

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CAMPUS II**  
**COORDENAÇÃO DE PÓS – GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**  
**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**“Avaliação da qualidade das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) e da  
capacidade preditiva de OD e DBO pelo modelo computacional  
QUAL2E”.**

**ANA BÁRBARA DE ARAÚJO NUNES**  
**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA**

**Março/2000**

**ANA BÁRBARA DE ARAÚJO NUNES**

**“Avaliação da qualidade das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) e da  
capacidade preditiva de OD e DBO pelo modelo computacional  
QUAL2E”.**

Dissertação apresentada ao Curso de  
Mestrado em Engenharia Civil da  
Universidade Federal da Paraíba em  
cumprimento às exigências para obtenção do  
grau de Mestre.

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub – área: ENGENHARIA SANITÁRIA

Orientadores: Prof<sup>ª</sup> Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - Mestre e Doutora  
Prof<sup>º</sup>. Edmilson Costa Teixeira - M.Eng.,PhD.

CAMPINA GRANDE - PB

Março / 2000

**“Avaliação da qualidade das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) e da capacidade preditiva de OD e DBO pelo modelo computacional QUAL2E”.**



N972a Nunes, Ana Bárbara de Araújo.  
"Avaliação da qualidade das águas do baixo rio Bodocongó (PB) e da capacidade de OD e DBO pelo modelo computacional QUAL2E" / Ana Bárbara de Araújo Nunes. - Campina Grande, 2000.  
141 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2000.  
"Orientação : Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira".  
Referências.

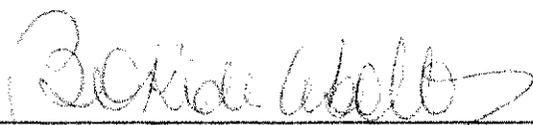
1. Qualidade de Água. 2. Baixo Rio Bodocongó (PB). 3. Oxigênio Dissolvido (OD). 4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). 5. Dissertação - Engenharia Civil. I. Ceballos, Beatriz Suzana Ovruski de. II. Teixeira, Edmilson Costa. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título  
CDU 628.1(043)

**ANA BÁRBARA DE ARAÚJO NUNES**

**“Avaliação da qualidade das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) e da  
capacidade preditiva de OD e DBO pelo modelo computacional  
QUAL2E ”**

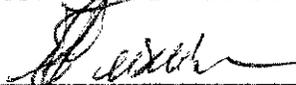
Dissertação aprovada em:     /    /    

**COMISSÃO EXAMINADORA**



**Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos**

**Orientadora – DEC / UFPb**



**Prof<sup>º</sup>. Dr. Edmilson Costa Teixeira**

**Orientador – DHS / CT - UFES**



**Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Annemarie König**

**Examinador Interna – DEC / UFPb**



**Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Rosires Catão Curi**

**Examinador Externa – DEC / UFPb**

**Campina Grande – PB**

**Março/2000**

## DEDICATÓRIA

Aos meus pais David e Neyde, meus irmãos  
Olga, David, Laura, Sávio e Mônica e toda minha família

## AGRADECIMENTOS

A professora Beatriz Ceballos pela compreensão e orientação deste trabalho.

Ao professor Edmilson Costa Teixeira pela orientação, pela ajuda na redação deste trabalho e pela hospitalidade nos dois meses que passei na UFES.

A Célio Bartole Pereira pela ajuda constante nos trabalhos de campo, trabalhos de modelagem, pelas dicas na redação da dissertação, pela ajuda na avaliação dos resultados, pela amizade e colaboração em tudo que era de seu alcance.

Aos professores Antônio Sérgio, Marcos Von Sperling e Márcio Georgetti pelas dicas no trabalho de modelagem quando foram consultados.

Aos professores Annemarie Konig e Rui de Oliveira pelas orientações sempre que foram solicitados.

A Nilana, por ter compartilhado o trabalho e amizade em todos os momentos.

A Jean e Bonádia pela amizade e ajuda nos trabalhos de campo.

Aos colegas do laboratório (AESA), Eduardo, Petrócio, Alysson, Nivson, Janailto, Alessandra, Valéria, Érika, caroline e Hosineide pela ajuda nas análises laboratoriais, nos trabalhos de campo e pela amizade.

A todos os colegas que fazem parte do GEARH (grupo de estudos e ações em recursos Hídricos), pela hospitalidade e amizade no período em que estive em Vitória.

Aos amigos Hélio, Giovanni, Márcio e Aurélio pela amizade e hospitalidade quando estive em São Carlos.

Aos funcionários do Laboratório, Walmária e Cristina por todo o apoio neste trabalho e amizade.

A Josete, secretária da Pós – graduação pelo apoio e amizade.

A Valéria, Karina, Sra. Marta, Sr. Luciano pela amizade e companhia nesses dois anos em que morei nesta cidade.

Aos amigos André, Marcelo e Fabiana pelo apoio em todos os momentos alegres e difíceis.

Aos meus irmãos Olga e Sávio e a tia Alzira pelo incentivo, carinho e hospedagem quando estive em Vitória.

Aos funcionários do Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba, nas pessoas de Paulo e José Luiz.

Aos funcionários da área de Engenharia de Recursos Hídricos (AERH), Haroldo e Ronaldo pelos serviços prestados neste trabalho.

À professora Célia do departamento de Meteorologia – CCT – UFPB – Campus II, pela ajuda na obtenção dos dados climatológicos.

À EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa do Algodão (CNP), pelo fornecimento dos dados climatológicos

Ao CNPq, pelo financiamento do Projeto Nordeste II, processo 521258/98-7, “Integração de Métodos de Monitoramento (Qualitativos e Quantitativos) e Modelagem Matemática na Avaliação da Degradação/Recuperação do Ecossistema Rio/Açude de Bodocongó (Paraíba, Brasil)”, no qual se insere esta dissertação de Mestrado.

A CAPES, pela bolsa concedida

A todos os amigos do Mestrado e os que fiz nesta cidade pelo apoio e amizade concedida.

## SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO.....	1
2 - OBJETIVOS.....	4
3 - REVISÃO DE LITERATURA.....	5
3.1 - Características gerais de rios.....	5
3.2 - Requisitos e padrões de qualidade de água.....	12
3.3 - Modelação.....	13
3.3.1- Transporte de um constituinte em rios.....	14
3.3.2 - Informações básicas sobre o modelo QUAL2E.....	15
3.3.3 - Descrição do modelo.....	16
- Representação conceitual.....	16
- Representação funcional.....	16
- Representação computacional.....	18
3.3.4 - Características hidráulicas do rio.....	18
3.3.5 - Coeficientes de descarga.....	19
3.3.6 - Dispersão longitudinal.....	19
- Coeficiente de dispersão longitudinal.....	20
3.4 - Modelagem de OD e DBO.....	22
3.4.1 - Oxigênio Dissolvido (OD).....	22
- Coeficiente de reaeração ( $K_2$ ).....	23
3.4.2 - Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	24
- Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ).....	24
3.4.3 - Taxa de perda de DBO devido a sedimentação ( $K_3$ ).....	26
3.4.4 - Taxa de demanda Bentônica ( $K_4$ ).....	26
3.5 - Tipos de Calibração e Validação.....	27
3.6 - Limitações do modelo QUAL2E.....	27
3.7 - Inter-relações entre os parâmetros no modelo QUAL2E.....	28
3.8 - Comparação do modelo QUAL2E com o modelo de Streeter e Phelps.....	28
4 - MATERIAL E MÉTODOS.....	30
4.1 - Descrição da bacia do rio Bodocongó.....	30

4.2 - Levantamentos preliminares.....	32
4.3 - Monitoramento do sistema .....	32
4.3.1- Pontos de amostragem.....	32
4.3.2 - Coleta das amostras.....	36
4.3.3 - Parâmetros analisados.....	36
4.3.3.1- Parâmetros hidrológicos.....	36
- Medição de vazão.....	36
4.3.3.2 - Parâmetros meteorológicos.....	37
4.3.3.3 - Parâmetro biológico.....	37
4.3.3.4 - Parâmetros bacteriológicos.....	37
- Coliformes fecais .....	37
- <i>Escherichia coli</i> .....	37
- Streptococos Fecais:.....	37
4.3.3.5 - Parâmetros físicos e químicos.....	38
- Oxigênio Dissolvido (OD).....	38
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	38
- Demanda Química de oxigênio (DQO).....	38
- Temperatura.....	38
- pH.....	38
- Transparência.....	38
- Condutividade elétrica.....	39
- Nitrogênio Amoniacal.....	39
- Nitrogênio nítrico.....	39
- Fósforo Total.....	39
- Ortofosfato solúvel.....	39
- Sólidos Totais, Suspensos, Fixos e Voláteis.....	39
4.4 - Modelação.....	40
4.4.1- Ensaio de dispersão longitudinal.....	44
4.4.2 - Dados de entrada para o modelo.....	44
- Coeficiente de dispersão longitudinal.....	44
- Constante de dispersão longitudinal.....	44
- Coeficientes e expoentes de velocidade e profundidade.....	45
4.4.3 - Simulação.....	45
4.4.3.1- Calibração e verificação.....	45

4.5 - Parâmetros a serem modelados no modelo QUAL2E.....	47
4.5.1- Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO).....	47
4.5.2 - Oxigênio Dissolvido (OD).....	47
4.5.3 - Obtenção de constantes para a modelagem de OD e DBO.....	47
- Coeficiente de desoxigenação $K_1$ ( $d^{-1}$ ).....	48
- Coeficiente de reaeração $K_2$ ( $d^{-1}$ ).....	48
- Coeficiente $K_3$ (taxa de DBO carbonácea devido à sedimentação, $d^{-1}$ ).....	49
- Coeficiente $K_4$ (Demanda bentônica de oxigênio, $gO_2/m^2 \cdot dia$ ).....	50
4.6 - Simulação feita para comparação entre o modelo de Streeter e Phelps e o QUAL2E	51
4.7 - Tratamento estatístico dos dados.....	51
5 - APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS.....	54
5.1- Parâmetros de qualidade da água.....	54
5.1.1-Precipitação pluviométrica (aspectos climáticos).....	54
5.1.2 - Vazão.....	56
5.1.3-Temperatura da água.....	57
5.1.4 - pH.....	58
5.1.5 - Condutividade elétrica (CE).....	59
5.1.6- Transparência.....	61
5.1.7 - Oxigênio Dissolvido (OD).....	62
5.1.8 - Demanda Bioquímica de oxigênio.....	64
5.1.9 - Demanda Química de oxigênio.....	65
5.1.10- Clorofila "a".....	66
5.1.11 - Formas de Nitrogênio (Nitrato e Nitrogênio Amoniacal).....	67
5.1.12 - Formas de Fósforo (Ortofosfato solúvel e fósforo Total).....	70
5.1.13 - Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis e Sólidos dissolvidos.....	71
5.1.14 - Coliformes Fecais, <i>Escherichia coli</i> e <i>Streptococos</i> Fecais.....	74
5.2 - Considerações gerais.....	78
5.3 - Enquadramento do Baixo rio Bodocongó.....	79
5.4 - Resultados da aplicação do modelo QUAL2E para os parâmetros OD e DBO.....	89
5.4.1- Calibração e validação do modelo.....	89
- OD.....	90
- DBO.....	91
5.5 - Resultados da comparação entre o modelo de Streeter e Phelps e o QUAL2E.....	96
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	100
6.1- Conclusões.....	100
6.2 - Recomendações.....	101
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103

ANEXOS.....	109
ANEXO 1- Curvas para verificação de mistura do traçador.....	109
ANEXO 2- Curvas de verificação para o método do “ routing procedure”.....	111
ANEXO 3.- Gráficos da regressão para determinação dos coeficientes e expoentes de vazão e velocidade.....	113
ANEXO 4 - Gráficos das calibrações individuais.....	116
ANEXO 5 - Gráficos das calibrações agrupadas.....	127

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Grandes rios do mundo e suas características.....	5
Tabela 3.2 -Associação entre os usos da água e os requisitos de qualidade.....	12
Tabela 3.3 Classificação para águas doces, segundo a resolução do CONAMA (20/86)....	13
Tabela 4.1 Posição geográfica dos pontos de coleta no rio Bodocongó.....	33
Tabela 4.2 Distância entre os pontos de coleta no rio Bodocongó (PB).....	33
Tabela 4.3 Coeficientes utilizados na calibração do modelo QUAL2E para todas as campanhas nos trechos de PB1 a PB7.....	53
Tabela 5.1 Horário das coletas para todos os pontos monitorados do Baixo rio Bodocongó no período de mar/jun. de 1999.....	82
Tabela 5.2 Resultados da estatística descritiva de vazão, temperatura, pH, CE e transparência nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó no período de mar/ jun. de 1999.....	83
Tabela 5.3 Resultados da estatística descritiva de OD, DQO, DBO <sub>5</sub> e cla. nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó no período de mar/ jun. de 1999.....	84
Tabela 5.4 Resultados da estatística descritiva de Nitrato, Amônia, Ortofosfato e Fósforo Total nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó no período de mar/jun de 1999.....	85
Tabela 5.5 Resultados da estatística descritiva de Sólidos Totais (Fixos e voláteis), sólidos suspensos (Fixos e voláteis) e sólidos dissolvidos nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó no período de mar/jun de 1999.....	86
Tabela 5.6 Resultados da estatística descritiva de Coliformes fecais, Escherichia coli e Estreptococos fecais nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó no período de mar/jun de 1999.....	87
Tabela 5.7 Limites máximos dos parâmetros da Classificação das Águas Doces da Resolução CONAMA Nº 20/86, analisados no Baixo Rio no Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999.....	81

Tabela 5.8 Comparação entre os valores médios dos parâmetros analisados nas águas do Baixo Rio Bodocongó entre março e junho de 1999, e a Classificação de Águas Doces da Resolução CONAMA N° 20/86.....	82
Tabela 5.9 Valores dos erros médios relativos para OD (%) nas 5 campanhas de coletas na Baixo rio Bodocongó no período de março a junho de 1999.....	93
Tabela 5.10 Valores dos erros médios relativos para DBO (%) nas 5 campanhas de coletas na Baixo rio Bodocongó no período de março a junho de 1999.....	94

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Interação entre os parâmetros no modelo QUAL2E.....	29
Figura 4.1	Localização da Bacia do rio Bodocongó (PB).....	31
Figura 4.2	Traçado do rio no trecho do Baixo rio Bodocongó (PB).....	34
Figura 4.3	Visualização dos pontos PB1, PB4 e PB7 no Baixo rio Bodocongó (PB).....	35
Figura 4.4	Lançamento do traçador (Uranina) no rio Bodocongó.....	40
Figura 4.5	Coleta de amostras com traçador (uranina) no Baixo rio Bodocongó.....	42
Figura 5.1.1	Precipitação pluviométrica nos meses de janeiro a agosto de 1999 nos municípios Campina Grande (CG), Caturité (CT), Queimadas (Q) e Barra de Santana (BS).....	55
Figura 5.1.2	Comportamento da vazão média em todos os pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar – jun / 99.....	57
Figura 5.1.3	Temperatura média nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	58
Figura 5.1.4	Valores médios de pH nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	59
Figura 5.1.5	Valores médios de Condutividade elétrica nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	61
Figura 5.1.6	Valores médios de transparência nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	62
Figura 5.1.7	Valores médios de OD nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	64
Figura 5.1.8	Valores médios de DBO <sub>5</sub> nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	65
Figura 5.1.9	Valores médios de DQO nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	66
Figura 5.1.10-	Valores médios de Clorofila “a” nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	67
Figura 5.1.11 -	Valores médios de Nitrato e Amônia nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	69

Figura 5.1.12 -Valores médios de Fósforo Total e Ortofosfato nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	71
Figura 5.1.13 - Valores médios de Sólidos totais e Sólidos suspensos nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	73
Figura 5.1.14 - Valores médios de Sólidos suspensos voláteis e Fixos nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun / 99.....	73
Figura 5.1.15 -Valores médios de Sólidos totais voláteis e fixos nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar – jun/ 99.....	74
Figura 5.1.16 -Valores médios de Coliformes fecais, <i>Escherichia coli</i> e <i>Streptococos</i> Fecais nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de mar - jun /99.....	78
Figura 5.1.17 – Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados de Mayer et al. (1998) aplicando-se o modelo de Streeter e Phelps.....	96
Figura 5.1.18 – Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados do presente trabalho, aplicando-se o modelo de Streeter e Phelps, calibrado com $k_1$ e $k_2$ de Mayer et al. (1998).....	96
Figura 5.1.19 – Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados do presente trabalho, aplicando-se o modelo QUAL2E.....	97
Figura 5.1.20 – Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados do presente trabalho, aplicando-se o modelo de Streeter e Phelps calibrado com uma campanha deste trabalho.....	97

## 1.0 – INTRODUÇÃO

A água é um bem valioso que deve ser preservado e explorado cuidadosamente, a fim de suprir todas as necessidades. Há lugares no mundo onde a água existe em abundância e outros em que a realidade é totalmente contrária. Na região nordeste do Brasil, a escassez de água devido aos baixos índices pluviométricos ou a distribuição irregular das chuvas, tem sido um dos fatores limitantes para o desenvolvimento da região induzindo, por falta de opções, o aproveitamento de águas residuárias para diversos usos, dentre eles a agricultura.

Na região semi-árida do Nordeste do Brasil, os escassos recursos hídricos superficiais, em particular os próximos aos centros urbanos e periurbanos, vêm experimentando um acelerado processo de degradação em consequência do crescimento da população urbana, da falta de rede de coleta e de tratamento dos esgotos, do aparecimento de pequenas indústrias e de cinturões verdes ferti-irrigados. Os estudos da qualidade das águas superficiais nessa região são fundamentais porque a maioria dos corpos hídricos são destinados a usos múltiplos e recebem esgotos “in natura” (apenas 12,8% dos habitantes tem rede de esgotos e só 4% dos coletados recebem algum tratamento). Mais de 60% das mortes de crianças estão associadas com doenças veiculadas pela água (PMCG, 1999).

Em Campina Grande (PB), o rio Bodocongó, um importante recurso hídrico da segunda cidade do estado, tem fortes contribuições de efluentes domésticos e industriais, servindo de suprimento de água para diversas atividades.

Estudos feitos recentemente mostraram que as águas do Baixo rio Bodocongó estão impróprias para os usos a que se destinam. Estes estudos, no entanto, consideram um número limitado de pontos de monitoramento em relação à extensão do rio, e que podem não ser suficientes para algumas aplicações e tomadas de decisões quanto à adequação da qualidade da água à espacialização dos diversos usos.

Para verificar a qualidade das águas de rios, assim como sua capacidade de autodepuração, surgiram ferramentas que auxiliam na avaliação do processo de autodepuração de um curso d' água, como os modelos matemáticos (VON SPERLING, 1983). Streeter e

Phelps foram os precursores nesta área de estudo que envolvem parâmetros de qualidade de água como OD (Oxigênio Dissolvido) e DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio). Segundo RAUCH et al. (1998), a partir das equações de Streeter e Phelps vários outros modelos foram desenvolvidos aumentando sua complexidade e o número de parâmetros modelados. O modelo mais conhecido atualmente e utilizado dentro da nova geração de modelos de qualidade de água é o QUAL2E, um modelo de estudo da qualidade da água de rios desenvolvido pela EPA (U.S. Environmental Protection Agency).

Neste trabalho propõem-se a aplicação do modelo QUAL2E – versão 3.21 (janeiro de 1992), para avaliar a qualidade das águas do rio Bodocongó, utilizando-se os parâmetros OD e DBO.

Para a aplicação do QUAL2E é necessário a existência de dados hidráulicos, hidrológicos e qualitativos que serão necessários para as etapas de calibração e validação do modelo (LIMA, 1997). Também é necessário a obtenção do coeficiente de dispersão longitudinal para a área em estudo, que varia para cada rio, a fim de verificar a dispersão de um constituinte no Baixo rio Bodocongó. A obtenção desse coeficiente pode ser feita utilizando fórmulas empíricas, métodos analíticos ou com uso de traçadores (PEREIRA, 1999). Neste trabalho utilizou-se um traçador (uranina), o qual simula corretamente a dispersão do constituinte, levando em consideração todas as informações hidrodinâmicas do escoamento do rio (RIGO, 1992).

Os modelos matemáticos podem auxiliar nas tomadas de decisões por órgãos ambientais no que diz respeito a prevenção dos efeitos causados por descargas acidentais causando acidentes ambientais, assim como descargas contínuas que poderiam afetar a qualidade das águas e o ecossistema aquático (SIQUEIRA, 1996).

Devido a importância do rio Bodocongó para o estado da Paraíba e principalmente para as cidades ribeirinhas, o contínuo estudo deste que vem sendo feito desde 1996, torna-se justificável e necessário, assim como as ferramentas utilizadas, como os modelos matemáticos, que contribuem para a avaliação da qualidade de suas águas.

O presente estudo faz parte de um projeto maior em andamento, intitulado “Integração de Métodos de Monitoramento (Qualitativos e Quantitativos) e Modelagem Matemática na Avaliação da Degradação/Recuperação do Ecossistema Rio/Açude de Bodocongó (Paraíba, Brasil)” (CNPq – Nordeste II), que tem como objetivo o estudo da qualidade, usos e impactos das águas do rio Bodocongó, assim como sua relação com os índices de qualidade de vida e saúde da população ribeirinha, de forma integrada com sua bacia de drenagem.

## 2.0- OBJETIVOS

### Objetivos Gerais

Dar subsídios a um plano de utilização múltipla adequada das águas do Baixo rio Bodocongó (PB) no presente, bem como de melhoria da qualidade da água no futuro.

### Objetivos específicos

- Apresentar um detalhamento da evolução espacial da qualidade da água ao longo do riacho.
- Avaliar a utilização do modelo QUAL2E como ferramenta para modelagem de parâmetros OD (Oxigênio Dissolvido) e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) ao longo do Baixo rio Bodocongó (PB).
- Verificar a capacidade preditiva do modelo QUAL2E para OD e DBO.
- Comparar as respostas do modelo QUAL2E com as de Streeter e Phelps.

### 3.0- REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1- Características gerais de rios

Os rios e córregos apesar de fazerem parte de muitas paisagens, representam apenas um milésimo da área total da superfície da terra. Calcula-se que do total de água doce existente no mundo (1.337.000km<sup>3</sup>), somente 2,8% ocorre na superfície e desta, a maioria (2,24%) está aprisionado na cobertura dos gelos polares. Em termos humanos, entretanto, a importância dos rios é enorme. As grandes civilizações surgiram às margens de grandes rios, como o Nilo, o Eufrates e o Indo, utilizando suas águas para a agricultura. Os poucos grandes rios existentes no mundo tem extensões superiores a 2.700km. A Tabela 3.1, mostra dados de alguns destes grandes rios:

**Tabela 3.1- Grandes rios do mundo e suas características**

Rios	Extensão (km)	Área de drenagem (1000km <sup>2</sup> )
Mississippi e Missouri (USA)	7.000	3.275
Nilo (Egito)	6.400	2.803
Amazonas (Brasil)	6.300	7.000
Ob e Irtysh	5.206	2.946
Tangtze	5.200	1.800
Lena	4.599	2.582
Amur e Argune	4.478	1.937

Fonte: Hynes, 1970.

“O rio é um fluxo natural de água que se desloca por influência da gravidade, passando por pontos sucessivamente mais baixos” (E.B., 1999). Todos os rios possuem uma nascente, um curso e uma foz. Em relação a sua origem os rios podem ser através de fontes, pântanos, lagos, fusão de neve ou gelo, ou águas de chuva. A origem mais comum é através das precipitações pluviométricas que escoam pelas superfícies e que atingem os cursos d’água. Segundo HYNES (1970), alguns observadores verificaram que apenas 30% da chuva que cai termina chegando aos rios e as outras frações evaporam, infiltram-se no solo ou são retidas pelas plantas ou rochas.

O curso de um rio desenvolve-se normalmente sobre um leito limitado pelas

margens. O leito maior corresponde ao campo de inundação, como é o caso dos rios Mississipi e Amazonas; o leito médio é marcado pelas partes superiores das margens e o menor, também denominado de leito de estiagem, é o setor ocupado pelas águas quando estas se apresentam em menor volume (SHAFER, 1984).

Os rios são ecossistemas abertos que apresentam aspectos variados da nascente até a foz. Estes aspectos dependem da área que atravessam, do traçado do rio, da velocidade das águas, da presença ou não de cachoeiras e corredeiras, da profundidade e largura do leito, da flora que contém e da fauna que os habita. O regime do rio sofre as influências das condições climáticas, da topografia, das características das rochas, da natureza dos solos e dos tipos de vegetação, os quais influem no escoamento da água. Dentre estes fatores, a água da chuva contém apreciáveis quantidades de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto e sulfato, assim como gases dissolvidos (dióxido de carbono, oxigênio e nitrogênio) que podem modificar a qualidade do corpo aquático (ESTEVES, 1988).

Quanto ao fluxo de água, os rios podem ser perenes ou temporários: os perenes são aqueles onde o fluxo de água é contínuo enquanto que nos temporários o leito permanece seco na época de estiagem. Estes últimos são mais frequentes em regiões áridas e semi-áridas, onde se formam poças de água (BRANCO, 1986). São exemplo, o rio Sokoto no norte da Nigéria, o Esequibo na Guiana e parte do rio Bodocongó na Paraíba (Brasil).

Existem rios que são perenizados praticamente por esgotos domésticos e industriais e outros que ao longo do seu percurso recebem esgotos provenientes de algum afluente ou recebe esgotos dos locais por onde passa. No Brasil existem vários rios nestas condições como o rio Jacaré – Guaçu (SP), o rio Meia Ponte (GO), rio das Velhas (MG), o rio Muqui do Sul (ES), o rio Guamá (PA), entre outros.

Os rios são dotados de grande energia e parte desta é gasta na erosão. Segundo SHAFER (1984), a erosão “corresponde à movimentação de uma massa sólida através de uma massa líquida corrente”. A ação erosiva dos rios depende da declividade, da velocidade da água, da quantidade de água e do grau de turbulência do fluxo.

Em relação a velocidade dos rios, de uma maneira geral, essa varia bastante.

Esta variação pode ser devido a chuvas passageiras fortes, ou a mudança no curso do rio, contribuições de descarga ou mesmo pela geologia local. Segundo SHAFER (1984), pode-se considerar um corpo d'água como rio, quando a relação vazão/ superfície de água representa uma velocidade maior que 0,01m/s.

A vazão de um rio varia com a pluviosidade ou com as alimentações contínuas das nascentes. O rio Amazonas, por exemplo, mostra uma aumento de vazão geralmente em maio, apesar da chuva ocorrer em diferentes épocas de um local para outro ao longo da mesma bacia hidrográfica. Devido às grandes precipitações das regiões por onde o rio atravessa, seu regime pode variar em poucas horas de laminar a turbulento. Ao longo de sua extensão, existem tributários que podem adicionar-lhe uma certa vazão, assim como também pode haver retiradas que diminuem a vazão. Ambos podem ser significativos ou não, dependendo das quantidades adicionadas ou tiradas (HYNES, 1970).

Em relação a temperatura dos rios, HYNES (1970) comenta que a temperatura varia mais rapidamente que nos lagos e estas variações ocorrem ao longo do dia (nictemerais) e ao longo do ano (sazonal). Para alguns rios, vários pesquisadores observaram que as variações diárias de temperatura eram maiores que as sazonais. Por exemplo, em rios de regiões temperadas as temperaturas máximas costumam ocorrer nas horas da tarde e as mínimas depois da meia noite. Em rios pouco profundos, geralmente a radiação que entra é levemente maior do que a que sai da água e isso determina o seu aquecimento. Em rios grandes que costumam ter distâncias consideráveis de suas nascentes, a temperatura média da água tende a ser mais ou menos a temperatura média mensal do ar.

Tanto os rios grandes quanto os pequenos, tem poucas diferenças de temperatura entre as margens e o centro, ou entre um lado e o outro. Isso pode ter como causa a incidência da luz solar em pequenas profundidades, a introdução de águas subterrâneas, a descarga de um tributário qualquer ou pela turbulência da água (HYNES, 1970).

Rios com nascentes sub-superficiais tem estas águas geralmente frias no verão ou originam-se de terrenos mais altos, sendo lentamente aquecidos. Vários estudiosos europeus mostraram que no verão as temperaturas aumentam à jusante da nascente e que este aumento é mais ou menos proporcional ao logaritmo da distância desta (SCHMITZ et

al., 1961 apud HYNES, 1970). O aquecimento continua a medida que o rio corre, até atingir a temperatura ambiente. Rios tropicais intermitentes que tem suas nascentes em pequenos córregos, também experimentam estas variações.

A temperatura influencia também na solubilidade de sólidos em líquidos e dos gases em líquidos, e esta varia proporcionalmente com a solubilidade. De acordo com BRANCO (1986), o coeficiente de absorção dos gases pela água decresce com a temperatura. A concentração de gases dissolvidos na água depende, principalmente da pressão parcial do gás considerado e da temperatura. Por exemplo, um aumento de temperatura provoca a perda de CO<sub>2</sub> e oxigênio, entre outros gases, para a atmosfera, assim em águas com altas temperaturas e com pH > 8, caso houver NH<sub>3</sub> / NH<sub>4</sub>, predomina amônia, a qual será liberada para a atmosfera.

De acordo com a temperatura de crescimento dos microrganismos que podem estar presentes em um rio pode-se ter os psicrófilos (que crescem em baixas temperaturas, entre 15 a 20<sup>o</sup> C), mesófilos (que crescem em temperaturas moderadas, mais ou menos de 25 a 40<sup>o</sup> C) e termofílicos (que crescem em temperaturas de 40 a 85<sup>o</sup> C) (PELCZAR et al., 1996). Em ambientes aquáticos tropicais e temperados predominam os mesófilos. A medida que aumenta a temperatura e dentro dos limites de crescimento de cada microorganismo, esta influencia na atividade metabólica das bactérias acelerando os processos de decomposição do material orgânico e com isso, a reciclagem de nutrientes (BROOK et al., 1984).

A maioria das reações químicas e biológicas que acontecem no meio aquático, aumentam sua velocidade com a elevação de temperatura. Com relação as reações químicas, uma regra citada frequentemente e conhecida como "Lei de Vant Hoff" diz que a velocidade da reação dobra para cada aumento de 10<sup>o</sup> C a temperatura do meio, proporcionada pelo incremento do contato entre as moléculas dos reagentes. Já nas reações biológicas, este comportamento se mantém até a temperatura ótima de cada microorganismo. Acima desta, a taxa decresce, devido provavelmente à destruição de enzimas nas temperaturas mais elevadas e alterações da membrana citoplasmática (SAWYER et al., 1994).

Dentre os vários parâmetros utilizados para a verificação do grau de poluição de um rio e da sua capacidade de autodepuração, o oxigênio dissolvido tem sido utilizado

tradicionalmente para este fim. No processo de autodepuração existe um balanço entre as fontes de consumo (oxidação da matéria orgânica, demanda bentônica e nitrificação) e as fontes de produção de oxigênio (reaeração atmosférica e fotossíntese). Quando a taxa de consumo é superior à produção, temos um déficit de oxigênio e quando ocorre o inverso a concentração de oxigênio dissolvido se eleva (VON SPERLING, 1996).

Com relação a outros gases, o  $\text{CO}_2$  presente no meio ambiente aquático pode ter várias origens, sendo que as principais são: atmosfera, chuva, águas subterrâneas, decomposição e respiração de organismos. O  $\text{CO}_2$  na água, geralmente está combinado com outros compostos. O gás carbônico, atingindo a água combina-se com ela, formando um ácido fraco, o ácido carbônico. Entretanto, se a água for rica em carbonatos (principalmente carbonato de cálcio), como sucede com as águas que percorrem regiões calcárias, o gás carbônico combina-se a estes sais, transformando-os em bicarbonatos que, ao contrário dos primeiros, são solúveis (BRANCO, 1986).

A respeito das características químicas das águas correntes, pode-se dizer que estas podem ser influenciadas pela geologia local e pelo clima. Um exemplo disso é a alta concentração de  $\text{CO}_2$  em algumas águas de chuva e de sulfato que se encontra como radical livre, fazendo com que o pH seja normalmente baixo, sendo geralmente neutralizado pela água que percola através do solo e que capta íons de cálcio e magnésio (PAYNE, 1986).

As águas doces de rios tropicais tendem a ter altos conteúdos de sílica e ferro, e um pH na faixa de 7,5 a 4,3. Na maioria das águas naturais, o pH é influenciado pela concentração de íons  $\text{H}^+$ , originados da dissociação do ácido carbônico (equação 3.1), que gera valores relativamente baixos de pH e das reações dos íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água (equação 3.2 e 3.3), que elevam os valores de pH a faixa alcalina (ESTEVES, 1988).



Os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade elétrica

em águas interiores são o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, o carbonato, o sulfato, o cloreto, entre outros (ESTEVES, 1988). Geralmente a concentração de ions na água atinge um máximo durante a época seca, quando há pouca diluição, muita evaporação e a influência do terreno é bem maior. A água do rio Amazonas é rica em eletrólitos e por isso tem uma alta condutividade elétrica, exceto em épocas de alta vazão. Já a água do rio Negro é sempre pobre em eletrólitos. Segundo HYNES (1970), os rios tropicais tendem a apresentar concentrações iônicas mais baixas que os rios temperados. A quantidade de cálcio e bicarbonato tenderiam a ser menores nas águas tropicais e essa carência seria compensada pelas grandes concentrações de sódio e cloretos.

A concentração total de sais em águas doces pode variar de 100 a 1000 vezes menor que a água do mar. Segundo BRANCO (1986), as diferenças dos valores de salinidade são resultantes de vários fatores, como a intensidade diferenciada da intemperização e composição das rochas e solos da bacia de drenagem; o grau de influência e composição das águas subterrâneas; a precipitação atmosférica; o grau de influência marinha (através do lençol freático, aerosol marinho e etc.) e o balanço entre a evaporação e a precipitação.

As fontes principais de nitrato e fosfato nos rios são a água da chuva e a terra da superfície. Sabe-se que a drenagem de terras agrícolas transporta grandes quantidades de nitrato e fosfato. Normalmente, essas concentrações são baixas, por serem rapidamente assimilados pelas plantas e organismos em geral. As águas naturais também podem conter nitratos provenientes dos esgotos. Quando predomina amônia, este geralmente indica a presença de poluição recente. A amônia posteriormente é oxidada pelas bactérias nitrificantes a nitrito e finalmente a nitrato através do processo denominado de nitrificação (SAWYER et al., 1994).

São fontes de fósforo alguns despejos orgânicos e industriais, assim como certos minerais fosfáticos denominados apatitas e pequenas quantidades de fosfatos inorgânicos do solo. Tanto o fósforo quanto o nitrogênio são fatores limitantes para o desenvolvimento de algas e de organismos fotossintetizadores em geral (SAWYER et al., 1994).

Os rios transportam materiais que podem estar em suspensão ou dissolvidos.

Estes podem ser inorgânicos, resultado da erosão das rochas ou do solo, ou orgânicos. O material orgânico é representado pelos sólidos voláteis e o material inorgânico pelos sólidos fixos. Dentro desses dois grupos existem as frações dissolvidas e suspensas. A quantidade de sólidos como um todo é chamado de sólidos totais (SAWYER et al., 1994).

SIOLI (1950) apud BRANCO (1986), classificou os rios da Amazônia em rios de águas brancas, pretas ou claras, dependendo de suas características geológicas e de sua transparência. Os rios de águas brancas são também chamados de barrentos e fornecem grandes quantidades de material através da erosão, são exemplos: o rio Solimões, o rio Madeira e o rio Branco, todos situados no estado do Amazonas; os rios de águas claras tem origens em regiões geologicamente antigas, como as planícies do Brasil e Guianas; são exemplos o rio Tapajós e o rio Xingú. Os rios de águas pretas tem cor negra ou escura, devido a decomposição incompleta que dá origem a substâncias húmicas; são exemplos o rio Negro e o rio Caruru. Os rios podem ter ao longo de seu percurso lagos ou represas que ajudam na sedimentação desse material em suspensão; já o material planctônico que está geralmente presente na baixa vazão, diminui a transparência da água que passam por eles.

A importância da vegetação ou macrófitas nos rios está relacionada a influência destes na composição das águas durante sua passagem através de pântanos ou lagos. A flora das águas correntes está dividida em pequenas espécies (micrófitas) e em grandes (macrófitas). Existem vários tipos de algas, como as diatomáceas, que são comuns no lodo dos rios. Dentre as algas se destacam as epipélicas (vivem na lama), as epilíticas (vivem em pedras ou rochas e objetos similares) e as epifíticas (vivem sobre as plantas). O fitoplâncton ocorre geralmente no curso inferior de um rio, onde a velocidade da água é mais baixa. As comunidades fitoplantônicas geralmente são alóctones e provêm de outros lagos ou rios afluentes, sendo então transitórias. As comunidades planctônicas dependem diretamente das condições do regime do rio e do clima (amplitude anual da temperatura da água). Em relação ao zooplâncton e os animais que se alimentam dos peixes, eles influenciam na composição iônica e na disponibilidade de nutrientes do rio, seja pela remoção de material como alimento ou pela adição, como resíduo fecal ou produtos de excreção.

### 3.2- Requisitos e padrões de qualidade de água

Segundo o CONAMA 20/86, os requisitos e padrões de qualidade de água dependem dos usos que são previstos para a mesma. Nos casos de corpos d'água com usos múltiplos, a qualidade da água deve atender aos requisitos dos diversos usos.

Na Tabela 3.2, são mostrados alguns exemplos de requisitos de qualidade da água em relação aos usos que geralmente são dados aos rios.

A Resolução CONAMA nº 20, de 18/06/86, classifica em águas doces, aquelas que possuem salinidade igual ou inferior a 0,5<sup>0</sup>/100. Em função dos usos previstos, há quatro classes relativas à água doce, que vai desde a classe especial (usos mais nobres) até a classe 4 (usos menos nobres). A Tabela 3.3 mostra esta classificação.

**Tabela 3.2: Associação entre os usos da água e os requisitos de qualidade**

Uso geral	Uso específico	Qualidade requerida
Irrigação	Hortaliças, produtos ingeridos crus ou com casca	-isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde; -isenta de organismos prejudiciais à saúde; -salinidade não excessiva.
	Demais plantações	-isenta de substâncias químicas prejudiciais ao solo e às plantações; -salinidade não excessiva.
Dessedimentação de animais		-isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde dos animais; -isenta de organismos prejudiciais à saúde dos animais.
Recreação e Lazer	Contato primário (contato direto com o meio líquido)	-isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde; -isenta de organismos prejudiciais à saúde;
	Contato secundário (não há contato direto com o meio líquido; ex: navegação, pesca...)	-baixos teores de sólidos em suspensão e óleos e graxas; -aparência agradável.

Fonte: Von Sperling (1996)

**Tabela 3.3- Classificação para águas doces, segundo a resolução do CONAMA (20/86)**

Classe	Uso
Especial	Abastecimento doméstico sem prévia ou simples desinfecção.
	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
1	Abastecimento doméstico após tratamento simplificado.
	Proteção das comunidades aquáticas.
	Recreação de contato primário
	Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que serão ingeridas cruas sem remoção de película. Criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação.
2	Abastecimento doméstico, após tratamento convencional.
	Proteção das comunidades aquáticas.
	Recreação de contato primário.
	Irrigação de hortaliças e plantas frutíferas. Criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.
3	Abastecimento doméstico, após tratamento convencional.
	Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras Dessedentação de animais.
4	Navegação
	Harmonia paisagística Usos menos exigentes

### 3.3- Modelação

Segundo THOMANN & MULLER (1987) apud SIQUEIRA (1996), a modelação da qualidade de águas superficiais serve como base para tomada de decisões futuras tendentes à melhoria dessa qualidade, dentro de planos gerais de gestão ambiental, ou mais específicos, de proteção e recuperação de represas ou bacias. A modelagem computacional é um processo no qual se procura predizer o que acontece na realidade, usando

formulações matemáticas e equações que representam um fenômeno natural que é objeto de estudo (LIMA, 1997).

Segundo TUCCI (1998), os modelos de qualidade de água podem ser classificados em:

- quanto a sua variação espacial: concentrado (zero dimensão), unidimensional, bidimensional ou tridimensional;
- quanto a variação no tempo: os modelos podem ser de regime permanente ou dinâmico. No regime permanente, as vazões e cargas poluentes são constantes. Já nos regimes dinâmicos, o sistema fluvial varia com o tempo sendo um pouco mais complexo e de maior aplicação em estuários;
- quanto ao tipo de parâmetro a ser modelado: estes podem ser conservativos ou não conservativos. Os parâmetros conservativos são aqueles que não são afetados por reações químicas e biológicas internas, como o sal, mas são afetados por processos físicos de transporte. Os parâmetros não conservativos são aqueles que são afetados por processos químicos e biológicos internos além dos processos físicos de transporte, modificando sua concentração como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD).

### **3.3.1- Transporte de um constituinte em rios**

Segundo EIGER (1991), a concentração de um constituinte em um curso d'água é definida como a quantidade de massa deste por unidade de volume, sendo o "constituinte um ente que descreve de alguma forma o estado de qualidade do meio em que ele se encontra". Um constituinte pode ser um poluente, substância ou traçador, dependendo de que forma o mesmo está sendo abordado, por exemplo, OD, DBO, temperatura, sais nutrientes, metais pesados, coliformes fecais entre outros. Pode ainda ser classificado como conservativo, não conservativo, ativo ou passivo.

Um constituinte ativo é aquele que afeta as características hidrodinâmicas do rio (densidade, turbulência e o escoamento), como por exemplo o sal e a temperatura. Um constituinte passivo é aquele que não afeta as características hidrodinâmica do rio, como o

OD (EIGER, 1991).

O transporte de um poluente além de ser afetado por fatores físicos, pode também ser afetado por fatores de natureza química e biológica (MILLS et al., 1985 apud EIGER, 1991).

### **3.3.2- Informações básicas sobre o modelo QUAL2E**

O modelo QUAL2E foi desenvolvido pelos pesquisadores da EPA (U.S. Environmental Protection Agency) em 1987 e possui linguagem computacional FORTRAN. Este modelo é a versão mais atualizada do modelo QUAL II, desenvolvido em 1970 pelo NCASI (National Council for Air and Stream Improvement) juntamente com o Center for Water Quality Modeling (CWQM) da EPA. É um modelo que simula parâmetros de qualidade de água em rios sob condições de vazão e descargas de poluentes constantes. Ele pode simular até 15 constituintes de qualidade da água em qualquer combinação desejada pelo usuário (BROWN e THOMAS, 1987). Os constituintes que podem ser simulados são: OD, DBO, temperatura, clorofila "a", série nitrogenada, fósforo orgânico e dissolvido e coliformes fecais. Pode-se, por vez, simular um máximo de quatro constituintes, um constituinte não conservativo e três conservativos. Segundo LIMA (1997), o QUAL2E foi considerado o mais indicado para o estudo de qualidade de rios por ser de grande abrangência, acurado nas simulações em regime permanente e de fácil calibração. Além disso o modelo é ultimamente usado para alocação de fontes pontuais de poluição, principalmente nos EUA.

O modelo QUAL2E é aplicável a rios ramificados que são bem misturados e assume que os principais mecanismos de transporte, advecção (transporte do poluente através da corrente líquida) e a dispersão (espalhamento do poluente através da ação conjunta da difusão molecular e turbulenta e da advecção diferenciada). A difusão molecular é o espalhamento do poluente através da agitação térmica das partículas do poluente. A difusão turbulenta é semelhante a difusão molecular sendo que a agitação das partículas é mais intensa. A advecção diferenciada é o deslocamento diferenciado entre camadas de um fluido. Esta dispersão pode ser tridimensional, bidimensional ou unidimensional. Segundo EIGER (1991), para rios é considerado apenas o escoamento unidimensional no eixo longitudinal, como sendo suficiente para a determinação das grandezas hidrodinâmicas de rios.

O QUAL2E pode operar tanto no estado estacionário como no estado dinâmico. Quando operado no estado estacionário, ele pode ser usado para estudar o impacto das descargas de esgoto pontuais e não pontuais (magnitude, qualidade e localização) na qualidade da água do rio. No estado dinâmico, simula os efeitos da variação diária dos dados meteorológicos na qualidade das águas, principalmente em relação aos parâmetros de OD e temperatura, bem como as variações diárias advindas do crescimento e respiração das algas (BROWN & BARNWELL JR, 1987).

### **3.3.3- Descrição do modelo QUAL2E**

O objetivo primário do desenvolvimento de um modelo de qualidade de água é produzir uma ferramenta que tenha capacidade de simular componentes hidráulicos e componentes de qualidade de água no curso d'água. O desenvolvimento desta ferramenta procede sob 3 fases gerais (W. R. E, 1967):

- representação conceitual
- representação funcional
- representação computacional

#### **- Representação conceitual**

A representação conceitual do modelo envolve uma idealização gráfica do curso do rio a ser modelado, dividindo-o em trechos e estes, em elementos computacionais de igual comprimento. Para cada um destes elementos é atribuída uma vazão de entrada que transporta as características relativas aos diversos constituintes a serem modelados. Os elementos são considerados como reatores de mistura completa, cuja sucessão permite representar a evolução da qualidade das águas ao longo do sistema (CAMPOS, 1997).

#### **- Representação funcional - Equação de transporte de massa**

A equação base do QUAL2E é uma equação de transporte de massa que inclui a advecção, dispersão, diluição, reação e interações entre os constituintes, além de acréscimos e retiradas de vazão, a qual é numericamente integrada no espaço e tempo. Para cada constituinte, (C), essa equação pode ser escrita como:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial \left( A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{\partial x} dx + (A_x dx) \frac{dC}{dt} + s \quad (3.4)$$

como:

$$M = V \cdot C \quad (3.5)$$

onde:

M = massa

V = volume

C = concentração

$$V = A_x d_x \quad (3.6)$$

onde:

$A_x$  = área da seção transversal

$d_x$  = profundidade.

Q (vazão) = constante

o termo

$$\frac{\partial V}{\partial t} = 0 \quad (3.7)$$

então:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial (V \cdot C)}{\partial t} = V \cdot \frac{\partial C}{\partial t} + C \cdot \frac{\partial V}{\partial t} \quad (3.8)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial \left( A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial (A_x \bar{u} C)}{A_x \partial x} + \frac{dC}{dt} + \frac{S}{V} \quad (3.9)$$

I
II
III
IV
V

Onde:

I - Gradiente local de concentração

II - Dispersão

III- Advecção

IV- Variações do constituinte (taxas de decaimento ou crescimento)

V- Fontes externas ou sumidouro

A Equação 3.9 mostra a forma simplificada da equação de transporte de massa para o tipo de escoamento permanente uniforme.

### - Representação computacional

A representação computacional é o processo onde o modelo funcional é convertido em formas matemáticas e em procedimentos computacionais necessários para a solução de problemas no tempo desejado e num espaço contínuo. O primeiro passo é subdividir o curso d'água em trechos, os quais tem características hidráulicas uniformes. Cada trecho é subdividido em elementos computacionais de mesmo comprimento. Existem sete tipos diferentes de elementos computacionais:

- 1- elementos de cabeceira: são sempre os primeiros elementos do curso d'água principal e de seus tributários;
- 2- elementos padrões: não pode ser qualificado como nenhum dos outros seis tipos de elementos. Esse elemento se refere a fluxo incremental;
- 3- elementos imediatamente a montante de uma junção: são elementos que vem logo antes da junção de um tributário com o curso principal;
- 4- elementos de junção: representa a entrada de um tributário;
- 5- o último elemento do sistema;
- 6- elementos de entradas: seria a introdução de cargas de esgotos ou de um tributário que não esteja sendo simulado;
- 7- elementos de captação (que seriam as retiradas).

#### 3.3.4 - Características hidráulicas do rio

O modelo QUAL2E assume que o regime estacionário do rio é constante, isto é, o balanço hidrológico para um elemento computacional pode ser escrito simplesmente como:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = (Q_x)_i \quad (3.10)$$

onde:

$(Q_x)_i$  = soma dos fluxos de entrada e/ou retiradas para aquele elemento.

### 3.3.5 - Coeficientes de descarga

Uma vez que a Equação 3.7 foi resolvida para  $Q$ , as outras características hidráulicas do segmento do rio podem ser determinadas pelas equações :

$$\bar{u} = a.Q^b \quad (3.11)$$

$$A_x = \frac{Q}{\bar{u}} \quad (3.12)$$

$$d = \alpha Q^\beta \quad (3.13)$$

onde:

$\bar{u}$  = velocidade média do rio;

$A_x$  = área da secção transversal;

$d$  = profundidade média do rio;

$a, b, \alpha$  e  $\beta$  = constantes empíricas .

### 3.3.6- Dispersão longitudinal

Segundo EIGER (1991), quando um constituinte é lançado em um canal, existem duas fases diferentes. Primeiro ocorre a fase advectiva ou período de Fischer, onde há a variação temporal do constituinte e conseqüentemente o coeficiente de dispersão longitudinal cresce continuamente com o tempo. Nesta fase os efeitos advectivos se sobrepõem aos efeitos difusivos. Na segunda fase, chamada de período de Taylor ou fase dispersiva, a concentração do constituinte já se torna praticamente constante, resultando um coeficiente de dispersão longitudinal também constante.

### - Coeficiente de dispersão longitudinal ( $D_L$ )

Segundo PEREIRA (1999),  $D_L$  expressa o espalhamento da massa de um constituinte decorrente da distribuição de velocidades. Segundo BARBOSA JR (1997) e PEREIRA (1999), a obtenção de  $D_L$  através da equação unidimensional de advecção e dispersão (3.9), só é válida se houver mistura completa na seção transversal do rio, onde esta acontece após um certo intervalo de tempo (fase dispersiva).

Segundo RUTHERFORD (1994), o comprimento de mistura, seria a distância entre o lançamento do traçador até um ponto a jusante onde este estivesse completamente misturado (fase dispersiva). O comprimento de mistura pode ser obtido através da equação de FISCHER (1979):

$$L_t = 0,134 \cdot \frac{u \cdot B^2}{\epsilon_y} \quad (3.14)$$

onde:

$u$  = velocidade média

$B$  = largura

$\epsilon_y$  = coeficiente de dispersão transversal

A Equação 3.14 é utilizada para injeção do traçador no centro do canal. Existe também o lançamento do traçador nas margens do canal. PEREIRA (1999), realizando trabalhos no rio Muqui do Sul (ES) obteve o comprimento de mistura através de injeção de traçador no centro do rio. Segundo RUTHERFORD (1994), quando um constituinte é lançado de forma linear e transversal ele se move mais lentamente na margem do que no centro do canal.

Segundo RIGO (1992), existem três tipos de métodos para a determinação de  $D_L$ : através de fórmulas empíricas (o  $D_L$  é relacionado com os parâmetros geométricos e dinâmicos médios do rio); através de métodos analíticos ( $D_L$  é baseado na equação de dispersão unidimensional, utilizando hipóteses do mecanismo hidrodinâmico do rio) e os métodos com uso de traçador ( $D_L$  é determinado através das concentrações do traçador obtidas no ensaio de dispersão longitudinal).

Segundo ROSSO (1986) apud PEREIRA (1999), a obtenção de  $D_L$  através de fórmulas empíricas citadas na literatura são pouco confiáveis em relação aos métodos experimentais, de acordo como constatou em seu trabalho no Rio Piabanha (RJ). RIGO (1992), em trabalho feito no rio Paraíba do Sul (RJ), observou que os valores de  $D_L$  calculados através de fórmulas empíricas super dimensionavam os valores obtidos através dos métodos que fazem uso de técnicas de ajustes (uso de traçadores). O método mais adequado seria com o uso de traçadores, pois estes simulariam o movimento e a dispersão do soluto, além de considerar também as características geométricas e hidrodinâmicas do escoamento do rio estudado. Entre os métodos experimentais, diz-se que o método de propagação de Fischer (routing procedure), dado pela equação 3.15, está entre os mais adequados, pois determina o valor do coeficiente de dispersão médio entre as duas seções, utilizando nos cálculos maior número de dados (concentrações de traçador ao longo do trecho estudado). Este método foi utilizado em vários trabalhos. (RIGO, 1992; BARBOSA JR, 1997 e PEREIRA, 1999), com bons ajustes para o cálculo de  $D_L$ .

$$C(x_2, t) = \int_{-\infty}^{\infty} C(x_1, \tau) \frac{\exp\left[-\frac{\{\bar{u}(\bar{t}_2 - \bar{t}_1 - t - \tau)\}^2}{4D_L(\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}\right]}{\sqrt{4\pi D_L(\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}} \bar{u} d\tau \quad (3.15)$$

A formulação matemática utilizada pelo programa QUAL2E para o cálculo do coeficiente de dispersão longitudinal ( $D_L$ ) baseia-se na equação de ELDER (1959) apud BROWN & BARNWELL JR. (1987), sendo expressa da seguinte maneira:

$$D_L = 3,82.K. \bar{u}. \eta. d^{5/6} \quad (3.16)$$

onde:

$D_L$  = coeficiente de dispersão longitudinal ( $\text{ft}^2/\text{s}$ )

$K$  = constante de dispersão longitudinal

$\bar{u}$  = velocidade média do escoamento do trecho estudado ( $\text{ft}/\text{s}$ )

$d$  = profundidade média ( $\text{ft}$ )

### 3.4- Modelagem de OD e DBO

#### 3.4.1- Oxigênio Dissolvido (OD)

"Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição orgânica em um corpo d'água é a queda dos níveis de oxigênio dissolvido, causada pela respiração dos microorganismos envolvidos na depuração. Devido a isso, a maioria dos pesquisadores tem utilizado o oxigênio dissolvido para estabelecer o grau de poluição e de autodepuração de um curso d'água" (VON SPERLING, 1983). Segundo o mesmo autor, para que o processo de autodepuração ocorra é necessário um balanço entre o oxigênio consumido e o produzido. O consumo de oxigênio se dá principalmente pela oxidação da matéria orgânica (respiração), demanda bentônica e nitrificação e a produção de OD através da fotossíntese e da reaeração atmosférica.

A maioria dos modelos para gerenciamento de qualidade de água que hoje existem baseiam-se nas equações de Streeter e Phelps:

$$\frac{dC}{dt} = -k_1 \cdot L + K_2 \cdot (C_s - C) \quad (3.17)$$

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 \cdot L \quad (3.18)$$

onde:

C = concentração de OD [ M/L<sup>3</sup> ]

C<sub>s</sub> = a concentração de saturação de OD [ M/L<sup>3</sup> ]

L = DBO [M/L<sup>3</sup>]

T = tempo[T]

K<sub>1</sub> = coeficiente de desoxigenação [ 1/T ]

K<sub>2</sub> = coeficiente de reaeração [ 1/T ]

Os modelos mais modernos introduzem novos parâmetros, como fotossíntese, sedimentação, revolvimento, demanda bentônica e nitrogenada e dispersão.

As modificações e evolução dos modelos de simulação de OD e DBO vieram com CAMP (1963), o qual adicionou termos referentes à sedimentação e ou ressuspensão,

DBO do escoamento superficial e fotossíntese. Dobbins (1964), acrescentou um termo que reunia os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração. Além de estudar os efeitos da dispersão longitudinal nos perfis de OD e DBO. O' Connor (1967), separou os termos de DBO carbonácea e DBO nitrogenada. Thomann (1967), acrescentou as parcelas de fontes e sumidouros de OD e DBO. Dresnack e Dobbins (1968) modificaram o termo utilizado por Dobbins (1964) resolvendo as equações pelo método das diferenças finitas para condições dinâmicas do rio. Depois surgiram os mais sofisticados como o DOSAG I, que resolve de forma integrada a equação de Streeter e Phelps. Mais tarde este foi modificado pela EPA e resultou no chamado DOSAG III, com maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados (GASTALDINI, 1982). E assim vieram o QUAL I, QUAL 2, QUAL2E e QUAL 2E UNCAS que são programas computacionais que simulam vários parâmetros. A partir do QUAL2E foi introduzida análise de incerteza (GASTALDINI, 1982).

#### - Coeficiente de reaeração ( $K_2$ )

Segundo VON SPERLING (1983), a absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente no corpo d'água. Sendo assim, a absorção de oxigênio é maior quando há um déficit no meio líquido. A absorção de oxigênio pela fase líquida depende da interação desta com a fase gasosa.

CAMP (1965) apud GASTALDINI (1982), em estudos no rio Merrimack em Massachusetts, observou que a produção de oxigênio pelas algas através da fotossíntese é  $2/3$  do total que é fornecido ao meio líquido, sendo apenas  $1/3$  fornecido pela reaeração atmosférica.

O coeficiente  $K_2$  pode ser obtido através de valores médios tabelados, em função de parâmetros hidráulicos do rio (velocidade e profundidade) ou correlacionando com a vazão do curso d'água (VON SPERLING, 1985). Existe também a técnica de traçadores gasosos que foi utilizada eficientemente por Benett & Rathbun (1972), Rathbun et al. (1978), Yotsukura et al. (1983) apud BARBOSA JR. (1997) para a determinação de  $K_2$  em cursos d'água naturais. A cinética de reaeração é representada pela equação abaixo:

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D \quad (3.18)$$

onde:

D = déficit de OD (mg/L)

t = tempo (dia)

$K_2$  = coeficiente de reaeração ( $d^{-1}$ )

Quanto maior o déficit de OD maior será a transferência deste.

$$D = D_0 e^{-K_2 t} \quad (3.19)$$

$$D = C_s - C \quad (3.20)$$

$D_0$  = déficit inicial de OD (mg/L)

$C_s$  = concentração de saturação de oxigênio (mg/L).

Algumas metodologias para determinação de  $K_2$  utilizados em trabalhos com o uso do QUAL2E:

- determinação de  $K_2$  através da equação de Churchill usada por GASTALDINI (1982) no rio Jacaré – Guaçu (SP) e por FISCHER (1992) no Ribeirão do Feijão (SP);
- valores adotados para  $K_s = 2$  a  $4d^{-1}$  por SIQUEIRA (1996) no rio Meia Ponte (GO).

Segundo BROWN & BARNWELL Jr. (1987), o valor de  $K_2$  pode variar de 0 a  $100d^{-1}$

### 3.4.2- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Segundo SAWYER et al. (1994) “a demanda bioquímica de oxigênio é usualmente definida como a quantidade de oxigênio exigida pelas bactérias para estabilizar a matéria orgânica biodegradável em condições aeróbias”.

#### - Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ )

Segundo TUCCI et al. (1998), o coeficiente  $K_1$  representa o decaimento da DBO carbonácea ao longo do tempo. Este fator depende principalmente da temperatura, matéria orgânica e de substâncias inibidoras.

Segundo VON SPERLING (1995), a cinética da DBO remanescente (o que não foi oxidado), se dá pela equação abaixo:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (3.21)$$

L = concentração de DBO remanescente (mg/L)

t = tempo (dia)

K<sub>1</sub> = coeficiente de desoxigenação (d<sup>-1</sup>)

Para representar o consumo de OD, tem-se:

$$y = L_0 \left( 1 - e^{-K_1 t} \right) \quad (3.22)$$

onde:

y = DBO exercida em um tempo t qualquer (mg/L)

L<sub>0</sub> = DBO remanescente em t=0 ou exercida em t=∞. Também chamada DBO última (mg/L).

Segundo VON SPERLING (1996), existem vários métodos para a determinação de K<sub>1</sub> como os métodos dos mínimos quadrados, de Reed - Theriault (1980), o método da inclinação de Moore, Thomas e Snow (1950), o método de Thomas e Snow (1981) e o método da diferença logarítmica de Fair (1936).

MAYER et al. (1998) em estudo feito no rio Bodocongó (PB) obtiveram K<sub>1</sub> através do método dos mínimos quadrados de Reed - Theriault.

Na literatura existem alguns valores de K<sub>1</sub> para 20°C utilizados em alguns trabalhos:

- para os principais cursos d'água em Belo Horizonte foi utilizado o valor de 0,28d<sup>-1</sup> por VON SPERLING (1983).
- no Rio Bodocongó (PB) foi utilizado o valor de K<sub>2</sub>=0,14d<sup>-1</sup> por MAYER et al., 1998
- no Rio Jacaré - Guaçu (SP) foi utilizado o valor de K<sub>2</sub>=0,5d<sup>-1</sup> por LIMA, 1997)

Segundo BROWN and BARNWELL, Jr. (1987), os valores de  $K_1$  podem variar de 0,02 a 3,4  $d^{-1}$ .

### 3.4.3 - Taxa de perda de DBO devido a sedimentação ( $K_3$ )

A sedimentação da DBO ocorre quando as velocidades de escoamento são baixas, resultando em valores positivos de  $K_3$ . Quando há um aumento na velocidade das águas do rio, a DBO sedimentada pode retornar ao meio líquido, o que é chamado de ressuspensão, originando valores negativos de  $K_3$ . Segundo BROWN & BARNWELL Jr. (1987), os valores de  $K_3$  podem variar de -0,36 a 0,36 $d^{-1}$ .

Segundo VELZ (1970) apud GASTALDINI (1982) a sedimentação com formação de lodo orgânico no fundo de rios, ocorre para velocidades abaixo de 0,2m/s e a ressuspensão quando a velocidade estiver acima deste valor. Segundo VON SPERLING (1983),  $K_3$  pode ser desprezado se for considerado que para trechos longos o processo de sedimentação e revolvimento se compensam.

Segundo GASTALDINI (1982), a perda de DBO devido à sedimentação pode ser avaliada coletando duas amostras em tempos aproximadamente iguais e uma ou mais intermediárias entre esses pontos. Estes pontos devem estar bem próximos para que os valores de  $K_1$  tenham valores constantes.

### 3.4.4 - Taxa de demanda bentônica ( $K_4$ )

Na demanda bentônica, o oxigênio é utilizado para degradar o material orgânico que se deposita no fundo, formando o lodo orgânico. O processo de estabilização deste lodo é longo, podendo levar vários anos (VON SPERLING, 1983). Segundo o mesmo autor, os fatores que influenciam na demanda bentônica são composição e textura do lodo, percentagem de material orgânico, idade do lodo, espessura da camada de lodo, temperatura, OD e outros. Segundo BRANCO (1986) há certos tipos de bactérias como *Sphaerotilus*, que em rios poluídos por resíduos solúveis podem consumir até 7g de  $O_2/m^2$  dia. A demanda bentônica tende a ser constante quando os valores de OD são acima de 2mg/l (FILLOS e MOLOF, 1972 apud GASTALDINI, 1982).

Segundo GASTALDINI (1982), a quantificação da demanda bentônica é difícil, porque é necessário conhecer a área em que se localiza o depósito de lodo. Isto pode ser feito através da submersão de um jarro na forma de sino no fundo do rio para medir o consumo de OD no interior do recipiente.

### **3.5- Tipos de Calibração e Validação**

Segundo LIMA (1997), o modelo de qualidade de água para corpos d'água compreende em duas fases: a calibração (ajuste) e validação (verificação). A calibração é a fase em que são fornecidos as taxas (coeficientes) de crescimento e decaimento dos parâmetros a serem modelados. Como por exemplo, para a modelagem de OD (oxigênio dissolvido) são necessários os coeficientes de desoxigenação, rearação, sedimentação e de demanda bentônica. A Segunda fase é chamada de validação (verificação), a partir de descargas afluentes conhecidas, onde se verifica a capacidade do modelo prever as condições do rio (GASTALDINI, 1982).

A calibração e validação pode ser feita de várias maneiras. GASTALDINI (1982) e LIMA (1997) que aplicaram a modelagem para o rio Jacaré – Guaçu (SP) e para os parâmetros OD e DBO fizeram várias tentativas para calibração do modelo e agruparam os dados em dois grupos, os de baixas vazões e os de altas vazões. A partir daí foram escolhidas duas campanhas, uma para calibração do primeiro grupo e outra para o segundo, e as demais campanhas serviriam para as verificações. Outros autores como FISHER (1997) calibraram o modelo utilizando como referência uma faixa representativa dos valores experimentais de todas as campanhas e a partir desta faixa foram feitas tentativas de calibração utilizando os coeficientes que forneciam dados simulados dentro desta faixa. A verificação era feita com todas as campanhas.

### **3.6- Limitações do modelo QUAL2E**

Os principais problemas em relação a utilização do QUAL2E são: as limitações para representar cargas não pontuais como a drenagem superficial e poluição difusa; não representar a variação das vazões; não considerar o balanço de massa entre a coluna d'água e o sedimento e o parâmetro DBO não tem muita precisão como variável de

estado. O modelo só aceita no máximo 25 trechos, os elementos computacionais são, no máximo vinte por trecho ou um total de 250, máximo número de cabeceiras 7, elementos de junção no máximo 6, elementos de entrada e retirada no máximo 25.

### **3.7 - Inter - relações entre os parâmetros no modelo QUAL2E**

O modelo QUAL2E permite a interação entre os parâmetros, como pode ser vista na Figura 3.1. Como exemplo pode-se citar o oxigênio dissolvido (OD) onde sua concentração no corpo d' água é controlada pela reaeração atmosférica, fotossíntese, respiração de plantas e animais, demanda bentônica, demanda bioquímica de oxigênio entre outros. Os Coliformes fecais são modelados como constituintes não conservativos, não tendo interações com outros parâmetros.

### **3.8- Comparação do modelo QUAL2E com o modelo de Streeter e Phelps**

O modelo de STREETER e PHELPS (1925) apud VON SPERLING (1983) foi o pioneiro dentre os modelos matemáticos que hoje existem. Estes estabeleceram um cálculo do balanço de oxigênio dissolvido num curso d' água afetado por poluição orgânica. O modelo abrange os fenômenos de desoxigenação carbonácea (consumo de oxigênio) e reaeração atmosférica (adição de oxigênio). Não são considerados entretanto outros fenômenos como a demanda bentônica, sedimentação, revolvimento e fotossíntese.

Segundo EIGER (1991), as equações de STREETER e PHELPS foram obtidas supondo escoamento em regime turbulento e uniforme, os efeitos da dispersão longitudinal foram desprezados e se ocorresse descarga contínua e constante de poluente biodegradável, esta não variaria com o tempo.

Atualmente há modelos mais complexos como o QUAL2E, que consideram todos esses fatores necessários para a balanço de oxigênio, além de possibilitar a simulação de outros parâmetros.

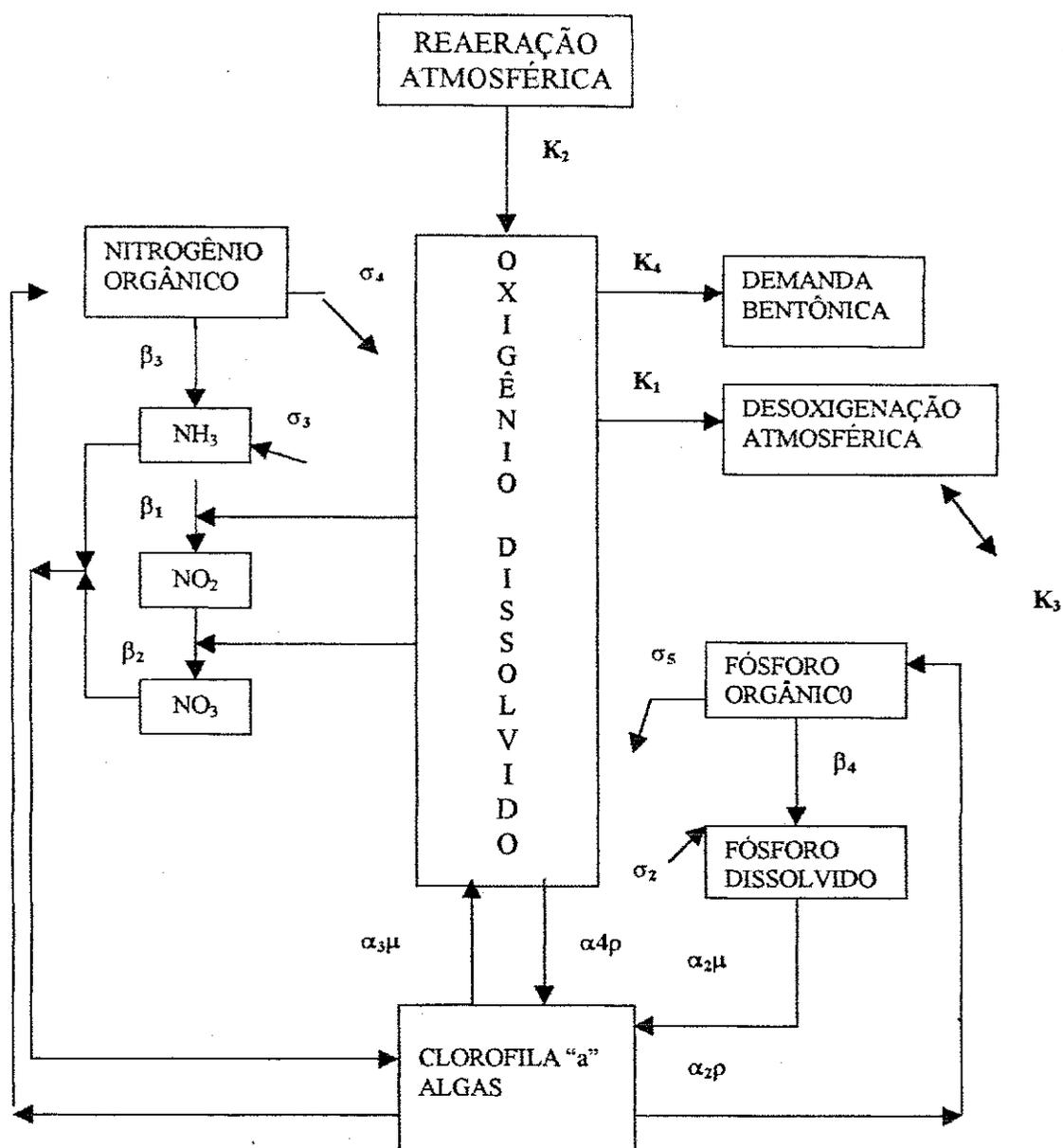


Figura 3.1 – Interação entre os parâmetros no modelo QUAL2E (BROWN and BARNWELL JR., 1987),

## 4- MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1- Descrição da bacia do rio Bodocongó

O rio Bodocongó, com uma extensão de aproximadamente 75Km e com uma microbacia de 409Km<sup>2</sup>, está inserido na bacia do Médio Paraíba (Figura 4.1), e recebe desde as suas nascentes (município de Puxinanã - 35° 57'W; 7°33'S, 690 m a.n.m), descargas agro pastoris e de esgotos. Flui no sentido Norte - Sul, onde é barrado próximo as suas nascentes pelo açude Milhã e logo, a jusante, pelo açude de Bodocongó. Este está situado na entrada de cidade de Campina Grande, a segunda maior do estado, com aproximadamente 330.000 habitantes. Este açude é alimentado também pelo escoamento superficial de áreas agropastoris e esgotos domésticos de bairros periféricos não saneados (CASTRO, 1999), assim como por córregos que fluem das Universidades Estadual e Federal da Paraíba, e de um matadouro clandestino, entre outros aportes. O efluente do açude na época de chuva gera novamente o rio Bodocongó. Embora o rio seja intermitente desde suas nascentes até o açude de Bodocongó, a jusante deste, é perenizado pelas descargas contínuas de efluentes industriais (indústrias de papel e de um curtume, entre outros) e de esgotos domésticos.

Este rio atravessa diversos bairros, drenando a região oeste da cidade de Campina Grande e recebe ao longo de seu percurso contribuições de lixo e esgoto "in natura", provenientes tanto de ligações clandestinas na rede pluvial, como de áreas não atendidas pelo sistema de esgotamento sanitário (MAYER et al., 1998). Ainda no município de Campina Grande e aproximadamente 50Km antes de desaguar no rio Paraíba (35°59'W; 7°33'S; 350m a. n. m), recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande, no bairro da Catingueira (350 L/s). Sua largura varia entre 1 a 6m a montante da ETE e de 6m a 12m a jusante. Posteriormente, o rio Bodocongó atravessa os municípios de Queimadas, Caturité e Barra de Santana, e deságua no rio Paraíba, a jusante do açude de Boqueirão. Ao longo deste trecho, o leito do rio é bastante variado, apresentando areia, pedras, silte e barro nas diferentes regiões.

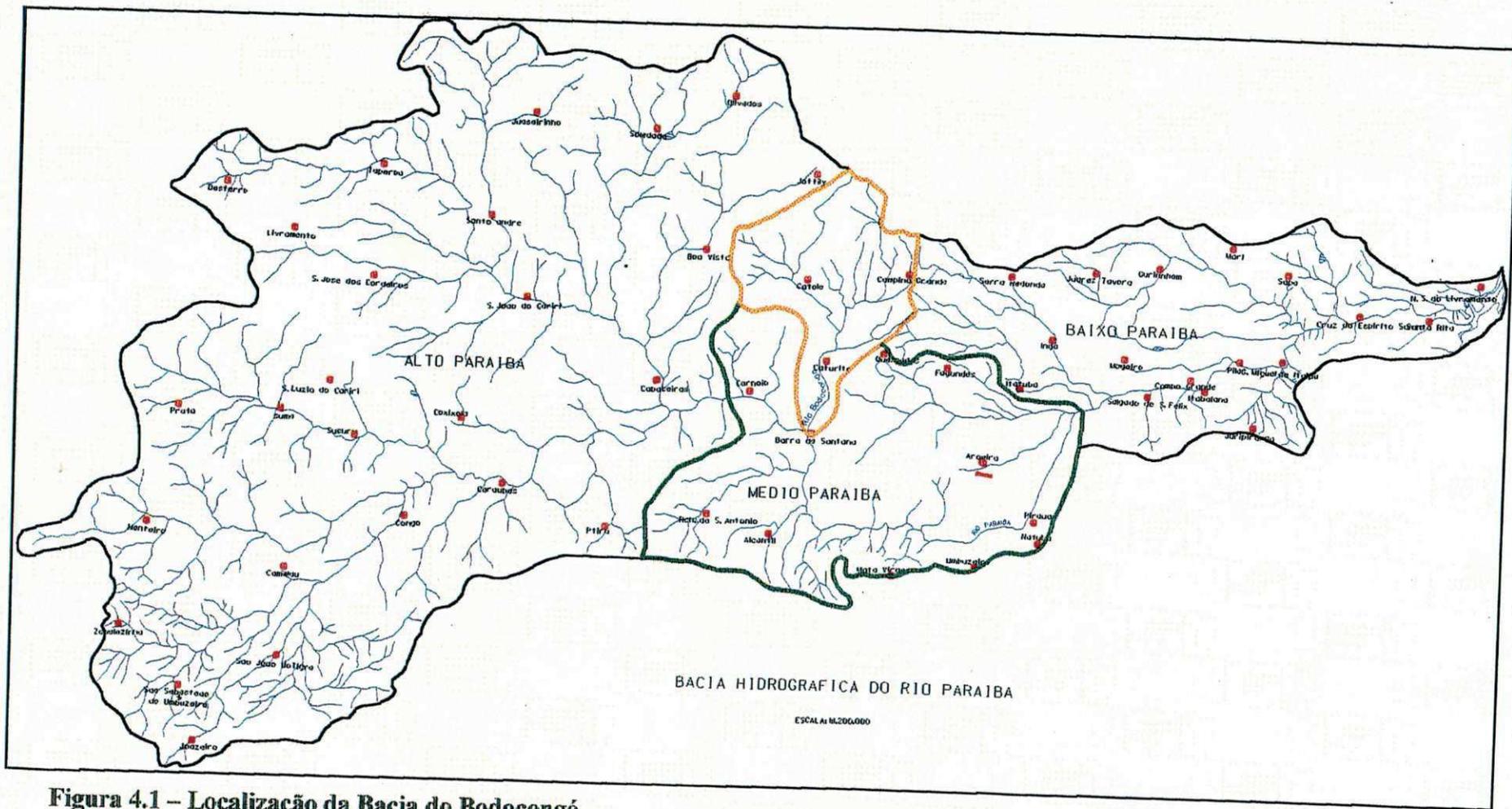


Figura 4.1 – Localização da Bacia do Bodocongó

Neste trecho, doravante denominado de Baixo rio Bodocongó, a água é usada para irrigação irrestrita, dessedentação de animais, lavagem de roupas, fabricação de tijolos e recreação de contato primário. Dentre estas atividades vale destacar que ao longo do riacho existem em torno de 130 sistemas motor-bombas que funcionam em média oito horas por dia, extraindo água para a irrigação.

No trecho onde o rio Bodocongó recebe o efluente final da ETE, ocorre uma mudança no regime hidráulico, de ambiente lótico para lêntico, devido a formação de uma lagoa. Esta lagoa, de aproximadamente 1.6ha, se apresenta periodicamente coberta por macrófitas e o efluente encontra uma declividade natural em terreno rochoso, originando uma cascata, dando continuidade ao rio.

#### **4.2- Levantamentos preliminares**

Devido a falta de um mapa detalhado do rio, a primeira tarefa de campo foi a investigação do percurso do trecho escolhido (Baixo rio Bodocongó). Numa segunda etapa, se fez o georeferenciamento, ao longo deste trecho, com o auxílio de um GPS (marca Garmim 45), com a escolha dos pontos de coleta (Figura4.2).

#### **4.3- Monitoramento do sistema**

O monitoramento da qualidade físico, química e microbiológica da água do rio no trecho escolhido foi realizado no período de março a junho de 1999, com coletas de amostras com frequência quinzenal.

##### **4.3.1- Pontos de amostragem**

Os pontos de amostragem foram escolhidos considerando-se os critérios de facilidade de acesso, usos da água do riacho e uma distância representativa entre os pontos. O

trecho sob estudo apresentou uma extensão de 50,4Km e foi dividido em sete seções, e em cada uma delas definiu um ponto de coleta.

**Tabela 4.1- Posição geográfica dos pontos de coleta no Baixo rio Bodocongó (PB)**

Ponto de coleta	Localização	Latitude	Longitude	Figura
PB1	à jusante da ETE	-7° 16'	-35° 56'	4.5
PB2	Fazenda Caiçara	-7° 17' 21"	-35° 57' 44"	
PB3	Fazenda Cachoeirinha	-7° 19' 28"	-35° 58' 53'	
PB4	Ponte dos Gomes	-7° 21' 53"	-35° 58' 51"	4.6
PB5	Ponte no asfalto	-7° 24' 11"	-36° 0' 32"	
PB6	Serraria de Baixo	-7° 27' 39"	-36° 0' 02"	
PB7	foz no rio Paraíba	-7° 31' 29"	-36° 0' 07"	4.7

A Tabela 4.2 abaixo mostra a distância entre os pontos de coleta ao longo do trecho de 50,4Km do rio Bodocongó.

**Tabela 4.2 – Distância entre os pontos de coleta no Baixo rio Bodocongó (PB)**

Trechos de coleta	Distância (Km)
PB1 - PB2	6,95
PB2 - PB3	8,27
PB3 - PB4	7,85
PB4 - PB5	8,6
PB5 - PB6	9,35
PB6 - PB7	9,39
Total	50,41Km

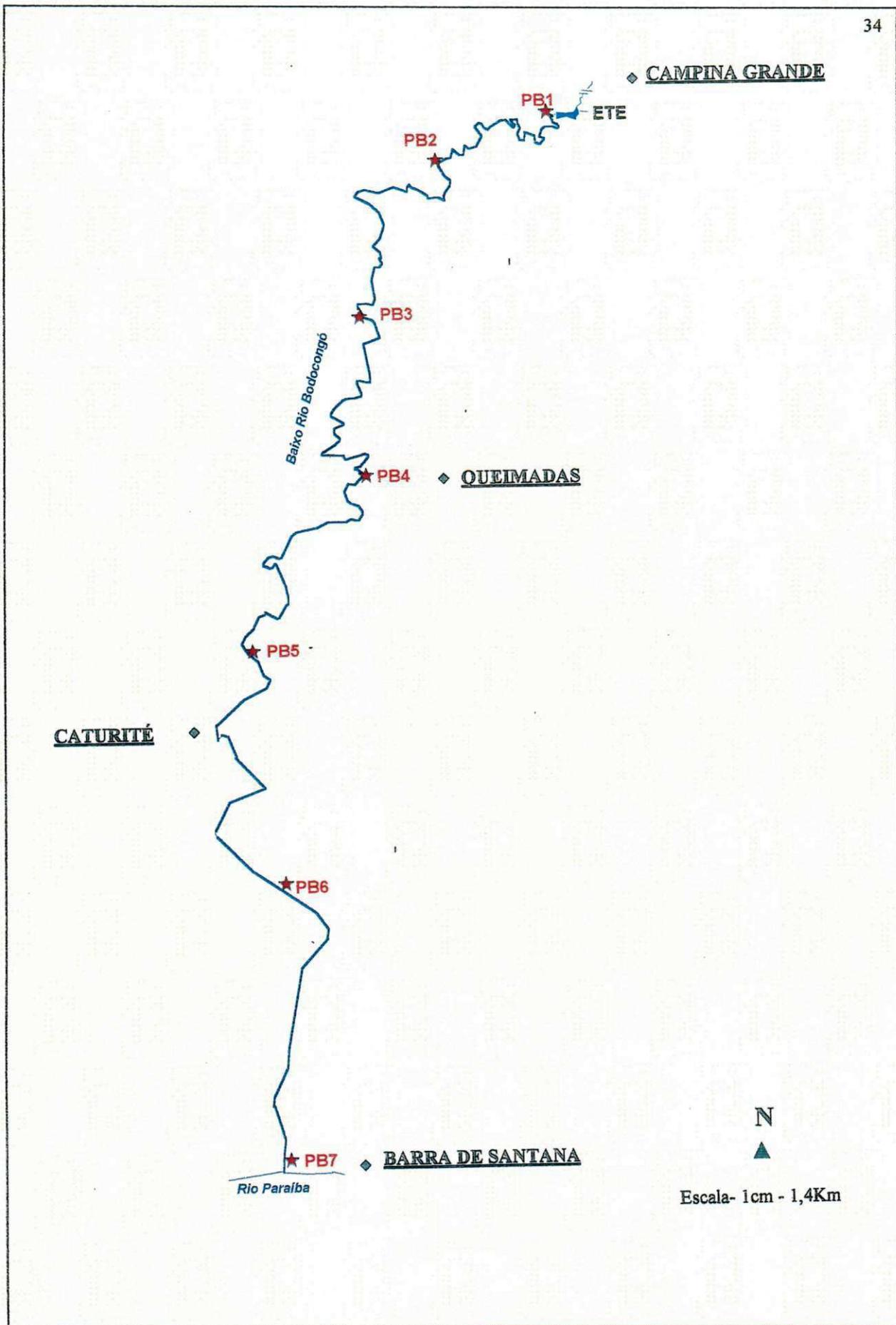
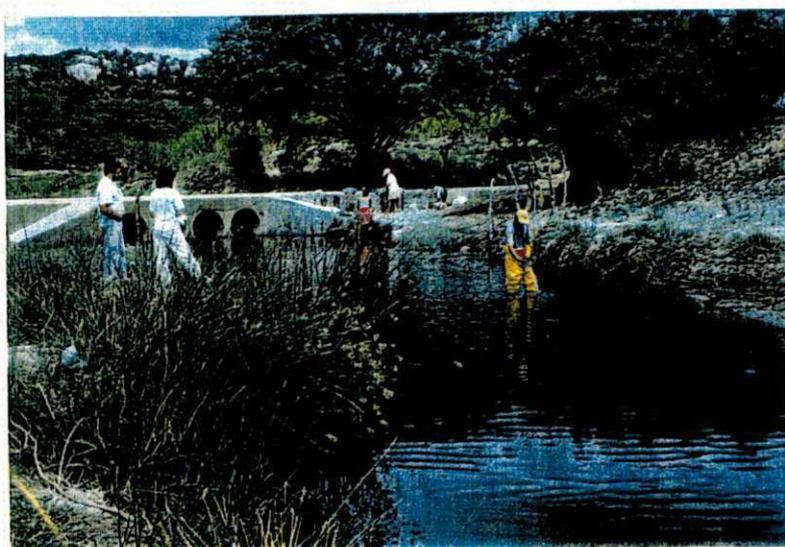


Figura 4.2 – Traçado do Baixo rio Bodocongó (PB)



**Figura 4.3 – Visualização dos pontos PB1, PB4 e PB7 no Baixo rio Bodocongó (PB).**

#### **4.3.2- Coleta das amostras**

As coletas de amostras foram feitas por um técnico, que para se proteger de uma eventual contaminação pelas águas do rio, vestia um macacão plástico. Em cada ponto coletava-se para análises físico-químicas aproximadamente 2 litros de amostras em garrafas plásticas e 1 litro para análise bacteriológica em frascos de vidro de boca larga, cor âmbar, estéreis, com o gargalo protegido com papel laminado. Estes frascos eram previamente esterilizados por calor seco em estufa à 170°C, durante duas horas. Os frascos eram abertos no momento da coleta, sendo enchidos até aproximadamente dois terços do seu volume, para facilitar a homogeneização posterior da amostra. Imediatamente após cada coleta, as amostras eram preservadas em caixas de isopor com gelo a uma temperatura inferior à 10°C e levadas ao Laboratório de Saneamento da AESA/DEC/CCT - UFPB, sendo processadas entre duas à oito horas posteriores.

#### **4.3.3- Parâmetros analisados**

##### **4.3.3.1- Parâmetros hidrológicos**

###### **- Medição de vazão**

Em cada um dos pontos selecionados para as coletas de amostras, foram demarcadas seções transversais, com piquetes de madeira colocados nas margens do rio. Em cada uma destas seções eram colocados, de uma margem a outra, cabos de aço graduados de metro em metro. Em todas as coletas as medições de vazão foram feitas pelos técnicos do Laboratório de Hidráulica da área de Engenharia de Recursos Hídricos (DEC/ CCT/ UFPB).

##### **4.3.3.2- Parâmetros meteorológicos**

Os dados meteorológicos (velocidade do vento, pressão barométrica e nebulosidade) da cidade de Campina Grande (PB), foram obtidos no Centro Nacional de Pesquisa do Algodão (CNPA) da EMBRAPA- Campina Grande - Paraíba.

Os dados obtidos foram: velocidade do vento = 0,4m/s; pressão barométrica = 972m bar e nebulosidade = 0,7.

Os dados de pluviosidade, foram fornecidos pelo Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba – LMRS/ UFPB.

#### **4.3.3.3- Parâmetro biológico**

Foi avaliada a concentração de clorofila “a”, como medida indireta da biomassa fitoplantônica. Para isso se procedia à filtragem de um volume conhecido das amostras através de filtro de fibra de vidro (GFC - Whatman), onde o material concentrado na superfície era submetido à tratamento para extração do pigmento à quente com metanol 100%, de acordo com a técnica de JONES (1979). As leituras espectrofotométricas foram feitas com um espectrofotômetro COLEMAN 395-D à 665 nm para avaliar a absorbância e a 750nm para corrigir a turbidez.

#### **4.3.3.4- Parâmetros bacteriológicos**

##### **- Coliformes fecais**

As amostras foram processadas através da técnica da membrana filtrante descrita em APHA et al. (1995), usando membranas Millipore tipo HAWG 0,47-SO de 47mm de diâmetro e porosidade de 0,45µm. O meio de cultura utilizado foi ágar m-FC (Difco), com incubação a temperatura de 44,5°C durante 24h.

##### **- *Escherichia coli***

Foi utilizada a técnica de substrato definido - MUG (Quanti tray) (APHA et al., 1995).

##### **- Estreptococos Fecais:**

Foi utilizada a técnica de membrana filtrante (APHA et al., 1995), com membranas Millipore tipo HAWG 047SO 47mm de diâmetro e poros de 0,45µm em meio de cultura m - Enterococos ágar (Difco) com incubação a 37°C por 48 horas.

#### **4.3.3.5- Parâmetros físicos e químicos**

##### **- Oxigênio Dissolvido (OD)**

Foi usado o método titulométrico de Winkler, modificação azida sódica. Para isso as amostras de água eram coletadas em garrafas de DBO e a fixação de oxigênio dissolvido foi feita no campo, imediatamente após a coleta.

##### **- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

Utilizou-se o método dos frascos padrões, com incubação a 20 °C no escuro. As medidas de oxigênio eram realizadas através do método descrito anteriormente, após cinco dias de incubação.

##### **- Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

Utilizou-se o método da refluxação fechada do dicromato de potássio (APHA et al., 1995)

##### **- Temperatura**

A temperatura das amostras foi medida na própria massa de água, utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio da marca INCOTERM com escala variando de 0 a 80°C.

##### **- pH**

Os valores de pH foram determinados potenciometricamente, com a utilização de um medidor de pH, marca ANALYSER, modelo 300, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 9.

##### **- Transparência**

A transparência do disco de Secchi é definida como a profundidade média onde este desaparece quando introduzido verticalmente na coluna d'água (BONEY, 1976 ). Este método é bastante utilizado devido a sua simplicidade, entretanto apresenta limitações pela influência da reflexibilidade da água, do fluxo de luz e do material em suspensão (MATHEUS, et al., 1989).

**- Condutividade elétrica**

Usou-se um condutivímetro da marca ANALYSER, modelo 600, previamente calibrado de acordo com as indicações do fabricante.

**- Nitrogênio amoniacal**

Foi usado o método da nesslerização direta, (APHA et al., 1995).

**- Nitrogênio nítrico**

Empregou-se a técnica do salicilato de sódio (RODIER, 1975), com leituras de absorvância à 410nm. As amostras foram previamente filtradas em membranas de 0,45µm. Cada determinação foi acompanhada pela construção de uma curva padrão com concentrações conhecidas de nitrato de potássio, e o cálculo das concentrações (em mg/L) foi feito através de regressão linear.

**- Fósforo total**

Foi usado o método espectrofotômetro do ácido ascórbico com pré - digestão pelo persulfato de amônia (APHA et al., 1995), em amostras aquecidas a 121°C por 30 min. A leitura espectrofotométrica foi feita à 880nm.

**- Ortofosfato solúvel**

Foi usado o método espectrofotométrico do ácido ascórbico (APHA et al., 1995), descrito anteriormente.

**- Sólidos Totais, Suspensos, Fixos e Voláteis**

Foi empregado o método gravimétrico (APHA et al., 1995).

## 4.4- Modelação

### 4.4.1- Ensaio de dispersão longitudinal

“Um ensaio de dispersão longitudinal constitui-se basicamente do lançamento de um traçador no escoamento do rio e o acompanhamento da distribuição da concentração deste traçador com o tempo (curvas de passagem) em seções situadas a jusante do ponto da injeção” (RIGO, 1992).

Neste trabalho, fez-se uma campanha de campo, com duração de cinco dias (27 a 31 de maio de 1999), utilizando-se o traçador uranina ou fluoresceína sódica (color Index = 45350), que é uma substância orgânica empregada como corante, na indústria têxtil, e comercializado na forma de um pó muito fino. A uranina é uma substância que apresenta a propriedade de emitir luz, ou seja, fluoresce, numa certa faixa de comprimentos de onda (máximo de 515nm) quando sobre ela incide luz (excita-se) na faixa de comprimentos de onda a que ela é mais sensível com o máximo de 492nm (PEREIRA, 1999). A uranina foi lançada no rio para a determinação do coeficiente de dispersão longitudinal, necessário para a modelagem matemática desta pesquisa (Figura 4.4)



Figura 4.4 - Lançamento do traçador (uranina sódica) no rio Bodocongó (PB)

Antes de realizar o ensaio de dispersão, foi preciso escolher as seções de monitoramento que estariam entre os pontos de coleta, que serviram como referência para a divisão dos trechos: trecho 1-2 equivale a distância entre PB1 e PB2; trecho 2-3 equivale a

distância entre PB2 e PB3; assim sucessivamente até o trecho PB6 - PB7 (Tabela 4.2). Após a escolha das seções determinou-se  $D_L$  através do método empírico de FISCHER (1979):

$$D_L = \frac{0,011 \cdot u^2 \cdot B^2}{u^* \cdot h} \quad (4.1)$$

onde:

$u$  = velocidade média (L/T)

$B$  = largura (L)

$u^*$  = velocidade cisalhante (L/T)

$h$  = profundidade média (L)

De posse destes dados, simulou-se numericamente o ensaio, utilizando-se uma solução analítica da equação de dispersão unidimensional (equação 4.2) para injeção instantânea de traçador para estimar a quantidade de traçador necessária para o limite da concentração que se quer detectar no fluorímetro, o tempo de chegada do traçador em cada seção e o tempo de passagem deste.

$$[C_{(x,t)} = \frac{M}{A\sqrt{4\pi D_L t}} \exp\left[-\frac{(x - \bar{u}t)^2}{4D_L t}\right]] \quad (4.2)$$

onde:

$M$  = massa (M)

$A$  = área da seção transversal ( $L^2$ )

$\bar{u}$  = média da velocidade na seção transversal (L/T)

$x$  = distância entre as seções (L)

$t$  = tempo correspondente à distribuições de concentrações de jusante (T)

A partir daí, definiu-se o intervalo de coleta das amostras do traçador e o número de equipes de monitoramento, bem como seus deslocamentos. Estas equipes coletavam as amostras de água (Figura 4.8) após faziam as medidas da fluorescência, utilizando um fluorímetro modelo A10 da marca Turner Designs, previamente calibrado nas faixas de concentrações

definidas. A calibração permitiu a detecção do horário de chegada da nuvem de traçador em cada uma das seções. Nesse momento se iniciou a coleta de amostras. Para que a curva fosse bem definida se procedia a coleta de pelo menos 30 amostras em intervalos de tempos regulares. Neste trabalho tanto o espaço de tempo entre as coletas, quanto o número de amostras coletadas variaram de um trecho para outro.



Figura 4.5 – Coleta de amostras com traçador no Baixo rio Bodocongó (PB)

Em várias partes de alguns trechos observaram-se a formação de remansos, o que retardava a chegada da nuvem do traçador na seção de monitoramento e na hora estimada. As amostras coletadas eram acondicionadas em recipientes de polietileno escuro, cor âmbar, para se evitar a fotodecomposição do traçador e preservadas com a adição de clorofórmio, que agia como um bactericida, prevenindo a biodegradação da uranina. As medições foram feitas no Laboratório de Saneamento com o mesmo fluorímetro utilizado em campo.

O estudo de dispersão só foi possível nas seções dos trechos 3-4, 4-5 e 6-7 que foram escolhidos, por serem de fácil acesso e por terem menos remansos, o que facilitava o uso do traçador.

Os resultados obtidos em campo atenderam a condição de mistura necessária para a aplicação da metodologia do cálculo de  $D_L$  (equação 4.5). Esta verificação de mistura pode ser feita através da diferença percentual entre as áreas das curvas e a média. As curvas plotadas com

os valores das concentrações nos pontos de coleta (por exemplo, direita e esquerda de uma mesma seção), serviram para visualizar a mistura (Figuras 1A a 1C do Anexo 1).

Foi usada a fórmula de FISCHER et al. (1979) para a determinação do comprimento de mistura (equação 4.3)

$$L_t = 0,134 \cdot \frac{\bar{u} \cdot B^2}{\xi_y} \quad (4.3)$$

onde:

$\bar{u}$  = média da velocidade na seção transversal (L/ T)

B = largura da seção (L)

$\xi_y$  = coeficiente de mistura transversal (L<sup>2</sup>/T)

O coeficiente de mistura transversal pode ser obtido através da equação 4.4.

$$\xi_y = C_m \bar{u} \cdot h \quad (4.4)$$

onde:

$C_m$  = coeficiente adimensional variando de 0,1 a 0,2 para canais uniformes e retilíneos e 0,4 a 0,8 para canais meandrados

$\bar{u}$  = velocidade média (L/T)

h = profundidade média da seção (L)

A primeira seção de monitoramento deveria estar posicionada à jusante deste ponto. Por último se utilizou o método de propagação de Fischer (routing procedure) (equação 4.5) para a determinação do  $D_L$  a partir dos dados de campo. Este método foi utilizado com o auxílio da ferramenta “solver” da planilha do Excel que permite a obtenção de  $D_L$ , testando automaticamente o valor introduzido e minimizando os erros gerados no ajuste entre as curvas estimada e medida de concentração de traçador, fornecendo o valor de  $D_L$  que permite o melhor ajuste (PEREIRA, 1999) (Figuras 2A a 2C do Anexo 2).

$$C(x_2, t) = \int_{-\infty}^{\infty} C(x_1, \tau) \frac{\exp\left[-\frac{\{\bar{u}(\bar{t}_2 - \bar{t}_1 - t - \tau)\}^2}{4D_L(\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}\right]}{\sqrt{4\pi D_L(\bar{t}_2 - \bar{t}_1)}} \bar{u} d\tau \quad (4.5)$$

onde:

$C(x_1, \tau)$  = concentração de traçador medida na seção a montante no tempo  $\tau$

$C(x_2, t)$  = concentração de traçador medida na seção a jusante no tempo  $t$ .

#### 4.4.2 - Dados de entrada para o modelo

Primeiro deve-se fornecer o número de trechos a serem simulados e suas respectivas distâncias, assim como as contribuições de vazão de cabeceira, pontos de lançamentos de despejos, retiradas ou vazão incremental. Devem também ser fornecidos as características hidráulicas, parâmetros a serem modelados, as constantes necessárias para a modelagem e dados climatológicos.

##### -Coeficiente de dispersão longitudinal

Neste trabalho calculou-se o coeficiente de dispersão, com dados de campo, após a aplicação do traçador, cujo ensaio já foi descrito no item 4.4.1, através do método do routing (método de propagação de Fischer, 1975).

##### -Constante de dispersão Longitudinal

Para obter a constante de dispersão como dado de entrada para o QUAL2E, foi necessário que se fizesse uma média da profundidade, e velocidade por campanha do trecho a ser simulado e depois aplicou-se a fórmula de Fischer:

$$DL = 3,132K \cdot \eta \bar{u} \cdot d^{5/6} \quad (4.6)$$

onde:

$K$  = constante de dispersão longitudinal

$\eta$  = coeficiente de Manning (aqui adotado 0,025, para rios estreitos segundo BROWN e BARNWELL JR, 1987).

$\bar{u}$  = velocidade média do rio (m/s)

$d$  = profundidade média do rio (m)

#### **- Coeficientes e expoentes de profundidade e velocidade:**

Através da regressão feita com os valores médios de velocidade, profundidade e vazão, obteveram-se os coeficientes e expoentes de profundidade e velocidade, os quais são necessários como dado de entrada (Figuras 3A a 3F do Anexo 3).

#### **4.4.3- Simulação**

A simulação foi feita para regime permanente, utilizando toda a extensão do rio (50Km). Dividiu-se a extensão do rio em 25 trechos, sendo que cada trecho tinha 10 elementos computacionais com 200m de comprimento cada um.

No Baixo rio Bodocongó, embora este não possua afluentes, considerou-se que houvesse incrementos superficiais, que realmente existem mas que são difíceis de serem quantificados. O valor estimado da vazão foi de  $0,001\text{m}^3/\text{s}$ . Foram consideradas como retiradas de água os bombeamentos existentes ao longo do rio em função da diferença de vazão entre os pontos de coleta. O valor da vazão retirada por cada motor - bomba foi estimada em  $0,01\text{m}^3/\text{s}$ . As informações sobre as bombas foram escassas, visto que dados como o tipo, modelo, potência e horas diárias de funcionamento não foram levantados. A vazão das bombas foi estimada através do diâmetro de recalque, que variava entre 50 a 75mm, com funcionamento de oito horas por dia. A média da vazão daria  $0,05\text{m}^3/\text{s}$  mas pela quantidade de bombas seria impossível utilizar essa vazão, então foi utilizada uma vazão menor ( $0,01\text{m}^3/\text{s}$ ).

##### **4.4.3.1- Calibração e verificação**

Para o uso da modelagem computacional foi necessário que se fizesse uma

calibração. Esta foi feita com uma ou mais campanhas, entrando com dados obtidos no campo e coeficientes, tentando o melhor ajuste até que dados simulados se aproximassem o máximo dos dados experimentais para depois iniciar a verificação com alguma campanha.

Foram feitas várias tentativas de calibração. Primeiro utilizaram-se dados de uma única campanha, e as demais serviam para verificação. Esse procedimento foi repetido para cinco campanhas (foi eliminada a quarta campanha, devido os dados desta serem insuficientes), o que permitiu verificar a sensibilidade dos resultados da calibração em função de cada dia de cada campanha. Em um segundo momento, calibrou-se o modelo usando-se dados de mais de uma campanha por vez, ou seja, dados da 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> campanhas. Como exemplo, no caso da utilização dos dados da 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> campanhas, os dados das 3<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> campanhas eram utilizados para a verificação.

Para cada campanha usada para calibração, tentou-se primeiro calibrar os coeficientes  $K_1$ ,  $K_2$ ,  $K_3$  e  $K_4$  que melhor ajustavam os valores de OD e DBO. Os valores dos coeficientes utilizados eram obtidos através dos valores médios dos coeficientes que forneciam menores erros para cada ponto de coleta. A metodologia utilizada para determinação dos coeficientes foi descrita no item 4.5.4.

Tentou-se eliminar a primeira campanha e fez-se agrupamentos das restantes para a calibração. A primeira campanha teve dois pontos a menos, por isso tinha características um pouco diferentes das demais. Foram utilizadas 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> campanhas; 2,3 e 4<sup>a</sup> campanhas; 2,3,4 e 5<sup>a</sup> campanhas.

Após verificar que haviam dois trechos diferentes para OD, passou a ser sempre incluída a simulação de algas, mas não com a finalidade de verificar os resultados de clorofila "a" como dados de saída do programa e sim a influência desta no aumento dos valores de OD.

Para a verificação dos resultados simulados, foi calculado o erro relativo para os valores de OD para o primeiro trecho (0 – 23Km) e para a DBO nos dois trechos.

$$\text{Erro relativo} = \left| \frac{VE - VS}{VE} \right| \times 100 \quad (4.7)$$

onde:

VE = valor experimental

VS = valor simulado

#### 4.5 - Parâmetros a serem modelados no modelo QUAL2E

##### 4.5.1- Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO)

O modelo QUAL2E assume uma reação de primeira ordem para descrever a DBO última das águas do rio. A função DBO como é expressa no modelo, leva em conta a remoção de DBO adicional devido a sedimentação e floculação, a qual não exerce uma demanda de oxigênio (THOMAS, 1948 apud BROWN & BARNWELL JR., 1987):

$$\frac{dL}{dt} = -K_1L - K_3L \quad (4.8)$$

onde:

L = a concentração da DBO carbonácea última (mg/L);

$K_1$  = coeficiente da taxa de desoxigenação, depende da temperatura, ( $d^{-1}$ );

$K_3$  = taxa da perda da DBO carbonácea devido a sedimentação, dependente da temperatura, ( $d^{-1}$ )

##### 4.5.2- Oxigênio Dissolvido (OD)

A equação diferencial usada no QUAL2E para descrever a taxa de mudança da concentração de oxigênio é:

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A - K_1 L - K_4/d - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 \quad (4.9)$$

onde:

O = concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)

$O^*$  = concentração de saturação de oxigênio dissolvido a temperatura e pressão local (mg/L).

$\alpha_3$  = taxa de produção de oxigênio por unidade de fotossíntese algal (mg/L).

$\alpha_4$  = taxa de tomada de oxigênio por unidade de respiração algal (mg-O/mg-A)

$\alpha_5$  = taxa de tomada de oxigênio por unidade de oxidação de nitrogênio amônia (mg-O/mg-N).

$\alpha_6$  = taxa de tomada de oxigênio por unidade da oxidação de nitrogênio nítrico (mg-O/mg-N).

$\mu$  = taxa de crescimento algal, dependente da temperatura ( $d^{-1}$ )

$\rho$  = taxa de respiração algal, dependente da temperatura ( $d^{-1}$ )

A = concentração de biomassa algal (mg-A/L).

L = concentração da DBO última (mg/L)

d = profundidade média do rio (m)

$K_1$  = taxa de desoxigenação da DBO carbonácea, dependente da temperatura ( $d^{-1}$ )

$K_2$  = a taxa de reaeração de acordo com a analogia da difusão de Fickian, dependente da temperatura ( $d^{-1}$ )

$K_4$  = taxa de demanda de oxigênio do sedimento, dependente da temperatura ( $gO_2/m^2d$ )

$\beta_1$  = coeficiente da taxa de oxidação da amônia, dependente da temperatura ( $d^{-1}$ )

$\beta_2$  = coeficiente da taxa de oxidação nítrico, dependente da temperatura ( $d^{-1}$ )

$N_1$  = concentração de nitrogênio amônia (mg-N/L)

$N_2$  = concentração de nitrogênio nítrico (mg-N/L)

Nem todos estes coeficientes foram pedidos como dados de entrada do modelo, pois é necessário simular juntamente com o OD outros parâmetros como a série nitrogenada e de fósforo.

#### 4.5.3- Obtenção de constantes para a modelagem de OD e DBO

##### - Coeficiente de desoxigenação $K_1$ ( $d^{-1}$ )

Foram feitas várias tentativas a fim de obter o valor de  $K_1$  definitivo que seria utilizado nas simulações. Primeiro partiu-se do valor de  $K_1$  calculado por MAYER et al., (1998), para o rio Bodocongó, que foi obtido através do método dos mínimos quadrados. O  $K_1$  obtido foi de  $0,14d^{-1}$  para a temperatura de  $20^\circ C$ . O  $K_1$  utilizado nas simulações sofreu alguns ajustes em

alguns trechos na calibração, sendo em alguns casos diferente daquele obtido por MAYER et al., 1998. Foram utilizados valores de  $K_1$  em uma escala de 0,14 a 0,6d<sup>-1</sup>, e a média desses valores, forneciam o menor erro relativo para cada trecho e esse erro foi calculado através da equação 4.9. Os valores de  $K_1$  utilizados estão apresentados na Tabela 4.3. Como o  $K_1$  é dependente da temperatura, este se ajustou de acordo com a temperatura que é fornecida para o modelo em cada trecho. A equação que corrigi o  $K_1$  para uma temperatura qualquer é:

$$K_{1(T^{\circ}\text{C})} = K_{1(20^{\circ}\text{C})} \times \theta^{T-20} \quad (4.10)$$

onde:

$\theta$  = coeficiente de temperatura (o valor utilizado foi de 1,047 usado por VON SPERLING, 1995).

T = temperatura (°C)

$$\text{Erro relativo} = \left| \frac{\text{VE} - \text{VS}}{\text{VE}} \right| \times 100, \text{ onde :} \quad (4.11)$$

VE = valor experimental

VS = valor simulado

#### - Coeficiente de reaeração $K_2$ (d<sup>-1</sup>)

Foram feitas várias tentativas de valores para a calibração. Utilizou-se uma faixa de valores de 2d<sup>-1</sup> a 15 d<sup>-1</sup> a 20°C, onde se fez o mesmo procedimento executado para determinação de  $K_2$ . A faixa de valores utilizada abrange alguns valores citados na literatura. A principal referência foi o trabalho de MAYER et al.(1998) que utilizaram um valor médio de 1,17d<sup>-1</sup>. Os valores obtidos por MAYER et al.(1998) para algumas equações atingiram valores que variaram de 1,84 a 9,9d<sup>-1</sup>. Calculando  $K_2$  através de dados de vazão e profundidade deste trabalho utilizando a equação de Owens et al.(1976) (equação 4.9), que satisfaz as características hidráulicas do rio Bodocongó, obteve-se valores que variaram de 8 a 59d<sup>-1</sup>.

Para 0,1m ≤ H < 0,6m e 0,05m/s ≤ v < 1,5m/s, VON SPERLING, 1995), tem-se que:

$$K_2 = 5,3 \cdot v^{0,67} \cdot H^{-1,85} \quad (4.12)$$

onde:

v = velocidade (m/s)

H = profundidade (m)

A equação de Owens poderia ter sido usada no modelo, já que existem oito opções para determinar o valor de  $K_2$ , mas nem todas satisfaziam as características hidráulicas deste rio. Além disso os valores obtidos pela equação de Owens foram bem superiores ao determinado por MAYER et al.(1998) e quando foram introduzidos valores de  $K_2$  acima de  $15d^{-1}$ , pouco se alteravam os valores simulados. Desta maneira a escolha do  $K_2$  seguiu o mesmo procedimento feito para  $K_1$ , tirando a média dos valores que forneciam o menor erro relativo para cada trecho. Os valores de  $K_2$  utilizados estão apresentados na Tabela 4.3.

$$K_{2(TC)} = K_{2(20^{\circ}C)} \times \theta^{T-20} \quad (4.13)$$

onde:

$\theta$  = coeficiente de temperatura (o valor utilizado foi de 1,024 usado por VON SPERLING, 1995).

T = temperatura

#### - Coeficiente $K_3$ (taxa de DBO carbonácea devido a sedimentação, $d^{-1}$ )

A sedimentação dos sólidos em suspensão presentes nos esgotos implica na remoção, da água sobrenadante, de uma determinada fração da matéria orgânica, o que pode ser traduzido por uma redução da DBO (VON SPERLING, 1985).

Segundo BROWN & BARNWELL JR(1987), o valor de  $K_3$  varia entre -0,36 a 0,36. Foi escolhido o valor médio de 0,2, por não se conhecer o valor real. O  $K_3$  poderia ter sido desprezado mas como as velocidades das águas do rio foram baixas, foi melhor utilizar um valor médio entre aqueles encontrados na literatura. Para a conversão para uma temperatura qualquer, tem-se:

$$K_{3(T^{\circ}C)} = K_{3(20^{\circ}C)} \times \theta^{T-20} \quad (4.14)$$

onde:

$\theta$  = coeficiente de temperatura (o valor utilizado foi de 1,024 usado por VON SPERLING, 1995).

T = temperatura (°C)

**- Coeficiente  $K_4$  (Demanda bentônica de oxigênio,  $gO_2/m^2.dia$ )**

O coeficiente  $K_4$  é a demanda de oxigênio exercida pelos sedimentos bentônicos e pelos organismos aí presentes e expressa uma fração considerável do consumo de oxigênio em águas superficiais.

O valor utilizado para calibração do modelo foi de  $0,2 g/m^2.dia$  e apropriado para rios cuja temperatura é próximo de  $28^\circ C$  (EPA, 1985). Este valor forneceu boa calibração para o modelo, além de fornecer a melhor calibração para OD. Segundo U.S.E.P.A, (1978) apud DROLC, (1995), a taxa de demanda bentônica em rios poluídos cuja fonte poluidora são os esgotos domésticos tem valor estaria na faixa de 2 a  $10 g/m^2 dia$ . Quando foram introduzidos valores nesta faixa característica do Bodocongó, os valores de OD eram muito alterados dificultando a calibração para este parâmetro e para DBO as mudanças de valores pouco alteravam os seus valores.

Este coeficiente é dependente da temperatura:

$$K_{4(T^\circ C)} = K_{4(20^\circ C)} \times \theta^{T-20} \quad (4.15)$$

onde:

$\theta$  = coeficiente de temperatura (o valor utilizado foi de 1,060 usado por VON SPERLING, 1995).

T = temperatura (°C)

**4.6- Simulação feita para comparação entre o modelo de Streeter e Phelps e o QUAL2E**

Para a determinação do perfil de oxigênio foram utilizados como dados de entrada para o modelo de Streeter e Phelps os coeficientes  $K_1=0,14d^{-1}$  (determinado através do método dos mínimos quadrados de Reed & Theriault por MAYER et al., 1998) e  $K_2=2,17d^{-1}$  (média dos valores determinados pela equação de Negulescu e Rojanski e Owens et al., feitos por MAYER et

al, 1998) ambos coeficientes determinados para 20°C sendo convertidos para a temperatura da água do rio. Outros parâmetros foram necessários para a aplicação do modelo, como a temperatura da água (T), concentração de saturação de oxigênio ( $C_s$ ), velocidade média do rio (v), concentração de OD no início do trecho a ser simulado,  $DBO_5$  inicial e a extensão do rio. No trabalho de MAYER et al., 1998 foi utilizada a campanha do dia 01/02/97 para a aplicação do modelo de Streeter e Phelps. Os coeficientes  $K_1$  e  $K_2$  utilizados nessa campanha serviram a para calibração do modelo da presente pesquisa. Após a calibração foi feita a verificação para a campanha do dia 14/04/99 deste trabalho.

Em um segundo momento, foi feita uma comparação entre os modelos de Streeter e Phelps e QUAL2E, utilizando-se dados da campanha do dia 14/04/99, previamente calibrada com valores médios obtidos em outras três campanhas (1,2 e 3<sup>o</sup>) do presente estudo. O critério adotado para o uso da calibração com três campanhas foi devido a que num estudo preliminar sobre diferentes tipos de calibrações, se concluiu que a partir da calibração com três campanhas as campanhas os piores ajustes foram sempre para a mesma campanha e os bons ajustes nas demais campanhas continuavam boas para OD até 23Km e para DBO em todo o rio. Os coeficientes  $K_1$  utilizados na calibração para ambos os modelos foram:  $K_1 = 0,23; 0,26; 0,26; 0,26 d^{-1}$  a 20°C convertidos para as temperaturas correspondentes de cada trecho : 0-7Km; 8-15Km; 16-23Km, 23 até 50Km, respectivamente. Para  $K_2$  utilizaram-se os valores 2,1; 6; 8,7,  $8,7 d^{-1}$  a 20°C para os mesmos trechos. Para aplicação do modelo QUAL2E, foi necessário também introduzir dados de  $K_3$  (remoção de matéria orgânica por sedimentação) igual a  $0,2 d^{-1}$  e  $K_4$  (Demanda bentônica de oxigênio) igual a  $0,2 gO_2/m^2 dia$ . Esses coeficientes foram determinados através de tentativas de calibração a fim de obter o melhor ajuste para as curvas de OD .

#### 4.7 - Tratamento estatístico dos dados:

Foi feito a estatística descritiva (EXCEL) – média, moda, máximo, mínimo variância e desvio padrão.

**Tabela 4.3 – Coeficientes a 20°C, utilizados na calibração do modelo QUAL2E para todas as campanhas nos trechos de PB1 a PB7, realizados no rio Baixo Bodocong (PB)**

Campanhas de calibração	K <sub>1</sub>	K <sub>2</sub>
1ª	0,14 d <sup>-1</sup> em todos os trechos	2,3 ; 6; 15; 15; 15; 15 d <sup>-1</sup>
2ª	0,14 d <sup>-1</sup> em todos os trechos	2; 6; 5; 5; 5; 5 d <sup>-1</sup>
3ª	0,4; 0,14; 0,14; 0,14; 0,14; 0,14 d <sup>-1</sup>	2; 6; 6; 6; 6; 6 d <sup>-1</sup>
4ª	0,5; 0,4; 0,4; 0,14; 0,14; 0,14 d <sup>-1</sup>	8; 6; 6; 6; 6; 6 d <sup>-1</sup>
5ª	0,14; 0,14; 0,4; 0,3; 0,14; 0,14 d <sup>-1</sup>	2; 8; 15; 15; 15; 15 d <sup>-1</sup>
1 e 2ª	0,14 em todos os trechos	2; 15; 6; 10; 10; 10; 10 d <sup>-1</sup>
1,2 e 3ª	0,23; 0,26; 0,26; 0,26; 0,26; 0,26 d <sup>-1</sup>	2,1; 6; 8,7; 8,7; 8,7; 8,7 d <sup>-1</sup>
1,2,3 e 4ª	0,41; 0,31; 0,23; 0,32; 0,29; 0,16 d <sup>-1</sup>	2,2; 5,5; 7,5; 7,5; 7,5; 7,5 d <sup>-1</sup>
1,2,3,4 e 5ª	0,36; 0,28; 0,26; 0,32; 0,26; 0,15 d <sup>-1</sup>	2,2; 6; 9; 9; 9; 9 d <sup>-1</sup>
2 e 3ª	0,27; 0,32; 0,32; 0,32; 0,32; 0,32 d <sup>-1</sup>	2; 6; 5,5; 5,5; 5,5; 5,5 d <sup>-1</sup>
2,3 e 4ª	0,35; 0,35; 0,26; 0,38; 0,23; 0,16 d <sup>-1</sup>	2,2; 5,3; 5; 5; 5; 5 d <sup>-1</sup>
2,3,4 e 5ª	0,29; 0,29; 0,29; 0,36; 0,2; 0,16 d <sup>-1</sup>	2,6; 6; 7,5; 7,5; 7,5; 7,5 d <sup>-1</sup>

## 5- APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DE RESULTADOS

### 5.1- Parâmetros de qualidade da água

#### 5.1.1 Precipitação Pluviométrica

A Figura 5.1.1 mostra a variação da precipitação pluviométrica no período de janeiro a agosto de 1999 para os municípios de Campina Grande, Queimadas, Caturité e Barra de Santana. As campanhas de campo foram feitas de março a junho de 1999, mas para poder observar melhor o comportamento das precipitações destes meses em relação aos outros meses do mesmo ano, foram registrados os dados de precipitação pluviométrica desde o início de ano, incluindo julho e agosto. Como pode-se observar, nos quatro meses de amostragem ocorreram flutuações acentuadas na precipitação pluviométrica. Embora as coletas tenham ocorrido em um período correspondente a época de chuvas na região, as precipitações pluviométricas registradas em 1999 não caracterizaram essa época como chuvosa. Já o mês de março foi o de maior precipitação em todos os municípios citados. Em Campina Grande, as precipitações oscilaram bastante até agosto, atingindo seu valor máximo em março (117,9mm) e seu mínimo em janeiro (11,5mm). Em Queimadas a menor precipitação (31,2mm) ocorreu em janeiro e a maior (118,1mm) em março. Em Caturité a maior precipitação pluviométrica ocorreu em março (182,7mm), correspondendo à maior de todos os municípios estudados, e a menor em abril, onde houve uma queda brusca para 3,5mm. Em Barra de Santana, todos os meses apresentaram precipitações pluviométricas semelhantes e em torno de 40mm, com exceção de março, onde se registrou 133mm. Em abril houve uma queda brusca e muito acentuada de precipitação pluviométrica, com um aumento gradativo nos meses seguintes.

Comparando estes resultados de pluviosidade com os de MAYER (1998), que estudou o rio entre outubro/96 até outubro/97, em Campina Grande, observa-se que nesse período a maior precipitação ocorreu em maio/97 (136,6mm). Por outro lado, o período de chuva nesta cidade prolongou-se de forma acentuada de fevereiro a julho/97. Num período de oito meses (janeiro a agosto/97) no estudo de MAYER (1998), foi registrado para Campina Grande uma altura pluviométrica de 621mm, enquanto que no presente trabalho, para o mesmo número de meses de meses a precipitação total foi de 432mm. Verificou-se uma queda de 30,4% na

precipitação acumulada entre 1997 para 1999 que é consequência da prolongada estiagem que se verificou no nordeste brasileiro.

Os municípios de Queimadas e Barra de Santana tiveram em 1997 um período chuvoso de três meses (fevereiro, março e abril/97), totalizando uma altura pluviométrica de 220 e 215mm, respectivamente, que correspondeu a 55 e 65% do total pluviométrico do período de estudo. No presente trabalho, estes municípios apresentaram, nos mesmos meses, uma altura pluviométrica de 181,8 e 175,1mm respectivamente, correspondendo a 46,6 e 54,1% da precipitação total do período estudado. Apesar de se verificar pouca diferença entre a altura pluviométrica entre os dados de estudos de MAYER (1998) e o presente, ressalta-se que para este, as chuvas do mês de março/99 corresponderam a 65 e 76% da precipitação total desses três meses em Queimadas e Barra de Santana, respectivamente. Fazendo ainda uma comparação dos dados atuais com os valores de precipitação média mensal de 30 anos (médias climáticas) em Campina Grande, verificou-se que com exceção de março/99 os outros meses tiveram sua precipitação abaixo da média mensal. Observa-se assim que em 1999, nesta cidade, as chuvas foram muito irregulares e escassas, em comparação aos outros anos, assim como ocorreu também nos demais municípios estudados.

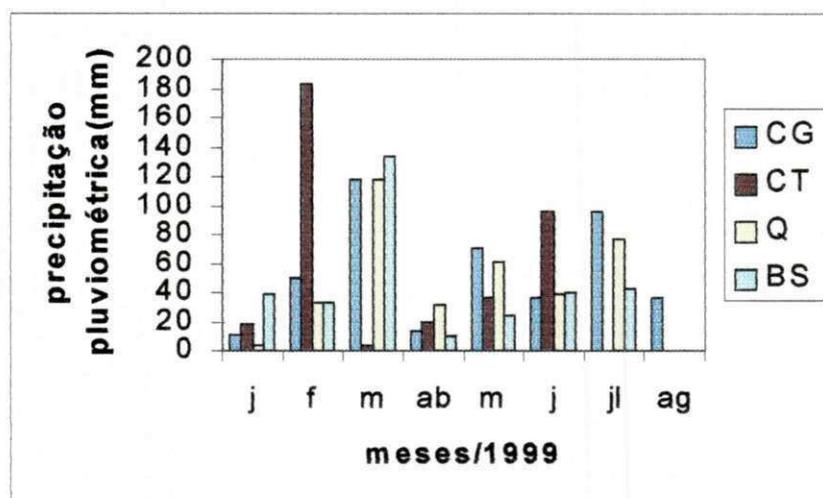


Figura 5.1.1 – Precipitação Pluviométrica nos meses de janeiro a agosto/99 nos municípios de Campina Grande (CG), Caturité (CT), Queimadas (Q) e Barra de Santana (BS).

### 5.1.2 Vazão

Nas Tabelas 5.2 a 5.6 são apresentados os diferentes parâmetros de qualidade estudados no Baixo rio Bodocongó. Os valores mínimos de vazão variaram de  $0,07\text{m}^3/\text{s}$  em PB7 a  $0,31\text{m}^3/\text{s}$  em PB2 e os máximos entre  $0,48\text{m}^3/\text{s}$  em PB1 a  $0,89\text{m}^3/\text{s}$  em PB6. Os valores de desvio padrão mostram que os valores de vazão de cada campanha, em relação ao valor médio, se distanciaram mais em PB5 e PB6. Isto deveu-se provavelmente aos aportes difusos de escoamento das áreas agrícolas, já que os maiores valores de nitrato foram obtidos também nestes dois pontos. Além disso, deve-se considerar os represamentos existentes que contribuem para a baixa vazão. Como mostra a Figura 5.1.2, a vazão teve seu valor mínimo médio ( $0,270\text{m}^3/\text{s}$ ) em PB7 e o máximo médio ( $0,471\text{m}^3/\text{s}$ ) em PB2. A partir de PB2 até a foz, a vazão diminuiu 42,7%, ou seja quase 50%. A baixa vazão em PB7 pode-se dever ao pouco volume d'água do rio pela retirada de águas com bombas para irrigação. Em PB5, observou-se um pequeno aumento de vazão, voltando a decrescer no ponto seguinte. Geralmente, aumentos de vazão podem ocorrer através de um tributário, pela precipitação pluviométrica ou pelo escoamento superficial. Como o Baixo rio Bodocongó não possui tributários e as chuvas foram escassas, as oscilações poderiam estar relacionadas ao escoamento superficial ou pelo funcionamento desordenado das bombas que extraem água do rio para irrigação.

O estudo de MAYER et al.(1998), mostrou o máximo valor médio de vazão em PB1 ( $0,59\text{m}^3/\text{s}$ ) na época seca e em PB1 e PB3 ( $0,83\text{m}^3/\text{s}$ ) na época de chuva. A diferença entre a máxima vazão média deste trabalho ( $0,471\text{m}^3/\text{s}$ ) com a do estudo anterior foi de 20% para época de chuva e de 43% para época de estiagem confirmando o decréscimo das vazões transportadas pelo rio ao longo de 1999, refletindo a diminuição das chuvas nesse ano e sem dúvidas o aumento do número de bombas.

O rio Bodocongó possui uma vazão média baixa, se comparado a de outros rios, como o rio das Velhas (MG), onde a vazão média é de  $1,8\text{m}^3/\text{s}$  na estiagem e de  $3,92\text{m}^3/\text{s}$  no período chuvoso (CAMPOS, 1997), entretanto, apesar de sua baixa vazão o rio Bodocongó é muito importante para as comunidades ribeirinhas e a economia local.

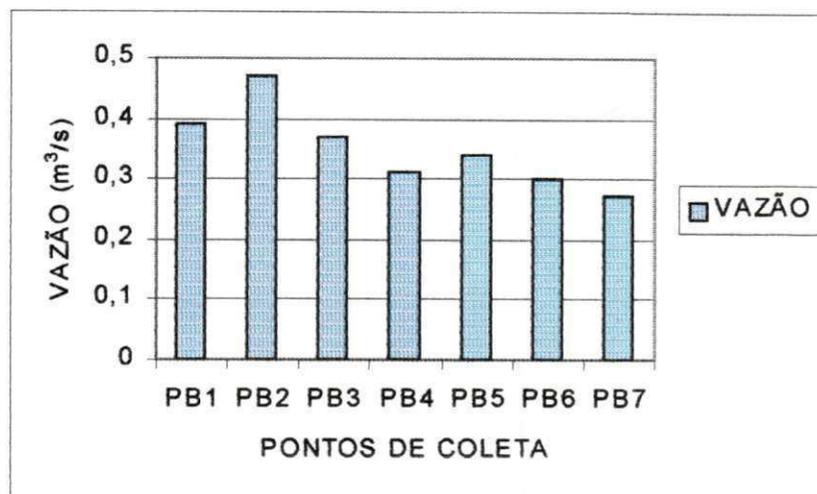


Figura 5.1.2- Comportamento da vazão média em todos os pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.3 Temperatura da água

Como mostra a Tabela 5.2, os valores médios de temperatura variaram de 26,3°C no ponto PB1 a 30,8°C em PB7. Os valores mínimos variaram de 24°C (PB2) a 29°C (PB6 e PB7) e os máximos entre 27°C (PB1) a 32°C (PB5 e PB6) mostrando amplitudes de 4,47°C para os valores médios e de 5°C para os mínimos e os máximos. Os valores de temperatura que se distanciaram mais da média ocorreram em PB2 e PB4. Observa-se na Figura 5.1.3, que a temperatura apresentou poucas variações nos pontos PB1 a PB4. Já no ponto PB5 houve um aumento significativo que se conservou até PB6, voltando a decrescer em PB7. As variações de temperatura estiveram associados aos horários em que foram feitas as coletas (Tabela 5.1) e relacionadas à maior ou menor intensidade da luz solar. Também se relacionou com a turbulência da água e com o maior ou menor volume de água no ponto de coleta, pois quanto maior for a turbulência e o volume, menor será o aquecimento. No primeiro ponto as amostras eram coletadas entre 8 e 9h, onde se observou o menor valor médio de temperatura. O pico de temperatura foi observado no ponto PB6, onde as coletas foram realizadas entre 13h e 14:30h. No PB7 há uma nova redução, mas não significativa. Em PB7 foi onde se obtiveram as menores profundidades e turbulências. Neste local as coletas foram feitas após às 15h.

Valores de temperatura entre 25°C e 35°C são típicas de corpos de águas tropicais onde há forte insolação e elevado número de horas de luz (em média 13 horas) que contribuem para o aquecimento da água (PAYNE, 1986). Os valores registrados não interferiram no metabolismo de plantas, animais ou microorganismos presentes no corpo aquático.

No estudo de MAYER et al.(1998), a temperatura média da água variou de 25°C em PB1 a 29°C em PB7 no período de seca e no período de chuva, a variação foi de 24°C em PB1 a 27°C em PB7. Os horários de coleta de amostras foram por volta de 7:30 a 14:00h. Em ambos trabalhos, a elevação da temperatura está fortemente associada a variação térmica do ciclo diário, em função do horário em que foram feitas as coletas.

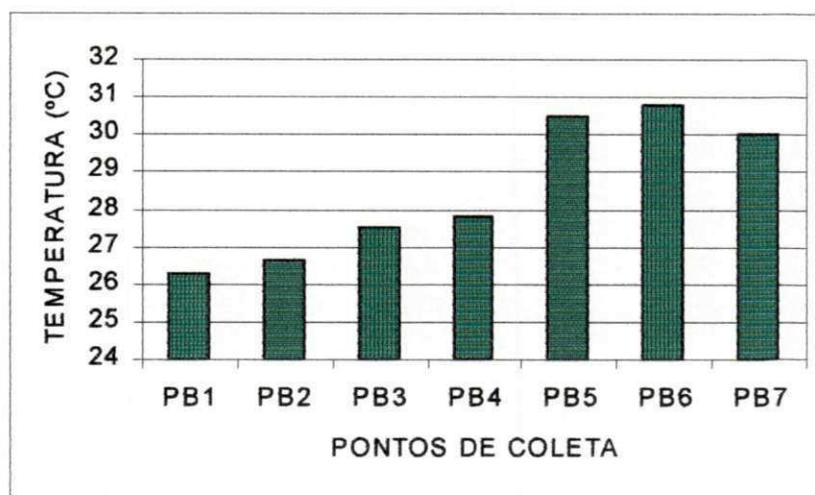


Figura 5.1.3- Temperatura média em todos os pontos de monitoramento no Baixo Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

#### 5.1.4 pH

O pH expressa a concentração do íon hidrogênio, e em consequência expressa a condição ácida ou básica de uma solução (SAWYER et al., 1994).

A Tabela 5.2, mostra que os valores médios de pH variaram de 7,4 a 8,3 (amplitude de 0,9). Os dois primeiros pontos se mantiveram com valores de pH bastante

constantes (7,4) e a partir de PB3 observou-se um aumento gradual até PB7. O menor valor de pH ocorreu em PB3 (7,18) e o maior em PB6 (8,74). Os valores de pH que mais se distanciaram da média ou com maiores desvios padrões foram os do PB5 e PB6. Nos primeiros pontos os valores mais baixos foram possivelmente provocados pela biodegradação da matéria orgânica dos esgotos, com liberação de ácidos orgânicos fracos. Nos dois últimos pontos, os valores de pH foram maiores devido o aumento da atividade fotossintética das algas, que consomem  $\text{CO}_2$  dissolvido e do sistema carbônico, elevando o pH.

No estudo feito por MAYER et al.(1998), foram determinados valores de 7,6 a 8,2 nos primeiros pontos (PB1 e PB2) no período de chuva. Esses valores são bem parecidos com os que foram obtidos neste trabalho, evidenciando assim a continuidade dos processos de biodegradação – atividade fotossintética do início ao final do rio.

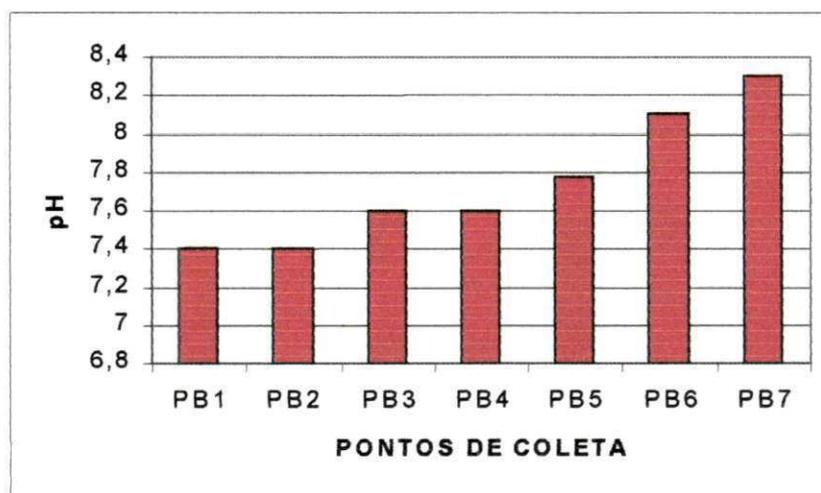


Figura 5.1.4- Valores médios de pH nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.5 Condutividade elétrica (CE)

A condutividade elétrica é uma expressão da concentração iônica. A concentração total de íons num rio resulta do processo erosivo da água sobre o terreno e da interação da água da chuva com a terra (PAYNE, 1984). A alta concentração iônica observada no Baixo rio

Bodocongó deve-se em parte a estes processos, mas principalmente a influência dos esgotos e à pouca diluição destes, devido a escassez de chuvas, assim como a elevada evaporação provocada pela estiagem prolongada. Por sua vez a CE dos esgotos depende da CE da água de consumo e dos sais das excretas e resíduos dos esgotos

A Tabela 5.2 mostra que os valores mínimos variaram de  $1.976\mu\text{S}/\text{cm}$  em PB3 a  $2.700\mu\text{S}/\text{cm}$  em PB7, com valores máximos entre  $2.710\mu\text{S}/\text{cm}$  em PB2 a  $4.400\mu\text{S}/\text{cm}$  em PB7. Os valores médios flutuaram entre 2.424 a  $3540\mu\text{S}/\text{cm}$ . Os altos valores de CE também se relacionam com as altas concentrações de sólidos dissolvidos e em especial a fração fixa, que são indícios da presença de substâncias ionizadas. Os maiores desvios ocorreram em PB6 e PB7, indicando variações nas campanhas. A Figura 5.1.5 mostra que os valores de condutividade elétrica permaneceram mais ou menos constantes até PB3, aumentando significativamente ao longo do rio até atingir o valor máximo em PB7.

LUCENA (1998), observou no mesmo trecho do rio, valores médios de CE com aumento gradual desde PB1 até o PB7 de forma semelhante ao observado no presente trabalho, embora os valores fossem mais baixos: de 1.849 e  $1.793\mu\text{S}/\text{cm}$  em PB1 a 2.292 e  $1.985\mu\text{S}/\text{cm}$  em PB7, para os períodos de estiagem e de chuva, respectivamente. Esses resultados da CE indicam que no período de 2 anos, transcorridos entre ambos estudos, houve um acréscimo de 28% em PB1 e de 48% em PB7. Esse aumento de CE relaciona-se com a menor vazão do rio no presente trabalho, provocada pela acentuada estiagem desde 1998. Esta estiagem faz com que o nível da água no açude de Boqueirão, que abastece a cidade de campina Grande, fosse reduzindo sensivelmente culminando com um programa de racionamento de água na cidade de Campina Grande e provocando uma maior concentração de sais. Deve-se observar ainda que esta água naturalmente já é rica em sais, influenciando a CE do esgoto da cidade.

De acordo com a classificação de RICHARDS (1945) apud HOLANDA E AMORIM (1997), as águas do Baixo rio Bodocongó nos pontos de PB1 a PB4 são do tipo C<sub>3</sub> (CE de 1.500 a  $3.000\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e de PB5 até PB7 do tipo C<sub>4</sub> (CE acima de  $3.000\mu\text{S}/\text{cm}$ ); ambos tipos indicam alta salinidade e impróprias para a irrigação sem planejamento

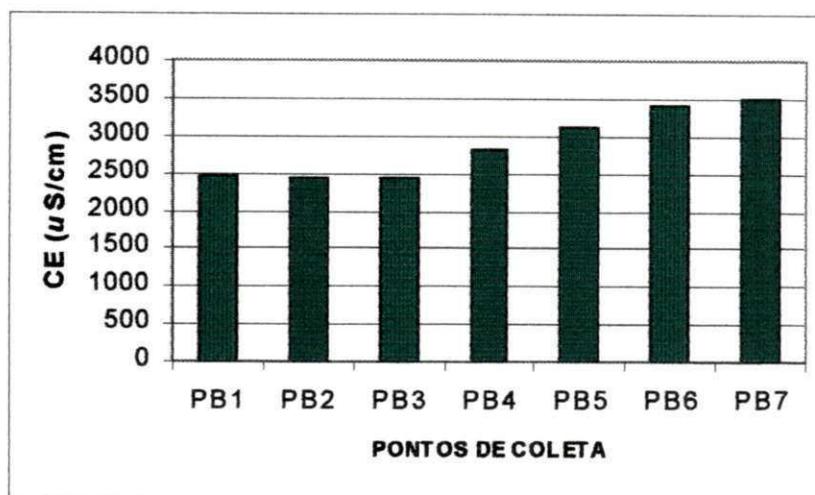


Figura 5.1.5 – Valores médios de condutividade elétrica nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.6 Transparência

Na Tabela 5.2 observa-se que a transparência média nos pontos de coleta variaram de 0,15 a 0,50m. Os valores mínimos foram de 0,03m (PB2) e 0,3m (PB3) e os máximos, entre 0,26m (PB7) a 0,62m (PB3 e PB4). Os maiores desvios padrões aconteceram em PB4 e PB6, devido terem apresentado as maiores variações de lâmina d'água em todas as campanhas. No estudo de LUCENA (1998), a transparência foi total em todos os pontos nos dois períodos (seco e chuvoso). No presente trabalho a maioria dos valores de transparência também foram totais, ou seja, o disco de Secchi tocava o fundo do rio e ainda era visível. A menor transparência em PB1 e PB2, foi causada pela cor escura da água devido a elevada concentração de esgotos. A partir do PB3, os valores de transparência foram totais. É importante ressaltar que a profundidade média

do rio foi pequena variando de 17cm a 50cm. A transparência em PB1 foi equivalente a 77,5% de sua profundidade e em PB2 esta proporção foi de 88%.

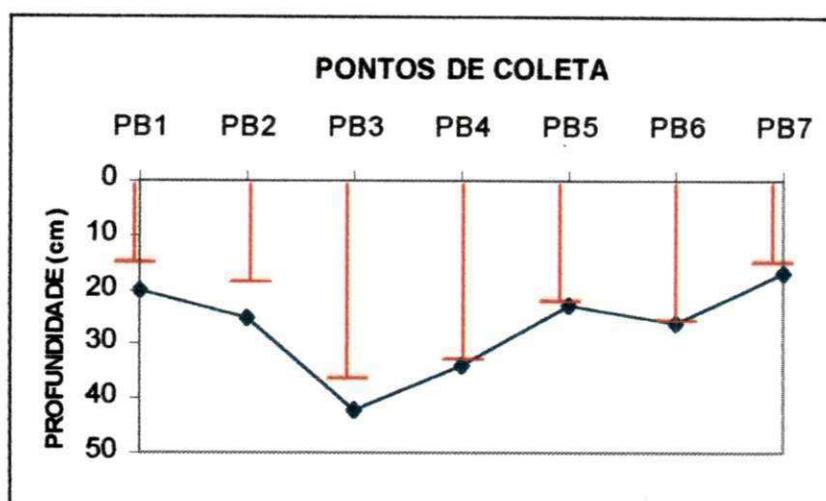


Figura 5.1.6 – Valores de transparência média em relação a profundidade média do rio nos pontos de monitoramento no Baixo Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.7 Oxigênio dissolvido (OD)

Na Tabela 5.3, observam-se os valores mínimos de OD (0 mg/L em PB1 e PB2 a 9,8 mg/L em PB7), os valores máximos (16,5 mg/L em PB6 e PB7) e valores médios de cada ponto (0 mg/L em PB1 a 14 mg/L em PB7). Em PB1, a ausência de oxigênio dissolvido foi consequência da grande concentração de esgotos neste ponto, e portanto de seu consumo na decomposição da matéria orgânica. Observa-se na Figura 5.1.7, que a concentração de OD aumentou ao longo do rio, o que foi associado a presença de algas que começaram a estar presentes a partir do ponto PB5, fornecendo oxigênio para o meio aquático.

O balanço de oxigênio no meio líquido depende de um conjunto de fenômenos: consumo na oxidação da matéria orgânica, demanda bentônica, nitrificação e ganho através da

reaeração atmosférica e da fotossíntese (SAWYER et al., 1994). O resultado dessas interações fornece a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido.

A partir de PB5 (32Km da ETE), ocorreu super- saturação de oxigênio, com valor médio de 10,36 mg/L, ou seja, 28% acima do nível de saturação (7,44 mg/L). No último ponto a super- saturação foi de 47% (14,1 mg/L) em relação ao valor de saturação. Os valores de OD obtidos por MAYER et al.(1998), apresentaram-se abaixo da concentração de saturação (7,6 mg/L) em todo o riacho, evidenciando que em pouco tempo (2 anos) houve uma forte colonização por algas, responsáveis por esses altos valores de OD.

Os teores de oxigênio dissolvido, a partir de PB3 (5,35 mg/L), enquadrariam as águas do Baixo rio Bodocongó na classe 2, utilizando apenas este parâmetro, já que o valor de OD neste ponto estava acima de 5 mg/L (como estabelece a resolução CONAMA, 20 / 86). Entretanto, no trecho entre PB1 e PB2, o rio ficaria enquadrado na classe 4, por possuir valores abaixo de 2mg/L. Entretanto deve-se lembrar que a classificação do CONAMA em “classes” considera o conjunto dos parâmetros e é suficiente que um deles esteja além do limite para desclassificar uma água e enquadrá-la em classe inferior. Sendo assim, todo o rio pertence à classe 4, porque os valores médios de DBO<sub>5</sub> estão acima de 10 mg/L, limite permitido para classe 2.

Um outro rio com baixos teores de OD devido às descargas de esgotos é o ribeirão Jacaré – Itatiba (SP) estudado por GIANANTE (1997). Este chegou a atingir concentrações de 2mg/L, mostrando assim alguma similaridade com o rio em estudo. Entretanto estes valores, só não foram menores, como os observados no Baixo rio Bodocongó devido a presença de corredeiras provocando a reaeração.

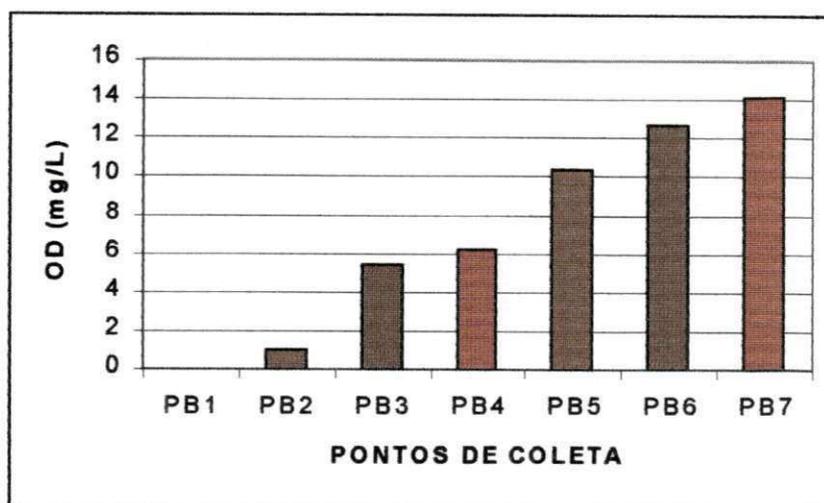


Figura 5.1.7- Valores médios de oxigênio dissolvido nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.8 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Na Tabela 5.3 observa-se que os valores médios de  $DBO_5$  variaram de 58mg/L (PB1) a 15mg/L (PB7). Os valores médios mínimos e máximos de toda a série foram detectados em PB7 o mínimo de 7mg/L e em PB1 o máximo de 74mg/L. Observou-se um decréscimo gradual dos valores de  $DBO_5$  ao longo do rio pela diminuição da quantidade de matéria orgânica biologicamente oxidável. Por outro lado, os altos teores de clorofila “a” nos últimos pontos não elevaram de forma significativa a  $DBO_5$ .

A alta concentração de  $DBO_5$  no primeiro ponto se deve, em parte, a alta concentração de matéria orgânica proveniente da ETE de Campina Grande e em parte pela poluição orgânica transportada pelo Médio rio Bodocongó. Através da autodepuração, essa concentração vai diminuindo ao longo do rio. A baixa vazão observada no período estudado dificultou o processo de autodepuração, pois não houve diluição. MAYER et al. (1998) observaram uma redução de 90% da concentração média de  $DBO_5$  entre a primeiro e último ponto. Já no presente trabalho observou-se que esta redução foi de 74% e foi explicado pela maior concentração de material orgânico provenientes do Médio rio Bodocongó e do efluente final da ETE, ambos devido ao racionamento de água de Campina Grande, pois a menor

disponibilidade de água aumenta a força do esgoto. A descarga de lodos da ETE feita sobre terrenos adjacentes à ETE que chegaram até o rio pelo escoamento superficial no período estudado, também contribuiu para o aumento de  $DBO_5$ .

Em relação aos valores de  $DBO_5$  o Baixo rio Bodocongó se enquadraria na classe 4 da resolução do CONAMA (20 / 86), classe esta que não apresenta valores limites para este parâmetro.

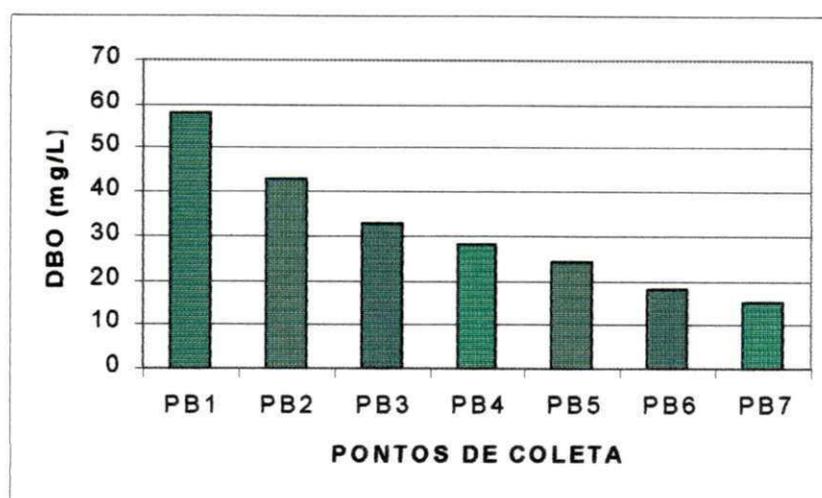


Figura 5.1.8 - Valores médios de  $DBO_5$  nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.9 Demanda Química de oxigênio

O teste de DQO é útil na indicação da presença de materiais orgânicos recalcitrantes e de componentes tóxicos (SAWYER et al.,1994).

Na Tabela 5.3 se observam os valores de DQO e os resultados da estatística descritiva. Os valores máximos de DQO variaram de 440mg/L (PB1) a 247mg/L (PB7) e os mínimos de 151mg/L (PB1) a 57mg/L (PB7). O maior desvio padrão aconteceu em PB1, mostrando oscilação de valores em todas as coletas. Na Figura 5.1.9, observa-se que os valores médios de DQO) foram decaindo ao longo do rio (277mg/L em PB1 a 110mg/L em PB7). Assim

como a DBO, a DQO foi maior no primeiro ponto devido a descarga dos esgotos efluentes da ETE que contribuiu com material orgânico biodegradável e uma forte fração não biodegradável. Esta última teve como causa as descargas dos lodos das lagoas da ETE; desde o primeiro até o último ponto. Num total de 50,4Km, a redução de DQO foi de 60%.

Valores semelhantes de DQO foram determinados por GIANANTE (1997) no rio Jacaré – Itatiba (SP) no ponto de descargas poluidoras orgânicas: o valor de 256mg/L determinado neste ponto decaía ao longo do rio até atingir 7mg/L.

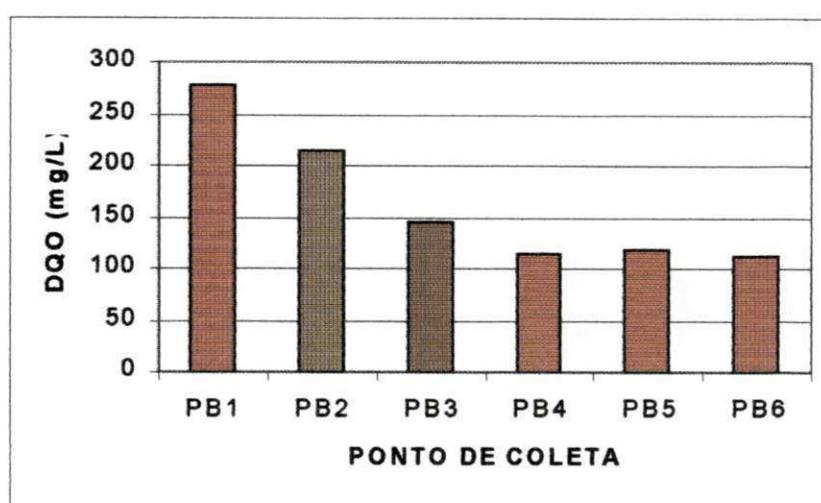


Figura 5.1.9 – Valores médios de DQO nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

#### 5.1.10 Clorofila “a”

A Tabela 5.3 mostra os resultados da concentração da biomassa de algas, expressos como clorofila “a”. Estes variaram de um máximo de 70 $\mu$ g/L (PB2) a 230 $\mu$ g/L (PB7) e os mínimos entre 0 $\mu$ g/L (PB1) a 98 $\mu$ g/L (PB7). O maior desvio padrão aconteceu em PB6, devido aos valores serem bastantes variados para todas as campanhas. Como pode ser visto na Figura 5.1.10, os valores médios de clorofila “a” variaram de 0 $\mu$ g/L (PB1) a 146,5 $\mu$ g/L (PB7). Em PB1, a elevada turbidez dificultou o aparecimento de algas. Quando as concentrações de clorofila “a” aumentaram, também houve elevados níveis de OD, pela contribuição fotossintética. Esse aumento ocorreu de ponto para ponto, de PB2 até PB7.

No estudo de LUCENA (1998), os menores valores médios de clorofila “a” foram 31,6µg/L na época seca e 28,7µg/L na época de chuva no ponto de coleta equivalente ao primeiro deste trabalho. Os maiores valores médios foram 65 e 63µg/L na seca e na chuva, respectivamente, para o último ponto.

Nota-se que a diferença entre os valores de clorofila “a” foram acentuadas para o último ponto, variando de 65µg/L (no estudo anterior) a 146,5µg/L (no presente estudo), representando um aumento de 56%.

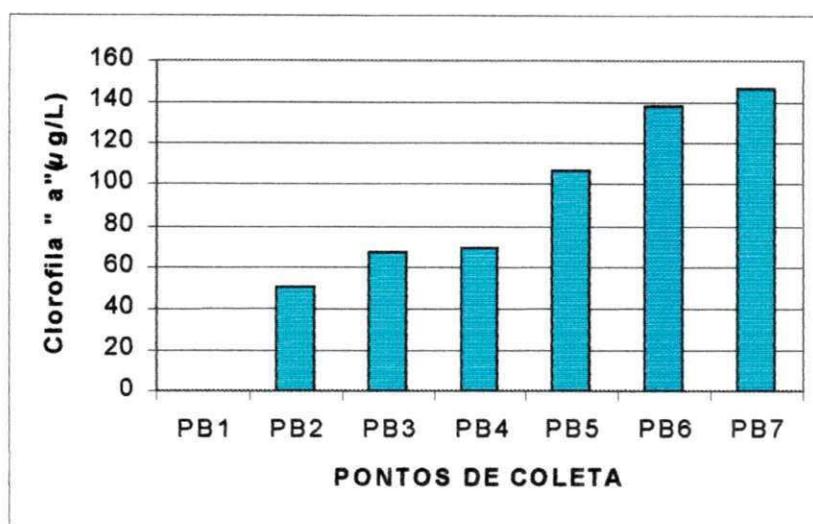


Figura 5.1.10 – Valores médios de clorofila “a” nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.11 Formas de Nitrogênio (Nitrato e Nitrogênio Amoniacal)

Os nitratos estão presentes em fertilizantes comerciais e o nitrogênio orgânico nas proteínas da matéria orgânica animal, vegetal e nos esgotos. Segundo REIS (1997), as principais fontes de nitrogênio no meio ambiente são: a precipitação pluviométrica, a deposição de partículas sólidas da atmosfera, o escoamento superficial, a água subterrânea e efluentes de esgotos doméstico e industriais.

Na Tabela 5.4, pode-se observar que os valores máximos de nitrato variaram entre 1,67mgN/L (PB1) a 32,7mgN/ L (PB5), decrescendo para 12,23mgN/L em PB7. Já os mínimos variaram de 0,12mgN/L em PB1 até 0mgN/ L em PB7.

A Figura 5.1.11 mostra que os valores médios de nitrato experimentaram flutuações ao longo do rio: de 0,66mg- N/ L em PB1 a 17,6mgN/ L em PB5, diminuindo para 4,79 mgN/ L em PB7. Os baixos valores em PB1 se relacionaram com os altos valores de nitrogênio amoniacal neste ponto, visto que a amônia é o primeiro composto de nitrogênio liberado na degradação de proteínas. Os aumentos de  $\text{NO}_3^-$  no percurso do rio tem como origem a nitrificação e o escoamento de fertilizantes de áreas agrícolas. De fato, no Baixo rio Bodocongó há diversas áreas irrigadas com água do riacho que usavam fertilizantes. O maior número de bombas se localiza principalmente no trecho PB4 - PB5, com aproximadamente 4 bombas a cada quilômetro, confirmando o maior valor de nitrato em PB5. Também a amônia pode ter sido rapidamente convertido a nitrito e este a nitrato, como consequência do aumento dos níveis de oxigênio. A partir de PB5 observa-se que houve decréscimo de nitrato, e este pode estar sendo assimilado pelas algas.

No estudo de LUCENA (1998) os maiores valores médios de nitrato ocorreram nos dois últimos pontos (33,9 e 25,8 mg-N/ L) para o período seco e 24,1 e 20,4 mg-N/ L para o período chuvoso. Comparando ambos estudos, houve uma redução de 74 a 77% dos valores de nitrato entre os dois estudos. A maior redução neste estudo pode estar relacionada a uma maior assimilação na biomassa de algas e macrófitas, que aumentavam em relação aos trabalhos anteriores. BLUNDI (1988) apud LUCENA (1998) diz que quando a concentração de nitrato não excede 5mg-N/ L, a poluição das águas superficiais não é excessiva. A EPA considera um limite de 10mg-N/ L (ESTEVEES, 1998).

A Tabela 5.4 mostra que os valores máximos de amônia variaram de 31,5 mgN- $\text{NH}_3$  em PB1 a 0 mgN- $\text{NH}_3$ / L a partir de PB5. Os mínimos foram de 19,95 mgN- $\text{NH}_3$  / L em PB1 a 0 em PB7. Como se observa na Figura 5.11, a amônia teve seu valor médio máximo em PB1(23,46 mgN- $\text{NH}_3$ / L) e seu valor médio mínimo em PB6 e PB7 (0 mgN- $\text{NH}_3$  / L), apresentando um comportamento inverso ao  $\text{NO}_3^-$ . Os valores mais altos em PB1 e PB2 tem

como origem a alta concentração de esgotos ricos em amônia, que está presente na urina e como produto da biodegradação das proteínas (SAWYER e col.,1994). A amônia é utilizada pelas plantas na produção de proteína vegetal. A ausência de amônia nos dois últimos pontos sugere sua assimilação e/ou sua conversão pelas bactérias nitrificantes ou por oxidação química para outras formas de nitrogênio (SAWYER et al.,1994).

Os valores de amônia encontrados por LUCENA (1998), evidenciaram as maiores concentrações nos dois primeiros pontos, os quais eram esperados visto que o rio recebia descargas de esgotos. Em PB1 obteve-se 16,5 e 15,7mgN-NH<sub>3</sub>/L e 18,6 e 13,8mgN-NH<sub>3</sub>/L em PB2 para o período seco e chuvoso, respectivamente. Ao longo do rio este parâmetro decresce acentuadamente, chegando a 0 mgN-NH<sub>3</sub>/L em PB6 e PB7. Simultaneamente aumenta a concentração de nitrato de forma visível a partir de PB3.

Comparando as maiores concentrações de amônia do presente trabalho com as obtidas por LUCENA (1998), verifica-se um aumento em torno de 70 a 79% nos períodos seco e chuvoso respectivamente. Os maiores valores deste estudo eram esperados devido ao aumento de material orgânico descarregado no início do Baixo rio Bodocongó.

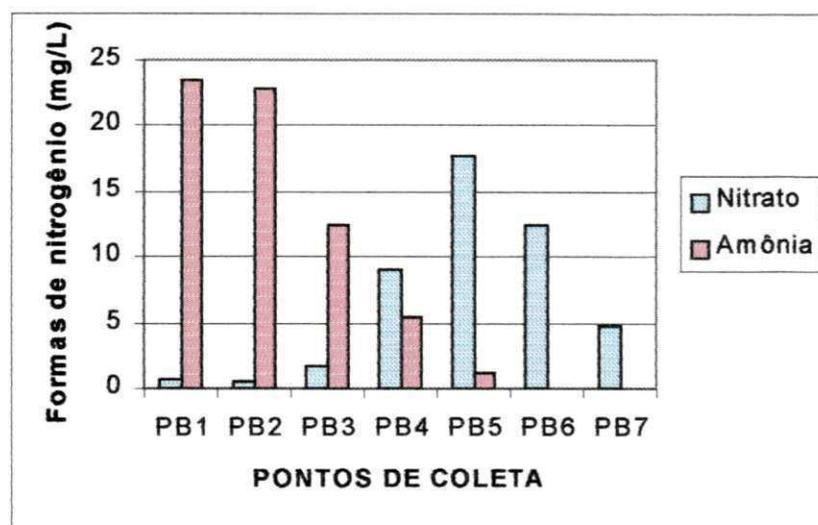


Figura 5.1.11 – Valores médios de nitrato e amônia nos pontos de monitoramento no Baixo Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

### 5.1.12 Formas de Fósforo (Ortofosfato solúvel e fósforo Total)

A água residuária doméstica é rica em compostos de fósforo (SAWYER et al.,1994). Os compostos de fósforo provem principalmente de detergentes sintéticos e da presença de fósforo orgânico e inorgânico nas fezes.

A Tabela 5.4 mostra que os valores máximos para ortofosfato variaram de 5mgP/L (PB1) a 1,76 mgP/L (PB7) e os mínimos entre 2,29mgP/L (PB1) a 0,25mgP/L (PB7). Os maiores desvios da média ocorreram em PB4, possivelmente devido a presença de polifosfatos (detergentes sintéticos). A Figura 5.1.12 mostra os valores médios de ortofosfato, que variaram de 3,8mgP/L em PB2 a 0,87mgP/L em PB7. O ortofosfato é a forma de fósforo inorgânico mais facilmente disponível para a assimilação da biota e o fósforo total representa todas as formas de fósforo orgânicas e inorgânicas. A redução de ortofosfato foi de 77% entre o primeiro e o último ponto e pode estar relacionada com a rápida assimilação pelo fitoplâncton (algas e cianobactérias) e macrófitas.

Na Tabela 5.4 observa-se que o valor máximo de fósforo total foi medido em PB4 (30,39mgP/L) e o menor em PB7 (0,72mgP/L). O maior desvio de fósforo total ocorreu em PB4. Neste ponto há abundantes detergentes trazidos pelos esgotos e devido aos sabões utilizados na lavagem de roupas que é comum neste ponto. A lavagem de roupas pode ter contribuído com as oscilações que foram maiores que nos outros pontos.

A Figura 5.12 mostra os valores médios de fósforo total que variaram de 7,6mgP/L em PB1 até 3,59mgP/L em PB3, voltando a aumentar em PB4 (9,56mgP/L), decrescendo até 2,25mgP/L em PB7. A concentração de esgotos tende a diminuir do primeiro para o último ponto, mas como já foi citado, devido PB4 ter grande concentração de detergentes, por isso esse aumento e posteriormente a tendência de diminuir até PB7.

Os valores médios de ortofosfato obtidos por MAYER et al.,(1998) decresceram de 3,14 mgP/L a 2,31mgP/L do segundo ao último ponto. Observa-se neste trabalho que a concentrações encontradas para os mesmos pontos tiveram um acréscimo de 19% devido a maior

concentração de esgotos. No último ponto houve redução de 62%, sugerindo maior assimilação de ortofosfato pelas algas. Os valores de fósforo total obtidos por MAYER (1998), decresceram levemente de 3,43 a 2,48mgP/L do primeiro ao último ponto. Em comparação aos valores atuais a diferença maior está no primeiro ponto (um aumento de 55%). No último ponto esta diferença foi menor (redução de 9%).

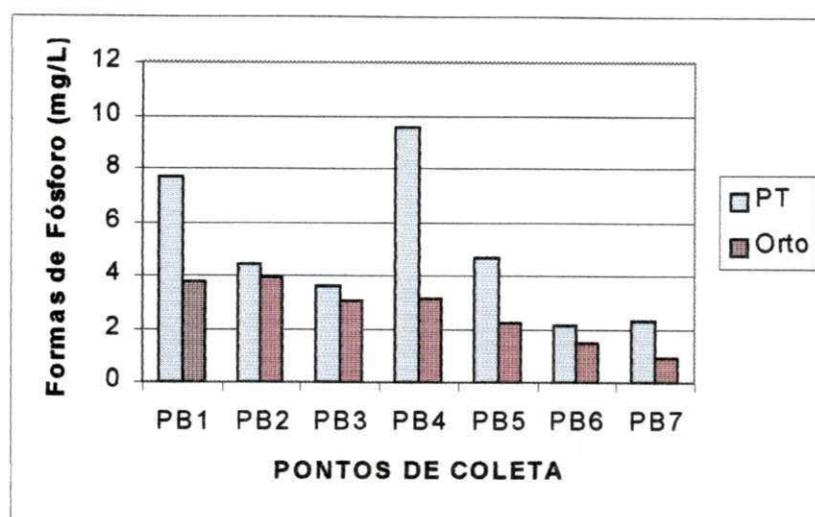


Figura 5.1.12 – Valores médios de fósforo total e ortofosfato nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), período de março a junho de 1999.

### 5.1.13 Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis e Sólidos Dissolvidos

A Tabela 5.5 mostra que o valor máximo para sólidos totais foi de 4.538mg/L (PB1) e o mínimo de 673mg/L (PB3). Os valores que mais se distanciaram da média ocorreram em PB2, pois os valores para cada campanha foram bem diferentes para este ponto. O ponto PB2 se caracterizava por possuir muitas pedras, alguma turbulência e pouco volume d'água o poderia ter causado as oscilações deste parâmetro (Figura 5.1.13).

Os sólidos totais fornecem rapidamente, informações sobre a quantidade de material sólido (material orgânico e inorgânico) presente na água. Os maiores valores foram observados em PB1 onde havia maior contribuição de esgotos. Nos pontos seguintes, houve um decréscimo até PB3 aumentando em PB4. Uma justificativa seria que nestes pontos mais rasos é

possível coletar amostras com sólidos pela ressuspensão de material do fundo. Também a quantidade de sólidos pode variar se houver carreamento destes através dos terrenos adjacentes os rios, o que também pode ter acontecido devido este trecho ter várias áreas irrigadas. Este aumento poderia estar relacionado com a profundidade do local de coleta, ou seja, quanto mais raso mais facilmente ocorreria a ressuspensão de material do leito do rio durante a coleta.

Os sólidos suspensos totais tiveram seu valor máximo em PB1 (334mg/L) e o mínimo em PB2 (13mg/L). Em PB3 se registraram os valores que mais se distanciaram da média, devido a provável influência das vazão e do material orgânico. Os valores médios deste parâmetro, ao longo do Baixo rio Bodocongó são apresentados na Figura 5.1.14. Observa-se que os sólidos suspensos totais representaram uma percentagem baixa variando de 2,7% a 12% dos sólidos totais. Desta maneira, os sólidos totais em sua maior parte são formados por sólidos dissolvidos.

A quantidade de sólidos suspensos está relacionada à turbidez da água e sua presença pode interferir na fotossíntese ao impedir a penetração dos raios solares. A concentração diminuiu ao longo do tempo, assim como o material orgânico. Entretanto, observou-se um aumento em PB3, que também apresentou oscilações do material orgânico medido como  $DBO_5$  que poderia ter provocado este aumento de sólidos.

Na Tabela 5.5 pode se observar que os sólidos suspensos voláteis predominaram sobre os fixos em todos os pontos com exceção de PB5, mostrando assim que a maioria dos sólidos suspensos eram de natureza orgânica. Já a fração de sólidos totais fixos foi maior em relação a dos sólidos totais voláteis (Figura 5.1.15), evidenciando que os sólidos presentes no Baixo rio Bodocongó tinham forte componente inorgânico, como os sais dissolvidos .

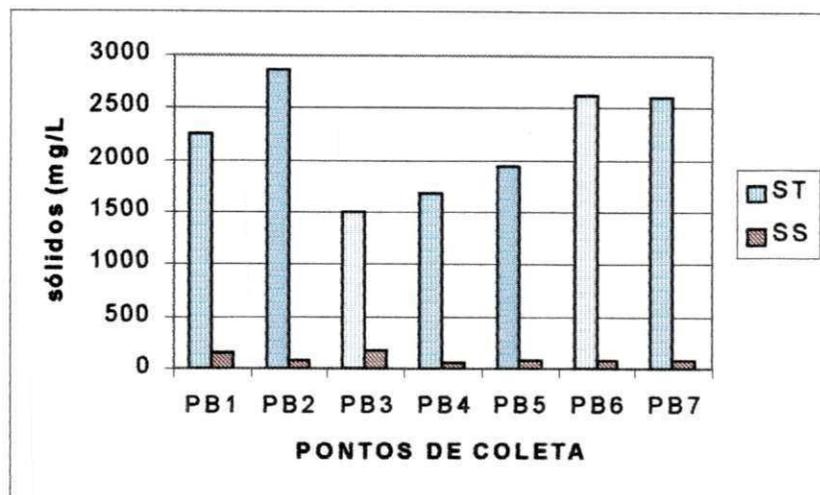


Figura 5.1.13 – Valores médios de sólidos totais (ST) e suspensos (SS) nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

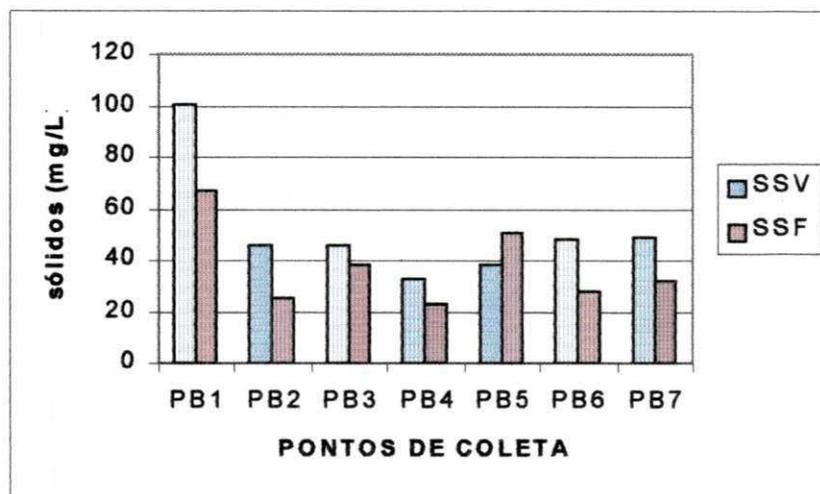


Figura 5.1.14 - Valores médios de sólidos suspensos voláteis (SSV) e fixos (SSF) nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

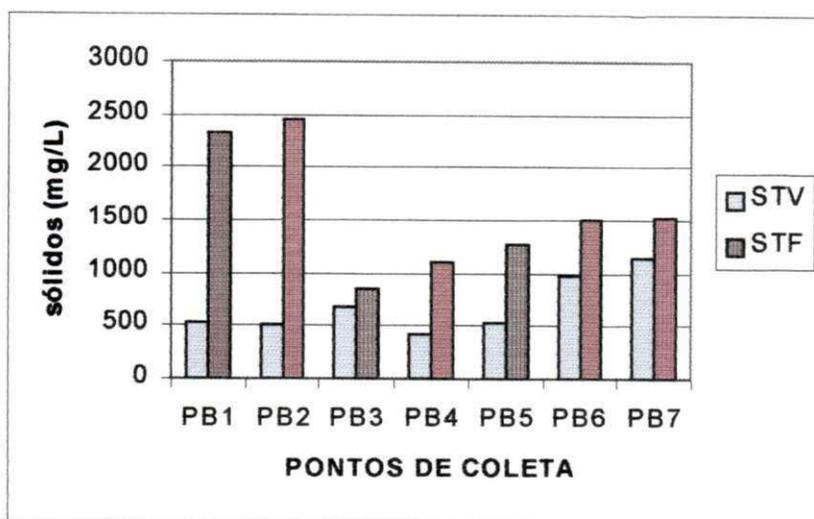


Figura 5.1.15 - Valores médios de sólidos totais voláteis (STV) e Fixos (STF) nos pontos de monitoramento no Baixo rio odocongô (PB), no período de março a junho de 1999.

#### 5.1.14 Coliformes Fecais, Totais, *Escherichia Coli* e *Streptococos Fecais*

As bactérias do grupo coliforme são usadas como indicadoras de contaminação fecal. Sua presença está relacionada a poluição de águas por esgotos e fezes e indicam provável presença de microorganismos enteropatogênicos.

Na Tabela 5.6 o valor médio máximo de CF ocorreu em PB1 ( $2,07 \times 10^6$  UFC/100ml), como era de se esperar pelas descargas de esgoto. Entretanto, este ponto apresenta 10 vezes menos CF que o esgoto bruto que entra na ETE. O valor mínimo médio ocorreu em PB7 ( $1 \times 10^2$  UFC/100ml), último ponto de coleta. Esses baixos valores refletiram, a existência do processo de autodepuração. Influenciam neste processo, a sedimentação, a luz solar, os altos valores de OD e de pH e o predatismo natural.

Os valores médios de CF apresentaram uma redução de 99,98% entre PB1 e PB4 ( $2,07 \times 10^6$  e  $3,0 \times 10^2$  UFC/100ml). Entre PB4 até PB6 ( $3,0 \times 10^2$  e  $4,0 \times 10^4$  UFC/100ml). No último trecho (PB6 - PB7), de aproximadamente 9Km houve uma nova redução de 99,75%. O aumento de CF em PB4 pode ser atribuído ao revolvimento do sedimento no fundo do rio, causado por algum turbilhonamento no momento da coleta. Outro fator que pode elevar o número de CF foi

observado numa visita eventual após o término da pesquisa: a lavagem de vísceras bovinas. Este ponto (PB4), fica próximo a um povoado onde ocorre abate clandestino de animais e com o uso das águas do rio para lavagem das tripas. Fatos casuais como este podem ser responsáveis pelas flutuações aleatórias da qualidade de água, pois a atividade acima relatada aumenta rapidamente a DBO<sub>5</sub> e os CF. Na primeira campanha de coleta houve um decaimento de 99,99% dos valores de CF entre PB1 e PB3 e nos pontos posteriores permaneceram valores constantes até PB7 na ordem de 10<sup>2</sup> UFC/100ml. Na quarta campanha o decaimento se estendeu até PB4 (99,99%), para depois deste ponto permanecer constantes até PB6 e aumentando novamente em PB7. Este aumento só foi verificado nesta campanha, podendo ser casual. Na sexta campanha, os valores de CF oscilaram bastante: primeiro houve um decaimento entre PB1 e PB2 (91,5%), em PB3 houve um aumento e uma nova queda em PB4 para outro aumento em PB5 e uma outra queda em PB7. Estas flutuações podem ser devidos a aportes da bacia de drenagem e associados as fezes de animais que circulam pelas margens e se aproximam ao rio para beber água. Deve-se observar que após PB4 existem povoados cujos habitantes fazem uso do rio, além de numerosos sítios com plantações de capim, frutas, verduras e criação de animais. Os maiores desvios para CF aconteceram nos dois primeiros pontos (PB1 e PB2), na ordem de 10<sup>5</sup> a 10<sup>7</sup> UFC/100ml relacionados com as oscilações dos esgotos lançados da ETE.

No geral, o decaimento observado foi rápido, atingindo valores de 100 UFC/100ml em PB3 e PB4, os quais se localizam a 23 e 32Km, de PB1. Pela sua vez, PB1, está situado a 1Km da descarga da ETE. Este decaimento deve ser resultado dos fatores sinérgicos que agem com efeito bactericida: sedimentação, alto pH, alto OD, forte insolação, predatismo e eventual toxinas das algas (BOWIE et al.,1985). Esses fatores que influenciam no decaimento bacteriano são de natureza física, química e biológicas. Dentre os físicos destacam-se a temperatura e a sedimentação, dentre os químicos são importantes o pH, e a toxicidade química. Dentre os biológicos citam-se a presença de substâncias orgânicas tóxicas, bacteriófagos, colifagos, protozoários e outros.

Desde PB5 até PB6 observou-se um aumento de CF, talvez causado por revolvimento da água provocando a ressuspensão destas bactérias depositadas no leito do rio ou

como efeito das atividades humanas em PB4. Depois os valores de CF voltaram a decrescer em PB7

No trabalho de MAYER et al.(1998) foram obtidos valores da ordem de 1000NMP/100ml para coliformes fecais no último ponto, e mais elevados nos anteriores. Visto que durante a realização deste trabalho houve grande escassez de água e foi maior a concentração dos esgotos descarregados no rio, poder-se-ia pensar que os valores de CF fossem semelhantes ou maiores aos obtidos por MAYER et al.(1998). Entretanto foram menores a partir de PB3, juntamente pela maior evaporação, maior temperatura, intensidade da radiação solar e maior concentração de algas. No estudo anterior, o Baixo rio Bodocongó não apresentou qualidade sanitária adequada para irrigação irrestrita em relação a coliformes fecais. Já neste trabalho, e em relação exclusiva com esse parâmetro, a partir de PB4 o rio poderia ser enquadrado na classe 2, servindo para abastecimento doméstico após tratamento simplificado, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e aquicultura (Tabela 3.2). Entretanto, a DBO<sub>5</sub> alta não permite este enquadramento.

Assim como o rio Bodocongó existem no Brasil outros rios com qualidade sanitária não satisfatória para os fins a que se destinam e que deveriam ser enquadrados em classe 4, com águas destinadas apenas para navegação, harmonia paisagística e usos menos exigentes (Tabela 3.2). Exemplos destes são o rio das Velhas (MG) que apresentou na maioria dos pontos de monitoramento valores acima de 1000NMP/100ml para coliformes fecais (CAMPOS, 1997), e os rios Bacanga e Anil, em São Luís do Maranhão, onde foram obtidos índices de coliformes fecais da ordem de  $2,3 \times 10^4$  NMP/100ml e  $3,7 \times 10^4$  NMP/100ml, respectivamente (LIAO et al., 1984).

Um outro indicador de contaminação fecal é a *Escherichia coli*, que é o principal componente do grupo coliforme fecal, sendo um específico indicador de contaminação fecal e mais específico que CF.

O valor máximo para *Escherichia coli* foi de  $5,7 \times 10^6$  NMP/100ml (PB1) e o mínimo foi de  $1 \times 10^2$  NMP/100ml em PB4. Os maior desvio padrão ocorreu em PB1, o mesmo

que para CF. Como pode ser visto na Figura 5.16, os valores médios de *Escherichia coli* sofreram uma redução de 99,976% até PB6. Em PB7 observou-se um pequeno aumento de 9,3% em relação a PB6. Deve-se destacar que já em PB4 se obtiveram valores da ordem de  $10^2$  NMP/100ml.

Um outro grupo de bactérias indicadoras de poluição fecal são os estreptococos fecais (EF), que podem ser encontrados nas fezes de humanas e de outros animais de sangue quente (GELDREICH E KENNER, 1969). Dentre o grupo dos EF, os enterococos são mais resistentes aos fatores ambientais que os CF e a *E.coli*. Por isso servem como auxiliares dos CF na avaliação de contaminação fecal.

O valor máximo de EF ocorreu em PB1 ( $6,3 \times 10^6$  UFC/100ml) e o valor mínimo foi de  $1 \times 10^2$  UFC/100ml em PB3 e PB4. Os valores médios de EF variaram de  $2,49 \times 10^5$  em PB1 a  $1 \times 10^2$  UFC/100ml a partir de PB3. O maior desvio padrão ocorreu em PB1, por apresentarem valores que variaram da ordem de  $10^4$  a  $10^6$  UFC/100ml.

De uma maneira geral, observa-se através da Figura 5.1.16, que *E.coli* e Estreptococos fecais apresentaram decaimento semelhante até PB4, onde *E.coli* foi levemente inferior a CF e EF. Em países de clima temperados, as concentrações de CF e *E.coli* tendem ser bastante semelhantes e até iguais. Já nos países tropicais, muitos dos CF estão adaptados às condições ambientais externas de elevadas temperaturas e forte radiação solar e dessa forma coliformes ambientais do grupo dos coliformes totais tornaram-se termotolerantes. No grupo do CF existem cepas não fecais, que podem estar incrementando a concentração de CF. Por estas razões a tendência é trocar o nome de coliformes fecais por termotolerantes, pois esta segunda denominação não define a origem. Estas podem ser as causas das diferenças nas concentrações entre CF e *E.coli* no Baixo rio Bodocongó, visto que o rio recebe aportes da bacia de drenagem. Até o ponto PB4 o número de CF foi maior que o *E. coli*, e neste local se tornaram iguais devido à diminuição do CF, provavelmente, porque a lavagem de roupa e a recreação causam contaminação recente, não havendo predominância dos termotolerantes que escoam a bacia. Em PB6 pode ter havido duas possibilidades para o aumento de CF e *E. coli* continuar decaindo. Isso pode ter sido

causado por um revolvimento do fundo do rio ou então os aportes poderiam ter vindo em sua maioria do escoamento superficial.

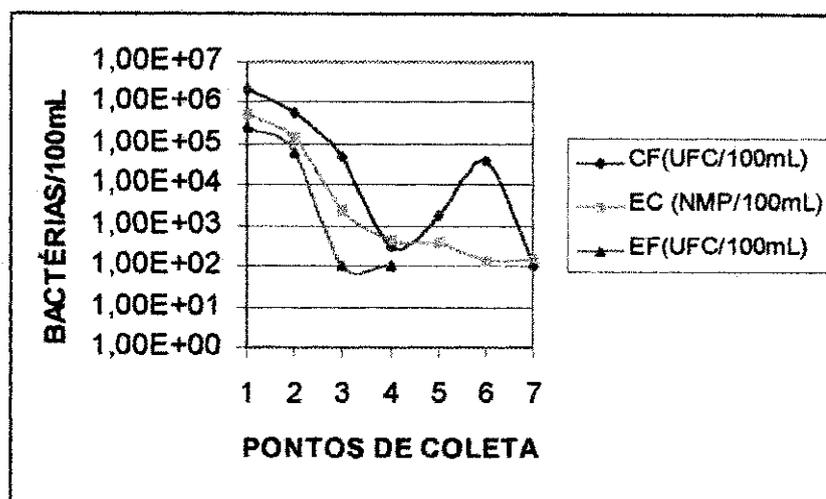


Figura 5.1.16- Valores médios de Coliformes Fecais (CF), *Escherichia Coli* (EF) e Estreptococos Fecais (EF), nos pontos de monitoramento no Baixo rio Bodocongó (PB), no período de março a junho de 1999.

(1) PB1; (2) PB2; (3) PB3; (4) PB4; (5) PB5; (6) PB6; 7 (PB7).

## 5.2- Considerações Gerais:

De um modo geral pode-se analisar a qualidade do Baixo rio Bodocongó em dois grandes trechos:

Um primeiro trecho entre PB1 e PB3, onde as águas apresentaram odor e aspecto desagradável, assim como as maiores concentrações de DBO<sub>5</sub> (58 a 33mg/L), DQO (277 a 144mg/L), amônia (23,46 a 12,45mgN-NH<sub>3</sub>), fósforo total (7,65 a 3,59mgP/L), sólidos totais (2246 a 1500mg/L), coliformes fecais ( $2,07 \times 10^6$  UFC/100mL a  $5 \times 10^4$  UFC/100mL), *Escherichia coli* ( $5,39 \times 10^5$  UFC/100mL a  $2,23 \times 10^3$  UFC/100mL) e de Estreptococos fecais ( $2,49 \times 10^5$  UFC/100mL a  $1 \times 10^2$  UFC/100mL), o que evidenciou forte poluição orgânica e fecal.

No segundo trecho entre PB3 a PB7, houve um aumento da transparência da água, o OD atingiu concentrações acima de 5mg/L, a DBO<sub>5</sub> decresceu, as concentrações de amônia diminuíram e as de nitrato aumentaram, devido as transformações das formas de nitrogênio favorecidas pelo aumento de OD; os valores de fósforo total decresceram e o decaimento bacteriano de até 90% .

O ponto PB4, devido aos súbitos aumentos nos valores de nitrato e fósforo total, assim como pelo decaimento brusco das bactérias indicadoras de contaminação fecal (>90%).

Em PB7, os valores de OD já eram de super saturação devido ao florescimento de algas, evidenciadas pelos altos valores de clorofila "a". As concentrações de amônia já não eram mais detectáveis; o nitrato começava a decrescer até o final do rio devido estar sendo assimilado pelas macrófitas e algas; a DBO<sub>5</sub> apresentou uma redução total de 74% no último ponto e as concentrações de bactérias apresentaram reduções da ordem de 99,99%, evidenciando assim o processo de autodepuração do rio. Este processo foi mais lento se comparado ao estudo de MAYER et al., (1998) feito há dois anos atrás e foi relacionado a maior concentração de material orgânico, provocada pela escassez de água na região.

### **5.3 - Enquadramento do Baixo Rio Bodocongó**

A bacia do Rio Bodocongó ainda não está oficialmente enquadrada segundo as diretrizes da resolução nº 20 de 1986 do CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Então, segue-se o seu Artigo 20 (f) que prevê: “enquanto não forem feitos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2...” . Portanto enquanto não for feito um enquadramento oficial do rio, esse será Classe 2. Os usos previstos para essa classe são os seguintes:

- a) abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) proteção das comunidades aquáticas;
- c) recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
- d) irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) criação (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

De acordo com as características físicas, químicas e microbiológicas atuais das águas do Baixo Rio Bodocongó ele se enquadra na classe 4 da referida legislação que são destinadas apenas à navegação, à harmonia paisagística e aos usos menos exigentes. A Tabela 5.7 apresenta os limites de concentração dos parâmetros analisados na água do Rio Bodocongó de acordo com as classes previstas na legislação CONAMA (20/86), e a Tabela 5.8 apresenta a classificação do rio em função das suas características atuais.

Tabela 5.7 - Limites máximos dos parâmetros da Classificação das Águas Doces da Resolução CONAMA Nº 20/86, analisados no Baixo Rio no Baixo Rio Bodocongó (PB), entre março e junho de 1999

Parâmetros	Limites previstos por classe de águas doces			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
<b>Coliformes fecais (UFC/100ml)</b>	≤ 1.000	≤ 1.000	≤ 4.000	Sem indicação
<b>DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	Sem indicação
<b>OD (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 1,0
<b>pH</b>	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6 - 9
<b>Nitrogênio amoniacal (mg N/l)</b>	Ausente	Ausente	1,0	Sem indicação
<b>Nitrato (mg N/l)</b>	10	10	10	Sem indicação

Notas: DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda bioquímica de oxigênio com 5 dias de incubação à 20°C ;  
 OD – Oxigênio dissolvido;  
 pH - potencial hidrogeniônico

Tabela 5.8 - Comparação entre os valores médios dos parâmetros analisados nas águas do Baixo Rio Bodocongó entre março e junho de 1999, e a Classificação de Águas Doces da Resolução CONAMA Nº 20/86

Parâmetros	Valores médios dos parâmetros e classificação em que se enquadra por ponto de coleta													
	PB1	Classe	PB2	Classe	PB3	Classe	PB4	Classe	PB5	Classe	PB6	Classe	PB7	Classe
<b>CF</b> (UFC/100ml)	2,7 x 10 <sup>6</sup>	4	5,7 x 10 <sup>5</sup>	4	5,0 x 10 <sup>4</sup>	4	3,0 x 10 <sup>2</sup>	2	1,7 x 10 <sup>3</sup>	3	6,3 x 10 <sup>2</sup>	2	1,0 x 10 <sup>2</sup>	2
<b>DBO<sub>5</sub></b> (mg O <sub>2</sub> /l)	58	4	42	4	34	4	28	4	24	4	16	4	15	4
<b>OD</b> (mg O <sub>2</sub> /l)	0	*	1,0	*	5,4	2	6,2	2	10,4	2	11,6	2	14,10	2
<b>pH</b>	7,5	2	7,5	2	7,7	2	7,7	2	7,8	2	8,1	2	8,3	2
<b>N. Amoniacal</b> (mg N/l)	23,5	4	22,8	4	12,5	4	5,5	4	1,1	4	0	2	0	2
<b>Nitrato</b> (mg N/l)	0,7	2	0,6	2	1,7	2	9,1	2	17,6	4	12,4	4	4,8	4
<b>Classificação</b>	Classe 4													

Notas: (\*) Não está previsto;

CF – Coliformes fecais;

DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> – Demanda bioquímica de oxigênio com 5 dias de incubação à 20°C ; OD – Oxigênio dissolvido;

pH - potencial hidrogeniônico

Tabela 5.1 - Horários das coletas para todos os pontos monitorados do Baixo rio Bodocongó no período de março a junho de 1999.

Pontos de coleta	1ª campanha (27/03/99)	2ª campanha (14/04/99)	3ª campanha (29/04/99)	4ª campanha (12/05/99)	5ª campanha (30/05/99)	6ª campanha (19/06/99)
PB1	08:22	08:15	08:14	08:20	09:20	09:00
PB2		09:05	08:50	09:00	09:50	09:40
PB3	10:30	10:05	10:00	09:50	10:45	10:35
PB4	11:50	11:10	10:45	10:30	11:25	11:25
PB5	13:40	12:55	12:40	12:10	12:10	13:15
PB6		13:50	13:35	13:10	13:00	14:00
PB7	15:40	14:55	14:35	14:00	13:50	14:55

Tabela 5.2 – Estatística descritiva dos parâmetros vazão (Q), temperatura (T), pH, condutividade elétrica (CE) e transparência (Transp) nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó (PB) no período de mar – jun /99.

Ponto		Q (m3/s)	T(°C)	pH	CE (uS/cm)	Transp. (cm)
PB1	média	0,39	26,3	7,4	2463,33	0,15
	mediana	0,42	26	7,4	2405	0,14
	máx	0,48	27	7,6	3090	0,28
	min.	0,27	26	7,2	2130	0,06
	moda	ND	26	7,4	2570	
	variância	7,24E-03	2,67E-01	0,015	4,64E+04	0,006
	desvio p.	8,51E-02	5,16E-01	0,124	215,34	0,07
PB2	média	0,47	26,6	7,4	2424	0,22
	mediana	0,42	27	7,51	2260	0,24
	máx	0,73	28	7,65	2710	0,34
	min.	0,31	24	6,8	2220	0,03
	moda	ND	28		2710	
	variância	2,47E-02	2,80E+00	0,12	6,84E+04	0,0147
	desvio p.	1,57E-01	1,67E+00	0,35	261,59	0,121
PB3	média	0,37	27,5	7,6	2432,667	0,5
	mediana	0,31	28	7,56	2465	0,5
	máx	0,74	28	8,09	2790	0,62
	min.	0,21	26	7,18	1976	0,3
	moda	ND	28	ND	2750	0,5
	variância	4,58E-02	7,00E-01	0,14	1,32E+05	0,0128
	desvio p.	2,14E-01	8,36E-01	0,37	363,37	0,113
PB4	média	0,31	27,8	7,6	2828,33	0,4
	mediana	0,27	28	7,56	2870	0,43
	máx	0,62	30	8,19	3220	0,62
	min.	0,14	26	7,3	2340	0,14
	moda	ND	26	7,6	3220	ND
	variância	4,13E-02	2,56E+00	0,09	1,74E+05	0,042
	desvio p.	2,03E-01	1,60E+00	0,3	417,65	0,205
PB5	média	0,34	30,5	7,78	3110	0,33
	mediana	0,27	31	7,815	3150	0,25
	máx	0,83	32	8,51	3650	0,81
	min.	0,13	29	7,22	2470	0,12
	moda	nd	31	7,83	3650	ND
	variância	8,23E-02	1,10E+00	0,18	3,17E+05	0,064
	desvio p.	2,87E-01	1,05E+00	0,43	563,33	0,252
PB6	média	0,3	30,8	8,1	3394	0,29
	mediana	0,15	31	8,16	3070	0,38
	máx	0,89	32	8,74	4180	0,45
	min.	0,08	29	7,5	2560	0,1
	moda	ND	32	ND	4180	ND
	variância	1,16E-01	1,70E+00	0,24	5,52E+05	0,0277
	desvio p.	3,41E-01	1,30E+00	0,49	742,886	0,166
PB7	média	0,27	30	8,3	3510	0,17
	mediana	0,29	30	8,3	3335	0,18
	máx	0,51	31	8,5	4400	0,26
	min.	0,07	28	8	2700	0,1
	moda	ND	31	ND	4400	0,18
	variância	1,92E-02	1,86E+00	0,04	6,92E+05	0,003
	desvio p.	1,39E-01	1,36E+00	0,2	852	0,057

ND – não detectável.

Tabela 5.3 – Estatística descritiva dos parâmetros Oxigênio dissolvido (OD), DQO, DBO<sub>5</sub> e clorofila “a” (cl “a”) nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó (PB) no período de mar – jun/99.

Ponto		OD (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO <sub>5</sub>	cl <sub>a</sub> (µg/L)
PB1	média	0	277	58	0
	mediana	0	253	67	0
	máx	0	440	74	0
	min.	0	151	33	0
	moda	ND	ND	ND	ND
	variância	0,00E+00	1,00E+05	343,12	0,00E+00
	desvio p.	0,00E+00	1,00E+02	18,52	0
	PB2	média	0,97	214	43
mediana		0	214	46	50,5
máx		3,26	304	62	70,07
min.		0	112	24	30,94
moda		ND	ND	ND	ND
variância		2,11E+00	5,37E+03	243,11	7,66E+02
desvio p.		1,45E+00	7,33E+01	15,59	27,67
PB3		média	5,37	144	33
	mediana	5,47	160	27	66,43
	máx	6,09	198	60	123,76
	min.	4,64	84	18	23,66
	moda	ND	ND	ND	ND
	variância	3,10E-01	2,15E+03	290,51	1,20E+03
	desvio p.	5,50E-01	4,64E+01	17,044	34,64
	PB4	média	6,2	114	28
mediana		6,12	119	27	66
máx		7,2	160	46	126
min.		5,3	39	13	73
moda		ND	ND	ND	ND
variância		5,80E-01	1,67E+03	207,21	9,45E+02
desvio p.		7,70E-01	4,08E+01	14,39	30,74
PB5		média	10,36	118	24
	mediana	9,45	110	27	104
	máx	14,1	191	38	161,07
	min.	7,73	62	8	58,2
	moda	ND	ND	ND	ND
	variância	6,31E+00	3,10E+03	131,7	2,75E+03
	desvio p.	2,51E+00	5,57E+01	11,47	52,4
	PB6	média	12,74	113	18
mediana		13,58	112	22	126,5
máx		16,56	198	24	245
min.		7,85	45	7	54
moda		ND	ND	ND	ND
variância		1,06E+01	3,09E+03	58,43	6,57E+03
desvio p.		3,25E+00	5,56E+01	7,64	81
PB7		média	14,1	110	15
	mediana	14,93	79	12	129,2
	máx	16,56	247	25	229
	min.	9,8	57	7	98
	moda	ND	ND	ND	ND
	variância	5,84E+00	5,03E+03	69,68	3,30E+03
	desvio p.	2,42E+00	7,09E+01	8,35	57,4

Tabela 5.4 – Estatística descritiva dos parâmetros nitrato, amônia, ortofosfato solúvel (orto) e Fósforo Total (Fósforo Total.) nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó (PB) no período de mar – jun/99.

Ponto		nitrato (mg/L)	nit.Amo.(mg/L)	orto (mg/L)	fósforo total (mg/L)
PB1	média	0,66	23,46	3,78	7,65
	mediana	0,51	22,26	4,06	5,59
	máx	1,37	31,53	5,01	20,64
	min.	0,125	19,92	2,29	3,35
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	3,10E-01	1,84E+01	1,69	4,19E+01
	desvio p.	5,60E-01	4,28E+00	1,3	6,47
PB2	média	0,56	22,77	3,88	4,44
	mediana	0,37	21,07	3,72	4,69
	máx	1,67	28,84	4,73	5,29
	min.	0	18	2,98	3,28
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	4,10E-01	2,23E+01	0,64	6,30E-01
	desvio p.	6,40E-01	4,72E+00	0,8	0,79
PB3	média	1,7	12,45	3,03	3,59
	mediana	1,83	13,15	3,33	3,68
	máx	3,16	16,5	3,91	4,6
	min.	0	5,14	1,65	2,46
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	1,43E+00	1,50E+01	0,81	6,90E-01
	desvio p.	1,19E+00	3,88E+00	0,89	0,83
PB4	média	9,07	5,52	3,12	9,56
	mediana	6,8	5,76	3,22	3,68
	máx	21,98	8,5	5,35	30,39
	min.	3,86	2,45	1,13	3,1
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	4,44E+01	4,84E+00	2,03	1,18E+02
	desvio p.	6,66E+00	2,20E+00	1,43	10,86
PB5	média	17,61	1,12	2,21	4,68
	mediana	14,25	0	2,25	2,95
	máx	32,72	4	3,32	13,63
	min.	8,35	0	1,04	2,29
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	8,98E+01	3,18E+00	0,57	1,94E+01
	desvio p.	9,47E+00	1,78E+00	0,75	4,4
PB6	média	12,45	0	1,48	2,16
	mediana	15,81	0	1,46	2,04
	máx	19,95	0	2,083	3,32
	min.	1,76	0	0,863	1,15
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	5,45E+01	0,00E+00	0,21	9,40E-01
	desvio p.	7,38E+00	0,00E+00	0,46	0,97
PB7	média	4,79	0	0,87	2,25
	mediana	3,4	0	0,87	2,05
	máx	12,23	0	1,76	5,31
	min.	0	0	0,25	0,72
	moda	nd	ND	ND	ND
	variância	2,88E+01	0,00E+00	0,31	2,87E+00
	desvio p.	5,37E+00	0,00E+00	0,55	1,69

Tabela 5.5 – Estatística descritiva dos parâmetros sólidos totais (fixos e voláteis), sólidos suspensos (fixos e voláteis) nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó (PB) no período de mar – jun/99.

Ponto	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SDT (mg/L)	
PB1	média	2246	2334	534	150	67	100	2096
	mediana	1492	1583	350	83	50	88	1374
	máx	4538	4278	1000	334	130	204	4476
	min.	1167	1142	260	62	40	20	833
	moda	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	variância	1,63E+06	2,88E+06	1,63E+05	1,34E+04	1798,25	8738,67	2,15E+06
	desvio p.	1,28E+03	1,70E+03	403,7	115,9452	42,41	93,48	1466,07
	PB2	média	2852	2449	508	77	25	48
mediana		2435	1594	420	70	24	31	2371
máx		6112	5921	1000	136	46	114	6099
min.		951	686	191	13	6	7	815
moda		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
variância		3,91E+06	5,65E+06	1,35E+05	2,13E+03	270,67	2310,92	4,06E+06
desvio p.		1,98E+03	2,38E+03	367,9	46,16	16,45	46,07	2014,89
PB3		média	1500	838	681	175	38	46
	mediana	1426	846	683	45	28	31	1398
	máx	2345	1199	1146	644	76	114	2303
	min.	673	459	214	28	19	7	29
	moda	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	variância	4,62E+05	1,07E+05	2,12E+05	6,99E+04	703	2310,92	7,96E+05
	desvio p.	6,80E+02	3,27E+02	460,4	264,405	26,51	46,07	892,44
	PB4	média	1676	1092	432	56	23	33
mediana		1567	1106	424	48	24	18	1467
máx		2282	1330	581	112	30	90	2236
min.		1131	826	299	17	12	5	1114
moda		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
variância		1,84E+05	5,22E+04	22800	1,22E+03	59,67	1496,92	1,82E+05
desvio p.		4,29E+02	2,29E+02	150,93	34,859	7,72	38,69	426,9
PB5		média	1943	1260	525	83	51	38
	mediana	1923	1382	533	57	27	35	1856
	máx	2577	1574	577	214	148	66	2521
	min.	1223	700	456	19	2	17	1204
	moda	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	variância	2,39E+05	1,48E+05	2600	5,73E+03	4336,25	424,92	2,18E+05
	desvio p.	4,89E+02	3,85E+02	50,96	75,692	65,87	20,61	466,63
	PB6	média	2625	1497	977	82	28	48
mediana		2512	1560	842	68	28	39	2626
máx		3609	1687	1649	150	54	96	3541
min.		2100	1180	574	36	0	19	2051
moda		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
variância		3,28E+05	5,01E+04	2,57E+05	2,18E+03	489	1108,25	3,73E+05
desvio p.		5,73E+02	2,24E+02	507,4	46,639	22,11	33,29	611,05
PB7		média	2608	1524	1142	81	32	49
	mediana	2600	1667	1065	79	29	33	2570
	máx	2926	1890	1736	166	68	98	2760
	min.	2370	872	702	30	0	30	2460
	moda	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	variância	3,28E+05	2,23E+05	1,86E+05	2,78E+03	971,67	1091	1,30E+04
	desvio p.	5,73E+02	4,73E+02	431,4	52,76	31,17	33,03	113,99

Tabela 5.6 – Estatística descritiva dos parâmetros Coliformes Fecais (CF), Estreptococos Fecais (EF), e Estreptococos fecais (EF) nos sete pontos do Baixo rio Bodocongó (PB) no período de mar – jun/99.

Ponto		CF (UFC/100mL)	E.coli (NMP/100mL)	EF (UFC/100mL)
PB1	média	2,07E+06	5,39E+05	2,49E+05
	mediana	1,30E+06	8,20E+05	2,10E+05
	máx	1,39E+07	5,70E+06	6,30E+06
	min.	2,20E+05	2,80E+04	1,60E+04
	moda	ND	ND	ND
	variância	3,29E+13	6,86E+12	7,26E+12
	desvio p.	6,26E+06	2,62E+06	2,70E+06
	PB2	média	5,66E+05	1,36E+05
mediana		7,19E+05	1,20E+05	2,80E+04
máx		1,11E+07	2,40E+05	3,80E+06
min.		3,30E+04	1,00E+05	1,60E+03
moda		ND	1,20E+05	ND
variância		2,20E+13	4,09E+09	2,80E+12
desvio p.		4,71E+06	6,40E+04	1,67E+06
PB3		média	5,00E+04	2,23E+03
	mediana	5,00E+04	1,40E+03	1,00E+02
	máx	2,50E+05	1,00E+05	1,00E+02
	min.	1,00E+04	2,00E+02	1,00E+02
	moda	ND	ND	1,00E+02
	variância	1,65E+10	1,92E+09	
	desvio p.	1,29E+05	4,39E+04	
	PB4	média	3,00E+02	4,38E+02
mediana		3,00E+02	3,10E+02	1,00E+02
máx		3,00E+02	7,01E+03	1,00E+02
min.		3,00E+02	1,00E+02	1,00E+02
moda			1,00E+02	
variância			9,28E+06	
desvio p.			3,05E+03	
PB5		média	1,73E+03	3,79E+02
	mediana	1,50E+04	2,00E+02	ND
	máx	3,00E+04	9,48E+03	ND
	min.	1,00E+02	1,00E+02	ND
	moda		nd	ND
	variância	4,47E+08	1,72E+07	ND
	desvio p.	2,11E+04	4,15E+03	ND
	PB6	média	4,00E+04	1,26E+02
mediana		4,00E+04	1,00E+02	ND
máx		4,00E+04	2,00E+02	ND
min.		4,00E+04	1,00E+02	ND
moda			1,00E+02	ND
variância			3,33E+03	ND
desvio p.			5,77E+01	ND
PB7		média	1,00E+02	1,39E+02
	mediana	1,00E+02	1,00E+02	ND
	máx	1,00E+02	5,20E+02	ND
	min.	1,00E+02	1,00E+02	ND
	moda		1,00E+02	ND
	variância		3,53E+04	ND
	desvio p.		1,86E+02	ND

## 5.4- Resultados da aplicação do modelo QUAL2E para os parâmetros OD e DBO

### 5.4.1- Calibração e validação do modelo

Para o presente trabalho não foi possível dividir as campanhas em dois grupos (baixas e altas vazões), pois as vazões foram baixas praticamente em todo o período de estudo, com oscilações apenas na segunda campanha.

A metodologia para calibração utilizada neste trabalho foi apresentada no item 4.4.3.1, em que se buscou obter o melhor ajuste entre os dados simulados e os dados experimentais. Para verificação deste ajuste foi calculado o erro médio relativo (equação 4.7), apresentado nas Tabelas 5.9 e 5.10. Só foi possível determinar o erro relativo para OD apenas em dois pontos do primeiro trecho (PB3 e PB4), 15 e 23Km, respectivamente), devido algumas campanhas terem nos dois primeiros pontos (0 e 7Km) valores experimentais iguais a zero, o que matematicamente não é possível de trabalhar através da equação do erro relativo (equação 4.7). Para DBO não houve esse problema, o que possibilitou que os erros fossem calculados para os dois trechos (0-23Km e 23-50Km).

A primeira tentativa foi utilizar campanhas isoladas para calibração e verificação. As Figuras 4.1 a 4.50 do anexo 4, mostram calibrações feitas com dados da primeira até a sexta campanha (coeficientes  $K_1$ ,  $K_2$ ), que forneciam o melhor ajuste para os dados de OD e DBO. Foram também feitas verificações para todas as campanhas, individualmente. Nas Figuras 4.1 a 4.50 do anexo 4, pode-se notar que houve um bom ajuste entre os valores medidos e simulados de OD desde PB1 até PB4, numa extensão de 23Km (primeiro trecho).

Foi verificado que a curva simulada para os valores de OD, era crescente até PB4, situado a 23Km do primeiro ponto (PB1) e depois tendia rapidamente em geral, a um valor assintótico a partir de PB4. Na maioria das vezes, esse comportamento assintótico não retratava o observado para os valores medidos para o segundo trecho. Supôs-se que, devido o florescimento de algas verificado em campo e através das análises de clorofila "a", o modelo não conseguiu representar os valores de OD no segundo trecho. Ainda, o modelo QUAL2E não foi capaz de reproduzir os valores de OD que superavam o de saturação.

SIQUEIRA (1996) em seu estudo no rio Meia Ponte (GO), obteve também valores de OD acima do valor de saturação como consequência da produção fotossintética. O valor máximo obtido por SIQUEIRA (1996) foi de 8,5mg/L e que conseguiu ser representado pelo modelo QUAL2E. Entretanto seus valores foram mais baixos que os obtidos no presente trabalho, onde foram atingidos valores de até 16 mg / L.

Em um segundo momento, tentou-se fazer simulações com algas, mas não se dispunha de elementos suficientes para isso, pois o “parâmetro algas” interage com outros parâmetros que não foram possíveis de serem simulados como a série de nitrogênio e fósforo. Devido a essas circunstâncias, a opção para simular algas no programa QUAL2E, foi utilizada somente para verificar se os dados de clorofila “a” influenciariam nos valores de OD e DBO. Como resultado, os valores obtidos para OD e DBO foram os mesmos, considerando ou não os dados de clorofila “a”, demonstrando, como referida acima, a necessidade de se levar em conta outros parâmetros importantes na simulação de algas.

Assim, outros aspectos relativos ao processo de calibração de OD para o Baixo rio Bodocongó ficaram restritos ao primeiro trecho. Para o parâmetro DBO, foram analisados os dois trechos.

As calibrações com os dados das campanhas individuais (Figuras 4.1 a 4.50 do Anexo 4), procuraram analisar os dados de cada campanha sem se preocupar com a ordem cronológica destas. Por exemplo, para a calibração da segunda campanha foram utilizados os dados da primeira campanha para verificação, mesmo sabendo-se que esta tenha ocorrido anteriormente àquela. Assim, poder-se-ia discutir sobre um ponto de relevância em processos de calibração e validação de modelos computacionais, que é a influência dos dados tomados como calibração no desempenho das simulações.

## OD

Analisando os ajustes das campanhas individuais para OD (Tabela.5.9), observou-se que:

- 1) todas as calibrações, apresentaram erros médios resultantes iguais ou abaixo de 14%;

- 2) das 20 verificações feitas, após calibrado o modelo para cada uma das campanhas individualmente, 12/20 delas possuem erros médios inferiores a 20% e 8/20 erros acima de 20%. Se erros abaixo de 20% forem considerados bons ajustes, o modelo apresentou boa performance para este parâmetro;
- 3) a calibração do modelo com os dados da quarta campanha foi a que propiciou piores ajustes globais entre os dados simulados e medidos para todas as campanhas (como por exemplo, comparar os dados das verificações para a primeira e Quinta campanhas: os erros foram iguais a 48% a 57%, respectivamente – ambos valores correspondem a simulações feitas com o modelo calibrado com dados da quarta campanha).
- 4) Com base no item acima, pode-se dizer que se o modelo fosse calibrado com os dados da quarta campanha e verificado com os dados da primeira e quinta campanhas (erros de 48 e 57%, respectivamente), poder-se ia chegar a conclusões distintas daquela se o modelo fosse calibrado, por exemplo, com dados da primeira campanha);
- 5) entretanto, o número de campanhas realizadas no presente trabalho não possibilitou avaliar se, e com que número de campanhas, ter-se-ia uma estabilização do valor do erro médio relativo (espera-se que a estabilização do erro indique o número ótimo de campanhas de campo que otimizaria o processo de calibração do modelo);
- 6) os valores dos erros médios com o aumento do número de campanhas na calibração mostrou que estes oscilavam pouco e tendiam a diminuir para a maioria das campanhas verificadas.

### **DBO**

Analisando os ajustes das campanhas para DBO (Tabela 5.10) observou-se que:

- 1) no geral, os níveis de calibração obtidos foram inferiores àqueles relativos à calibração para o parâmetro OD (apenas dois valores, de cinco, tiveram erros abaixo dos 20% para OD todos os cinco valores dos erros relativos foram abaixo dos 20%);
- 2) das 20 verificações feitas, após calibrados os modelos para cada uma das campanhas individualmente, 5/20 delas possuem erros inferiores a 20%, 15/20 erros acima de 20% - se os erros abaixo de 20% forem considerados bons ajustes, a porcentagem de valores nessa faixa atinge os 25%, número não tão satisfatório como àquele obtido para o caso do parâmetro OD, indicando que o modelo QUAL2E não representou satisfatoriamente, no

geral, os valores de DBO observados em campo ao longo de todo o trecho considerado no trabalho (do Km 0 ao Km 50);

- 3) o menor erro médio relativo com a calibração do modelo feita com os dados de campanhas individuais foi de 9% - ao se fazer a calibração do modelo com dados de mais de uma campanha (de duas a quatro campanhas), o erro mínimo continuou 9%;
- 4) quanto à tendência da diminuição do erro ou estabilidade, com o aumento do número de campanhas agrupadas na fase de calibração, verificada para o caso do OD, acima, na maioria das vezes, também foi verificado para DBO, porém não de forma tão aparente. Mas os erros apesar de apresentarem maior grandeza, tendiam ser estáveis, seja considerando todas as campanhas na fase de calibração ou excluindo – se a primeira campanha – ou seja, o processo de calibração do modelo mostra-se mais satisfatório com a utilização de dados de múltiplas campanhas de campo.

Observando as Figuras 4.1 a 4.50 do anexo 4 e as Figuras 5.1 a 5.70 do anexo 5, notou-se que houve uma compatibilidade ao compará-las com os valores dos erros médios relativos para OD e DBO (Tabelas.5.9 e 5.10).

Pode-se verificar que quando houve oscilações de valores de OD e DBO, estes não conseguiam ser bem representados pelo modelo (Figuras 4.1 a 4.50). GASTALDINI (1982) e LIMA(1997) em seus estudos no rio Jacaré – Guaçu (SP) não conseguiram calibrar o modelo para os perfis de DBO devido aos baixos valores da DBO experimental.

A falta de bons ajustes para DBO no modelo QUAL2E, segundo SHANAHAM et al.(1998), seria causado pelo não fechamento do balanço de massa. No balanço de massa não se considera a interação entre a coluna d'água e os sedimentos. Uma vez que este material sedimenta no leito do rio, é perdido para o balanço de massa do modelo. São perdidos após sedimentação: fitoplâncton, nitrogênio orgânico e DBO.

LIMA (1997), em seu estudo no rio Jacaré – Guaçu (SP) também obteve alguns desvios da ordem de 34,5% quando comparou os valores de OD simulados com os experimentais em alguns pontos de coleta, nas campanhas utilizadas para validação. Lima (1997) atribuiu os erros a algumas hipóteses como, erro na amostragem e/ou análise, que poderiam ter sido causadas pela baixa vazão do rio, ocasionando assim baixa turbulência e

consequentemente pouca mistura, propiciando zonas heterogêneas onde provavelmente poderiam ter sido feitas as coletas. No entanto, vale ressaltar que o modelo também é passível de erros. Segundo THOMANN (1982) apud CHAUDHURY et al. (1997) através de um estudo feito com 15 modelos de qualidade de água que utilizavam dados de OD como verificação, observou que erro relativo entre os dados de OD como verificação, observou que o erro relativo entre os dados simulados e os observados eram de aproximadamente 10%.

#### **Considerações Finais:**

- a calibração do modelo com base em dados de múltiplas campanhas, ao invés de se considerar campanhas individuais, levou, no geral, à uma maior estabilidade dos erros médios relativos entre os valores observados e os estimados;
- com base numa análise nos erros calculados para OD e DBO, verificou-se um melhor ajuste para OD do que para DBO.

TABELA 5.9- Valores dos erros médios relativos para OD (%) nas 5 campanhas de coletas na Baixo rio Bodocongó no período de março a junho de 1999.

CALIBRAÇÕES	CAMPANHAS				
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	5 <sup>a</sup>
1 <sup>a</sup>	5	17	18	25	13
2 <sup>a</sup>	17	5	5	18	24
3 <sup>a</sup>	7	9	11	19	23
4 <sup>a</sup>	48	21	29	2	57
5 <sup>a</sup>	9	12	13	26	14
1 e 2 <sup>a</sup>	8	13	15	23	15
1, 2 e 3 <sup>a</sup>	28	17	23	12	36
1,2,3 e 4 <sup>a</sup>	39	24	26	10	37
1,2,3,4 e 5 <sup>a</sup>	26	11	19	13	37
2 e 3 <sup>a</sup>	46	22	28	2	54
2,3 e 4 <sup>a</sup>	55	27	35	5	62
2,3,4 e 5 <sup>a</sup>	34	15	22	8	42

TABELA 5.10- Valores dos erros médios relativos para DBO (%) nas 5 campanhas de coletas na Baixo rio Bodocongó no período de março a junho de 1999.

CALIBRAÇÕES	CAMPANHAS				
	1 <sup>a</sup>	2 <sup>a</sup>	3 <sup>a</sup>	4 <sup>a</sup>	5 <sup>a</sup>
1 <sup>a</sup>	18	64	60	41	12
2 <sup>a</sup>	9	58	60	50	13
3 <sup>a</sup>	12	55	50	42	12
4 <sup>a</sup>	32	43	36	24	22
5 <sup>a</sup>	24	58	45	25	12
1 e 2 <sup>a</sup>	9	69	40	50	39
1, 2 e 3 <sup>a</sup>	26	54	57	32	13
1,2,3 e 4 <sup>a</sup>	26	48	41	28	16
1,2,3,4 e 5 <sup>a</sup>	22	39	39	32	12
2 e 3 <sup>a</sup>	28	43	44	28	20
2,3 e 4 <sup>a</sup>	29	46	41	23	21
2,3,4 e 5 <sup>a</sup>	21	51	41	29	17

### 5.5 – Resultados da comparação entre o modelo de Streeter e Phelps e o QUAL2E.

Os resultados da calibração e verificação aplicando os dados de MAYER et al.,1998 com os do presente trabalho são apresentados nas figuras 5.3.1, 5.3.2, 5.3.3, 5.3.4.

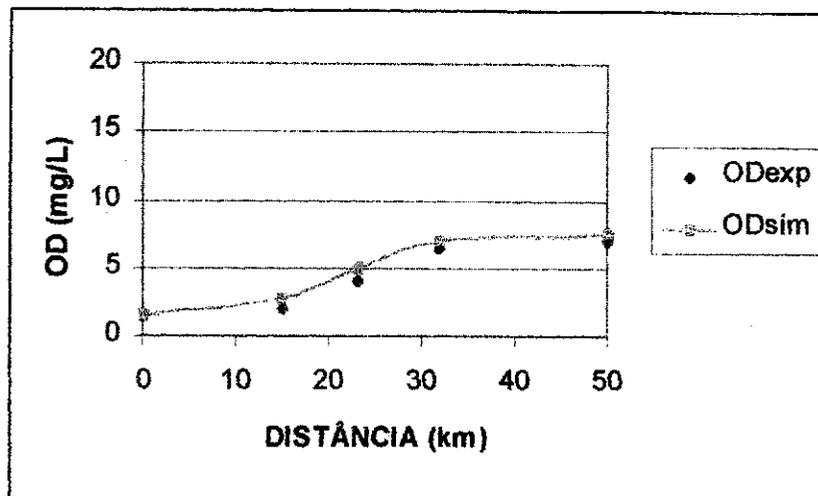


Figura 5.3.1- Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados de MAYER et. al.(1998) aplicando-se o modelo de Streeter e Phelps.

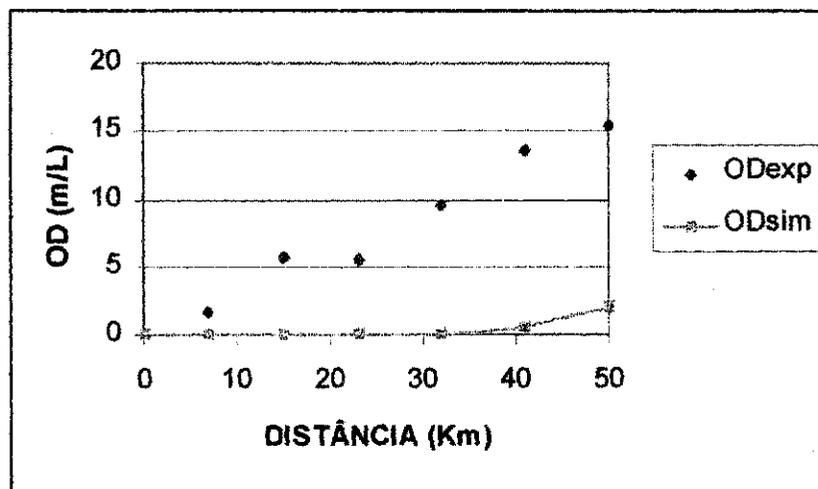


Figura 5.3.2- Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados do presente trabalho, aplicando-se o modelo de Streeter e Phelps, calibrado com  $K_1$  e  $K_2$  de MAYER et. al.,(1998).

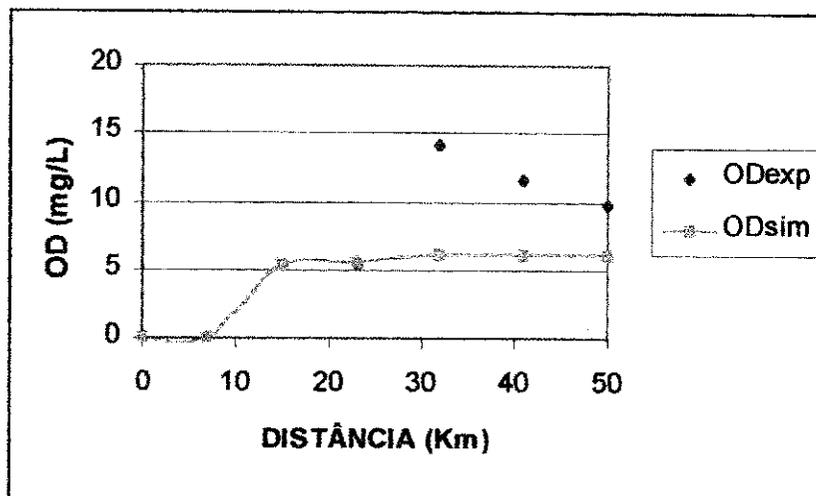


Figura 5.3.3- Curvas de valores de OD simulados e experimentais com dados do presente trabalho, aplicando-se o modelo QUAL2E.

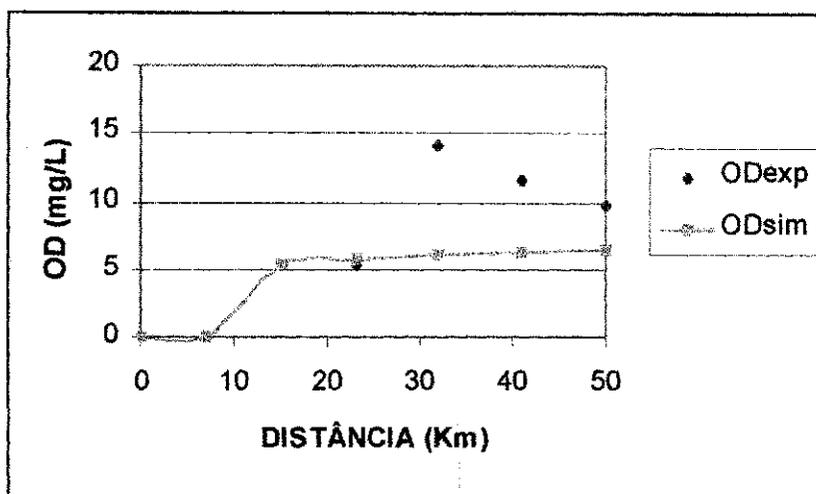


Figura 5.3.4- Curvas de valores de OD simulados e experimentais, com dados do presente trabalho, aplicando-se o modelo de Streeter e Phelps, calibrado com uma campanha deste trabalho.

Como pode ser visto na Figura 5.3.1, a aplicação de Streeter e Phelps para os dados de MAYER et al. (1998) tiveram um bom ajuste com exceção dos pontos PB2 e PB3 (15 e 23Km, respectivamente). Segundo os autores, os resultados de modelos matemáticos são apenas tendências que podem ser precisas ou não, ou seja estão sujeitos a erros, o que

pode ter acontecido neste caso. Para os demais pontos se observou um bom ajuste e uma boa recuperação dos níveis de oxigênio já em PB4 (32Km).

Na verificação dos resultados do presente trabalho com a aplicação de Streeter Phelps, como mostra a Figura 5.3.2, previamente calibrado com os coeficientes de MAYER et al (1998) não se conseguiu um bom ajuste em todos os pontos com exceção de PB1, mostrando assim uma significativa diferença entre os dois conjuntos de dados (parâmetros medidos, coeficientes, dados climáticos e dados hidráulicos), principalmente após PB4 (32Km), onde os dados atuais de OD são bem superiores aos obtidos anteriormente.

Os dados obtidos na simulação feita pelo QUAL2E (Figura 5.3.3, mostraram que os dados simulados em todos os pontos, com exceção de PB4, foram inferiores aos experimentais. Não se conseguiu um bom ajuste a partir de PB4, devido a não ter sido possível simular algas, por não se ter dados suficientes.

Utilizando os dados da segunda campanha deste estudo, como mostra a Figura 5.3.4, para aplicação do modelo de Streeter e Phelps, observou-se um bom ajuste até PB4 com exceção de PB2. Após este ponto a curva de OD permanece estável, não acompanhando a evolução dos dados experimentais. Este comportamento pode ser atribuído ao modelo de Streeter e Phelps, que não considera em seus cálculos de OD e DBO, outras fontes de produção e consumo de oxigênio, como a demanda bentônica, produção de oxigênio por algas e outros. Para este trabalho os resultados da simulação de OD no modelo simplificado de Streeter e Phelps comportou-se semelhante ao modelo QUAL2E respondendo com igual propriedade. No estudo de CAMPOS (1997) para o rio das Velhas (MG), foi feita uma comparação do modelo QUAL2E com o modelo simplificado de Chick para avaliar os dados de coliformes fecais, e se observou que não houve uma melhora na qualidade dos dados de saída do QUAL2E em relação ao mais simplificado.

Para o presente trabalho, embora os resultados dos parâmetros tenham sido diferentes e o modelo para comparação também, pôde-se observar que não houve uma melhora significativa na qualidade dos dados simulados obtidos pelo modelo QUAL2E. Sendo assim para alguns estudos de autodepuração em rios, em que não se requer de dados

necessários para utilizar todas as ferramentas que o modelo QUAL2E oferece, pode-se utilizar o modelo de Streeter e Phelps e obter resultados satisfatórios.

## 6- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 6.1- CONCLUSÕES

O rio Bodocongó, no trecho denominado de Baixo Bodocongó (entre a ETE de Campina Grande até a sua foz no rio Paraíba) com 50,4Km, se apresentou extremamente poluído por esgotos domésticos principalmente entre os pontos PB1 e PB3.

Os sete pontos de amostragem se agruparam em dois conjuntos de acordo com a qualidade da água: um primeiro com 23Km desde a ETE de Campina Grande (PB1) até o ponto PB4, caracterizado pelos altos valores de amônia (23,46mg/L), fósforo total (7,65mgP/L) e CF ( $2,07 \times 10^6$  UFC/100mL); no segundo, localizado entre PB4 e PB7, com 27Km com valores mais baixos de amônia (0mg/L), fósforo total (2,25mgP/L) e coliformes fecais ( $1 \times 10^2$  UFC/100mL).

Ao longo de todo percurso de 50,4Km, observou-se uma boa recuperação da qualidade da água em termos de OD e decaimento de coliformes fecais, caracterizando a existência do processo de autodepuração. Entretanto os valores remanescentes de  $DBO_5$  (15mg/L) o enquadraram em classe 4 (CONAMA 20/86).

O modelo QUAL2E apresentou um bom ajuste para os valores de OD simulados nos primeiros 23Km, enquanto que para o restante do percurso não houve o mesmo comportamento, porque provavelmente não contemplou a contribuição de OD fotossintético. Para  $DBO_5$  não se conseguiu um ajuste satisfatório, pois a maioria dos erros eram maiores que 20%.

As tentativas de calibração mostraram que ao usar um maior número de campanhas na calibração tanto para OD quanto para  $DBO_5$ , os ajustes tendiam ser mais estáveis (os erros relativos oscilavam menos).

Comparando-se o QUAL2E com o modelo de Streeter e Phelps, verificou-se que o segundo também apresentou um bom ajuste até PB4 (23Km), assim como não conseguiu este ajuste para o segundo trecho.

Nos três anos de intervalo entre este trabalho com os pioneiros de MAYER et al. (1998) observou-se uma deterioração de qualidade, ou seja, aumentos de  $DBO_5$  de 2 a 5 vezes entre o primeiro e o último ponto: de amônia em 79% e de fósforo total em 55%. Entretanto o decaimento de CF foi de 94% em relação ao estudo anterior. Embora este possa ser atribuído à autodepuração, também pode ter sido causado pelo efeito tóxico das algas ou pelo uso de agrotóxicos que escoaram até o rio.

## 6.2- RECOMENDAÇÕES:

Monitoramento frequente deste rio para o caso de tomada de decisões e adoção de uma gestão integrada da bacia hidrográfica, devido as flutuações de qualidade das águas do Baixo rio Bodocongó (PB).

Aumentar o número de campanhas futuras para verificar a eficiência da capacidade preditiva do modelo QUAL2E.

Avaliar o comportamento de OD em campanhas principalmente no segundo trecho onde se observou altos valores de OD, para verificar a influência das algas na produção de OD.

Coletar maior número de dados climatológicos para que seja possível fazer uma modelagem em regime dinâmico, a fim de poder verificar melhor o comportamento de OD.

Investigar metodologias para a determinação dos coeficientes  $K_1$ ,  $K_2$ ,  $K_3$  e  $K_4$ , a fim de obter uma calibração mais acurada, assim como para os demais coeficientes que forem necessários para um constituinte em uma modelagem futura.

Caracterizar ao longo do Baixo rio Bodocongó (PB) os represamentos existentes e também obter maiores detalhes sobre o número e horas de funcionamento dos motores - bomba ao longo do rio que apesar de serem variáveis precisam ser detectados devido a influência destes nas vazões, que interferem nos ensaios com traçador.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- APHA – AWWA – WPCF (1995). **Standard Methods for Examination of water and Wastewater**. American Public Health Association. 19. Ed. Washington, D.C., 1995. 953p.
- BARBOSA JR, A.R (1997). **Uso de traçadores na determinação de parâmetros de qualidade em escoamentos naturais de água**. São Carlos: 1997. 456p. (Tese de Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração Hidráulica e Saneamento).
- BOWIE, G.L; MILLS, W. B; PORCELLA, D.B. et al. (1985). **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. 2ed. Athens, Georgia, U. S. Environmental Protection Agency. 455p. EPA / 600 / 3 – 85 / 040.
- BONEY, A. D. (1976). **Phytoplankton : study in Biology**. London: Edwards Arnolds, n.52, 116p.
- BRANCO, S. M. (1986). **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo (SP): CETESB / ACETESB. 620p.
- BROCK, T. D. (1984). SMITH, D. W; MADIGAN, M. T. **Biology of Micoorganisms**. 40ed. 847p.
- BROWN, L. C; BARNWELL JR, T. O. **The Enhaced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS: documentação and user manual (1987)**. Athens, Georgia, U.S. Enviromental Protection Agency. 189p.
- CAMPOS, M. DE C. S. (1997). **Utilização do Modelo QUAL2E para o Estudo do Decaimento Bacteriano na Bacia do rio das Velhas**. Belo Horizonte. 219p. (Dissertação de Mestrado em Saneamento e Meio Ambiente – Universidade federal de minas Gerais).

- CHAUDHURY, R. R; SOBRINHO, J.A. H; WRIGHT, R. M; SREENIVAS, N. (1998). Dissolved oxygen modeling of Blacstone river (Northesastern United States). **Water Research**. v. 32, n.8, p.2400 – 2412.
- CASTRO, L. S. C. (1999). **Qualidade sanitária e condições de vida de três comunidades da Bacia do açude de Bodocongó**. Campina Grande: 127p. (Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA) UFPB / UEPB.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n.20 – 18 de Junho de 1986. In: Legislação de Conservação da Natureza. 4ed. , São Paulo (SP): FBCN / CESP, 720p.
- DROLIC, A; KONCAN, J. (1995). Water quality modelling of river Sava, Slovênia. **Water Research**, v.30, n.11, p.2587 – 2592.
- EIGER, S. (1991). **Qualidade da água em rios e estuários**. In: PORTO, R. L. L., org. Hidrologia Ambiental. São Paulo: EDUSP / ABRH. Parte II. P.69 – 163.
- ENCYCLOPÉDIA BRITANNICA DO BRASIL PUBLICAÇÕES Ltda. (1999). Rios. São Paulo: em CD.
- ESTEVES, F. de A. (1988). **Fundamentos da Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência ed.: FINEP, 575p.
- FISCHER, E. G. (1995). **Determinação do Grau de Contaminação do Ribeiro do Feijão através de Levantamento de dados e Modelo matemático de Qualidade da Água**. São Carlos: 136p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – escola de Engenharia de São Carlos).
- FISCHER, H. B. (1979). **Mixing in inland and coastal waters**. New York: Academic Press Inc.

- GASTALDINI, M. C. (1982). **Análise do mecanismo de autodepuração do rio Jacaré – Guaçu através do modelo de qualidade da água**. São Carlos: 1982. 160p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Escola de Engenharia de São Carlos).
- GLASANTE, A. E. (1997). **Avaliação da Capacidade de autodepuração do Ribeirão do Jacaré – Itatiba – SP**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Foz do Iguaçu. Anais...p.2198 – 2202.
- GELDREICH, E. E; KENNER, B. A. (1969). **Concepts of Streptococci Stream Pollution**. Journal WPCF. v.41, n.8, p.334 – 352.
- HYNES, H. B. N. (1970). **The Biology of Running Waters**. Liverpool: University Press.
- HOLANDA, J.S. de; AMORIN, J. L. A. de. (1997). **Qualidade da água para irrigação**. In: Simpósio “Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada”. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26. Campina Grande – PB. Anais...p.137 – 170.
- JONES, J. S. (1979). **A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Freshwater**. Ambleside: Freshwater Biological Association Scientific Publication. London: n.39, 112p.
- LIMA, C. A. de A. (1997). **O uso do modelo QUAL2E na simulação da qualidade das águas do Rio Jacaré – Guaçu**. São Carlos: 179p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Escola de Engenharia de São Carlos).
- LIAO, P. D. L; BEZERRA, J. de M; BASTOS, O. de C; BARRETO, G. M. de C. B. (1984). **Análise dos Indicadores bacterianos de poluição dos rios Anil e Bacanga, na ilha de São Luís, estado do Maranhão, Brasil**. Saúde Pública., São Paulo: n.18, p.278 – 287.
- LUCENA, J. H. de. (1998). **Estudo da variação temporal da qualidade da água do rio Bodocongó (PB)**. Campina Grande: 116p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal da Paraíba).

- MAYER, M. das G. R. (1998). **Aspectos Sanitários e Físico – Químicos da Autodepuração do rio Bodocongó (PB)**. Campina Grande: 106p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal da Paraíba).
- MAYER, M. das G. R; CEBALLOS, B. S. O; LUCENA, J.H; KONIG, A. SUASSUNA, E. N. (1998). **Variação Espaço – Temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB – Brasil)**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 26. Lima – Parú, 01 – 05 de novembro.
- MATEUS, E. C; GIANOTTI, E. O; MORAES, A .J. (1989). **Correlações entre clorofila, STV e DQO**. DAE, v.49, n.154, p.20-28.
- MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA – situação atual e perspectivas (Atualidades Técnicas). (1998). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 3, n. 3 – jun / set n. 4, out/dez, p.90-91.
- PAYNE, A. I. (1986). **The ecology of tropical lakes and rivers**. Chichester, Jonh Wiley & Sons, 301p.
- PELCZAR, Jr, M. J; CHAN, E. C. S; KRIEG, N. R. (1993). **Microbiology – Concepts and Applications**. Ed: MC Graw – Hill. Inc. 896p.
- PEREIRA, C. B. (1999). **Influência do método de estimativa do coeficiente de dispersão longitudinal na simulação da qualidade da água em rios**. Vitória: 1999. 123p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal do Espírito Santo).
- RAUCH, W.; HENZE, M.; KONKSOS, L.; REICHERT, P.; SHANAHAN, P.; SOMLYÓDY, L.; VANROLLEGHEM, P. (1998). **River water quality modellig: I state of the art**. *Wat. Sci. Tech.*, 38 (11), p.237 – 244.

- REIS, J. A. T. dos. (1997). **Estudo dos Padrões para Compostos Amoniacais em Efluentes e Cursos d'água Interiores**. Vitória: 120p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal do Espírito Santo).
- RIGO, D. (1992). **Dispersão Longitudinal em Rios: desempenho de métodos de previsão e de traçadores fluorescentes**. Rio de Janeiro: 114p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro).
- RODIER, J. (1995). **L'analyse de L'eaux Naturelles, Eaux Residuals, Eaux de Mer**. 5.ed., Paris: Ed. Dunod, v.1, 629p.
- RUTHERFORD, J. C. (1994). **River mixing**. Chichester, England: Jonh Wiley and Sons, 347p.
- SAYWER, C.N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. (1994). **Chemistry for Environmental Engeneering**. 4 ed. International Student Edition, Mc Graw – Hill Book Caompany, 568p.
- SHANAHAN, P. (1998) River water quality modelling: II. Problems of the art. **Wat. Sci. Tech.**,38 (11), p.245 – 252.
- SHAFER, A. (1994) **Fundamentos da Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: UFRGS, 532p.
- SIQUEIRA, E. Q. (1996) **Aplicação do modelo de qualidade de água (QUAL2E) na modelação de oxigênio dissolvido no rio Meia Ponte (GO)**. (1996) São Carlos, 90p. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade de São Paulo).
- VON SPERLING, M. (1983) **Autodepuração dos cursos d'água**. Belo Horizonte. 336p. (Dissertação de mestrado em engenharia Sanitária – Universidade Federal de Minas Gerais, 240p.

VON SPERLING, M. (1996) **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 240p.

TUCCI, C. M. (1998). **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS: ABRH, p.537 – 582.

---

**ANEXO 1**  
**CURVAS PARA VERIFICAÇÃO DE MISTURA DO TRAÇADOR**

---

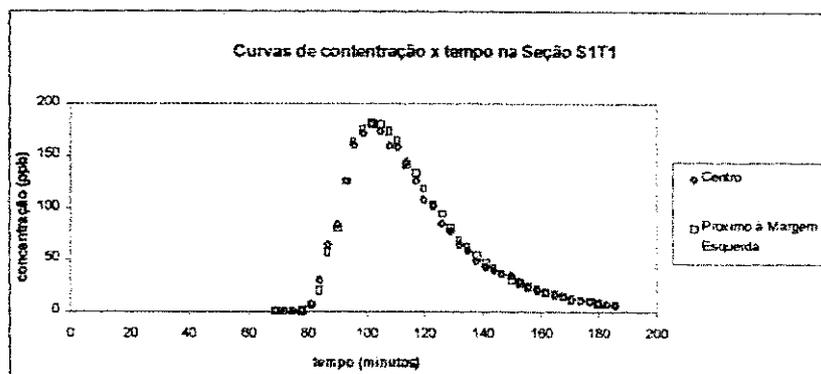


Figura 1A - Curva de concentração x tempo para verificar mistura na seção S1T1 do trecho 3-4 do Baixo Bodocongô (PB)

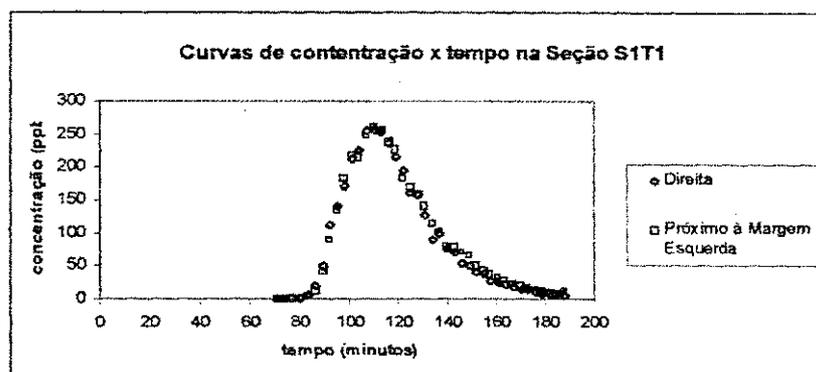


Figura 1B- Curva de concentração x tempo para verificar mistura na seção S1T1 do trecho 4-5 do Baixo Bodocongô (PB)

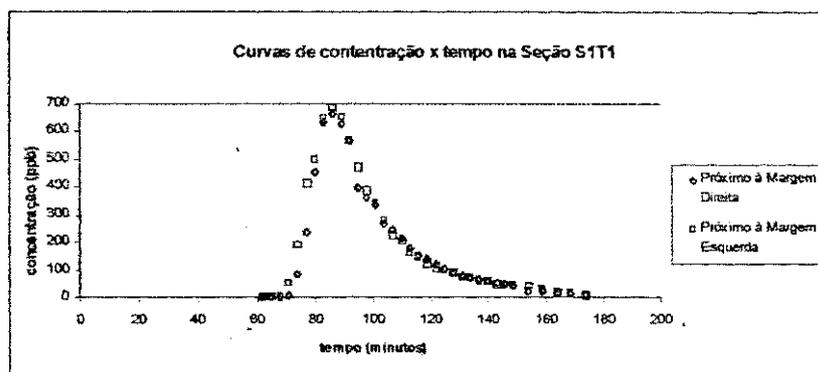


Figura 1C - Curva de concentração x tempo para verificar mistura na seção S1T1 do trecho 6-7 do Baixo Bodocongô (PB)

---

**ANEXO 2**

---

**CURVAS DE VERIFICAÇÃO PARA O MÉTODO DO ROUTING PROCEDURE**

---

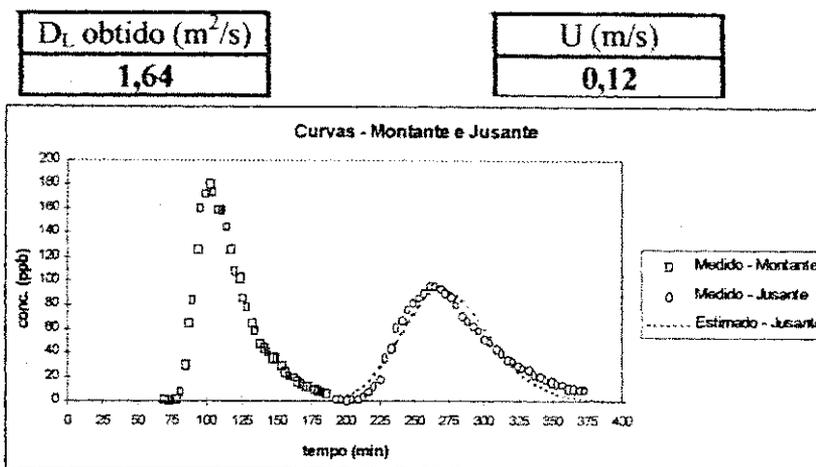


Figura 2A- Curva de concentração x tempo para o método do routing procedure trecho 3-4 no Baixo Bodocongó (PB)

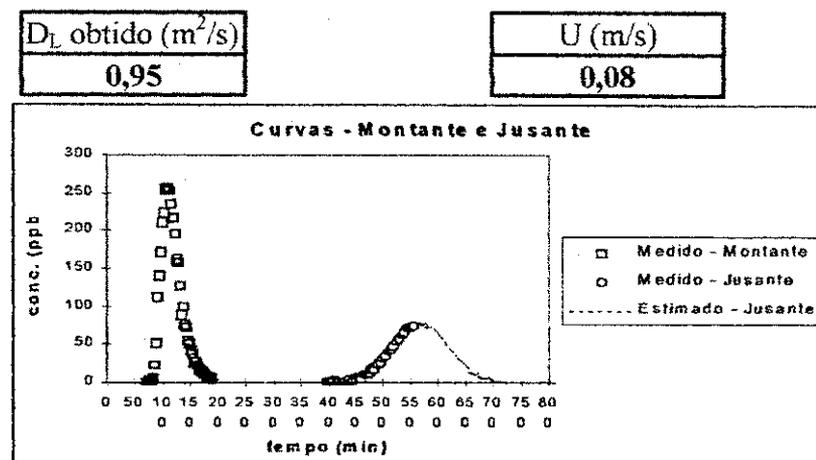


Figura 2B- Curva de concentração x tempo para o método do routing procedure trecho 4-5 no Baixo Bodocongó (PB)

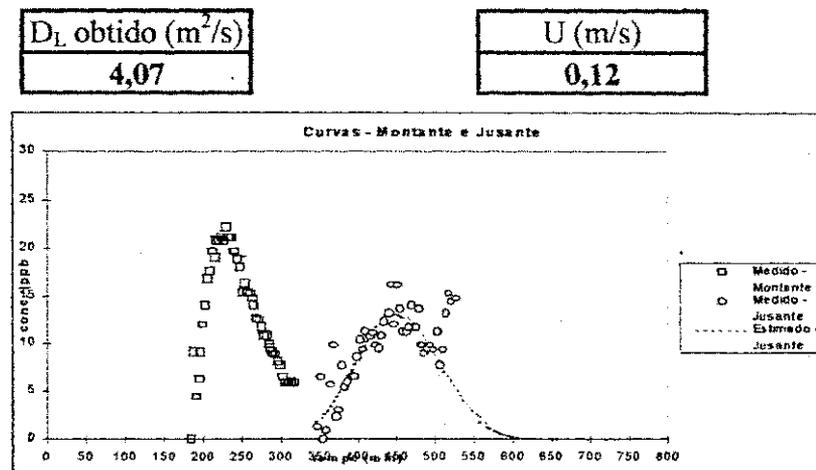


Figura 2C- Curva de concentração x tempo para o método do routing procedure trecho 6-7 no Baixo Bodocongó (PB)

---

**ANEXO 3**  
**GRÁFICOS DA REGRESSÃO PARA DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES E**  
**EXPOENTES DE VAZÃO E VELOCIDADE**

---

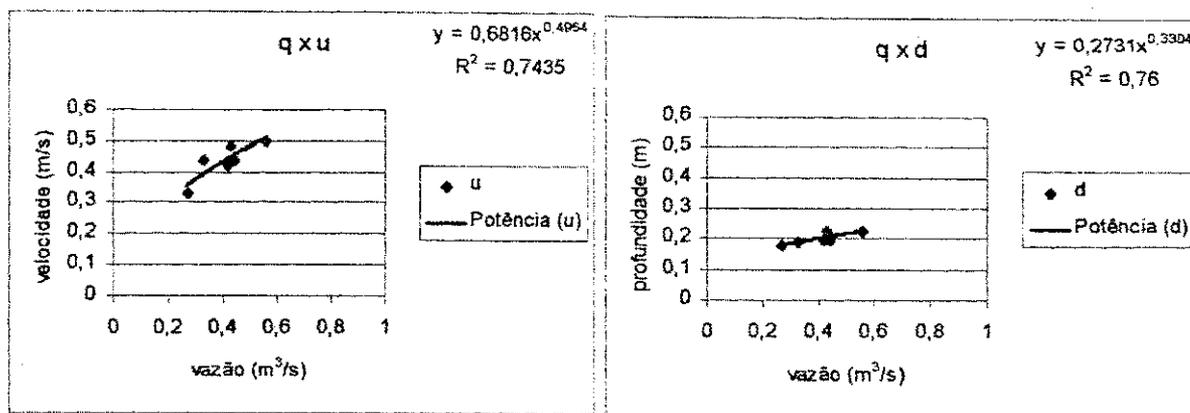


Figura 3A – Regressão linear para obtenção dos coeficientes de correlação de velocidade com vazão e de profundidade média com vazão para o trecho 1-2 do Baixo rio Bodocongó (PB)

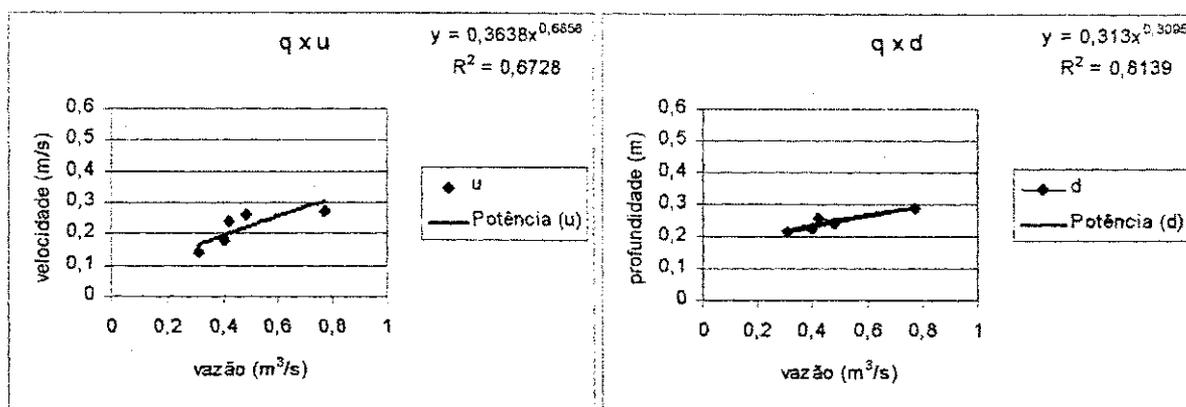


Figura 3B – Regressão linear para obtenção dos coeficientes de correlação de velocidade com vazão e de profundidade média com vazão para o trecho 2-3 do Baixo rio Bodocongó (PB).

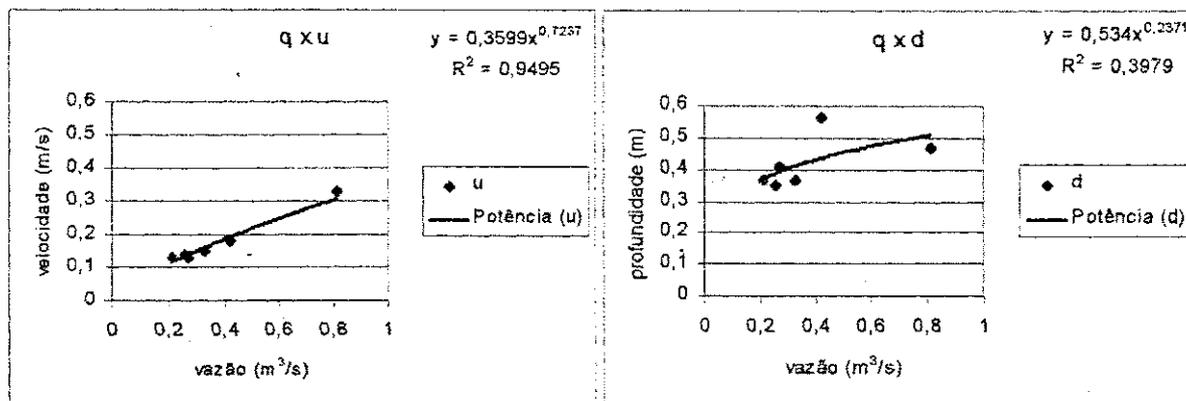


Figura 3C – Regressão linear para obtenção dos coeficientes de correlação de velocidade com vazão e de profundidade média com vazão para o trecho 3-4 do Baixo rio Bodocongó (PB).

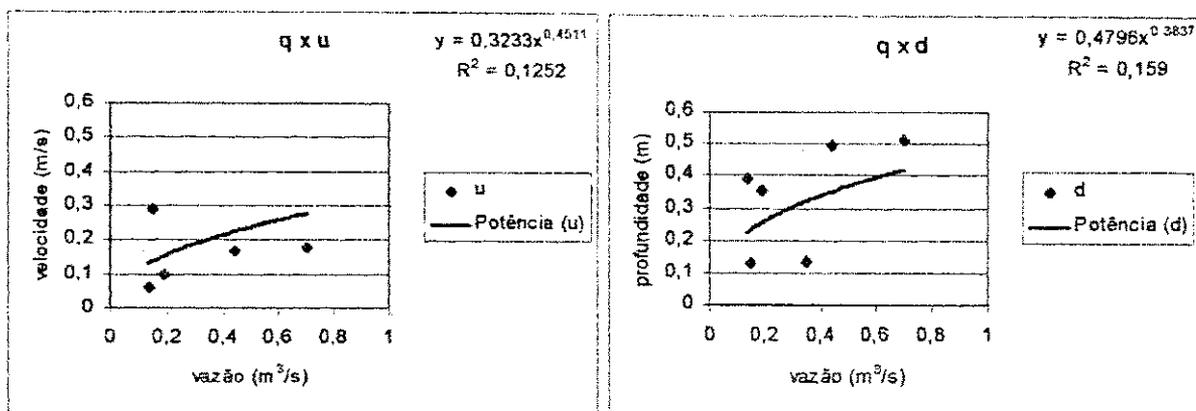


Figura 3D – Regressão linear para obtenção dos coeficientes de correlação de velocidade com vazão e de profundidade média com vazão para o trecho 4-5 do Baixo rio Bodocongó (PB).

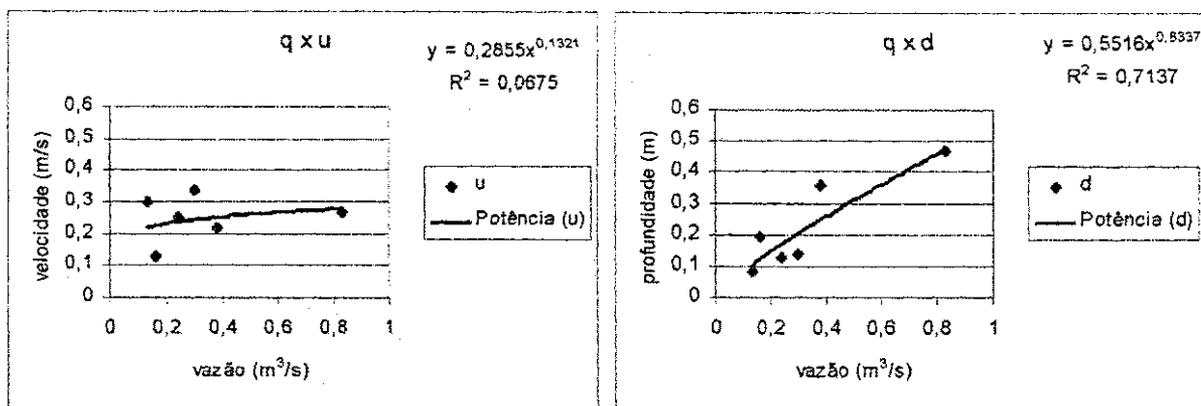


Figura 3E – Regressão linear para obtenção dos coeficientes de correlação de velocidade com vazão e de profundidade média com vazão para o trecho 5-6 do Baixo rio Bodocongó (PB).

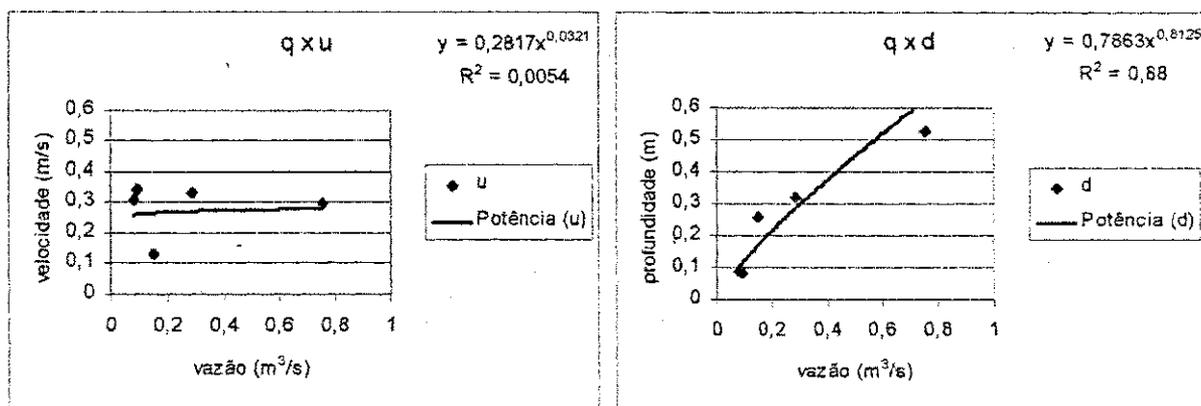


Figura 3F – Regressão linear para obtenção dos coeficientes de correlação de velocidade com vazão e de profundidade média com vazão para o trecho 6-7 do Baixo rio Bodocongó (PB).

---

**ANEXO 4**  
**GRÁFICO DAS CALIBRAÇÕES INDIVIDUAIS**

---

### Calibração com a primeira campanha (27/03/1999)

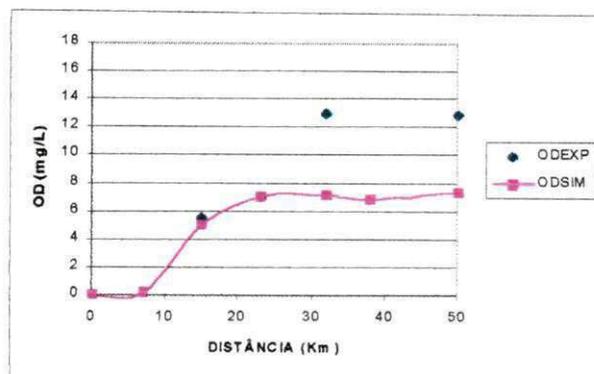


Figura 4.1 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

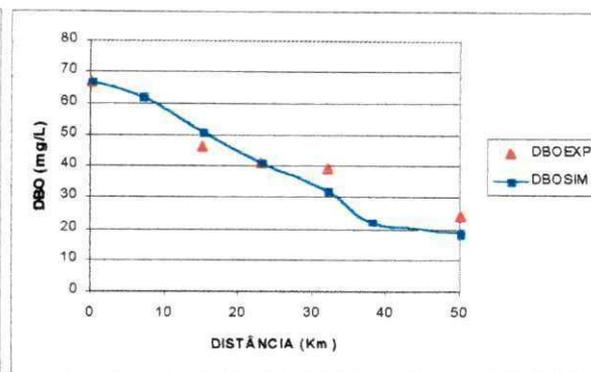


Figura 4.2 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

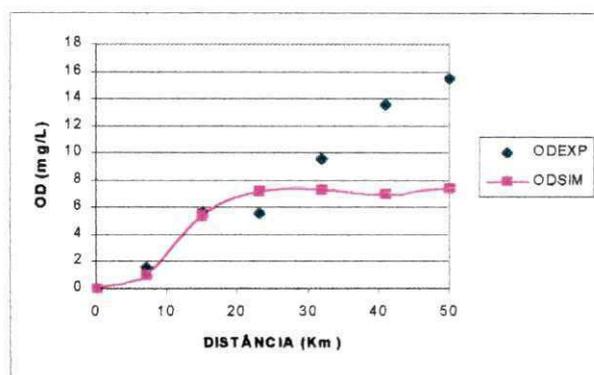


Figura 4.3 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

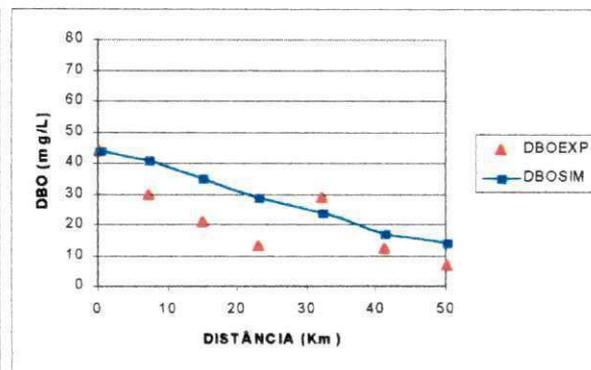


Figura 4.4 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

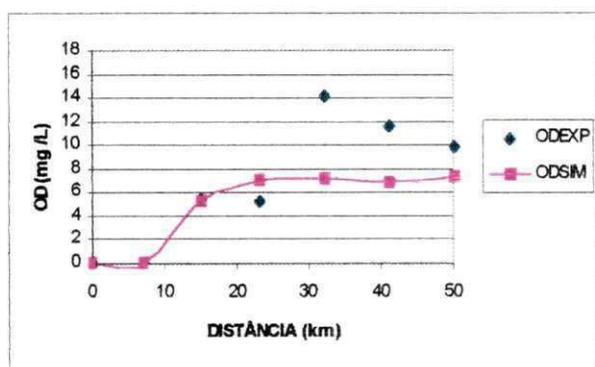


Figura 4.5 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

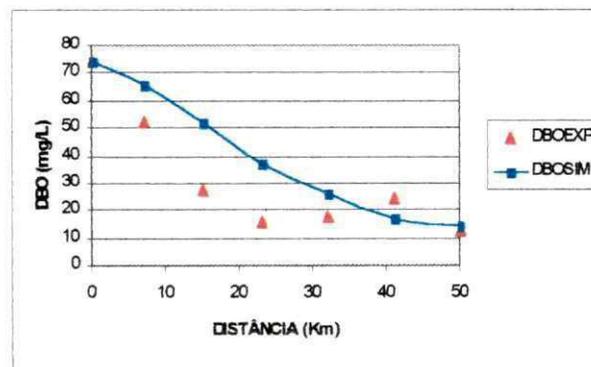


Figura 4.6 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

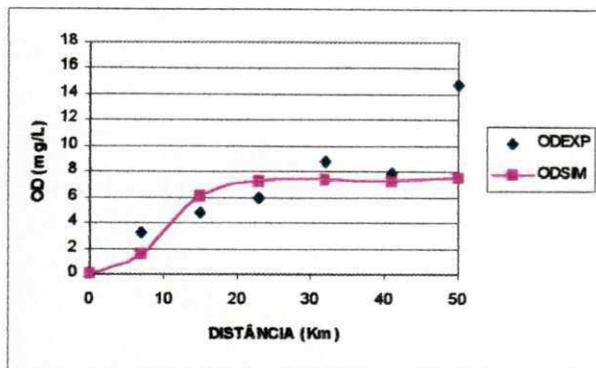


Figura 4.7 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

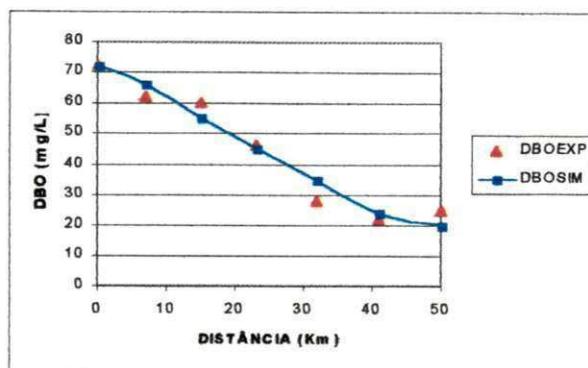


Figura 4.8 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

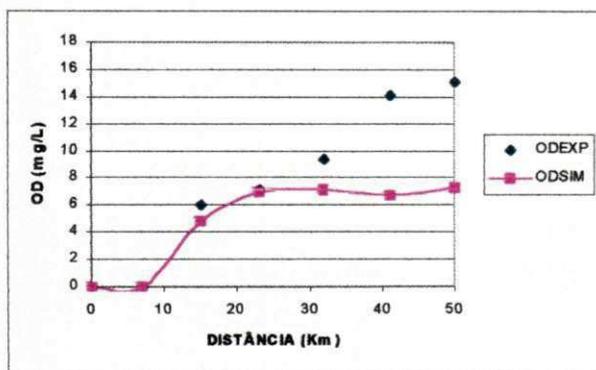


Figura 4.9 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

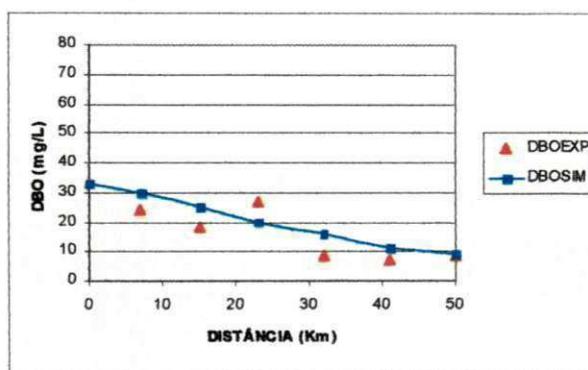


Figura 4.10 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

Calibração com a segunda campanha (14/04/1999)

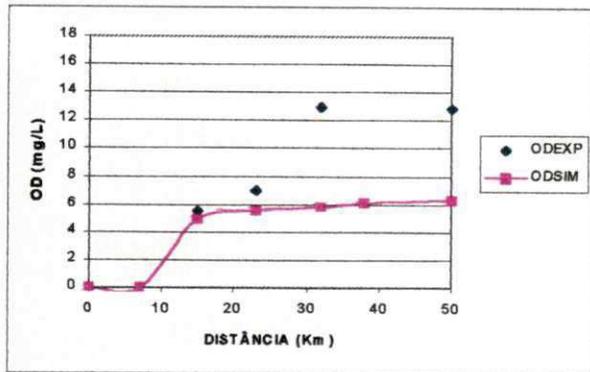


Figura 4.11 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

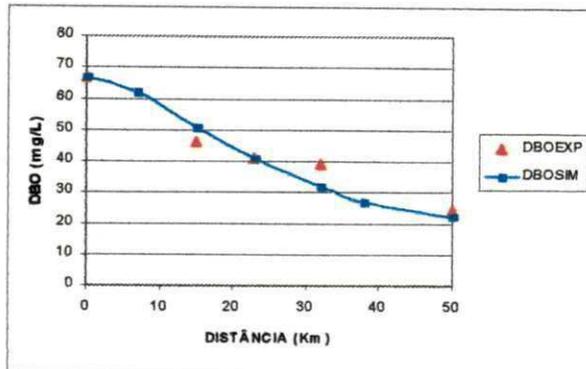


Figura 4.12 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

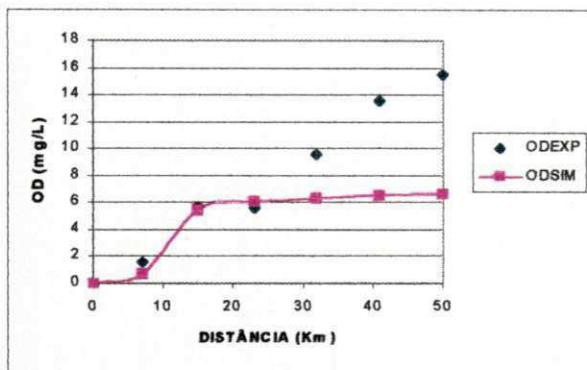


Figura 4.13 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

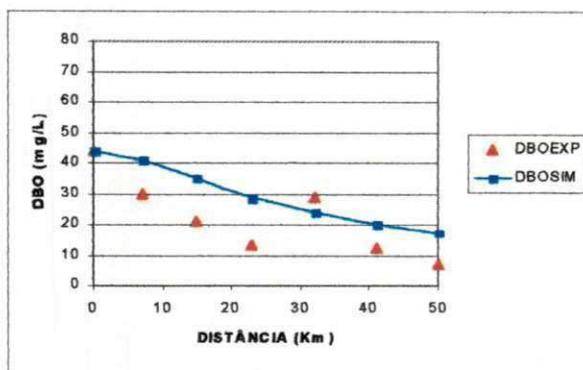


Figura 4.14 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

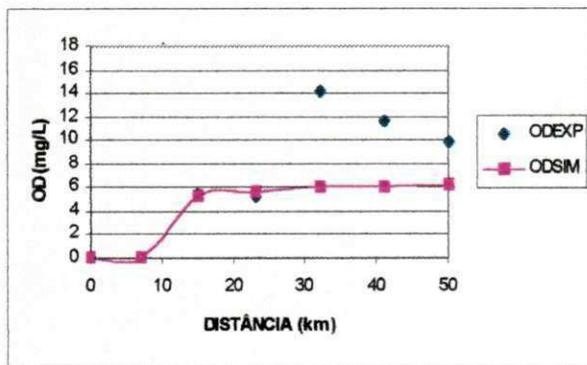


Figura 4.15 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

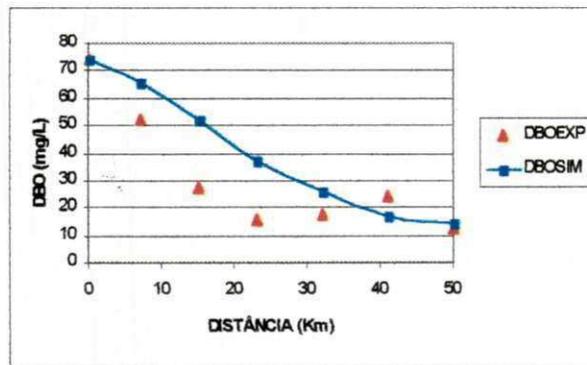


Figura 4.16 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

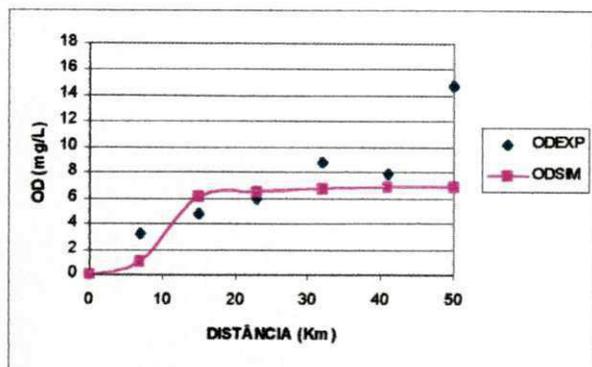


Figura 4.17– Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

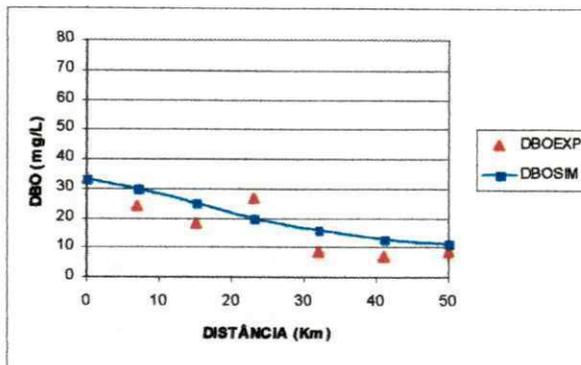


Figura 4.18 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

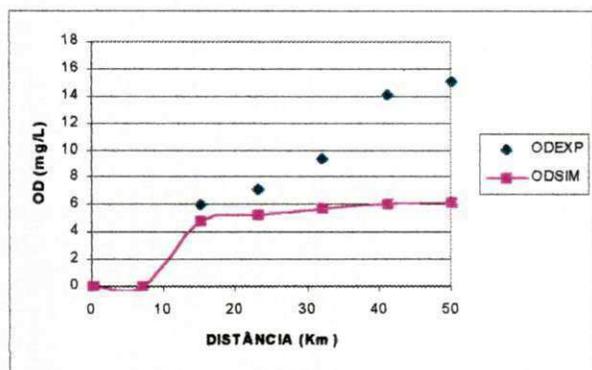


Figura 4.19– Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

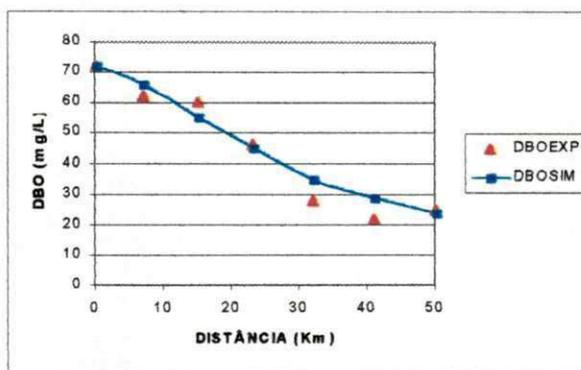


Figura 4.20 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

## Calibração com a terceira campanha (29/04/1999)

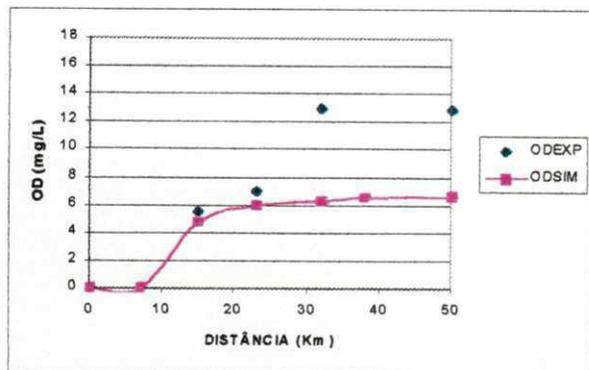


Figura 4.21 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

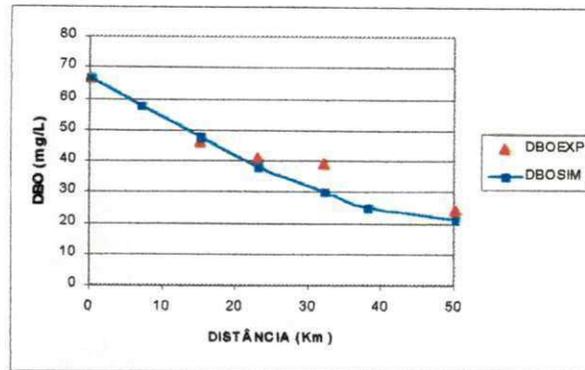


Figura 4.22 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

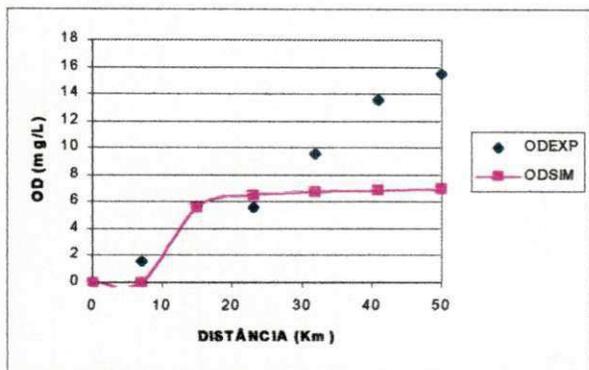


Figura 4.23 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

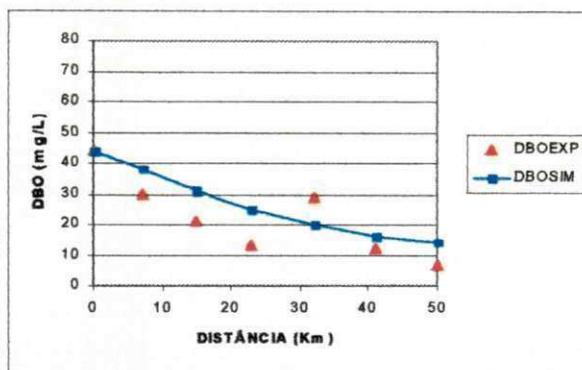


Figura 4.24 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

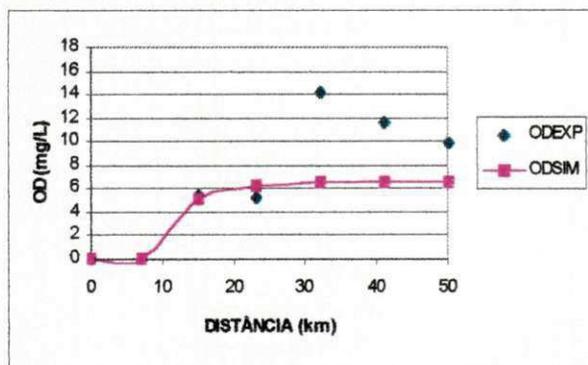


Figura 4.25 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

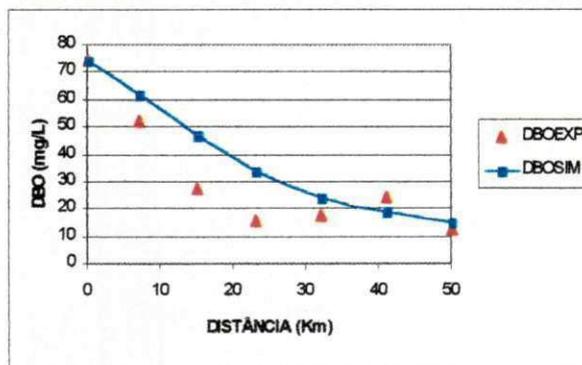


Figura 4.26 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

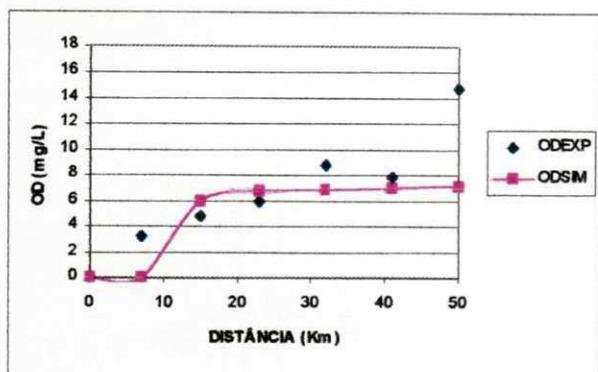


Figura 4.27 – verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

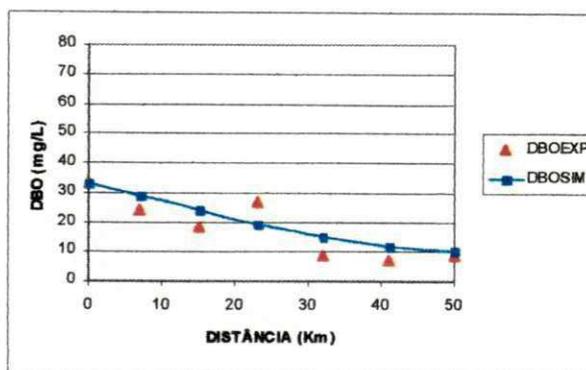


Figura 4.28 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

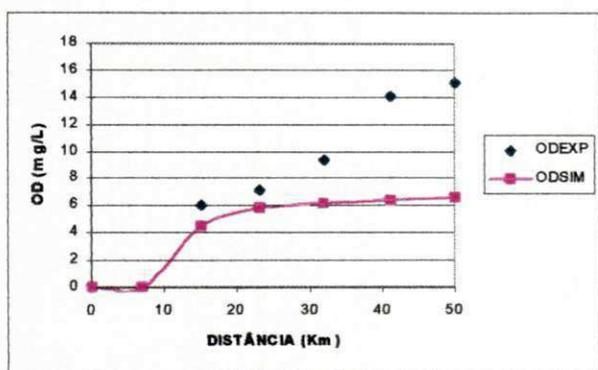


Figura 4.29 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

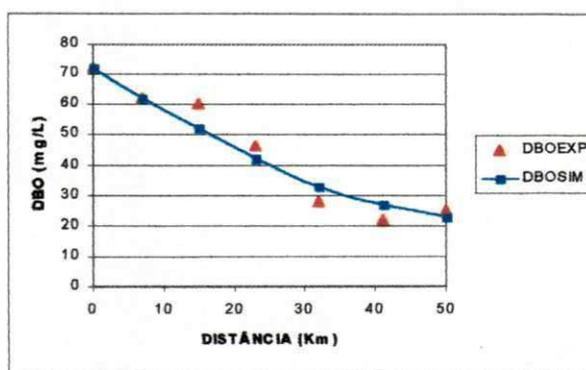


Figura 4.30 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

Calibração com a Quinta campanha (30/05/1999)

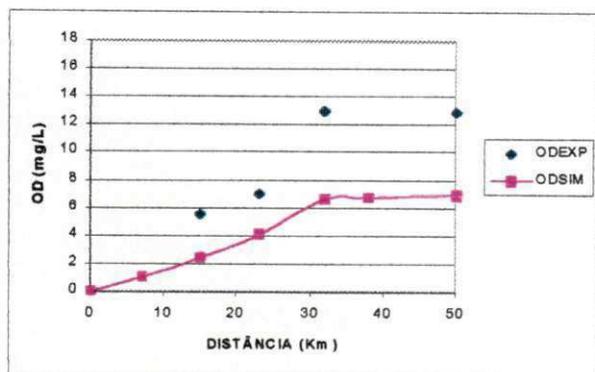


Figura 4.31 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

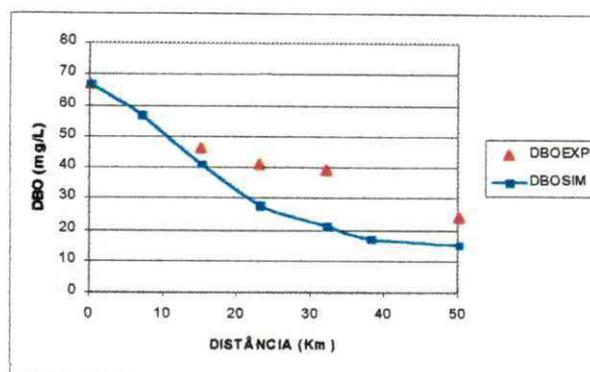


Figura 4.32 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

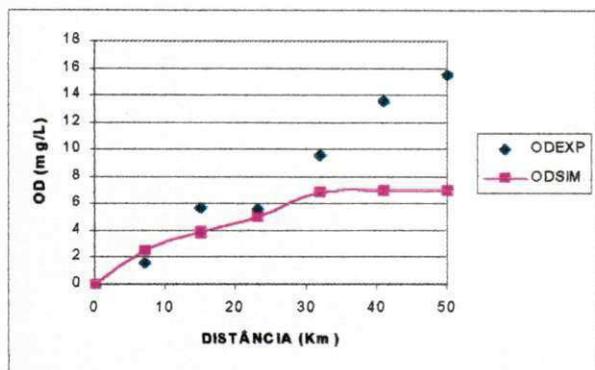


Figura 4.33 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

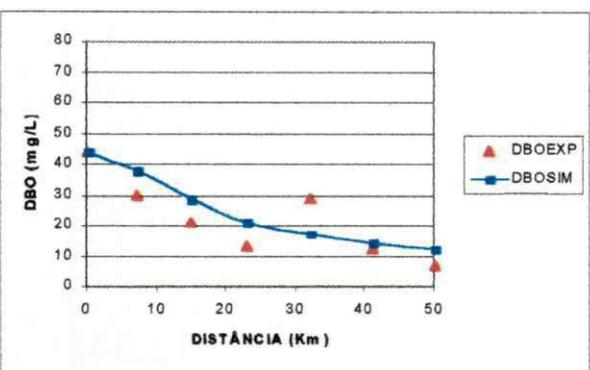


Figura 4.34 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

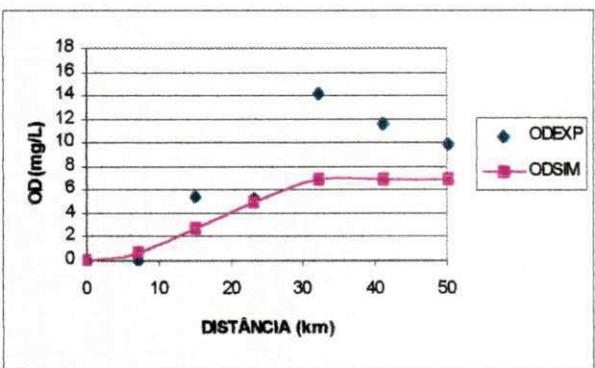


Figura 4.35 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

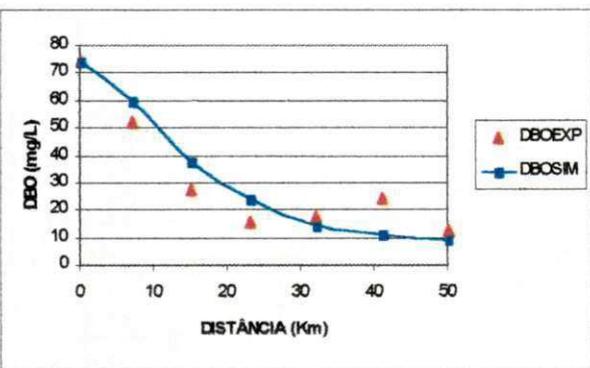


Figura 4.36 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

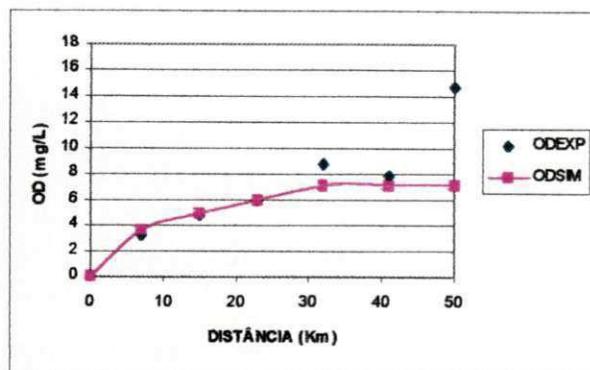


Figura 4.37 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

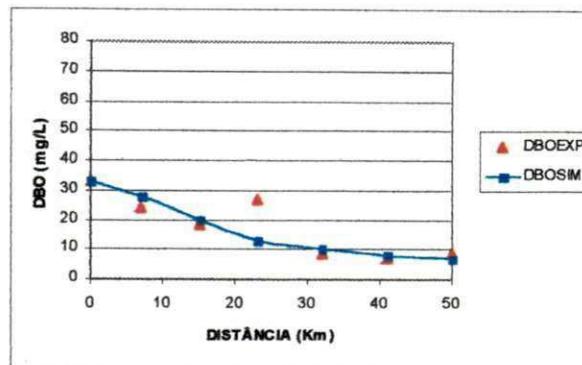


Figura 4.38 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

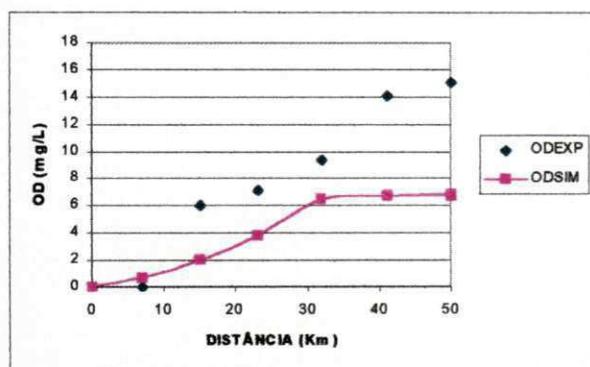


Figura 4.39 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

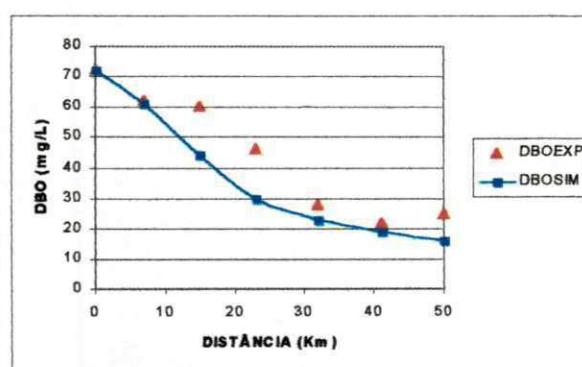


Figura 4.40 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

### Calibração com a Sexta campanha (19/06/1999)

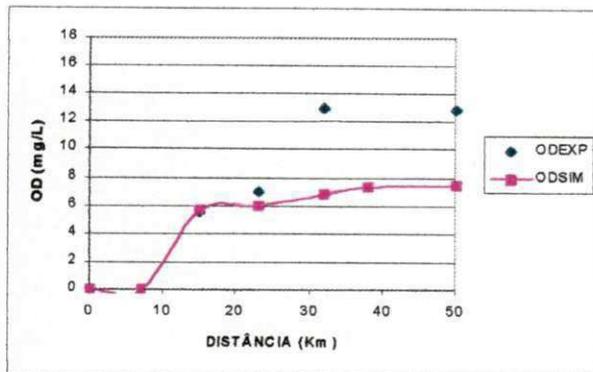


Figura 4.41 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

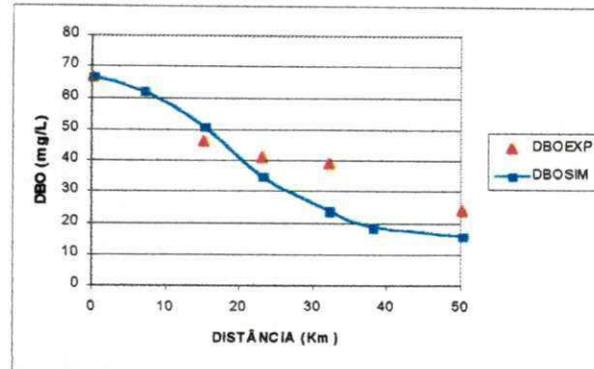


Figura 4.42 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

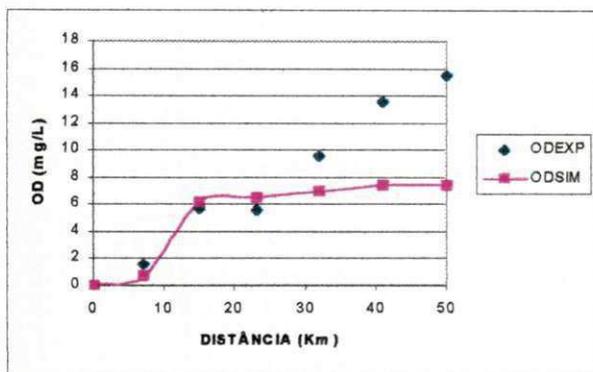


Figura 4.43 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

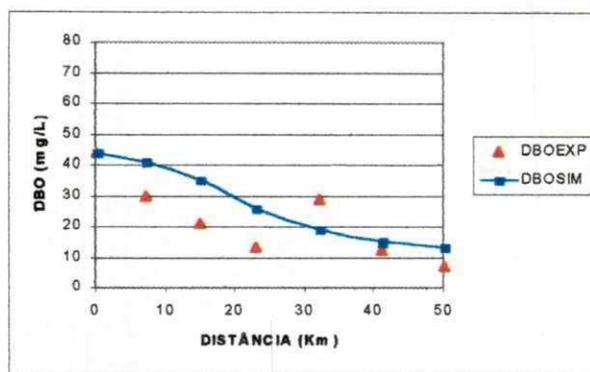


Figura 4.44 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

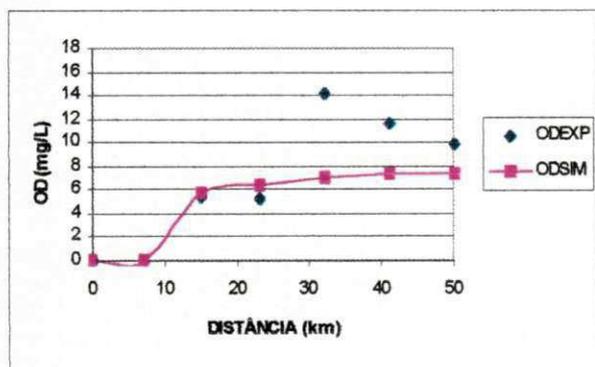


Figura 4.45 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

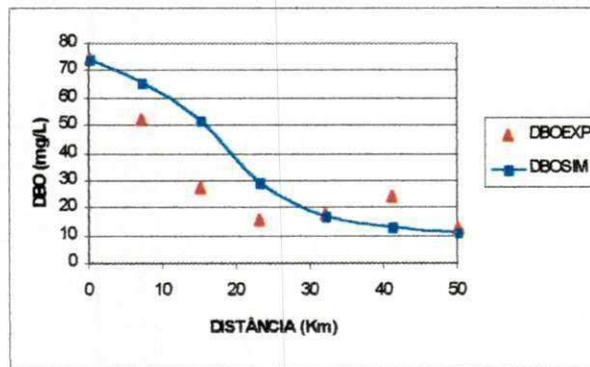


Figura 4.46 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

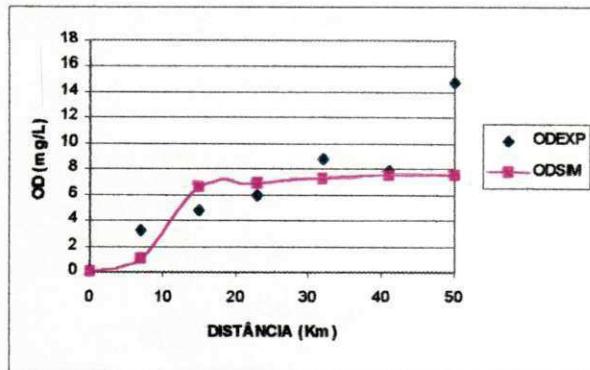


Figura 4.47 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

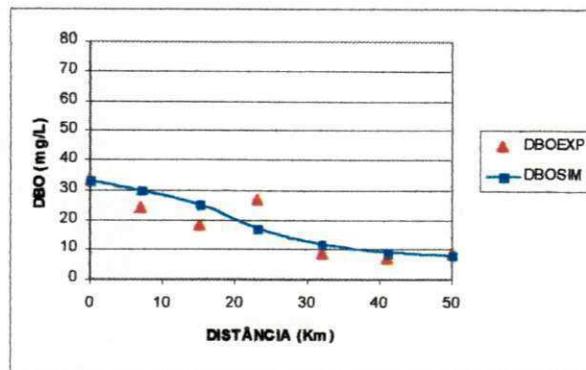


Figura 4.48 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

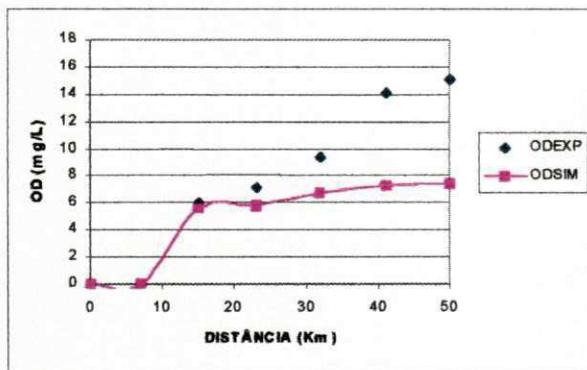


Figura 4.49 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

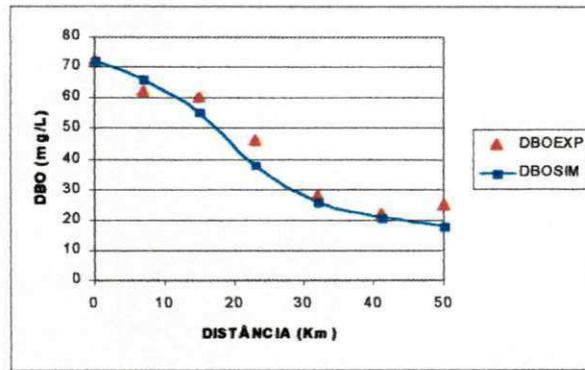


Figura 4.50 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

---

**ANEXO 5**  
**GRÁFICO DAS CALIBRAÇÕES AGRUPADAS**

---

### Calibração com a Primeira e segunda campanha

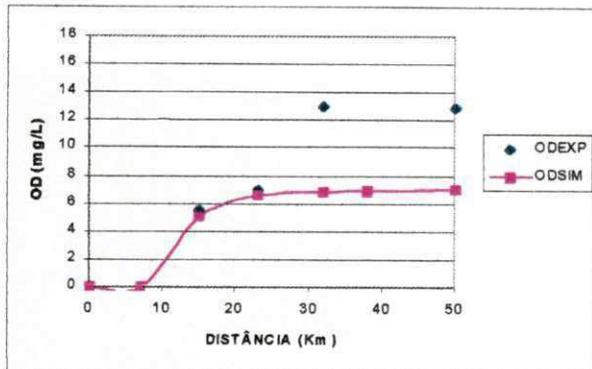


Figura 5.1 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

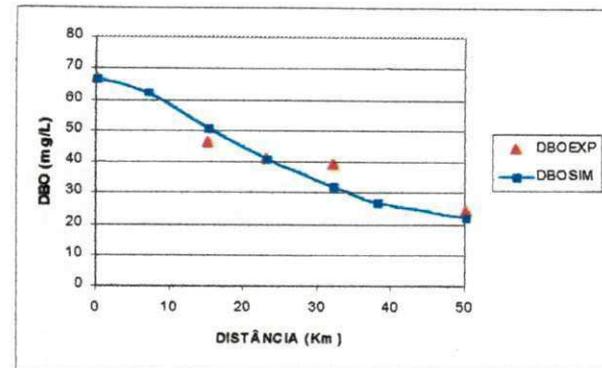


Figura 5.2 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

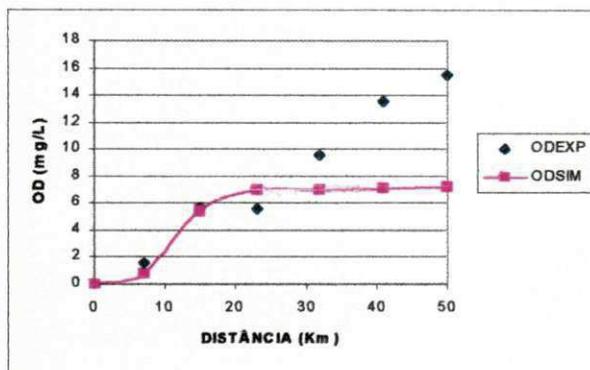


Figura 5.3 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

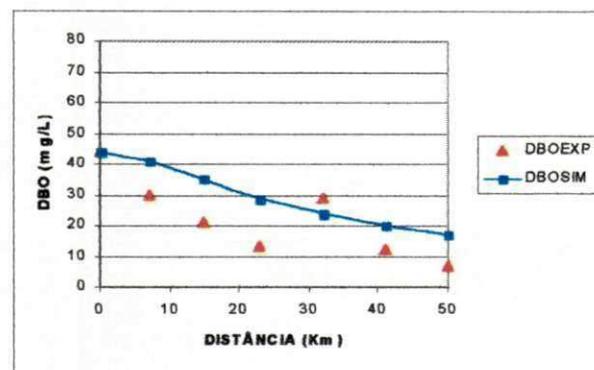


Figura 5.4 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

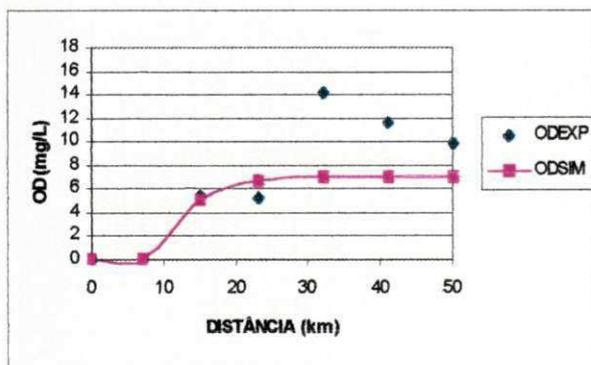


Figura 5.5 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

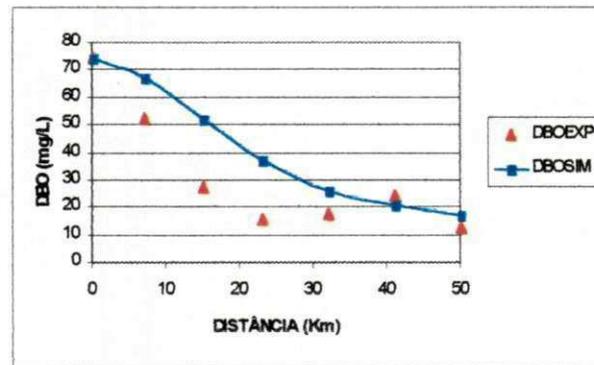


Figura 5.6 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

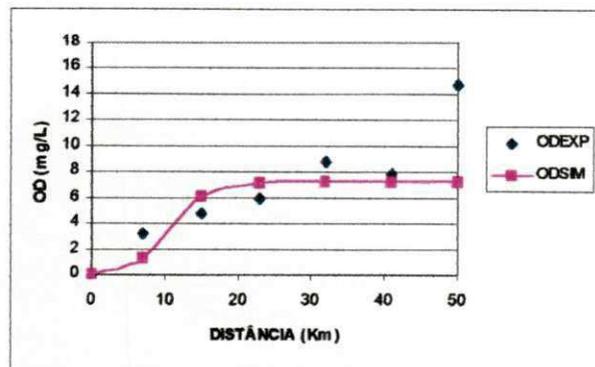


Figura 5.7 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

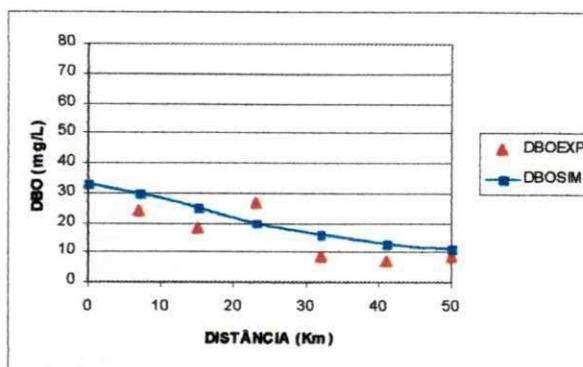


Figura 5.8 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

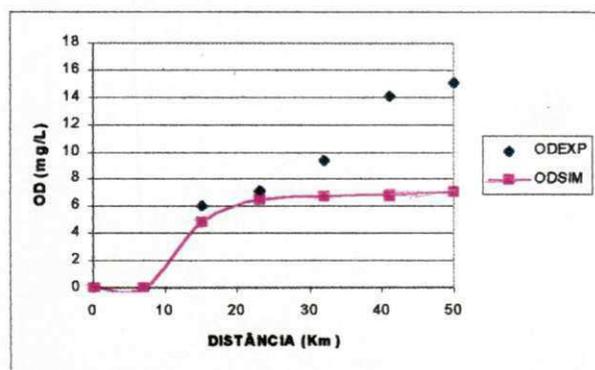


Figura 5.9 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

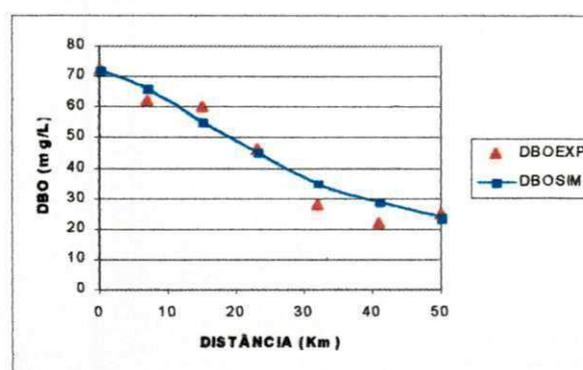


Figura 5.10 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

### Calibração com a Primeira, segunda e terceira campanha

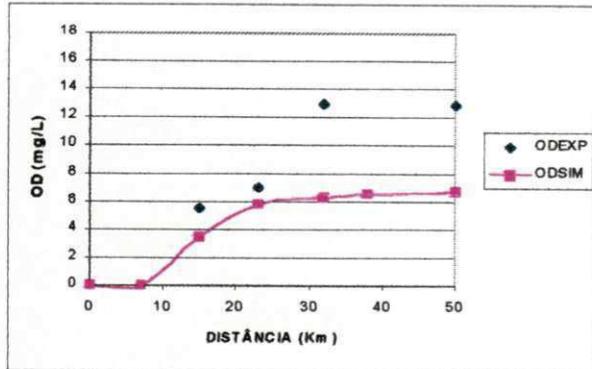


Figura 5.11 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

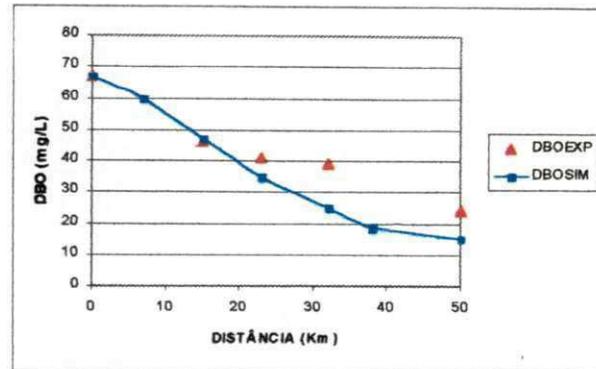


Figura 5.12 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

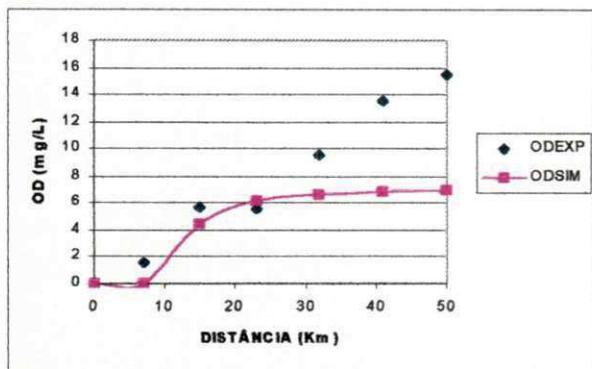


Figura 5.13 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

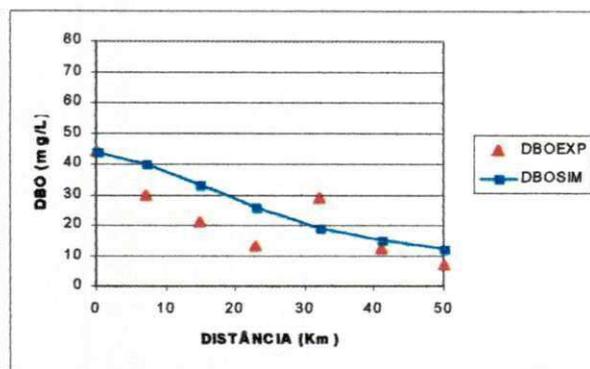


Figura 5.14 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

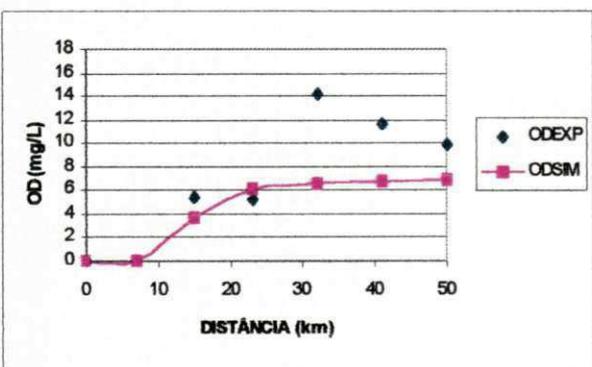


Figura 5.15 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

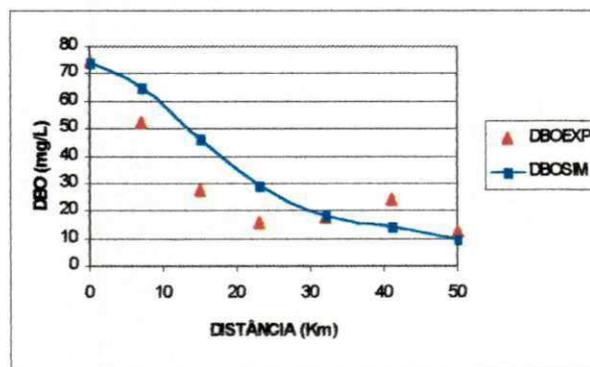


Figura 5.16 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

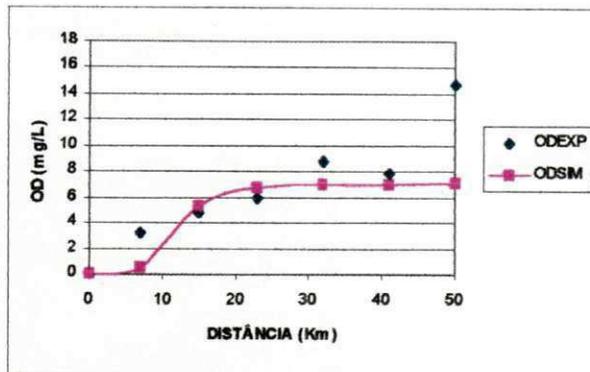


Figura 5.17 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

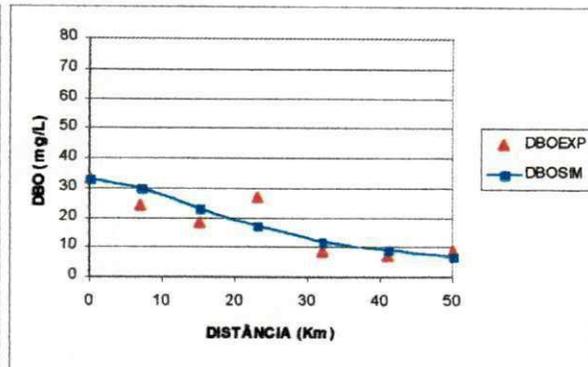


Figura 5.18 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

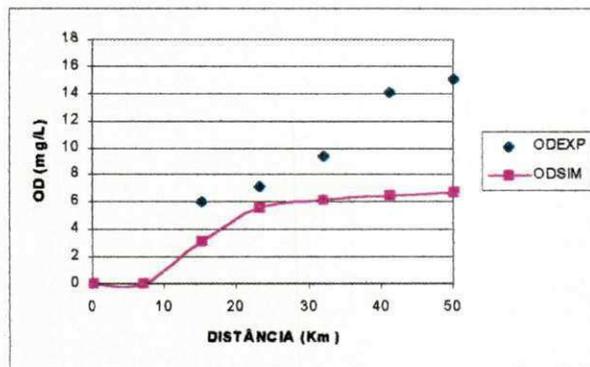


Figura 5.19 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

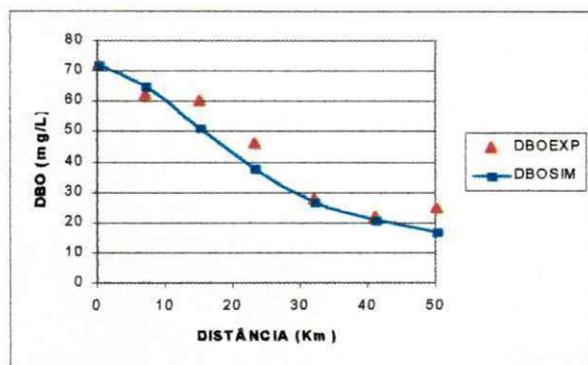


Figura 5.20 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

### Calibração com a Primeira, segunda, terceira e quarta campanha

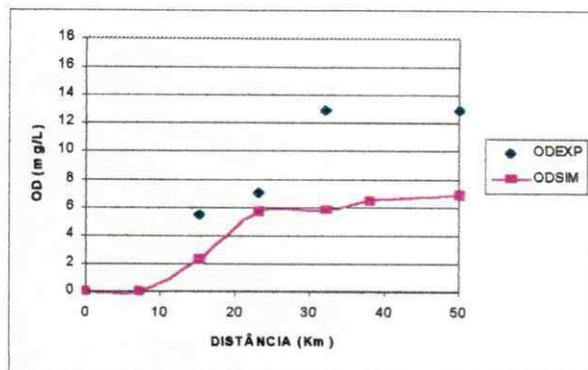


Figura 5.21 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

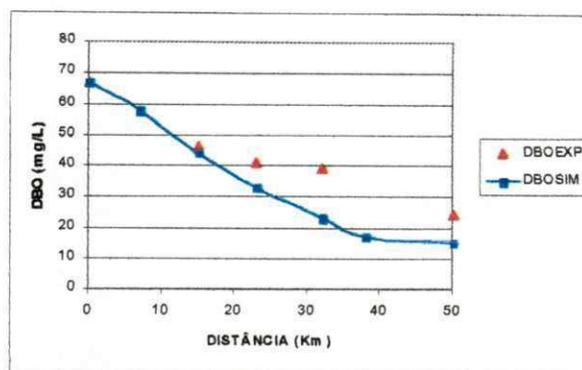


Figura 5.22 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

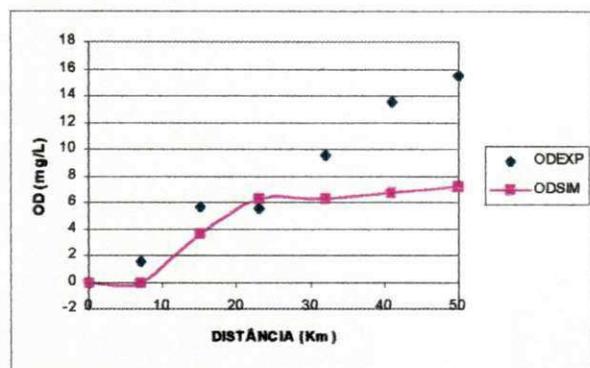


Figura 5.23 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

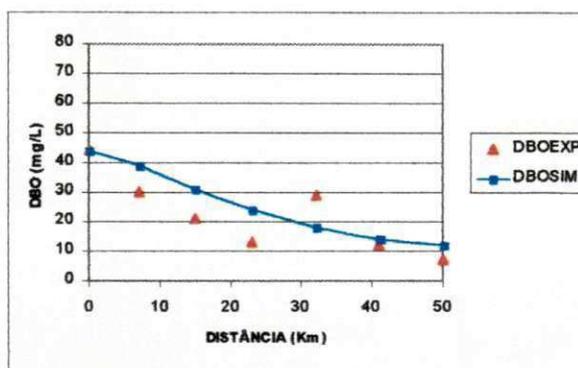


Figura 5.24 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

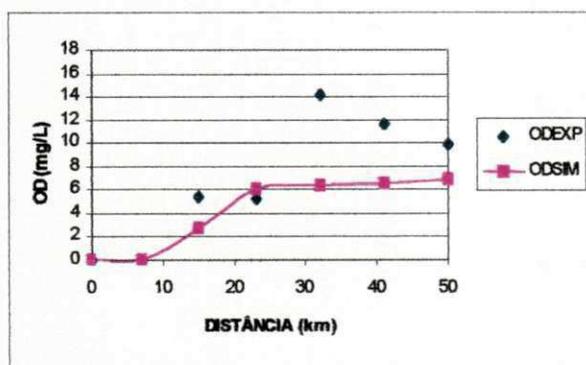


Figura 5.25 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

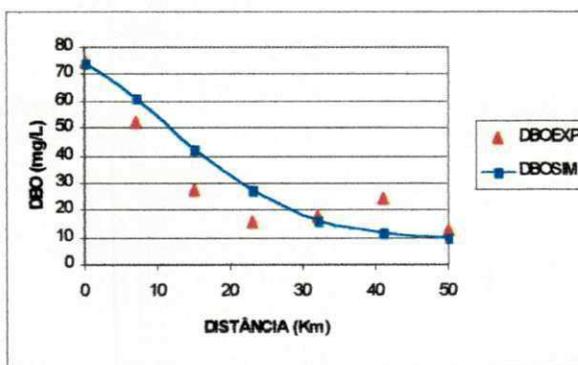


Figura 5.26 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

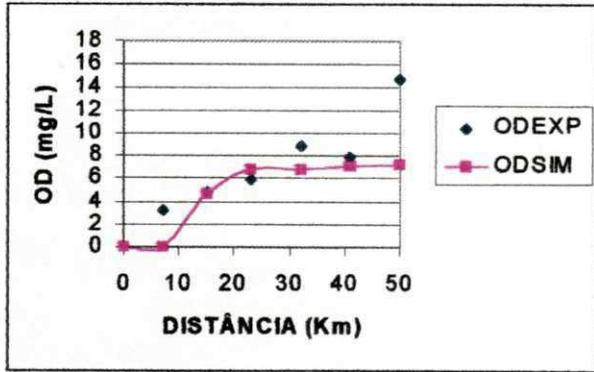


Figura 5.27 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

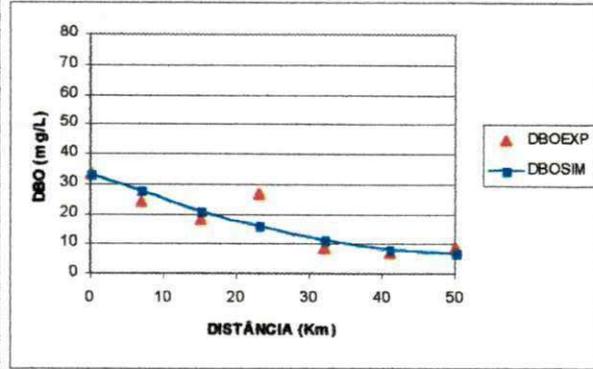


Figura 5.28 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

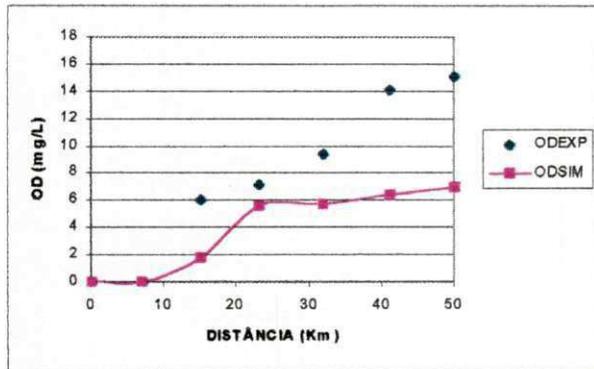


Figura 5.29 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

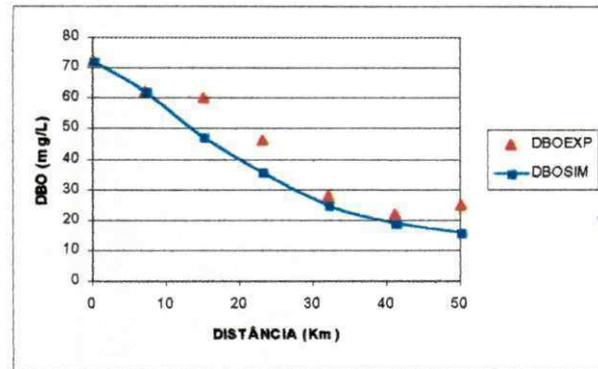


Figura 5.30 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

### Calibração com a Primeira, Segunda, terceira, Quarta e Quinta campanha

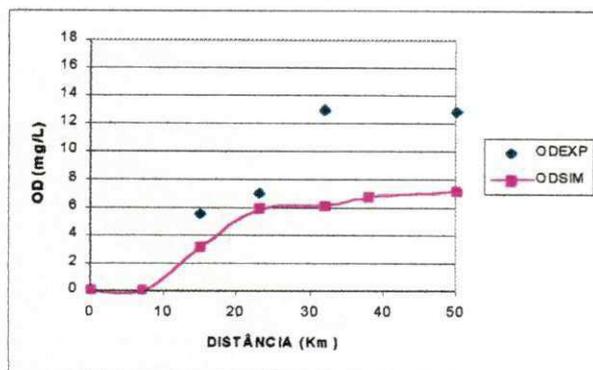


Figura 5.31 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

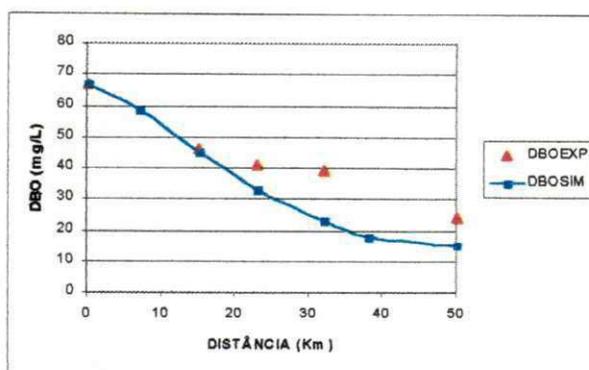


Figura 5.32 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

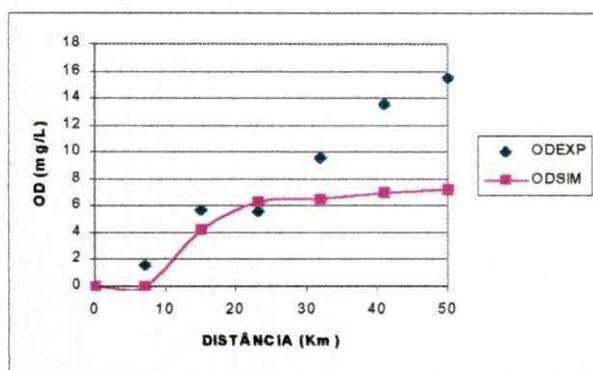


Figura 5.33 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

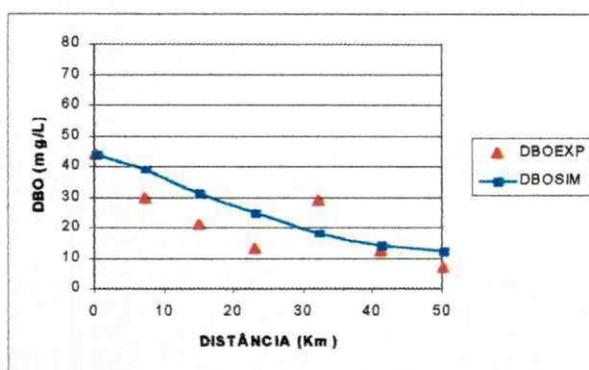


Figura 5.34 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

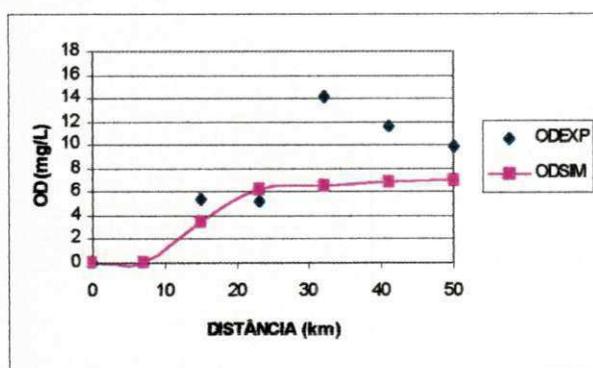


Figura 5.35 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

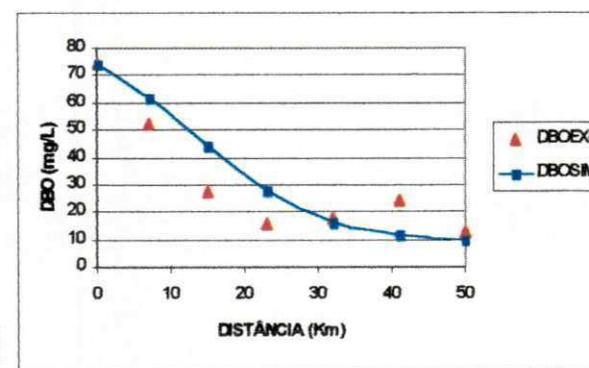


Figura 5.36 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

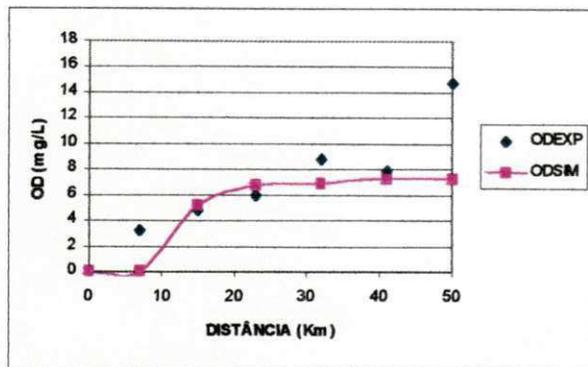


Figura 5.37 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

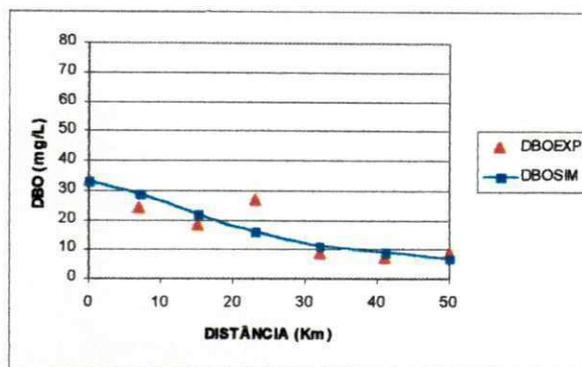


Figura 5.38 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

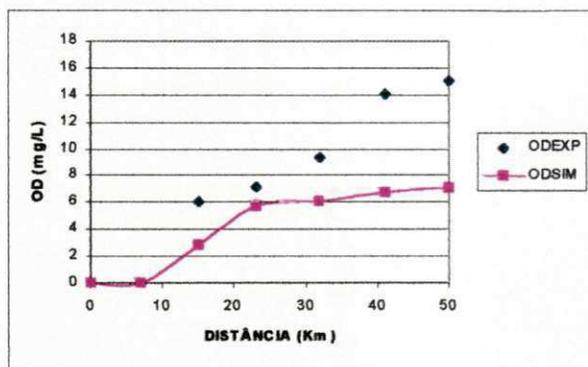


Figura 5.39 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

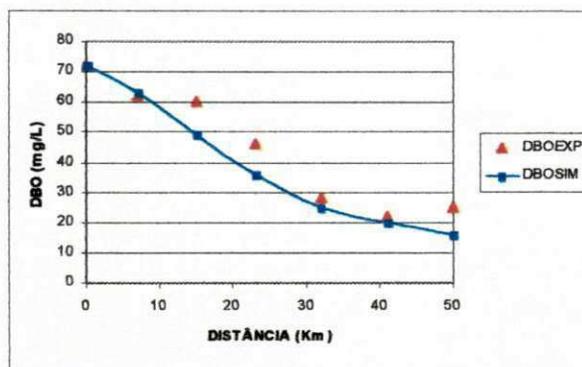


Figura 5.40 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

## Calibração com a segunda e terceira campanha

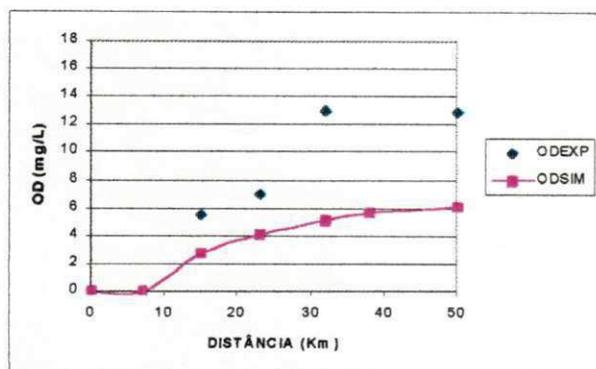


Figura 5.41 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

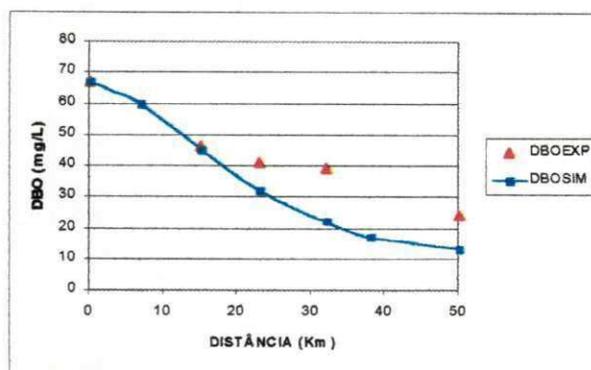


Figura 5.42 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

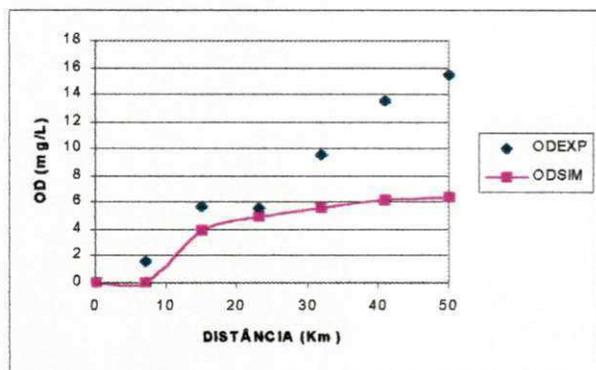


Figura 5.43 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

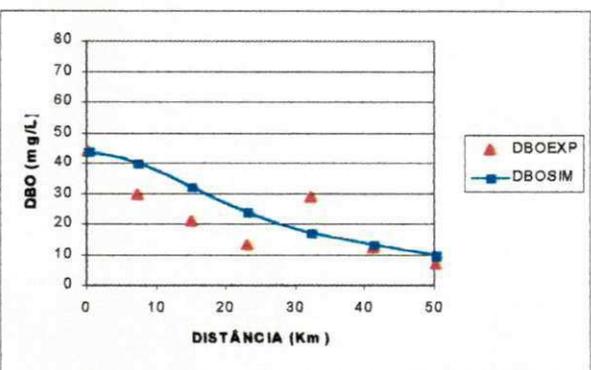


Figura 5.44 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

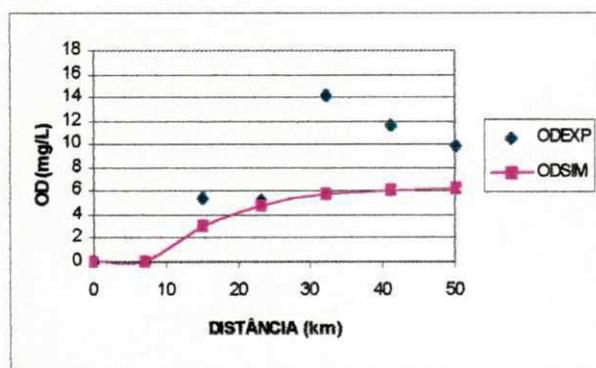


Figura 5.45 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

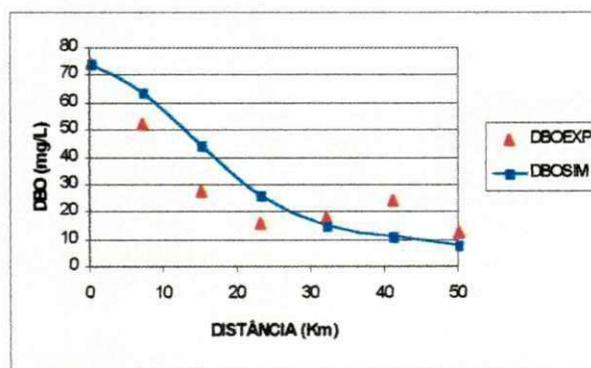


Figura 5.46 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

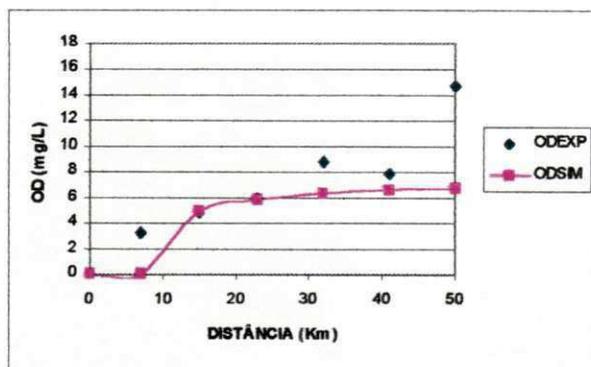


Figura 5.47 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

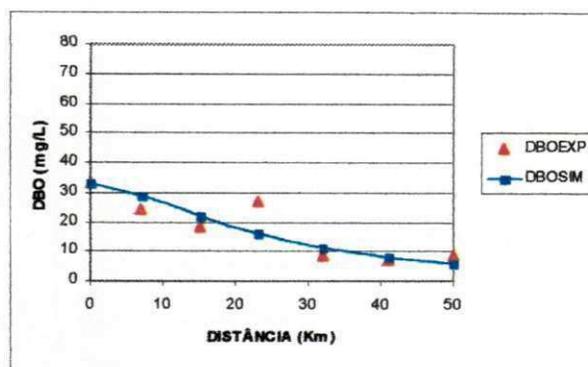


Figura 5.48 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

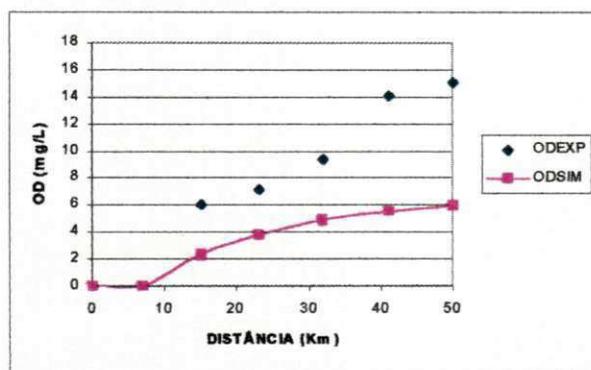


Figura 5.49 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

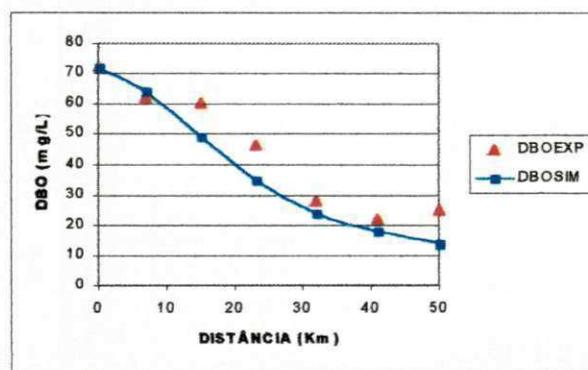


Figura 5.50 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

## Calibração com a segunda ,terceira e quarta campanha

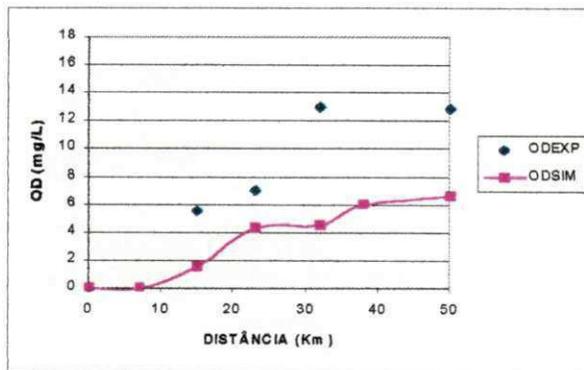


Figura 5.51 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

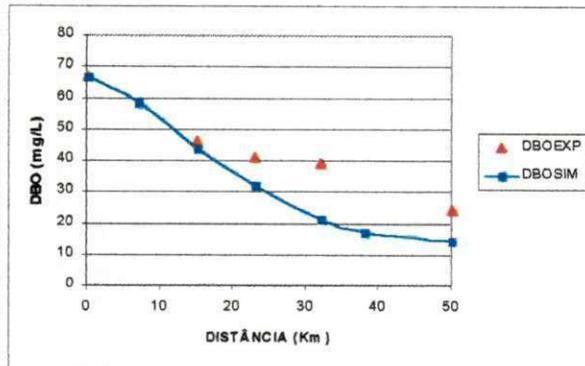


Figura 5.52 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

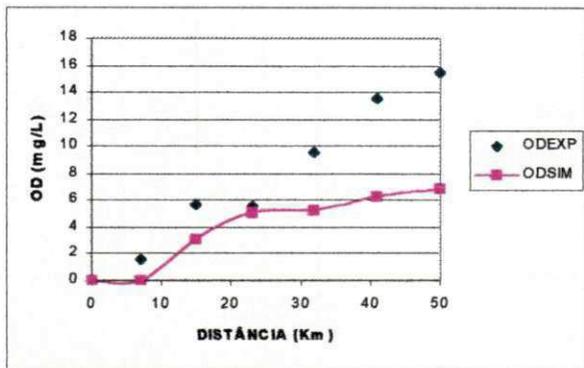


Figura 5.53 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

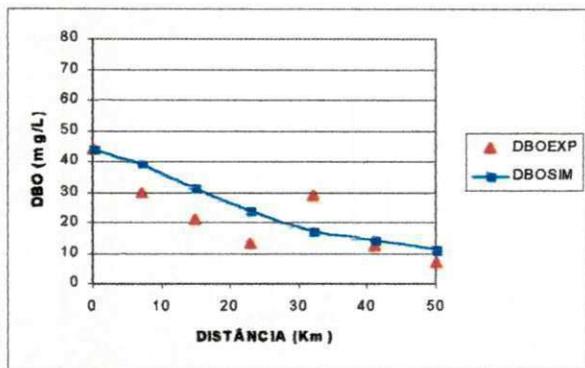


Figura 5.54 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

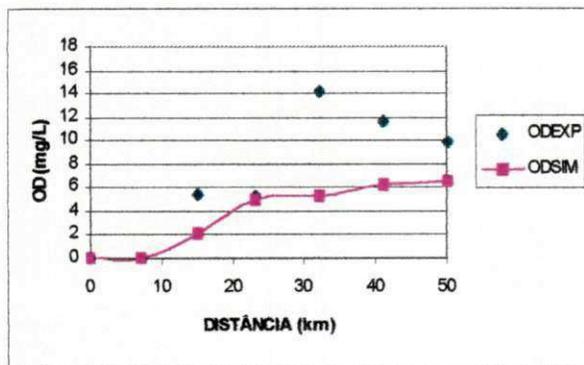


Figura 5.55 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

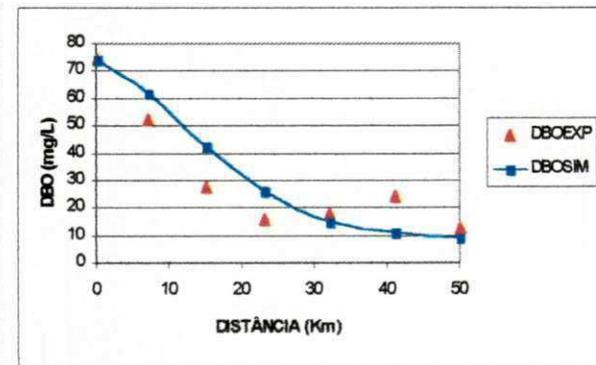


Figura 5.56 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

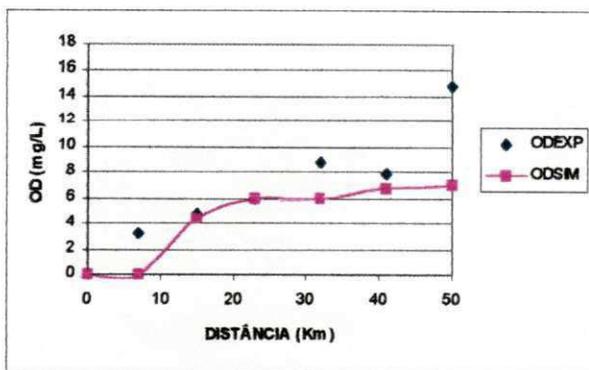


Figura 5.57 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

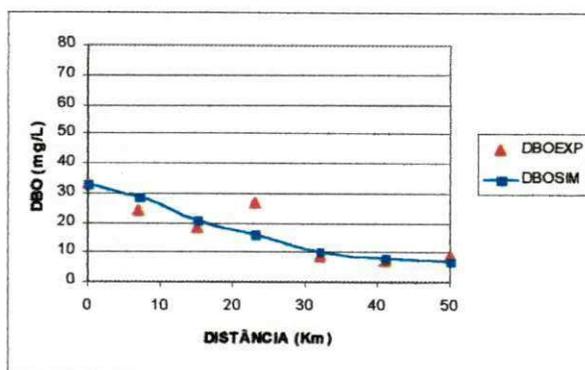


Figura 5.58 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

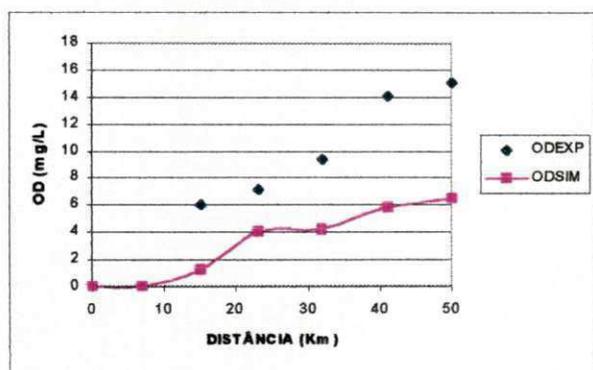


Figura 5.59 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

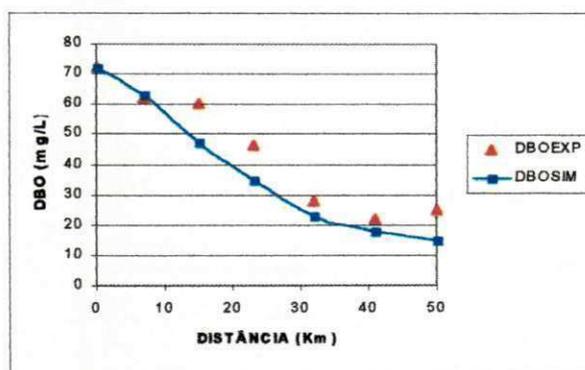


Figura 5.60 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.

## Calibração com a segunda ,terceira, quarta e quinta campanha

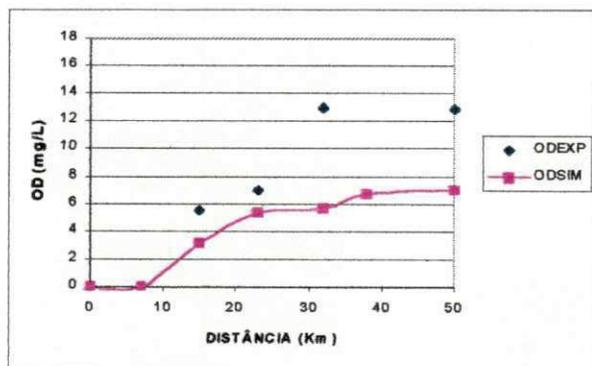


Figura 5.61 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de OD.

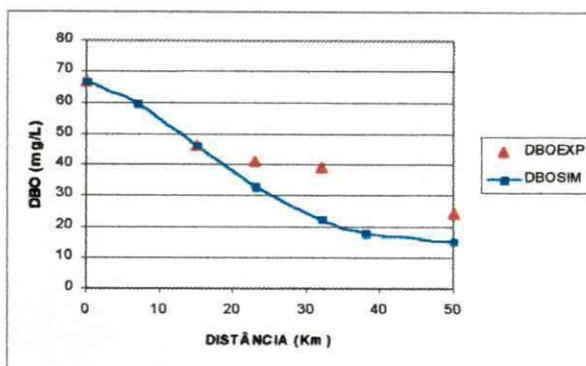


Figura 5.62 – Verificação com a 1ª campanha para os valores de DBO.

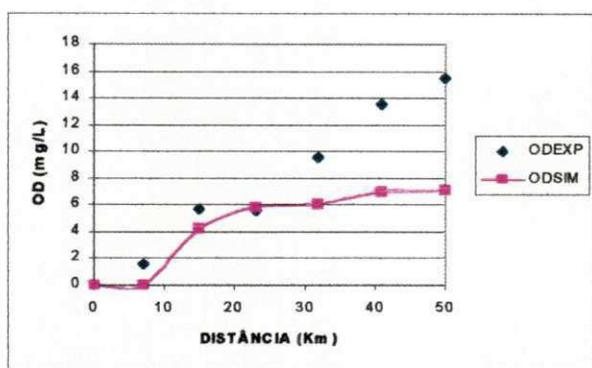


Figura 5.63 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de OD.

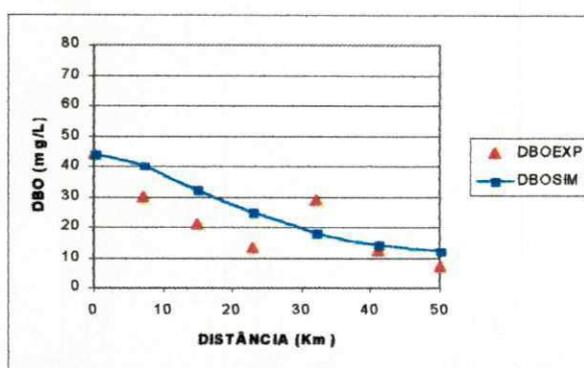


Figura 5.64 – Verificação com a 2ª campanha para os valores de DBO.

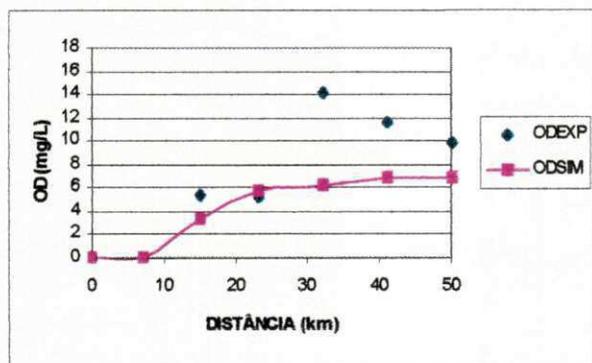


Figura 5.65 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de OD.

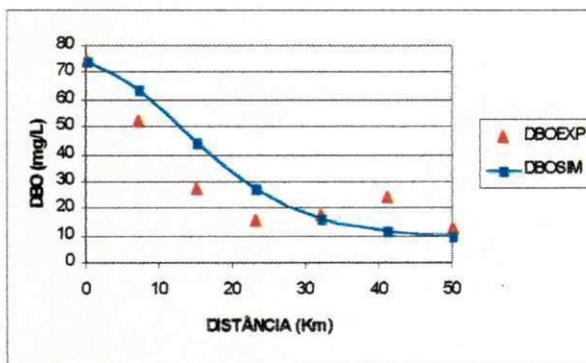


Figura 5.66 – Verificação com a 3ª campanha para os valores de DBO.

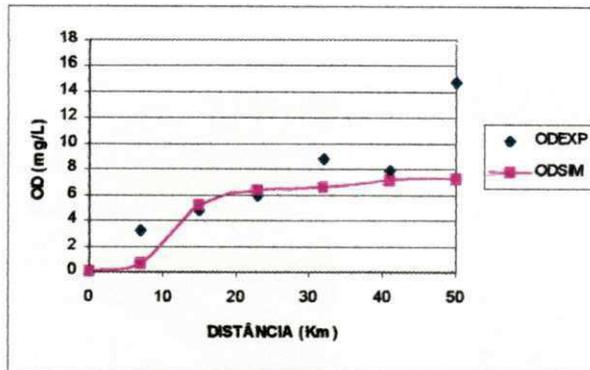


Figura 5.67 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de OD.

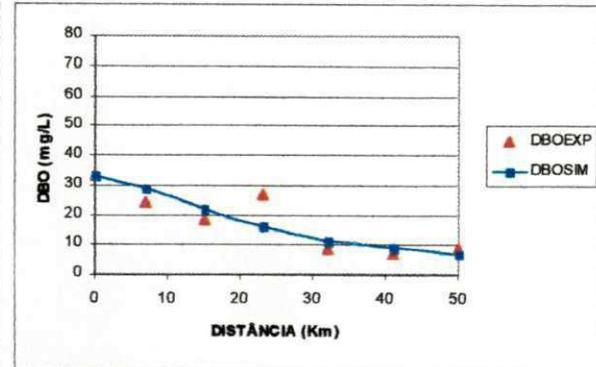


Figura 5.68 – Verificação com a 5ª campanha para os valores de DBO.

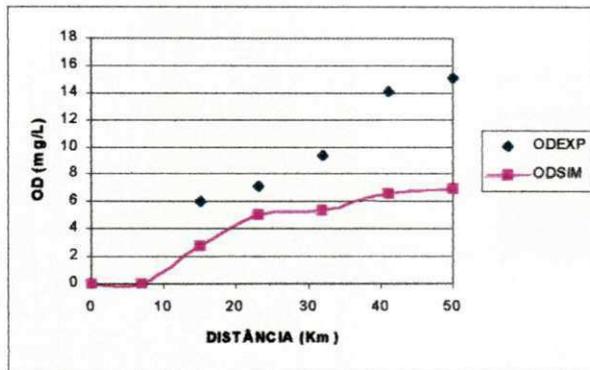


Figura 5.69 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de OD.

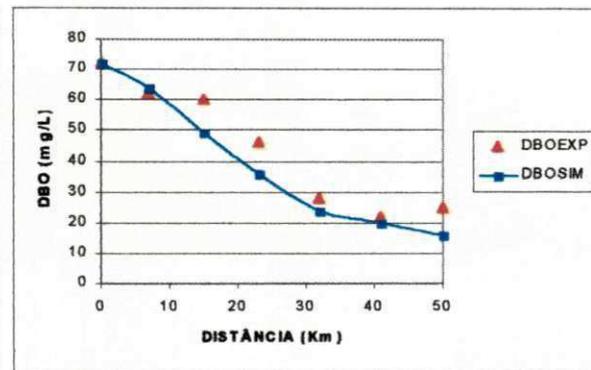


Figura 5.70 – Verificação com a 6ª campanha para os valores de DBO.