calibração apresentam uma precisão satisfatória. No final desta etapa, indica-se se o modelo é aceitável para o uso, no entanto não se sugere que este modelo analisado é o mais indicado para o corpo hídrico. (RKIEL, 1996 *apud* OPPA, 2007).

A validação é considerada um processo extremamente importante, pois este procedimento comprova que os modelos são capazes de reproduzir através de expressões matemáticas os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior de uma determinada bacia hidrográfica que acabam alterando a qualidade da água. (ARAÚJO, 2006).

Para a realização da validação do modelo *QUAL-2E* para a bacia hidrográfica do rio Monjolinho, foram utilizados os dados qualitativos e quantitativos coletados na campanha a campo de julho de 2008.

Os parâmetros cinéticos e os valores da concentração de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio admitidos para o fluxo incremental foram os mesmos que os utilizados para a calibração.

Além disso, os dados climatológicos, como temperatura média do ar, a pressão barométrica e a temperatura do bulbo úmido foram obtidos a estação agrometeorológica mantida pelo Centro de Previsão do Tempo e de Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC-INPE) na longitude 47,89° oeste e 22,17° sul, próximo a bacia hidrográfica do rio Monjolinho.

### **5.7. Simulação e Criação de Cenários**

Em 2005, o governo municipal de São Carlos, na figura do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), juntamente com o Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Jacaré Guaçu e do rio Mogi Guaçu e com os órgãos responsáveis pelo gerenciamento de recursos hídricos em âmbito federal e estadual deram início às obras dos coletores e interceptores e da estação de tratamento de esgoto Monjolinho, ETE-Monjolinho. Os coletores e interceptores encaminhariam o esgoto sanitário de toda a cidade até a estação de tratamento de esgoto, na qual a água residuária será tratada, reduzindo sua carga poluidora e possibilitando uma melhora na qualidade do curso d'água estudado. (VENTURA *et al*, 2004).

Esta estação de tratamento de esgoto foi projetada usando um sistema consorciado entre o reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo, o reator UASB (*upflow Anaerobic Sludge Blanket*) e o sistema de lodos ativados. Além disso, a ETE-Monjolinho utiliza a tecnologia de flotadores ao invés do uso de decantadores secundários. A eficiência deste sistema é prevista para ser maior que 90% de remoção de matéria orgânica, acima do exigido pela legislação ambiental vigente que é de 80% de eficiência de remoção de matéria orgânica.

Com esse intuito, pretende-se utilizar o modelo QUAL-2E calibrado e validado para criar três cenários diferentes, considerando três eficiências de remoção da demanda bioquímica de oxigênio de 80%, 90% e de 95% para analisar a qualidade da água do rio Monjolinho a respeito da concentração de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da concentração de oxigênio dissolvido (OD), fazendo um prognóstico das condições do rio Monjolinho após a implementação da Estação de Tratamento de Esgoto do Monjolinho.

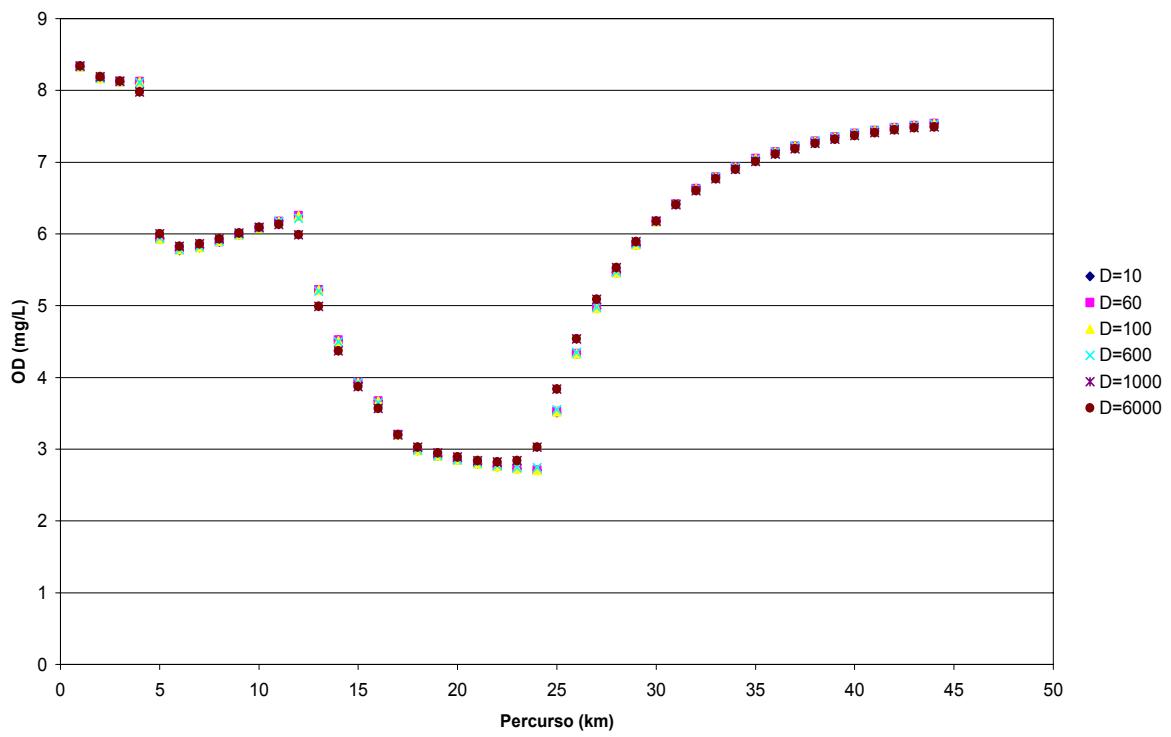
## **6- Resultados e Discussão**

### ***6.1. Calibração do Modelo QUAL-2E***

O modelo matemático QUAL-2E, na sua interface QUAL-2R, foi calibrado para a simulação de oxigênio dissolvido e depois para a simulação de decaimento da matéria orgânica para a bacia do rio Monjolinho na região de São Carlos (SP). Para a modelagem proposta para o rio Monjolinho, foi admitida a condição de regime estacionário, ou seja, todos os dados de entrada e os parâmetros do sistema não se alteram no decorrer do tempo, isto é, permanecem constantes.

O coeficiente de dispersão longitudinal ( $D$ ) pode variar de 6 a 6000. Para determinar o valor mais adequado ao curso d'água estudado, foram realizadas algumas simulações a partir dos dados coletados por Barreto (1999) em 10 de maio de 1997, no inicio da época de estiagem na região da bacia do rio Monjolinho, para avaliar a influência deste coeficiente nos valores de oxigênio dissolvido (OD) compilado pelo QUAL-2E. O valor do coeficiente de dispersão foi considerado constante em todos os trechos analisados.

A Figura 6.1 mostra os resultados obtidos nas diversas simulações realizadas utilizando os vários valores da constante de dispersão longitudinal. As simulações demonstram que para os diferentes valores da constante de dispersão longitudinal não houve uma significativa influência nos perfis de oxigênio dissolvido obtidos a partir da compilação dos dados. Desta forma, foi utilizado para a calibração do modelo o valor de 60 para a constante de dispersão longitudinal, que é o valor recomendado como padrão pelo manual do QUAL-2E.



**Figura 6.1:** Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes valores da constante de dispersão longitudinal (D).

O valor do coeficiente de rugosidade de Manning adotado foi igual a 0,035 e constante em todos os trechos do sistema fluvial simulado, pois este valor é o mais utilizado para cursos d'água rasos e com remanso, que é o caso do rio Monjolinho. Esta consideração esta baseada em Porto (2006)

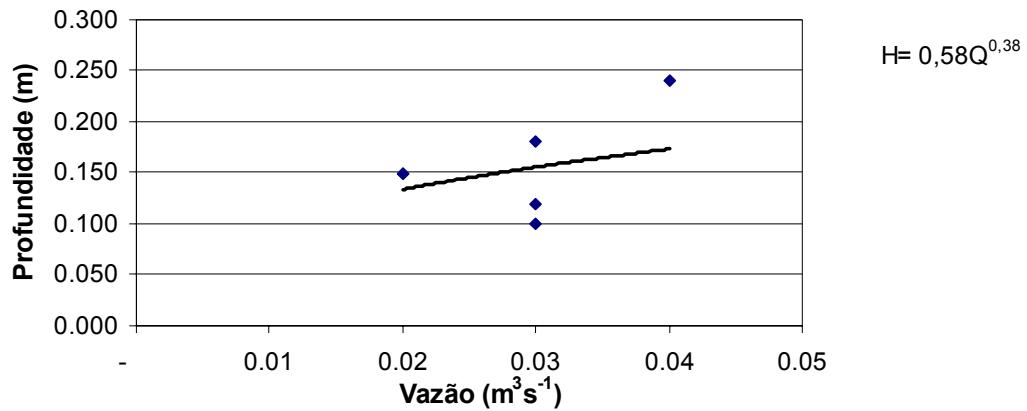
Barretto (1999) analisou a profundidade e a vazão do rio Monjolinho nos pontos de coleta, desta forma, pode-se realizar um gráfico que relaciona estas duas informações e assim obter por meio do método dos mínimos quadrados os valores dos coeficientes,  $\alpha$  e  $\beta$  da expressão 6.1.

$$H = \alpha Q^\beta \quad (6.1)$$

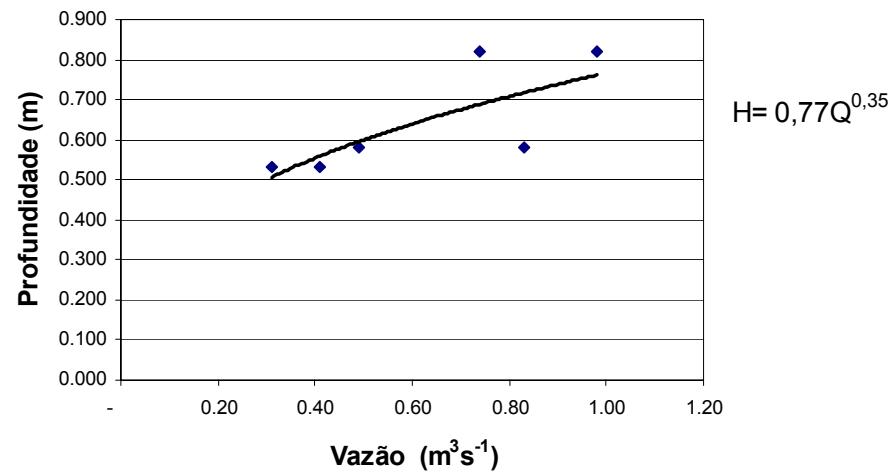
H: profundidade (L)

Q: vazão ( $L^3 T^{-1}$ )

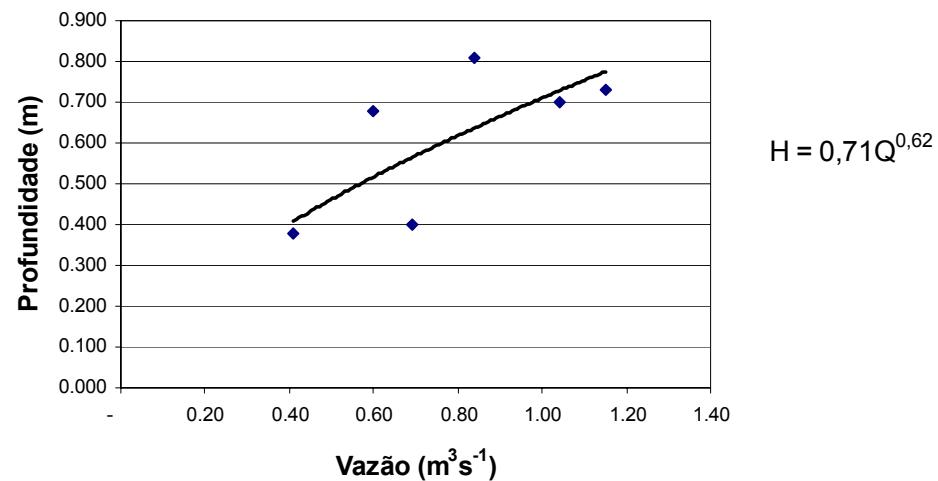
Nas Figuras 6.2 a 6.6, estão representados os gráficos que relacionam a vazão e a profundidade e a sua respectiva equação de correlação para os pontos de coletas selecionados neste trabalho.



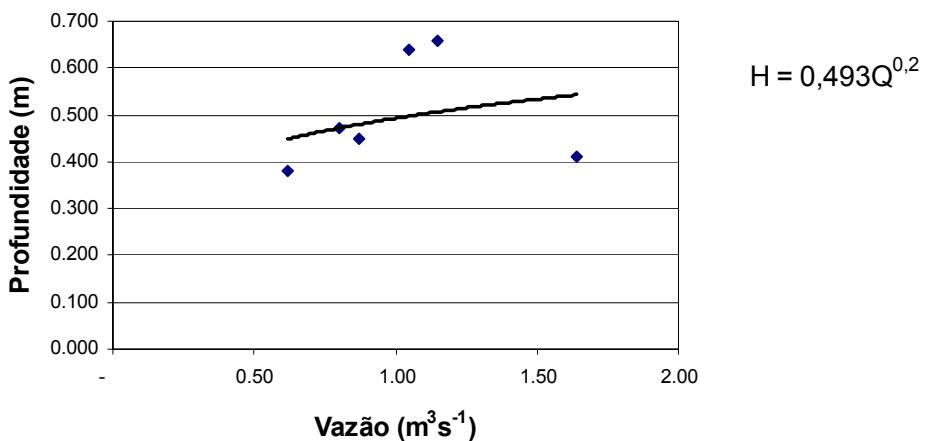
**Figura 6.2:** Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 2.



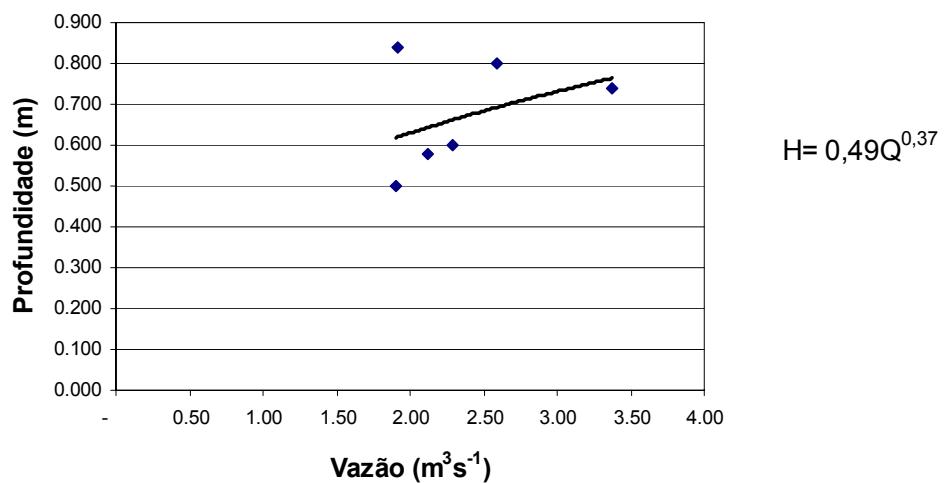
**Figura 6.3:** Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 3.



**Figura 6.4:** Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 5.



**Figura 6.5:** Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 8.



**Figura 6.6:** Gráfico da profundidade com a vazão no ponto 9.

Os valores do ponto 2 foram utilizados para o trecho 1, que é da nascente até o ponto de coleta 2, pois não foi medido a vazão e nem a profundidade neste ponto em nenhuma das campanhas a campo realizada por Barreto (1999) e nem na campanha realizada em julho de 2008, pois, durante o período entre estas duas campanhas foi construída uma barragem para captar água para o cultivo de hortaliças hidropônicas, alagando a área da nascente, tornando inviável a medição da vazão e da velocidade.

Para os valores dos coeficientes  $a$  e  $b$  da equação 6.2, que relaciona a vazão com a velocidade, não se dispunha de informações que se determinassem estes. Devido a essa ausência de dados, obteve-se a velocidade em campo e em outros trabalhos, como, o realizado por VIANA (2005) que aferiu a velocidade e a vazão do rio Monjolinho durante Janeiro e Julho de 2004 em pontos iguais ao utilizado neste trabalho.

$$U = aQ^b \quad (6.2)$$

U: velocidade ( $LT^{-1}$ )

Q: vazão ( $L^3T^{-1}$ )

As velocidades foram consideradas constantes nos diversos trechos, não se alterando com acréscimo da vazão, por isso, a potência do termo de vazão foi considerada igual a 1 e os coeficientes tornados iguais as velocidades encontradas no trabalho de VIANA (2005).

Na Tabela 6.1 são apresentados os valores dos coeficientes da equação, que relaciona a velocidade com a vazão, que foram considerados para a calibração do QUAL-2E para o rio Monjolinho.

**Tabela 6.1:** Valores dos coeficientes a e b utilizado na simulação.

Trecho	Nome	a	b
1	Cabeceira	0,13	0
2	UFSCar	0,15	0
3	USP/Tijuco	0,20	0
4	Shopping	0,25	0
5	Matadouro	0,30	0
6	Jacaré Guaçu	0,39	0

O coeficiente da demanda bentônica ( $K_4$ ) avalia o consumo de oxigênio pela comunidade bentônica e sofre influência de diversos fatores, como, concentração de oxigênio na interface líquida e a camada bentônica; a temperatura; a composição da comunidade biológica, as características física e química sobre o lodo de fundo, etc. (LIMA, 1997). Esta extensa lista de fatores intervenientes retrata a complexidade envolvida para a previsão dos valores a serem atribuídos à demanda bentônica.

A Tabela 6.2 apresenta alguns valores da demanda bentônica obtidos por alguns pesquisadores, onde pode-se observar sua variabilidade devido a composição da camada bentônica.

**Tabela 6.2:** Valores médios de coeficientes de demanda bentônica.

Local e Tipo de Leito	Demanda de O <sub>2</sub> a 20°C K <sub>4</sub> (g de O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> dia)	
	Variação	Média
Lodo de esgoto – nas proximidades do ponto de lançamento	2-10	4
Lodo de esgoto – a jusante do ponto de lançamento	1 – 2	1,5
Leito estuarino	1 – 2	1,5
Leito arenoso	0,2 – 1,0	0,5
Leito de solo mineral	0,05 – 0,1	0,07

**Fonte:** Baldochi (2002).

Na Tabela 6.3 estão demonstrados os valores do coeficiente da demanda bentônica adotado em cada trecho para a calibração do modelo QUAL-2E para o rio Monjolinho e sua justificativa.

**Tabela 6.3:** Valores dos coeficientes de demanda bentônica adotados na calibração.

Trecho	Nome	Valores de K <sub>4</sub>	Justificativa
1	Cabeceira	0,5	Fundo arenoso.
2	UFSCar	0,5	Fundo arenoso.
3	USP/Tijuco	7	Próximo aos lançamentos do esgoto sanitário.
4	Shopping	7	Próximo aos lançamentos do esgoto sanitário.
5	Matadouro	7	Parte do trecho está próxima ao lançamento do esgoto sanitário, e a outra apresenta o lodo de esgoto a jusante do ponto de descarga.
6	Jacaré Guaçu	0,5	Fundo arenoso.

Para calibrar o modelo com relação à simulação do oxigênio dissolvido, falta ainda determinar o coeficiente de aeração (K<sub>2</sub>), pois a aeração é o principal fator responsável pela introdução de oxigênio nos corpos d'água. (von SPERLING, 2005). Esse parâmetro é freqüentemente empregado em função da profundidade e da velocidade do curso d'água.

O modelo QUAL-2E disponibiliza oito opções para a determinação do coeficiente de aeração, a Tabela 6.4 apresenta estas opções para o uso neste modelo.

**Tabela 6.4:** Opções do coeficiente de reaeração.

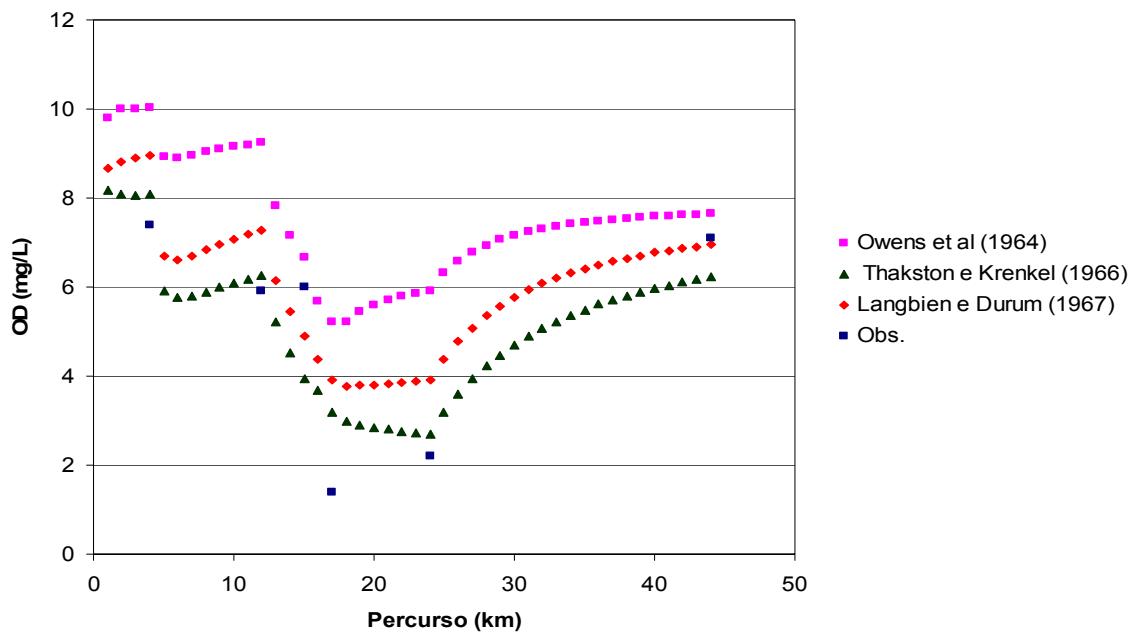
Opção de reaeração	Valor
Coeficiente	Valor definido pelo usuário
Churchill <i>et al</i> (1962)	$5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$
O'Connor e Dobbins (1956)	$3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$
Owens, Edwards and Gibbs (1964)	$5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$ $24,9 \frac{(1 + \sqrt{Fr})u^*}{H}$
Thakston e Krenkel (1966)	onde Fr é o número de Froude $Fr = \frac{u^*}{\sqrt{gH}}$ $u^* = \sqrt{HS_e g} = \frac{Un\sqrt{g}}{H^{1,67}}$ e $u^*$ é a velocidade de atrito
Langbien e Durum (1967)	$7,62 \frac{U}{H^{1,33}}$
Função potencial especificada pelo usuário	$aQ^b$
Tsivoglou e Wallace (1972)	$c \frac{\Delta H}{tf}$ Onde: c ( $m^{-1}$ ), $\Delta H$ (m) e tf (m)

Neste trabalho não se pode utilizar as expressões de coeficientes, da função potencial especificado pelo usuário e a de Tsivoglou e Wallace (1972), pois não se realizou experimento em campo para determinar seus valores.

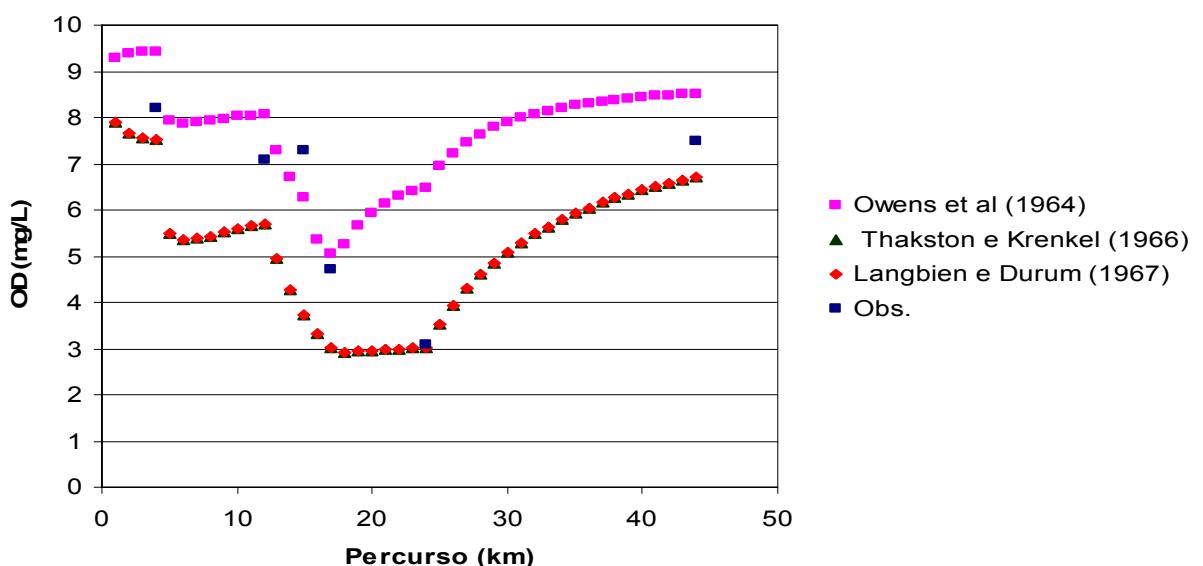
As equações de coeficiente de reaeração proposta por Churchill (1962) e O'Corrnor e Dobbins (1958), também, não foram utilizadas devido as suas restrições com relação a profundidade e a velocidade. Na equação de Churchill (1962), a profundidade tem que ser maior que 0,6 metros e menor que 3,6 metros e a velocidade maior que 0,55 e menor 1,5  $ms^{-1}$ .

Já na equação de O'Connnor e Dobbins (1958), a profundidade tem que ser maior que 0,3 metros e menor que 9,0 metros e a velocidade maior que 0,15 e menor 0,49  $\text{ms}^{-1}$ .

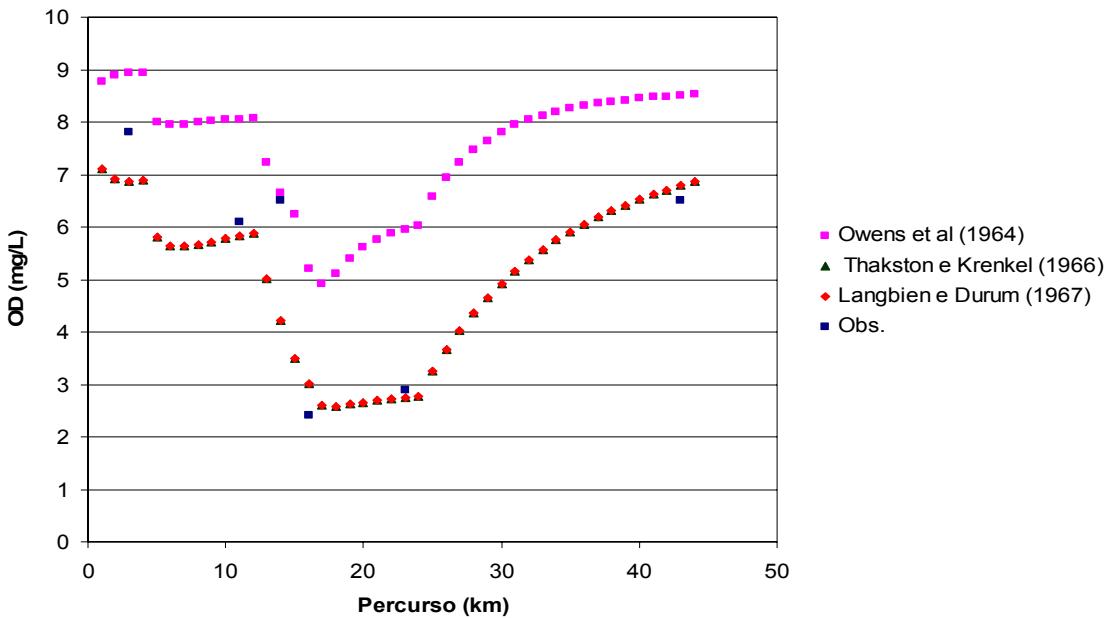
Desta forma, simularam-se os valores utilizando as equações de Owens, Edwards and Gibbs (1964), Thakston e Krenkel (1966) e Langbien e Durum (1967) e obteve-se os perfis de oxigênio dissolvido mostrados nas Figuras 6.7 a 6.9, nas quais estão representados os dados das campanhas realizadas por Barreto (1999) em 1997.



**Figura 6.7:** Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes coeficientes de reaeração ( $K_2$ ).



**Figura 6.8:** Simulação de OD para os dados de 12/07/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes coeficientes de reaeração ( $K_2$ ).



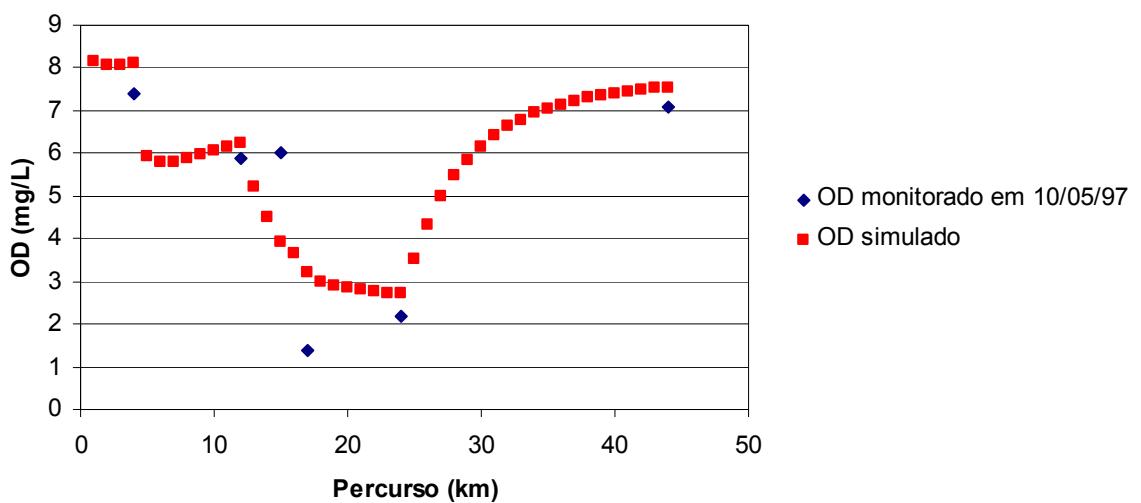
**Figura 6.9:** Simulação de OD para os dados de 24/08/1997 para comparar os resultados utilizando diferentes coeficientes de reaeração ( $K_2$ ).

Analizando as Figuras 6.7, 6.8 e 6.9, pode-se perceber que as equações propostas por Thakston e Krenkel (1966) e Langbien e Durum (1967) apresentaram as melhores simulações para os trechos da Cabeceira, da UFSCar, da USP/Tijuco, do Shopping e do Matadouro. Assim, a opção de reaeração utilizada em cada trecho está mostrada na Tabela 6.5.

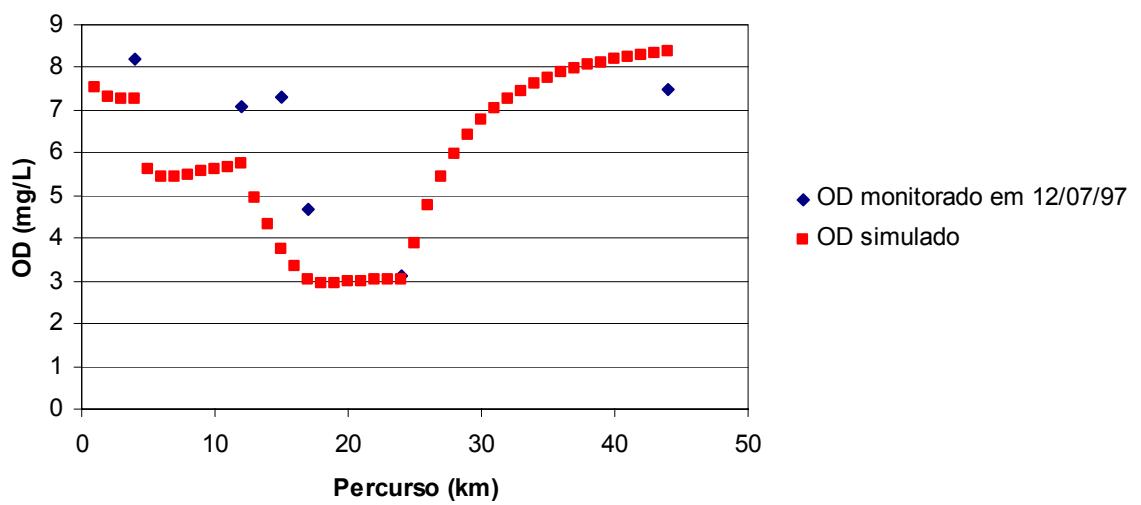
**Tabela 6.5:** Opções do coeficiente de reaeração utilizada na calibração.

Trecho	Nome	Opção de reaeração
1	Cabeceira	Thakston e Krenkel (1966)
2	UFSCar	Thakston e Krenkel (1966)
3	USP/Tijuco	Thakston e Krenkel (1966)
4	Shopping	Thakston e Krenkel (1966)
5	Matadouro	Thakston e Krenkel (1966)
6	Jacaré Guaçu	Owens et al (1964)

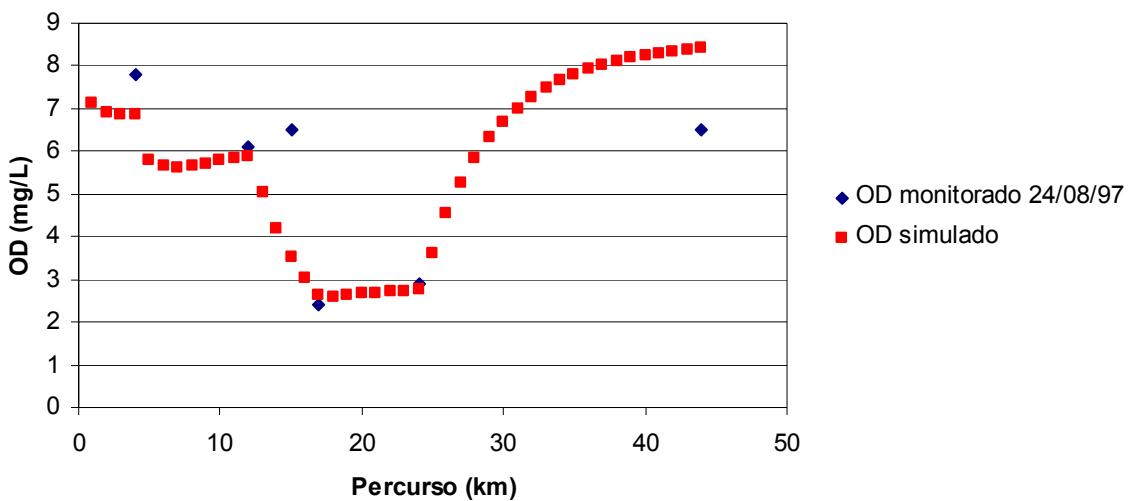
Assim, o perfil de oxigênio dissolvido simulado pelo QUAL-2E para o rio Monjolinho com os dados da coleta de 10 de maio de 1997 realizada por Barretto (1999) é o gráfico apresentado na Figura 6.10. Nas figuras seguintes, Figura 6.11 e 6.12, são simulados os perfis de oxigênio dissolvido para as coletas de 12 de junho de 1997 e de 24 de agosto de 1997 realizadas por Barretto (1999).



**Figura 6.10:** Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



**Figura 6.11:** Simulação de OD para os dados de 12/07/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



**Figura 6.12:** Simulação de OD para os dados de 24/08/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.

Observando o confronto entre o perfil de oxigênio dissolvido (OD) gerado pelo modelo matemático e os dados observados em campo apresentados nas figuras 6.10, 6.11 e 6.12, verifica-se que em alguns pontos não há uma concordância entre a simulação e os valores observados em campo. Este fato ocorre principalmente na cabeceira do rio Monjolinho devido à pequena vazão, desta forma, os dados de qualidade da água ficam sujeitos a variações diárias, comprometendo as condições de contorno inseridas no modelo.

Ainda analisando os gráficos do oxigênio dissolvido simulado, observa-se que na região do córrego do Gregório, em torno do quilômetro 15, ocorre uma queda acentuada do oxigênio dissolvido, causado pelo lançamento de todo o esgoto sanitário da cidade de São Carlos, que é despejado nessa região.

Durante o processo de calibração, pode-se perceber que o coeficiente de reaeração ( $K_2$ ) é o parâmetro que causa maior influência na modelação da qualidade da água.

Para a simulação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), é necessário determinar os coeficientes de desoxigenação e o de sedimentação da matéria orgânica. O primeiro parâmetro representa a taxa de degradação da matéria orgânica do meio líquido e varia com a temperatura e substâncias inibidoras, como efluentes tratados e metais pesados que tenham uma degradação muito lenta. (von SPERLING, 2005).

O outro representa o processo de sedimentação da matéria orgânica em suspensão que forma o lodo de fundo, que parte é estabilizada anaerobicamente, e a parte superior do lodo é estabilizada aerobicamente, resultando na remoção da matéria orgânica e no consumo do oxigênio dissolvido. O coeficiente de decaimento da DBO devido à sedimentação,  $K_3$ , representa a remoção da matéria orgânica suspensa pela sedimentação.

A Tabela 6.6 apresenta alguns valores típicos do coeficiente desoxigenação,  $K_1$ , obtidos a 20°C e na base e.

**Tabela 6.6:** Valores típicos do coeficiente de desoxigenação,  $K_1$ .

Origem	$K_1$ (dia <sup>-1</sup> )
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,35 – 0,40
Efluente Primário	0,30 – 0,40
Efluente Secundário	0,12 – 0,24
Rios com água limpa	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

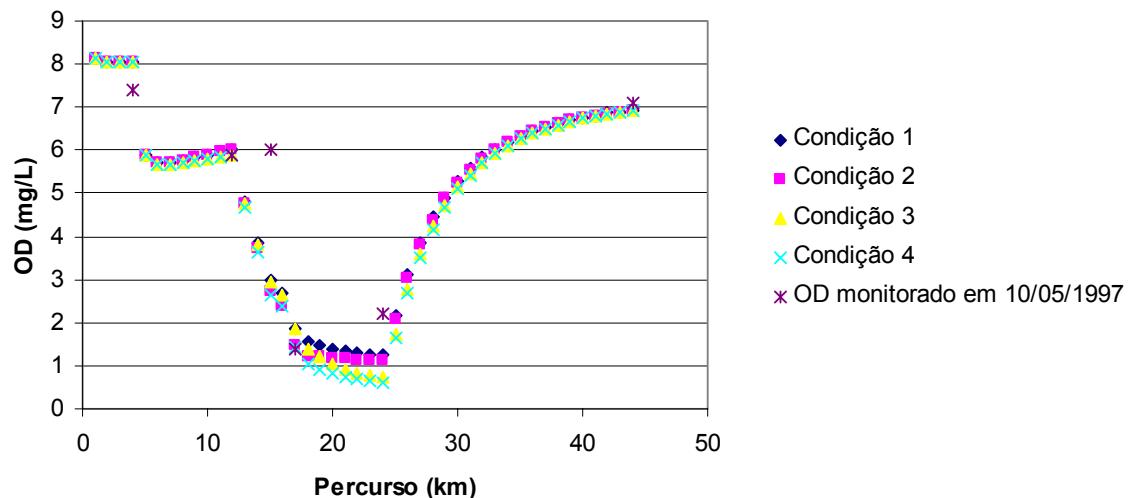
**Fonte:** Baldochi (2002)

Para a calibração do modelo QUAL-2E para o rio Monjolinho, primeiramente, o coeficiente de decaimento da maéteria orgânica pela sedimentação foi considerado nulo em todos os trechos do sistema fluvial; desta forma, foram propostas quatro condições nas quais diversos valores do coeficiente de desoxigenação foram testados. Esses valores usados estão expressos na Tabela 6.7. Durante essas simulações o coeficiente de remoção da matéria orgânica pela sedimentação foi considerado nulo em todos os trechos do sistema fluvial.

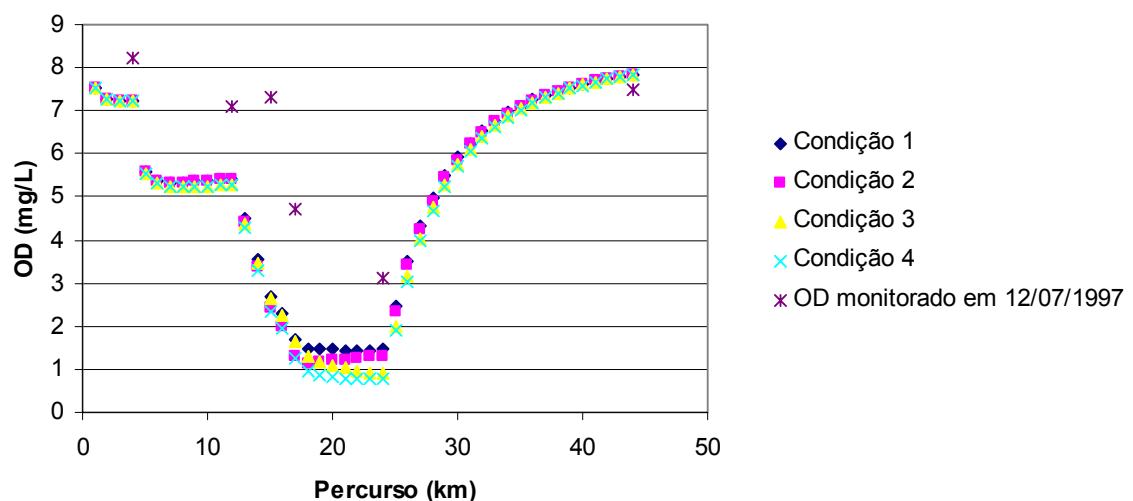
**Tabela 6.7:** Coeficientes de desoxigenação utilizados.

Trecho	Nome	Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ , dia-1)			
		Condição 1	Condição 2	Condição 3	Condição 4
1	Cabeceira	0,10	0,10	0,10	0,10
2	UFSCar	0,10	0,10	0,15	0,15
3	USP/Tijuco	0,15	0,20	0,15	0,20
4	Shopping	0,15	0,20	0,15	0,20
5	Matadouro	0,10	0,10	0,15	0,15
6	Jacaré Guaçu	0,10	0,10	0,10	0,10

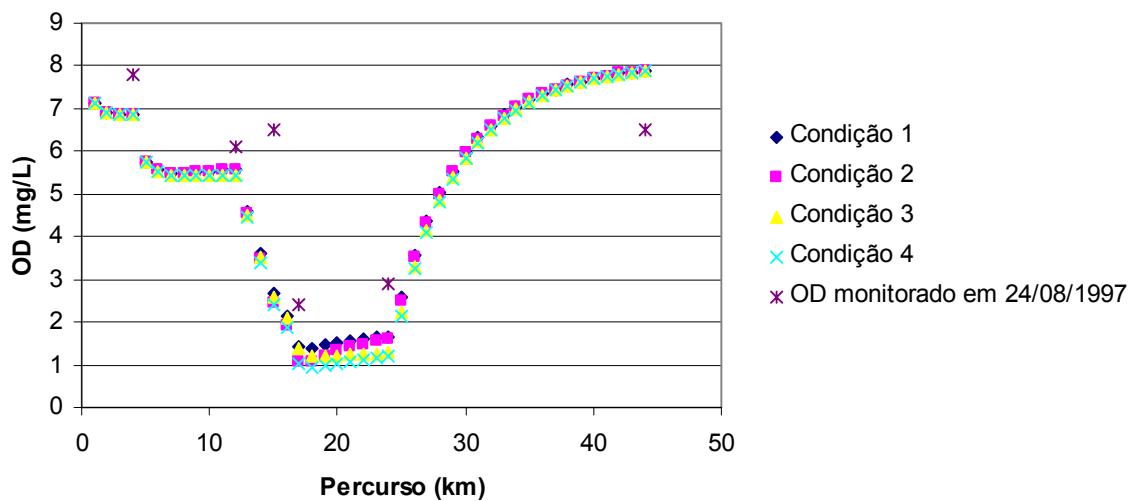
Nas Figuras 6.13 até a 6.15 estão representados os perfis da concentração do oxigênio dissolvido para as campanhas de 10/05/1997, 12/07/1997 e 24/08/1997. Nas Figuras 6.16 até 6.18, a simulação da demanda bioquímica de oxigênio pelo QUAL-2E para as mesmas datas estão representados respectivamente.



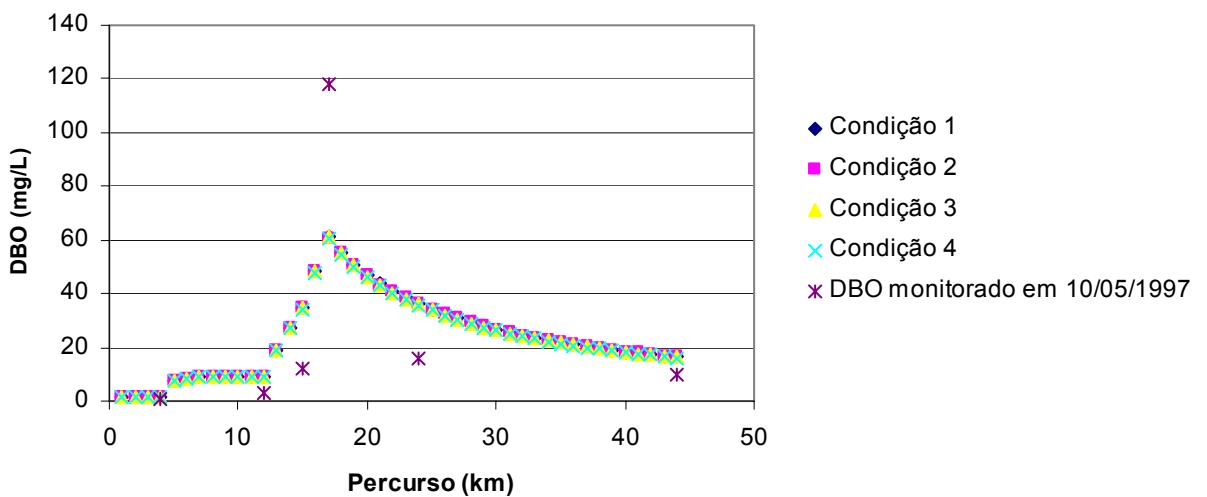
**Figura 6.13:** Simulação de OD para os dados de 10/05/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



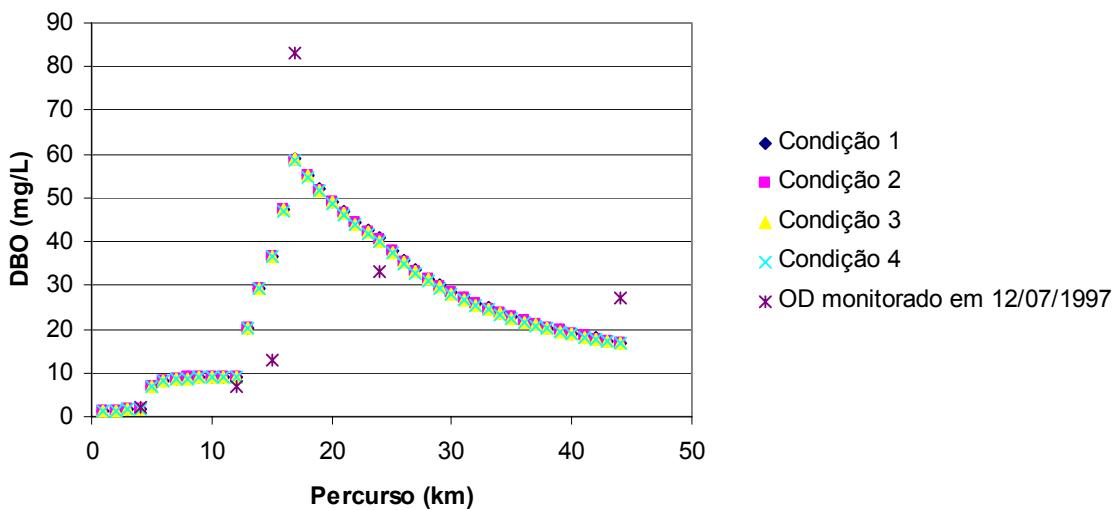
**Figura 6.14:** Simulação de OD para os dados de 12/07/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



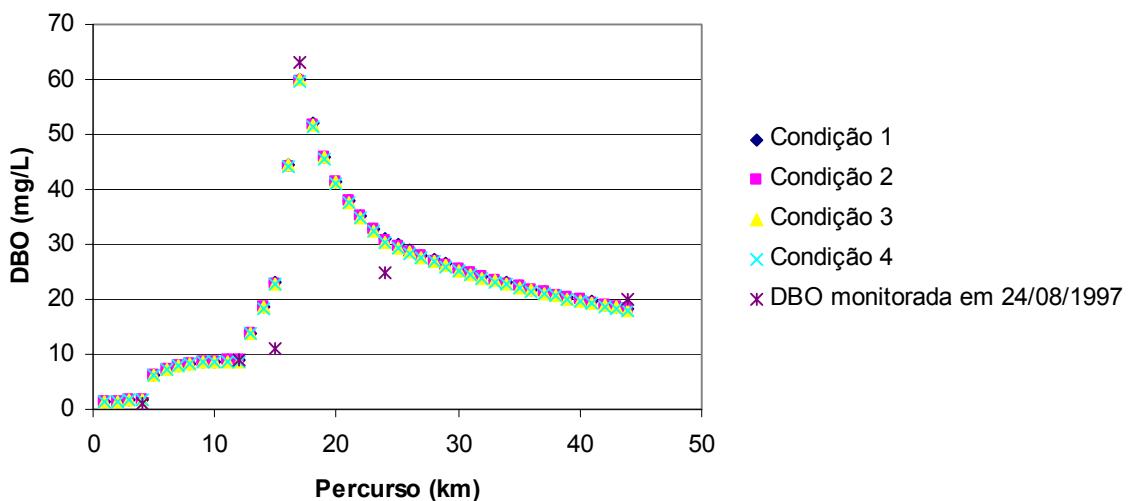
**Figura 6.15:** Simulação de OD para os dados de 24/08/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



**Figura 6.16:** Simulação de DBO para os dados de 10/05/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



**Figura 6.17:** Simulação de DBO para os dados de 12/07/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.



**Figura 6.18:** Simulação de DBO para os dados de 24/08/1997 para calibrar o modelo QUAL-2E.

O preceito básico do modelo QUAL-2E é a conservação de massa. A partir disso, existe um receio em utilizar a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) como uma variável, pois este parâmetro de qualidade da água não pode aferir toda matéria orgânica biodegradável presente no meio líquido, prejudicando, assim o fechamento do balanço de massa realizado pelo modelo. (Shanahan *et al.*, 1998; *apud* OPPA, 2007). Desta forma, a calibração do modelo pode ficar deficiente, pois ocorre a imprecisão no ajuste do balanço de massa da DBO.

Analisando os perfis da demanda bioquímica de oxigênio, ou seja, as Figuras 6.16, 6.17 e 6.18, pode-se perceber que todas as condições propostas apresentaram quase a mesma curva não sendo possível determinar quais os melhores valores de coeficiente de desoxigenação a serem utilizados no rio Monjolinho.

No entanto, ao se observar os perfis de oxigênio dissolvido, as Figuras 6.13, 6.14 e 6.15, notam-se que as condições 3 e 4 apresentaram os menores valores de oxigênio dissolvido, desta forma essas hipóteses de coeficiente de desoxigenação foram desconsiderados para este estudo.

Comparando os valores das condições 1 e 2, percebe-se que a simulação que utilizou os coeficientes de desoxigenação propostos pela condição 2 obteve os valores de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio mais próximos dos valores monitorados nas três campanhas a campo realizada por Barreto (1999). Assim, essa foi a condição de validação utilizada no modelo matemático QUAL-2E para a qualidade da água do rio Monjolinho na região de São Carlos.

Os maiores valores da demanda bioquímica de oxigênio ocorrem nos pontos onde existe concentração urbana, nos trechos 3 e 4. Nesses trechos, há o lançamento de esgoto sanitário sem nenhum tratamento, devido à falta de um sistema de coleta eficiente e de um sistema de tratamento de esgoto, no qual a operação não havia sido iniciada.

Uma consideração a ser feita é que os resultados obtidos a partir das simulações utilizando o QUAL-2E possibilitaram deduzir uma descrição semelhante à obtida através das campanhas realizadas por Sé (1992) e Barreto (1999).

A partir da subdivisão da bacia hidrográfica do rio Monjolinho em cinco regiões realizadas por Sé (1992), das limitações do modelo QUAL-2E e dos dados de monitoramento, o rio Monjolinho foi dividido em seis trechos. O primeiro deles comprometido entre a nascente até a quatro (4) quilômetros a jusante próximo a mata ciliar da Fazenda Santa Therezinha, onde o rio sofreu um represamento e são lançadas cargas de poluentes de pequena expressão. No trecho seguinte, que vai deste ponto até a ponte a montante da confluência do córrego do Tijuco Preto, as descargas afluentes das indústrias e do lançamento do esgoto sanitário promovem a degradação na qualidade da água. Seguindo adiante, o trecho compreendido entre os córregos do Tijuco Preto e do Gregório, novamente a qualidade é alterada pelo lançamento do esgoto sanitário. Depois disso, vêm o trecho a jusante do córrego do Gregório até a montante da usina hidrelétrica, no qual a qualidade da água do rio é severamente prejudicada, pois é neste trecho que há o lançamento de quase todo o esgoto da cidade de São Carlos. O quinto trecho que é da usina hidrelétrica até a ponte a jusante da

confluência dos córregos da Água Quente e o da Água Fria não se verifica nenhum lançamento significativo. O trecho final, que vai desta ponte a confluência com rio Jacaré Guaçu, observa-se uma melhora nos parâmetros de qualidade da água, como, oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio.

## 6.2. Validação do modelo *QUAL-2E*

Os parâmetros cinéticos e os valores da concentração de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio admitidos para o fluxo incremental foram os mesmos que os utilizados para a calibração. As Tabelas 6.8, 6.9 e 6.10 apresentam os coeficientes hidráulicos, cinéticos e os valores de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio adotados para o fluxo incremental em cada um dos trechos do sistema fluvial estudado.

**Tabela 6.8:** Coeficientes hidráulicos admitidos na calibração e validação do modelo.

Trecho	Nome	Coeficiente de dispersão	Velocidade		Profundidade		Número de Manning
			a	b	α	β	
1	Cabeceira	60	0,13	0	0,58	0,38	0,035
2	UFSCar	60	0,15	0	0,58	0,38	0,035
3	USP/Tijuco	60	0,20	0	0,77	0,35	0,035
4	Shopping	60	0,25	0	0,71	0,62	0,035
5	Matadouro	60	0,30	0	0,493	0,20	0,035
6	Jacaré Guaçu	60	0,39	0	0,49	0,37	0,035

**Tabela 6.9:** Coeficientes cinéticos admitidos na calibração e validação do modelo.

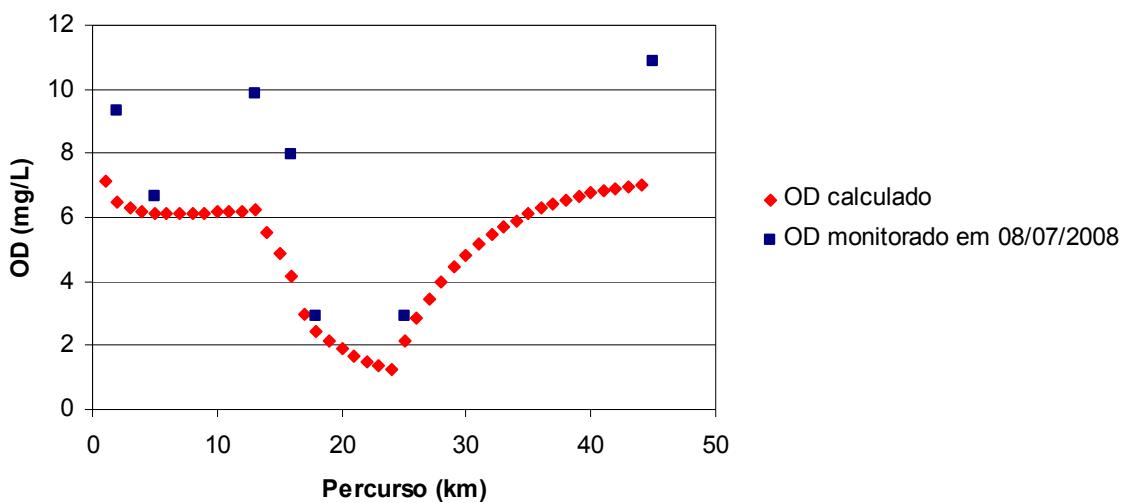
Trecho	Nome	K <sub>1</sub> (dia <sup>-1</sup> )	K <sub>4</sub> (g de O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> dia)	K <sub>2</sub>
1	Cabeceira	0,10	0,5	Thakston e Krenkel (1966)
2	UFSCar	0,10	0,5	Thakston e Krenkel (1966)
3	USP/Tijuco	0,20	7	Thakston e Krenkel (1966)
4	Shopping	0,20	7	Thakston e Krenkel (1966)
5	Matadouro	0,10	7	Thakston e Krenkel (1966)
6	Jacaré Guaçu	0,10	0,5	Owens <i>et al</i> (1964)

**Tabela 6.10:** Valores de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o fluxo incremental admitidos na calibração e validação do modelo.

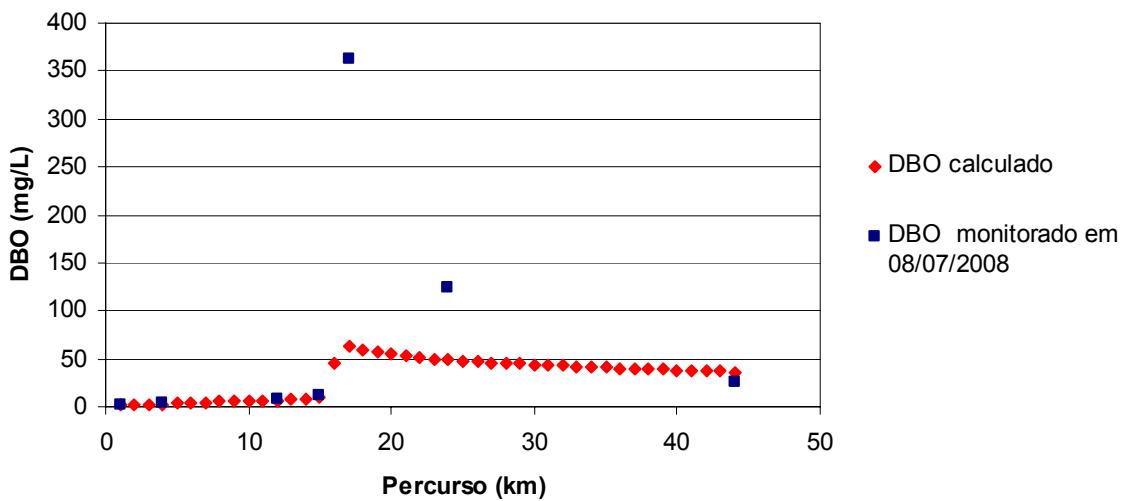
Trechos	Nome	OD (mgL <sup>-1</sup> )	DBO (mgL <sup>-1</sup> )
1,	Cabeceira	4	2
2	UFSCar	4	10
3	USP/Tijuco	2	130
4	Shopping	2	130
5	Matadouro	3	30
6	Jacaré Guaçu	4	2

Além disso, os dados climatológicos, como temperatura média do ar, a pressão barométrica e a temperatura do bulbo úmido foram obtidos a estação agrometeorológica mantida pelo Centro de Previsão do Tempo e de Estudos Climáticos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CPTEC-INPE) na longitude 47,89° oeste e 22,17° sul, próximo a bacia hidrográfica do rio Monjolinho.

As Figuras 6.19 e 6.20 mostram, respectivamente, os perfis das simulações da concentração de oxigênio dissolvido e da demanda bioquímica de oxigênio do dia 8 de julho de 2008.



**Figura 6.19:** Simulação de OD para os dados de 08/07/2008 para validar o modelo QUAL-2E.



**Figura 6.20:** Simulação de DBO para os dados de 08/07/2008 para validar o modelo QUAL-2E.

Analizando os valores da concentração de oxigênio dissolvido monitorado no dia 8 de julho de 2008 e os valores obtidos por Barreto (1999), nota-se uma concentração de oxigênio dissolvido para o terceiro ponto de coleta que se constitui um dos maiores valores observados, tanto para as campanhas realizadas em 1997 por Barreto (1999) como a realizada por este trabalho. Este valor de oxigênio dissolvido provavelmente é justificado, pela implementação dos coletores e interceptores de esgotos que levam o esgoto sanitário da cidade de São Carlos até a futura estação de tratamento de esgoto do Monjolinho (ETE - Monjolinho).

No ponto de coleta número oito (8), a aproximadamente 14 quilômetros da nascente do rio estudado, houve uma alta concentração da demanda bioquímica de oxigênio, da ordem de  $360\text{mgL}^{-1}$ , maior que as aferidas em campanhas anteriores, pois, neste ponto esta sendo

lançado todo o esgoto sanitário da cidade de São Carlos, já que os interceptores e coletores de esgoto já foram concluídos e aguardam a conclusão da estação de tratamento de esgoto para encerrar esse lançamento pontual. Por esta razão, os valores da demanda bioquímica de oxigênio monitorado e calculado pelo modelo QUAL-2E foram bastante discrepantes.

Além desses fatos, as Figuras 6.19 e 6.20 mostram que o modelo QUAL-2E se ajustou com uma precisão a curva modelada com relação aos dados amostrais coletados no rio Monjolinho, comprovando que o modelo matemático QUAL-2E, na sua interface QUAL-2R, com os coeficientes hidrológicos e cinéticos pode representar através de equações matemáticas os processos físicos químicos e biológicos que acontecem no interior do rio Monjolinho na região de São Carlos (SP).

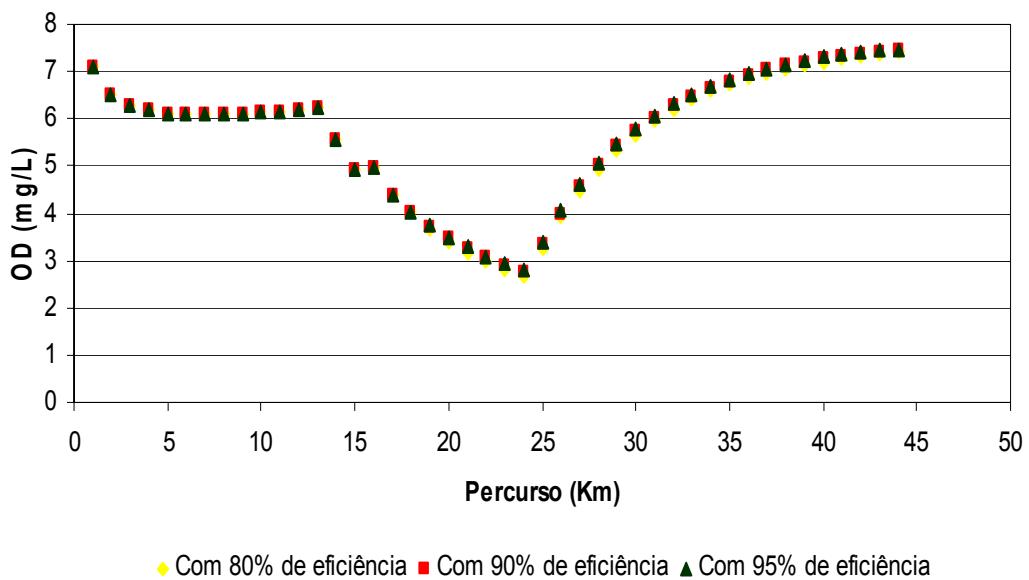
### ***6.3. Simulação e Criação de Cenários***

As simulações com o QUAL-2E objetivaram, em especial, contribuir para uma gestão efetiva da bacia hidrográfica do rio Monjolinho. Por isso foram criados três cenários hipotéticos: a primeira prevendo que a estação de tratamento de esgoto Monjolinho, ETE-Monjolinho, apresente uma eficiência de 80% de remoção da matéria orgânica, o mínimo exigido pela legislação brasileira; uma segunda no qual o sistema de tratamento de esgoto tenha uma eficiência de 90% de remoção de matéria orgânica e um cenário que esse sistema de tratamento apresenta uma eficiência de remoção de matéria orgânica na ordem de 95%.

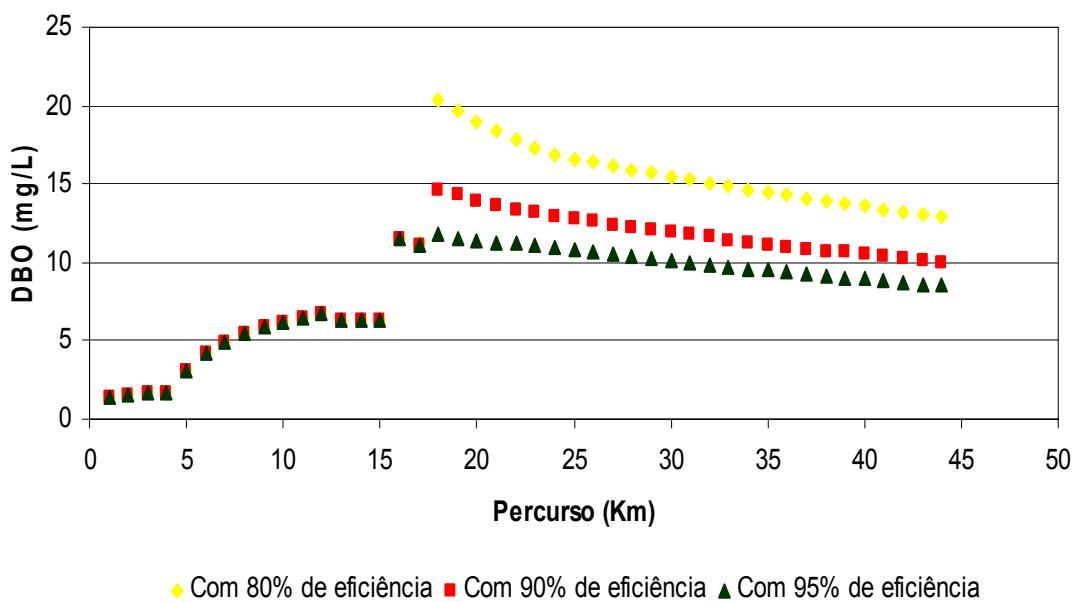
Nestas simulações realizadas foram consideradas que a concentração de oxigênio dissolvido do efluente tratado é de  $8 \text{ mgL}^{-1}$  e a concentração da demanda bioquímica de oxigênio no afluente da ETE é de  $400 \text{ mgL}^{-1}$ . O efluente tratado será lançado próximo a confluência do Córrego da Água Quente com rio Monjolinho, ou seja, no primeiro elemento computacional do trecho 5. Além disso, a vazão de lançamento foi considerada igual a  $0,6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Este valor está disponível no *website* do empreendedor que é o Serviço Autônomo de Água Esgoto de São Carlos (SAAE, [www.saaesaocarlos.com.br](http://www.saaesaocarlos.com.br)).

A carga de poluição difusa representada no modelo matemático QUAL-2E pelo fluxo incremental foi considerado na criação destes três cenários. A concentração do oxigênio dissolvido (OD) do fluxo incremental foi adotado igual a  $6,0 \text{ mgL}^{-1}$  e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) igual a  $3,0 \text{ mgL}^{-1}$  em todos os trechos do rio Monjolinho.

A partir destes dados pode-se observar as Figuras 6.21 e 6.22 que representam respectivamente as simulações de oxigênio dissolvido (OD) e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) calculadas pelo modelo matemático QUAL-2E, para uma eficiência de 80%, a condição 1; para uma eficiência de 90%, a condição 2; e para uma eficiência de 95%, a condição 3.



**Figura 6.21:** Simulação de OD após a implementação da ETE Monjolinho.



**Figura 6.22:** Simulação de DBO após a implementação da ETE Monjolinho.

Analisando a Figura 6.21, nota-se que os valores das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) calculadas, para as diferentes eficiências admitidas para a estação de tratamento de esgoto do Monjolinho, pelo modelo não apresentaram uma variação significativa. No entanto, comparando este perfil da concentração do oxigênio dissolvido da Figura 6.21 com o perfil da Figura 6.19, percebe-se uma melhora nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), principalmente, no trecho em que o rio Monjolinho atravessa a área urbana, do quilômetro 12 até o 20.

Observando o perfil de oxigênio dissolvido (OD) da Figura 6.19, observa-se um decaimento acentuado mesmo com a implementação da ETE no trecho entre os quilômetros 12 e 24, devido à elevada demanda por oxigênio dissolvido do lodo de fundo existe neste trecho, representado pelo alto valor do coeficiente de demanda bentônica por oxigênio, o  $K_4$ , adotado durante o processo de calibração para o modelo QUAL-2E.

Com a implementação da estação de tratamento de esgoto, parte do material orgânico lançado pelo esgoto sanitário será removida, desta forma, os valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos trechos serão menores do que os observados atualmente nas campanhas a campo realizadas em 1997 e por este trabalho, o que pode ser comprovado pela comparação dos perfis apresentados na Figura 6.20 e a Figura 6.22.

## **7- Conclusões**

Conclui-se que:

- Os dados de monitoramento do rio Monjolinho de 1997 e de 2008 indicavam que a sua qualidade estava bastante comprometida, devido principalmente aos lançamentos de efluentes domésticos e industriais.
- O modelo QUAL-2E na sua interface QUAL-2R apresentou uma descrição semelhante a obtida por Sé (1992).
- Na etapa de calibração, os resultados obtidos com os coeficientes foram satisfatórios;
- Na estapa de validação para a condição de vazão baixa, os resultados obtidos pelas simulações através do modelo QUAL-2E foram coerentes com os valores obtidos em campo, permitindo um melhor ajuste das curvas respostas e principalmente consentindo futuras aplicações do modelo.
- As simulações das condições da qualidade da água do rio Monjolinho após a entrada em operação da Estação de Tratamento de Esgoto do Monjolinho que tratará o esgoto de São Carlos apresentaram resultados que poderiam alterar o enquadramento do rio Monjolinho, quando analisados os níveis de DBO e OD.
- A utilização do modelo QUAL-2E é satisfatório simulando bem os parâmetros de indicadores de qualidade da água, o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio ao longo do rio Monjolinho, podendo ser utilizado na tomada de decisão pelos gestores da bacia.
- Sugere-se que se intensifique o controle sobre as fontes poluidoras e que se crie e se desenvolva uma rede de monitoramento qualitativa e quantitativa, para que se possa alimentar o modelo e aprimorar os dados deste trabalho.

## **12 - Referências Bibliográficas**

- ALBANO, G. D. (2004). **Integração de um modelo matemático de qualidade de água em rede de fluxo (ACQUANET) com um modelo matemático de qualidade de água de represas (CE-QUAL-R1) Estudo de caso Jguari - Jacareí – Sistema Cantareira.** São Paulo. Dissertação (Mestrado) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- ARAÚJO, S.C.S. (2005) **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas.** Brasília. Dissertação (Doutorado) – Universidade de Brasília (UnB).
- BALDOCHI, M. A. (2002). **Utilização do modelo QUAL2E como apoio ao gerenciamento da qualidade das águas da bacia do Córrego dos Bagres.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BARRETO, A. S. (1999). **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água.** São Carlos. Dissertação (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BÄUMLE, A. M. B. (2005). **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade da água.** Curitiba. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná.
- BENASSI, S. F. (2002). **Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na "descontinuidade serial" do Ribeirão Bonito (SP).** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BRANCO, S. M. (1986). **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária.** 3ºEdição. São Paulo, CETESB/ASCETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental/ Associação dos Funcionários da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

CDCC (Centro de Divulgação Cinetífica e Cultural): [www.cdcc.usp.br](http://www.cdcc.usp.br) (acessado em 10 de junho de 2009).

CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2004). **Relatório de qualidade das águas de interiores do estado de São Paulo 2003.** São Paulo.

CHAPRA, S. C. (1997) **Surface water-quality modeling.** New York, McGraw-Hill.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA (Brasil). Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº. 375**, 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. Brasília, DF. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 27 junho. 2009.

CPTEC – INPE (Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais): [www.cptec.inpe.br](http://www.cptec.inpe.br) (acessado em 20 de julho de 2008).

DORNELLES, C. T. A. (2006) **Percepção ambiental: uma análise da bacia hidrográfica do rio Monjolinho, São Carlos, SP.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

GASTALDINI, M. C.C. (1982) **Análise do mecanismo de autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu através do modelo de qualidade de água.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. (2001). **Inter-relações entre dados de monitoramento de qualidade da água e hidrológico - Aplicação ao reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 6, n.1, p. 24-30.

HAACH, A. L. A. M. (2000). **Simulação da qualidade do Rio Atibaia (SP) considerando a vazão de reversão do Sistema Cantareira.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

JAMES, A. (1978). **Mathematical Models in Water Pollution Control.** Chichester : Wiley.

JAMES, A., ELLIOT, D. J., 1991, **The Modelling of Storm Water Pollution.: Modelling, Measuring and Prediction.** Computational Mechanics Publications, Southampton.

LIMA, C. A. de Andrade (1997). **O uso do modelo QUAL-2E na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré-Guaçu.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

LIMA, E. B. N. Rondon. (2001). **Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá.** Rio de Janeiro. Dissertação (Doutorado) Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ).

LOUCKS, D. (1981). McGraw-Hill serie in water resources and Environmental Engineering. McGraw Hill.

OPPA, L. F. (2007). **Utilização do modelo matemático de qualidade da água para uma análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim (RS).** Santa Maria. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS).

ORLOB, G. T.(1983) **Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs.** Chichester [West Sussex]: Wiley.

PALMIERI, V. (2004). **Calibração do modelo QUAL2E para o rio Corumbataí (SP).** Rio de Janeiro. Dissertação (mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

POVINELLI, J. et. al.(1989). **Interferência do cromo IV na medida de OD e DBO pelo método das diluições ou de Winkler.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 15., Berlim, 1989. Trabalhos apresentados pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento. São Carlos, EESC/CRHEA. p.135-147.

RODRIGUES, R. B. ; PORTO, M (2003). **Interface proposta para o modelo QUAL2E visando a gestão integrada de recursos hídricos.** In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Paraná-Curitiba, 23 a 27, dez/2003. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Tema: Desafios à Gestão da Água no Limiar do Século XXI. São Paulo: ABRH.

SAAE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos): [www.saaesaocarlos.com.br](http://www.saaesaocarlos.com.br) (acessado em 20 de julho de 2008)

SÉ, J.A.S. (1992). **O Rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológico.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SIQUEIRA, E.Q. (1996). **Aplicação do Modelo de Qualidade de Água (QUAL2E) na Modelação de Oxigênio Dissolvido no Rio Meia Ponte (GO).** São Carlos. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

STANDART METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1992). 19º Edição. Washington, APHA, AWWA, WEF.

STANDART METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (2005). 21º Edição. Washington, APHA, AWWA, WEF.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. C. (2000). Tradução: Dino Vanucci. **Diretrizes para o Gerenciamento de lagos, vol. 9 – Gerenciamento de Qualidade da Água de Represas.** International Lake Environment Committe, International Institute of Ecology. São Carlos. Cap 14. p195-210.

Tucci, C.E.M. (1998). **Modelos hidrológicos.** Porto Alegre. Universidade Federal do Rio Grande do Sul /Associação Brasileira de Recursos Hídricos (UFRS/ABRH). Porto Alegre.

TINDISI, J. G. EIGER (1998). (Consultores Técnicos). Governo do Estado de São Paulo/ Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Consórcio JPE/EPAL/TAHAL. Reservatório Billings, Relatório Final. São Paulo.

VENTURA, J et al. (2004). **ETE Monjolinho tecnologia em tratamento de esgotos.** In: I Mostra de Ciência e Tecnologia em políticas públicas municipais, 2004. Anais. São Carlos.p 81

VIANA, S. M. (2005). **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com variáveis físicas e químicas.** São Carlos. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

VON SPERLING, M. (2005). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.