

CELEIDE MARIA BELMONT SABINO MEIRA

“AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CÓRREGO
QUE ATRAVESSA O CAMPUS II DA UFPB”

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CAMPINA GRANDE-PB

1999

**“AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CÓRREGO
QUE ATRAVESSA O CAMPUS II DA UFPB”**

CELEIDE MARIA BELMONT SABINO MEIRA

“AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CÓRREGO
QUE ATRAVESSA O CAMPUS II DA UFPB”

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

Orientadores: Dr^a Annemarie Konig
Dr^a Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos

CAMPINA GRANDE-PB

1999



M514a	<p>Meira, Celeide Maria Belmont Sabino. "Avaliação da qualidade das águas do córrego que atravessa o campus II da UFPB / Celeide Maria Belmont Sabino Meira. - Campina Grande, 1999. 97 f.</p> <p>Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1999. "Orientação : Profa. Dra. Annemarie König, Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos". Referências.</p> <p>1. Água - Qualidade. 2. Águas Urbanas - Corpos Aquáticos - Poluição. 3. Córrego - Capacidade de Autodepuração. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. König, Annemarie. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título</p> <p>CDU 628.1(813.3)(043)</p>
-------	--

CELEIDE MARIA BELMONT SABINO MEIRA

“AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO CÓRREGO
QUE ATRAVESSA O CAMPUS II DA UFPB”

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA



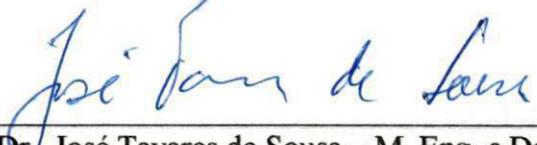
Dr^a Annemarie König – Ph.D.
Orientadora



Dr^a Beatriz Suzana Ovruski de Ceballos – Mestre e Doutora
Orientadora



Dr. Rui de Oliveira – M. Eng. e Ph.D.
Examinador



Dr. José Tavares de Sousa – M. Eng. e Doutor
Examinador

Dedico,
ao meu pai Manoel Sabino Filho e a
minha mãe Ceres de Belmont Sabino.

AGRADECIMENTOS

À Deus

Ao meu marido e meus filhos

As professoras Annemarie König e Beatriz S. O. de Ceballos

À Universidade Estadual da Paraíba

À Universidade Federal da Paraíba

E a todos que, de alguma forma,
contribuíram na elaboração desta dissertação.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

LISTA DE TABELAS

RESUMO

1.0 – INTRODUÇÃO	9
2.0 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1 – Poluição das águas superficiais	12
2.2 – Origem e composição do esgoto doméstico	13
2.3 – O esgoto de Campina Grande	16
2.4 – Autodepuração dos cursos d'água	16
2.5 – Digestão Anaeróbia	33
3.0 – MATERIAL E MÉTODOS	36
3.1 – Localização e descrição da área estudada	36
3.2 – Pontos de amostragem	39
3.3 – Metodologia da pesquisa	42
3.4 – Procedimento para coleta e preservação das amostras	43
3.5 – Parâmetros analisados e métodos analíticos	43
3.6 – Análise estatística	51
4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	52
4.1 – Parâmetros hidrológicos	52
4.2. – Parâmetros físico-químicos	55
4.3 – Parâmetros microbiológicos	76
4.4 – Parâmetros biológicos	78
5.0 – DISCUSSÃO	85

6.0 – CONCLUSÕES	90
7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 – Zonas de autodepuração	19
FIGURA 2 – Diagrama simples da curva de depressão de oxigênio	31
FIGURA 3 – Localização geográfica do Estado da Paraíba e do município de Campina Grande (PB)	37
FIGURA 4 – Vista aérea do Campus II da Universidade Federal da Paraíba Campina Grande/PB	38
FIGURA 5 – Localização dos pontos de coleta no ecossistema estudado.....	40
FIGURA 6 – Visualização dos pontos amostrados.....	41
FIGURA 7 – Precipitações pluviométricas mensais da cidade de Campina Grande (PB) no período de setembro/96 a agosto/98	53
FIGURA 8 – Valores médios de temperaturas nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setem- bro/96 a agosto/98	55
FIGURA 9 – Temperaturas da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	57
FIGURA 10 – Valores médios de condutividade elétrica nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	58
FIGURA 11 – Valores médios de oxigênio dissolvido nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	59

FIGURA 12 – Condutividade elétrica da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	60
FIGURA 13 – Valores médios de potencial hidrogeniônico nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	61
FIGURA 14 – Oxigênio dissolvido da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	62
FIGURA 15– Potencial hidrogeniônico da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	64
FIGURA 16 – Valores médios de demanda bioquímica de oxigênio nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	65
FIGURA 17 – Valores médios de fósforo total nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	66
FIGURA 18 – Demanda bioquímica de oxigênio nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	67
FIGURA 19 – Valores médios de ortofosfato solúvel nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	68
FIGURA 20 – Fósforo total nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	69
FIGURA 21 – Ortofosfato solúvel nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	70
FIGURA 22 – Valores médios de nitrogênio amoniacal nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	71

FIGURA 23 – Nitrogênio amoniacal nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98	73
FIGURA 24 – Valores médios de sólidos suspensos nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/97 a agosto/98.....	74
FIGURA 25 – Sólidos suspensos nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/97 a agosto/98	75
FIGURA 26 – Valores médios de coliformes fecais nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	76
FIGURA 27 – Valores médios de estreptococos fecais nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	78
FIGURA 28 – Valores médios de clorofila “a” nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.....	79
FIGURA 29 – Frequência relativa de gênero de algas nos pontos P1, P2, P3 e P4 no 1º ciclo anual (setembro/96 a agosto/97)	82
FIGURA 30 – Frequência relativa de gênero de algas nos pontos P1, P2, P3 e P4 no 2º ciclo anual (setembro/97 a agosto/98)	83

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Composição típica do esgoto doméstico em termos de DBO ₅ e DQO..	15
TABELA 2 – Características do Esgoto Bruto na cidade de Campina Grande	17
TABELA 3 – Valores típicos de K ₁ (base e, 20°C)	27
TABELA 4 – Valores de θ usados na correção de K ₁	28
TABELA 5 – Valores do coeficiente K ₂ segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C)	29
TABELA 6 – Valores do coeficiente de temperatura (θ)	30
TABELA 7 – Dados de precipitação pluviométrica no período estudado.....	52
TABELA 8 – Dados de vazão do ponto P3 no período de setembro/96 a agosto/98..	55
TABELA 9 – Matriz correlação de parâmetros estudados no período de seca	84
TABELA 10 – Matriz correlação de parâmetros estudados no período de chuva	84

RESUMO

A poluição dos corpos aquáticos que fazem parte dos sistemas de drenagem das águas urbanas das cidades brasileiras é um fenômeno freqüente. A degradação ambiental desses córregos, riachos, rios e açudes deve-se à presença de matéria orgânica que excede muitas vezes a sua capacidade de autodepuração. Neste trabalho, foram avaliados o comportamento de alguns parâmetros físico-químicos, microbiológicos e biológicos de um trecho do sistema de macrodrenagem, da cidade de Campina Grande (PB), que atravessa o Campus II da UFPB. O ecossistema aquático estudado é constituído por um córrego, à montante e a jusante de uma lagoa. Num percurso de 1 km, foram amostrados 4 pontos durante o período entre set/96 e ago/98. As análises revelaram elevados valores de condutividade elétrica (1946-1703 $\mu\text{mho/cm}$), matéria orgânica (142-10 mg/L), sólidos suspensos (123-8 mg/L), fósforo total (5,7-2,7 mg/L), ortofosfato solúvel (3,9-2,1 mg/L), amônia (36,6-18,6 mg/L) coliformes fecais ($1,9 \times 10^7$ - $5,4 \times 10^4$ UFC/100mL) e estreptococos fecais ($4,2 \times 10^6$ - $6,9 \times 10^3$ UFC/100mL) e baixos teores de oxigênio dissolvido ($< 2,0$ mg/L), evidenciando a presença de esgotos domésticos sem tratamento prévio. A lagoa atuou como um reator de efetivo tratamento, onde a sedimentação foi eficiente na remoção de DBO₅ (78%), sólidos suspensos (78%), coliformes fecais (77%) e estreptococos fecais (97%), porém, sem muita eficiência nos demais parâmetros. É interessante propor um manejo adequado para a despoluição do córrego, para que a lagoa reassuma sua função paisagística e que suas águas efluentes possam ser usadas na irrigação das áreas verdes do Campus.

ABSTRACT

The pollution of water reservoirs which constitute a part of urban drainage system is quite common in the Brazilian Cities. The environmental degradation of the streams, rivers and dams occurs due to the presence of organic matter in quantities beyond the inherent treatment capacity of the main water. In this research the evaluation has been done for some physic-chemical, microbiological and biological parameters for a 1 km section of the drainage system in Campina Grande which passes the Campus II of the Federal University of Paraiba. The aquatic ecosystem investigated comprises a stream followed by a lake and stream. Samples were collected at four points along the 1 km segment for investigation during a period extending from Sept/96 to Aug/98. The analysis revealed high values of electric conductivity (1946-1703 $\mu\text{mho/cm}$), organic matter (142-10 mg/L), suspended solids (123-8 mg/L), total phosphorous (5,7-2,7 mg/L), soluble orthophosphate (3,9-2,1 mg/L), ammonia (36,6-18,6 mg/L), faecal coliforms ($1,9 \times 10^7$ - $5,4 \times 10^4$ UFC/100mL) and faecal streptococci ($4,2 \times 10^6$ - $6,9 \times 10^3$ UFC/100mL) and low dissolved oxygen (< 2,0 mg/L). This implies the presence of domestic sewage without previous treatment. The aquatic ecosystem functioned as a biological reactor for effective treatment where sedimentation proved efficient in the removal of BOD₅ (78%), suspended solids (78%), faecal coliforms (77%) and faecal streptococci (97%). It is interesting to propose an adequate despollution management for this lake in order to reassume its paisagistic role and to provide water for the irrigation of Campus green areas.

1.0 – INTRODUÇÃO

As atividades humanas, principalmente as que consomem muita água, têm gerado grande quantidade de dejetos que nem sempre recebem tratamento adequado antes do seu lançamento no meio ambiente. Esses dejetos de origem doméstica e industrial contêm grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, além de detergentes sintéticos e metais pesados. Porém, a maior fonte de preocupação é a presença de microrganismos causadores de doenças, entre eles os vírus, as bactérias, os protozoários e os helmintos.

As águas superficiais que atravessam zonas urbanas, geralmente, não são identificadas pela população como focos transmissores de doenças. Devido à falta de expansão das redes coletoras de esgotos, os córregos, os riachos, os rios e os açudes tornaram-se receptores desses dejetos, tratados ou não.

O excesso de matéria orgânica, ao ser lançada na água, causa severas modificações na biota, ocasionando forte desequilíbrio expressado pela decrescente e até ausência de oxigênio, aumento dos teores de nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo) e altos teores de microrganismos indicadores de poluição fecal. Apesar dos impactos dos dejetos orgânicos, a natureza busca o retorno ao estado de equilíbrio através de mecanismos físicos, químicos e biológicos, intrínsecos à sua dinâmica.

Em condições normais, as águas superficiais que recebem uma descarga orgânica, estabilizam-se gradativamente, mediante processos naturais que ocorrem ao longo do seu curso. Estes processos são físicos (sedimentação), químicos (precipitação e oxidação) e biológicos (decomposição) e fazem parte do processo de autodepuração. Para que este fenômeno seja bem sucedido, deve haver a remoção dos poluentes biodegradáveis que dependem da disponibilidade de oxigênio. Se as cargas poluidoras recebidas excederem o suprimento de oxigênio, poderá resultar em condições desfavoráveis à autodepuração no curso d'água, causando sua morte pela ausência de oxigênio. Para reverter esta situação,

é necessário o comprometimento de toda a sociedade, no sentido de preservar os recursos hídricos para o bem estar das populações.

Neste contexto, o trabalho tem por objetivos:

- Avaliar o comportamento de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e biológicos ao longo de um trecho do sistema de macrodrenagem, da cidade de Campina Grande, exemplificado pelo córrego que atravessa o Campus II da UFPB.
- Avaliar o fenômeno de autodepuração no mesmo trecho, analisando se a qualidade da água eventualmente depurada reúne condições para irrigação irrestrita.

2.0 – REVISÃO DE LITERATURA

A água é uma substância essencial à vida dos seres vivos, contribuindo fundamentalmente na estrutura dos organismos. Ela faz parte da composição celular de maneira preponderante, constituindo cerca de 2/3 do peso corporal do homem (Branco,1986).

A terra tem $\frac{3}{4}$ da sua superfície coberta com água. Deste total, 97% está concentrada nos mares e oceanos e apenas 3% é água doce. Desta, 75% está congelada nas calotas polares (geleiras) e dos 25% restantes, 98,8% são águas subterrâneas, ficando apenas 1,2% em rios, lagos e lagoas (Ceballos, 1995; Ehrlich & Ehrlich, 1974).

A região Nordeste do Brasil possui uma extensão territorial de 1.561.177,8 km², 18,2% da área total do território, e se caracteriza pelos seus escassos recursos hídricos (Michalany, 1994). Nesta região, predomina o clima semi-árido com médias térmicas elevadas, em torno de 25°C, com chuvas irregulares e concentradas em poucos meses do ano (Silva *et al.*, 1987). Essa distribuição natural gera numerosos problemas econômicos e sociais tais como corpos aquáticos de pequeno porte que apresentam um comportamento intermitente ou temporário, ficando cheios apenas no período das chuvas e, muitas vezes, secando completamente durante a estiagem. Devido à precariedade de recursos hídricos, a água constitui um problema vital para o nordestino.

A ocorrência da seca no Nordeste tem se tornado um quadro cotidiano. A seca é definida como a falta de água numa região e é causada pela ausência, insuficiência, interrupção ou má distribuição das chuvas (Guerra, 1981). No sentido econômico, a seca é definida como um fenômeno de depressão, tendo como marco a paralisação da produção agro-pastoril e o desemprego (Rosado,1985). O transtorno causado pela seca se reflete diretamente no incremento de migrações (retirantes) em busca de outras regiões.

O Estado da Paraíba possui uma extensão territorial de 51.958,2 km² (0,63% do território nacional) e uma população de 3.200.620 habitantes, segundo o censo de 1991 (Michalany, 1994). Aproximadamente 99% do seu território é atingido pela seca periódica (Vicente & Carneiro, 1993).

2.1 – POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

Águas superficiais são as que escoam no terreno sob a ação da gravidade ou que permanecem estagnadas em depressões da crosta terrestre, excetuando os oceanos e mares (Dacach, 1975).

O aspecto básico fundamental, ao nos depararmos com um problema de poluição, é a escolha do ângulo sob o qual esse problema deve ser encarado. A definição do que é poluição varia de acordo com a formação do observador. Daí, a falta de entendimento entre o ecologista puro, o piscicultor, o sanitarista ou o homem comum (Branco, 1974).

O conceito primitivo de poluição baseia-se, exclusivamente, nas características físicas e organolépticas da água. Na antiguidade, o homem procurava para consumo as águas limpas, transparentes, sem cheiro e sem sabor. Águas escuras sempre foram associadas a doenças (Azevedo Netto & Alvarez, 1982).

A descoberta dos microrganismos por Leewenhoek, em 1683, foi o primeiro passo para que Koch, Pasteur e outros pesquisadores, na segunda metade do século passado, constatassem que muitos destes microrganismos eram causadores de enfermidades. Estes conceitos serviram de base científica para elaboração de normas de proteção de mananciais e da qualidade da água potável (Branco, 1986; Ceballos, 1995; Snow, 1990).

Atualmente, sabe-se que a qualidade das águas superficiais está sujeita a alterações naturais e artificiais que influenciam nas suas características físico-químicas e biológicas. Entre os diferentes fatores naturais se destacam a chuva (pelo poder de arraste de detritos, folhas, solo e fertilizantes químicos inorgânicos e orgânicos que escoam superficialmente), a intensidade de insolação (o aumento da temperatura ambiente estimula a evaporação intensa e, com isso, a concentração de sais aumenta e, simultaneamente, diminui a concentração dos gases dissolvidos) e os ventos (que transportam poeira, sementes e esporos de fungos para o interior dos corpos aquáticos). Os animais, ao terem acesso aos

mananciais para beber contribuem na contaminação, através da deposição de fezes e urina. O homem, como usuário dessa água, pode contaminá-la através da coleta, com utilização de recipientes mal higienizados (Diniz, 1994).

As descargas poluidoras estão constituídas pelos despejos dos esgotos sanitários, industriais e agrícolas, os quais alteram a qualidade da água de um rio ou lago, tornando-a inaceitável para usos mais nobres, como consumo humano e irrigação irrestrita (Metcalf & Eddy, 1991).

A poluição dos cursos de água é causada por nutrientes, substâncias químicas orgânicas e inorgânicas e microrganismos patogênicos. Os nutrientes (fósforo e nitrogênio) têm seus pontos de origem o esgoto doméstico (27,8%), telhados (22,2%), ruas (22,2%), infiltrações (18,5%) e indústria (9,3%) (Herrmann & Klauss, 1997).

As águas superficiais freqüentemente apresentam diversos microrganismos dentre os quais se destacam os patogênicos. Estes, veiculados pela água, entram no organismo humano (Cairncross, 1984). De acordo com Sewell (1978) e Ceballos (1990), as doenças de veiculação hídrica são responsáveis por altas taxas de morbidade e mortalidade nos países subdesenvolvidos. Os microrganismos patogênicos responsáveis por essas doenças atingem a água com as excretas das pessoas doentes e dos animais infectados.

2.2 – ORIGEM E COMPOSIÇÃO DO ESGOTO DOMÉSTICO

A água que era usada quase que exclusivamente para mitigar a sede, preparar alimentos e banhar o corpo, foi ampliando seu campo de aplicação em benefício do homem, com a implantação do sistema de abastecimento de água (Dacach, 1975). As atividades agrícolas consomem 69% da água utilizada pelo homem contra 23% da indústria e 8% do consumo doméstico (Mancuso *et al.*, 1992).

A expressão “águas residuárias” designa os despejos líquidos resultantes das várias atividades humanas, podendo, de acordo com a atividade predominante, ser classificadas em domésticas, industriais, comerciais e agrícolas (Azevedo Netto, 1977; Mara, 1976).

As águas residuárias domésticas ou esgotos domésticos são formados por águas servidas, resultantes basicamente de atividades de preparação de alimento, de limpeza das habitações e asseio corporal, assim como de descarga de fezes e urina por via hídrica

(Pessoa e Jordão, 1982). A composição e a concentração das águas residuárias domésticas dependem da qualidade e da quantidade da água consumida e da quantidade de material orgânico produzido diariamente pelos indivíduos e variam com a hora do dia, o dia da semana, a estação do ano, características locais e do sistema de esgoto sanitário. Em países onde o consumo de água é alto (350-400 L/hab.dia) como os Estados Unidos, a DBO_5 varia de 200 a 250 mg/L, enquanto que nos países tropicais, onde o consumo é bem menor (40 a 100 L/hab.dia), a DBO_5 média é em torno de 400 a 700 mg/L. Portanto, o poder poluente das águas residuárias nos países tropicais é, geralmente, bem maior (Silva e Mara, 1979).

O esgoto doméstico é constituído por cerca de 99,9% de água e 0,1% de material sólido, sendo que aproximadamente 70% deste são sólidos orgânicos, geralmente proteínas, carboidratos e gorduras e 30% correspondem a resíduos inorgânicos como areia, sais e metais provenientes de lavagens de piso, do encaminhamento de águas de chuvas e de águas de infiltração no solo que atinge a rede (Mara, 1976).

As águas residuárias recém produzidas são denominadas de “esgotos frescos” quando se constituem de um líquido turvo de coloração acinzentada, odor de mofo e baixa concentração de oxigênio dissolvido. São chamadas de “esgoto velho” quando a sua cor é escura e exala maus odores, como consequência do desprendimento de gases (amônia, mercaptanas, sulfeto de hidrogênio) pela decomposição anaeróbia.

Em geral, o esgoto é caracterizado pela concentração de matéria orgânica presente, que é normalmente expressa em termos de demanda bioquímica de oxigênio exercida pela matéria residuária durante a oxidação. Os parâmetros comumente utilizados para analisar essa concentração são DQO (quando os resíduos orgânicos são oxidados quimicamente) e DBO (quando a matéria orgânica é oxidada biologicamente) (von Sperling, 1995).

A Tabela 1 mostra a composição típica do esgoto doméstico. Em termos de DBO_5 e DQO, Mara (1976) classificou os esgotos domésticos como de concentração fraca, média, forte, muito forte. Posteriormente, Pessoa e Jordão (1982) e Metcalf & Eddy (1991) classificaram como de concentração fraca, média e forte.

Os esgotos domésticos, que contêm nutrientes como nitrogênio e fósforo, quando lançados no corpo aquático, podem provocar o fenômeno de eutrofização, poluindo e tornando o corpo aquático impróprio para o abastecimento público, recreação e, em último estágio de poluição, causando até mesmo a morte deste.

Tabela 1 – Composição típica do esgoto doméstico

	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	N-Am (mg/L)	Pt (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SS (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)	SSed (mg/L)
MARA (1976)											
Fraco	< 200	< 400	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Médio	350	700	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Forte	500	1.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Muito Forte	>750	> 1.500	-	-	-	-	-	-	-	-	-
METCALF & EDDY (1991)											
Fraco	110	250	12	4	350	-	-	100	20	80	5
Médio	220	500	25	8	720	-	-	220	55	165	10
Forte	400	1.000	50	15	1.200	-	-	350	75	275	20
PESSOA & JORDÃO(1982)											
Fraco	100	-	-	-	200	80	120	100	30	70	-
Médio	200	-	-	-	500	150	350	300	50	250	-
Forte	300	-	-	-	1.000	300	700	500	100	400	-

Fonte: Adaptado de: Mara (1976), Metcalf & Eddy (1991) e Pessoa e Jordão (1982)

DBO₅: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, N-Am: Nitrogênio amoniacal, Pt: fósforo Total, ST: sólidos totais, STF: sólidos totais fixo, STV: sólidos totais voláteis, SS: sólidos suspensos, SSF: sólidos suspensos fixos, SSV: sólidos suspensos voláteis, SSed: sólidos sedimentáveis.

O objetivo principal do tratamento de esgoto é corrigir as suas características indesejáveis, de tal maneira que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com a legislação vigente (van Haandel & Lettinga, 1994).

Tratar esgoto é, principalmente, oxidá-lo. É transformar seus componentes em compostos simples, em sais minerais e em gás carbônico através de reações enzimáticas promovidas por microrganismos que se desenvolvem e proliferam rapidamente no esgoto rico em substâncias orgânicas que lhes servem de alimento. Esse processo pode ser observado na própria natureza, no decurso de um rio ou no volume de um lago poluído por despejos orgânicos. É a chamada autodepuração dos cursos d'água (Branco, 1986).

2.3 – O ESGOTO DE CAMPINA GRANDE

O esgoto bruto da cidade de Campina Grande vem sendo alvo de estudo e pesquisa há alguns anos. A Tabela 2 apresenta as características deste esgoto conforme alguns autores e, se compararmos estes resultados com os mostrados na Tabela 1, pode-se caracterizá-lo como um esgoto de concentração fraca.

2.4 – AUTODEPURAÇÃO DOS CURSOS D'ÁGUA

2.4.1 – Conceito de autodepuração

A matéria poluidora que atinge um curso d'água sofre um processo natural de depuração que inclui, principalmente, a diluição, a sedimentação e a estabilização química. Esse processo recebe o nome de autodepuração (Branco, 1986). Deve-se considerar que uma água está depurada quando as suas características não mais são conflitantes com a utilização prevista para cada trecho do corpo d'água. Isto, considerando-se que depuração absoluta não existe. O ecossistema chega a atingir novamente o equilíbrio, mas em

Tabela 2 – Características do Esgoto Bruto na cidade de Campina Grande/PB

<i>Parâmetro</i>	Silva, 1982 Jun/77-Dez/81 Amostra Pontual	Florentino,1993 Jan-Set/91 Amostra Composta	Da Silva,1992 Ago-Nov/91 Amostra Composta	Araújo,1993 Nov/91-Out/92 Amostra Composta	Nascimento Jr, 1998 Abr/94-Mar/95 Amostra composta
Temperatura (°C)	26,5 24,2 – 28,1	24,0 21,0 – 26,0	26,0 23,0 – 27,0	ND	ND
Potencial hidrogeniônico (pH)	7,66 7,35 – 8,06	7,6 7,4 – 8,0	7,2 6,9 – 7,6	7,3 6,5 – 7,9	7,6 6,5 – 8,6
Condutividade elétrica (µmho/cm)	1650 1394 – 1838	ND	ND	ND	ND
Oxigênio dissolvido (mg/L)	ND	3,4 0,3 – 5,6	0,1 0,0 – 0,3	0,2 0,0 – 3,9	ND
Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)	249 105 - 358	108 64 - 232	242 148 – 334	186 101 – 389	240 97 – 498
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	43,9 29,2 - 54,5	ND	ND	ND	23,8 7,2 – 39,9
Fósforo total (mg/L)	6,84 4,50 - 9,70	ND	4,9 3,6 – 6,9	5,4 1,7 – 9,1	5,3 1,7 – 8,8
Ortofosfato solúvel (mg/L)	3,38 2,51 - 4,38	ND	2,3 1,6 – 3,2	2,4 0,5 – 4,8	2,6 0,2 – 4,6
Sólidos suspensos Total (mg/L)	297 160 - 405	99 9 – 228	ND	ND	298 118 – 740
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	239 167 – 292	ND	ND	ND	ND
Coliformes fecais (UFC/100mL)	4,0 x 10 ⁷ 0,2 x 10 ⁷ - 8,4 x 10 ⁷	ND	ND	ND	ND
Estreptococos fecais (UFC/100mL)	6,8 x 10 ⁶ 2,6 x 10 ⁶ - 1,2 x 10 ⁷	1,3 x 10 ⁷ 1,2 x 10 ⁶ – 4,0 x 10 ⁷	ND	ND	ND

Fonte: Silva,1982; Florentino,1993; da Silva,1992; Araujo,1993; Nascimento Jr. 1998.

condições diferentes da anterior, devido ao incremento da concentração de determinados constituintes, oriundos de transformações de componentes introduzidos pelas águas residuárias, com reflexos nas populações aquáticas (von Sperling, 1983).

2.4.2 – Aspectos ecológicos da autodepuração

Segundo von Sperling (1995), a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, uma vez que após a entrada da fonte de poluição no corpo aquático, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Há uma seqüência sistemática de substituição de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais. A autodepuração é um processo que se desenvolve ao longo do tempo e, considerando a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal, tem-se que os estágios de sucessão ecológica podem ser associados a zonas fisicamente identificáveis.

De acordo com Suter e Wipple (1954) *apud* Branco (1974), podem ser reconhecidas quatro zonas de autodepuração ao longo de um curso d'água que recebe forte contribuição de esgoto: Zona de Degradação, Zona de Decomposição Ativa, Zona de Recuperação e Zona de Águas Limpas. Suter denomina as Zonas de Degradação e de Decomposição Ativa de Zona de Poluição Recente e Zona Séptica, respectivamente. No entanto, as denominações atribuídas por Wipple são as que merecem a consagração do uso. Além disso, a zona de decomposição ativa não é necessariamente séptica, não chegando, às vezes, sequer a ser anaeróbia.

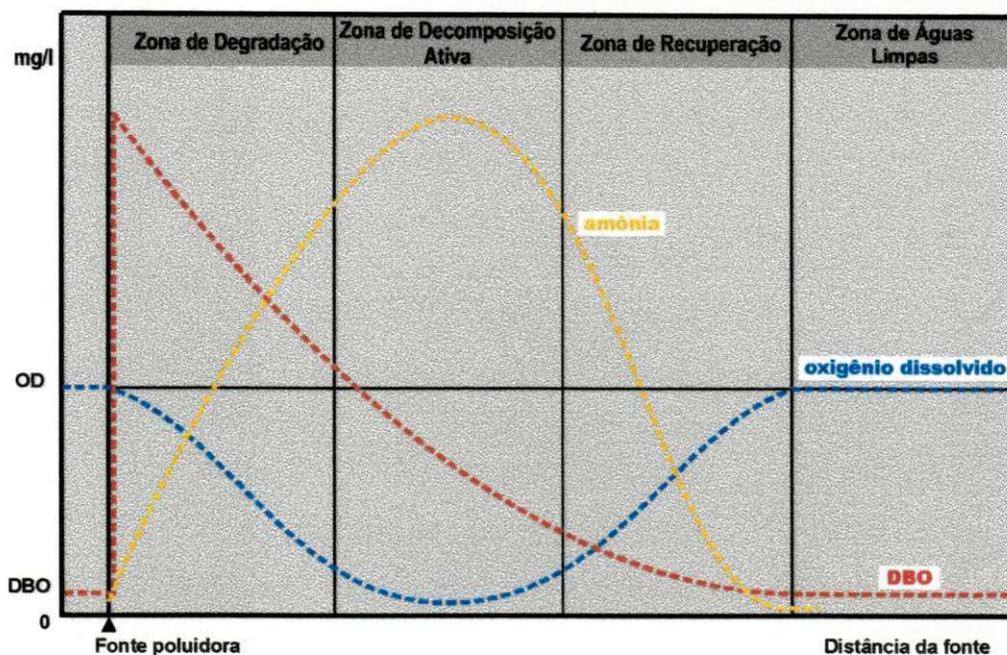


Figura 1 – Zonas de autodepuração.

ZONA DE DEGRADAÇÃO

Ao ocorrer o lançamento de despejos orgânicos, em um corpo d'água, tem início a zona de degradação. A água torna-se imediatamente muito turva, de cor acinzentada, havendo formação de depósitos de partículas no fundo. A principal característica química é a alta concentração de matéria orgânica e o processo de decomposição da matéria orgânica, acionado por organismos, pode ter início lento, dependendo da adaptabilidade dos seres decompositores ao substrato fornecido. O teor de gás carbônico segue uma curva inversa à de oxigênio dissolvido e o teor de compostos nitrogenados complexos é também elevado. Proteínas e outras formas de nitrogênio orgânico existem no ponto de lançamento mas são logo oxidados, dando lugar à amônia que cresce progressivamente, em concentração. Há uma diminuição do número de espécies de seres vivos e aumento do número de indivíduos de cada espécie. A demanda bioquímica de oxigênio, produzida por esse material orgânico em decomposição, atinge um máximo no ponto do lançamento, decrescendo em seguida. No ponto onde o oxigênio dissolvido começa a reduzir-se até os 40% de saturação, inicia-se a zona seguinte.

ZONA DE DECOMPOSIÇÃO ATIVA

Esta zona somente pode ser reconhecida em águas que recebem uma forte carga de esgotos. Caracteriza-se por apresentar acentuada cor cinza e depósitos de lodos escuros, no fundo, com ativo odor fétido. Na porção média desta zona, o oxigênio dissolvido pode ser consumido totalmente pelas bactérias, fungos e outros organismos aeróbios, instalando-se condições de anaerobiose em toda a massa d'água ou, pelo menos, nos pontos de maior concentração de lodo orgânico. O nitrogênio é encontrado em grande quantidade ainda na forma orgânica mas, predominantemente, na forma de N-amoniacal, que pode ter iniciada sua oxidação a nitritos. O número de bactérias entéricas diminui rapidamente no decorrer desta zona. À medida em que o oxigênio torna a elevar-se, surgem outros microrganismos. No entanto, a macrofauna é ainda restrita em espécies. No momento em que o oxigênio dissolvido atinge os 40% de saturação, inicia-se a zona seguinte.

ZONA DE RECUPERAÇÃO

Na medida em que a concentração de oxigênio dissolvido começa a aumentar, as águas se apresentam mais claras e os depósitos que sedimentam no fundo têm textura mais granulada, apresentando desprendimento de odores. Entre os compostos de nitrogênio, predominam as formas mais oxidadas. O nitrogênio na forma amoniacal é convertido a nitritos e estes a nitratos. Os compostos de fósforo são transformados em fosfatos. O número de bactérias é, ainda, bastante reduzido.

ZONA DE ÁGUAS LIMPAS

As águas apresentam-se novamente limpas, voltando às condições anteriores à poluição, pelo menos no que diz respeito ao teor de oxigênio dissolvido, à DBO e aos índices bacteriológicos. Na massa líquida há a predominância de formas oxidadas e estáveis dos compostos minerais, embora o lodo do fundo não esteja necessariamente estabilizado.

A escolha dos parâmetros para avaliação da autodepuração está atrelada à idéia de que o conceito de autodepuração não é absoluto e, sim, relativo, dependendo da finalidade a ser dada ou da utilização que se pretende fazer da água. Os parâmetros ideais de autodepuração seriam aqueles que permitissem observar ou avaliar quantitativamente os vários estágios de evolução do meio, no sentido prático da sua utilização. Do ponto de vista ecológico, a flutuação da concentração de oxigênio dissolvido ou dos déficits de

saturação de oxigênio é valiosa, por permitir a apreciação, até certo ponto, da evolução do processo de autodepuração. Outra informação útil nesta avaliação é o da variação do índice de coliformes. Esta não permite a avaliação da evolução ecológica do sistema, mas reflete a depuração do ponto de vista da contaminação fecal (Branco, 1986).

2.4.3 – Concentração de oxigênio dissolvido num curso d'água

Considerando-se qualquer massa d'água isenta de matérias redutoras (despejos, matéria orgânica em decomposição), tem-se que a sua concentração de oxigênio dissolvido está em permanente equilíbrio com a pressão parcial do oxigênio atmosférico. Essa concentração é proporcional à temperatura da água e pode ser expressa em termos de porcentagem de saturação. Ao receber uma carga poluidora, parte do oxigênio dissolvido será utilizado na oxidação biológica da matéria introduzida, resultando num déficit de oxigênio. Posteriormente, este déficit tende a ser compensado pela reaeração, a partir de oxigênio atmosférico e pela reoxigenação, a partir da produção fotossintética.

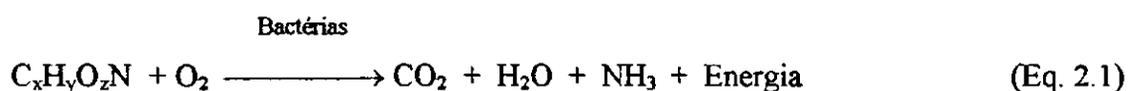
2.4.3.1 – Consumidores de oxigênio dissolvido

Oxidação da matéria orgânica

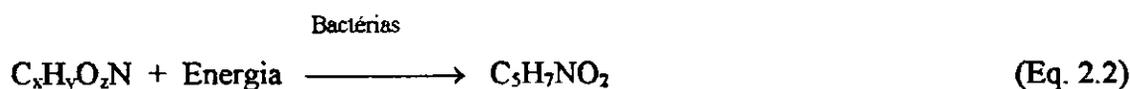
O processo aeróbio de decomposição envolve mecanismos de respiração aeróbia. A ação biológica é exercida por bactérias aeróbias e aeróbio-facultativas. No metabolismo aeróbio, grande parte da matéria orgânica é estabilizada por microrganismos que utilizam o oxigênio dissolvido do meio, como receptor final de elétrons, na oxidação da matéria orgânica. Nesta respiração, há formação de CO₂ e água e sais minerais, com aproveitamento da energia liberada. Uma parte da matéria orgânica assimilada pelos organismos é usada para a formação de novas células, havendo a incorporação de vários elementos químicos tais como fósforo, nitrogênio e carbono, entre outros (Gotaas, 1956 *apud* Sousa, 1994).

Segundo Ros (1993), o metabolismo das bactérias heterotróficas aeróbias pode ser entendido como a soma de três atividades:

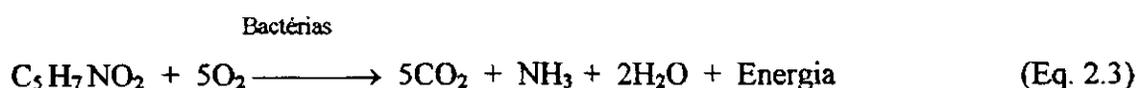
- a) através da membrana celular, o substrato é removido do meio para o interior do organismo, seja de compostos dissolvidos do meio, seja de compostos previamente adsorvidos e solubilizados pelas enzimas produzidas pelo organismo. Parte do substrato introduzido na célula é transformado quimicamente em produtos finais estáveis. Esse processo é acompanhado de liberação de energia que é utilizada pelo organismo para desempenhar suas funções vitais como mobilidade, transporte para o interior da célula, etc. Essa transformação química do substrato é denominada **Catabolismo**.



- b) outra parte do substrato orgânico introduzida na célula é utilizada para a formação (biossíntese) de material celular. A biossíntese dá-se através de reações bioquímicas que utilizam os compostos adsorvidos e enzimas catalisadoras produzidas pelas próprias células. Essas enzimas são essenciais para o metabolismo e são específicas para o substrato. O processo de biossíntese de material celular denomina-se **anabolismo** e é expressado através da seguinte equação:



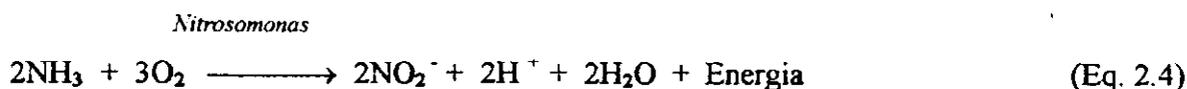
- c) sob circunstâncias extremas o organismo oxida seu próprio material celular, num processo denominado **respiração endógena**. Na respiração endógena, como no catabolismo, há liberação de energia.



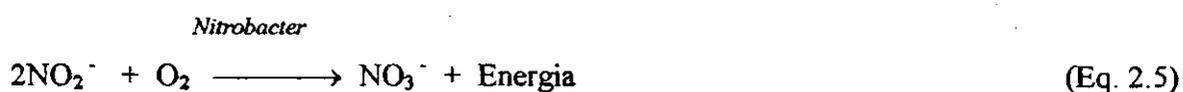
Nitrificação

A uréia é a forma principal em que o corpo humano expele o excesso de nitrogênio, sendo rapidamente hidrolizada, transformando-se em amônia. Nitrificação é a biooxidação da amônia em nitrato. Tal conversão é realizada por intermédio da atividade de bactérias nitrificantes e consiste na transformação do nitrogênio amoniacal, resultante da decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados (oxidação carbonácea), em nitrogênio nitroso (nitritos) ou até nítrico (nitrato), cuja forma é estável.

Segundo Barnes e Bliss (1983), na primeira etapa a amônia é oxidada para nitrito por intermédio de bactérias do gênero *Nitrosomonas*:



em seguida, as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito para nitrato



A determinação das concentrações destes compostos fornece indicações sobre o estágio evolutivo da poluição. Se esta é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na forma de nitrato (Branco, 1986).

Demanda Bentônica

A matéria em suspensão presente nas águas residuárias pode vir a sedimentar em determinados trechos de um curso d'água, formando uma camada de lodo no fundo. Estes depósitos apresentam uma camada superficial, aeróbia, de espessura não superior a alguns milímetros e uma inferior, anaeróbia (von Sperling, 1995).

Segundo Bowman e Delfuno *apud* Wetzel (1983), os dados sobre o oxigênio consumido pela comunidade bentônica de que fazem parte bactérias, algas e outros micro e macrorganismos, fornecem informações sobre as taxas de respiração nos sedimentos, desde que possa ser identificada para cada componente da comunidade a sua própria utilização de oxigênio e sejam feitas correções para absorção abiótica de oxigênio.

Demanda Química de Oxigênio

Este consumo de oxigênio ocorre principalmente no caso de despejos industriais contendo produtos químicos que exercem uma demanda 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).

2.4.3.2 – Produtores de oxigênio

Reaeração Atmosférica

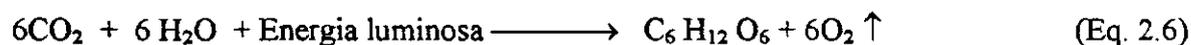
A transferência de gases é um fenômeno físico, através do qual moléculas de gases são intercambiadas na interface entre o líquido e o gás. Uma película extremamente delgada da água superficial, em contato com a atmosfera, mantém-se permanentemente rica em oxigênio, ainda quando existe intensa poluição das camadas adjacentes. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com o gás nas condições dadas (Peavy *at al.*, 1986). Segundo Popel *apud* Branco (1986), a transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida dá-se, basicamente, através de dois mecanismos:

a) difusão molecular - esta pode ser descrita como a tendência de qualquer substância de se distribuir uniformemente por todo o espaço disponível para ela. No entanto, este mecanismo é muito lento, requerendo muito tempo para que um gás atinja as camadas mais profundas de um corpo d'água.

b) difusão turbulenta - este mecanismo envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interfaces (através das interfaces ocorrem os intercâmbios gasosos) e renovação destas interfaces (evita pontos de saturação localizada e conduz o gás para as várias profundidades do meio da massa líquida).

Fotossíntese

A fotossíntese é um processo biológico básico pelo qual os vegetais e os organismos clorofilados sintetizam a matéria orgânica na presença de energia luminosa, segundo a seguinte equação simplificada:



A principal consequência desse processo é a liberação de oxigênio puro durante os processos fotossintéticos dos organismos clorofilados, com repercussão favorável no balanço do oxigênio dissolvido no curso d'água. Em determinados rios, com pequena correnteza, a fotossíntese é o principal agente produtor de oxigênio, superior mesmo à reaeração atmosférica. (Branco, 1983).

Diversos fatores afetam a velocidade da fotossíntese além da presença imprescindível da luz, um suplemento adequado de CO₂ e água. Sob efeito da luz solar, a velocidade relativa da fotossíntese aumenta, com o aumento da concentração de CO₂, até um determinado nível, desde que a quantidade de água seja satisfatória. Quando a intensidade luminosa é alta e a concentração de CO₂ é grande, o efeito da temperatura torna-se muito aparente. A taxa da fotossíntese aumenta com o aumento da temperatura, sendo a máxima em torno de 35°C, acima da qual passa a diminuir por causa da destruição de enzimas pelo calor (Sawyer *et al.*, 1994; Metcalf & Eddy, 1991).

2.4.4 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. Para se medir a concentração da poluição de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio que ele ocasionaria, em laboratório, utiliza-se o consumo de oxigênio que um volume padronizado de despejos exerce em um período de tempo pré-fixado, introduzindo assim o conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (von Sperling, 1995).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida por bactérias na estabilização da matéria orgânica disponível em condições aeróbias. É, portanto, um dos parâmetros no controle da poluição em corpos receptores onde a intensidade de matéria orgânica precisa ser restrita para manter níveis desejáveis de oxigênio dissolvido (Metcalf & Eddy, 1991).

2.4.4.1 – Cinética de desoxigenação

A taxa de reação da DBO é proporcional à quantidade de matéria orgânica oxidável remanescente em qualquer tempo, que é modificada pela população de organismo ativos. Por isto, ela é considerada como uma reação de primeira ordem (Peavy *at al.*, 1986).

No momento em que a população de microrganismos torna-se estável, a velocidade da reação passa a ser controlada pela quantidade de alimento disponível, para os

microrganismos e pode ser expressa por:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (\text{Eq. 2.7})$$

onde:

L : concentração de DBO remanescente (mg/L),

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}),

t : tempo (dia),

que representa a velocidade com que a matéria orgânica poluidora foi destruída. Integrando a Equação 2.7, entre os limites $L = L_0 \rightarrow L_t$

$$t = 0 \rightarrow t$$

obtêm-se:

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (\text{Eq. 2.8})$$

onde:

L : concentração de DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/L),

L_0 : concentração de DBO remanescente em um tempo $t = 0$ (mg/L).

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}),

t : tempo (dia),

Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida. Esta é obtida através da Equação 2.8, conduzindo a:

$$y = L_0 (1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (\text{Eq. 2.9})$$

onde:

y : DBO exercida em um tempo t (mg/L),

L_0 : concentração de DBO remanescente em um tempo $t = 0$ (mg/L),

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}),

t : tempo (dia).

Coefficiente de desoxigenação K_1

O coeficiente K_1 mede a velocidade de reação ou a atividade dos microrganismos aeróbios presentes na água e depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Valores médios típicos de K_1 encontram-se apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)

Origem	K_1 (dia ⁻¹)
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Águas para abastecimento público	< 0,12

Fonte: von Sperling (1995), adaptado de Fair *et al.*, 1973; Arccivala, 1981.

A interpretação dos dados da DBO deve estar sempre vinculada ao conceito do coeficiente de desoxigenação e, por conseguinte, da taxa de oxigenação da matéria orgânica.

A influência da temperatura

A temperatura tem grande influência no metabolismo microbiano afetando as taxas de estabilização da matéria orgânica. A variação dos valores de K_1 com a temperatura é usualmente descrita pela relação de Arrhenius, da forma:

$$K_{1T} = K_{120} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (\text{Eq. 2.10})$$

onde:

K_{1T} : K_1 a uma temperatura T qualquer (dia⁻¹),

K_{120} : K_1 a uma temperatura T = 20 °C (dia⁻¹),

T : temperatura do líquido (°C),

θ : coeficiente de atividade de temperatura (coeficiente de Arrhenius).

O valor de θ varia com a faixa de temperatura considerada. A Tabela 4 apresenta alguns valores encontrados por diversos pesquisadores, em função do tipo de substrato e da faixa de temperatura adotada.

Nos estudos de autodepuração para a faixa de temperatura usual nos esgotos e cursos d'água no Brasil, von Sperling (1983) recomenda, na falta de evidências mais conclusivas, a utilização do valor de $\theta = 1,047$, determinado em 1925 por Streeter e Phelps, por ser este um valor médio entre os diversos resultados.

Tabela 4 – Valores de θ usado na correção de K_1

Substrato	θ	Temperatura (°C)	Referência
Esgoto doméstico e cursos d'água	1,047	10 – 37,5	Streeter e Phelps, 1925
Cursos d'água	1,053	9 – 20	Therriault, 1927
Esgotos domésticos	1,145	0,5 – 5	Moore, 1941
Esgotos domésticos	1,065	5 – 20	Moore, 1941
Cursos d'água	1,026	0,5 – 20	Moore, 1941
Esgotos domésticos	1,109	5 – 51	Gotaas, 1948
Esgotos domésticos	1,042	15 – 30	Gotaas, 1948
Esgotos domésticos	0,967	30 – 40	Gotaas, 1948
Efluente 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> , 1960
Esgotos domésticos	1,126	2 – 15	Zanoni, 1964
Esgotos domésticos	1,047	15 – 32	Zanoni, 1967
Esgotos domésticos	0,985	32 – 40	Zanoni, 1967
Efluente secundário	1,077	10 – 20	Zanoni, 1969
Efluente secundário	1,048	20 – 30	Zanoni, 1969

Fonte: von Sperling (1983).

2.4.4.2 – Cinética de reaeração atmosférica

O processo de reaeração atmosférica se desenvolve segundo o conceito de que, havendo consumo do gás dissolvido na fase líquida, ocorrerá um fluxo no sentido gás-líquido, com a finalidade de restabelecer o equilíbrio (von Sperling, 1996).

A cinética da reaeração pode ser explicada por uma reação de primeira ordem..

$$\frac{dD}{dt} = -k_2 D \quad (\text{Eq. 2.11})$$

onde:

D : déficit de oxigênio dissolvido (mg/L),

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1}),

t : tempo (dia).

Observa-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. A integração da Equação 2.11, com D_0 em $T = 0$, fornece:

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (\text{Eq. 2.12})$$

onde:

D_t : déficit de oxigênio dissolvido em um tempo t qualquer (mg/L),

D_0 : déficit de oxigênio dissolvido em um tempo $t = 0$ (mg/L),

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1}),

t : tempo (dia).

Coeficiente de reaeração K_2

A magnitude do coeficiente de reaeração (K_2) depende das características hidráulica (velocidade e profundidade) e da temperatura do curso d'água.

Corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências na superfície (von Sperling, 1995).

Vários pesquisadores (O'Connor e Dobbins, 1957; Churchill *et al.*, 1962 e Owens *et al.*, *apud* Branco, 1986), estudando o coeficiente de reaeração (K_2) ao considerar as relações empíricas entre o coeficiente de reaeração e as variáveis hidráulicas do corpo d'água, chegaram à fórmula genérica:

$$K_2 = a V^b / H^c \quad (\text{Eq. 2.13})$$

onde:

K_2 : coeficiente de reaeração base e, 20°C (dia^{-1}),

V : velocidade do curso d'água (m/s),

H : profundidade do curso d'água (m),

a, b, c : coeficientes empíricos.

A Tabela 5 apresenta um resumo dos coeficientes obtidos por diferentes pesquisadores:

Tabela 5 – Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C)

Referência	Faixa de aplicação $V(\text{m/s})$ e $H(\text{m})$	a	b	c
O'Connor e Dobbins (1957)	$0,6 \leq H < 4,0$ - $0,05 \leq V < 0,80$	3,73	0,50	1,50
Churchill <i>et al</i> (1962)	$0,6 \leq H < 4,0$ - $0,8 \leq V < 1,50$	5,00	0,97	1,67
Owens <i>et al</i> (<i>apud</i> Branco 1976)	$0,10 \leq H < 0,6$ - $0,05 \leq V < 1,50$	5,30	0,67	1,85

Fonte: von Sperling (1995).

A influência da temperatura

A elevação da temperatura, além de aumentar K_2 , reduz a concentração de oxigênio. O efeito da temperatura sobre o coeficiente de reaeração é expresso pela Equação 2.14.

$$K_{2\ T1} = K_{2\ T20} \cdot \theta^{(T1 - T20)} \quad (\text{Eq. 2.14})$$

onde:

$K_{2\ T1}$: coeficiente de reaeração a uma temperatura qualquer (dia^{-1}),

$K_{2\ T20}$: coeficiente de reaeração a 20 °C (dia^{-1}),

θ : coeficiente de atividade de temperatura.

A Tabela 6 apresenta um resumo dos valores de θ obtidos por diversos pesquisadores.

Tabela 6 – Valores do coeficiente de atividade de temperatura (θ)

Referência	θ
Streeter (1935)	1,016
Popel (1979)	1,019
Downing e Truesdalu (citado por Parkurst, 1972)	1,021
Elmore e West (citado por Churchill, 1962)	1,024
Eckenfelder (1980)	1,028
Langbein e Durum (citado por Arceivala, 1981)	1,028
Streeter, Wright, Kehr (citado por Parkurst, 1972)	1,042

Fonte: von Sperling (1983)

Segundo von Sperling (1983) em estudos de autodepuração, pode ser utilizado o valor de $\theta = 1,024$ determinado por Elmore e West, por este, além de ser fruto de estudos de laboratório mais acurados, situar-se numa faixa média entre os diversos valores apresentados por outros pesquisadores.

2.4.5 – Balço de oxigênio

O modelo matemático clássico, formulado por Streeter e Phelps em 1925, tem servido de suporte para todos os outros modelos mais sofisticados que se sucederam. Streeter e Phelps chegaram à formulação das Equações 2.7 e 2.11 baseados na hipótese de que, a qualquer instante dado, o déficit de oxigênio dissolvido refere-se ao saldo de oxigênio dissolvido decorrente do consumo de oxigênio e a produção de oxigênio.

$$dD/dt = K_1 L - K_2 D \quad (\text{Eq. 2.15})$$

Integrando a Equação 2.15, temos:

$$D_t = \frac{K_1}{K_2 - K_1} L_0 (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 \cdot e^{-K_2 t} \quad (\text{Eq. 2.16})$$

onde:

D_t : déficit de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/L),

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹),

K_2 : coeficiente de reaeração (dia⁻¹),

L_0 : valor da demanda última relacionada com a DBO da mistura no instante $t = 0$ (mg/L),

D_0 : déficit de oxigênio dissolvido inicial após a mistura (mg/L).

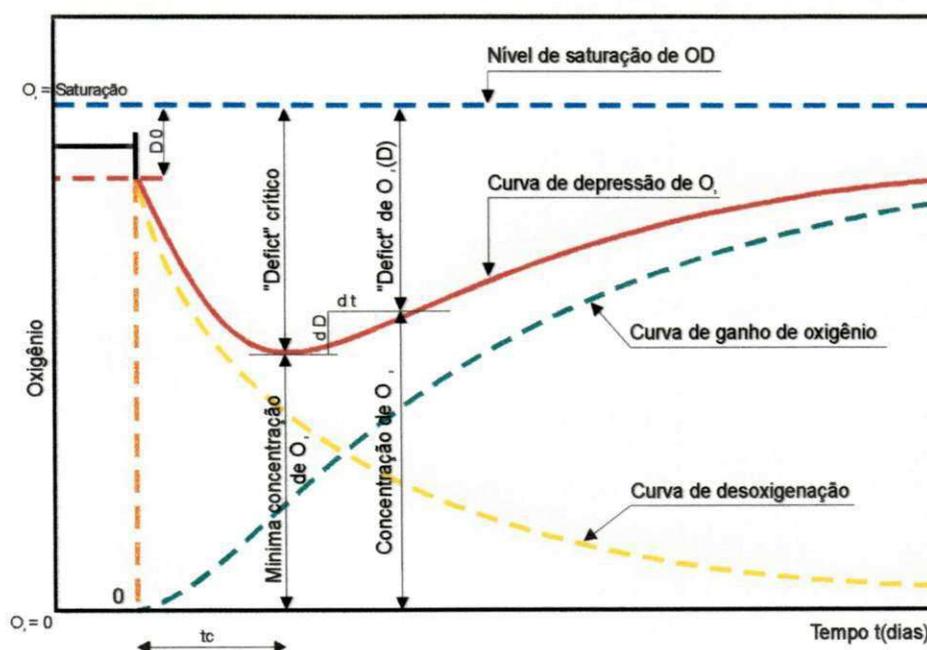


Figura 2 – Diagrama simples da curva de depressão de oxigênio.

Observando-se a curva de depressão de oxigênio, verifica-se que a mesma apresenta um ponto de inflexão, que é um ponto de mínimo, chamado ponto crítico, pois é onde se dá a máxima depressão de oxigênio, ou seja, é onde ocorre o déficit crítico.

O cálculo do tempo gasto para se ter a máxima depressão de oxigênio, denominado tempo crítico (t_c), está baseado na solução de um problema de “Máximos e Mínimos” que, resolvido, resulta em:

$$t_c = \frac{1}{(K_2 - K_1)} \ln \left[\frac{K_2}{K_1} \cdot 1 - \frac{D_0 (K_2 - K_1)}{L_0 \cdot K_1} \right] \quad \text{Eq. 2.17}$$

onde:

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}),

K_2 : coeficiente de reaciação (dia^{-1}),

L_0 : valor da demanda última relacionada com a DBO da mistura no instante $t = 0$ (mg/L),

D_0 : déficit de oxigênio dissolvido inicial após a mistura (mg/L),

t_c : tempo crítico (dia).

Com o tempo crítico, pode-se calcular o “déficit crítico” através da equação

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} L_0 \cdot e^{-K_1 t_c} \quad \text{(Eq. 2.18)}$$

onde:

D_c : déficit crítico de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/L),

K_1 : coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}),

K_2 : coeficiente de reaciação (dia^{-1}),

L_0 : valor da demanda última relacionada com a DBO da mistura no instante $t = 0$ (mg/L),

t_c : tempo crítico (dia).

As Equações 2.13, 2.14 e 2.15 propostas por Streeter e Phelps são a base da solução de inúmeros problemas de autodepuração relacionados com a variação dos níveis de oxigênio dissolvido nos cursos d'água.

Em 1964, Camp levantou a ocorrência de outros fatores que, dependendo da especialidade de cada curso d'água, concorrem para o balanço de oxigênio dissolvido. São os seguintes fenômenos:

- ▶ Demanda bentônica,
- ▶ Sedimentação e revolvimento
- ▶ Fotossíntese.

Deste modo, Camp ampliou as equações de Streeter e Phelps introduzindo os três parâmetros e dando maior abrangência à análise do balanço de oxigênio.

O modelo de Streeter e Phelps continua sendo largamente utilizado nos estudos de autodepuração, por este requerer tão somente o conhecimento dos coeficientes de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2). Isto porque o coeficiente K_2 pode ser avaliado com base nos dados de velocidade e profundidade dos cursos d'água e K_1 , estimado sem auxílio de experiências laboratoriais que, normalmente, se encontram longe do local objeto de estudo. Já no modelo de Camp, as determinações analíticas para avaliação dos coeficientes da demanda bentônica (p), do material que sedimenta (K_3) e da produção fotossintética (α) exigem que as amostras de água ou lodo cheguem aos laboratórios em tempos relativamente curtos (Monteiro, 1975).

2.5 – DIGESTÃO ANAERÓBICA

Em ambientes aquáticos onde há excesso de matéria orgânica, esta é removida, principalmente, por processo anaeróbio que é efetivado por microrganismos que sobrevivem na ausência de oxigênio.

A digestão anaeróbia é um processo, que combina os mecanismos de fermentação e respiração anaeróbia, no qual a matéria orgânica é convertida para outros produtos orgânicos mais estáveis, como metano (CH_4), e inorgânicos como gás carbônico (CO_2) e água (H_2O).

A transformação da matéria orgânica em metano é devida à associação entre bactérias quimio-heterotróficas não metanogênicas e bactérias metanogênicas, sendo, para tanto, necessárias condições favoráveis.

A remoção da matéria orgânica é feita através do metabolismo bacteriano, catabolismo e anabolismo, no qual as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de energia para a síntese de material celular.

Segundo van Haandel & Lettinga (1994) o processo de conversão da matéria orgânica em sistemas anaeróbios é realizado em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na hidrólise as bactérias fermentativas degradam os polímeros complexos (proteínas, carboidratos, lipídios), sob a ação de exo-enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas, que transformam os carboidratos em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos), as proteínas, via polipeptídeos, em aminoácidos solúveis e os lipídeos em ácidos graxos e glicerina. Segundo von Sperling (1996), os produtos finais da hidrólise são facilmente biodegradáveis sendo absorvidos pelas células onde são consumidos novamente, gerando novas células.

Na acidogênese, os compostos dissolvidos da fase de hidrólise são absorvidos pelas células de bactérias fermentativas que, em seguida, excretam compostos simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. A maioria das bactérias que realizam a acidogênese é anaeróbia, mas há espécies facultativas, as quais são extremamente importantes, porque removem o oxigênio eventualmente presente, que poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias estritamente anaeróbias.

Na fase da acetogênese, os produtos da acidogênese são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

A fase seguinte é conhecida como metanogênese onde, sob a ação de bactérias metanogênicas, ocorre a produção do metano. O metano é produzido pelas bactérias metanogênicas acetotróficas a partir da redução de ácido acético, conforme a Equação 2.19, ou pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas a partir da redução de dióxido de carbono, conforme a Equação 2.20.



As reações de degradação da matéria orgânica são influenciadas por fatores como oxigênio dissolvido, temperatura, população microbiana, nutrientes, condições climáticas, pH e alcalinidade.

Os nutrientes são de importância vital para o bom desempenho de um sistema anaeróbio. Além do nitrogênio e fósforo há também os micronutrientes ou traços de

nutrientes, a falta destes afeta as atividades nutricionais das bactérias acetogênicas, que são responsáveis pela conversão dos ácidos a acetato e a hidrogênio, provocando assim o aumento das concentrações dos ácidos butírico e propiônico, que continuam a ser produzidos e não são devidamente transformados em metano.

Com o aumento da concentração de ácidos voláteis, no material em digestão, o pH do meio pode cair a níveis abaixo de 6,8, quando a alcalinidade do sistema não for suficientemente elevada para tamponar o meio. Isto favorece, ainda mais, a proliferação das bactérias acidogênicas, cujo pH ótimo se situa na faixa de 5,5 a 6,0 e prejudica, ainda mais, as bactérias metanogênicas, cujo pH ótimo está na faixa 6,8 a 7,2.

3.0 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA ESTUDADA

Este trabalho foi desenvolvido na região Nordeste do Brasil, no Estado da Paraíba, no município de Campina Grande ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ O), 550 m acima do nível do mar (Figura 2).

O município de Campina Grande está situado no Planalto da Borborema sobre o basamento cristalino do pré-cambriano, que se orienta de leste para oeste, em forma de escarpa em degraus paralelos à linha da costa e atinge uma altura média de 500 – 550 m no planalto central. O tipo de solo predominante é o bruno não cálcico com podzólico vermelho-amarelo e bruno litólico (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo BSh - quente e seco no verão e, no inverno, temperado e chuvoso. A temperatura média é de aproximadamente 25°C , com máximas em torno de 34°C e mínimas de 18°C . A pluviosidade média anual é aproximadamente 960 mm anuais e a umidade relativa do ar é próxima a 80%. A vegetação é do tipo agreste, uma vegetação acatingada com a maioria das espécies caducifólias espinhosas, com ocorrência predominante de cactáceas, fazendo-se presentes também espécies de mata úmida, o que lhe confere um caráter de transição (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

O ecossistema aquático estudado é constituído por dois córregos - um a montante e outro a jusante de uma lagoa - e está situado dentro do Campus II da Universidade Federal da Paraíba (Figura 3), na região noroeste da cidade de Campina Grande e inserido na bacia hidrográfica do rio Bodocongó, a qual drena os bairros de Monte Santo,

3.0 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA ESTUDADA

Este trabalho foi desenvolvido na região Nordeste do Brasil, no Estado da Paraíba, no município de Campina Grande (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" O), 550 m acima do nível do mar (Figura 3).

O município de Campina Grande está situado no Planalto da Borborema sobre o basamento cristalino do pré-cambriano, que se orienta de leste para oeste, em forma de escarpa em degraus paralelos à linha da costa e atinge uma altura média de 500 – 550 m no planalto central. O tipo de solo predominante é o bruno não cálcico com podzólico vermelho-amarelo e bruno litólico (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

O clima da região, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo BSh - quente e seco no verão e, no inverno, temperado e chuvoso. A temperatura média é de aproximadamente 25°C, com máximas em torno de 34°C e mínimas de 18°C. A pluviosidade média anual é aproximadamente 960 mm anuais e a umidade relativa do ar é próxima a 80%. A vegetação é do tipo agreste, uma vegetação acatingada com a maioria das espécies caducifólias espinhosas, com ocorrência predominante de cactáceas, fazendo-se presentes também espécies de mata úmida, o que lhe confere um caráter de transição (Governo do Estado da Paraíba, 1985).

O ecossistema aquático estudado é constituído por dois córregos - um a montante e outro a jusante de uma lagoa - e está situado dentro do Campus II da Universidade Federal da Paraíba (Figura 4), na região noroeste da cidade de Campina Grande e inserido na bacia hidrográfica do rio Bodocongó, a qual drena os bairros de Monte Santo,

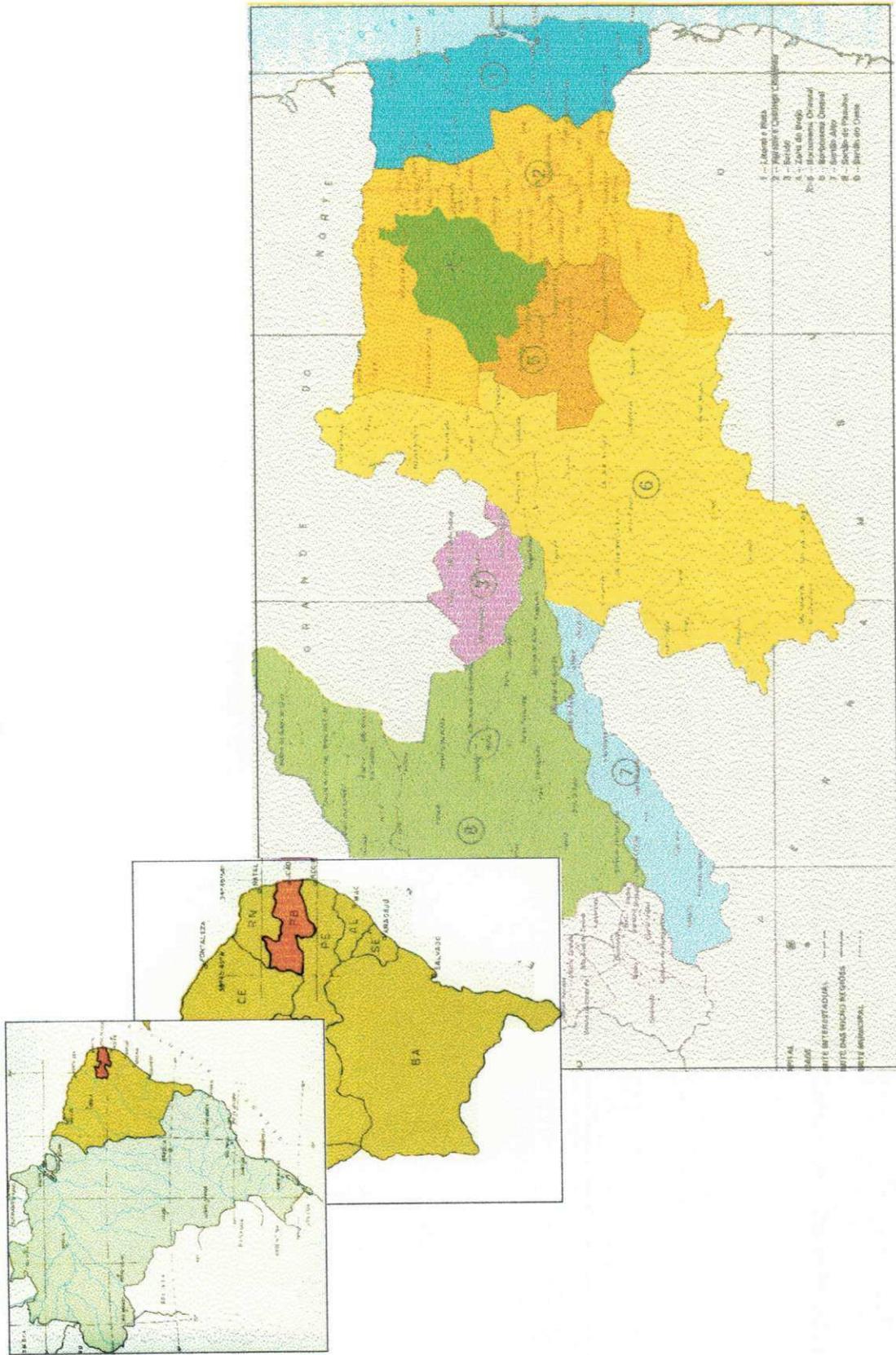


Figura 3- Localização geográfica do Estado da Paraíba e do município de Campina Grande (PB)



Figura 4 – Vista aérea do Campus II da Universidade Federal da Paraíba – Campina Grande / PB.

Jeremias e Bela Vista. Percorre zonas residenciais recebendo contribuições de esgotos domésticos e águas pluviais, fazendo com que o riacho mantenha-se perene durante todo o ano. A lagoa, de geometria triangular, está situada numa depressão do terreno e delimitada por uma barragem de terra de 130 m de comprimento e altura aproximada de 6 m na parte central. Na sua cota máxima, tem um espelho d'água com cerca de 10.000 m², porém sua área foi reduzida em cerca de 60%, devido ao assoreamento e à invasão de plantas aquáticas enraizadas, flutuantes e submersas. Atualmente sua área total é de 7.660 m² com profundidade máxima de 2,5 m totalizando um volume aproximado de 9.400 m³. No riacho um nível mínimo de água é assegurado por um vertedouro de concreto localizado após o talude e uma pequena lâmina de água flui sobre o vertedouro e mantém o curso d'água que atravessa o Campus II, indo desaguar no Açude de Bodocongó.

3.2 – PONTOS DE AMOSTRAGEM

Para caracterizar o sistema, foram demarcados e monitorados quatro pontos. A Figura 5 mostra um esquema deste ecossistema aquático e a localização desses pontos, descritos a seguir:

- **Ponto P1** - Localizado fora do Campus Universitário, no riacho afluente à lagoa e cerca de 50 m da rua Zenir Sucupira M. de Almeida (Figura 6a). Neste trecho, os terrenos baldios servem para pastagem de animais, além de receberem constantemente despejos residenciais sólidos diversos e resíduos de construções e indústrias. Nas proximidades encontram-se instaladas uma indústria de artefatos de couro e uma marmoraria;
- **Ponto P2** - Situado dentro do Campus II e está cerca de 2 m a jusante do vertedouro da lagoa (Figura 6b). Nele, observa-se abundante material acumulado de origem vegetal. A falta de manutenção permitiu o crescimento de uma árvore, o que dificulta a capacidade de escoamento do vertedouro;
- **Ponto P3** - Localizado sob a passarela próxima à Biblioteca Setorial, distando cerca de 100 m a jusante do vertedouro da lagoa (Figura 6c). No percurso entre o ponto anterior e este ponto, o riacho recebe contribuições de águas residuárias do próprio Campus;
- **Ponto P4** - Situado na caixa de saída do antigo lago a aproximadamente 100 m do ponto P3 (Figura 6d). A área existente entre os pontos P3 e P4 está coberta com capim que é cortado por moradores vizinhos, com autorização da Sub-Prefeitura do Campus.

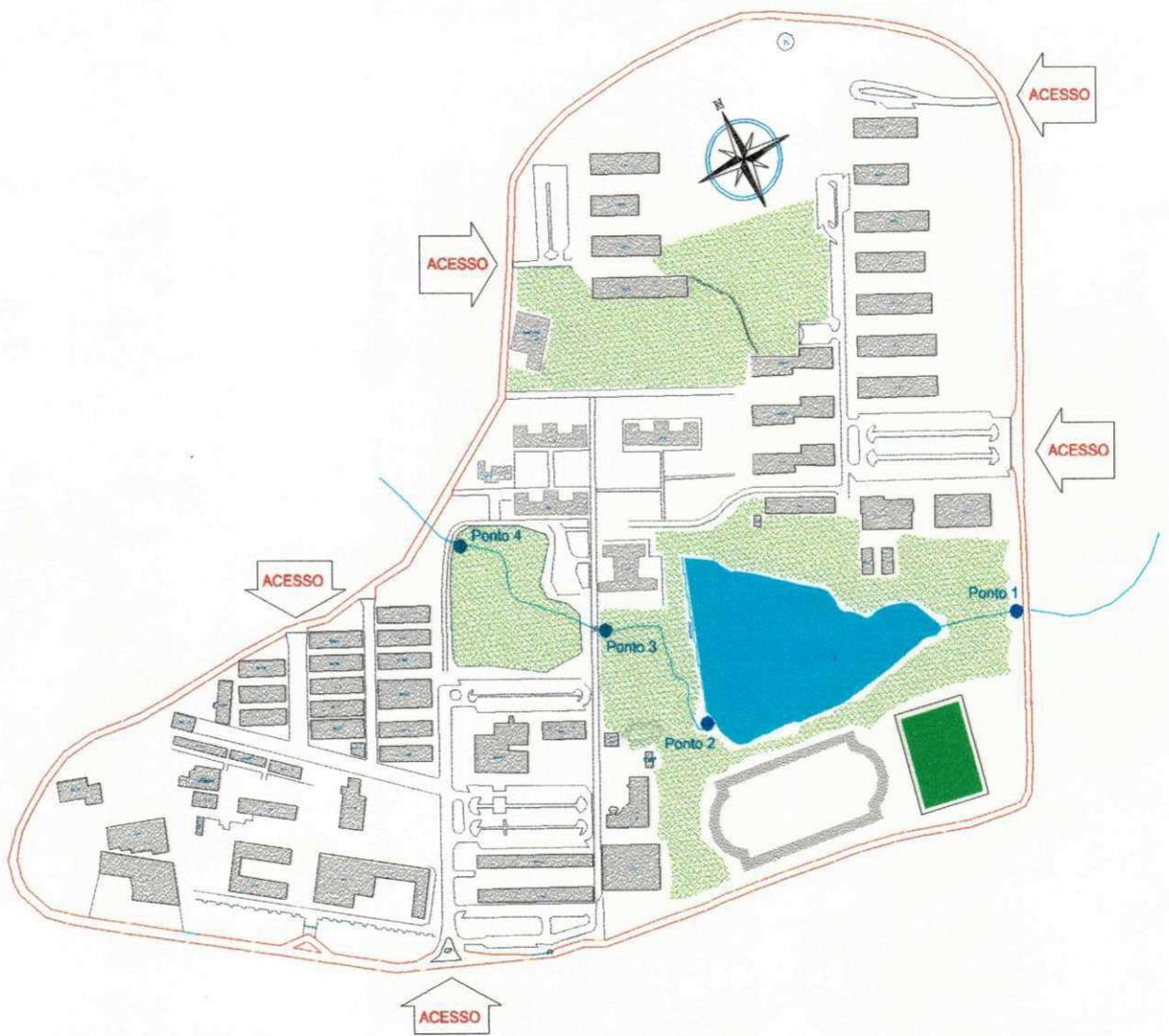
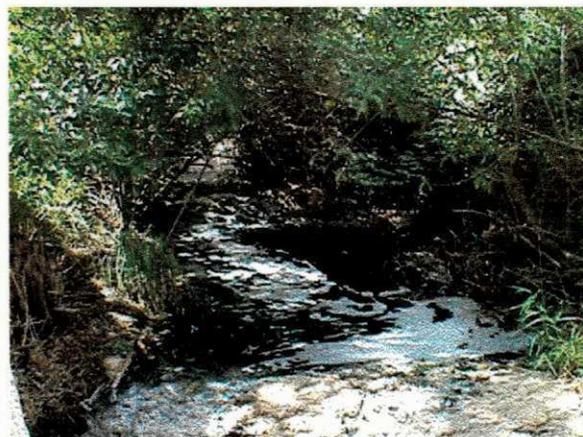


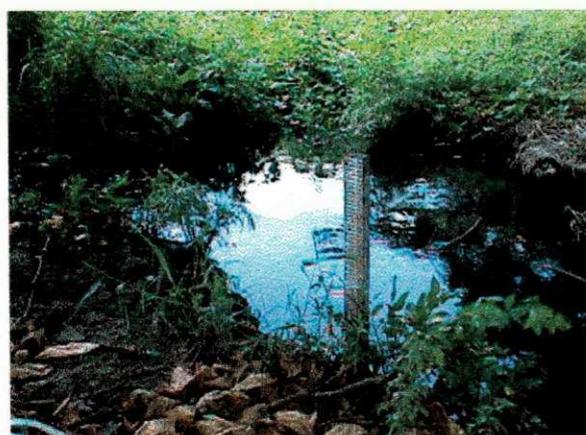
Figura 5 – Localização dos pontos de coleta no ecossistema estudado



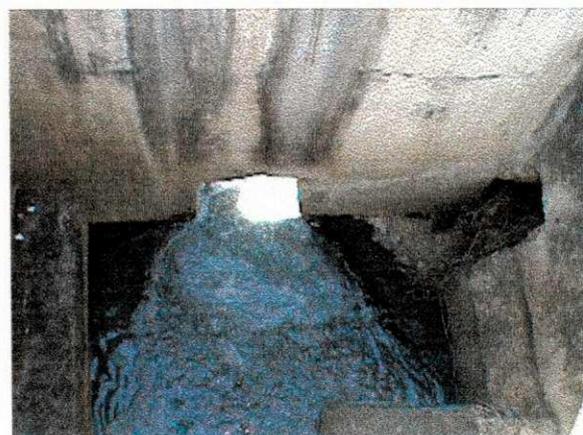
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 6 – Visualização dos pontos amostrados: P1(a), P2(b), P3(c) e P4(d), no trecho que o riacho corta o Campus II da UFPB.

3.3 – METODOLOGIA DA PESQUISA

3.3.1 – Dados Climatológicos

Para definir épocas climáticas homogêneas (secas e chuvas) durante o período da coleta, foram analisados dados mensais de precipitação pluviométrica da cidade de Campina Grande, PB, fornecidos pelo Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba, com sede no Campus II da UFPB.

3.3.2 – Período, frequência e horários de amostragem

O período de amostragem foi iniciado em setembro de 1996 e concluído em agosto de 1998, abrangendo dois períodos de seca e dois de chuva. O critério utilizado para definir o início e o fim das épocas seca e chuvosa foi a identificação do mês em que ocorreu a transição brusca na precipitação pluviométrica. Numericamente adotou-se como mês de transição, aquele em que a precipitação foi em torno de 50% daquela observada no mês posterior ou anterior, segundo correspondesse (Ceballos, 1995). No período do experimento foram definidas duas épocas secas: (S1) setembro/96 a janeiro/97 e (S2) setembro/97 a fevereiro/98 e duas épocas de chuva: (C1) fevereiro/97 a agosto/97 e (C2) março/98 a agosto/98.

Os horários de amostragem e a seqüência dos locais amostrados foram mantidos ao longo de todo o período experimental: era iniciado às 8 horas no ponto P1 e terminava às 9 horas no ponto P4. A frequência de amostragem foi mensal.

3.4 – PROCEDIMENTO PARA COLETA E PRESERVAÇÃO DA AMOSTRA

Os procedimentos de coleta e preservação das amostras seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1995). As coletas das amostras foram feitas nos primeiros 30 cm da lâmina d'água, de forma manual e com recipientes específicos para os diferentes parâmetros. Para as análises físico-químicas, clorofila (Cl "a") e identificação do fitoplâncton, as amostras foram coletadas em recipientes plásticos de 2 litros. Para as análises microbiológicas, foram coletadas em frascos de vidro âmbar, com capacidade de 1 litro, estéreis, de boca larga e protegida com papel metálico. Todos os frascos eram identificados com o nome do ponto de coleta e a data de amostragem e acondicionados em caixas de isopor com gelo, a uma temperatura inferior a 10°C.

Para determinação de oxigênio dissolvido, as amostras foram coletadas diretamente nos frascos de DBO, tomando-se o cuidado para evitar a formação de bolhas de ar, e fixadas com sulfato de manganês e alcali-iodeto-azida imediatamente após a coleta, segundo o método de Winkler, modificação azida (APHA *et al.*, 1995).

A temperatura das amostras era medida no campo após a coleta e diretamente na massa d'água.

3.5 – PARÂMETROS ANALISADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS

3.5.1 – Parâmetros hidrológicos

3.5.1.1 – Vazão (Q)

A medição de vazão é fundamental em qualquer estudo sobre escoamento de águas superficiais, uma vez que, com base neste dado, é possível determinar o volume da água e sua velocidade.

Para medição de vazão, é necessário escolher um local com poucas curvas e com escoamento sem interferência de contribuições e turbulências. O local selecionado foi o ponto P3, o qual foi dividido longitudinalmente em dez trechos iguais e, no ponto médio de cada um dos trechos, foi medida a altura da lâmina do líquido. Com a utilização de um MICRO MOLINETE TIPO C210150 n.º 77507 com hélice n.º 5, foi determinado o número de voltas dadas pela hélice em 10 segundos. Usando-se as equações 3.1 ou 3.2 foi determinada a velocidade e, com a equação 3.3, a vazão de escoamento.

$$\text{Para } n < 6,4 \Rightarrow V = 0,0570 n + 0,031 \quad (\text{Eq. 3.1})$$

$$\text{Para } n > 6,4 \Rightarrow V = 0,0545 n + 0,047 \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Cálculo da vazão:

$$Q \text{ (L/s)} = V \cdot S \quad (\text{Eq. 3.3})$$

Sendo:

n = número de voltas da hélice em 10 segundos

V = velocidade de escoamento (m/s)

S = seção de escoamento (m²)

3.5.2 – Parâmetros Físico-Químicos

Os parâmetros físico-químicos quantificados foram: temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, ortofosfato solúvel e fósforo total. As metodologias seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1995). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental (AESA) do Departamento de Engenharia Civil da UFPB, Campus II.

3.5.2.1 – Temperatura (T)

As determinações de temperatura são importantes, pois este parâmetro influencia diretamente no metabolismo dos organismos presentes na massa d'água e também pela sua relação com a solubilidade dos gases (APHA *et al.*, 1995).

O aumento de temperatura favorece a velocidade das reações biológicas na degradação da matéria orgânica. Além disso, existe uma relação inversa entre a temperatura e a solubilidade dos gases presentes no meio aquático. Em consequência, nos países tropicais, onde a temperatura atinge valores acima de 30 °C, as águas superficiais apresentam menor concentração de oxigênio dissolvido que nos países temperados (Esteves, 1988; Peavy *et al.*, 1986). Dentre os gases dissolvidos, o oxigênio é fundamental para os organismos aeróbios responsáveis por grande parte dos processos de biodegradação.

A variação de temperatura de uma massa d'água pode ser causada por mudanças climáticas ou pelo lançamento de despejos aquecidos.

A temperatura foi determinada diretamente na massa de água, através da imersão de um termômetro de filamento de mercúrio marca INCOTERM, com escala de 0 a 60°C e precisão de leitura de 0,1°C.

3.5.2.2 – Condutividade Elétrica (CE)

A condutividade elétrica mede a capacidade de uma solução conduzir a corrente elétrica. A intensidade do fluxo de corrente está relacionada diretamente com a concentração de íons e com a temperatura da amostra. Este parâmetro se associa com a quantidade total de sais, sem identificar os íons contribuintes, podendo fornecer com rapidez, informações sobre a salinidade de uma água (Molle & Cadier, 1992).

Esta variável foi determinada em laboratório, usando um condutivímetro de bancada, da marca ANALYSER, modelo 600, previamente calibrado com solução de cloreto de potássio de concentração conhecida, fornecida pelo fabricante.

3.5.2.3 – Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido tem um papel importante na caracterização dos ecossistemas aquáticos e seu teor, quando elevado, mantém condições favoráveis ao crescimento e reprodução dos organismos aquáticos aeróbios, responsáveis principais pela mineralização da matéria orgânica (Sawyer *et al.*, 1994).

A diminuição de oxigênio dissolvido se dá através da oxidação aeróbia da matéria orgânica, por perdas para a atmosfera, por respiração dos organismos aquáticos e por oxidação de íons metálicos, como ferro e manganês (Esteves, 1988).

As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas pelo método de Winkler, modificação azida.

3.5.2.4 – Potencial Hidrogeniônico (pH)

Denomina-se de potencial hidrogeniônico ou pH, a condição ácida ou básica de uma solução, que é fornecida pela concentração ativa do íon hidrogênio H^+ (Sawyer *et al.*, 1994, Oehlweiles, 1980).

Branco (1986), afirma que os organismos são sensíveis a grandes variações de pH, quer no meio interno, quer no externo. A faixa ótima para proliferação dos organismos aquáticos de interesse na Engenharia Sanitária é de 6,7 a 8,7 (CETESB, 1977).

Para determinação do pH, foi utilizado o método potenciométrico, empregando-se um medidor de pH ORION RESEARCH modelo SA 210 com eletrodo combinado modelo ANALYSER 7A04-AI calibrado com soluções padrões de pH 7 e 9.

3.5.2.5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Segundo Sawyer *et al.* (1994), a DBO₅ é definida como a quantidade de oxigênio exigida por uma população mista de microrganismos para estabilizar a matéria orgânica durante um espaço de tempo determinado. Este teste é feito sob condições controladas de tempo (cinco dias) e temperatura (20°C).

Este parâmetro é muito utilizado na avaliação da intensidade da poluição de águas superficiais por despejos de origem doméstica ou industrial. Estes despejos, ao serem descarregados em corpos receptores, podem provocar depleções de oxigênio dissolvido e choques tóxicos causando um forte impacto ecológico no ambiente aquático (Branco, 1986).

A determinação da demanda bioquímica de oxigênio foi feita pelo método dos frascos padrões de DBO₅, com incubação a 20°C durante cinco dias no escuro. O oxigênio

dissolvido inicial e final do teste foi determinado através do método de Winkler, modificação azida.

3.5.2.6 – Fósforo Total (Pt) e Ortofosfato Solúvel (P-Solúvel)

O fósforo é um importante nutriente para o desenvolvimento dos seres vivos e é um dos fatores limitantes à vida dos organismos aquáticos. A concentração limitante de fósforo inorgânico para águas naturais tem sido estabelecida entre 5 e 10 $\mu\text{gP/L}$ (Sawyer *et al.*, 1994).

Segundo van Haandel (1994), a concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio) no esgoto varia, consideravelmente, segundo a origem do esgoto, tipo de rede coletora (notadamente a diluição do esgoto com águas de chuva e de infiltração), mas também com relação a diferentes hábitos sócio-econômicos da população contribuinte. Muitas famílias de baixa renda ainda usam sabão à base de sais de sódio de ácidos graxos de longa cadeia em vez dos sabões em pó modernos que, no Brasil, invariavelmente, contêm polifosfatos.

O fósforo apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão a formas mais simples.

O fósforo total das amostras foi determinado pelo método colorimétrico do ácido ascórbico, com digestão ácida preliminar das amostras, após adicionar persulfato de amônio e autoclavar a 121°C, durante 30 minutos.

O ortofosfato solúvel foi determinado pelo método colorimétrico do ácido ascórbico, em amostras filtradas por membranas de 0,45 μm .

As leituras, tanto de fósforo total como do ortofosfato solúvel, foram feitas a 880 nm em um espectrofotômetro marca MICRONAL, modelo B382.

3.5.2.7 – Nitrogênio Amoniacal (N-Amoniacal)

O nitrogênio amoniacal é a forma mais reduzida dos compostos de nitrogênio que é liberada na degradação da matéria orgânica. Encontra-se solubilizado no meio, na forma de ion amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3), sendo que a predominância de uma ou outra

forma é função do pH. Com pH em torno do neutro, o nitrogênio amoniacal se reduz à forma ionizada. No entanto, para valores de pH acima de 9,0, haverá maior quantidade de amônia livre (NH_3) que é tóxica, mas tende a liberar-se para a atmosfera (APHA *et al.* 1995).

As principais fontes de amônia em águas superficiais são o escoamento superficial, carreando urina e fezes de animais e fertilizantes inorgânicos nitrogenados (Malavolta, 1976). A presença de amônia numa água é associada à poluição recente porque esta forma de nitrogênio é rapidamente oxidada pelas bactérias nitrificantes (Branco, 1986).

O método da nesslerização direta foi utilizado para quantificar as concentrações de amônia, com leituras a 450 nm num espectrofotômetro MICRONAL B352.

3.5.2.8 – Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis (SST, SSF, SSV)

As análises dos sólidos são importantes no controle dos processos biológicos e físicos de tratamento de águas residuárias.

Os sólidos suspensos incluem toda matéria orgânica e inorgânica suspensa na água, que fica retida em um filtro de papel de fibra de vidro padrão. São também denominados resíduos não filtráveis (Hammer, 1979). O termo “sólidos suspensos totais” se refere ao resíduo total dos sólidos suspensos após sua evaporação em estufa a 103 - 105°C, até atingir peso constante e o termo “sólidos suspensos fixos” após ignição em mufla à 500°C, por 20 minutos. A diferença entre sólidos suspensos totais e sólidos suspensos fixos corresponde aos sólidos suspensos voláteis.

Na determinação dos sólidos suspensos e suas frações fixas e voláteis foi utilizado o método gravimétrico com pesagens realizadas em balança analítica SARTORIUS 2462.

3.5.3 – Parâmetros microbiológicos

As determinações dos parâmetros microbiológicos seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1995).

3.5.3.1 – Coliformes Fecais (CF)

Coliformes Fecais são definidos como bastonetes Gram negativos, não esporulados, com metabolismo anaeróbio facultativo que fermentam lactose com produção de ácido e gás a 44,5°C em 24 horas (APHA *et al.*, 1995). Dufour (1977) acrescenta que os coliformes fecais não produzem citocromo oxidase nem acetil metil carbinol, não têm capacidade de hidrolizar a uréia nem de utilizar citrato como única fonte de carbono, utilizando o triptofano com produção de indol a 44,5°C e são positivos no teste do Vermelho de Metila.

A presença de coliformes fecais evidencia poluição fecal, em geral, por fezes humanas e de animais homeotérmicos. Portanto, indica a possível presença de bactérias patogênicas que são excretadas junto com as fezes de pessoas infectadas (Geldreich, 1991).

A quantificação dos coliformes fecais foi realizada com a técnica da membrana filtrante, usando-se membranas Millipore tipo HAWG 047-SO de 47 mm de diâmetro com poros de 0,45 µm. As amostras foram diluídas em solução isotônica de pH 7,2 e o meio de cultura foi agar mFC (DIFCO), com incubação a 44,5°C durante 24 horas. As colônias típicas foram contadas e os resultados expressos em Unidades Formadoras de Colônias por 100 mL - UFC/100 mL (APHA *et al.*, 1995).

3.5.3.2 – Estreptococos Fecais (EF)

Os estreptococos fecais são cocos Gram-positivos que formam parte da biota normal do intestino do homem e de animais homeotérmicos. Pertencem ao grupo “D” da classificação imunológica de Lancefield, baseada nos antígenos polisacarídeos (Carboidrato C), e se classificam em dois grupos: Enterococos e Estreptococos.

Segundo Galal (1993), o gênero *Enterococos* compreende todos os estreptococos que contêm determinadas propriedades bioquímicas e toleram as condições desfavoráveis. Inclue as espécies *E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecovum*, *E. durans*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, *E. malodoratus*, *E. mundtii* e *E. solitarius*., que são na maioria de origem fecal e podem considerar-se indicadores específicos de contaminação fecal de origem humana, embora algumas espécies e subespécies possam achar-se em fezes animais. No grupo estreptococos, somente *S. bovis* e *S. equinus* possuem o antígeno do

grupo "D" e se consideram estreptococos fecais. Procedem, principalmente, das fezes de origem animal. Os estreptococos fecais raramente se multiplicam em águas contaminadas e são mais persistentes que *E. coli* e que as bactérias coliformes.

Nas análises laboratoriais, os estreptococos fecais são fáceis de isolar e quantificar e crescem bem a 37°C. Podem ser usados para confirmar a origem fecal da contaminação quando os resultados dos coliformes fecais são duvidosos (APHA *et al.*, 1995).

A quantificação dos estreptococos fecais foi feita utilizando-se a técnica da membrana filtrante, semelhante à descrita para coliformes. As amostras foram diluídas em solução isotônica de pH 7,2 e o meio de cultura usado foi o KF-streptococcus Agar (OXOID), com incubação a 37°C durante 48 horas. As colônias típicas foram contadas e seus resultados expressos em UFC/100 mL

3.5.4 – Parâmetros biológicos

As variáveis biológicas se referem à quantificação da biomassa fitoplanctônica (Clorofila "a") e à identificação dos gêneros de algas.

3.5.4.1 – Clorofila "a" (Cl "a")

A concentração de clorofila "a" é um parâmetro utilizado para estimar a biomassa de algas. É bastante difundido por ser um método que oferece rapidez, simplicidade, reprodutibilidade e baixo custo (Rai, 1980).

Matheus (1989) ressalta que, além de ser um método fácil para medir o estado de eutrofização do corpo aquático, as medidas da concentração de clorofila "a" estão diretamente relacionadas com a quantidade de fitoplâncton presente.

Para determinação deste parâmetro foi utilizada a técnica de extração a quente com metanol a 100% descrita por Jones (1979).

3.5.4.2 – Diversidade de algas

O conhecimento das comunidades de algas e de suas variações permitem identificar alterações da qualidade da água, inclusive depois do desaparecimento do agente poluidor (Branco, 1991; Xavier 1985).

A coexistência de vários gêneros de algas em um mesmo ambiente aquático, está relacionada com as variações dos fatores físicos, químicos e biológicos do meio (Wetzel, 1983).

Para sua identificação, foram usados volumes de 50 mL das amostras, preservadas com 0,5 mL de formaldeído a 35%. Uma centrifugação de 1500 rpm, durante 5 minutos, ajudou a concentrar as algas. Com o auxílio de uma pipeta de 1 mL, uma gota do material centrifugado era colocada entre lâmina e lamínula de vidro e o conjunto observado em microscópio óptico comum, com aumento de 200 vezes. As algas foram identificadas a nível de gênero, com auxílio de chaves dicotômicas de identificação (Bicudo & Bicudo, 1970; Prescott, 1970).

3.6 – ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para verificar a existência de relacionamentos lineares entre algumas características de interesse, nos quatro pontos amostrados ao longo dos dois períodos estudados, foram obtidos os respectivos coeficientes de Pearson. A correlação linear foi determinada pelo programa SPSS for Windows (Norusis, 1989) com nível de significância de 1 e 5%.

As análises estatísticas foram realizadas com assessoria do Departamento de Matemática e Estatística do CCT – UFPB, Campus II.

4.0 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 – PARÂMETROS HIDROLÓGICOS

4.1.1 – Precipitação Pluviométrica

Na região Nordeste, a principal diferença sazonal é a intensidade das precipitações pluviométricas que dividem o ano em duas grandes épocas: a de estiagem ou verão e a de chuvas ou inverno.

A Tabela 7 apresenta os valores das precipitações pluviométricas totais (PT) em cada ciclo anual para o período de seca (PS) e para o período de chuva (PC), além das médias da época seca (X_S) e da época de chuva (X_C).

Tabela 7 – Dados de precipitação pluviométrica no período estudado

Ciclos Anuais	PT (mm)	PS (mm)	PC (mm)	X_S (mm)	n	X_C (mm)	n
1º Ciclo (Set/96-ago/97)	722,9	117,0	605,9	23,4	5	86,6	7
2º Ciclo (Set/97-ago/98)	402,1	82,2	319,9	13,7	6	53,3	6

Fonte: Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba (LMRS)

PT: precipitação total no ciclo anual; PS: precipitação total na época seca; PC: precipitação total na época de chuva; X_S : precipitação média mensal na época secos e X_C : precipitação média mensal na época de chuva; n: número de meses considerados em cada época.

A Figura 6 mostra a distribuição mensal das precipitações pluviométricas no município de Campina Grande (PB), no período de setembro de 1996 a agosto de 1998, que delimitaram os dois ciclos pluviométricos anuais: o primeiro, de setembro/96 a agosto/97 e, o segundo, de setembro/97 a agosto/98.

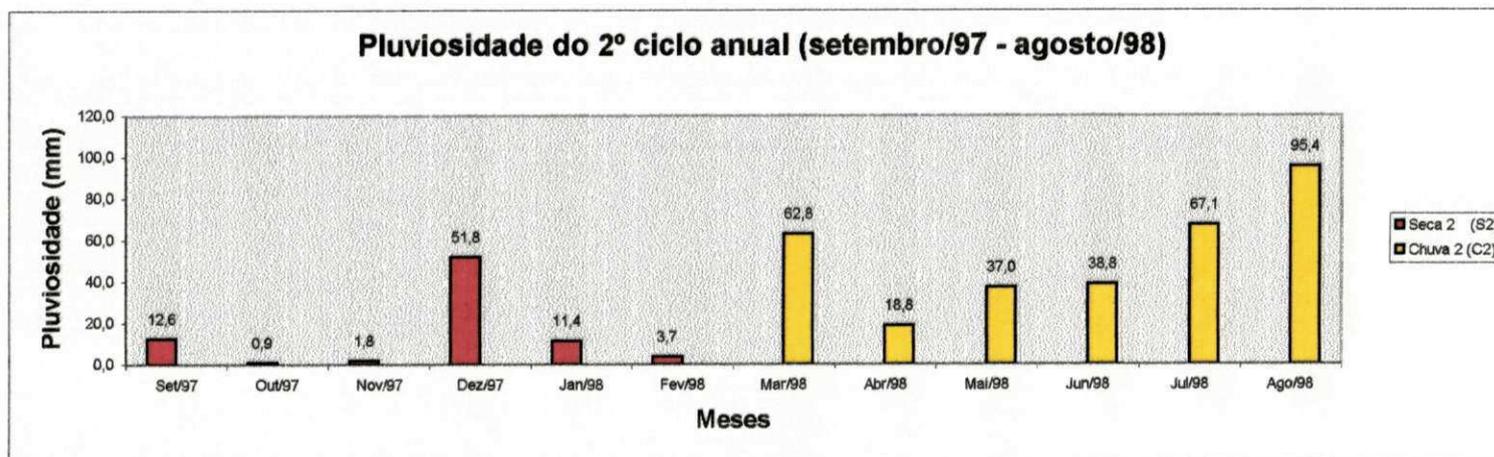
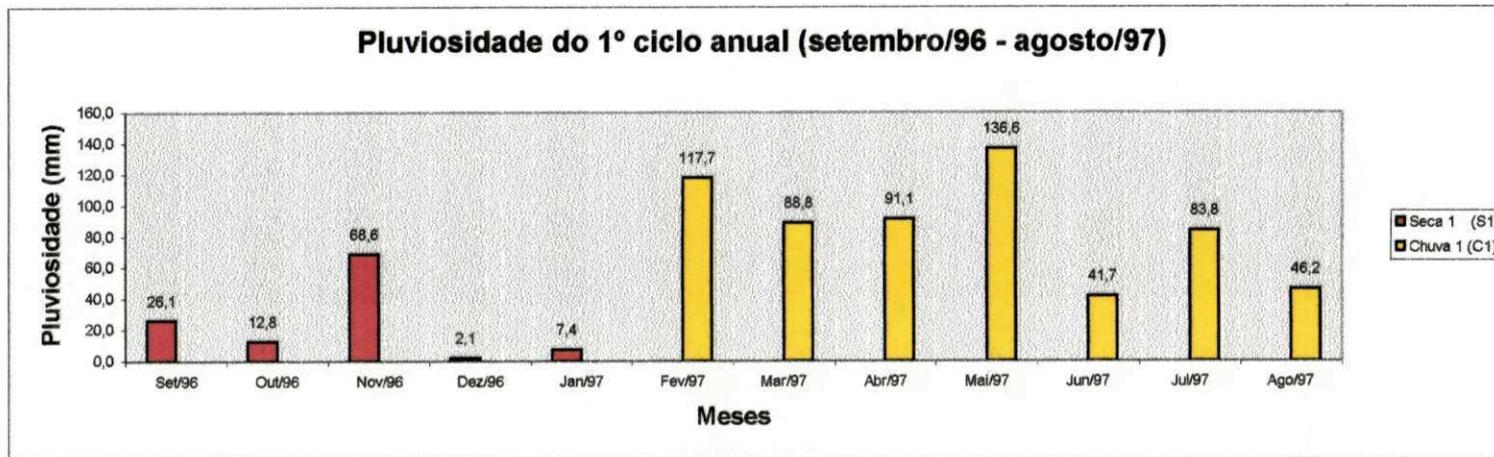


Figura 7 – Precipitações pluviométricas mensais da cidade de Campina Grande (PB) no período de setembro/96 a agosto/98.

No primeiro ciclo anual, a pluviosidade total foi de 722,9 mm, sendo que 16% deste total (117,0 mm) ocorreu no período seco S1 e 84% (605,9 mm), no período de chuva C1. Já no segundo ciclo anual (402,1 mm), houve uma redução das chuvas de 45% em relação ao primeiro ciclo. Deste total, 20% (82,2 mm) ocorreu no período seco S2 e 80% (319,9 mm), no período de chuva C2.

Na primeira época seca (S1), o mês de novembro/96 foi o mais chuvoso, com 68,6 mm de precipitações pluviométricas, de um total de 117,0 mm no período, sendo o responsável por 59% da pluviosidade deste. Já na segunda época seca (S2), o mês mais chuvoso foi dezembro/97, com 51,8 mm de precipitação pluviométrica, o que representou 63% da pluviosidade total do período (82,2 mm).

Na primeira época de chuva (C1), o maior índice de precipitação mensal foi de 136,6 mm, em maio/97. Os valores médios nesta época não oscilaram muito, exceto nos meses de junho e agosto/97, com 41,67 e 46,2 mm, respectivamente, representando uma diminuição de 50% em relação à média do período, que foi de 86,6 mm. Na segunda época de chuva (C2), o valor médio mínimo foi de 18,8 mm (abril/98) e o máximo foi de 95,4 mm (agosto/98) e representaram, respectivamente, uma diminuição de 65% e um aumento de 79% em relação ao valor médio do período, que foi de 53,3 mm.

4.1.2 – Vazão

Os valores da vazão foram quantificados no ponto P3, entre setembro/97 e agosto/98. Os resultados são mostrados na Tabela 8.

Os valores médios da vazão variaram, entre a época de seca e a de chuva, acompanhando as precipitações pluviométricas.

Na época seca (S2) os valores máximo e mínimo da vazão foram muito próximos, variando de 6,08 L/s a 5,97 L/s, respectivamente. Na época de chuva (C2), o intervalo entre a vazão máxima e mínima foi maior, de 8,76 L/s e 7,91 L/s, respectivamente.

É interessante notar que, durante o ciclo diário, os maiores valores de leitura da lâmina líquida foram observados sempre entre 10:00 e 14:00 horas, o que reflete um aumento da vazão de esgoto neste horário.

Tabela 8 – Dados de vazão do ponto P3 no período de setembro/96 a agosto/98

Época	V_m (m/s)	Q_{max} (L/s)	Q_{min} (L/s)
Seca 2 (S2) (Set/97-fev/97)	0,032	6,08	5,97
Chuva 2 (C2) (mar/97-ago/98)	0,047	8,76	7,91

V_m : Velocidade média da seção, Q_{max} : Vazão média máxima da seção, Q_{min} : Vazão média mínima da seção.

4.2 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

4.2.1 – Temperatura

Na Figura 8 são apresentadas os valores médios da temperatura da água nos quatro pontos amostrados, durante o período de setembro/96 a agosto/98. Nestes locais, o valor médio da temperatura variou entre 24 e 27°C e, independentemente da época climática, os maiores valores sempre ocorreram no ponto P1, cujo menor valor médio foi de 25°C (C1)

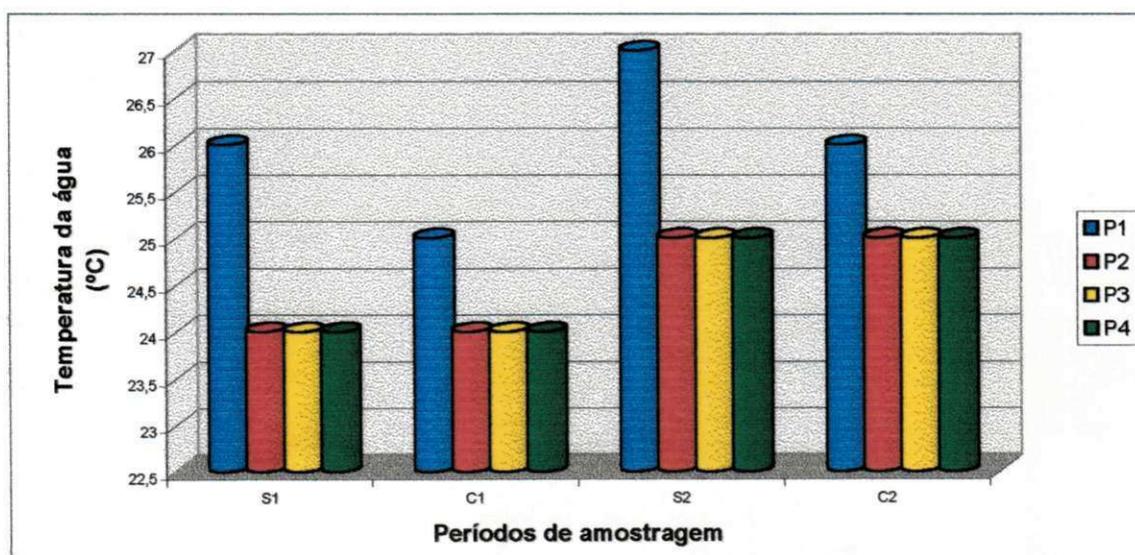


Figura 8 – Valores médios de temperaturas nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

e o maior de 27°C (S2). Nos demais pontos, os valores médios de temperatura sempre se mantiveram uniformes, variando entre 24°C (S1 e C1) e 25°C (S2 e C2).

A variação da temperatura de um corpo aquático pode ser de origem natural, pela transferência de calor por radiação, condução e convecção (atmosfera e solo) ou de origem antropogênica, águas quentes procedentes de torres de resfriamento ou de despejos industriais.

Temperaturas uniformes, do ar e da água, são típicas de regiões tropicais como o Nordeste brasileiro, que apresenta valores muito semelhantes ao longo de todo o ano, em um mesmo horário ou em horários mais ou menos próximos (Kleerekoper, 1944).

Os intervalos de temperatura estiveram dentro da faixa ótima (25-35°C) para a atividade das bactérias heterotróficas mesofílicas atuantes na degradação da matéria orgânica (Metcalf & Eddy, 1991).

A temperatura exerce influência sobre a velocidade das reações químicas e bioquímicas dos organismos da biota aquática. A elevação de temperatura de uma massa d'água tem diversos efeitos deletérios diretos. Dentre eles citam-se a acumulação de sais na água, devido à evaporação intensa que provocam as temperaturas acima de 30°C, a solubilidade dos gases como o CO₂ e O₂, importantes para a manutenção dos organismos aeróbios responsáveis pela maior taxa de degradação da matéria orgânica - e a alteração no metabolismo dos organismos aquáticos - pois o aumento da temperatura acelera as reações bioquímicas a nível celular (Brook, 1965).

Os valores mensais de temperatura da água, nos quatro pontos amostrados durante todo o período experimental, estão apresentados na Figura 9.

4.2.2 – Condutividade Elétrica

O comportamento dos valores médios da condutividade elétrica é mostrado na Figura 10. Estes valores variaram muito durante os dois ciclos estudados. Nos dois períodos de seca (S1 e S2), foi observada uma tendência de aumento da condutividade elétrica entre os pontos P1 e P4. Os maiores valores da estiagem (1.781 a 1.820 µmho/cm) foram encontrados no período seco S1. A mineralização da matéria orgânica pelos

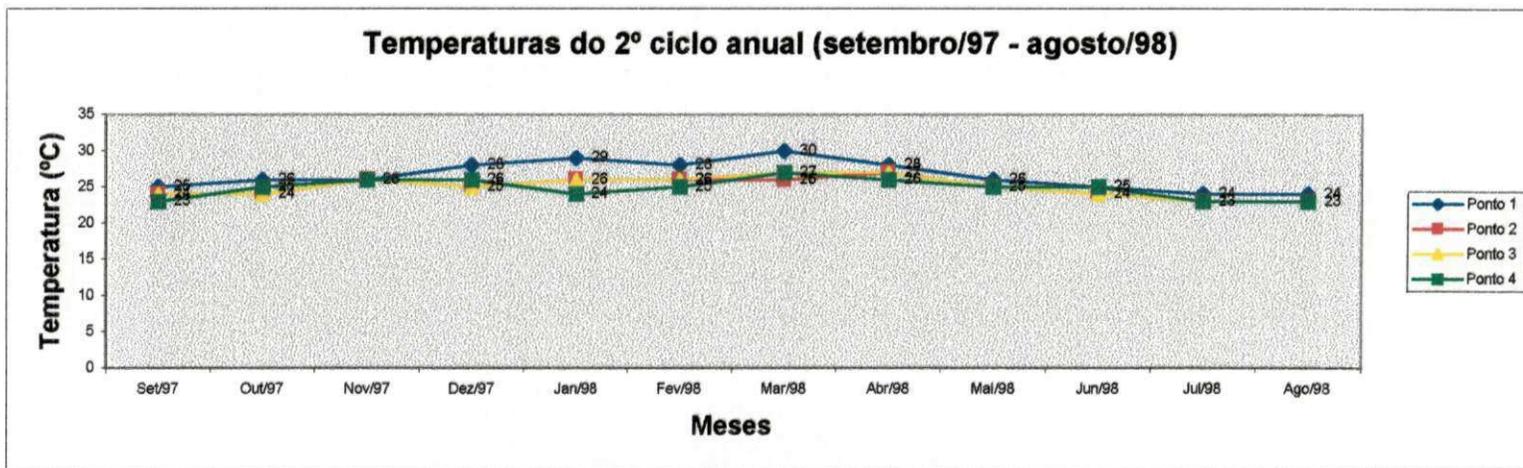
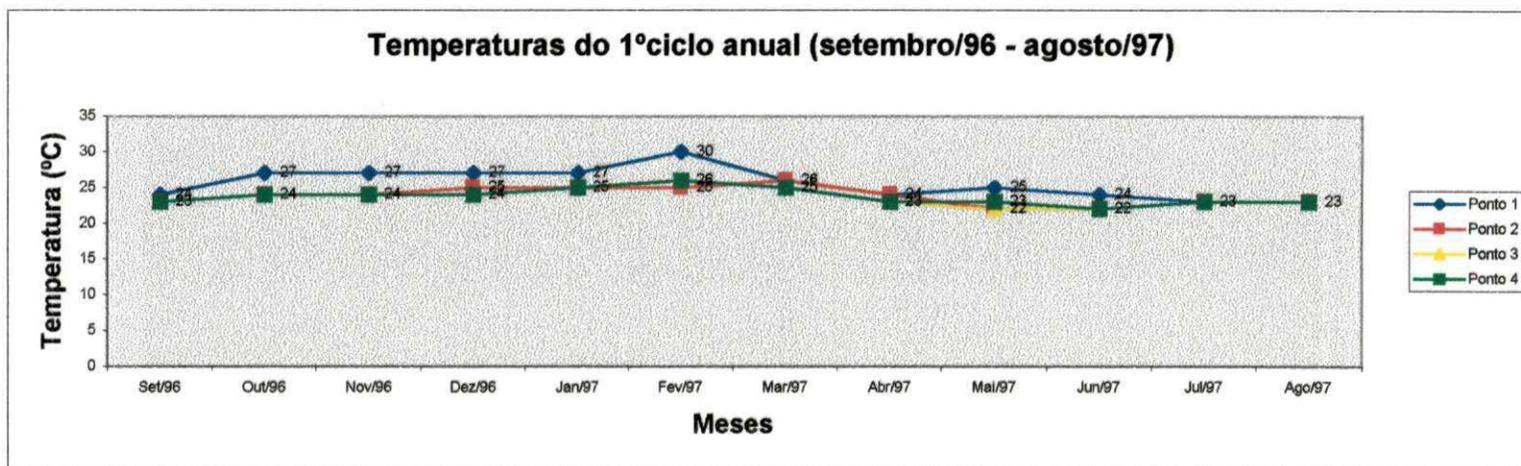


Figura 9 – Temperaturas da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

microrganismos liberou diversos íons que, associados a evaporação da água elevaram a concentração de íons nesta água e conseqüentemente sua capacidade de conduzir a corrente elétrica.

Com a chegada das chuvas, muito mais intensa na época C1, houve um aumento do escoamento superficial pela água da lavagem dos telhados, das ruas e da superfície do solo. Este escoamento carregou, para o sistema de drenagem urbana, materiais como fezes de animais, folhas e lixo, que influenciaram sobremaneira na flutuação dos valores da condutividade elétrica entre o ponto P1 (1.829 $\mu\text{mho/cm}$) e os demais, cujos valores flutuaram em torno de 1.700 $\mu\text{mho/cm}$. Esta flutuação indicou que muitos dos materiais que contribuíram para a concentração dos íons dispersos em P1 ficaram retidos

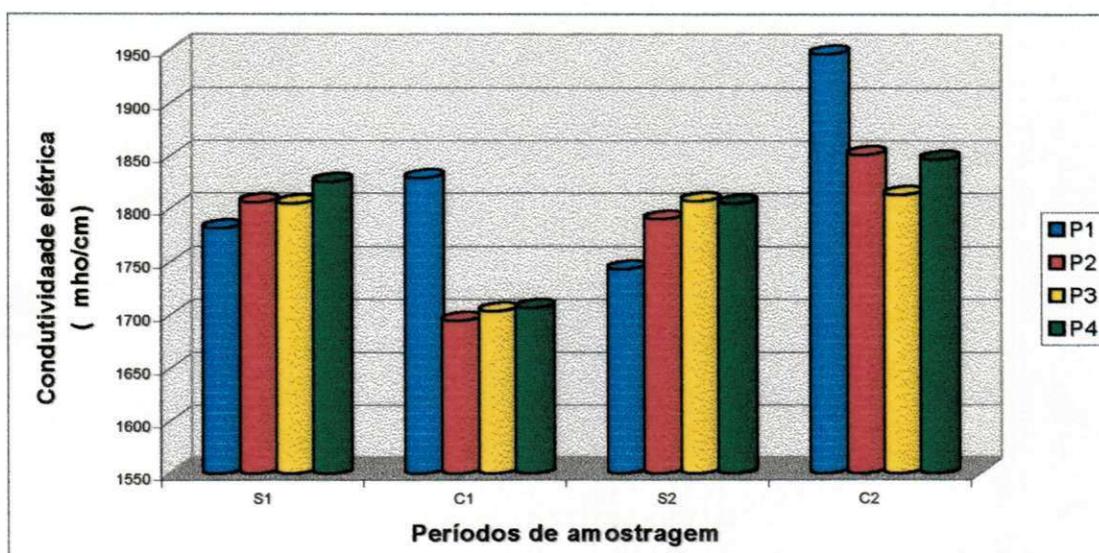


Figura 10 – Valores médios de condutividade elétrica nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

na lagoa entre o ponto P1 e P2. Na segunda época chuvosa (C2), apesar do menor índice de precipitação pluviométrica, a chuva foi capaz de produzir uma água de escoamento superficial com elevada concentração de íons, o que aumentou a condutividade elétrica em P1 (1.946 $\mu\text{mho/cm}$). Entre os pontos P1 e P4, houve uma redução da condutividade elétrica em 5% e os valores médios flutuaram de 1.851 $\mu\text{mho/cm}$ (P2) a 1.813 $\mu\text{mho/cm}$ (P3), aumentando para 1.847 $\mu\text{mho/cm}$, em P4.

Segundo APHA *et al.* (1995), a condutividade elétrica é uma medida da habilidade

que uma solução aquosa tem de transmitir a corrente elétrica. Seu valor depende da concentração total de íons, principalmente os inorgânicos.

Todos os valores médios estiveram acima de 1.500 $\mu\text{mho/cm}$, os quais são considerados por Moller & Cadier (1992) como típicos de águas salinas. Portanto, qualquer utilização destas águas (p. ex. irrigação) deverá ser feita seguindo técnicas alternativas de manejo, incluindo os cuidados na seleção da cultura a ser irrigada e o método de irrigação, para evitar danos às plantas (Ayers & Westcot, 1991).

Na Figura 12 estão apresentados os valores mensais da condutividade elétrica nos quatro pontos amostrados, durante todo o período experimental.

4.2.3 – Oxigênio Dissolvido

As concentrações médias de oxigênio dissolvido nos dois ciclos anuais (Figura 11) foram muito baixas e não excederam 1,0 mg/L.

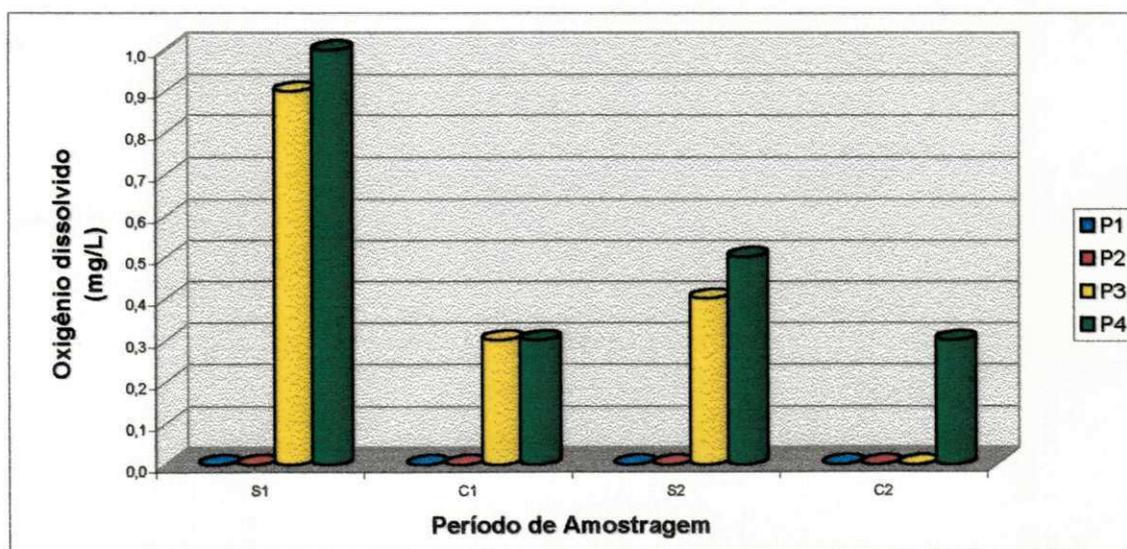


Figura 11 – Valores médios de oxigênio dissolvido nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Níveis detectáveis de oxigênio dissolvido só ocorreram a partir dos pontos P3 e P4. As concentrações médias mínimas foram de 0,3 mg/L nas épocas de chuva

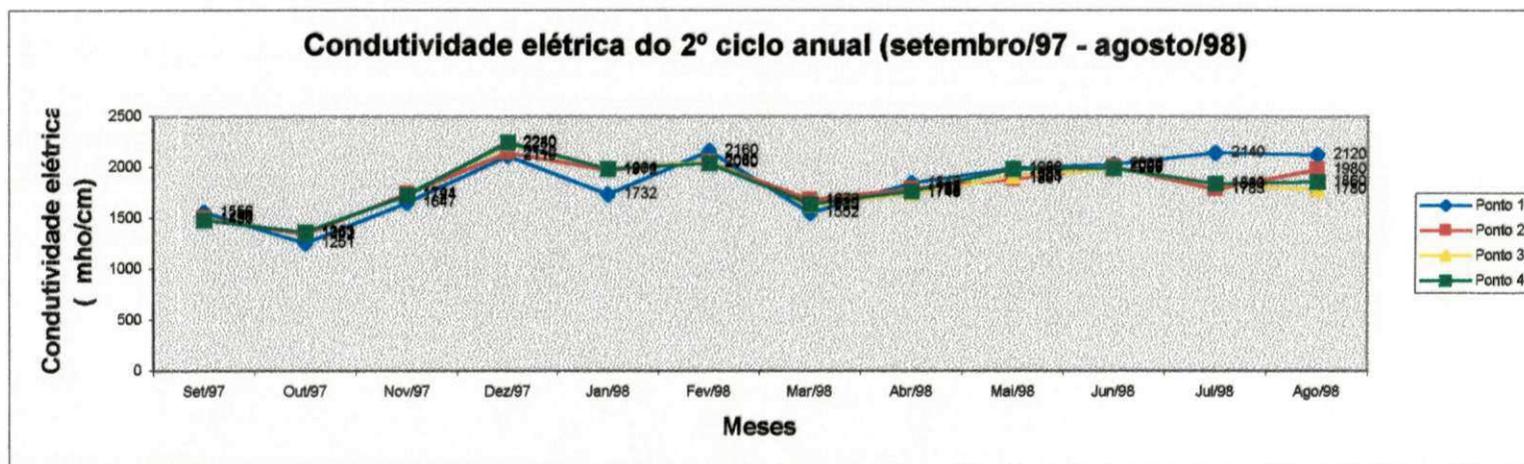
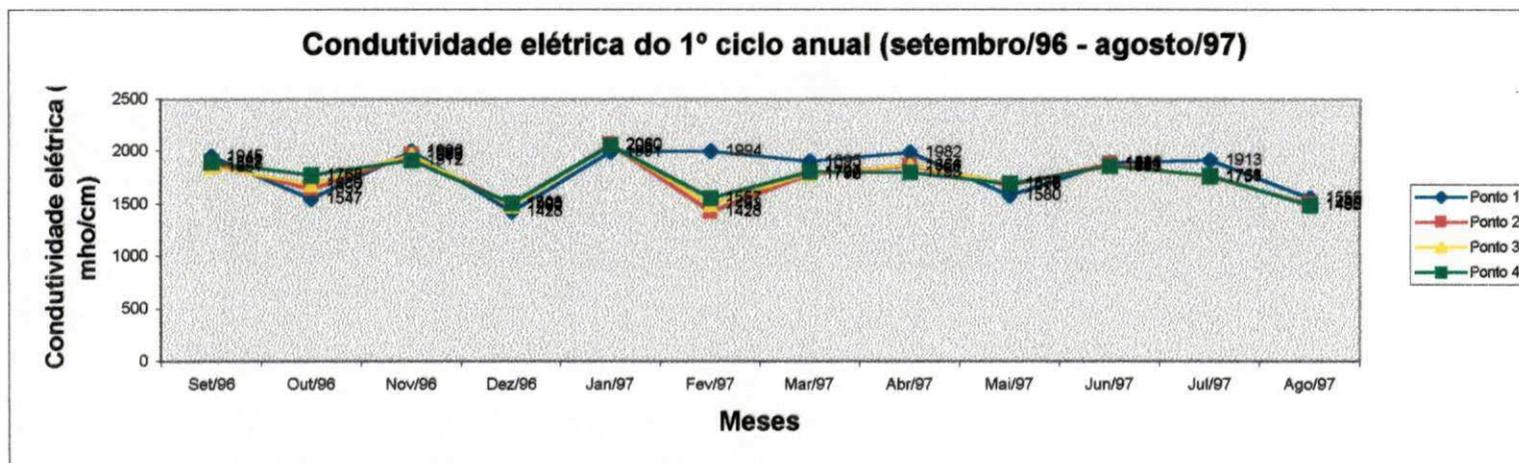


Figura 12 – Condutividade elétrica da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

(C1 e C2) e não excederam 1,0 mg/L na primeira época seca (S1).

Estes baixos níveis de oxigenação estão relacionados com a elevada concentração de matéria orgânica lançada no sistema de drenagem urbana e oriunda de descargas de atividades humanas diversas que incluem desde esgoto de origem doméstica até águas de escoamento superficial, lançadas a montante do trecho estudado.

A elevação média dos valores de oxigênio dissolvido entre os pontos P1 e P4 foi mínima (0,0 – 0,5 mg/L). Após o ponto P2, essas águas mudaram de um regime lântico para lótico e um leve declive existente entre os pontos P2 e P4 (9,50 m) proporcionou certa turbulência, especialmente no ponto P3, dando condições ao surgimento de pequena reaeração superficial.

Os valores mensais de oxigênio dissolvido, nos quatro pontos amostrados durante todo o período experimental, estão apresentados na Figura 14.

4.2.4 – Potencial Hidrogeniônico

A Figura 13 apresenta os valores médios do potencial hidrogeniônico, nos quatro pontos amostrados, durante as épocas de seca e de chuva.

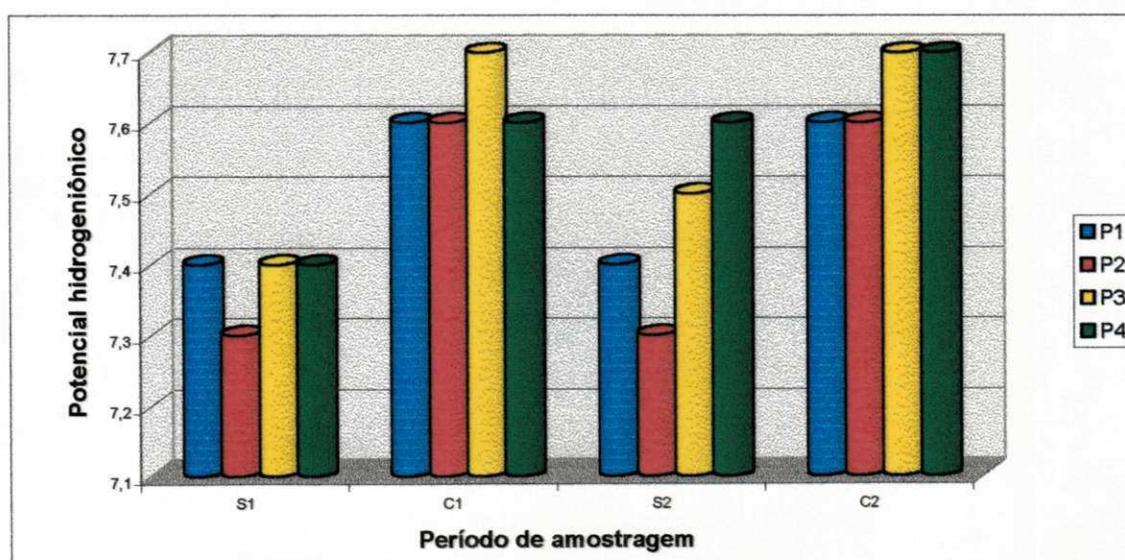
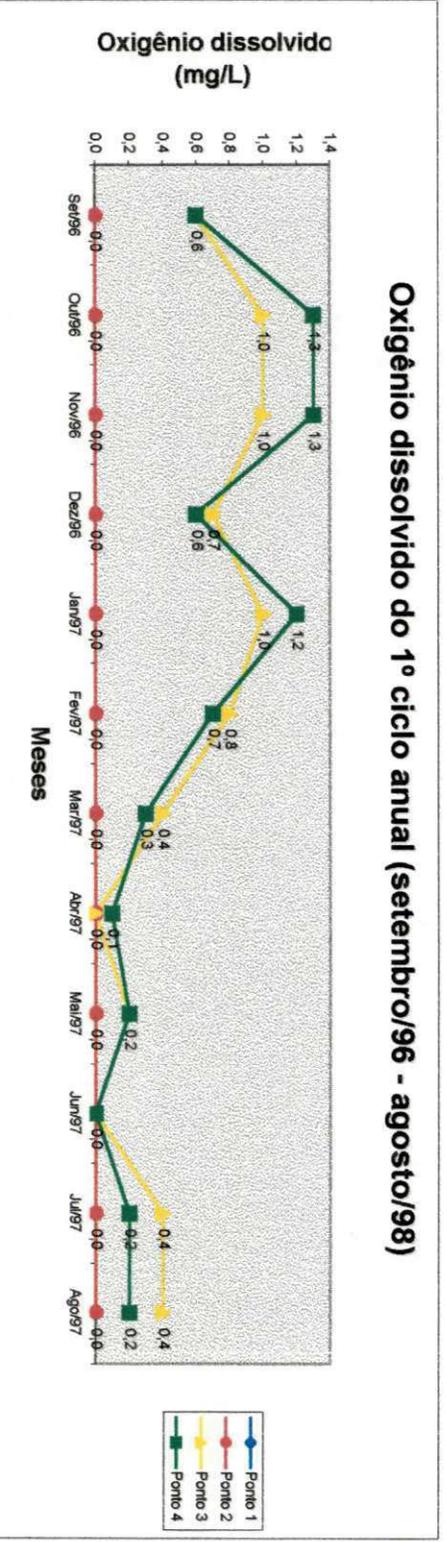


Figura 13 – Valores médios do potencial hidrogeniônico nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Oxigênio dissolvido do 1º ciclo anual (setembro/96 - agosto/98)



Oxigênio dissolvido do 2º ciclo anual (setembro/96 - agosto/98)

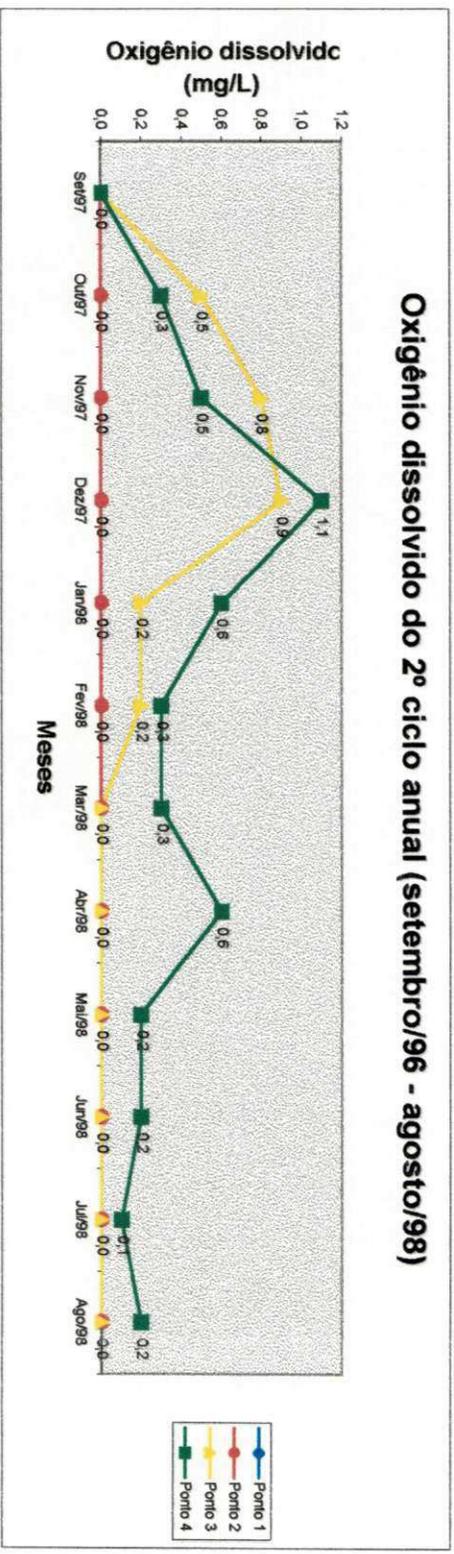


Figura 14 – Oxigênio dissolvido da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Os menores valores médios foram encontrados na época seca S1 e oscilaram entre 7,3 e 7,4. O decréscimo do pH no ponto P2, nas épocas S1 e S2, foi atribuído à biodigestão anaeróbia da matéria orgânica afluenta ao sistema flúvio-lacustre, a qual propicia a formação de ácidos orgânicos, particularmente ácido propiônico, ácido butírico e ácido acético, responsáveis pelo decréscimo do pH para valores abaixo de 7,3.

Nas épocas de chuva (C1 e C2), houve um ligeiro aumento do pH em relação às épocas secas: variaram entre 7,6 e 7,7, e os maiores ocorreram no ponto P3 (C1 e C2) e P4 (C2).

Durante os dois ciclos anuais, os valores médios do pH mantiveram-se sempre próximos da faixa ideal para o desenvolvimento da biota, que é entre 6,5 e 7,5 (Metcalf & Eddy, 1991).

A produção de ácidos orgânicos através da metanogênese só ocorre quando o pH se mantém em torno do neutro, entre 6,3 e 7,8; fora desta faixa, o processo diminui rapidamente. A população das bactérias metanogênicas, durante a fermentação ácida, é muito mais sensível aos valores baixos ou elevados do pH. Deste modo, a um pH baixo, a fermentação ácida pode prevalecer sobre a fermentação metanogênica (van Haandel, 1994).

A atividade fotossintética influencia nos valores do pH, uma vez que esta reação bioquímica necessita de CO_2 como substrato. Quando há disponibilidade de CO_2 dissolvido na água, este é usado preferencialmente pelos organismos autótrofos. Na medida em que a concentração de CO_2 diminui e não é acompanhada pela atividade biodecompositora bacteriana, há um desequilíbrio entre a oferta e a demanda, ativando o sistema carbônico, através da dissociação do íon bicarbonato, com posterior liberação dos íons hidroxila, os quais são responsáveis pelo aumento do pH em águas com atividade fotossintética média ou elevada. O efeito do pH sobre os organismos é geralmente indireto, influenciando a toxidez de certos compostos, tais como amônia, metais pesados, gás sulfídrico etc. (Esteves, 1988).

Na Figura 15 estão apresentados os valores mensais da potencial hidrogeniônica nos quatro pontos amostrados, durante todo o período experimental.

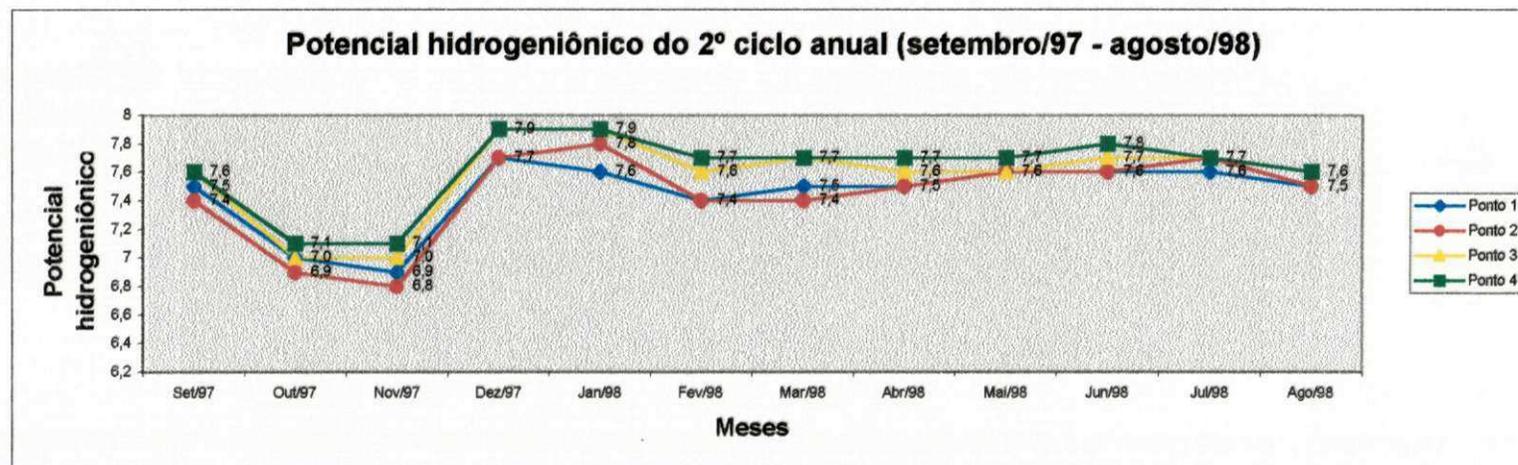
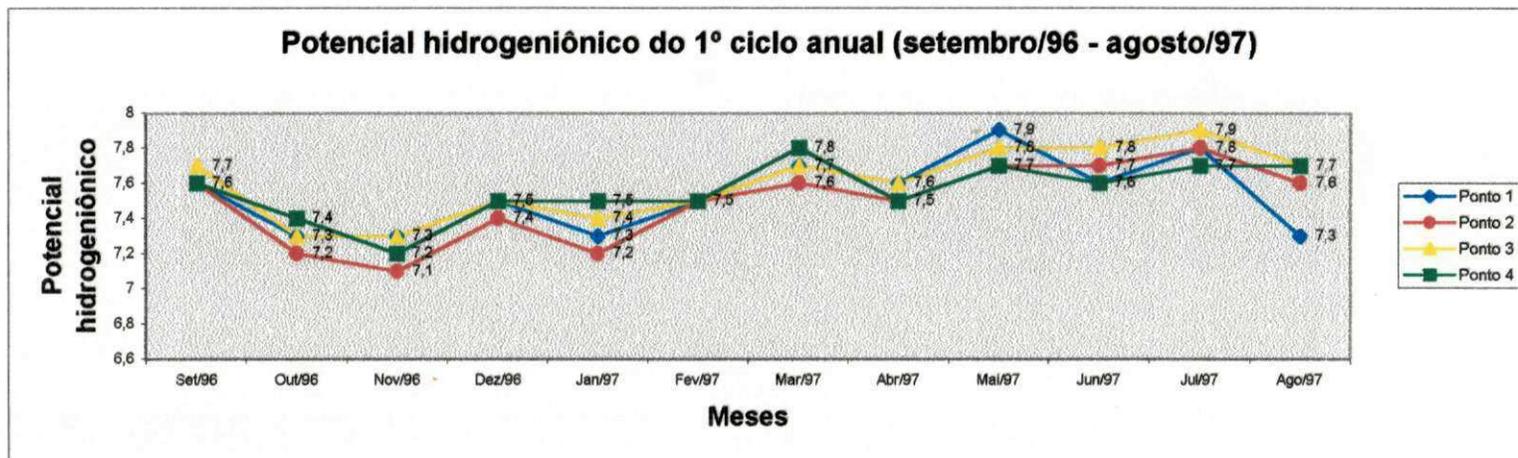


Figura 15 – Potencial hidrogeniônico da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

4.2.5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) é uma expressão do grau de poluição orgânica a que o corpo aquático está submetido. O teste fornece a quantidade de oxigênio requerida pela população mista de microrganismos na degradação da matéria orgânica biodegradável. Neste estudo, os valores médios da demanda bioquímica de oxigênio (Figura 16) oscilaram entre um valor máximo de 142 mg/L no ponto P1 na época seca (S2) e um valor mínimo de 10 mg/L no ponto P4 nas épocas S1 e C2. No ponto de descarga a montante do açude de Bodocongó, os valores médios de DBO_5 se mantiveram entre 10 e 17 mg/L, ficando estes valores abaixo daqueles citados por Bartone (1986) como recomendados nos Estados Unidos (30 mg/L) e Reino Unido (20 mg/L) para descarga em corpos receptores.

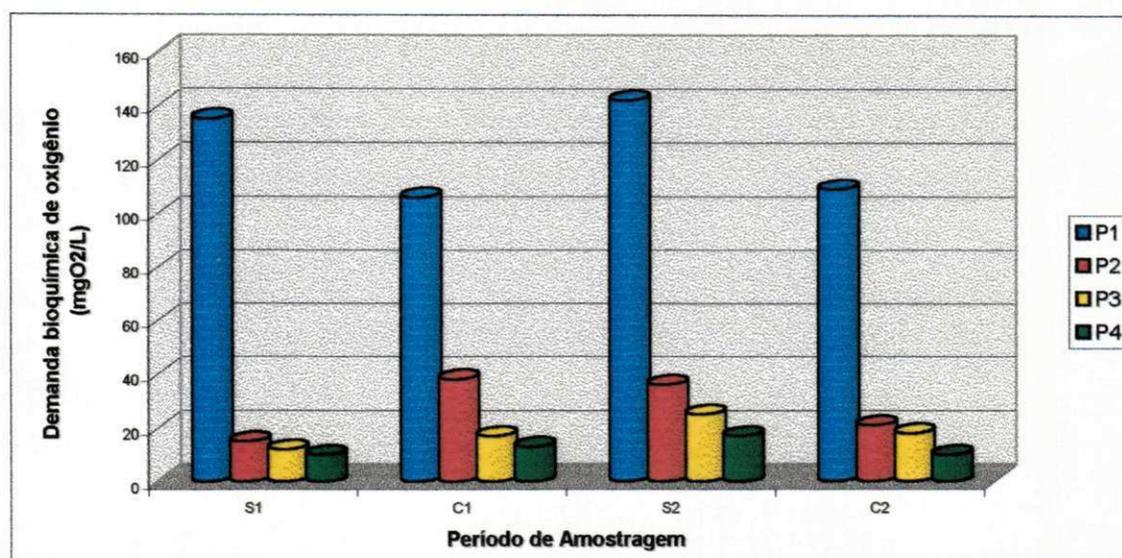


Figura 16 – Valores médios de demanda bioquímica de oxigênio nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Os valores médios de DBO_5 observados no ponto P1 assemelharam-se aos valores encontrados por Metcalf & Eddy (1991) para esgoto bruto de concentração fraca e estão dentro da faixa dos valores encontrados para esgoto bruto na cidade de Campina Grande (Tabela 2).

É importante destacar que, ao longo do período experimental (set/96-ago/98) entre os pontos P1 e P4, o sistema foi capaz de reduzir a matéria orgânica afluyente em 89% (123 – 13 mg/L). A lagoa atuou como um reator biológico natural que favoreceu a sedimentação e, também, a degradação anaeróbica da matéria orgânica removendo 78%. Os 11% restantes foram removidos entre os pontos P2 e P4 (27 – 13 mg/L).

A correlação (Tabelas 9 e 10) negativa e significativa entre oxigênio dissolvido e DBO₅, tanto na época seca ($\alpha = 0,01$; $r = 0,448$) quanto na época de chuva ($\alpha = 0,01$; $r = 0,396$), evidenciou que os maiores teores de matéria orgânica biodegradável no corpo aquático influenciaram na depleção de oxigênio na água.

Os valores mensais de demanda bioquímica de oxigênio, nos quatro pontos amostrados durante todo o período experimental, estão apresentados na Figura 18.

4.2.6 – Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel

As concentrações médias de fósforo total (Figura 17) foram elevadas durante todo o período experimental, variando entre o mínimo de 2,7 mg/L no ponto P2 (C1) e o máximo de 5,7 mg/L no ponto P1 (S2).

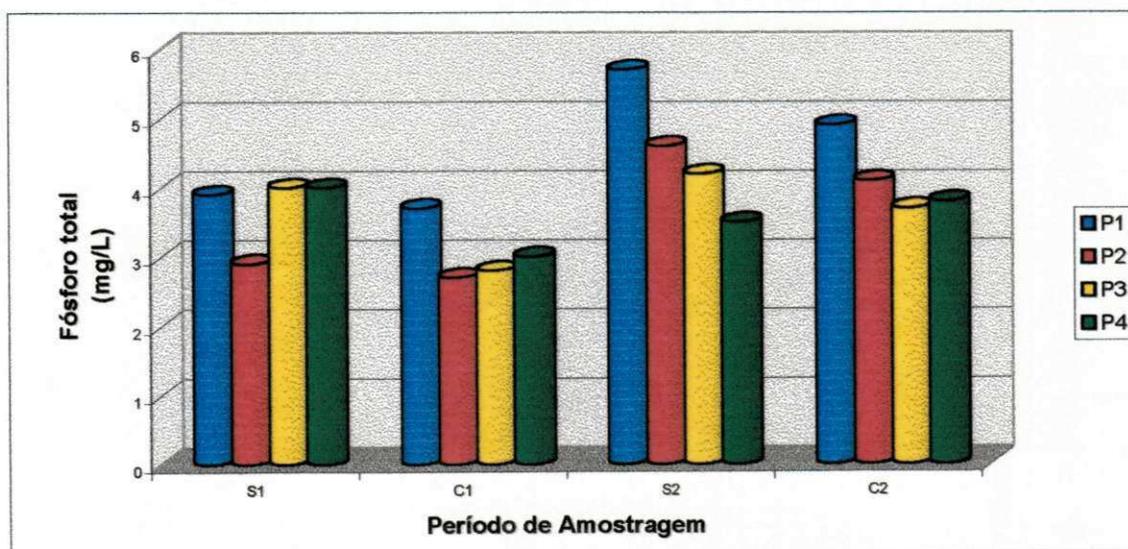


Figura 17 – Valores médios de fósforo total nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

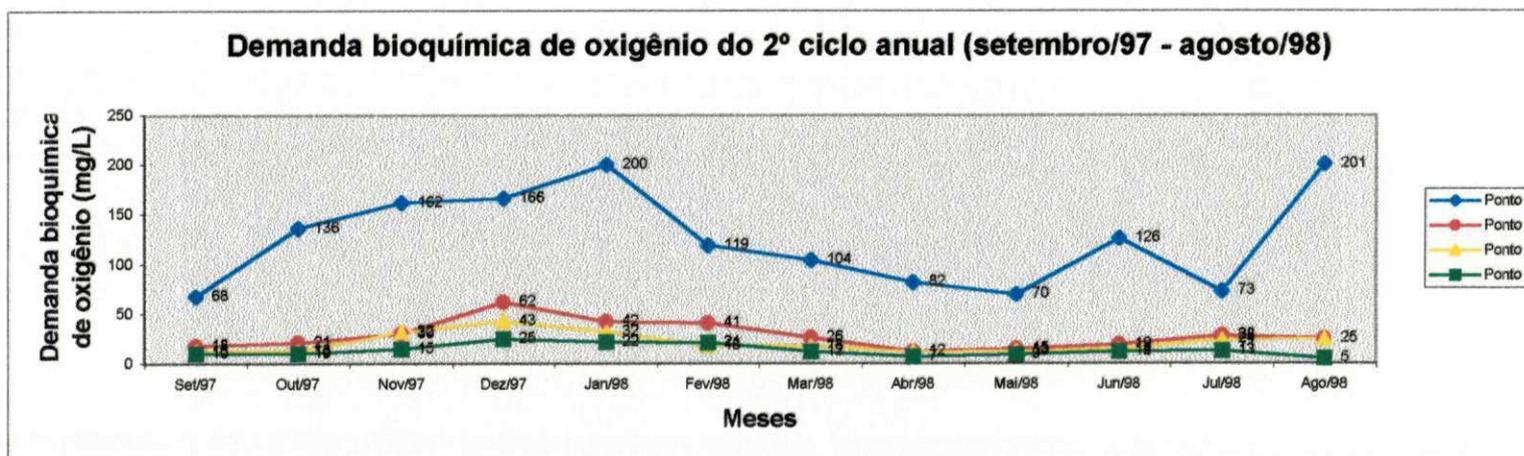
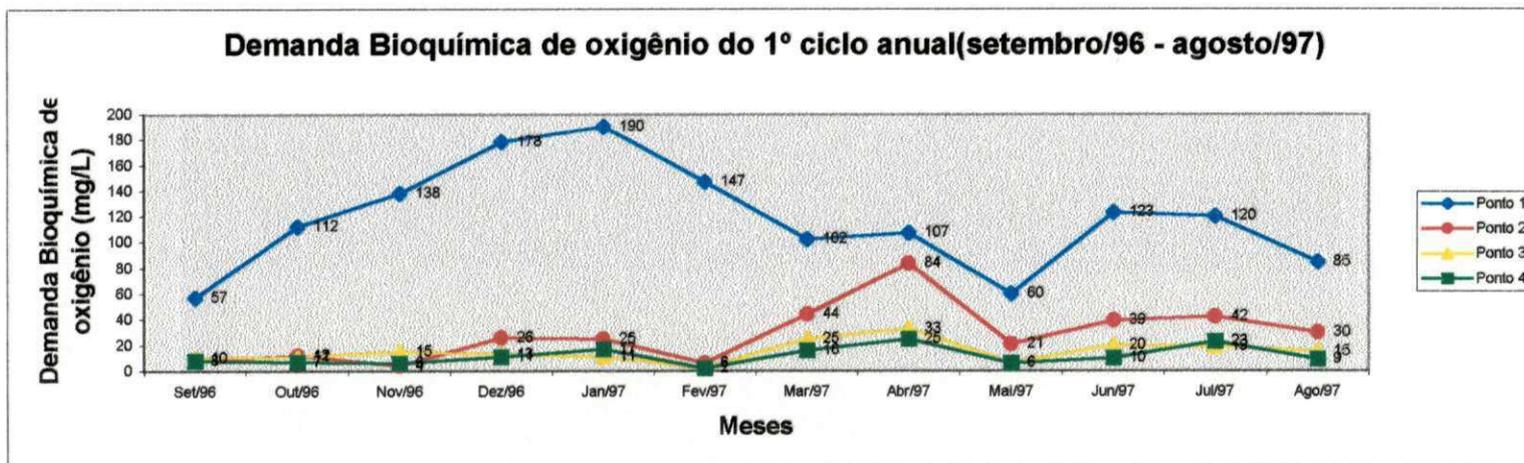


Figura 18 – Demanda bioquímica de oxigênio na água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98

Os valores mais reduzidos ocorreram na época C1 (2,7 – 3,7 mg/L) e foram atribuídos à diluição provocada pelas chuvas.

A evidência da elevada concentração de fósforo nestas águas foi observada no ponto P3, onde a presença de certa turbulência favoreceu a formação de espumas. Estas espumas foram associadas ao uso de detergentes na limpeza, presentes em despejos de águas residuárias domésticas, os quais contribuem consideravelmente para a deterioração da qualidade da água, sobretudo pela ação de polifosfatos.

A correlação (Tabelas 9 e 10) positiva e significativa de fósforo total com DBO_5 na época seca ($\alpha = 0,01$; $r = 0,500$) e na época de chuva ($\alpha = 0,05$; $r = 0,324$) indicou a origem orgânica e biodegradável dos materiais responsáveis pelos teores de fósforo total, assim como um aporte conjunto externo de matéria orgânica e fósforo total.

Os valores médios de ortofosfato solúvel (Figura 19), acompanharam a tendência observada no fósforo total. A maior concentração média (3,9 mg/L) foi registrada no ponto P3 e, a menor (2,1 mg/L), no ponto P1, ambas na época seca (S1).

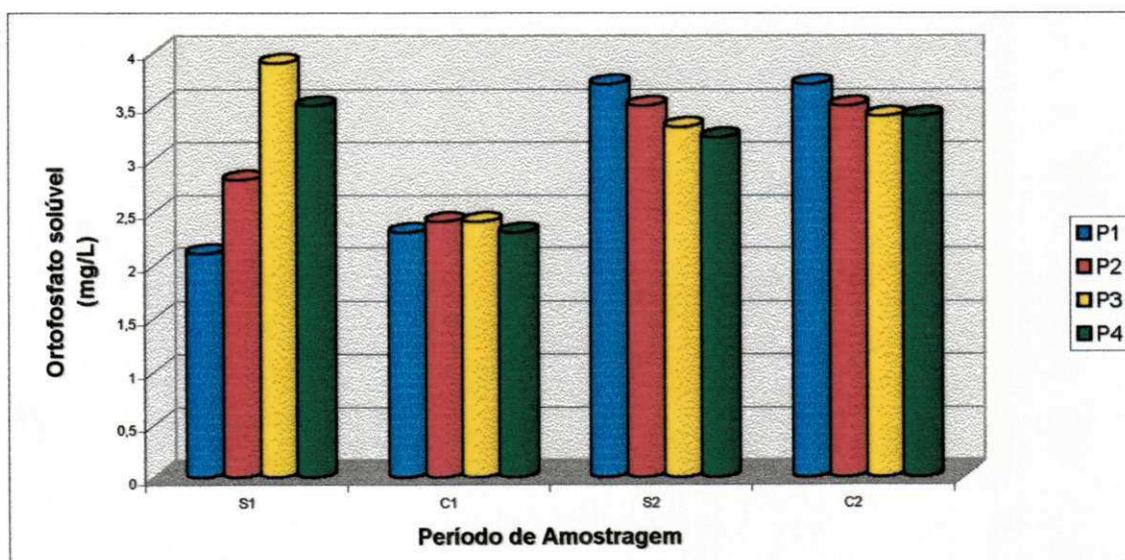


Figura 19 – Valores médios de ortofosfato solúvel nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Nas Figuras 20 e 21 estão apresentados os valores mensais de fósforo total e ortofosfato solúvel, respectivamente, nos quatro pontos amostrados durante todo o período experimental.

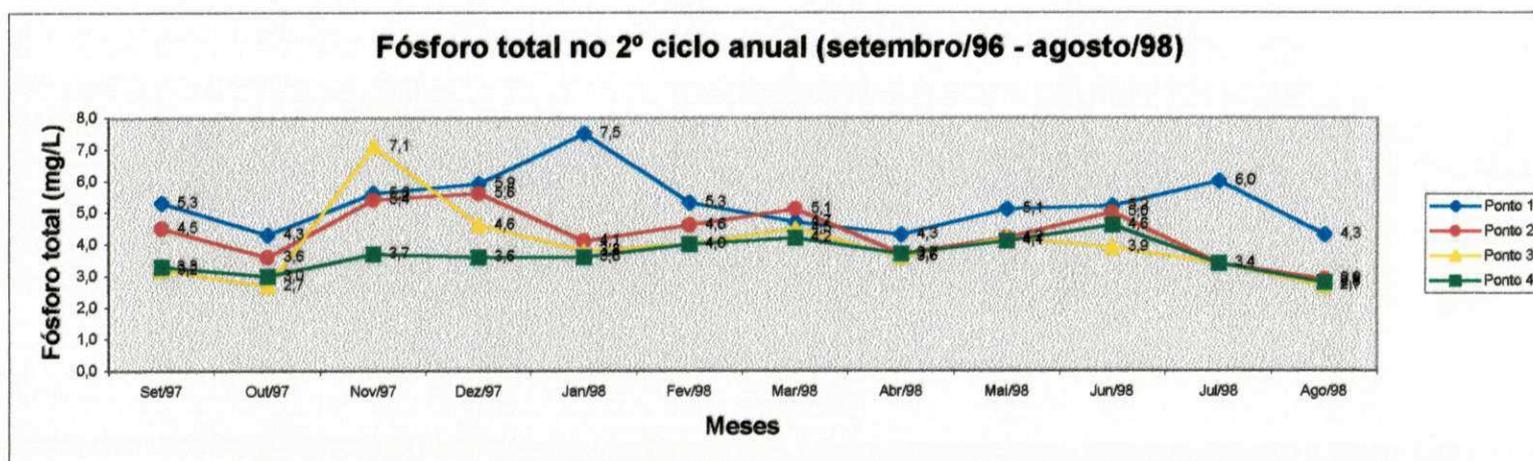
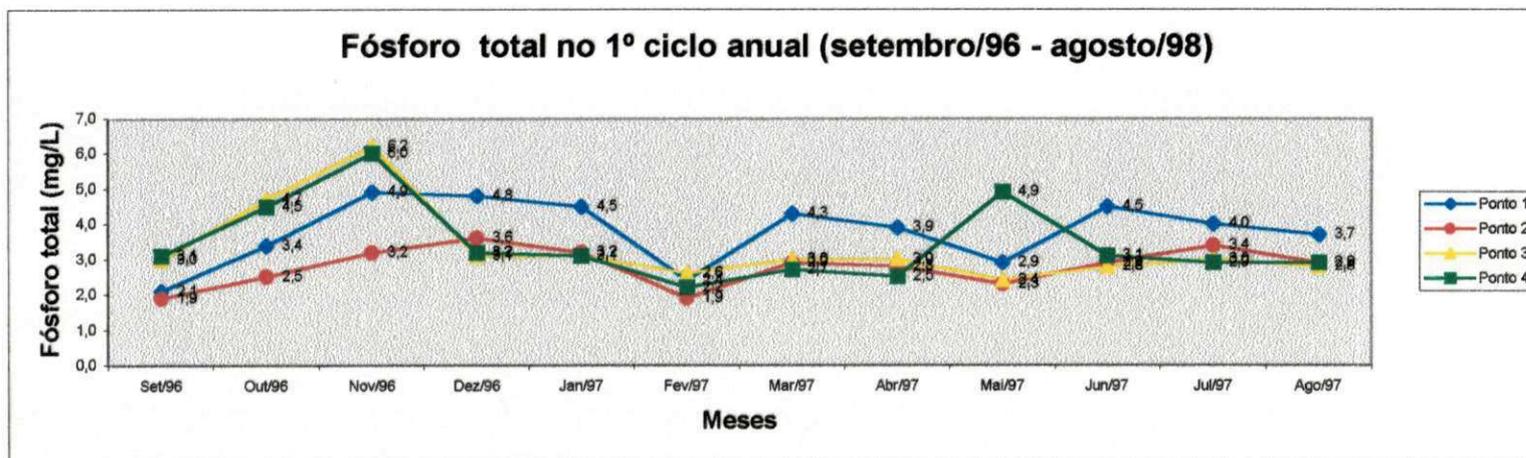


Figura 20 – Fósforo total na água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

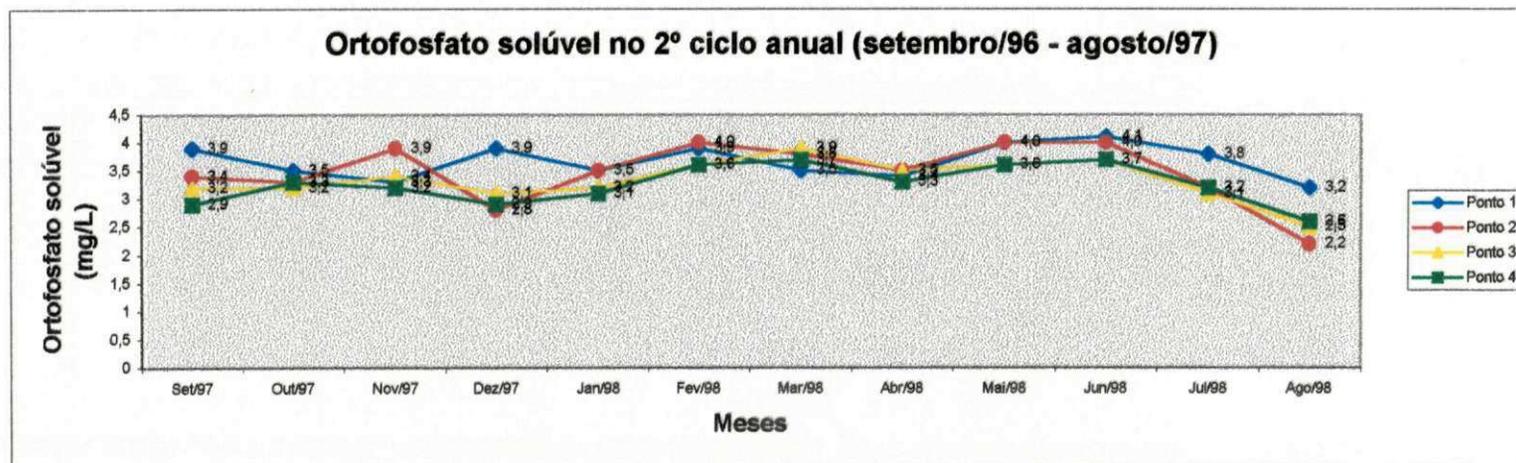
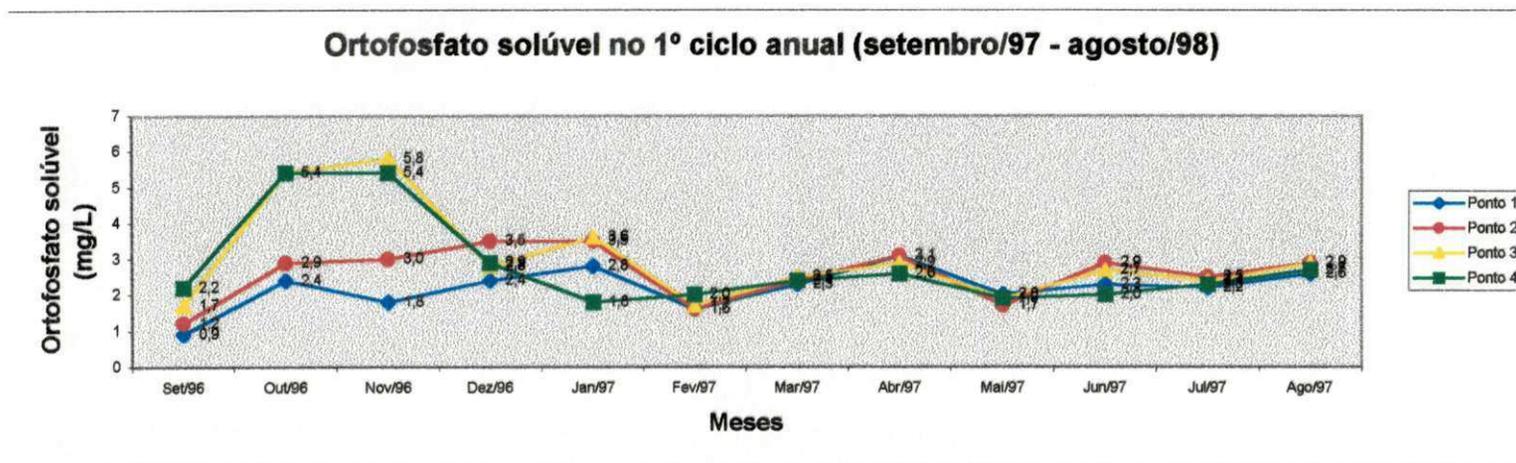


Figura 21 – Ortofosfato solúvel da água nos quatro pontos amostrados no sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

4.2.7 – Nitrogênio Amoniacal

Os valores médios das concentrações de N-amoniacal (Figura 22) em todo o trecho estudado foram muito elevados e variaram entre um valor médio mínimo de 18,6 mg/L no ponto P4, na época de chuva (C1), e um valor máximo de 36,6 mg/L no ponto P1, na época seca (S2). Estes valores elevados estiveram relacionados com a mineralização de material orgânico nitrogenado presente nesta água, cujo teor de matéria orgânica, expresso como DBO₅ (Figura 12), teve seu valor máximo de 142 mg/L neste mesmo ponto e época.

A amônia é a primeira forma de nitrogênio liberada durante a decomposição biológica da matéria orgânica, sendo um importante agente eutrofizante, devido à facilidade com que é assimilada pelos organismos da biota existente. Segundo Branco (1986), a amônia está ligada à poluição recente das águas superficiais por ser a forma de nitrogênio mais rapidamente oxidada, expressando, assim, a presença de esgoto com conteúdo de matéria orgânica nitrogenada.

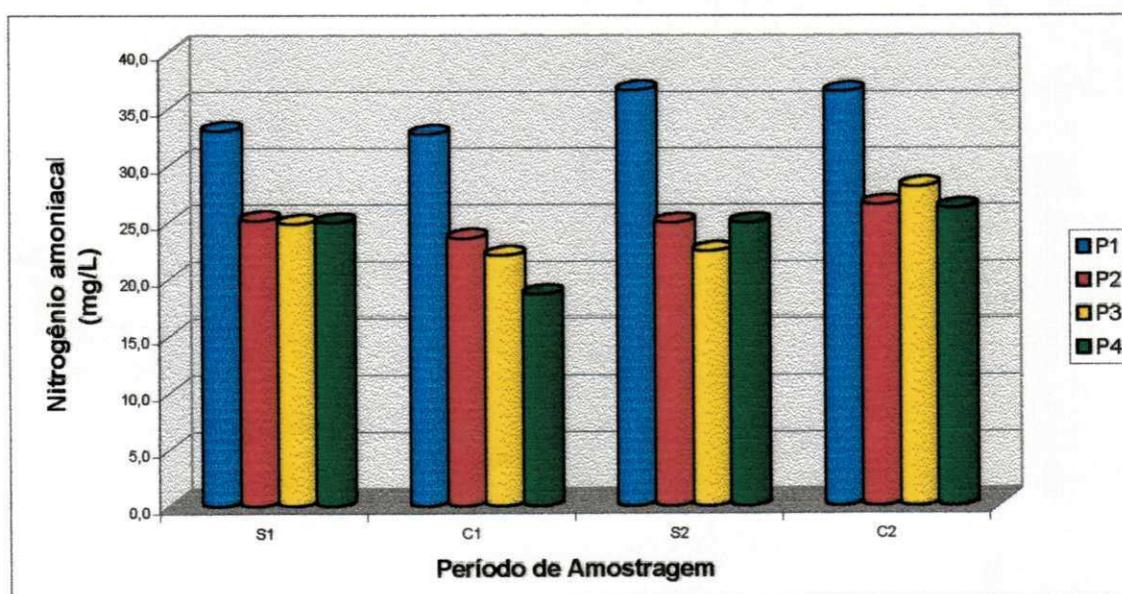


Figura 22 – Valores médios de nitrogênio amoniacal nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Essa relação entre de DBO₅ e material nitrogenado na forma amoniacal foi confirmada pela correlação (Tabelas 9 e 10) positiva e significativa entre estes dois parâmetros, tanto na época de chuva ($\alpha = 0,01$; $r = 0,375$) quanto na época seca ($\alpha = 0,01$; $r = 0,498$).

Tomando como base os valores típicos da composição de esgoto doméstico apresentados por Metcalf & Eddy (1991) e Silva (1982), pode-se afirmar que os valores médios de amônia detectados nas águas superficiais que atravessam o Campus Universitário se aproximam aos valores de esgotos de origem doméstica.

Em ambientes aquáticos, o excesso de amônia causa problema de toxicidade à população de peixes quando as concentrações atingem valores de 0,25 mg/L (Esteves, 1988), além de interferir no processo fotossintético das algas, quando os valores do pH estiveram acima de 8 e as concentrações de amônia forem igual ou superior a 28 mg/L (Abeliovich & Azov, 1976). No caso de águas com teores elevados de amônia serem utilizados na irrigação, a cultura utilizada poderá ter um crescimento vegetativo exagerado (Crook, 1993). No entanto, Santos (1997), estudando o rendimento do capim elefante (*Pennisetum purpureum*) irrigado com água residuária tratada, com concentração média de nitrogênio amoniacal de 40,9 mgN/L, observou que não houve crescimento vegetativo exagerado e que a matéria seca da planta não apresentava excesso de proteína bruta.

Na Figura 23 está apresentado os valores mensais de nitrogênio amoniacal nos quatro pontos amostrados, durante todo o período experimental.

4.2.8 – Sólidos Suspensos Totais

A Figura 24 mostra os valores médios dos sólidos suspensos, os quais foram quantificados apenas no 2º ciclo anual.

Na época seca (S2), foram registrados os maiores (123 mg/L) e menores (8 mg/L) valores médios de sólidos suspensos. Na época subsequente (C2), os valores oscilaram entre um máximo de 67 mg/L e um mínimo de 28 mg/L. Os maiores valores de sólidos suspensos ocorreram sempre no ponto P1 (S2 e C2).

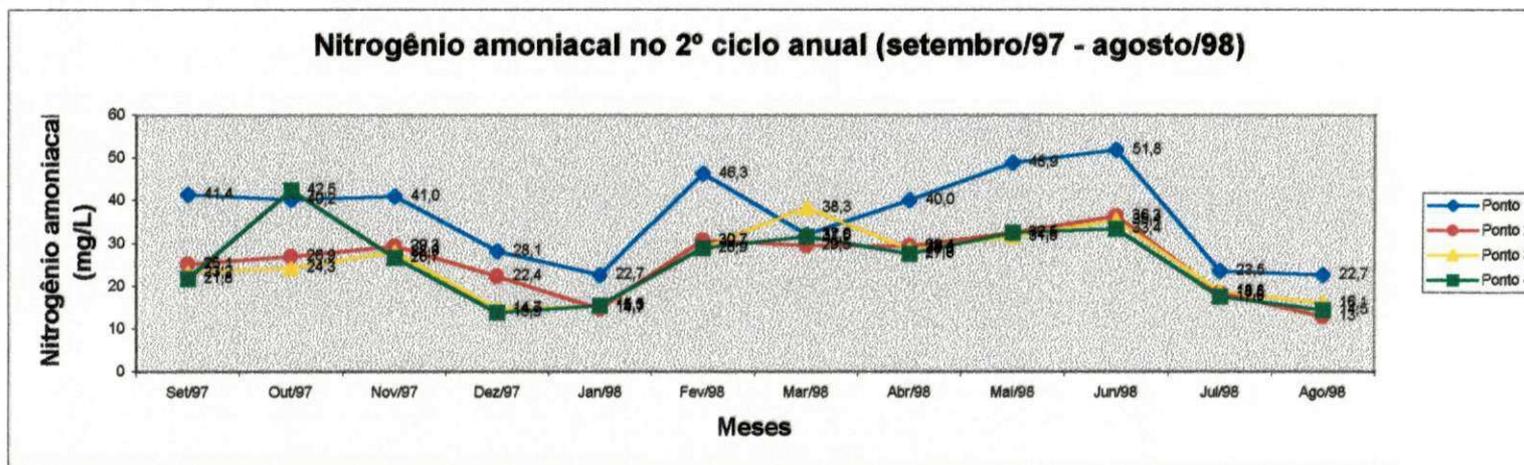
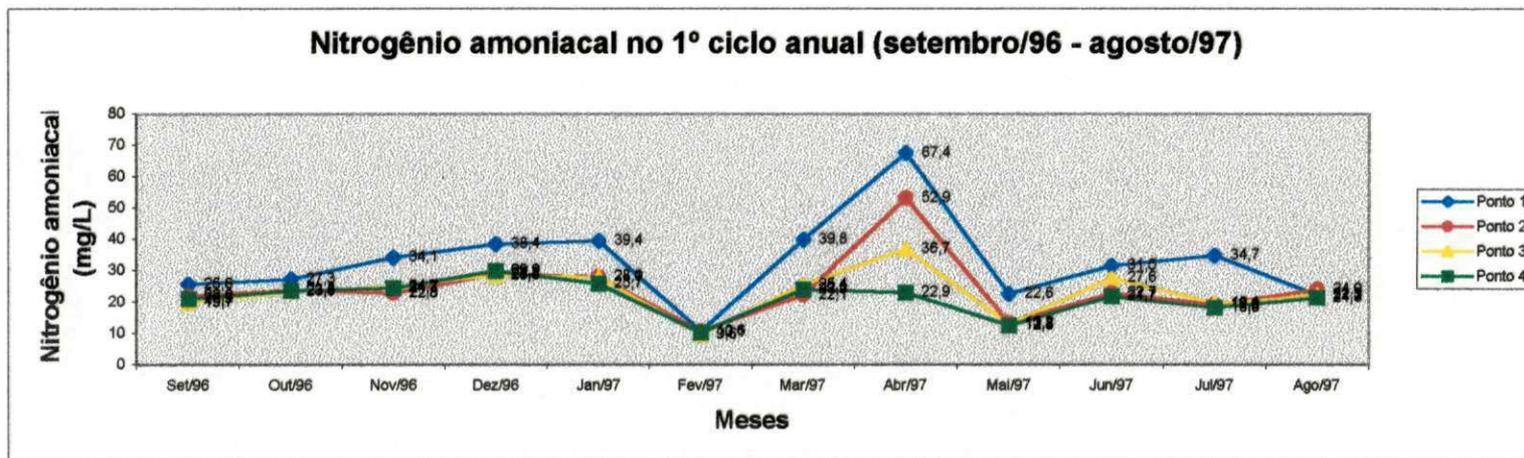


Figura 23– Nitrogênio amoniacoal da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

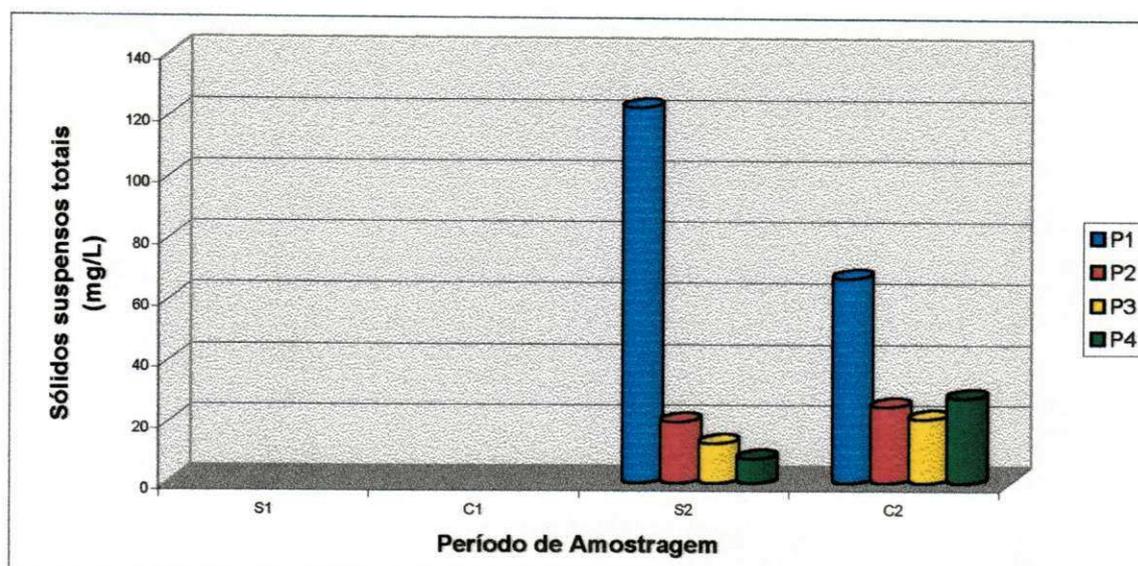


Figura 24 – Valores médios de sólidos suspensos totais nos pontos P1,P2,P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/97 a agosto/98.

Durante todo o percurso, entre os pontos P1 e P4, houve remoção significativa de sólidos suspensos, de até 93,5% (123 – 8 mg/L), ocorrido na época seca (S2), que diminuiu para 58% (67 – 28 mg/L) na época de chuva (C2). No entanto, deve ser destacado que entre os pontos P1 e P2 houve uma redução acentuada dos sólidos suspensos, tanto na época seca (S2) quanto na época chuvosa, cujas percentagens foram de 84% (123–20 mg/L) e 63% (67 – 25 mg/L). Dessa maneira, o sistema foi capaz de reduzir sensivelmente a carga poluidora afluente ao açude de Bodocongó.

A partir do ponto P2, essas águas continham uma concentração de sólidos suspensos abaixo do valor de 30 mg/L apropriado para o lançamento em corpos receptores, de acordo com os padrões no EPA e do Reino Unido (Bartone, 1986). Caso essas águas sejam utilizadas em irrigação, os valores de sólidos suspensos também estão compatíveis com os padrões utilizado em Israel (Shelef *et al.*, 1987), que recomendam uma concentração de 50 mg/L.

Os valores mensais de sólidos suspensos totais, nos quatro pontos amostrados durante todo o período experimental, estão apresentados na Figura 25.

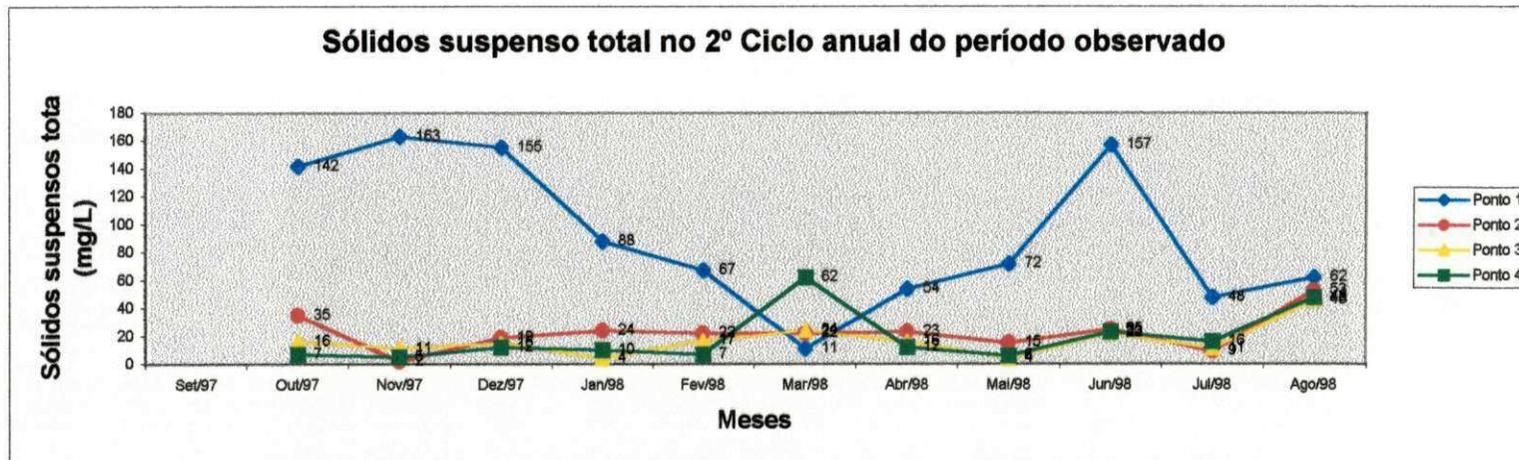


Figura 25 – Sólidos suspensos da água nos quatro pontos amostrados do sistema flúvio-lacustre que corta o Campus II – UFPB, no período de setembro/97 a agosto/98.

4.3 – PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS

4.3.1 – Coliformes Fecais

A Figura 26 mostra os valores médios de coliformes fecais. Na época seca S1, este parâmetro não foi determinado. As concentrações deste grupo de bactérias indicadoras de contaminação fecal foram muito elevadas nos quatro pontos analisados durante as épocas climáticas estudadas (C1, S2 e C2).

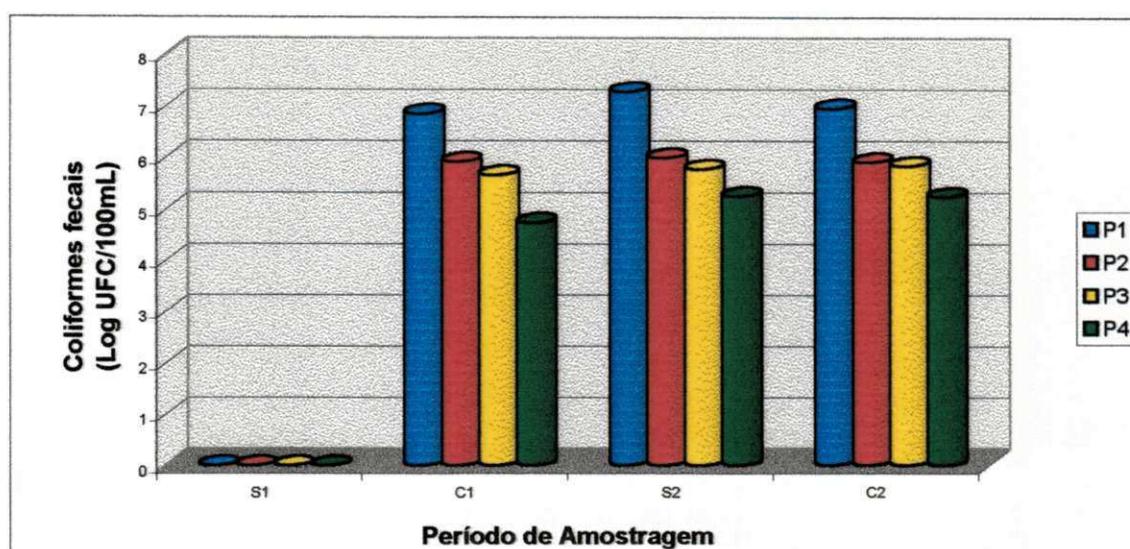


Figura 26 – Valores médios de coliformes fecais nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB, no período de setembro/96 a agosto/98.

Os maiores valores de coliformes fecais foram sempre detectados no ponto P1, variando entre $2,0 \times 10^7$ UFC/100mL na época seca S2 e $7,0 \times 10^6$ UFC/100mL na época C1. Nos demais pontos houve uma redução gradual, atingindo em P4, um valor máximo de $1,8 \times 10^5$ na época C2 e mínimo de $5,4 \times 10^4$ na época C1. Nos períodos estudados, a redução de coliformes fecais entre os pontos P1 e P4 variou entre 99,2% (C1) e 80,3% (C2). Cerca de 90% desta redução ocorreu novamente entre os pontos P1 e P2 no ambiente lântico do ecossistema sob estudo. Entretanto, a qualidade bacteriológica final das águas lançadas no açude de Bodocongó não correspondeu às recomendações da OMS (WHO, 1989) para uso irrestrito em irrigação que é inferior a 10^3 UFC/100mL e da Resolução CONAMA nº 20 (CONAMA, 1986) onde o valor mínimo aceitável é 10^3 UFC/100mL.

Com relação à concentração de coliformes fecais no ponto P1, foi observado que os valores encontrados são similares ao do esgoto bruto de Campina Grande que, de acordo com Silva (1982), é de $4,0 \times 10^7$ UFC/100mL. Portanto, as concentrações de coliformes fecais encontradas são evidência inquestionável da presença de águas residuárias domésticas nestas águas superficiais.

A correlação (Tabelas 9 e 10) positiva e significativa de coliformes fecais e DBO₅ nos dois períodos estudados, seca ($\alpha = 0,01$; $r = 0,872$) e chuva ($\alpha = 0,01$; $r = 0,891$), evidenciou que o aumento de coliformes fecais esteve associado à entrada de matéria orgânica com alta carga fecal. A correlação positiva e significativa entre coliformes fecais e sólidos suspensos totais nas duas épocas, seca ($\alpha = 0,01$; $r = 0,919$) e chuva ($\alpha = 0,01$; $r = 0,528$), também foi uma consequência deste fato. De forma semelhante, a correlação positiva e significativa entre coliformes fecais e fósforo total nas duas épocas, seca ($\alpha = 0,05$; $r = 0,495$) e chuva ($\alpha = 0,01$; $r = 0,468$), pode estar relacionada também com a entrada de matéria orgânica.

4.3.2 – Estreptococos Fecais

A Figura 27 mostra os valores médios de estreptococos fecais. Na época seca S1, este parâmetro não foi determinado. O comportamento deste indicador seguiu a mesma tendência dos coliformes fecais, ou seja, elevados valores em P1, com subsequente redução nos demais pontos.

No ponto P1 a concentração máxima foi de $4,2 \times 10^6$ UFC/100mL na época S2, e a mínima de $1,03 \times 10^6$ UFC/100mL, na época C2. A redução de estreptococos fecais entre o ponto P1 e P4 variou entre 99,6% (C1) e 96,3% (C2) e, novamente, o lago formado entre os pontos P1 e P2 foi responsável pela maior parte desta redução, variando de 96,0% (C1) a 85,7% (C2).

O valor médio de estreptococos fecais encontrado no ponto P1 (na ordem de 10^6 UFC/100mL) foi muito próximo ao encontrado por Silva (1982) para o esgoto da cidade de Campina Grande ($7,0 \times 10^6$ UFC/100mL). Este valor médio de estreptococos fecais encontrado, novamente, sugere a presença de esgotos domésticos nesta água superficial.

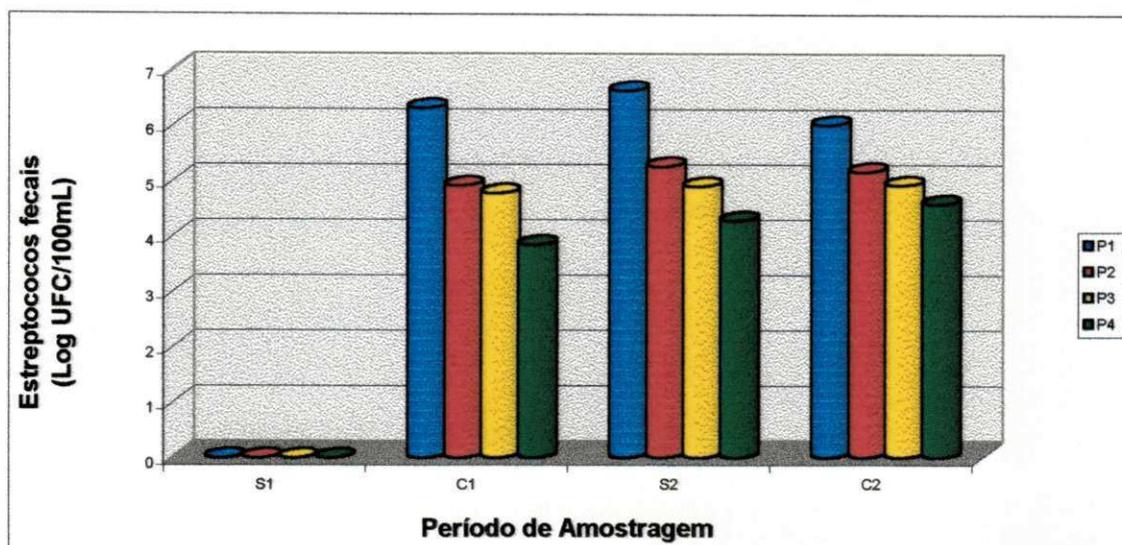


Figura 27 – Valores médios de estreptococos fecais nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB no período de setembro/96 a agosto/98.

A existência de correlação (Tabelas 9 e 10) positiva e significativa entre estreptococos fecais e coliformes fecais, na época seca ($\alpha = 0,01$; $r = 0,903$) e na época de chuva ($\alpha = 0,01$; $r = 0,816$), foi associada à presença de matéria orgânica de origem fecal.

4.4 – PARÂMETROS BIOLÓGICOS

4.4.1 – Clorofila “a”

A Figura 28 mostra a variação das concentrações de clorofila “a” nos quatro pontos e nas quatro épocas estudadas.

A clorofila “a” é o parâmetro mais usado para indicar os teores de biomassa de algas (Margalef, 1986) e é importante para a classificação trófica de ambientes aquáticos.

A biomassa de algas (clorofila “a”) esteve sempre ausente no ponto P1 durante todas as épocas climáticas analisadas. Apesar de se tratar de águas superficiais, o excesso de matéria orgânica biodegradável (Figura 16), ausência de oxigênio dissolvido (Figura 12) e também a escassa transparência da água impediram a proliferação de organismos autótrofos.

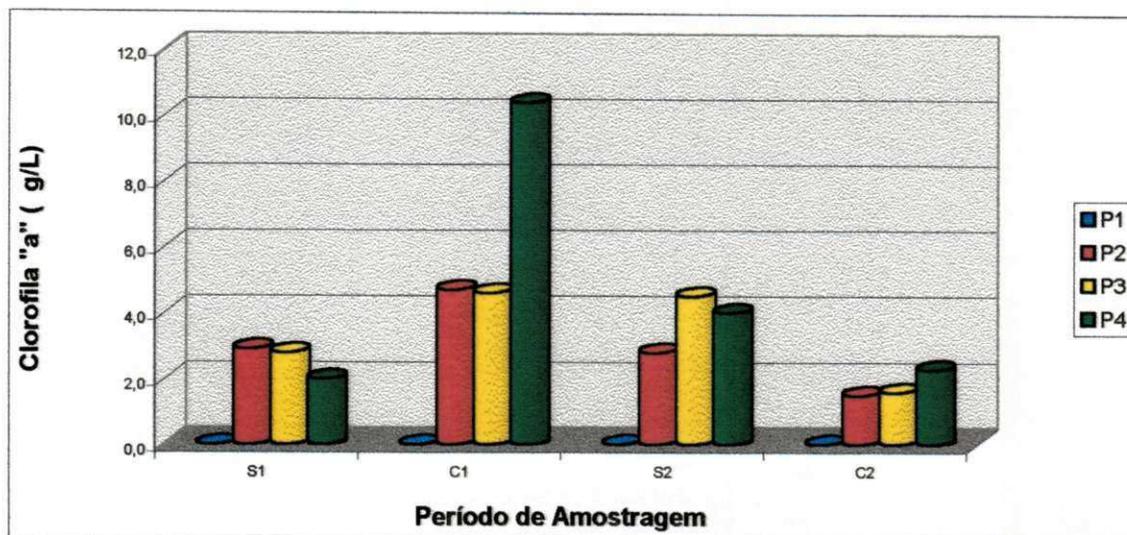


Figura 28 – Valores médios de clorofila “a” nos pontos P1, P2, P3 e P4 do sistema flúvio-lacustre do Campus II – UFPB no período de setembro/96 a agosto/98.

Durante o período em que a água permaneceu na lagoa, ocorreram algumas transformações físicas e químicas, destacando-se a mineralização da matéria orgânica. Os nutrientes liberados neste processo tornaram-se disponíveis aos integrantes da biota aquática, dentre eles as algas, para o crescimento e desenvolvimento de novos organismos. Apesar dos elevados teores de N-amoniacoal (Figura 22) e de fósforo total (Figura 18), foi observada pequena proliferação de algas, uma vez que os valores de clorofila “a” variaram entre um valor máximo de 10,4 $\mu\text{g/L}$ em P4 na época C1 e ausência em P1, para todas as épocas.

Após o ponto P2, com a mudança do regime hidráulico de lântico para lótico, e a presença de um declive até o ponto P4, as águas fluem entre gramíneas, as quais se constituem em substrato fixo para o estabelecimento de algas epifíticas e epilíticas. Com o aumento da velocidade de escoamento na época C1, muita biomassa algal foi arrastada do substrato, contribuindo para o aumento da clorofila “a” no ponto P4.

4.4.2 – Diversidade de algas

As algas têm sido utilizadas como indicadores biológicos de poluição em vários trabalhos, pois este grupo de microrganismos autotróficos existe na grande maioria dos ambientes aquáticos, exceto onde o grau de poluição é bastante forte e há falta de oxigênio dissolvido, ou bastante tóxico que provoque o seu desaparecimento. As algas têm sua importância aumentada por serem tão responsáveis quanto as bactérias no auxílio da autodepuração de águas superficiais. Elas constituem um grupo de microrganismos sensível ao aumento de nutrientes inorgânicos no sistema aquático, pois estes estimulam seu maior desenvolvimento e reprodução (Hellawell, 1986).

Segundo Margalef (1986) e Odum (1971), o excesso de nutrientes causa o crescimento excessivo de algas e macrófitas, com diminuição do número de espécies dentro de cada gênero e aumenta o número de indivíduos das espécies dominantes. Estas mudanças na diversidade da biota manifestam os impactos aos quais estão submetidos os corpos aquáticos.

As Figuras 29 e 30 mostram a frequência dos gêneros de algas identificadas no sistema flúvio-lacustre durante os dois ciclos anuais (set/96–ago/98). Foram identificados seis gêneros de algas pertencentes a quatro Phyla: Cyanophyta (01 gênero), Euglenophyta (02 gêneros), Chlorophyta (02 gêneros) e Bacillariophyta (01 gênero).

Durante as quatro épocas climáticas avaliadas, o número de gêneros analisados nos quatro pontos sempre foi cinco e dentre eles destacaram-se *Oscillatoria* e *Navicula* cujas frequências de aparecimento foram superiores a 80%, exceto no ponto P1 na época C1 onde *Navicula* teve uma frequência de 29%.

Os gêneros identificados são cosmopolitas (Branco, 1986), típicas de ambientes com elevada concentração de matéria orgânica sendo consideradas como bons indicadores de ambientes eutrofizados (Palmer, 1969). O mesmo autor num trabalho detalhado sobre gêneros resistentes à poluição cita *Oscillatoria* e *Navicula* como as mais frequentes. Ceballos (1995) encontrou os mesmos gêneros em açudes hipereutróficos de Campina Grande que recebiam esgotos domésticos.

Estas algas se desenvolveram sobre qualquer substrato fixo, sejam pedras ou folhas, tendo a habilidade de sobreviver em ambientes anaeróbios onde predominam elevadas concentrações de matéria orgânica e baixos teores de oxigênio. A presença destas algas,

nas amostras analisadas, foi devido ao seu desprendimento do substrato sólido pela força da correnteza durante o trajeto.

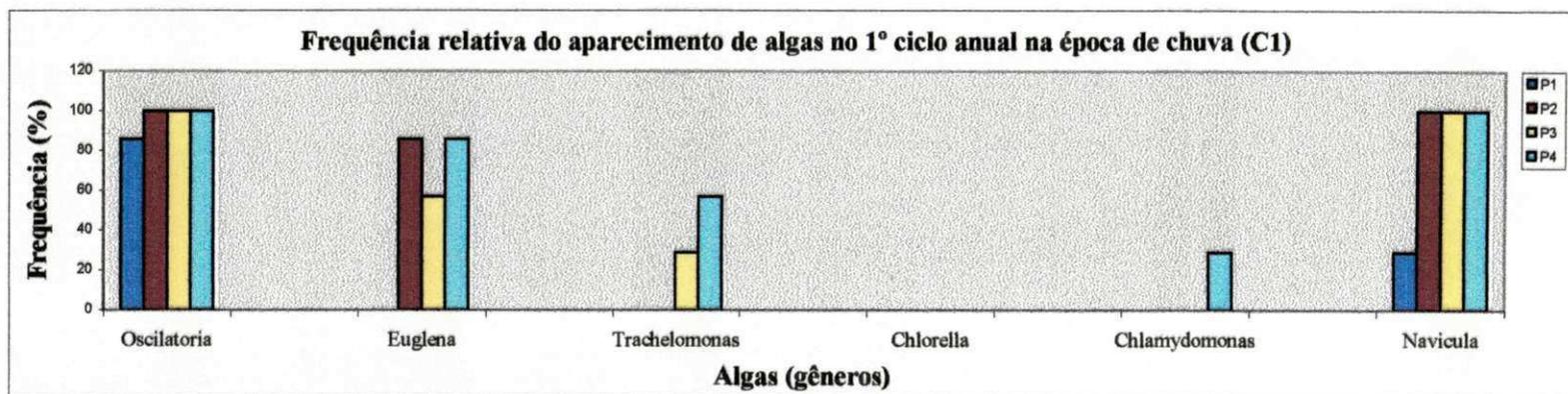
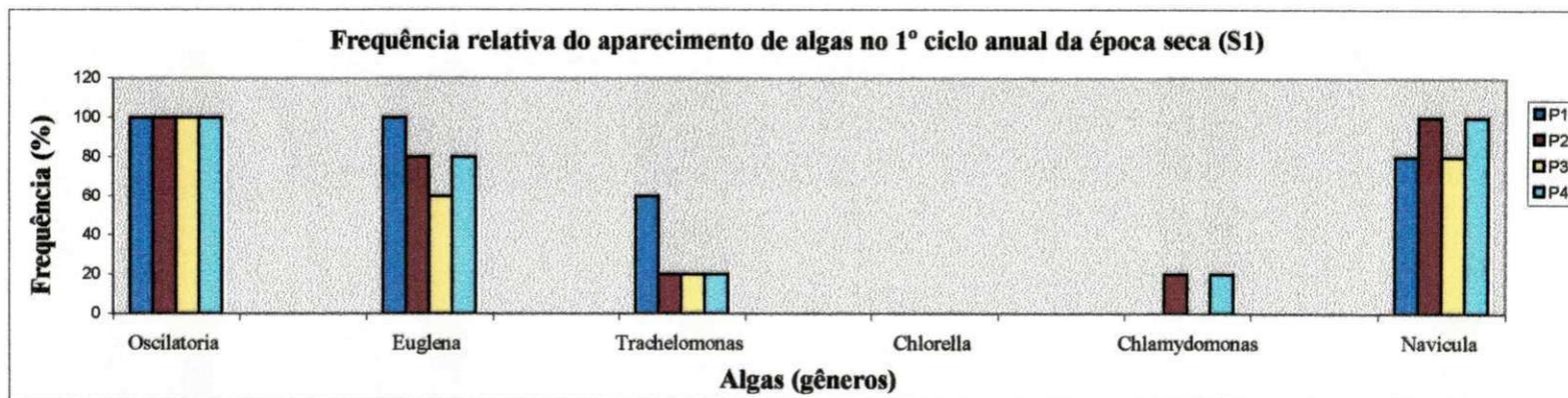


Figura 29 – Frequência relativa de gêneros de algas nos pontos P1, P2, P3 e P4 no 1º ciclo anual (setembro/96 a agosto/97)

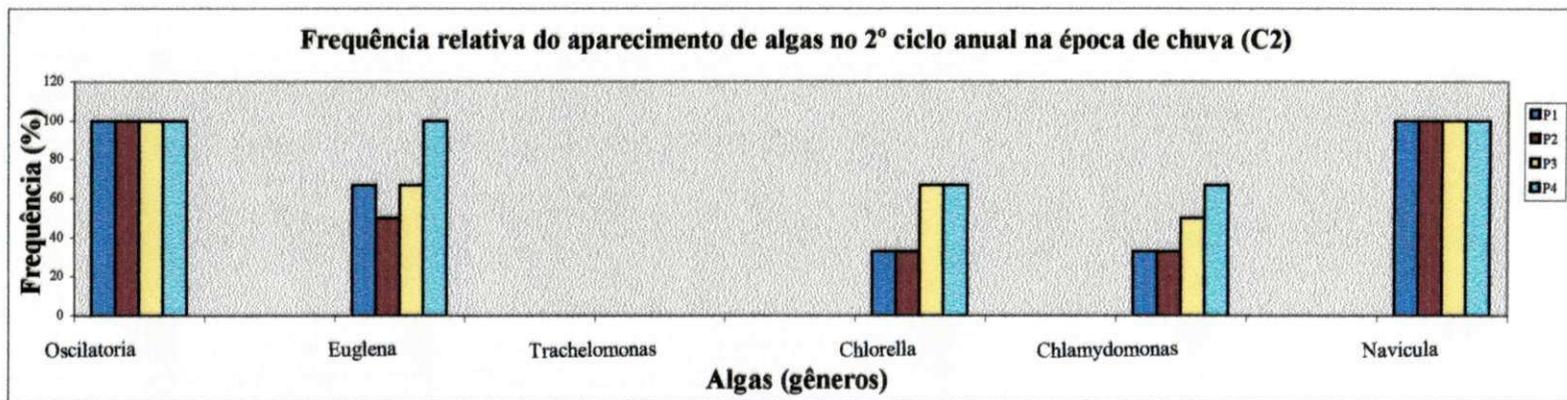
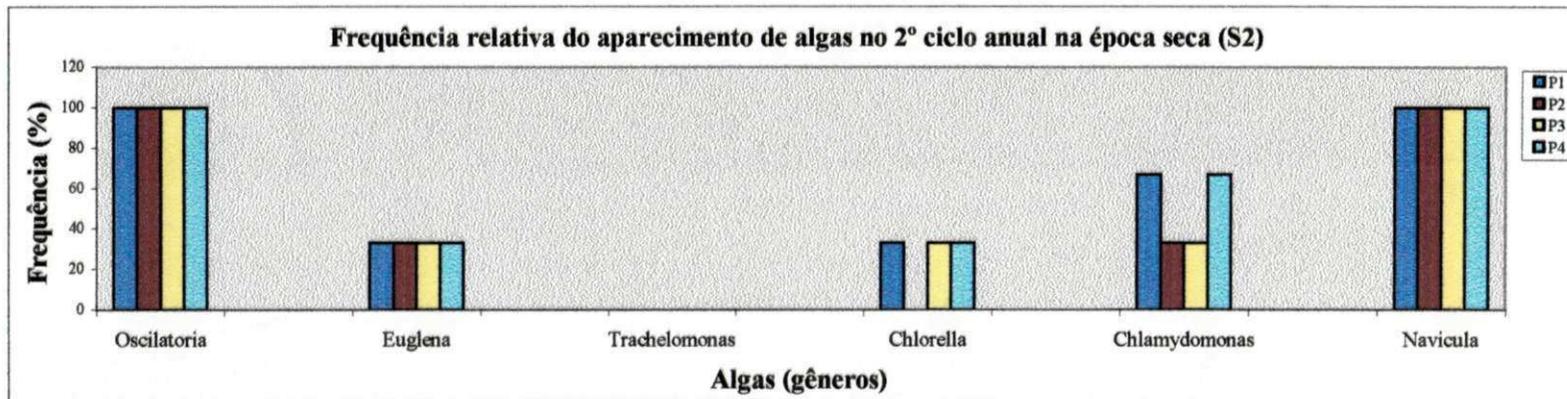


Figura 30 – Frequência relativa de gêneros de algas nos pontos P1, P2, P3 e P4 no 2º ciclo anual (setembro/97 a agosto/98)

Tabela 9 – Matriz correlação de parâmetros analisados no período de seca

	T	pH	CE	OD	DBO ₅	Pt	P-Orto	N-amon	Cla	SST	CF	EF
T	1,00											
PH	-0,028	1,00										
CE	0,212	0,490**	1,00									
OD	-0,317*	0,115	0,224	1,00								
DBO ₅	0,790**	-0,046	0,006	-0,448**	1,00							
Pt	0,567**	-0,133	0,148	0,041	0,500**	1,00						
P-orto	0,072	-0,236	-0,006	0,341*	-0,115	0,544**	1,00					
N-amon	0,392**	-0,521**	-0,316*	0,347*	0,498**	0,216	0,070	1,00				
Cla	-0,103	0,419**	0,421**	0,296	-0,365*	-0,163	-0,003	-0,526**	1,00			
SST	0,502*	-0,195	-0,196	-0,459*	0,891**	0,419	0,286	0,461*	-0,481*	1,00		
CF	0,557**	-0,172	-0,131	-0,403	0,872**	0,495*	0,445*	0,611**	-0,454*	0,919**	1,00	
EF	0,765**	-0,015	-0,067	-0,477	0,964**	0,607*	0,202	0,363	-0,405	0,776**	0,903**	1,00

Tabela 10 – Matriz correlação de parâmetros analisados no período de chuva

	T	pH	CE	OD	DBO ₅	Pt	P-orto	N-amon	Cla	SST	CF	EF
T	1,00											
PH	-0,322*	1,00										
CE	-0,049	0,037	1,00									
OD	0,078	0,143	-0,371**	1,00								
DBO ₅	0,245	-0,257	0,416**	-0,396**	1,00							
Pt	0,279*	-0,096	0,456**	-0,290*	0,324*	1,00						
P-orto	0,262	-0,101	-0,376**	-0,250	0,031	0,714**	1,00					
N-amon	0,218	-0,045	-0,408**	-0,330*	0,375**	0,537**	0,626**	1,00				
Cla	-0,286	0,006	-0,302	0,109	-0,202	-0,392*	-0,325*	-0,180	1,00			
SST	-0,039	-0,201	0,356	-0,122	0,564**	0,295	0,103	0,402	-0,263	1,00		
CF	0,300*	-0,205	0,374**	-0,331*	0,891**	0,468**	0,109	0,477**	-0,303	0,528**	1,00	
EF	0,313*	-0,126	0,139	-0,269	0,735**	0,338*	-0,059	0,444**	-0,246	0,378	0,816**	1,00

• Nível de significância $\alpha = 0,05$ (5%)

** Nível de significância $\alpha = 0,01$ (1%)

5.0 – DISCUSSÃO

As atividades desenvolvidas pelo homem provocam alterações nas características do meio físico, biótico e antrópico, as quais podem ser benéficas ou adversas.

O estudo do impacto ambiental visa, portanto, a avaliar as prováveis mudanças nas diversas características sócio-econômicas e biofísicas do ambiente, as quais podem resultar de uma determinada ação. Nem sempre é fácil predizer e avaliar os impactos ambientais de uma determinada ação. Sob determinado enfoque, um impacto pode ser considerado positivo mas, sob outros, negativo.

Os problemas ambientais que a humanidade tem enfrentado ressaltam a conclusão de que a utilização dos recursos naturais, pelo homem, não tem sido feita de forma adequada e mostram a necessidade de que o desenvolvimento sócio-econômico deve ser compatível com a conservação ambiental.

O Saneamento tem como objetivo, através de várias medidas, garantir ao homem um ambiente com condições que proporcionem seu bem-estar físico, mental e social, ou seja, a sua saúde. As atividades de Saneamento consideradas básicas são abastecimento de água, sistema de esgoto, drenagem de águas pluviais e limpeza pública.

O esgotamento sanitário é seqüência de um processo iniciado com a captação e o tratamento da água, seguido da distribuição e o consumo humano, a partir do qual geram-se os esgotos. Estes esgotos serão coletados e transportados para a estação de tratamento, de onde partem os efluentes que poderão ser reutilizados na agricultura ou lançados num corpo receptor.

O crescimento urbano acelerado e desordenado das cidades brasileiras não foi acompanhado por um programa planejado de expansão das redes coletoras de esgoto. No Nordeste, dos 10,3 milhões de domicílios existentes, 3,1 milhões não têm nenhuma forma de coleta de seus esgotos, enquanto 1,4 milhões estão ligados à rede coletora, 1,9 milhões

dispõem de fossa séptica e 3,9 milhões têm “outras” formas de coletar seus esgotos (BIO, 1997). É importante destacar que parte dos esgotos coletados não dispõe de sistemas de tratamento adequado e que os níveis de operação e manutenção das instalações existentes são precários. A grande maioria dos domicílios que não estão ligados à rede coletora lança seus esgotos sobre o solo, no sistema de drenagem de águas pluviais ou em corpos receptores, contribuindo, assim, para inúmeros prejuízos ambientais e no âmbito da Saúde Pública

A carência de recursos hídricos de boa qualidade, principalmente em regiões áridas e semi-áridas como o Nordeste do Brasil, tem levado a população ao uso indiscriminado das águas superficiais (córregos, rios, lagos, lagoas e estuários) que, geralmente, estão contaminadas por esgotos de origem doméstica e águas provenientes de áreas agropastoris. Portanto, para avaliar o impacto poluidor nos corpos receptores, é necessário analisar as águas que fluem para estes, levando em consideração, não apenas os parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio e sólidos suspensos mas, principalmente, a presença de indicadores microbiológicos, o comportamento dos nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, e a biomassa planctônica.

Inserido na bacia hidrográfica do rio Bodocongó, o ecossistema aquático estudado faz parte do sistema de macrodrenagem urbano da cidade de Campina Grande e drena os bairros de Monte Santo, Jeremias e Bela Vista.

Estas águas de drenagem urbana no trecho estudado mantiveram uma vazão constante, mesmo no período de seca, no qual as precipitações pluviométricas praticamente não existiram. Elas continham elevado teor de matéria orgânica biodegradável (142 - 106 mg/L) e elevada concentração de bactérias indicadoras de contaminação fecal ($1,9 \times 10^7$ - $7,0 \times 10^6$ UFC/100mL) valores esses próximos aos detectados no esgoto bruto da cidade de Campina Grande (249 - 108 mg/L e $4,0 \times 10^7$ UFC/100mL; Silva, 1982), respectivamente, evidenciando a presença de esgoto de origem doméstica.

O sistema riacho-lago-riacho se caracterizou por uma boa redução da matéria orgânica biodegradável (DBO_5) e sólidos suspensos (SS), que foi atribuída à atividade degradadora de microrganismos através da digestão anaeróbia e ao processo físico de sedimentação. A DBO_5 média no ponto de descarga, a montante do açude de Bodocongó, foi de 13 mg/L. Este valor foi inferior àquele (20 mg/L) recomendado no Reino Unido e ao preconizado pela EPA nos Estados Unidos (30 mg/L) para descarga de efluentes em corpos receptores (Bartone, 1986) e, ainda, inferior ao exigido para a irrigação irrestrita (25 mg/L)

(Arthur, 1983). A eficiência de remoção de DBO_5 foi de 89%, sendo o lago responsável pela maior percentagem de redução (78%). O trecho subsequente aumentou a eficiência global do sistema em apenas 11%. A concentração média de sólidos suspensos no ponto a montante do Açude de Bodocongó foi de 22 mg/L, com uma redução de 81% da carga poluidora inicial. O valor médio dos sólidos suspensos efluentes foi inferior àquele máximo recomendado de 30 mg/L, para o lançamento em corpos receptores, de acordo com os padrões da EPA, e, ao padrão de 50 mg/L, utilizado em Israel para irrigação irrestrita (Arthur, 1983).

No presente trabalho, foram utilizadas as bactérias indicadoras de contaminação fecal, coliformes fecais e estreptococos fecais, para avaliar a redução dos mesmos e inferir sobre o comportamento provável dos microrganismos patogênicos. Tais grupos de bactérias foram reduzidas em 96% (coliformes fecais) e em 99% (estreptococos fecais). A maior parte da redução dos coliformes fecais (77%) e estreptococos fecais (97%), ocorreu entre os pontos P1 e P2, respectivamente, na entrada e saída do lago.

Os gêneros de algas identificados em cada um dos pontos amostrados refletiram as características físico-químicas do ambiente aquático. No riacho afluente, a predominância da frequência de *Oscillatoria* (100%), *Euglena* (80%), *Trachelomonas* (30%), *Chlamydomonas* (10%) e *Navicula* (90%) esteve associada à elevada concentração de matéria orgânica biodegradável (123mg/L) (Palmer, 1969). Ao longo do percurso, foram observadas alterações na frequência e diversidade destes gêneros, em consequência da redução da matéria orgânica e da modificação do ambiente de lântico para lótico. Esta mudança de regime hidráulico contribuiu para um discreto aumento nos teores médios de OD no riacho (até 1,0 mg/L) e do pH (até 7,8).

As variações nas concentrações de nitrogênio amoniacal foram relacionadas às quantidades de matéria orgânica introduzidas no sistema. Foi observada uma redução de 32% que pode estar associada à incorporação dessa forma de nitrogênio por alguns gêneros de algas.

Assim como no caso das formas de nitrogênio, o sistema não removeu de modo expressivo as formas de fósforo analisadas. A remoção de fósforo total (21%) pode ser atribuída à sedimentação do material particulado orgânico e inorgânico no lago. As concentrações médias de fósforo total lançadas no açude de Bodocongó superaram em muito a concentração limite de 0,005 mgP/L (Sawyer *et al.*, 1994), o que favoreceu a eutrofização do corpo receptor. O ortofosfato solúvel apresentou discreto aumento,

provavelmente devido ao próprio efeito de mineralização do fósforo orgânico como também a contribuição do sedimento anaeróbico do lago, que atuou como fonte fornecedora de fósforo.

As elevadas concentrações de fósforo total e ortofosfato solúvel, e seu impacto eutrofizante sobre o açude de Bodocongó poderiam ser minimizados através da utilização parcial destas águas na irrigação de certas áreas verdes do Campus, desde que sejam contornadas as suas características microbiológicas que restringem seu uso.

O sistema estudado foi idealizado para assumir função paisagística mais, devido a ausência de rede de coleta de esgoto na área de drenagem, vem recebendo contribuições de despejos domésticos e causando alterações no mesmo. Estas alterações acarretaram a diminuição do nível de qualidade destas águas, caracterizando o fenômeno de poluição hídrica.

Desta forma o sistema flúvio-lacustre passou a desempenhar o papel de uma estação de tratamento de esgoto prejudicando não só a comunidade universitária, pelo aspecto e odor de suas águas, mas também a comunidade como um todo, devido à elevada carga poluidora lançada no Açude de Bodocongó.

A poluição hídrica, aqui caracterizada, foi resultante da introdução de resíduos líquidos ricos de matéria orgânica, tornando esta água prejudicial ao homem e outras formas de vida e imprópria para determinados usos. A própria configuração triangular proporcionou um fluxo preferencial da água fazendo com que parte do espelho d'água fosse invadido por plantas aquáticas enraizadas e flutuantes formando um aglomerado de material vegetal que reduziu em muito o volume do lago. O assoreamento deste corpo aquático foi proveniente da erosão hídrica de áreas circunvizinhas e do material sedimentável dos resíduos líquidos e contribuíram em demasia para redução de sua profundidade original de 6,00 m para os 2,5 m atuais.

No entanto, é necessário que o poder público planeje e execute ações de saneamento básico nas áreas adjacentes, a fim de que as águas do lago passem a receber tão somente águas pluviais, de modo a salvaguardar este ecossistema.

Posteriormente seria interessante propor um manejo adequado para sua despoluição para que o lago reassuma sua função paisagística e que suas águas possam ser usadas na irrigação das áreas verdes do Campus.

Para tanto, torna-se necessária uma campanha de conscientização, não só da população universitária mas também da população de toda a cidade de Campina Grande,

para sensibilizar o poder público para que este execute serviços de saneamento básico que se fizerem necessário para preservar esta área. Esta campanha deve começar imediatamente, numa luta contra o tempo, enquanto há chances de recuperação deste ecossistema.

6.0 – CONCLUSÕES

- (1) As águas do sistema de drenagem que atravessam o Campus II da UFPB apresentam características de esgoto doméstico, evidenciadas pelos valores elevados de matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes eutrofizantes e bactérias indicadoras de contaminação fecal.
- (2) Durante todo o percurso no sistema flúvio-lacustre estudado foi identificada uma única zona de autodepuração: a zona de degradação ativa.
- (3) O sistema foi capaz de reduzir 89% (123 – 13 mg/L) da DBO₅, 81% (95-18 mg/L) dos sólidos suspensos, 32% (34,7-24,0 mg/L) de amônia, 21% (4,6–3,6 mg/L) de fósforo total e 99% ($3,8 \times 10^6$ – $1,3 \times 10^5$ UFC/100 ml) dos coliformes fecais.
- (4) O lago formado pelo represamento do córrego atuou como um eficiente tanque de sedimentação, reduzindo as concentrações da demanda bioquímica de oxigênio (78%) e os sólidos suspensos (76%).
- (5) No trecho compreendido entre os pontos P2 e P4, o sistema não foi capaz nem de oxigenar as águas nem de reduzir os teores de fósforo.
- (6) As águas que desaguam no Açude de Bodocongó ainda continham elevadas concentrações de nutrientes eutrofizantes, destacando-se fósforo total (3,6 mg/L) e ortofosfato solúvel (3,1 mg/L).

- (7) No ponto P4, localizado a montante do açude de Bodocongó, os valores mínimos e máximos (10 - 17 mg/L) das concentrações de matéria orgânica (DBO_5) foram inferiores aos recomendados para descarga de efluentes de ETE's em corpos receptores (Reino Unido - 20 mg/L e Estados Unidos - 30 mg/L; Bartone, 1986) e às exigidas para irrigação irrestrita (25 mg/L; Shelef, 1986).
- (8) Os valores mínimos e máximos de sólidos suspensos (8 - 28 mg/L) foram inferiores aos recomendados para descarga em corpos receptores nos Estados Unidos e Reino Unido (30 mg/L; Bartone, 1986) e às recomendações para uso em irrigação, em Israel (50 mg/L; Ayres & Westcot, 1991).

7.0 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. ; AZOV, Y. *Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds: Applied and Environmental Microbiology*. 1976. 31v, n.6, p.801-806.
- APHA; AWWA; WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1995. 953p.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *A qualidade da água na agricultura*. Tradução por H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: UFPB/PRAI / CCT, 1991. 218p. Tradução de: Quality of Agriculture.
- ARAÚJO, A. L. C. *Comportamento de Formas de Fósforo em Sistemas de Lagoa de Estabilização, em Escala - Piloto, sob Diferentes Configurações, Tratando Esgoto Doméstico*. Campina Grande:1993. 101p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba.
- ARTHUR, J. P. *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*. Technical Paper nº 7. Washington: World Bank. 1983.
- AZEVEDO NETTO, J. M. *Sistemas de Esgotamento. Sistema Unitário. Inconvenientes. Sistema Separador. Partes Construtivas de um Sistema de Esgoto Sanitário*. In: *Sistemas de Esgotos Sanitários*. São Paulo: CETESB, 1977. p. 9-14.
- AZEVEDO NETTO, J. M.; ALVAREZ, G. A. *Manual de Hidráulica*. 7. ed. São Paulo: Edgar Bücher, 1982. 2v.
- BARNES, D. ; BLISS, P. J. *Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment*. 1th ed. London: E & F.N. Spon, 1983. 146p.

- BARTONE, C. R. Waste Stabilization Ponds and Reuse of Effluents. *Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización*. Lima, Peru: CEPIS, 1986.
- BATALHA, B. H. L., ROCHA, A. A. *Autodepuração nos cursos d'água*. Revista DAE, São Paulo, 1986. 46v, n.144, p.27-32.
- BICUDO, C. E. M. & BICUDO, R. M. T. *Algas de águas continentais brasileiras*. São Paulo: FUNBEC, 1970. 228p.
- BIO. *Saneamento. O Brasil mostra a sua cara*. 1997. Ano IX, n.º 3. ABES p.22-31.
- BRANCO, S. M. Conceituação geral da poluição. In: *Água – Qualidade, Padrão de Potabilidade e Poluição*. São Paulo: CETESB, 1974. p.127-136.
- BRANCO, S. M. *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*. 3. ed. São Paulo: CETESB / ASCETESB, 1986. 620p.
- BRANCO, C. W. C. *A Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água no Lago Paranoá*. Brasília: 1991. 279p. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Universidade Federal de Brasília.
- BROOK, A. J. Planktonic algae as indicators of lake types with special reference to the Desmidiaceae. *Limnol. & Ocean.*, 1965. 10v, p.403-411.
- CAIRNCROSS, S. Aspectos de Saúde nos Sistemas de Saneamento Básico. *Engenharia Sanitária*, 1984. 3v, n. 4, p. 334-338.
- CEBALLOS, B. S.O. Microbiologia Sanitária. In: *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos*. João Pessoa: Sérgio Rolim Mendonça – UFPB, 1990. p.89-150.
- CEBALLOS, B. S. O. *Utilização de Indicadores Microbiológicos na Tipologia de Ecossistemas Aquáticos do Trópico Semi-árido*. São Paulo: 1995. 192p. Tese (Doutorado – Departamento de Microbiologia, Instituto de Ciências Biomédicas) – Universidade de São Paulo.
- CETESB COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
Caracterização e origem dos despejos líquidos de indústrias de laticínios – Sistemas tradicionais de tratamento e disposição. *Relatório R.4.2*, partes I e II. São Paulo: 1977.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n.º 20, 18 de Junho de 1986. In: *Legislação de Conservação da Natureza*. 4. ed. São Paulo: FBCN/CESP, 1986. 720p.
- CROOK, J. Critérios de Qualidade da Água para Reuso. *Revista DAE-ABESP*, 1993. n.174, p.10-18.

- DACACH, N. G. *Sistemas Urbanos de Água*. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1975. 389p.
- da SILVA, J. L. B. *Estudo Sobre a Remoção de Fósforo em uma Série Longa de Dez Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical*. Campina Grande: 1992. 107p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba.
- DINIZ, C. R. *Aspectos Sanitários de Corpos Lênticos Temporários Utilizados para Consumo Humano*. Campina Grande: 1994. 134p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba.
- DUFOUR, A. P., *Escherichia coli: The fecal coliform*. In: HOADLEY, A. W. & DUTRA B. J., eds. *Bacterial indicators / Health Hazards Associated with Water*. Philadelphia, ASTM, 1977, p.48 - 58, (Special Technical publication 635).
- EHRlich, P. R. & EHRlich, A. H. *População, Recursos, Ambiente. Problema de Ecologia Humana*. São Paulo: Poligano, 1974. 399p.
- ESTEVEs, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 4.ed. Rio de Janeiro: Interciência/ FINEP, 1988. 575p.
- FLORENTINO, E. R. *Caracterização do Esgoto Doméstico e Efluentes das ETE'S de Campina Grande, Guarabira e Sapé – Pb*. Campina Grande:1993. 132p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba.
- GALAL, G. H. Guidelines for Drinking Waters Quality. In: *Safety of Water disinfection balancing chemical and microbial risk*. Washington D.C.: Craun G. F., 1993. 463p.
- GELDREICH, E. E. Microbial water quality concerns for supply use. *Environ. Toxicol., Water Qual./Toxicity Assessment*, 1991. 6v, p.209 – 223.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. SECRETARIA DE EDUCAÇÃO. UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA. *Atlas Geográfico do Estado da Paraíba*. João Pessoa: Grafset. 1985. 100p.
- GUERRA, P. B. *A civilização da seca: O Nordeste e uma história mal contada*. Fortaleza: Ministério do Interior/DNOCS, 1981. 324p.
- HAMMER, M. J. *Sistemas de Abastecimento de Águas e Esgoto*. Tradução por Sérgio A. S. Almeida. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1979. 563p. Tradução de: *Water and waster-water Technology*.
- HELLAWELL, J. M. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. New York: Elsevier Science Publishing Co., 1986. 546p.

- HERRMANN, T. & KLAUSS, U. Fluxes of nutrients in urban drainage systems: Assessment of sources, pathways and treatment techniques. *Water Science & Technology*, 1997. 36v, n.8-9, p.167-176.
- JONES, J. G. *A guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Water*. Ambleside: Freshwater Biological Association Scientific Publication. London: 1979. 112p.
- KLEEREKOPER, H. *Introdução ao estudo de limnologia*. Rio de Janeiro. Ministério da Agricultura/Serviço de Informações Agrícolas, 1944. 2. ed. Fac-similar 1990. 329p.
- MALAVOLTA, E. *Manual de Química Agrícola: Nutrição de Plantas e Fertilizantes do Solo*. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1976. 527p.
- MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F. dos, MORITA, D. M. Reuso de águas. *Revista DAE - SABESP*, 1992.
- MARA, D. D. *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons 1976. 168p.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 1986. 1030p.
- MATHEUS, E. C.; GIANOTTI, E. A. ; MORAES, A. J. Correlação entre clorofila, STV e DQO. *Revista. DAE*. 1989. 49v, n.154, p.20-28.
- METCALF, L., EDDY, H. P. *Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse* 3. ed. New York. McGraw-Hill International, 1991. 1334p.
- MICHALANY, D. *Atlas Enciclopédico Internacional: Um mundo de Informações sobre o mundo em que vivemos*. 1. ed. São Paulo: Michalany, 1994. 160p.
- MOLLE, F.; CADIER, E. *Manual do pequeno açude*. Recife: SUDENE-DPG-PRN-DPP -APR.1992. 523p.
- MONTEIRO, C. E. Autodepuração nos cursos d'água. *Curso sobre poluição das águas CETESB/ABES/BNH*. 1975. 36p.
- NASCIMENTO Jr. E. N. *Comportamento de Formas de Enxofre, Fósforo e Nitrogênio em um Reservatório Profundo de Estabilização Tratando Águas Residuárias Domésticas*. Campina Grande: 1998. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba.
- NORUSIS, M. J. *SPSS for Windows version 6.0*. Chicago, Illinois: SPSS Inc. 1989. 204p.
- ODUM, E. P. *Fundamentos de ecologia*. 4. ed. Lisboa: Fundação Caloust Gulbenkian, 1971. 927p.

- OHLWEILER, O. A. *Química Analítica Quântica*. 2.ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1980. 374p.
- PALMER, C. M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.*, 1969. 5v, p.78-82,
- PEAVY, H. S.; ROWE, D. R. ; TCHOBANOGLIOUS, G. *Environmental Engineering*, New York: McGraw-Hill, 1986. 699p.
- PESSOA, C. A. e JORDÃO, E. P. *Tratamento de Esgotos Doméstico*. 2.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1982. 536p. v.1.
- PRESCOTT, G. M. *How to know the freshwater algae*. Dudaque Iowa: M. C. Brow, 1970. 348p.
- RAI, H. The measurement of photoseprathetic pigments in freshwater and standardization of methods. *Archiv. Hidrobiologie Beih Ergebn Limnol*, 1980. 14v, p.1-106.
- ROS, M. *Respirometry of Activated Sludge*. Lancaster: Technomic Publishing Company. INC., 1993. 149p.
- ROSADO, V. *Livro das Secas*. Coleção Mossoroense, Vol. CXCVIII, ESAM, CNPq. 1985. 348p.
- SANTOS, A. V. *Rendimento do Capim Elefante (*Pennisetum purpureum*) Irrigado com Água Residuária Tratada*. Campina Grande: 1997. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba.
- SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. *Chemistry for Environmental Engineering*. 4. ed. McGraw-Hill International Edition. 1994. 658p.
- SEWELL, G. H. *Administração e controle da Qualidade Ambiental*. Tradução e adaptação Gildo Magalhães dos Santos Filho. São Paulo: EPU, EDUSP, CETESB. 1978. 295p.
- SHELEF, G.; JUANICO, M.; VIKINSKY, M. Reuse of Stabilisation Pond Effluent for Agricultural Irrigation in Israel. *Water Science and Technology*, 1987. 19v, n.12, p.299-305.
- SILVA, S. A. ; MARA, D. D. *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140p.
- SILVA, S. A. *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brasil*. Escócia: 1982. 203p. Tese (PhD –University of Dundee).
- SILVA, S. A. ; MARA, D. D. and de OLIVEIRA, R. The performance of a Series of Five Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brasil: *Water Science and Technology*,

1987. 19v, n.12, p.61-64
- SNOW, J. Sobre a maneira da transmissão da cólera. 2.ed. São Paulo: HUCITEC–Abrasco, 1990. 249p.
- SOUSA, M. do S. M. de. *Variações no Ciclo Nictemeral da Qualidade do Efluente Final da ETE do Município de Guarabira - PB*. Campina Grande: 1994. 190p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)– Universidade Federal da Paraíba.
- VAN HAANDEL, A. C. ; LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos :Um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: EPGRAF, 1994.
- VON SPERLING, M., *Auto Depuração dos Cursos D'água*. Belo Horizonte:1983. 366p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal de Minas Gerais.
- VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1995. 240p.
- VON SPERLING, M., *Princípios básicos do tratamento de esgoto*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 1996. 211p.
- VICENTE, S. ; CARNEIRO, H. A lei da Seca. *Revista Bio*, Ano V, .6: p.17-22. 1993.
- WETZEL, R. G. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 1983. 677p.
- WHO. *Health guidelines for the use of wasterwater in agriculture and aquaculture*. Geneva: World Health Organization (Technical Report Series n.º 778). 1989.
- XAVIER, M. B. *Estudo Comparativo da Flora de Euglenaceae Pigmentadas (Euglenophyceae) de Lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga*. São Paulo: 1985. 378p. Tese (Doutorado–Faculdade de Saúde Pública)-Universidade de São Paulo.