



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

**CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS  
DA AUTODEPURAÇÃO DO RIO BODOCONGÓ  
(PARAÍBA)**

**MARIA DAS GRAÇAS RIBEIRO MAYER**

**CAMPINA GRANDE**

**1998**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

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

**ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS**  
**DA AUTODEPURAÇÃO DO RIO BODOCONGÓ**  
**(PARAÍBA)**

**MARIA DAS GRAÇAS RIBEIRO MAYER**  
**CAMPINA GRANDE – PARAÍBA**  
**1998**

---

**ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS  
DA AUTODEPURAÇÃO DO RIO BODOCONGÓ  
(PARAÍBA)**

**MARIA DAS GRAÇAS RIBEIRO MAYER**

**ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS DA  
AUTODEPURAÇÃO DO RIO BODOCONGÓ (PB)**

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

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS**

**SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**ORIENTADOR: Profa. BEATRIZ S. O. DE CEBALLOS**

**CAMPINA GRANDE – PB  
1998**



M468a Mayer, Maria das Graças Ribeiro.  
Aspectos sanitários e físico-químicos da autodepuração do rio Bodocongó (PB) / Maria das Graças Ribeiro Mayer. - Campina Grande, 1998.  
106 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1998.  
"Orientação : Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos".  
Referências.

1. Tratamento Físico-Químico de Esgotos. 2. Autodepuração - Bodocongó - Rio - Campina Grande. 3. Dissertação - Engenharia Química. I. Ceballos, Beatriz Suzana Ovruski de. II. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). III. Título

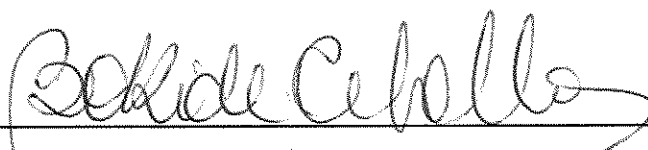
CDU 628.34(043)

**MARIA DAS GRAÇAS RIBEIRO MAYER**

**ASPECTOS SANITÁRIOS E FÍSICO-QUÍMICOS DA  
AUTODEPURAÇÃO DO RIO BODOCONGÓ (PB)**

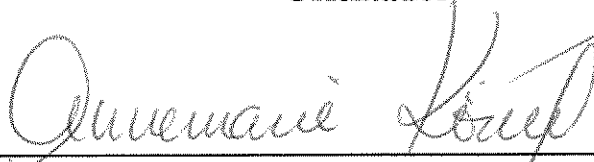
**DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 30/11/1998**

**COMISSÃO EXAMINADORA**



---

**Profa. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos – Mestre e Doutora  
Orientador**



---

**Profa. Annemarie König – Ph.D.  
Examinador Interno**



---

**Prof. Valderi Duarte Leite – M. Eng., Doutor  
Examinador Externo**

**CAMPINA GRANDE – PB  
1998**

## AGRADECIMENTOS

A DEUS.

Aos meus pais HÉLIO e CONSUÉLO MAYER e irmãos, pelo carinho, paciência e estímulo em todos os momentos da minha vida.

Ao meu esposo EDSON JÚNIOR, pelo apoio, incentivo, compreensão e ajuda.

À professora BEATRIZ S. O. de CEBALLOS, pela orientação deste trabalho.

Ao Professor RUI DE OLIVEIRA, pelas contribuições dadas sempre que foi solicitado.

À Professora ANNEMARIE KÖNIG, pelas sugestões na elaboração e redação do trabalho.

Aos colegas de mestrado, pela amizade.

À amiga JOÉLIA LUCENA, que acompanhou de perto toda a trajetória deste trabalho, pelo incentivo e apoio nos momentos mais difíceis.

A JEAN, pela ajuda nas coletas e análises de laboratório.

À Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), na pessoa do Professor SALOMÃO ANSELMO SILVA, pela disposição do laboratório para a determinação de alguns parâmetros.

Ao Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba (UFPB), pelo fornecimento dos dados de precipitação.

Aos funcionários da Área Engenharia de Recursos Hídricos, pela determinação da vazão.

Aos funcionários da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AESA), nas pessoas de FÁTIMA, VALMÁRIA, CRISTINA e ALVES.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), pelo suporte financeiro.

A Secretaria de Recursos Hídricos e ao Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal pelo apoio recebido durante o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

## RESUMO

A bacia hidrográfica do Rio Bodocongó abrange uma área de 409 km<sup>2</sup> e está compreendida na Região Sudeste do Estado da Paraíba (34°45'54" - 38°45'45" de Longitude Oeste e 6°02'12" - 8°19'18" de Latitude Sul) no Nordeste do Brasil. Tem suas nascentes no município de Pocinhos (PB) a 691 m de altitude e possui uma extensão de 75 km, atravessa vários municípios com direção predominante Norte-Sul, desaguando no Rio Paraíba, que é o principal do estado, a uma altitude de 350 m. Drena a Região Oeste da cidade de Campina Grande (300.000 habitantes), recebendo em todo o seu percurso esgoto bruto e na Região Sudoeste, conflui com o córrego da Depuradora, que drena a Região Central e Leste da cidade. Logo a jusante, recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (0,26 m<sup>3</sup>/s), vazão esta superior a do rio na época de estiagem (0,11 m<sup>3</sup>/s). Em toda sua extensão estão estabelecidos um grande número de pequenos e médios agricultores, desenvolvendo irrigação de diversas culturas tais como hortaliças, leguminosas e capim elefante. Além da irrigação, suas águas são utilizadas pela população ribeirinha para lavagem de roupa e utensílios domésticos, banho e dessedentação de animais. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivos estudar os aspectos sanitários e físico-químicos da contaminação de suas águas para verificar o estado atual de poluição e avaliar sua capacidade de autodepuração em termos do balanço de oxigênio dissolvido, através do modelo de Streeter e Phelps, no trecho compreendido entre a ETE e sua foz no Rio Paraíba (48 km), nas épocas de estiagem e chuva. Foram monitorados seis pontos, com frequência mensal, no período de outubro/96 a outubro/97. Os resultados mostraram boa capacidade de autodepuração do curso d'água com relação as concentrações de oxigênio dissolvido e DBO<sub>5</sub>, entretanto, o rio não apresentou condições sanitárias adequadas pois, apesar da redução ocorrida ao longo do trecho estudado, a concentração remanescente de CF é alta e não atende as exigências das legislações do CONAMA (20/86) para recreação de contato primário nem da OMS (1989) para irrigação irrestrita ( $\leq 1000$  UFC / 100 mL). Visto os múltiplos usos deste rio, seria apropriado eliminar as descargas de esgoto bruto e também aumentar a eficiência da ETE-CG, pois o acréscimo de novas cargas poluidoras poderão trazer severas conseqüências a ecologia deste corpo hídrico, que já é bastante impactado em todo o seu percurso. A simulação da curva de OD no Rio Bodocongó, a partir dos dados obtidos na coleta de 01/02/97, mostrou pouca correlação entre os valores de oxigênio dissolvido encontrados em campo e os fornecidos pelo modelo de Streeter e Phelps no trecho compreendido entre os pontos P<sub>3</sub> e P<sub>4</sub> e boa correlação nos demais.



## ABSTRACT

The catchment area of Bodocongó River comprises a total area of 409 km<sup>2</sup> located at Southeast Region of Paraíba State (34°45'54" - 38°45'45" W e 6°02'12" - 8°19'18" S), (34°45'54" - 38°45'45" W e 6°02'12" - 8°19'18" S), Northeast Brazil. The river head, at 691 m above sea level, is located in Pocinhos municipality. With a total length of 75 km the river crosses several municipalities in a north-south direction ending in the Paraíba River, at 350 m above sea level. Bodocongó drains the West Region of Campina Grande city (300.000 inhabitants) when receives raw sewage. In the Southeast Region receives the Depuradora stream (responsible for the drainage of Campina Grande city's Central and East Region). Downstream receives 0.26 m<sup>3</sup>/s of final effluent of Campina Grande Sewage Treatment Plant. This volume represent two times the river flow during dry season (0.11 m<sup>3</sup>/s). The river water is used by agricultural activities for irrigation of several cultures (green vegetables, forage grass) and by the population for clothes and plate washing, bathing and animal use. This work aimed to study the sanitary and physical-chemical aspects of Bodocongó River contamination to evaluate its actual pollution level and their capacity of self depuration. The study used dissolved oxygen balance of Streeter and Phelps equation for a river segment (48 km) from the Sewage Treatment Plant to the river mouth at Paraíba River, during dry and wet season. Six sampling station were monthly monitored from october/96 to october/97. The results showed a good self depuration capacity related to dissolved oxygen and BOD concentrations. Despite the reduction of fecal bacteria the river water presented high concentration of fecal coliforms being not suitable for recreation and for unrestricted irrigation (CONAMA Standard 20/86 and WHO 1989 < 1000 UFC/100 mL). Due to its multiple uses, river water would be recommended the elimination of all sewage discharges of raw sewage and to improve the Sewage Treatment Plant efficiency, since and increase of organic load would bring severe consequences to the body ecology. A dissolved oxygen simulation showed a good correlation among field data and those from Streeter e Phelps.

# SUMÁRIO

1.0	INTRODUÇÃO.....	001
2.0	OBJETIVOS .....	003
3.0	REVISÃO DE LITERATURA .....	004
3.1	O ecossistema rio .....	004
3.2	Qualidade das águas superficiais .....	006
3.3	Poluição dos cursos d'água .....	006
3.3.1	Conceito de poluição .....	006
3.3.2	Alterações nas características das águas superficiais causadas pela poluição ..	007
3.4	Autodepuração dos cursos d'água .....	009
3.4.1	Conceito de autodepuração .....	009
3.4.2	Zonas de autodepuração .....	010
3.4.2.1	Zona de degradação .....	011
3.4.2.2	Zona de decomposição ativa .....	012
3.4.2.3	Zona de recuperação .....	013
3.4.2.4	Zona de águas limpas .....	013
3.5	Fatores intervenientes no balanço de oxigênio .....	014
3.5.1	Consumo de oxigênio dissolvido .....	014
3.5.1.1	Oxidação aeróbia da matéria orgânica .....	014
3.5.1.2	Demanda bentônica .....	015
3.5.1.3	Nitrificação .....	015
3.5.1.4	Demanda química de oxigênio .....	016
3.5.2	Produção de oxigênio .....	016
3.5.2.1	Reaeração atmosférica .....	016
3.5.2.2	Fotossíntese .....	017
3.6	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) .....	018
3.6.1	A DBO do primeiro estágio .....	020
3.6.2	A DBO do segundo estágio .....	021
3.7	Cinética da desoxigenação .....	022

3.7.1	Principais métodos utilizados para calcular $K_1$ .....	022
3.7.1.1	Método dos mínimos quadrados de Reed e Theriault .....	023
3.7.2	A influência da temperatura sobre $K_1$ .....	024
3.8	Cinética de reaeração .....	026
3.8.1	Formulação matemática da reaeração atmosférica .....	027
3.8.1.1	Processos para a determinação do coeficiente de reaeração .....	028
3.8.2	Influência da temperatura sobre $K_2$ .....	029
3.9	O modelo de Streeter e Phelps .....	030
3.9.1	Cálculo do tempo e do déficit críticos de oxigênio dissolvido .....	032
3.10	O modelo de Camp .....	033
3.10.1	Formulação matemática do modelo de Camp .....	034
3.10.2	Análise da relevância da supressão dos fenômenos propostos por Camp nos cálculos de autodepuração .....	035
3.10.2.1	Demanda bentônica .....	035
3.10.2.2	Fotossíntese .....	035
3.10.2.3	Sedimentação .....	036
<b>4.0</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>037</b>
4.1	Descrição geral da Bacia do Rio Bodocongó .....	037
4.1.1	Localização da área .....	037
4.1.2	Descrição do sistema de esgotamento sanitário e da ETE da cidade de Campina Grande .....	039
4.1.3	Aspectos geomorfológicos e fisiográficos .....	041
4.2	Seleção dos pontos amostrados .....	042
4.3	Monitoramento do sistema .....	045
4.3.1	Coleta das amostras .....	045
4.4	Parâmetros analisados .....	045
4.4.1	Parâmetro hidrológico .....	045
4.4.1.1	Medição de vazão .....	046
4.4.2	Parâmetro biológico .....	046
4.4.2.1	Clorofila "a" .....	046
4.4.3	Parâmetros bacteriológicos .....	046
4.4.3.1	Coliformes fecais .....	046

4.4.4	Parâmetros físico-químicos .....	046
4.4.4.1	Oxigênio dissolvido .....	047
4.4.4.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	047
4.4.4.3	Temperatura .....	047
4.4.4.4	pH .....	047
4.4.4.5	Transparência .....	047
4.4.4.6	Turbidez .....	048
4.4.4.7	Nitrogênio amoniacal .....	048
4.4.4.8	Nitrogênio orgânico .....	048
4.4.4.9	Nitrogênio nítrico .....	048
4.4.4.10	Fósforo total .....	048
4.4.4.11	Ortofosfato solúvel .....	048
4.4.4.12	Coefficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) .....	048
4.5	Tratamento estatístico dos dados amostrais .....	049
<b>5.0</b>	<b>ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b> .....	<b>050</b>
5.1	Tratamento estatístico dos dados amostrais .....	050
5.2	Análise e discussão dos parâmetros analíticos determinados no Rio Bodocongó nas épocas de estiagem e chuva .....	051
5.2.1	Precipitação pluviométrica .....	051
5.2.2	Temperatura da água .....	053
5.2.3	pH .....	055
5.2.4	Oxigênio dissolvido .....	057
5.2.5	Demanda bioquímica de oxigênio .....	061
5.2.6	Formas de nitrogênio (orgânico, amoniacal e nítrico) .....	067
5.2.7	Formas de fósforo (fósforo total e ortofosfato solúvel) .....	071
5.2.8	Coliformes fecais .....	075
5.2.9	Coefficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) .....	080
5.2.10	Coefficiente de reaeração ( $K_2$ ) .....	083
5.2.11	Aplicação do modelo de Streeter e Phelps aos dados do Rio Bodocongó .....	084
<b>6.0</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>098</b>
<b>7.0</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>100</b>

## LISTA DE TABELAS

3.1	Valores típicos de $K_1$ a 20 °C, na base 10 .....	022
3.2	Valores de $\theta$ usados na correção de $K_1$ .....	025
3.3	Valores de $K_D$ para o sistema água-oxigênio .....	026
3.4	Valores típicos de $K_2$ em corpos d'água a 20 °C, base 10 .....	028
3.5	Coefficientes empíricos a, b e c utilizados no cálculo de $K_2$ .....	029
3.6	Valores do coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) usado para corrigir $K_2$ .....	030
5.1(a-b)	Resumo estatístico descritivo das variáveis hidrológicas e físicas em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) nas épocas de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) e chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	089
5.2(a-b)	Resumo estatístico descritivo das variáveis físico-químicas em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) nas épocas de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) e chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	090
5.3(a)	Resumo estatístico descritivo das variáveis microbiológicas, biológicas e químicas (macronutrientes), em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	091
5.3(b)	Resumo estatístico descritivo das variáveis microbiológicas, biológicas e químicas (macronutrientes), em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	092
5.4	Valores de $K_1$ e $L_0$ calculados através de três métodos em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) no período de 20/05/97 a 23/10/97 .....	093
5.5(a)	Valores médios de $K_2$ ( $\text{dia}^{-1}$ ) a 20 °C, em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB), na época de estiagem .....	094
5.5(b)	Valores médios de $K_2$ ( $\text{dia}^{-1}$ ) a 20 °C, em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB), na época de chuva .....	094
5.6	Valores de F e $F_c$ para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nas épocas de estiagem e chuva, para verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios dos cinco pontos amostrados no Rio Bodocongó (PB) ( $\alpha = 0,05$ ) .....	095

5.7(a)	Resultados da correlação de Pearson utilizando as variáveis hidrológica, físico- químicas e microbiológicas nos seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	096
5.7(b)	Resultados da correlação de Pearson utilizando as variáveis hidrológica, físico- químicas e microbiológicas nos seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	096
5.8	Concentração de oxigênio dissolvido ao longo dos 48 km estudados no Rio Bodocongó (PB) – Simulação feita através do modelo de Streeter e Phelps a partir dos dados da quarta coleta (01/02/97) .....	097

## LISTA DE FIGURAS

3.1	Zonas de autodepuração em um curso d'água .....	010
3.2	Curva de evolução da DBO .....	019
3.3	Demanda do 1º estágio .....	020
3.4	Curva da DBO carbonácea e nitrogenada .....	021
3.5	Curva da depleção de oxigênio dissolvido .....	031
4.1	Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba no Estado da Paraíba .....	038
4.2	Perfil do Rio Bodocongó (PB) .....	039
4.3	Sistema de esgotamentos sanitários da cidade de Campina Grande (PB) .....	040
4.4	Visualização dos pontos P <sub>0</sub> , P <sub>1</sub> e P <sub>2</sub> amostrados no Rio Bodocongó (PB) .....	043
4.5	Visualização dos pontos P <sub>3</sub> , P <sub>4</sub> e P <sub>5</sub> amostrados no Rio Bodocongó (PB) .....	044
5.1	Variação da precipitação pluviométrica nos municípios de Campina Grande, Queimadas e Barra de Santana (PB) no período de outubro/96 a outubro/97 .....	052
5.2.a	Distribuição espacial da temperatura média da água em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	054
5.2.b	Distribuição espacial da temperatura média da água em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	054
5.3.a	Distribuição espacial dos valores médios de pH em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	056
5.3.b	Distribuição espacial dos valores médios de pH em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	056
5.4.a	Distribuição espacial da concentração média de oxigênio dissolvido em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	058
5.4.b	Distribuição espacial da concentração média de oxigênio dissolvido em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	058

5.5.a	Distribuição espacial da DBO <sub>5</sub> média em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	064
5.5.b	Distribuição espacial da DBO <sub>5</sub> média em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	064
5.5.c	Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de DBO <sub>5</sub> em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	065
5.5.d	Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de DBO <sub>5</sub> em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	065
5.5.e	Curva de tendência da diminuição da concentração média de DBO <sub>5</sub> ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	066
5.5. -	Curva de tendência da diminuição da concentração média de DBO <sub>5</sub> ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	066
5.6.a	Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio orgânico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	068
5.6.b	Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio orgânico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	068
5.7.a	Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio amoniacal em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	069
5.7.b	Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio amoniacal em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	069
5.8.a	Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio nítrico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	070
5.8.b	Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio nítrico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	070



5.9.a	Distribuição espacial da concentração média de fósforo total em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	072
5.9.b	Distribuição espacial da concentração média de fósforo total em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	072
5.10.a	Distribuição espacial da concentração média de ortofosfato solúvel em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	073
5.10.b	Distribuição espacial da concentração média de ortofosfato solúvel em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	073
5.9.c	Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de fósforo total em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).....	074
5.10.c	Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de ortofosfato solúvel em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).....	074
5.11.a	Distribuição espacial do log da concentração média de CF em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	076
5.11.b	Distribuição espacial do log da concentração média de CF em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	076
5.11.c	Curva de tendência do decaimento do log da concentração média de coliformes fecais ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	077
5.11.d	Curva de tendência do decaimento do log da concentração média de coliformes fecais ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	077
5.11.e	Análise gráfica comparativa (método GT-2) para o log da média de CF em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) .....	078

5.11.f	Análise gráfica comparativa (método GT-2) para o log da média de CF em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97) .....	078
5.12	Curva experimental de DBO diária medida nos cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) no período de 06/06/97 a 15/10/97, utilizados no cálculo do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) .....	081
5.13	Valores experimentais e curva teórica de DBO obtida pelo método dos mínimos quadrados .....	082
5.14	Curva de depleção de oxigênio no Rio Bodocongó (PB) – Simulação feita a partir dos dados da quarta coleta (01/02/97) .....	087

## 1.0 – INTRODUÇÃO

A nível mundial, os recursos hídricos disponíveis vêm sofrendo a ação degradadora do homem em consequência da explosão demográfica e do seu crescente uso na agricultura e na indústria e parte, já apresenta condições indesejáveis de qualidade e quantidade, tornando, desta maneira, a água um recurso natural limitado (von Sperling, 1996). O crescente aumento da produção de águas residuárias tem gerado problemas sanitários graves, que são consequência do rápido desenvolvimento dos centros urbanos.

O uso de águas superficiais contaminadas com esgotos ocorre em diversas partes do mundo (Azevedo Neto & Alvarez, 1982). A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1987) estima que na América Latina aproximadamente 40 milhões m<sup>3</sup>/dia de águas residuárias são lançados nas águas superficiais, sendo que menos de 10 % deste volume tem tratamento prévio (CEPIS, 1991). A pesquisa nacional sobre saneamento básico mostra que no Brasil apenas 47 % dos esgotos são coletados através de redes e destes, apenas 5,4 % são tratados, pelo menos com decantação primária (ABES, 1994).

A concentração populacional em zonas urbanas (atualmente 77 % da população brasileira - CABES, 1994) associada a falta de saneamento básico, tem ocasionado a freqüente situação de lançamento dos despejos em corpos aquáticos de pequeno porte e com reduzida capacidade de assimilação. Em decorrência, a maior parte dos cursos d'água que cortam as cidades brasileiras são hoje verdadeiros escoadouros de esgotos a céu aberto, propiciando a veiculação hídrica de microrganismos patogênicos, constituindo, um dos principais meios de transmissão de doenças entéricas. Estudos realizados no Estado da Paraíba por Ceballos *et al.* (1993a, 1993b e 1995) evidenciaram esta situação ao detectarem concentrações de 10<sup>4</sup> - 10<sup>7</sup> UFC/100 mL em águas de rios do sistema de macrodrenagem urbana que recebiam esgotos.

Embora a diminuição da qualidade da água possa trazer sérios prejuízos a todos os seres vivos que dela dependem, ela é o meio e o veículo mais utilizado para disposição dos resíduos resultantes da atividade humana. Esse uso, se faz em face da necessidade de disposição dos rejeitos no ambiente e pelo fato de que as propriedades da água lhe

conferem caráter especial para a diluição dos mesmos. Daí a importância da gestão dos recursos hídricos como um conjunto de ações a serem desenvolvidas para garantir à população e às atividades econômicas uma utilização otimizada. Isso corresponde a uma formulação de princípios, visando o uso, o controle e a proteção do ambiente para obtenção do desenvolvimento sustentável.

Estudos de autodepuração são de grande importância para o manejo dos recursos hídricos, orientando as tomadas de decisões necessárias à sua utilização e proteção adequadas, pois o lançamento de despejos orgânicos nos cursos d'água representam um método bastante econômico de disposição.

Atualmente, empregam-se modelos matemáticos, que simulam os fenômenos reais que ocorrem nos cursos d'água, constituindo uma valiosa ferramenta para a análise das condições atuais e futuras. Esses modelos, depois de calibrados e validados, permitem a simulação de inúmeras situações, determinando-se parâmetros de qualidade em função de diversos fatores, como por exemplo, a variação da vazão dos rios, o crescimento populacional e industrial nas bacias e a implantação de sistemas de tratamento (Salvador *et al.*, 1989).

A falta de recursos hídricos de boa qualidade sanitária, principalmente em regiões áridas e semi-áridas como o Nordeste do Brasil, tem levado ao emprego indiscriminado para diversos usos de águas de córregos, açudes e rios que, geralmente, estão contaminados. A poluição destas águas com material fecal introduz microrganismos patogênicos e as transformam em um veículo de transmissão de doenças infecciosas enteropatógenas, que no mundo moderno, são responsáveis por cerca de 50 % das doenças entéricas, principalmente em países em desenvolvimento (Bonilha, 1986).

No Estado da Paraíba, como nos demais estados nordestinos, onde a água é um dos fatores limitantes para o desenvolvimento da região, o monitoramento da qualidade das águas superficiais é de extrema importância para a utilização racional e portanto, para a prolongação da vida útil destes recursos hídricos. Apesar deste estado pertencer ao polígono da seca, caracterizado pelos limitados recursos hídricos, são escassas ainda as pesquisas sobre as variações da qualidade das águas integrando aspectos sanitários, biológicos e físico-químicos como parâmetros ambientais.

## **2.0 – OBJETIVOS**

Estudar os aspectos sanitários e físico-químicos da contaminação das águas do Rio Bodocongó para verificar o estado atual de poluição, visto os múltiplos usos deste rio, no trecho compreendido entre a ETE de Campina Grande e sua foz no Rio Paraíba nas épocas de estiagem e chuva.

Avaliar a capacidade de autodepuração do Rio Bodocongó em termos do balanço de oxigênio dissolvido, através do modelo de Streeter e Phelps.

## 3.0 – REVISÃO DE LITERATURA

### 3.1 - O ecossistema rio

Um sistema fluvial é formado por segmentos que convergem e se organizam em um sistema de drenagem cada vez com menor número de canais, existindo um efeito de estabilização química, biológica e hidrológica rio abaixo. O efeito químico se dá pela mistura dos afluentes cujas águas podem ser diferentes; o biológico, pela seleção contínua exercida sobre o aporte de representantes de populações não idênticas e o hidrológico, por reunião, em um canal, de fluxos procedentes de bacias distintas cuja contribuição em água não varia de maneira sincronizada (Margalef, 1986).

Os rios são considerados sistemas contínuos e abertos (Hynes, 1975), e ao contrário dos lagos, que possuem limites bem definidos onde predominam processos de ciclagem da matéria (Esteves, 1988), exibem um forte direcionamento e são altamente interativos com os ambientes adjacentes ao qual tomam parte (Payne, 1986).

As fontes que podem originar os rios são glaciários, fusão de neve, nascentes e drenagem de chuvas. Em climas tropicais somente podem ser encontrados os dois últimos tipos (Branco & Rocha, 1977), e destes, o rio de nascentes se reveste de maior importância como fonte perene para abastecimento de água.

Os rios formados pela drenagem de chuvas, bastante comuns na Região Nordeste do Brasil, apresentam vazões que variam com a pluviometria. Muitos deles secam no período de estiagem, sendo denominados de rios temporários. O aproveitamento destes rios, principalmente em regiões áridas e semi-áridas, mediante represamento e formação de açudes é de grande importância, dada a falta de outros tipos de mananciais (Molle & Cadier, 1992).

Os rios constituem um ambiente ecológico caracterizado pela presença de correnteza e são bastante susceptíveis às influências do meio, por esta razão, apresentam características muito variáveis. A natureza do leito de um rio depende da geologia regional

e da velocidade de sua correnteza, que varia de acordo com o seu tamanho e declividade (Branco, 1991). Segundo Odum (1971), dentro de uma extensão do rio, existem duas zonas aparentes que são:

- as zonas de corredeira, que possuem uma correnteza com força suficiente para manter o fundo livre de silte ou de outro material solto (velocidade superior a 1,2 m/s). Seu leito é formado por seixos de grandes volumes, que fornecem um substrato firme no qual alguns organismos ficam aderidos.
- as zonas de remanso, que têm águas mais profundas, onde a velocidade da corrente é reduzida permitindo a sedimentação de material mais fino como areia e silte, formando um fundo mole, favorável aos animais escavadores e nadadores, as plantas enraizadas e, em grandes remansos, ao plâncton. As comunidades destes trechos de grandes rios assemelham-se às de pequenos lagos.

Em termos da composição química da água, Livingstone (1963) *apud* Esteves (1988), divide os rios em dois tipos que são os rios de águas alcalinas ou carbonatadas, com 100 ppm ou mais de sólidos inorgânicos dissolvidos e os rios de águas ácidas ou de cloreto, com menos de 25 ppm de sólidos dissolvidos. Existem ainda os rios húmicos ou de águas negras, com elevadas concentrações de material orgânico dissolvido, que são encontrados nas planícies quentes. A química da água dos rios de carbonato é controlada em grande parte pelo intemperismo das rochas, enquanto que a precipitação atmosférica é o fator predominante dos rios de cloreto (Hynes, 1975).

De acordo com Margalef (1983) *apud* Rios e Calijuri (1995), um ecossistema não é governado totalmente por suas leis internas e sim forçado por agentes externos, respondendo a esta pressão, através de modificação no seu funcionamento, como se tentasse minimizar as conseqüências de tal tensão. Os ecossistemas periféricos exercem uma certa tensão sobre os rios e a poluição é um sintoma do ecossistema forçado. Desta maneira, o ecossistema aquático expressa a tensão recebida pelos ecossistemas terrestres refletindo "o estado de saúde" da sua bacia de drenagem.

## **3.2 – Qualidade das águas superficiais**

A história tem demonstrado que a água tem sido o fator preponderante na fixação do homem e formação de novas comunidades, que em busca de melhores lugares para se assentar, procuravam sempre as margens dos rios, para deles obterem o “suprimento indispensável à vida” (Azevedo Neto & Alvarez, 1982). Civilizações como os egípcios, as margens do Nilo e os assírios e caldeus, entre os rios Tigre e Eufrates, tiveram seu desenvolvimento cultural e econômico diretamente ligados a estes cursos d’água (Meybeck *et al.*, 1989).

Entretanto, ao se fixar próximos de corpos aquáticos, o homem não se limitava exclusivamente a captar os recursos hídricos necessários à sua sobrevivência. Em sua ação, promovia modificações das áreas ocupadas e devolvia aos corpos d’água os rejeitos de suas atividades (Branco, 1986).

Em consequência do lançamento de águas residuárias em corpos receptores, há uma queda no nível da qualidade dos corpos aquáticos, comprometendo sua biota e podendo restringir o seu aproveitamento para usos mais nobres (Metcalf & Eddy, 1991).

Atualmente, existe uma conscientização mundial quanto a necessidade de preservação dos recursos hídricos disponíveis em todo o planeta, principalmente em regiões áridas, pois estes vêm apresentando condições indesejáveis de qualidade e quantidade, tornando-se um recurso limitado, devido à ação degradadora do homem (Sarmiento, 1997; von Sperling, 1985).

## **3.3 - Poluição dos cursos d’água**

### **3.3.1 - Conceito de poluição**

A primeira idéia que se tem do fenômeno da poluição e que possivelmente seja a mais primitiva, refere-se aos aspectos físicos e organolépticos da água. Sabe-se que os antigos egípcios tinham o hábito de armazenar suas águas por vários meses em potes de barro ou filtrá-las em aparelhos domésticos de porcelana porosa antes de utilizá-las. O objetivo de tais práticas seria a obtenção de uma água com boas características estéticas,



mas é possível que já associassem a transmissão de doenças com o aspecto da água (Branco, 1977).

Coulson e Forbes (1952) *apud* Branco (1986), definiram poluição como “a adição de qualquer coisa à água que alterasse suas características naturais de modo que o vizinho à jusante não recebesse, em condições naturais, as águas que lhes eram transmitidas”. Hynes (1960), criticava esta definição dizendo ser impossível saber quais são as condições naturais de um rio. Hawkes (1957) *apud* (von Sperling, 1983), tinha uma visão puramente ecológica, conceituando poluição como sendo “o lançamento em um corpo d’água de substâncias que alterem sua biota, através de modificações na composição física e química da água”, enquanto Klein (1957) *apud* (Branco, 1986), associava à poluição apenas com usos que se faria deste corpo hídrico.

Hoje, aceita-se o conceito de poluição como extremamente amplo, revestindo-se de um forte caráter de subjetividade e estando ainda associado a variações de ordem espacial e temporal, sendo definida como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas das águas, que possa constituir prejuízo à saúde, à segurança e ao bem estar das populações, e ainda, possa comprometer a biota e a utilização das águas para fins comerciais, industriais e recreativos” (Azevedo Neto & Alvarez, 1982; Branco, 1977; Jordão & Pessoa, 1995).

### **3.3.2 – Alterações nas características das águas superficiais causadas pela poluição.**

Em termos ecológicos, a repercussão mais nociva da poluição em um corpo d’água é a queda nos níveis de oxigênio dissolvido, causada pela biodegradação aeróbia da matéria orgânica (Hellawell, 1986).

Considerando que todos os corpos aquáticos “ecologicamente saudáveis” possuem uma determinada capacidade assimiladora de matéria orgânica, verifica-se que o lançamento de esgotos domésticos muitas vezes não causa prejuízo ao corpo receptor. A massa líquida pode receber uma carga de matéria orgânica sem se degradar a níveis críticos, devido a capacidade que o ambiente aquático possui em restaurar seu equilíbrio, após impactos decorrentes do lançamento de cargas poluidoras (von Sperling, 1997).

Elevadas cargas orgânicas, quando lançadas em um corpo aquático, estimulam o crescimento de bactérias decompositoras, que degradam a matéria orgânica aerobicamente, gerando elevada demanda de oxigênio dissolvido, reduzindo sua concentração no corpo aquático (Hellawell, 1986). O consumo deste gás pode ser maior que a sua reposição na massa d'água através da reaeração atmosférica e da fotossíntese, estabelecendo-se condições de anaerobiose em certos níveis ou mesmo em toda a massa líquida, desaparecendo os organismos aeróbios, surgindo em seu lugar uma biota anaeróbia (Rheinheimer, 1980).

Quando os teores de oxigênio dissolvido tomam-se muito baixos ou nulos, predominam os processos metabólicos anaeróbios que não levam a uma oxidação completa da matéria orgânica (Branco, 1986). Os resíduos orgânicos acumulam-se no fundo sofrendo putrefação, provocando desprendimento de gases tóxicos com odores desagradáveis como sulfeto de hidrogênio, metano e mercaptanas que tornam essa água imprestável para fins mais nobres como abastecimento público, dessedentação de animais e irrigação (Metcalf & Eddy, 1991; von Sperling, 1997).

Outra consequência do lançamento de despejos orgânicos nos ecossistemas aquáticos é o enriquecimento de suas águas com nutrientes (principalmente compostos de nitrogênio e fósforo) que estimulam a excessiva proliferação dos produtores primários. Esse processo é denominado de eutrofização (Azevedo Neto, 1988; Hellawell, 1986; Rheinheimer, 1980). O crescimento excessivo de algas provoca várias modificações nos corpos hídricos como o aumento de turbidez, geração de odor e sabor desagradáveis, mortandade de peixes e presença de algumas toxinas. Por outro lado, a decomposição da biomassa de algas produz fortes quedas nos níveis de oxigênio dissolvido na massa d'água, sendo o principal problema da eutrofização (Margalef, 1986; Esteves, 1989; Meybeck *et al.*, 1989).

São constantes as descargas fecais de homens e animais infectados nos ecossistemas aquáticos, seja por lançamento direto dos esgotos e das águas de drenagem urbana ou indiretamente através das chuvas e águas de escoamento superficial (Geldreich, 1966).

Um dos mais importantes aspectos da poluição dos corpos hídricos é aquele relacionado com a contaminação de suas águas, associado à doenças de veiculação hídrica através dos diferenciados usos que se faz destas, tais como abastecimento doméstico,

recreação de contato primário e irrigação (Geldreich, 1991). Os microrganismos patogênicos são descarregados na água de forma intermitente e em pequenos números, sendo de difícil isolamento, identificação e quantificação (Feachem *et al.*, 1983). Sua detecção exige pessoal especializado, custos elevados e tempo prolongado, em média 6 dias, para se chegar ao resultado final. Por outro lado, os patógenos abrangem grupos taxonômicos muito diferentes, não sendo possível quantificar todos eles. Assim, foi sugerido o uso de organismos, que de forma indireta indicassem a presença destes nos corpos d'água (Ceballos, 1995). As bactérias do grupo coliforme vêm sendo utilizadas desde o início deste século como indicadores de poluição fecal. Esses microrganismos, são habitantes normais do intestino humano e revelam a presença de matéria fecal nas águas, em consequência, perigo potencial à saúde devido à sua associação com microrganismos patogênicos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos, que são excretados nas fezes, juntamente com eles (Feachem *et al.*, 1983).

### **3.4 - Autodepuração dos cursos d'água**

#### **3.4.1 - Conceito de autodepuração**

A autodepuração é um processo natural de purificação que ocorre em um curso d'água após alterações induzidas pela introdução de despejos. É resultante de uma seqüência de fenômenos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química (oxidação) e biológica (decomposição) (Hynes, 1960).

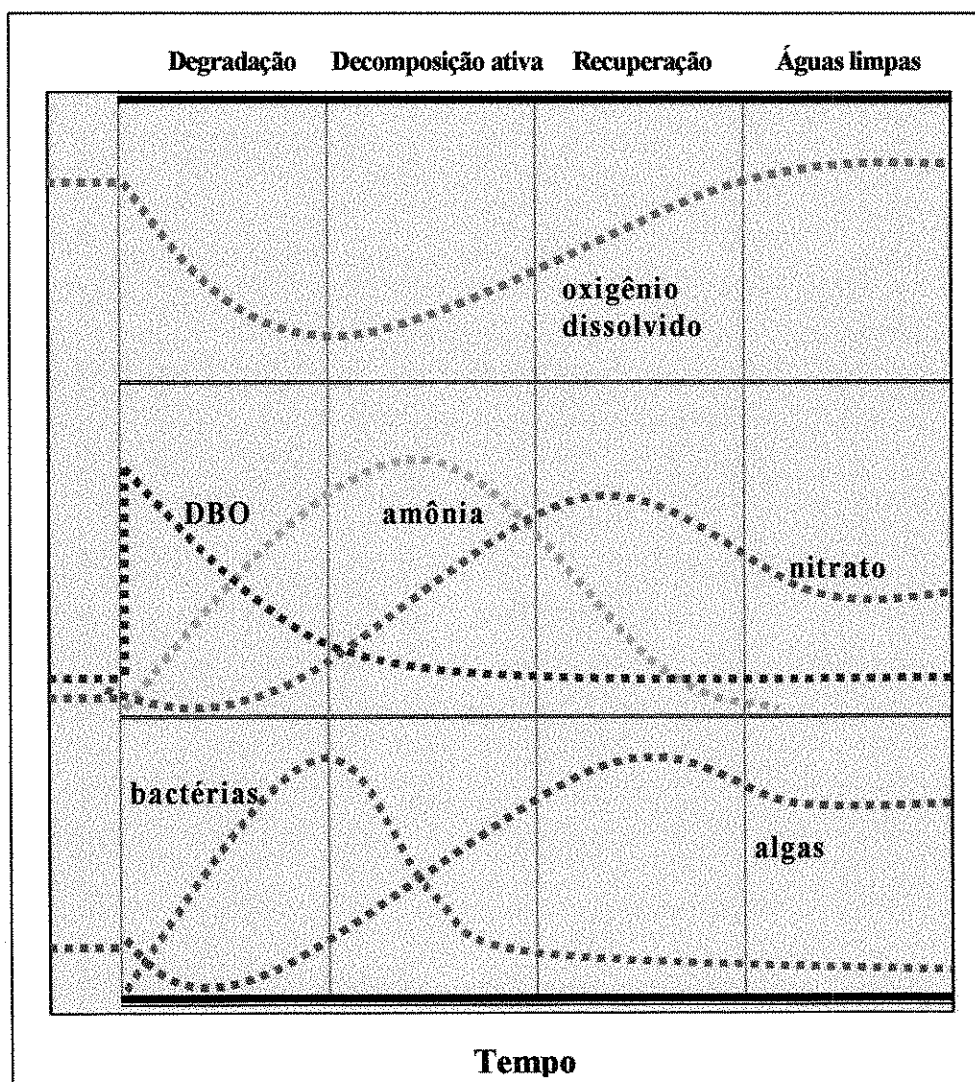
Os estudos de autodepuração são de grande importância para o planejamento dos recursos hídricos, direcionando tomadas de decisões para controle sanitário e ambiental em uma bacia hidrográfica. Dependendo da capacidade autodepuradora de um rio, este pode assimilar satisfatoriamente determinada carga poluidora sem se degradar a níveis críticos, incompatíveis com seus usos múltiplos (Batalha & Rocha, 1986; von Sperling, 1997).

Entretanto, o conceito de autodepuração é muito relativo, pois uma água pode ser considerada depurada quando as suas características não mais sejam conflitantes com a sua utilização prevista em cada trecho do curso d'água, mesmo que não esteja totalmente purificada (von Sperling, 1983). Isto porque não existe uma depuração absoluta, pois o ecossistema atinge novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes da anterior, devido

ao incremento de numerosos constituintes químicos provenientes das transformações da biodegradação, com reflexos nas populações aquáticas (Branco, 1986).

### 3.4.2 - Zonas de autodepuração

Durante o processo de autodepuração, que se desenvolve ao longo do tempo, e considerando-se a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal, o rio passa por etapas sucessivas, o que permite dividi-lo em zonas de depuração fisicamente identificáveis. Suter e Wipple (1954) *apud* (von Sperling, 1983), propuseram quatro diferentes zonas, denominadas sucessivamente de zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas (Figura 3.1).



Fonte: modificado de HYNES (1960).

Figura 3.1 – Zonas de autodepuração em um curso d'água.

### 3.4.2.1 - Zona de degradação

Inicia-se no ponto de lançamento dos despejos e se caracteriza por apresentar alta concentração de matéria orgânica de forma complexa, mas passível de sofrer biodegradação. Neste ponto a água apresenta coloração acinzentada e uma turbidez muito elevada devido ao alto teor de sólidos, que dependendo das condições de turbulência e velocidade, podem sedimentar nos leitos dos rios formando depósitos de lodo (Batalha & Rocha, 1986).

O processo de degradação da matéria orgânica, efetuado pelos microrganismos decompositores, pode ser lento inicialmente, dependendo da adaptação destes ao substrato (Sawyer *et al.*, 1994). No caso de despejos predominantemente orgânicos, os microrganismos presentes no esgoto são os responsáveis pelo início da decomposição. Dependendo do teor de oxigênio dissolvido disponível, que é função do déficit inicial e da taxa de degradação da matéria orgânica, algumas espécies de peixes podem sobreviver nesta zona (Branco, 1986).

Após a adaptação dos microrganismos, a taxa de decomposição da matéria orgânica é máxima, o que implica também em um máximo consumo de oxigênio dissolvido (Sawyer *et al.*, 1994). A concentração de matéria orgânica, que no ponto de lançamento era máxima, começa a decrescer. No lodo de fundo, devido a dificuldade de intercâmbio gasoso com a atmosfera, passam a prevalecer condições de anaerobiose. O material depositado no sedimento é decomposto por bactérias anaeróbias produzindo gás sulfídrico que é tóxico e possui odor desagradável (Metcalf & Eddy, 1991). Também os compostos nitrogenados complexos, apesar de já sofrerem hidrólise, produzindo um crescimento progressivo na concentração de amônia, ainda apresentam teores elevados.

Nesta zona, existe um desequilíbrio da comunidade inicialmente presente. As mudanças nas características do meio promovem uma sensível diminuição do número de espécies, aumentando o número de indivíduos das espécies mais resistentes ou melhor adaptadas (Hellawell, 1986). Se a água residuária for de origem doméstica, os coliformes fecais, que são oriundos do trato intestinal do homem, estarão presentes em elevadas concentrações. Fungos e protozoários podem apresentarem-se em pequenas proporções. A presença de algas é rara, devido a dificuldade de penetração da luz, em razão da alta

turbidez da água e também da existência de substâncias tóxicas resultantes da decomposição da matéria orgânica (Rheinheimer, 1980).

### 3.4.2.2 - Zona de decomposição ativa

Segundo Branco (1986), essa zona inicia quando a concentração de oxigênio dissolvido atinge valores inferiores a 40 % da saturação. Ocorre em cursos d'água que recebem elevadas cargas poluidoras e são caracterizadas por apresentarem uma coloração pardacenta quase negra, com formação de grandes bancos de lodo no fundo, em ativa decomposição anaeróbia originando o desprendimento de bolhas contendo gases tais como metano, sulfeto de hidrogênio, mercaptanas e outros, responsáveis pelo mal cheiro característico de ambientes sépticos.

Dependendo da carga recebida, a concentração de oxigênio dissolvido pode chegar até a zero em toda a massa líquida. Desaparecendo, conseqüentemente, a vida aeróbia, havendo predominância de processos metabólicos anaeróbios (Branco, 1986). Uma vez consumida grande parte da matéria orgânica, há uma diminuição no número das bactérias decompositoras, devido, principalmente, a redução na disponibilidade de alimento (Rheinheimer, 1980).

O nitrogênio orgânico foi quase que totalmente convertido em amônia, apresentando pequena quantidade na forma orgânica. No final desta zona, inicia a oxidação da amônia para nitrito, pois, uma vez consumida a maior parte da matéria orgânica, a concentração de oxigênio dissolvido tende a se elevar (von Sperling, 1996).

O número de bactérias entéricas, quer patogênicas ou não, diminuem rapidamente no decorrer desta zona, devido aos predadores e a fatores ambientais como maior penetração de luz solar, pH elevado, precipitação de partículas que arrastam as bactérias para o fundo (adsorção, floculação e sedimentação) (Hellowell, 1986; Rheinheimer, 1980).

De acordo com Hynes (1960), nesta zona o número de fungos e protozoários aumenta, assim como o de vermes, larvas de insetos resistentes à falta de oxigênio e bactérias filamentosas do gênero *Sphaerotilus*, o que implica na elevação do nível trófico da cadeia alimentar, embora a biota continue ainda restrita a poucas espécies.

### **3.4.2.3 - Zona de recuperação**

Nesta zona, o curso d'água readquire, gradativamente, condições normais, em consequência da diminuição na demanda bioquímica de oxigênio. A matéria orgânica já se encontra em sua maior parte estabilizada, promovendo um menor consumo de oxigênio dissolvido, que associado à reaeração atmosférica e a fotossíntese causam uma elevação nos teores deste gás, cuja concentração ultrapassa o valor de 40 % da saturação, promovendo uma maior diversificação da biota (Hellawell, 1986; Hynes, 1960).

Compostos orgânicos de nitrogênio, fósforo e enxofre são mineralizados, sendo convertidos a nitratos, fosfatos e sulfatos, ocorrendo, portanto, uma fertilização do meio. A presença de nutrientes e a maior transparência da água, que proporciona uma maior penetração da luz, favorecem o desenvolvimento de populações de algas (Branco, 1986; Metcalf & Eddy, 1991).

Em função da presença das algas, ocorre uma maior diversificação da cadeia alimentar, em razão do desenvolvimento de microrganismos heterotróficos que delas se alimentam. O número de bactérias e protozoários encontra-se reduzido. Os microcrustáceos e os rotíferos ocorrem em seu máximo, ocorrendo também elevada quantidade de moluscos, vermes, esponjas, musgos e larvas de insetos, compondo uma cadeia alimentar mais diversificada, servindo de alimento para os primeiros peixes mais tolerantes que começam a aparecer (Hellawell, 1986; Payne, 1986; Rheinheimer, 1980).

### **3.4.2.4 - Zona de águas limpas**

Nesta fase o corpo receptor encontra-se completamente recuperado em relação aos teores de matéria orgânica, oxigênio dissolvido, bactérias heterotróficas e, provavelmente, organismos patogênicos, em função das condições adversas à sua sobrevivência (Batalha & Rocha, 1986; von Sperling, 1983).

No entanto, devido à mineralização ocorrida nas zonas anteriores, o rio encontra-se mais rico em nutrientes do que antes de ser impactado. (Payne, 1986). A produtividade primária dessas águas é muito maior, podendo originar fenômenos de floração, com as consequências de deteriorização acentuada da qualidade da água, que advêm da superpopulação de algas (Branco, 1986; Odum, 1971).

As algas servem de alimento a protozoários e estes a rotíferos, crustáceos e larvas de insetos dos quais se alimentam os peixes. A cadeia alimentar é restabelecida e se recupera a diversidade de espécies, que não serão necessariamente as mesmas anteriores ao recebimento do impacto poluidor. O ecossistema torna-se estável e a comunidade atinge novamente o clímax (Esteves, 1988; Hellawell, 1980; Hynes, 1960).

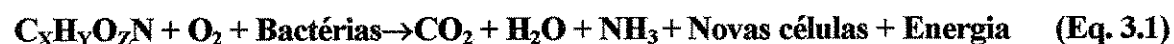
### 3.5 – Fatores intervenientes no balanço de oxigênio

O fenômeno de autodepuração em um curso d'água ocorre devido a atuação simultânea de vários fatores interagentes, os quais contribuem de maneira positiva ou negativa para o balanço de oxigênio dissolvido na massa líquida.

#### 3.5.1- Consumo de oxigênio dissolvido

##### 3.5.1.1- Oxidação aeróbia da matéria orgânica

A oxidação aeróbia é um processo bioquímico em que a matéria orgânica é mineralizada pelas bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas, na presença de oxigênio livre (Sawyer *et al.*, 1994). O metabolismo bacteriano compreende duas fases denominadas catabolismo (onde a matéria orgânica é oxidada com liberação de energia) e anabolismo (onde o suprimento da energia obtida na etapa anterior é utilizada para geração de novas células), gerando como produto final compostos mais simples e inertes como água, dióxido de carbono, fosfato, amônia e novas células (Gaudy & Gaudy, 1981). Segundo Metcalf & Eddy (1991), a equação simplificada da estabilização da matéria orgânica é:



O principal processo de autodepuração se faz através da oxidação aeróbia de resíduos biodegradáveis. Neste processo ocorre o consumo de oxigênio dissolvido, fazendo com que a capacidade autodepuradora de um curso d'água seja limitada pela quantidade deste gás (Batalha e Rocha, 1986).



### 3.5.1.2 - Demanda bentônica

O mecanismo de consumo de oxigênio pelo lodo difere da oxidação bioquímica na água, sendo denominada por Fair (1936), de demanda bentônica. Sua influência no balanço de oxigênio dissolvido é de difícil quantificação. Grande parte da estabilização da matéria orgânica depositada nos sedimentos se realiza em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio molecular na camada de lodo, o que não implica portanto em um consumo deste (Hellawell, 1986).

No entanto, a camada superior do lodo tem ainda acesso ao oxigênio da massa líquida sobrenadante, sendo estabilizada aerobicamente, com consumo de oxigênio dissolvido (Branco, 1986). Alguns subprodutos solúveis, produzidos pela decomposição anaeróbia no interior dos sedimentos são deslocados gradativamente para a superfície, onde sofrem oxidação aeróbia provocando uma demanda de oxigênio (Gaudy & Gaudy, 1981). Esta demanda, segundo Owens (1965) e Camp (1963) *apud* Branco (1986), é a parcela mais representativa de consumo de oxigênio pelo sedimento.

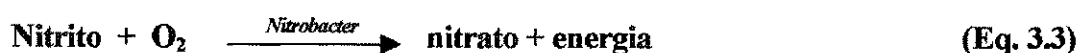
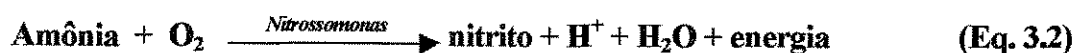
Um outro fator que pode causar consumo do oxigênio dissolvido é a reintrodução na massa líquida da matéria orgânica anteriormente sedimentada, causada pelo revolvimento da camada de lodo, que pode ser proveniente de um aumento da vazão e velocidade de escoamento do rio (Batalha e Rocha, 1986; von Sperling, 1983).

### 3.5.1.3 - Nitrificação

Outro processo que resulta no consumo de oxigênio dissolvido é o referente a oxidação dos compostos de nitrogênio, responsável pela transformação da amônia em nitritos e estes em nitratos denominado nitrificação (Sawyer *et al.*, 1994).

O consumo de oxigênio pela nitrificação, comumente denominado de demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, no caso de esgotos domésticos, é iniciado depois de efetuada a maior parte da oxidação da matéria carbonácea (Metcalf & Eddy, 1991) isto é, cerca de dez dias após o início da oxidação. Isto ocorre porque as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas, implicando em que a nitrificação ocorra também mais lentamente (Esteves, 1988).

Os microrganismos envolvidos neste processo são autotróficos quimiossintetizantes, para os quais o dióxido de carbono é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia. As transformações de amônia a nitrito e de nitrito a nitrato são mediadas pelas bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* respectivamente, de acordo com as seguintes equações (Metcalf & Eddy, 1991):



### 3.5.1.4 – Demanda química de oxigênio

Substâncias redutoras como sulfitos, sulfeto de hidrogênio e sais de óxidos ferrosos, contidos principalmente em despejos industriais exercem uma demanda imediata de oxigênio, através de reações químicas. Usualmente, esta demanda é diretamente perceptível na curva de oxigênio dissolvido no curso d'água ( Batalha e Rocha, 1986).

## 3.5.2 – Produção de oxigênio

### 3.5.2.1 - Reaeração atmosférica

O principal fator responsável pela introdução de oxigênio dissolvido na massa líquida é a reaeração atmosférica (Odum, 1971). De acordo com Branco (1991), a transferência gasosa é um fenômeno físico, através do qual as moléculas de gases são intercambiadas entre o líquido e o gás pela sua interface. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com oxigênio. A transferência de oxigênio da atmosfera para a água se dá praticamente a partir dos mecanismos de difusão molecular e turbulenta (von Sperling, 1983).

#### • Difusão molecular

A difusão molecular pode ser descrita como a tendência que uma substância tem de misturar-se com outras e se espalhar uniformemente, ocupando todo o espaço disponível, devido a uma diferença de concentrações. Isto decorre da agitação térmica das moléculas, que faz com que a posição de uma determinada partícula em um dado instante seja função

dos vários choques entre partículas, anteriores a este instante (Branco, 1991). Este mecanismo é bastante lento, requerendo muito tempo para que o gás atinja as camadas mais profundas do corpo aquático.

#### • Difusão turbulenta

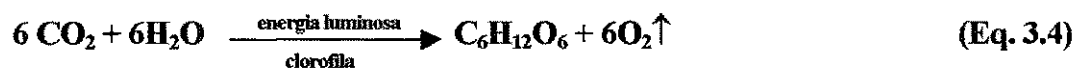
Segundo von Sperling (1995), o processo de difusão turbulenta envolve os dois principais fatores de uma aeração eficaz que são criação e renovação de interfaces. A criação de interfaces é muito importante, pois é através delas que ocorre o intercâmbio gasoso. A renovação destas interfaces é também muito significativa, pois permite que se evite pontos de saturação localizada, além de conduzir o gás ao longo da profundidade da massa líquida, devido a uma maior grau de mistura.

De acordo com Branco (1986), a condição de difusão a predominar é função das características hidrodinâmicas de um corpo d'água. O mecanismo de difusão turbulenta é bem mais efetivo nos rios do que o de difusão molecular, principalmente naqueles que possuem menores profundidades e corredeiras.

Assim, como primeiro fator de grande importância na reaeração, tem-se o grau de agitação da massa líquida. A agitação, por sua vez, depende de fatores como a velocidade e a profundidade dos cursos d'água, acidentes topográficos, ação dos ventos e correntes produzidas por diferença de densidade e temperatura (Batalha e Rocha, 1986).

### 3.5.2.2 - Fotossíntese

Fotossíntese é um processo bioquímico através no qual plantas, algas e algumas bactérias convertem energia luminosa em energia química, que é utilizada na síntese do material celular. Este processo realiza-se somente em presença de clorofila, macronutrientes (nitrato e fosfato), além de  $\text{CO}_2$  e energia luminosa, segundo a Equação 3.4 (Esteves, 1988).



A dependência da luz condiciona a distribuição dos seres fotossintetizantes a locais onde essa possa penetrar. Em águas com certa turbidez, oriunda quer da desagregação de partículas do solo, quer da introdução de sólidos em suspensão contidos nos despejos, a

possibilidade da presença de algas é menor, e por conseguinte, mais reduzido o fenômeno da fotossíntese (Odum, 1971).

A respiração apresenta uma reação exatamente oposta a da fotossíntese. Enquanto a fotossíntese constitui um processo de fixação da energia luminosa e a formação de moléculas de glicose de alta energia potencial, a respiração é a liberação desta energia para sua posterior utilização nos processos metabólicos (Branco, 1986).

### **3.6 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)**

A demanda bioquímica de oxigênio é definida como a quantidade de oxigênio requerido pelas bactérias para a estabilização biológica da matéria orgânica em condições aeróbias. O teste da DBO tem sido largamente utilizado para quantificar o potencial poluidor de águas residuárias domésticas ou industriais, se estas forem lançados em cursos d'água naturais sob condições aeróbias (Metcalf & Eddy, 1991).

A velocidade de oxidação da matéria orgânica quando lançada em um curso d'água depende das características bioquímicas e físicas desta matéria orgânica, de sua diluição, das características químicas da própria água, das espécies e quantidades de seres vivos encontrados nesta massa líquida, bem como da pressão e da temperatura (Sawyer *et al.*, 1994). Teoricamente, o tempo requerido para a oxidação biológica completa da matéria orgânica é infinito, mas para efeito prático, a reação pode ser considerada completa em vinte dias (Branco, 1986).

Para evitar que o teste ficasse sujeito a um período muito longo e para permitir a comparação de diversos resultados, convencionou-se proceder à uma incubação a 20 °C durante 5 dias. Temperaturas superiores aceleram o metabolismo microbiano, alterando a relação entre a  $DBO_5$  e a  $DBO_{\text{última}}$  (Sawyer *et al.*, 1994). O período de incubação de 5 dias foi estabelecido para minimizar a interferência causada pelas bactérias nitrificantes na oxidação da amônia (Gaudy & Gaudy, 1981).

Estudos da cinética da reação de DBO estabelecem que ela pode ser considerada para fins práticos, como uma reação de primeira ordem, onde a taxa de reação é proporcional à quantidade de matéria orgânica oxidável remanescente em qualquer tempo, que é modificada pela população de organismos ativos (Metcalf & Eddy, 1991). Segundo Sawyer *et al.* (1994), quando a população de microrganismos torna-se estável, a

velocidade da reação é controlada pela quantidade de alimento disponível aos microrganismos, podendo ser expressa pela Equação 3.5.

$$-dL/dt \propto L \Rightarrow -dL/dt = K_1 L \quad (\text{Eq. 3.5})$$

A diferencial  $dL/dt$  é a velocidade ou taxa de oxidação da matéria orgânica. Integrando-se a Equação 3.5 tem-se:

$$L = L_0 10^{-K_1 t} \quad (\text{Eq. 3.6})$$

onde:

$L_0$  = DBO inicial (mg/L);

$L$  = DBO remanescente em um tempo  $t$  (mg/L);

$K_1$  = coeficiente de desoxigenação ( $\text{dia}^{-1}$ ).

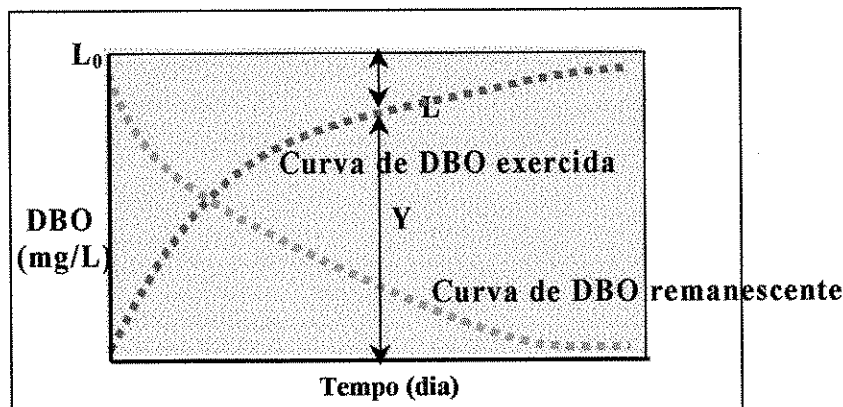
A resolução da Equação 3.6 fornece a concentração de matéria orgânica ainda não oxidada, isto é, a DBO remanescente em um determinado tempo. A parcela da DBO já exercida no mesmo instante é obtida pela diferença entre as concentrações de DBO inicial ( $L_0$ ) e remanescente ( $L$ ) naquele instante. A Figura 3.2 mostra as curvas de DBO exercida e remanescente em um tempo  $t$ .

$$Y = L_0 - L \quad (\text{Eq. 3.7})$$

Substituindo a Equação 3.7 na Equação 3.6 tem-se:

$$Y = L_0 (1 - 10^{-K_1 t}) \quad (\text{Eq. 3.8})$$

Onde  $Y$  é a DBO exercida até o tempo  $t$ .

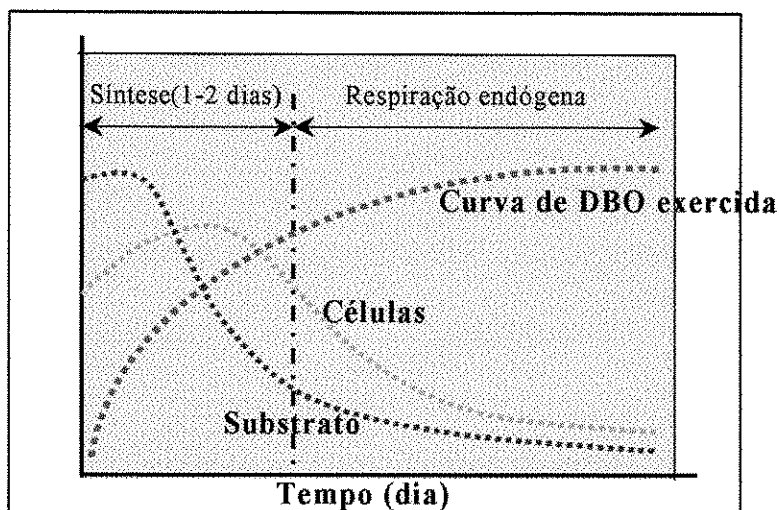


Fonte: Sawyer *et al.*, 1994

**Figura 3.2 – Curva de evolução da DBO**

### 3.6.1 – A DBO do primeiro estágio

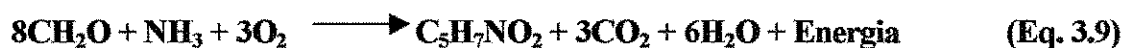
Em um sistema fechado, a estabilização aeróbia da matéria orgânica processa-se em duas fases distintas, ilustradas na Figura 3.3. O oxigênio total consumido nas duas fases é definido como demanda última de 1º estágio.



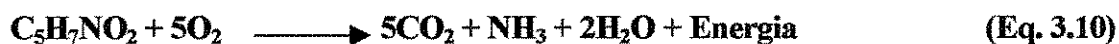
Fonte: Gaudy & Gaudy, 1981

Figura 3.3 – Demanda do 1º estágio

Durante a primeira fase (fase de síntese), os microrganismos presentes na água residuária consomem a matéria orgânica disponível, em suas atividades metabólicas, resultando em um consumo de oxigênio dissolvido e no aumento do número de microrganismos. As reações ocorridas podem ser representada pela Equação 3.9 (Gaudy & Gaudy, 1981).



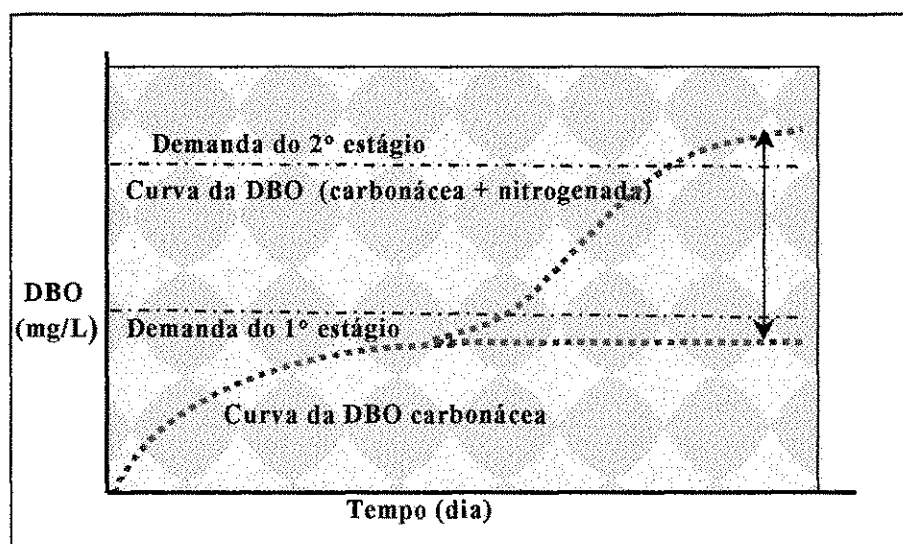
A segunda fase de oxidação, que se caracteriza pela respiração endógena, inicia-se quando a matéria orgânica originalmente presente na água residuária se esgota. No início desta fase, a população de microrganismos encontrava-se em seu máximo e, na ausência de alimento disponível, fazem uso do seu próprio protoplasma, para manutenção das suas funções metabólicas (Hanisch, 1980 *apud* von Sperling, 1983). As reações ocorridas podem ser representada pela Equação 3.10.



### 3.6.2 – A DBO do segundo estágio

O consumo de oxigênio devido à oxidação biológica da matéria orgânica deve-se a dois fatores que são a estabilização da matéria carbonácea (demanda do 1º estágio) e nitrificação (demanda do 2º estágio). Segundo Metcalf & Eddy (1991), grande parte do nitrogênio presente nas águas ou despejos é proveniente das proteínas, que se decompõem liberando amônia. A oxidação da amônia é realizada pela ação consecutiva das bactérias *Nitrossomonas* (que oxidam amônia à nitrito) e *Nitrobacter* (que oxidam nitrito à nitrato).

O início da nitrificação depende da quantidade de bactérias nitrificantes presentes na mistura esgoto-rio. A taxa de crescimento destes organismos é função da temperatura, do pH, de substâncias tóxicas, do oxigênio dissolvido e da concentração de amônia (nutriente limitante) (Sawyer *et al.*, 1994). Quando um efluente apresenta concentrações de amônia superiores à 5 mg/L, o tempo requerido para o início da nitrificação, a uma temperatura de 20 °C é de 3 à 4 dias. No entanto, à medida que a concentração de amônia disponível diminui, a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes reduz-se, aumentando o tempo mínimo requerido para o início da nitrificação (Gaudy & Gaudy, 1981). Em despejos domésticos não tratados, a nitrificação inicia-se em média, após os primeiros 10 dias (Branco, 1986). A Figura 3.4 ilustra a influência da nitrificação no teste da DBO.



Fonte: Sawyer *et al.*, 1994

Figura 3.4 – Curva da DBO carbonácea e nitrogenada

### 3.7 - Cinética da desoxigenação

O coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), exprime a quantidade de oxigênio consumido pelas bactérias para a oxidação da matéria carbonácea ou a velocidade de reação da demanda bioquímica de oxigênio e é determinado pela equação de reação monomolecular de primeira ordem (Equação 3.5).

Pelo fato do valor de  $K_1$  depender da concentração de matéria orgânica, tem-se diferentes coeficientes de desoxigenação para águas residuárias brutas, tratadas e corpos d'água receptores. Valores médios de  $K_1$  encontram-se apresentados na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1 - Valores típicos de  $K_1$  à 20 °C, na base 10**

$K_1$ (dia <sup>-1</sup> )	origem
0,17	Água residuária concentrada
0,15	Água residuária diluída
0,15	Efluente primário
0,05 - 0,10	Efluente secundário
0,04 - 0,09	Rios com águas limpas

Fonte: von Sperling (1983).

#### 3.7.1 – Principais métodos utilizados para calcular $K_1$

Quando se requer uma caracterização mais aprofundada da qualidade de um corpo aquático, é de interesse a determinação do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ), ao invés de se adotar valores expressos na literatura, que podem diferir muito dos valores encontrados em campo, em função das diferentes características hidráulicas (von Sperling, 1985). Para este fim existem diversos métodos disponíveis que podem ser utilizados, tais como:

- método dos mínimos quadrados (Reed e Theriault, 1927);
- método da inclinação (Thomas, 1927);
- método da diferença de logaritmos (Fair, 1936).

Na escolha do método a ser utilizado devem ser levados em conta os critérios de facilidade no uso e precisão dos resultados. Todos os métodos em questão requerem uma seqüência de dados de DBO ao longo de vários dias, a intervalos de tempo regulares ou não, embora se este for constante pode facilitar a aplicação de alguns métodos.



### 3.7.1.1 – Método dos mínimos quadrados de Reed e Theriault

O método dos mínimos quadrados foi publicado por Reed e Theriault (1927), em seu tratado sobre a análise estatística dos dados de DBO. É um método iterativo, que baseia-se na fixação de um valor inicial para  $K_1$  e sua posterior convergência, utilizando como método de cálculo o processo dos mínimos quadrados, até que a curva apresente o melhor ajustamento aos dados experimentais. É o método que apresenta maior precisão para estimativa das constantes do modelo de primeira ordem, sendo por este motivo o mais utilizado. O desenvolvimento matemático do método dos mínimos quadrados é apresentado abaixo:

$$\sum_{i=1}^n R^2 = \sum_{i=1}^n (Y_{ei} - Y_{ci})^2 \quad (\text{Eq. 3.11})$$

onde:

$R$  = resíduo entre o valor experimental e o teórico;

$Y_{ei}$  = valor experimental da DBO exercida em um tempo  $t_i$  (mg/L);

$Y_{ci}$  = valor calculado da DBO exercida em um tempo  $t_i$  (mg/L).

Como:

$$Y_C = L_0 (1 - 10^{-K_1 t}) \quad (\text{Eq. 3.12})$$

Tem-se que:

$$\sum_{i=1}^n R^2 = \sum_{i=1}^n \{Y_{ei} - L_0 (1 - 10^{-K_1 t})\}^2 \quad (\text{Eq. 3.13})$$

A solução da Equação 3.13, passa por um ajuste de mínimo, pois o ajuste dos valores calculados aos experimentais será tanto melhor, quanto menor for o  $\sum R^2$ . Igualando os resultados das derivadas parciais da Equação 3.12 com relação a  $L_0$  e  $K_1$ , depois de algumas simplificações tem-se:

$$\frac{\partial \sum R^2}{\partial L_0} = \sum_{i=1}^n \{[2Y_{ei} + (1 - 10^{-K_1 t_i})] (1 - 10^{-K_1 t_i})\} = 0 \quad (\text{Eq. 3.14})$$

$$\frac{\partial \sum R^2}{\partial L_0} = \sum_{i=1}^n \{ [(1 - 10^{-K_1 t_i}) - Y_{ei}] - t_i 10^{-K_1 t_i} \} = 0 \quad (\text{Eq. 3.15})$$

A aplicação de métodos numéricos às Equações 3.14 e 3.15 traz a seqüência de fórmulas mostradas abaixo.

$$X = 1 - 10^{-K_1 t_i} \quad (\text{Eq. 3.16})$$

$$Z = t_i 10^{-K_1 t_i} \quad (\text{Eq. 3.17})$$

$$A = \sum (X_i)^2 \quad (\text{Eq. 3.18})$$

$$B = \sum (Z_i)^2 \quad (\text{Eq. 3.19})$$

$$C = \sum (X_i Z_i)^2 \quad (\text{Eq. 3.20})$$

$$D = \sum (X_i Y_{ei})^2 \quad (\text{Eq. 3.21})$$

$$E = \sum (Z_i Y_{ei})^2 \quad (\text{Eq. 3.22})$$

$$\Delta = \frac{AE - CD}{\text{Ln } 10 (BD - CE)} \quad (\text{Eq. 3.23})$$

$$K_{n+1} = K_n + \Delta_n \quad (\text{Eq. 3.24})$$

$$L_0 = \frac{BD - CE}{AB - C^2} \quad (\text{Eq. 3.25})$$

Inicialmente estima-se um valor para  $K_1$ , aplica-se iterativamente as Equações 3.16 à 3.23 encontrando-se um valor para  $\Delta$ . A Segunda tentativa será feita com o valor inicial de  $K_1$  somado ao valor de  $\Delta$  encontrado, e assim sucessivamente até que o valor de  $\Delta$  seja menor que um erro anteriormente pré-fixado. Com o valor ajustado de  $K_1$ , calcula-se  $L_0$  por meio da Equação 3.25.

### 3.7.2 - A influência da temperatura sobre $K_1$

A temperatura tem uma grande influência no metabolismo bacteriano, afetando, por conseguinte, as taxas de estabilização da matéria orgânica carbonácea, que aumenta com o aumento da temperatura. Nas reações biológicas, semelhante ao que ocorre nas reações

químicas, a velocidade de reação dobra para cada aumento de 10 °C na temperatura do meio (Sawyer *et al.*, 1994).

A Equação 3.26 mostra a relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação, apresentada por Streeter e Phelps em seus trabalhos clássicos no Rio Ohio (von Sperling, 1983).

$$K_1^{T_i} = K_1^{T_{20}} \theta^{(T_{20} - T_i)} \quad (\text{Eq. 3.26})$$

Onde:

$K_1^{T_i}$  = coeficiente  $K_1$  na temperatura  $T_i$ ;

$K_1^{T_{20}}$  = coeficiente  $K_1$  na temperatura de 20 °C;

$\theta$  = coeficiente de temperatura.

O valor de  $\theta$  varia com a faixa de temperatura considerada. A Tabela 3.2 apresenta um resumo dos valores encontrados por diversos pesquisadores, em função do tipo de substrato e da faixa de temperatura adotada.

**Tabela 3.2 – Valores de  $\theta$  usado na correção de  $K_1$ .**

Substrato	$\theta$	Temperatura (°C)	Referência
Esgotos domésticos e cursos d'água	1,047	10 – 37,5	Streeter e Phelps, 1925
Cursos d'água	1,053	9 – 20	Therault, 1927
Esgotos domésticos	1,145	0,5 – 5	Moore, 1941
Esgotos domésticos	1,065	5 – 20	“
Cursos d'água	1,026	0,5 – 20	“
Esgotos domésticos	1,109	5 – 15	Gotaas, 1948
Esgotos domésticos	1,042	15 – 30	“
Esgotos domésticos	0,967	30 – 40	“
Efluentes de lodo ativado	1,135	4 – 20	Shroepfer <i>et al.</i> , 1960
Cursos d'água	1,056	20 – 30	Shroepfer <i>et al.</i> , 1964
Esgotos domésticos	1,126	2 – 15	Zanoni, 1964
Esgotos domésticos	1,047	15 – 32	Zanoni, 1967
Esgotos domésticos	0,985	32 – 40	“
Efluente secundário	1,077	10 – 20	Zanoni, 1969
Efluente secundário	1,048	20 – 30	“

Fonte: von Sperling (1983).

### 3.8 – Cinética de reaeração

Quando a água entra em contato com o ar, estabelece-se um intercâmbio contínuo de moléculas entre as fases líquida e gasosa, determinando um ponto de equilíbrio dinâmico no qual a concentração permanece inalterada nas duas fases. No equilíbrio, a concentração do gás na fase líquida, denominada de concentração de saturação, é diretamente proporcional à concentração do gás na fase gasosa (Metcalf & Eddy, 1991; von Sperling, 1983). Assim tem-se:

$$C_s = K_D C_g \quad (\text{Eq. 3.27})$$

Onde:

$C_s$  = concentração de saturação do gás na fase líquida;

$C_g$  = concentração do gás na fase gasosa;

$K_D$  = coeficiente de distribuição do gás no líquido.

O coeficiente de distribuição do gás no líquido depende da temperatura e da natureza do gás e do líquido. A Tabela 3.3 mostra valores de  $K_D$  em diversas temperaturas para o sistema água-oxigênio.

**Tabela 3.3 - Valores de  $K_D$  para o sistema água-oxigênio**

Temperatura (°C)	$K_D$
0	0,0493
10	0,0398
20	0,0337
30	0,0296

Fonte: von Sperling (1983).

A concentração de  $C_g$  pode ser obtida partindo da equação universal dos gases:

$$P V = n R T \quad \text{Eq. (3.28)}$$

Onde:

$P$  = pressão parcial do gás na fase gasosa;

$V$  = volume ocupado pelo gás na fase gasosa;

$n$  = número de moles do gás;

$R$  = constante universal dos gases;

$T$  = temperatura absoluta do gás.

Desenvolvendo a Equação 3.28 e substituindo-se na Equação 3.27, obtém-se a Equação 3.29, que estabelece a concentração de saturação de um gás na água em função da temperatura e da pressão:

$$C_s = K_D d_v (P_a - P_w) PM / R T \quad (\text{Eq. 3.29})$$

Onde:

$d_v$  = distribuição volumétrica do gás na fase gasosa;

$P_a$  e  $P_w$  = pressões atmosférica e de vapor de água;

$PM$  = peso molecular do gás.

### 3.8.1 – Formulação matemática da reaeração atmosférica

A reaeração atmosférica corresponde a uma reação de primeira ordem do tipo:

$$dD / dt = -K_2 D \quad (\text{Eq. 3.30})$$

onde:

$D$  = déficit de oxigênio dissolvido (diferença entre a concentração de saturação e a concentração de oxigênio da massa líquida em um tempo qualquer) (mg/L);

$t$  = tempo (dia);

$K_2$  = coeficiente de reaeração ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Integrando-se a Equação 3.30 com  $D_0$  em  $t = 0$ , tem-se:

$$D_t = D_0 e^{-K_2 t} \quad (\text{Eq. 3.31})$$

onde:

$D_0$  = déficit inicial de oxigênio dissolvido (mg/L);

$D_t$  = déficit de oxigênio dissolvido após um tempo  $t$  (mg/L).

### 3.8.1.1 – Processos para a determinação do coeficiente de reaeração

Existindo uma certa demanda de oxigênio na água, o oxigênio que será consumido na sua compensação tenderá a ser repostado a partir do ar atmosférico, uma vez que foi criada uma situação de desequilíbrio entre as interfaces água e ar. Essa reposição dependerá do grau de subsaturação de oxigênio resultante na água (déficit de saturação) e da constante de reaeração ( $K_2$ ). Por sua vez,  $K_2$  depende das características hidráulicas (velocidade e profundidade) e da temperatura do corpo aquático. Valores médios de  $K_2$  obtidos em corpos d'água com características distintas são apresentados na Tabela 3.4.

**Tabela 3.4 – Valores típicos de  $K_2$  em corpos d'água à 20 °C, base 10**

Características do corpo aquático	$K_2$	
	Profundo	Raso
Pequenos lagos	0,05	0,10
Rios lentos e grandes lagos	0,10	0,16
Grandes rios com baixa velocidade	0,16	0,20
Grandes rios com velocidade normal	0,20	0,30
Rios rápidos	0,30	0,50
Corredeiras e quedas d'água	>0,50	>0,70

Fonte: von Sperling (1983)

Diversos autores estabeleceram relações empíricas entre o coeficiente de reaeração e as variáveis hidráulicas do corpo aquático. Essa relação tem a forma genérica:

$$K_2 = a V^b / H^c, \quad \text{para } K_2 \text{ (dia}^{-1}\text{)} \rightarrow \text{base 10 e a } 20 \text{ }^\circ\text{C} \quad (\text{Eq. 3.32})$$

Onde:

$V$  = velocidade do curso d'água (m/s);

$H$  = profundidade do curso d'água (m);

$a$ ,  $b$  e  $c$  = coeficientes empíricos.

Na Tabela 3.5 é apresentado um resumo dos coeficientes empíricos  $a$ ,  $b$  e  $c$ , obtidos para condições específicas de laboratório ou faixas de velocidade e profundidade dos corpos d'água.

**Tabela 3.5 – Coeficientes empíricos a, b e c utilizados no cálculo de  $K_2$** 

a	b	c	Faixa de aplicação V(m/s) e H (m)	Autores
4,74	0,85	0,85	$H < 0,5 - V < 1,20$	Negulescu e Rojanski
1,62	0,50	1,50	$0,3 \leq H < 9,0 - 0,15 \leq V < 0,50$	O'Connor e Dobbins
2,18	0,97	1,67	$0,6 \leq H < 4,0 - 0,56 \leq V < 1,52$	Churchill, Elmore e Buckingham
2,31	0,67	1,85	$0,65 \leq H < 3,5 - 0,03 \leq V < 1,50$	Owens, Eduards e Gibbs

Fonte : von Sperling (1983).

### 3.8.2 – Influência da temperatura sobre $K_2$

O coeficiente de reaeração é influenciado pela variação da temperatura. O aumento desta se faz sentir em dois diferentes aspectos que combinados, atuam em sentidos opostos:

- reduz a solubilidade do oxigênio no meio líquido, resultando em uma diminuição na taxa de reaeração;

- acelera os processos de absorção do oxigênio, provocando um aumento do coeficiente de reaeração ( $K_2$ ).

A influência global na taxa de reaeração depende da magnitude de cada variação. O efeito da temperatura sobre o coeficiente de reaeração é expresso pela Equação 3.33.

$$K_2^{T_1} = K_2^{T_{20}} \theta^{(T_1 - T_{20})} \quad (\text{Eq. 3.33})$$

Onde:

$K_2^{T_1}$  = coeficiente de reaeração a uma temperatura qualquer;

$K_2^{T_{20}}$  = coeficiente de reaeração a 20 °C;

$\theta$  = coeficiente de temperatura.

O valor de  $\theta$  varia com a faixa de temperatura considerada. A Tabela 3.6 apresenta um resumo dos valores do coeficiente de temperatura ( $\theta$ ) encontrados por diversos pesquisadores, em função do tipo de substrato e da faixa de temperatura adotada.

**Tabela 3.6 – Valores de  $\theta$  utilizados na correção de  $K_2$** 

$\theta$	Autores
1,016	Streeter
1,019	Pöpel
1,021	Dowing e Truesdale
1,024	Elmore e West
1,028	Laugbein, Durum e Eckenfelder
1,042	Streeter, Wright e Kher

Fonte: von Sperling (1983).

### 3.9 - O modelo de Streeter e Phelps

Em 1925, Streeter e Phelps propuseram um modelo matemático que expressa a curva de depleção de oxigênio dissolvido em um curso d'água afetado pela poluição. Neste modelo, a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido é fruto do balanço entre as fontes de consumo (oxidação da matéria orgânica carbonácea) e produção (reaeração atmosférica). Deste balanço, resulta o perfil de oxigênio dissolvido, o qual é um reflexo dos fenômenos da autodepuração que ocorrem no curso d'água.

As equações de Streeter e Phelps serviram de suporte para todos os modelos mais sofisticados que se sucederam, sendo sua aplicação ainda muito utilizada, pois constitui um bom elemento auxiliar na avaliação da capacidade de autodepuração, principalmente em pequenos cursos d'água, destinados à receberem cargas orgânicas definidas e uniformes, onde a demanda bioquímica de oxigênio e a reaeração atmosférica são os dois únicos processos intervenientes no balanço de oxigênio.

A taxa de variação do déficit com o tempo pode ser expressa pela Equação 3.36, advinda da interação das equações monomoleculares da desoxigenação (Equação 3.34) e da reaeração (Equação 3.35).

$$dD / dt \propto L \quad (\text{Eq. 3.34})$$

$$dD / dt \propto D \quad (\text{Eq. 3.35})$$

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (\text{Eq. 3.36})$$



Integrando a Equação 3.36 obtém-se a Equação geral que expressa o déficit de OD em função de t.

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (10^{-K_1 t} - 10^{-K_2 t}) + D_0 10^{-K_2 t} \quad (\text{Eq. 3.37})$$

Onde:

$L_0$  = valor da demanda última de oxigênio da mistura (mg/L);

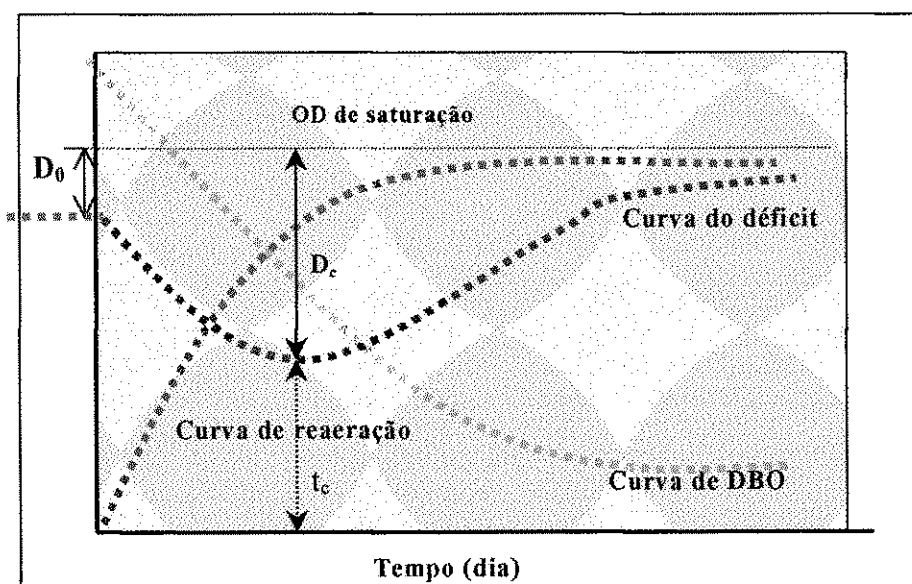
$D_0$  = déficit inicial de OD após a mistura (mg/L);

$D_t$  = déficit de OD um tempo t (mg/L);

$K_1$  e  $K_2$  = coeficientes de desoxigenação e reaeração, respectivamente ( $\text{dia}^{-1}$ ).

Considerando-se o curso d'água como tendo um fluxo predominantemente unidimensional e linear, sem dispersão lateral ou em profundidade, pode-se associar o tempo presente na Equação 3.37 ao tempo real de percurso do rio, para à jusante, a partir do instante do lançamento do efluente no curso d'água.

Admitindo-se um trecho com velocidade constante, a fórmula do déficit pode ser expressa em termos de distância percorrida ( $v = d / t$ ). A Figura 3.5 Expressa graficamente a resolução da Equação 3.37.



Fonte: modificado de Gaudy e Gaudy (1981)

**Figura 3.5 – Curva da depleção de oxigênio dissolvido.**

### 3.9.1 - Cálculo do tempo e do déficit críticos de oxigênio dissolvido

Derivando-se duas vezes consecutivas a Equação 3.37 em relação ao tempo e igualando-se a zero encontra-se um ponto de máximo (derivada segunda negativa) denominado de tempo crítico (tempo no qual o déficit de oxigênio é máximo) que é explicitado na Equação 3.38.

$$t_c = \frac{1}{(K_2 - K_1)} \ln \frac{K_2}{K_1} \left[ 1 - \frac{D_0 (K_2 - K_1)}{L_0 K_1} \right] \quad (\text{Eq. 3.38})$$

onde:

$t_c$  = tempo crítico (dia)

Antes do tempo crítico, a taxa de desoxigenação é maior que a taxa de reaeração, ocorrendo o inverso após o  $t_c$ . No ponto crítico, a velocidade de desoxigenação é igual a e de reaeração como mostra a Equação 3.39:

$$dD / dt = dL / dt \quad (\text{Eq. 3.39})$$

ou,

$$- K_2 D_c = - K_1 L_c \quad (\text{Eq. 3.40})$$

A demanda consumida no tempo crítico é:

$$L_c = L_0 10^{-K_1 t_c} \quad (\text{Eq. 3.41})$$

assim, substituindo-se  $L_c$  na Equação 3.40, tem-se:

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} L_0 10^{-K_1 t_c} \quad (\text{Eq. 3.42})$$

Onde:

$D_c$  = déficit crítico (déficit máximo e ocorre no tempo crítico).

O conhecimento do valor do déficit crítico é de grande importância, pois este fornece subsídios para se concluir sobre a necessidade ou não de tratamento e o grau de

eficiência requerido de um efluente a ser lançado em um corpo aquático, em função de disposições normativas que fixam uma concentração mínima de oxigênio dissolvido nos cursos d'água.

Em algum ponto de um curso d'água, o déficit pode ser maior que a concentração de saturação de oxigênio, passando a existir condições de anaerobiose. Neste caso, o modelo de Streeter e Phelps não mais explica as reações, que passam a ocorrer de forma muito mais lenta, pois os processos de degradação anaeróbios ocorrem numa taxa bem inferior aos aeróbios.

### **3.10 - O modelo de Camp**

O fenômeno de autodepuração de um curso d'água sofre a influência de vários fatores interagentes, que atuando simultaneamente modificam as características dos ecossistemas e influenciam de forma positiva ou negativa no balanço de oxigênio dissolvido (von Sperling, 1983).

Em 1925, Streeter e Phelps em seus estudos clássicos no Rio Ohio, propuseram um modelo matemático para expressar a curva de depleção de oxigênio dissolvido em um curso d'água afetado pela poluição. Ao tomar como fatores determinantes no seu modelo apenas a reaeração atmosférica e a oxidação da matéria orgânica carbonácea dissolvida na massa líquida, Streeter e Phelps desprezaram diversos fatores que, pela complexidade do processo autopurificante, também são verificados.

Em 1964, Camp ampliou as equações anteriormente propostas por Streeter e Phelps para permitir a inclusão de mais três fatores. A concepção inicial do processo devida a Streeter e Phelps continua a mesma, entretanto, o modelo proposto por Camp permite que se faça uma análise mais ampla do balanço de oxigênio dissolvido no corpo aquático. Os três fatores acrescidos ao modelo de Streeter e Phelps foram:

- a fotossíntese;
- a demanda bentônica;
- a sedimentação da DBO suspensa.

### 3.10.1 - Formulação matemática do modelo de Camp

Além das considerações de Streeter e Phelps sobre a desoxigenação causada pela decomposição da matéria orgânica (expressa como DBO) e a taxa de reaeração atmosférica, Camp supôs que a taxa de sedimentação da matéria orgânica decomponível, medida pela sua DBO, é proporcional à DBO remanescente e, as taxas de adição de DBO pelos depósitos bentônicos e de oxigênio dissolvido pela fotossíntese, são constantes. A equação do déficit de OD em um tempo  $t$ , após as modificações de Camp, pode ser expressa da seguinte forma:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D - \alpha + p \quad (\text{Eq. 3.43})$$

como:

$$\frac{dL}{dt} = -(K_1 + K_3) L \quad (\text{Eq. 3.44})$$

$$e L = L_0 10^{-(K_1 + K_3)t} \quad (\text{Eq. 3.45})$$

substituindo a Equação 3.45 em 3.44 e integrando-a, resulta:

$$D = \frac{K_1}{K_2 - K_1 - K_3} \left( \frac{p \log e}{K_1 + K_3} \right) [10^{-(K_1 + K_3)t} - 10^{-K_2 t}] + \frac{K_1}{K_2} \left( \frac{p \log e}{K_1 + K_2} - \frac{\alpha \log e}{K_1} \right) (1 - 10^{-K_2 t}) + D_0 10^{-K_2 t} \quad (\text{Eq. 3.46})$$

Onde:

$P$  = taxa de desoxigenação devido à demanda bentônica;

$\alpha$  = taxa de reaeração devido à fotossíntese;

$K_3$  = coeficiente de sedimentação e ressuspensão de DBO;

$D, D_0, K_1$  e  $K_2$  = foram definidas anteriormente.

Se os coeficientes  $\alpha = p = K_3 = 0$ , a Equação 3.46 resulta na Equação 3.37, proposta por Streeter e Phelps.

### **3.10.2 – Análise da relevância da supressão dos fenômenos propostos por Camp nos cálculos de autodepuração.**

#### **3.10.2.1 – Demanda bentônica**

A taxa de demanda bentônica de oxigênio ( $p$ ) nos cursos d'água, representa um acréscimo de DBO na massa líquida, em consequência da difusão de produtos orgânicos solúveis, resultantes da estabilização anaeróbia da matéria orgânica sedimentada. A desconsideração dos efeitos dos depósitos bentônicos pode gerar um posicionamento contra a segurança, por serem eles responsáveis por uma demanda de oxigênio no corpo aquático (Branco, 1986; von Sperling, 1983).

#### **3.10.2.2 – Fotossíntese**

A taxa de produção fotossintética ( $\alpha$ ) representa um fator de elevação da concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido. Não considerá-la em cálculos de autodepuração constitui-se em fator de segurança. A taxa  $\alpha$  independe do déficit de oxigênio, mas depende, basicamente, da presença de microrganismos fotossintetizantes, de luz, de sais nutrientes e fonte de gás carbônico. A produção fotossintética de oxigênio é, geralmente maior à jusante dos cursos d'água que recebem despejos contendo sais minerais. Nos casos em que seus efeitos suplantam a reaeração atmosférica, convém considerá-la por razões econômicas (Branco, 1986; Del Picchia, 1975; von Sperling, 1983).

#### **3.10.2.3 – Sedimentação**

A DBO do material que sedimenta nos leitos dos cursos d'água, é avaliada através do coeficiente  $K_3$  e depende fundamentalmente da turbulência das águas, praticamente inexistindo quando estas apresentam velocidades superiores a 0,18 m/s. Para velocidades pouco inferiores a 1,8 m/s, sedimentam as partículas mais densas de matéria orgânica. Admite-se que para velocidades a 0,09 m/s, permanece, na massa líquida, apenas a matéria orgânica solúvel. Para longos trechos de percurso, o valor de  $K_3$  poderá ser desprezado, considerando-se que a sedimentação e o revolvimento são fenômenos locais e que se

compensam. Como o material sedimentado passa a sofrer decomposição anaeróbia na camada bentônica, não consideração do fenômeno de sedimentação encontra-se a favor da segurança, em termos da superestimação do déficit de OD que ocorre, pois implica em admitir uma demanda de oxigênio maior que a real (Branco, 1986; Monteiro, 1975; von Sperling, 1983).

Fica evidente, nas formulações mostradas, que a utilização das equações originais de Streeter e Phelps é mais simples, não tanto pelo aspecto matemático envolvido, mas pela maior facilidade na obtenção dos elementos indispensáveis a cada uma delas. O modelo de Streeter e Phelps poderá não reproduzir com fidelidade as condições de determinados corpos aquáticos, pois a interação dos diversos fenômenos com o sistema natural representado pelo curso d'água é muito complexa, sendo específica para cada condição do rio em estudo. Contudo, ao se analisar os fatores a serem excluídos, observa-se que alguns tendem a favor da segurança e outros contra. Dentro da dificuldade global de quantificação destes valores, torna-se mais coerente, em estudos de autodepuração que visem tão somente o planejamento sanitário de uma bacia hidrográfica, com o estudo de métodos aplicáveis para o controle ambiental, a desconsideração em conjunto desses elementos (Del Picchia, 1975; Monteiro, 1975; von Sperling, 1983).

## **4.0 - MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 - Descrição geral da Bacia do Rio Bodocongó**

#### **4.1.1 - Localização da área**

A bacia do Rio Bodocongó está compreendida na Região Sudeste do Estado da Paraíba, abrangendo uma área de 409 km<sup>2</sup> (Figura 3.1). O Rio Bodocongó nasce no município de Pocinhos (35° 57'W e 7° 33'S) a uma altitude de 691 m e possui uma extensão de aproximadamente 75 km. Atravessa os municípios de Campina Grande, Caturité e Queimadas, no sentido Norte - Sul até desaguar no Rio Paraíba no município de Barra de Santana (35° 59'W e 7° 33'S) - PB a uma altitude de 350 m (Figura 3.2).

O maior aproveitamento de suas águas ocorre no trecho da bacia situado entre as suas nascentes e a cidade de Campina Grande, resultando nos seguintes reservatórios, de montante para jusante:

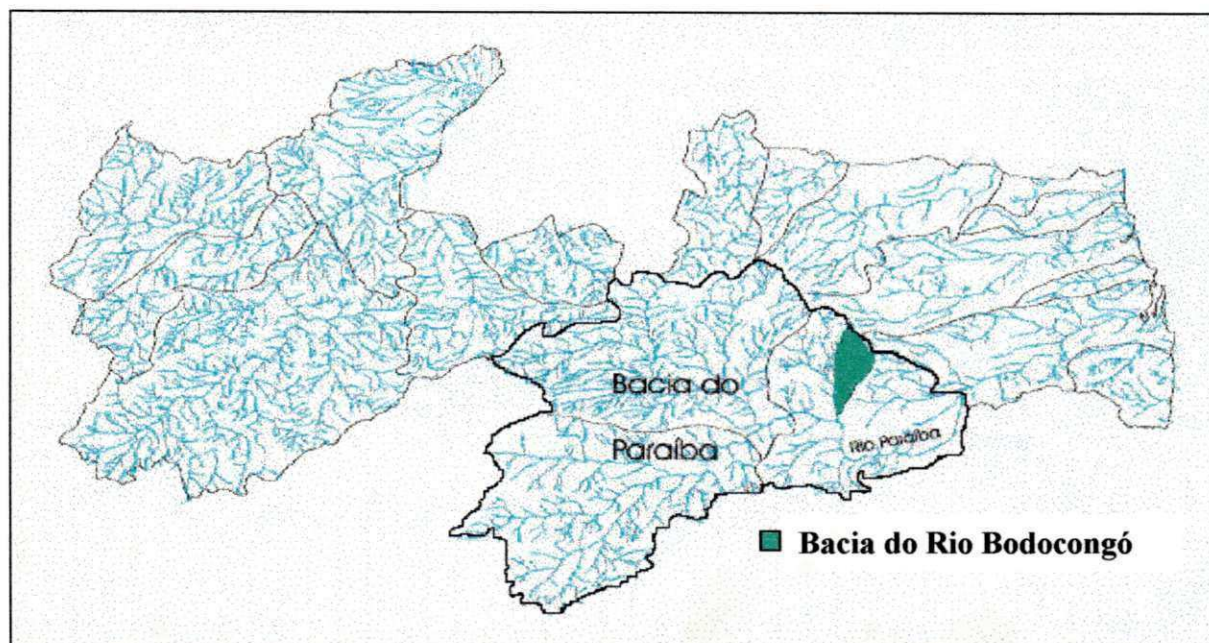
- **Açude Milhã**

Localizado no município de Puxinanã, foi construído em 1994 com a finalidade de suprir água para abastecimento da cidade. Possui um volume de acumulação de 580.000 m<sup>3</sup> e a área da sua bacia tributária é de 33,6 Km<sup>2</sup> (Consórcio JP - ENCO, 1994).

- **Açude de Bodocongó**

Localizado dentro do perímetro urbano, na Região Noroeste da cidade de Campina Grande, após a confluência do Rio Bodocongó com o Riacho Caracóis. Foi construído em 1917, com a finalidade de aumentar as fontes de abastecimento de água desta cidade (Almeida, 1979). Entretanto, as elevadas concentrações de cloretos (580 a 2110 mg/L) e carbonatos (82 a 315 mgCaCO<sub>3</sub>/L) contidas na água tornaram impraticável seu uso para consumo humano (Wright, 1981a). Atualmente é utilizado como fonte de água para indústrias próximas, para pesca e recreação. Recebe água de córregos e riachos contaminados com esgotos procedentes de zonas vizinhas mais altas onde estão localizados

um hospital, um colégio e dependências das Universidades Estadual e Federal da Paraíba. Apresenta um volume de acumulação de  $1.215.700 \text{ m}^3$  e a área da sua bacia tributária é de  $86,5 \text{ km}^2$  (DNOCS, 1993).



**Figura 4.1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba (PB).**

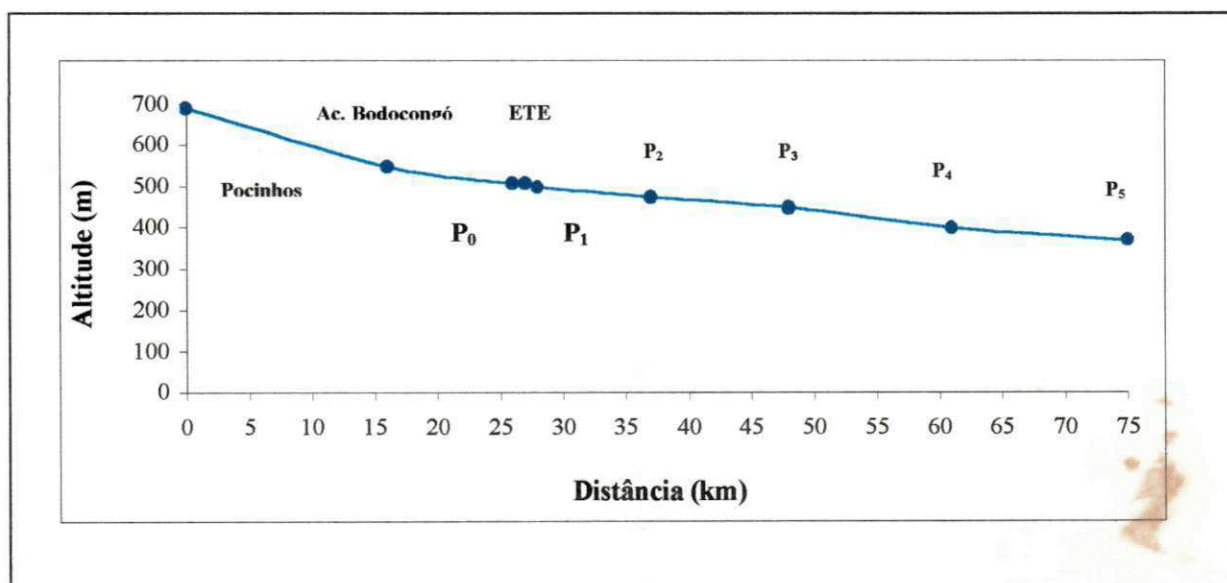
O Rio Bodocongó apresenta regime intermitente, sendo perenizado, no trecho que corta à cidade de Campina Grande, após o açude de Bodocongó, pelo recebimento dos efluentes do sangradouro deste (no inverno), de uma indústria de reciclagem de papel, do matadouro municipal e de um curtume. No trecho compreendido entre o açude e a ETE (aproximadamente 11 km), o rio atravessa diversos bairros, drenando a Região Oeste da cidade de Campina Grande, recebendo em todo o 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. Na Zona Sudoeste da cidade, no Bairro da Catingueira, conflui com o Córrego da Depuradora (drena a Zona Leste da cidade) e recebe os efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (ETE-CG), desaguando no Rio Paraíba (Bacia do Médio Paraíba), no município de Barra de Santana.

Neste trabalho, o trecho em estudo está compreendido entre a ETE-CG e o Rio Paraíba, possui uma extensão de aproximadamente 48 km e uma largura variando de 2 a 10



m em função das épocas de seca e chuva, apresentando em seu leito uma morfologia bastante variada. Neste trecho, suas águas são utilizadas para irrigação, dessedentação de animais, recreação, fabricação de tijolos, lavagem de roupas e utensílios domésticos.

No ponto onde o Rio Bodocongó recebe o efluente da ETE, ocorre uma mudança no seu regime hidráulico, transformando o ambiente de lótico para lântico, devido a formação de uma lagoa. Esta lagoa apresenta-se totalmente coberta por macrófitas e possui uma área de aproximadamente 16.000 m<sup>2</sup> (320 m x 50 m). Seu efluente escoar por uma pequena cascata em terreno natural, originando novamente o rio.

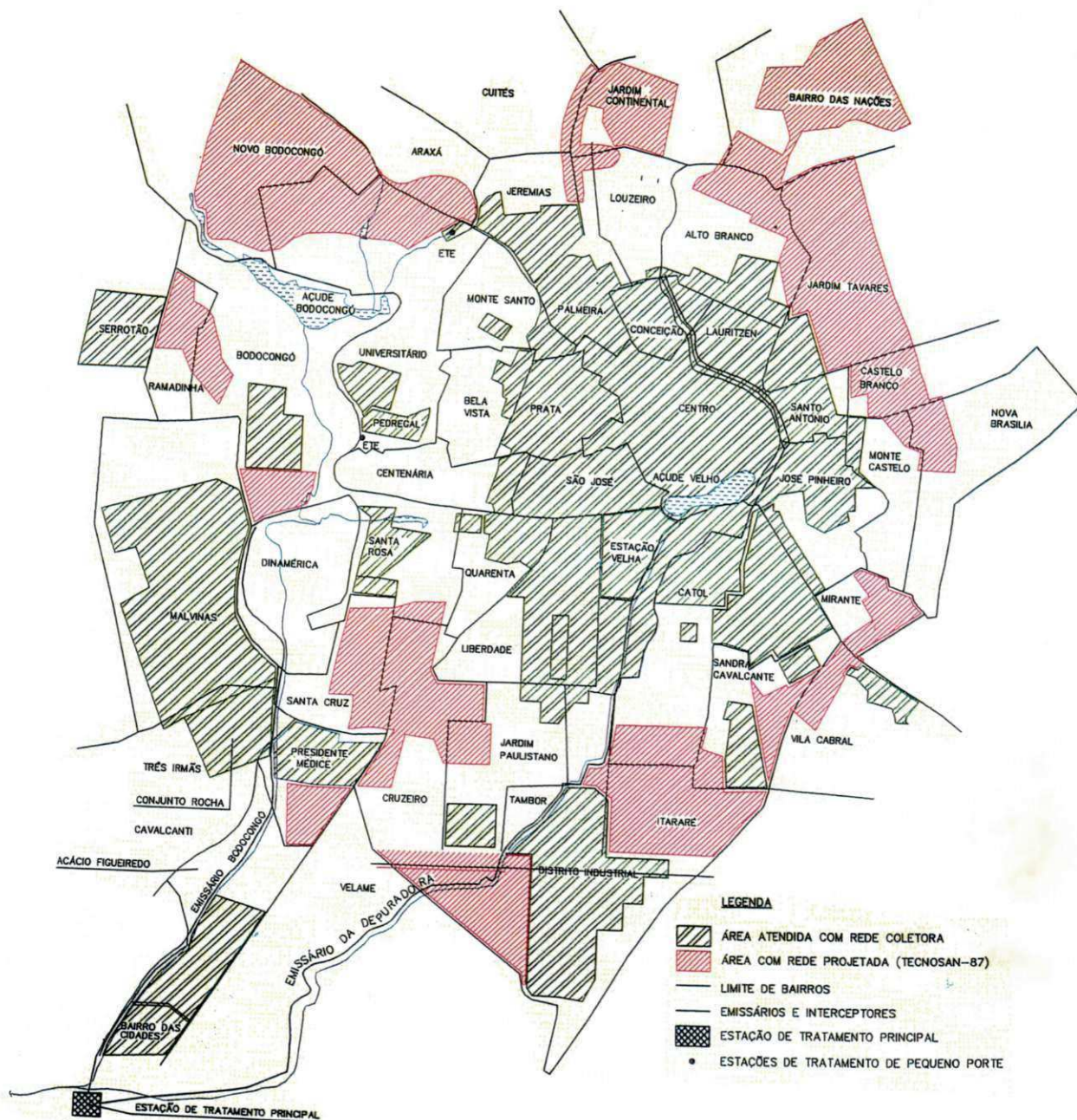


**Figura 4.2 – Perfil do Rio Bodocongó**

#### **4.1.2 – Descrição do Sistema de Esgotamento sanitário e da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Campina Grande.**

A Figura 4.3 mostra a disposição em planta do sistema existente, que esgota as três principais bacias denominadas Oeste, Sudeste-Centro e Leste, bem como as áreas não esgotadas. Segundo a CAGEPA mais de 60 % dos esgotos domésticos brutos da cidade são lançados nos sistemas de macrodrenagem urbana, poluindo estes corpos receptores.

Os esgotos chegam a ETE-CG por gravidade através de dois interceptores denominados Depuradora (conduz os esgotos das Zonas Leste e Sudeste-Centro) e Bodocongó (conduz os esgotos da Zona Oeste).



CONSÓRCIO <b>JP- ENCO - TAHAL</b>		PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE	
PROJETADO		ESCALA	SUBST.:
DESENHADO		S/ ESC.	SUBST. POR:
VERIFICADO			Nº DESENHO 6 - 1
APROVADO			
AUTORIZADO			
SISTEMA DE ESGOTAMENTOS SANITÁRIOS EXISTENTES			

**Figura 4.3 - Sistema de esgotamentos sanitários da cidade de Campina Grande (PB)**

A Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande está situada no bairro da Catingueira, próximo à confluência do Riacho da Depuradora com o Rio Bodocongó. O sistema de tratamento é constituído por duas lagoas aeradas em série (12 aeradores de 40 c.v.), um desarenador e um medidor de vazão e foi projetado para funcionar com aeração mecânica e tratar 330 L/s.

Estudos recentes realizados para a CAGEPA pela Área de Engenharia de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil da UFPB mostraram que a primeira lagoa está completamente assoreada e a segunda parcialmente. Os aeradores foram desativados e retirados do local, estando o sistema de tratamento funcionando em condições precárias.

#### **4.1.3 – Aspectos geomorfológicos e fisiográficos**

A bacia do Rio Bodocongó está situada nas zonas fisiográficas da Borborema Oriental e Central, no Estado da Paraíba. Está incluída no Polígono das Secas, caracterizado pela irregularidade na distribuição de chuvas e pela sucessão de secas prolongadas (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

De acordo com a classificação de Köppen, a bacia situa-se em uma zona de transição entre os tipos climáticos As' (quente e úmido com chuvas de outono - inverno) e Bsh (semi-árido quente, também chamado agreste semi-árido ou tropical semi-árido), sofrendo influência de ambos. A temperatura média anual é aproximadamente 25 °C, com máximas em torno de 34 °C e mínimas de 18 °C (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

Com relação ao regime Pluvial, se caracteriza por um inverno temperado e chuvoso, de março a julho (com maiores precipitações em maio) e verão seco e quente, com um período de estiagem que se estende de setembro a fevereiro. O tipo de vegetação predominante é a caatinga. Nos municípios de Campina Grande e Barra de Santana e na maior parte da bacia do Bodocongó, os tipos de solo predominantes são o bruno não cálcico com podzólico vermelho-amarelo e o bruno litólico (*Ibid.*).

## 4.2 - Seleção dos pontos amostrados

Foram selecionados seis pontos de coleta ao longo do trecho sob estudo em uma extensão de 48 km, tendo como prioridade que a secção de amostragem fosse homogênea e que possibilitasse o acesso.

**P<sub>0</sub>** ⇒ Situado após a confluência do Rio Bodocongó com o córrego da Depuradora, a 1 km à montante da ETE de Campina Grande;

**P<sub>1</sub>** ⇒ Localizado aproximadamente a 1 km à jusante da ETE-CG, após a lagoa de macrófitas, no município de Campina Grande;

**P<sub>2</sub>** ⇒ Situado à montante de uma pequena ponte de acesso a Fazenda Caiçara, cerca de 9 km à jusante do segundo ponto;

**P<sub>3</sub>** ⇒ Distanto 11 km do terceiro ponto, à montante de uma ponte denominada “Ponte dos Gomes” no município de Queimadas;

**P<sub>4</sub>** ⇒ Localizado no município de Caturité, distando aproximadamente 13 km do quarto ponto;

**P<sub>5</sub>** ⇒ Situado à 14 km do ponto anterior, 500 m à montante da ponte sobre o Rio Paraíba no município de Barra de Santana.

As Figuras 4.4 e 4.5 apresentadas a seguir fornecem ilustrações dos pontos de amostragem.



**Figura 4.4 – Visualização dos pontos  $P_0$ ,  $P_1$  e  $P_2$  amostrados no Rio Bodocongó (PB).**



**Figura 4.5 – Visualização dos pontos P<sub>3</sub>, P<sub>4</sub> e P<sub>5</sub> amostrados no Rio Bodocongó (PB).**

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

O Rio Bodocongó foi monitorado no período compreendido entre outubro/96 a outubro/97. As amostras foram coletadas com uma frequência mensal.

#### **4.3.1 - Coleta das amostras**

As amostras eram coletadas com auxílio de um balde plástico perfeitamente limpo, atado a um cordão. Para às análises físico-químicas eram utilizadas garrafas plásticas com capacidade de 2 L.

Para as amostras destinadas às análises bacteriológicas foram utilizados frascos de vidro de boca larga, cor âmbar, estéreis, com capacidade para 1 L. Os recipientes tinham o gargalo protegido com papel laminado, e eram esterilizados por calor seco em estufa a 170 °C durante duas horas. Os frascos eram abertos no exato 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 a 10 °C e levadas ao Laboratório de Saneamento/AESA/DEC/CCT, sendo processadas no período entre duas a oito horas posteriores às coletas.

### **4.4 - Parâmetros analisados**

#### **4.4.1- Parâmetro hidrológico**

##### **4.4.1.1 - Medição de vazão**

Foram demarcadas secções transversais, através de piquetes colocados nas margens do rio em cada um dos seis pontos selecionados para às coletas. Em cada uma destas secções eram colocados, de uma margem a outra, cabos de aço graduados de metro em metro que eram usados como referência. As medições de vazão do rio eram realizadas utilizando-se um micromolinete AOTT com hélice nº 5. Estas medições foram efetuadas em todas as coletas, com a colaboração de técnicos do Laboratório de Recursos Hídricos (DEC/CCT/UFPB).

## **4.4.2- Parâmetro biológico**

### **4.4.2.1 - Clorofila “a”**

A extração de clorofila “a” foi feita com metanol 100 % à quente de acordo com a técnica de Jones (1979). As leituras eram efetuadas em um espectrofotômetro MICRONAL B 382 a 665 nm para avaliar a absorvância da clorofila “a” e a 750 nm, para corrigir a turbidez.

## **4.4.3 - Parâmetros bacteriológicos**

### **4.4.3.1 - Coliformes fecais**

As amostras foram processadas através da técnica da membrana filtrante descrita em APHA (1995), usando-se membranas Millipore tipo HAWG 0,47-SO de 47 mm de diâmetro e porosidade de 0,45 µm. O meio de cultura utilizado foi ágar m-FC (DIFCO). As amostras eram incubadas a uma temperatura de 44,5 °C durante 24 h. As colônias típicas eram contadas e confirmadas bioquimicamente. Em todas as amostras foi confirmada a presença de E. coli.

## **4.4.4- Parâmetros físico- químicos**

Com exceção de nitrato, determinado pelo método do salicilato de sódio (Rodier, 1975), todos os procedimentos analíticos seguiram as recomendações de APHA (1995).

As determinações que necessitaram de leituras espectrofotométricas foram realizadas em um espectrofotômetro, MICRONAL B 382, com exceção de amônia e nitrogênio orgânico, cujas determinações foram feitas no laboratório da EXTRABES, sendo suas leituras realizadas em um espectrofotômetro, PHARMACIA LKB, modelo NOVASPEC.

Para todos os métodos colorimétricos foram construídas curvas de calibração com soluções padrões.



#### **4.4.4.1 - Oxigênio dissolvido**

Foi usado o método titulométrico de Winkler modificado pela azida sódica, com fixação do oxigênio no momento da coleta.

#### **4.4.4.2 - Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)**

Utilizou-se o método dos frascos padrões, com incubação a 20 °C, com leitura diária durante os cinco primeiros dias. As medidas de oxigênio dissolvido eram realizadas através do método descrito anteriormente.

#### **4.4.4.3 - Temperatura**

A temperatura das amostras foi medida durante as coletas utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio da marca INCOTHERM com escala variando de 0 °C a 60 °C  $\pm$  1,0.

#### **4.4.4.4 - pH**

Os valores de pH foram determinados potenciométricamente, com a utilização de um medidor de pH, ORION RESEARCH, modelo SA 210 com eletrodo combinado ANALYSER, calibrado com soluções tampões de pH 7 e 9.

#### **4.4.4.5 - 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 reflexividade da água, do fluxo de luz e do material em suspensão (Matheus *et al.*, 1989).

Foi medida com o auxílio de um disco de Secchi com 30 cm de diâmetro, pintado nas cores preta e branca, suspenso por um cordão graduado em centímetros. O disco era introduzido na água pelo lado sombreado do barco com o sol nas costas do observador e, quando não mais se podia enxergá-lo, era anotada a profundidade.

#### **4.4.4.6 - Turbidez**

Foi utilizado o método nefelométrico, com emprego de um turbidímetro marca HACH, modelo 2100 A e suspensões padrões de 10, 100 e 1000 UNT.

#### **4.4.4.7 - Nitrogênio amoniacal**

Foi empregado o método da nesslerização seguindo procedimento de destilação. As leituras foram realizadas à 450 nm.

#### **4.4.4.8 - Nitrogênio orgânico**

Determinado pelo método de digestão macro-Kjeldahl seguido de destilação e nesslerização do nitrogênio amoniacal resultante, com leituras espectrofotométricas a 450 nm.

#### **4.4.4.9 - Nitrogênio nítrico**

A técnica empregada foi a do salicilato de sódio, com leituras de absorvância a 410 nm. As amostras eram previamente filtradas em membranas de 0,45 µm.

#### **4.4.4.10 - Fósforo total**

Foi usado o método do ácido ascórbico após digestão das amostras com persulfato de amônio. As leituras foram feitas a 880 nm.

#### **4.4.4.11 - Ortofosfato solúvel**

As determinações foram realizadas através do método do ácido ascórbico com leituras espectrofotométricas a 880 nm. As amostras eram previamente filtradas em membranas de 0,45 µm.

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

Foi determinado utilizando-se uma seqüência diária de dados de DBO obtida experimentalmente durante os cinco primeiros dias do teste.

## 4.5 – Tratamento estatístico dos dados amostrais

Foi feito um estudo da caracterização do Rio Bodocongó, ao longo de seis pontos amostrados para as diversas datas nos períodos de estiagem e chuva com base em parâmetros estatísticos descritivos entre os quais foi utilizada a média (med) como estimativa da tendência central, o intervalo (min – max) para indicar a dispersão ocorrida e o número de dados amostrais (N).

Foi aplicada uma comparação múltipla entre os valores médios dos dados de todos os parâmetros analíticos através de análise de variância (ANOVA) de fator único com nível de significância de 5 % (Sokal & Rohlf, 1981) para verificar a existência de diferenças significativas entre as médias nos cinco pontos amostrados ao longo dos dois períodos estudados. Essa análise fornece valores de F e Fc que quando comparados indicam a existência ( $F \geq Fc$ ) ou não ( $F < Fc$ ) de diferenças estatisticamente significativas.

Seguida a análise de variância foi feita, para alguns parâmetros analíticos, a aplicação de uma análise gráfica pelo método GT-2 (Sokal & Rohlf, 1981) que, numa comparação simultânea de várias médias, indica onde essas diferenças ocorreram.

Para evidenciar as relações existentes entre as diversas variáveis estudadas, foi determinada a análise de correlação linear pelo programa SPSS for Windows (Norusis, 1992), utilizando o teste de correlação unilateral de Pearson, com nível de significância de 1 e 5 %. A análise de correlação foi feita correlacionando nos seis pontos amostrados durante as épocas climáticas de seca e chuva, os valores médios dos parâmetros hidrológico, físico-químicos, indicadores fecais e clorofila “a”, para a observação da existência ou não de correlação estatisticamente significativa entre eles.

Para obtenção dos valores de  $K_1$  e  $L_0$  em cada coleta, utilizou-se um programa para computador, desenvolvido em linguagem Pascal, implementado a partir dos métodos dos mínimos quadrados de Reed & Theriault (1927), do método da inclinação de Thomas (1927) e do método da diferença de logaritmos de Fair (1936).

Em alguns pontos, para algumas coletas, não pode-se calcular os valores de  $K_1$  e  $L_0$  em função da interrupção na execução do programa, devido a um erro de overflow. Em termos de computação, a ocorrência deste erro é facilmente compreendida, pois, havendo muitas expressões exponenciais no equacionamento do problema, frequentemente, as variáveis podem assumir valores extremamente grandes ou pequenos.

## 5.0 – ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 5.1 - Tratamento estatístico dos dados amostrais

Os dados amostrais obtidos na monitoração do Rio Bodocongó, em cada ponto de coleta e para cada época climática (estiagem e chuva) foram submetidos à análise estatística descritiva, gerando um resumo sobre a tendência central e a variabilidade destes dados. Foi utilizada a média (geométrica para coliformes fecais e aritmética para os demais parâmetros analíticos) como estimativa da tendência central, o intervalo (min – max) para indicar a dispersão ocorrida e o número de dados amostrais (N). Estes resultados estão apresentados nas Tabelas 5.1 a 5.3 (a) e 5.1 a 5.3 (b).

Os valores de  $K_1$  e  $L_0$  foram calculados, em cada coleta, para cada ponto, através de um programa desenvolvido em linguagem Pascal, implementado a partir dos métodos dos mínimos quadrados, da inclinação de Thomas e da diferença de logaritmos. O resumo dos valores de  $K_1$  e  $L_0$  obtidos através dos três métodos é apresentado na Tabela 5.4.

A Tabela 5.6 apresenta os valores de F e  $F_c$  para os períodos de estiagem e chuva, fornecidos pela análise de variância (ANOVA) de fator único com nível de significância de 5 % (Sokal & Rohlf, 1981), que permitem a verificação da existência ou não de diferenças significativas dos dados médios dos parâmetros analisados entre os cinco pontos amostrados ao longo no Rio Bodocongó. Para os parâmetros  $DBO_5$ , CF, fósforo total e ortofosfato solúvel, seguido a análise de variância foi feito a aplicação de uma análise gráfica pelo método GT-2 (Sokal & Rohlf, 1981) para indicar onde as diferenças significativas ocorreram.

As Tabelas 5.7 (a e b) apresentam as matrizes de coeficientes de correlação a níveis de significância ( $\alpha = 0,05$ ) e ( $\alpha = 0,01$ ), dos parâmetros analisados nos seis pontos amostrados do Rio Bodocongó, respectivamente para as épocas de estiagem e chuva. Estas matrizes são do tipo K ( $I \times J$ ) = K (6 x 13), com I representando o número de pontos estudados e J o número de parâmetros analíticos.

## **5.2 – Análise e discussão dos parâmetros analíticos determinados no Rio Bodocongó nas épocas de estiagem e chuva**

### **5.2.1 - Precipitação pluviométrica**

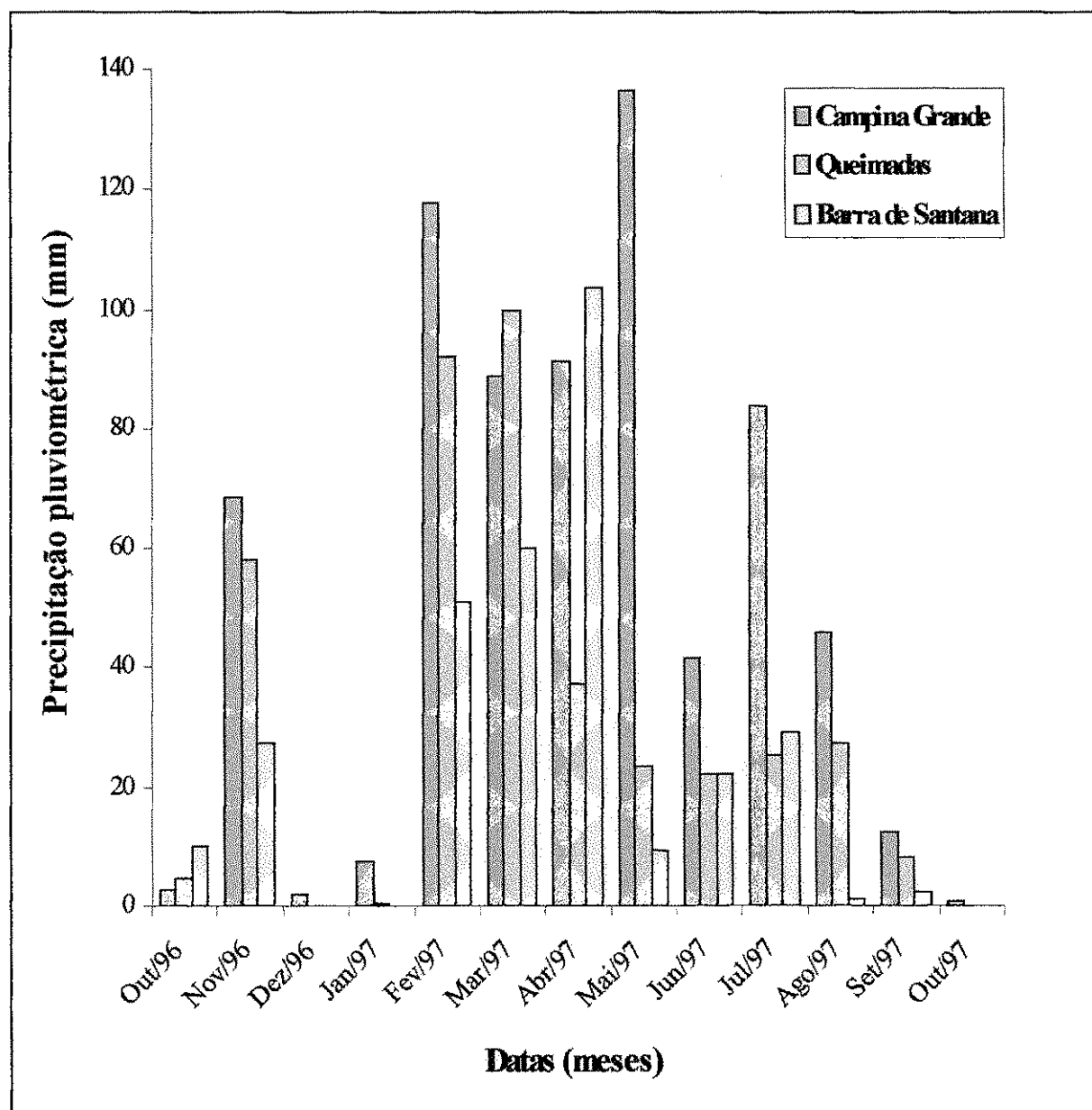
A Figura 5.1 ilustra os totais mensais da precipitação pluviométrica observados durante a fase experimental (outubro/96 a outubro/97) para os municípios de Campina Grande, Queimadas e Barra de Santana (PB). O critério utilizado para definir o início e o final das épocas de estiagem e chuva, em cada município, foi o de observar o mês em que se verificava a transição brusca na precipitação, tomando como base os dados climáticos.

A análise da Figura 5.1 mostra que o período chuvoso em Campina Grande estendeu-se de fevereiro a julho/97, perfazendo um total de seis meses, apresentando uma altura pluviométrica de 560 mm, correspondendo a 79 % do total precipitado durante o período em estudo. Neste período, a maior altura pluviométrica mensal foi registrada em maio/97 (136,6 mm) no posto pluviométrico da cidade de Campina Grande.

Nas regiões de Queimadas e Barra de Santana o período chuvoso ocorreu em um único trimestre (fevereiro a abril/97), com uma altura pluviométrica de 220 e 215 mm, correspondendo a 55 e 68 %, respectivamente, do total pluviométrico do período sob estudo.

Observando os dados de precipitação pluviométrica dos postos localizados na bacia hidrográfica em estudo, no período de outubro/96 a outubro/97, foi verificado que as regiões de Queimadas e Barra de Santana, apresentam estações chuvosas mais concentradas e precipitação total bastante reduzida, o que mostra que estas localidades não fazem parte do regime pluviométrico da região de Campina Grande, que apresenta um período chuvoso mais prolongado e uma altura pluviométrica total, no período em estudo, bem mais elevada.

Os dados do Plano Integrado de recursos hídricos (SUDENE, 1980) mostram que 68,5 % da área do Nordeste, tem 40 a 60 % das chuvas precipitadas em um único trimestre, o que é compatível com os dados referentes as regiões de Queimadas e Barra de Santana.



**Figura 5.1 – Variação da precipitação pluviométrica nos municípios de Campina Grande, Queimadas e Barra de Santana (PB) no período de outubro/96 a outubro/97.**

## 5.2.2 – Temperatura da água

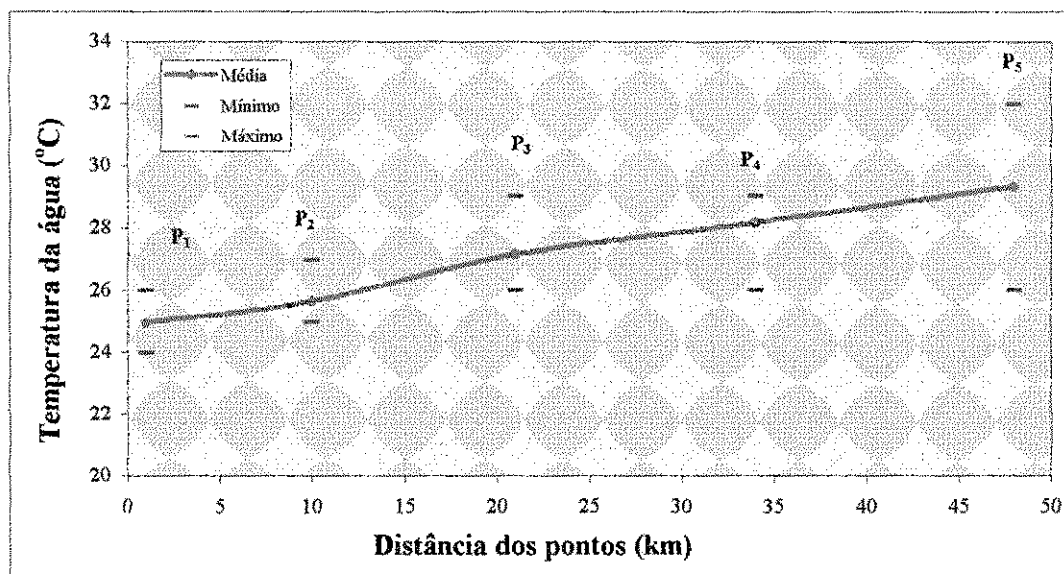
A observação das Tabelas 5.2 (a e b) permite verificar que os valores médios da temperatura da água foram bastante homogêneos nas duas épocas climáticas, quando comparados em um mesmo ponto. Embora tenham se situado praticamente na mesma faixa (24 - 29 °C) em ambos os períodos, pode ser observado que as variações médias da temperatura em um determinado ponto não foram significativas, apresentando no período de estiagem, que é tipicamente mais quente, discreta tendência de elevação, predominantemente de 1 °C atingindo um máximo de 2 °C apenas no último ponto, em relação ao período de chuva.

Segundo Hynes (1975), a variação da temperatura da água é diretamente proporcional a temperatura do ar do meio circundante. Na bacia do Rio Bodocongó, em todo o período estudado, a temperatura média da água variou, tanto temporal quanto espacialmente na mesma faixa apresentada pela temperatura do ar. De acordo com Payne (1984), temperaturas uniformes ou com pequenas flutuações para um mesmo horário ao longo do ano são típicas de regiões tropicais.

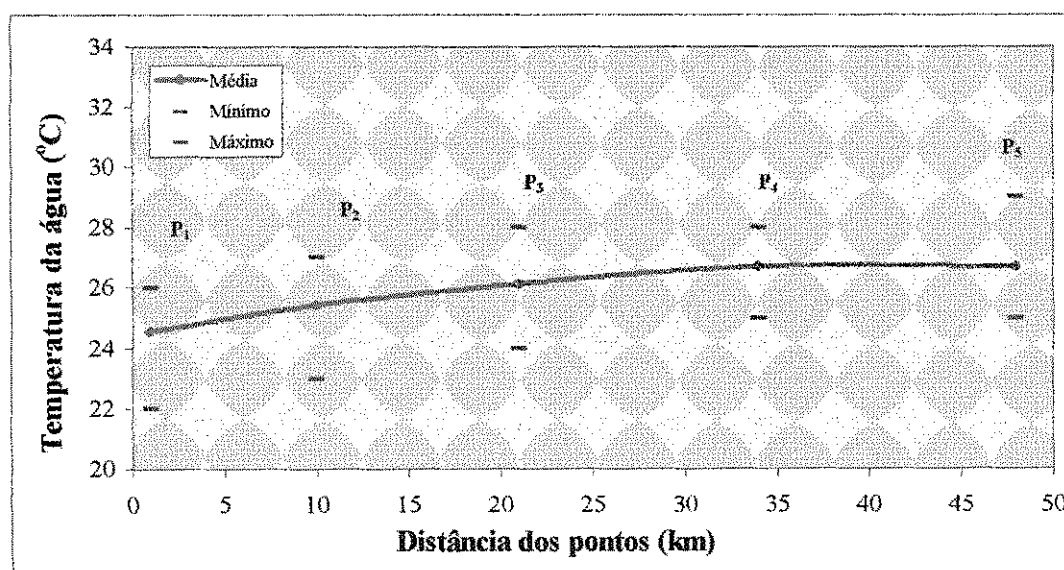
Segundo Esteves (1988), as variações de temperatura apresentadas ao longo do ciclo diário são muito mais importantes em regiões tropicais que as variações sazonais, sendo o aquecimento da água pela absorção do calor da radiação solar, máximo, nas horas do dia em que esta é mais intensa. Isto pode ser observado na variação espacial das temperaturas registradas no rio Bodocongó.

Com base nos dados apresentados nas Figuras 5.2 (a e b) pode ser verificado que a temperatura média da água cresceu progressivamente ao longo do percurso do rio em direção à Foz. Apresentou, uma amplitude máxima de 8 °C (24 a 32 °C) no período de estiagem e de 7 °C (22 a 29 °C) no período chuvoso, entre os pontos P<sub>0</sub> e P<sub>5</sub>. Esta elevação está associada à variação da temperatura no ciclo diário, em função das coletas terem sido efetuadas no primeiro ponto (P<sub>0</sub>) por volta das 7:30 h e no último (P<sub>5</sub>) em torno das 14:00 h.

De acordo com Lima (1996) *apud* Moredjo (1997) entre os fatores climatológicos, a temperatura é a variável que exerce maior influência sobre as características físicas e químicas da água, influenciando, conseqüentemente, as comunidades biológicas.



**Figura 5.2.a – Distribuição espacial da temperatura média da água em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.2.b – Distribuição espacial da temperatura média da água em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época da chuva (11/03/97 a 06/08/97).**



A temperatura exerce uma grande influência no metabolismo bacteriano, afetando, por conseguinte, as taxas de estabilização da matéria orgânica carbonácea, que aumentam com a elevação da temperatura. Segundo Schäfer (1985), temperaturas médias variando entre 25 e 31 °C, aceleram o metabolismo dos organismos aquáticos, aumentando o consumo de oxigênio necessário a respiração aeróbia. Além disso, existe uma relação inversa entre a temperatura e a solubilidade dos gases presentes no meio aquático (APHA, 1995; von Sperling, 1983).

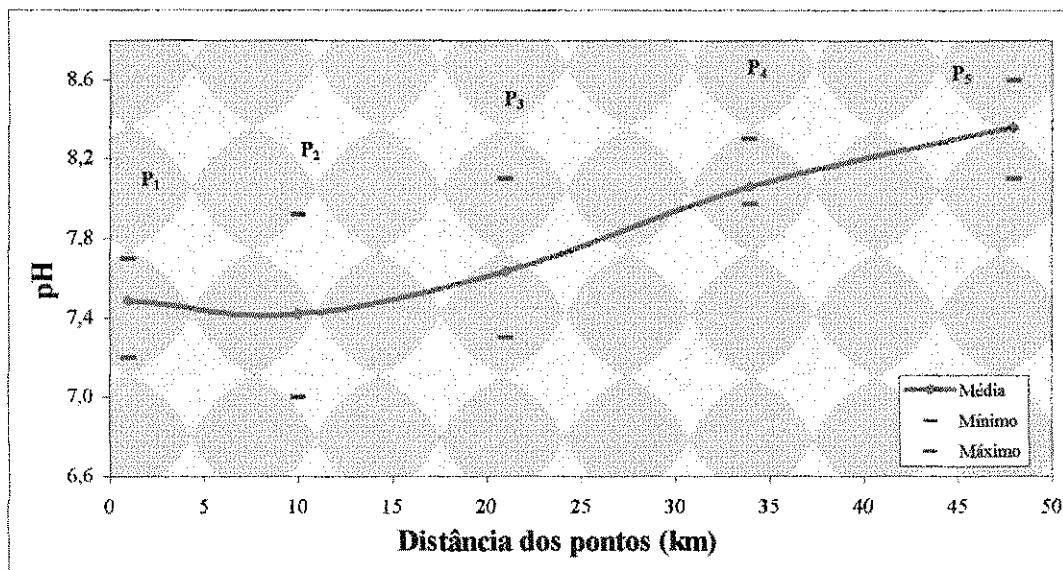
É preciso no entanto considerar que, gradualmente, essa influência torna-se mais sensível, quando a diferença da temperatura observada é considerável. Nas reações biológicas, semelhante ao que ocorre nas reações químicas, a velocidade de reação dobra para cada aumento de 10 °C na temperatura do meio (Branco, 1986; Sawyer *et al.*, 1994).

### 5.2.3 - pH

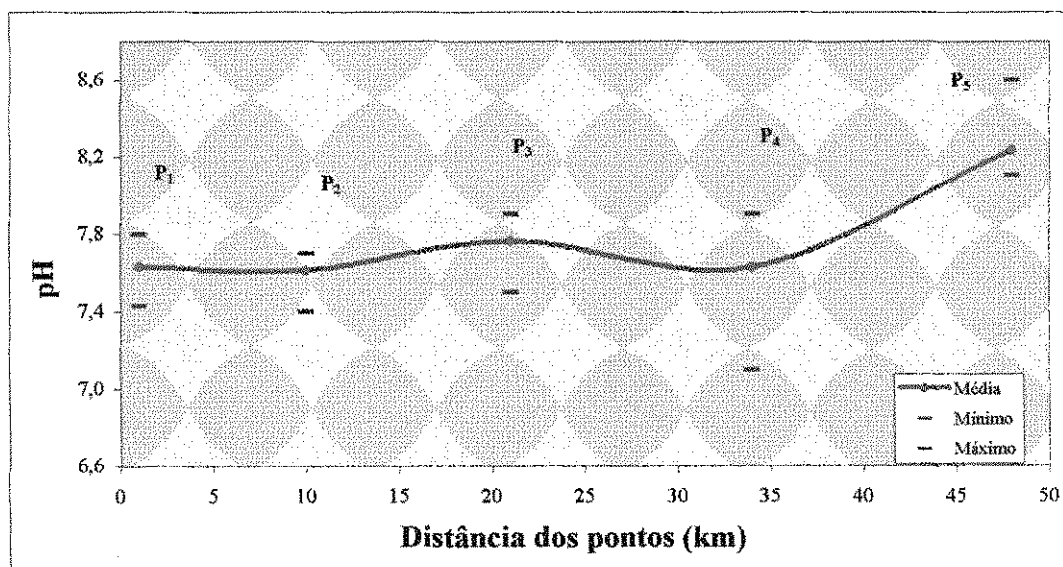
pH é um termo que expressa a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio. Nas águas naturais a variação desse parâmetro é ocasionada, geralmente, pelo consumo e/ou produção de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (Sawyer *et al.*, 1994).

O pH é influenciado pelas reações físico-químicas e biológicas que ocorrem na massa líquida. Essas reações poderão modificá-lo em função dos processos metabólicos predominantes no ambiente. Os organismos heterótrofos, principalmente bactérias, no processo de decomposição da matéria orgânica, liberam o CO<sub>2</sub>, ocorrendo a formação de ácido carbônico e íons de hidrogênio, que reduzem o pH. Por outro lado, a predominância de processos fotossintéticos é responsável por um pH básico, devido ao consumo de CO<sub>2</sub> pelas macrófitas e algas (Payne, 1986; Sawyer *et al.*, 1994).

As Figuras 5.3 (a e b) ilustram a distribuição espacial dos valores de pH, medidos nos diferentes pontos do Rio Bodocongó, respectivamente, nos períodos de estiagem e chuva.



**Figura 5.3.a – Distribuição espacial dos valores médios de pH em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.3.b – Distribuição espacial dos valores médios de pH em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

Os valores médios de pH em ambas épocas permaneceram praticamente constantes e próximos do neutro (em torno de 7,6) nos três primeiros pontos (P<sub>1</sub>, P<sub>2</sub> e P<sub>3</sub>) monitorados no Rio Bodocongó. Os menores valores de pH, medidos no ponto P<sub>2</sub> (7,0) foram, provavelmente, decorrentes da intensa degradação da matéria orgânica na massa de líquida. A biodegradação da matéria orgânica determina a acumulação de concentrações de dióxido de carbono assim como de ácidos orgânicos voláteis os quais contribuem para a diminuição do pH.

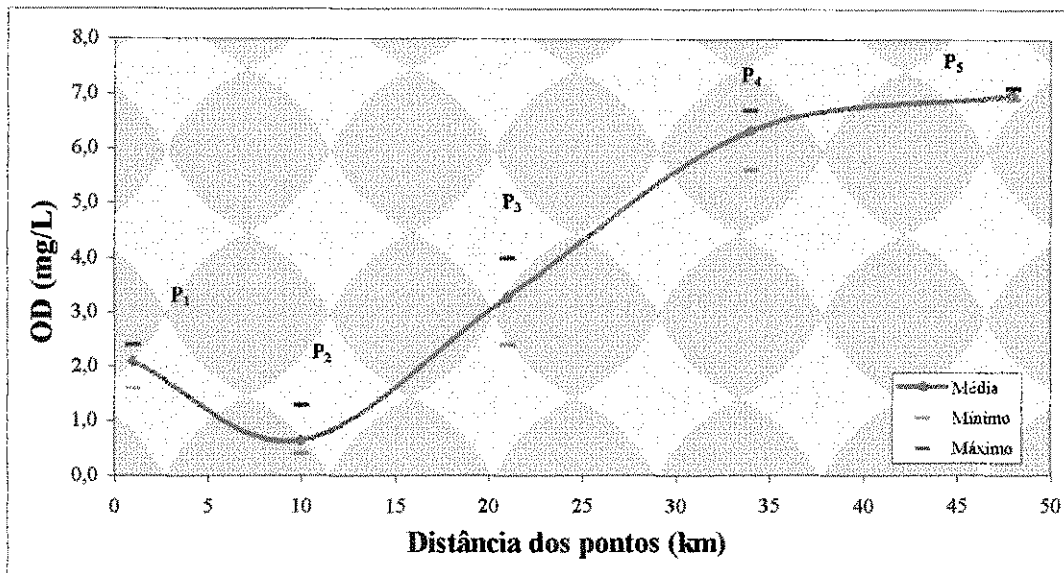
A observação das Figuras 5.3 (a e b) permite verificar que, em ambos os períodos, a partir do ponto P<sub>4</sub> houve uma tendência de elevação dos valores médios de pH, principalmente na época de estiagem, apresentando em P<sub>5</sub> valores superiores a 8,0.

O aumento do pH nos dois últimos pontos é função, provavelmente, da intensa atividade fotossintética do fitoplâncton (algas e macrófitas aquáticas presentes nessa região do rio), durante as horas mais iluminadas do dia. Segundo Branco (1986), os valores de pH são alterados, devido a existência de um déficit de dióxido de carbono na massa líquida. Isto faz com que as algas, no seu processo fotossintético, utilizem o CO<sub>2</sub> proveniente da dissociação dos íons bicarbonato, resultando na liberação de íons hidroxila (OH<sup>-</sup>), principais responsáveis pela elevação do pH.

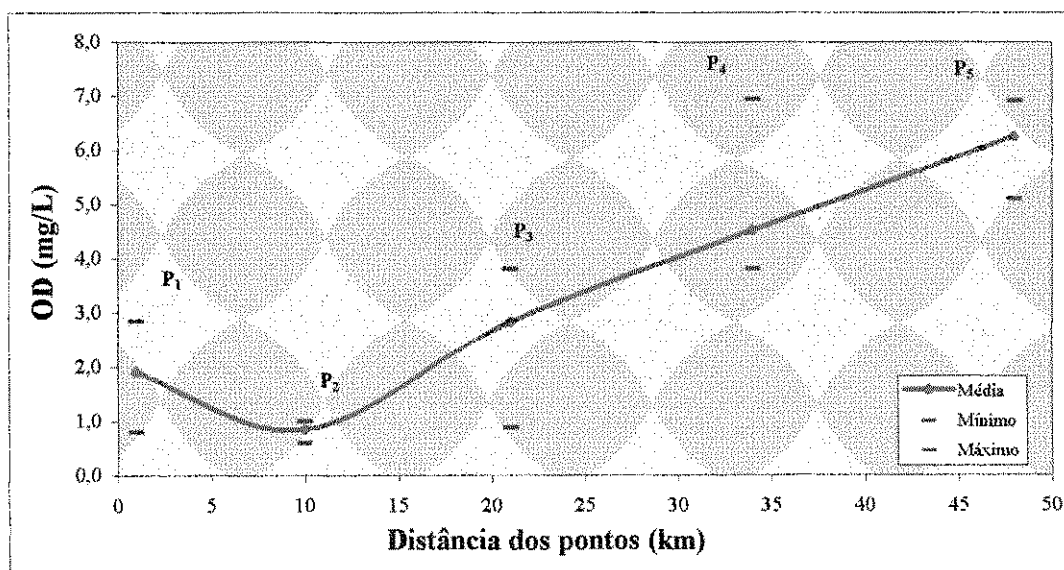
#### 5.2.4 – Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido, principal variável controladora das reações metabólicas nos sistemas aquáticos, apresentou variações significativas entre os pontos analisados. Com base nos dados apresentados nas Tabelas 5.2 (a e b) pode ser verificado que as concentrações médias deste gás cresceram gradativamente desde P<sub>2</sub> (0,7 e 0,9 mg/L) até P<sub>5</sub> (7,0 e 6,3 mg/L), respectivamente, nas épocas de estiagem e chuva. Apesar deste aumento, as concentrações de OD apresentaram-se abaixo do nível de saturação (7,6 mg/L) em toda a extensão do rio.

A concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido é resultante do balanço entre as fontes de consumo (biodegradação aeróbia da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada e oxidação de compostos inorgânicos, principalmente a amônia) e produção (reaeração atmosférica e fotossíntese). Deste balanço, resulta o seu perfil de concentrações, o qual é um reflexo dos fenômenos de autodepuração que ocorrem no curso d'água (von Sperling, 1996).



**Figura 5.4.a – Distribuição espacial da concentração média de oxigênio dissolvido em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.4.b – Distribuição espacial da concentração média de oxigênio dissolvido em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

Observando as Figuras 5.4 (a e b) que ilustram a distribuição espacial das concentrações médias de oxigênio dissolvido nos cinco pontos distribuídos ao longo dos 48 km estudados do Rio Bodocongó, nas épocas de estiagem e chuva, foram identificados três trechos distintos.

O primeiro trecho, compreendido entre os pontos  $P_1$  e  $P_2$ , apresentou as menores concentrações de oxigênio dissolvido, sendo seus valores médios inferiores a 2 mg/L (percentual de 26 % da concentração de saturação) nos dois períodos climáticos. De acordo com a classificação de Wipple e Suter (1954), durante o processo de autodepuração que se desenvolve ao longo do rio, este trecho corresponde a Zona de Decomposição Ativa que, inicia, quando a concentração de oxigênio dissolvido atinge valores inferiores a 40 % da saturação. Este fato deve-se principalmente ao consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos heterótrofos aeróbios na biodegradação da matéria orgânica (carbonácea e nitrogenada), que nesta zona apresenta concentrações máximas (von Sperling, 1983). As baixas concentrações de oxigênio dissolvido no ponto  $P_2$  podem também estar relacionadas com a presença maciça de macrófitas aquáticas. Estas, provocam sombreamento em grande parte da massa d'água, atenuando o efeito dos ventos e da chuva na oxigenação local, assim como, dificultando a penetração da luz e com isso a fotossíntese. A influência das macrófitas como inibidoras da fotossíntese, apresenta uma relação direta com a diminuição nas concentrações de oxigênio dissolvido, a qual foi verificada por Watanabe (1981), na represa do Broa em São Paulo. Apesar de no ponto  $P_1$  as concentrações de oxigênio dissolvido serem baixas (2,1 e 1,9 mg/L), respectivamente, para as épocas de estiagem e chuva, estas foram muito mais elevadas que no ponto  $P_2$  (0,7 e 0,9 mg/L). Isto pode ser explicado, pela proximidade do ponto  $P_1$  à saída da lagoa de macrófitas, que apresenta após o vertedouro, uma cascata em pedra natural provocando uma maior turbulência na água e melhorando assim seu nível de oxigenação.

O segundo trecho ficou demarcado entre os pontos  $P_2$  e  $P_3$ , sendo caracterizado pela elevação na concentração de oxigênio dissolvido, apresentando valores médios, no ponto  $P_3$ , em torno de 40 % da saturação (3,3 e 2,8 mg/L), para os dois períodos estudados. Este trecho, de acordo com a literatura, pode ser denominado de Zona de Recuperação, pois o curso d'água readquire, gradativamente, suas "condições normais", em consequência da diminuição na demanda bioquímica de oxigênio, em função da maior parte matéria

orgânica ter sido já estabilizada, promovendo um menor consumo de oxigênio dissolvido na massa líquida. Apesar deste aumento, a concentração de OD apresenta-se ainda inferior a 5 mg/L que é a concentração mínima sugerida pela Resolução CONAMA (1986) para rios de classe 2. Os baixos valores médios apresentados neste trecho podem estar associados ao consumo deste gás durante a oxidação da amônia a nitrato (nitrificação), mediada pelas bactérias *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. De acordo com Branco (1986), as condições do meio (presença de oxigênio molecular e baixa concentração de matéria orgânica) favorecem o desenvolvimento destes microrganismos.

O terceiro trecho corresponde aos últimos 26 km do Rio Bodocongó (P<sub>3</sub> a P<sub>5</sub>) e, de acordo com a distribuição das zonas de autodepuração, pode ser denominado de Zona de Águas Limpas. Como consequência da mineralização quase que total da matéria orgânica, promovendo um menor consumo de oxigênio dissolvido, associado a reaeração atmosférica e a fotossíntese, o déficit tende a ser compensado, apresentando, no ponto P<sub>5</sub>, valores médios de oxigênio dissolvido acima de 6 mg/L, o que corresponde à concentrações superiores a 80 % da de saturação.

A partir do ponto P<sub>4</sub>, o Rio Bodocongó pode ser classificado, em termos da concentração média de oxigênio dissolvido, segundo a Resolução CONAMA (1986), em classe 2. No entanto, devido à mineralização ocorrida nas zonas anteriores, este trecho do rio apresenta concentrações mais elevadas de nutrientes inorgânicos. De acordo com Margalef (1983), elevadas concentrações de oxigênio dissolvido são típicas de ambientes aquáticos eutróficos com elevada biomassa de algas. Dentro deste contexto, o último trecho estudado do Rio Bodocongó pode ser considerado como um ambiente eutrófico, pois este apresenta concentrações relativamente elevadas de clorofila "a" (65 e 63 µg /L), nas épocas de estiagem e chuva, respectivamente.

Ao analisar as Figuras 5.4 (a e b), foi observado a não existência de variações expressivas nos teores de oxigênio dissolvido em um mesmo ponto, entre as épocas de estiagem e chuva, provavelmente, devido a à homogeneidade existente entre os valores de temperatura da água, nos dois períodos estudados (Tabelas 5.2.a e 5.2.b), indicando que a variação sazonal desta variável não deve ter exercido uma forte influência nas variações de oxigênio dissolvido.

No entanto, as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram uma correlação positiva significativa ( $r = 0,91$  e  $r = 0,82$  para  $\alpha = 0,05$ ) com a temperatura para os dois

períodos estudados. Esta correlação está, provavelmente, associada a variação da temperatura ao longo do ciclo diário, em função das coletas terem sido efetuadas no primeiro ponto ( $P_0$ ) por volta das 7:30 h e no último ponto ( $P_5$ ) em torno das 14:30 h.

As variações diárias nas concentrações de oxigênio dissolvido ocorrem por este gás estar diretamente envolvido com o processo de fotossíntese e respiração e/ou decomposição, que, por sua vez, estão diretamente relacionados com o fotoperíodo, a intensidade luminosa e a temperatura (Esteves, 1988).

Isto é expressado através das correlações positivas significativas entre os valores médios de oxigênio dissolvido e de clorofila "a" ( $r = 0,92$ ;  $\alpha = 0,01$  e  $r = 0,82$ ;  $\alpha = 0,05$ ) e clorofila "a" e temperatura ( $r = 0,95$  e  $r = -0,94$  para  $\alpha = 0,01$ ) para os períodos de estiagem e chuva, respectivamente.

### 5.2.5 - Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ )

A  $DBO_5$  é o parâmetro mais difundido na expressão do teor de matéria orgânica biodegradável em uma amostra de água, quer de origem natural, quer residuária. Por expressar o consumo de oxigênio dissolvido na estabilização da matéria orgânica pelos microrganismos aeróbios, seus resultados são muito dependentes de fatores que possam interferir nos processos biológicos, tais como o tipo e a concentração do substrato, a temperatura, o teor de oxigênio dissolvido e a presença de inibidores (Gaudy & Gaudy, 1981; Sawyer *et al.*, 1994).

As Figuras 5.5 (a e b) ilustram a distribuição espacial dos valores de  $DBO_5$  nos cinco pontos amostrados no Rio Bodocongó para os dois períodos climáticos estudados.

Ao analisar as Tabelas 5.2 (a e b) pode ser verificado que os maiores valores médios de  $DBO_5$  ocorreram no ponto  $P_0$  (58 e 55 mg/L), respectivamente, para as épocas de estiagem e chuva. Este ponto está situado à montante do lançamento dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Campina Grande (ETE-CG). As concentrações elevadas de  $DBO_5$  foram justificadas em função do lançamento de lixo e esgoto doméstico bruto em todo o percurso do rio dentro da área urbana, evidenciando um estado de deteriorização bastante acentuado antes mesmo de receber os efluentes da ETE.

A DBO<sub>5</sub> média do efluente da Estação de Tratamento de Esgotos da cidade de Campina Grande é da ordem de 80 mg/L, estando fora dos padrões de lançamento em corpos receptores (30 mg/L), proposta pela Resolução CONAMA (1986), devido as más condições de funcionamento das duas lagoas que compõem este sistema.

O efluente da ETE é lançado no rio Bodocongó a 1 km à jusante do ponto P<sub>0</sub>. Neste local, devido a conformação do terreno, ocorre a formação de uma lagoa que se encontra totalmente coberta por macrófitas aquáticas, e que promove uma mudança no regime hidráulico do rio, antes de voltar ao leito natural.

Para se avaliar a remoção de matéria orgânica ocorrida na lagoa, foi calculada a DBO<sub>5</sub> da mistura esgoto-tratado/rio (74 mg/L), utilizando os valores médios de vazão (0,10 e 0,26 m<sup>3</sup>/s) e DBO<sub>5</sub> (56 e 80 mg/L), respectivamente, do ponto P<sub>0</sub> e do efluente da ETE.

Em função da remoção de DBO<sub>5</sub> de aproximadamente 58 e 69 %, respectivamente, para os períodos de estiagem e chuva, ocorrida na lagoa, devido aos processos de estabilização da matéria orgânica e, principalmente, ao fenômeno de sedimentação dos sólidos suspensos, no ponto P<sub>1</sub> (primeiro ponto amostrado após o lançamento dos efluentes da ETE no Rio Bodocongó), para os dois períodos estudados, os valores médios de DBO<sub>5</sub> foram já bastante reduzidos (31 e 23 mg/L).

A análise das Tabelas 5.2 (a e b) mostra que em relação ao ponto P<sub>0</sub> a variação sazonal da DBO<sub>5</sub> foi pouco expressiva. A água de drenagem pluvial urbana pode ter contribuído para essa não diminuição. De acordo com Ide & Luca (1985), o maior contribuinte de poluentes para o escoamento urbano é a superfície do solo, principalmente ruas e sarjetas conectadas diretamente aos sistemas de drenagem. Palmer (1950) *apud* (Gomes & Chaudhry, 1981), amostrou águas pluviais após lavagem das ruas numa bacia à jusante de Detroit, encontrando valores de DBO<sub>5</sub> da ordem de 96 a 234 mg/L. Wilkinson (1954) *apud* Ide & Luca (1985), em um estudo sobre águas de escoamento superficial, na Inglaterra, encontrou concentrações de DBO<sub>5</sub> acima de 100 mg/L.

Observando as Figuras 5.5 (a e b) pode ser constatado que nos pontos mais próximos (P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub>) do lançamento dos efluentes da ETE, no período chuvoso, os valores médios de DBO<sub>5</sub> foram inferiores aos apresentados na época de estiagem. Esta redução pode ser explicada pelo efeito diluidor das águas pluviais provenientes de ligações clandestinas que penetram na rede coletora de esgotos.



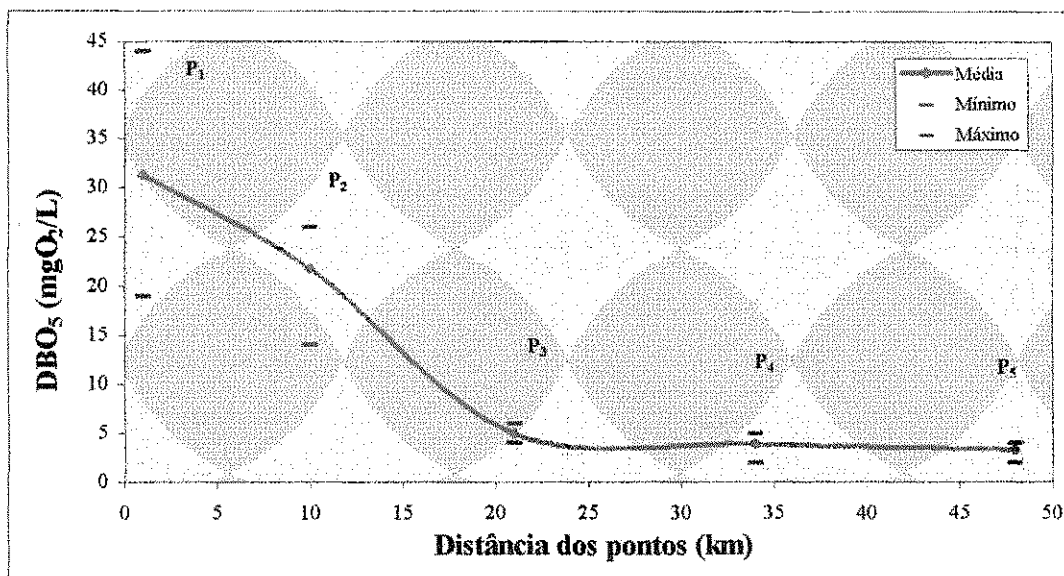
Conforme apresentado nas Figuras 5.5 (c e d), para as duas épocas climáticas, a análise de variância (ANOVA) demonstrou a existência de diferenças significativas ( $\alpha = 0,05$ ) das concentrações médias de  $\text{DBO}_5$  entre os cinco pontos amostrados. Essas diferenças ocorreram entre trechos bem definidos, formando dois blocos de médias distintos ( $P_1 - P_2$  e  $P_3 - P_5$ ).

A partir do ponto  $P_1$  os valores de  $\text{DBO}_5$  foram diminuindo gradativamente até o ponto  $P_3$ , devido, principalmente, ao processo de estabilização da matéria orgânica pelos microrganismos heterótrofos aeróbios, apresentando, no primeiro trecho estudado ( $P_1 - P_2$ ) uma redução da ordem de 29 % (31 – 22 mg/L) para a época estiagem e de 35 % (23 – 15 mg/L) para o período chuvoso. No segundo trecho ( $P_2 - P_3$ ), a remoção de matéria orgânica foi cerca de 77 % (22 – 5 mg/L) e 67 % (15 – 5 mg/L), respectivamente, para as épocas de estiagem e de chuvas. No último trecho, compreendido entre os ponto  $P_3$  e  $P_5$ , o valor médio de  $\text{DBO}_5$  permaneceu praticamente constante, oscilando em torno de 4 mg/L para todo o período amostrado.

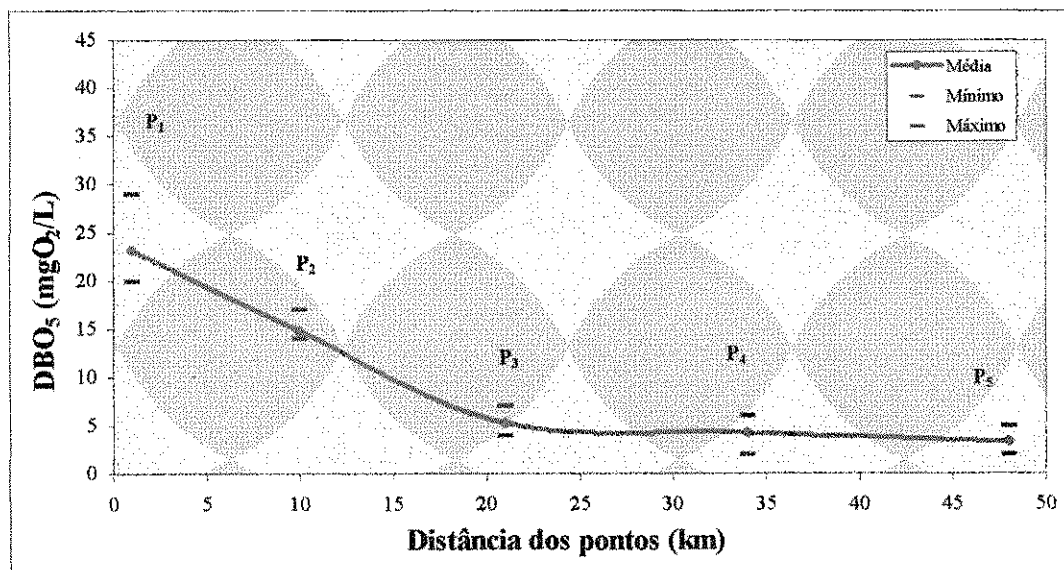
Para as duas épocas climáticas a concentração média de  $\text{DBO}_5$  apresentou uma redução do seu valor em torno de 90 % entre o primeiro ( $P_1$ ) e o último ponto ( $P_5$ ) ao longo dos 48 km no Rio Bodocongó, evidenciando o fenômeno de autodepuração.

A análise de correlação entre  $\text{DBO}_5$  e temperatura foi estatisticamente significativa e negativa ( $r = -0,85$  e  $r = -0,95$ ) tanto no período de estiagem quanto chuvoso. Entretanto, quando são comparados os coeficientes de correlação significativos destes dois parâmetros, deve-se ter em mente que, a diminuição da  $\text{DBO}_5$  pode não estar diretamente relacionada com o aumento da temperatura. De fato, a elevação da temperatura está associada à variação no ciclo diário, em função das coletas terem sido efetuadas nos primeiros pontos no período da manhã e nos últimos no período da tarde.

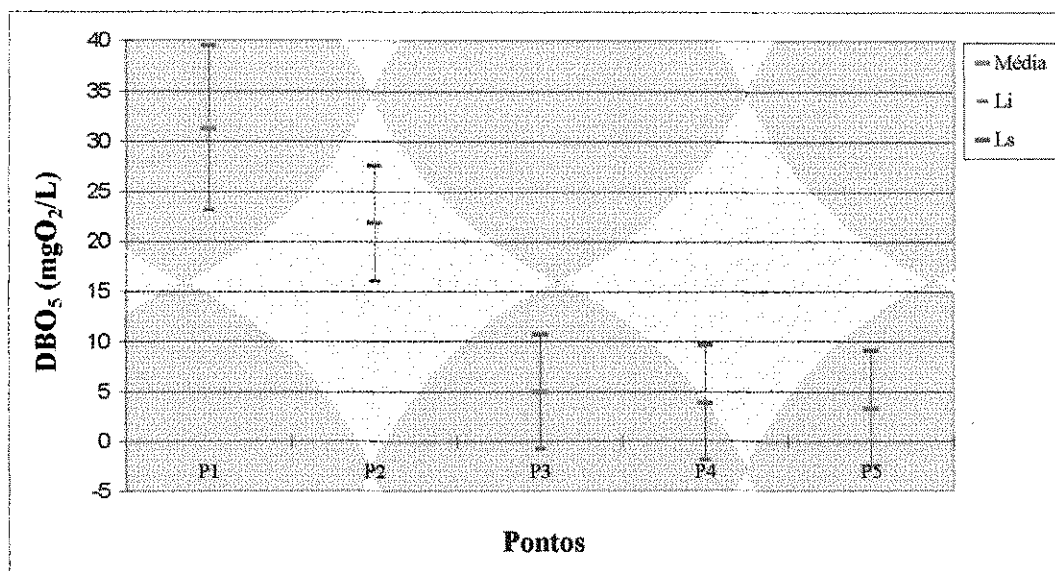
Quando são consideradas as médias entre os pontos (Figuras 5.5.e e 5.5.f), o comportamento dos valores de  $\text{DBO}_5$  nos dois períodos climáticos pode ser descrito como um fenômeno de decaimento logarítmico, fornecendo coeficientes de determinação  $R^2$  (0,89 - 0,94), indicando que nos períodos de estiagem e chuva, respectivamente, 89 e 94 % da diminuição da concentração média de  $\text{DBO}_5$  podem ser explicados em função do tempo de percurso. Desta maneira pode ser concluído que as relações existentes entre  $\text{DBO}_5/\text{tempo}$  e temperatura/tempo são mais importantes que  $\text{DBO}_5/\text{temperatura}$ .



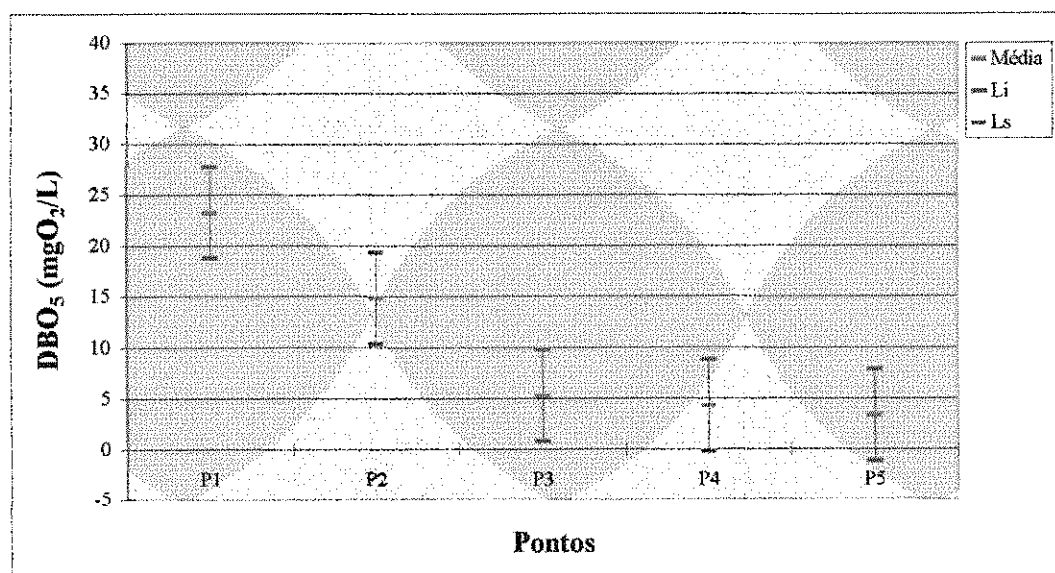
**Figura 5.5.a – Distribuição espacial da DBO<sub>5</sub> média em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.5.b – Distribuição espacial da DBO<sub>5</sub> média em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**



**Figura 5.5.c - Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de DBO<sub>5</sub> em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época da seca (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.5.d - Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de DBO<sub>5</sub> em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

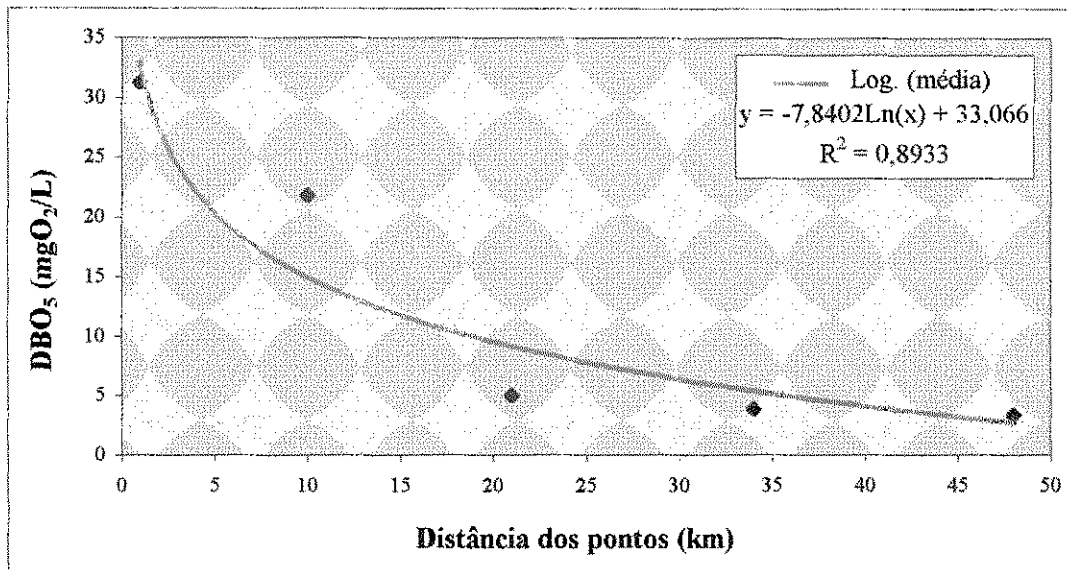


Figura 5.5.e - Curva de tendência da diminuição da concentração média de DBO<sub>5</sub> ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) no período de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).

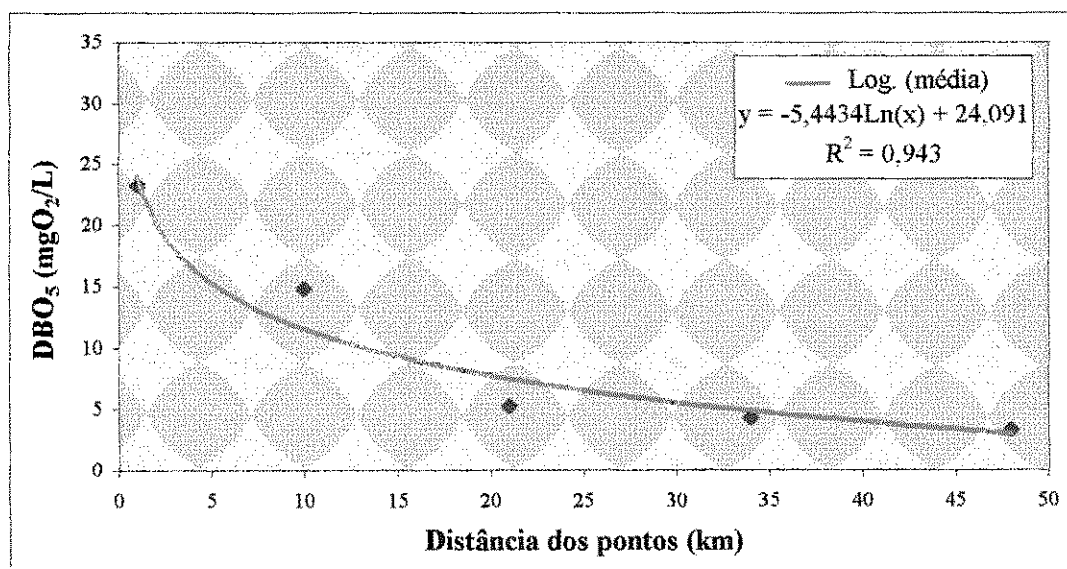


Figura 5.5.f - Curva de tendência da diminuição da concentração média de DBO<sub>5</sub> ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) no período chuvoso (11/03/97 a 06/08/97).

### 5.2.6. - Formas de nitrogênio (orgânico, amoniacal e nítrico)

O nitrogênio presente em águas residuárias domésticas pode ser encontrado na forma de nitrogênio amoniacal (aproximadamente 60 %), nitrogênio orgânico (cerca de 40 %), nitrato e nitrito, que representam menos de 1 % do nitrogênio total (Barnes e Bliss, 1983). Por ser predominante, a amônia é a forma de nitrogênio mais utilizada para caracterizar águas residuárias domésticas (Sawyer *et al.*, 1994).

A forma predominante de nitrogênio em um curso d'água, indica o estágio evolutivo da poluição. Se esta é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e se for antiga a forma predominante será o nitrato.

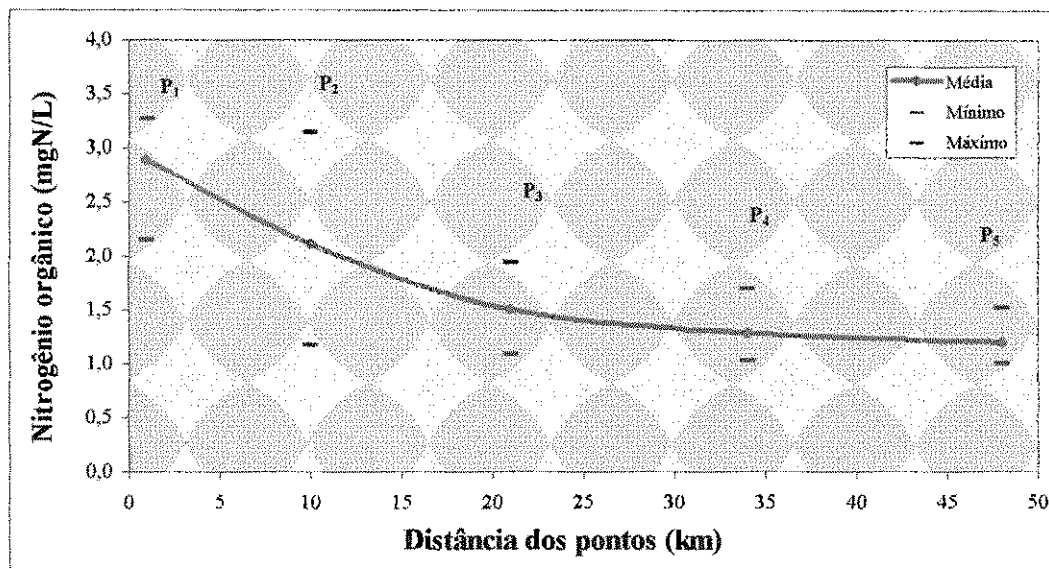
Nos dois períodos climáticos (Figuras 5.6.a e 5.6.b) os mecanismos de mineralização do nitrogênio orgânico definiram uma tendência declinante de sua concentração média em torno de 58 % (2,8 – 1,2 mgN/L) desde P<sub>1</sub> até P<sub>5</sub>.

O estudo da distribuição espacial de nitrogênio amoniacal no Rio Bodocongó (Figura 5.7.a) mostra que as concentrações médias deste parâmetro apresentaram uma tendência crescente entre os pontos P<sub>1</sub> e P<sub>2</sub> (15,5 – 18,6 mgN/L) no período de estiagem, em função de uma intensa amonificação decorrente da ação degradadora de bactérias sobre a matéria orgânica nitrogenada. A partir deste ponto, os valores de amônia decresceram bruscamente, chegando a zero no último local de amostragem.

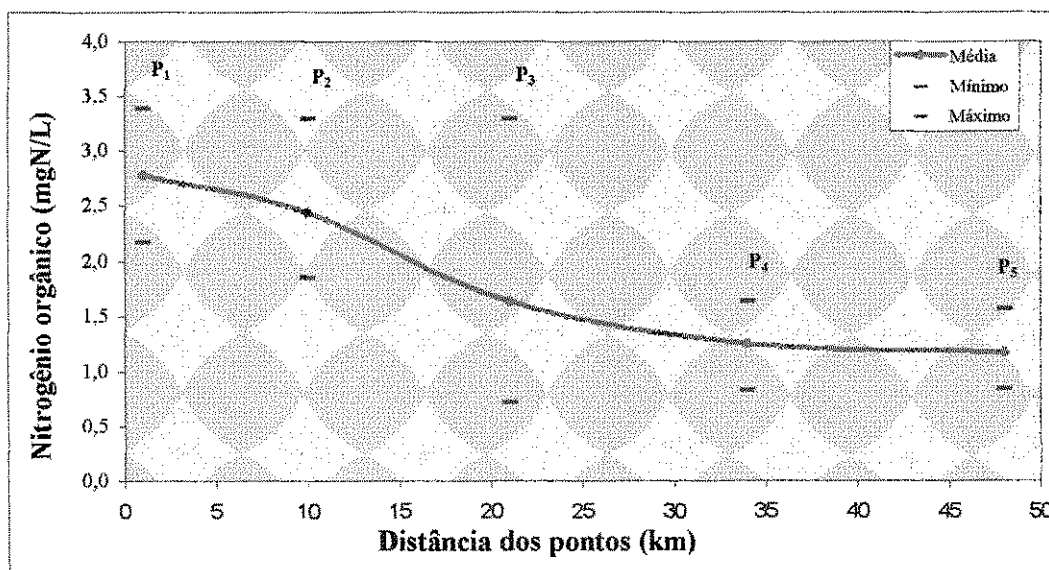
Analisando a Figura 5.7.b pode ser verificado que no período chuvoso, os teores médios de amônia, de forma similar ao período climático anterior, decresceram consideravelmente ao longo de todo o percurso estudado no Rio Bodocongó, apresentando valor médio máximo em P<sub>1</sub> (15,7 mg/L) e chegando a concentrações nulas em P<sub>5</sub>.

Os valores decrescentes de amônia (18,6 - 0 mgN/L) e crescentes de nitrato (0,92 – 33,9 mgN/L) entre os pontos P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub> evidenciaram o processo de nitrificação. De fato, é observável nas Figuras 5.8 (a e b) uma tendência de aumento das concentrações de nitrato a partir de P<sub>2</sub>, indicando que as condições ambientais da massa líquida (aerobiose, baixo nível de matéria orgânica) e também a presença de rochas aflorantes no leito do rio, que favorece a fixação das bactérias nitrificantes, se tornaram mais favoráveis à nitrificação.

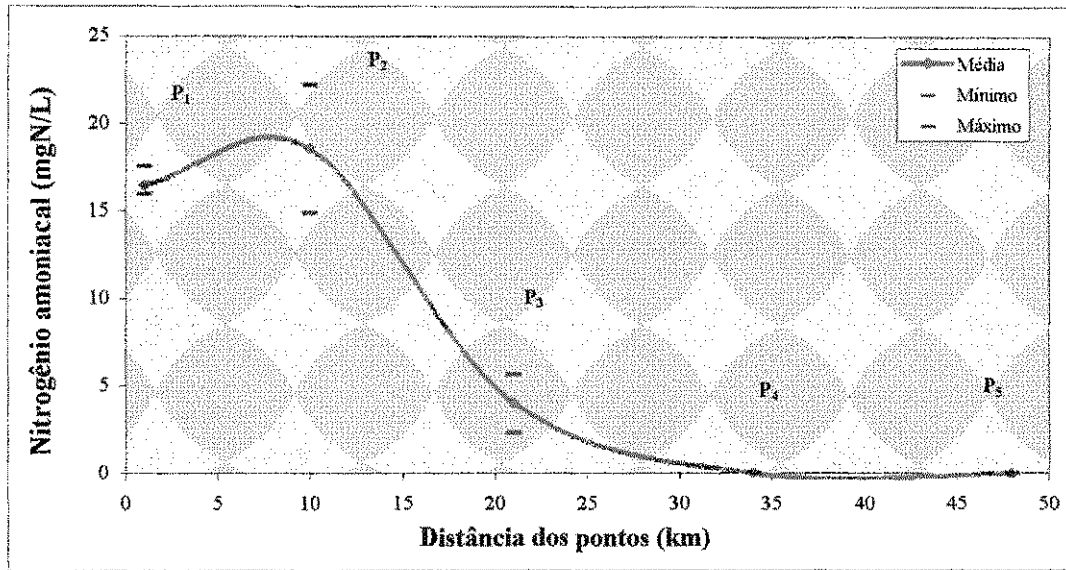
Os microrganismos envolvidos neste processo são autotróficos quimiossintetizantes, para os quais o CO<sub>2</sub> é a principal fonte de carbono, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia (Metcalf & Eddy, 1991).



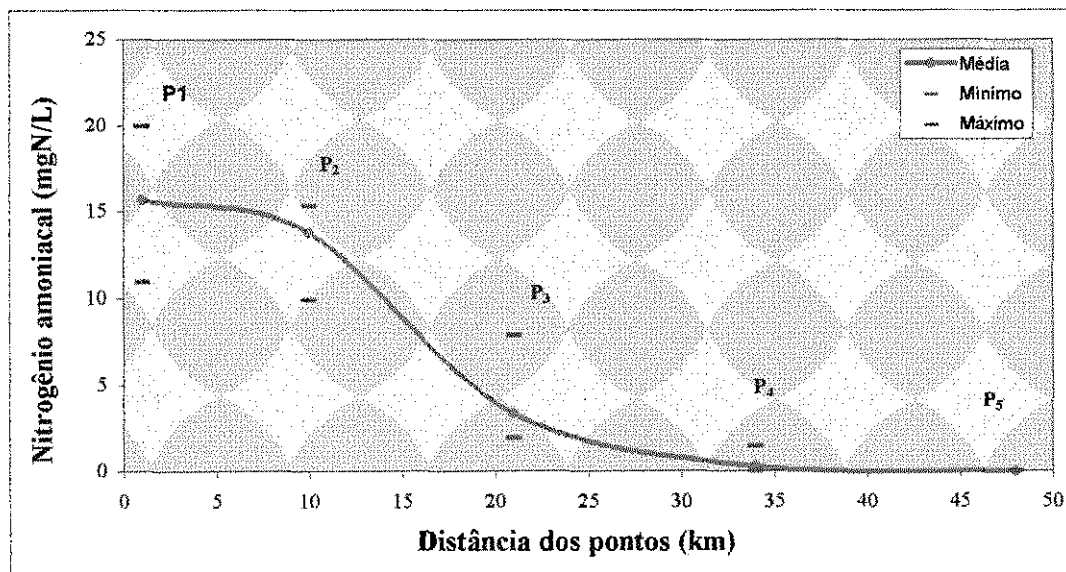
**Figura 5.6.a** – Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio orgânico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).



**Figura 5.6.b** – Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio orgânico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).



**Figura 5.7.a – Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio amoniacal em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.7.b – Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio amoniacal em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

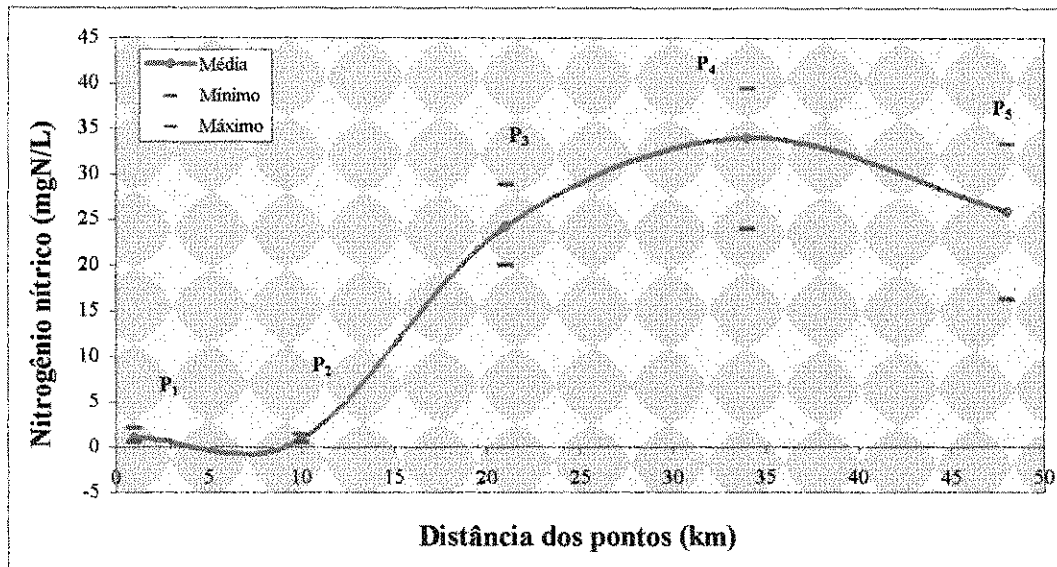


Figura 5.8.a – Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio nítrico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).

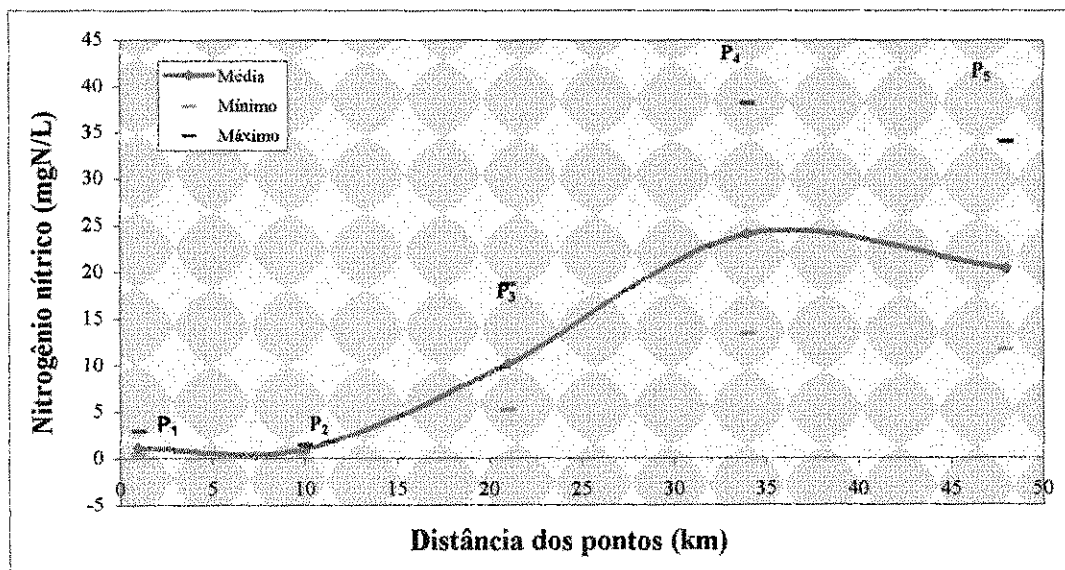


Figura 5.8.b – Distribuição espacial da concentração média de nitrogênio nítrico em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).



Segundo Metcalf & Eddy (1991), grande parte do nitrogênio presente nas águas ou despejos é proveniente das proteínas, que se decompõem liberando amônia. A oxidação da amônia é realizada pela ação consecutiva das bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* (que oxidam amônia à nitrito) e *Nitrobacter* (que oxidam nitrito à nitrato).

O início da nitrificação depende da quantidade de bactérias nitrificantes presentes na mistura esgoto/rio. A taxa de crescimento destes organismos é função da temperatura, do pH, da presença de substâncias tóxicas, das concentrações de oxigênio dissolvido e da concentração de amônia (nutriente limitante) (Sawyer *et al.*, 1994).

Entre os pontos P<sub>4</sub> e P<sub>5</sub>, houve uma queda nas concentrações de nitrato, na ordem de 24 % (34 – 26 mgN/L) para o período de estiagem e em torno de 15 % (24,1 – 20,4 mgN/L) na época de chuva. Essa redução foi devido, provavelmente, à assimilação de nitrato por algas e macrófitas, no desempenho de suas funções vitais de crescimento e reprodução.

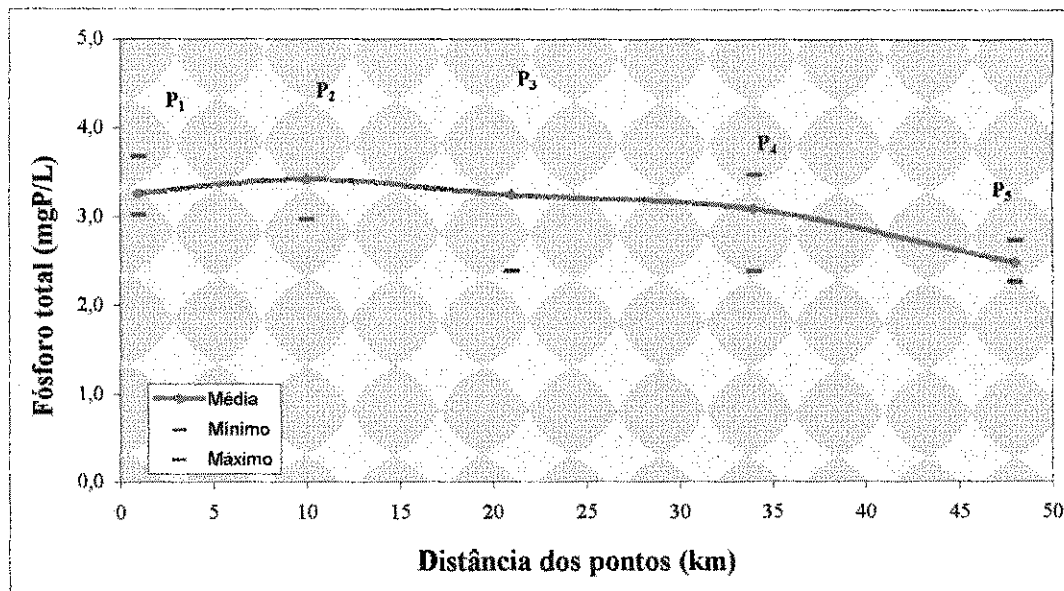
### **5.2.7 – Formas de fósforo (fósforo total e ortofosfato solúvel)**

O fósforo presente em águas residuárias domésticas é encontrado principalmente sob a forma de fosfato e tem sua origem nas águas de abastecimento, dejetos humanos e detergentes sintéticos (Sawyer *et al.*, 1994).

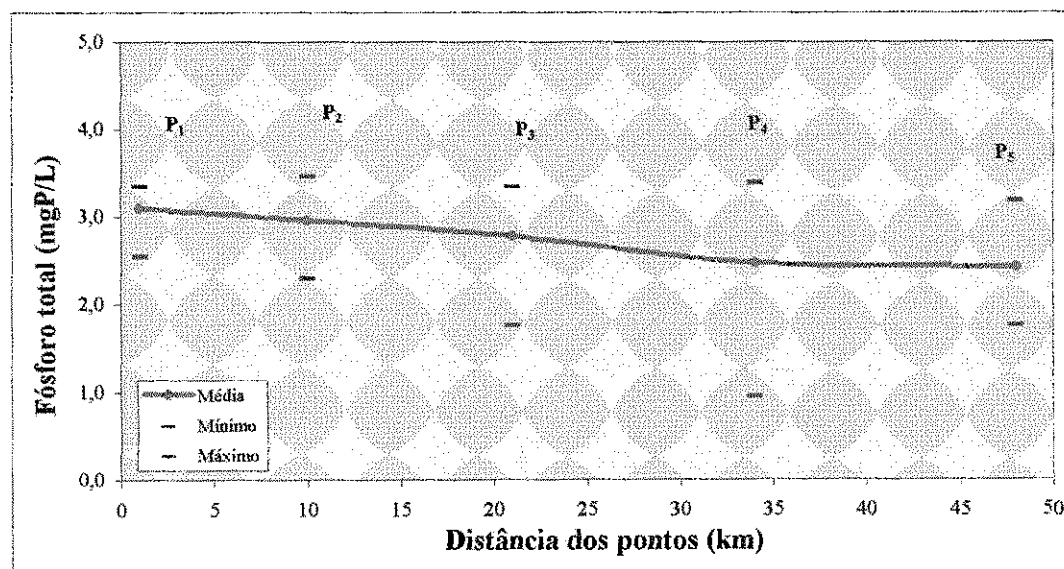
As Figuras 5.9 (a e b) e 5.10 (a e b) ilustram a distribuição espacial das concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel nas épocas de estiagem e chuva, podendo ser observado que não ocorreram variações expressivas nos pontos amostrados ao longo do rio. Em ambos os períodos foi verificada tendência de diminuição gradual das concentrações médias dos dois parâmetros.

As concentrações médias de fósforo total decresceram levemente ao longo do rio (3,43 – 2,48 mgP/L). Esta redução foi decorrente, provavelmente da conversão dos polifosfatos em ortofosfatos através de hidrólise, assim como da mineralização do fósforo orgânico.

Por outro lado, nos dois períodos climáticos, as concentrações médias de ortofosfato solúvel decresceram, a partir do ponto P<sub>2</sub> (3,14 mgP/L) até P<sub>5</sub> (2,31 mgP/L), provavelmente, em função da predominância do mecanismo de assimilação de fósforo mineral por organismos vivos, particularmente o fitoplâncton (algas e macrófitas) cuja biomassa é relativamente alta, principalmente nos dois últimos pontos.



**Figura 5.9.a – Distribuição espacial da concentração média de fósforo total em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.9.b – Distribuição espacial da concentração média de fósforo total em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

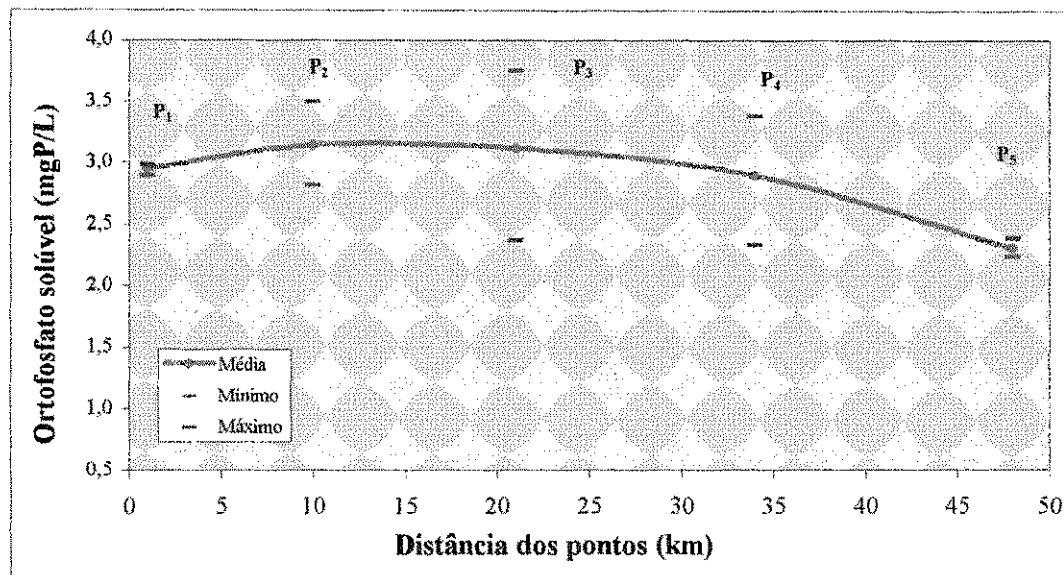


Figura 5.10.a – Distribuição espacial da concentração média de ortofosfato solúvel em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).

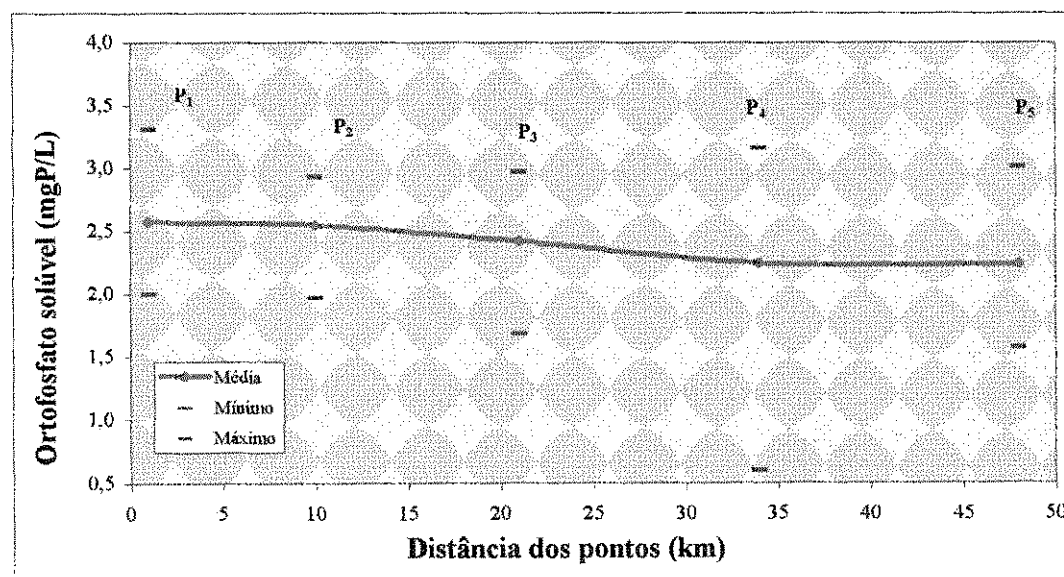
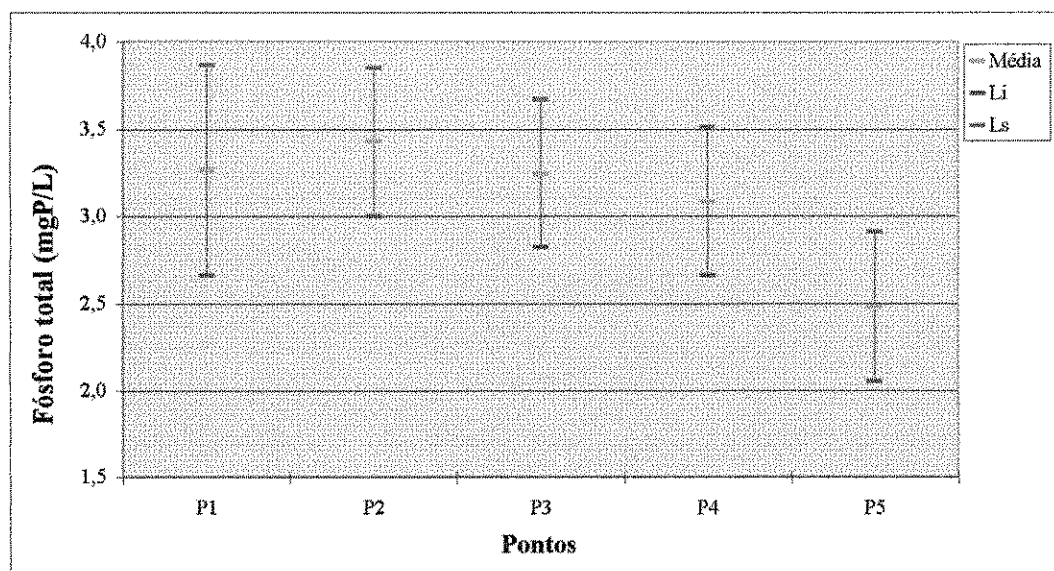
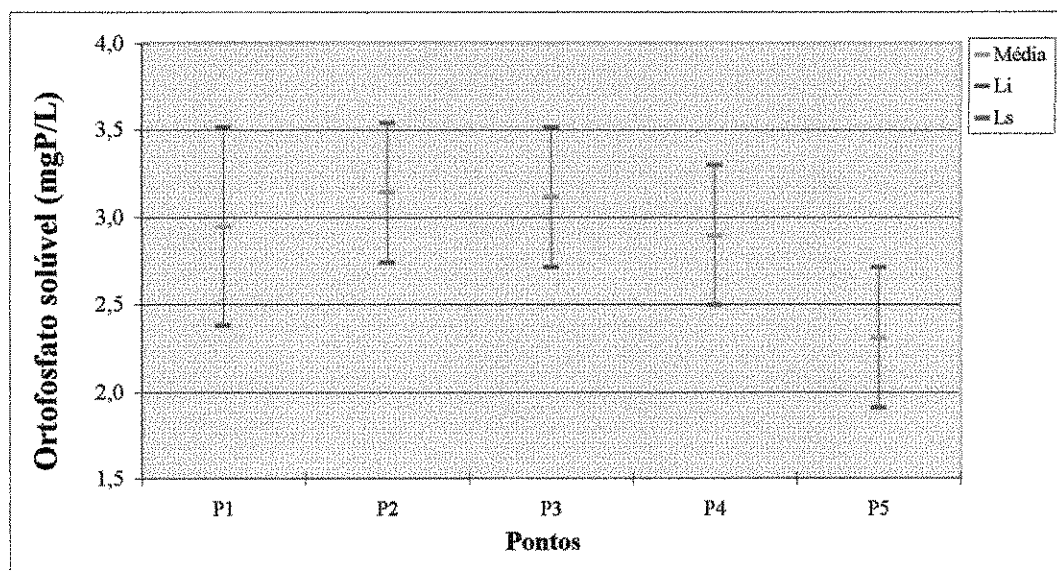


Figura 5.10.b – Distribuição espacial da concentração média de ortofosfato solúvel em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).



**Figura 5.9.c - Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de fósforo total em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.10.c - Análise gráfica comparativa (método GT-2) para a média da concentração de ortofosfato solúvel em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**

A análise de correlação ( $\alpha = 5\%$ ) efetuada entre estes dois parâmetros demonstrou, respectivamente, para as épocas de estiagem e chuva ( $r = 0,94$  e  $r = 0,99$ ) que estatisticamente existe uma relação de dependência direta da concentração média de fósforo total com relação ao ortofosfato solúvel, ou seja, a diminuição do primeiro está associada a redução deste último.

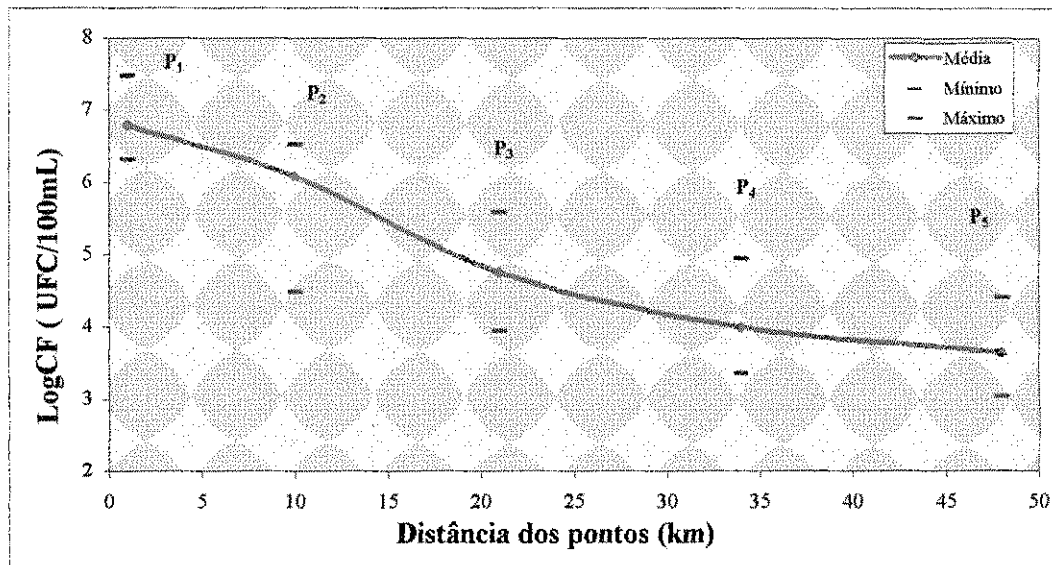
A análise de variância (ANOVA) aplicada aos dados de fósforo total e ortofosfato solúvel (Tabela 5.6) demonstrou a inexistência de diferenças significativas entre os valores médios no período chuvoso ( $F < F_c$ ). No período de estiagem, tanto para fósforo total como para ortofosfato solúvel o  $F > F_c$ , indicando a existência de diferenças significativas. Estas, não caracterizaram trechos bem definidos ao longo do percurso do rio, embora tenha ocorrido diferenças entre pares de médias (Figuras 5.9.c e 5.10.c).

### 5.2.8 - Coliformes fecais

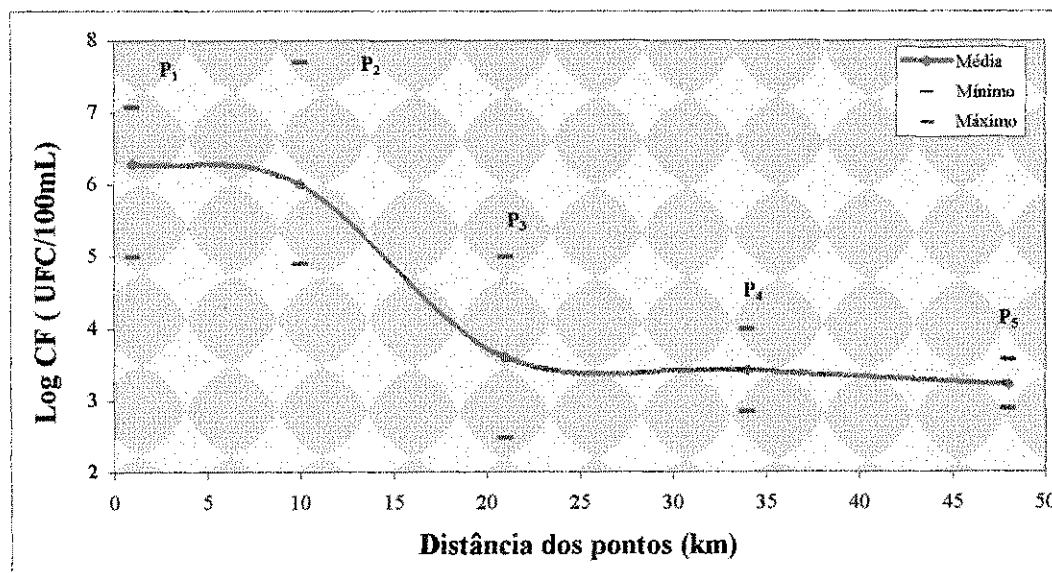
São constantes as descargas fecais de homens e animais infectados nos ecossistemas aquáticos, seja por lançamento direto dos esgotos e das águas de drenagem urbana ou indiretamente através das chuvas e águas de escoamento superficial (Geldreich, 1966). A avaliação da concentração de bactérias indicadoras de contaminação fecal e o estudo de sua distribuição espacial e sazonal em fontes de água destinadas a usos múltiplos são essenciais para determinar o estado sanitário, estabelecer limites para seu uso e planejar melhor seu manejo (Ceballos, 1995).

As Figuras 5.11 (a e b) mostram a distribuição espacial do logaritmo da concentração média de coliformes fecais no Rio Bodocongó assim como seus valores máximos e mínimos em cada ponto amostrado nos dois períodos climáticos.

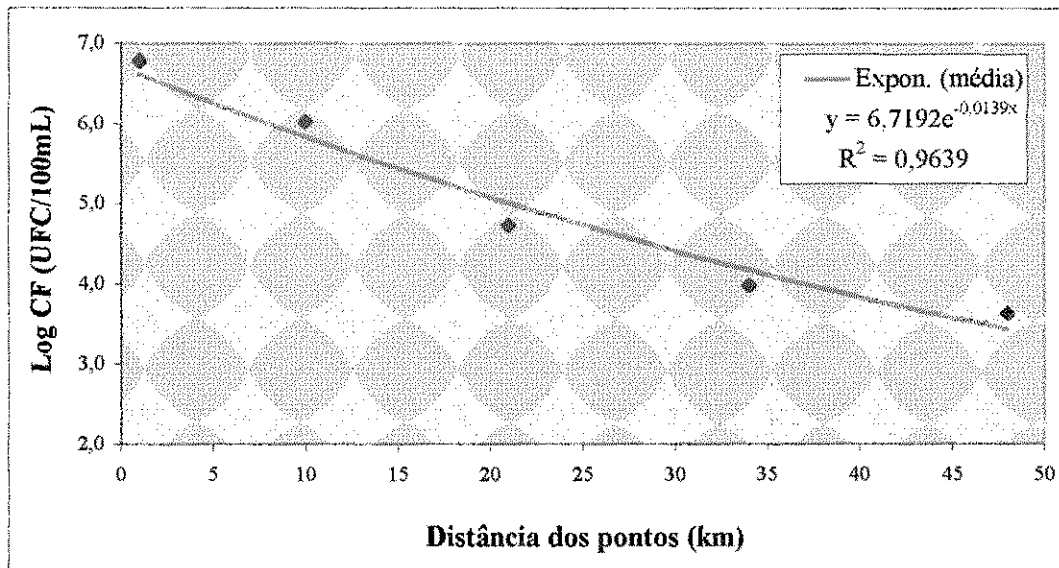
No início do trecho sob estudo, à jusante do ponto de descarga dos efluentes da ETE-CG, a concentração média de CF na época de estiagem foi de  $6,3 \times 10^6$  UFC/100mL ( $P_1$ ) evidenciando o impacto do lançamento de esgotos. Para o período de chuva, no mesmo ponto ( $P_1$ ), houve uma redução deste valor em torno de 68 % ( $2,0 \times 10^6$  UFC/100mL) em relação ao período de estiagem, devido ao efeito diluidor das águas de chuva.



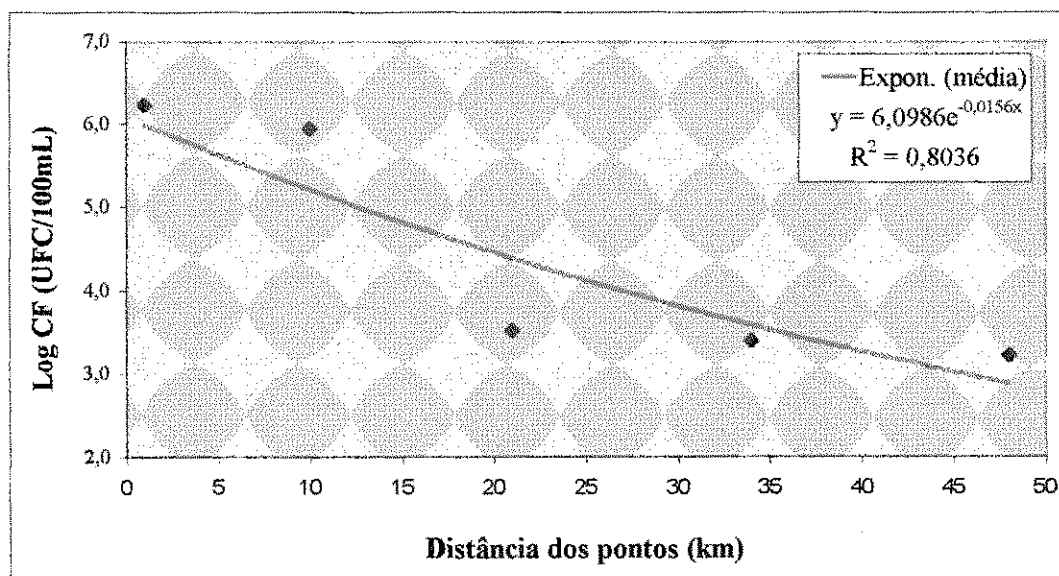
**Figura 5.11.a – Distribuição espacial do log da concentração média de CF em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



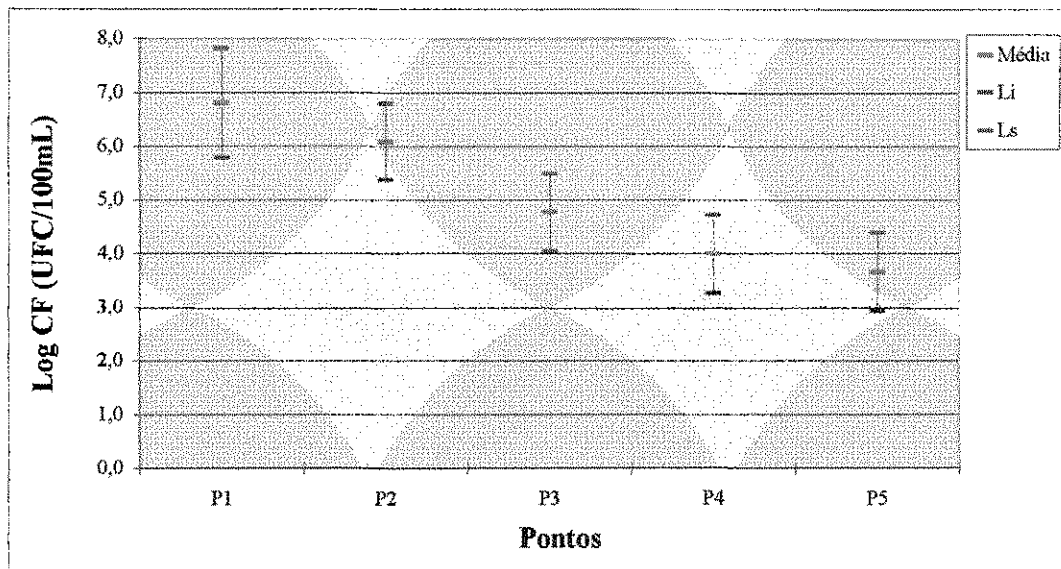
**Figura 5.11.b – Distribuição espacial do log da concentração média de CF em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**



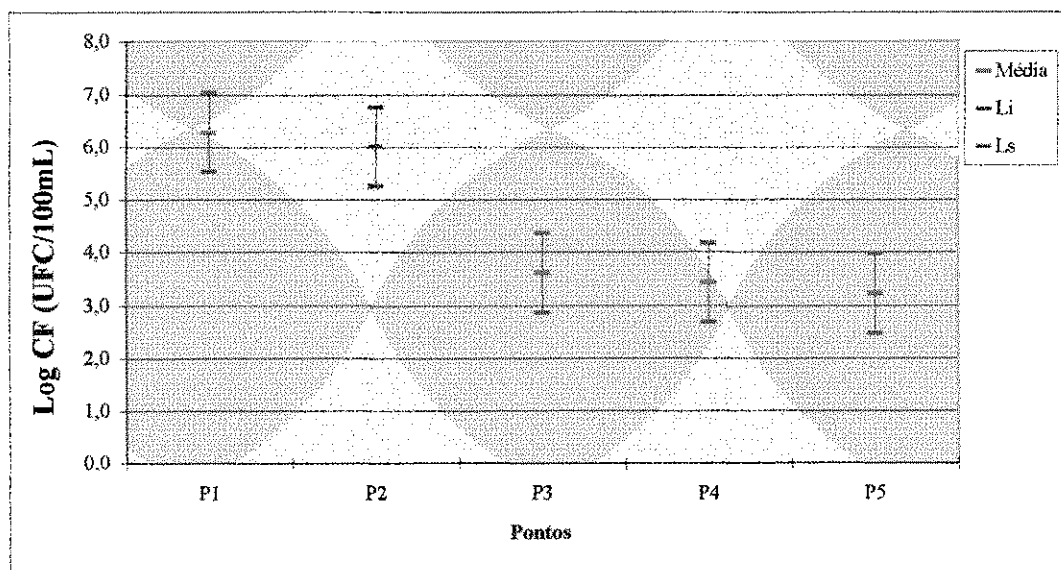
**Figura 5.11.c** - Curva de tendência do decaimento do log da concentração média de coliformes fecais ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) no período seco (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).



**Figura 5.11.d** - Curva de tendência do decaimento do log da concentração média de coliformes fecais ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) durante o período chuvoso (11/03/97 a 06/08/97).



**Figura 5.11.e - Análise gráfica comparativa (método GT-2) para o log da média de CF em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**



**Figura 5.11.f - Análise gráfica comparativa (método GT-2) para o log da média de CF em cinco pontos ao longo dos 48 km sob estudo no Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**



Quanto a distribuição sazonal ou temporal, no rio sob estudo, os valores mais altos foram determinados na época de estiagem em todos os pontos amostrados em contraposto aos freqüentes registros na literatura de aumentos, com a precipitação pluviométrica, de bactérias indicadoras de contaminação fecal em corpos aquáticos. Geldreich (1968; 1977) cita fontes de alterações da qualidade bacteriológica das praias do Lago Michigan com o escoamento superficial, provocado por chuvas intermitentes, e no Lago Burley Griffin, na Austrália, associadas ao escoamento superficial de áreas rurais e urbanas de Canberra. Branco (1991), observou no Lago Paranoá que as chuvas intensas de dezembro causavam efeitos diferentes na concentração de indicadores fecais. Nos pontos próximos à descarga dos efluentes da estação de tratamento de esgotos, havia um efeito diluidor, enquanto que nos pontos sem influência de esgotos, se registrava um aumento na concentração de CF devido o aporte de águas de chuva.

No referente a distribuição espacial, as médias mais elevadas ocorreram sistematicamente nos primeiros pontos. Os valores mais baixos nos pontos à jusante podem ser atribuídos ao menor impacto das descargas poluidoras, a sedimentação e ao decaimento natural destes organismos como consequência da autodepuração. O Rio Bodocongó apresentou uma redução nas concentrações de CF de 93 % ( $6,3 \times 10^6 - 4,6 \times 10^3$  UFC/100mL) na época de estiagem e 99,91 % ( $1,9 \times 10^6 - 1,7 \times 10^3$  UFC/100mL) no período chuvoso, do primeiro ponto (P<sub>1</sub>) ao último (P<sub>5</sub>).

Os coliformes fecais têm, no trato intestinal humano, as condições ótimas para o seu crescimento e reprodução. As condições adversas prevalecentes nos cursos d'água tais como temperatura, radiação solar, elevados valores de pH (em torno e acima de 9,0), elevadas concentrações de oxigênio dissolvido (especialmente níveis de saturação), efeito de toxinas de algas, predação por microinvertebrados, entre outros, podem influir na sua velocidade de remoção (Hellawell, 1986; Rheinheimer, 1980). Feachem *et al.* (1983) enfatizam que, com exceção da temperatura, a importância relativa desses fatores é pouco conhecida.

Observando as Figuras 5.11 (c e d) que ilustram a distribuição das concentrações médias de CF com suas respectivas curvas de tendência e equações de regressão para as épocas de estiagem e chuva, foi verificado que o comportamento do decaimento do log dos valores médios de CF entre os pontos amostrados, nos períodos de estiagem e chuva, pode

ser descrito como um fenômeno de decaimento exponencial. Os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) de 0,96 e 0,80 indicam que, respectivamente, 96 e 80 % das variações da concentração média de CF nos períodos de estiagem e chuva são devidas ao tempo de percurso (distância percorrida).

No período de estiagem (Figura 5.11.e) a análise de variância (ANOVA) demonstrou a existência de diferenças significativas ( $\alpha = 0,05$ ) das concentrações médias de CF entre os cinco pontos ao longo do percurso do rio, entretanto, essas diferenças não ocorreram entre trechos definidos, mas entre certos pares de médias. Como ilustração, a média do ponto  $P_1$  foi significativamente diferente das médias observadas nos pontos  $P_4$  e  $P_5$ . No período chuvoso (Figura 5.11.f), a análise demonstrou a ocorrência de diferenças significativas, formando dois trechos bem definidos ( $P_1 - P_2$  e  $P_3 - P_5$ ).

## 5.9 – Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ )

Em oito coletas realizadas entre 06/05/97 e 06/11/97 foi determinada a depleção de oxigênio dissolvido segundo uma série de valores de DBO exercida em amostras de água bruta coletadas em cinco pontos do Rio Bodocongó. Os valores de DBO exercida encontrados em cada ponto, a cada coleta, foram plotados contra os respectivos tempos, em um gráfico  $Y \times t$ , (Figuras 5.12 a - h), para a verificação da obediência dos valores experimentais à curva de depleção de oxigênio  $Y = L_0 (1 - 10^{-K_1 t})$ . Os valores de DBO visivelmente não aderentes à curva foram descartados.

Os valores de  $K_1$  e  $L_0$  em cada coleta, foram calculados por um programa, desenvolvido em linguagem Pascal, implementado a partir dos métodos dos mínimos quadrados de Reed & Theriault, da inclinação de Thomas e da diferença de logaritmo. Foi feita uma comparação dos resultados obtidos pelos três métodos através do somatório dos quadrados dos residuais, sendo o método dos mínimos quadrados o que apresentou (quando não houve interrupção na execução do programa, devido a um erro de overflow) uma melhor curva de ajustamento aos dados experimentais do Rio Bodocongó (menor residual). Como exemplo, a Figura 5.13 mostra, para o ponto  $P_1$ , no dia 06/08/97, uma satisfatória aderência da curva teórica (formada pelos valores de  $DBO_{diária}$  calculados a partir do  $K_1$  e  $L_0$ , obtidos através do método dos mínimos quadrados) aos valores medidos em campo.

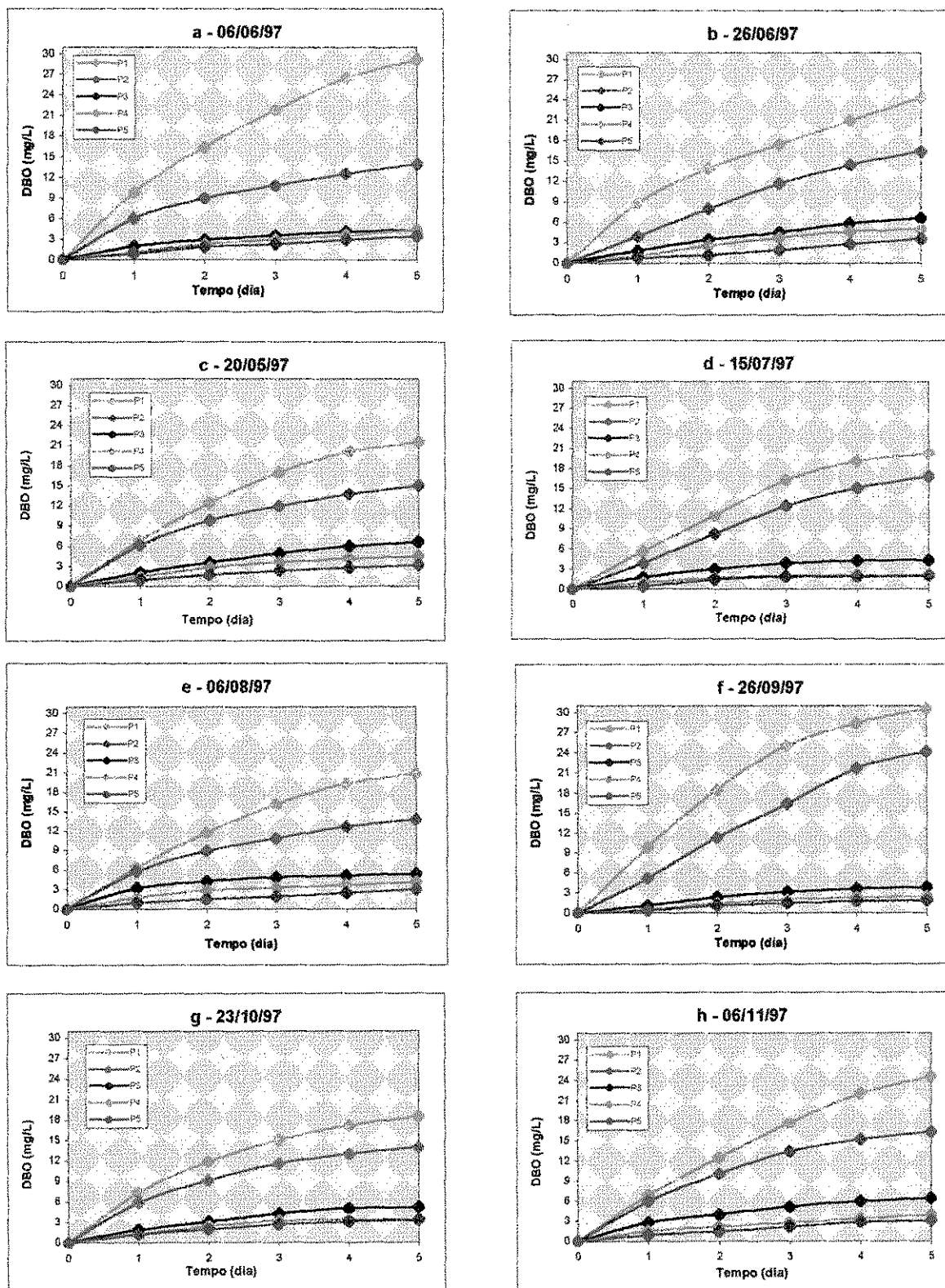
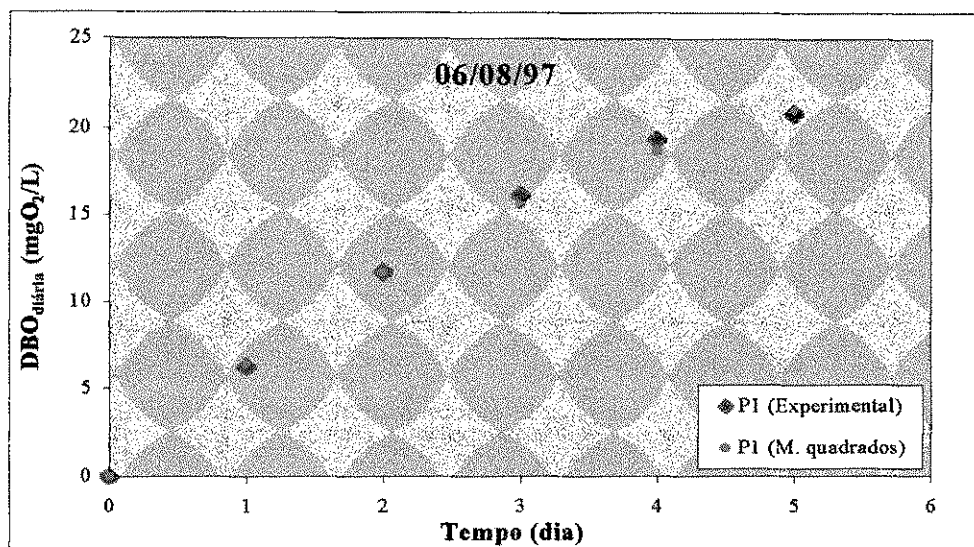


Figura 5.12 (a - h)- Curva experimental de DBO diária medida nos cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) no período de 06/06/97 a 15/10/97 utilizados no cálculo do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ).



**Figura 5.13 – Valores experimentais e curva teórica de DBO obtida pelo método dos mínimos quadrados**

O coeficiente de desoxigenação expressa a velocidade de consumo de oxigênio dissolvido pelos organismos presentes na água. Quanto maior o número de organismos adaptados ao substrato, maior será o consumo de oxigênio dissolvido e, portanto, maior será este coeficiente. O valor de  $K_1$  depende da natureza e quantidade de matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Esgotos brutos com elevadas concentrações de matéria orgânica podem suportar uma maior síntese de novas células, apresentando coeficientes de desoxigenação mais elevados. Por outro lado, efluentes tratados possuem uma degradação mais lenta, já que a maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já foi removida.

O valor médio de  $K_1$  mais representativo para águas residuárias domésticas concentradas varia em torno de  $0,17 \text{ dia}^{-1}$ . Fair sugere para cursos d'água com profundidade por volta de 0,50 m valores de  $K_1$  da ordem de  $0,20$  a  $0,30 \text{ dia}^{-1}$ . Rios e lagos profundos, com poluição moderada, apresentam valores de  $K_1$  em torno de  $0,10 \text{ dia}^{-1}$ . Segundo Schroepfer *apud* Oliveira (1994), para rios pouco poluídos ( $\text{DBO}_5$  em torno de  $5 \text{ mg/L}$ ), o valor de  $K_1$  varia entre  $0,04$  a  $0,06 \text{ dia}^{-1}$ . Oliveira (1994), estudando o Rio Pitimbu (RN), com  $\text{DBO}_5$  média inferior a  $5 \text{ mg/L}$ , encontrou valores de  $K_1$  variando entre  $0,03$  a  $0,3 \text{ dia}^{-1}$ , com valor médio de  $0,10 \text{ dia}^{-1}$ .

A Tabela 5.4 apresenta os valores do coeficiente de desoxigenação encontrados no Rio Bodocongó, os quais variaram na faixa de  $0,01$  e  $0,30 \text{ dia}^{-1}$ , apresentando um valor

médio de  $0,14 \text{ dia}^{-1}$ , que comparado com dados de literatura, corresponde a uma água residuária de baixa concentração.

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

Foram efetuadas medições de velocidade e profundidade em secções transversais dos cinco pontos amostrados no Rio Bodocongó, estando seus valores médios apresentados na Tabela 5.1 (a e b), respectivamente, para as épocas de estiagem e chuva. Em cada ponto foi calculado o coeficiente de reaeração atmosférica através da expressão  $K_2 = a V^b / H^c$ , com os coeficientes a, b e c obtidos na Tabela 3.5, em função das características hidráulicas do rio.

A natureza empírica da fórmula geral empregada no cálculo do coeficiente de reaeração condiciona seu emprego à condições próximas àquelas em que se determinaram seus coeficientes. As diferentes situações nas quais esses modelos podem ter sido estabelecidos explicam a diferença nos resultados encontrados para o  $K_2$ , em uma mesma secção, segundo cada uma das equações apresentadas.

A Tabela 5.5 (a e b) apresenta os valores médios de  $K_2$ , obtidos através de varias equações, nos cinco pontos do Rio Bodocongó, para os dois períodos climáticos. Todas as fórmulas apresentaram, no ponto  $P_1$  os maiores coeficientes de reaeração, em virtude da maior velocidade da água neste trecho e da menor profundidade. Os valores de  $K_2$  para esta secção estiveram compreendidos na faixa de  $1,84$  a  $8,09 \text{ dia}^{-1}$  e  $2,2$  a  $9,95 \text{ dia}^{-1}$ , apresentando valores médios de  $4,53$  e  $5,71 \text{ dia}^{-1}$ , respectivamente, para as épocas de estiagem e chuva.

Os valores fornecidos pelas fórmulas de Owens *et al.*, e de Benett e Rathbun foram sistematicamente maiores que os demais, enquanto que aqueles devidos a Langbein e Durum, Bansal e Padden e Gloyna assumiram valores mais baixos.

A variação dos valores de  $K_2$  na secção do ponto  $P_5$  foi consideravelmente inferior aos pontos anteriores. Os resultados obtidos variaram numa faixa entre  $0,46$  e  $1,63 \text{ dia}^{-1}$  e  $0,28$  a  $0,93 \text{ dia}^{-1}$ , respectivamente, para as épocas de estiagem e chuva, apresentando valor médio de  $0,94 \text{ dia}^{-1}$  e  $0,57 \text{ dia}^{-1}$ . Os valores mais baixos nesta secção ocorreram em vista de sua menor velocidade média.

A Tabela 3.4 apresenta valores típicos do coeficiente de reaeração encontrados na literatura. Sua faixa de variação está compreendida entre 0,05 e 0,70 dia<sup>-1</sup>. A faixa de valores de K<sub>2</sub>, obtidos pelas equações que apresentam condições hidráulicas semelhantes às do Rio Bodocongó, está acima dos valores de literatura.

O valor médio para coeficiente de reaeração não é muito bem definido, uma vez que depende das características do rio. Fair e Geyer indicam para grandes rios um valor de K<sub>2</sub> a 20 °C variando de 0,17 a 0,30 (base 10), enquanto Eckenfelder e O'Connor indicam uma variação dos valores de K<sub>2</sub> entre 0,085 a 4,34 dia<sup>-1</sup>(base 10). Os menores valores representando rios lentos e os maiores, rios rápidos e rios rasos (Gomes, 1975 *apud* Oliveira, 1994).

De acordo com as características hidráulicas apresentadas na Tabela 3.5 pode ser verificado que as equações de Negulescu e Rojanski e Owens *et al.*, foram as que mais se aproximaram das condições verificadas no Rio Bodocongó. Os valores de K<sub>2</sub> fornecidos pela primeira equação para as épocas de estiagem e chuva variaram, respectivamente, entre 1,13 e 4,69 dia<sup>-1</sup> e 0,71 e 5,48 dia<sup>-1</sup>, estando situados numa faixa de valores próximos aos citados na literatura e, por serem menores que os fornecidos pela segunda equação, evitam que se superestime a reaeração atmosférica no curso d'água.

Ao serem efetuados estudos de autodepuração em um corpo aquático, os resultados do coeficiente de reaeração fornecidos pelas fórmulas hidráulicas devem ser analisados cuidadosamente. Os valores de K<sub>2</sub>, obtidos por algumas equações, que encontram-se acima da faixa citada na literatura, podem ser fruto de uma distorção na validade das mesmas, fornecendo valores superiores aos reais, em virtude das pequenas profundidades verificadas nos cursos d'água. Deste modo, é recomendável a introdução de algum coeficiente de segurança, caso os valores encontrados para o rio em estudo sejam extremamente superiores aos típicos da literatura.

### **5.11 – Aplicação do modelo de Streeter e Phelps ao Rio Bodocongó**

O principal processo de autodepuração se faz através da oxidação dos resíduos biodegradáveis pelos organismos (bactérias) aquáticos, promovendo uma desoxigenação na massa líquida, com a ocorrência de um déficit do oxigênio dissolvido. Este déficit

corresponde à diferença entre a concentração de saturação do oxigênio na água, em permanente equilíbrio com a pressão parcial do oxigênio atmosférico e a concentração existente em um determinado tempo.

Neste estudo, foi aplicado o modelo de Streeter e Phelps aos dados do Rio Bodocongó, tendo em vista analisar sua validade para descrever o balanço de oxigênio dissolvido no curso d'água, embora estas equações descrevam de um modo apenas aproximado os complexos fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos rios. Os parâmetros de entrada na equação para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido foram determinados ao longo do trabalho, com exceção dos coeficientes utilizados na correção de  $K_1$  e  $K_2$  em função da temperatura que foram retirados da literatura (Tabelas 3.2 e 3.6).

### 5.11.1 - Determinação dos parâmetros de entrada no modelo

Como exemplo de aplicação do modelo proposto, foram utilizados os dados da quarta coleta, realizada em 01/02/97, nos pontos de amostragem ( $P_0$ ,  $P_1$ ,  $P_2$ ,  $P_3$ ,  $P_4$  e  $P_5$ ). Para efeito de estudo, o rio foi dividido em dois trechos ( $P_1 - P_3$ ) e ( $P_3 - P_5$ ), admitidos como homogêneos.

<b>Parâmetros de entrada no modelo</b>	<b>Trecho <math>P_1 - P_3</math></b>	<b>Trecho <math>P_3 - P_5</math></b>
Temperatura da água (T)	27 °C	28 °C
Concentração de saturação de oxigênio (Cs)	7,7 mg/L	7,4 mg/L
Velocidade do curso d'água (v)	0,26 m/s	0,23 m/s
Coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) – 20 °C	0,14 dia <sup>-1</sup>	0,14 dia <sup>-1</sup>
Coeficiente de reaeração atmosférica ( $K_2$ ) – 20 °C	1,17 dia <sup>-1</sup>	1,17 dia <sup>-1</sup>
Concentração de OD no início de cada trecho	1,6 mg/L	4,0 mg/L
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> )	44 mg/L	6 mg/L
Extensão do trecho em estudo (d)	20 km	27 km
$\theta$ (coeficiente usado para correção de $K_1$ )	1,047	1,047
$\theta$ (coeficiente usado para correção de $K_2$ )	1,024	1,024

- **Correção dos coeficientes de desoxigenação ( $K_1$ ) e reaeração ( $K_2$ )**

$$K_{(T1)} = K_{(T2)} \theta^{(T_1 - T_2)}$$

$$K_{1(27)} = 0,19 \text{ dia}^{-1} \text{ (base 10)}$$

$$K_{2(27)} = 1,38 \text{ dia}^{-1} \text{ (base 10)}$$

$$K_{1(29)} = 0,21 \text{ dia}^{-1} \text{ (base 10)}$$

$$K_{2(29)} = 1,45 \text{ dia}^{-1} \text{ (base 10)}$$

- **Déficit inicial de oxigênio dissolvido em cada trecho ( $D_0$ )**

$$D_0 = C_s - OD$$

$$\text{Trecho } P_1 - P_3 \Rightarrow D_0 = 6,1 \text{ mg/L}$$

$$\text{Trecho } P_3 - P_5 \Rightarrow D_0 = 3,4 \text{ mg/L}$$

- **Demanda última de oxigênio ( $L_0$ )**

$$L_0 = DBO_5 (1 / 10^{-5 K_1})$$

$$\text{Trecho } P_1 - P_3 \Rightarrow L_0 = 50 \text{ mg/L}$$

$$\text{Trecho } P_3 - P_5 \Rightarrow L_0 = 7 \text{ mg/L}$$

- **Tempo de percurso ( $t$ )**

$$t = d / v$$

$$\text{Trecho } P_1 - P_3 \Rightarrow t = 0,89 \text{ dia}$$

$$\text{Trecho } P_3 - P_5 \Rightarrow t = 1,36 \text{ dia}$$

### 5.11.2 – Determinação dos dados de saída

Nem todos os fatores que podem influenciar a autodepuração são levados em conta na sua avaliação. As formulações matemáticas de que se dispõe levam em conta, tão somente, os principais fatores que influenciam o fenômeno. Na maioria dos casos, é extremamente difícil a obtenção, com boa aproximação, de dados referentes a estes principais fatores. Daí os resultados obtidos na avaliação representarem, apenas, uma aproximação do que pode ocorrer na realidade.

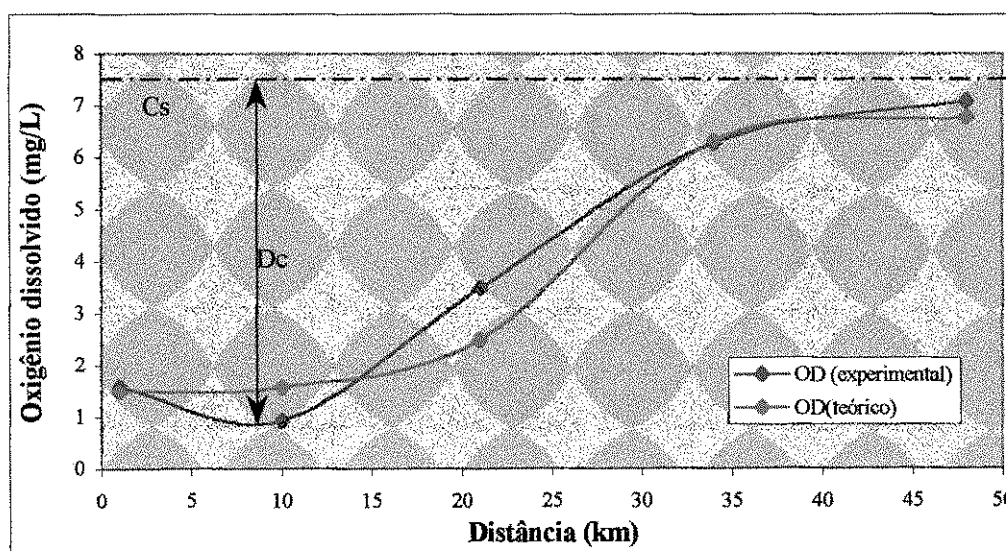


As legislações baseadas no critério do corpo receptor estabelecem sempre valores mínimos permissíveis de oxigênio dissolvido para cursos d'água. O objetivo da redução das cargas poluidoras, através de sistemas de tratamento, é de se evitar ao corpo receptor que a mínima concentração de oxigênio, no ponto de inflexão da curva de depressão (Figura 5.14) não seja inferior a um valor preestabelecido, de modo a garantir a vida dos peixes e possibilitar os usos múltiplos da água.

- **Déficit de oxigênio dissolvido em um tempo qualquer (D)**

$$D = \frac{K_1 L_0}{(K_2 - K_1)} (10^{-K_1 t} - 10^{-K_2 t}) + D_0 10^{-K_2 t}$$

Valores de OD em diversos pontos ao longo do Rio Bodocongó são mostrados na Tabela 5.8 e na Figura 5.14.



**Figura 5.14 – Curva de depleção de oxigênio no Rio Bodocongó (PB) – simulação feita a partir dos dados da quarta coleta (01/02/97).**

A simulação da curva de oxigênio dissolvido no Rio Bodocongó, a partir dos dados obtidos na quarta coleta (01/02/97), mostrou pouca correlação entre os valores de OD encontrados em campo e os fornecidos pelo modelo de Streeter e Phelps no trecho

compreendido entre os pontos  $P_2$  e  $P_3$  e boa correlação nos demais pontos. Foi observado também que, em alguns trechos ao longo de todo o rio, os valores de OD calculados a partir do modelo teórico foram inferiores aos da curva real. Esta diferença está associada, provavelmente, ao incremento de oxigênio dissolvido através da fotossíntese, que não é computada no modelo de Streeter e Phelps.

No entanto, deve-se ter em mente que resultados obtidos na aplicação de modelos matemáticos devem ser encarados como tendências, mais ou menos precisas, em função dos diversos fatores que os influenciam. Os dados de entrada devem ser confiáveis e a interpretação dos resultados bastante crítica, uma vez que dependendo das condições existentes, eles podem ser inexatos ou não expressar a realidade.

O modelo de Streeter e Phelps poderá não reproduzir com fidelidade as condições de determinados corpos aquáticos, pois a interação dos diversos fenômenos com o sistema natural representado pelo curso d'água é muito complexa, sendo específica para cada condição do rio em estudo. Contudo, ao se analisar os fatores a serem excluídos, observa-se que alguns tendem a favor da segurança e outros contra. Dentro da dificuldade global de quantificação destes valores, torna-se mais coerente, em estudos de autodepuração que visem tão somente o planejamento sanitário de uma bacia hidrográfica, a desconsideração em conjunto desses elementos.

**Tabelas 5.1.(a – b) – Resumo estatístico descritivo das variáveis hidrológica e físicas em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) nas épocas de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) e chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

		a - ESTIAGEM					
Parâmetros		P <sub>0</sub>	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>
Q (m <sup>3</sup> /s)	med	0,25	0,59	0,54	0,38	0,35	0,26
	min	0,19	0,38	0,38	0,19	0,16	0,14
	max	0,30	0,75	0,62	0,54	0,62	0,45
	N	2	3	6	6	6	6
V (m/s)	med	-	0,33	0,34	0,25	0,29	0,11
	min	-	0,15	0,23	0,05	0,07	0,03
	max	-	0,44	0,42	0,43	0,38	0,30
	N	-	3	3	6	4	5
Prof. (m)	med	0,35	0,34	0,56	0,80	0,40	0,57
	min	0,30	0,31	0,29	0,65	0,30	0,25
	max	0,40	0,40	0,66	0,90	0,48	0,98
	N	2	3	6	6	6	6
Turbidez (UNT)	med	12	13	9	5	4	4
	min	8	11	8	3	3	3
	max	14	15	9	8	5	5
	N	3	3	6	6	6	6
Transp (m)	med	0,35	0,34	0,56	0,80	0,39	0,50
	min	0,30	0,30	0,29	0,65	0,30	0,25
	max	0,40	0,40	0,66	0,90	0,48	0,65
	N	3	3	6	6	6	6

		b - CHUVA					
Parâmetros		P <sub>0</sub>	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>
Q (m <sup>3</sup> /s)	med	0,22	0,83	0,83	0,68	0,79	0,62
	min	0,11	0,54	0,53	0,46	0,36	0,36
	max	0,43	1,49	1,39	1,07	1,18	0,90
	N	7	7	7	7	7	7
V (m/s)	med	0,09	0,45	0,30	0,24	0,20	0,13
	min	0,05	0,33	0,17	0,08	0,08	0,06
	max	0,15	0,50	0,45	0,43	0,38	0,18
	N	7	7	7	6	5	6
Prof. (m)	med	0,71	0,34	0,56	0,85	0,69	0,88
	min	0,59	0,30	0,31	0,65	0,36	0,56
	max	0,90	0,42	0,76	1,30	1,20	1,00
	N	7	7	7	7	7	7
Turbidez (UNT)	med	11	13	8	6	4	6
	min	8	9	6	4	4	4
	max	13	15	10	8	5	9
	N	7	7	7	7	7	7
Transp (m)	med	0,35	0,54	0,56	0,80	0,39	0,50
	min	0,30	0,30	0,29	0,65	0,30	0,25
	max	0,40	0,40	0,66	0,90	0,48	0,65
	N	7	7	7	7	7	7

**Tabela 5.2.(a - b) – Resumo estatístico descritivo das variáveis físico-químicas em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) nas épocas de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97) e chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

		<b>a - ESTIAGEM</b>					
<b>Parâmetros</b>		<b>P<sub>0</sub></b>	<b>P<sub>1</sub></b>	<b>P<sub>2</sub></b>	<b>P<sub>3</sub></b>	<b>P<sub>4</sub></b>	<b>P<sub>5</sub></b>
T <sub>água</sub> (°C)	med	25	25	26	27	28	29
	min	24	24	25	26	26	26
	max	25	26	27	29	29	32
	N	3	3	6	6	6	6
pH	med	7,6	7,5	7,4	7,6	8,1	8,4
	min	7,5	7,2	7,0	7,3	8,0	8,1
	max	7,6	7,7	8,0	8,1	8,3	8,6
	N	3	3	6	6	6	6
OD (mg/L)	med	1,5	2,1	0,7	3,3	6,3	7,0
	min	1,2	1,6	0,4	2,4	5,6	6,9
	max	1,7	2,4	1,3	4,0	6,7	7,1
	N	3	3	6	6	6	6
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	med	58	31	22	5	4	3
	min	51	19	14	4	2	2
	max	69	44	26	6	5	4
	N	3	3	6	6	6	6

		<b>b - CHUVA</b>					
<b>Parâmetros</b>		<b>P<sub>0</sub></b>	<b>P<sub>1</sub></b>	<b>P<sub>2</sub></b>	<b>P<sub>3</sub></b>	<b>P<sub>4</sub></b>	<b>P<sub>5</sub></b>
T <sub>água</sub> (°C)	med	23	24	25	26	27	27
	min	22	22	23	24	25	25
	max	25	26	27	28	28	29
	N	7	7	7	7	7	7
pH	med	7,6	7,6	7,6	7,8	7,6	8,2
	min	7,1	7,4	7,4	7,5	7,1	8,1
	max	7,8	7,8	7,7	7,9	7,9	8,6
	N	3	3	6	6	6	6
OD (mg/L)	med	1,3	1,9	0,9	2,8	4,5	6,3
	min	0,9	0,8	0,6	0,9	3,8	5,1
	max	1,8	1,9	1,0	3,8	6,9	6,9
	N	7	7	7	7	7	7
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	med	55	23	15	5	4	3
	min	41	20	14	4	2	2
	max	69	29	17	7	6	5
	N	7	7	7	7	7	7

**Tabela 5.3.(a) – Resumo estatístico descritivo das variáveis microbiológicas, biológicas e químicas (macronutrientes), em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**

		a - ESTIAGEM					
		P <sub>0</sub>	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>
N-org (mgN/L)	med	2,70	2,89	2,12	1,51	1,29	1,20
	min	2,40	2,15	1,18	1,09	1,03	1,00
	max	2,98	3,27	3,15	1,95	1,70	1,52
	N	3	3	4	4	4	4
N-amôn (mgN/L)	med	11,54	15,52	18,61	4,03	0,00	0,00
	min	10,43	16,00	14,90	2,30	0,00	0,00
	max	12,20	17,57	22,20	5,68	0,00	0,00
	N	3	3	6	6	6	6
N-nít (mgN/L)	med	0,62	1,16	0,92	24,24	33,93	25,87
	min	0,53	0,63	0,55	20,00	24,00	16,22
	max	0,79	2,16	1,42	28,83	39,43	33,14
	N	3	3	6	6	6	6
PT (mgP/L)	med	2,78	3,27	3,43	3,25	3,09	2,48
	min	2,43	3,02	2,97	2,39	2,38	2,26
	max	3,45	3,68	3,95	3,95	3,47	2,73
	N	3	3	6	6	6	6
P - orto (mgP/L)	med	2,51	2,95	3,14	3,12	2,90	2,31
	min	2,21	2,89	2,81	2,37	2,33	2,24
	max	2,99	2,98	3,50	3,75	3,38	2,39
	N	3	3	6	6	6	6
CF (UFC/100ml)	med	4,4x10 <sup>6</sup>	6,3x10 <sup>6</sup>	1,2x10 <sup>6</sup>	5,8x10 <sup>4</sup>	1,0x10 <sup>4</sup>	4,6x10 <sup>3</sup>
	min	6,0x10 <sup>5</sup>	2,0x10 <sup>6</sup>	3,0x10 <sup>4</sup>	9,0x10 <sup>3</sup>	2,0x10 <sup>3</sup>	1,0x10 <sup>3</sup>
	max	1,0x10 <sup>7</sup>	3,0x10 <sup>7</sup>	3,0x10 <sup>6</sup>	4,0x10 <sup>5</sup>	9,0x10 <sup>4</sup>	3,0x10 <sup>4</sup>
	N	3	3	6	6	6	6
Cla "a" (µg/L)	med	19,0	31,6	30,7	39,5	51,0	64,7
	min	17,0	26,0	20,0	30,0	38,0	57,0
	max	23,0	35,0	42,0	52,0	38,0	75,0
	N	3	3	6	6	6	6

**Tabela 5.3.(b) – Resumo estatístico descritivo das variáveis microbiológicas biológicas e químicas (macronutrientes), em seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época da chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

		b - CHUVA					
		P <sub>0</sub>	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>
N-org (mgN/L)	med	2,32	2,78	2,44	1,64	1,25	1,18
	min	1,68	2,17	1,85	0,72	0,83	0,84
	max	3,03	3,39	3,30	3,30	1,64	1,57
	N	7	7	7	7	7	7
N-amôn (mgN/L)	med	10,95	15,71	13,78	3,38	0,29	0,00
	min	10,00	10,93	9,90	1,94	0,00	0,00
	max	13,40	20,00	15,34	7,87	1,43	0,00
	N	7	7	7	7	7	7
N-nít (mgN/L)	med	1,01	1,21	1,03	10,11	24,13	20,39
	min	0,00	0,42	0,50	5,21	13,35	11,59
	max	1,53	2,92	1,48	18,70	38,23	34,00
	N	7	7	7	7	7	7
PT (mgP/L)	med	2,67	3,10	2,97	2,78	2,47	2,43
	min	2,01	2,55	2,30	1,76	0,95	1,76
	max	3,11	3,55	3,46	3,34	3,39	3,18
	N	7	7	7	7	7	7
P-orto (mgP/L)	med	2,38	2,57	2,55	2,42	2,24	2,24
	min	1,54	2,00	1,97	1,68	0,60	1,57
	max	3,08	3,31	2,93	2,97	3,16	3,01
	N	7	7	7	7	7	7
CF (UFC/100ml)	med	9,9x10 <sup>5</sup>	1,9x10 <sup>6</sup>	1,0x10 <sup>6</sup>	4,1x10 <sup>3</sup>	2,7x10 <sup>3</sup>	1,7x10 <sup>3</sup>
	min	1,0x10 <sup>5</sup>	1,0x10 <sup>5</sup>	8,0x10 <sup>4</sup>	3,0x10 <sup>2</sup>	7,0x10 <sup>2</sup>	8,0x10 <sup>2</sup>
	max	1,0x10 <sup>7</sup>	1,2x10 <sup>7</sup>	5,1x10 <sup>7</sup>	1,0x10 <sup>5</sup>	1,0x10 <sup>4</sup>	3,7x10 <sup>3</sup>
	N	7	7	7	7	7	7
Cla "a" (µg/L)	med	16,4	28,7	42,1	44,3	52,1	62,6
	min	3,0	24,0	28,0	13,0	12,0	38,0
	max	26,0	36,0	56,0	64,0	70,0	77,0
	N	7	7	7	7	7	7

**Tabela 5.4 - Valores de  $K_1$  e  $L_0$  calculados através de três métodos em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB) no período de 20/05/97 a 23/10/97.**

Datas	Métodos	Mínimos quadrados (1)		Inclinação de Thomas (2)		Diferença de logaritmo (3)		$\Sigma^2$		
	Pontos	$K_1$	$L_0$	$K_1$	$L_0$	$K_1$	$L_0$	(1)	(2)	(3)
06/05/97	P <sub>1</sub>	0,12	39,06	0,11	40,55	0,13	37,95	0,35	0,48	0,43
	P <sub>2</sub>	0,19	15,22	0,19	15,22	0,14	17,48	0,69	0,69	1,59
	P <sub>3</sub>	0,22	4,71	0,21	4,79	0,18	5,03	0,06	0,06	0,09
	P <sub>4</sub>	0,08	7,00	0,09	6,33	0,07	8,06	0,03	0,05	0,05
	P <sub>5</sub>	0,08	5,53	0,09	5,19	0,07	6,21	0,04	0,05	0,05
20/05/97	P <sub>1</sub>	0,13	28,70	0,13	29,14	0,16	25,12	0,69	0,99	2,16
	P <sub>2</sub>	0,19	16,88	0,19	16,84	0,17	17,73	0,12	0,22	0,27
	P <sub>3</sub>	0,11	9,46	0,10	9,66	0,12	8,71	0,03	0,04	0,06
	P <sub>4</sub>	0,14	5,67	0,15	5,63	0,17	5,26	0,03	0,06	0,06
	P <sub>5</sub>	0,10	4,76	0,10	4,76	0,11	4,51	0,04	0,05	0,08
26/06/97	P <sub>1</sub>	0,13	30,43	0,13	30,74	0,10	35,93	1,80	1,84	3,19
	P <sub>2</sub>	0,06	32,76	0,06	32,08	0,08	27,41	0,42	0,57	0,65
	P <sub>3</sub>	0,08	11,28	0,08	11,52	0,08	10,65	0,02	0,03	0,03
	P <sub>4</sub>	0,07	9,64	0,08	9,13	0,12	6,64	0,23	0,33	0,42
	P <sub>5</sub>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15/07/97	P <sub>1</sub>	0,11	30,00	0,11	30,33	0,17	23,11	2,40	2,84	6,50
	P <sub>2</sub>	0,06	32,89	0,07	31,15	0,09	26,68	1,00	1,35	1,42
	P <sub>3</sub>	0,21	4,88	0,21	4,94	0,27	4,42	0,03	0,05	0,16
	P <sub>4</sub>	-	-	0,31	2,27	0,30	2,26	-	0,03	0,02
	P <sub>5</sub>	-	-	0,17	2,51	0,32	1,94	-	0,14	0,31
06/08/97	P <sub>1</sub>	0,11	29,37	0,11	29,98	0,15	25,20	0,68	0,93	2,02
	P <sub>2</sub>	0,19	15,47	0,19	15,61	0,17	16,34	0,23	0,28	0,40
	P <sub>3</sub>	-	-	-	-	0,29	56,5	-	-	0,24
	P <sub>4</sub>	0,22	4,41	0,24	4,28	0,16	5,05	0,05	0,07	0,15
	P <sub>5</sub>	0,07	5,09	0,06	5,86	0,06	6,37	0,04	0,05	0,05
26/09/97	P <sub>1</sub>	0,14	39,52	0,14	39,00	0,17	35,36	3,59	4,94	6,08
	P <sub>2</sub>	0,01	17,96	0,03	88,74	0,03	74,72	7,86	14,36	8,82
	P <sub>3</sub>	0,13	5,06	0,14	5,05	0,19	4,22	0,07	0,10	0,18
	P <sub>4</sub>	-	-	0,13	3,37	0,19	2,64	-	0,16	0,21
	P <sub>5</sub>	-	-	0,10	2,91	0,16	2,24	-	0,07	0,09
23/10/97	P <sub>1</sub>	0,18	21,15	0,18	21,29	0,18	21,20	0,04	0,16	0,04
	P <sub>2</sub>	0,20	15,58	0,20	15,67	0,19	15,72	0,09	0,15	0,09
	P <sub>3</sub>	0,14	6,57	0,13	69,4	0,22	5,38	0,09	0,11	0,42
	P <sub>4</sub>	0,20	3,86	0,18	4,06	0,26	3,53	0,04	0,05	0,09
	P <sub>5</sub>	0,14	3,96	0,13	4,20	0,12	4,26	0,03	0,04	0,04
06/11/97	P <sub>1</sub>	0,08	41,07	0,08	42,74	0,10	36,02	0,44	0,55	0,96
	P <sub>2</sub>	0,16	19,52	0,16	19,71	0,19	18,36	0,17	0,29	0,46
	P <sub>3</sub>	0,19	7,07	0,18	7,32	0,18	7,32	0,11	0,13	0,13
	P <sub>4</sub>	-	-	0,12	5,06	0,10	5,90	-	0,12	0,16
	P <sub>5</sub>	0,08	5,31	0,06	6,83	0,12	4,03	0,05	0,07	0,09

**Tabela 5.5 a – Valores médios de  $K_2$  (dia<sup>-1</sup>) a 20 °C, em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB), na época de estiagem.**

<b><math>K_2</math> (dia<sup>-1</sup>) a 20 °C (base 10),</b>					
	<b>P<sub>1</sub></b>	<b>P<sub>2</sub></b>	<b>P<sub>3</sub></b>	<b>P<sub>4</sub></b>	<b>P<sub>5</sub></b>
Coeficientes a, b e c	V = 0,33m/s	V = 0,34m/s	V = 0,25m/s	V = 0,29m/s	V = 0,11m/s
	H = 0,34m	H = 0,56m	H = 0,80m	H = 0,40m	H = 0,57m
Padden e Gloyna	2,80	1,69	0,94	0,94	0,75
O'Connor e Dobbins	4,69	2,25	1,13	3,45	1,24
Churchill, Elmore e Edwards	4,51	2,02	0,82	3,03	0,66
Langbein e Durum	3,09	1,64	0,75	2,19	0,52
Isaacs e Gaudy	3,45	1,68	0,72	0,72	0,53
Negulescu e Gloyna	4,62	3,10	1,76	3,61	1,17
Bansal	1,84	0,93	0,47	0,47	0,75
Benett e Rathbun	7,65	3,35	1,52	1,52	1,63
Owens, Edwards e Gibbs	8,09	3,28	1,38	5,49	1,49

**Tabela 5.5 b – Valores médios de  $K_2$  (dia<sup>-1</sup>) a 20 °C, em cinco pontos do Rio Bodocongó (PB), na época de chuva.**

<b><math>K_2</math> (dia<sup>-1</sup>) a 20 °C (base 10),</b>					
	<b>P<sub>1</sub></b>	<b>P<sub>2</sub></b>	<b>P<sub>3</sub></b>	<b>P<sub>4</sub></b>	<b>P<sub>5</sub></b>
Coeficientes a, b e c	V = 0,45m/s	V = 0,30m/s	V = 0,24m/s	V = 0,20m/s	V = 0,13m/s
	H = 0,34m	H = 0,56m	H = 0,85m	H = 0,69m	H = 0,88m
Padden e Gloyna	3,48	1,55	0,86	0,94	0,54
O'Connor e Dobbins	5,48	2,12	1,01	1,26	0,71
Churchill, Elmore e Edwards	6,09	1,79	0,72	0,85	0,37
Langbein e Durum	4,21	1,45	0,66	0,73	0,34
Isaacs e Gaudy	4,69	1,48	0,63	1,72	0,71
Negulescu e Gloyna	6,02	2,79	1,62	1,65	0,93
Bansal	2,22	0,86	0,42	0,51	0,54
Benett e Rathbun	9,24	3,11	1,34	1,70	0,87
Owens, Edwards e Gibbs	9,95	3,01	1,99	1,56	0,75



**Tabela 5.6 – Valores de F e Fc para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nas épocas de estiagem e chuva, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios dos cinco pontos amostrados no Rio Bodocongó (PB) ( $\alpha = 0,05$ ).**

Parâmetros analíticos	Valores de F e Fc			
	Estiagem		Chuva	
	F	Fc	F	Fc
Q (m <sup>3</sup> /s)	7,85	2,82	0,87	2,69
T (°C)	8,79	2,82	3,75	2,69
pH	14,36	2,82	14,59	2,69
OD (mg/L)	275,78	2,82	43,69	2,69
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	66,76	2,82	144,51	2,69
CF (UFC/100mL)	22,07	2,82	28,70	2,69
Cla "a" (µg/L)	25,41	2,82	6,34	2,69
N-org (mgN/L)	6,63	3,11	14,59	2,69
N-amôn (mgN/L)	164,53	2,82	99,30	2,69
N-nit (mgN/L)	56,21	2,82	20,67	2,69
PT (mgP/L)	4,83	2,82	1,94	2,69
P-orto (mgP/L)	5,23	2,82	0,55	2,69

**Tabela 5.7.a – Resultados da correlação de Pearson utilizando as variáveis físico- químicas e microbiológicas nos seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de estiagem (25/10/96 a 01/02/97; 26/09/97 a 23/10/97).**

	T	pH	OD	DBO <sub>5</sub>	CF	N-org	N-amó	N-nit	PT	P-orto	Cla	Tur	Trans
T	1												
pH	0,87*	1											
OD	0,91*	0,94**	1										
DBO <sub>5</sub>	-0,85*	-0,54	-0,71	1									
CF	-0,84*	-0,52	-0,58	0,79	1								
N-org	-0,95**	-0,71	-0,80	0,88*	0,95**	1							
N-amó	-0,86*	-0,83*	-0,92*	0,66	0,69	0,85*	1						
N-nit	0,89*	0,73	0,90*	-0,83*	-0,77	-0,91*	-0,95**	1					
PT	-0,58	-0,86	-0,68	0,09	0,26	0,41	0,65	-0,41	1				
P-orto	-0,30	-0,69	-0,45	-0,20	-0,06	0,07	0,36	-0,09	0,94**	1			
Cla	0,95**	0,89*	0,92**	-0,85*	-0,66	-0,85*	-0,78	0,82*	-0,56	-0,33	1		
Tur	-0,94**	-0,70	-0,80	0,88*	0,94**	0,99**	0,86*	-0,93**	0,39	0,04	-0,83*	1	
Trans	0,30	-0,09	-0,01	-0,53	-0,61	-0,50	-0,22	0,31	0,21	0,44	0,16	-0,51	1

$\alpha = 5\%$  (\*) e  $\alpha = 1\%$  (\*\*)

**Tabela 5.7.b – Resultados da correlação de Pearson utilizando as variáveis físico-químicas e microbiológicas nos seis pontos do Rio Bodocongó (PB) na época de chuva (11/03/97 a 06/08/97).**

	T	pH	OD	DBO <sub>5</sub>	CF	N-org	N-amó	N-nit	PT	P-orto	Cla	Tur	Trans
T	1												
pH	0,73	1											
OD	0,82*	0,94**	1										
DBO <sub>5</sub>	-0,95**	0,21	-0,63	1									
CF	-0,65	-0,71	-0,69	0,56	1								
N-org	-0,78	-0,83*	-0,88*	0,62	0,95**	1							
N-amó	-0,76	-0,81	-0,86*	0,60	0,95**	0,99**	1						
N-nit	-0,86*	0,77	0,91*	-0,68	-0,81	-0,94**	-0,93**	1					
PT	-0,48	-0,73	-0,79	0,24	0,82*	0,89*	0,88*	-0,83*	1				
P-orto	-0,53	-0,74	-0,83*	-0,28	0,81	0,91*	0,90*	-0,88*	0,99**	1			
Cla	0,94**	0,82	0,82*	-0,93**	-0,71	-0,79	-0,75	0,81*	-0,54	-0,55	1		
Tur	-0,77	-0,60	-0,64	0,81*	0,93**	0,90*	0,87*	-0,83*	0,70	0,70	-0,81*	1	
Trans	0,18	0,54	0,29	-0,32	-0,61	-0,45	-0,46	0,15	-0,32	-0,26	0,34	-0,38	1

$\alpha = 5\%$  (\*) e  $\alpha = 1\%$  (\*\*)

**Tabela 5.8 - Concentração de oxigênio dissolvido ao longo dos 48 km estudados no Rio Bodocongó (PB) – Simulação feita através do modelo de Streeter e Phelps a partir dos dados da quarta coleta (01/02/97).**

<b>Extensão do rio (km)</b>	<b>Tempo de percurso (dia)</b>	<b>Déficit de OD (mg/L)</b>	<b>Conc. de OD (mg/L)</b>
1	0,04	6,19	1,51
6	0,22	6,31	1,39
10	0,45	6,11	1,59
13	0,58	5,90	1,80
17	0,76	5,56	2,14
21	0,93	5,21	2,49
24	0,15	2,42	4,98
29	0,40	1,52	5,88
34	0,65	1,07	6,33
36	0,75	0,96	6,44
39	0,91	0,83	6,57
44	1,16	0,69	6,71
46	1,26	0,64	6,76
48	1,36	0,60	6,80

## CONCLUSÕES

A análise de variância seguida da aplicação do método GT-2 revelou que, entre os diferentes pontos ao longo da extensão do rio, as concentrações médias dos parâmetros estudados demonstraram haver diferenças estatisticamente significativas da qualidade da água, apresentando trechos com características bem definidas que evidenciaram as etapas do fenômeno de autodepuração.

Ao longo dos 48 km amostrados, o Rio Bodocongó apresentou uma redução significativa na concentração de DBO<sub>5</sub> e um aumento gradativo nos teores de OD, para as duas épocas climáticas estudadas, estando, no último ponto, completamente recuperado em relação aos teores de matéria orgânica e oxigênio dissolvido.

O Rio Bodocongó não apresentou condições sanitárias adequadas, pois apesar da redução ocorrida ao longo de todo trecho estudado, a concentração remanescente de CF é alta e não atende as exigências das legislações do CONAMA (20/86) para recreação de contato primário e da OMS (1989) para irrigação irrestrita ( $\leq 1000$  UFC / 100 mL). Visto os múltiplos usos deste rio, seria apropriado eliminar as descargas de esgoto bruto e também aumentar a eficiência da ETE-CG, pois o acréscimo de novas cargas poluidoras poderão trazer severas conseqüências a ecologia deste corpo hídrico, que já é bastante impactado em todo o seu percurso.

A comparação dos resultados de  $K_1$  e  $L_0$  fornecidos pelos métodos dos mínimos quadrados de Reed & Theriault, da inclinação de Thomas e da diferença de logaritmo, através do somatório dos quadrados dos residuais, demonstrou ser o método dos mínimos quadrados de Reed e Theriault o que apresentou uma melhor curva de ajustamento aos dados experimentais do Rio Bodocongó. Os valores do coeficiente de desoxigenação foram compatíveis com as características hidráulicas e físico-químicas do rio, situando-se entre os

limites citados na literatura para pequenos rios, com pouca turbulência e pequena profundidade e poluição orgânica em níveis encontrados em cursos d'água pouco poluídos.

Os resultados do coeficiente de reaeração do Rio Bodocongó fornecidos pelas diversas equações apresentaram-se acima da faixa usualmente citada na literatura e foram extremamente variáveis. O ponto P<sub>1</sub>, em virtude da maior velocidade da água neste trecho e da menor profundidade, apresentou os maiores coeficientes de reaeração enquanto no ponto P<sub>5</sub>, em função de uma menor velocidade, os valores de K<sub>2</sub> foram consideravelmente inferiores aos pontos anteriores.

A simulação da curva de OD no Rio Bodocongó, a partir dos dados obtidos na quarta coleta (01/02/97), mostrou pouca correlação entre os valores de OD encontrados em campo e os fornecidos pelo modelo de Streeter e Phelps no trecho compreendido entre os pontos P<sub>2</sub> e P<sub>3</sub> e boa correlação nos demais pontos.

Para cada corpo receptor há um limite de lançamento de matéria orgânica biodegradável e, dentro deste limite não existe método mais econômico para a disposição de despejos. Assim, a avaliação da capacidade de autodepuração de um curso d'água é de importância fundamental, pois esta é a base lógica para a determinação do grau de tratamento. Torna-se necessário, tão somente, determinar a carga orgânica que pode ser lançada de maneira a não prejudicar seus múltiplos usos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA (1994). *Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Guia do Saneamento no Brasil 1992/1993. Rio de Janeiro, ABES, n. 17, 551 p.
- ALMEIDA, E. (1979). *História de Campina Grande*. 2ª ed., Campina Grande (PB), Ed. Universitária/UFPB, 123 p.
- APHA-AWWA-WPCF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 19th edition, Washington, D.C., 953 p.
- AZEVEDO NETO, J.M. & ALVAREZ, G.A. (1982). *Manual de Hidráulica*. 7ª ed., São Paulo, Ed. Edgard Blücher Ltda.
- AZEVEDO NETO, J.M. (1988). Novos conceitos sobre eutrofização. *Rev. DAE, SABESP*, São Paulo, vol. 48, n. 151, p. 22 – 28.
- BARNES, D. & BLISS, P.J. (1983). *Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment*. 1th edition, London: E. & F. N. Spon Ltda., 146 p.
- BATALHA, B.H.L. & ROCHA, A.A. (1986). Autodepuração nos cursos d'água. *Rev. DAE, SABESP*, São Paulo, vol. 46, n. 144, p. 27 – 32.
- BONEY, A.D. (1976). *Phytoplankton: Studies in Biology*. London, Edwards Arnold, n. 52, 116 p.
- BONILHA, P.R.M. (1986). *Microrganismos indicadores de contaminação fecal e Enteropatogênicos em hortaliças e suas águas de irrigação*. São Paulo (SP), 81 p (Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Farmacêuticas – Universidade de São Carlos).
- BRANCO, C.W.C.A. (1991). *A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá – Brasília (DF)*, 332 p. (Dissertação de Mestrado – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília).

- BRANCO, S.M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*. 3<sup>a</sup> ed., São Paulo (SP), CETESB/ACETESB, 620 p.
- BRANCO, S.M. & ROCHA, A.A. (1977). *Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas*. São Paulo, CETESB/Edgard Blücher, 185 p.
- BRANCO, S.M. (1991). Qualidade e usos de água. In: *Hidrobiologia Ambiental*. São Paulo, Ed. Universidade de São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABHR), vol. 3, 441 p.
- CEBALLOS, B.S.O. (1995). *Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos no trópico semi-árido*. São Paulo (SP), 195 p. (Tese de Doutorado – Departamento de Microbiologia, Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo).
- CEBALLOS, B.S.O.; GARCIA, D.; PAZ, M.C.F.; CASTRO, L.; KÖNING, A. (1993a). Aspectos sanitários de um sistema de drenagem urbana e a disseminação de *V.Choleare*. *Resumos XVII Congresso de Microbiologia Sanitária*. Fortaleza – CE.
- CEBALLOS, B.S.O.; NÓBREGA, C.C.; ARAÚJO, A.M. (1993b). Indicadores biológicos na caracterização da autodepuração de um corpo aquático lótico no Nordeste do Brasil. *ABES, Natal (RN)*, vol. 2, Tomo III.
- CEBALLOS, B.S.O.; KÖNING, A.; LOMANS, B.; ATHAYDE, A.B.; PEARSON, H.W. (1995). Evaluation of a tropical single-cell waste stabilization pond system for irrigation. *Rev. Water Science & Technology*, vol. 31, n. 12, p. 267-273.
- CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE (1991). *Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de Sãn Juan*, Lima, Perú, OMS/OPS, 17 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1986). Resolução N° 20 – 18 de Junho de 1986. In: *Legislação de Conservação da Natureza*. 4<sup>a</sup> ed., São Paulo (SP), FBCN/CESP, 720 p.
- CONSÓRCIO JP/ENCO/TAHAL. (1994). *Plano diretor de águas e solos do município – Relatório Final*. Campina Grande (PB). Prefeitura Municipal de Campina Grande – Secretaria da Agricultura.

- DEL PICCHIA, W. (1975). Estudo de um modelo de autodepuração das águas dos rios em condições aeróbias e anaeróbias. *Rev. DAE, SABESP*, São Paulo, vol. 35, n. 99, p. 52-76.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS. (1985). *O DNOCS e o Novo Nordeste: Uma Perspectiva Histórica (1909-1984)*. Ministério do Interior, Fortaleza (CE), 296 p.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS. (1993). 2º Distrito de Engenharia Rural. *Ficha Técnica do Açude de Bodocongó*, João Pessoa (PB).
- ESTEVES, F.A. (1988). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP, 575 p.
- FAIR, G.M. (1936). The "log-difference" method of estimating the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. *Sewage Works Journal*. vol. 8, n. 3, p. 430-434.
- FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D.J.; GERELICK, H.; MARA, D.D. (1983). *Sanitation and Disease - Health Aspects of Excretas and Wastewater Management*, John Wiley & Sons LTD., Washington, D.C. 501 p.
- FERREIRA FILHO, S.S. (1991). Modelagem simplificada de qualidade de água pura para Reservatórios: Aplicação ao reservatório de Promissão. *Encarte Técnico da Rev. BIO* p. 70-76.
- GAUDY, A. & GAUDY, E. (1981). *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*. 1th edition, McGraw-Hill, 736 p.
- GELDREICH, E.E. (1966). Sanitary significance of fecal coliforms in the environment. *Journal Water Pollute Control Federation*, vol. 20, p. 122 - 30.
- GELDREICH, E.E.; BEST, L.C.; KENNER, B.A.; van DOSSEL, D.J. (1968). The bacteriological aspects of stormwater pollution. *Journal Water Pollute Control Federation*, vol. 40, p. 1861-72.
- GELDREICH, E.E. (1977). Microbial indicator of pollution. literature review. *Journal Water Pollute Control Federation*, p.1222 - 42.



- GELDREICH, E. E. (1991). Microbial water quality concerns for supply use. *Environ. Toxicol., Water Qual./Toxicity Assessment*, vol.6, p. 209 – 23.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. (1985). *Atlas Geográfico do Estado da Paraíba*. João Pessoa (PB), Secretaria do Estado da Paraíba/UFPB, 100 p.
- GOMES, L.A & CHAUDHRY, F.H. (1981). Aspectos qualitativos das águas de escoamento superficial urbano. In: *Anais do IV Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos*, Fortaleza (CE), vol.3, p. 541-57.
- HELLAWELL, J.M. (1986). *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental management*. Chichester, Elsevier Applied, 546 p.
- HYNES, H.B.N (1960). *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool, University Press, 550 p.
- HYNES, H.B.N. (1975). *The Ecology of Running Waters*. Ed. University of Toronto Press, 555 p.
- IDE, C.N. & de LUCA, S.J. (1985). Qualidade da drenagem pluvial urbana. In: *Anais do VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos e VI Simpósio Internacional de Recursos Hídricos em Regiões Metropolitanas*, vol. 3, p. 135-46.
- JONES, J.G. (1979). *A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in Fresh Water*. London, GB, Freshwater Biological Association - Scientific Publication, n. 39, 112 p.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. (1995). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. Rio de Janeiro. 3ª ed., ABES. 681 p.
- MARGALEF, R. (1986). *Limnologia*. Barcelona, Ed. Omega, 1030 p.
- MATHEUS, E.C.; GIANOTTI, E.O.; MORAES, A.J. (1989). Correlações entre Clorofila, STV e DQO. *Rev. DAE*, vol. 49, n. 154, p. 20 – 28.
- METCALF, L. & EDDY, H.P. (1991). *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse*. 3ª ed. New York, McGraw-Hill. 1335 p.

- MEYBECK, M.; CHAPMAN, D.V.; HELMER, R. (1989). *Global Freshwater Quality: A First Assessment*. WHO/UNEP. Ed.s. Cambridge, Massachusetts, Blackwell. 366 p.
- MINISTÉRIO DE DESENVOLVIMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE. (1986) *Classificação de águas Doces, Salobras e Salinas no Território Nacional*. Resolução N° 20 do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente,. Brasília, Brasil.
- MOLE, F. & CADIER, E. (1992). *Manual do Pequeno Açude*. UDENE/ORSTOM. 521 p.
- MONTEIRO, C.E. (1975). Autodepuração nos cursos d'água. *Curso sobre poluição das águas*. São Paulo, CETESB/ABES/BNH, cap. 6, 36 p.
- MOREDJO, A. (1998). *Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre os estados tróficos dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplânctônica como bioindicador*. João Pessoa (PB), 137 p. (Dissertação de Mestrado – Programa Regional de Pós Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - Universidade Federal da Paraíba)
- NORUSIS, M.J. (1992). *SPSS/PC for Windows Version 6.0 SPSS Inc. Chicago, Illinois*. 204 p.
- ODUM, E.P. (1971). *Fundamentos de Ecologia*. 4ª ed., Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian, 927 p.
- OLIVEIRA, F.G. (1994). *Autodepuração e monitoramento do Rio Pitimbu (RN)*. Natal (RN), 163 p. (Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química).
- PAYNE, A.I. (1986). *The Ecology of Tropical Lakes and Rivers*. Chichester, John Wiley & Sons, 301 p.
- RIOS, L. & CALIJURI, M.C. (1995). A bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão: Uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas. In: *Acta Limnológica Brasileira*, vol. VII, p. 151-161.
- RHEINHEIMER, G.(1980). *Aquatic Microbiology*. New York. Ed. John Wiley & Sons. 235p.

- RODIER, J. (1975). *L'analyse de L'eaux Naturelles, Eaux Residuals, Eaux de Mer*. 5<sup>a</sup> ed., Paris, Ed. Dunod, vol. 1, 629 p.
- SALVADOR, N.N.B.; SOUSA FILHO, J.; KAMADA, M.K. (1989). Modelo Computacional de Autodepuração de Rios. In: *Anais do XV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*, Belém (Pa), vol. 2. Tomo III, p. 252-275
- SARMENTO, R.; SERAFIM, A.J.; DORIGUETO, J.M.; DONATELLI, M.R. (1997). Determinação da capacidade de assimilação dos corpos de água para a disposição final dos efluentes domésticos e industriais. In: *Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES*. Salvador (Ba), p. 2044-2050.
- SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G.F (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition, International Student Edition, McGraw-Hill Book Company, 568 p.
- SCHÄFER, A. (1985). *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre, Ed. Universitária, 532 p.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. (1981). *Biometry – The Principles and Practise of Statistics in Biological Research*. 2th edition, San Francisco, W.H. Freeman and Company.
- SPERLING, E.v. (1997). Qualidade da água. In: *Recursos Hídricos e Desenvolvimento Sustentável da Agricultura*. Brasília (DF), MMA, SHR, ABEAS; Viçosa (MG), UFV, Departamento de Engenharia Agrícola, p. 89-113.
- SPERLING, M.v. (1983). *Autodepuração dos cursos d'água*. Belo Horizonte (MG), 366 p. (Dissertação de Mestrado da Universidade Federal de Minas Gerais).
- SPERLING, M.v. (1985). Dificuldades no cumprimento integral dos padrões de oxigênio dissolvido em cursos d'água. Necessidade de uma abordagem alternativa. In: *Anais do XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES*, Salvador (Ba).
- SPERLING, M.v. (1985). Avaliação de alguns métodos para o cálculo do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ). *Engenharia Sanitária*, ABES, Rio de Janeiro, vol. 24, n. 3, p. 370-374.

- SPERLING, M.v. (1996). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 240 p.
- WATANABE, T. (1981). *Flutuação sazonal e distribuição espacial do nano e micro Plâncton na Represa do Lobo (Broa), São Carlos, São Paulo*. São Paulo, 158 p. (Dissertação de Mestrado – Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos).
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Geneva, WHO, 72 p. (Technical Report Series 778).
- WRIGHT, S. (1981a). Alguns dados da física e da química das águas dos açudes nordestinos. *Publicado no Boletim da Inspeção Federal de Obras Contra as Secas (IFOCS)*, n. 39, p. 21–31.