

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS

DE ESTABILIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE

GUARABIRA - PB

ILMA QUEIROZ DE BARROS FLORENTINO

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS

DE ESTABILIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE

GUARABIRA - PB

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORES: ANNEMARIE KONIG

BEATRIZ S. O. CEBALLOS

CAMPINA GRANDE - PB

1992



F633c Florentino, Ilma Queiroz de Barros
Caracterizacao do sistema de lagoas de estabilizacao do municipio de Guarabira - PB / Ilma Queiroz de Barros Florentino. - Campina Grande, 1992.
131 f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.

1. Lagoas de Estabilizacao - 2. Tratamento de Esgotos 3. Tratamento Anaerobio de Esgotos 4. Sistemas de Esgotamento Sanitario - 5. Dissertacao I. Konig, Annemarie, Dra. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de, MSc. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.357.1(043)

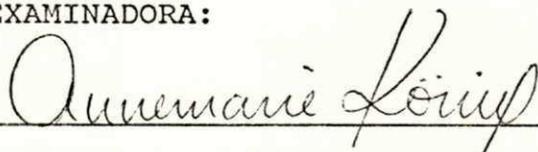
CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE LAGOAS

DE ESTABILIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE

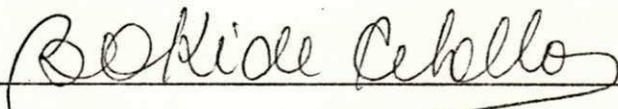
GUARABIRA - PB

ILMA QUEIROZ DE BARROS FLORENTINO

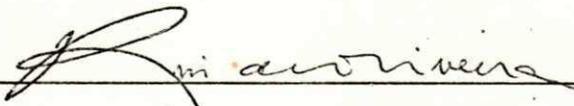
COMISSÃO EXAMINADORA:



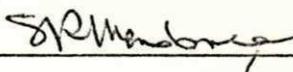
Prof.^a ANNEMARIE KONIG - Ph.D
Orientadora



Prof.^a BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS - MSc.
Orientadora



Prof. RUI DE OLIVEIRA - Ph.D
Examinador Interno



Prof. SÉRGIO ROLIM MENDONÇA - MSc.
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

1992

AGRADECIMENTO

Às professoras Annemarie Konig e Beatriz S. O. Ceballos pela grande orientação e incansável dedicação.

Ao professor Rui de Oliveira pelas valiosas sugestões.

Aos colegas de mestrado Alexandre M. de Araújo e Sibeles Padilha de Castro pelo companheirismo.

A Valmária de Araújo Oliveira pela ajuda fornecida no laboratório.

À minha irmã Ilka e cunhado Marcos pelo grande esforço na digitação deste trabalho.

Ao meu marido Eugênio, fonte inesgotável de apoio e amor nas horas mais difíceis destes três anos.

Aos meus três filhos meu maior agradecimento, pois nesta jornada foram os mais sacrificados. Meu beijo.

À Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, Regional do Brejo, pelas facilidades oferecidas para a realização desta pesquisa, especialmente à pessoa de Vera Lúcia Bezerra de Freitas.

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

Oferecimento:

Aos meus familiares, especialmente
à minha Mãe Tereza, ao meu Marido
Eugênio e a meus três amores
Samuel, Fabiana e Juliana.

A estimativa da vazão média afluente do sistema foi de 7,6 L/s, a qual permitiu o cálculo das cargas orgânicas volumétricas e superficiais, que foram respectivamente de 50 g DBO₅ m⁻³ dia⁻¹ ($\lambda_s = 1865$ kg DBO₅ ha⁻¹ dia⁻¹) para o reator anaeróbio e 55 kg DBO₅ ha⁻¹ dia⁻¹ ($\lambda_v = 2,5$ g DBO₅ m⁻³ dia⁻¹) para o facultativo.

Ao longo da série de lagoas a redução de DBO₅ foi de 90% (289 - 29mg/L), SS de 89% (410 - 44mg/L), CF de 99,4176% ($1,7 \times 10^7 - 9,9 \times 10^4$ CF/100mL), EF de 99,8567% ($6,0 \times 10^6 - 8,6 \times 10^3$ EF/100 mL) e ovos de Ascaris lumbricoides de 100% (1079 - 0 ovos/L).

Foram identificados 14 e 20 gêneros de algas nos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa respectivamente. Os principais gêneros presentes e suas frequências na lagoa anaeróbia foram, Oscillatoria (93 %), Chlamydomonas (62 %), Euglena (52 %) e Navicula (52 %) e, na facultativa, Ankistrodesmus (97 %), Euglena (96 %), Phacus (93 %), Closterium (93 %) e Oscillatoria (86 %). Os demais gêneros tiveram uma frequência de aparecimento menor que 80 %.

A concentração média da biomassa de algas, expressa como clorofila a, foi de 8,8 e 168,4 µg/L no efluente da lagoa A₁ e F₁ respectivamente.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi o estudo do Sistema de Lagoas de Estabilização da cidade de Guarabira, (Pb), através da caracterização da vazão média afluente, do monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica do esgoto bruto e dos efluentes de cada lagoa e da análise da eficiência do sistema.

A estação de tratamento é constituída de dois módulos em paralelo, cada um com duas lagoas em série (anaeróbia, seguida de facultativa), com profundidade de 3,7 e 2,2 m respectivamente, totalizando uma área de 1,92 ha. A pesquisa foi desenvolvida no primeiro módulo.

As coletas semanais de amostras eram realizadas às 8 horas e as análises eram iniciadas no máximo duas horas após a coleta.

O esgoto bruto e os efluentes A₁ e F₁ foram analisados no período de 27/03/90 à 19/12/90, através dos parâmetros pH, temperatura, oxigênio dissolvido, DBO₅, DQO, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nítrico, ortofosfato solúvel, fósforo total, clorofila a, identificação de algas, coliformes fecais, estreptococos fecais, e contagem de ovos de Ascaris lumbricoides.

ABSTRACT

This work aimed the study of a waste stabilization pond system through flow characterization, physico-chemical monitoring and evaluation of pond efficiency.

The sewage treatment plant, located at Guarabira city -PB, comprised two series of ponds, each having an anaerobic pond followed by a facultative pond with depths of 3.7 and 2.2 m respectively and 1.92 ha of total area. This research was conducted on the first serie of ponds.

From 27th March to 19th December 1990 samples of raw sewage and pond effluents were taken, weekly, at 8 AM and processed within two hours.

Samples were analysed for pH, temperature, dissolved oxygen, BOD₅, COD, suspended solids, nitrate, ammonia, soluble orthophosphate, total phosphorus, faecal coliforms, faecal streptococci and Ascaris lumbricoides eggs counts.

The mean flow was 7.6 L/s and the volumetric and superficial organic loads were 50 g BOD₅ m⁻³ d⁻¹ and 55 kg BOD₅ ha⁻¹ d⁻¹ respectively. Reductions obtained by

the pond series were 90% for BOD₅ (289-29mg/L), 89% for suspended solids (410-44mg/L), 99.42% for faecal coliforms ($1.7 \times 10^7 - 9.9 \times 10^4$ FC/100mL), 99.85% for faecal streptococci ($6.0 \times 10^6 - 8.6 \times 10^3$ FS/100mL) and 100% for Ascaris lumbricoides eggs (1079 - 0 eggs L⁻¹). Upgrading of the effluent quality could be achieved by incorporating maturation ponds to the system.

Algae identification on anaerobic and facultative effluents showed 14 and 20 genera. Oscillatoria, Chlamydomonas, Euglena and Navicula were the most frequent in the first pond whereas in the second pond Ankistrodesmus, Euglena, Phacus, Closterium and Oscillatoria were predominant. The mean algae biomass, measured as chlorophyll a, in pond effluents were 8.8 and 168.4 µg/L.

Í N D I C E

1 - INTRODUÇÃO.....	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 - Lagoas de Estabilização.....	4
2.1.1 - Introdução.....	4
2.1.2 - Tipos de Lagoas de Estabilização..	7
2.1.2.1 - Lagoas Anaeróbias.....	8
2.1.2.2 - Lagoas Facultativas.....	16
2.1.2.3 - Lagoas de Maturação.....	22
2.1.3 - Lagoas de Estabilização em Série.	23
2.2 - Principais Organismos Envolvidos no Tratamento de Esgotos por Lagoas de Estabilização.....	25
2.2.1 - Bactérias.....	25
2.2.2 - Algas.....	29
2.3 - Eliminação de Bactérias Indicadoras e Helmintos em Lagoas de Estabilização....	34
2.4 - Eficiência de Tratamento em Lagoas de Estabilização.....	42
3 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
3.1 - Descrição do Sistema Experimental.....	49

3.2 - Alimentação das Lagoas.....	42
3.3 - Medição da Vazão Média de Esgoto.....	53
3.4 - Objetivos da Pesquisa.....	53
3.4.1 - Objetivo Geral.....	53
3.4.2 - Objetivos Específicos.....	54
3.5 - Coleta de Amostras.....	54
3.6 - Parâmetros Analisados.....	55
3.6.1 - Parâmetros Físico-Químicos..	55
3.6.1.1 - Temperatura.....	55
3.6.1.2 - pH.....	55
3.6.1.3 - Oxigênio Dissolvido....	55
3.6.1.4 - DBO ₅	56
3.6.1.5 - DQO.....	57
3.6.1.6 - Sólidos Suspensos.....	57
3.6.1.7 - Nitrogênio Amoniacal...58	
3.6.1.8 - Nitrogênio Nítrico.....	58
3.6.1.9 - Fósforo.....	59
3.6.2 - Parâmetros Microbiológicos..	59
3.6.2.1 - Clorofila <u>a</u>	59
3.6.2.2 - Identificação de Algas..	60
3.6.2.3 - Coliformes fecais.....	60
3.6.2.4 - Estreptococos fecais...60	
3.6.2.5 - <u>Ascaris lumbricoides</u> ...61	

3.7 - Métodos Analíticos.....	61
3.7.1 - Parâmetros Físico-Químicos..	61
3.7.1.1 - Temperatura.....	61
3.7.1.2 - pH.....	62
3.7.1.3 - Oxigênio Dissolvido....	62
3.7.1.4 - DBO ₅	62
3.7.1.5 - DQO.....	62
3.7.1.6 - Sólidos Suspensos.....	63
3.7.1.7 - Nitrogênio Amoniacal...	63
3.7.1.8 - Nitrogênio Nítrico....	63
3.7.1.9 - Ortofosfato Solúvel....	63
3.7.1.10- Fósforo Total.....	64
3.7.2 - Parâmetros Microbiológicos..	64
3.7.2.1 - Clorofila <u>a</u>	64
3.7.2.2 - Identificação de Algas.	64
3.7.2.3 - Coliformes fecais.....	65
3.7.2.4 - Estreptococos fecais...	65
3.7.2.5 - <u>Ascaris lumbricoides</u> ...	66
4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	70
4.1 - Medição da Vazão Média de Esgoto Afluente do Sistema de Lagoas.....	70
4.2 - Monitoramento Físico-Químico e Microbiológico.....	71

4.3 - Eficiência de Remoção de Parâmetros Físico-Químico e Microbiológicos da Série de Lagoas.....	83
5 - DISCUSSÃO.....	107
6 - CONCLUSÕES.....	119
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	121

1 INTRODUÇÃO

A utilização de águas para as diversas atividades relacionadas à vida do homem, gera o aparecimento das águas residuárias. Estas águas, contém elevadas cargas orgânicas e altas concentrações de microrganismos e devem sofrer tratamento para não afetarem negativamente a qualidade da água dos corpos receptores.

Desde a antiguidade as civilizações observavam a necessidade do afastamento das excretas para longe do convívio público. A cidade de Eshnunna (Mesopotâmia) a 2.500 a.c. foi uma das pioneiras neste aspecto. Nela foram encontrados canos de esgotos, fabricados em tijolos que coletavam os fluxos provenientes das latrinas residenciais. Todavia, foi a civilização hindu a responsável pelos primeiros passos no tratamento das águas residuárias. Na tentativa de se livrarem o mais rapidamente possível das águas servidas, eles construíam fossos que reuniam as águas provenientes de latrinas e cozinhas. As áreas escolhidas para a construção de fossos, estavam sempre localizadas a uma certa distância das comunidades. As águas aí armazenadas eram clarifica-

das em função do tempo. Gray(1940), afirmou que estes fossos foram os precursores dos tanques sépticos. E, nada impede de afirmar, que foram também antecessores das atuais lagoas de estabilização.

As lagoas de estabilização constituem um método econômico e vantajoso de tratamento de águas residuárias. Apresentam custos relativamente baixos para a sua construção e operação. São de fácil manutenção e tratam grande variedade de águas residuárias domésticas e industriais, atingindo qualquer padrão de qualidade sanitária desejado. Em climas tropicais são bastante difundidas, pois as elevadas temperaturas médias anuais favorecem a atividade microbiana ao longo do ciclo hidrológico. A principal desvantagem associada à utilização de lagoas, é a grande extensão de terra requerida para a sua construção.

São normalmente classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação segundo o tipo de metabolismo predominante.

Para avaliação do desempenho de um sistema de lagoas de estabilização operando com carga total de projeto, Pearson et alii (1987b), recomendam:

a) fazer uma descrição física detalhada do sistema a ser estudado, tais como a localização, os números e

tipos de lagoas, e as dimensões das mesmas;

b) seguir as técnicas de amostragem para avaliar corretamente as condições reais do sistema;

c) determinar os parâmetros DBO_5 , DQO, SS, CF, clorofila a, gêneros de algas, amônia, nitrato, cloreto, fósforo total, sulfato, pH, temperatura, condutividade elétrica, Ca, Mg, Na, Boro, ovos de nematóides intestinais e profundidade do lodo;

d) medir a vazão afluente de cada lagoa, em separado, para determinar o tempo de detenção hidráulica e as cargas orgânicas respectivas;

e) obter os dados meteorológicos, temperatura do ar, precipitação pluviométrica, evaporação, velocidade dos ventos, irradiação, etc, para determinar as estações em que as coletas são realizadas.

Visto que, geralmente é inviável a análise sistemática de todos os parâmetros, far-se-á uma seleção dos mais adequados para cada situação, dependendo do uso que se deseja dar ao efluente final.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Lagoas de Estabilização

2.1.1 Introdução

Para o processo de depuração de águas residuárias existem diversos métodos de tratamento, classificados em convencionais e não convencionais. Os métodos convencionais são bastante utilizados, no entanto, todos, sem exceção, requerem altos custos na execução, operação e manutenção, além de apresentarem baixas taxas na remoção de microrganismos patogênicos, como também grande produção de lodo. O custo total, no tratamento do lodo produzido, é relativamente alto, atingindo valores maiores que 50%, de todo o valor gasto com o tratamento convencional (Arthur, 1983). Esses sistemas de tratamento ficam muitas vezes inviáveis em termos econômicos, principalmente para países em desenvolvimento.

Dentre os sistemas não convencionais de tratamento de efluentes líquidos, destacam-se as lagoas de estabilização, que são de grande vantagem, por constituírem um processo de depuração biológica simples que envolve principalmente bactérias e/ou algas. Podem

atingir qualquer grau de purificação desejada, a um custo baixo de execução e operação com um mínimo de manutenção, tarefas estas executadas por pessoal não especializado. Seu uso é particularmente satisfatório em climas quentes, onde a temperatura ambiente favorece a atividade microbiana (Pearson, 1987).

Lagoas de estabilização nada mais são, que grandes tanques de pequena profundidade, delimitados por taludes de terra ou paredes, onde águas residuárias são inteiramente tratadas por processos naturais envolvendo algas e/ou bactérias, como é mostrado na Figura 2.1.

Além das vantagens mencionadas, adicionam-se:

(a) lagoas de estabilização são capazes de suportar choques de sobrecargas hidráulicas e orgânicas (Mara & Pearson, 1986; Bartone, 1986; Silva, 1982);

(b) toleram altas concentrações de metais pesados, aproximadamente de 30 mg/L (Mara & Pearson, 1986), até 60 mg/L (Pearson, 1987);

(c) apresentam grande remoção de patógenos, podendo-se reusar o seu efluente em agricultura ou aquacultura (Bartone, 1986; Mara & Pearson, 1986; Feachem *et alii*, 1983 ; Silva, 1982);

(d) podem tratar efetivamente uma grande

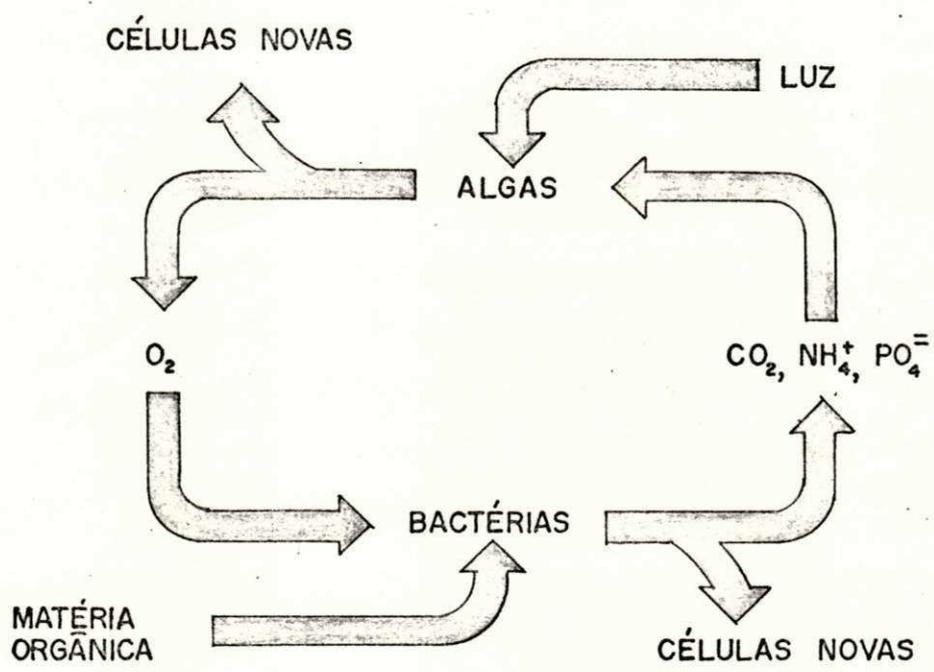


Figura 2.1- Simbiose de algas e bactérias em lagoas de estabilização.

(Fonte: Mara 1976)

variedade de águas residuárias, industriais e agrícolas (Bartone, 1986; Dinges, 1982);

(e) o terreno é facilmente recuperado, se necessário para uso no futuro (Bartone, 1986);

(f) os efluentes são ricos em nutrientes e algas, o que propicia seu uso para a irrigação e aquacultura (Bartone, 1986);

(g) utilizam como fonte de energia, a radiação solar e a energia química, liberada pela degradação da matéria orgânica, em lugar da energia elétrica (Mara & Pearson, 1986; Silva, 1982).

A única desvantagem do uso de lagoas de estabilização é a utilização das grandes áreas de terra requeridas para a construção do sistema de tratamento. Muito embora, em localidades onde terrenos são disponíveis e avaliados a um custo relativamente baixo, isto passa a não ser considerado como desvantagem.

2.1.2 Tipos de Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização podem ser classificadas, de acordo com as atividades metabólicas predominantes, em anaeróbicas, facultativas e de maturação.

2.1.2.1 Lagoas Anaeróbias

São reatores utilizados frequentemente como um estágio de pré-tratamento, sendo vantajoso o seu uso em esgotos com $\text{DBO}_5 > 300\text{mg/L}$ (Mara & Pearson, 1986). Têm usualmente de 2 a 5 m de profundidade, o que é suficiente para permitir a acumulação de lodo no fundo da lagoa (Bradley & da Silva, 1976). São completamente isentas de oxigênio devido à elevada carga de DBO_5 . Desta forma, neste reator, as algas não têm papel evidente no processo de tratamento, podendo apenas apresentar-se na superfície, através de um filme fino, usualmente de algas flageladas (por exemplo, Chlamydomonas). Estas algas representam pequenas proporções de biomassa microbiana, sendo pouco provável que contribuam significativamente na remoção de DBO (Pearson, 1987).

A remoção biológica da matéria orgânica, neste tipo de lagoas, é baseada exclusivamente na digestão anaeróbia. Segundo Arthur (1983), o processo compreende 2 estágios de degradação:

a) Putrefação:

Matéria orgânica	Bactérias produtoras de ácidos	Novas células bacterianas	+ Ácidos associados (acético, butírico e propiônico)
------------------	--------------------------------	---------------------------	--

b) No segundo estágio, bactérias metanogênicas convertem os produtos do primeiro estágio para metano e outros produtos mais simples.

Ácidos associados	Bactérias produtoras de metano	Novas células bacterianas	+ Metano + Dióxido de carbono + Amônia + Água
-------------------	--------------------------------	---------------------------	---

Peres (1982) acrescenta que a digestão anaeróbia é descrita, atualmente, através de dois estágios para facilitar a compreensão de alguns aspectos na engenharia. Afirma no entanto, que o esquema de dois estágios não é satisfatório como foi evidenciado por Bryant (1979) citado por Peres (1982). Estes estudos mostraram que existem preferências de substratos catabolizados pelas bactérias metanogênicas, tais como ácidos acético e fórmico, metano, hidrogênio molecular e gás carbônico, em relação a álcoois e outros ácidos orgânicos de cadeia carbônica maior que o acético, produzidas pelas bactérias fermentativas do primeiro estágio. Baseando-se nesse fato foi que Bryant (1979),

propôs um esquema de três estágios para melhor exemplificar o processo de degradação anaeróbia, de acordo com o ilustrado na Figura 2.2.

No primeiro estágio as bactérias hidrolíticas fermentativas obtém energia para o seu crescimento a partir da hidrólise de polímeros orgânicos. No segundo estágio, os ácidos graxos e álcoois, produzidos anteriormente, são utilizados no crescimento das bactérias acetogênicas que produzem, por sua vez, acetato, hidrogênio e algumas vezes o dióxido de carbono. Finalmente no terceiro estágio, as bactérias metanogênicas seguem duas vias na formação de metano, uma a partir do acetato o qual é descarboxilado e reduzido e a outra na qual o dióxido de carbono é reduzido a metano.

Todavia, autores como Gujer & Zehnder (1983) citados por Van Haandel & Letinga (1991), mostram que o processo de conversão da matéria orgânica em sistemas anaeróbicos pode ser apresentado em quatro fases distintas (Figura 2.3).

Na fase da hidrólise, bactérias fermentativas degradam as proteínas via polipeptídeo em aminoácidos, os carboidratos em açúcares solúveis (mono e

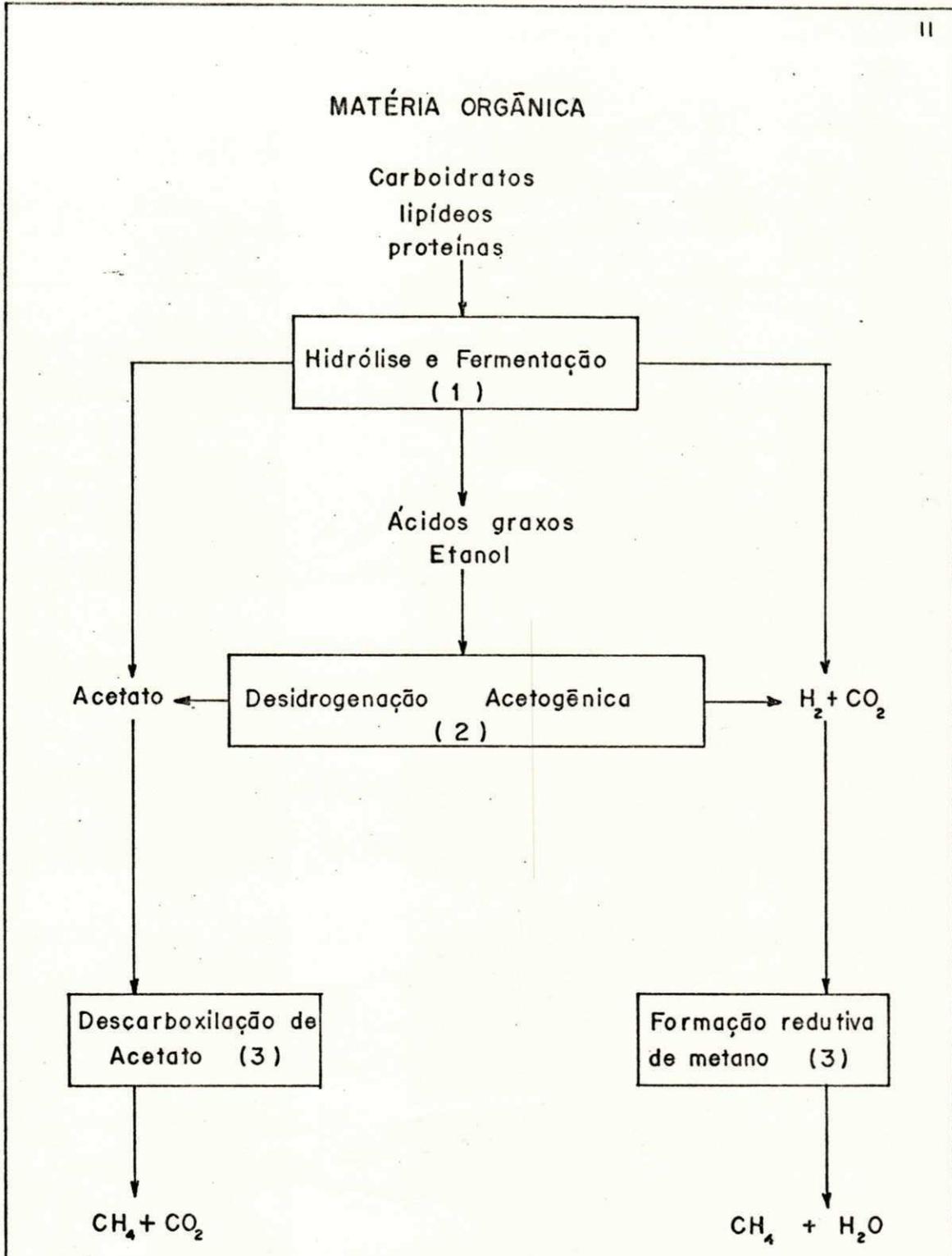


Figura 2.2 Esquema de três estágios para a degradação anaeróbica completa da matéria orgânica.
(1): bactérias hidrolíticas fermentativas.
(2): bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio.
(3): bactérias metanogênicas. (fonte: Peres, 1982.)

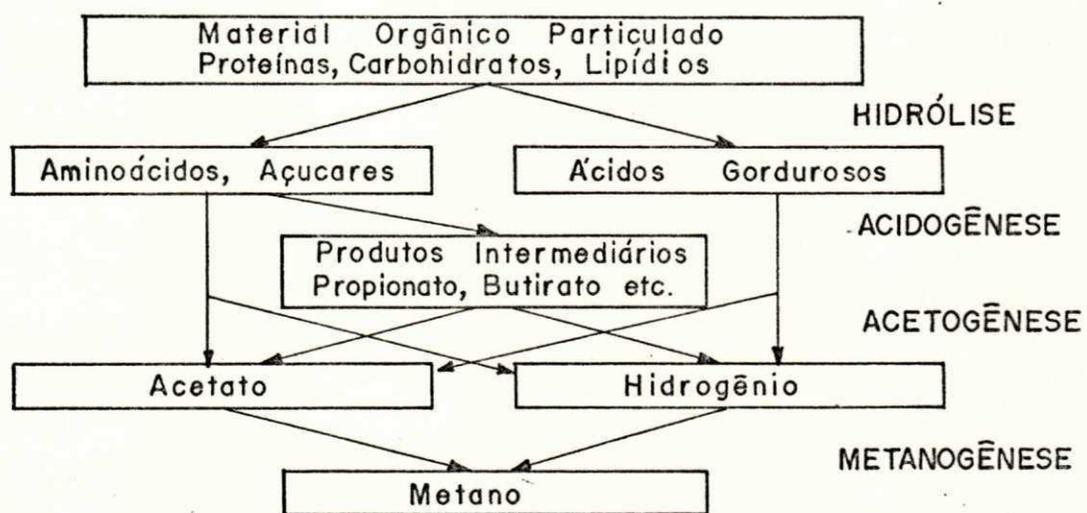


Figura 2.3 - Fases do processo de conversão da matéria orgânica, em sistemas anaeróbios.

(Fonte: Van Haandel e Letinga 1991).

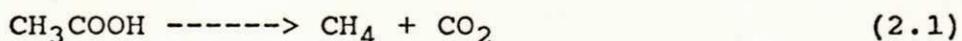
dissacarídeos) e os lipídios em ácidos graxos de cadeias longas e glicerol.

Na acidogênese, os compostos dissolvidos da fase de hidrólise são absorvidos pelas células das bactérias fermentativas, que após a acidogênese, excretam compostos simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio.

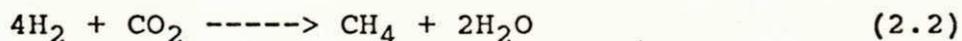
Na fase da acetogênese, os produtos da acidogênese são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

Na última fase, a metanogênese, ocorre a produção de metano, através do acetato ou da reação de hidrogênio com dióxido de carbono com intervenção das bactérias acetotrópicas e hidrogenotrópicas respectivamente, de acordo com as seguintes equações:

Metanogênese Acetotrópica



Metanogênese Hidrogenotrópica



O sucesso da operação das lagoas anaeróbias

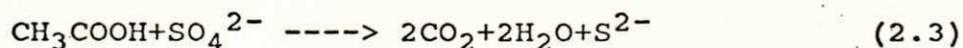
depende do delicado equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos e as formadoras de metano (Metcalf & Eddy, 1972) já que as últimas são muito sensíveis a mudanças de pH, presença de metais pesados e detergentes, mudanças de alcalinidade, temperatura e concentração de sulfetos (Middlebrooks *et alii*, 1982). Havendo alterações adversas à sobrevivência das bactérias metanogênicas, as lagoas de estabilização anaeróbias atuarão apenas como meros tanques de estocagem de lodo (Mara, 1976; Pearson, 1987).

Segundo Pacheco (1982), o tempo de detenção hidráulica das lagoas anaeróbias é calculado em função do tempo mínimo necessário para a formação das bactérias formadoras do metano, as quais requerem de 2 a 5 dias (as de crescimento rápido) e de 20 a 30 dias (as de crescimento lento). As bactérias metanogênicas crescem muito mais lentamente que as produtoras de ácidos (de Oliveira, 1990).

As lagoas anaeróbias são susceptíveis a apresentarem desprendimento de odores, principalmente quando a carga orgânica volumétrica ultrapassa valores superiores a $400\text{g DBO}_5\text{ m}^{-3}\cdot\text{dia}^{-1}$ (Mara, 1976) ou quando a concentração de sulfato afluente é maior que 500 mg/L .

(Gloyna, 1971). Elevadas cargas volumétricas provocam a predominância de condições ácidas na lagoa, reduzindo o pH para valores abaixo de 7,0, gerando condições que permitem o desprendimento do gás sulfídrico. O equilíbrio $H_2S-HS^- - S^{2-}$ num pH acima de 7,0, promove a liberação de pouco sulfeto de hidrogênio (APHA, 1985).

Altas concentrações de sulfato também são responsáveis pelo odor em sistemas anaeróbios, por serem utilizados como aceptores finais de elétrons na decomposição da matéria orgânica, resultando na liberação de S^{2-} . Este pode ser produzido a partir da oxidação bioquímica do ácido acético, que é ilustrada abaixo. (de Oliveira, 1983).



O íon sulfeto resultante da redução do íon sulfato, combina-se com íons hidrogênio gerando o gás sulfídrico:



Para minimizar a formação de gás sulfídrico, é recomendável que se mantenha o pH da lagoa acima de 7,0 (Arthur, 1983). Desta forma, parte do sulfeto, existirá

na forma do ion bissulfeto (HS^-) que é inodoro. Para elevar o pH é necessário que se promova uma recirculação com efluentes provenientes de lagoas facultativas ou de maturação, na razão de 1 para 6 (Van Eck & Simpson 1966, citado por Silva & Mara, 1979). Segundo Bradley & da Silva (1976), algumas lagoas recirculam com taxas de até 50%, e Jezialic (1971) reforça que estas taxas dependem da concentração do esgoto, variando de 0,2 a 1,5 vezes o volume da lagoa.

Em lagoas anaeróbias, a frequência típica para a remoção de lodo, é por volta de uma vez a cada dois a três anos (Bradley & da Silva, 1976). Pearson (1987) afirma que em climas tropicais, a remoção só é necessária uma vez a cada cinco anos ou quando as lagoas estiverem com lodo até a meia profundidade.

O efluente das lagoas anaeróbias necessita de tratamento posterior uma vez que não têm qualidade físico-química e microbiológica adequada para a disposição no meio ambiente.

2.1.2.2 Lagoas Facultativas

São reatores que tratam águas residuárias brutas

(facultativas primárias) ou provenientes de um pré-tratamento (facultativas secundárias). Têm como papel principal a remoção de matéria orgânica, usualmente entre 60 e 80% da DBO afluente (Pearson, 1987). Estas lagoas promovem também, alguma morte de organismos patogênicos, uma vez que, se observam reduções de, no mínimo, uma ordem de grandeza nos coliformes fecais (Pearson, 1987).

São construídas com profundidades que variam de 1,0 a 2,0m. Diferenciam-se em seu interior três camadas, uma aeróbia próxima à superfície, uma intermediária, e uma terceira anaeróbia, no fundo do reator. Segundo Metcalf & Eddy (1972), na camada superficial, caracterizada pela presença de oxigênio, verifica-se a degradação da matéria orgânica feita por bactérias aeróbias; na camada intermediária, descrita como parte anaeróbia e parte aeróbia, esta degradação é feita principalmente por bactérias facultativas e na última camada, onde ocorre a sedimentação de sólidos suspensos, a decomposição é realizada na ausência de oxigênio por bactérias anaeróbias.

A Figura 2.4 mostra um esquema do mecanismo para a estabilização da matéria orgânica do esgoto em lagoas

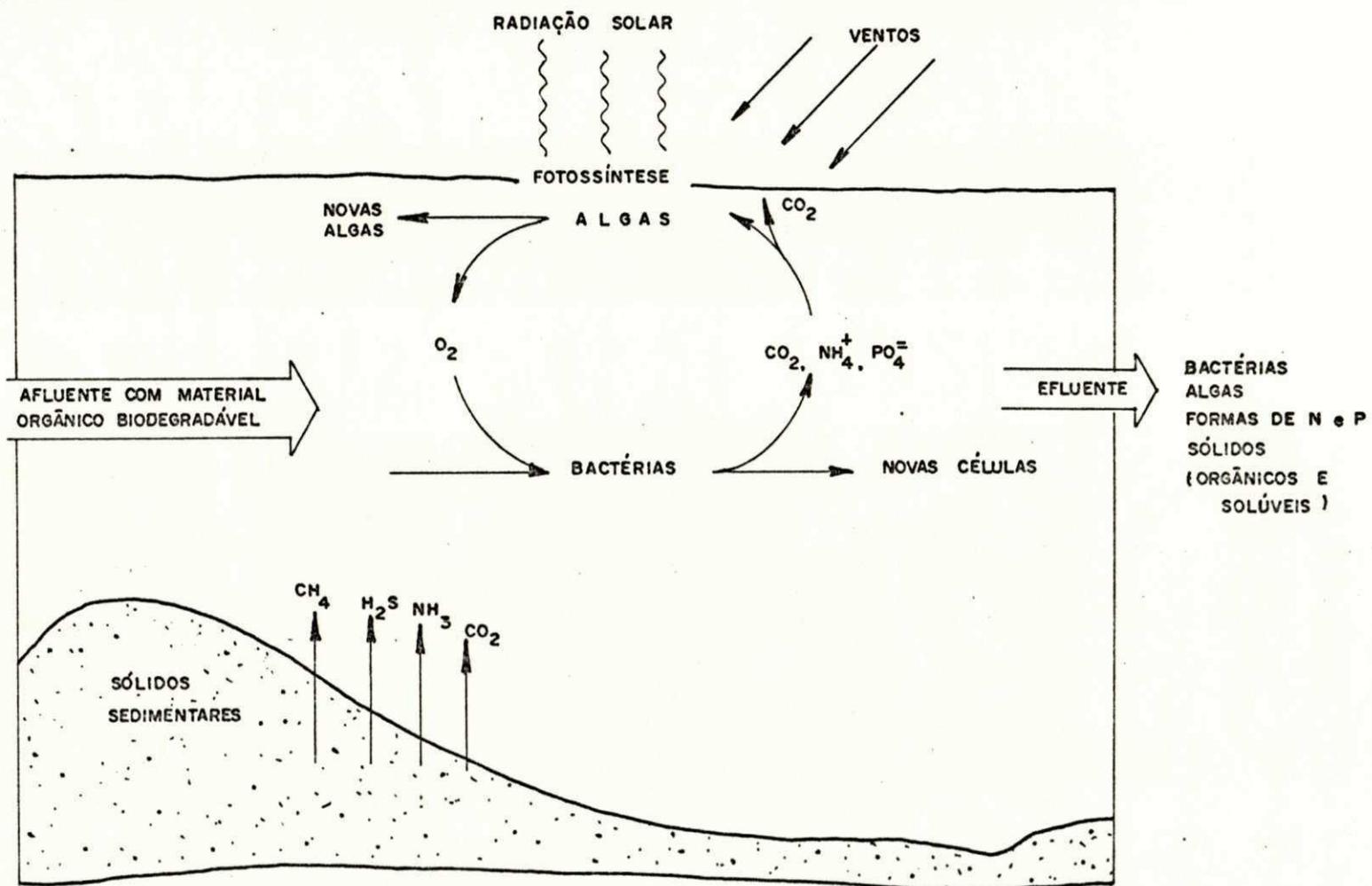


Figura 2.4 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa
(Modificado de Pessoa e Jordão, 1975.)

facultativas. Nas camadas superficiais, o tratamento biológico é realizado pela interação simbiótica entre bactérias e algas. As bactérias transformam os compostos orgânicos afluentes em dióxido de carbono e sais de nitrogênio e fósforo. As algas usam esses compostos inorgânicos, realizando a fotossíntese na presença de energia solar, gerando novas células, e liberando oxigênio molecular para a massa líquida. Esse oxigênio dissolvido, é usado pelas bactérias aeróbias na decomposição de mais matéria orgânica, e formação de novas bactérias, fechando dessa forma o ciclo.

No fundo do reator facultativo, os sólidos sedimentáveis do afluente sofrem um processo de degradação anaerobia, com liberação de metano, sulfeto de hidrogênio, nitrogênio amoniacal e dióxido de carbono. A tendência desses gases é moverem-se para cima, em direção à superfície (Quano, 1983) onde boa parte escapa para a atmosfera.

Durante as horas iluminadas do dia, quando a atividade fotossintética das algas é mais intensa, ocorre o aumento na concentração de oxigênio dissolvido na massa d'água. Concentrações de até 20 mg/L já foram registradas no período compreendido entre 12 e 16 horas

por König (1984) através de estudos realizados em lagoas de estabilização facultativas e de maturação.

A vigorosa atividade fotossintética das algas, além de aumentar significativamente as concentrações de oxigênio dissolvido, promovem aumentos nos valores do pH da lagoa. Estes valores são alterados, devido à existência de um déficit de dióxido de carbono na massa líquida, ocasionado pelo desequilíbrio existente entre a remoção acelerada de dióxido de carbono pelas algas e a produção insuficiente pelas bactérias. Isto faz com que as algas, no processo da fotossíntese, utilizem dióxido de carbono proveniente da dissociação de íons bicarbonatos resultando na liberação de íons hidroxilas, principais responsáveis pelo aumento de pH, que chega a atingir nos reatores facultativos valores entre 10,5 (Cadwell, 1946) e até 11,0 (Quano, 1983).

As condições de aerobiose das camadas superficiais da lagoa facultativa são mantidas não só pela realização da fotossíntese como também pela reaeração atmosférica, através da mistura (Mara, 1976). A mistura é um importante fator que deve ocorrer dentro das lagoas facultativas para proporcionar boa oxigenação na massa d'água, melhorando a eficiência da

estabilização dos resíduos orgânicos. É através da ação dos ventos que se consegue assegurar a mistura dentro da lagoa, a qual impede a formação de zonas estagnadas e a ocorrência de curto circuito hidráulico, assim como uma melhor distribuição vertical de DBO, algas e oxigênio (Mara, 1976). Com a mistura é que as algas não flageladas conseguem se deslocar para a zona fótica (zona de incidência da luz solar dentro da lagoa) para realizar a fotossíntese.

Caso não ocorra a mistura, a lagoa sofre estratificação térmica. Este fenômeno é proveniente da ação direta da energia solar sobre as camadas superiores da lagoa, tornando-as bem mais aquecidas e menos densas que as camadas inferiores. As camadas superiores, quentes, estão separadas das inferiores, frias, através de uma zona de mudança acentuada de temperatura, conhecida como termoclina.

É devido ao fenômeno da estratificação que as algas não flageladas decantam, passando através da termoclina para a zona afótica da lagoa não realizando fotossíntese e exercendo uma demanda de oxigênio. Como resultado, a zona abaixo da termoclina, torna-se rapidamente anaeróbia. Acima dela a temperatura aumenta

consideravelmente, podendo chegar a ser maior que 35°C, acarretando a fuga das algas flageladas para uma profundidade de 300 a 500 mm abaixo da superfície (Silva & Mara, 1979), onde formam uma espessa camada, impedindo a penetração da luz solar. Logo, a zona fótica apresenta uma redução substancial no número de algas e conseqüentemente na produção de oxigênio dissolvido, comprometendo a degradação dos resíduos orgânicos e a eficiência da lagoa.

Segundo Dinges (1982) vários parâmetros, entre os quais a direção dos ventos predominantes, determinam o tempo de detenção da lagoa; conclui porém, que pode existir grande disparidade entre o tempo de detenção teórico e real, devido aos curto-circuitos hidráulicos.

2.1.2.3 Lagoas de Maturação

São usadas como estágio posterior às lagoas facultativas, têm usualmente 1 a 2 m de profundidade e são utilizadas principalmente para reduzirem o número de organismos patogênicos, especialmente bactérias e vírus (Mara *et alii*, 1983) e nutrientes (nitrogênio e fósforo) para níveis baixos. Esta redução é possível

graças ao longo tempo de detenção hidráulica a que esses efluentes são submetidos, permitindo também a sedimentação de cistos e ovos de parasitos intestinais no fundo da lagoa (Mara, 1976).

São aeróbicas em toda a sua profundidade, exceto possivelmente por um curto período de tempo, geralmente antes do amanhecer, quando podem tornar-se anaeróbias (Pearson, 1987).

A avaliação da qualidade final de um efluente maturado é feita através da análise de remoção de coliformes fecais, a qual segundo Silva & Mara (1979), com adequado dimensionamento da lagoa pode atingir mais de 99,99%.

Quando o efluente da lagoa de maturação atinge números de Coliformes fecais menores que 1000CF/100mL (Silva, 1982), é possível fazer a sua reutilização, principalmente na dessedentação de gado e irrigação.

2.1.3 Lagoas de Estabilização em Série

O principal objetivo do tratamento de águas residuárias é promover melhorias na qualidade sanitária de seus efluentes, em função do uso final a que se

destinam.

A utilização de lagoas de estabilização em série, no tratamento de esgotos, merece especial atenção. Foi observado por Marais (1966) que estes sistemas, apresentam qualidade física, química e microbiológica superior ao de uma única lagoa, com área, tempo de detenção e carga orgânica equivalentes. Marais (1974) acrescenta que a máxima eficiência de remoção de organismos indicadores de um sistema de lagoas em série é alcançada quando o tempo de detenção hidráulica de cada reator do sistema for o mesmo.

Uma sequência de lagoas em série constituída de uma anaeróbia seguida de facultativa (ou aerada) e uma ou mais lagoas de maturação, também proporciona uma maior redução de DBO do que uma única lagoa de mesma área (Bradley e da Silva, 1976).

Os reatores anaeróbios são de grande utilidade nos sistemas de lagoa de estabilização em série pois, além de refletirem na economia de área, propiciam rápida degradação dos resíduos orgânicos, possuindo capacidade de redução de DBO variando entre 70 e 85 % (Metcalf & Eddy, 1972).

O número de reatores incorporado numa série de

lagoas está relacionado com o grau de tratamento desejado, o qual dependerá da utilização final que se dará ao efluente do sistema.

2.2 Principais Organismos Envolvidos no Tratamento de Esgotos por Lagoas de Estabilização

2.2.1 Bactérias

As bactérias são organismos microscópicos, unicelulares, de forma e tamanho variados que se multiplicam assexuadamente por cissiparidade (Mara, 1976).

Em sistemas de lagoas de estabilização, elas são as unidades biológicas fundamentais na degradação da matéria orgânica presente no esgoto (Parhad & Rao, 1974). Esta degradação, até compostos mais simples é feita aeróbica e/ou anaerobicamente, de acordo com a presença de oxigênio dissolvido no corpo d'água, através de bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas. Caso a matéria orgânica seja degradada em presença de oxigênio, os compostos finais originados serão dióxido de carbono, nitrato, sulfato e água e caso seja na ausência de oxigênio, além de compostos orgânicos ácidos, aldeídos e

cetonas, serão também obtidos, metano, hidrogênio, sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono, amônia e água (Parhad & Rao, 1974).

De acordo com a temperatura ótima de crescimento as bactérias são classificadas em psicrófilicas ($<20^{\circ}\text{C}$), mesófilicas ($20 - 45^{\circ}\text{C}$) e termófilicas ($>45^{\circ}\text{C}$). Em lagoas de estabilização de regiões tropicais, as bactérias mesófilicas são as mais frequentes (Klein, 1972, citado por Soares, 1985)

Estes microrganismos classificam-se ainda em patogênicos e não patogênicos. Dentre os patogênicos de veiculação hídrica destacam-se Salmonella typhi, Salmonella sp., Shigella sp e Vibrio cholerae, que são habitantes frequentes de águas poluídas com material fecal e esgotos. Sua identificação nestes ambientes é demorada, de custo elevado e exige pessoal especializado. Por outro lado não é possível a identificação de todas as bactérias patogênicas potencialmente presentes num corpo d'água. Para solucionar este problema foram definidos grupos de bactérias indicadoras de contaminação fecal, mais fáceis de identificar e quantificar. Sua detecção em corpos d'água, indica com certeza que houve poluição fecal,

proveniente de fezes humanas, de animais de sangue quente ou de esgotos, sendo muito provável que bactérias patogênicas intestinais estejam também presentes (Ceballos, 1990).

Segundo Feachem et alii (1983) uma bactéria indicadora de poluição fecal deve reunir as seguintes características:

- ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios;
- ser de origem exclusivamente fecal;
- estar ausentes no meio ambiente e em animais;
- estar presentes 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 levemente menor que os patógenos intestinais (ter resistência igual ou maior, aos fatores ambientais, que os patógenos fecais);
- ser fácil de detectar e quantificar;
- não ser patogênica.

Não existe nenhuma bactéria que reúna todas estas

características. Apenas alguns grupos cumprem com alguns destes requisitos. De acordo com Feachem et alii (1983), e Mara (1976), os três principais grupos de bactérias indicadoras são:

- (1) coliformes (totais e fecais);
- (2) estreptococos fecais;
- (3) Clostridium perfringens

As bactérias do grupo coliforme são constituídas por espécies comensais (não patogênicas) presentes no intestino do homem e de animais de sangue quente. São eliminadas nas fezes em números elevados de 10^6 a 10^9 /grama .

Os estreptococos fecais, também são bactérias integrantes da flora normal do intestino do homem e de animais de sangue quente (APHA, 1985). Sua concentração nas fezes é de 10^5 a 10^8 por grama (Feachem et alii, 1983). Têm maior sobrevivência, com escassa tendência a se multiplicar no meio ambiente, fatores estes que os tornam indicadores com algumas vantagens sobre os coliformes.

O Clostridium perfringens é de origem exclusivamente fecal e não é patogênico no intestino,

onde se encontra na concentração de 10^3 a 10^{10} por grama de fezes. Devido à sua capacidade de esporular, é bastante resistente, permitindo o seu uso como indicador de poluição fecal antiga.

2.2.2 Algas

As algas constituem um dos mais diversificados grupos de microorganismos presentes em lagoas de estabilização. São de grande importância na geração de oxigênio molecular, fundamental na eficiência do tratamento de esgoto (Pearson, 1986).

Os gêneros de algas encontrados em lagoas de estabilização variam consideravelmente, mas usualmente pertencem a quatro Phyla: Cyanobacteria (ex. Oscillatoria) Euglenophyta (Euglena e Phacus, Chlorophyta (Chlamydomonas, Chlorogonium, Chlorella) e Bacillariophyta (Navicula e Nitzschia) (Konig, 1984).

Os gêneros típicos detectados nestes sistemas não se mantêm necessariamente presentes durante todo o ano, pois variam consideravelmente conforme a carga orgânica da lagoa, a estação do ano, o clima, a latitude, a qualidade do esgoto, etc (Sena, 1967; Pearson et alii

1979 ; Konig, 1984). Estudos realizados por Palmer (1969) concluíram que a carga orgânica é o fator determinante na diversidade das algas, sobrepondo-se a fatores como intensidade de luz, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e velocidade do fluxo.

As lagoas de estabilização que recebem cargas orgânicas elevadas se caracterizam por apresentarem números reduzidos de gêneros de algas mas, com muitos indivíduos cada um.

A presença de algas flageladas como Euglena, Pyrobotrys e Chlamydomonas, com frequência elevada, indicam um ambiente pouco diverso e com alta carga orgânica (Munawar, 1970; Patil et alii, 1975; Konig, 1984). Mara & Pearson (1986) afirmam, ainda, que estas algas tendem a dominar em lagoas facultativas, devido à habilidade que elas apresentam de se moverem até a superfície da lagoa, dando-lhes vantagem competitiva sobre as formas não móveis como Scenedesmus, Chorella e Micractinium, as quais são mais abundantes em águas mais transparentes como as lagoas de maturação.

A população fitoplanctônica pode ser estimada pela quantificação da biomassa de algas através do teste da clorofila a o qual é bastante difundido por ser

rápido, simples e com boa reprodutividade (Rai, 1980).

Em estudos realizados por König (1984) numa série de lagoas piloto (F₁, M₁, M₂, e M₃) foram observadas concentrações de clorofila a no efluente de 1122µg/L (F₁), 479µg/L (M₁), 266µg/L (M₂) e 423µg/L (M₃), para tempos de detenção de 5,5 dias (F₁, M₁ e M₂ respectivamente) e 5,8 dias (M₃), e DBO₅ de 45 mg/L (F₁), 25 mg/L (M₁), 19 mg/L (M₂) e 17 mg/L (M₃).

Gloyna & Herman (1956) afirmam que as algas são de grande importância em sistemas de tratamento, no entanto podem ser também consideradas como grandes transtornos em efluentes, pois se encontradas em elevados números, contribuem significativamente para a DBO₅, aumentando consideravelmente a demanda de oxigênio do corpo d'água receptor. Todavia, Ludwig et alii (1951) concluíram que, muito embora as algas aumentem significativamente a DBO₅ efluente, chegando mesmo até à obtenção de valores maiores que a DBO₅ afluente do esgoto, elas não causam problemas para a saúde pública, nos corpos d'água receptores, além de aumentar em certas horas do dia a concentração de oxigênio dissolvido do corpo receptor (König, 1984).

Mara et alii (1983) em estudos realizados na

EXTRABES numa série piloto de cinco lagoas de estabilização, mostraram que as algas contribuem com mais de 80% de sólidos suspensos, 60-70% de DQO e mais de 65% de DBO nos efluentes das lagoas facultativas.

As algas são também importantes para a remoção de nutrientes durante o seu crescimento, através da incorporação destes na sua biomassa. No entanto, Ellis (1983) afirma que os nutrientes são também removidos em sistemas de tratamento de esgotos, via outros mecanismos. O fosfato, por exemplo, é removido em lagoas de estabilização, principalmente pela precipitação como hidroxiapatita [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$] em valores de pH desde 8,2 (Ellis, 1983) até 9,0 (Silva, 1982); a amônia por volatilização em pH variando entre 10 e 12 (Reed, 1985) e através de atividade biológica de microrganismos (Ferrara & Avci, 1982); e o nitrato, através da desnitrificação (Hermann, 1962).

Em lagoas de estabilização as algas são sensíveis em relação a concentrações elevadas de amônia e sulfeto, os quais inibem a atividade fotossintética e a produção de oxigênio (Pearson *et alii*, 1987). Através de estudos realizados por Abeliovich e Azov (1976) em lagoas de estabilização piloto de oxidação de esgotos, foi mostra-

do que concentrações de amônia maiores ou iguais a 28mg/L em pHs maiores que 8,0, são tóxicas para a fotossíntese e crescimento das algas. Todavia, a toxicidade da amônia varia em relação às espécies de algas (Pearson & Konig, 1986). Konig et alii (1987), pesquisando culturas de Chorella e Euglena isoladas de lagoas de estabilização, mostraram que o primeiro destes gêneros é mais tolerante para a amônia do que o segundo, pois cresciam em concentrações médias de até 10mM de amônia (com 40% na forma de NH_3), em pH igual a 9,0 e temperatura de 25°C. O mesmo não acontecia com o gênero Euglena. O potencial de toxicidade da amônia sobre as algas é atribuído principalmente à forma não ionizada (NH_3) do que à forma do íon amônio (NH_4^+) (Tabata, 1962).

Com relação aos compostos de enxofre, a forma não ionizada H_2S de sulfeto, em concentrações de 200mM e pH menor que 7,0 (Pearson e Konig, 1986), é também de natureza tóxica para as algas. Seus efeitos variam de acordo com os gêneros como no caso da amônia. Pearson e Konig (1986), mostraram que o gênero Chlorella novamente é mais resistente ao sulfeto, que Euglena, quando estudadas em culturas isoladas em laboratório com pH igual a 7,25.

2.3 Eliminação de Bactérias Indicadoras e Helmintos em Lagoas de Estabilização

A eficiência de remoção de microrganismos patogênicos ao longo de sistemas de lagoas de estabilização é avaliada principalmente pelo decaimento de bactérias indicadoras, pela eliminação de ovos/larvas de helmintos, e cistos de protozoários (no efluente final). A remoção de muitos patógenos em lagoas de estabilização chega a ser de 100% (Feachem et alii, 1983), caso haja um longo tempo de detenção hidráulica, uma exposição adequada de incidência solar e uma boa sedimentabilidade. No entanto, os mesmos autores recomendam que certos cuidados devem ser tomados com o efluente final, pois um sistema de lagoas com um tempo de detenção de mais de 20 dias, terá seu efluente livre de protozoários patogênicos e ovos de helmintos, mas pode conter ainda vírus e bactérias patogênicas.

Silva (1982), estudando uma série de cinco lagoas rasas em escala piloto (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação) obteve reduções de coliformes fecais de 99,99993%, 99,866% e 99,96% para tempos de detenção hidráulica totais de 29,1 dias, 8,5 dias e 17,0 dias

COLOCAR
NO INÍCIO

respectivamente. Por outro lado, Shimada et alii (1986) monitorando o sistema de tratamento da cidade de Cuiabá (MT), constituído de uma lagoa facultativa primária e duas lagoas de maturação, com tempo de detenção hidráulica total de 58,1 dias, obtiveram uma redução de coliformes fecais de 99,99797%, sendo de 99,6527% (F₁), 94,1203% (M₁) e 90,2046% (M₂) para tempos de detenção de 27,30 dias (F₁), 16,02 dias (M₁) e 14,76 dias (M₂) respectivamente. Oragui et alii (1985) em estudos realizados numa série de cinco lagoas profundas na EXTRABES (A₆, F₈, M₄, M₅ e M₆) encontraram uma redução de coliformes fecais até a lagoa facultativa de 96,00% para o tempo de detenção hidráulica de 5,99 dias.

Para interpretar o decaimento de coliformes fecais em lagoas de estabilização, existem diversos modelos cinéticos dentre os quais o proposto por Marais (1974), que se baseia na cinética de 1ª ordem e carga totalmente dispersa. Este modelo, obedece à seguinte equação:

$$N_e = \frac{N_i}{1 + Kbt} \quad (2.5)$$

N_e = número de coliformes fecais/100 mL do

efluente;

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

K_b = coeficiente de 1ª ordem de velocidade de
remoção de coliformes fecais, em d^{-1} .

t = tempo de detenção hidráulica, em d.

Para n lagoas em série, a equação (2.5) se
transforma em :

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + K_b t_1^*) (1 + K_b t_2^*) \dots (1 + K_b t_n^*)} \quad (2.6)$$

onde t_n^* = tempo de detenção na n -ésima lagoa.

O valor de K_b é extremamente sensível à variação da
temperatura e é dado pela equação :

$$K_b(T) = 2,6 (1,19)^{T - 20} \quad (2.7)$$

O aumento da temperatura acelera a morte das
bactérias pelo aumento da atividade metabólica (Pearson
et alii, 1987).

Além do tempo de detenção hidráulica e da

temperatura, o processo de remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização depende de outros fatores adversos à sua sobrevivência, tais como ação tóxica das algas, pH elevado, microfauna predadora, altas concentrações de oxigênio dissolvido, concentrações baixas de dióxido de carbono e ação da luz solar.

Pearson & Silva (1979) pesquisando variações diurnas na qualidade do efluente final em lagoas piloto (facultativas e de maturação), encontraram uma relação inversa entre a biomassa de algas e bactérias coliformes, ocasionada possivelmente pela produção de toxinas, substâncias extracelulares das algas, de efeitos tóxicos para as bactérias. No entanto Parhad e Rao (1974), através de experimentos laboratoriais, concluíram que quando Escherichia coli cresce em associação com algas, estas bactérias são eliminadas em virtude da elevação do pH, resultante da intensiva atividade fotossintética das algas. Em estudos posteriores sobre o decréscimo populacional de Escherichia coli, Pearson et alii (1987a) concluíram que efetivamente os níveis elevados de pH, resultantes da atividade fotossintética das algas são fatores principais na eliminação destas bactérias.

Estudos de Parhad & Rao (1974), com culturas mixtas tamponadas e não tamponadas de Chlorella e Escherichia coli, mostraram que nas culturas tamponadas, onde o pH foi mantido em 7,5, o decaimento de Escherichia coli não foi afetado pela presença de algas, enquanto que nas não tamponadas houve eliminação total de Escherichia coli, após 6 dias. Nestas culturas, o pH alcançou valores maiores que 10,4, demonstrando que os altos valores de pH são realmente responsáveis pela eliminação de Escherichia coli. Pearson *et alii* (1987), também concluíram que a remoção de bactérias em lagoas de estabilização é acelerada, para valores de pH ≥ 9 .

A redução do número de bactérias em lagoas de estabilização é atribuído também aos protozoários que são os predadores mais importantes de bactérias, encontrados em tais sistemas (Hammer, 1979). Experimentos em lagoas aeradas, mostraram que a vida média de coliformes (Escherichia coli) é reduzida, pela presença de protozoários, de 16,1 horas para 1,8 horas (Feachem *et alii*, 1983). Outros predadores como bacteriófagos, fungos, helmintos e rotíferos são considerados também de grande importância na eliminação de bactérias.

Altas taxas de remoção de coliformes têm sido associadas também a altos níveis de oxigênio. Pearson & Silva (1979), após estudos sobre as variações diurnas nas concentrações de oxigênio dissolvido e coliformes fecais em lagoas facultativas e de maturação, concluíram que os coliformes fecais, os quais são bactérias facultativas, mostraram-se bastantes sensíveis aos altos níveis de oxigênio. Os autores sugeriram que tais bactérias migravam, dentro das lagoas, à procura de zonas de menor concentração de oxigênio dissolvido, principalmente no período compreendido entre 10 - 18 horas, que é o caracterizado pela supersaturação de oxigênio dissolvido (≥ 20 mg/L). Este fato foi associado com a redução do número de coliformes fecais no efluente, contrastando com um aumento na presença de coliformes fecais quando a concentração de oxigênio dissolvido era próxima de 0 mg/L.

Por outro lado, Gray (1975) sugere que a diminuição de dióxido de carbono presente em águas naturais, devido à realização da fotossíntese das algas, é um fator importante na eliminação de coliformes, principalmente Escherichia coli, já que o dióxido de carbono é limitante para o seu crescimento. No entanto

Feachem et alii (1983), afirmam que os altos valores de pH, decorrentes da atividade fotossintética das algas, com a demanda de dióxido de carbono maior que o fornecido pelo metabolismo bacteriano torna o meio aquático alcalino, impróprio à sobrevivência de bactérias patogênicas.

Moeller & Calkins (1980), em estudos sobre a ação germicida da luz solar ultravioleta ($\lambda = 280 - 320 \text{ nm}$), mostraram a existência de uma relação direta entre a taxa de decaimento de coliformes fecais e a dosagem de radiação recebida pelos microrganismos. Luckeish, citado por Moeller & Calkins, (1980) observou uma redução de 90% de Escherichia coli após exposição em luz ultravioleta (253,7 nm) de 15 minutos, 99% com 35 minutos, 99,9% com 50 minutos e 99,99% com 65 minutos, em experimentos utilizando um prato d'água. Mayo (1989), citado por Dixo (1990), observou também que a remoção de coliformes fecais utilizando a luz solar é maior em lagoas de estabilização rasas, visto que a radiação ultravioleta não consegue penetrar até grandes profundidades, principalmente por ser absorvida pelos sólidos em suspensão.

As lagoas de estabilização são bastante

eficientes na remoção de ovos de helmintos. Os ovos variam de muito frágeis a muito resistentes, sendo os de Ascaris lumbricoides os mais persistente de todos, podendo sobreviver a diversas condições ambientais por vários meses ou até anos. Estes ovos necessitam de pequenas quantidades de oxigênio, podendo permanecer viáveis por longos períodos em condições anaeróbias. Nos processos de tratamento de esgotos feitos por lagoas de estabilização, os ovos de Ascaris lumbricoides são totalmente removidos, se o sistema for bem projetado e apresentar uma série de pelo menos três lagoas com um tempo de detenção maior que 20 dias (Feachem et alii, 1983). Os ovos são removidos por sedimentação nas camadas de lodo, onde fatalmente morrem após alguns meses.

Estudos realizados por Mara & Silva (1986), em uma série de lagoas piloto, tratando esgoto doméstico no nordeste do Brasil encontraram remoções de Ascaris sp de 88 a 98% num reator anaeróbio com tempo de detenção de 6,8 dias e 99 a 100% num reator facultativo primário, para um tempo de detenção de 18,9 dias.

2.4 Eficiência de Tratamento em Lagoas de Estabilização

A eficiência do tratamento de esgotos, feito por lagoas de estabilização, depende de diversos fatores, classificados entre incontroláveis e controláveis (Towne & Davis, 1957). Os fatores incontroláveis independem do projeto da unidade de tratamento sendo luz, temperatura, ventos e outras características climáticas que afetam de alguma forma a purificação do sistema. Os fatores controláveis são os que dependem diretamente das características de projeto como tamanho, forma, profundidade, carga e área da lagoa, tempo de detenção hidráulica, dispositivos de entrada e saída, locação, distribuição do fluxo hidráulico e métodos de operação.

Em lagoas de estabilização a luz que incide na massa líquida, é a fonte de energia solar essencial para a fotossíntese das algas, relacionando-se a três importantes variáveis (Towne & Davis, 1957):

(1) a variação regional da radiação solar anual, a qual difere com a latitude e com a presença ou ausência de nuvens;

(2) a variação diária de radiação solar, que determinará a velocidade periódica da fotossíntese, bem

como a produção de oxigênio;

(3) a penetração da luz solar incidente, que determinará o volume da lagoa que participará da produção de oxigênio. Caso a penetração de luz na lagoa seja inefetiva, haverá aumento na demanda de oxigênio, devido a respiração das algas e bactérias, podendo reduzi-lo a níveis críticos, comprometendo o processo de tratamento (Gloyna & Herman, 1956).

A temperatura da água de uma lagoa de estabilização acompanha a variação da temperatura externa, com excessão das camadas mais profundas. As variações internas entre a superfície e o fundo da lagoa podem variar de 5°C (Towne & Davis, 1957) até 8°C (Guimarães, 1986).

A eficiência da lagoa aumenta com a elevação da temperatura, dentro de certos limites (Branco, 1978). As mudanças de temperatura podem causar tanto variações nas taxas de fermentação bacteriana, como também alterações na concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida e mudança na população de algas (Gloyna & Herman, 1956).

A ação dos ventos é de primordial importância na mistura dentro da massa líquida das lagoas, prevenindo o sistema de longos períodos de estratificação térmica e a

consequente redução na eficiência do tratamento. É devido, muitas vezes, à ineficiência da mistura que as formas irregulares de lagoas devem ser evitadas, pois fatalmente ocorrerão flutuações de algas ou tapetes de lodo, que tenderão a acumular-se nos ângulos, acarretando o surgimento de odores (Bradley & da Silva, 1976).

O tamanho das lagoas de estabilização facultativas e aeróbias geralmente obedece à razão comprimento/largura de 3:1, ao passo que para os reatores anaeróbios usualmente segue-se um modelo retangular entre 2:1 e 4:1 de comprimento/largura, embora formas quadradas ou circulares tenham desempenho satisfatório em muitos casos (Bradley & da Silva, 1976).

Em termos de profundidade, Towne & Davis (1957), consideram ideal 60 cm, para a produção de oxigênio, acrescentando todavia, que sob o ponto de vista de bom funcionamento, a profundidade deve variar de acordo com o clima da região.

É também fundamental ao bom funcionamento de um sistema de lagoas de estabilização, o estudo da carga orgânica, expressa em termos de DBO, que deve ser lançada à lagoa, ou seja, quantos quilos de DBO serão

lançados por dia, por unidade de superfície ou de volume da lagoa. Uma carga excessiva pode causar o aparecimento de condições sépticas, instalando-se uma microbiota anaeróbia, com conseqüente produção de mau cheiro. A carga permitida varia com diversos fatores, inclusive com fatores sazonais, relacionados principalmente com o tempo de insolação diária e com a temperatura (Branco, 1978). Ao longo do sistema esta carga deve propiciar eficiência de remoção de DBO_5 compatível com padrões de segurança para descargas em rios, que segundo Bartone (1986), varia de 20 mg/L (U. K.) até 30 mg/L (U.S.A.-EPA).

Em estudos realizados por Shimada *et alii* (1986) numa série de lagoas constituída por um reator facultativo e dois de maturação, foram obtidos valores médios de DBO_5 de 47,83 mg/L (F_1), 37,85 mg/L (M_1) e 29,26 mg/L (M_2), com eficiências de redução de 83%, 21% e 23%, respectivamente.

O tempo de detenção hidráulica é considerado um dos principais fatores na remoção de microrganismos patogênicos em lagoas de estabilização. No entanto, a eficiência de remoção de sólidos, através de sedimentação é também de grande valia. Os efluentes de

lagoas de estabilização devem obedecer o padrão de SS de 30 mg/L para descargas em rios (Bartone, 1986). Em estudos realizados por Silva (1986) numa série de lagoas (uma anaeróbia seguida por uma facultativa secundária e três de maturação), com tempo de detenção total de 25 dias, foi observada a remoção de 83% de sólidos suspensos, tendo a maior remoção ocorrido na lagoa anaeróbia (75%), seguida de $M_7 - M_8$ (29%) e $M_8 - M_9$ (11%), com pequenas reduções entre $A_7 - F_9$ (9%) e nenhuma entre $F_9 - M_7$ (-16%).

Para minimizar a ocorrência de curto-circuitos hidráulicos, os dispositivos de entrada e saída das lagoas devem ser localizados em cantos diametralmente opostos (Mara, 1976) com todas as entradas submersas para prevenir odores e formação de material flutuante. Caso os curto-circuitos hidráulicos sejam induzidos pelo vento, deve-se localizar a diagonal que liga a entrada à saída da lagoa, perpendicularmente à direção dos ventos predominantes. A localização dos dispositivos de entrada e saída, bem como a forma da lagoa e a presença de cantos mortos podem afetar a distribuição do fluxo, com efeito negativo na dispersão do esgoto e no tempo médio de detenção para as partículas, afetando a eficiência na

remoção orgânica e de organismos patogênicos do sistema (Mangelson & Watters, 1972).

Lagoas de estabilização são usualmente locadas a alguma distância das áreas residenciais, para evitar incômodos de odores e insetos, particularmente se lagoas anaeróbias são usadas. A distância mínima varia dependendo do local escolhido. Nos E.U.A é comum uma distância de 0,5 a 1,0 Km; em Israel 1,0 a 2,0 Km e na Índia 0,5 Km. Deve-se no entanto acentuar, que lagoas de estabilização quando bem projetadas e operadas, dificilmente apresentam os problemas supracitados (Bradley & da Silva, 1976).

A operação de lagoas de estabilização é feita através do monitoramento e da manutenção. Na avaliação da eficiência do sistema, deve-se conhecer especificamente as qualidades física, química e microbiológica do efluente, em determinados períodos de estudo. As características físicas são analisadas através da temperatura, turbidez, teor de sólidos, odor, cor, vazão e material retido, removido ou produzido; as químicas através da DBO, DQO, formas de nitrogênio, fósforo, óleos e graxas, sais, metais, pH e alcalinidade e, as biológicas, o número e o tipo de microrganismos.

A manutenção das lagoas restringe-se à remoção de espuma, ao corte da grama dos taludes e a cuidados contra a erosão (Silva & Mara, 1979). O revestimento com concreto ou pedras nos taludes inclinados até o nível máximo da água, é de grande necessidade, pois além de evitar problemas com a vegetação, evita também a proliferação de insetos. A construção de valetas coletoras de águas pluviais nos taludes disciplina o escoamento e evita o perigo da erosão (Towne & Davis, 1957; Silva & Mara, 1979).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do Sistema Experimental

Esta pesquisa foi desenvolvida na ETE de Guarabira Pb, cujo sistema é constituído por dois módulos em paralelo (1 e 2), cada um com duas lagoas em série (anaeróbia seguida de facultativa). A Figura 3.1 ilustra esquematicamente o sistema experimental.

As lagoas de estabilização de Guarabira foram projetadas para funcionarem em duas etapas. A primeira, de 1987 a 1996, com uma população contribuinte prevista para cada módulo de 13.000 habitantes e a segunda, de 1997 a 2006, com 20.000 habitantes.

Em 1990, durante a realização desta pesquisa, a população prevista para a primeira etapa de 13.000 habitantes, ainda não estava contribuindo integralmente para o sistema de lagoas de estabilização, pois nem todas as ligações domiciliares de esgotamento sanitário haviam sido executadas pela CAGEPA (Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba), estando apenas 4.100 habitantes contribuindo para o sistema. Estas ligações vem sendo implantadas gradativamente, mês a mês, ao longo de todo

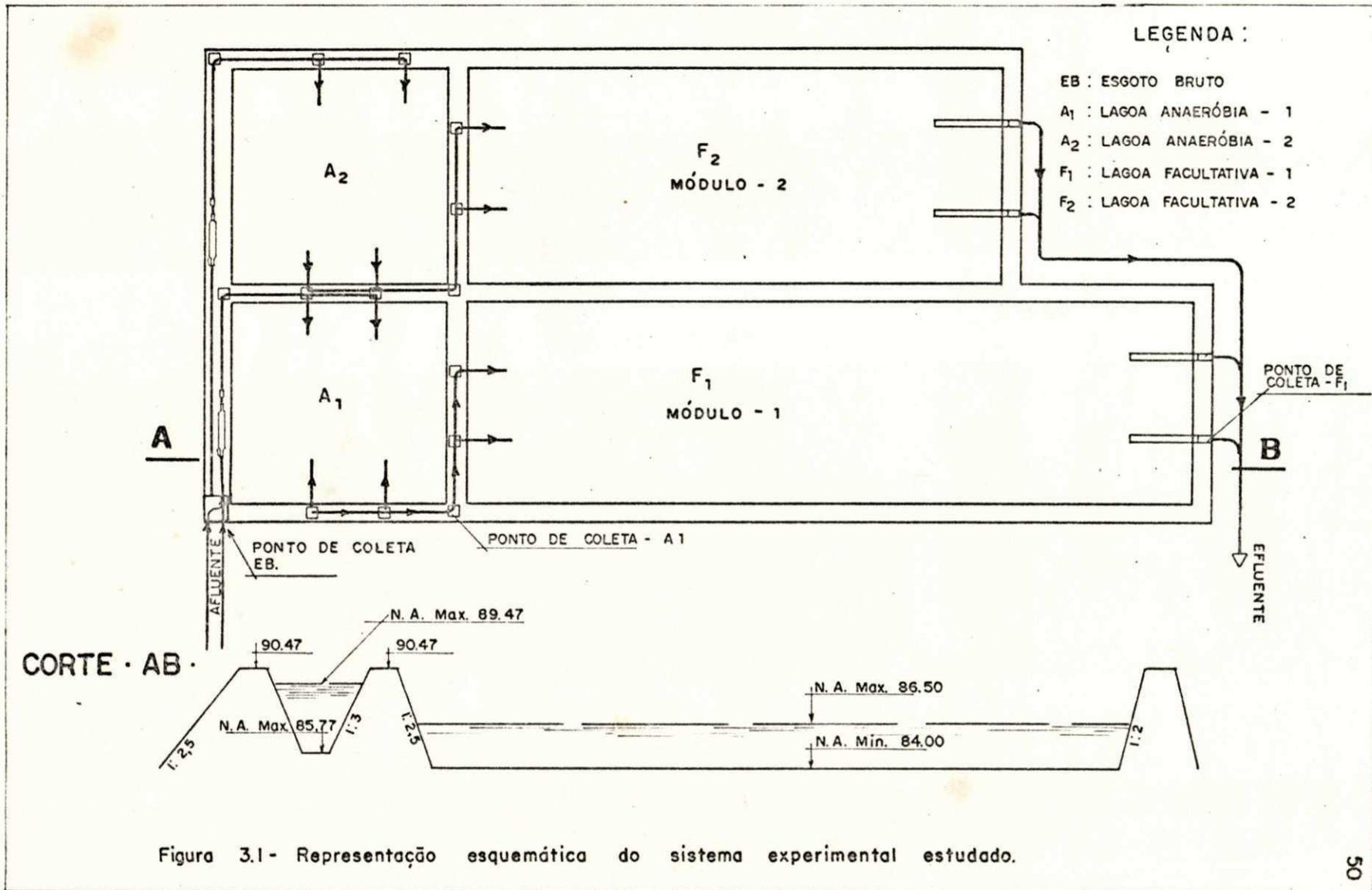


Figura 3.1- Representação esquemática do sistema experimental estudado.

o período relativo à primeira etapa. Portanto, para uma análise mais representativa dos parâmetros estudados, e conseqüentemente uma aproximação mais real da eficiência das lagoas, o módulo 2 foi paralisado, ficando apenas em funcionamento o módulo 1.

As características físicas e operacionais das lagoas são mostradas no Quadro 3.1.

3.2 Alimentação das Lagoas

O esgoto sanitário da cidade de Guarabira chega às lagoas de estabilização, por intermédio de dois emissários, um de 350 mm e outro de 400 mm, de bombeamentos alternados, provenientes da estação elevatória 2 (EE2).

A EE2 reúne, em um poço de sucção, os esgotos bombeados pela estação elevatória 1 (EE1), cuja fonte alimentadora são os distritos 1 e 2, e por gravidade, os esgotos dos distritos 3, 4, 5 e 6. Do poço de sucção, após atingirem o volume de $24,96 \text{ m}^3$, entre o limite mínimo e o máximo, os esgotos são bombeados para as lagoas de estabilização, onde recebem tratamento, e o efluente final é lançado no Riacho dos Cachorros.

Quadro 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE da cidade de Guarabira - Pb.

LAGOA	ÁREA (m ²)	PROFUNDIDADE (m)	VAZÃO (L/s)	* λV (g/m ³ dia)	** λV_p (g/m ³ dia)	* λS (Kg/ha.dia)	** λS_p (Kg/ha.dia)	t (dias)	** t_p (dias)
ANAERÓBIA	1018	3,7	7,6	50	138	1865	5108	5,7	1,8
FACULTATIVA	10920	2,2	7,6	2,5	6,5	55	143	36,6	11,5

* Valores calculados (ver item 4.1)

** Valores de projeto.

3.3 Medição da Vazão Média de Esgoto.

Como tratou-se de um sistema intermitente de bombeamento, a medida da vazão média diária de esgotos foi realizada no poço de sucção da EE2, de volume máximo conhecido igual a $24,96 \text{ m}^3$. A vazão foi determinada através de medidas do tempo de enchimento desse poço, ao longo do ciclo diário, através da diferença de tempo entre a parada das bombas e o reinício do bombamento do esgoto para as lagoas.

Foram realizados 14 perfis de vazão no ciclo diário durante todo o período de estudo, e a vazão média afluente do sistema de lagoas foi estimada através da média aritmética das médias gráficas desses 14 perfis diários.

3.4 Objetivos da Pesquisa

3.4.1 Objetivo Geral

O objetivo geral da pesquisa foi a caracterização do sistema de lagoas de estabilização da cidade de Guarabira - Pb.

3.4.2 Objetivos Específicos

Para que o objetivo geral da pesquisa fosse atendido, foram levados em consideração os seguintes aspectos:

- a) caracterização da vazão média (Q_{med}) diária que chega ao sistema;
- b) monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica do esgoto bruto e dos efluentes da lagoa anaeróbia e facultativa;
- c) análise da eficiência do sistema de lagoas.

3.5 Coleta de Amostras

A coleta de amostras foi feita no período da manhã, às 8 horas, três vezes ao mês, sempre às quartas feiras.

A Figura 3.1 mostra os pontos de coleta do esgoto bruto (EB), Lagoa Anaeróbia (A_1) e Lagoa Facultativa (F_1).

Após cada coleta, era feita a medida de temperatura da amostra. Em seguida, as amostras resfriadas eram transportadas para as análises até o Laboratório de Físico-Química e Microbiologia da AESA

(Área de Engenharia Sanitária e Ambiental) - UFPB -
Campus II.

Os trabalhos de campo foram iniciados em 27 de
março de 1990 e encerrados em 19 de dezembro de 1990.

3.6 Parâmetros Analisados

3.6.1 Parâmetros Físico-Químicos

3.6.1.1 Temperatura

A determinação da temperatura nas lagoas de
estabilização, teve por finalidade caracterizar a faixa
de temperatura na qual estava ocorrendo a decomposição
da matéria orgânica, presente nas águas residuárias.

A temperatura das águas residuárias influencia
diretamente a decomposição orgânica dos esgotos. A
decomposição anaeróbia ocorre satisfatoriamente com a
temperatura aquática acima de 17°C e a aeróbia entre 10
e 35°C.

3.6.1.2. pH

A medição do potencial hidrogeniônico nas lagoas

de estabilização permitiu avaliar se houve interferências nos processos de depuração biológica, já que, grandes alterações no pH podem comprometer a sobrevivência da população de algas e bactérias.

3.6.1.3. Oxigenio Dissolvido

A determinação do oxigênio dissolvido em sistemas de tratamento de esgoto possibilita avaliar a condição de aerobiose do sistema, detectando através dos valores obtidos, se o tipo de degradação biológica sofrida pelo esgoto está coerente com a unidade de tratamento projetada.

3.6.1.4. DBO₅

O teste da Demanda Bioquímica de Oxigenio (DBO), foi utilizado na pesquisa com o intuito de determinar a intensidade poluidora dos esgotos sanitários em termos de oxigênio requerido pelas bactérias na estabilização da materia orgânica decomponível. É um bioensaio que dá uma medida da quantidade de matéria orgânica biologicamente oxidável, presente no esgoto.

3.6.1.5. DQO

O teste da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi também usado, como uma medida da intensidade poluidora dos esgotos sanitários em termos da quantidade de oxigênio requerido na oxidação química da matéria orgânica. O teste se baseia em que todos os compostos orgânicos, com poucas exceções (tolueno e piridina), podem ser oxidados pela forte ação de agentes oxidantes em condições ácidas.

Uma das limitações no teste da DQO é a impossibilidade que este tem de diferenciar a matéria orgânica biologicamente oxidável da biologicamente inerte.

A maior vantagem no teste da DQO é o curto intervalo de tempo, aproximadamente 3 horas, na obtenção dos resultados. Por esta razão é muitas vezes usado como substituto para o teste da DBO.

3.6.1.6. Sólidos Suspensos

Análises de sólidos são importantes no controle biológico e físico dos processos de tratamento de

esgotos e para limitar o uso dos efluentes (APHA, 1985).

Em particular, a determinação de sólidos suspensos é extremamente valiosa na análise de águas poluídas, pois é um dos parâmetros usado para avaliar a força dos esgotos domésticos e para determinar a eficiência da unidade de tratamento.

3.6.1.7. Nitrogênio Amoniacal

As determinações do nitrogênio são frequentemente feitas para controlar o grau de purificação produzida no tratamento biológico.

Em tratamentos biológicos de esgotos sanitários a amônia livre deve ser controlada, para evitar problemas de eutrofização nos corpos receptores assim como efeitos de toxidez sobre os peixes.

3.6.1.8. Nitrogênio Nítrico

O nitrato é encontrado em pequenas quantidades nos esgotos domésticos frescos, mas no efluente de estações de tratamento biológico, pode ser encontrado até em concentrações acima de 30 mg/L. (APHA, 1985)

É necessário que a redução do nitrato em sistemas de tratamento biológico seja levado a valores limitantes, evitando a ocorrência de poluição nos corpos receptores desses efluentes.

3.6.1.9. Fósforo

O controle do teor de fósforo numa lagoa de estabilização deve ser observado para que o efluente dessa lagoa não eutrofize seus corpos receptores.

A remoção do fósforo nos efluentes dos sistemas biológicos de tratamento permite controlar o crescimento excessivo das algas e conseqüentemente sua morte e decomposição, fator que produz a formação de odores desagradáveis e problemas de turbidez na água, causada pela flutuação dessa massa de algas.

3.6.2. Parâmetros Microbiológicos

3.6.2.1. Clorofila a

Com a determinação da clorofila a foi possível avaliar a biomassa de algas presente nos efluentes das lagoas de estabilização.

3.6.2.2. Identificação de Algas

A identificação de algas analisou a diversidade dos gêneros de algas presentes nas lagoas de estabilização.

3.6.2.3. Coliformes Fecais

A determinação de coliformes fecais permitiu avaliar o grau de remoção dessas bactérias ao longo do sistema e associar o resultado obtido com a eliminação de bactérias patogênicas.

3.6.2.4. Estreptococos Fecais

São bactérias do trato intestinal utilizadas como indicadores da presença de contaminação fecal, e conseqüentemente da provável presença de organismos patogênicos. São utilizadas como indicadores complementares dos coliformes fecais por serem mais resistentes que estes às condições ambientais.

3.6.2.5. Ascaris lumbricoides

A análise de Ascaris lumbricoides foi realizada com o sentido de observar-se a remoção dos ovos deste helminto, visto que a quantificação de CF e EF não é indicativa da presença ou ausência de parasitos nos efluentes das lagoas.

3.7 Métodos Analíticos

3.7.1. Parâmetros Físico-Químicos

As análises físico-químicas foram feitas seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1985).

3.7.1.1 Temperatura

As leituras de temperatura foram feitas com uso de um termômetro de filamento de mercúrio, com escala externa de temperatura variando de 10°C a 60°C, marca Incoterm..pa

3.7.1.2. pH

O pH foi determinado pelo método potenciométrico, utilizando-se um medidor marca Procyon, modelo pHN-4

3.7.1.3. Oxigênio Dissolvido

As leituras de oxigênio dissolvido foram feitas, com uso de eletrodo de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor YSI, modelo 54A.

3.7.1.4 DBO₅

A demanda bioquímica de oxigênio foi determinada pelo método dos frascos padrões de DBO.

3.7.1.5 DQO

A demanda química de oxigênio foi determinada pelo método da refluxação fechada do dicromato de potássio para pequenas amostras.

3.7.1.6 Sólidos Suspensos

Foi determinado pelo método gravimétrico, utilizando-se para a pesagem dos papeis de filtro Whatman GF/C, uma balança analítica marca Sartorius.

3.7.1.7 Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio amoniacal foi determinado pelo método de nesslerização direta. As leituras foram feitas num espectrofotômetro, marca Shimadzu, modelo UV.100.01 a 450nm.

3.7.1.8 Nitrogênio Nítrico

O nitrato foi determinado pelo método do ácido cromotrópico. As leituras foram feitas num espectrofotômetro, marca Shimadzu, modelo UV 100.01 a 410 nm.

3.7.1.9 Ortofosfato Solúvel

O ortofosfato solúvel foi determinado através do

método do ácido ascórbico. As leituras foram feitas num espectrofotômetro, marca Shimadzu, modelo UV 100.01 a 880 nm.

3.7.1.10. Fósforo Total

O fósforo total foi determinado através do método do ácido ascórbico com digestão preliminar com persulfato de amonio. As leituras foram feitas num espectrofotômetro, marca Shimadzu, modelo UV 100.01 a 880 nm.

3.7.2 Parâmetros Microbiológicos

3.7.2.1 Clorofila a

A clorofila a foi extraída a quente com metanol 90%, de acordo com o método descrito por Jones (1979).

3.7.2.2 Identificação das Algas

Para a identificação dos gêneros de algas presentes nos efluentes das lagoas, foi seguido o procedimento, descrito abaixo:

- separar uma sub-amostra de 50 ml de efluente da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa;
- adicionar 1 ml de formaldeído (utilizado como conservante), em cada sub amostra ;
- em seguida centrifugar estas sub amostras à 1000 rpm por 5 minutos aproximadamente;
- fazer uma pipetagem do sedimento, colocar sobre uma lâmina cobrindo-o com uma laminula.
- levar a lâmina ao microscópio para ser identificados os diversos gêneros de algas presentes, utilizando-se chaves de identificação e um microscópio óptico comum, marca Carl Zeiss Jena.

3.7.2.3 Coliformes fecais

Foram quantificados em duplicata, pela técnica da membrana de filtração, utilizando o meio Sódio Lauryl Sulfato (Oxoid), incubados a 44,5°C, durante 24 horas.

3.7.2.4 Estreptococos fecais

Foram quantificados em duplicata, pela técnica da membrana de filtração, utilizando o meio agar KF

estreptococos (Oxoid) com temperatura de incubação de 44,5°C, durante 48 horas.

3.7.2.5 Ascaris lumbricoides

As análises de Ascaris lumbricoides foram feitas de acordo as seguintes técnicas:

(a) Técnica de Bailengers (WHO,1989), utilizada no esgoto bruto (EB) e efluente da lagoa anaeróbia (A₁), consistindo em :

- coletar 1 litro de amostra;
- deixar a amostra sedimentar por 2 horas e remover 90% do sobrenadante, usando uma bomba de sucção ou sifão;
- cuidadosamente transferir o sedimento para um ou mais tubos de centrifugação, dependendo do volume e centrifugar por 15 min a 3500 rpm;
- remover o sobrenadante e combinar os sedimentos, se a centrifugação tiver sido feita em mais de um tubo. Deve-se tomar cuidado para lavar os tubos completamente a fim de garantir que nenhum sedimento seja perdido;
- suspender o sedimento em um volume igual com um

tampão de ácido acético (pH 4,5);

- adicionar um volume de éter, igual a duas vezes o volume do tampão e misturar com o auxílio de um vortex (éter pode ser substituído pelo acetato de etila);

- centrifugar a amostra por 15 min a 3500 rpm;

- remover o sobrenadante;

- suspender o sedimento em cinco volumes de solução de sulfato de zinco 33% (d=1,18), misturar a amostra completamente usando um vortex;

- rapidamente remover uma alíquota usando uma pipeta e transferir para uma lâmina de Mac Master para contagem. Foi utilizado um microscópio óptico comum, marca Carl Zeiss Jena, com uma ampliação de 100x. O número total de ovos por litro (N) presente na amostra do esgoto é determinado com a seguinte fórmula:

$$N = \frac{Ax6X}{PV}$$

onde: A = número de ovos contados

X = volume do sedimentado (mL)

P = volume da lâmina Mac Master

V = volume da amostra

(b) Técnica de Leeds II (Ayres et alii, 1989), utilizada no efluente da lagoa facultativa (F₁), consistindo em:

- coletar 4 litros de efluente final num balde plástico previamente lavado com detergente Triton X-100 0,01% (Sigma), para remover alguma gordura e assim reduzir as chances de aderência dos ovos de helmintos às paredes do balde. Adicionar 10 mL de formaldeído 35% para a preservação;

- deixar a amostra sedimentar por uma (1) hora, em quatro becheres de um litro. Esse é o tempo mínimo requerido para que os ovos de helmintos sedimentem;

- sifonar cuidadosamente o sobrenadante até que o volume do sedimento esteja entre 60 e 70 mL;

- não mover ou virar o bequer durante o sifonamento;

- transferir o sedimento de cada amostra para um tubo de centrifugação de 100 mL. Lavar as paredes do recipiente, 2 a 3 vezes, com a solução 0,01% de Triton X-100 Sigma. Adicionar o líquido da lavagem ao tubo de centrifugação. Esta lavagem é importante porque alguns ovos poderão ficar presos às paredes do recipiente;

- centrifugar a amostra por 10 min à 2500 rpm;

- sifonar com cuidado o sobrenadante deixando cerca de 2-3 mL de sedimento no fundo do tubo. A maneira mais prática de retirar o sobrenadante é adaptar ao sifão uma pipeta com ponta fina;

- adicionar uma solução de Cloreto de Sódio (com uma densidade de 1,04), até que uma coluna líquida de 5 cm seja obtida e deixar em repouso por uma (1) hora. Fazer, lentamente a adição do Cloreto de Sódio ao sedimento e sob agitação, para obter uma solução homogênea, deixar em repouso por uma (1) hora;

- retirar o sobrenadante deixando cerca de 2-3 mL do sedimento no fundo do tubo;

- colocar o sedimento final numa placa de Doncaster, examinar ao microscópio óptico comum, e contar os ovos de helmintos existentes.

4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1 Medição da Vazão Média de Esgoto Afluyente do Sistema de Lagoas.

A vazão média de esgoto afluyente do sistema foi estimada através da média aritmética das médias gráficas das vazões de quatorze (14) perfis realizados durante o período de pesquisa.

A média gráfica de cada perfil em separado foi determinada como mostra a Figura 4.1 que ilustra um perfil isolado do dia 04-05/10/90. Observa-se através desse gráfico que as linhas contínuas representam o tempo de enchimento do poço ao longo de todo o ciclo diário e a linha LC (linha das compensações) a vazão média de esgoto neste dia.

A Tabela 4.1 mostra com mais detalhes o cálculo do tempo de enchimento do poço da EE2 de acordo com o período de parada/início das bombas.

Os resultados de todos os perfis estão mostrados na Tabela 4.2, compreendendo uma faixa de variação entre 4,7 e 9,5 L/s .

Sabendo-se que a distribuição das médias gráficas

de todo o período foi normal, de acordo com o ilustrado na Figura 4.2, adotou-se a média aritmética desses valores, resultando em uma vazão média total de 7,6 L/s.

Admitindo não haver perdas com evaporação e infiltração, a vazão de 7,6 L/s foi utilizada nos cálculos das cargas volumétricas e superficiais, tanto da lagoa anaeróbia quanto da facultativa respectivamente (Quadro 3.1).

4.2 Monitoramento Físico-Químico e Microbiológico

As variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos estudados durante o monitoramento realizado, no período compreendido entre março-dezembro/90, no EB e efluentes das lagoas anaeróbia (A₁) e facultativa (F₁) da estação de tratamento de esgoto sanitário da cidade de Guarabira, estão mostrados na Tabela 4.3 e Figuras de 4.3 a 4.16.

Durante o período de amostragem os valores observados do pH (Figura 4.3) no EB, mantiveram-se próximos ao neutro. No efluente de A₁, este parâmetro diminuiu, tornando-se levemente ácido, devido as atividades metabólicas das bactérias acidogênicas que na degradação da matéria orgânica presente no esgoto,

liberam entre outros, ácido acético e propiônico, responsáveis pelo abaixamento no valor do pH da lagoa. Já no efluente da lagoa F₁ foi verificado um aumento nos valores do pH, principalmente a partir de agosto/90. Esse fato, está associado ao processo de fotossíntese das algas que ao consumirem todo o dióxido de carbono dissolvido na massa líquida da lagoa, proveniente da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias, passarão a utilizar o dióxido de carbono do sistema carbônico, com a consequente liberação de íons hidroxila que aumenta o pH.

A Tabela 4.3, que mostra os valores médios do pH, bem como a faixa de variação (mínimo e máximo), no período estudado, reforça o que já foi analisado acima, mostrando uma queda no pH de EB-A₁ (7,1 para 6,9 unidades) e subseqüentemente um aumento para F₁ (7,8), atingindo um valor máximo de 8,2 unidades. Os valores mínimos e máximos observados no EB e A₁ foram respectivamente semelhantes, e em torno de 6,7 e 7,5 unidades.

As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 4.4), no EB e efluente de A₁ durante o período de amostragem, se situaram em torno de 0,5 mg/L, exceto no

mês de maio/90, no qual a concentração de oxigênio dissolvido no efluente da lagoa A₁, elevou-se para 1,8 mg/L. No efluente de F₁, foram observadas concentrações mais altas, com média de 2,3 mg/L, especialmente a partir do mês de setembro/90 com a chegada do verão, que causa uma maior atividade fotossintética das algas, devido ao aumento da intensidade luminosa.

Analisando a Tabela 4.3, foi observado um aumento gradativo no valor médio da concentração de oxigênio dissolvido, ao longo da série de lagoas. Entre os limites mínimos e máximos do EB e A₁ não houve grandes discrepâncias, sendo bastante semelhantes. Em F₁ o valor máximo atingido foi de 5,1 mg/L.

As temperaturas (Figura 4.5) registradas no EB, efluente de A₁ e F₁, mantiveram a mesma tendência entre si, ao longo do período. Os meses de verão (mar/abr/mai/out/nov/dez), foram bem caracterizados através de temperaturas altas, em torno de 29,0°C. As temperaturas em torno de 27,0°C no EB, A₁ e F₁ determinadas no mês de dezembro foram devidas à ocorrência de chuvas nos dias de coleta de amostras.

As temperaturas mais baixas entre 26,5 e 28,0°C foram registradas nos meses de inverno

(jun/jul/ago/set).

A temperatura média do sistema (Tabela 4.3) manteve-se constante por todo o período amostrado e em torno de 28°C, favorecendo o processo de degradação biológica. Os valores mínimos e máximos observados nos três pontos de coleta estiveram em torno de 26,5 e 29,5°, respectivamente.

As concentrações de nitrato (Figura 4.6) mantiveram-se nas três amostras analisadas, numa faixa de 0,4 - 0,6 mg/L, exceto no mês de maio/90, ocorrendo uma elevação na concentração dos três pontos, com 0,87 mg/L em EB e F₁ e 1,2 mg/L em A₁. Esse fato pode ter sido ocasionado por uma contribuição de nitrato, através de precipitações pluviométricas, as quais também foram responsáveis pelo aumento do nitrato em dezembro.

A concentração média de nitrato (Tabela 4.3) ao longo do sistema de lagoas de estabilização manteve-se, durante o período analisado, praticamente constante e em torno de 0,5 mg N/L, mostrando que sistemas de lagoas de estabilização não promovem o processo de nitrificação.

As curvas das concentrações de amônia (Figura 4.7) apresentaram, comportamento semelhante ao longo do período. Todavia, é possível verificar, que as

concentrações mais elevadas de amônia encontram-se no efluente da lagoa A₁ e este fato é causado pela degradação da matéria orgânica em ambiente anaeróbio, o qual libera amônia. No efluente de F₁ as concentrações de amônia decrescem e esta queda é atribuída a sua incorporação na biomassa de algas.

Os valores médios de amônia (Tabela 4.3) ao longo do período de amostragem foram de 37,0 mg N/L para o EB, 43,5 mg N/L para o efluente de A₁, decaindo um pouco em F₁ para 35,8 mg N/L.

Os valores mínimos, entre os três pontos amostrados mantiveram-se entre 18,8 e 26,8 mg N/L, enquanto que as concentrações máximas registradas foram entre 58,0 e 61,1 mg N/L.

As concentrações mais elevadas de fósforo total (Figura 4.8) foram observadas no EB (8,15 mg P/L - nov/90), sendo provenientes da quebra das proteínas existentes nos dejetos humanos e principalmente dos detergentes sintéticos, os quais contém polifosfatos. Os valores registrados nos efluentes de A₁ e F₁ mantiveram-se bastantes próximos, ambos numa faixa de variação entre 4,0 e 7,0 mg P/L.

A média de fósforo total (Tabela 4.3) lançado

através do efluente final do sistema, no corpo receptor foi de 4,86 mg P/L, chegando a concentração a atingir o valor máximo de 5,91 mg P/L, favorecendo a eutrofização do corpo receptor, considerando que o fósforo é fator limitante no crescimento de organismos autótrofos, que habitam o ambiente aquático.

As maiores concentrações de ortofosfato solúvel (Figura 4.9) foram registradas no efluente da lagoa A₁. Esse aumento está diretamente relacionado com a atividade dos microrganismos sobre a matéria orgânica presente no esgoto. Na lagoa facultativa essa forma de fósforo diminuiu, devido à assimilação por parte dos microrganismos presentes na massa líquida da lagoa, especialmente as algas.

Os valores médios (Tabela 4.3) mostram o aumento de 1,21 mg P/L do EB para o efluente de A₁ (3,00 mg P/L - 4,21 mg P/L), diminuindo novamente em F₁ (3,10 mg P/L).

Os valores dos limites mínimo e máximo no EB e efluente de A₁, foram relativamente próximos variando de 2,08 mg P/L em EB para 3,22 mg P/L em A₁, os mínimos, e de 3,59 mg P/L em EB para 5,00 mg P/L em A₁, os máximos. No efluente de F₁, o limite mínimo do ortofosfato

solúvel foi de 0,68 mg P/L e o máximo de 4,86 mg P/L ao longo do período amostrado.

A quantidade de material orgânico biodegradável presente no esgoto bruto, medida como DBO_5 (Figura 4.10) apresentou-se bastante variável ao longo dos meses amostrados. Essas grandes variações nas concentrações, foram associadas aos hábitos sócio-culturais da população servida. No efluente de A_1 , com apenas 1,5 dias de tempo de detenção (de acordo com os dados de projeto), observou-se uma diminuição nas concentrações de DBO_5 , devido principalmente ao processo físico de sedimentação e à ação da digestão anaeróbia.

O sistema de tratamento produziu, um efluente final que atingiu no mês de mar/90 57mg/L, chegou a decair para valores inferiores a 20 mg/L nos meses de out/nov, aumentando um pouco em dez, para 35 mg/L.

Através da Tabela 4.3, pode ser observada a redução média da matéria orgânica bio-oxidável de 289 mg/L em EB para 92 e 29mg/L nos efluentes de A_1 e F_1 , respectivamente.

As curvas das concentrações de DQO, no EB (Figura 4.11), acompanharam as variações observadas na DBO_5 (Figura 4.10) exceto no mês de julho/90, no qual houve

um aumento na DBO. Isso mostra a correlação existente entre os dois parâmetros.

No efluente de A_1 e F_1 a faixa de variação na concentração de DQO, ao longo do período, foi de 100 a 300 mg/L e as curvas mostraram a mesma tendência.

A Tabela 4.3, mostra melhor a redução média de DQO ocorrida ao longo do sistema, de 907 mg/L, no EB, decresceu para 228 mg/L, no efluente de A_1 , e 163 mg/L, no efluente de F_1 .

As flutuações dos valores de sólidos suspensos no EB (Figura 4.12), ao longo dos meses amostrados, apresentam a mesma tendência observada para a DBO_5 (Figura 4.10). A faixa de variação dos valores médios mensais nos efluentes de A_1 e F_1 foi muito próxima e entre 25 e 50 mg/L, por todo o período pesquisado.

A brusca redução ocorrida nos sólidos suspensos do EB para o efluente de A_1 , foi devido à ocorrência do processo físico de sedimentação, na lagoa. Observa-se todavia, um leve aumento na concentração média de sólidos suspensos do efluente da lagoa A_1 para a F_1 , provavelmente devido à contribuição da biomassa de algas presentes no efluente de F_1 . Os valores médios desse parâmetro decresceram de 410 mg/L no EB (Tabela 4.3),

para valores praticamente constantes, em torno de 43 mg/L em A_1 e F_1 , respectivamente.

As concentrações máximas de CF no EB (Figura 4.13) são típicas de esgotos domésticos, em torno de $4,0 \times 10^7$ CF/100 mL e foram observadas nos meses de mai/jun/set/ nov/ dez, coincidindo, nos meses de setembro e novembro, com os valores elevados de DBO_5 (Figura 4.10), indicando estreita relação entre a matéria orgânica biodegradável e a concentração de bactérias fecais.

A diminuição de CF entre o EB e o efluente de A_1 pode estar relacionada com o processo de sedimentação das partículas de detritos nesse reator biológico assim como ao efeito da digestão anaeróbia. A concentração observada no efluente de A_1 é da ordem de 10^6 CF/100mL e variou entre $10^4 - 10^5$ CF/100mL no efluente de F_1 .

Através da Tabela 4.3, pode ser observado que a redução média dos CF ao longo do sistema foi de uma ordem de grandeza entre o EB e o A_1 , e de duas ordens entre o A_1 e F_1 . Estes resultados mostram que o sistema de lagoas promoveu uma redução de três ordens de grandeza, até o efluente final.

No geral, as curvas de variação de EF (Figura

4.14) no EB e efluentes de A_1 e F_1 apresentaram as mesmas tendências das de CF, embora suas concentrações em geral sejam dez vezes menores.

Pela Tabela 4.3, os números médios de estreptococos fecais decrescem uma ordem de grandeza do EB para o efluente de A_1 e duas ordens do A_1 para o F_1 , havendo, no total, redução de três ordens de grandeza até o efluente final.

A concentração da biomassa de algas, expressa como clorofila a foi quantificado nos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa (Figura 4.15).

Na lagoa anaeróbia a concentração manteve-se baixa por todo o período estudado, devido às condições de anaerobiose do ambiente e à presença de grande quantidade de matéria orgânica, fatores impróprios ao crescimento de uma população significativa de algas. A concentração de clorofila a decresceu de jun/90 até out/90, atingindo a concentração de $0\mu\text{g/L}$ nos meses de ago/set/out/dez. No efluente da lagoa facultativa a concentração da clorofila a aumentou, chegando a $237\mu\text{g/L}$ em nov/90. As baixas concentrações registradas nos meses de jun/jul podem estar relacionadas com o céu encoberto nos dias de coleta, contribuindo para a

diminuição da radiação incidente na superfície da lagoa. Foi observada também, uma brusca queda na concentração desse parâmetro no mês de out/90 (86,4 µg/L), ocasionado, talvez, pela presença de zooplâncton, como os rotíferos que ao se alimentarem, contribuíram para a eliminação das algas na lagoa.

Os valores médios de clorofila a (Tabela 4.3), aumentaram significativamente da lagoa anaeróbia A₁ (8,8 µg/L) para a facultativa F₁ (168,4 µg/L). A concentração máxima de clorofila a detectada no efluente de F₁ foi de 236 µg/L em nov/90, e essa concentração pode ser considerada bastante baixa para lagoas facultativas tratando esgoto doméstico na região Nordeste.

O número de ovos de Ascaris lumbricoides por litro de EB (Figura 4.16) mostrou-se bastante variável, atingindo o maior valor em dez/90 (2000 ovos/L). Na lagoa anaeróbia os ovos dos nematóides começaram a sofrer o processo físico da sedimentação, apresentando valores na faixa compreendida entre 100 e 200 ovos/L. Na lagoa facultativa esse processo de sedimentação continuou e o efluente de F₁ mostrou-se isento de ovos de Ascaris lumbricoides.

A Tabela 4.3 apresenta os valores médios de ovos de Ascaris lumbricoides na série de lagoas e pode ser observado que houve a remoção total desse helminto, demonstrando a elevada eficiência das lagoas de estabilização na eliminação de parasitos intestinais.

As frequências de aparecimento dos diversos gêneros de algas identificados nos efluentes das lagoas A₁ e F₁ são mostradas no Quadro 4.1.

O efluente da lagoa anaeróbia A₁ apresentou, ao longo do período estudado, uma DBO₅ média de 92 mg/L. Os gêneros de algas mais frequentes nesse efluente foram Oscillatoria(93 %), Euglena(52 %), Chlamydomonas(62 %) e Navicula(52 %), todas elas, típicas de ambientes com elevada concentração de matéria orgânica. Foram encontrados ainda, alguns gêneros menos frequentes, que juntos com os demais perfizeram um total de 14 gêneros.

O efluente F₁ continha representantes dos Phyla Cyanophyta, Euglenophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta, sendo Chlorophyta o Phylum que contribuiu com maior número de gêneros, 14 entre os 20 identificados. O gênero Oscillatoria (86 %) foi o único representante do Phylum Cyanophyta. Dentre os Euglenophyta, Euglena (96 %) e Phacus (93 %) foram identificados. Os gêneros mais

frequentes do Phylum Chlorophyta foram: Ankistrodesmus (97 %), Closterium (79 %), Chlorella (79 %), Actinastrum (72 %), Pandorina (69 %), Pyrobotrys (69 %), Oocystis (65 %), Micractinium (58 %). Os gêneros restantes, tiveram uma frequência de aparecimento menor que 50%. No Phylum Bacillariophyta, Navicula (69%), Stauroneis (58%) e Melosira (34 %) foram os gêneros identificados.

4.3 Eficiência de Remoção de Parâmetros Físico Químicos e Microbiológicos da Série de Lagoas.

A eficiência da série de lagoas na remoção de DBO_5 , Sólidos Suspensos, Fósforo total, Amônia, CF, EF e Ascaris lumbricoides, é ilustrada na Figura 4.17.

O material orgânico biologicamente oxidável (DBO_5) foi reduzido em 90% ao longo da série de lagoas, sendo a lagoa anaeróbia responsável pela remoção de 68% do mesmo. Nesse tipo de reator a sedimentação da matéria orgânica e a atividade dos microrganismos anaeróbios são os principais mecanismos na remoção do material orgânico.

A lagoa anaeróbia removeu 90% de SS, devido ao

processo físico de sedimentação. Todavia, foi observado que entre as lagoas A₁ e F₁ não houve remoção (-6,8%), pois a transformação da matéria orgânica em biomassa de algas, contribuiu para o aumento dos sólidos suspensos no efluente.

A remoção de fósforo total ao longo do sistema foi bastante reduzida. Na lagoa anaeróbia essa remoção foi de 19%, e na facultativa de 8%. A remoção ao longo da série foi de apenas 25%. Esse efluente, rico em nutrientes, ao ser lançado em corpos receptores, poderá favorecer o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas.

As lagoas em série não promoveram a redução da concentrações de amônia. Na lagoa anaeróbia não houve nenhuma remoção, pois a degradação da matéria orgânica do esgoto contribuiu para o aumento da concentração desse parâmetro no reator. Na facultativa a redução foi de 18% devido à incorporação do mesmo na biomassa das algas. No sistema a remoção de amônia foi de apenas 3%.

As bactérias indicadoras coliformes fecais e estreptococos fecais, tiveram uma redução de 99,42% e 99,86% respectivamente, na série de lagoas. Para efluentes de lagoas facultativas essas reduções são

esperadas, contudo esse efluente contém ainda 10^4 CF/100mL e 10^3 EF/100mL (Tabela 4.1), estando além dos padrões exigidos para o reuso, principalmente em culturas agrícolas, que segundo a OMS é de 1000 CF/100mL.

Os ovos de Ascaris lumbricoides foram eliminados do efluente da lagoa facultativa, mostrando a elevada eficiência da série de lagoas na remoção de parasitos intestinais no efluente. A sedimentação dos ovos no fundo das lagoas anaeróbia e facultativa é a responsável pela remoção total deste helminto.

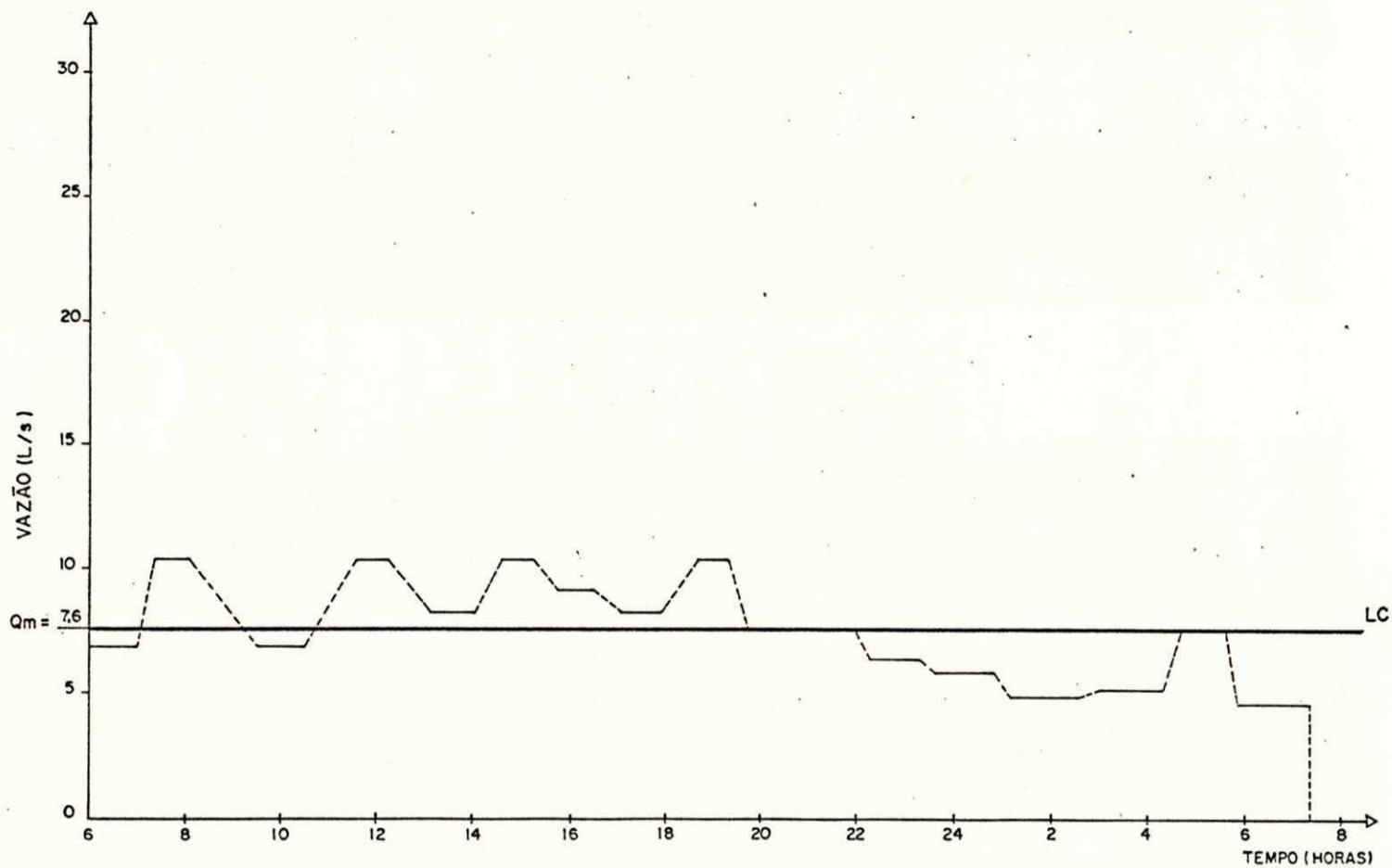


Figura 4.1- Medição da vazão média gráfica de esgoto, de um perfil típico, realizado no dia 04 - 05/10/90.

TABELA 4.1 - Cálculo do tempo de enchimento do poço da EE2 no perfil do dia 04-05 / 10 / 90.

HORÁRIO DE FUNCIONAMENTO DAS BOMBAS		TEMPO DE ENCHIMENTO DO POÇO (min.)	VAZÃO (L/s)
HORÁRIO DE PARADA DO BOMBEAMENTO	HORÁRIO DO INÍCIO DO BOMBEAMENTO		
06:00	07:00	60	6,9
07:25	08:05	40	10,4
09:30	10:30	60	6,9
11:35	12:15	40	10,4
13:10	14:00	50	8,3
14:35	15:15	40	10,4
15:45	16:30	45	9,2
17:05	17:55	50	8,3
18:40	19:20	40	10,4
19:45	20:40	55	7,6
21:00	21:55	55	7,6
22:15	23:20	65	6,4
23:40	00:50	70	5,9
01:10	02:35	85	4,9
03:00	04:20	80	5,2
04:40	05:35	55	7,6
05:50	07:20	90	4,6

TABELA 4.2 - Vazões médias dos 14 perfis de 24 horas, realizados na EE₂ da ETE de Guarabira - Pb.

PERFIL	DATA	VAZÃO MÉDIA GRÁFICA (L/s)
01	12-13/07/90	7,1
02	19-20/07/90	8,2
03	26-27/07/90	6,5
04	23-24/08/90	8,4
05	30-31/08/90	7,0
06	06-07/09/90	8,2
07	13-14/09/90	7,8
08	20-21/09/90	9,4
09	27-28/09/90	7,1
10	04-05/10/90	7,6
11	11-12/10/90	9,5
12	17-18/10/90	6,2
13	25-26/10/90	8,4
14	13-14/12/90	4,7
VAZÃO MÉDIA TOTAL DO PERÍODO (MÉDIA ARITMÉTICA)		7,6 ± 1,3

PERCENTAGEM DE PROBABILIDADE IGUAL OU MENOR QUE:

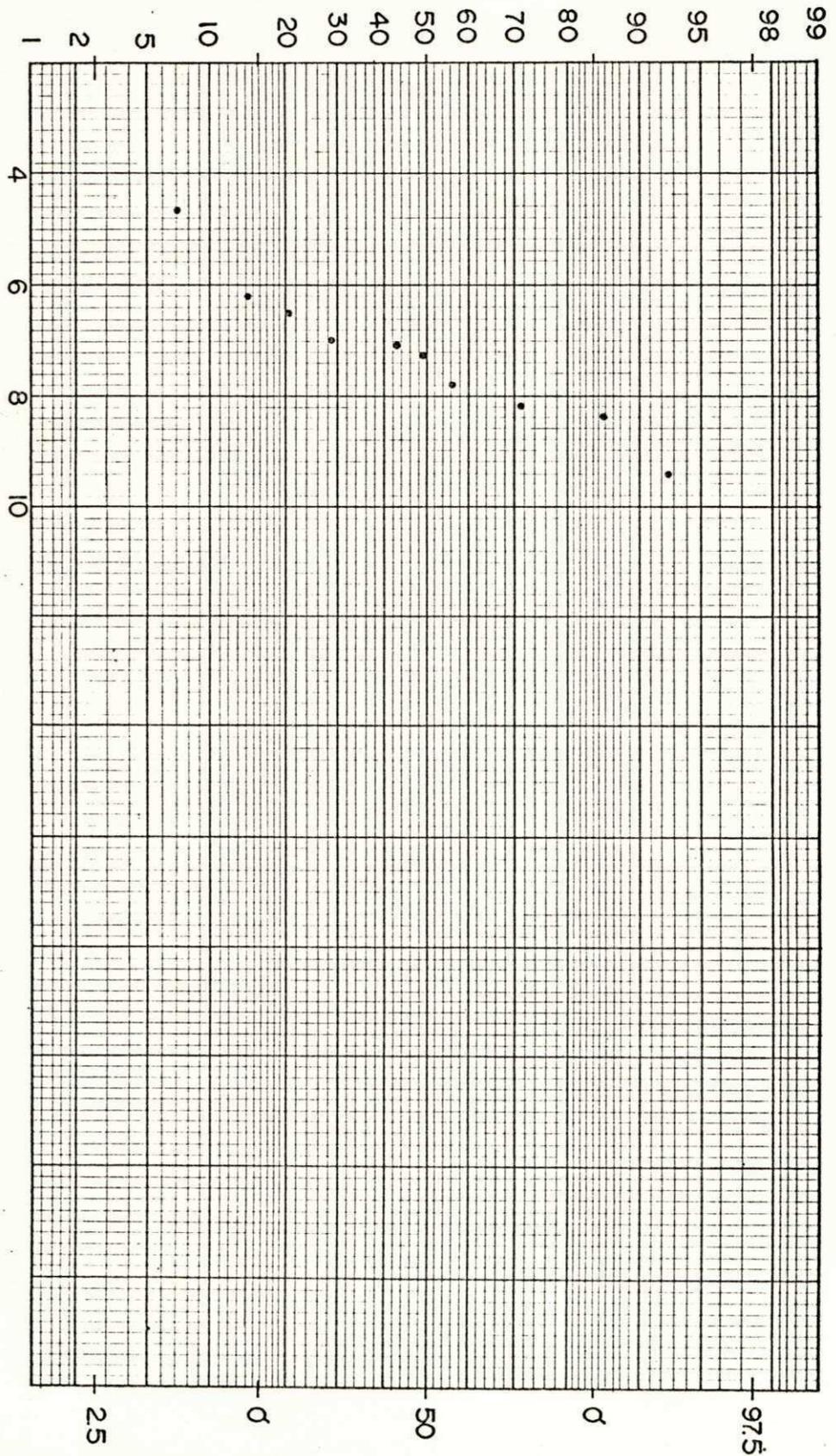


Figura 4.2 - Distribuição das vozes médias gráficas de todo o período.

TABELA 4.3 Valores médios e limites (mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observados no esgoto bruto (EB), efluentes da lagoa anaeróbia (A₁) e facultativa (F₁) durante o período compreendido entre 27/03/90 e 19/12/90.

Parâmetros	Média e faixa de variação (mínimo e máximo)		
	EB	A ₁	F ₁
OD (mg/L)	0,3 (0,15 - 0,47)	0,6 (0,30 - 1,80)	2,3 (0,50 - 5,10)
PH (unidades)	7,1 (6,8 - 7,7)	6,9 (6,7 - 7,4)	7,8 (7,4 - 8,2)
temperatura (°C)	28,2 (26,8 - 29,6)	28,0 (26,5 - 29,5)	28,0 (26,4 - 29,5)
nitrato (mg N/L)	0,51 (0,34 - 0,87)	0,51 (0,27 - 1,14)	0,57 (0,38 - 0,87)
amônia (mg N/L)	37,0 (22,5 - 58,0)	43,5 (26,8 - 61,1)	35,8 (18,8 - 60,4)
ortofosfato Solúvel(mgP/L)	3,00 (2,08 - 3,59)	4,21 (3,22 - 5,00)	3,10 (0,68 - 4,86)
fósforo total (mg P/L)	6,49 (4,57 - 8,15)	5,28 (4,21 - 6,95)	4,86 (3,64 - 5,91)
DBO ₅ (mg / L)	289 (196 - 393)	92 (57 - 151)	29 (12 - 57)
DQO (mg/L)	907 (347 - 1376)	228 (135 - 342)	163 (85 - 238)
SS (mg / L)	410 (172 - 756)	41 (21 - 75)	44 (23 - 67)
Coliformes fecais(CF/100mL)	$1,7 \times 10^7$ ($2,3 \times 10^6 - 4,0 \times 10^7$)	$3,5 \times 10^6$ ($1,7 \times 10^6 - 7,6 \times 10^6$)	$9,9 \times 10^4$ ($1,5 \times 10^4 - 3,5 \times 10^5$)
Streptococos fecais(EF/100mL)	$6,0 \times 10^6$ ($1,1 \times 10^6 - 1,3 \times 10^7$)	$9,1 \times 10^5$ ($6,0 \times 10^5 - 2,0 \times 10^6$)	$8,6 \times 10^3$ ($1,0 \times 10^3 - 1,0 \times 10^4$)
<u>Ascaris lumbricoides</u> (Nº ovos /L)	1079 (420 - 2000)	85 (40 - 205)	0 (0 - 1)
Clorofila <i>a</i> (µg / L)	—	8,8 (0,00 - 33,29)	168,4 (86,45 - 236,60)

25%

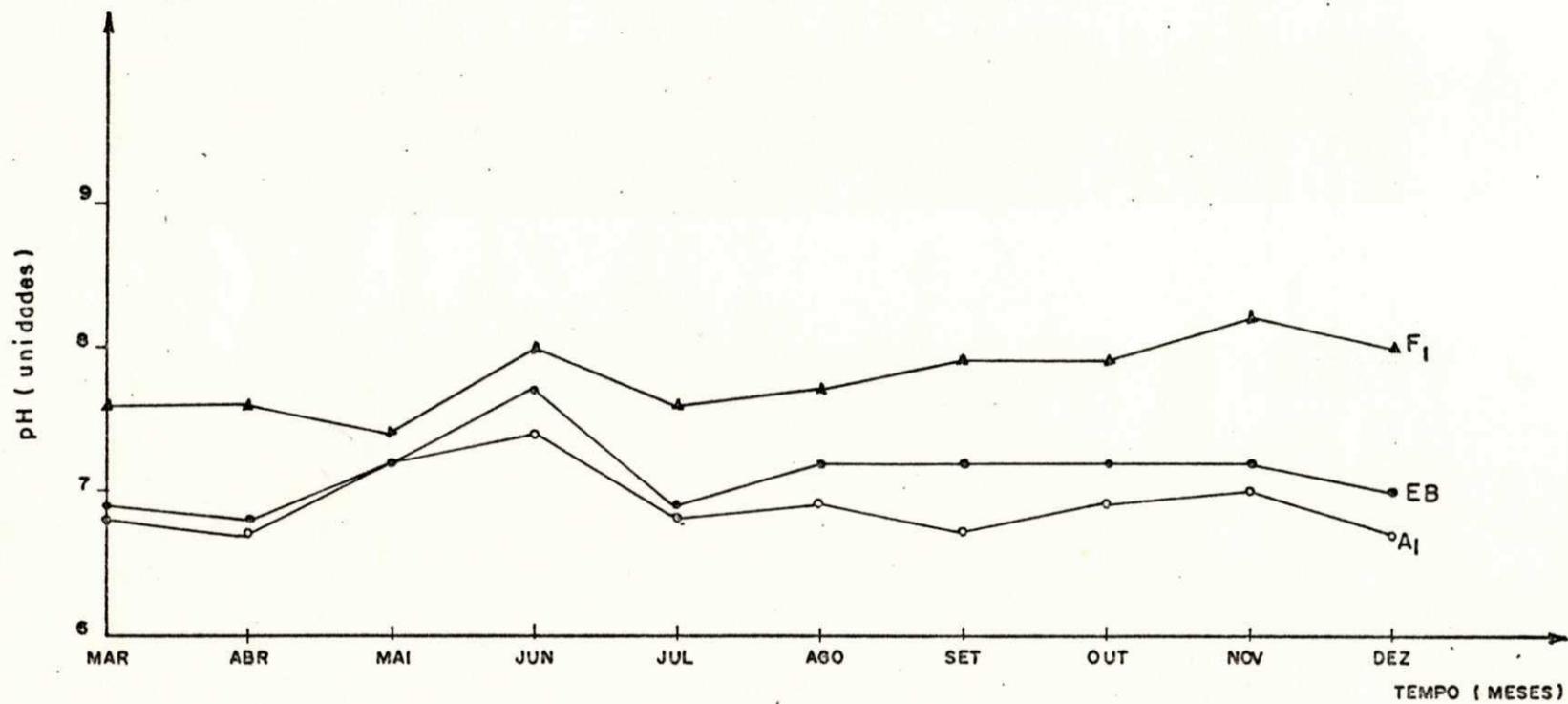


Figura 4.3 - Média mensal de pH no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbica (◦) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

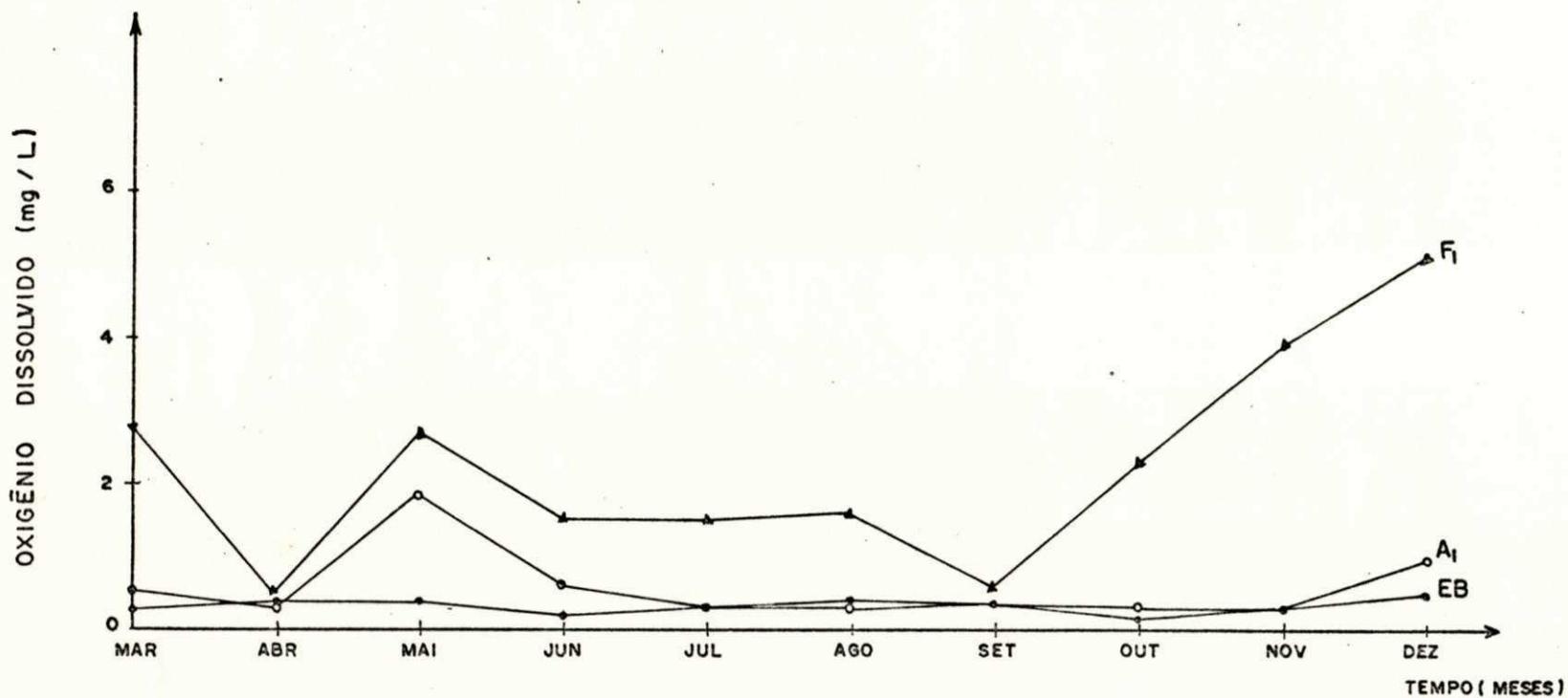


Figura 4.4 - Média mensal de oxigênio dissolvido no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (◦) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

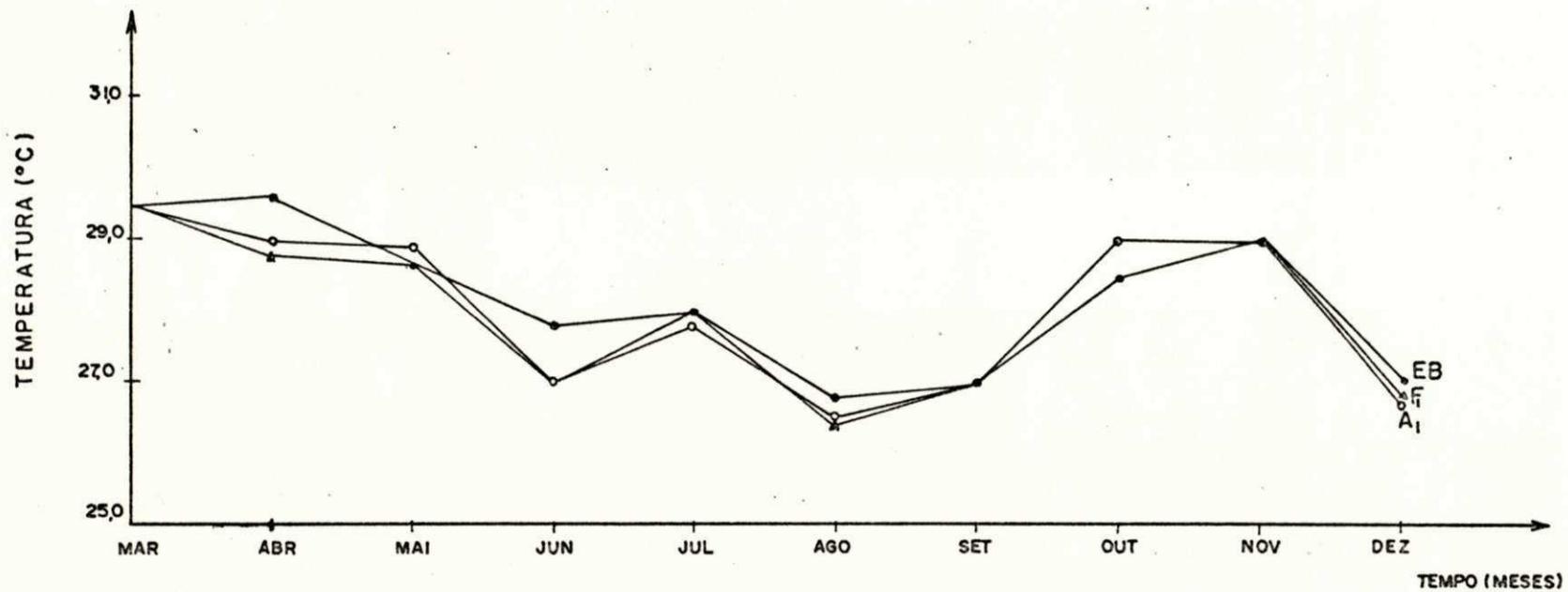


Figura 4.5 - Média mensal da temperatura no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (◦) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

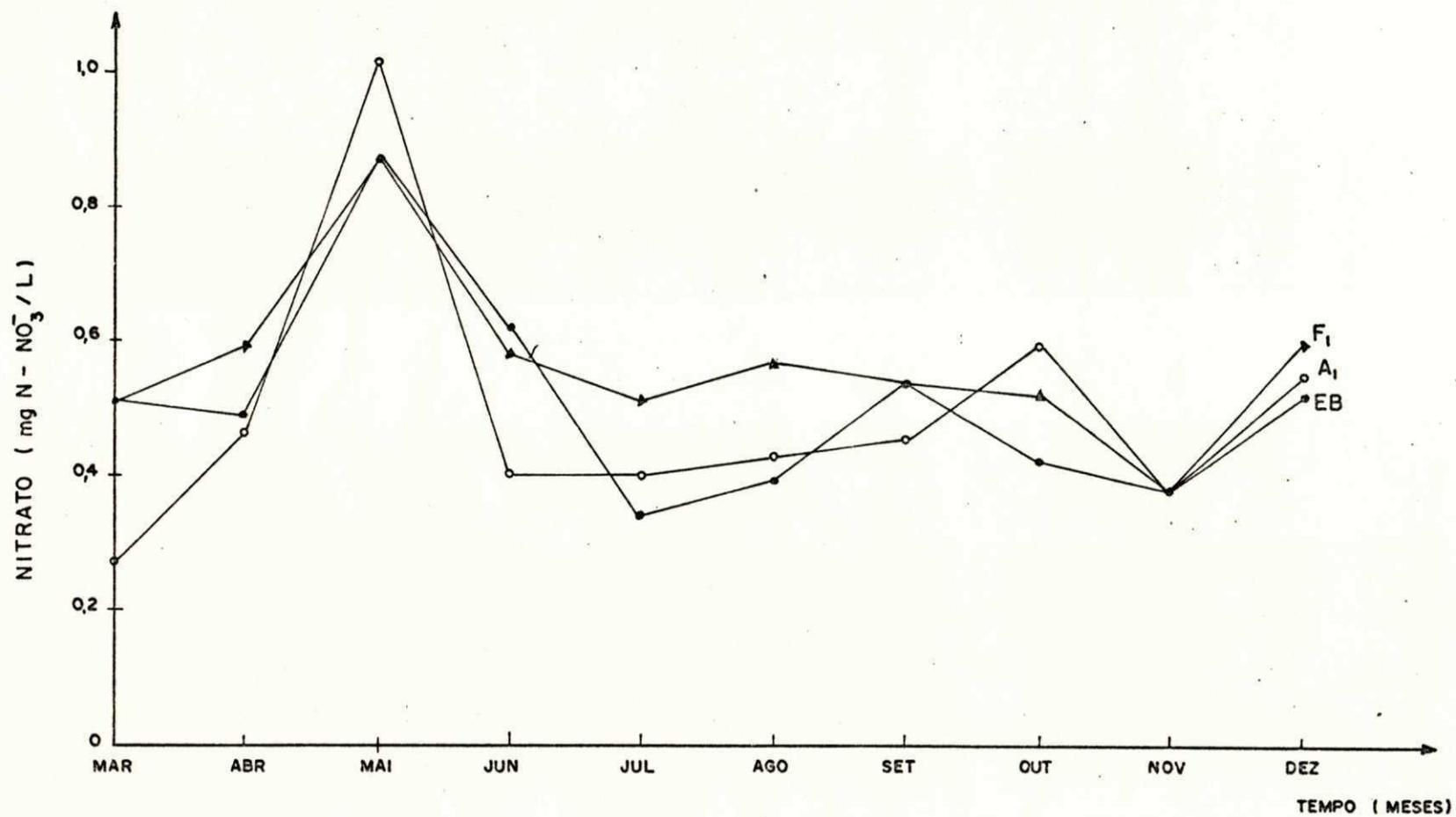


Figura 4.6 - Média mensal de nitrato no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (◦) e facultativa (Δ) da ETE de Guarabira -Pb, no período de março a dezembro de 1990.

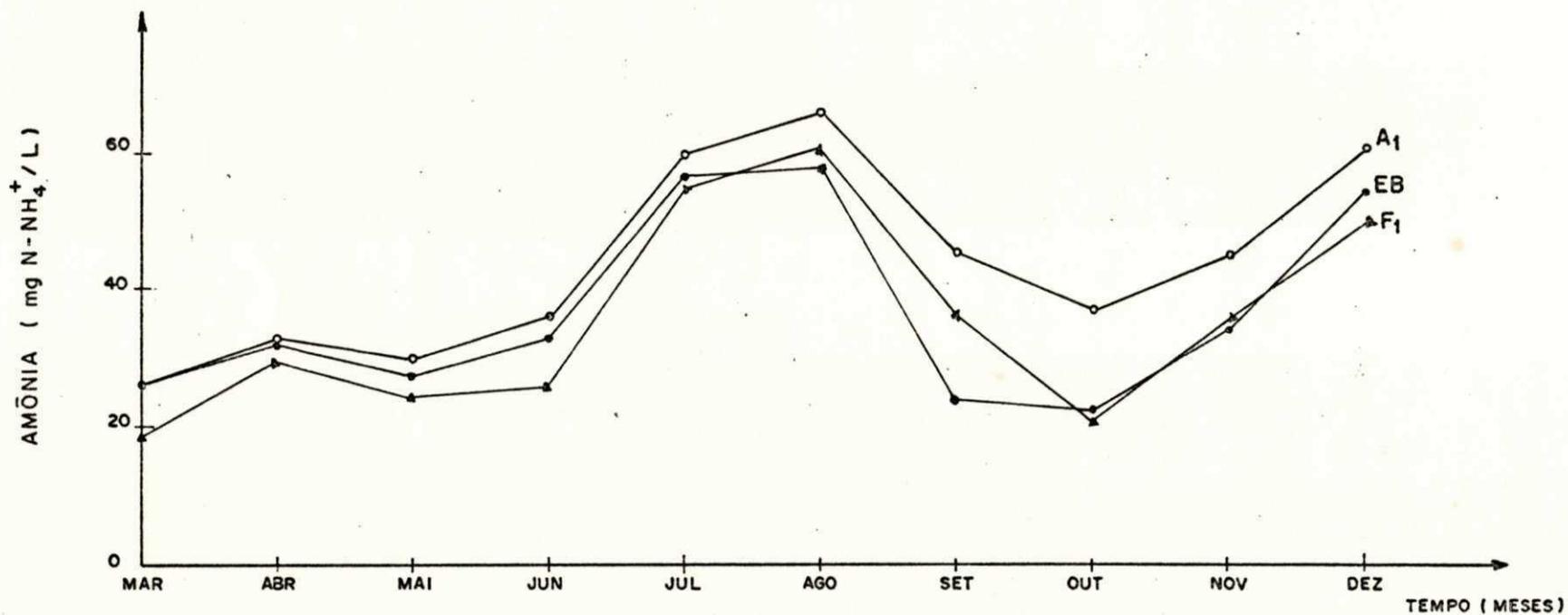


Figura 4.7 - Média mensal de amônia no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (○) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

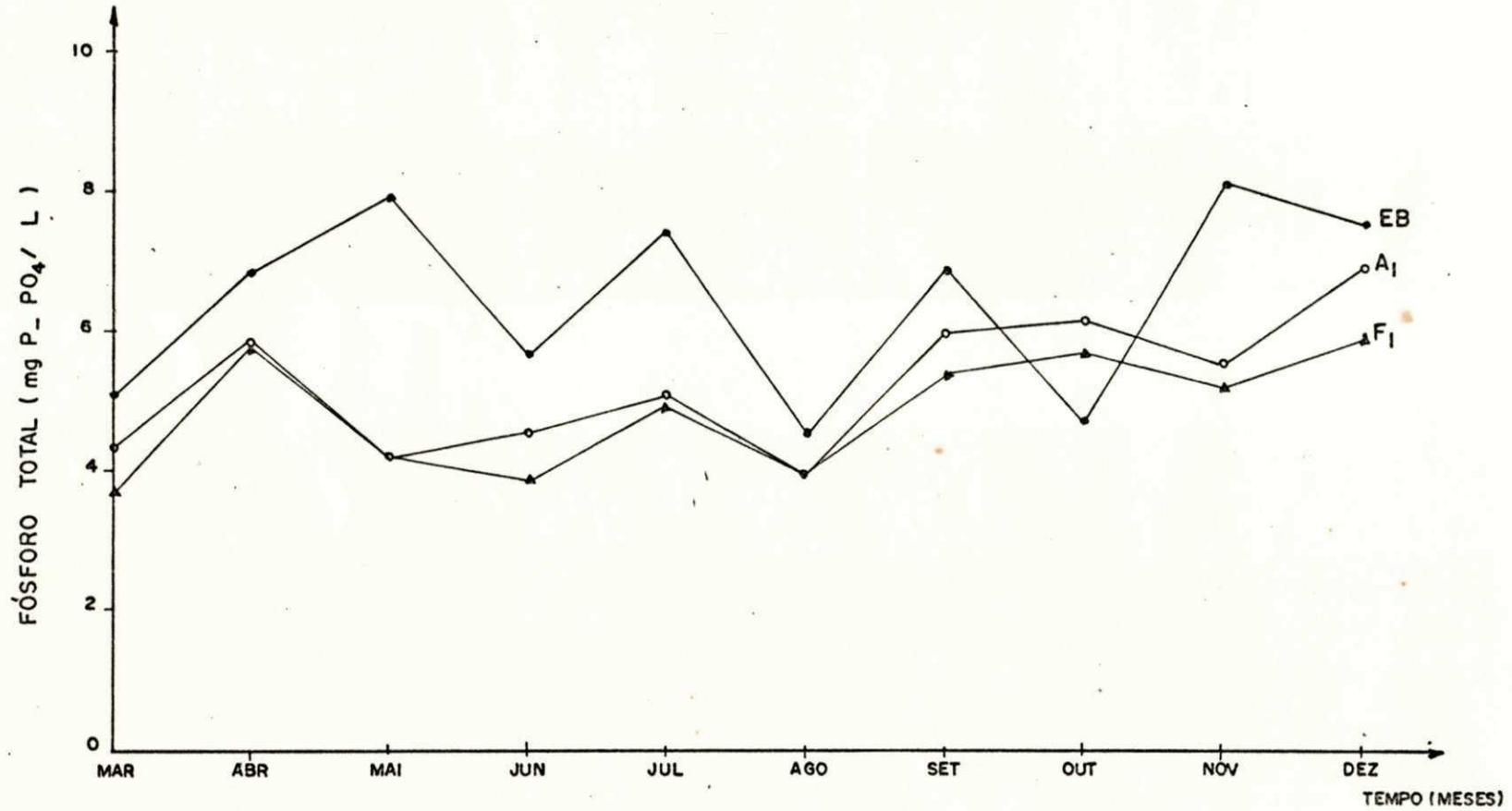


Figura 4.8 - Média mensal de fósforo total no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (◦) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

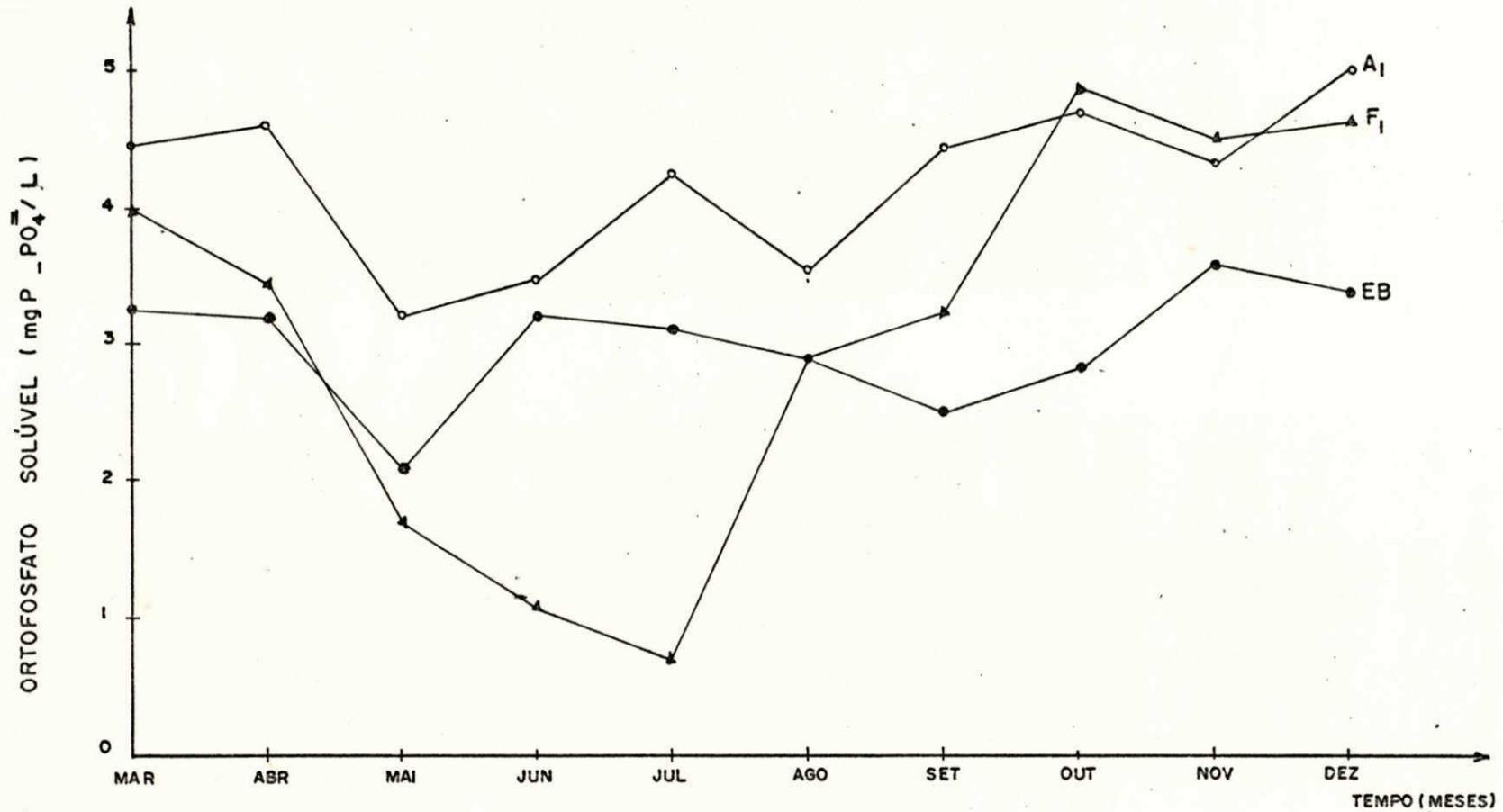


Figura 4.9 - Média mensal de ortofosfato solúvel no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (○) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990

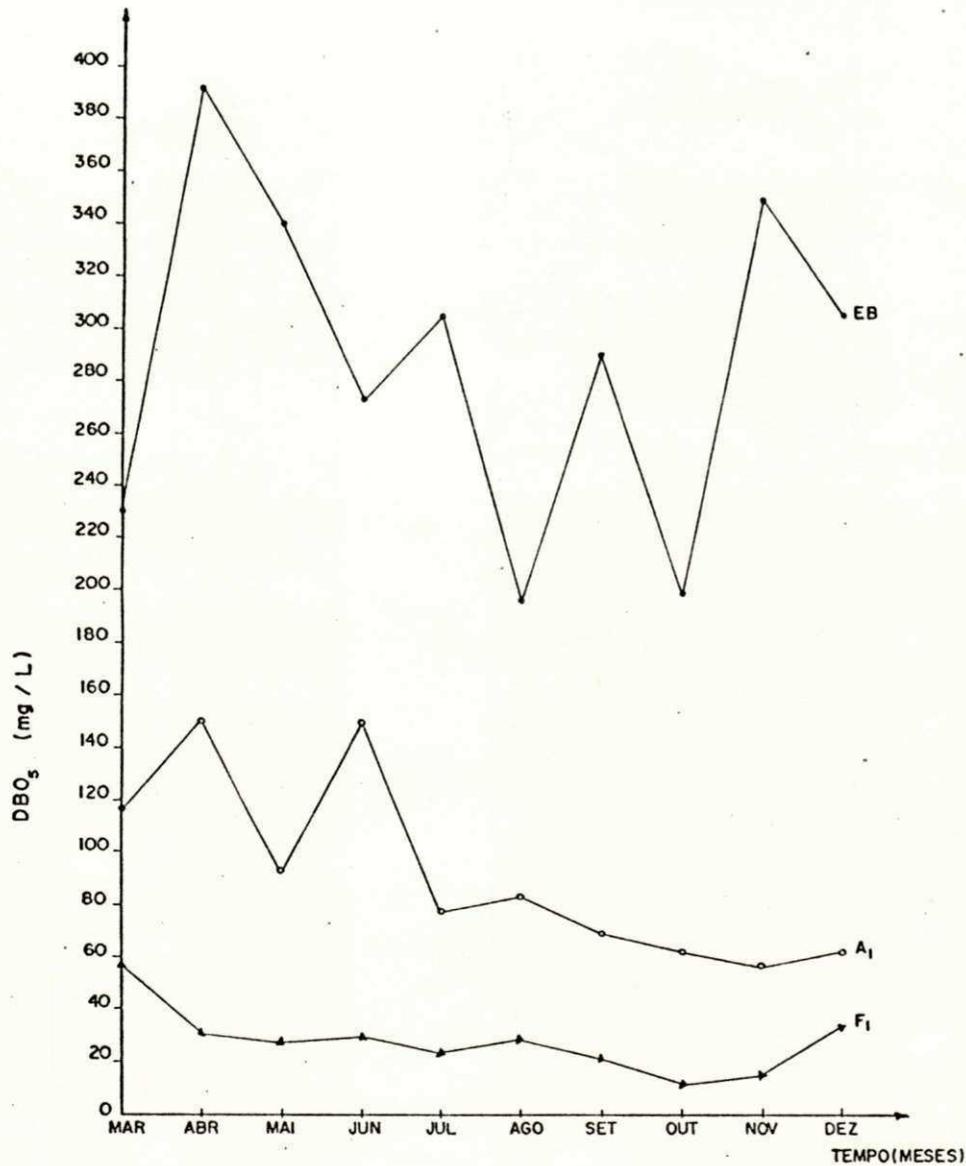


Figura 4.10 - Média mensal da concentração de DBO_5 no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (o) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.



Figura 4.11 - Média mensal da concentração de DQO no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (o) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

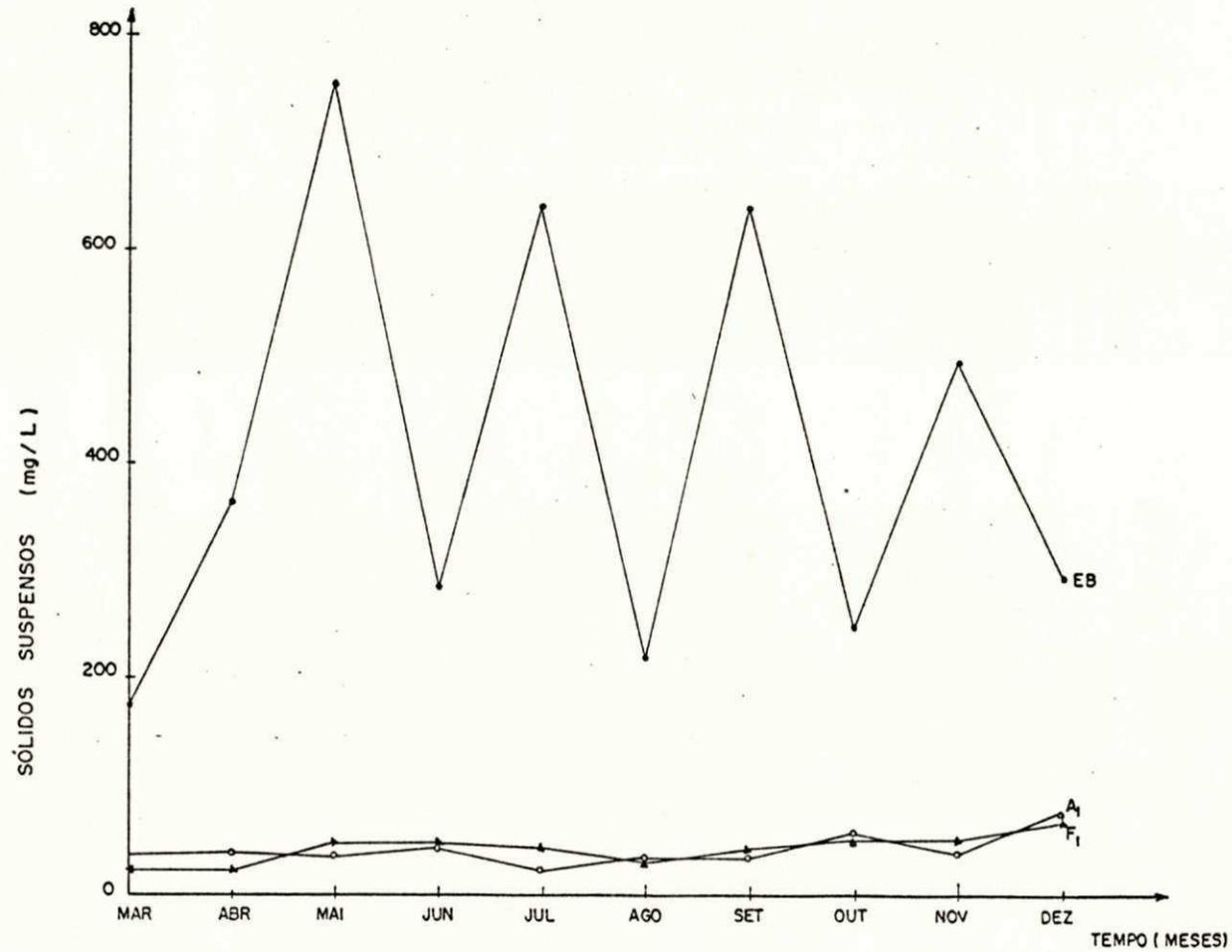


Figura 4.12 - Média mensal de Sólidos Suspensos no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (○) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

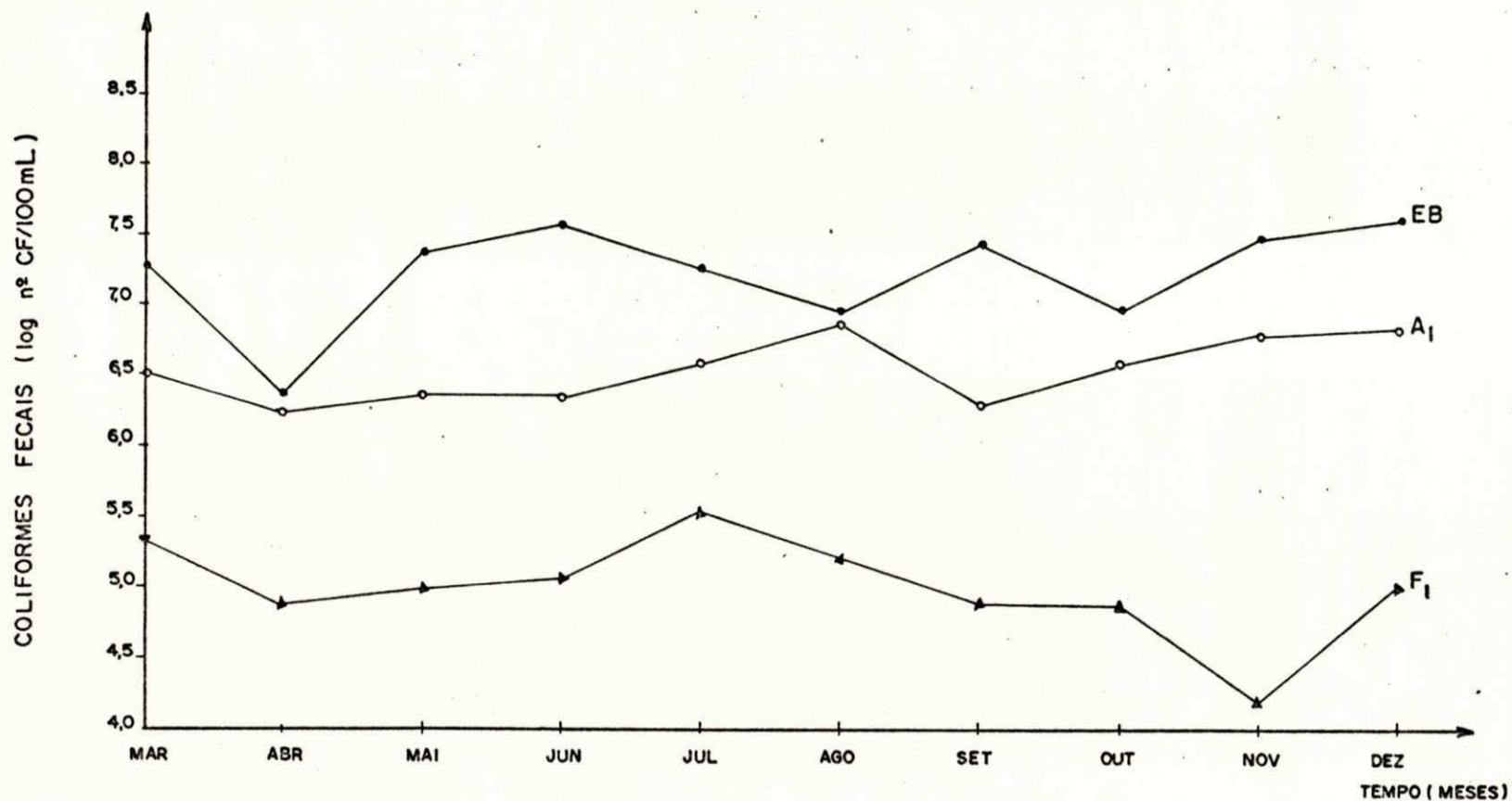


Figura 4.13 - Média mensal do número de coliformes fecais por 100mL no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (◦) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

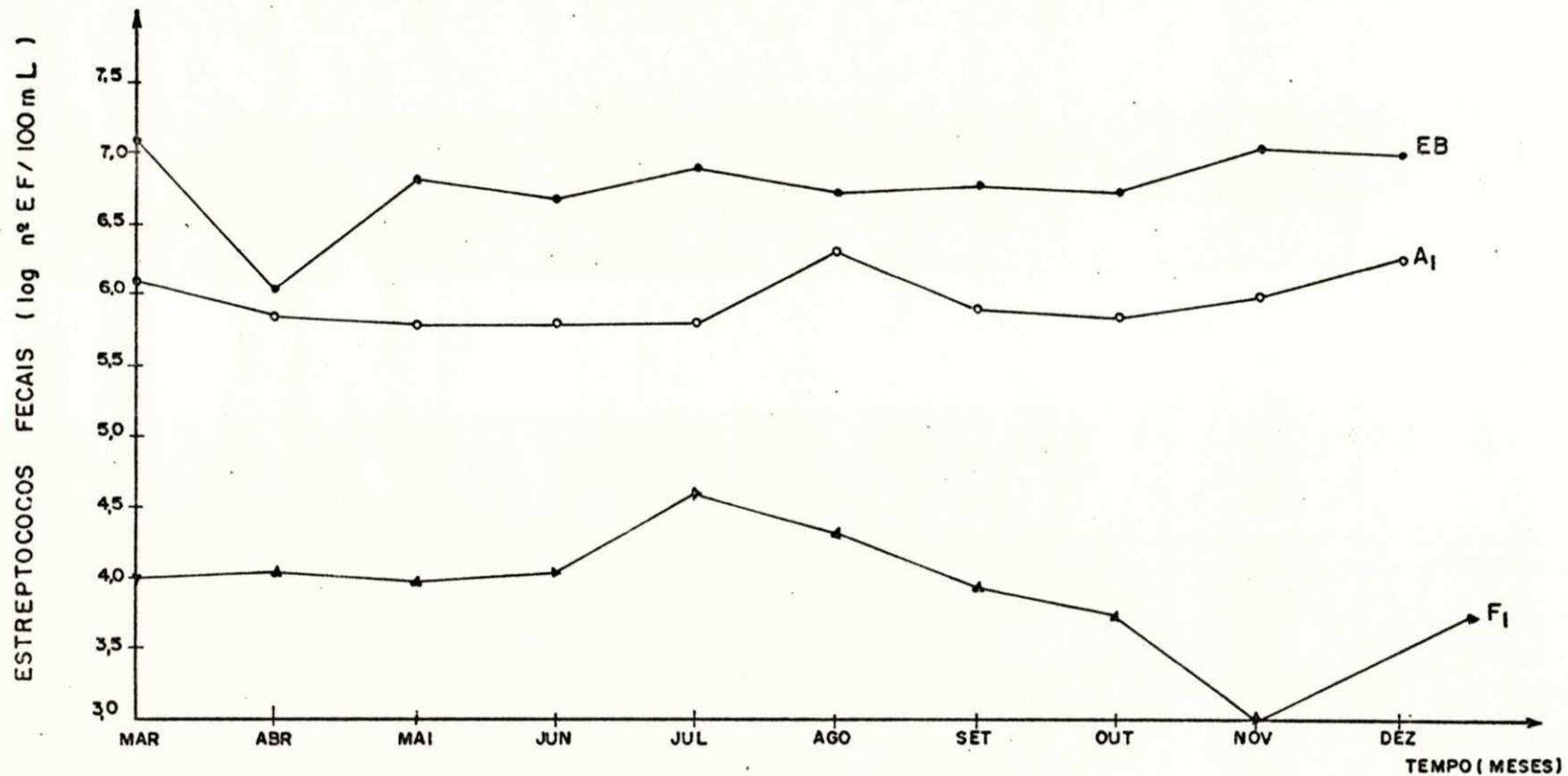


Figura 4.14 - Média mensal do número de estreptococos fecais por 100 ml no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (○) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

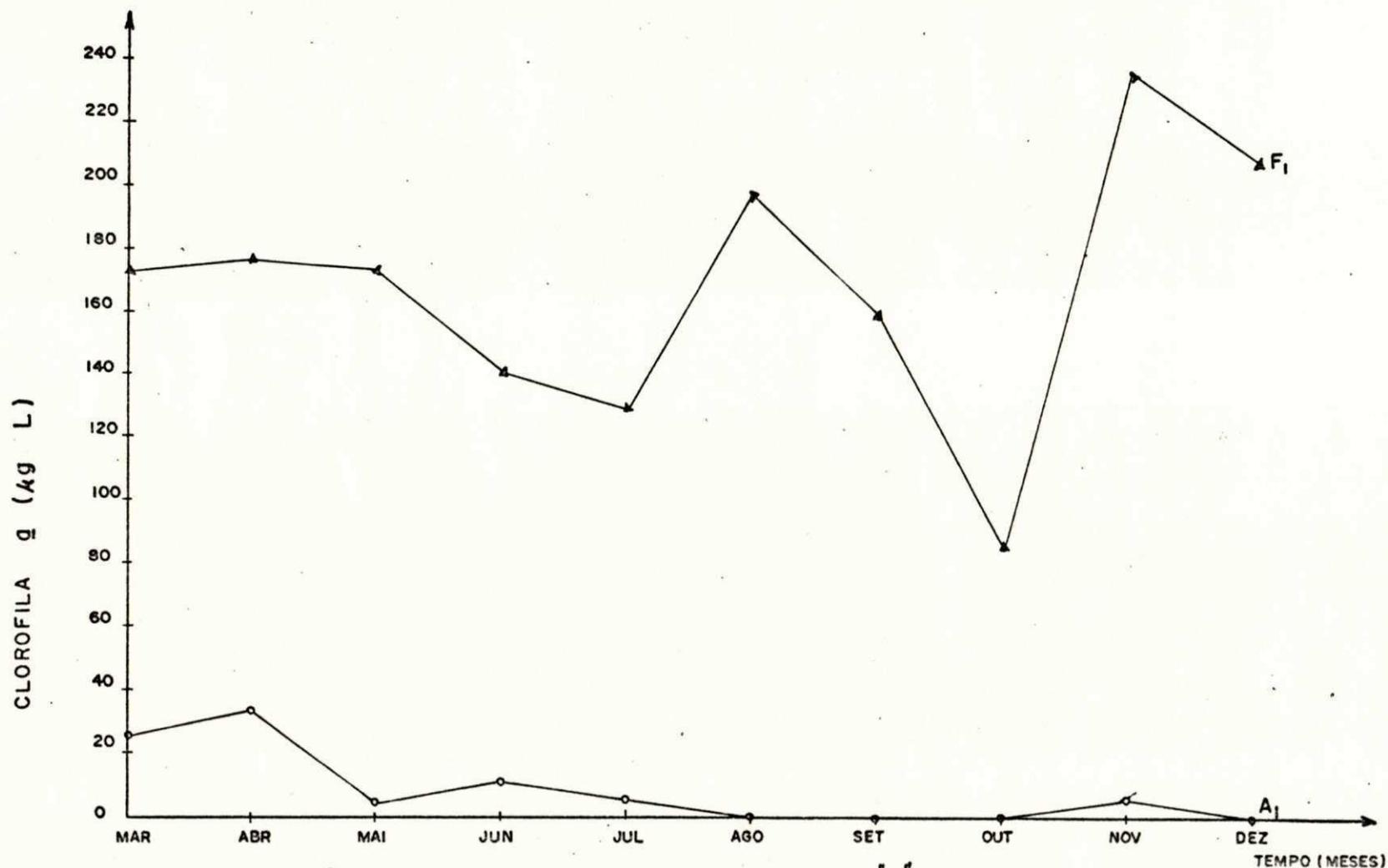


Figura 4.15 - Média mensal da concentração de clorofila "a" observada nos efluentes das lagoas anaeróbia (o) e facultativa (Δ) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março a dezembro de 1990.

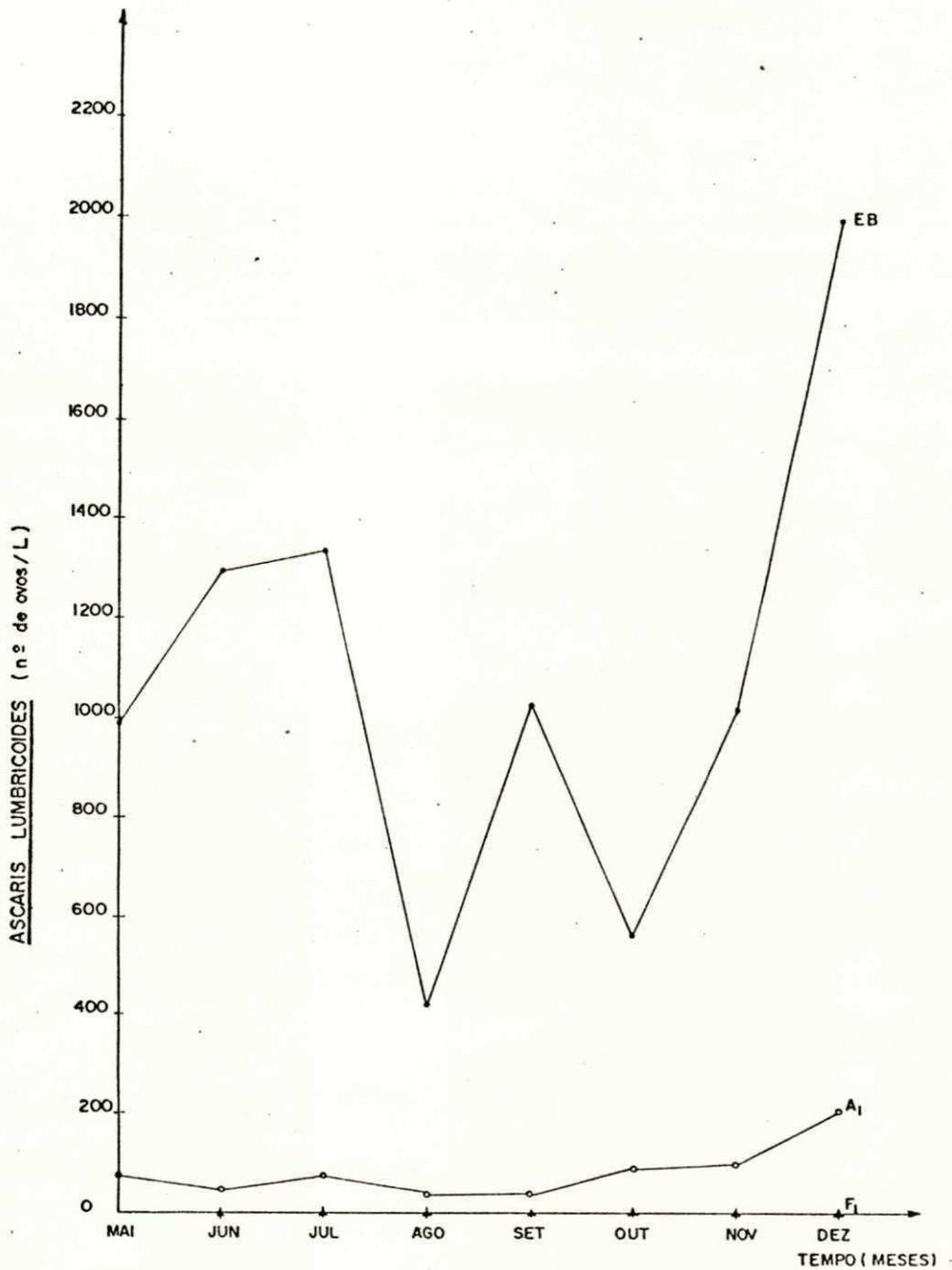


Figura 4.16 - Média mensal do número de ovos de *ascaris lumbricoides* no esgoto bruto (•) e efluentes das lagoas anaeróbia (○) e facultativa (▲) da ETE de Guarabira - Pb, no período de março à dezembro de 1990.

Quadro 4.1 - Frequência de aparecimento (porcentagens) e número total de gêneros de algas identificadas no efluente da lagoa anaeróbia (A₁) e facultativa (F₁), durante o período compreendido entre 27/03/90 e 19/12/90.

Reator	A ₁		F ₁	
DBO ₅ (mg/L)	92		29	
Frequência(%)	0	100	0	100
Cyanophyta				
<u>Oscillatoria</u>	-----		-----	
<u>Spirulina</u>	-----		-----	
Euglenophyta				
<u>Euglena</u>	-----		-----	
<u>Phacus</u>	-----		-----	
Chlorophyta				
<u>Ankistrodesmus</u>	-----		-----	
<u>Closterium</u>	-----		-----	
<u>Scenedesmus</u>	-----		-----	
<u>Coelastrum</u>	-----		-----	
<u>Chlorella</u>	-----		-----	
<u>Actinastrum</u>	-----		-----	
<u>Pandorina</u>	-----		-----	
<u>Pyrobotrys</u>	-----		-----	
<u>Oocystis</u>	-----		-----	
<u>Micractinium</u>	-----		-----	
<u>Chlamydomonas</u>	-----		-----	
<u>Dictyosphaerium</u>	-----		-----	
<u>Eudorina</u>	-----		-----	
<u>Tetraedron</u>	-----		-----	
Bacillariophyta				
<u>Navicula</u>	-----		-----	
<u>Stauroneis</u>	-----		-----	
<u>Melosira</u>	-----		-----	
Nº total de gêneros	14		20	

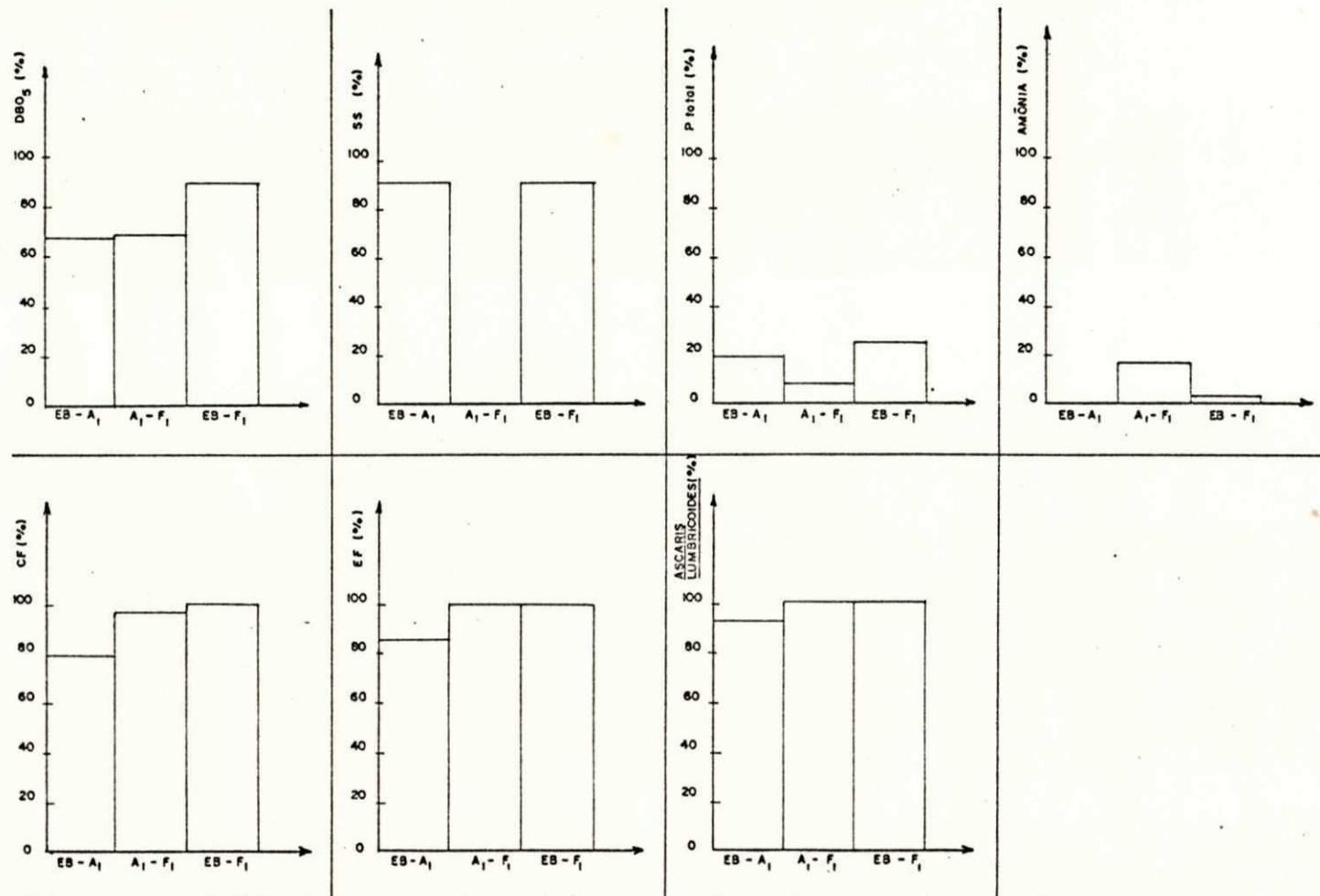


Figura 4.17 - Eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos da série de lagoas da ETE de Guarabira-Pb, no período entre 27/03/90 e 19/12/90.

5 DISCUSSÃO

Em sistemas de tratamento de esgotos empregando lagoas de estabilização a estimativa da vazão média afluente é de fundamental importância pois permite o cálculo das cargas orgânicas volumétricas e superficiais reais possibilitando também comparações mais significativas com os dados de projeto. Quando o sistema é alimentado por gravidade, a medição das vazões afluentes é bastante facilitada pelo uso de dispositivos tais como vertedouros e medidores Parshall. Todavia, quando a topografia de uma determinada localidade impede a alimentação por gravidade, como é o caso da ETE de Guarabira, estes tipos de dispositivos tornam-se inadequados. Conseqüentemente, a estimativa de vazões é mais trabalhosa, mas não impossível. A solução para a determinação da vazão média afluente da ETE de Guarabira foi baseada na medida sistemática do tempo de enchimento do poço da EE2, de volume conhecido. Essa determinação foi obtida com a realização de 14 perfis de 24 horas. Cada um desses experimentos permitiu o cálculo da vazão média diária e o conjunto dos mesmos, a estimativa da vazão média do período. Esses experimentos deveriam ser

levados a efeito ao longo de todo o período de alcance do projeto com o objetivo de acompanhar as modificações nas cargas orgânicas, à medida que novas ligações domiciliares forem implantadas. Este método, relativamente simples, pode ser aplicado em sistemas de alimentação intermitente, semelhantes ao de Guarabira. Através dessa metodologia foi possível observar que as cargas orgânicas $\lambda_v = 50 \text{ g DBO}_5 \text{ m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, aplicada à lagoa anaeróbia, e, $\lambda_s = 55 \text{ kg DBO}_5 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, na lagoa facultativa, correspondiam a cerca de 1/3 daquelas estabelecidas em projeto.

Em países tropicais, onde as condições de saneamento básico são escassas, as águas superficiais tais como córregos, rios, lagoas e estuários, que recebem os efluentes de estações de tratamento, são frequentemente utilizadas pelas populações ribeirinhas, para atividades como irrigação, banho, recreação, lavagem de roupa e dessedentação de animais. Portanto, para avaliar o impacto poluidor do efluente nos corpos receptores é necessário analisar o desempenho do sistema de tratamento não apenas em função dos parâmetros como DBO_5 e SS mas principalmente com base na remoção de indicadores microbiológicos, no comportamento dos

nutrientes, particularmente Nitrogênio e Fósforo e biomassa planctônica.

O sistema de lagoas de estabilização estudado se caracterizou por uma boa redução de DBO_5 e DQO, atribuída ao longo tempo de detenção, cerca de 42,3 dias, o qual propiciou uma adequada atividade microbiana na redução de compostos orgânicos afluentes. A DBO_5 média do efluente final do sistema foi de 29 mg/L. Grande parte deste material orgânico remanescente é devida à presença de algas que, segundo Mara et alii (1983), podem contribuir com até 65% da DBO_5 efluente. O valor da DBO_5 média efluente foi superior àquele (20 mg/L) recomendado no Reino Unido e inferior ao preconizado pela EPA nos Estados Unidos (30 mg/L) para descarga de efluentes de ETEs em rios (Bartone, 1986). Possivelmente no futuro quando aumentar o número de ligações domiciliares, o valor da DBO_5 efluente será alterado. Na série de lagoas a eficiência de remoção de DBO_5 foi de 90% sendo o reator anaeróbio aquele que propiciou a maior percentagem de redução (68%) devido ao processo físico de sedimentação e o efeito da digestão anaeróbica. A percentagem encontrada é compatível com a literatura especializada que aponta para lagoas

anaeróbias, remoções entre 40 e 70% (Pearson, 1987). A lagoa facultativa aumentou a eficiência global do sistema em 22% sendo esta percentagem compatível com lagoas de estabilização facultativas secundárias (de Oliveira et alii 1991).

A concentração média de sólidos suspensos de 44 mg/L no efluente final da série de lagoas, foi superior ao limite de 30 mg/L (Bartone, 1986) recomendado para o lançamento de efluentes de ETES, nos E.U.A. e U.K.. É importante ressaltar, no entanto que a maior parte dos sólidos suspensos em efluentes de lagoas é devida à presença de algas, sendo pois de natureza diferente dos sólidos de esgotos ou de sólidos de outros processos de tratamento conforme reconhecido pelos regulamentos da EPA - U.S.A. (Gloyne e Tischler, 1981). A lagoa anaeróbia removeu 90% dos sólidos suspensos do esgoto bruto, todavia, entre a lagoa anaeróbia e facultativa não houve redução e sim um aumento do material suspenso (-6,8%). Este fato foi atribuído à população de algas que se desenvolveu na massa líquida da lagoa facultativa, a qual pode contribuir com mais de 80% de sólidos suspensos presentes no efluente. (Mara et alii, 1983). Silva (1986), também observou numa série de

Trabalho
sobre al-
gas.

lagoas, o fenômeno de aumento da concentração de sólidos suspensos devido ao aparecimento de algas.

A série de lagoas não removeu de modo expressivo as formas de nitrogênio e fósforo analisadas. A concentração média de nitrato permaneceu praticamente constante por todo o período, com os valores médios afluente de 0,51 mg N/L e efluente de 0,57 mg N/L, demonstrando que o processo de nitrificação não ocorre de modo consistente em lagoas de estabilização. A pequena diminuição, de 7 mg N-NH₃ /L, entre o efluente da lagoa anaeróbia e a lagoa facultativa, pode estar associada à sua assimilação pela biomassa de algas (Ferrara e Avci, 1982). Os resultados sugerem que houve afinidade metabólica dos gêneros de algas presentes, com nitrogênio amoniacal (Round, 1973). O fósforo se apresenta na natureza sob formas muito diversas, sendo abundantes os ortofosfatos solúveis, os fosfatos condensados (piro, meta e polifosfatos inorgânicos) e o fósforo orgânico. Por sua vez o fósforo orgânico forma parte da biomassa de organismos autótrofos e heterótrofos. Embora a população fitoplanctônica presente na massa líquida da lagoa fosse reduzida, ela foi a responsável pela pequena diminuição (1,1 mg

P/L) de ortofosfato solúvel. Este ao ser incorporado na biomassa teve sua concentração diminuída no meio aquático.

A pequena diminuição de fósforo total (0,42 mg/L) observada entre as lagoas A₁ e F₁ pode ser atribuída à sedimentação de material particulado inorgânico e orgânico. Por outro lado, o efluente final (de F₁) de 8 horas não necessariamente contém toda a biota que contribui para o fósforo total já que numerosos organismos heterótrofos se localizam em camadas inferiores, abaixo daquela que é descarregada como efluente do sistema.

A eliminação de microrganismos patogênicos em sistemas de lagoas de estabilização é avaliada através da redução de bactérias indicadoras. No presente trabalho foram utilizados os coliformes fecais e os estreptococos fecais. Tais grupos de bactérias foram reduzidos em 99,42% e 99,86% respectivamente, aproximando-se aos valores obtidos por Shimada *et alii* (1986), e típicos para lagoas facultativas. A redução observada ao longo do sistema foi causada por um conjunto de fenômenos físicos, químicos e biológicos que ocorrem de forma natural e podem atuar isolada ou

simultaneamente . Na lagoa anaeróbia a remoção de bactérias se dá principalmente por sedimentação, restringindo-se, no entanto, a remoção a percentagens em torno de 90% (Soares, 1985, de Oliveira, 1990 e de Oliveira et alii 1991). Já na lagoa facultativa, diferentes autores divergem quanto ao fator predominante na redução bacteriana. Contudo, atualmente se pode dizer que fatores tais como pH elevado, níveis elevados de oxigênio, ação da luz solar, presença de predadores e de bacteriófagos, assim como presença de substâncias tóxicas eliminadas por algas (ver Capítulo 2), ocorrem em lagoas de estabilização podendo atuar de forma simultânea e seus efeitos sobre a população bacteriana serão maiores ou mais eficientes com tempos de detenção adequados. Muito embora o tempo de detenção tenha sido alto, as concentrações efluentes encontradas estão muito além da exigida pela OMS (1000 CF/ 100 mL) para que o efluente seja reutilizado na irrigação irrestrita. Por outro lado, deve-se considerar que o lançamento de efluentes de lagoas de estabilização em corpos receptores compromete a qualidade microbiológica das águas, que na sua maioria são utilizadas, a jusante, para os mais variados fins. Desta forma, efluentes com

altos teores de coliformes fecais e estreptococos fecais, como aqueles lançados pela ETE de Guarabira ($9,9 \times 10^4$ CF/100 mL e $8,6 \times 10^3$ EF/100 mL), contribuem para a manutenção do ciclo endêmico de numerosas doenças de veiculação hídrica típicas da região do brejo paraibano. A melhoria da qualidade bacteriológica do efluente final, para que sua descarga no meio ambiente não represente riscos à saúde poderia ser alcançada, com a incorporação ao sistema de tratamento, de uma lagoa de maturação.

A série de lagoas de estabilização também foi eficaz na remoção de ovos de Ascaris lumbricoides, sendo o reator anaeróbio o que apresentou maior eficiência (99,75%). O efluente final não continha ovos desse helminto e este desempenho está associado ao tempo de detenção hidráulica total de 42,3 dias. Altas percentagens de remoção de Ascaris sp (99 e 100%) também foram observadas por Mara & Silva (1986) com a utilização de um reator anaeróbio seguido por um facultativo, com um tempo de detenção total de 18,9 dias. A recomendação de Feachem et alii (1983) sobre o uso de uma série de três lagoas com tempo de detenção hidráulica total de 20 dias, com vistas à remoção de ovos de helmintos é

bastante correta já que a utilização de um maior número de unidades para um mesmo tempo de detenção tende a melhorar a eficiência hidráulica do sistema. Na situação atual o tempo de detenção hidráulica da série de Guarabira excede o recomendável mas será modificado ao longo da operação do sistema, podendo diminuir a eficiência de remoção de ovos de helmintos.

A elevada concentração de nitrogênio amoniacal observada no efluente da lagoa facultativa, cujo valor médio foi de 35,8 mg/L, pode ter sido tóxica à população de algas presente no reator, sendo isto evidenciado pela baixa biomassa estimada (168 µg/L). Os estudos de Abeliovich & Azov (1976), sobre os efeitos tóxicos de amônia em algas mostraram que concentrações de até 28 mg N-NH₃/L, num pH de 8.0, inibiram a fotossíntese e o crescimento da Scenedesmus obliquus, uma alga verde do mesmo phylum dos gêneros que predominaram na lagoa facultativa do sistema de Guarabira. O efeito tóxico das concentrações de amônia observadas em F₁, não foram necessariamente pronunciados para inibir o completo desenvolvimento de gêneros não flagelados, uma vez que o pH predominante na lagoa não atingiu o valor de 8,0 considerado crítico.

Segundo Warren (1962), a toxicidade de amônia pode ser diminuída através de processos metabólicos nos quais este composto é assimilado como fonte de nitrogênio, e transformado em aminoácidos como glutamina e asparagina. Este fenômeno tem sido observado em diversos ambientes aquáticos, e pode ter ocorrido no fitoplancton da lagoa facultativa.

Em lagoas de estabilização existe uma estreita relação entre a diversidade dos gêneros de algas presentes e a carga orgânica aplicada, ou seja, quanto maior for a concentração de matéria orgânica menor será o número de gêneros capazes de suportar tais condições ambientais. No caso do reator anaeróbio de Guarabira, somente os gêneros Oscillatoria, Euglena, Chlamydomonas, e Navicula tiveram uma alta freqüência de aparecimento. Esses gêneros são típicos de ambientes com elevadas concentrações de matéria orgânica e sua presença está de acordo com o trabalho de Palmer (1969), onde tais algas, estão entre as sete primeiras numa lista de 60 gêneros mais resistentes à poluição orgânica.

À medida que ocorre a estabilização da matéria orgânica expressa pela diminuição da demanda de oxigênio, ocorre um aumento na diversidade de algas o

qual é geralmente representado pelo aparecimento de gêneros não flagelados. Este fenômeno ocorreu na lagoa facultativa e a maior diversidade foi representada pelos gêneros Oscillatoria, Euglena, Phacus, Ankistrodesmus, Closterium, Scenedesmus, Coelastrum, Chorella, Actinastrum, Pandorina, Pyrobotrys, Oocystis, Micractinium, Chamydomonas, Navícula, e Stauroneis que estiveram presentes em mais de 50% das amostras. Estes mesmos gêneros (exceto Oscillatoria, Pandorina e Stauroneis) caracterizaram o fitoplâncton na lagoa de maturação, cuja carga orgânica superficial era de 83 Kg DBO₅ ha⁻¹ dia⁻¹ e com uma DBO₅ efluente de 25 mg/L estudada por König (1984).

A lagoa facultativa de Guarabira tinha então uma ficoflórula típica de uma lagoa de maturação, uma vez que , a DBO₅ do efluente final era de 29 mg/L e sua carga orgânica superficial de 55 kg DBO₅ ha⁻¹ dia⁻¹. representando somente 1/3 (um terço) daquela definida em projeto. Então é esperado que com o aumento gradual de ligações domiciliares de esgotamento sanitário, haja uma redução do número de gêneros presentes e a substituição dos gêneros não flagelados pelos flagelados.

A presença de algas e sua diversidade em lagoas

de estabilização são uma resposta às condições físico-químicas oferecidas pelo ambiente aquático. É preciso reforçar que a identificação microscópica dos gêneros presentes deve ser adotada como um procedimento rotineiro no monitoramento de lagoas de estabilização. Esta análise permite averiguar o grau de diversidade do fitoplâncton nos reatores e dar indicações seguras sobre o tipo de lagoa e sua carga orgânica. Desta forma as algas passam a funcionar como indicadoras do grau de tratamento alcançado em cada reator. Este método analítico é simples e permite uma avaliação rápida e barata do desempenho do reator, quando comparado a um teste de DBO_5 ou coliformes fecais.

6 CONCLUSÕES

1 - O efluente final da série de lagoas, apresentou uma DBO_5 de 29 mg/L, compatível com o padrão recomendado para descargas em rios (20 - 30mg/L).

2 - O sistema estudado apresentou eficiência em torno de 90% na remoção de sólidos suspensos estando a concentração média de 44mg/L do efluente um pouco acima do padrão (30mg/L) exigido para o lançamento em rios.

3 - Não houve remoção expressiva nas formas de nitrogênio e fósforo, possibilitando a eutrofização do corpo d'água receptor deste efluente.

4 - A série de lagoas mostrou remoção de coliformes fecais (99,42%) e estreptococos fecais (99,85%) compatíveis com os tipos de reatores que a compõem. No entanto o efluente final continha elevadas concentrações ($9,9 \times 10^4$ CF/100mL e $8,6 \times 10^3$ EF/100mL), muito além do padrão exigido pela OMS (1000/100mL), caso o efluente seja destinado à irrigação irrestrita. A melhoria da qualidade bacteriológica poderia ser alcançada através da incorporação de lagoas de maturação.

5 - A série de lagoas com tempo de detenção

hidráulica total de 42,3 dias foi eficiente na remoção de Ascaris lumbricóides e o efluente final não continha ovos deste helminto.

6 - Na lagoa facultativa a biomassa de algas expressa como clorofila a foi reduzida (168,4µg/L), devido possivelmente às elevadas concentrações médias de nitrogênio amoniacal (35,8mg N/L), tóxico à população fitoplanctônica.

7 - Ao longo da série houve uma relação inversa entre o número de gêneros identificados e a carga orgânica dos reatores, com a identificação de 14 e 20 gêneros nos efluentes das lagoa anaeróbia e facultativa respectivamente. A lagoa facultativa, cuja DBO₅ efluente era de 29mg/L continha uma ficoflórula típica de lagoa de maturação com a predominância de algas não flageladas do Phylum Chlorophyta.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. & AZOV, Y. (1976) Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Appl. Environ. Microbiol, 31(6), pp801-806.
- APHA - American Public Health Association. (1985). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 16th ed. Washington, D.C: American Public Health Association. 1267p.
- 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.
- AYRES, R.M., LEE, D., and MARA, D. D. (1989). The enumeration of human intestinal nematode eggs in raw and treated wastewater. Leeds: Department of Civil Engineering, The University of Leeds.
- BARTONE, C. R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents. Seminário Regional de Investigacion sobre Lagunas de Estabilizacion, CEPIS, Lima - Peru.
- BRADLEY, R. M. & da SILVA, M. O. S. A. (1976).

- Stabilisation lagoons including experience in Brazil.
Effluent and Water Treatment Journal. Janeiro/77.
pp21-29.
- BRANCO, S. M. (1978). Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. 2^a ed. São Paulo: CETESB. 680p.
- CADWELL, D. H. (1946). Sewage oxidation ponds, performance operation and design. Sew. Works, 18, pp433-458.
- CEBALLOS, B. S. O. de (1990). Microbiologia Sanitária. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. (Ed. Sérgio Rolim Mendonça). João Pessoa: Editora Universitária, UFPB, pp89-150.
- de OLIVEIRA, R. (1983). Contribuição ao estudo de tanques sépticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 237p.
- de OLIVEIRA, R. (1990). The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. PhD Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds. Inglaterra. 231p.
- de OLIVEIRA R.; SILVA, S. A.; MARA, D. D. (1991). Lagoas de estabilização profundas I: Remoção de Coliformes Fecais. XVI Congresso da ABES, Goiânia - GO. V 2,

Tomo 1, pp342-355.

DINGES, R. (1982). Natural systems for water pollution control. Van Nostrand Reinhold Company. 252p.

DIXO, N. G. H. (1990). Remoção de organismos patogênicos do efluente de um digestor anaeróbio, através de lagoas de estabilização. Dissertação de Mestrado - UFPB, Campina Grande - 133p..pa

ELLIS, K. V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. CRC Crit. Rev. Environ. Control, 13, pp60-102.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H. & MARA D. D. (1983). Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester: John Wiley & Sons. 501p.

FERRARA, R. A. & AVCI, C. B. (1982). Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. J. Water Pollut Control Fed. 54 (4), pp361-369.

GLOYNA, E. F. & HERMAN, E. R. (1956). Some design considerations for oxidation ponds. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 82, pp1047-1 to 1047-20.

GLOYNA, E. F. (1971). Waste stabilization ponds. Monogr. Ser. n^o60, Geneva: W.H.O.

GLOYNA, E. F. & TISCHLER, L. F. (1981). Recommendation

- for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. J. Water Pollut. Control Fed. 53 (11), pp. 1559-1563.
- GRAY, H.F. (1940). Sewerage in ancient and mediaeval times. Sew. Works J. 12, 939-946.
- GRAY, E. A. (1975). Survival of Escherichia coli in stream water in relation to carbon dioxide and plant photosynthesis. J. Appl. Bact., 39, pp47-54.
- GUIMARÃES, J. R. L. (1986). Caracterização de lagoas profundas - Lagoas Facultativas Primárias. Dissertação de mestrado - UFPB, Campina Grande, 122p.
- HAMMER, M. J. (1979). Sistemas de abastecimento de água e esgotos. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. 561p.
- HERMANN, E. R. (1962). Stabilization ponds as a nitrate reducing reator. J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng., 88. pp1-20.
- JEZIALIC, A. (1971). Oxidation ponds and lagoons. In: Water Pollution Disposal and Reuse. vol.1. New York: Marcel Dekker Inc. p225-246.
- JONES, J. G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. Ambleside: Freshwater Biological Association

Scientific Publication (39).

KONIG, A., PEARSON, H. W., SILVA, S.A. (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. Water Science and Technology. 19 (12), pp 115-122.

KONIG, A. (1984). Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. Tese de Doutoramento. Liverpool- Inglaterra. 175p.

LUDWIG, H. F., OSWALD, W. J., GOTAAS, H. B. & LYNCH, V. (1951). Algae symbioses in oxidation ponds. I. Growth characteristics of Euglena gracilis culture in sewage. Sewage Ind. Wastes, 23, pp1337-1355.

MARA, D. D. (1976). Sewage treatment in hot climates. Chichester: John Wiley & Sons Ltd. 168p.

MARA, D. D., PEARSON, H. W. AND SILVA, S. A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-coast urban applications. World Water 6. p20-24.

MARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environments waste stabilization ponds. In: Biotechnology - A comprehensive treatise, Vol 8, Chapter 4. (Ed H. J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft. p177-206.

MARA, D. D. & SILVA, S. A. (1986). Removal of intestinal

- nematode eggs in tropical waste stabilization ponds. Journal of Tropical Medicine and Hygiene, 89 (2), pp71-74.
- MARAIS, G. V. R. (1966). New factors in the design, operation and performance of waste stabilization ponds. Bull. WHO, 34.
- MARAIS, G. V. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng., 100, (EE₁), pp119-139.
- MANGELSON, K. A. & WATTERS, G. Z. (1972). Treatment efficiency of waste stabilization ponds. J. Sanit. Eng. Div: Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 98, pp407-425.
- METCALF & EDDY (1972). Wastewater engineering: collection, treatment, disposal. New York: Mc Graw-Hill Book Company. 837p.
- MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTEES, G. Z.; REED, S. C. & GEORGE, D. B. (1982). Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading. New York: MacMillan Publishing Co., Inc.
- MOELLER, J. R. & CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. J. Water Pollut. Control Fed., 52, pp2442-2449.

- MUNAWAR, N. (1970). Limnological studies on freshwater ponds of Hyderabad - India II. The biocenose distribution of unicelular and colonial phytoplankton in polluted and unpolluted environments. Hydrobiol., 36, pp105-128.
- ORAGUI, J. I., 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), pp569-573.
- PACHECO, E. J., PESSOA, C. A. (1982). Tratamento de esgotos domésticos. vol. 1, 2^a ed. Rio de Janeiro: ABES. 528p.
- PALMER, C. M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. J. Phycol., 5, pp78-82.
- PARHAD, N. M. & RAO, N. U. (1974). Effect of pH on survival of E. coli. J. Water Pollut. Control Fed., 46, pp980-986..pa
- PATIL, H.S., DODAKUNDI, G. B. & RODGI, S. S. (1975). Succession in zoo and phytoplankton in a sewage stabilization pond. Hidrobiol., 47, pp253-264.
- PEARSON, H.W., MARA, D. D. & SILVA, S. A. (1979). Produção de oxigênio através da ação fotosintética de

algas em diferentes sistemas de lagoas de estabilização no Nordeste do Brasil. Congresso da ABES - Manaus-AM.

PEARSON, H. W. & SILVA, S. A. (1979). Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. Congresso da ABES - Manaus- AM.

PEARSON, H. W. & KONIG, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. Seminário Regional de Investigacion Sobre Lagunas de Estabilizacion. CEPIS, Lima - Peru, 3-7 Marzo.

PEARSON, H. W. (1986). Estimation of chlorophyll a as a measure of algal biomass in waste stabilization ponds. Regional Seminar on Waste Stabilization Ponds. Research. CEPIS, Lima - Peru.

PEARSON, H. W., MARA, D. D., MILLS, S. & SMALLMAN, D. J. (1987b). Factors determining algal population in waste stabilization ponds and the influence of algal on pond performance. Water Science and Technology, 19 (12), pp131-140..pa

PEARSON, H. W., MARA, D. D., BARTONE, C. R. (1987a). Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond

- systems. Water Res., 21, pp1067-1075.
- PEARSON, H. W. (1987). Application of algae in sewage treatment processes, In: Microbial technology in the developing world (Ed. E. J. da Silva and others). pp260-288. Oxford: Oxford University Press.
- PERES, C. S. (1982). Microbiologia da digestão anaeróbia. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S/A - IPT. V Simpósio Nacional de Fermentação. Viçosa, MG.
- PESSOA, C. A. & JORDÃO, E. P. (1975) Tratamento de Esgotos Domésticos. Vol. 1, 2^a edição - Rio de Janeiro: ABES., 536p.
- QUANO, E. A. R. (1983). Principles of wastewater treatment. Vol 1. Biological Processes. Manila: Philippines. National Science Development Board. 314p.
- RAI, H. (Ed.) (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods Archiv. Hydrobiologie Beih Ergebn. Limnol., 14, 1-106.
- REED. S. C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. J. Water Pollut. Control Fed., 57 (1), pp39-45.

- ROUND, F. E. (1973). The biology of algae. Edward Arnold Limited London. 278p.
- SENA, O. L. S. (1967). Lagoas de estabilização, início do seu uso no Brasil e a nova agricultura das algas. Revista de Engenharia Sanitária. Ano 6, N° 1.
- SHIMADA, P.; BIDONE, F. R. A.; FILHO, M. A. (1986). Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico na região Centro-Oeste. Revista DAE, 47 (150), pp286-294.
- SILVA, S. A. & MARA, D. D. (1979). Tratamentos biológicos de águas residuárias. Lagoas de Estabilização - Rio de Janeiro: ABES. 140p.
- SILVA, S. A. (1982). On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil. PhD Thesis. Department of Engineering and Applied Science. University of Dundee. Escócia. 203p.
- SILVA, S. A. (1986). Avaliação preliminar de um sistema profundo de lagoas de estabilização em série tratando esgotos domésticos. Anais do II Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental - II SILUBESA. Salvador - BA.
- SOARES, J. (1985). Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em

- série. Dissertação de Mestrado - UFPb, Campina Grande. 65p.
- TABATA, K. (1962). Toxicity of ammonia to aquatic animals with reference to the effect of pH and carbon dioxide. Bull. Tokal Reg. Fish Res. Lab., 34, pp67-74.
- TOWNE, W. W. & DAVIS, W. H. (1957). Sewage treatment by raw sewage stabilization ponds. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng., 83, pp1377-1 to 1377-11.
- VAN HAANDEL, A. C. & LETINGA, G. (1991). Anaerobic sewage treatment in hot climates. (no prelo).
- WARREN K. S. (1962). Ammonia Toxicity and pH. Nature, Vol. 195, pp47-49.
- WHO (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series 778 Geneva: WHO.