

VARIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO - QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS DE DUAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
EM ESCALA REAL NO MUNICÍPIO DE GUARABIRA-PB.

CRISTINA DI PACE TEJO

**VARIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO - QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS DE DUAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
EM ESCALA REAL NO MUNICÍPIO DE GUARABIRA-PB.**

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.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

CAMPINA GRANDE - PB

- 1993 -



T253v Tejo, Cristina Di Pace.
Variação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de duas lagoas de estabilização em escala real no município de Guarabira-PB / Cristina Di Pace Tejo. - Campina Grande, 1993.
100 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1993.
"Orientação : Profa. Dra. Annemarie Konig, Profa. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos".
Referências.

1. Tratamento Físico-Químico da Água. 2. Lagoas de Estabilização - Guarabira. 3. Engenharia Sanitária. 4. Esgotamento Sanitário. 5. Dissertação - Engenharia Civil. I. Konig, Annemarie. II. Ceballos, Beatriz Suzana Ovruski de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título
CDU 628.16.08(043)

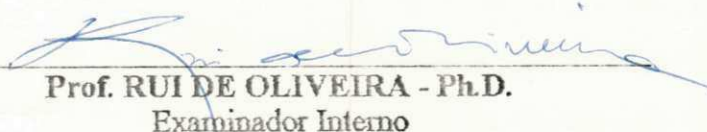
VARIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO - QUÍMICOS E
MICROBIOLÓGICOS DE DUAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
EM ESCALA REAL NO MUNICÍPIO DE GUARABIRA-PB.


CRISTINA DI PACE TEJO

COMISSÃO EXAMINADORA


Profª ANNEMARIE KONIG - Ph.D.
Orientadora


Profª BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS
Orientadora


Prof. RUI DE OLIVEIRA - Ph.D.
Examinador Interno


Prof. HÊNIO NORMANDO DE S. MELO - Doutor
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB.

1993

AGRADECIMENTOS

Às professoras Annemarie Konig e Beatriz S.O. Ceballos pela orientação deste trabalho e pela amizade, dedicação e compreensão que me ofereceram em todos os momentos desta jornada.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo suporte financeiro.

À Prefeitura Municipal de Campina Grande, em especial a Cássio Cunha Lima (Prefeito), Mário Silva Siqueira (Secretário de Viação e Obras) e Rui Barbosa (Diretor do Departamento de Estudos e Projetos da Secretaria de Viação e Obras), pelo apoio durante o desenvolvimento deste trabalho.

À Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA Regional do Brejo, nas pessoas de Ricardo Moisés e Vera Lúcia B. Freitas pela colaboração prestada durante a realização desta pesquisa.

À professora Bernardete Cavalcanti pelo carinho e auxílio literário que me foram prestados.

Aos professores da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental, particularmente aos professores Adrianus Van Haandel e Paula Frassinete Cavalcanti pelo incentivo ao acréscimo dos meus conhecimentos científicos.

Ao meu mestre e amigo Dr. Sakaé Mishina responsável por grande parte de minha experiência profissional.

À funcionária Valmária de Araujo Oliveira pela inesgotável presteza no auxílio à realização dos testes laboratoriais.

Ao querido irmão William Tejo Filho pela paciência e companhia durante as pesquisas por mim realizadas.

Aos colegas de curso Eliane Rolim Florentino e Roberto Nelson Nunes Reis pelo companheirismo e amizade fraterna.

Ao meu tio Carlos Ramos Tejo e meu irmão João Jorge Di Pace Tejo pelo incentivo que me foi prestado.

À SIC - Serviços de Informática Contábeis Ltda, em especial a Gustavo Adolfo Di Pace Tejo, pela colaboração na digitação deste trabalho.

A José Ivanildo Lima pelo valioso e impagável carinho e apoio moral.

À minha querida filha Mônica pela compreensão nas horas mais difíceis.

A todos os meus amigos que direta ou indiretamente apoiaram-me para que atingisse meu objetivo.

OFERECIMENTO

Aos meus pais William e Clélia.

À minha filha Mônica.

Ao professor José Farias da Nóbrega (*in memoriam*)

**"Assim observam os naturalistas, uma pulga
Tem pulgas menores que a fazem de presa;
E estas têm pulgas menoreess para picá-las;
E assim acontece *ad infinitum*."**

(Fragmentos dos versos escritos por Jonathan Swift (1667-1745) no início do século XVIII).

RESUMO

O presente trabalho analisa o desempenho da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Guarabira - PB, através das variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos no esgoto bruto e nas unidades de tratamento.

A ETE é constituída de dois módulos paralelos, cada um com duas lagoas de estabilização em série. Em cada módulo a primeira lagoa, anaeróbia recebendo esgoto doméstico, é seguida de uma facultativa. O sistema, projetado para operar em duas etapas (de 1987 a 1996 e de 1997 a 2.006), visa atender uma população de 33.000 habitantes no fim do plano.

O monitoramento das lagoas foi realizado em um só módulo, durante o período novembro/90 a outubro/91, tendo em vista que as ligações domiciliares não estavam totalmente concluídas.

Foram coletadas amostras do esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa e os seguintes parâmetros foram determinados: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal e nítrico, fósforo total, ortofosfato solúvel, sólidos suspensos (SS), coliformes e estreptococos fecais. A biomassa e a quantificação dos gêneros de algas foram feitas somente no efluente da lagoa facultativa.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos não apresentaram variações significativas ao longo do período.

O efluente da lagoa facultativa apresentou uma concentração média de 223 µg/L de clorofila *a* com predominância de gêneros não-flagelados do Phylum Chlorophyta, com espécies típicas de lagoa de maturação.

Ao longo do ano a eficiência de remoção foi de 94% para DBO₅, 80% para sólidos suspensos, 99,8% para coliformes fecais e 99,7% para estreptococos fecais.

Os estudos no ciclo diário mostraram considerável variação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, indicando que amostras pontuais podem não ser necessariamente representativas do sistema.

ABSTRACT

This work aimed the study of physico-chemical and microbiological fluctuations in a pond system treating domestic sewage and its evaluation.

The Guarabira treatment sewage plant has two series of ponds in parallel, each with an anaerobic followed by a facultative. The system was designed to operate in two stages (from 1987 to 1996 and from 1997 to 2006) and aims to attend 33,000 inhabitants at the end of the plan. During november 1990 to october 1991 only one series was monitored since not all residential connections were completed.

Research methodology consisted by the sampling of raw sewage and anaerobic and facultative pond effluents and analysing them for pH, temperature, dissolved oxygen, BOD₅, COD, nitric and ammoniacal nitrogen, total phosphorous, soluble orthophosphate, suspended solids, streptococcus and faecal coliforms. Algae identification and biomass quantification were only performed in the facultative pond effluent.

Monitoring results showed no significant variations in the physico-chemical and microbiological parameters. Chlorophyll *a* content showed an average of 223 µg/L with the predominance of non-motile green algae.

The series of ponds removed 94% of the BOD₅, 80% of suspended solids, 99.8 and 99.7% of faecal coliforms and streptococcus.

Results of diurnal studies showed significant fluctuations in the physico-chemical and microbiological parameters indicating that grab samples were not necessarily representative of the system.

ÍNDICE

| | |
|--|-----------|
| 1 - INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 - REVISÃO DE LITERATURA | 3 |
| 2.1 - Composição e Características das Águas Residuárias..... | 3 |
| 2.2 - Conceito e Classificação de Lagoas de Estabilização..... | 5 |
| 2.3 - Vantagens das Lagoas de Estabilização | 6 |
| 2.4 - Decomposição da Matéria Orgânica | 8 |
| 2.4.1 - Lagoas Anaeróbias | 10 |
| 2.4.2 - Lagoas Facultativas | 15 |
| 2.5 - Algas | 20 |
| 2.6 - Indicadores Bacteriológicos | 27 |
| 3 - MATÉRIAS E MÉTODOS..... | 35 |
| 3.1 - Descrição do Sistema..... | 35 |
| 3.2 - Alimentação do Sistema | 35 |
| 3.3 - Metodologia da Pesquisa | 35 |
| 3.3.1 - Descrição dos Trabalhos de Campo..... | 38 |
| 3.3.2 - Parâmetros Levantados e Métodos Analíticos | 39 |
| 3.3.2.1 - Temperatura | 39 |
| 3.3.2.2 - Potencial Hidrogeniônico..... | 39 |
| 3.3.2.3 - Oxigênio Dissolvido | 40 |
| 3.3.2.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio..... | 40 |
| 3.3.2.5 - Demanda Química de Oxigênio..... | 40 |
| 3.3.2.6 - Sólidos Suspensos..... | 40 |

| | |
|---|-----------|
| 3.3.2.7 - Formas de Nitrogênio | 41 |
| 3.3.2.8 - Formas de Fósforo | 41 |
| 3.3.2.9 - Coliformes e Estreptococos Fecais..... | 41 |
| 3.3.2.10 - Biomassa de Algas..... | 42 |
| 4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS..... | 43 |
| 4.1 - Variações Mensais..... | 43 |
| 4.1.1 - Potencial Hidrogeniônico..... | 43 |
| 4.1.2 - Temperatura | 43 |
| 4.1.3 - Oxigênio Dissolvido | 43 |
| 4.1.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio..... | 44 |
| 4.1.5 - Demanda Química de Oxigênio..... | 45 |
| 4.1.6 - Nitrogênio Amoniacal..... | 45 |
| 4.1.7 - Nitrogênio Nítrico..... | 45 |
| 4.1.8 - Formas de Fósforo | 46 |
| 4.1.9 - Sólidos Suspensos..... | 47 |
| 4.1.10 - Biomassa de Algas..... | 47 |
| 4.1.11 - Coliformes e Estreptococos Fecais..... | 47 |
| 4.1.12 - Diversidade de Algas..... | 48 |
| 4.2 - Variações no Ciclo Diário..... | 49 |
| 4.2.1 - Potencial Hidrogeniônico..... | 50 |
| 4.2.2 - Temperatura | 50 |
| 4.2.3 - Oxigênio Dissolvido | 51 |
| 4.2.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio..... | 51 |
| 4.2.5 - Demanda Química de Oxigênio..... | 52 |
| 4.2.6 - Nitrogênio Amoniacal..... | 52 |
| 4.2.7 - Nitrogênio Nítrico..... | 53 |

| | |
|--|-----------|
| 4.2.8 - Formas de Fósforo | 53 |
| 4.2.9 - Sólidos Suspensos..... | 54 |
| 4.2.10 - Biomassa de Algas..... | 54 |
| 4.2.11 - Coliformes Fecais | 54 |
| 4.2.12 - Diversidade de Algas..... | 55 |
| | |
| 5 - DISCUSSÃO | 79 |
| | |
| 6 - CONCLUSÕES..... | 88 |
| | |
| 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 91 |

FIGURAS

CAPÍTULO 2.

- Figura 2.1 - Processo de digestão anaeróbia 11
- Figura 2.2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa 16
- Figura 2.3 - Ciclo simbiótico entre algas e bactérias em lagoas facultativas 17

CAPÍTULO 3.

- Figura 3.1 - Esquema da estação de tratamento de esgotos da cidade de Guarabira-PB..... 36

CAPÍTULO 4.

- Figura 4.1 - Variações do pH (a), temperatura (b) e oxigênio dissolvido (c) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91 57
- Figura 4.2 - Variações da DBO₅ (a) e DQO (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91 58
- Figura 4.3 - Variações da amônia (a) e nitrato (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91 59
- Figura 4.4 - Variações do ortofosfato solúvel (a) e fósforo total (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91 60
- Figura 4.5 - Variações de sólidos suspensos (a) e clorofila a (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91 61

- Figura 4.6 - Variações do Log n° CF/100 mL (a) e log n° EF/100 mL (b) no esgoto bruto(●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91..... 62
- Figura 4.7 - Frequência de aparecimento (%) e número total de gêneros de algas identificados presentes no esgoto bruto(●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período janeiro a outubro/91, associados à DBO₅ média do período do experimento..... 63
- Figura 4.8 - Variações do log n° gêneros de algas/mL do *Phylum Cyanophyta*: (a) e (b), e do *Phylum Euglenophyta*: (c),(d) e (e) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira-PB no período janeiro a outubro/91..... 64
- Figura 4.9 - Variações do log n° de gêneros de algas /ml do *Phylum Chlorophyta*: (a), (b), (c), (d), (e), (f), (g), (h), (i), (j) e do *Phylum Bacillariophyta*: (l) e (m), no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira-PB no período janeiro a outubro/91..... 65
- Figura 4.10 -Variações no ciclo diário de pH (a), temperatura (b) e oxigênio dissolvido (c) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II). ... 67
- Figura 4.11 - Variações no ciclo diário de DBO₅ (a) e DQO (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)..... 68
- Figura 4.12 - Variações no ciclo diário de amônia (a) e nitrato (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)..... 69
- Figura 4.13 - Variações no ciclo diário de ortofosfato solúvel (a) e fósforo total (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)..... 70

- Figura 4.14 - Variações no ciclo diário de sólidos suspensos (a) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) e clorofila ^a (b) no efluente da lagoa facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)..... 71
- Figura 4.15 - Variações no ciclo diário do log n° CF/100 ml no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II) 72
- Figura 4.16 - Frequência de aparecimento (%) e número total de gêneros de algas identificados presentes no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II), associados à DBO₅ média de janeiro a abril e janeiro a outubro 73
- Figura 4.17 - Variações do log n° gêneros de algas/mL do *Phylum Cyanophyta*: (a), (b) e (c), no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira-PB, em 16/10/91 (Perfil II) 74
- Figura 4.18 - Variações do log n° gêneros de algas/mL do *Phylum Euglenophyta*: (a),(b) e (c) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)..... 75
- Figura 4.19 - Variações do log n° de gêneros de algas/mL do *Phylum Chlorophyta*: (a), (b), (c), (d), (e), (f), (g) e (h), no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira-PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)..... 76

TABELAS

CAPITULO 2.

| | |
|--|----|
| Tabela 2.1 - Composição típica do esgoto doméstico | 3 |
| Tabela 2.2 - Classificação do esgoto doméstico em função da DBO ₅ e DQO | 4 |
| Tabela 2.3 - Índices de poluição atribuídos a alguns gêneros de algas..... | 23 |

CAPITULO 3.

| | |
|---|----|
| Tabela 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Guarabira-PB..... | 37 |
|---|----|

QUADROS

CAPITULO 2.

| | |
|--|---|
| Quadro 2.1 - Vantagens e desvantagens de vários tratamentos de esgoto..... | 8 |
|--|---|

1- INTRODUÇÃO

Os primeiros esforços para o afastamento das excretas das moradias datam da época em que os homens passaram a viver coletivamente. Os avanços nesse sentido, descritos por Gray (1940), foram observados a partir de pesquisas arqueológicas. A civilização Egeana (3.400 a 1.200 a.C) mostra seu desenvolvimento máximo no período minoano médio onde sistemas de drenos de pedra transportavam esgoto e águas pluviais a uma certa distância do palácio de Minos, na ilha de Creta. Os impérios mesopotâmicos da Assíria, Babilônia e seus antecedentes sumerianos foram também marcados por grandes avanços. As escavações da cidade de Eshunna (2.500 a.C) mostraram coletores construídos de tijolos, com ramais conectados às latrinas para descargas nas habitações. Contudo, foi na civilização hindu (2.500 a.C) que se encontrou as primeiras formas de tratamento dos esgotos. Nessa civilização, mais conhecida através da escavação de Mohenjo-daro, cada casa possuía banheiro e latrina, cujas águas servidas eram descarregadas em compartimentos de tijolos, com saídas situadas a 3/4 de distância acima do fundo. Esses compartimentos eram localizados nas habitações e ao longo das ruas e foram os precursores dos atuais tanques sépticos e desarenadores. No império romano (600 a.C) as galerias, das quais a cloaca máxima é a mais conhecida, projetadas inicialmente para drenar uma área pantanosa, foram posteriormente utilizadas para receber as águas servidas das habitações. A Idade Média no entanto, não foi tão marcante no sistema de remoção dos dejetos humanos. O lançamento desses dejetos nos leitos das ruas e nos cursos d'água causaram riscos à população, a exemplo da epidemia de cólera ocorrida na metade do século passado, chegando a dizimar milhares de pessoas em poucos dias. A constatação de que os esgotos lançados dessa forma causavam riscos à saúde pública, ressaltou a importância do tratamento dos mesmos antes de lançá-los em corpos aquáticos.

Atualmente, dispõe-se de um conjunto de teorias e técnicas que permitem prever com razoável precisão as condições resultantes dos sistemas de tratamento adotado, para que os efluentes finais sejam lançados nos corpos receptores.

Nos países em desenvolvimento os serviços de esgotos são uma necessidade que cada vez mais se impõe como condição indispensável para uma comunidade sadia e

civilizada. No Brasil, por exemplo, a defasagem desses serviços públicos em relação ao crescimento populacional é evidente à medida que se constatam situações semelhantes às da Europa medieval, além dos inúmeros casos de cólera recentemente ocorridos em todo o país. É primordial portanto, que os investimentos nesse sentido sejam aplicados de forma que tragam benefícios seguros à população, como também que sejam os menos onerosos possíveis a ela.

Dentre as alternativas adotadas para o tratamento do esgoto sanitário, a lagoa de estabilização é, sem dúvida, a que mais se aproxima desses objetivos, ou seja, realizar o máximo com dispêndio mínimo. Apresenta-se como uma solução simples, eficiente e de fácil operação, particularmente para cidades de pequeno e médio portes de clima tropical, atingindo qualquer padrão de qualidade sanitária que se deseje.

Diante dessas vantagens, o uso de lagoas de estabilização nas pequenas e médias cidades, como as do nordeste brasileiro, é bastante difundido. As altas temperaturas médias anuais favorecem a atividade dos microrganismos na estabilização da matéria orgânica, além da disponibilidade de terrenos para sua implantação.

A cidade de Guarabira-PB (6° 51' 21" S; 35° 29' 25" W e 98m de altitude) trata os esgotos domésticos através de um sistema de lagoas de estabilização. O Município de Guarabira localizado na zona do agreste e caatinga litorânea, ocupa 0,26% da área do estado e se caracteriza por um clima tropical úmido com precipitações pluviométricas entre 1.000 e 1.200 mm (Anuário Estatístico da Paraíba, 1984).

O sistema de tratamento de esgotos desta cidade é constituído de dois módulos em paralelo, cada um com duas lagoas em série: uma anaeróbia seguida de uma facultativa. O desempenho desse sistema é aqui analisado através da variação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos no esgoto bruto e nas unidades de tratamento. A importância de tal análise resulta da necessidade de se conhecer o grau de funcionamento de cada unidade e o nível do tratamento alcançado, para uma avaliação do impacto causado pelo efluente final o qual é descarregado num riacho próximo utilizado pela comunidade local, a jusante, para fins diversos como irrigação e dessedentação de animais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Composição e Características das Águas Residuárias

As águas residuárias são o resultado das atividades de limpeza de uma comunidade. Elas podem ser de origem exclusivamente doméstica ou conter descargas de indústrias, de atividades agrícolas ou de drenagem pluvial urbana (Mara, 1976).

As de origem doméstica, são compostas de fezes, urina e águas servidas. Dessa composição, aproximadamente 99,9% é constituída por água e 0,01% de material sólido. Desses sólidos, cerca de 70% são matéria orgânica, geralmente proteínas, carboidratos e gorduras e 30% correspondem a resíduos inorgânicos como areia, sais e metais (Arthur, 1983; Mara, 1976). Metcalf e Eddy (1972) sumarizam a composição típica dos esgotos domésticos em função da concentração de alguns parâmetros (Tabela 2.1). Os autores salientam que o nitrogênio amoniacal provém principalmente da decomposição da uréia e o fósforo dos resíduos de comida, dejetos humanos e de detergentes.

| COMPOSIÇÃO | CONCENTRAÇÃO (mg/L) | | |
|------------------------------|---------------------|-------|-------|
| | FORTE | MÉDIO | FRACO |
| Sólidos Totais | 1.200 | 720 | 350 |
| Sólidos Dissolvidos Totais | 850 | 500 | 250 |
| Sólidos Suspensos | 350 | 220 | 100 |
| Sólidos Sedimentáveis (mL/L) | 20 | 10 | 05 |
| DBO ₅ | 400 | 220 | 110 |
| DQO | 1.000 | 500 | 250 |
| Nitrogênio Total | 85 | 40 | 20 |
| Nitrogênio Orgânico | 35 | 15 | 08 |
| Nitrogênio Amoniacal | 50 | 25 | 12 |
| Nitritos | 0 | 0 | 0 |
| Nitratos | 0 | 0 | 0 |
| Fósforo Total | 15 | 08 | 04 |
| Fósforo Orgânico | 05 | 03 | 01 |
| Fósforo Inorgânico | 10 | 05 | 03 |
| Graxa | 150 | 100 | 50 |

Tabela 2.1 - Composição típica do esgoto doméstico (adaptado de Metcalf e Eddy, 1972).

Em geral, o esgoto é caracterizado pela concentração de matéria orgânica presente. A concentração orgânica do esgoto é normalmente expressa em termos da demanda de

oxigênio exercida pela matéria residual durante a oxidação. Os parâmetros comumente utilizados para avaliar essa concentração são DQO (quando os resíduos orgânicos são oxidados quimicamente) e DBO (quando a matéria orgânica é oxidada biologicamente). De acordo com esses parâmetros, Mara (1976) classifica os esgotos domésticos como fraco, médio, forte e muito forte (Tabela 2.2).

| ESGOTO | DBO ₅ (mg O ₂ /L) | DQO (mg O ₂ /L) |
|-------------|--|-------------------------------|
| Fraco | < 200 | < 400 |
| Médio | 350 | 700 |
| Forte | 500 | 1.000 |
| Muito Forte | > 750 | > 1.500 |

Tabela 2.2 - Classificação do esgoto doméstico em função da DBO₅ e DQO (Mara, 1976)

Dessa forma, quanto maior for a quantidade de matéria orgânica presente no esgoto, maior é o seu poder poluente (Silva e Mara, 1979). Essa concentração depende do consumo d'água pela comunidade, havendo uma relação indireta entre o consumo d'água e a concentração dos esgotos (Arthur, 1983; Mara, 1976). Outro fator determinante da concentração dos esgotos está relacionado à contribuição *per-capita* diária da DBO₅, a qual varia de país a país. As diferenças são atribuídas mais à quantidade e à qualidade das águas residuais do que aos dejetos humanos, embora a variação do tipo de alimentação da

população tenha importância (Arthur, 1983; Mara, 1976). O poder poluente das águas residuárias em termos de DBO₅ e DQO, assim como a existência de pessoal especializado é um dos fatores que influenciam a escolha do tipo de tratamento a ser implantado, o qual deve ser adequado para cada região.

2.2 - Conceito e Classificação de Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são um método de tratamento de esgotos de origem doméstica ou industrial no qual ocorrem processos de estabilização da matéria orgânica através de digestão anaeróbia e da oxidação aeróbia (Pessoa e Jordão, 1982). São comumente definidas como grandes tanques de pequena profundidade delimitados por diques de terra (Silva e Mara, 1979).

Os métodos de dimensionamento das lagoas envolvem fatores tais como: luz solar, temperatura, posição dos ventos, carga orgânica aplicada, profundidade e período de detenção hidráulica, entre outros.

As lagoas comumente são classificadas em:

a) anaeróbias - nelas, a matéria orgânica é estabilizada por processos de digestão anaeróbia, na ausência de oxigênio molecular e os microrganismos envolvidos são principalmente bactérias anaeróbias e anaeróbio-facultativas. São empregadas como pré-tratamento e construídas com profundidade entre 2 e 5 metros e caso sejam incorporadas a um sistema de tratamento, proporcionam uma redução na área destinada à construção. O tempo de detenção hidráulica varia entre 1 e 5 dias sendo este último considerado o mais adequado (Silva e Mara, 1979). Têm a vantagem de oxidar altas cargas orgânicas (entre 100 e 400g DBO₅ /m³d), estabilizar esgotos que contenham altos teores de sólidos suspensos (> 300 mg/L) (Mara, 1976), além de possibilitar a redução de DBO₅ de até 85% (Metcalf e Eddy, 1972), dependendo do tempo de detenção e da temperatura;

b) facultativas - nestas, a degradação da matéria orgânica ocorre através de processos de digestão anaeróbia na camada de lodo sedimentada no fundo e na massa líquida adjacente e a oxidação aeróbia nas camadas próximas à superfície. Tomam parte no processo

microrganismos anaeróbios, aeróbios e facultativos. Segundo Mara (1976), essas lagoas tanto podem receber o esgoto bruto (facultativa primária) como efluentes pré-tratados por lagoa anaeróbia, por exemplo (facultativa secundária). São construídas com profundidade entre 1 e 2 metros, necessitando uma área maior que as anaeróbias. Comportam cargas orgânicas de DBO₅ entre 150 e 300 kg DBO₅ /ha.d, podendo superar esse limite em regiões de clima tropical (Silva e Mara, 1979). Possibilitam a remoção de DBO₅ entre 70 e 80% nas facultativas primárias (Arthur, 1983) e entre 15 e 30% nas secundárias (Silva, 1982; Mara, 1976);

c) de alta taxa de degradação. São lagoas de pequena profundidade (0,20 a 0,60 m) projetadas para o tratamento de águas residuárias decantadas com tempo de detenção hidráulica variando de 1 a 3 dias (Marais, 1979). A pequena profundidade permite a penetração da radiação solar em toda coluna d'água e manutenção de condições de aerobiose. São destinadas à produção de biomassa de algas;

d) de maturação - são projetadas como último estágio de uma série de lagoas para tratamento de efluentes de lagoas facultativas primária ou secundária ou outro processo de tratamento biológico como por exemplo, lodos ativados. Têm profundidade entre 1 e 2 metros com tempo de detenção hidráulica variando de 5 a 7 dias e objetivam principalmente a redução de microrganismos patogênicos como vírus, bactérias e ovos de parasitas intestinais, além da remoção de nutrientes eutrofizantes como formas de nitrogênio e fósforo, melhorando a qualidade do efluente (Mara, 1976);

2.3 - Vantagens das Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização quando comparadas a outros tipos de tratamento possuem as seguintes vantagens (Silva, 1982; Mara, 1976):

a - apresentam baixo custo de construção e operação;

b - simplicidade de operação e manutenção;

c - requerem como fonte de energia externa a radiação solar e interna a energia química liberada pelo processo da degradação da matéria orgânica;

- d - absorvem choques de cargas orgânicas e hidráulicas;
- e - toleram altas concentrações de metais pesados (130 mg/L) e suas cargas tóxicas podem ser absorvidas com certa facilidade, pois se transformam em hidróxidos e são sedimentáveis;
- f - possibilitam a produção de efluentes com níveis bacteriológicos muito baixos;
- g - possibilitam a reutilização do efluente na agricultura;
- h - têm ampla aplicação para o tratamento de esgotos industriais e agrícolas;
- i - possibilitam a recuperação da área para usos posteriores;
- j - as algas produzidas podem ser utilizadas na piscicultura, como fonte de proteínas.

Geralmente, as lagoas de estabilização são empregadas para pequenas e médias comunidades, visto a disponibilidade de terreno ser mais favorável quando comparada a grandes comunidades. Estas, na maioria dos casos, possuem um espaço urbano densamente habitado, acarretando altos custos de aquisição de áreas. O Quadro 2.1 mostra a comparação entre vários tipos de lagoas e sistemas convencionais de tratamento.

| TIPOS DE TRATAMENTO | LODOS ATIVADOS | FILTROS BIOLÓGICOS | AERAÇÃO PROLONGADA | VALOR DE OXIDAÇÃO | LAGOA AREADA | SISTEMA DE LE ⊕ | SISTEMA DE LE ⊖ |
|-------------------------------------|----------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------|--------------------|--------------------|
| REMOÇÃO DE DBO ₅ | ** | ** | ** | *** | *** | *** | *** |
| REMOÇÃO DE CF | * | * | ** | ** | *** | *** | *** |
| REMOÇÃO DE SS | *** | *** | *** | *** | ** | ** | ** |
| REMOÇÃO DE HELMINTOS | ** | * | * | ** | ** | *** | *** |
| REMOÇÃO DE VÍRUS | ** | * | ** | ** | *** | *** | *** |
| POSSIBILIDADE DE USO DO TERRENO | * | * | * | * | *** | *** | *** |
| POSSIBILIDADE DE REUSO | */a | */a | ** | ** | *** | *** | *** |
| CONSTRUÇÃO SIMPLES E DE BAIXO CUSTO | * | * | * | * | * | *** | *** |
| SIMPLICIDADE DE OPERAÇÃO | * | ** | * | ** | * | *** | *** |
| NECESSIDADE DE TERRENO | *** | *** | *** | *** | ** | ** | * |
| CUSTOS DE MANUTENÇÃO | * | ** | * | * | * | *** | *** |
| DEMANDA DE ENERGIA | * | ** | * | * | * | *** | *** |
| REMOÇÃO DE LODO | **/b | **/b | **/b | * | ** | *** | *** |

Quadro 2.1 - Vantagens e desvantagens de vários tratamentos de esgoto (Arthur, 1983).

a) Os efluentes de lodos ativados e filtros biológicos frequentemente possuem altos níveis de amônia (> 5 mg/L) e concentrações de bactérias fecais e não são usualmente empregados em irrigação ou piscicultura sem um tratamento terciário.

b) Assume condições de digestor de lodo - Chave *** bom; ** razoável; * ruim

⊕ Sistema de L.E. com unidade anaeróbia

⊖ Sistema de L.E. sem unidade anaeróbia

2.4 - Decomposição da Matéria Orgânica

As águas residuárias de origem doméstica ou industrial são constituídas por uma variedade de compostos orgânicos que condicionam a possibilidade de sua estabilização por processos biológicos (Branco, 1978). Uma vez que condições favoráveis sejam criadas, como no caso de lagoas de estabilização, há o desenvolvimento de microrganismos

tolerantes a esse meio que, através do seu metabolismo, degradam a matéria orgânica, tornando-a estável. Dentre os inúmeros microrganismos que fazem parte do processo tais como algas, protozoários e rotíferos, as bactérias, principalmente as que pertencem aos gêneros *Pseudomonas sp*, *Flavobacterium sp*, e *Alcaligenes sp*, têm papel fundamental pois agem diretamente sobre a matéria orgânica, produzindo elementos essenciais para a atividade dos outros microrganismos. As bactérias intestinais como coliformes e outras não desempenham papel importante nos processos de degradação da matéria orgânica, passando simplesmente através dos sistemas de tratamento (Silva e Mara, 1979).

O metabolismo bacteriano é processado através da utilização do material orgânico seja como fonte de energia ou como fonte de material para a síntese celular (Clark *et alii*, 1971).

O processo para obtenção de energia pelas bactérias é chamado catabolismo no qual participam dois mecanismos: o catabolismo oxidativo também chamado respiração e o catabolismo fermentativo. O catabolismo oxidativo é uma reação de oxidação-redução na qual o material orgânico é o redutor, havendo remoção de elétrons, e o oxidante pode ser o oxigênio molecular ou o oxigênio quimicamente combinado nas formas de nitrato (NO_3^-) ou sulfato (SO_4^-), funcionando comoceptor final de elétrons. Quando o oxidante é o oxigênio molecular a respiração é dita aeróbia e quando oceptor de elétrons do material orgânico é o nitrato ou sulfato denomina-se anaeróbia. O catabolismo fermentativo, por sua vez, ocorre sem a presença de um oxidante, resultando num rearranjo dos elétrons na molécula fermentada, onde os compostos orgânicos atuam simultaneamente como doadores e aceptores de elétrons (de Oliveira, 1983).

Para a síntese da biomassa bacteriana, processo denominado anabolismo, as bactérias devem dispor de nutrientes tais como fósforo e nitrogênio e de energia para seu crescimento, locomoção e reprodução. Com base nas exigências nutritivas, as bactérias são classificadas em autótrofas e heterótrofas, embora muitas espécies possam funcionar autotroficamente e heterotroficamente (Clark *et alii*, 1971). As bactérias autótrofas são aquelas que utilizam a energia da luz solar (chamadas fotossintetizantes) ou de uma reação

inorgânica de oxidação-redução (quimiossintetizantes). As bactérias heterótrofas são aquelas que utilizam a energia liberada pela oxidação ou fermentação da matéria orgânica e por isso são consideradas, em geral, o grupo mais importante no tratamento biológico de águas residuárias.

2.4.1. - Lagoas Anaeróbias

A degradação é levada a efeito por uma ação combinada de fermentação e respiração exercida pelas bactérias anaeróbias e anaeróbio - facultativas tendo como produto final o dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4), gás sulfídrico (H_2S), amônia (NH_3), entre outros gases.

Para se obter a estabilização da matéria orgânica pela fermentação, grupos distintos de bactérias participam do processo o qual se desenvolve em quatro estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2.1).

Na hidrólise, há liquefação do material orgânico particulado em suspensão, de alta massa molecular e sedimentável, em substâncias solúveis ou finamente particuladas. Essa matéria orgânica composta de carboidratos, proteínas e lipídios, é convertida em substâncias mais simples, de menor peso molecular: os carboidratos se transformam em açúcares solúveis, as proteínas em aminoácidos e os lipídios em ácidos graxos e glicerina (Van Haandel, no prelo; Mc Kinney, 1962, citado por Branco, 1978).

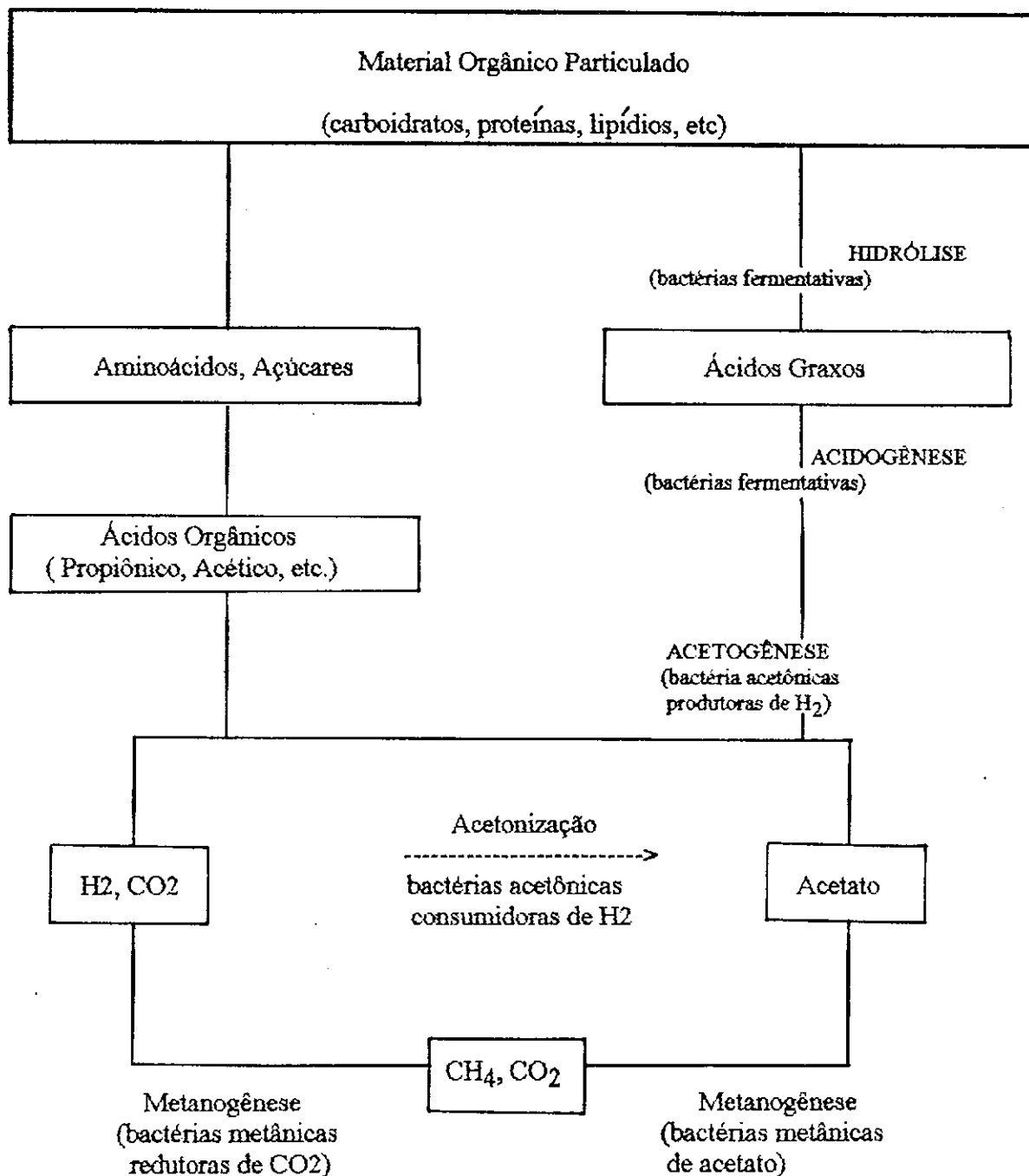


Figura 2.1 - Processo de digestão anaeróbia [Adaptado de Van Haandel (no prelo) e Kamiyama (1989)].

Na acidogênese, os compostos orgânicos simples produzidos através da hidrólise pelas bactérias fermentativas são convertidos, pelas bactérias formadoras de ácidos em ácidos simples como ácido propiônico e acético, ácidos graxos voláteis, álcoois e compostos

minerais como dióxido de carbono (CO_2), hidrogênio (H_2), amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). É importante notar que, nessa etapa, a participação de bactérias anaeróbias é maior que de anaeróbio-facultativas. No entanto, a presença deste último grupo, através do seu catabolismo oxidativo, garante a remoção do oxigênio dissolvido que eventualmente esteja presente no meio, o qual é tóxico ao sistema. Os produtos que não são convertidos diretamente para acetato nessa fase, tais como propionato e álcoois, serão transformados parte em acetato e parte em hidrogênio (H_2) na etapa seguinte (acetogênese), que são fontes de produção de gás metano. Na acetogênese, dois grupos de bactérias compõem o processo: as que produzem hidrogênio e as que consomem hidrogênio, sendo o produto final de ambas o acetato. A formação do acetato é muito importante pois 70% do gás metano provém desse composto.

Para a formação do metano (metanogênese), dois grupos distintos de bactérias têm participação no processo: as acetotróficas e as hidrogenotróficas. O primeiro grupo produz metano a partir do ácido acético e o segundo a partir da redução do dióxido de carbono (CO_2). As seguintes reações catabólicas ilustram de que forma isto ocorre (Van Haandel, no prelo):

a) Metanogênese acetotrófica



b) Metanogênese hidrogenotrófica



O gás metano obtido é insolúvel e seu desprendimento do meio líquido indica a estabilização real do resíduo orgânico. Porém, para que essa estabilização ocorra de forma adequada é necessário que as bactérias formadoras de ácido e de metano encontrem-se em equilíbrio dinâmico. Para tal, o conteúdo do reator deverá estar livre de oxigênio dissolvido e de materiais tóxicos como metais pesados; o pH deverá estar entre 6,6 e 7,6 e a concentração de ácidos voláteis inferior a 250 mg/L. Deverá existir uma alcalinidade suficiente (entre 1.000 a 5.000 mg/L) para assegurar que o pH não seja inferior a 6,6, uma vez que as bactérias metanogênicas não se desenvolvem à esse pH; dispor de nutrientes como

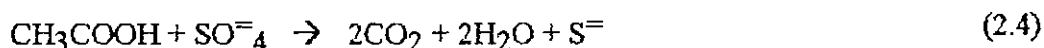
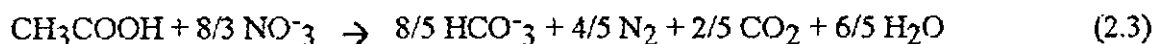
nitrogênio e fósforo para assegurar o crescimento adequado da população biológica e que a temperatura esteja acima de 15°C (Silva e Mara, 1979; Metcalf e Eddy, 1972).

Mc Kinney (1962) citado por Branco (1978), afirma que a causa da diminuição do pH no meio é a concentração de ácidos nas fases anteriores à metanogênese. No entanto, a formação de amônia, resultante da degradação dos aminoácidos, neutraliza parte dos ácidos remanescentes fazendo com que haja um pH favorável ao desenvolvimento de bactérias metanogênicas. Van Haandel (no prelo) no entanto, afirma que, em regiões de clima quente, o equilíbrio entre as fases ácida e metânica é conseguido graças à alcalinidade do esgoto doméstico.

No processo de digestão anaeróbia, os diferentes grupos de bactérias exercem não só o catabolismo fermentativo como também o catabolismo oxidativo e o anabolismo.

No catabolismo oxidativo (respiração) ocorrem reações de oxidação-redução onde o material orgânico é o redutor e o oxidante é o oxigênio quimicamente combinado nas formas de nitrato ou sulfato. Nessa reação, a população bacteriana adapta-se aos oxidantes disponíveis e passam a predominar no meio aquelas bactérias capazes de utilizar, em taxa mais rápida, o acceptor de elétrons que produza maior quantidade de energia à célula por unidade de matéria orgânica oxidada (Branco, 1978). Dessa forma, os nitratos são utilizados em primeiro lugar, sendo reduzidos a nitrogênio gasoso, processo denominado de desnitrificação. Com a eliminação completa dos nitratos, bactérias do gênero *Desulfovibrio* atuam na redução de ions sulfato ($\text{SO}_4^{=}$) a ions sulfeto ($\text{S}^=$) contribuindo para a formação de gás sulfídrico (H_2S), (Branco, 1978).

A respiração por anaerobiose pode ser representada pelas equações:



onde o material utilizado é o ácido acético e o nitrato ou sulfato são os aceptores de elétrons (de Oliveira, 1983).

A formação do gás sulfídrico é representada pela equação:



O anabolismo em ambiente anaeróbio é processado, em sua maioria, por bactérias heterótrofas as quais se utilizam principalmente de fósforo e nitrogênio como nutrientes e consomem a energia liberada pelos processos fermentativo e oxidativo para suas funções vitais.

As formas de fósforo presentes em águas residuárias domésticas encontram-se na forma de fosfato (ortofosfato, fosfatos condensados e organicamente combinados) onde grande parte provém do uso de detergentes, resíduos de comida e fezes. Em lagoas anaeróbias os fosfatos são acumulados em grande parte no sedimento do fundo devido à quantidade de material particulado de fácil sedimentação presente no esgoto bruto afluente. As bactérias, no processo de decomposição da matéria orgânica, convertem parte dos fosfatos presentes no sedimento, em ortofosfato solúvel, havendo liberação para a massa líquida, transformando o fundo da lagoa em uma fonte fornecedora de fósforo (Houng e Gloyna, 1984). O ortofosfato solúvel presente na massa líquida por sua vez, pode ser precipitado através de reações com íons metálicos como ferro e alumínio ou com cálcio e magnésio presentes no esgoto bruto, retornando à massa líquida por ressolubilização.

Os inconvenientes do tratamento anaeróbio provém do lento crescimento das bactérias metanogênicas e dos odores desagradáveis que podem surgir.

As bactérias produtoras de metano limitam o tratamento do resíduo orgânico pois, para desenvolverem-se, requerem de 2 a 5 dias (as de crescimento rápido) a de 20 a 30 dias (as de crescimento lento) reagindo lentamente às mudanças das condições ambientais (Pessoa e Jordão, 1982; Metcalf e Eddy, 1972).

Segundo Gloyna (1971) e Meiring *et alii* (1968) citados por Mara e Pearson (1986) a carga orgânica volumétrica no tratamento anaeróbio está restrita à faixa de 100 a 400 g/m³d. Valores inferiores a 100 g/m³d impedem o completo desenvolvimento de condições anaeróbias e valores superiores a 400 g/m³d causam níveis inaceitáveis de liberação de odores, principalmente pela redução de sulfato. Com uma carga orgânica inferior a 400g/m³d, a liberação ocorre somente se a concentração de sulfato é superior a 500 mg/L. Logo, para assegurar o crescimento das bactérias produtoras de metano e a menor

probabilidade de desprendimento de odores, Silva e Mara (1979) recomendam um tempo de detenção hidráulica ótimo de 5 dias, mantidas as condições de pH maior que 6 e temperatura acima de 15°C.

2.4.2 - Lagoas Facultativas

O comportamento das lagoas facultativas é determinado por uma complexa interação de processos físicos, químicos e bioquímicos. As lagoas facultativas (Figura 2.2) são caracterizadas por uma camada superior, onde as algas e bactérias aeróbias se desenvolvem; uma intermediária, com a presença de bactérias facultativas, e uma inferior, que contém o lodo decorrente dos sólidos acumulados, onde há predominância de organismos anaeróbios e facultativos.

Na primeira zona, e durante as horas de luz, a decomposição da matéria orgânica se dá em um meio aeróbio, sendo o oxigênio molecular o aceptor final de elétrons. As bactérias aeróbias degradam a matéria orgânica liberando nutrientes úteis às algas, tais como dióxido de carbono e sais minerais como formas de nitrogênio e fósforo (Branco, 1978). A disponibilidade de luz, bem como os produtos estáveis resultantes de metabolismo bacteriano são essenciais para a produtividade das algas que liberam mais oxigênio, havendo assim um ciclo simbiótico entre as algas e bactérias como mostra a Figura 2.3. O oxigênio

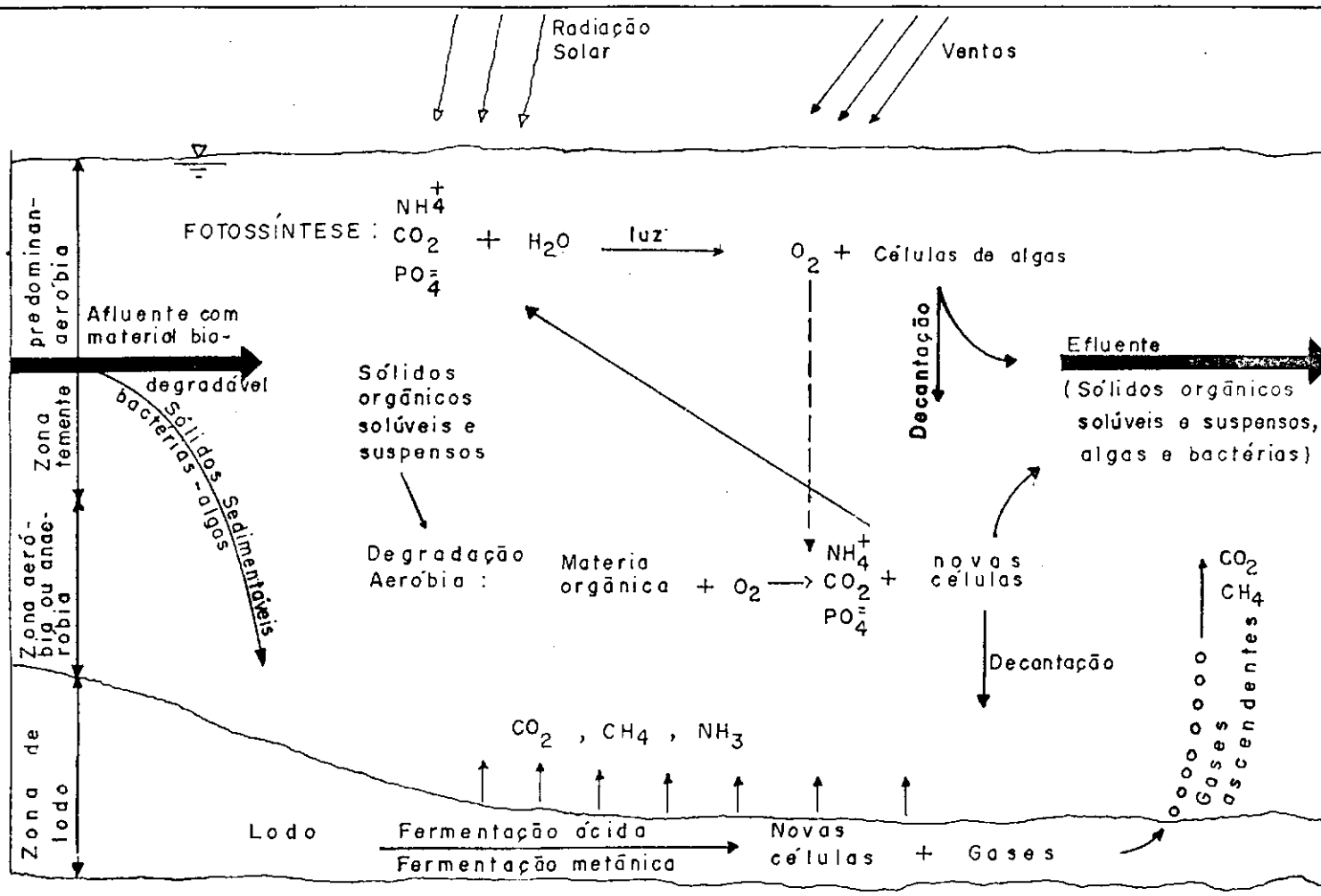


Figura 2-2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa
(Adaptado de Hendricks e Pote, 1974)

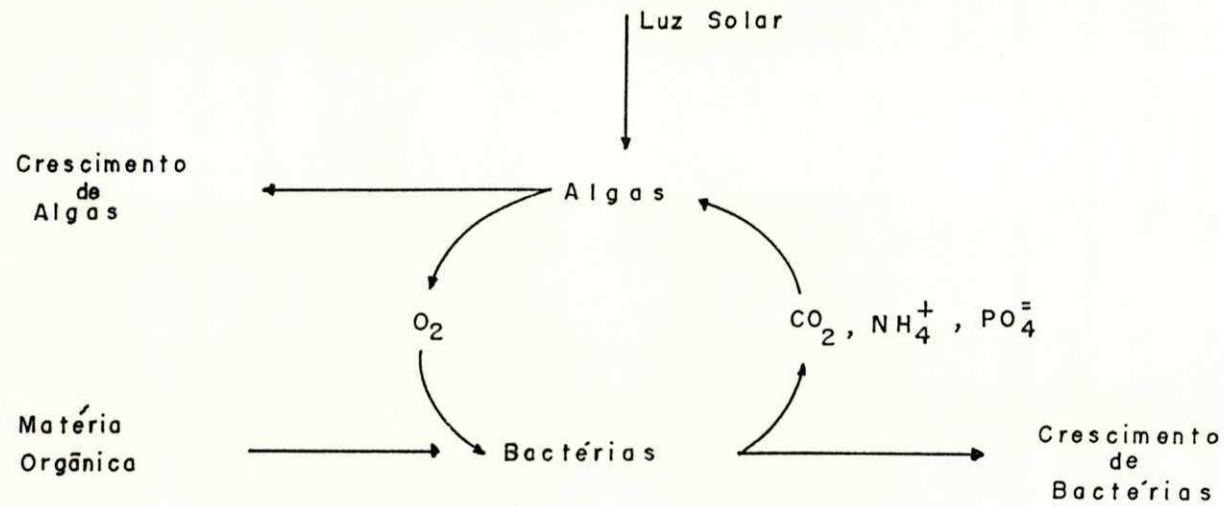
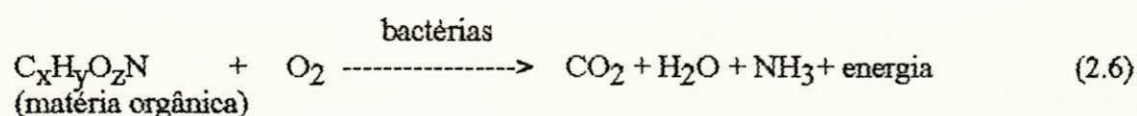


Figura: 2.3 - Ciclo simbiótico entre algas e bactérias em lagoas facultativas (König, 1984)

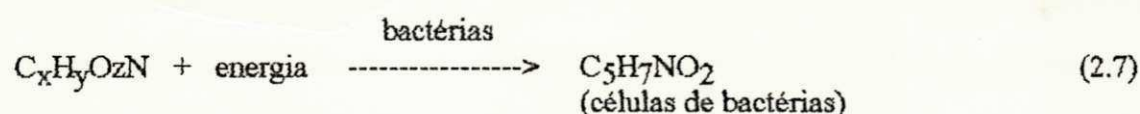
necessário para manter as condições aeróbias provém, além da fotossíntese das algas, da interface ar-água, já que os ventos contribuem com a transferência de oxigênio do ar para o meio líquido. Os ventos também contribuem para que haja mistura no sentido vertical e horizontal da lagoa facilitando o transporte de oxigênio dissolvido para as regiões mais profundas que não são atingidas pela radiação solar minimizando, além disso, o aparecimento de curto circuito hidráulico.

O metabolismo das bactérias aeróbias na decomposição da matéria orgânica envolve processos de catabolismo e anabolismo representados pelas equações (Mara, 1976):

Catabolismo:



Anabolismo:



Na reação catabólica as bactérias oxidam o material orgânico utilizando o oxigênio. A energia liberada no catabolismo é consumida no anabolismo, onde 1/3 da matéria orgânica é convertida a produtos estáveis como dióxido de carbono (CO₂), água (H₂O) e gás amônia (NH₃), enquanto que 2/3 são simplesmente transformados em novo material celular (Mc Kinney, 1976; Mara, 1976).

Na zona intermediária as condições de aerobiose e anaerobiose dependem de fenômenos associados às condições climáticas e biológicas da lagoa. Marais (1976) pesquisando lagoas em regiões tropicais e sub-tropicais observou que acontecem diariamente os seguintes fenômenos: pela manhã, ocorre uma mistura provocada por uma brisa matinal e a temperatura é uniforme em todo o corpo da lagoa. A temperatura aumenta gradualmente devido à absorção da radiação solar nos horários de maior insolação e, na ausência de vento,

ocorre uma estratificação térmica que se desenvolve rapidamente, formando a termoclina, que é uma camada no interior da lagoa com variação brusca de temperatura. A camada superior à termoclina, denominada epilimnio, continua a ser aquecida mais rapidamente que as camadas inferiores. Abaixo da termoclina, no hipolimnio, a temperatura é menor, não apresentando variações bruscas. Durante esse período, se houver vento, pode ocorrer mistura no epilimnio. Quando a intensidade da radiação solar diminui (ao entardecer e à noite) o epilimnio resfria-se, tornando-se mais denso, ocorrendo a mistura. A termoclina também resfria-se gradualmente e a mistura se propaga por toda a profundidade da lagoa.

Na camada de lodo há formação de gases principalmente metano, dióxido de carbono, nitrogênio molecular e produtos solúveis, como amônia, resultantes dos processos anaeróbios. Os gases escapam para o ar com exceção de pequenas frações absorvidas pelo líquido sobrenadante e os produtos solúveis são misturados ao sobrenadante pelos gases que escapam (Marais, 1966), os quais são posteriormente oxidados (Silva e Mara, 1979). Mara (1976) afirma que a temperaturas acima de 15°C uma intensa digestão anaeróbia é desenvolvida e a camada de lodo atinge uma espessura de 25 cm. Consequentemente, a maior produção de amônia ocorre nessa camada, onde essa forma de nitrogênio constitui a fonte principal desse elemento para o metabolismo de algas e bactérias.

As formas de fósforo são relevantes pois participam do metabolismo dos microrganismos tais como o armazenamento de energia (ATP), na estruturação da membrana celular, de ribossomos e cromossomos. A principal forma de fósforo incorporada pelas algas é o ortofosfato que também pode ser precipitado como hidroxapatita $[Ca_5(PO_4)_3OH]$ devido aos elevados valores de pH resultantes do processo fotossintético das algas. Segundo Toms *et alii* (1975) e Ellis (1983) para que essa precipitação ocorra é necessário que o pH esteja acima de 8,2 enquanto que Somiya e Fujii (1984) indicam o valor do pH igual a 9,0.

2.5 - Algas

As algas pertencem ao Reino Protista, segundo Whittaker (1969), citado por Pelczar *et alii* (1980). São organismos uni ou multicelulares que diferem das bactérias por possuírem membrana nuclear. Constituem, junto com as Cyanophytas, o maior grupo de organismos fotossintéticos existente. A fotossíntese significa a síntese ou a construção pela luz e pode ser representada pela equação proposta por Odum (1971):

$$1.300.000 \text{ cal. de energia radiante} + 106 \text{ CO}_2 + 90 \text{ H}_2\text{O} + 16 \text{ NO}_3 + 1 \text{ PO}_4 + \text{elementos} \\ \text{minerais} = 13.000 \text{ calorias de energia potencial em } 3.258\text{g de protoplasma (106 C, 180 H,} \\ 46 \text{ O, 16 N, 1 P, 815 g de cinzas minerais)} + 154 \text{ O}_2 + 1.287.000 \text{ calorias dispersadas como} \\ \text{calor (99\%).} \quad (2.8)$$

A absorção de luz para o processo de fotossíntese é efetuada por pigmentos existentes nos cloroplastos das algas, com exceção das verde-azuladas onde esses pigmentos são distribuídos em toda a massa protoplasmática (Branco, 1978). O pigmento atuante no processo é a clorofila *a*. Outros pigmentos também estão presentes, como as clorofilas *b* e *c*, ficocianina (de cor azul), ficoeritrina (de cor vermelha), xantofila (de cor amarela) e caroteno (de cor alaranjada). Estes atuam como auxiliares, absorvendo raios luminosos de determinados comprimentos de onda, transferindo a energia absorvida à clorofila *a* para a conversão em energia química (Boney, 1975). Branco (1978) afirma que entre as algas, parece haver uma verdadeira "adaptação cromática", possuindo cada espécie, uma pigmentação característica, capaz de melhor absorver os comprimentos de ondas que prevalecem no clima luminoso em que vivem.

Nos ambientes aquáticos a utilização da energia radiante pelo fitoplâncton depende principalmente da intensidade luminosa incidente e da profundidade de penetração dos raios. A intensidade luminosa varia com a localização geográfica, estação do ano, hora do dia, etc., provocando alterações na atividade fotossintética (Round, 1981; Boney, 1975). A profundidade de penetração dos raios é extremamente importante pois ela determina que

parcela do volume da lagoa participa na produção de oxigênio. A penetração da luz em lagoas de estabilização é notadamente menor que em outros corpos aquáticos devido ao denso crescimento de algas (Porges e Mackenthun, 1963). A zona fótica é definida pela coluna d'água até onde a penetração da luz atinge 1% da radiação incidente (Boney, 1975). Os raios absorvidos pelos pigmentos fotossintéticos tem comprimentos de onda entre 400 e 700 nm (Round, 1981). Este observa ainda que as clorofilas são caracterizadas pela forte absorção da radiação vermelha (650-680 nm) e azul (400-450 nm). Uma vez que o comprimento de onda vermelho penetra menos que o verde e o azul e estes últimos são rapidamente atenuados pela presença de materiais em suspensão (inclusive os organismos do plâncton), a profundidade de penetração da radiação fotossinteticamente ativa é muito limitada. No entanto, os outros pigmentos ao absorverem vários comprimentos de onda, transferem essa energia à clorofila a e a produção fotossintética aumenta consideravelmente (Branco, 1978).

Devido a essa capacidade de absorção diferenciada os diversos gêneros de algas possuem um desenvolvimento máximo para diferentes intensidades luminosas. Em geral, os gêneros flagelados migram para zonas de luminosidade mais favoráveis ao seu crescimento (Hartley e Weiss, 1970). A evidência dessa 'fuga' pelas algas foi constatada pelos autores que observaram a estratificação de *Euglena rostrifera* em intensidades de luz próximas de 75 C.ft⁻². Em lagoas facultativas primárias, Mara *et alii* (1983) observaram um movimento das algas na coluna d'água em resposta às variações de intensidade luminosa. Por outro lado, Boney (1975) observou em estudos, no laboratório, com culturas de vários organismos do fitoplâncton que a inibição da fotossíntese ocorre em ambientes aquáticos supersaturados de luz.

Simultaneamente à fotossíntese as algas respiram, ou seja, consomem oxigênio e liberam dióxido de carbono. Durante as horas iluminadas do dia, a produção de oxigênio fotossintético é superior ao consumo do mesmo pela respiração das algas e dos outros microrganismos e desta forma há uma produção líquida de oxigênio. À noite, a falta de luz impede a fotossíntese, restando exclusivamente a respiração e as algas passam a exercer um

consumo de oxigênio dissolvido na massa líquida, além daquele exercido pelos outros seres vivos. O dióxido de carbono liberado na respiração não é fixado pelas algas neste horário, havendo uma queda do pH. Metcalf e Eddy (1972) representam a respiração pela equação.



Dinges (1982) cita que somente um número limitado de gêneros de algas está presente em lagoas de estabilização. Usualmente esses gêneros representam quatro Phyla: Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta.

Palmer (1969) coletando dados existentes na literatura sobre a tolerância de algas a cargas orgânicas, concluiu que essas tendem a influenciar a diversidade de algas mais do que fatores ambientais como intensidade luminosa, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e dimensões do corpo aquático. Nos 269 trabalhos publicados por 165 pesquisadores, o autor atribuiu um número de pontos para cada gênero e espécie referenciadas como tolerantes às altas cargas orgânicas. Dos 60 gêneros e 80 espécies encontrados, Palmer classificou 20 gêneros e 20 espécies mais tolerantes, aos quais atribuiu valores de 1 a 5 que ele denominou de índices de poluição. A finalidade de tal levantamento permite classificar uma amostra de água com relação à poluição orgânica. Esses gêneros com os respectivos índices são mostrados na Tabela 2.3. A totalização dos índices atribuídos a cada gênero de algas presentes na amostra determina a presença e o grau de poluição orgânica. Quando esta soma for igual ou superior a 20, evidencia que há poluição por altas cargas orgânicas; quando esse valor se apresenta entre 15 e 19 significa que há probabilidade de poluição por altas cargas.

| GÊNERO | ÍNDICE DE POLUIÇÃO | GÊNERO | ÍNDICE DE POLUIÇÃO |
|-----------------------|--------------------|---------------------|--------------------|
| <i>Euglena</i> | 5 | <i>Synedra</i> | 2 |
| <i>Oscillatoria</i> | 5 | <i>Microcystis</i> | 1 |
| <i>Chlamydomonas</i> | 4 | <i>Closterium</i> | 1 |
| <i>Scenedesmus</i> | 4 | <i>Cyclotella</i> | 1 |
| <i>Chlorella</i> | 3 | <i>Gomphonema</i> | 1 |
| <i>Navicula</i> | 3 | <i>Lepocinclis</i> | 1 |
| <i>Nitzschia</i> | 3 | <i>Melosira</i> | 1 |
| <i>Ankistrodesmus</i> | 2 | <i>Micractinium</i> | 1 |
| <i>Phacus</i> | 2 | <i>Pandorina</i> | 1 |
| <i>Stigeoclonium</i> | 2 | <i>Phormidium</i> | 1 |

Tabela 2.3 - Índices de poluição atribuídos a alguns gêneros de algas (Palmer, 1969).

A diversidade de algas associada a cargas orgânicas superficiais também foi objeto de pesquisa por diversos autores, entre os quais:

Florentino (1992) estudando a ETE de Guarabira-PB observou numa lagoa anaeróbia, cuja carga orgânica era de 1.856kg DBO₅/ha.d. a presença de 14 gêneros de algas no efluente, sendo os mais frequentes: *Oscillatoria*, *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Navicula*. No efluente da lagoa facultativa do mesmo sistema, com carga orgânica superficial de 55kg DBO₅/ha.d, foram identificados 20 gêneros de algas. Os gêneros mais frequentes foram: *Ankistrodesmus*, *Euglena*, *Phacus*, *Closterium* e *Oscillatoria*.

König (1984) observou em quatro lagoas facultativas primárias independentes com carga orgânica variando entre 162 e 322 kg. DBO₅/ha.d. que o gênero *Euglena* foi o mais frequente durante o período da pesquisa. Nas lagoas com elevada carga orgânica superficial

foram identificados *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas* e nas de baixa carga, os gêneros *Phacus*, *Eudorina* e *Pandorina*. Esta mesma autora monitorando uma série de quatro lagoas rasas (uma facultativa e três de maturação) com cargas orgânicas superficiais variando de 116 a 35 kg. DBO₅/ha.d, identificou os gêneros: *Euglena*, *Phacus*, *Pyrobotrys*, *Eudorina*, *Pandorina* e *Chlorogonium*

Patil *et alii* (1975) identificaram com frequência os gêneros flagelados como: *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlorogonium* em lagoas de estabilização na Índia com carga orgânica superficial média de 336,3 kg. DBO₅/ha.d.

Muito embora as algas mais tolerantes a altas cargas orgânicas apareçam em lagoas anaeróbias, elas estão presentes apenas junto à superfície formando um filme muito fino, não tendo participação ativa no processo de estabilização da matéria orgânica (Pearson, 1987). Por outro lado, Mara e Pearson (1986) afirmam que, em geral, a diversidade das espécies nas lagoas decresce com o aumento da carga orgânica. Como consequência, poucas espécies são encontradas em lagoas facultativas quando comparadas a lagoas de maturação. Os gêneros flagelados como: *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Pyrobotrys* tendem a dominar sob condições de turbidez elevada das lagoas facultativas devido provavelmente à sua motilidade e habilidade de mover-se para camadas iluminadas mais favoráveis, tendo uma vantagem competitiva sobre as formas não-flageladas tais como: *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Micractinium*, que são mais abundantes em águas mais cristalinas como as das lagoas de maturação. Portanto, lagoas com altas cargas orgânicas promovem o desenvolvimento de grandes quantidades de algas mas de poucos gêneros, enquanto que as que contêm baixas cargas orgânicas contribuem para o surgimento de grande número de gêneros com poucos representantes.

Ainda que o aparecimento dos gêneros de algas esteja numa estreita relação com a carga orgânica, não significa que eles estejam presentes durante todo o ano, podendo variar ainda conforme a latitude, estação do ano, hora do dia, clima, além de sofrerem efeitos não correlatos às condições ambientais tais como a presença de elementos tóxicos e predadores (Abeliovich e Dikbuch, 1977, citados por Mara e Pearson, 1986).

A presença de algas nas lagoas de estabilização em Iowa (E.U.A.) foi estudada por Raschke (1970), sob temperaturas variando de 0,8°C a 29,9°C. Os gêneros *Chlamydomonas*, *Eudorina*, *Chlorogonium* e *Euglena* foram dominantes no inverno, enquanto que *Chlorella*, *Coelastrum*, *Micractinium*, *Oocystis* e *Scenedesmus* predominaram no verão e outono.

Dois sistemas de lagoas de estabilização em escala piloto na EXTRABES - UFPB, com temperatura variando entre 25 e 27°C foram monitoradas por Pearson *et alii* (1979). Eles observaram que *Euglena* e espécies móveis de Chlorophyta tenderam a predominar nas lagoas facultativas durante todo o ano. Nas lagoas de maturação, no entanto, os gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Chlorogonium* foram predominantes.

Em um sistema experimental de lagoa de maturação na África do Sul, Shillinglaw e Piertese (1977), observaram que espécies de *Chlorella* foram mais predominantes no inverno, enquanto que *Euglena sanguinea* dominou durante o verão. A temperatura média anual da água foi de 20°C, variando entre 13 e 29,9°C.

Marais (1979) afirma que as condições de estratificação e de mistura são de grande importância para o desenvolvimento de algas em lagoas facultativas. Quando ocorre mistura, as concentrações de oxigênio e nutrientes são distribuídas no meio líquido assim como ocorre o transporte das algas não-flageladas para a zona fótica da lagoa. Não havendo mistura, durante a estratificação térmica, as algas não-flageladas decantam para a zona abaixo da termoclina não realizando fotossíntese e exercendo uma demanda de oxigênio, tornando essa zona rapidamente anaeróbia. Acima da termoclina as formas flageladas afastam-se das águas quentes da superfície, migram e concentram-se à profundidade na qual a luz solar seja mais propícia à sua atividade fotossintética, formando uma camada espessa que impede a penetração da luz solar nas camadas inferiores (Hartley e Weiss, 1970; Silva e Mara, 1979).

Um outro fator limitante ao desenvolvimento de algas em lagoas facultativas são altos teores de amônia e sulfeto que inibem a atividade fotossintética e conseqüentemente a produção de oxigênio (Pearson, 1987). Geralmente, as concentrações de amônia em esgotos

urbanos variam entre 9 a 30 mg/L podendo-se encontrar valores até 50 mg/L especialmente se o esgoto é de origem industrial. Os sulfetos estão presentes nos esgotos domésticos em concentrações que variam frequentemente entre 5 e 8 mg/L podendo atingir o valor de 30 mg/L quando o esgoto é rico em proteínas como os produzidos em fábricas de laticínios (Mara e Pearson, 1986; Parker, 1979).

Estudos feitos por Abeliovich e Azov (1976) mostraram que concentrações de amônia acima ou iguais a 28 mg/L (2 mM) em pH superior a 8,0 causavam efeitos tóxicos às algas em lagoas de estabilização durante o dia. Eles constataram que o efeito tóxico da amônia era mais intenso a valores de pH maiores que 8,0 devido à forma não ionizada (NH_3), que é rapidamente assimilada através das membranas das algas, causando uma completa inibição à fotossíntese.

A concentração da forma não ionizada (NH_3) depende de uma série de fatores, inclusive da concentração total da amônia como $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$. Desses fatores, os mais importantes são o pH e a temperatura. A concentração NH_3 aumenta numa relação direta com o pH e a temperatura (Emerson *et alii*, 1975) podendo se obter o dobro dessa concentração a cada acréscimo de 10°C na temperatura (Ruffier *et alii*, 1981). No entanto, em soluções ácidas (pH < 7) e temperatura de 25°C toda a amônia está presente na forma NH_4^+ e em pH de 9,2 à mesma temperatura, a amônia apresenta-se em proporções iguais, ou seja, 50% na forma NH_3 e na forma NH_4^+ (König *et alii*, 1987; Emerson *et alii*, 1975)

O efeito tóxico da amônia sobre as algas foi objeto de várias pesquisas cujos resultados demonstraram que este efeito varia conforme a espécie. König *et alii* (1987), por exemplo, isolando culturas de *Chlorella* e *Euglena* em lagoas de estabilização observaram que o primeiro gênero era mais resistente à amônia que o segundo quando submetidos a concentrações médias de 140 mg/L (10 mM), pH igual a 9,0 e temperatura de 25°C.

O sulfeto, como a amônia, também promove efeitos tóxicos às algas em concentrações de 8 mg/L sob a forma não ionizada (H_2S), e pH inferior a 7,0. Ao contrário da amônia, a concentração de sulfeto na forma H_2S aumenta com o decréscimo do pH, e proporções iguais das formas H_2S e HS^- ocorrem num pH igual a 7,04 (Mara e Pearson,

1986). Os efeitos tóxicos também variam com os gêneros de algas e culturas isoladas de *Chorella* e *Euglena* estudadas por Pearson e König (1986) a pH 7,25 demonstraram que o gênero *Chlorella* era mais resistente ao sulfeto que *Euglena*.

No processo de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização as algas, além de produzirem oxigênio, são também importantes na redução de sais solúveis, especialmente amônia e ortofosfato (Rashke, 1970; Shillinglaw e Piertese, 1977).

A população do fitoplâncton pode ser estimada pela quantificação da biomassa de algas. Os métodos utilizados para tal podem ser diretos como peso fresco e seco das algas e indiretos, tais como: nitrogênio, turbidez, proteína, DNA, ATP, clorofila a, contagem e volume celular (Rai, 1980). O indicador mais comum da biomassa de algas é a clorofila a por ser o único pigmento fotossintético primário do fitoplâncton, atuando os demais como auxiliares (Nusch, 1980). Além disso, o método utilizado para a quantificação é simples, rápido e fácil de reproduzir (Rai, 1980).

A quantificação da biomassa de algas é tão importante quanto a identificação e contagem das espécies, uma vez que estes parâmetros indicam as condições de funcionamento da lagoa e o grau de tratamento alcançado (Mara e Pearson, 1986; König, 1984).

2.6 - Indicadores Bacteriológicos

As águas residuárias domésticas contêm inúmeras bactérias provenientes do intestino humano, muitas das quais são patogênicas, podendo causar riscos à saúde quando lançados nos corpos receptores.

A avaliação da qualidade sanitária das águas dos corpos aquáticos bem como aspectos da eficiência das estações de tratamento pode ser feita através da quantificação de bactérias indicadoras de poluição fecal. Segundo Feachem *et alii* (1983) uma bactéria indicadora deve reunir um conjunto de características:

- ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios;
- ser de origem exclusivamente fecal;

- estar ausente no meio ambiente ;
- estar presente sempre que microrganismos patogênicos intestinais estiverem presentes;
- apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais;
- não se reproduzir fora do intestino;
- apresentar taxa de morte igual ou um pouco menor que os patógenos intestinais;
- ter resistência igual ou maior aos fatores ambientais que os patógenos fecais;
- serem fáceis de detectar e quantificar;
- não serem patogênicos.

Embora não exista nenhuma bactéria que possua todas estas propriedades, os grupos de bactérias indicadoras de poluição fecal utilizados universalmente são coliformes (totais e fecais), estreptococos fecais e *Clostridium perfringens* (Feachem et alii, 1983). Outros indicadores foram propostos recentemente como *Bifidobacterium* spp, *Pseudomonas aeruginosa* e colifagos (Ceballos, 1990). Os três primeiros grupos de indicadores são constituídos por espécies não patogênicas presentes no intestino do homem e de animais de sangue quente. O grupo coliforme é dividido em dois sub-grupos: coliformes totais e fecais e são eliminados nas fezes na ordem de 10^6 - 10^9 por grama. O primeiro sub-grupo indica apenas a contaminação da água não especificando a origem da mesma. Isto provém do fato deste sub-grupo estar formado principalmente por gêneros: (*Citrobacter* spp, *Enterobacter* spp e *Klebsiella* spp) presentes no solo, águas e vegetais não poluídos. O subgrupo coliformes fecais formado principalmente pelo gênero *E.coli* que também faz parte do primeiro subgrupo são também denominados termotolerantes por crescerem a 44,5°C. Eles indicam contaminação exclusivamente de origem fecal, muito embora não distingam se a procedência é fecal animal ou humana (Feachem et alii, 1983; Ceballos, 1990)

Atualmente o uso dos indicadores coliformes totais está restrito a águas potáveis, minerais engarrafadas, alimentos, etc. onde é importante detectar qualquer contaminação. Os coliformes fecais, no entanto, são utilizados internacionalmente para avaliar o estado sanitário de águas superficiais e profundas, doces e salgadas, bem como a eficiência de sistemas de tratamento de resíduos líquidos e sólidos. Sua presença indica a descarga de

fezes ou de esgotos e portanto, a provável presença de organismos patogênicos de origem fecal. Quanto maior o número de coliformes fecais, maior a possibilidade de se detectar patógenos nesse ambiente.

Os estreptococos fecais são eliminados nas fezes em número de 10^5 a 10^8 por grama (Feachem *et alii*, 1983). São utilizados para confirmar a poluição fecal, especialmente quando esta é intermitente. São mais resistentes a condições ambientais que os coliformes fecais, além de apresentarem escassa tendência de reprodução fora do intestino humano ou animal.

O uso da bactéria *Clostridium perfringens*, excretada na concentração de 10^3 a 10^{10} por grama de fezes, restringe-se à indicação de poluição antiga ou intermitente. A alta resistência de seus esporos aos ambientes externos não reflete o grau verdadeiro de contaminação por águas residuárias não indicando necessariamente a existência de microrganismos patogênicos (Feachem *et alii*, 1983).

Dos grupos propostos como alternativas ou adicionais aos indicadores existentes apenas colifagos está sendo atualmente utilizado. A vantagem de sua identificação é a rapidez dos testes cujos resultados são obtidos em 6 horas (CETESB, 1987).

Embora se disponha de vários indicadores de contaminação fecal, em lagoas de estabilização os mais utilizados são os coliformes fecais. Eles são determinados através de testes relativamente simples de quantificação e identificação. Some-se a isto uma larga gama de informações sobre os fatores que influenciam na sua sobrevivência, ao longo de 80 anos (Klock, 1971).

Os coliformes fecais são bactérias em forma de bastonetes, Gram-negativas, não-esporuladas, anaeróbio - facultativas e heterótrofas. Têm a característica de fermentar a lactose a $44,5^\circ\text{C}$ produzindo ácido e gás. Em água triptonada e à mesma temperatura produzem indol a partir do aminoácido triptofano o que facilita sua identificação (EPA, 1985; Feachem *et alii*, 1983).

O número de coliformes e de outras bactérias presente nos esgotos é extremamente variável ao longo do dia e com a quantidade de matéria orgânica, refletindo os hábitos da

população. O grau de remoção de bactérias indicadoras de poluição fecal bem como de bactérias patogênicas depende do tipo de tratamento associado aos fenômenos físico-químicos e biológicos que ocorrem na massa líquida. Segundo Feachem *et alii* (1983) o único processo de baixo custo que pode proporcionar valores próximos a 100% de remoção ou destruição da maioria dos patogênicos é o sistema de lagoas de estabilização. A remoção de microorganismos é influenciada por uma série de fatores podendo-se citar como principais: pH elevado, ação da radiação solar, elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, produção de materiais tóxicos pelas algas, ação de organismos predadores, tempo de detenção hidráulica e sedimentação (Smallman, 1986; Arthur, 1983; Canter *et alii*, 1969)

O efeito do pH sobre a eliminação de bactérias foi estudado por Parhad e Rao (1974). Estes autores analisaram o crescimento de *E. coli* em esgoto doméstico estéril na ausência e presença de algas, e em dois sistemas de lagoas de estabilização em Bhilai e Bhandar na Índia. As pesquisas com esgoto doméstico estéril, feitas a um pH de 7,5 indicaram que, na ausência de algas, a população de *E. coli* após o 8º dia era de $10^6/100\text{ml}$, aproximadamente. Na presença de algas dos gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Synechocystis* que se desenvolveram no esgoto estéril, o pH aumentou de 7,5 até 10,5, havendo uma eliminação dessas bactérias após o 5º dia. Os autores também analisaram o desenvolvimento de *E. coli* em esgotos estéril tamponado e não tamponado a pH de 7,5 na presença de *Chlorella*. No primeiro experimento, cujo pH foi mantido a 7,5, o crescimento das bactérias não foi prejudicado. Já no esgoto estéril não tamponado, o pH atingiu valores de até 10,4, observando-se a eliminação de *E. coli* após o 6º dia. Em ambos os sistemas de lagoas de estabilização, com pH variando entre 8,9 e 10,2, a redução de *E. coli* foi observada quando o pH atingia valores iguais ou superiores a 10.

Estudos feitos por Trousselier *et alii* (1986) e Pearson *et alii* (1987) confirmaram a influência do pH na remoção de bactérias fecais. Estes últimos autores sugeriram que valores de pH superiores a 9,0 gerados no período diurno, influenciam no decaimento

dessas bactérias em lagoas de estabilização, principalmente sob baixas condições de nutrição.

Em lagoas de estabilização o efeito bactericida da luz solar foi pesquisada por Moeller e Calkins (1980) em amostras coletadas junto à superfície com tempo de exposição ao sol de 30 minutos. A redução de coliformes fecais foi de 90%. Mayo (1989) considera que a maior eficiência de remoção de coliformes pela radiação solar está diretamente relacionada com pequenas profundidades nas lagoas visto a baixa capacidade de penetração dos raios ultra-violeta e a absorção pelos sólidos suspensos.

Ceballos *et alii* (1990) estudaram o efeito da radiação solar na sobrevivência de coliformes e estreptococos fecais no esgoto bruto. Amostras do esgoto, diluídas 1:100 em tampão fosfato (pH=7,2) submetidas à exposição de luz solar, apresentaram, após 60 minutos, reduções de 90%, para coliformes fecais e após 180 minutos para estreptococos. Após 5 horas de exposição as reduções foram superiores a 99% para coliformes fecais e 98% para estreptococos. A ação bactericida foi atribuída à faixa de luz de espectro visível, visto que a ultra-violeta não pode ultrapassar as paredes de vidro das garrafas onde estavam as amostras.

As altas concentrações de oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização ocorrem durante o período de intensa atividade fotossintética das algas. Pearson e Silva (1979) estudando as variações diurnas de oxigênio e coliformes fecais em lagoas facultativas e de maturação, observaram uma relação inversa entre as duas variáveis. Concentrações de oxigênio medidas a 5-10 cm abaixo da superfície demonstraram que havia um período de super saturação, com valores superiores a 20 mg O₂/L entre 10 - 18 horas. Esse período coincidiu com a redução de coliformes fecais no efluente, contrastando com um aumento dessas bactérias à noite quando o oxigênio dissolvido atingia níveis próximos a zero. O número de coliformes fecais no efluente foi de até uma ordem de grandeza mais baixa durante o dia do que à noite, sugerindo a morte ou a migração delas para camadas onde o gradiente de oxigênio era mais adequado.

Além dos fatores mencionados, as algas produzem substâncias extracelulares tóxicas às bactérias. Os primeiros autores a observar o efeito dessas toxinas foram Pratt et alii (1944) estudando o crescimento de *Chlorella* em meio de cultura inorgânico. Eles isolaram uma toxina bactericida que chamaram de Chlorellina. Spochr et alii (1949) e Scutt (1964) citados por Jones (1982) confirmaram a presença dessa substância e Steemann-Nielsen (1955) também citado por Jones (1982) sugeriu que substâncias similares reduzem o crescimento de bactérias em frascos submetidos à luz nos seus experimentos de fotossíntese. Essas substâncias geralmente são mais ativas sobre bactérias Gram positivas, mas também podem causar efeito nos microrganismos Gram negativos e anaeróbios (Chróst, 1972, 1975 a,b citado por Jones, 1982). Pearson e Silva (1979) estudando a variação da qualidade de efluentes de lagoas de estabilização (facultativa e de maturação) no ciclo diário, observaram uma relação inversa entre a biomassa de algas, oxigênio dissolvido e bactérias coliformes, decorrente provavelmente da eliminação de toxinas pelas algas.

A presença de predadores também é um elemento importante na redução de coliformes fecais. Dentre os predadores encontrados em lagoas de estabilização os protozoários são os maiores responsáveis pelo decaimento da população bacteriana. São encontrados em águas oxigenadas que contêm matéria orgânica que lhes serve diretamente como alimento ou que forma substrato para o crescimento de bactérias, que são ingeridas pelos protozoários (Branco, 1978). Feachem et alii (1983) em experimentos com lagoas aeradas verificaram uma redução na vida média de *E. coli*, de 16,1 horas para 1,8 horas quando havia ciliados. Além dos protozoários os bacteriófagos têm papel importante pois infectam as bactérias. Estes, ao penetrarem na célula bacteriana, reproduzem seu material genético, ocorrendo a lise bacteriana em menos de 1 hora com a liberação de milhões de novos vírus que infectarão novas bactérias (Ceballos, 1990)

O tempo de detenção hidráulica além de favorecer a ação de todos os fatores anteriormente descritos, está diretamente associado ao decaimento de bactérias fecais em lagoas de estabilização. A taxa de mortalidade de coliformes fecais em lagoas de estabilização é explicada no modelo proposto por Marais (1974). Este modelo, baseado em

equações cinéticas de 1ª ordem e condições de mistura completa, obedece à seguinte equação:

$$N_e = N_i / (1 + K_b \cdot t^*) \quad (2.10)$$

Onde: N_e = número de coliformes fecais/100 ml do efluente;

N_i = número de coliformes fecais/100 ml do afluente;

K_b = Constante de degradação de primeira ordem para remoção de coliformes fecais, em d^{-1} ;

t^* = tempo de detenção hidráulica, em d.

O valor da K_b depende da variação da temperatura e é dado por:

$$K_b = 2,6 (1,19)^{T-20} \quad (2.11)$$

Mara e Pearson (1986) observaram que a taxa de mortalidade das bactérias aumenta com o aumento de temperatura e esta taxa é a base para o dimensionamento de lagoas de maturação.

Nas lagoas anaeróbias e facultativas a relação entre o decaimento bacteriano e temperatura ocorre de forma indireta, onde a morte das bactérias é acelerada pelo aumento das atividades metabólicas dos microrganismos quando a temperatura aumenta.

Quando as lagoas são submetidas a longos tempos de detenção, a remoção bacteriana é causada principalmente pela competição por nutrientes com outros microrganismos e pelo esgotamento de suas fontes internas de alimento (Klock, 1971). Reduções de coliformes fecais de 99,99993; 99,866 e 99,96% para tempos de detenção hidráulica totais de 29,1; 8,5 e 17,0 dias, respectivamente foram obtidos por Silva (1982) numa série de cinco lagoas rasas em escala piloto (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação).

Os longos tempos de detenção também promovem boas condições de sedimentação que além de reduzir as bactérias fecais removem também os ovos de helmintos.

Os processos de estabilização de matéria orgânica por lagoas de estabilização são, portanto, completamente naturais e de baixo custo. Isto comprova a importância de sua adoção no tratamento de águas residuárias, particularmente para regiões tropicais como o nordeste brasileiro.

3.0 - MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Descrição do Sistema

O sistema de tratamento pesquisado, localizado na cidade de Guarabira - PB, é constituído de dois módulos em paralelo denominados 1 e 2, cada um com duas lagoas de estabilização em série, uma anaeróbia (A1) seguida de uma facultativa (F1), conforme esquema mostrado na Figura 3.1. Essas lagoas foram projetadas para operar em duas etapas: a primeira, de 1987 a 1996, capaz de atender a uma população de 13.000 habitantes por módulo e a segunda, de 1997 a 2.006, atendendo a 20.000 habitantes.

Durante o período do monitoramento (novembro/90 a outubro/91), somente um módulo comportava a carga orgânica aplicada, uma vez que as ligações domiciliares de esgotos previstas para a primeira etapa não haviam sido implantadas em sua totalidade. Portanto, o funcionamento do módulo 1, permitiu uma análise mais consistente da operação do sistema. A Tabela 3.1 mostra as características físicas e operacionais da estação de tratamento.

3.2 - Alimentação do Sistema

A cidade de Guarabira é dotada de uma rede de esgotamento sanitário que beneficia seis bacias hidrográficas. Devido à topografia da região, existem duas estações elevatórias. A primeira (EE1) reúne os esgotos das bacias 1 e 2 e a segunda (EE2) os esgotos provenientes de EE1, e por gravidade, os das demais bacias

Quando esses esgotos atingem o volume de $24,96\text{m}^3$ no poço de sucção da estação elevatória EE2, são bombeados para as lagoas de estabilização onde são submetidas ao tratamento e o efluente final produzido é lançado a um riacho adjacente à estação.

3.3 - Metodologia da Pesquisa

A pesquisa teve como objetivo o monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica do esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa. Também fez

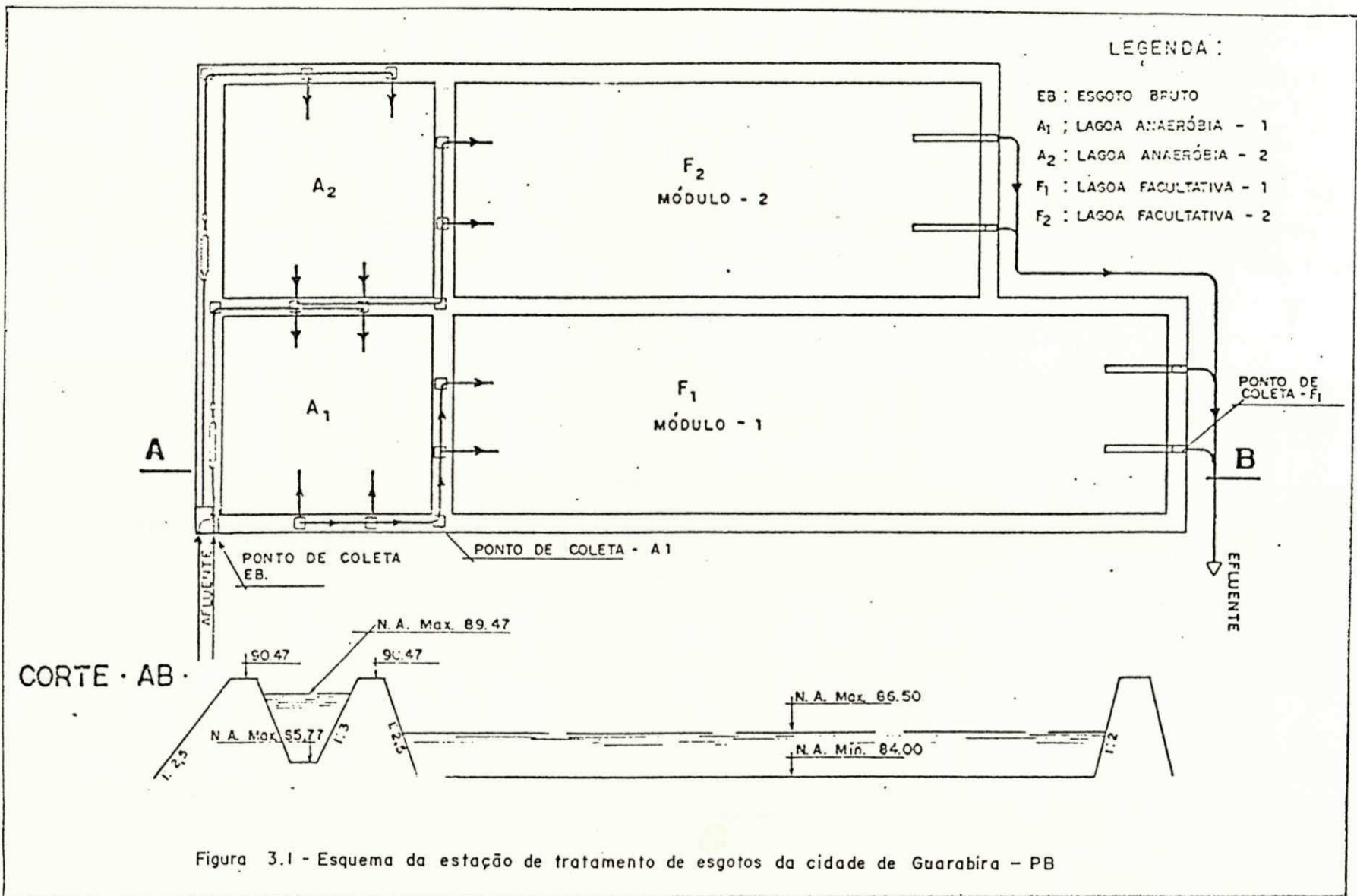


Figura 3.1 - Esquema da estação de tratamento de esgotos da cidade de Guarabira - PB

| LAGOA | ÁREA (m ²) | PROFUN- DIDADE (m) | VAZÃO (m ³ /d) | | λ_v (gDBC ₅ /m ³ d) | | λ_s (kgDBC ₅ /ha.d) | | TDH (dias) | |
|-----------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|-------|---|------|--|-------|------------|------|
| | | | Projeto | Real | Projeto | Real | Projeto | Real | Projeto | Real |
| ANAERÓBIA | 1.018 | 3,7 | 2.080,0 | 656,9 | 138 | 50 | 5.108 | 1.856 | 1,8 | 5,7 |
| FACULTA TIVA | 10.920 | 2,2 | 2.080,0 | 656,9 | 6,5 | 2,5 | 143 | 55 | 11,5 | 36,6 |

Tabela 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Guarabira - PB (Florentino, 1992)

parte da pesquisa a caracterização, para as diferentes horas do dia, das variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos do esgoto e efluentes das lagoas.

3.3.1 - Descrição dos Trabalhos de Campo

Os trabalhos de campo foram iniciados em novembro de 1990 e finalizados em outubro de 1991.

Foram coletadas amostras, com frequência quinzenal, sempre às oito horas. O esgoto bruto (EB) era coletado num tanque de alvenaria situado antes da caixa de areia; o efluente da lagoa anaeróbia num canal de saída do efluente desse reator e, o efluente final, era coletado junto ao vertedor retangular situado numa das saídas da lagoa facultativa. Os pontos de coleta estão mostrados na Figura 3.1.

Para a caracterização da variação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos para diferentes horas do dia foram feitos dois experimentos, realizados nos dias 03 e 04/04 e 16/10/91, com duração de 22 e 18 horas respectivamente. As coletas foram feitas a cada duas horas excetuando-se o horário das 4 horas no primeiro experimento e 2 e 4 horas no segundo, devido à uniformidade dos resultados apresentados nesses horários em estudos anteriores.

As amostras destinadas às análises físico-químicas eram coletadas em garrafas plásticas e frascos de vidro estéreis (160°C em estufa, durante duas horas) eram destinados à coleta das amostras para as análises microbiológicas. Após a coleta fazia-se a leitura da temperatura de campo. Os recipientes com as amostras eram identificados por EB (esgoto bruto), AI (lagoa anaeróbia) e FI (lagoa facultativa) e mantidos numa caixa de isopor com gelo para o transporte ao laboratório. As análises eram realizadas num prazo inferior a quatro horas no laboratório de Saneamento Ambiental da AESA (Área de Engenharia Sanitária e Ambiental) - UFPB - Campus II e no Laboratório de Análise de Águas Residuárias da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - (CAGEPA), Regional do Brejo em Guarabira.

3.3.2 - Parâmetros Levantados e Métodos Analíticos

3.3.2.1 - Temperatura

A temperatura é um fator atuante nos processos de decomposição do material orgânico presente nas águas residuárias, pois ela é uma medida indireta, da velocidade de metabolismo dos microrganismos. Para que se obtenha uma maior eficiência de um sistema de lagoas de estabilização, é preciso que a temperatura da massa líquida esteja acima de 15°C em ambientes anaeróbios e entre 10 e 35°C nos aeróbios.

As temperaturas das amostras foram medidas com o auxílio de um termômetro de filamento de mercúrio, marca INCOTERM, o qual era introduzido imediatamente após a coleta nos frascos com amostras para análises físico-químicas

3.3.2.2 - Potencial Hidrogeniônico

A decomposição da matéria orgânica, assim como sua assimilação e as atividades fotossintéticas provocam variações no pH que se refletem diretamente nas próprias atividades metabólicas dos microrganismos que participam do processo. Em lagoas anaeróbias, onde as bactérias acidogênicas e metanogênicas participam da estabilização do material orgânico, a determinação desse parâmetro é de fundamental importância, devendo o pH estar entre 6,6 e 7,6 para que a população bacteriana tenha um desenvolvimento eficiente. Nos reatores facultativos, variações extremas no pH abaixo de 6,0 e acima de 9,0 podem causar efeitos inibitórios no crescimento de diversos microorganismos. Nas algas, por exemplo, pode haver interferência na atividade fotossintética e precipitar o fósforo na forma de ortofosfato insolúvel.

O pH foi determinado pelo método potenciométrico (APHA, 1989) sendo usado um medidor de pH PROCYON - Modelo PHN-4.

3.3.2.3 - Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido é o fator que determina se as mudanças biológicas são provocadas por organismos aeróbios ou anaeróbios

Para sua medição foi usado o método eletrométrico (APHA, 1989) com auxílio de um eletrodo de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor tipo YSI Modelo 54 ABP.

3.3.2.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

A determinação da DBO permitiu avaliar a intensidade poluidora dos esgotos e medir a quantidade da matéria orgânica biologicamente oxidável presente nesses esgotos.

Foi determinada pelo método dos frascos padrões (APHA, 1989) com o auxílio do medidor de oxigênio supra-citado.

3.3.2.5 - Demanda Química de Oxigênio

A DQO foi usada para medir a intensidade poluidora dos esgotos em termos da quantidade total de oxigênio requerido na oxidação química do material orgânico.

Foi determinada pelo método da refluxação fechada do dicromato de potássio na digestão de pequenas amostras (APHA, 1989).

3.3.2.6 - Sólidos Suspensos

Os sólidos, além de serem importantes no controle físico e biológico nos processos de tratamento de esgotos, são utilizados para a avaliação do cumprimento às exigências nos padrões de qualidade do efluente final (APHA, 1985).

Os sólidos suspensos são usados na avaliação da intensidade de poluição dos esgotos domésticos e na determinação da eficiência das unidades de tratamento (Sawyer e McCarty, 1978).

Os sólidos suspensos foram determinados pelo método gravimétrico (APHA, 1989).

3.3.2.7 - Formas de Nitrogênio

As determinações de nitrogênio amoniacal e nítrico permitiram analisar o comportamento do sistema em relação a estes nutrientes e avaliar o grau de remoção.

O nitrogênio amoniacal foi determinado pelo método da nesslerização direta conforme recomendações do APHA (1989). Para as análises de nitrato foi utilizado o método do ácido cromotrópico (APHA, 1985). As leituras foram feitas num espectrofotômetro, marca Shimadzu, modelo uv.100.01 a 450 nm para nitrogênio amoniacal e a 410 nm para nitrogênio nítrico.

3.3.2.8 - Formas de Fósforo

As quantificação das formas de fósforo serviu para avaliar o comportamento deste parâmetro nos reatores, sua remoção pelo sistema e as características eutrofizantes do efluente final.

Para o fósforo total foi usado o método do ácido ascórbico com digestão preliminar com persulfato de amônio (APHA, 1989) e para a determinação do ortofosfato solúvel foi utilizado o método do ácido ascórbico sem pré-tratamento (APHA, 1989).

3.3.2.9 - Coliformes e Estreptococos Fecais

A determinação de coliformes e estreptococos fecais permitiu avaliar a remoção dessas bactérias em cada reator do sistema, indicar a qualidade microbiológica do efluente final lançado no corpo receptor e fazer a avaliação indireta da eliminação de bactérias patogênicas.

A determinação dos coliformes fecais foi feita pelo método da membrana filtrante, utilizando-se o meio m-lauril sulfato (OXOID) com incubação a 44,5°C, durante 24 horas de acordo com a técnica descrita no APHA (1989).

Os estreptococos fecais foram quantificados pela técnica da membrana filtrante utilizando-se o meio agar KF- Streptococcus (OXOID) com temperatura de incubação de 44,5°C, durante 48 horas.

Para cada amostra foram feitas diluições apropriadas com solução tampão fosfato a pH 7,2 para enumeração adequada das bactérias. Todas as amostras e suas diluições foram filtradas em duplicata.

3.3.2.10 - Biomassa de Algas

A quantificação da biomassa de algas através da clorofila *a* permitiu avaliar a concentração da população fitoplanctônica presente na lagoa facultativa. As flutuações dos gêneros de algas predominantes na lagoa facultativa foram feitas através da contagem direta. A diversidade de algas no esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa foi realizada através da identificação dos gêneros.

Para a determinação da clorofila *a* foi utilizado o método da extração à quente com metanol a 90% (Jones, 1979)

A quantificação direta do fitoplancton foi feita com o auxílio de uma câmara de Neubauer. As amostras do efluente da lagoa facultativa, previamente fixadas com 0,5 mL de formalina a 37%, eram colocadas em tubos de 50 mL e centrifugadas a 1.000 rpm, durante 10 minutos. Após a centrifugação, 45 mL do sobrenadante eram descartados e os 5 mL restantes eram utilizados na contagem. Esta era feita colocando-se uma gota do material concentrado e homogeneizado no retículo da câmara de Neubauer, num microscópio óptico comum - Carl Zeiss com aumento de 100x. Todas as contagens eram feitas em quadruplicatas.

Para a identificação de algas, 50 mL das amostras, previamente fixadas, eram centrifugados a 1.000 rpm durante 5 minutos. Uma gota do sedimento era colocada numa lâmina coberta por uma laminula e examinada no microscópio óptico comum (Carl Zeiss) com aumento de 200x. Os gêneros foram identificados com o auxílio de chaves dicotômicas (Bicudo & Bicudo, 1970; Prescott, 1970).

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1- Variações Mensais

As variações mensais dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observadas no esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos na cidade de Guarabira-PB estão apresentadas nas Figuras 4.1 a 4.10.

4.1.1- Potencial Hidrogeniônico

O pH do esgoto bruto manteve-se constante em torno do neutro com valores entre 6,9 e 7,5, exceto em novembro/90 quando atingiu o valor de 7,7 (Figura 4.1.a). } = B

Na lagoa aneróbia, os processos degradativos da matéria orgânica fazem com que os valores do pH sejam menores do que aqueles observados no esgoto bruto. Tais valores, entre 6,6 e 7,2, mantiveram-se no entanto, na faixa adequada para a continuidade do processo anaeróbio.

No efluente da lagoa facultativa, observou-se uma elevação no pH para valores entre 7,5 e 8,2. Este aumento está relacionado ao consumo de dióxido de carbono pelas algas durante o processo fotossintético.

4.1.2- Temperatura

As temperaturas registradas no esgoto bruto e efluentes (Figura 4.1.b) foram bastante uniformes com valores que variaram entre 26 e 28°C no período de novembro/90 a maio/91. O início da estação chuvosa provocou mudanças nas condições climáticas da região, que se refletiram na queda da temperatura para 23°C nos meses de junho a setembro/91. Com a chegada do verão houve aumento para 26°C no mês de outubro/91.

4.1.3 - Oxigênio Dissolvido

Os valores médios registrados para o esgoto bruto (Figura 4.1.c) variaram entre 0,1 e 0,5 mg/L.

No efluente da lagoa anaeróbia, apesar da concentração de oxigênio dissolvido ser reduzida, foi observada uma variação entre 0,1 e 1,9 mg/L. Os valores altos foram atribuídos à turbulência no ponto de coleta do efluente.

A presença de algas na lagoa facultativa foi responsável pelos valores elevados de oxigênio dissolvido no efluente desse reator. Entre novembro/90 e julho/91 esses valores flutuaram numa faixa de 3,7 a 6,4 mg/L. Nos três meses subsequentes, que caracterizaram os meses de verão na região, houve um aumento da atividade fotossintética das algas que se refletiu num incremento da concentração de oxigênio dissolvido, com valores máximos próximos a 10 mg/L.

4.1.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

A concentração de matéria orgânica biodegradável, expressa como DBO_5 (Figura 4.2.a), classificou o esgoto bruto de Guarabira como possuindo concentração média (Mara, 1976). Os valores mensais variaram entre 209 e 350 mg/L, com exceção dos meses de julho e agosto/91 quando a DBO_5 atingiu concentrações de 417 e 561 mg/L, respectivamente.

No efluente do reator anaeróbio, esses valores estiveram entre 35 e 96 mg/L mostrando a redução significativa do material orgânico presente quando comparado com o esgoto bruto. A eficiência de remoção da matéria orgânica atingiu 82%, valor este considerado apropriado para esse tipo de reator.

No efluente da lagoa facultativa foi observado que o conteúdo da matéria orgânica biodegradável lançada ao meio ambiente variou entre 12 e 32 mg/L. Essa demanda estava associada à matéria orgânica e a presença do fito e zooplâncton que consomem o oxigênio dissolvido em seus processos respiratórios.

4.1.5 - Demanda Química de Oxigênio

No esgoto bruto (Figura 4.2.b), os valores da DQO variaram entre 277 e 765 mg/L, com exceção dos meses de novembro e dezembro/90 onde a matéria orgânica quimicamente oxidável elevou-se para 1.376 e 1.194 mg/L, respectivamente.

Na lagoa anaeróbia o processo físico de decantação e a ação da digestão anaeróbia da matéria orgânica foram os principais responsáveis pela redução de 65% na DQO. Os valores médios do efluente variaram entre 90 e 393 mg/L.

No efluente final do sistema de lagoas os valores desse parâmetro variaram entre 66 e 197 mg/L, mostrando-se inferiores àqueles do efluente do reator anaeróbio, exceto no mês de outubro/91 (152 mg/L) devido à presença de algas.

4.1.6 - Nitrogênio Amoniacoal

A concentração média de amônia contida no esgoto bruto (Figura 4.3.a) variou entre 33 e 66 mg N/L.

Este parâmetro flutuou consideravelmente no efluente da lagoa anaeróbia, apresentando valores entre 41 e 73 mg N/L. A presença deste nutriente em concentrações superiores àquelas observadas no esgoto bruto foi resultante da liberação do mesmo na degradação anaeróbia do material orgânico presente no esgoto afluente.

No efluente da lagoa facultativa foi observada uma diminuição na concentração desse parâmetro que foi atribuída à sua absorção pela biomassa de algas, por ser a amônia a fonte mais facilmente assimilável pelos organismos fitoplanctônicos. Os valores quantificados entre 31 e 54 mg N/L foram considerados elevados e poderiam causar problemas de toxidez à população de algas presentes na lagoa (Abeliovich e Azov, 1976).

4.1.7 - Nitrogênio Nítrico

As concentrações de nitrato no esgoto bruto variaram entre 0,0 e 1,6 mg N/L (Figura 4.3.b).

No efluente do reator anaeróbio foram registrados valores entre 0,0 e 1,1 mg N/L. A redução observada no valor médio entre o esgoto bruto e esse efluente pode estar relacionada ao processo de desnitrificação bacteriana.

As concentrações desse parâmetro no efluente da lagoa facultativa variaram entre 0,2 e 1,4 mg N/L. Comparando-se os valores médios do esgoto bruto e efluentes dos dois reatores constata-se que, durante o período amostrado a concentração manteve-se constante (0,5 mgN/L), indicando que as lagoas de estabilização não promovem o processo de nitrificação.

4.1.8 - Formas de Fósforo

As concentrações de ortofosfato solúvel e fósforo total no esgoto bruto variaram entre 2,0 e 5,4 mg P/L e entre 5,0 e 9,6 mg P/L, respectivamente (Figura 4.4.a e 4.4.b). A presença de concentrações elevadas é consequência da utilização de detergentes sintéticos nas atividades domésticas, bem como de restos de comida e desetos humanos.

O efluente do reator anaeróbio apresentou valores entre 3,1 e 6,8 mg P/L para o ortofosfato solúvel e 3,7 e 8,0 mg P/L para o fósforo total. O aumento do ortofosfato solúvel nesse reator está diretamente relacionado com a atividade das bactérias anaeróbias na degradação da matéria orgânica presente no esgoto bruto. A diminuição do fósforo total, por sua vez, está vinculada ao processo de sedimentação do material orgânico que ocorre no reator anaeróbio.

A lagoa facultativa proporcionou uma redução de 1,8% na concentração do ortofosfato solúvel, cujos valores mínimo e máximo foram de 2,8 e 6,8 mg P/L, respectivamente. A redução foi atribuída à presença de microorganismos do fitoplâncton que se utilizam dessa forma de fósforo para seu metabolismo e aumento da biomassa. A concentração de fósforo total registrou variações entre 3,4 e 8,4 mg P/L, apresentando uma remoção de apenas 1,3% com relação ao reator anaeróbio.

4.1.9 - Sólidos Suspensos

A concentração de sólidos suspensos no esgoto bruto variou entre 70 e 469 mg/L (Figura 4.5.a)

O reator anaeróbio proporcionou uma redução significativa desse parâmetro, registrando valores mínimo e máximo de 26 e 75 mg/L, respectivamente. Essa redução acentuada foi atribuída ao processo de sedimentação que ocorre em lagoas anaeróbias.

No efluente da lagoa facultativa observou-se variação de sólidos suspensos entre 32 e 174 mg/L. O aumento na concentração desse parâmetro estava associado à biomassa de algas presente na massa líquida da lagoa.

4.1.10 - Biomassa de Algas

A biomassa de algas, expressa como Clorofila *a*, presente no efluente da lagoa facultativa registrou valores mínimo e máximo de 69 e 389 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (Figura 4.5.b). Esses valores foram considerados inferiores às concentrações esperadas para lagoas facultativas tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil (König, 1984).

4.1.11 - Coliformes e Estreptococos Fecais

Os coliformes fecais no esgoto bruto variaram entre $9,4 \times 10^6$ e $7,83 \times 10^7$ CF/100mL e os estreptococos fecais entre $1,6 \times 10^6$ e $2,6 \times 10^7$ EF/100mL (Figuras 4.6.a e 4.6.b) concentrações estas típicas de esgoto doméstico. } EB

A diminuição das concentrações das bactérias indicadoras de contaminação fecal entre o esgoto bruto e o efluente do reator anaeróbio ($3,3 \times 10^6$ CF /100ml e $1,14 \times 10^6$ EF/100 mL) pode estar relacionada ao fenômeno de sedimentação de material que ocorre neste reator, carreando consigo as bactérias fecais. } ←

O efluente final do sistema de lagoas ainda continha elevadas concentrações de coliformes fecais ($1,76 \times 10^4$ CF/100ml) e de estreptococos fecais ($2,65 \times 10^4$ EF/100 mL) que apesar de serem consideradas típicas para uma lagoa facultativa secundária comprometem sua qualidade microbiológica e do corpo receptor. } EF

4.1.12 - Diversidade de Algas

A Figura 4.7 mostra a frequência de aparecimento dos gêneros de algas identificados no esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa no período de janeiro a outubro/91. Tais frequências foram associadas aos valores médios de DBO₅ obtidos durante a pesquisa.

No esgoto bruto, a DBO₅ do período foi de 305 mg/L e foram identificados 6 gêneros, pertencentes aos Phyla Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta mas somente o gênero *Oscillatoria* (Cyanophyta) teve uma frequência de aparecimento de 70%.

A redução da matéria orgânica bio-oxidável para um valor médio de 50 mg/L no efluente da lagoa anaeróbia permitiu a manutenção dos 6 gêneros identificados no esgoto bruto havendo porém um aumento nas frequências de aparecimento: *Oscillatoria* (90%), *Euglena* (80%) *Navicula* (35%) e *Chlamydomonas* (30%). Segundo Palmer (1969) esses gêneros são tolerantes a altas cargas orgânicas típicas em ambientes eutróficos como lagoas de estabilização.

No efluente da lagoa facultativa cuja DBO₅ média foi de 18 mg/L, 20 gêneros de algas foram identificados, com frequência variando entre 5 e 100%. Esses gêneros pertenciam aos mesmos quatro Phyla identificados inicialmente no esgoto bruto. A predominância foi do Phylum Chlorophyta cujos gêneros e frequências foram: *Oocystis* 100%; *Scenedesmus* 95%, *Closterium* 90%, *Pandorina* e *Coelastrum* 80%, *Micractinium* 65%, *Eudorina* 55%; *Ankistrodesmus* 45%, *Dictiosphaerium* 30% e *Chlorella* 20%. Tal diversidade, com predominância de algas não flageladas indica ambientes com baixas cargas orgânicas.

A quantificação dos gêneros de algas no efluente da lagoa facultativa está apresentada nas Figuras 4.8 e 4.9. No Phylum Cyanophyta (Figura 4.8), o gênero *Oscillatoria* esteve presente em 06 dos 10 meses analisados, variando entre 0,25 e $1,88 \times 10^5$ /mL. *Rhaphidiopsis*, presente em 07 dos 10 meses, variou entre 0,13 e

9,00x10⁵/mL. No Phylum Euglenophyta (Figura 4.8) estiveram presentes 3 gêneros: *Euglena* (2,25x10⁵ a 19,50x10⁵/mL), *Trachelomonas* (0,63 a 7,50x10⁵/mL) e *Phacus* (0,75 a 7,5x10⁵/mL). O gênero *Euglena* esteve presente em todos os meses, enquanto que *Trachelomonas* foi identificado de janeiro a julho, desaparecendo nos meses subsequentes. O gênero *Phacus* esteve presente em 03 dos 10 meses quantificados, a partir de julho/91. Os gêneros do Phylum Chlorophyta (Figura 4.9) foram: *Oocystis* (0,25 a 25,63x10⁵/mL), *Scenedesmus* (0,13 a 2,00x10⁵/mL), *Closterium* (0,25 a 1,50x10⁵/mL), *Pandorina* (0,13 a 2,50x10⁵/mL), *Coelastrum* (0,25 a 1,63x10⁵/mL), *Micractinium* (0,13 a 1,00x10⁵/mL). O gênero *Oocystis* esteve presente em todos os meses, o *Scenedesmus* nos meses de março a junho, *Closterium* em março, maio, junho, agosto, setembro e outubro, *Pandorina* em abril a junho, agosto e outubro, *Coelastrum* em janeiro, abril, junho a setembro, e *Micractinium* somente nos meses de julho e agosto. A quantificação forneceu informações dos gêneros que mais contribuíram para a biodiversidade.

Além da presença de algas, foram identificados no esgoto bruto bactérias filamentosas, bem como Espiroqueta e *Zooglea sp* com frequência de aparecimento entre 80 e 95% e ovos de *Ascaris* com frequência de 50%.

No efluente da lagoa anaeróbia bactérias filamentosas bem como *Zooglea sp*, Espiroqueta, e *Thiothrix* foram identificadas, com frequência variando entre 5 e 95%, e ovos de *Ascaris* com frequência de 55%.

No efluente da lagoa facultativa foram identificados *Daphnia* (com frequência de 5%), protozoários ciliados (40%) e rotíferos (25%) com predominância das formas livres, indicando boas condições de oxigenação.

4.2 - Variação do Ciclo Diário

As variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos nos dois estudos do ciclo diário são apresentados nas Figuras 4.10 a 4.19.

Para facilitar a apresentação dos resultados, o Perfil I corresponde ao estudo do ciclo diário realizado nos dias 03 e 04/04/91 e o Perfil II, àquele realizado no dia 16/10/91.

4.2.1 - Potencial Hidrogeniônico

O pH do esgoto bruto (Figura 4.10.a) no Perfil I manteve-se constante, próximo do neutro, entre 6,6 e 7,0, exceto nos horários de 14:00 e 16:00 horas, nos quais desceu a valores de 5,3 e 5,2, respectivamente. O baixo pH desses horários pode ser advindo de infiltrações na rede de esgotos cujas amostras continham odor forte e característico de vinhoto. No Perfil II as variações do pH estiveram entre 6,4 e 7,4 com valores próximos do neutro.

No efluente da lagoa anaeróbia a variação desse parâmetro no Perfil I foi entre 6,6 e 6,8 excetuando-se os horários de 14:00 e 16:00 horas, cujo valor foi de 6,3. No Perfil II, o pH sofreu variações entre 6,6 e 8,2 sendo o valor máximo registrado às 14:00 horas. Embora tenha sido observado pH acima 7,5 num único horário, pode-se afirmar que esse parâmetro nos dois perfis se encontrou na faixa adequada para a degradação da matéria orgânica em ambiente anaeróbio.

No efluente da lagoa facultativa observou-se no Perfil I um aumento do pH de 7,6 às 8:00 horas até um valor máximo de 9,0 às 18:00 horas, decrescendo até 7,5 às 6:00 horas do dia seguinte. No Perfil II observou-se a mesma tendência, tendo sido registrado o valor de 7,8 às 8:00 horas, atingindo um máximo de 8,5 às 14:00 horas, decrescendo nos horários seguintes até o valor de 7,7 às 6:00 horas. O aumento verificado ao longo do ciclo diário nos dois perfis mostra o resultado da atividade fotossintética das algas sendo os pH's mais elevados associados com as horas mais iluminadas do dia.

4.2.2 - Temperatura

As temperaturas do esgoto bruto e efluente da lagoa anaeróbia no Perfil I (Figura 4.10.b) variaram de 27 até 30°C enquanto que no efluente da lagoa facultativa os valores oscilaram entre 27 e 33°C.

No Perfil II as temperaturas foram inferiores àquelas registradas no primeiro estudo, oscilando na faixa de 24 a 26°C no esgoto bruto e reator anaeróbio. No efluente final tal parâmetro variou de um mínimo de 23°C até um máximo de 26,5°C. Neste último

experimento, o dia nublado foi o responsável pela diminuição das temperaturas assim como pelas menores concentrações de oxigênio dissolvido.

4.2.3 - Oxigênio Dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 4.10.c) verificadas no esgoto bruto variaram entre 0,0 e 0,7 mg/L no Perfil I. No Perfil II, foram registradas variações entre 0,0 e 0,9 mg/L.

No efluente da lagoa anaeróbia, os valores do oxigênio dissolvido registrados no Perfil I variaram entre 0,0 e 1,3 mg/L. No Perfil II, as variações foram entre 0,3 e 1,1 mg/L. Os valores máximos encontrados foram atribuídos à turbulência do efluente no momento da coleta.

Na lagoa facultativa, as concentrações registradas no efluente, quando da realização do Perfil I sofreram aumentos crescentes das 8:00 às 14:00 horas, variando entre 4,5 e 20,0 mg/L decrescendo posteriormente até o valor mínimo de 2,9 mg/L às 02:00 horas. No Perfil II foi observado o mesmo comportamento, com variações, no período de 6:00 às 14:00 horas entre 3,4 e 14,4 mg/L, e decrescendo até 1,4 mg/L às 24:00 horas. Os valores crescentes da concentração de oxigênio dissolvido durante o período diurno indicam a alta produção de oxigênio pela atividade fotossintética do fitoplâncton.

4.2.4 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

A matéria orgânica bio-oxidável presente no esgoto bruto (Figura 4.11.a), variou entre 204 e 491 mg/L no Perfil I e entre 73 e 439 mg/L no Perfil II. As flutuações diárias da DBO₅ podem estar associadas ao tipo de alimentação do sistema (bombeamento intermitente) além dos hábitos higiênicos da população.

No efluente da lagoa anaeróbia este parâmetro variou entre 7 e 184 mg/L no Perfil I e entre 41 e 106 mg/L no Perfil II. As baixas concentrações observadas nos dois perfis indicaram que neste tipo de reator houve uma boa remoção do material orgânico.

As concentrações de DBO₅ no efluente da lagoa facultativa variaram entre 5 e 42 mg/L no Perfil I e entre 16 e 32 mg/L no Perfil II. Os valores máximos ocorridos às 16:00 horas coincidiram com as máximas concentrações de biomassa de algas (Figura 4.14), evidenciando que os microorganismos fitoplanctônicos contribuem para o aumento desse parâmetro.

4.2.5 - Demanda Química de Oxigênio

Os valores registrados para a DQO ao longo do ciclo diário nos dois perfis mostraram a mesma tendência observada para a DBO₅ (Figura 4.11.b). No Perfil I a variação foi entre 300 e 1625 mg/L no esgoto bruto, entre 146 e 616 mg/L no efluente da lagoa anaeróbia e entre 41 e 500 mg/L no efluente da lagoa facultativa. No Perfil II, tais concentrações variaram entre 59 e 1075 mg/L no esgoto bruto, entre 88 e 385 mg/L no efluente do reator anaeróbio e entre 89 e 385 mg/L no efluente da lagoa facultativa.

4.2.6 - Nitrogênio Amoniacal

Os resultados obtidos para a amônia no Perfil I foram cancelados em virtude de ter havido problemas com o sal de Rochelle.

No Perfil II, as concentrações de Amônia contidas no esgoto bruto variaram entre 29,4 e 55,9 mg N/L, (Figura 4.12.a).

No efluente da lagoa anaeróbia a variação foi entre 42,9 e 55,9 mg N/L . O aumento na concentração de amônia nesse reator, cujos valores foram sempre superiores aos do esgoto bruto, foi atribuído à realimentação da massa líquida com amônia proveniente da camada de lodo devido à degradação dos compostos orgânicos nitrogenados associados aos sólidos sedimentáveis.

As concentrações de amônia registradas no efluente da lagoa facultativa variaram entre 42,9 e 50,0 mg N/L. Esses valores foram sempre inferiores àqueles obtidos no efluente do reator anaeróbio. A queda da concentração de amônia deve estar relacionada com a

absorção da mesma pelas algas e/ou com sua eliminação para a atmosfera através do processo de volatilização.

4.2.7 - Nitrogênio Nítrico

No Perfil I as concentrações de nitrato no esgoto bruto (Figura 4.12.b) variaram entre 0,27 e 2,2 mg N/L. No Perfil II as variações foram entre 0,27 e 1,77 mg N/L.

No efluente do reator anaeróbio as variações registradas no Perfil I foram entre 0,27 e 1,30 mg N/L. No Perfil II as concentrações variaram entre 0,27 e 0,57 mg N/L.

Os valores obtidos no efluente da lagoa facultativa variaram entre 0,27 e 1,20 mg N/L no Perfil I, com valores inferiores aos registrados no efluente do reator anaeróbio. No Perfil II foram observadas variações entre 0,47 e 1,12 mg N/L com valores iguais ou superiores aos do efluente da lagoa anaeróbia.

4.2.8 - Formas de Fósforo

No esgoto bruto, as concentrações das formas de fósforo nos Perfis I e II (Figura 4.13.a e 4.13.b) apresentaram valores muito próximos. As concentrações de ortofosfato solúvel no Perfil I variaram entre 2,5 e 4,3 mg P/L, enquanto no Perfil II as variações foram de 1,9 a 4,7 mg P/L. Para o fósforo total, foram registradas variações entre 3,5 e 7,3 mg P/L no Perfil I e entre 3,4 e 8,7 mg P/L no Perfil II.

No Perfil I, o efluente da lagoa anaeróbia apresentou variações de ortofosfato solúvel entre 3,9 e 4,3 mg P/L e entre 4,1 e 5,9 mg P/L para o fósforo total. No Perfil II houve um aumento nas concentrações das formas de fósforo cujos valores foram entre 4,7 e 5,5 mg P/L para o ortofosfato solúvel e entre 6,1 e 7,0 mg P/L para o fósforo total.

No efluente da lagoa facultativa durante o Perfil I, as concentrações de ortofosfato solúvel e fósforo total variaram entre 3,1 e 3,8 mg P/L e entre 4,1 e 5,2 mg P/L, respectivamente. Os valores observados no Perfil II variaram entre 5,0 e 6,2 mg P/L para o ortofosfato solúvel e entre 6,5 e 7,0 mg P/L para o fósforo total

4.2.9 - Sólidos Suspensos

No Perfil I, as concentrações mínima e máxima de sólidos suspensos no esgoto bruto (Figura 4.14.a) foram de 48 e 486 mg/L. No Perfil II, foram observados valores entre 83 e 670 mg/L.

No efluente da lagoa anaeróbia foram registradas concentrações entre 25 e 85 mg/L no Perfil I, enquanto que no Perfil II variaram entre 47 e 132 mg/L. As reduções nas concentrações em ambos os perfis indicaram que houve uma boa sedimentação, principal processo físico responsável pela diminuição de sólidos nesse tipo de reator.

No efluente da lagoa facultativa os valores de sólidos suspensos variaram entre 17 e 47 mg/L no Perfil I e entre 57 e 130 mg/L no Perfil II.

4.2.10 - Biomassa de Algas

A biomassa de algas expressa como clorofila a, presente no efluente da lagoa facultativa (Figura 4.14.b) teve um valor mínimo de 52 µg/L e máximo de 292 µg/L no Perfil I. A variação registrada no Perfil II foi entre 127 e 318 µg/L. Em ambos os perfis observou-se que as maiores concentrações ocorreram no período diurno no horário entre 12:00 e 16:00 horas.

4.2.11 - Coliformes Fecais

No Perfil I, os coliformes fecais contidos no esgoto bruto (Figura 4.15) apresentaram valores entre $1,5 \times 10^7$ e $1,6 \times 10^8$ CF/100 mL. No Perfil II a variação foi entre $4,3 \times 10^6$ e $8,7 \times 10^7$ CF/100 mL.

No efluente do reator anaeróbio foram observadas variações entre $5,5 \times 10^5$ e $1,6 \times 10^7$ CF/100 mL no Perfil I, e entre $2,0 \times 10^6$ e $2,6 \times 10^7$ CF/100 mL no Perfil II.

No efluente da lagoa facultativa as concentrações das bactérias fecais variaram entre $8,3 \times 10^3$ e $7,5 \times 10^5$ CF/100 mL no Perfil I e entre $1,5 \times 10^4$ e $7,6 \times 10^5$ CF/100 mL no Perfil II.

4.2.12 - Diversidade de Algas

A frequência de aparecimento dos gêneros de algas no esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa ao longo do ciclo diário está apresentada na Figura 4.16, juntamente com os valores médios da DBO₅ até o período de cada experimento.

No Perfil I, foi identificado no esgoto bruto, apenas um gênero: *Oscillatoria*, com frequência de 54%. No Perfil II, somente o gênero *Euglena* esteve presente, com frequência de 10%. A presença de tais gêneros esteve associada com os elevados valores da DBO₅ média do período (235 mg/L no Perfil I e 305 mg/L no Perfil II).

No efluente da lagoa anaeróbia, durante o Perfil I, a DBO₅ média foi de 62 mg/L e foram identificados os gêneros *Euglena*, *Micractinium* e *Oscillatoria* com frequência entre 9 e 73%. No Perfil II, com DBO₅ média de 50 mg/L, os gêneros *Euglena* e *Oscillatoria* tiveram frequência de 10 e 20%, respectivamente.

Durante os Perfis I (DBO₅ média de 21 mg/L) e II (DBO₅ média de 18 mg/L) foram identificados no efluente da lagoa facultativa, respectivamente, 15 e 14 gêneros. Todos eles pertenciam aos Phyla Cyanophyta, Euglenophyta e Chlorophyta. A predominância foi do Phylum Chlorophyta em ambos os perfis, cujos gêneros e frequências foram: *Pandorina* (100%), *Closterium* (100%), *Ankistrodesmus* (100%), *Eudorina* (91%), *Scenedesmus* (91%), *Oocystis* (82%), *Micractinium* (82%), *Coelastrum* (27%) e *Actinastrum* (18%) no Perfil I, e *Closterium* (100%), *Oocystis* (90%), *Scenedesmus* (60%), *Micractinium* (50%), *Pandorina* (40%), *Ankistrodesmus* (30%), *Actinastrum* (20%) e *Eudorina* (10%), no Perfil II, todos típicos de lagoas com baixas cargas orgânicas.

Ao longo do ciclo diário no Perfil I foram identificadas no esgoto bruto e efluente da lagoa anaeróbia, bactérias filamentosas, Espiroquetas e do gênero *Zooglea sp.* No Perfil II também foram identificadas os mesmos tipos de bactérias, além de espirilos presentes no esgoto bruto.

A quantificação de algas no efluente da lagoa facultativa, ao longo do ciclo diário está apresentada nas Figuras 4.17 e 4.19.

Os gêneros quantificados do Phylum Cyanophyta estão apresentadas na Figura 4.17. No Perfil I não foi registrado qualquer gênero desse Phylum. No Perfil II foram observadas as seguintes variações: *Rhaphidiopsis* entre 2,25 e $9,25 \times 10^5$ /mL, *Oscillatoria* entre 0,50 e $4,50 \times 10^5$ /mL e *Microcystis* $0,25 \times 10^5$ /mL. Os gêneros do Phylum Euglenophyta (Figura 4.18) apresentaram as seguintes variações: no Perfil I, *Euglena* entre 0,25 e $10,50 \times 10^5$ /mL, *Trachelomonas* entre 0,25 e $1,25 \times 10^5$ /mL e *Phacus* $0,25 \times 10^5$ /mL. No Perfil II, *Euglena* entre 1,50 e $12,25 \times 10^5$ /mL; *Trachelomonas* entre 0,25 e $0,50 \times 10^5$ /mL e *Phacus* entre 0,50 e $2,00 \times 10^5$ /mL. Nos dois experimentos o gênero *Euglena* foi o predominante, não tendo sido encontrado nos horários de 12:00 e 18:00 horas no Perfil I, embora tenha estado presente em todos os horários no Perfil II. Os gêneros do Phylum Chlorophyta (Figura 4.19) registraram as seguintes variações: no Perfil I, *Pandorina* entre 0,50 e $5,25 \times 10^5$ /mL; *Closterium* $0,25 \times 10^5$ /mL, *Ankistrodesmus* entre 0,75 e $3,75 \times 10^5$ /mL; *Micractinium* entre 0,25 e $1,00 \times 10^5$ /mL; *Eudorina* entre 0,25 e $1,00 \times 10^5$ /mL; *Scenedesmus* $0,25 \times 10^5$ /mL e *Oocystis* entre 0,25 e $0,75 \times 10^5$ /mL. No Perfil II, *Pandorina* entre 0,25 e $1,00 \times 10^5$ /mL; *Closterium* entre 0,25 e $1,50 \times 10^5$ /mL; *Ankistrodesmus* $0,25 \times 10^5$ /mL; *Micractinium* $0,50 \times 10^5$ /mL; *Scenedesmus* entre 0,25 e $0,50 \times 10^5$ /mL e *Oocystis* entre 0,25 e $2,50 \times 10^5$ /mL.

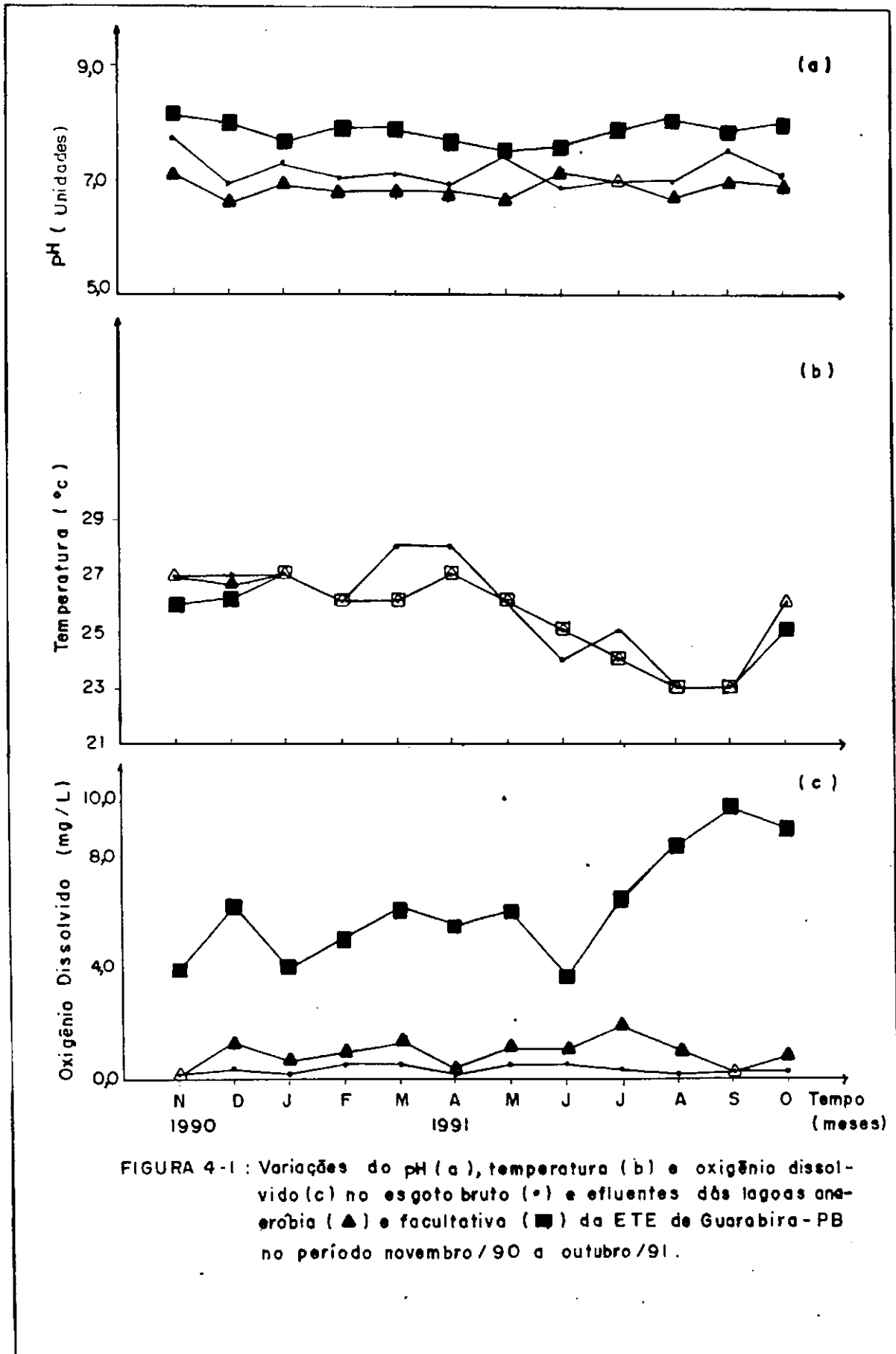


FIGURA 4-1 : Variações do pH (a), temperatura (b) e oxigênio dissolvido (c) no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira-PB no período novembro/90 a outubro/91.

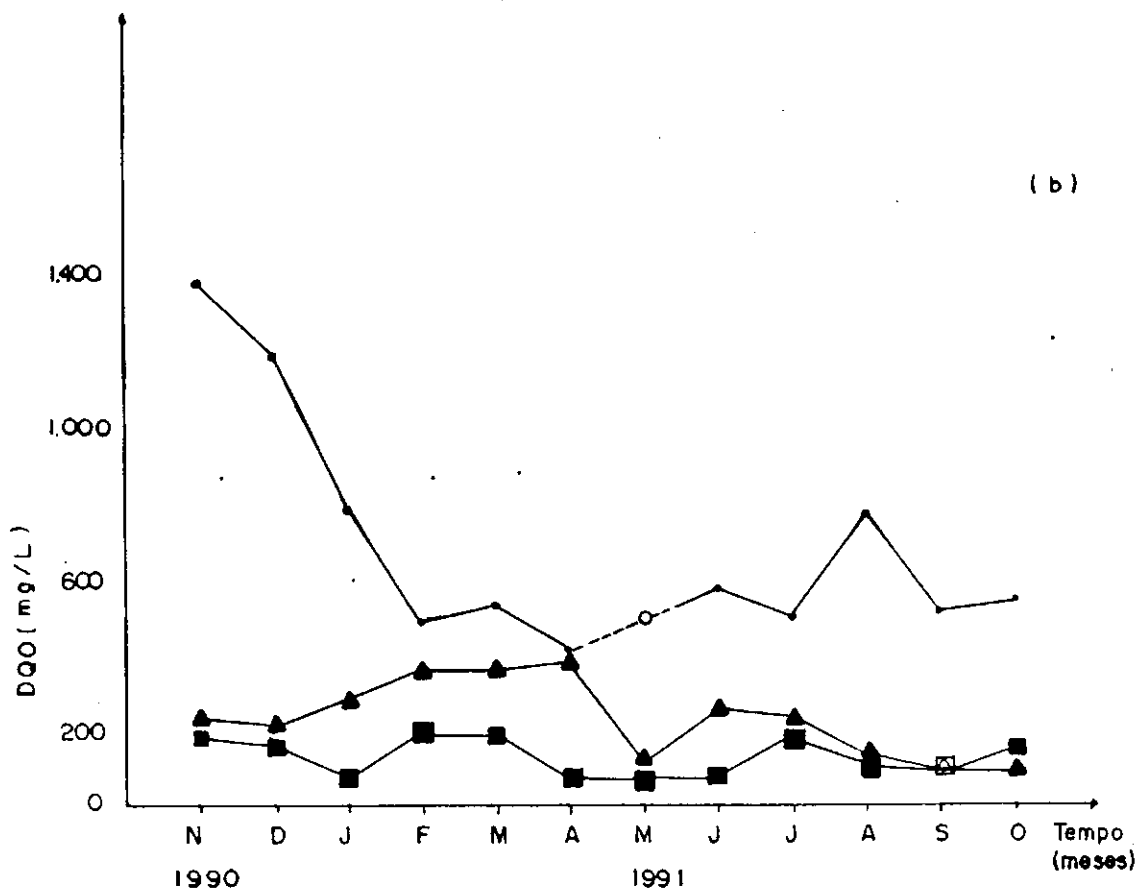
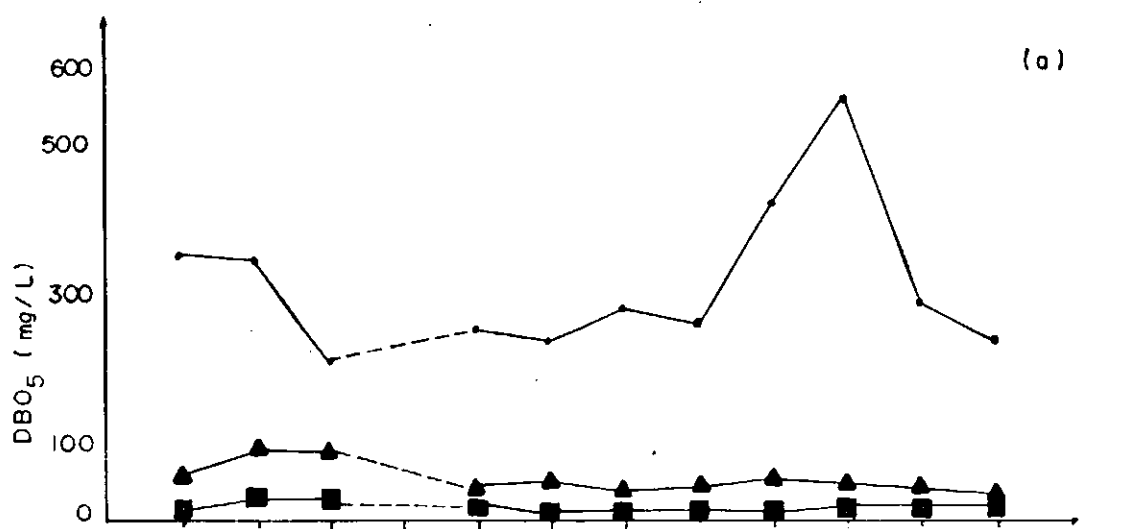


FIGURA 4-2: Variações da DBO₅ (a) e DQO (b) no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira no período novembro/90 a outubro/91

----- Falta de energia
 - - - - - Amostra perdida

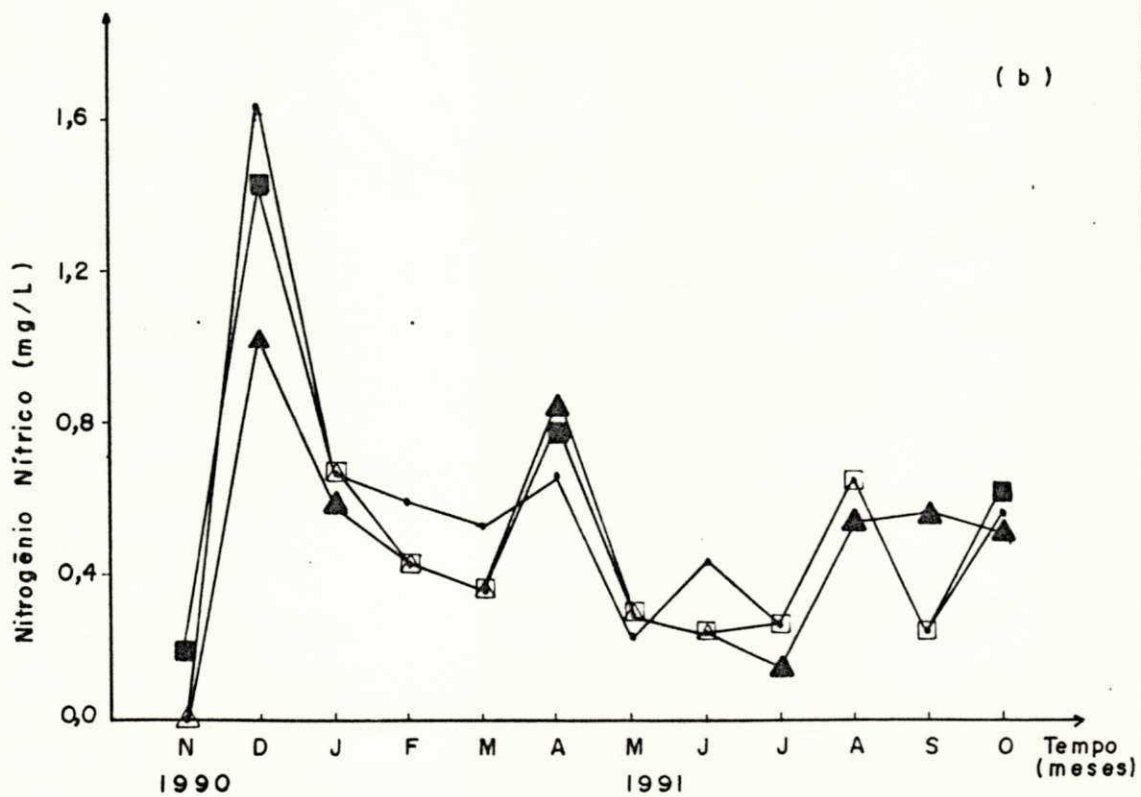
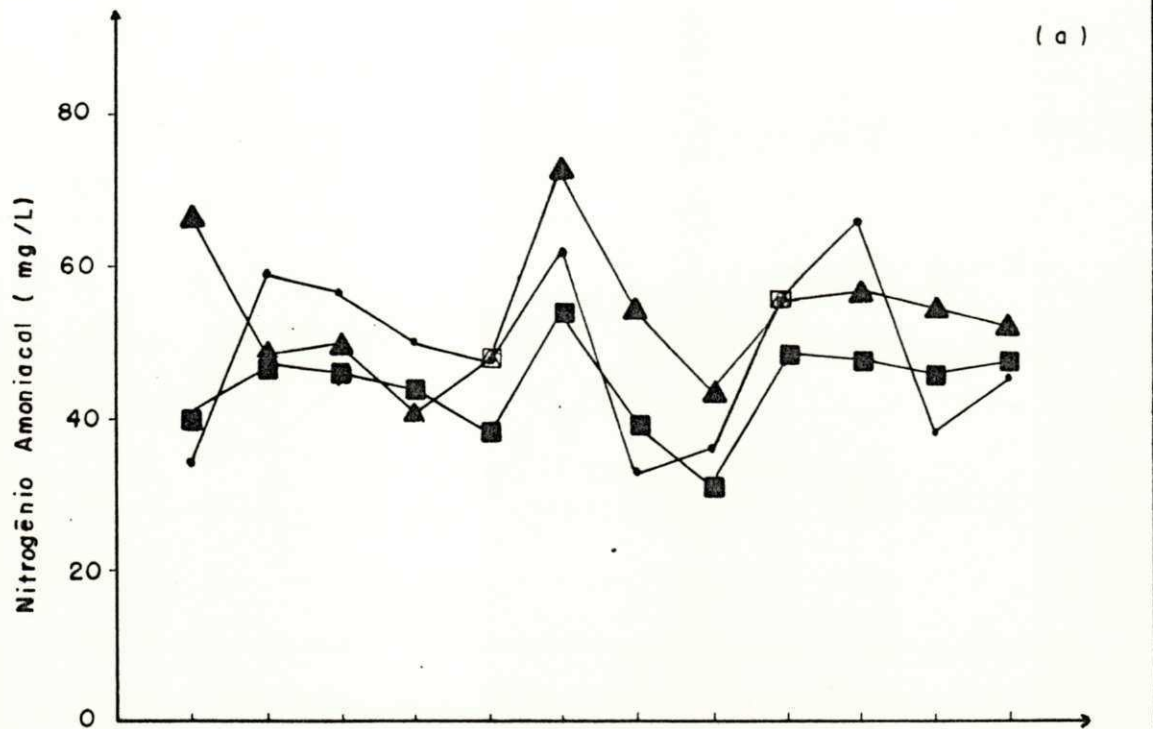


FIGURA 4-3 : Variações da amônia (a) e nitrato (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB no período novembro/90 a outubro/91.

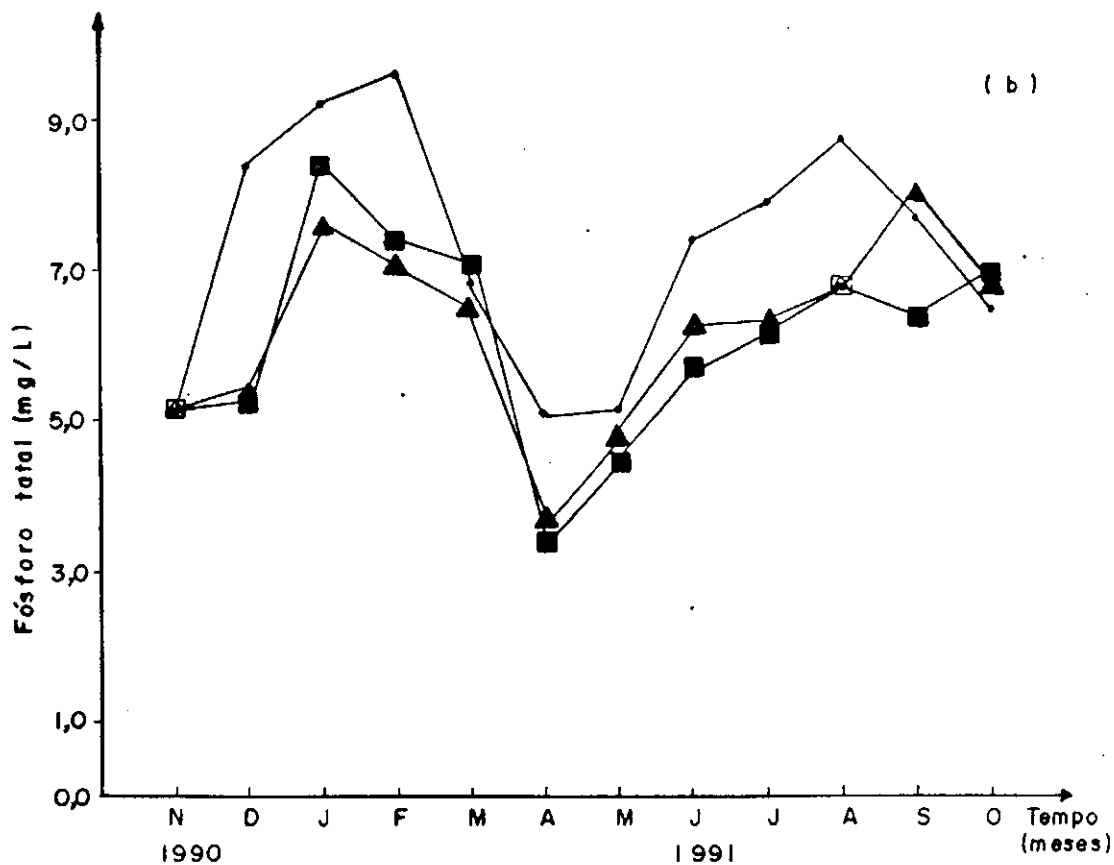
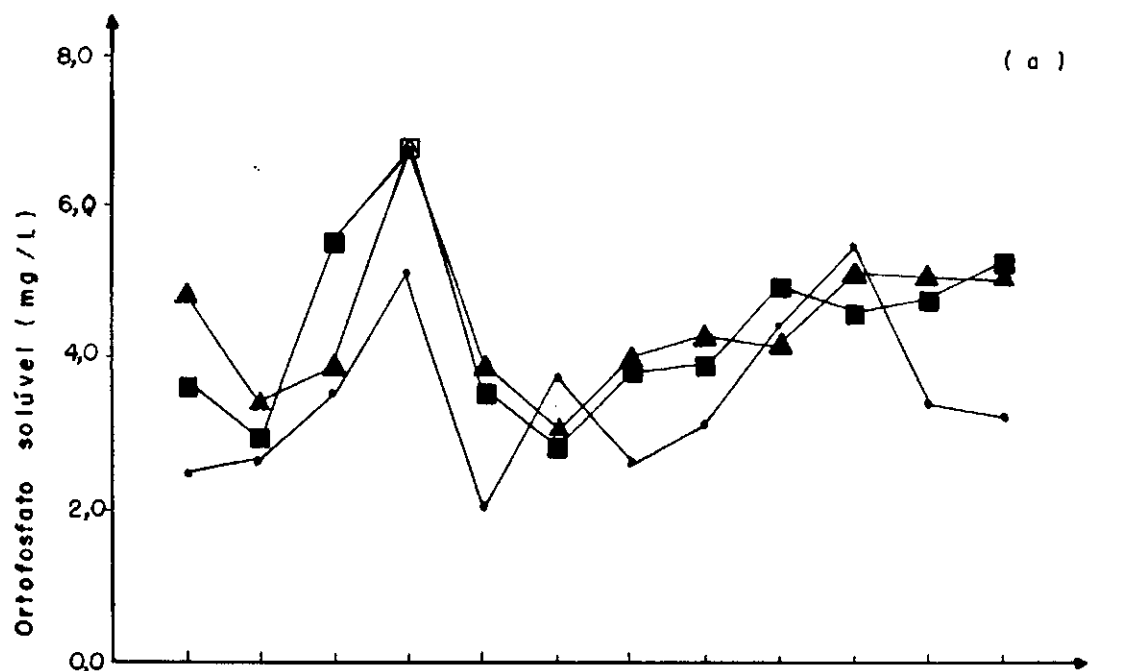


FIGURA 4-4 : Variações do ortofosfato solúvel (a) e fósforo total (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB no período novembro/90 a outubro/91.

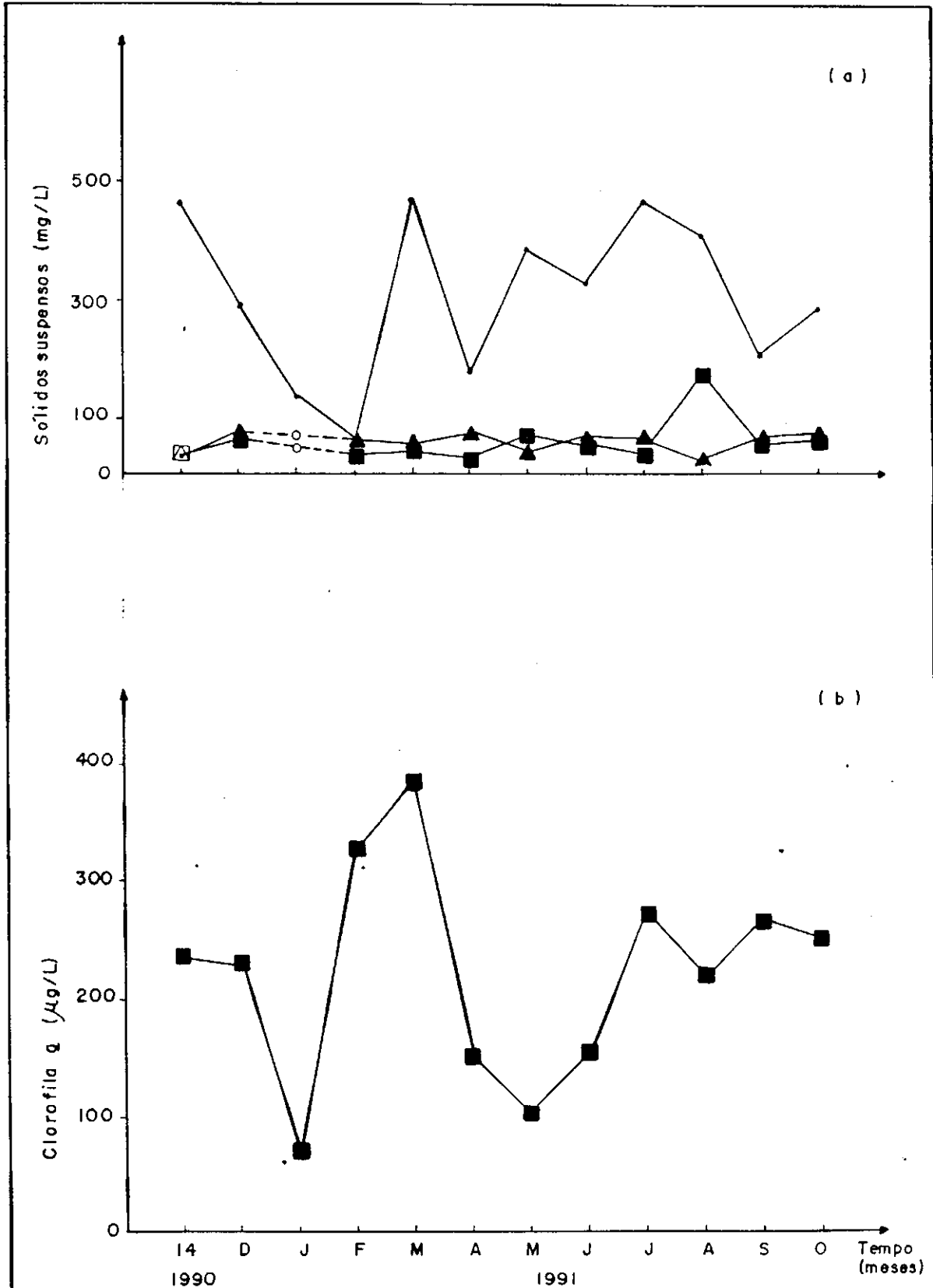


FIGURA 4-5: Variações de sólidos suspensos (a) e clorofila a (b) no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB no período novembro/90 a outubro/91.
 ---○--- Amostras perdidas

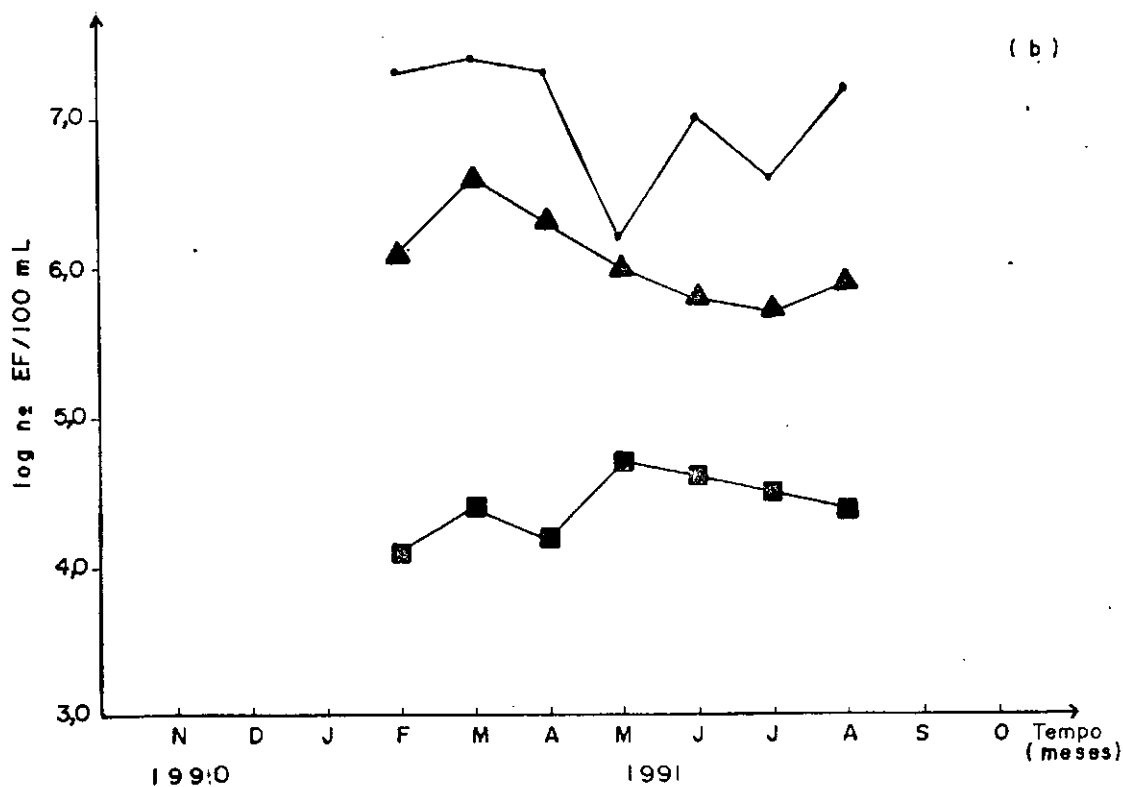
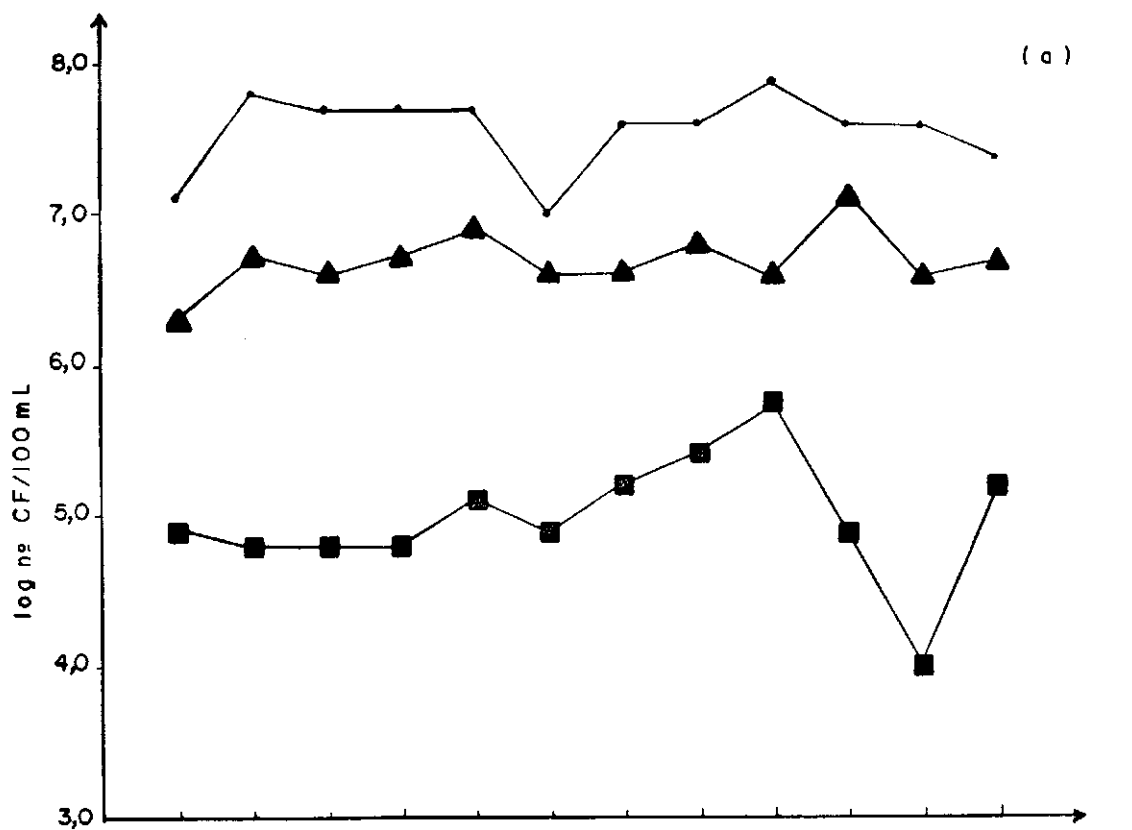


FIGURA 4-6 : Variações do log nº CF/100 mL (a) e log nº EF/100 mL (b) no esgoto bruto (●) e efluentes das lagoas anaeróbica (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB no período novembro /90 a outubro /91.

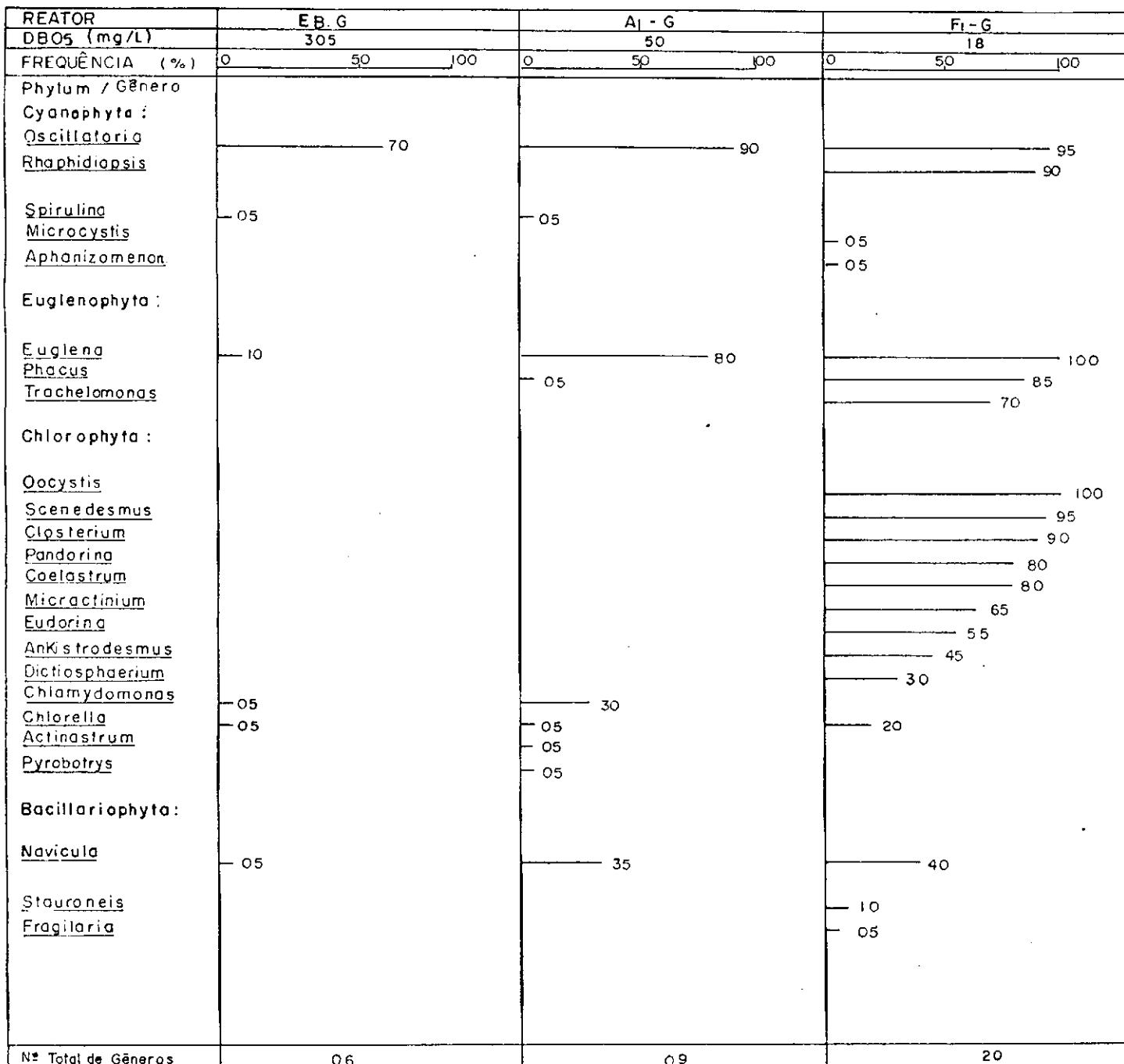


FIGURA 4-7: Frequência de aparecimento (%) e número total de gêneros de algas identificadas presentes no esgoto bruto e efluentes das lagoas anaeróbica e facultativa da ETE de Guarabira - PB, no período Janeiro a outubro / 91, associados à DBO₅ média do período do experimento.

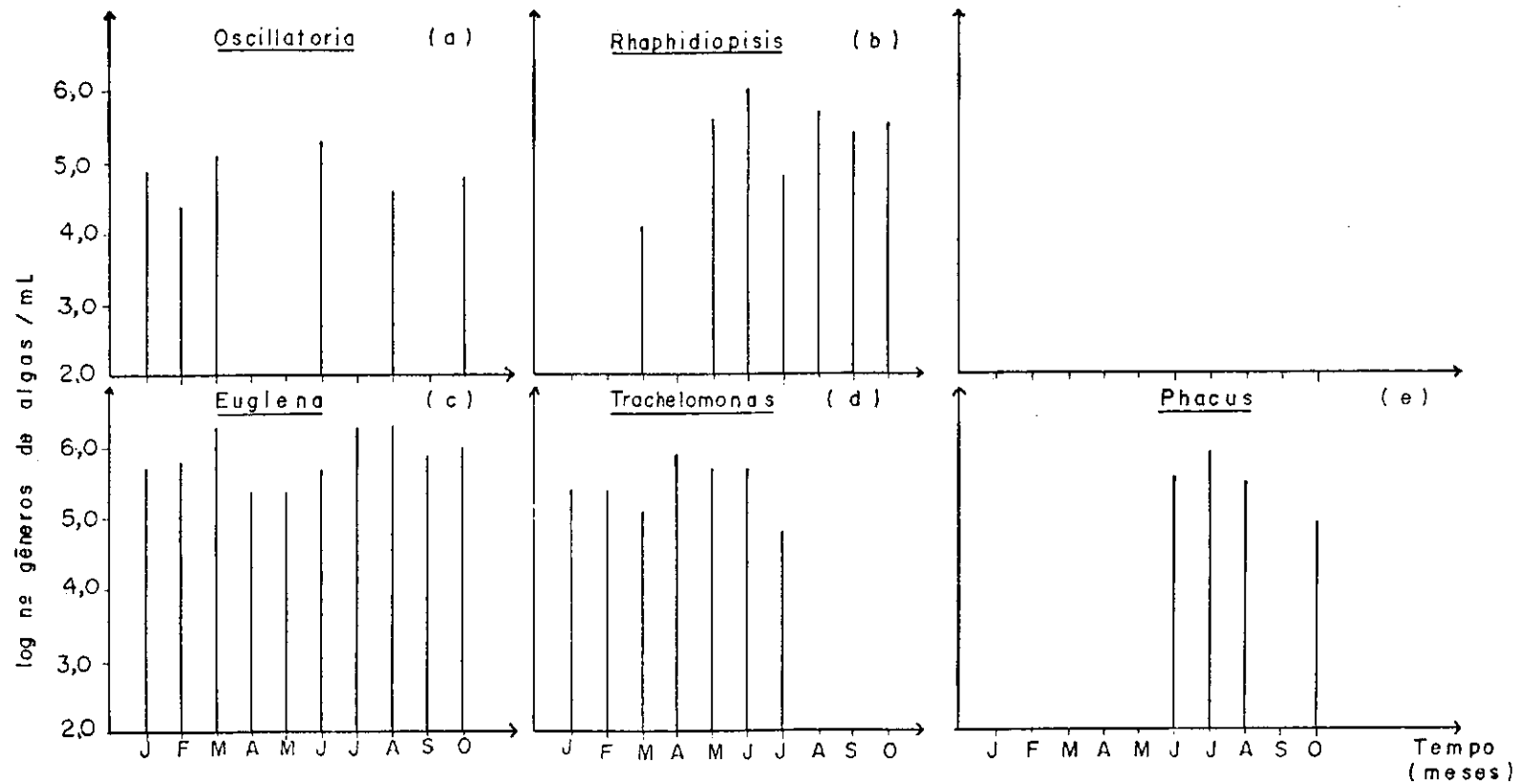


FIGURA - 4-8: Variações do log ne gêneros de algas/ml do Phylum Cyanophyta: (a) e (b) e do Phylum Euglenophyta: (c), (d) e (e) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira - PB no período janeiro a outubro/91

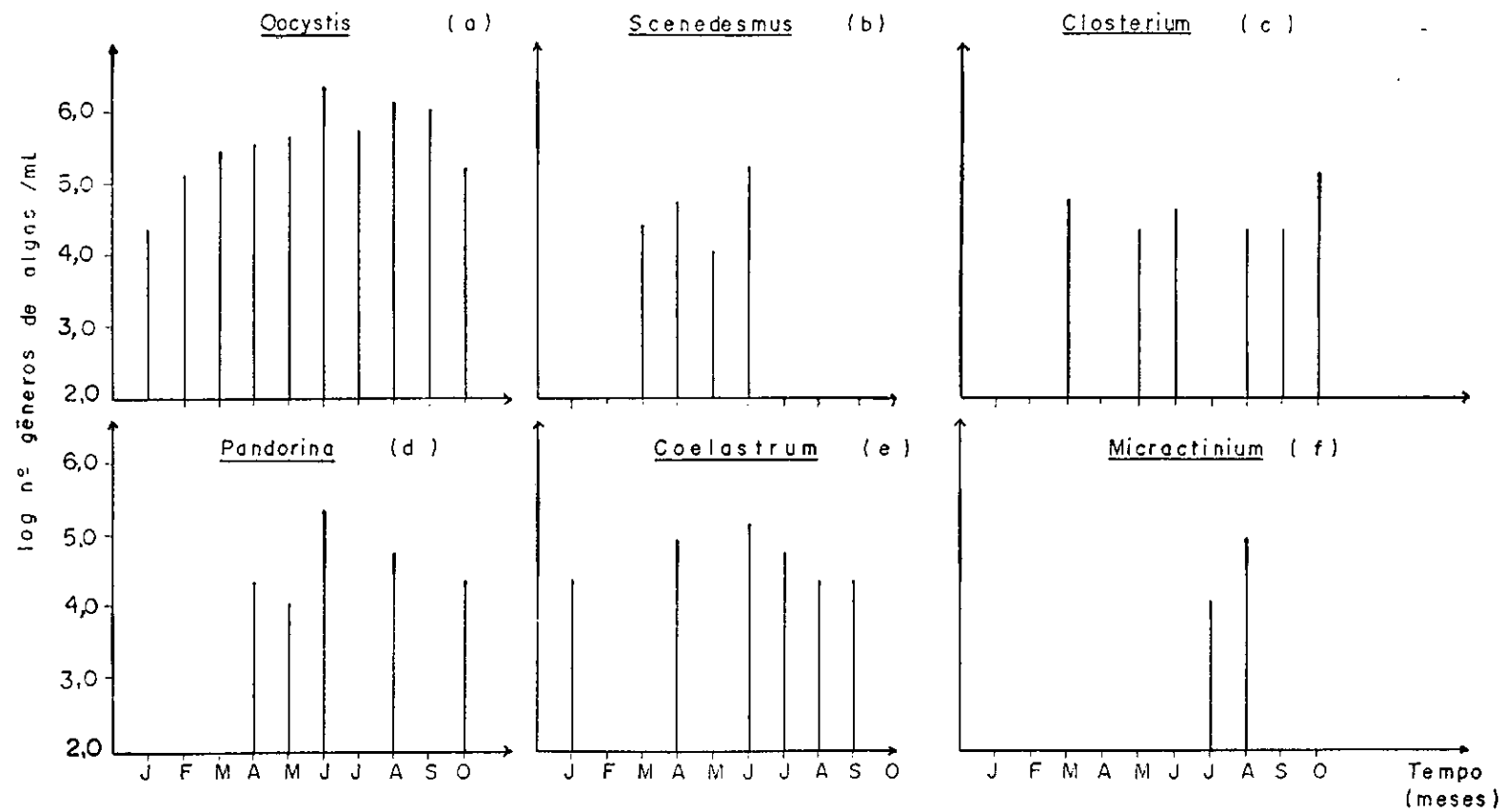


FIGURA - 4-9 : Variações do log nº gêneros de algas /ml do Phylum Chlorophyta : (a), (b), (c), (d), (e), (f), (g), (h), (i) e (j) e do Phylum Bacillariophyta (l) e (m) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira - PB no período janeiro a outubro /91

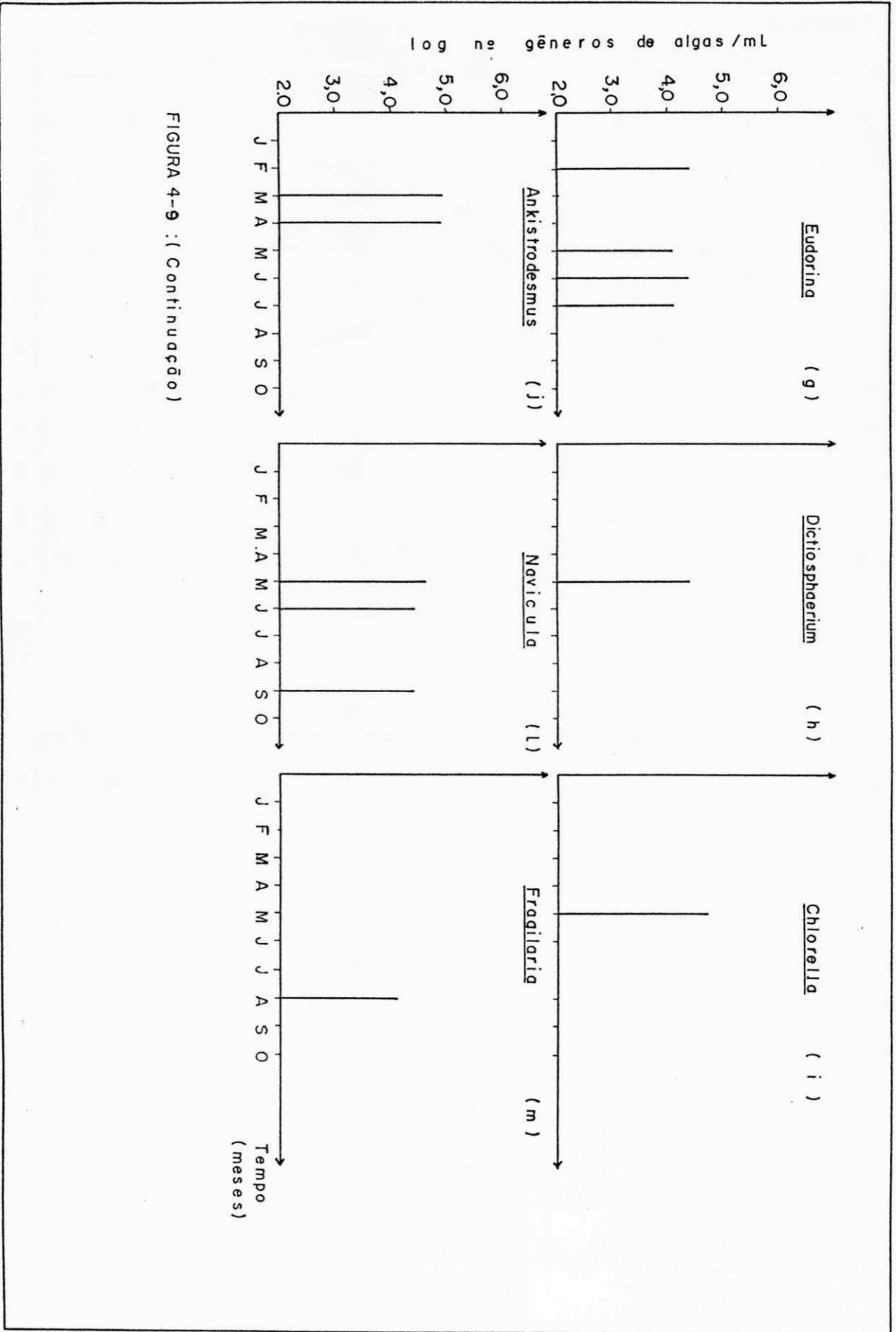


FIGURA 4-9 : (Continuação)

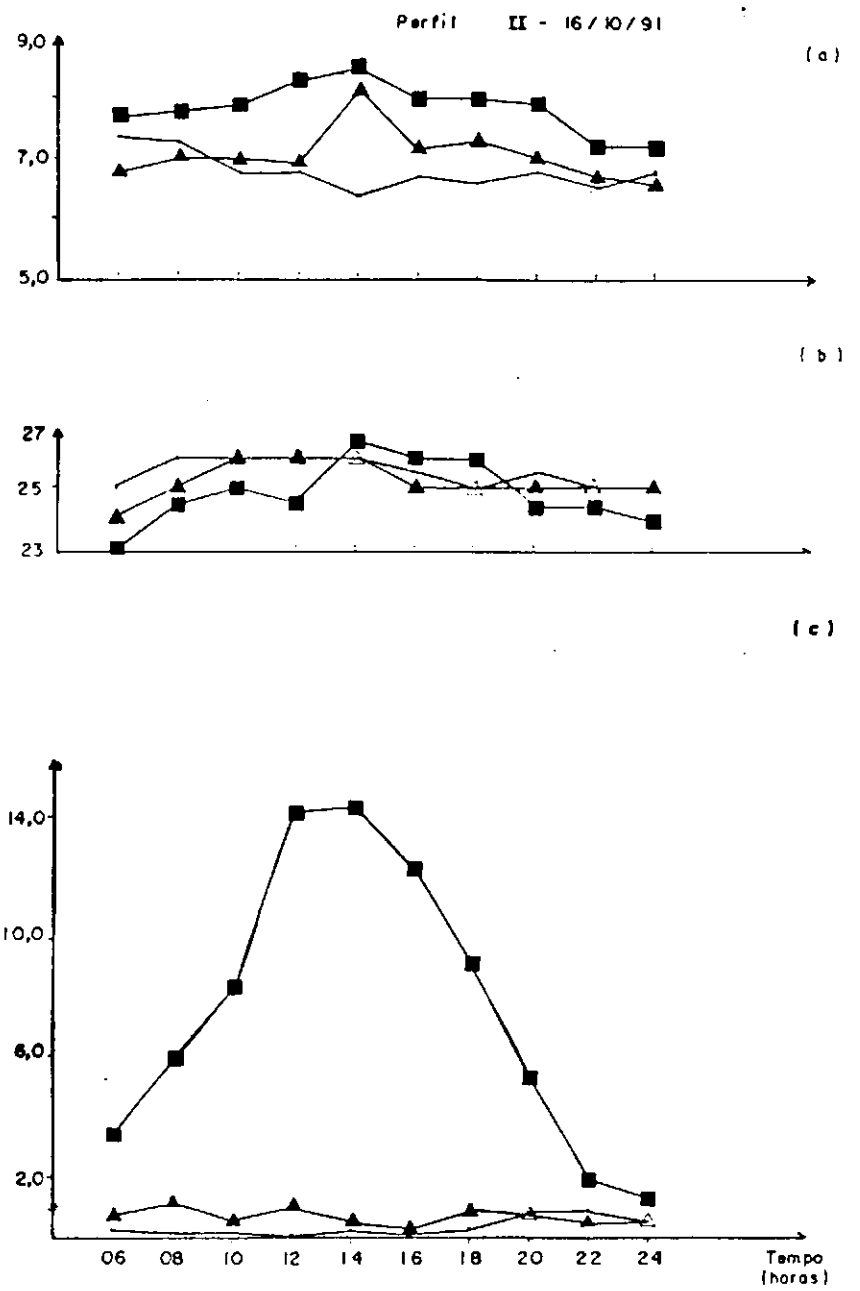
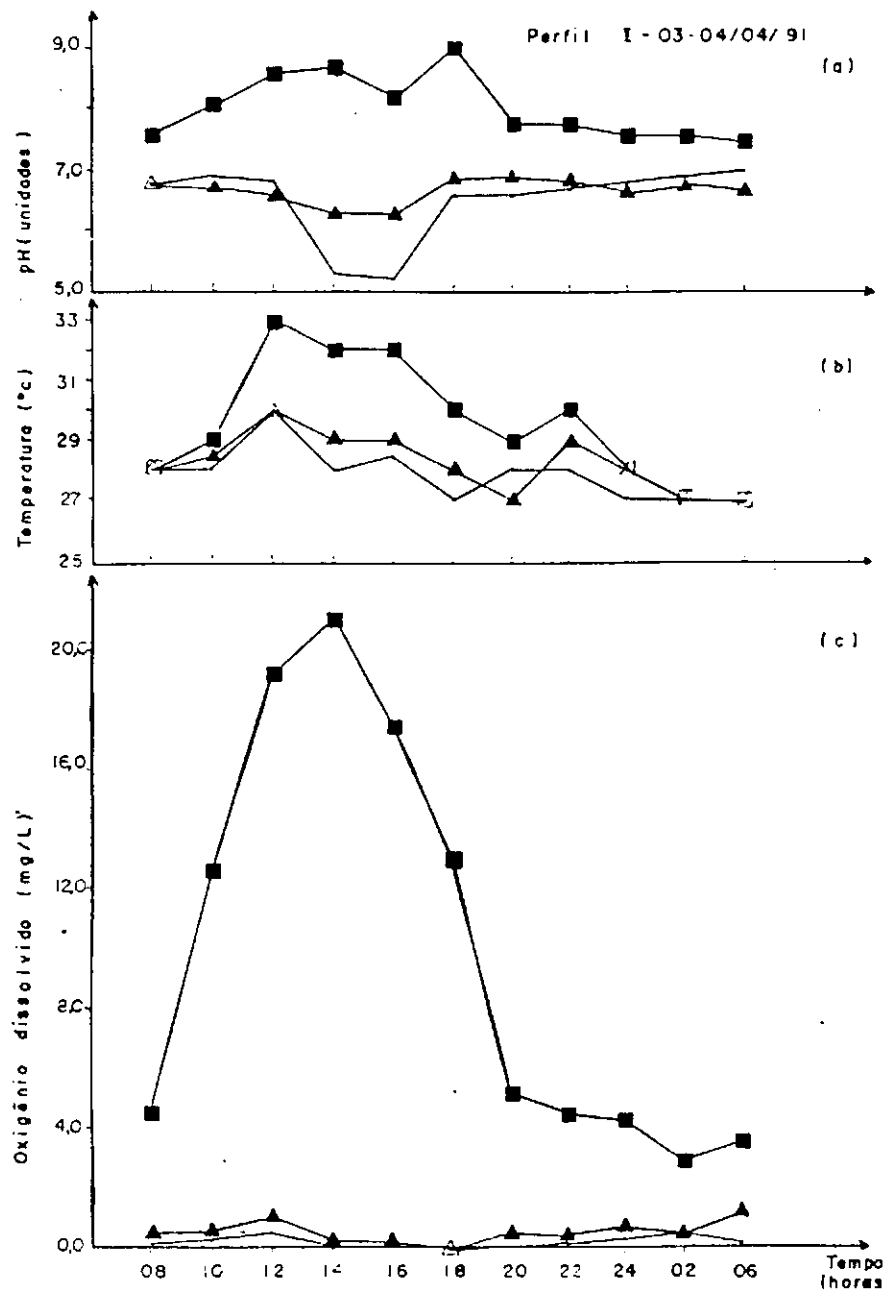


FIGURA - 4-10 Variações no ciclo diário de pH (a), temperatura (b) e oxigênio dissolvido (c) no esgoto bruto (○) e afluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)

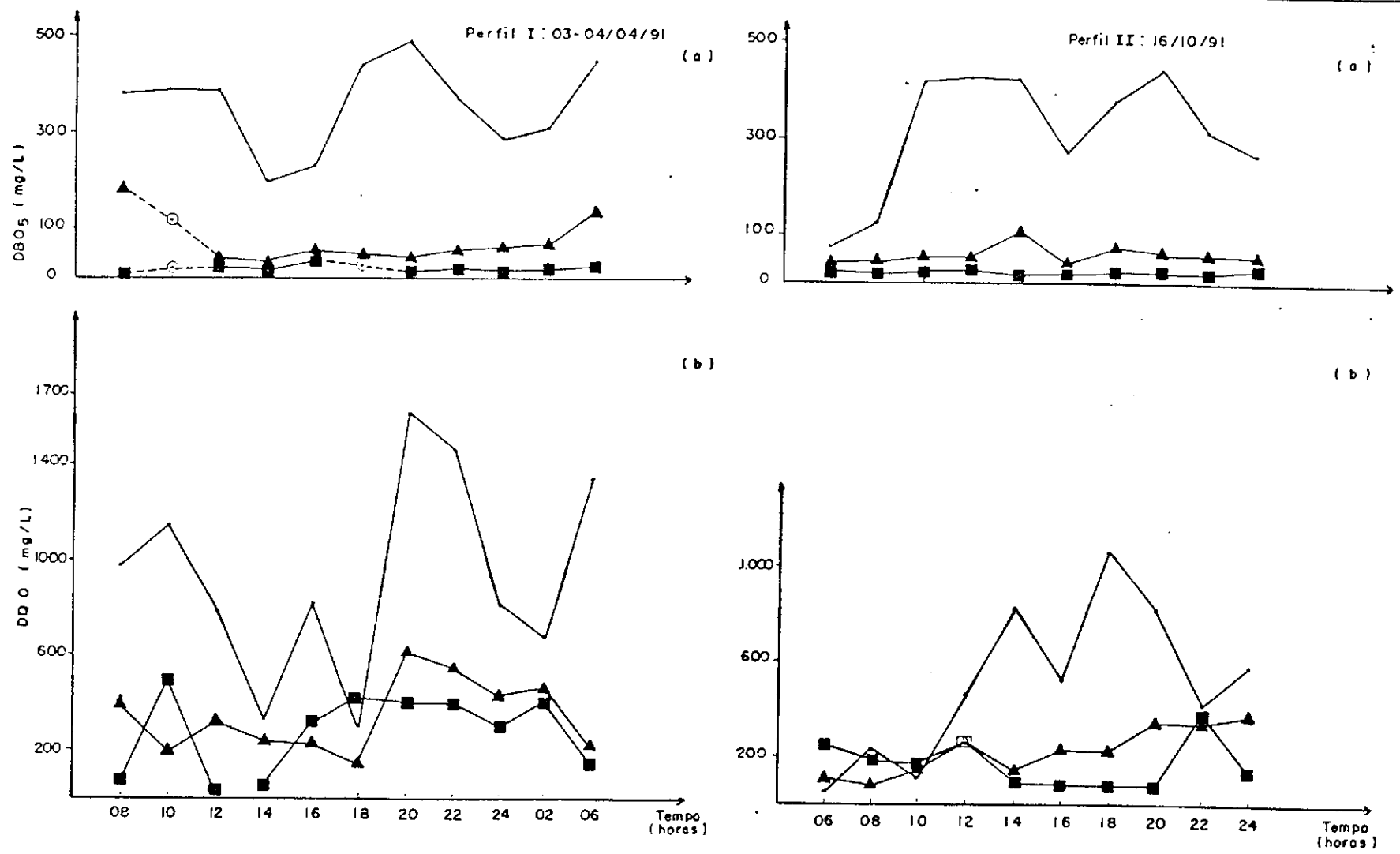
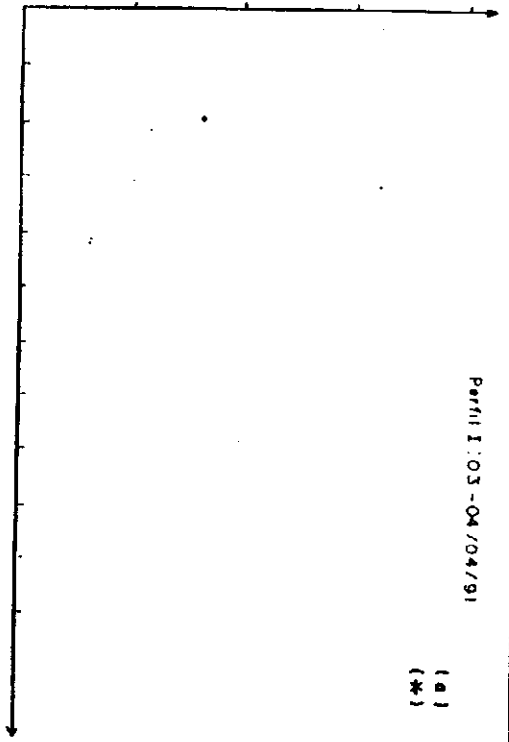


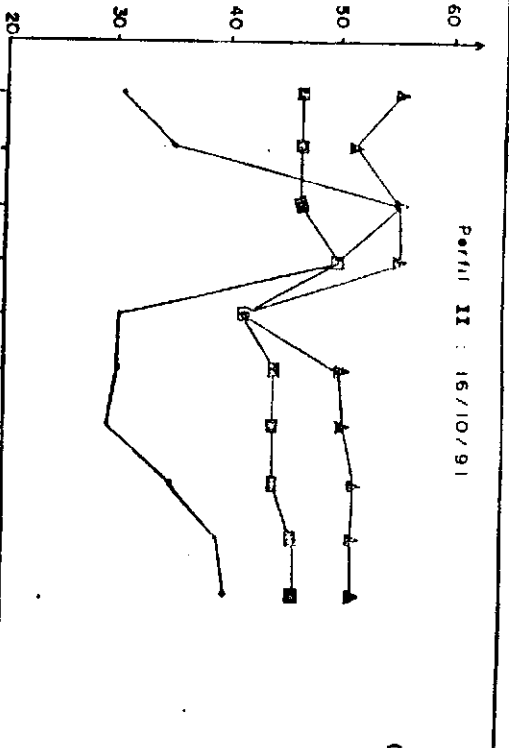
FIGURA - 4-II Variações no ciclo diário de BOD₅ (a) DQO (b) no esgoto bruto (+) e efluentes das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II).

○--○-- AMOSTRAS PERDIDAS

Nitrogênio Amoniacal (mg N/L)

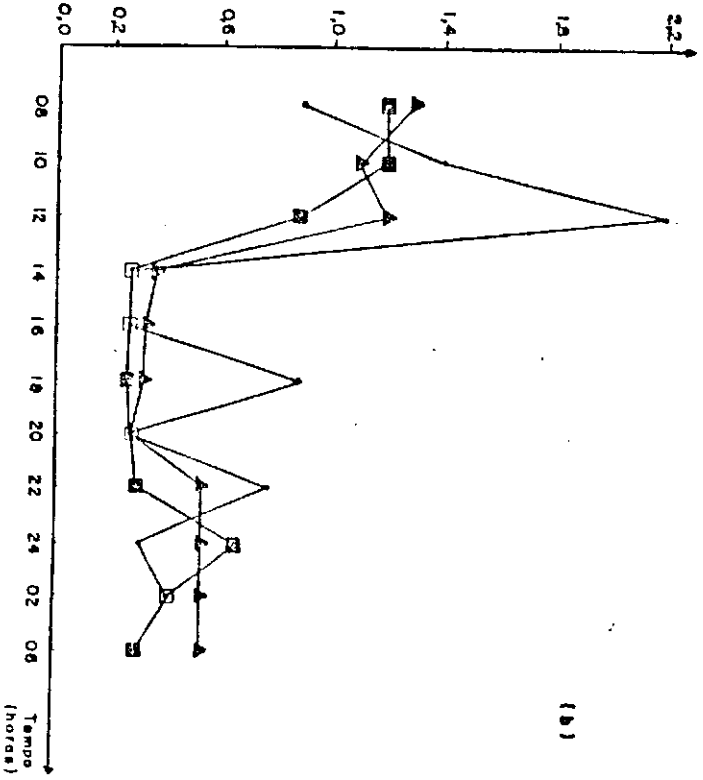


Perfil I: 03-04/04/91
(a)
(*)

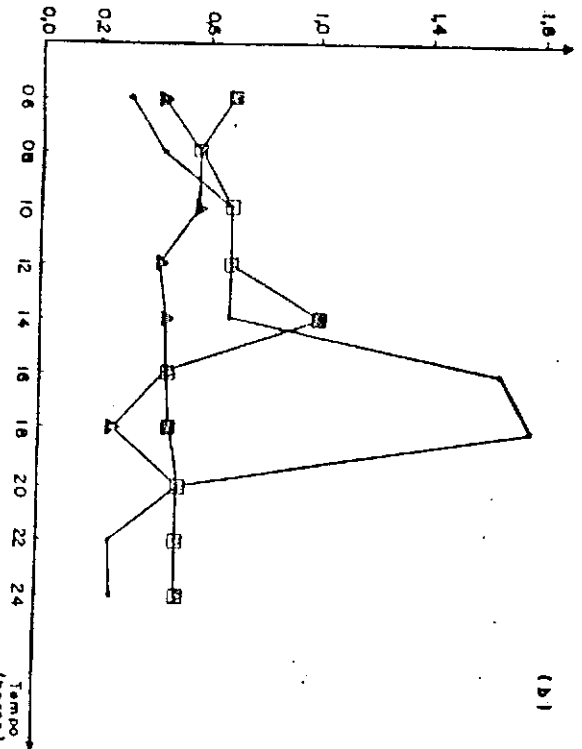


Perfil II: 18/10/91
(a)

Nitrogênio Nítrico (mg N/L)



(b)



(b)

FIGURA 4-12 Variações no ciclo diário de amônia (a) e nitrito (b) no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbias (▲) e facultativas (■) de ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 18/10/91 (Perfil II).

(X) Cancelado

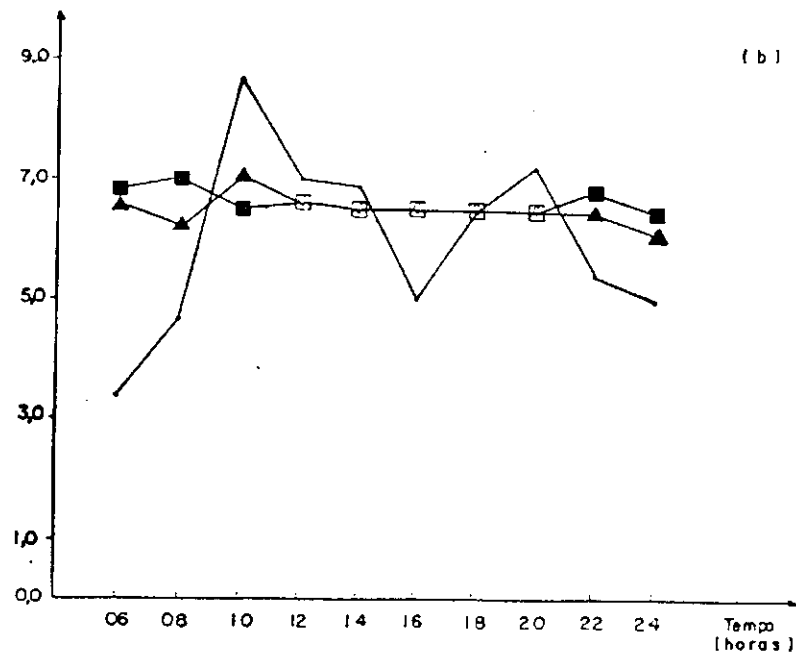
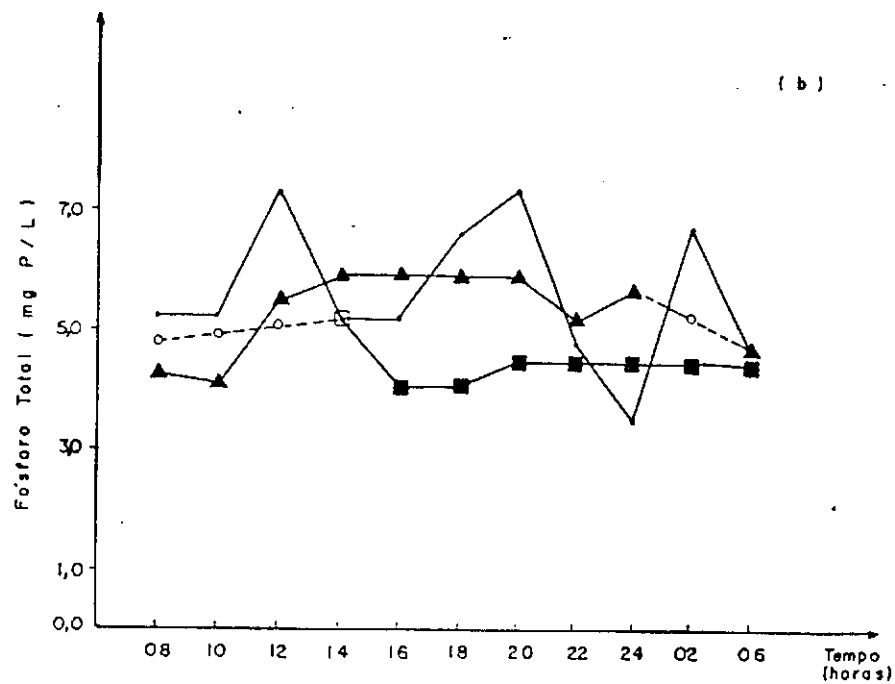
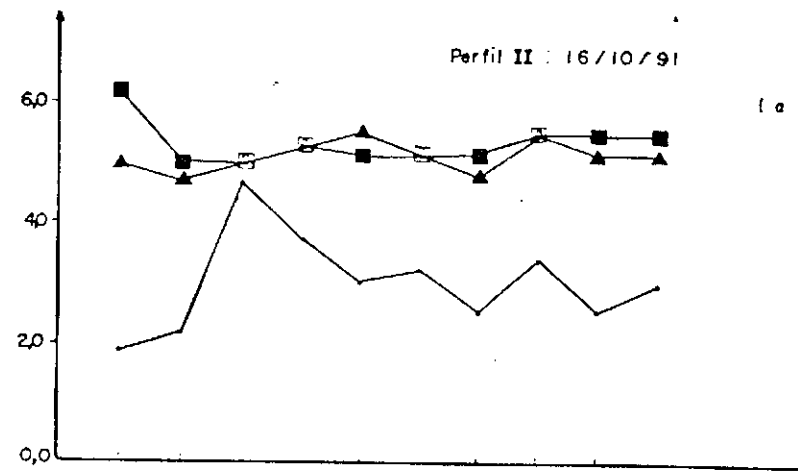
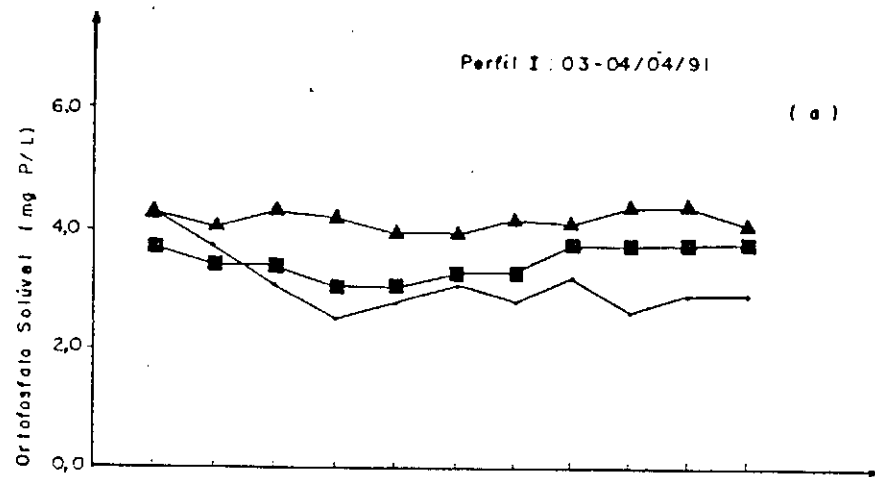


FIGURA 4-13: Variações no ciclo diário de ortofosfato solúvel (a) e fósforo total (b) no esgoto bruto (-) e afluente das lagoas anaeróbia (▲) e facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)

○-○-○- AMOSTRAS PERDIDAS

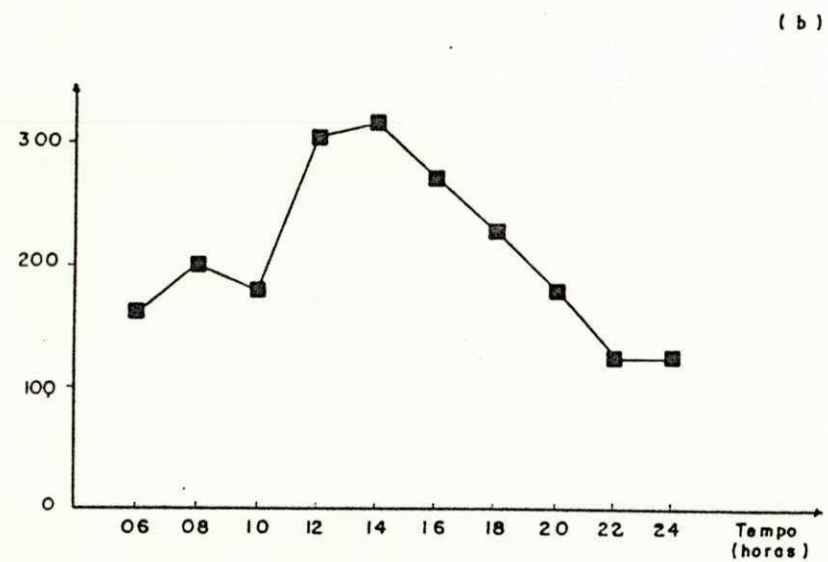
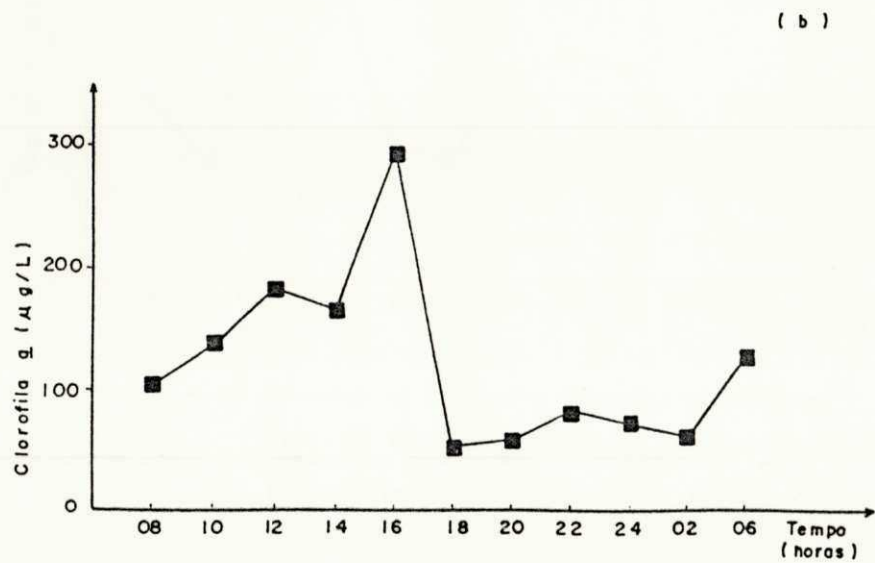
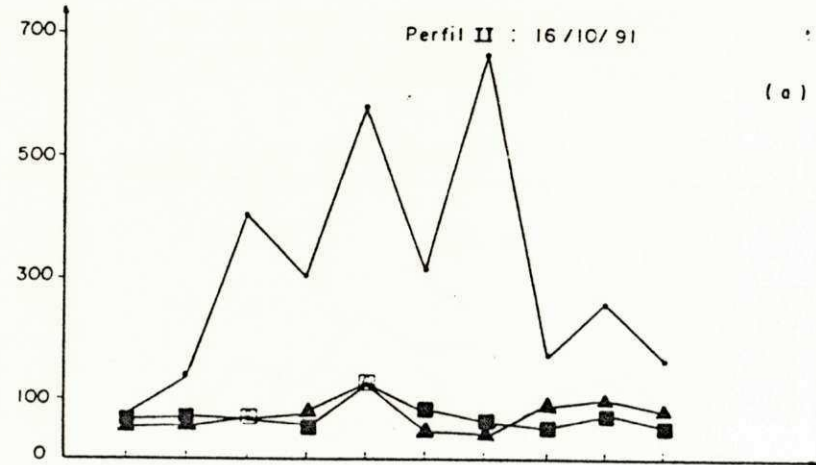
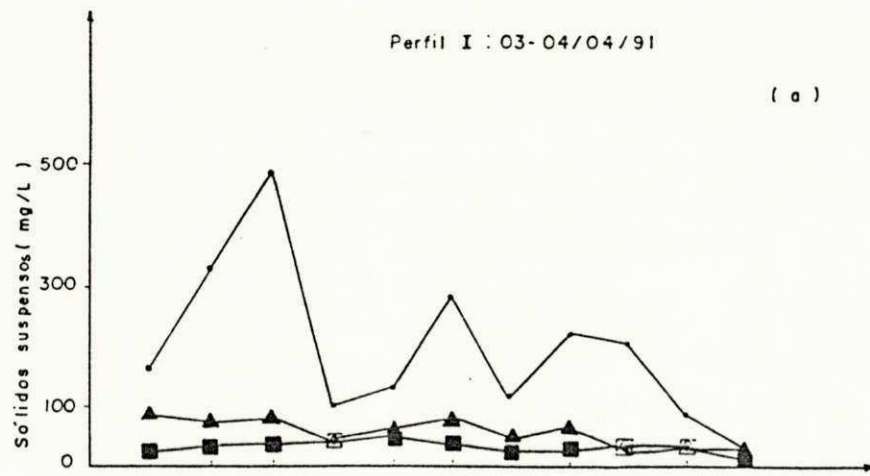
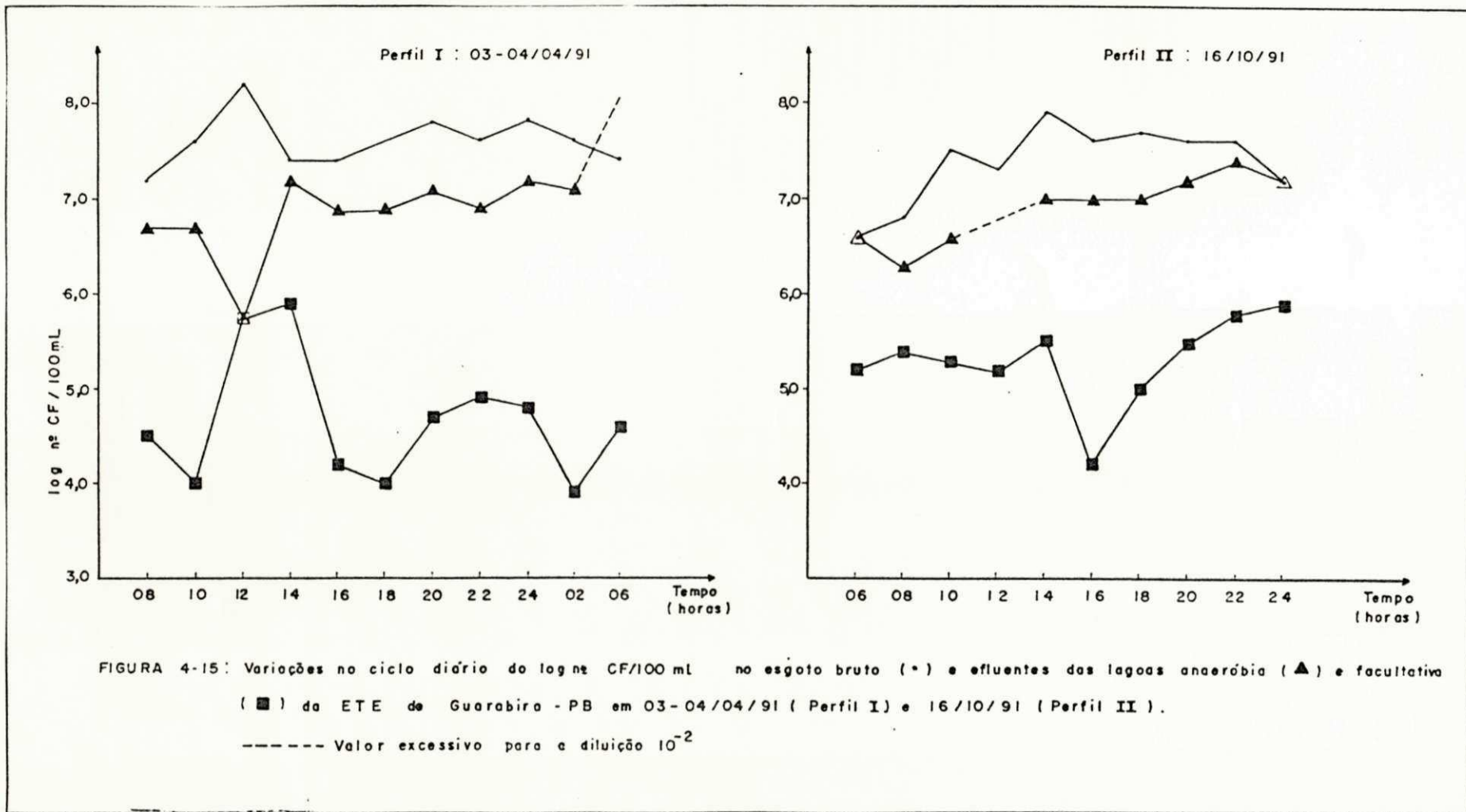


FIGURA 4-14 : Variações no ciclo diário de sólidos suspensos (a) no esgoto bruto (•) e efluentes da lagoa anaeróbia (▲) e facultativa (■) e clorofila a (b) no efluente da lagoa facultativa (■) da ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)



| | |
|-----------------------|------|
| REATOR | EB |
| DBOs (mg/L) | 23 |
| FREQUÊNCIA (%) | 0 50 |
| Phylum / Gênero | |
| <u>Cyanophyta</u> : | |
| <u>Rhodospira</u> | |
| <u>Oscillatoria</u> | |
| <u>Microcystis</u> | |
| <u>Euglenophyta</u> : | |
| <u>Euglena</u> | |
| <u>Trachelomonas</u> | |
| <u>Phacus</u> | |
| <u>Chlorophyta</u> : | |
| <u>Phanodoria</u> | |
| <u>Chlosterium</u> | |
| <u>Ankistrodesmus</u> | |
| <u>Eudorina</u> | |
| <u>Synechococcus</u> | |
| <u>Chlosterium</u> | |
| <u>Microactinium</u> | |
| <u>Cloelasma</u> | |
| <u>Actinastrum</u> | |
| Nº Total de Gêneros | 01 |
| Perfil I | |

FIGURA 4-16 : Frequência de spp
(Perfil I) e 16/10/

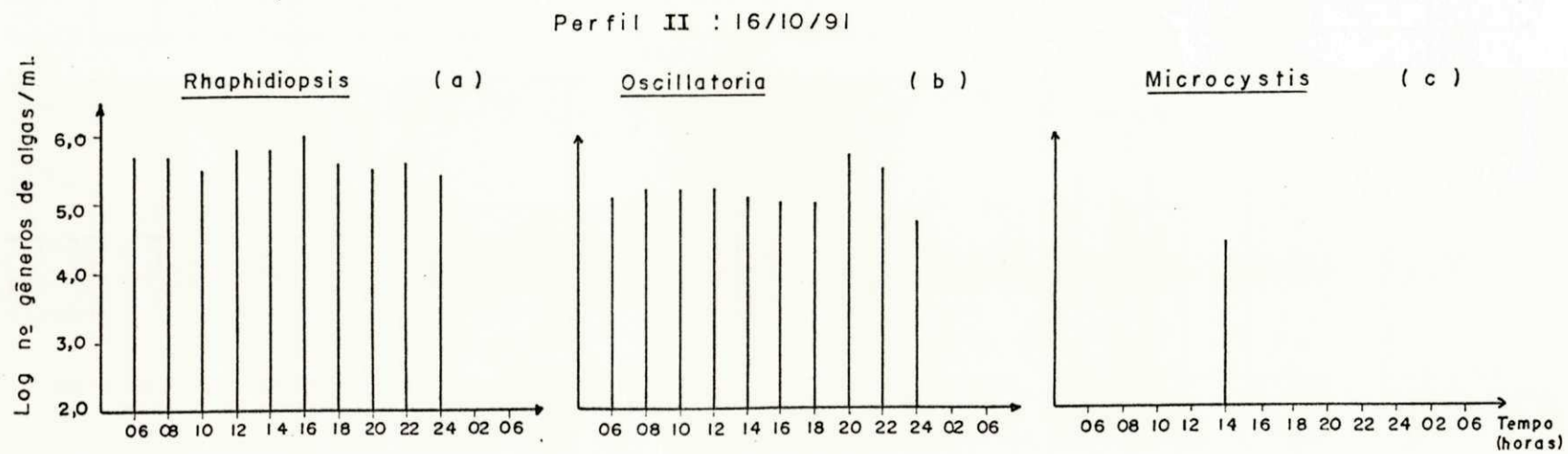


FIGURA 4-17: Variações do log nº gêneros de algas / mL do Phylum Cyanophyta : (a), (b) e (c) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira - PB em 16/10/91 (Perfil II).

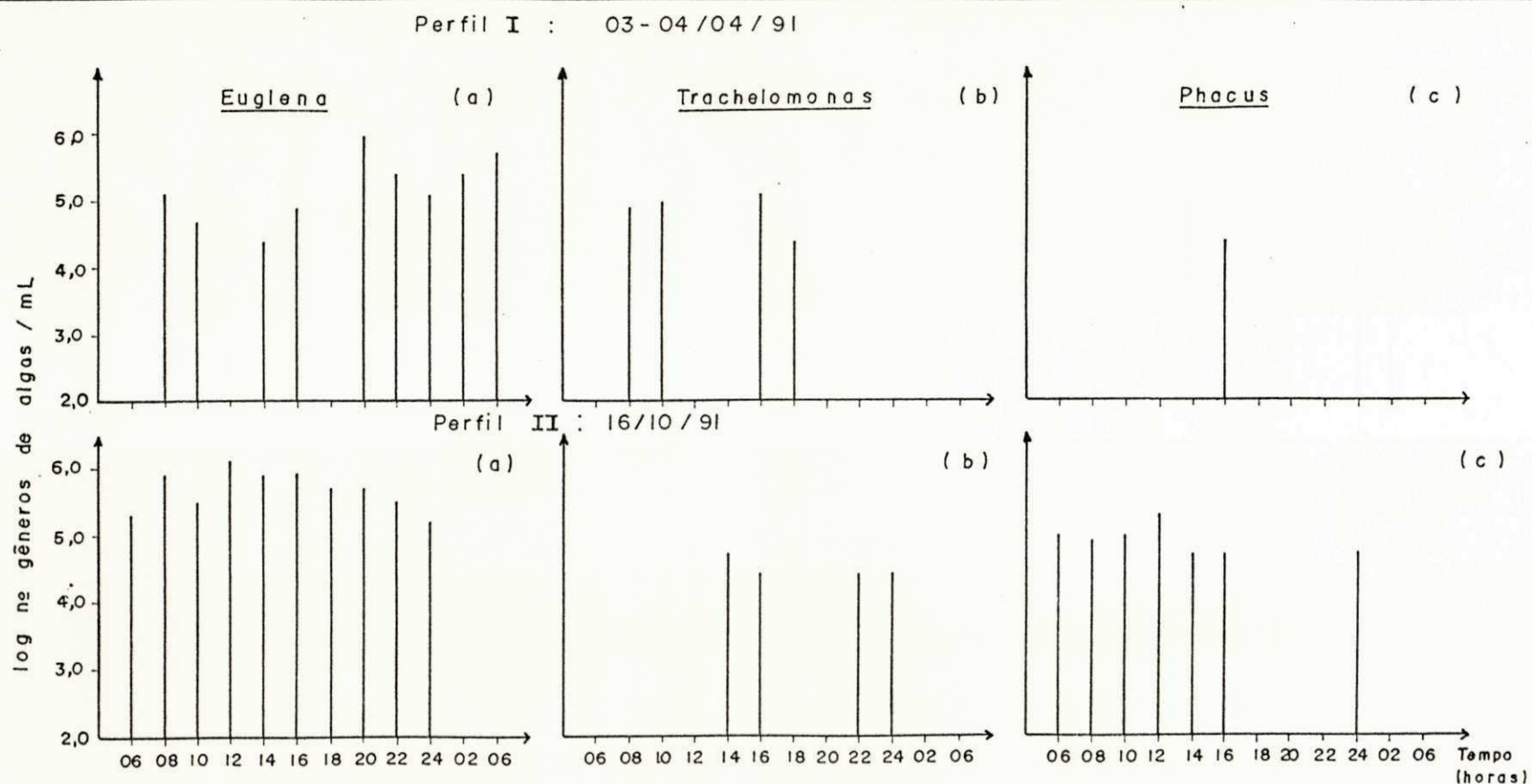


FIGURA 4-18: Variações do log ne gêneros de algas/mL do Phylum Euglenophyta : (a), (b) e (c) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)

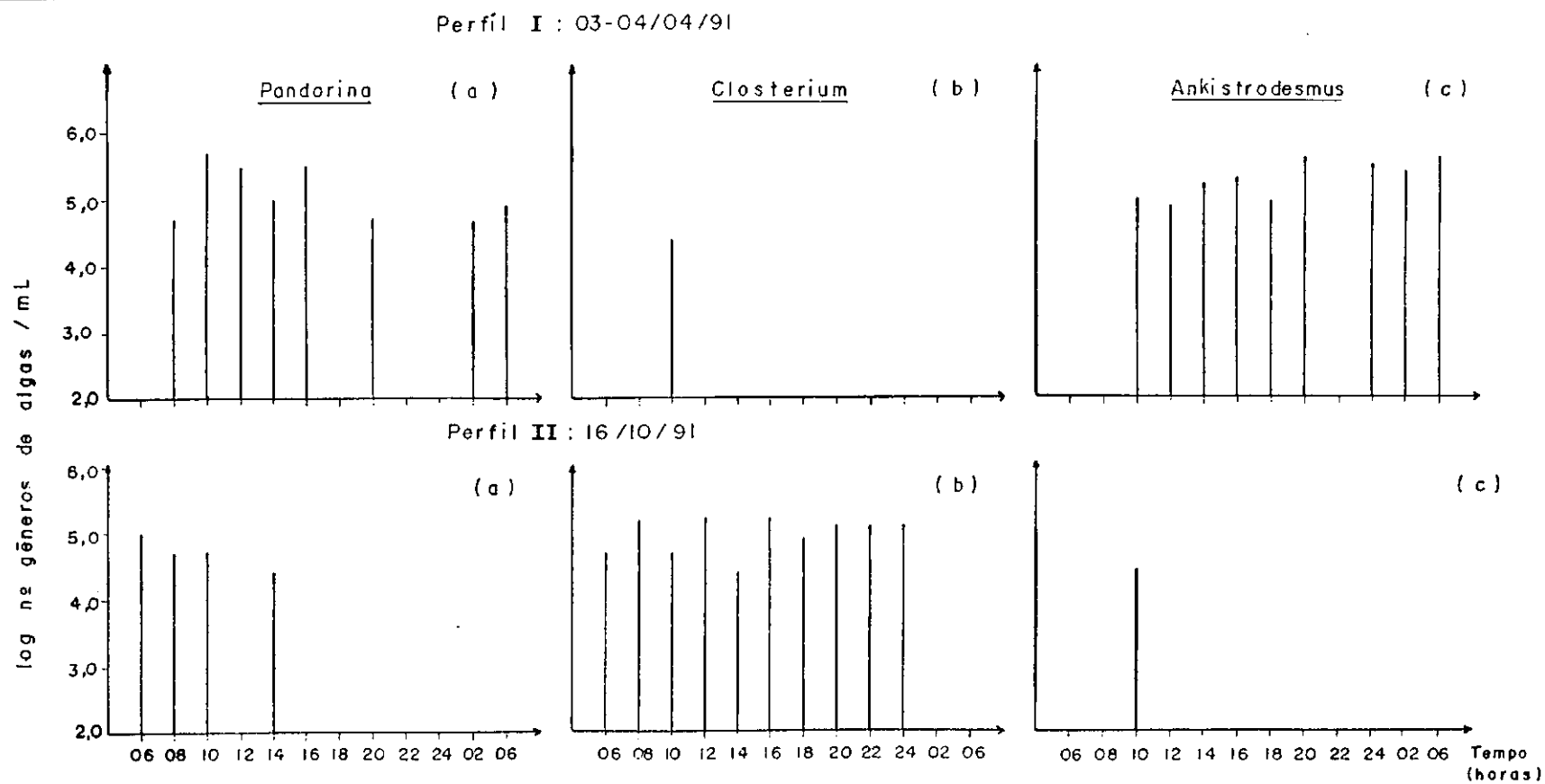


FIGURA 4-19: Variações do log ne de gêneros de algas/mL do Phylum Chlorophyta (a),(b),(c),(d),(e),(f) (g) e (h) no efluente da lagoa facultativa da ETE de Guarabira - PB em 03-04/04/91 (Perfil I) e 16/10/91 (Perfil II)

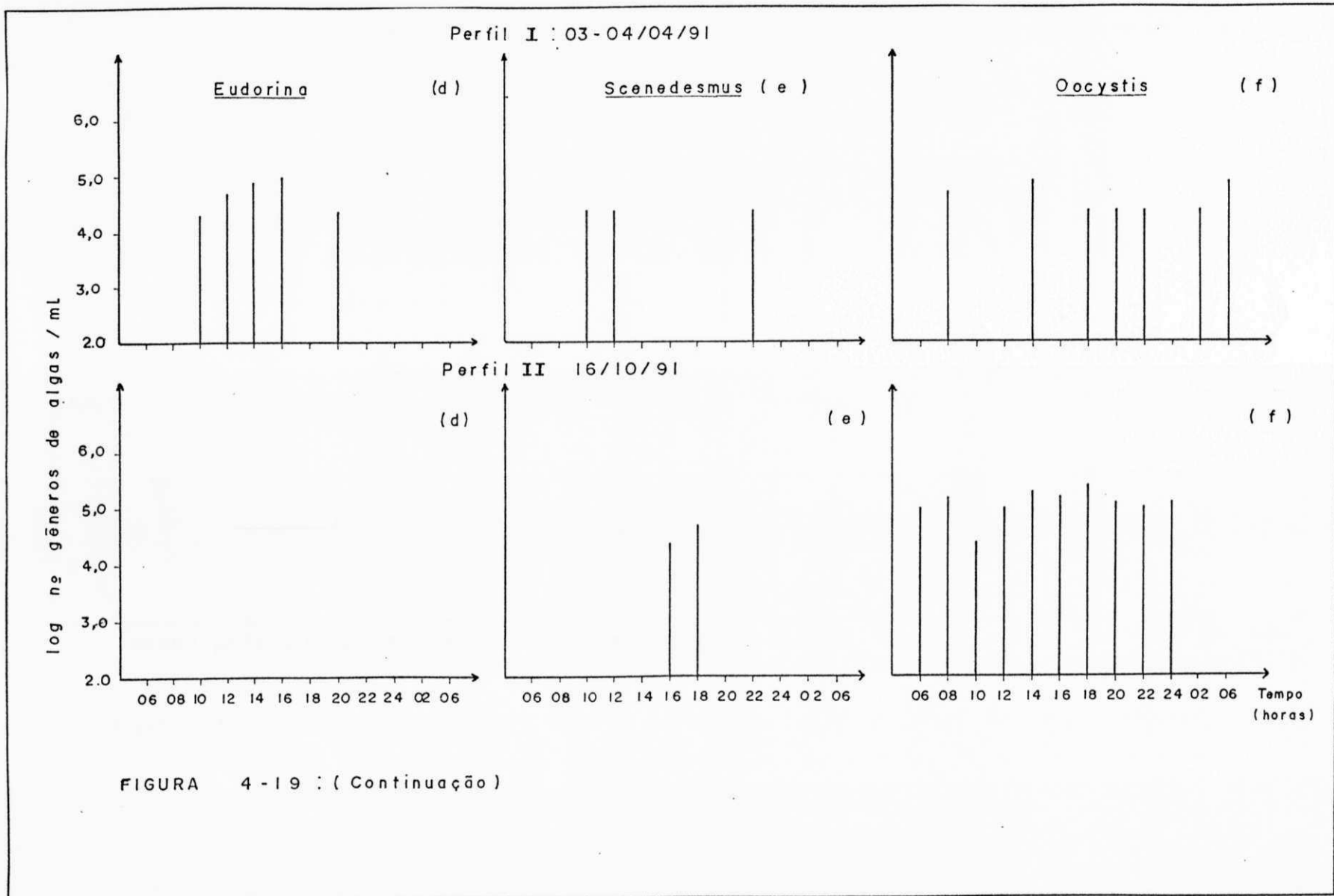
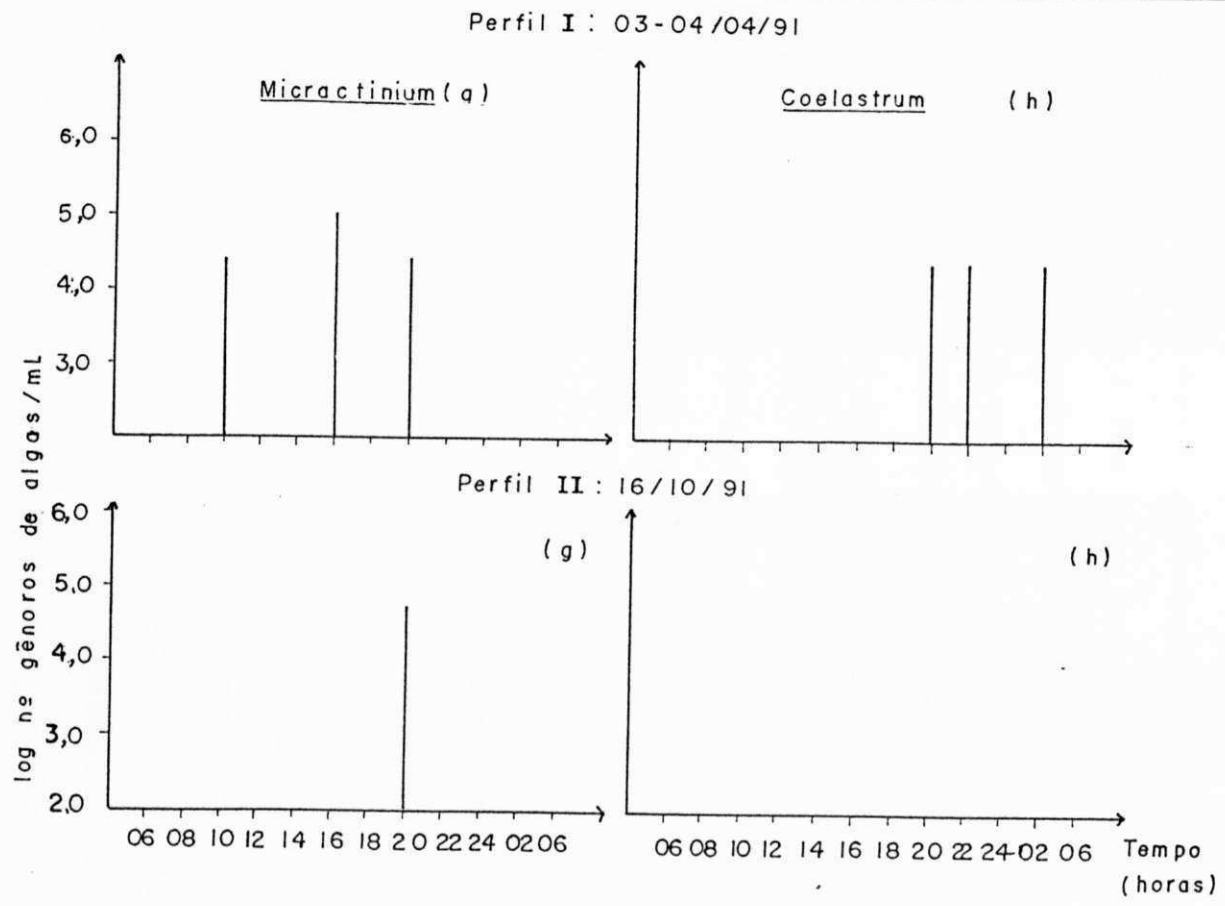


FIGURA 4-19 : (Continuação)



FIGUR 4-19 (Continuação)

5 - DISCUSSÃO

O grau de tratamento do esgoto obtido através do uso de lagoas de estabilização ou qualquer outro processo é acompanhado através de observações do seu desempenho, efetivado por testes laboratoriais.

Nos países em desenvolvimento, essa avaliação é de extrema importância uma vez que os corpos receptores como lagos, rios, riachos e estuários constituem fontes de recursos hídricos para comunidades numerosas, que usam águas brutas. A crescente necessidade de saneamento básico aliada aos escassos recursos financeiros e à falta de educação sanitária fazem com que a população fique sujeita à aquisição de doenças de veiculação hídrica devido ao lançamento de águas residuárias não tratadas, ou parcialmente tratadas, no corpo receptor. A preservação do meio ambiente deve contemplar a qualidade dos efluentes lançados, uma vez que os mesmos poluem as águas superficiais e subterrâneas, afetando sua qualidade e dificultando seu uso nas atividades agrícolas, pastoris, recreacionais e no próprio consumo.

Como forma de minimizar o impacto ambiental causado pelos efluentes nos corpos aquáticos, padrões de qualidade de efluentes vêm sendo sugeridos desde muitos anos atrás. Parâmetros como DBO₅, sólidos suspensos e coliformes fecais foram estabelecidos como mínimos para se garantir um nível de qualidade, muito embora outros parâmetros como concentrações de mercúrio, cádmio e pesticidas sejam especificados.

Nos E.U.A. padrões de qualidade para o lançamento de efluentes no meio ambiente seguem os recomendados pela EPA que são de 30 mg/L para DBO₅ e 30 mg/L para sólidos suspensos, e em alguns países da Europa como a United Kingdom Commission na Grã-Bretanha com valores de 20 mg/L para DBO₅ e 30 mg/L para sólidos suspensos (Bartone, 1986). No entanto, deve-se observar que essas recomendações podem não ser válidas em países tropicais. Para que se estabeleçam padrões para lançamento de efluentes deve-se levar em conta a realidade local de cada país. No Brasil, os padrões de qualidade de água para seus diversos usos são estabelecidos pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) que, através de sua Resolução nº 20 (1986), as classifica em doces, salobras e

salinas, além de definir classes para cada tipo de água. O lançamento de despejos deve atender condições específicas e não comprometer os limites estabelecidos para cada classe. Assim, para que o efluente de qualquer fonte poluidora seja lançado nos corpos d'água, deverá obedecer às condições, tais como (Resolução CONAMA, nº 20, Art. 21, 1986):

- pH entre 5 e 9;
- temperatura: inferior a 40°C, sendo que a sua elevação no corpo receptor não deverá exceder a 3°C;
- óleos minerais até 20 mg/L;
- óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L;
- ausência de materiais flutuantes;
- tratamento especial, se provierem de hospitais e outros estabelecimentos nos quais haja despejos contaminados com microrganismos patogênicos;
- amônia $\leq 5,0$ mg N/L;
- tricloroeteno $\leq 1,0$ mg/L;
- pesticidas e solventes $\leq 0,05$ mg/L.

Nesta Resolução, os limites da DBO₅, sólidos suspensos e coliformes fecais são especificados, não para o efluente, mas, para cada classe de água, dependendo para que fim se destina. Fica difícil constatar completamente se o efluente de uma Estação de Tratamento se adequa ou não ao lançamento, uma vez que a determinação de muitas substâncias químicas exigidas, como metais pesados e pesticidas, requerem testes laboratoriais complexos. Branco (1989) critica os padrões a serem considerados nessa Resolução na classificação das águas em defesa de sua qualidade. A obrigatoriedade de mais de 70 parâmetros exigidos, em concentrações que vão até a 5ª casa decimal, não é exequível nos melhores laboratórios oficiais ou particulares de São Paulo. Assim, torna-se inviável o cumprimento dessas exigências, particularmente nas cidades interioranas, uma vez que cada um dos parâmetros listados tem, isoladamente, o mesmo poder restritivo. O autor sugere que se restrinjam os padrões a um número mínimo de parâmetros representativos cuja determinação exija um esforço mínimo de aparelhamento e mantenham na forma de critérios

toda a lista de substâncias e fatores que, normalmente ausentes na maioria das águas, representem perigo potencial em consequência da presença de indústrias ou de outras atividades.

Os efeitos causados pelos efluentes das lagoas de estabilização em corpos aquáticos dependem, entre outros fatores, de condições climáticas e de diluição. Oswald e Gotaas (1957) mostraram que se o corpo receptor contém nutrientes e condições ambientais favoráveis de baixa turbidez e intensidade luminosa suficiente, as algas dos efluentes continuam a crescer. Como sua presença contribui para um aumento da concentração de oxigênio dissolvido durante as horas iluminadas do dia, estas produzem um efeito benéfico à qualidade da água, não prejudicando o corpo receptor (Oswald e Gotaas, 1957; König, 1984). O problema maior, é a grande quantidade de nutrientes presentes nos efluentes que somadas àquelas do corpo receptor, permitem o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, alterando a qualidade da água e comprometendo o seu uso.

As variações mensais dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos no esgoto bruto indicaram ser este tipicamente doméstico e de concentração média, segundo a classificação de Mara (1976). No entanto, as concentrações médias de sólidos suspensos (308 mg/L) e nitrogênio amoniacal (49 mg N/L) são características de esgoto forte na classificação de Metcalf e Eddy (1972). A alta concentração da amônia pode ser atribuída ao sistema de bombeamento intermitente, cujo tempo de permanência do esgoto bruto na estação elevatória (cerca de 2 horas) pode ter provocado condições sépticas no mesmo.

A remoção da matéria orgânica nas lagoas de estabilização, indicou uma boa eficiência do sistema. O tempo de detenção total de 42,3 dias assegurou o desenvolvimento adequado da biota que, através dos processos metabólicos, promoveu uma redução média de 94 e 80% da DBO₅ e DQO, respectivamente. No reator anaeróbio o percentual de remoção médio para DBO₅ foi de 82% e 65% para a DQO. Na lagoa facultativa as reduções médias foram de 64% para DBO₅ e 42% para a DQO. Os maiores valores de remoção foram atribuídos ao processo físico de sedimentação e à atividade das bactérias heterótrofas no ambiente anaeróbio, favorecida pelo pH em torno do neutro e temperatura acima de

15°C. A concentração média da DBO₅ do efluente final (20 mg/L) indicou um nível de qualidade dentro dos padrões sugeridos pela EPA (1973) para descargas de efluentes de tratamento secundário em rios, cujo valor máximo é de 30 mg/L.

A remoção das formas de nitrogênio foi baixa e, ao longo do tratamento do esgoto, constatou-se uma redução da concentração média de nitrato na lagoa anaeróbia e um pequeno aumento desse valor no efluente da lagoa facultativa. Essa redução no reator anaeróbio está associada ao catabolismo oxidativo exercido pela população bacteriana. No reator facultativo, no entanto, o pequeno aumento dessa concentração poderia estar associado ao processo de nitrificação pelas bactérias aeróbias estritas. De um modo geral, pode-se afirmar que a concentração de nitrato permaneceu praticamente constante ao longo da série de lagoas, indicando que o processo de nitrificação e a remoção deste nutriente não ocorrem de modo significativo nas lagoas de estabilização. Entretanto, o aumento do valor médio observado para amônia do esgoto bruto para o efluente da lagoa anaeróbia, foi atribuído ao processo de degradação dos aminoácidos na fase acidogênica e nos processos respiratórios da população bacteriana. A redução ocorrida na lagoa facultativa pode ser consequência da assimilação pela biomassa de algas nos processos metabólicos e pela eliminação para a atmosfera pelo processo de volatilização.

Com relação às formas de fósforo, foi observada uma remoção da concentração média do fósforo total no reator anaeróbio, podendo ser atribuída à sedimentação do material particulado presente no esgoto bruto. O ortofosfato solúvel, no entanto, apresentou um aumento nesse reator, indicando que o sedimento da lagoa comportou-se como uma fonte fornecedora de fósforo como afirmaram Houngh e Gloyna (1984). Na lagoa facultativa, as concentrações das formas de fósforo presentes no efluente, quando comparadas às do reator anaeróbio, sofreram pequenas reduções. A redução da concentração de fósforo total pode ser atribuída ao processo físico de sedimentação do material particulado no reator. As reduções nas concentrações do ortofosfato solúvel estão associadas à assimilação pelas algas. É importante salientar que essa pequena fração pode estar associada à hora da coleta (8:00 horas) cujo pH médio foi de 7,9, não havendo

atividade fotossintética intensa pelas algas e conseqüentemente não ocorrendo precipitação do ortofosfato solúvel.

As concentrações médias de sólidos suspensos observadas no esgoto bruto e efluentes dos reatores anaeróbio e facultativo, indicaram uma boa remoção desse parâmetro na série de lagoas. O reator anaeróbio foi o responsável pela maior remoção (81,2%) mostrando ser seu uso de grande vantagem quando aplicado como pré-tratamento. Entretanto, o aumento desse parâmetro observado no efluente final foi atribuído à presença de algas no reator facultativo, as quais podem contribuir com mais de 80% de sólidos suspensos, segundo estudos feitos por Pearson e Silva (1979) e Mara *et alii* (1983).

A remoção de microrganismos indicadores na série de lagoas, apresentou percentuais de 99,8% para coliformes fecais e 99,7% para estreptococos fecais. A redução ocorrida na lagoa anaeróbia foi devida principalmente ao tempo de detenção de 5,7 dias e ao processo físico de sedimentação. A remoção obtida é compatível com esse tipo de reator. Em lagoas facultativas, a remoção de bactérias fecais depende de vários fatores como pH elevado, tempo de detenção, sedimentação, radiação solar, altos teores de oxigênio dissolvido, produção de toxinas pelas algas além da ação de bacteriófagos e outros predadores. A influência desses fatores na remoção de coliformes e estreptococos fecais parece ter sido decisiva, embora não se tenha podido precisar qual deles atuou em maior ou menor grau nessa redução. A eficiência da remoção de bactérias fecais está numa relação direta com o tempo de detenção, muito embora essa eficiência aumente muito lentamente a partir de um tempo de detenção de cerca de 6 dias (Silva e Feitosa, 1983). No caso do sistema de Guarabira, ainda que o longo tempo de detenção tenha favorecido a obtenção de um bom grau de remoção, o número médio de coliformes fecais presente no efluente final ($1,76 \times 10^4$ CF/100mL) está muito além do exigido pela OMS (10^3 CF/100mL) para fins de irrigação. Como as águas do corpo receptor são utilizadas para fins diversos pela comunidade, especialmente nesta região, os valores de coliformes fecais indicam que sistemas com lagoa facultativa secundária como terminal do processo não são os mais adequados.

Dentre os microrganismos presentes em lagoas de estabilização, as algas constituem o grupo mais diverso. A grande área superficial permitiu a absorção de larga quantidade de energia solar e, associada às altas concentrações de nutrientes, favoreceu seu crescimento em grande escala na lagoa facultativa (Mc Kinney, 1976). O conhecimento dos gêneros e espécies de algas presentes no reator bem como a concentração da biomassa dá uma indicação do estado da lagoa e a eficiência do tratamento (Mara e Pearson, 1986). A presença dos gêneros pertencentes aos quatro Phyla: Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta foi confirmada no esgoto bruto e até o efluente final do sistema, com variações na frequência de cada um ao longo da série. Os gêneros mais representativos identificados no esgoto bruto e efluente do reator anaeróbio foram *Oscillatoria* e *Euglena* devido aos altos índices de poluição orgânica. A relação inversa entre a carga orgânica e a diversidade do fitoplâncton, observada na lagoa facultativa, coincidiu com o trabalho de Palmer (1969). Em geral, uma lagoa facultativa operando eficientemente possui uma concentração de clorofila a entre 1.000 e 3.000 µg/L dependendo da carga orgânica superficial (Mara e Pearson, 1986). No reator facultativo estudado, a concentração da biomassa de algas apresentou um valor médio de 223 µg/L, considerado relativamente baixo para uma carga orgânica superficial de 55 kg DBO₅/ha. d. A alta concentração de amônia liberada no efluente da lagoa anaeróbia parece estar associada mais à forma de íon amônio (NH₄⁺) do que à forma não ionizada NH₃, devido o pH médio de 6,9. No entanto, o pH médio de 7,9 verificado no efluente da lagoa facultativa pode ter promovido um acréscimo da concentração de NH₃ onde a rápida assimilação dessa forma de nitrogênio pode ter causado um efeito tóxico às algas. Esse efeito porém, parece não ter tido muita influência em certos gêneros não flagelados e flagelados pigmentados, uma vez que a intensidade desse efeito varia conforme a espécie. A predominância de gêneros não flagelados na lagoa facultativa foi semelhante à encontrada em lagoas de maturação pesquisadas por König (1984). Essa característica está relacionada com o fato da ETE de Guarabira não estar recebendo toda a carga orgânica projetada. No futuro, quando todas as ligações domiciliares estiverem concluídas é esperada uma redução do número de gêneros

com predominância de gêneros flagelados na lagoa facultativa, mais compatíveis com esse tipo de reator. Embora os gêneros identificados estejam relacionados com a carga orgânica aplicada, alguns são transitórios podendo variar conforme o clima, estação do ano e presença de predadores, por exemplo. Durante o período do monitoramento a temperatura máxima registrada no efluente do reator facultativo ocorreu nos meses de janeiro e abril, atingindo um mínimo nos meses de agosto e setembro. Os gêneros *Euglena* e *Oocystis* estiveram presentes durante todo o período experimental, enquanto que os gêneros *Oscillatoria*, *Raphidiopsis*, *Phacus*, *Scenedesmus*, *Pandorina*, *Coelastrum* e *Micractinium*, foram dominantes nos meses mais frios. A redução da intensidade luminosa refletida pela queda da temperatura no reator não foi limitante para o crescimento de algas mas, esses fatores aliados à presença de predadores como protozoários ciliados e rotíferos poderiam ter contribuído para a transitoriedade das mesmas.

As características físico-químicas e microbiológicas do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa variaram ao longo do ciclo diário. Os hábitos alimentares e higiênicos de uma comunidade contribuem, nas diferentes horas do dia, com uma maior ou menor parcela da carga orgânica. O estudo do ciclo diário não demonstrou variações acentuadas nas concentrações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos no esgoto bruto e no efluente da lagoa anaeróbia não diferindo muito do observado no monitoramento de rotina. As flutuações dos parâmetros estiveram mais associados à concentração da matéria orgânica do que propriamente aos fatores externos. Entretanto, na lagoa facultativa, os efeitos ambientais foram mais acentuados, devido à própria característica do reator e agiram mais diretamente nos microrganismos presentes, especialmente as algas.

Os resultados dos dois perfis no efluente da lagoa facultativa mostraram variações bastante significativas dos parâmetros analisados ao longo do dia. A presença de algas no efluente, mais intensa durante o dia que à noite, contribuiu consideravelmente para o aumento nas concentrações de DBO₅ e sólidos suspensos. Essa relação também foi encontrada em estudos feitos por Mara e Silva (1979) e König (1984). Embora a presença de algas no efluente possa exercer uma demanda de oxigênio no corpo receptor (Mara *et alii*,

1983) esse efluente é menos agressivo ao meio ambiente que o esgoto bruto, além de contribuir para a oxigenação do corpo receptor nas horas iluminadas do dia (Oswald *et alii*, 1957).

A produção de oxigênio promovida pela intensa atividade fotossintética das algas, chegou a níveis de supersaturação ($> 20 \text{ mg O}_2/\text{L}$) entre 10:00 e 18:00 horas. O efeito da fotossíntese gerou uma demanda de dióxido de carbono a qual deveria ser suprida pela oxidação bacteriana. Porém, as elevações de pH, a níveis em torno de 9,0, observadas nesses horários confirmam que o CO_2 é fornecido através da dissociação do ion bicarbonato (HCO_3^-) com a liberação de ions hidroxila (OH^-) para a massa líquida, elevando o pH.

As variações nas concentrações de nitrogênio amoniacal durante o dia aparentemente estiveram associadas às quantidades de matéria orgânica fornecidas ao sistema. Suas reduções porém, podem ser atribuídas à incorporação dessa forma de nitrogênio pelas algas, alguma volatilização favorecida pelo pH (em torno de 9,0) e pela turbulência da massa líquida, provocada pela ação dos ventos (de Oliveira, 1990).

As variações diárias nas concentrações de fósforo total nos dois perfis indicaram que o efluente final do sistema contém concentrações elevadas desse parâmetro, podendo favorecer a eutrofização do corpo receptor. Considerando-se que o fósforo inorgânico é um elemento limitante ao crescimento de microrganismos fotoautótrofos em ambientes aquáticos quando em concentrações abaixo de $5,0 \mu\text{g P/L}$ (Sawyer e Mc Carty, 1978) é necessário que se tomem medidas para sua remoção antes que este seja lançado ao meio ambiente. Com relação ao ortofosfato solúvel as variações observadas durante o ciclo diário indicaram que, mesmo com o pH em torno de 9,0, não houve precipitação dessa forma de fósforo no reator.

A flutuação do número de coliformes fecais no efluente da lagoa facultativa, durante os perfis, indicou que, muito embora o pH não tenha sido superior a 9,0, valor este efetivo para a remoção dessas bactérias, o conjunto de fatores como tempo de detenção hidráulica, radiação solar e a alta produção de oxigênio foram importantes na sua redução.

As concentrações da biomassa de algas, expressas como clorofila a, no efluente do reator facultativo, variaram consideravelmente durante o ciclo diário, nos dois perfis. Durante as horas iluminadas, a concentração de clorofila a atingiu um máximo cujo valor ainda foi considerado baixo para lagoas facultativas tratando esgotos domésticos.

A identificação e quantificação do fitoplâncton ao longo do ciclo diário nos dois perfis mostraram a predominância dos gêneros pertencentes ao Phylum Chlorophyta indicando que, mesmo nos horários onde o sistema recebe maior quantidade de matéria orgânica, o reator facultativo continuou com a predominância da população fitoplanctônica característica de lagoas de maturação.

6 . CONCLUSÕES

Os dados obtidos indicaram que:

- 1 - a DBO₅ média do efluente final do sistema (20 mg/L) apresentou valor compatível com os padrões para descargas em rios recomendados pela EPA (< 30 mg/L), e pelo Reino Unido (< 20 mg/L);
- 2 - a remoção das formas de nitrogênio não foi significativa, apresentando o efluente uma concentração média de amônia (44,0 mg N/L) muito além do exigido pelo CONAMA (5,0 mg N/L) para descarga em quaisquer tipos de água em todo o Território Nacional;
- 3 - a série de lagoas também não removeu de forma expressiva as formas de fósforo. No entanto, o ortofosfato solúvel presente no efluente em torno de 72% do fósforo total, poderia se prestar para a irrigação, salvaguardando-se as condições bacteriológicas;
- 4 - as concentrações das formas de nitrogênio e fósforo presentes no efluente possibilitam a eutrofização do corpo receptor;
- 5 - o sistema removeu 80% dos sólidos suspensos cuja concentração média foi de 62 mg/L, muito acima dos padrões estabelecidos pela EPA e Reino Unido (30 mg/L);
- 6 - embora a remoção de coliformes e estreptococos fecais tenham atingido valores superiores a 99% , compatíveis com os tipos de reatores, o efluente final continha ainda valores elevados de coliformes fecais ($1,76 \times 10^4$ CF /100 mL) e estreptococos fecais ($2,65 \times 10^4$ EF /100 mL), superiores ao exigido pela Organização Mundial de Saúde (10^3 /100 mL) para irrigação irrestrita;
- 7 - a reduzida concentração de biomassa de algas na lagoa facultativa, expressa como clorofila a (com valor médio de 223 µg/L), esteve relacionado provavelmente à elevada concentração de nitrogênio amoniacal (44,0 mg N/L, - valor médio) causando toxidez à população do fitoplancton;
- 8 - na série de lagoas houve uma relação inversa entre a carga orgânica do reator e a diversidade do fitoplancton, encontrando-se 6 gêneros na lagoa anaeróbia e 20 na facultativa;

- 9 - a baixa concentração da matéria orgânica no reator facultativo (20 mg/L) associada à alta concentração de amônia selecionaram os gêneros não flagelados do Phylum Chlorophyta, típicos de lagoas de maturação;
- 10 - na lagoa facultativa observou-se a transitoriedade de diversos gêneros de algas quantificados, exceto *Euglena* e *Oocystis*, que estiveram presentes durante todos os meses;
- 11 - a melhoria da qualidade do efluente final do sistema a níveis bacteriológicos e nutrientes poderia ser alcançada incorporando-se uma lagoa de maturação.

Os resultados obtidos ao longo do ciclo diário mostraram que:

- 1 - no esgoto bruto a variação da concentração da matéria orgânica esteve relacionada aos hábitos sócio-culturais da população cujos maiores valores foram encontrados em picos pela manhã (entre 8:00 e 10:00 horas), à tarde (entre 12:00 e 14:00 horas) e à noite (entre 18:00 e 20:00 horas);
- 2 - devido a essas flutuações ao longo do dia, amostras pontuais coletadas sempre num mesmo horário não são representativas das variações que ocorrem ao longo do dia;
- 3 - na lagoa anaeróbia, a variação dos parâmetros físico - químicos e microbiológicos esteve associada às flutuações da quantidade de matéria orgânica;
- 4 - no reator facultativo as variações desses parâmetros foram bem maiores, estando associadas principalmente à presença de algas e sua intensa atividade fotossintética;
- 5 - as concentrações da biomassa de algas foram maiores durante o dia que à noite contribuindo para o aumento das concentrações de DBO₅ e sólidos suspensos;
- 6 - os níveis de supersaturação de oxigênio (>20 mg O₂/L) ocorreram no período de maior intensidade luminosa (entre 10:00 e 16:00 horas);
- 7 - no ciclo diário, os valores mínimos das concentrações de nitrogênio amoniacal (42,9 mg N/L) e fósforo total (4,1 mg P/L) encontrados no efluente final ainda favorecem a eutrofização do corpo receptor;

- 8 - a ação sinérgica de fatores como tempo de detenção, intensidade luminosa e níveis elevados de oxigênio foi responsável pela remoção de coliformes fecais no reator facultativo;
- 9 - mesmo nos horários onde o sistema recebeu maior quantidade de matéria orgânica, houve predominância dos gêneros do Phylum Chlorophyta, típicos de lagoas de maturação.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. and AZOV, Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Appl. Environmental Microbiology, 31, pp. 801-806.
- ANUÁRIO ESTATÍSTICO - ESTADO DA PARAÍBA (1984). Fundação Instituto de Planejamento da Paraíba - FIPLAN. Coordenadoria de Estatística e Informática. João Pessoa-PB.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th Ed. Washington D.C. : American Public Health Association. 1.267p.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th Ed. Washington D.C. : American Public Health Association.
- ARMSTRONG, N.E. (1976). Effluent quality for maintaining estuarine water. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Water Resources Symposium. Austin-Texas nº 9. pp. 15-31.
- ARTHUR, J.P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical Paper nº 7, Washington: The World Bank. 36 p.
- BARTONE, C.R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents - Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización, CEPIS, Lima - Peru.

- BICUDO, C.E.M. e BICUDO, R.M.T. (1970). Algas de Águas Continentais Brasileiras. FUNBEC. São Paulo. 209p.
- BONEY, A. D. (1975). Phytoplankton. Edward Arnold Limited Studies in Biology, nº 52. London. 116p.
- BRANCO, S.M. (1978). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 2ª ed. São Paulo; CETESB. 680p.
- CANTER, L.W.; ASCE, A.M.; ENGLANDE, Jr., A.J. and MAVIDIN, Jr., A.F. (1969). Loading rates on waste stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, 96. pp. 1.117-1.120.
- CEBALLOS, B.S.O. de; KÖNIG, A.; SOUZA, A.A.P. e FERREIRA, J.R.Q. (1990). Efeito da luz solar e pH na sobrevivência de coliformes e estreptococos fecais. Anais do III Encontro de Microbiologia Ambiental. São Paulo - SP. p.52
- CEBALLOS, B.S.O. de (1990). Microbiologia Sanitária. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Capítulo 3. Editora Universitária - UFPB. João Pessoa - PB.: Sérgio Rolim Mendonça. pp.89-150.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1987). Processos Simplificados para Exame Microbiológico de Água. São Paulo. 49p.
- CONAMA (1986). RESOLUÇÃO CONAMA nº 20. Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília - DF.

- de OLIVEIRA, R. (1983). Contribuição ao estudo de tanques sépticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 237 p.
- de OLIVEIRA, R. (1990). The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. Tese de doutoramento. Universidade de Leeds. Inglaterra. 231 p.
- DINGES, R. (1982). Natural Systems for Water Pollution Control. van Nostrand Reinhold Company. N.York. 252 p.
- ELLIS, K.V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. CRC- Critical Reviews in Environmental Control, 13 (2). pp. 69-102.
- EMERSON, K.; RUSSO, R.C. and LUND, R.E. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculation: effect of pH and temperature. J. Fisheries Res. Board Can, 32.pp .379-2.383.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1985). Test methods for Escherichia coli and Enterococci in water by membrane filter procedure. 30p.
- FEACHEM, R.G; BRADLEY, D.J.; GARELICK, H. and MARA, D.D. (1983). Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester: John Wiley and Sons Ltd. 501 p.
- FLORENTINO, I.Q.B. (1992). Caracterização do sistema de lagoas de estabilização do Município de Guarabira. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande. 131 p.

- GLOYNA, E.F. (1976). Facultative waste stabilization pond design. In: Ponds as Wastewater Treatment Alternative. Water Resources Symposium, nº9. Eds: E.F. Gloyna, J.F. Malina Jr. and E.M. Davis. Austin - Texas. pp. 143-157.
- GRAY, H.F. (1940) - Sewerage in ancient and mediaeval times - Sewage Works Journal - pp.939 - 946.
- HARTLEY, W.r. and WEISS, C.M. (1970) - Light intensity and the vertical distribution of algae in tertiary oxidation ponds. Water Research, nº 4, pp.751 - 763.
- HENDRICKS, D.W. and POTE, W. (1974). Thermodynamic analysis of a primary oxidation pond. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46, pp. 333-351.
- HOUNG, H.J.S. and GLOYNA, E.F. (1984). Phosphorus models for waste stabilization ponds. Journal of Environmental Engineering, 110, pp.550-561
- JONES, A.K. (1982). The interaction of algae and bacteria. in: MICROBIAL INTERACTION AND COMMUNITIES, vol.1 . Academic Press. Eds. M.Fletcher, T.R.G. Gray and J.G. Jones, Cambridge.
- JONES, J.G. (1979). A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Freshwaters. FBA. Scientific Publication, nº39 . 112 p.
- KAMIYAMA, H. (1989). Lagoa anaeróbia: teorias e práticas operacionais. Revista DAE, vol 49, (155). pp. 71-80.
- KLOCK, J.W. (1971). Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. Journal of the Water Pollution Control Federation, 43. pp. 2071-2083.

- KÖNIG, A. (1984). Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. Tese de Doutorado. Universidade de Liverpool. Inglaterra. 175 p.
- KÖNIG, A; PEARSON, H.W. and SILVA, S.A (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. Water Science and Technology, 19, pp. 115-122.
- KÖNIG, A. (1990). Biologia das lagoas: algas. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Capítulo 2. Editora Universitária- UFPB. João Pessoa - PB: Sérgio Rolim Mendonça. pp.58-88.
- MARA, D.D. (1974). Bacteriology for Sanitary Engineers. Churchill - Livingstone. Edinburgh. 209 p.
- MARA, D.D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley and Sons Ltd. 168 p.
- MARA, D.D.; PEARSON, H.W. and SILVA, S.A. (1983). Brazilian stabilization pond reseach suggests low-cost urban applications. World Water, 6, pp.20-24.
- MARA, D.D. and PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environments: Waste Stabilization Ponds. In: Biothecnology - a Compreensive Treatise, vol.8, Chapter 4. Weinheim: Verlagsgesellschaft. Eds: H. J. Rehm and G. Reed. pp.177-206.
- MARAIS, G.V.R. (1966). New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds. Bull. WHO. pp.737-763.

- MARAIS, G.V.R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, 100(EF1), pp.119-139.
- MARAIS, G.V.R. (1979). A dynamic theory for the design of oxidation ponds. In: Low Cost Sanitation Course. Chapter 2 - University of Cape Town pp.1-46.
- MAYO, A.W. (1989). Effect of pond depth on bacterial mortality rate. Journal Environmental Engineering, 115. pp.964-977.
- MC KINNEY, R.E. (1976). Functional characteristics unique to ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Water Resources Symposium. Austin-Texas nº9. Eds: E.F. Gloyna, J.F. Malina Jr. and E.M. Davis. pp.317-325.
- MENDONÇA, S.R. (1990). Lagoas de estabilização. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. Capítulo 6. Editora Universitária - UFPB. João Pessoa - PB.: Sérgio Rolim Mendonça. pp.235-272.
- METCALF, L. and EDDY, H.P. (1972). Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal. New York: MC Graw Hill Book Company. 837 p.
- MOELLER, J.R. and CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents in Wastewater Lagoons and Lagoon Design. Journal of the Water Pollution Control Federation, 52. pp.2.442-2.449.
- NUSCH, E.A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination - Archiv. Hidrobiologie Beih Ergebn Limnol., 14,pp.14-36.
- ODUM, E.P. (1971). Fundamentals of Ecology. 3rd Ed, W.B. Saunder Co., Philadelphia, U.S.A.

- ORAGUI, J.R.; CURTIS, T.P; SILVA, S.A and MARA, D.D (1985). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil. Water Science and Technology, 19 (12). pp.569-573.

- OSWALD, W.J.; GOTAAS, H.B.; GOLUEKE, C.G and KELLEN, W.R. (1957). Algae in waste treatment. Sewage Ind. Waste, 29. pp.437-457.

- OSWALD, W.J. and RAMANI, R. (1976). The fate of algae in receiving waters. In: Ponds as Wastewater Treatment Alternative. Water Resources Symposium, Austin-Texas n° 9. Eds: E.F. Gloyna, J.F. Malina Jr. and E.M. Davis. pp.111-121.

- PALMER, C.M. (1969) . A composite rating of algae tolerating organic pollution. J. Phycol.,5. pp.78-82.

- PARHAD, N.M. and RAO, N.U. (1974) . Effect of pH on survival of *E. coli*. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46. pp.980-986.

- PARKER, C.D. (1979). Biological mechanisms in lagoons. Prog. Wat. Tech. 11, pp.71-85.

- PATIL , H.S.G.B., DODAKUNDI and RODGI, S.S (1975). Sucession in zoo and phytoplankton in a sewage stabilization pond. Hidrobiology, 47. 253-264.

- PEARSON, H.W.; MARA, D.D. and SILVA, S.A (1979). Produção de oxigênio através da ação fotossintética de algas em diferentes sistemas de lagoas de estabilização no nordeste do Brasil. Anais do X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Manaus, AM.

- PEARSON, H.W. and SILVA, S.A. (1979). Variações de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. Anais do X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental-ABES - Manaus, AM.

- PEARSON, H.W. and KÖNIG, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización. CEPIS, Lima, Peru. marzo. pp.3-7.

- PEARSON, H.W. (1987) . Algae associated with sewage treatment. In: Microbial Technology in the Developing World. Oxford: Oxford University Press. pp.260-288.

- PELCZAR, M; REID, R. e CHAN, E.C.S. (1980). Microbiologia. Vol. 1, S. Paulo: McGraw Hill do Brasil. 566 p.

- PESSOA, C.A. e JORDÃO, E.P. (1982). Tratamento de Esgotos Domésticos, vol.1, 2ª edição. - Rio de Janeiro: ABES. 536P.

- PORGES, R. and MACKENTHUN, K.M. (1963). Waste stabilization ponds: use, function and biota. Biotechnology and Bioengineering, vol V. pp.255-273.

- PRATT, R. (1944). Studies on *Chlorella*. Influence on growth of *Chlorella* of continuous removal of chlorellin from culture solution. Am. J. Bot. 31. pp.418-421.

- PRESCOTT, G.W. (1970). The Freshwater Algae. W.M.C. Brown Company Publishers. Dubuque Iowa. 347 p.

- RAI, H. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods. Archiv. Hydrobiologie Beih Ergebn Limnol., 14. pp.1-106.

- RASCHKE, R.L. (1970). Algal periodicity and waste reclamation in a stabilization pond ecosystem. Journal of the Water Pollution Control Federation, 42. pp.528-530.

- REED, S.C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 57, pp.39-45.

- ROUND, F.E. (1981) - The ecology of algae. Cambridge University Press. Cambridge - 653 p.

- RUFFIER, P.J.; BOYLE, W.C. and KLEINSCHMIDT, J.(1981). Short-term acute bioassay to evaluate ammonia toxicity and effluente standards. Journal of the Water Pollution Control Federation, 53, pp.367-377.

- SAWYER, C.N. and MC CARTY,P.L. (1978). Chemistry for Environmental Engineering. Third Edition. New York: Mc Graw - Hill Book Company. 532 p .

- SILVA,S.A e MARA,D.D. (1979). Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias. LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO. Rio de Janeiro: ABES. 140 p.

- SILVA, S.A. (1982). On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil. Tese de Doutorado. Universidade de Dundee, Escócia. 203 p.

- SILVA, S.A. e FEITOSA, N.B. (1983). Influência do tempo de detenção na eficiência de lagoas facultativas secundárias tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil. Anais XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú-SC.
- SHILLINGLAW, S.N. and PIERTESE, A.J.H. (1977). Observations on algal populations in an experimental maturation pond system. Water S.A. 3 . pp.183-192.
- SMALLMAN, D. J. (1986). An ecological appraisal of waste stabilization pond performance. Tese de Doutorado, Universidade de Leeds, Inglaterra. 246 p.
- SOMIYA, I. and FUJII, S. (1984). Material balances of organic and nutrients in an oxidation pond. Water Research, 18. pp.325-333.
- TOMS, I. P.; OWENS, M. and MIDENHALL, M. J. (1975). Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. Journal of the Water Pollution Control Federation, 74. pp.383-401.
- TROUSSELIER, M.; LEGENDRE, P.; BALEUX, B. (1986). Modelling of the evolution of bacterial densities in eutrophic ecosystem (Sewage Lagoons). Microb. Ecology, vol.12 . pp.355-379.
- VAN HAANDEL, A.C. Tratamento Anaeróbio em Região de Clima Quente (NO PRELO).