

REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGENICOS DO  
EFLUENTE DE UM DIGESTOR ANAERÓBIO,  
ATRAVES DE LAGDAS DE ESTABILIZAÇÃO

NORMA GERALDI HIDALGO DIXO

REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGENICOS DO  
EFLUENTE DE UM DIGESTOR ANAERÓBIO,  
ATRAVÉS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL - Ph.D.

Orientador

PAULA FRASSINETTI CAVALCANTI CATUNDA - M.Sc.

Co-orientador

CAMPINA GRANDE - PB

1990



D619r      Dixo, Norma Geraldi Hidalgo  
Remocao de organismos patogenicos do efluente de um  
digestor anaerobio atraves de lagoas de estabilizacao /  
Norma Geraldi Hidalgo Dixo. - Campina Grande, 1990.  
113 f. : il.

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

1. Digestor Anaerobio - 2. Lagoas de Estabilizacao - 3.  
Agua - 4. Dissertacao I. Haandel, Adrianus Cornelius Van,  
Dr. II. Catunda, Paula Frassinetti Cavalcanti, M.Sc. III.  
Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB) IV.  
Titulo

CDU 628.336.5.098.4(043)

## AGRADECIMENTOS

Aos professores Adrianus C. van Haandel e Paula Frassinetti C. Catunda por toda orientação e pelo constante apoio durante a pesquisa.

Um muito obrigada ao Martin Gambrill, pelo companheirismo, pela força e ajuda com as discussões e sugestões sobre o trabalho.

Ao "Tonzinho" Curtis, Rachel Ayres, às professoras Annemarie König e Beatriz Ceballos, pelas colaborações e incentivos durante a pesquisa.

Mais agradecimentos para Valmária de Oliveira (o "meu braço direito do laboratório"), Eliane Florentino e Hélio Felipe Melo.

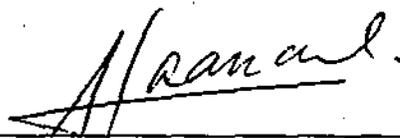
Aos meus pais e à Ivanilde de Oliveira, minha amiga e companheira de mestrado.

A COSAMA - Companhia de Saneamento do Amazonas - e a CAPES pelo suporte financeiro durante a realização do curso.

REMOÇÃO DE ORGANISMOS PATOGÊNICOS DO EFLUENTE DE UM DIGESTOR  
ANAERÓBIO, ATRAVÉS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

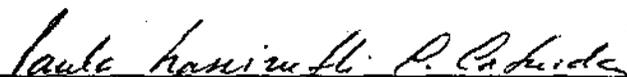
NORMA GERALDI HIDALGO DIXO

DISSERTAÇÃO APROVADA EM



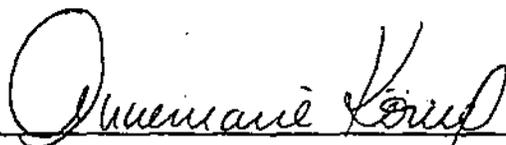
---

ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL - Ph.D  
(Orientador)



---

PAULA FRASSINETI CAVALCANTI CATUNDA - MSc  
(Co-Orientadora)



---

ANNEMARIE KÖNIG - Ph.D  
(Examinador Interno)



---

CELSO LUIZ PIATTI NETO - MSc  
(Examinador Externo)

CAMPINA GRANDE - PB.

1990

## R E S U M O

No presente trabalho avaliou-se o pós-tratamento do efluente de um digestor anaeróbico de fluxo ascendente (DAFA) que trata o esgoto doméstico do bairro do Pedregal, localizado na cidade de Campina Grande. O pós-tratamento foi feito em uma série de lagoas de estabilização rasas em escala-piloto, sendo uma facultativa (F1), seguida por três de maturação (M1, M2 e M3), e teve como principal objetivo a remoção de organismos patogênicos para o reuso do efluente final na irrigação irrestrita. O esgoto bruto tinha uma concentração média de aproximadamente  $2,8 \times 10^7$  coliformes fecais por 100 ml e 16.800 ovos de helmintos intestinais por litro. O DAFA removeu cerca de 67% dos coliformes fecais e 90% dos ovos de helmintos, cujas concentrações médias finais foram de  $9,2 \times 10^6/100$  ml e 1.750/l, respectivamente. A série de lagoas que recebia o efluente do DAFA, funcionou com um tempo de detenção hidráulica total de 20 dias e produziu um efluente final compatível com os padrões microbiológicos recomendados pela Organização Mundial de Saúde para o seu reuso na irrigação irrestrita. Altos valores de pH foram obtidos nas duas últimas lagoas, principalmente em M3, cujo valor chegava a 10 durante o dia. Foi observada uma correlação inversa entre pH e coliformes fecais. A série de lagoas removia cerca de 85% do nitrogênio amoniacal presente no efluente do DAFA. Em termos de remoção de DBO, DQO e

sólidos suspensos, as lagoas não se mostraram eficientes devido à grande biomassa de algas que saia no efluente.

## A B S T R A C T

The work herein evaluates the post-treatment of an upward flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. The anaerobic digester treats the raw domestic wastewater of the Pedregal district in the city of Campina Grande, northeast Brazil. The post-treatment was carried out in a series of pilot-scale, shallow waste stabilization ponds, comprising a facultative pond (F<sub>1</sub>) followed by three maturation ponds (M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>). The main objective of the post-treatment lagoons was the removal of pathogenic organisms to enable reuse of the final effluent in unrestricted irrigation. The raw wastewater contained on average  $2.80 \times 10^7$  faecal coliforms per 100 ml and 16800 intestinal helminth eggs per litre. The UASB reactor removed approximately 67% of faecal coliforms and 90% of helminth eggs, resulting in a mean concentration of  $9.20 \times 10^6$  per 100 ml and 1750 per litre respectively. The series of ponds that received the UASB effluent had an overall hydraulic retention time of 20 days, and produced a final effluent within the World Health Organization recommended microbiological guidelines for reuse in unrestricted irrigation. High pH values were obtained in the last two lagoons, principally M<sub>3</sub>, where values of pH 10 were reached during the daylight hours. A negative correlation was observed between pH and faecal coliform removal in each of the pond effluents. The series

also achieved an overall reduction of approximately 85% of the ammonical-nitrogen from the effluent of the UASB reactor. However, the series of lagoons was not efficient in removing BOD, COD nor suspended solids, and this was attributed to the large algal biomass in the effluent.

## ÍNDICE

	Página
AGRADECIMENTO . . . . .	ii
FOLHA DE APROVAÇÃO . . . . .	iii
RESUMO . . . . .	iv
ABSTRACT . . . . .	vi
CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO . . . . .	1
CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA . . . . .	5
2.1 - Processos de Decomposição . . . . .	5
2.2 - Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente (DAFA) . . . . .	6
2.3 - Lagoas de Estabilização . . . . .	8
2.3.1 - Lagoas Anaeróbias . . . . .	8
2.3.2 - Lagoas Facultativas . . . . .	9
2.3.3 - Lagoas de Maturação . . . . .	12
2.3.4 - Lagoas em Série . . . . .	12
2.4 - Doenças Relacionadas com Esgoto Doméstico . . . . .	13
2.5 - Sobrevivência de Patógenos no Esgoto Doméstico . . . . .	21
2.6 - Transmissão de Patógenos Devido à Contaminação da água . . . . .	23
2.7 - Controle de Qualidade de Águas e de Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgoto . . . . .	24
2.8 - O Uso de Esgotos Domésticos Na Agricultura . . . . .	25
2.8.1 - Transmissão de Patógenos Devido à Contaminação do Solo de Cultura . . . . .	25

2.8.2 - Riscos de Saúde . . . . .	26
2.8.3 - Padrões de Qualidade . . . . .	30
2.8.4 - Tratamento de Esgotos . . . . .	32
2.9 - Remoção de Coliformes Fecais e Helminthos em Digestores . . . . .	34
2.10 - Remoção de Coliformes Fecais e Helminthos em Lagoas de Estabilização . . . . .	34
CAPÍTULO III - MATERIAIS E MÉTODOS . . . . .	40
3.1 - Descrição do Sistema Estudado . . . . .	40
3.1.1 - Tratamento Preliminar . . . . .	40
3.1.2 - Tratamento Primário - DAFA . . . . .	41
3.1.3 - Lagoas de Estabilização . . . . .	43
3.2 - Sistema de Alimentação . . . . .	44
3.3 - Metodologia . . . . .	45
3.3.1 - Amostragem . . . . .	46
3.4 - Procedimentos Analíticos . . . . .	46
3.4.1 - Temperatura . . . . .	46
3.4.2 - pH . . . . .	47
3.4.3 - Oxigênio Dissolvido (OD) . . . . .	47
3.4.4 - Alcalinidade Total . . . . .	47
3.4.5 - Demanda Química de Oxigênio (DQO) . . . . .	47
3.4.6 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) . . . . .	48
3.4.7 - Sólidos Suspensos Totais . . . . .	48
3.4.8 - Nitrogênio Amoniacal . . . . .	48
3.4.9 - Quantificação da Biomassa de Algas . . . . .	49
3.4.10 - Coliformes Fecais . . . . .	50
3.4.11 - Helminthos . . . . .	51

3.4.11.1 - Esgoto Bruto e Efluentes do DAFA . . . . .	(51)
3.4.11.2 - Efluente das Lagoas de Estabilização . . . . .	53
3.5 - Tabelas . . . . .	55
3.6 - Figuras . . . . .	58
 CAPÍTULO IV - APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS . . . . .	 64
4.1 - Primeira Etapa (preliminar) . . . . .	64
4.2 - Segunda Etapa . . . . .	65
4.2.1 - Formação de Escuma na Superfície das Lagoas . . . . .	66
4.3 - Remoção de Coliformes Fecais . . . . .	67
4.3.1 - Cálculo das Constantes de 1ª Ordem da Velocidade de Remoção de Coliformes Fecais . . . . .	70
4.3.2 - Comparação do Sistema de Lagoas Rasas Estudado com outros Sistemas com Profundidades Diferentes . . . . .	71
4.4 - Remoção de Ovos de Helminhos . . . . .	(72)
4.5 - Variação Diurna de pH e Oxigênio Dissolvido ao Longo da Profundidade das Lagoas . . . . .	74
4.6 - Parâmetros Complementares . . . . .	76
4.7 - Sistema DAFA e Lagoas de Estabilização . . . . .	79
4.8 - Tabelas . . . . .	83
4.9 - Figuras . . . . .	91

CAPÍTULO V - CONCLUSÕES . . . . .	102
CAPÍTULO VI - SUGESTÕES . . . . .	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS . . . . .	105

## CAPÍTULO I

### INTRODUÇÃO

Desde o fim do século XVIII tem-se verificado um crescimento exponencial na população mundial. A taxa de crescimento nas cidades é maior do que a média do crescimento populacional total devido principalmente ao êxodo rural. Isto se verifica notadamente nos países em desenvolvimento, como, por exemplo, no Brasil. De acordo com dados do I.B.G.E. (1988), a taxa de crescimento populacional de 1970 a 1980 nas cidades brasileiras foi de 4,5% enquanto que a da população total foi de 2,6%.

Esse crescimento gera a necessidade de uma ampliação no abastecimento de água e conseqüentemente um aumento na produção contínua de esgotos que exigem uma disposição adequada.

O grande volume de esgoto (tratado e não tratado) produzido nas cidades não deve simplesmente ser visto como um problema, mas sim como um valioso recurso, particularmente para a sua utilização na agricultura.

O uso de esgotos na agricultura é uma prática mundialmente difundida, sendo principalmente adequado para regiões áridas e semi-áridas como no Nordeste do Brasil.

Representa uma forma de suprimento de água para a irrigação, além dos nutrientes minerais e componentes orgânicos que podem servir como fertilizantes (Shuval et alii, 1986). Porém, para garantir que uma determinada população receba esses benefícios, deve-se evitar os prejuízos que o uso dos esgotos na agricultura possa acarretar, tais como: o efeito negativo na saúde dos trabalhadores agrícolas diretamente expostos à irrigação com esgotos e a infecção dos consumidores das culturas irrigadas (WHO, 1989).

Com base nesses riscos, a Organização Mundial de Saúde (O.M.S.) considera que a remoção de organismos patosênicos é o objetivo principal no tratamento de esgotos para a sua utilização na agricultura (WHO, 1989).

Diretrizes baseadas na avaliação epidemiológica dos riscos à saúde pela utilização dos esgotos tratados foram primeiramente propostas no encontro de Engelberg, Suíça, em 1985 (IRCWD, 1985) e subsequentemente endossadas pela Organização Mundial de Saúde. Essas diretrizes, referiam-se a padrões de qualidade de helmintos e qualidade bacteriológica. De acordo com esses padrões, um sistema de tratamento de esgoto deve produzir um efluente com < 1 ovo de nematodes intestinais por litro e < 1000 coliformes fecais por 100 ml para que o mesmo possa ser usado para irrigação irrestrita.

Muitos métodos de tratamento de esgotos, como o digestor anaeróbio de fluxo ascendente, não são capazes de produzir um efluente de acordo com o recomendado para ser

utilizado na irrigação irrestrita, necessitando, para isso, de um pós-tratamento.

Até pouco tempo atrás não havia nenhuma unidade do DAFA tratando esgotos domésticos em escala real no Brasil. As primeiras instalações vêm sendo construídas e poucas já estão em operação. Portanto, não se tem experiências em pós-tratamento nesses digestores. Alguns processos têm sido sugeridos para o estudo e entre eles se inclui o de lagoas de estabilização.

Lagoas de estabilização podem representar, na maioria dos casos, um método de tratamento de esgotos mais barato em termos de construção, operação e manutenção, sendo capazes de produzir um efluente de boa qualidade. Em particular, podem reduzir os organismos patogênicos a níveis bem abaixo daqueles obtidos em outros tipos de tratamento. Portanto, é o método mais importante quando se deseja utilizar o efluente na agricultura (Mara & Pearson, 1986), além de ser o método recomendado pela O.M.S. para atingir um efluente de acordo com suas diretrizes (WHO, 1989).

No bairro do Pedregal, na cidade de Campina Grande, um digestor anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e separador de fases (DAFA) vem tratando o esgoto doméstico produzido por esse bairro. Utilizou-se uma série de quatro lagoas de estabilização, em escala piloto, para o pós-tratamento do efluente desse digestor com a finalidade de se produzir um efluente final que atendesse às qualidades microbiológicas recomendadas pela O.M.S. para irrigação.

irrestrita.

A primeira lagoa da série funcionou como facultativa e as demais como lagoas de maturação. A série de lagoas de estabilização, operando com um tempo de detenção hidráulica total de 20 dias, foram monitoradas em um período de 6 meses, durante o qual produziram um efluente final adequado para o uso na irrigação irrestrita, de acordo com O.M.S. .

## CAPÍTULO II

### REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 2.1 - Processos de Decomposição

Os processos de decomposição da matéria orgânica podem acontecer sob condições aeróbias e anaeróbias, ou seja, na presença ou ausência de oxigênio molecular dissolvido, respectivamente.

No processo aeróbio, parte da matéria orgânica é estabilizada por microorganismos que utilizam o oxigênio dissolvido do meio como receptor final na oxidação da matéria orgânica. Neste processo há formação de  $CO_2$  e água e liberação de energia. Outra parte da matéria orgânica é assimilada pelos microorganismos para a formação de novas células (Metcalf & Eddy, 1979).

O processo anaeróbio ocorre em duas etapas: a) na primeira, a matéria orgânica complexa é transformada em compostos simples como ácidos orgânicos voláteis, gás carbônico, hidrogênio molecular, etc, pela ação de enzimas extracelulares de bactérias acidogênicas e acetogênicas e, b) na segunda, os ácidos formados na 1ª etapa são transformados principalmente em metano e gás carbônico pela ação de

bactérias metanogênicas (Souza, 1984).

## 2.2 - Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente (DAFA)

O digestor anaeróbio de fluxo ascendente (DAFA) é um reator biológico usado para o tratamento de águas residuárias, através da decomposição anaeróbia do material orgânico biodegradável nelas existente. O afluente a ser tratado entra pela parte inferior do DAFA e percola por uma espessa camada de lodo chamada manta de lodo, contendo uma massa de microorganismos anaeróbios (figura 3.6). Esses microorganismos são responsáveis pela decomposição do material orgânico e a sua transformação em produtos gasosos estáveis, principalmente metano e dióxido de carbono.

Na parte superior do digestor existe um dispositivo separador de fases. É através deste dispositivo que se dá a separação das fases líquida (substrato degradado), sólida (massa celular) e gasosa (biogás). O biogás produzido é removido através de um coletor de gás, em cujo interior encontra-se uma interfase gás/líquido mantida por um selo hidráulico externo. A estrutura que aceita o gás também funciona como um separador sólido-líquido, quando as partículas de lodo sobem presas às partículas de gás. Ao chegarem na interfase gás-líquido, estas partículas se desprendem das bolhas de gás e decantam por gravidade, voltando a fazer parte da manta de lodo.

O uso de reatores do tipo DAFA tem-se difundido muito nos últimos anos. As principais vantagens destes modelos sobre os demais são:

- quando em condições (temperatura, pH e capacidade de tamponação) favoráveis de operação, trabalham com cargas orgânicas altas;

- a sua estrutura é bastante simples, não requerendo dispositivos de difícil construção e manutenção;

- não requerem sistemas de decantação ou unidades de bombeamento para retorno de lodo como os processos anaeróbios de contato;

- não há perda de volume com material ou enchimento.

A aplicação de digestores anaeróbios de fluxo ascendente para o tratamento de esgotos sanitários foi iniciada em escala piloto na Holanda (Lettinga et alii, 1983). Posteriormente foi feita uma experiência em Cali, na Colômbia, utilizando um digestor piloto de 69 m<sup>3</sup> (Schellingkout, 1984). Os resultados mostraram uma remoção de 70 a 80% de DBO após tempos de permanência de 4 a 24 horas.

No Brasil, a tecnologia de digestores anaeróbios de fluxo ascendente tem despertado interesse. Foram desenvolvidas pesquisas no Paraná (Gomes et alii, 1985) e em São Paulo (Vieira, 1984), visando ao aperfeiçoamento dos mesmos, assim como sua adaptação às condições nacionais.

## 2.3 - Lagoas de Estabilização

Lagoas de estabilização são reservatórios de pequena profundidade, destinados ao tratamento de águas residuais brutas, ou de afluentes que tenham recebido um tratamento preliminar.

O tratamento envolve processos biológicos, bioquímicos e físicos, sob condições parcialmente controladas, chamados de auto depuração ou estabilização. O tratamento de águas residuárias resulta de uma série de interações de benefício mútuo, envolvendo principalmente bactérias, algas, protozoários e vários organismos bentônicos que reduzem os níveis de matéria orgânica, durante sua conversão em biomassa de algas, e de organismos patogênicos (Marais, 1970, citado por Smallman, 1986).

A classificação das lagoas de estabilização é feita em função da predominância do tipo de metabolismo realizado pelos microorganismos presentes no interior da massa líquida (Metcalf & Eddy, 1979). Levando em consideração esse aspecto, elas são usualmente classificadas em lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação.

### 2.3.1 - Lagoas Anaeróbias

Lagoas anaeróbias são aquelas mantidas em condições anaeróbias pela alta carga orgânica,  $> 100 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$

(Mara & Pearson, 1986) e são projetadas para reduzir a DBO. Os sólidos no esgoto bruto sedimentam no fundo da lagoa, formando uma camada de lodo onde são digeridos anaerobiamente pela bactérias acidogênicas e metanogênicas. Também grande parte do material dissolvido é decomposta por essas bactérias. O efluente, parcialmente clarificado, é usualmente descarregado num outro sistema biológico para tratamento posterior. A liberação de maus odores é a maior desvantagem de lagoas anaeróbias, mas isso pode ser evitado adotando-se uma carga orgânica  $< 400\text{g DBO}_5/\text{m}^3\text{d}$  para esgotos que contenham  $< 500\text{mg SO}_4/\text{l}$  (Meiring et alii, 1968).

Segundo Mara (1976), o tempo ótimo de detenção para essas lagoas é de 5 dias. No que se refere à profundidade, não há teoricamente nenhum limite, embora, sob o ponto de vista de eficiência de tratamento, aconselha-se a profundidade de 4m como a ideal (Arthur, 1983).

### 2.3.2 - Lagoas Facultativas

Lagoas facultativas são as mais utilizadas atualmente. Podem ser empregadas para tratamento primário ou secundário, isto é, para receber águas residuárias com ou sem tratamento preliminar (Mara, 1976).

As lagoas facultativas são assim chamadas por operarem aerobiamente e anaerobiamente ao mesmo tempo. O esgoto afluente, ao sedimentar, forma uma camada de lodo no fundo da

lagoa que é estabilizado anaerobiamente, enquanto que as camadas superiores possuem oxigênio dissolvido suficiente para a oxidação aeróbia do material orgânico (Ellis, 1983).

A remoção de DBO na parte oxigenada da lagoa ocorre pela relação simbiótica entre algas e bactérias heterotróficas. As bactérias oxidam o material orgânico que entra, usando para isso o oxigênio do meio e liberando dióxido de carbono, amônia e fosfato. As algas então utilizam esses compostos na fotossíntese, produzindo oxigênio que, por sua vez, é consumido pelas bactérias.

Como a fotossíntese é uma atividade dependente de luz, a quantidade de oxigênio, na massa líquida e no efluente, varia durante o dia. A atividade fotossintética das algas também causa variações no pH das lagoas de estabilização. Isso ocorre principalmente devido ao consumo de  $\text{CO}_2$  pelas algas no processo de fotossíntese. O  $\text{CO}_2$  está em equilíbrio na água com bicarbonatos.



Quando o  $\text{CO}_2$  é consumido mais rapidamente do que sua reposição pela respiração bacteriana, os íons bicarbonatos presentes se dissociam liberando  $\text{CO}_2$  e íons hidroxila, que é alcalino e aumenta o valor do pH (Silva & Mara, 1979).

Nas lagoas facultativas, condições de alta radiação e baixa velocidade do vento forçam o surgimento de estratificação térmica do meio líquido da lagoa. As regiões

superiores são mais rapidamente aquecidas tendo sua densidade reduzida, enquanto as inferiores permanecem mais frias e com densidade mais elevada. Conseqüentemente, estas duas regiões não se misturam e são separadas por uma camada fina, estática de grande mudança de temperatura, chamada termoclina. Uma das conseqüência da estratificação térmica é a distribuição diferenciada das algas flageladas acima dessa camada nas horas iluminadas, enquanto que as não flageladas ficam retidas embaixo, onde exercem DBO, uma vez que a fotossíntese nessa profundidade é insignificante ou ausente.

A quebra da estratificação térmica em lagoas é feita pela mistura e, segundo Silva e Mara (1979), o vento e calor são os dois fatores mais importantes que influenciam o grau de mistura que ocorre dentro de uma lagoa de estabilização.

A profundidade de uma lagoa facultativa é um parâmetro importante para o desempenho da mesma. Lagoas facultativas muito profundas podem impedir que a mistura induzida pelo vento ocorra em toda a profundidade, limitando o contato do volume da lagoa com a radiação solar. Pouca profundidade também proporciona o crescimento de plantas enraizadas que constituem suporte para larvas de insetos (Branco, 1986; Mara & Pearson, 1987). Ellis (1983) cita a presença, em lagoas facultativas rasas, de algas filamentosas, aderidas ao fundo, que podem causar prejuízos à boa operação dessas lagoas. Mara e Pearson (1986) aconselham o projeto de lagoas facultativas com 1 a 2 metros de profundidade.

### 2.3.3 - Lagoas de Maturação

São geralmente utilizadas após as lagoas facultativas ou para tratar efluentes de outros processos de tratamento de esgotos. Seu afluente permite condições de baixa turbidez na massa líquida, auxiliando na penetração de luz solar até as camadas mais profundas, o que, conseqüentemente, assegura a fotossíntese ao longo de toda a profundidade e portanto, as condições aeróbias. Seu principal objetivo é a redução de microorganismos patogênicos, embora também seja obtida alguma remoção de DBO (Mara, 1976).

As lagoas de maturação são geralmente rasas (1,2 a 1,5 m) para favorecer as condições aeróbias. Além disso, foi observado que a remoção de vírus se processa mais eficientemente em lagoas pouco profundas (Malherbe & Strickland, 1968, citados por Arthur, 1983).

### 2.3.4 - Lagoas em Série

As lagoas de estabilização em série são usualmente utilizadas com o objetivo de melhorar a qualidade do efluente final.

Marais (1986) observa que para um mesmo tempo de detenção total, o efluente de uma série de lagoas apresenta qualidade superior ao de uma única lagoa. Isso é explicado devido ao fato de se considerar o regime hidráulico de uma

Única lagoa como o de um reator completamente misturado, enquanto que o de uma série de lagoas se aproxima mais ao de um reator com escoamento tubular (plug flow) que é cineticamente mais eficiente.

Mara e Caircross (1989) afirmam que lagoas de estabilização em série podem produzir excelentes efluentes com uma qualidade microbiológica adequada para a irrigação irrestrita. Silva e Mara (1979) destacam o fato de que as lagoas de maturação são, na série, as responsáveis pela remoção de organismos patogênicos e portanto, melhoram a qualidade microbiológica do efluente final.

Em sistemas de lagoas de estabilização em série, a inclusão de um reator anaeróbio torna-se importante pela economia de área decorrente da sua utilização. Marais (1970), citado por Smallman (1986), considera o pré-tratamento anaeróbio altamente vantajoso, de modo que sua inclusão deveria ser a primeira consideração nos projetos deste tipo.

#### 2.4 - Doenças Relacionadas com Esgoto Doméstico

Em toda comunidade humana de certa extensão torna-se inevitável a presença de indivíduos portadores de doenças. Muitas dessas doenças são provocadas por organismos patogênicos presentes no intestino do homem os quais são excretados com as fezes para o esgoto. Logo, o esgoto doméstico contém, em potencial, uma grande variedade de

organismos causadores de doenças. São eles: vírus, bactérias, protozoários e helmintos (Mara & Cairncross, 1989). A quantidade e variedade de patógenos presentes depende das doenças que ocorrem na população. A tabela 2.1 apresenta valores prováveis de alguns organismos patogênicos nas fezes e nos esgotos. Os helmintos possuem maiores percentagens de prevalência, enquanto que as bactérias se apresentam em maiores quantidades por litro de esgoto.

Os vírus não fazem parte da flora intestinal normal do homem. Eles são excretados somente por indivíduos infectados. Apesar de não se multiplicarem fora do corpo humano, sobrevivem durante muitas semanas no meio ambiente. Os principais vírus patogênicos encontrados nas fezes estão relacionados na tabela 2.2. Todos eles podem infectar o aparelho digestivo, por exemplo, com a ingestão de água contaminada, e serem eliminados com as fezes.

Grandes quantidades de bactérias são encontradas nas fezes de qualquer pessoa e, na sua grande maioria, não causam doença. As bactérias patogênicas intestinais provocam infecções cujo principal sintoma é a diarreia (Cairncross, 1984). A Comissão Blant (Pinto, 1989) avaliou que, nos países em desenvolvimento, entre 20 a 25 milhões de crianças com menos de 5 anos de idade morrem anualmente, sendo que um terço dessas mortes (6,7 a 8,3 milhões por ano) são atribuídas às diarreias, cujos agentes etiológicos são veiculados por águas poluídas com fezes humanas.

TABELA 2.1 - Valores prováveis do número de alguns organismos patogênicos nas fezes e nos esgotos de uma comunidade de 50.000 habitantes, de um país tropical.

PATÓGENO	Nº MÉDIO POR GRAMA DE FEZES	% PREVALÊNCIA*	Nº MÉDIO POR LITRO DE ESGOTO
- VIRUS			
Enterovírus	10 <sup>6</sup>	5	5000
- BACTÉRIAS			
<i>Salmonella</i> spp	10 <sup>6</sup>	7	7000
<i>Shigella</i> spp	10 <sup>6</sup>	7	7000
<i>Vibrio cholerae</i>	10 <sup>6</sup>	1	1000
- PROTOZOÁRIOS			
<i>Entamoeba histolytica</i>	15x10 <sup>4</sup>	30	4500
- HELMINTOS			
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 <sup>4</sup>	60	600
<i>Ancylostoma duodenale</i>	800	40	32
<i>Necator americanus</i>	800	40	32
<i>Schistosoma mansoni</i>	40	25	1
<i>Taenia</i> spp	10 <sup>4</sup>	1	10

\* PREVALÊNCIA: NÚMERO DE PESSOAS INFECTADAS  
 FONTE: Feachem et alii, 1980

TABELA 2.2 - Principais vírus patogênicos humanos em fezes

VÍRUS	RESERVATÓRIO	DOENÇAS
<b>1 - ENTEROVÍRUS</b>		
. POLIOVÍRUS	HOMEM	. POLIOMELITE, FEBRE E MENINGITE
. ECHOVÍRUS	HOMEM	. DIARREIA, FEBRE, MENINGITE E DOENÇAS RESPIRATORIAS
. COXSACKIE	HOMEM	. FEBRE, MENINGITE E DOENÇAS RESPIRATÓRIAS
NOVOS VÍRUS ENTERICOS		
. ADOVÍRUS	HOMEM E ANIMAIS	. DOENÇAS RESPIRATORIAS, INFECÇÕES DE OLHOS
. REDVÍRUS	HOMEM E ANIMAIS	. NÃO BEM DEFINIDAS
<b>2 - VÍRUS DA HEPATITE A</b>		
	HOMEM	. HEPATITE INFECCIOSA
<b>3 - VÍRUS ASSOCIADOS COM GASTROENTERITE</b>		
. ROTAVÍRUS	PROVAVELMENTE O HOMEM	. DIARREIA E VÔMITOS
. CALICIVÍRUS	-----	. DIARREIA E VÔMITOS
. AGENTE NORWALK	PROVAVELMENTE O HOMEM	. DIARREIA E VÔMITOS

FORTE: Feachen et alii, 1980

Em certos casos, as bactérias patogênicas podem multiplicar-se no meio ambiente, particularmente quando estão em contato com alguma matéria orgânica. Mas, geralmente, começam a morrer logo que saem do corpo humano. As principais bactérias patogênicas encontradas no esgoto estão relacionadas na tabela 2.3.

TABELA 2.3 - Principais bactérias patogênicas humanas em fezes

BACTÉRIAS	RESERVATÓRIO	DOENÇAS
SALMONELLA		
<u>S. typhi</u>	homem	febre tifóide
<u>S. paratyphi</u>	homem	febre paratifóide
OUTRAS SALMONELLAS	homem e animais	intoxicação alimentar, diarréias
<u>Shigela spp</u>	homem	disenteria bacilar
<u>V. cholerae</u>	homem	cólera
OUTROS VIBRIOS	homem	diarréias
<u>Campylobacter spp</u>	homem e animais	diarréias
<u>Yersinia enterocolitica</u>	homem e animais	diarréia e septicemias

FONTE: Feachem et alii, 1980

Apenas três espécies de protozoários intestinais são considerados patogênicos de importância na Engenharia Sanitária (tabela 2.4). As formas infectivas são geralmente os cistos encontrados nas fezes (Feachem et alii, 1983). O Balantidium coli é uma espécie existente no intestino grosso de suínos e em algumas situações pode parasitar o homem.

TABELA 2.4 - Principais protozoários patogênicos em fezes humanas

PROTOZOÁRIOS	RESERVATÓRIO	DOENÇAS
<u>Giardia lamblia</u>	homem e animais	diarréia e má absorção intestinal
<u>Entamoeba histolytica</u>	homem	diarréias, abscessos no fígado e ulcerações no colon
<u>Balantidium coli</u>	homem e animais	diarréia e ulcerações no colon

FONTE: Feachem et alii, 1980

Vários vermes parasitas habitam o intestino do homem e seus ovos são excretados com as fezes. A maioria não se multiplica dentro do corpo humano. São classificados em 2 grupos principais: os vermes de forma arredondada (Nematodes) e os de forma achatada (Cestodes e Trematodes).

Os ciclos de vida dos helmintos são complexos, incluindo estágios no meio externo ou em animais, antes de retornar ao homem. O helminto Ascaris lumbricoides, por exemplo, chega ao meio externo junto com as fezes e na presença de ambiente favorável (temperatura entre 25 a 30°C, umidade mínima de 70% e oxigênio) torna-se embrionado infectante em 15 dias. Mantém-se nesse estado por vários meses até ser ingerido pelo hospedeiro. A pessoa que possuir no seu intestino uma grande quantidade de vermes corre um maior risco de doença grave, e desempenha um papel importante na transmissão de doença ao eliminar números mais elevados de ovos no meio ambiente (Cairncross, 1984).

No Brasil o grupo dos helmintos é de muita importância devido à elevada frequência com que eles são encontrados em grande parte da população. Cerca de 70 milhões de brasileiros possuem doenças causadas por helmintos (Campos, 1988). Na tabela 2.5, encontram-se alguns exemplos dos helmintos e as enfermidades por eles causadas. Quanto à transmissão dos helmintos, pode-se observar as diferentes formas: sem hospedeiro intermediário (Nematodes) e com hospedeiro intermediário (Cestodes e Trematodes). No caso de Nematodes a transmissão envolve homem-solo-homem, exceto com os

TABELA 2.5 - Principais helmintos patogênicos frequentes em fezes humanas

HELMINTO	TRANSMISSÃO	DOENÇA
NEMATODE		
. <u>Ascaris lumbricoides</u>	. homem-solo-homem	. ascariase
. <u>Trichuris trichiura</u>	. homem-solo-homem	. trichuriase
. <u>Enterobius vermicularis</u>	. homem-homem	. enterobiase
. <u>Strongyloides stercoralis</u>	. homem-homem	. estromboloidiase
. <u>Necator americanus</u>	. homem-solo-homem	. ancilostomiase
. <u>Ancylostoma duodenale</u>	. homem-solo-homem	. ancilostomiase
CESTODE		
. <u>Taenia solium</u>	. homem-porco-homem	. taeniase
. <u>Taenia saginata</u>	. homem-vaca-homem	. taeniase
. <u>Hymenolepis nana</u>	. homem ou roedor-homem	. himenolepsiase
TREMATODE		
. <u>Schistosoma haematobium</u>	. homem-caramujo aquático-homem	. esquistosomose
. <u>Schistosoma mansoni</u>	. homem e animais-caramujo aquático-homem	. esquistosomose
. <u>Schistosoma japonicum</u>	. homem-caramujo aquático	. esquistosomose
. <u>Fasciola hepatica</u>	. ovelha-caramujo aquático-homem	. fasciolase
. <u>Clonorchis sinensis</u>	. homem ou animal-caramujo aquático-peixe-homem	. clonorchise

FONTE: Feachem et alii, 1980

Enterobios vermicularis e Strongyloides que envolve apenas homem-homem. No caso dos Cestodes a transmissão é feita através de um hospedeiro intermediário que pode ser um animal (vaca ou porco) ou roedor, enquanto que com os trematodes envolve um caramujo aquático.

## 2.5 - Sobrevivência de Patógenos no Esgoto Doméstico

A habilidade de um organismo, patogênico ou não, de sobreviver no ambiente é a sua persistência e depende de, condições ambientais, tais como: umidade, quantidade de matéria orgânica, pH, insolação, temperatura e presença de organismos antagônicos. A morte natural dos organismos, quando expostos à ambientes hostis, é um fator de muita importância devido ao seu decréscimo, independente de tratamento (Shuval et alii, 1986).

Muitos estudos têm sido realizados observando a sobrevivência de organismos no esgoto doméstico. Alguns dados desses estudos estão relacionados na tabela 2.6.

Todos os organismos patogênicos intestinais como vírus, bactérias, protozoários e helmintos são transmissíveis por várias vias, incluindo contaminação da água e utilização de esgoto na agricultura.

TABELA 2.6 - Sobreviência, em dias, de diferentes microrganismos em diferentes ambientes:

PATÓGENO	FEZES E LIDOS	ESGOTOS E ÁGUAS SUPERFICIAIS	SOLO	CULTURA
<b>VÍRUS</b>				
Enterovirus (polio echo coxsackie)	( 20	( 50	( 20	( 15
<b>BACTERIAS</b>				
Coliformes fecais	( 50	( 30	( 20	( 15
<u>Salmonella spp</u>	( 30	( 30	( 20	( 15
<u>Shigella spp</u>	( 10	( 10	-	( 5
<u>Vibrio cholerae</u>	( 5	( 10	( 10	( 2
<b>PROTOZOÁRIOS</b>				
<u>Entamoeba histolítica</u> (cistos)	( 30	( 30	( 20	( 10
<b>HELMINTOS</b>				
<u>Ascaris lumbricoides</u>	meses	meses	meses	( 30

FONTE: Feachem et alii, 1980

## 2.6 - Transmissão de Patógenos Devido à Contaminação da Água

Existe uma estreita relação entre as condições sanitárias e ambientais de uma população, sua situação sócio-econômica e seu nível de progresso e desenvolvimento.

Moitta (1984) afirmou que cerca de 80% das doenças que ocorrem no mundo estão associadas à água, sendo essa percentagem aumentada nos países em desenvolvimento.

A água pode se transformar num meio de propagação de doenças, ao ser contaminada com fezes eliminadas por pessoas doentes. As águas superficiais são as que ficam mais expostas a essa contaminação, colocando em risco várias atividades ligadas à água, tais como: abastecimento de água, irrigação, pecuária, pesca e recreação.

Em muitas cidades, milhões de pessoas são abastecidas por fontes centralizadas de água e um número elevado delas pode ser infectado simultaneamente se a água receber um tratamento deficiente ou se houver contaminação na rede de distribuição.

A disseminação das doenças de transmissão hídrica é favorecida pela falta de hábitos higiênicos da população, consequência da falta de saneamento básico adequado. Portanto, torna-se necessário o controle microbiológico da água utilizada para as diversas atividades humanas. Esse controle também se faz necessário para verificar a eficiência do tratamento dos esgotos na remoção de patógenos para que

sua descarga não cause prejuízos à fonte receptora ou para permitir o seu reuso.

## 2.7 - Controle de Qualidade de Águas e de Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos

A quantificação dos organismos patogênicos presentes na água é muito complexa, requerendo pessoal especializado, além de materiais e equipamentos sofisticados. Em muitos casos, os patógenos estão presentes em números baixos e de forma intermitente, o que torna ainda mais difícil seu isolamento e identificação. Tendo em vista estas dificuldades, a qualidade microbiológica de uma água é expressa em termos de concentração e frequência de espécies de microorganismos denominados indicadores (Cairncross & Feachem, 1983).

Segundo Feachem et alii (1983), os microorganismos indicadores devem possuir as seguintes características:

- (1) estar presentes juntamente com os patógenos;
- (2) possuir habitat exclusivamente intestinal, sendo, portanto, de origem unicamente fecal;
- (3) ocorrer em números mais elevado que os patógenos;
- (4) ser fáceis de detectar e quantificar;
- (5) ser igual ou mais resistentes que os patógenos fora do trato intestinal;
- (6) não ser patogênicos.

Dentre os microorganismos indicadores sugeridos, os mais utilizados são as bactérias do grupo coliformes. O grupo é constituído pelos coliformes fecais ou termotolerantes, de origem exclusivamente fecal, onde a bactéria predominante é Escherichia coli, e os coliformes totais presentes em água, solo e fezes. Os coliformes fecais são bacilos Gram negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos que fermentam a lactose com a produção de ácido e gás à 35 e 44,5 °C. Somente os coliformes fecais são indicadores seguros de poluição fecal na água (Cairncross & Feacheam, 1983).

Para avaliar o risco à saúde, dos efluentes de sistemas de tratamento de esgoto, quando associados a algum uso ou com sua descarga no ambiente, o melhor seria a utilização de um indicador de organismos patogênicos. Como se torna difícil o emprego de um mesmo organismo indicador para finalidades diferentes do efluente final, Feachem et alii (1983) sugerem a escolha de diferentes indicadores, adequados para cada situação.

## 2.8 - O Uso de Esgotos Domésticos na Agricultura

### 2.8.1 - Transmissão de Patógenos Devido à Contaminação do Solo e de Cultura

A contaminação de solos e de culturas pelo uso de esgotos tratados e não tratados é outra forma de transmissão

de doenças. Neste caso, Shuval et alii (1986) citam três possíveis populações que podem se afetadas:

(1) trabalhadores agrícolas em contato com o sistema de irrigação;

(2) população vizinha de onde se pratica a irrigação;

(3) consumidores das culturas irrigadas e/ou de carne dos animais expostos aos ambientes contaminados.

Silva e Mara (1979), citando Technical Digest nº 17 (1971), relatam a infecção por parasitas intestinais em 80% dos trabalhadores de fazendas na Índia que utilizavam águas residuárias sem tratamento para irrigação em comparação com 28% nas populações de controle.

Shuval et alii (1986) descrevem vários casos de contaminação através da irrigação em diversas partes do mundo. Entre elas, o surto de cólera ocorrido em Jerusalém, em 1970, por contaminação de vegetais irrigados ilegalmente com esgoto bruto.

### 2.8.2 - Riscos de Saúde

Com base em estudos epidemiológicos, Shuval et alii (1986) consideram que os organismos patogênicos com maiores riscos de contaminar o homem e animais são aqueles que apresentam as seguintes características:

(1) persistência - longo período de sobrevivência do

patógeno no meio externo;

(2) pequena quantidade de organismos patogênicos necessária para causar infecção, ou seja, dose infectiva baixa;

(3) apresentam pouca ou nenhuma imunidade no hospedeiro;

(4) diversas formas de infecção;

(5) longo período de latência e/ou necessidade de um estágio de desenvolvimento no solo.

A tabela 2.7 classifica os patógenos intestinais de acordo com essas características. Os helmintos, nos locais onde forem endêmicos, serão os organismos patogênicos intestinais de maior transmissão no caso da irrigação com esgoto, em contraste com os vírus intestinais, que aparentemente são os de menor risco. Os riscos de transmissão de doenças causadas por bactérias e protozoários classificam-se entre esses dois extremos (Shuval et alii, 1986)

Estudos epidemiológicos dos efeitos na saúde do homem no reuso dos esgotos na agricultura confirmam as hipóteses mencionadas acima: ascariases, trichuriases e cólera têm ocorrido devido ao consumo de vegetais contaminados. A transmissão de outras doenças como febre tifóide, giardíases e viroses intestinais parece ser limitada (Shuval et alii, 1986). Todos estes casos de doenças puderam ser associados com reuso dos esgotos sem tratamentos ou parcialmente tratados.

TABELA 2.7 - Características epidemiológicas dos patosênicos intestinais através de suas capacidades de causar infecções por irrigação com esgotos.

PATOGÊNICOS	PERÍODO DE SOBREVIVÊNCIA NO AMBIENTE	MÍNIMA DOSE EFETIVA	IMUNIDADE	ROTAS DE INFECÇÃO	LATÊNCIA E DESENVOLVIMENTO NO SOLO
vírus	médio	baixa	longa	principalmente contato em casa comida e água	não
bactéria	curto/médio	média/alta	curta/média	principalmente contato em casa comida e água	não
protozoários	curto	baixa/média	nenhuma/pouca	principalmente contato em casa comida e água	não
helmintos	longo	baixa	nenhuma/pouca	principalmente em solo, contato externo e comida	sim

FONTE: Shuval et alii, 1986

Conforme Feachem et alii (1983), os organismos patogênicos podem ser classificados em ordem decrescente do risco à saúde por eles representados, como mostra a tabela 2.8. Esta tabela é o resultado de uma tentativa de um modelo desenvolvido dos riscos de saúde associados com o uso de esgoto e de fezes não tratados.

TABELA 2.8 - Riscos relativos à saúde com o uso de excretas e esgotos sem tratamento, em agricultura e aquicultura.

TIPOS DE PATÓGENOS/INFECÇÃO	FREQUÊNCIA EM EXCESSO DE INFECÇÕES OU DOENÇAS
NEMATODES INTESTINAS Ascaris spp Trichuris spp Ancilostomídeos	alta
BACTÉRIA Diarréias bacterianas (EX: cólera, tifo)	baixa
VÍRUS Diarréia Hepatite a	baixíssima
TREMATODES E CESTODES Schistosomiase Clonorchíase Taeníase	alta ou nenhuma, dependendo dos métodos do uso de excreta e circunstâncias locais

FONTE: IRCWD, 1985

### 2.8.3 - Padrões de Qualidade

Os riscos de saúde podem ser minimizados através de restrições do uso dos esgotos na irrigação (Mara, 1976).

Diretrizes baseadas na avaliação epidemiológica dos riscos a saúde pela utilização dos esgotos tratados foram propostas no encontro de Engelberg em 1985 (IRCWD, 1985) e, subsequentemente, endossadas pela O.M.S. (WHO, 1989). A tabela 2.9 apresenta as recomendações para a qualidade microbiológica dos esgotos utilizados na irrigação. De acordo com a O.M.S. (WHO, 1989), alcançados estes padrões, os demais organismos patogênicos com risco de transmissão pela irrigação estarão reduzidos a níveis indetectáveis. Os helmintos foram selecionados como indicadores para todos os patógenos facilmente sedimentáveis, incluindo os protozoários (Mara & Cairncross, 1989). Os valores estabelecidos de < 1000 coliformes fecais por 100 ml indicam a ausência ou a presença em números desprezíveis de bactérias patogênicas. (Dragui et alii, 1987).

TABELA 2.9 - Diretrizes recomendadas para qualidade microbiológica do uso de esgoto na agricultura <sup>a</sup>.

PROCESSO DE REUSO	NEMATODES INTESTINAIS <sup>b</sup> (MÉDIA ARITMÉTICA DO Nº DE OVOS POR LITRO) <sup>c</sup>	COLIFORMES FECALIS (MÉDIA GEOMÉTRICA DO Nº POR 100 ml)
IRRIGAÇÃO IRRESTRITA irrigação de culturas comidas provavelmente cruas, campos de esportes e parques públicos <sup>d</sup>	< 1	< 1000 <sup>d</sup>
IRRIGAÇÃO RESTRITA irrigação de culturas cereais, culturas industriais forragem, pasto e árvores <sup>e</sup>	< 1	NENHUM PADRÃO RECOMENDADO

FONTE: WHO, 1989

- <sup>a</sup> Em casos específicos, as diretrizes podem ser modificadas de acordo com a epidemiologia local, sociocultural e fatores ambientais.
- <sup>b</sup> Espécies de áscaris, trichuris e ancilostomídeos.
- <sup>c</sup> Durante o período da irrigação.
- <sup>d</sup> Um padrão mais exigente (< 200 coliformes fecais por 100 ml) é apropriado para gramados públicos tais como gramado de hotéis onde o público pode ter contato.
- <sup>e</sup> No caso da fruta de árvores, a irrigação deveria cessar 2 semanas antes da colheita de fruta. Aspersão não deveria ser usado como método de irrigação.

#### 2.8.4 - Tratamento de Esgotos

Dados os padrões estipulados para os níveis de patógenos e coliformes fecais, os critérios selecionados para o efetivo tratamento dos esgotos a serem utilizados na irrigação irrestrita são:

- (1) máxima remoção de helmintos e
- (2) efetiva redução de coliformes fecais.

O grau de remoção destes parâmetros é melhor expresso em termos de  $\log_{10}$  unidades. Logo, para obtenção dos padrões recomendados de qualidade microbiológica para irrigação irrestrita, a redução da concentração de bactérias deverá ser de pelo menos 4  $\log_{10}$  e da concentração de helmintos 3  $\log_{10}$  para um esgoto típico com  $10^7$  coliformes fecais por 100 ml e  $10^3$  ovos de helmintos por litro.

Os processos convencionais de tratamento de esgotos, em geral, não são capazes de produzir um efluente de acordo com o recomendado de < 1000 coliformes fecais por 100ml, além de geralmente serem ineficazes na remoção de ovos de helmintos (WHO, 1989). A tabela 2.10 mostra a eficiência esperada na remoção de bactérias e helmintos em diferentes processos de tratamento e indica com qual deles os padrões da O.M.S. podem ser obtidos. Graus de remoção de vírus e cistos são também apresentados, embora não sejam relevantes para as diretrizes citadas.

TABELA 2.10 - Remoção esperada de microorganismos excretados em vários sistemas de esgotos<sup>a</sup>

PROCESSOS DE TRATAMENTO	REMOÇÃO (LOG <sub>10</sub> UNIDADES)			
	BACTÉRIA	HELMINTOS	VÍRUS	CISTOS
Sedimentação primária simples	0-1	0-2	0-1	0-1
Auxiliada quimicamente <sup>b</sup>	1-2	1-3 (W)	0-1	0-1
Lodo ativado <sup>c</sup>	0-2	0-2	0-1	0-1
Biofiltração <sup>d</sup>	0-2	0-2	0-1	0-1
Lagoa aerada <sup>d</sup>	1-2	1-3 (W)	1-2	0-1
Valo de oxidação <sup>e</sup>	1-2	0-2	1-2	0-1
Desinfecção <sup>e</sup>	2-6 (W)	0-1	0-4	0-3
Lagoas de estabilização <sup>f</sup>	1-6 (W)	1-3 (W)	1-4	1-4
Efluentes de reservatórios <sup>g</sup> de acumulação	1-6 (W)	1-3 (W)	1-4	1-4

(W) Diretrizes de NHD são obtidas com um projeto adequado e operação apropriada

- <sup>a</sup> FONTE: Feachem et alii, 1983
- <sup>b</sup> Pesquisa adicional é necessária para confirmar funcionamento
- <sup>c</sup> Incluindo sedimentação secundária
- <sup>d</sup> Incluindo lagoa de sedimentação
- <sup>e</sup> Cloração e ozonização
- <sup>f</sup> O desempenho depende do número de lagoas em série e outros fatores ambientais
- <sup>g</sup> Funcionamento depende do tempo de detenção, que varia com a demanda

## 2.9 - Remoção de Coliformes Fecais e Helmintos em Digestores

A utilização de digestores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo e separador de fases é muito recente, por isso a bibliografia referente à remoção de coliformes fecais e helmintos nesses reatores ainda é escassa.

Vieira e Souza, (1985) trabalhando com um reator deste tipo, de 120 m<sup>3</sup>, tratando esgoto doméstico a temperatura ambiente em São Paulo e com tempo de detenção em torno de 5 horas, encontraram valores de 70% de remoção de coliformes fecais e raros helmintos no efluente.

Todos os estudos feitos até agora reconhecem que, nestes reatores, o processo de remoção de organismos patogênicos não é eficiente, necessitando geralmente de um pós-tratamento para que seus efluentes sejam descarregados em corpos receptores ou reusados: alguns trabalhos fazem referência a este aspecto (Souza, 1986; Schellinkout et alii, 1985). A remoção de patógenos nos digestores anaeróbios de fluxo ascendente é baixa em consequência dos curtos tempos de detenção usualmente empregados em tanques anaeróbios.

## 2.10 - Remoção de Coliformes Fecais e Helmintos em Lagoas de Estabilização

Em lagoas de estabilização é observada alguma

separação de coliformes fecais por sedimentação, mas a maior redução é obtida através da morte desses organismos, principalmente em lagoas de maturação.

A morte de coliformes fecais em lagoas de estabilização é um fenômeno que envolve vários processos físicos, reações bioquímicas e fatores ambientais (Smallman, 1986).

Existem modelos cinéticos utilizados para interpretar o decaimento de coliformes fecais em lagoas de estabilização. Um deles é o proposto por Marais (1974) que se baseia na cinética de 1ª ordem de carga totalmente misturada. Dessas condições resulta a seguinte equação:

$$N_e = \frac{N_i}{1 + Kbt} \quad (2.1)$$

onde:

$N_e$  - número de coliformes fecais / 100ml do efluente;

$N_i$  - número de coliformes fecais / 100ml do afluente;

$t$  - tempo de detenção hidráulica (d);

$K_b$  - coeficiente de 1ª ordem de velocidade de remoção de coliformes fecais ( $d^{-1}$ ).

Para uma série de lagoas:

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + Kbt_1)(1 + Kbt_2) \dots (1 + Kbt_n)}$$

O coeficiente  $K_b$  apresenta uma grande dependência da temperatura representada por:

$$K_{b_T} = 2,6(1,19)^{T-20}$$

onde:  $K_{b_T}$  = valor de  $K_b$  a  $T^{\circ}\text{C}$

Para temperaturas entre 5 a  $21^{\circ}\text{C}$ , Marais (1974) encontrou um aumento da morte de coliformes fecais com o aumento da temperatura. Acima de  $21^{\circ}\text{C}$ , ele cita a presença de estratificação térmica na lagoa, como causa da redução da remoção de bactérias.

Pearson et alii (1987b) mostra que o aumento da temperatura acelera a morte das bactérias pelo aumento da atividade metabólica e pela sensibilidade às substâncias tóxicas.

Além do tempo de detenção e da temperatura, considerados por Marais (1974), outros fatores influenciam na remoção dos coliformes fecais tais como: presença de predadores de bactérias, presença de algas, altos valores de pH, altas concentrações de oxigênio dissolvido, deficiência de nutrientes, ação dos ventos e da luz solar (Ellis, 1983).

Os coliformes fecais fazem parte da cadeia alimentar que se estabelece num sistema de lagoas de estabilização. Eles servem de alimento à rotíferos, protozoários e nematodes. Ellis (1983) relata a dificuldade de se quantificar a influência desses organismos na redução das bactérias.

Pesquisas recentes relacionam o aumento da remoção de bactérias com o aumento da concentração de algas (Arthur, 1983). Pearson e Silva (1979), trabalhando com o efluente de lagoas facultativas e de maturação, observaram uma relação inversa entre biomassa de algas e coliformes fecais. Essa relação foi explicada pela possível produção, pelas algas, de toxinas às quais as bactérias são sensíveis. De acordo com Davis e Gloyna (1972), a remoção de coliformes tende a aumentar quando aumenta a variedade das espécies de algas no ambiente. Porém Parhad e Rao (1974) relatam que a morte de bactérias na presença de grandes biomassas de algas é devida à elevação do pH resultante da intensa atividade fotossintética. Eles demonstraram isso utilizando culturas mixtas de Chlorella e E. coli tamponadas e não tamponadas. Na cultura não tamponada, não ocorreu o crescimento de E. coli pois o pH chegou a valores acima de 9,2 e a sua eliminação total foi verificada após 6 dias em pH acima de 10,4. Nas culturas tamponadas, onde o pH foi mantido em 7,5, o crescimento de E. coli não foi afetado na presença de algas. Pearson et alii (1987 b) estudaram o efeito do aumento do pH na remoção de bactérias em lagoas de estabilização e concluíram que valores de pH iguais ou acima de 9 podem acelerar a remoção.

Altos níveis de oxigênio dissolvido têm sido associados com altas taxas de remoção de coliformes fecais (Marais, 1974). Pearson e Silva (1979) associaram os parâmetros analisados em amostras de efluentes das lagoas durante 24 horas do dia e observaram uma relação entre

elevados números de bactérias e baixas quantidades de  $O_2$  dissolvido. Eles concluíram que as bactérias são sensíveis a altos níveis de  $O_2$  e por causa disso elas se movem para longe das concentrações elevadas de oxigênio.

O vento tem uma influência positiva na remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização por aumentar a mistura. A mistura evita a estratificação térmica e, portanto, o curto-circuito entre o afluente e o efluente. Sem a ocorrência do curto-circuito, os coliformes ficam mais tempo expostos a condições adversas à sua sobrevivência. A mistura provocada pelo vento também pode expor maiores quantidades de bactérias em contato com a luz solar e esse contato reduz o número de bactérias (Moeller & Calkins, 1980).

A luz solar, particularmente a radiação ultra-violeta com o comprimento de onda na faixa de 280 a 320 nm, pode eliminar bactérias (Moeller & Calkins, 1980). Estes autores encontram uma relação direta entre a taxa de decaimento de coliformes fecais e a dosagem de radiação ultravioleta recebida pelos microorganismos. Visto que a radiação ultravioleta não consegue penetrar até grandes profundidades, principalmente por ser absorvida pelos sólidos em suspensão e pelas substâncias húmicas, a remoção de coliformes fecais será maior em lagoas rasas (Mayo, 1989). Porges e Mackenthun (1963), citados por Smallman (1986), fazem referência à eficiência de lagoas rasas na redução de coliformes fecais devido à grande penetração de luz associada a altos níveis de

oxigênio dissolvido e pH.

Lagoas de estabilização são eficientes na remoção de ovos de helmintos (Schwartzbrod et alii, 1987). Silva e Mara (1979) atribuem essa remoção à sedimentação causada pelas condições de quietude hidráulica e longo tempo de detenção. Os ovos viáveis de helmintos sedimentam nas camadas de lodo das lagoas onde ainda podem persistir por vários meses ou anos dependendo da espécie em questão. Feachem et alii (1983) destacam que os ovos de Ascaris lumbricoides são os mais persistente, podendo ficar viáveis por mais de um ano neste ambiente. Os tempos de detenção usualmente empregados em lagoas de estabilização (5 a 30 dias) proporcionam melhores condições para a sedimentação do que os processos de sedimentação primária, com tempos de detenção de 2 ou 3 horas, ou de sistemas de tratamento secundário, com tempo de detenção de 8 a 12 horas (Shuval et alii, 1986).

Feachem et alii (1983) sugerem um mínimo de 2 lagoas em série com um tempo de detenção total de 20 dias para garantir um efluente livre de ovos de helmintos.

Em estudos com lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil, Silva (1983) concluiu que: "tanto uma série de pelo menos 3 lagoas cada uma com o tempo de detenção maior ou igual a 6 dias, quanto uma lagoa facultativa alimentada com esgoto bruto, com tempo de detenção maior ou igual a 19 dias, produzirão um efluente completamente livre de parasitos".

## CAPÍTULO III

### MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 - Descrição do Sistema Estudado

O sistema estudado era composto de uma série de lagoas de estabilização em escala-piloto, sendo uma facultativa e três de maturação. A série recebia uma parte do efluente de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e separador de fases (DAFA) em escala real (figuras 3.1 e 3.5). Antes de chegar ao digestor, o esgoto bruto recebia um tratamento preliminar.

##### 3.1.1 - Tratamento Preliminar

By-pass, localizado na caixa de inspeção do afluente, cuja função é de curto-circuitar o sistema quando necessário;

grade de barras para reter o material grosseiro;

caixa de areia dupla para reter areia a fim de evitar entupimento no digestor;

medidor Parshall com a finalidade de medir e regular a velocidade do afluente na caixa de areia.

### 3.1.2 - Tratamento Primário - DAFA.

O digestor anaeróbio é utilizado como um tratamento primário do esgoto doméstico da população do bairro do Pedregal, na cidade de Campina Grande - Pb (figura 3.2) constituído basicamente de:

#### - Estrutura de Entrada

dispositivo de divisão de vazão em vinte partes iguais;

sistema de tubulações para levar as vinte partes da vazão afluente até o fundo do digestor.

#### - Dispositivo de Saída do Efluente

Após a trajetória ascensional no digestor, o efluente é descarregado através de tubulações simetricamente distribuídas com o objetivo de retirá-lo uniformemente da parte superior do digestor.

### - Separador de Fases

É um dispositivo característico do DAFA. Na parte inferior do separador de fases há uma interface líquido e gás, mantida através de um selo hidráulico externo. As bolhas de biogás se acumulam na câmara de gás, acima da interface, e os flocos de lodo, eventualmente arrastados, depois de se desprenderem das bolhas, decantam por gravidade, tornando a fazer parte da manta de lodo.

Quando o líquido passa nas aberturas do separador de fases, seguindo para a zona de sedimentação, encontra um ambiente tranquilo sem a turbulência provocada pelas bolhas de gás, tendo a sua velocidade ascensional diminuída. A combinação de uma zona tranquila com a diminuição da velocidade ascensional do líquido na zona de sedimentação, faz com que os flocos de lodo tendam a decantar e se depositarem sobre o separador de fases. A declividade do separador de fases permite o deslizamento dos flocos sedimentados e seu conseqüente retorno para a manta de lodo. Isso assegura um efluente essencialmente livre de sólidos em suspensão. Para evitar a passagem de bolhas de biogás pelas aberturas, entre os elementos do separador de fases são colocados obstáculos abaixo dessas aberturas. Esses obstáculos captam as bolhas e as conduzem para a parte inferior do separador de fases.

### - Dispositivo de Descarga do Lodo de Excesso

Tem o objetivo de retirar periodicamente o lodo acumulado na parte inferior do digestor, evitando que a qualidade do efluente seja prejudicada pela saída indevida do lodo, junto com ele.

A figura 3.6 mostra esquematicamente a forma e a posição dos componentes do digestor.

### 3.1.3 - Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização estudadas eram em número de quatro, sendo uma facultativa e três de maturação, denominadas  $F_1$ ,  $M_1$ ,  $M_2$  e  $M_3$  respectivamente, todas constituídas de tanques de fibrocimento, tipo Brasilit de 1000 litros, enterrados a meia profundidade (figura 3.3).

Os dispositivos de entrada e saída do esgoto nas lagoas, com exceção da entrada de  $F_1$ , eram feitos com tubos PVC de 3/4" de diâmetro. Na saída das lagoas, ao tubo de 3/4", ainda era acoplado um tubo de 2" para evitar entupimentos (figura 3.7). O mesmo era protegido por um retentor de espuma de 150 mm (figura 3.4).

A entrada do esgoto em  $F_1$  era feito com uma mangueira de plástico de 1/4" de diâmetro. As ligações entre as lagoas eram feitas através de mangueiras de plástico de 3/4" de

diâmetro.

Na tabela 3.1 encontram-se as características físicas do DAFA e das lagoas de estabilização. As características operacionais estão na tabela 3.2.

### 3.2 - Sistema de Alimentação

O esgoto doméstico bruto, proveniente do sistema de esgotos sanitários do bairro do Pedregal, chegava por gravidade ao DAFA. Após a sua trajetória no digestor, o efluente era descarregado no canal do efluente de onde, durante o experimento, uma parte era bombeada por uma bomba submersa ( $B_1$ ), marca ANAUBER modelo AN-A, até uma caixa tipo Brasilit de 50 l de nível constante ( $C_1$ ). Dessa caixa, a alimentação da primeira lagoa da série ( $F_1$ ) era feita, através de mangueiras flexíveis, por uma bomba dosadora ( $B_2$ ) do tipo peristáltica de cabeçote aberto com temporizador para o ajuste de vazão. A alimentação da lagoa seguinte ( $M_1$ ) era feita por gravidade pelo efluente da lagoa  $F_1$  e assim sucessivamente para as demais lagoas (figura 3.5).

A vazão de alimentação da série das lagoas era verificada diariamente; quando necessário, recalibrava-se através do temporizador.

### 3.3 - Metodologia

Consistia no monitoramento do efluente da série de lagoas de estabilização usada no pós tratamento do efluente do DAFA, com relação à remoção de organismos patogênicos.

O estudo foi dividido em 2 etapas:

#### Primeira etapa (etapa preliminar).

Foi realizada no período de 24/07/89 a 31/08/89 durante o qual a série de lagoas de estabilização era alimentada com uma vazão efluente do DAFA de 100 l/d. o tempo de detenção hidráulica total foi de 40 dias. Durante esse período, foram analisados os seguintes parâmetros: temperatura, pH,  $DBO_5$ , DQO, coliformes fecais e helmintos.

#### Segunda etapa

Nessa etapa as lagoas de estabilização foram monitoradas no período de 2/10/89 a 2/04/90 com uma vazão efluente do DAFA de 200 l/d e um tempo de detenção hidráulica total de 20 dias. Foram analisados, nas amostras das lagoas, os seguintes parâmetros: temperatura, pH,  $DBO_5$ , DQO, sólidos suspensos totais, nitrogênio amoniacal, clorofila a, coliformes fecais e helmintos.

### 3.3.1 - Amostragem

O monitoramento compreendeu a coleta de amostra do esgoto bruto, efluente do DAFA e dos efluentes das quatro lagoas em série.

As coletas eram feitas aproximadamente às 8 horas, em beacker plástico e homogeneizadas antes de serem retiradas as subamostras para análises posteriores.

Os parâmetros como coliformes fecais e helmintos eram analisados nas amostras de esgoto bruto, efluente do digestor e efluente de  $F_1$ ,  $M_1$ ,  $M_2$  e  $M_3$ . Os demais parâmetros com exceção de clorofila *a* foram analisados somente nas amostras do efluente do DAFA e das lagoas.

Para análise de clorofila *a*, foram feitas coletas de amostra de coluna nas lagoas, eliminando assim os efeitos que a distribuição vertical de algas pode causar nas avaliações (Pearson et alii, 1987).

## 3.4 - Procedimentos Analíticos

### 3.4.1 - Temperatura

As temperaturas das lagoas foram medidas diariamente com um termômetro de máxima e mínima, marca INCOTERM, provido de filamento de mercúrio, colocado a meia profundidade de

cada lagoa.

A temperatura média de cada lagoa foi calculada como a média aritmética das temperaturas máximas e mínimas diárias.

#### 3.4.2 - pH

As determinações de pH foram feitas usando um medidor de pH marca "PROCYON", modelo PHN-4.

#### 3.4.3 - Oxigênio Dissolvido (OD)

Medidas de oxigênio dissolvido foram realizadas com o uso de um medidor de oxigênio marca Y.S.I. modelo 54A.

#### 3.4.4 - Alcalinidade Total

Foi empregado o método desenvolvido por Souza e Vieira (1981).

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

Os valores de DQO foram determinados por refluxação com dicromato de potássio de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1985).

As determinações do excesso de dicromato após a refluxação foi feita pelo método titrimétrico, usando-se uma solução tituladora de sulfato ferroso amoniacal.

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

Os testes de DBO foram realizados de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1985).

As medições de oxigênio foram feitas com o medidor de oxigênio de marca Y.S.I. modelo 54A.

#### 3.4.7 - Sólidos Suspensos Totais

Para as determinações dos sólidos suspensos totais, seguiu-se basicamente o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1985).

As pesagens foram efetuadas em uma balança marca SARTORIUS modelo 2462.

#### 3.4.8 - Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio amoniacal foi determinado de acordo com Standard Methods of the Examinations of Water and Wastewater

(APHA, 1985), usando o método da Nesslerização direta com leitura à 450 nm.

#### 3.4.9 - Quantificação da Biomassa de Algas

As biomassas de algas nas lagoas foram avaliadas através da determinação da clorofila *a* usando a técnica de extração com metanol 90%, descrita por Pearson et alii (1987).

Amostras homogeneizadas da coluna de água das lagoas eram filtradas através de papéis de filtros de fibra de vidro GFC 47 mm. Antes da filtração da amostra, filtravam-se 2.5 ml de uma suspensão 1% de  $MgCO_3$  com a finalidade de ajudar a retenção das células das algas no papel de filtro e de manter as condições alcalinas do meio filtrante extrator.

Terminada a operação de filtração, os papéis de filtro eram colocados em tubos de ensaio graduados com 10 ml de metanol 90% e fervidos num banho-maria por 2 minutos, para ajudar a extração da clorofila *a*.

Os extratos eram então centrifugados por 10 minutos a 2500 r.p.m., antes tendo seus volumes corrigidos com metanol 90% para o volume inicial. O sobrenadante era então transferido para uma cuveta com um espaço interno de 1 cm.

As medidas de absorbância foram feitas com um espectrofotômetro marca SHIMADZU, modelo UV-100-01. O aparelho era calibrado usando-se uma prova em branco de metanol 90%.

As leituras eram feitas à 663 nm (melhor absorvido pela clorofila *a*) e em seguida, no comprimento de onda de 750 nm (melhor absorvido pelo material em suspensão).

A concentração de clorofila *a* era então calculada pela seguinte equação:

$$Cl\ a\ (\mu\text{g/l}) = \frac{(OD_{663} - OD_{750}) (\text{volume do extrato do solvente, ml}) \times 10^4}{77 (\text{volume da amostra original, ml})}$$

onde:  $OD_{663}$  = absorvância lida a 663 nm

$OD_{750}$  = absorvância lida a 750 nm

O valor de 77 é o coeficiente de extinção para a clorofila em metanol 90% em 1/g.cm para a cuveta do espectrofotômetro (Pearson et alii, 1987).

#### 3.4.10 - Coliformes Fecais

As determinações das concentrações de coliformes fecais foram feitas através da técnica da membrana de filtração, obedecendo as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1985).

O equipamento usado foi o MILLIPORE ESTERIFIL, com membrana de filtração com 47 mm de diâmetro.

As membranas foram incubadas a 44,5 °C durante 24 horas

em placas de Petri, numa estufa do tipo MF-MILLIPORE INCUBATOR.

O meio de cultura usado para coliformes fecais foi o Membrane Lauryl Sulphate Broth (Oxoid).

### 3.4.11 - Helmintos

#### 3.4.11.1 - Esgoto Bruto e Efluente do DAFA

Para a quantificação dos ovos de helmintos no esgoto bruto e efluente do DAFA foi utilizado o método de BAILENGENS, recomendado pela O.M.S. (WHO 1989).

Consiste em:

- Coletar uma amostra de esgoto de volume conhecido (geralmente 1 l);
- deixar a amostra se 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 minutos a 3500 r.p.m.;
- remover o sobrenadante e combinar os sedimentos, se a centrifugação for feita em mais de um tubo. Deve-se tomar cuidado para lavar todos 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).  
(acetato)
- adicionar um volume de éter, igual a 2 vezes o volume do tampão e misturar a solução completamente;
- centrifugar a amostra a 3500 r.p.m. por 15 minutos;
- remover o sobrenadante;
- resuspender o sedimentado num volume de sulfato de zinco (33%, densidade relativa de 1.18) de 5 vezes o volume do sedimentado. Misturar a amostra completamente;
- remover rapidamente uma alíquota, usando uma pipeta Pasteur e transferir para uma lâmina McMaster para exame ao microscópio com uma ampliação de 100x;

O número total de ovos por litro (N) presente na amostra do esgoto é determinado com a seguinte fórmula:

$$N = \frac{A \times 6X}{PV}$$

onde: A = número de ovos contados

X = volume do sedimentado (ml)

P = volume da lâmina Mc. Master

V = volume da amostra

## 3.4.11.2 - Efluente das Lagoas de Estabilização

Para a enumeração dos ovos de helmintos nos efluentes das lagoas foi utilizado o método Leeds II, de acordo com Ayres et alii (1989). Esse método foi escolhido por separar os ovos de helmintos das algas nas amostras dos efluentes das lagoas e consiste em:

- coletar quatro litros do efluente num balde de plástico, previamente lavado com uma solução 0,01% do detergente TRITON X-100 para remover qualquer traço de gordura e, assim, reduzir a chance de helmintos aderirem ao balde. Adicionar 10 ml. de formaldeído 35% para a preservação.

- deixar a amostra sedimentar por uma hora. Esse é o período mínimo para que os ovos sedimentem em um beacker padrão de 1 litro;

- sifonar cuidadosamente o sobrenadante, usando uma bomba de sucção a vácuo, adaptada à torneira, até que o sedimento esteja entre 60-70 ml. Não mover ou virar o balde durante o sifonamento;

- transferir o sedimento de cada amostra para dentro de um tubo de centrifugação de 100 ml. Lavar as paredes do recipiente 2 a 3 vezes com TRITON X-100. Adicionar o líquido da lavagem ao tubo;

- centrifugar a amostra por 10 minutos a 2500 r.p.m.;

- sifonar com cuidado o sobrenadante, deixando cerca

de 2-3 ml de sedimento no fundo do tubo;

- adicionar uma solução de NaCl (densidade relativa de 1,04) até que uma coluna líquida de 5 cm seja obtida. Fazer lentamente a adição da solução de NaCl ao sedimentado, sob agitação para obter uma suspensão homogênea. Deixar em repouso por uma hora;

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

- colocar o sedimento final numa placa de Doncaster e contar ao microscópio (40X) os ovos de helmintos.

### 3.5 - Tabelas

TABELA 3.1 - Características físicas do DAFA e das lagoas de estabilização

REATOR	DIMENSÕES (m)			ÁREA ÚTIL (m <sup>2</sup> )	VOLUME ÚTIL (m <sup>3</sup> )
	PROFUNDIDADE	COMPRIMENTO	LARGURA		
DAFA	4	10	4,0	40	160
F <sub>1</sub>	0,65	1,55	1,02	1,58	1,0
M <sub>1</sub>	"	"	"	"	"
M <sub>2</sub>	"	"	"	"	"
M <sub>3</sub>	"	"	"	"	"

TABELA 3.2 - Características operacionais do DAFA e das lagoas de estabilização

ETAPA	REATOR	VAZÃO DE ENTRADA NO REATOR (m <sup>3</sup> /d)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (d)	CARGA ORGÂNICA SUPERFICIAL (Kg/DBO <sub>5</sub> /ha/d)
1	DAFA	220	0,29	-
	F <sub>1</sub>	0,1	10	160,61
	M <sub>1</sub>	0,1	10	-
	M <sub>2</sub>	0,1	10	-
	M <sub>3</sub>	0,1	10	-
2	DAFA	220	0,29	-
	F <sub>1</sub>	0,2	5	109,61
	M <sub>1</sub>	0,2	5	-
	M <sub>2</sub>	0,2	5	-
	M <sub>3</sub>	0,2	5	-

Etapa 1 - 24/07/89 - 31/08/89

Etapa 2 - 02/10/89 - 02/04/90

### 3.6. Figuras



Figura 3.1 - DAFA do bairro do Pedregal, em escala real, e ao fundo a série de 4 lagoas de estabilização em escala piloto.



Figura 3.2 - DAFA em escala real do bairro do Pedregal mostrando as vinte caixas de divisão de vazão e as tubulações de entrada do afluente no digestor.

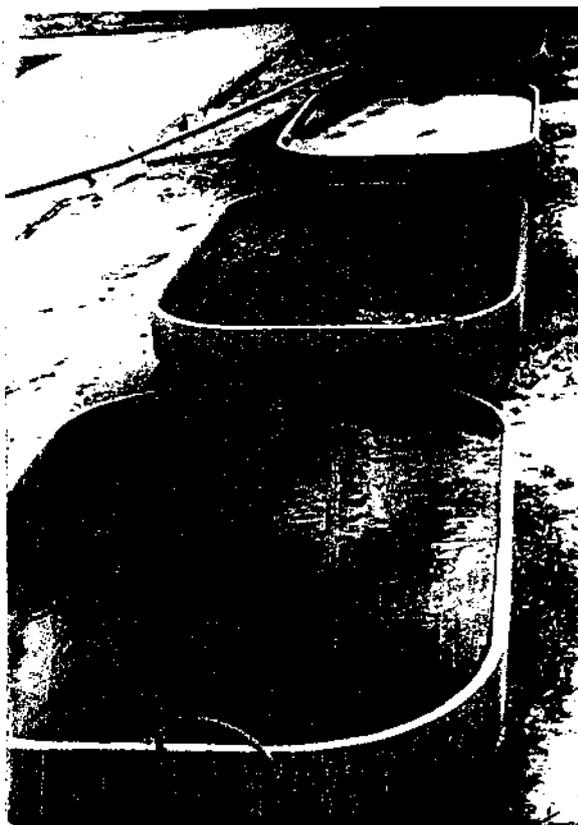


Figura 3.3 - Série das 4 lagoas de estabilização em escala-piloto

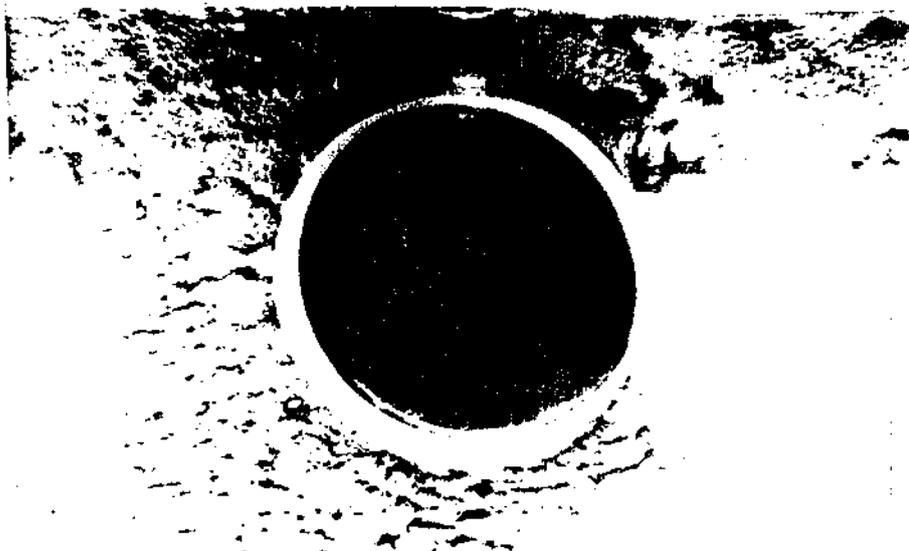


Figura 3.4 - Detalhe da saída do efluente das lagoas com o retentor de escumas.

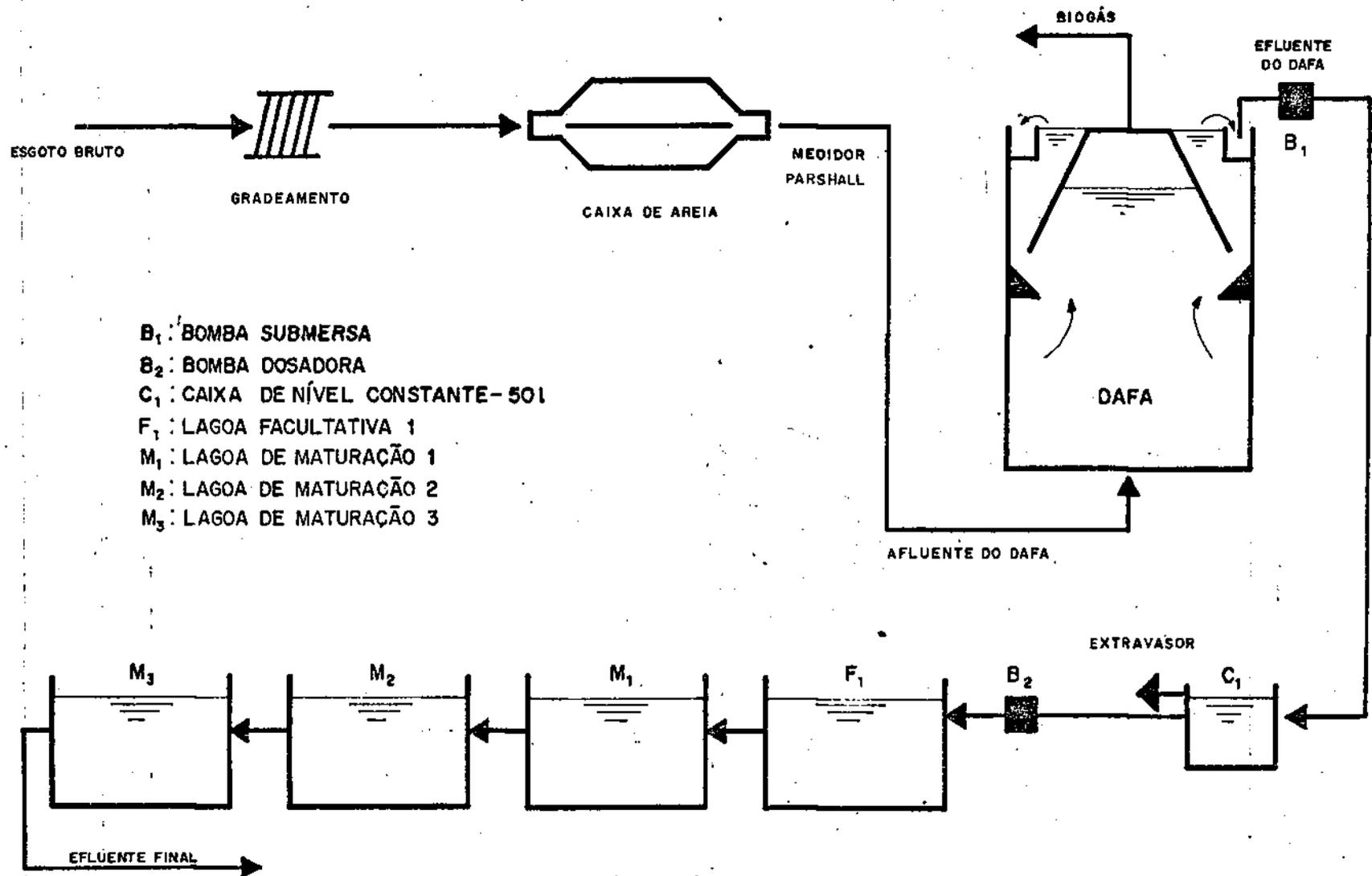
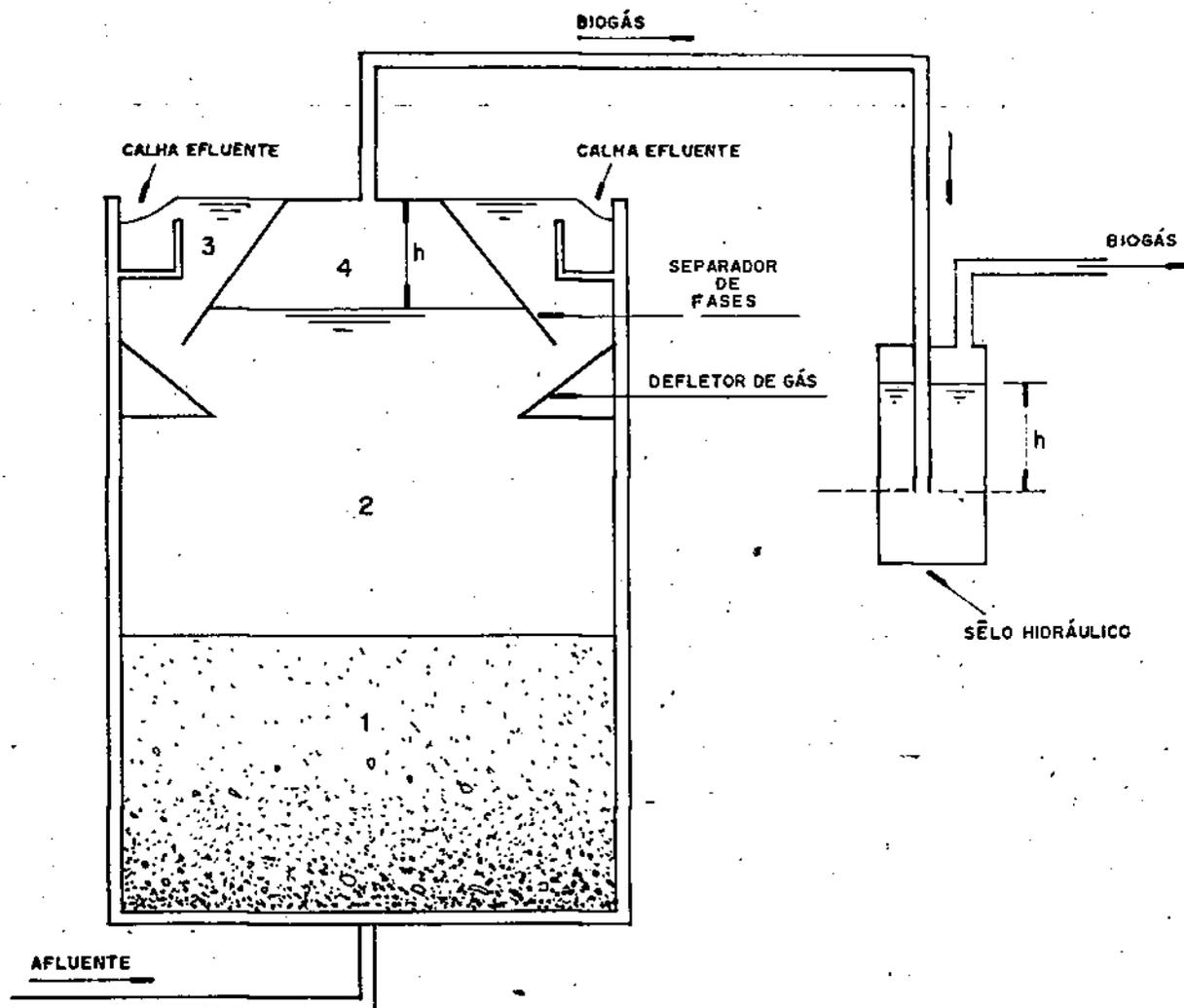
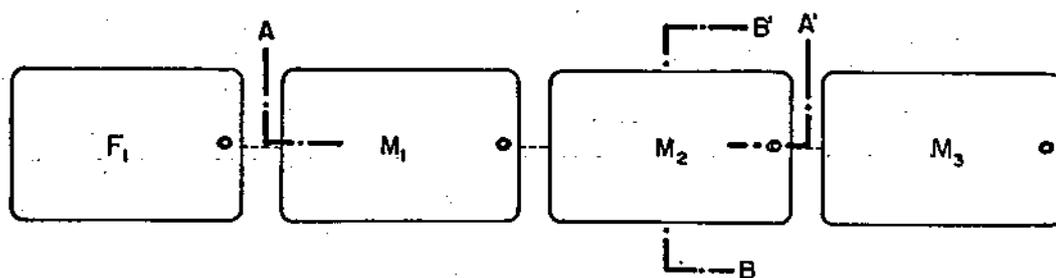


FIGURA 35- DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO SISTEMA ESTUDADO - DIGESTOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE COM MANTA DE LODO E SEPARADOR DE FASES (DAFA) E A SÉRIE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>)

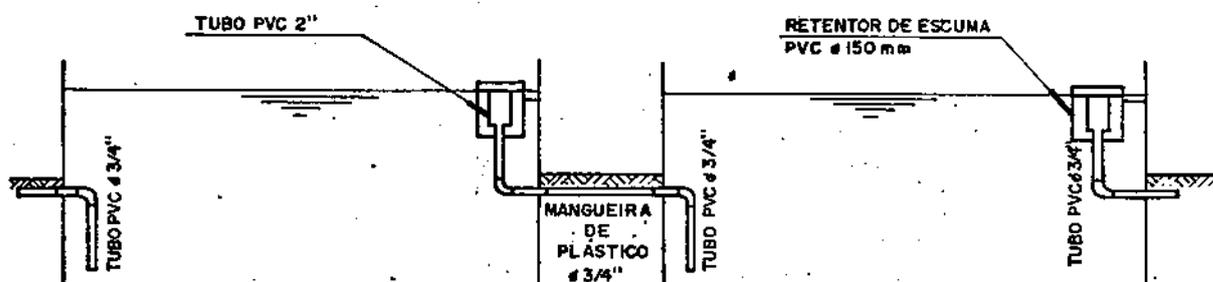


- 1 ZONA DE DIGESTÃO COM MANTA DE LODO
- 2 ZONA DE TRANSIÇÃO
- 3 ZONA DE DECANTAÇÃO
- 4 ZONA DE ARMAZENAMENTO DE GÁS

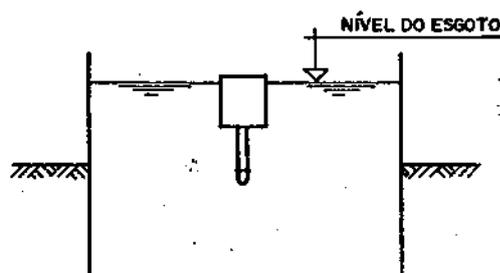
FIGURA 3.6 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM DIGESTOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE COM MANTA DE LODO E SEPARADOR DE FASES (DAFA)



PLANTA BAIXA  
ESC. 1:50



CORTE AA'  
ESC. 1:25



CORTE BB'  
ESC. 1:25

FIGURA 3.7 -- PLANTA BAIXA E CORTES DA SÉRIE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>)

## CAPÍTULO IV

### APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

#### 4.1 - Primeira etapa (preliminar)

A primeira etapa (etapa preliminar) caracterizou-se pela vazão afluente das lagoas (efluente do DAFA) de 100 l/d, com o tempo de detenção hidráulica de 10 dias em cada uma das lagoas. Esta etapa teve como intuito observar a adaptação da série das lagoas ao efluente do DAFA. As médias dos resultados dos parâmetros se encontram na tabela 4.1.

As seguintes observações podem ser destacadas como, por exemplo, os altos e crescentes valores de pH na série das lagoas, principalmente nas de maturação ( $M_1$ ,  $M_2$  e  $M_3$ ). Outro destaque é dado para a eficiente redução percentual de 99,9999% de coliformes fecais do esgoto bruto ( $2,09 \times 10^7$  C.F./100ml), após o tratamento no DAFA e nas lagoas (29 C.F./100ml). Os dados microbiológicos também mostram que já o efluente da lagoa de maturação,  $M_2$ , poderia ser utilizado para o uso na irrigação irrestrita, baseado na O.M.S. (WHO, 1989).

#### 4.2 - Segunda etapa

Após o período preliminar (1ª etapa) de adaptação das lagoas, iniciou-se a 2ª etapa cuja duração foi de seis meses. Na tabela 4.2 estão registrados os valores médios dos parâmetros analisados no efluente das lagoas, do esgoto bruto (EB) e efluente do DAFA.

Durante esse período ocorreram modificações no comportamento das lagoas que foram observados juntamente com a presença de uma espessa camada de escumas na superfície. Essa espuma era formada por algas, e foi observada no período entre 27/11/89 a 19/2/90. Neste período ocorreu uma diminuição dos valores de pH, assim como da eficiência das lagoas em relação àquela observada no período anterior, principalmente no que se refere à remoção de coliformes fecais e amônia. A figura 4.1 mostra esse período através da variação do pH e coliformes fecais.

Devido a essas variações, dividiu-se a 2ª etapa em fase A e fase B. A fase A refere-se ao período em que as lagoas funcionaram com a superfície livre de espuma, e a fase B, ao período com presença de espuma na superfície das lagoas. Esta divisão tornou-se necessária para se ter uma média mais representativa das duas fases distintas ocorridas durante a segunda etapa.

De acordo com o descrito acima, as tabelas 4.3 e 4.4 apresentam valores médios de parâmetros dos efluentes das lagoas, esgoto bruto e efluente do DAFA, nas fases A e B

respectivamente.

#### 4.2.1 - Formação de espuma na Superfície das Lagoas

A presença de escumas formadas por algas nas quatro lagoas pode estar ligada à profundidade das lagoas. Devido à alta atividade fotossintética das algas, verificada principalmente lagoas rasas, o pH pode atingir valores muito elevados em grande parte do dia, ajudando na precipitação de alguns elementos como fosfatos e carbonatos presentes nas lagoas. Esses elementos, atuando então como floculantes, decantam arrastando as algas para o fundo da lagoa. A penetração da luz solar em grande parte das lagoas rasas dá condições para que as algas, mesmo no fundo, ainda produzam oxigênio. Ao se desenvolver uma solução supersaturada como foi de fato observada durante o estudo da variação diária de oxigênio dissolvido ao longo da profundidade (ver seção 4.5), bolhas de  $O_2$  são formadas e se desprendem da fase líquida. Supõe-se que as bolhas de oxigênio, na sua trajetória ascensional, agregam-se às algas, arrastando-as para a superfície. Com a continuação, forma-se uma espessa camada de espuma que irá atuar como uma barreira à penetração da luz, evitando assim, a fotossíntese das algas. Além disso, altos valores de pH causam a precipitação do fósforo sob a forma de orto-fosfatos insolúveis, limitando ainda mais o crescimento das algas que utilizam o fósforo como nutriente. O ciclo se forma com a continuação da respiração bacteriana, onde ocorre

o consumo de oxigênio dissolvido e a produção de  $\text{CO}_2$ , obtendo-se uma redução no valor do pH. Assim, criam-se novamente condições que estimulam o crescimento das algas, tão logo a espuma da superfície é removida. Oswald (1968), citado por Smallman (1986) observou esse fenômeno em lagoas com profundidades inferiores a 1,2 m.

A espuma formada pelas algas nas 4 lagoas era removida diariamente durante a fase B, mas poucas horas após era novamente formada. A ação dos ventos poderia ter tido uma forte influência na quebra das espumas, mas isso não foi notado devido às pequenas dimensões das lagoas estudadas. Foi induzida artificialmente uma movimentação na superfície das lagoas formando, com isso, pequenas ondas, mas as mesmas não causaram efeito nas espumas. A quebra dessas espumas só foi observada pelo efeito da chuva.

#### 4.3 - Remoção de Coliformes Fecais

A avaliação da eficiência na remoção de coliformes fecais em cada reator, assim como no sistema composto pelo DAFA e pelas quatro lagoas de estabilização foi expressa em termos de percentagem. A tabelas 4.5 apresenta essas percentagens mostrando as diferenças das fases A (sem espuma) e B (com espuma). Na fase B a remoção nas lagoas foi de 99,9651%, resultando um efluente final com uma média de 3000 Coliformes Fecais por 100 ml. Já na fase A, a remoção encontrada foi de 99,9989%, apresentando um efluente com uma

concentração média de 102 Coliformes Fecais por 100 ml (figura 4.2 a,c), valor que atende aos padrões preconizados pela O.M.S. (WHO, 1989) para a sua utilização na irrigação irrestrita ( $\ll$  1000 Coliformes Fecais por 100 ml).

Comparando-se a tabela 4.3 com a 4.4, observa-se que uns dos parâmetros mais afetados durante a fase B foram o pH e coliformes fecais. Estes efeitos podem ser melhor visualizados na figura 4.1 onde se mostra uma possível relação entre estes dois parâmetros. A fim de comprovar essa relação, utilizou-se análise de regressão dos resultados de pH e coliformes fecais durante toda a segunda etapa, produzindo a seguinte equação estatisticamente significativa ao nível de 0,01:

$$\log C.F./100 \text{ ml} = -1,92 (\text{pH}) + 20,5 \quad (4.1)$$

$$r = 0,941$$

$$n = 229$$

A equação 4.1 mostra uma boa relação entre o aumento de pH e a redução do número de coliformes fecais nas lagoas. Através da representação linear da equação 4.1 (figura 4.3), pode-se verificar que na série de lagoas estudadas, a concentração de coliformes fecais atingia valores  $\ll$  1000 C.F./100 ml quando o pH era igual ou maior que 9,1 (figura 4.3). Este valor foi obtido na terceira lagoa ( $M_2$ ), quando a série de lagoas apresentou um bom desempenho (fase A).

Deve ser levado em consideração que os valores de pH considerados para o cálculo das médias, foram aqueles representativos das amostras coletadas às 8 horas da manhã, quando os efeitos de redução do pH do período noturno ainda afetavam a massa líquida da lagoa. Os valores de pH aumentavam significativamente durante o dia, como mostra a figura 4.4. Este aumento pode ter proporcionado uma maior redução na concentração de coliformes fecais para valores menores do que os usados no cálculo das médias apresentadas nas tabelas 4.2, 4.3 e 4.4.

Os altos valores de pH encontrados foram consequência da atividade fotossintética das algas. Embora os dados indiquem o pH relacionado com a eliminação de coliformes fecais, outros parâmetros podem ter atuado sinergeticamente com o pH. Porges e Mackenthum (1963), descrito por Smallman (1986), citam a grande penetração de luz associada a altos níveis de oxigênio dissolvido e pH elevado como fatores que aumentam a eficiência da remoção de coliformes fecais em lagoas rasas. O efeito letal do pH é também acentuado com o aumento da temperatura (Pearson & Konig, 1986). Branco (1986), fazendo referência à profundidade das lagoas, cita que a melhor distribuição do calor nas lagoas é feita à profundidade de 60 cm. Também a radiação solar, que tem sido ultimamente apontada como causa importante na redução de coliformes fecais (Moeller & Calkins, 1980), penetra mais facilmente em lagoas rasas.

Polprasert et alii (1983), analisando a remoção de

coliformes fecais em lagoas de estabilização em escala piloto com as profundidades de 0,86 m e 0,60 m, mostraram que a remoção de coliformes fecais é mais rápida em lagoas rasas do que profundas. Conclusão similar foi encontrada por Mara e Silva (1979) observando 5 lagoas de maturação em série. A primeira lagoa, com a profundidade de 1,25 m, obteve uma constante de remoção menor do que as outras com profundidades de 1 m cada uma.

#### 4.3.1 - Cálculo das Constantes de 1ª Ordem da Velocidade de Remoção de Coliformes Fecais

Os valores das constantes de 1ª ordem da velocidade de remoção dos coliformes fecais ( $K_b$ ) foram calculados de acordo com a expressão matemática obtida do modelo cinético de Marais (1974). Portanto, de posse dos valores médios de coliformes fecais afluentes e efluentes de cada lagoa, os valores de  $K_b$  foram obtidos pela seguinte expressão:

$$K_b = \left( \frac{N_1}{N_{ex}} - 1 \right) \times 1/t \quad (4.2)$$

onde:

$N_{ex}$  = valor médio de C.F./100 ml do efluente

$N_1$  = valor médio de C.F./100 ml do afluente

$t$  = tempo de detenção hidráulica do reator em d

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

A tabela 4.6 apresenta os valores de  $K_b$  encontrados. Verifica-se que a constante de 1ª ordem da velocidade de remoção de coliformes fecais ( $K_b$ ) aumentou de  $F_1$  para  $M_1$  e decresceu nas demais lagoas, tanto na fase A quanto na fase B. Observou-se ainda que os valores de  $K_b$  na fase A foram superiores ao da fase B.

#### 4.3.2 - Comparação do Sistema de Lagoas Rasas Estudado com outros Sistemas de Profundidades Diferentes

Com a finalidade de se comparar a área e o volume utilizado na série de lagoas rasas estudada (sistema I) com outros sistemas de lagoas de estabilização de profundidades diferentes (sistemas II e III), relacionaram-se alguns parâmetros mostrados na tabela 4.7. Os sistemas II e III foram estudados por Silva (1982) e Farias (1989) respectivamente, trabalhando também com umas séries de lagoas de estabilização (uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação) em escala piloto, utilizando o esgoto doméstico da cidade de Campina Grande - Paraíba.

Na comparação dos três sistemas, considerou-se apenas as lagoas facultativas e de maturação das séries. As figuras 4.5 e 4.6 foram feitas a partir dos dados da tabela 4.7. Observa-se nessas figuras que:

a) O sistema estudado (sistema I) apresentou uma melhor remoção de coliformes fecais por volume de lagoa, enquanto

que o sistema III foi o mais eficiente em termos de área;

b) O sistema II apresentou valores intermediários entre os demais sistemas tanto em termos de área quanto em volume na remoção de coliformes fecais.

Considerando que os três sistemas recebem uma concentração igual a 7 log de unidade por 100 ml de amostra, verifica-se que o sistema I ( $h = 0,65$  m) requer  $1,44$  m<sup>3</sup> ou  $2,46$  m<sup>3</sup> por habitante para produzir um efluente final adequado para o uso na irrigação irrestrita. Comparando estes valores com os dos outros sistemas (II e III), o sistema I necessita de 17% a mais de área do que o sistema II ( $h = 1,0$  m) e 36% do que o sistema III ( $h = 2,2$  m). Já em termos de volume, o sistema II utiliza 23% e o sistema III 58% a mais do que o sistema estudado.

#### 4.4 - Remoção de Ovos de Helmintos

O bairro do Pedregal apenas recentemente foi beneficiado com um sistema de abastecimento de água, disposição e tratamento de esgotos sanitários. Este fato associado às baixas condições econômicas e sociais podem explicar a grande incidência de helmintose na população e conseqüentemente, de ovos de helmintos no esgoto bruto. Além disso, o esgoto do bairro do Pedregal é bastante concentrado devido ao consumo reduzido de água da população, aumentando ainda mais as concentrações de ovos de helmintos no esgoto.

O exposto acima explica a média de 16.774 ovos de helmintos por litro encontrados durante a 2ª etapa que é 10 vezes maior que a média de 1.696 ovos de helmintos por litro obtida por Ayres et alii (1989) para o esgoto bruto da cidade de Campina Grande.

Nos ovos de helmintos encontrados no esgoto bruto foram identificados as espécies Ascaris lumbricoides, Trichuris trichiura, Necator americanus, Hymenolepis nana e Hymenolepis diminuta. De todas as amostras, cerca de 95% dos ovos identificados foram Ascaris lumbricoides. Esta percentagem é comparável com valores de 95,5% e 95,7% deste helminto encontrado por Ayres et alii (1989) e Gambrill (1990), respectivamente, no esgoto bruto da cidade de Campina Grande.

Apesar da remoção dos ovos de helmintos no DAFA em torno de 90%, o efluente do digestor (afluente da série das lagoas) ainda apresentou uma média muito elevada de 1.740 ovos de helmintos por litro que pode ser comparada com a média encontrada no esgoto bruto por Ayres et alii (1989) para a cidade de Campina Grande.

A lagoa facultativa F<sub>1</sub> seguida pela lagoa de maturação M<sub>1</sub> produziram, em ambas as fases (A e B), efluentes livres de ovos de helmintos, com o tempo de detenção total de 10 dias. Estes valores levam a considerar a sugestão de Feachem et alii (1983) um tanto quanto conservadora no que se refere à utilização de no mínimo 2 lagoas em série, com o tempo total de 20 dias, para se garantir um efluente sem ovos de helmintos.

Considerando-se separadamente cada lagoa, a facultativa  $F_1$ , em todas as fases, apresentou um ótimo desempenho, obtendo uma remoção de 99,8% durante toda a 2ª etapa. A lagoa de maturação  $M_1$  obteve, em todas as análises feitas, remoção total de ovos, dando ao efluente, características adequadas para o seu reuso na irrigação restrita de acordo com a O.M.S. (WHO, 1989).

Diferente com o ocorrido com os coliformes fecais (figuras 4.2 a,c), as fases A e B não resultaram em diferenças significantes de eficiência da remoção dos ovos de helmintos nas lagoas (figura 4.2b,d). Este fato pode comprovar que os principais mecanismos de remoção dos coliformes fecais e helmintos não são os mesmos. Observou-se ainda que no sistema estudado (DAFA e lagoas de estabilização) sempre quando se atingia a qualidade padrão da O.M.S. para a irrigação irrestrita referente a coliformes fecais, não se detectava a presença de ovos de helmintos.

#### 4.5 - Variação Diurna de pH e Oxigênio Dissolvido ao Longo da Profundidade das Lagoas

O estudo da variação diária de pH e oxigênio dissolvido ao longo da profundidade das lagoas foi feito em um dia de sol, durante a segunda etapa do experimento (fase A). Amostras foram coletadas à profundidade de 5, 35 e 55 cm nas quatro lagoas da série. As figuras 4.7, 4.9, 4.11 e 4.13

referem-se às variações do pH ao longo da coluna d'água das lagoas  $F_1$ ,  $M_1$ ,  $M_2$  e  $M_3$  respectivamente, enquanto que as figuras 4.8, 4.10, 4.12 e 4.14 às variações de oxigênio dissolvido.

Observou-se que tanto os valores de pH quanto os de oxigênio dissolvido aumentaram de  $F_1$  para  $M_3$  nas respectivas profundidades.

Os mínimos e máximos valores de pH na lagoa facultativa ( $F_1$ ) variaram de 7 a 8,7 (figura 4.7). Quanto à concentração de oxigênio dissolvido, esta lagoa atingiu valores maiores que 20 mg/l no período entre 8 a 17 horas, reduzindo bruscamente estes valores nas maiores profundidades.

Na última lagoa de maturação da série ( $M_3$ ) altos valores de pH foram observados, variando de 9,4 a 10,3. Esta lagoa esteve super saturada de  $O_2$  em toda sua profundidade no período entre 10 a 24 horas (figura 4.14).

As demais lagoas da série ( $M_1$  e  $M_2$ ) apresentaram valores de pH e oxigênio dissolvido intermediários entre  $F_1$  e  $M_3$ , mostrando uma associação entre os dois parâmetros. Isto indica que a medida que a lagoa tornava-se menos poluída, havia uma menor respiração bacteriana e uma atividade fotossintética maior e mais uniforme na coluna d'água das lagoas.

#### 4.6 - Parâmetros Complementares

Além dos parâmetros mais diretamente ligados com a qualidade microbiológica do efluente da lagoa, como coliformes fecais e helmintos, outros parâmetros complementares foram observados durante a segunda etapa, necessitando de alguns comentários.

Na série das lagoas, observou-se uma redução de alcalinidade de  $F_1$  para  $M_3$  (tabela 4.2). A remoção de nitrogênio amoniacal está associada a esse decréscimo de alcalinidade que pode ter ocorrido por dois processos: o biológico, através da nitrificação e desnitrificação e físico, através da dessorção. Ambos os processos resultam na redução de alcalinidade de 3,5 mg  $CaCO_3$  por mg de  $NH_3-N$ .

É mais provável que o processo predominante tenha sido o de remoção física através de dessorção, pelas seguintes razões: (1) a redução de amônia na série das lagoas se deu com maior intensidade à medida que aumentava a concentração de oxigênio dissolvido e pH, e isto aconteceu na ordem crescente de  $F_1$  para  $M_3$  (figuras 4.7 a 4.14). Altas concentrações de oxigênio dissolvido dificultam o processo de desnitrificação e elevados valores de pH são inadequados ao desenvolvimento de nitrificação e desnitrificação (van Handell, 1981); (2) a lagoa  $M_3$  permaneceu aeróbia grande parte do dia e em quase toda a profundidade (figura 4.14), de modo a dificultar a desnitrificação. Além disso, a concentração de nitrato (num teste de verificação) encontrada

nessa lagoa foi muito baixa. Conclui-se que também a nitrificação não se desenvolveu, pelo menos amplamente, e que conseqüentemente, a remoção de amônia se deu mais por dessorção. Observando as fases A e B, a maior eficiência foi obtida durante a fase A com uma remoção de 94,34% na série das lagoas. Esta remoção se compara à encontrada por Silva (1990) pesquisando a remoção de nutrientes no mesmo efluente do DAFA, através do sistema Bordenpho, que inclui nitrificação e desnitrificação.

De acordo com os resultados médios da segunda etapa (tabela 4.2), foram obtidas nas lagoas baixas remoções de  $DBO_{5}$  e DQO (aproximadamente 48% e 18%, respectivamente). Maiores remoções, apesar de ainda baixas, foram observadas durante a fase A de 55% para  $DBO_{5}$  e 21% para DQO. A maior parte destas remoções ocorreu principalmente na lagoa facultativa, o que comprova a afirmativa de Marais (1966) de que, em geral, a redução de  $DBO_{5}$  e DQO em lagoas de maturação é pequena.

Os elevados valores de  $DBO_{5}$  e DQO observados nos efluentes podem estar relacionados com as altas concentrações de algas produzidas nas lagoas. Pearson e Silva (1979) fizeram um estudo da variação da qualidade do efluente em lagoas facultativas e de maturação tratando esgotos da cidade de Campina Grande. Relacionando valores entre clorofila *a* e  $DBO_{5}$  no efluente das lagoas durante 24 horas do dia, eles mostraram que, no mínimo, as algas eram responsáveis por aproximadamente 50% da  $DBO_{5}$  diária.

Os valores médios de clorofila *a* em amostras de coluna durante as duas fase (A e B) são apresentados na tabela 4.8. Apesar dos valores terem sido altos, deve-se considerar que foram amostras de coluna e que, segundo o encontrado por Pearson et alii (1987a), os valores de clorofila *a* do efluente, as 8 horas da manhã apresentam valores superiores aos encontrados em amostras de coluna, principalmente em lagoas facultativas. Então, deve-se supor que os valores de clorofila *a* responsáveis pela  $DBO_{5}$  nos efluentes das lagoas foram superiores àqueles apresentados na tabela 4.8.

Também as altas concentrações de algas podem ter sido responsáveis pelos valores de sólidos suspensos (tabela 4.2), haja vista as remoções insignificantes e até aumento dos sólidos na série das lagoas. Pearson e Silva (1979) também relacionaram sólidos suspensos e algas e concluíram que pelo menos 80% dos sólidos totais no efluente das lagoas eram devido à biomassa de algas. Grandes concentrações de sólidos suspensos totais no efluente das lagoas podem torná-los inadequados para o seu uso na irrigação: estes podem causar entupimento das estreitas passagens ou orifícios em alguns componentes do sistema de irrigação.

A remoção da biomassa de algas do efluente poderia melhorar sensivelmente os valores de  $DBO_{5}$ , DQO e sólidos suspensos do mesmo.

#### 4.7 - O Sistema DAFA e lagoas de estabilização

Deve-se ressaltar que o esgoto bruto do bairro do Pedregal possui características bem diferentes daquelas apresentadas pelo esgoto da cidade de Campina Grande. Os valores médios dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foram sempre altos, caracterizando-o como um esgoto forte ou seja, alta concentração de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos (Metcalf & Eddy, 1979).

O pós-tratamento deste esgoto pela série de lagoas só foi possível devido ao pré-tratamento do esgoto bruto através da digestão anaeróbica, que no trabalho em questão foi feito pelo DAFA.

O sistema formado pelo DAFA, seguido pela série de lagoas de estabilização, obteve reduções médias de 94% para  $DBO_5$ , 78,% para DQO e 89% para sólidos suspensos totais (tabela 4.2). Quanto à redução da amônia, foi de 84,%. verificada principalmente na série das lagoas de estabilização.

Tendo em vista os aspectos microbiológicos, uma grande redução de ovos de helmintos foi atingida pelo digestor, que pode ser atribuída à adsorção dos ovos pela manta de lodo. Apesar desta alta redução, a maior eficiência de remoção foi obtida pelas lagoas, totalizando 100% no sistema DAFA e as duas primeiras lagoas de estabilização da série ( $F_1$  e  $M_1$ ).

Uma remoção de 5 logs de unidade de coliformes fecais por 100 ml foi encontrada no sistema durante a segunda etapa, sendo que o DAFA foi responsável pela remoção de apenas 1 log unidade por 100 ml. Embora sendo pouca, deve-se considerar que o tempo de detenção necessário para atingir esta remoção foi de apenas 7 horas. Remoção de 1 log unidade de coliformes fecais foi obtida pela lagoa anaeróbia, estudada por Silva (1982), com tempo de detenção de 6,8 dias.

Em geral, o efluente final do sistema DAFA e lagoas de estabilização atendeu aos padrões preconizados pela O.M.S. para irrigação irrestrita, com algumas flutuações no funcionamento das lagoas. O efluente da segunda lagoa da série (M<sub>1</sub>), obteve em todas as fases, características microbiológicas adequadas para a sua utilização na irrigação restrita, de acordo com a O.M.S. (WHO, 1989).

Embora a finalidade da utilização das lagoas de estabilização no pós-tratamento do efluente do DAFA tenha sido o seu melhoramento em termos de qualidade microbiológica, os resultados chamaram atenção para uma excelente redução da amônia na série das lagoas.

Normalmente, o pré-tratamento do esgoto bruto de uma série de lagoas de estabilização é feito pela lagoa anaeróbia. O processo que ocorre em uma lagoa anaeróbia é o mesmo que ocorre em um DAFA. As principais diferenças entre os dois reatores são: (1) sentido de escoamento do esgoto que, no DAFA, é ascendente, enquanto que nas lagoas anaeróbias é horizontal;

(2) presença de um separador de fase sólido-líquido no DAFA, que impede a saída do lodo no efluente. O bom contato entre o afluente e a biomassa é obtido pela distribuição do afluente no fundo do reator. Como consequência desse maior contato, o tempo de detenção hidráulica pode ser diminuído, o que resulta numa redução do volume do reator, e aumenta a capacidade do reator em tratar maiores cargas orgânicas comparadas às lagoas anaeróbias.

A figura 4.15, comparando a eficiência da remoção de DBO em função do tempo de detenção, entre lagoas anaeróbias e DAFAs, mostra que para uma remoção de 80% da  $DBO_{5}$ , o DAFA se necessitaria de 6 horas contra 108 horas da lagoa anaeróbia. Como consequência, o volume do digestor poderia ser 18 vezes menor do que o necessário para lagoa anaeróbia. Adotando ainda, a altura de 4m aconselhada por Arthur (1983) para lagoas anaeróbias, também a área utilizada pelo digestor seria 18 vezes menor do que a da lagoa anaeróbia.

Apesar da série de lagoas rasas estudada necessitar de mais área comparada como uma séries com profundidades maiores (figura 4.5), quando comparado o sistema como um todo (DAFA, 1 lagoa facultativa e 3 de maturação) com o sistema convencional (1 lagoa anaeróbia, 1 facultativa e 3 de maturação), pode se considerar uma certa economia de área do sistema devido ao digestor.

A ausência de maus odores, o que permite a construção do DAFA próximo de áreas residenciais e a possibilidade do

uso da produção de gás, são outras vantagens do digestor comparado com lagoas anaeróbias no pré-tratamento. Uma possível desvantagem é a manutenção do DAFA que requer um pouco mais de cuidado do que as lagoas, no que se refere à possíveis entupimentos no sistema de alimentação e captação do efluente.

Finalizando, lagoas de estabilização é uma opção para o pós tratamento do efluente de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente. Considerando uma série convencional de lagoas de estabilização, o DAFA pode substituir a lagoa anaeróbia, levando a um pré-tratamento mais eficiente e conseqüentemente, aliviando a primeira lagoa da série - lagoa facultativa e diminuindo a área total do sistema.

#### 4.8 - Tabelas

TABELA 4.1 - Valores médios dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observados no esgoto bruto e efluentes do DAFA e das lagoas (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>) durante a 1ª etapa (27/07/89 a 31/08/89)

	TEMPERATURA (°C)	PH (UNIDADE)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DOO (mg/l)	COLIFORMES FECAIS (Nº C.F./100ml)	HELMINTOS (Nº ovos/l)
EB	-	-	-	-	2,09 x 10 <sup>7</sup>	20.384
DAFA	27	7,0	244	518	3,89 x 10 <sup>4</sup>	2.575
F <sub>1</sub>	26	8,3	92	258	2,98 x 10 <sup>5</sup>	10
M <sub>1</sub>	24	9,5	64	206	3,72 x 10 <sup>2</sup>	N.D
M <sub>2</sub>	24	10,0	40	137	42	N.A
M <sub>3</sub>	24	10,0	13	57	29	N.A

N.D - Não detectado

N.A - Não analisado

TABELA 4.2 - Valores médios e limites (mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observados no esgoto bruto (EB) efluente do DAFA e das lagoas (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>), durante a 2ª fase (A e B); 2/10/89 a 2/04/90.

	TEMPERATURA (°C)	PH (UNIDADE)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DOO (mg/l)	SST (mg/l)	AMÔNIA-N (mg/l)	ALCALINIDADE TOTAL (CaCO <sub>3</sub> ) (mg/l)	COLIFORMES FECAIS (Nº C.F./100ml)	HELMINTOS (Nº ovos/l)
EB.	27,0 (25,5-28)	7,6 (7,0-8,2)	771 (488-1402)	1096 (894-2274)	681 (1904-276)	51 (35-61)	308 (220-391)	2,8 x 10 <sup>7</sup> (1,2x10 <sup>7</sup> - 1,1x10 <sup>8</sup> )	16.774 (8.720 - 34.000)
DAFA	27,2 (26-28)	7,1 (6,8-7,3)	83 (50-134)	294 (149-652)	66 (22-135)	55 (47-79)	397 (356-450)	9,2 x 10 <sup>4</sup> (4,7x10 <sup>4</sup> - 1,6x10 <sup>7</sup> )	1.740 (400-4.125)
F <sub>1</sub>	27,2 (25-29,3)	7,6 (7,4-8,2)	54 (17-94)	119 (61-429)	63 (25-122)	39 (18-58)	362 (327-462)	6,0 x 10 <sup>5</sup> (1,1x10 <sup>5</sup> - 2,5x10 <sup>6</sup> )	3,5 (0-21)
M <sub>1</sub>	26,5 (24-29,5)	8,3 (7,6-8,9)	47 (20-66)	229 (131-362)	86 (36-148)	26 (7-46)	322 (276-405)	2,8 x 10 <sup>4</sup> (9,3x10 <sup>3</sup> - 4,1x10 <sup>5</sup> )	N.D.
M <sub>2</sub>	25,9 (24,5-27,5)	8,8 (8,4-9,3)	44 (20-65)	215 (119-376)	75 (32-176)	14 (3-26)	289 (240-362)	3,7 x 10 <sup>5</sup> (1,1x10 <sup>5</sup> - 1,3x10 <sup>6</sup> )	N.A.
M <sub>3</sub>	24,9 (24-28)	9,1 (8,6-9,6)	43 (14-64)	241 (113-476)	72 (16-156)	8 (2-22)	268 (213-342)	609 (10 - 2,7x10 <sup>4</sup> )	N.A.

N.D - Não detectado

N.A - Não analisado

TABELA 4.3 - Valores médios e limites (mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observados no esgoto bruto (EB) efluente do DAFA e das lagoas (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>), durante a 2ª etapa fase A; 2/10/89 a 26/11/89 e 19/02/90 a 2/04/90.

	TEMPERATURA (°C)	PH (UNIDADE)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DOO (mg/l)	SST (mg/l)	AMÔNIA-N (mg/l)	ALCALINIDADE TOTAL (CaCO <sub>3</sub> ) (mg/l)	COLIFORMES FECALIS (Nº C.F./100ml)	HELMINTOS (Nº ovos/l)
EB	27,4 (25,5-28)	7,6 (7,0-8,2)	726 (488-880)	1071 (964-1768)	632 (362-925)	53 (35-61)	310 (268-391)	2,8 x 10 <sup>7</sup> (1,2x10 <sup>7</sup> - 1,1x10 <sup>8</sup> )	19.719 (8.720 - 34.000)
DAFA	27,7 (26-28)	7,0 (6,9-7,3)	88 (50-134)	314 (165-652)	63 (28-135)	53 (47-56)	393 (362-428)	9,6 x 10 <sup>6</sup> (4,9x10 <sup>6</sup> - 1,3x10 <sup>7</sup> )	2.175 (1000-4.125)
F <sub>1</sub>	27,0 (25,0-29,3)	7,7 (7,4-8,2)	55 (17-94)	190 (61-321)	53 (25-83)	29 (18-41)	343 (263-378)	3,9 x 10 <sup>5</sup> (1,1x10 <sup>5</sup> - 1,5x10 <sup>6</sup> )	2,9 (0-21)
M <sub>1</sub>	26,4 (24-29,5)	8,5 (8,3-8,9)	46 (20-66)	223 (131-362)	73 (40-123)	16 (7-29)	297 (276-317)	9,7 x 10 <sup>2</sup> (9,3x10 <sup>2</sup> - 1,0x10 <sup>3</sup> )	N.D.
M <sub>2</sub>	25,9 (24,5-27,5)	9,1 (8,7-9,3)	45 (20-61)	210 (124-329)	52 (33-80)	6 (3-9)	264 (240-281)	773 (1,1x10 <sup>3</sup> - 3x10 <sup>3</sup> )	N.A.
M <sub>3</sub>	25 (24-28)	9,4 (9,0-9,6)	40 (14-59)	249 (113-476)	50 (16-80)	3 (2-5)	242 (213-257)	102 (10 - 600)	N.A.

N.D - Não detectado  
N.A - Não analisado

TABELA 4.4 - Valores médios e limites (mínimos e máximos) dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos observados no esgoto bruto (EB) efluente do DAFA e das lagoas (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>), durante a 2ª etapa fase B; 27/11/89 a 19/02/90.

TEMPERATURA (°C)	PH (UNIDADE)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)	SST (mg/l)	AMÔNIA-N (mg/l)	ALCALINIDADE TOTAL (CaCO <sub>3</sub> ) (mg/l)	COLIFORMES FECAIS (Nº C.F./100ml)	HELMINTOS (Nº ovos/l)
EB 26,3 (26-27)	7,6 (7,2-7,9)	832 (568-1402)	1130 (894-2274)	744 (276-1904)	50 (46-56)	300 (220-339)	2,7 x 10 <sup>7</sup> (1,6x10 <sup>7</sup> - 1,1x10 <sup>8</sup> )	16.093 (11760 - 22400)
DAFA 26,5 (26-27)	7,1 (6,9-7,3)	78 (55-106)	268 (149-510)	70 (22-108)	57 (47-79)	402 (356-450)	8,6 x 10 <sup>4</sup> (4,7x10 <sup>4</sup> - 1,6x10 <sup>7</sup> )	1.013 (400-1880)
F <sub>1</sub> 27,5 (25,8-28)	7,6 (7,4-7,8)	52 (37-74)	212 (129-429)	74 (44-122)	47 (33-58)	383 (327-462)	1,1 x 10 <sup>4</sup> (2,6x10 <sup>3</sup> - 2,5x10 <sup>4</sup> )	3,9 (0-18)
M <sub>1</sub> 26,8 (25,5-28)	8,0 (7,6-8,4)	49 (40-63)	237 (158-305)	101 (36-148)	33 (20-46)	350 (290-405)	1,1 x 10 <sup>5</sup> (1,9x10 <sup>4</sup> - 4,1x10 <sup>5</sup> )	N.D.
M <sub>2</sub> 26 (24,8-27,3)	8,5 (8,4-8,8)	44 (28-65)	222 (119-376)	104 (32-176)	20 (10-26)	316 (276-362)	1,8 x 10 <sup>4</sup> (2,2x10 <sup>3</sup> - 1,3x10 <sup>5</sup> )	N.A.
M <sub>3</sub> 24,7 (24-26,3)	8,8 (8,6-9,4)	50 (29-64)	231 (145-368)	97 (68-156)	12 (7-22)	293 (268-342)	3,0 x 10 <sup>3</sup> (3,1x10 <sup>2</sup> - 2,7x10 <sup>4</sup> )	N.A.

N.D - Não detectado

N.A - Não analisado

TABELA 4.5 - Eficiências de remoção em percentagens de coliformes fecais no efluente do DAFA e das lagoas durante a 2ª etapa, fases A e B.

	% DE REMOÇÃO DE C.F	
	A	B
EB-DAFA	65,7	68,1
DAFA-F <sub>1</sub>	96,0	87,2
F <sub>1</sub> -M <sub>1</sub>	97,5	90,0
M <sub>1</sub> -M <sub>e</sub>	92,0	83,6
M <sub>e</sub> -M <sub>3</sub>	86,8	83,3
DAFA-M <sub>3</sub>	99,9989	99,9651
EB-M <sub>3</sub>	99,9996	99,9889

TABELA 4.6 - Valores das constantes de 1ª ordem (kb) em d<sup>-1</sup> durante a 2ª etapa, fases A e B.

LAGOAS	kb	
	A	B
F <sub>1</sub>	4,72	1,36
M <sub>1</sub>	7,84	1,80
M <sub>e</sub>	2,31	1,02
M <sub>3</sub>	1,32	1,00

TABELA 4.7 - Parâmetros referentes a sistemas de lagoas de estabilização em série com diferentes profundidades.

SISTEMA	ÁREA (m <sup>2</sup> )	VOLUME (m <sup>3</sup> )	VAZÃO (m <sup>3</sup> /d)	* TAXA SUPERFICIAL POR HABITANTE (m <sup>2</sup> /hab)	* TAXA VOLUMETRICA POR HABITANTE (m <sup>3</sup> /hab)	COLIFORMES FECAIS NO EFLUENTE (C.F./100ml)
DAFA	40	160	220	0,02	0,07	9,6 X 10 <sup>4</sup>
I (h=0,65m)	F <sub>1</sub>	1,58	1,0	0,2	0,79	3,9 x 10 <sup>5</sup>
	M <sub>1</sub>	1,58	1,0	0,2	0,79	9,7 x 10 <sup>2</sup>
	M <sub>2</sub>	1,58	1,0	0,2	0,79	773
	M <sub>3</sub>	1,58	1,0	0,2	0,79	102
	M <sub>4</sub>	1,58	1,0	0,2	0,79	
II (h=1,0m)	A <sub>1</sub>	34	34	6,17	0,55	2,9 X 10 <sup>4</sup>
	F <sub>1</sub>	34	34	6,17	0,55	3,2 x 10 <sup>5</sup>
	M <sub>1</sub>	34	34	6,17	0,55	2,78 x 10 <sup>4</sup>
	M <sub>2</sub>	34	34	6,17	0,55	450
	M <sub>3</sub>	36	36	6,17	0,58	30
III (h=2,2m)	A <sub>7</sub>	33,5	73,7	9,216	0,36	1,31 X 10 <sup>4</sup>
	F <sub>7</sub>	33,5	73,7	9,216	0,36	3,23 x 10 <sup>5</sup>
	M <sub>7</sub>	33,5	73,7	9,216	0,36	2,78 x 10 <sup>4</sup>
	M <sub>8</sub>	33,5	73,7	9,216	0,36	1,91 x 10 <sup>2</sup>
	M <sub>9</sub>	33,5	73,7	9,216	0,36	75

\* PARA O CALCULO CONSIDEROU-SE A CONTRIBUIÇÃO PER CAPITA DE ESGOTO DE 100l/hab.

TABELA 4.8 - Valores médios e limites (mínimos e máximos) de clorofila a em amostras de coluna d'água das lagoas F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub> durante a 2ª etapa.

	CLOROFILA <u>a</u> (µg/l)		
	(A)	(B)	(A + B)
F <sub>1</sub>	543 (171 - 1018)	673 (184 - 1055)	588 (171 - 1055)
M <sub>1</sub>	734 (286 - 1150)	833 (542 - 1127)	769 (286 - 1155)
M <sub>2</sub>	730 (271 - 1278)	673 (374 - 1292)	710 (271 - 1292)
M <sub>3</sub>	628 (303 - 1105)	878 (498 - 1525)	720 (303 - 1525)

4.9 - Figuras

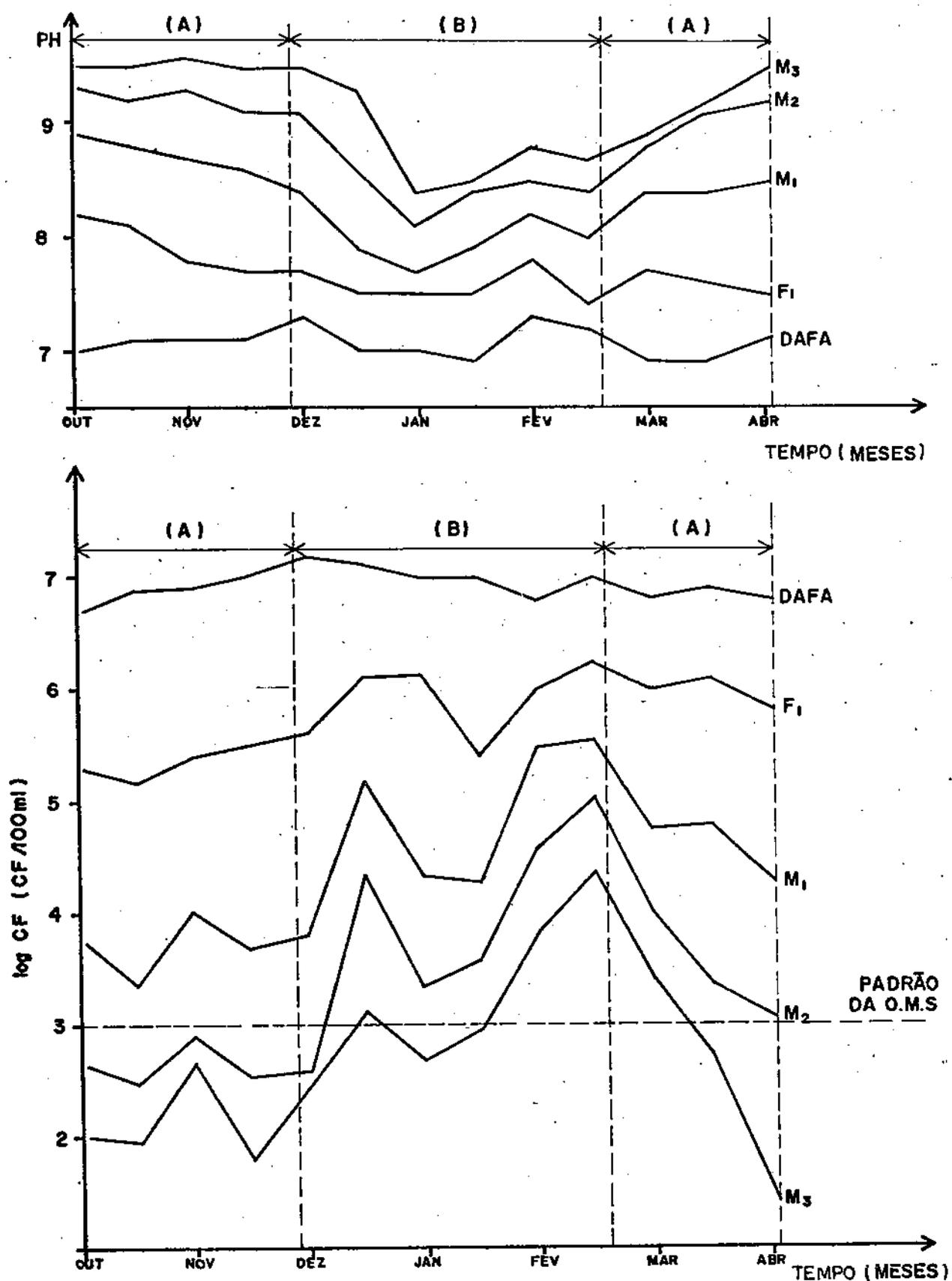


FIGURA 41 - VARIÇÃO DE pH E COLIFORMES FECAIS NO EFLUENTE DO DAFA E DAS LAGOAS (F<sub>1</sub>, M<sub>1</sub>, M<sub>2</sub> e M<sub>3</sub>) DURANTE A 2ª ETAPA (FASE A e B) DO MONITORAMENTO (T<sub>d</sub> = 20 dias)

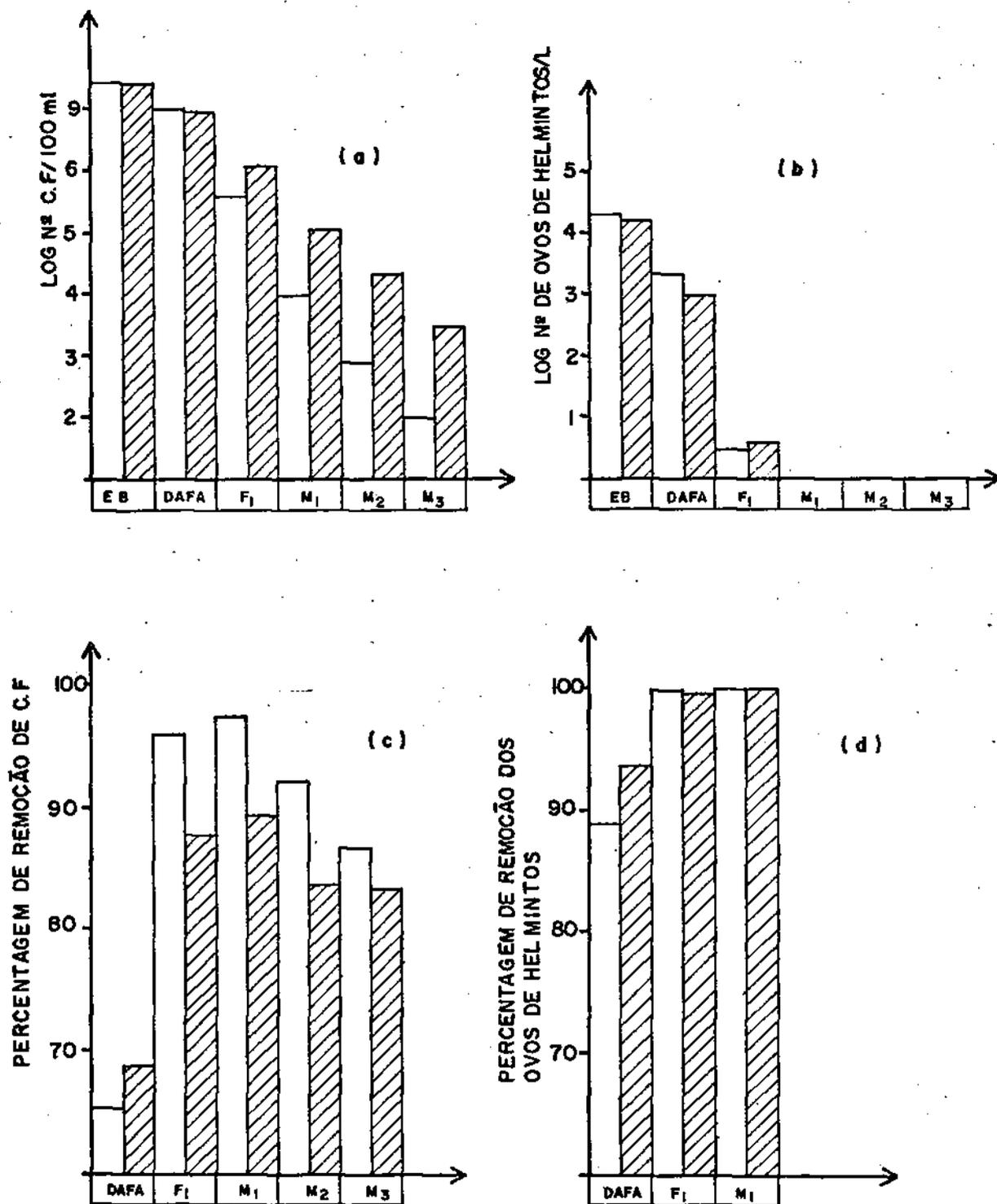


FIGURA 4.2 - LOG DA MÉDIA DE COLIFORMES FECAIS (a) E HELMINTOS (b) COM AS RESPECTIVAS PERCENTAGENS DE REMOÇÃO (c e d) DURANTE AS FASES A (□) e B (▨).

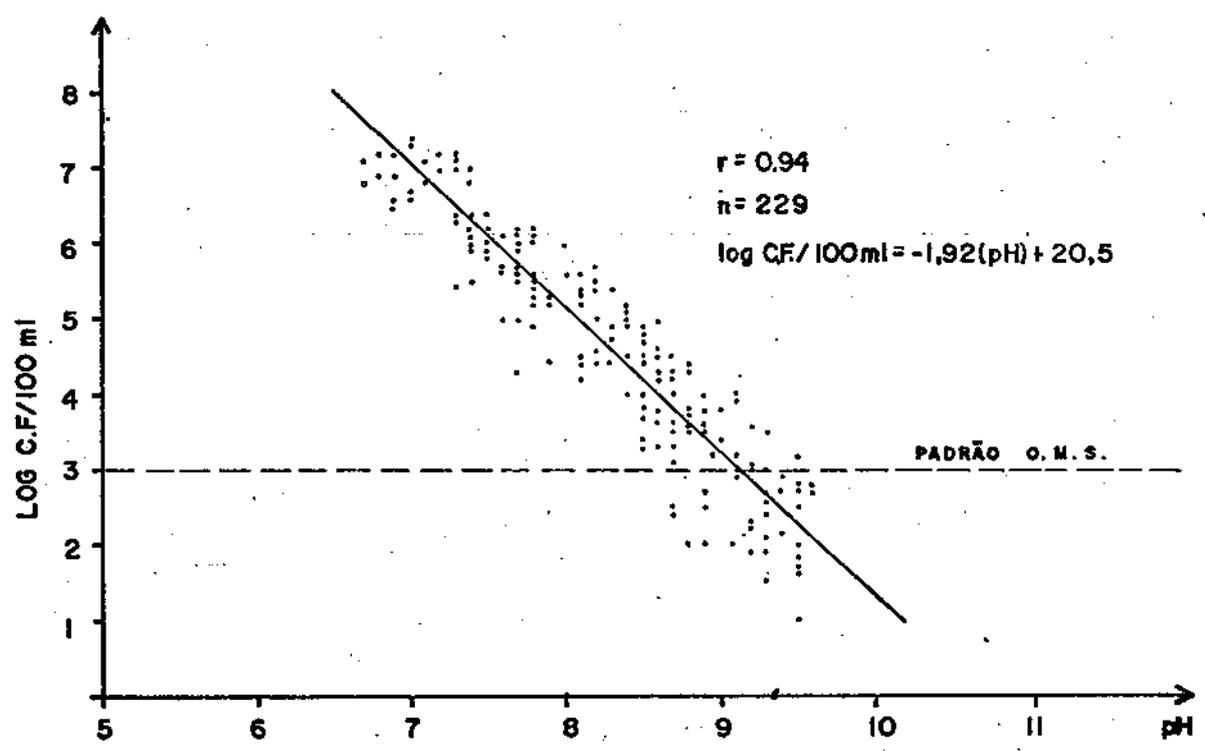


FIGURA 4.3 - DIAGRAMA DE DISPERSÃO DE LOG C.F./100 ml e pH OBTIDOS DURANTE TODA 2ª ETAPA, FASES A e B

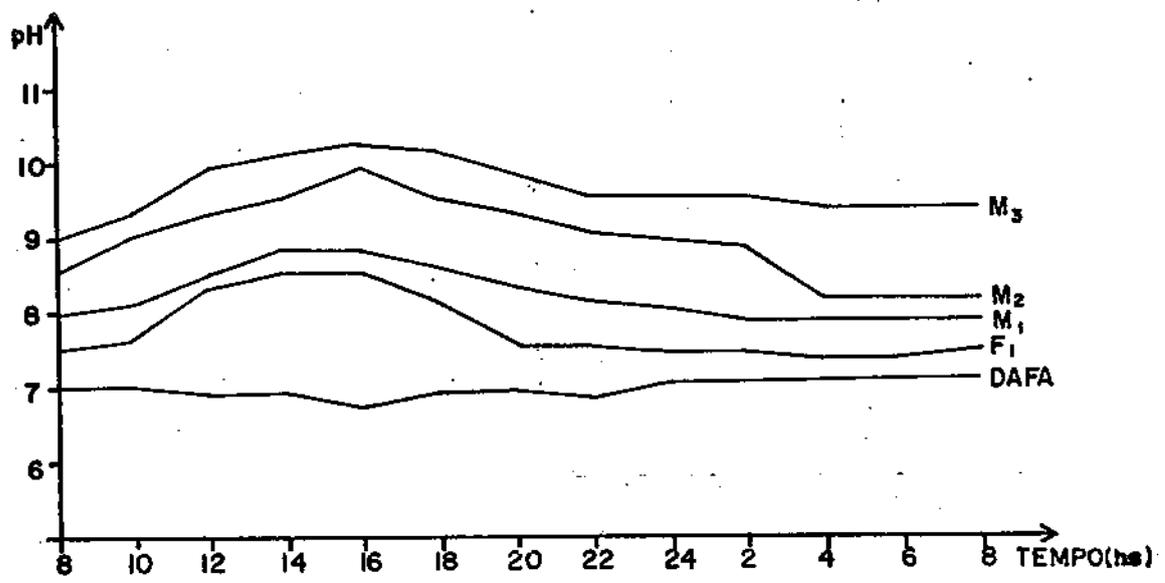


FIGURA 4.4 - VARIACÃO DIÁRIA DE pH NO EFLUENTE DO DAFA E DAS LAGOAS ( $F_1, M_1, M_2$  e  $M_3$ ) - 26-27/II/89

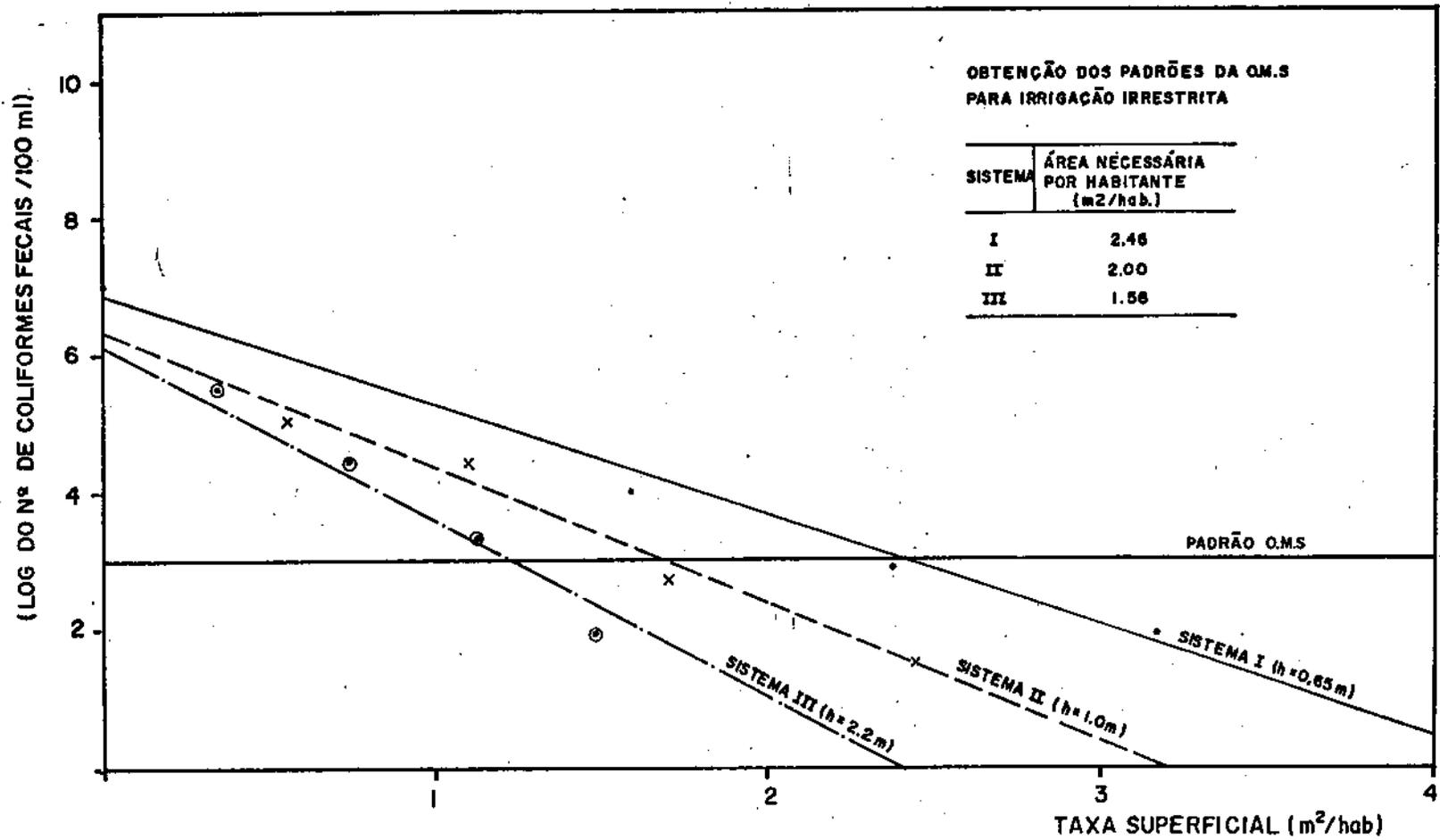


FIGURA 4.5 - DIAGRAMAS DE LOG. CF. / 100ml E TAXA SUPERFICIAL DOS SISTEMAS I, II E III

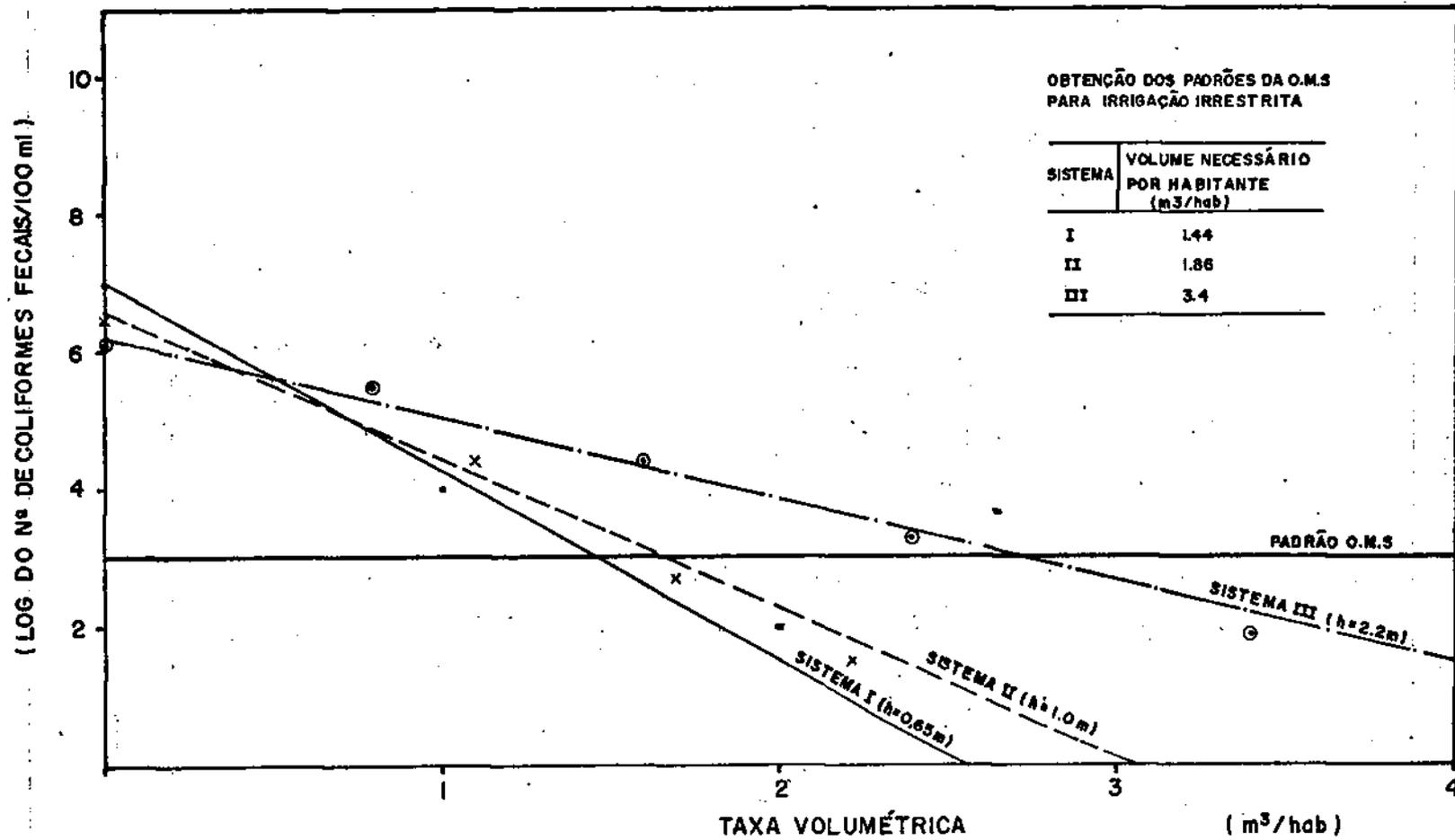


FIGURA 4.6 - DIAGRAMAS DE LOG DE CF/100 ml E TAXA VOLUMÉTRICA DOS SISTEMAS I, II E III

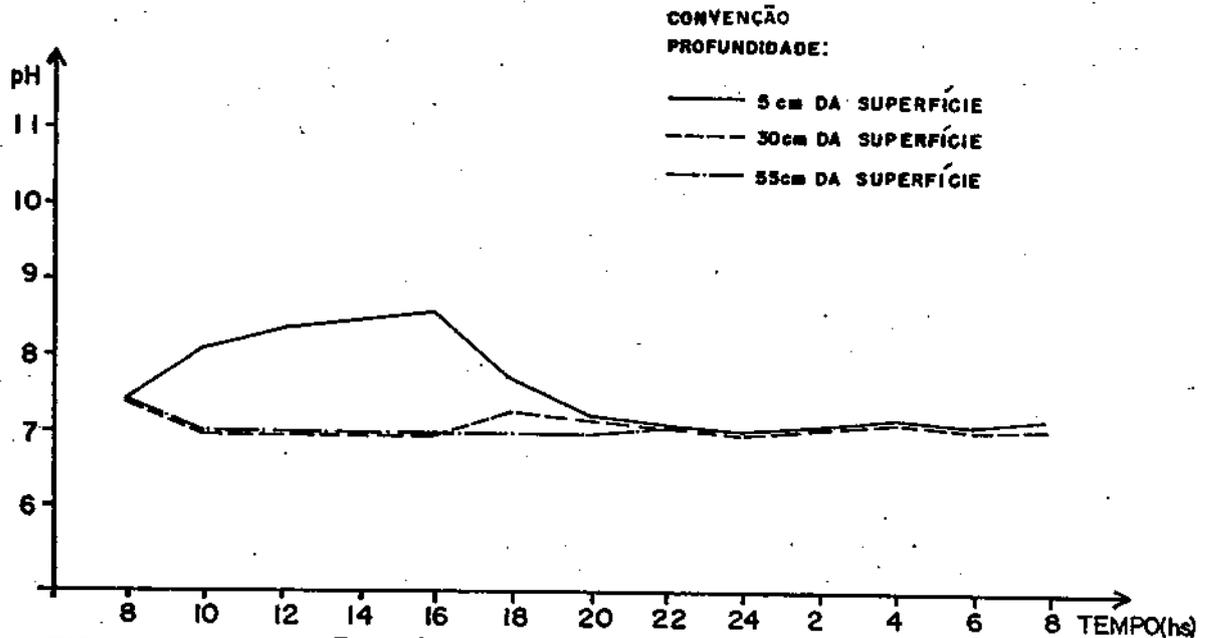


FIGURA 4.7 - VARIACÃO DIÁRIA DO pH NA PROFUNDIDADE DE F<sub>1</sub> (26-27/II/89)

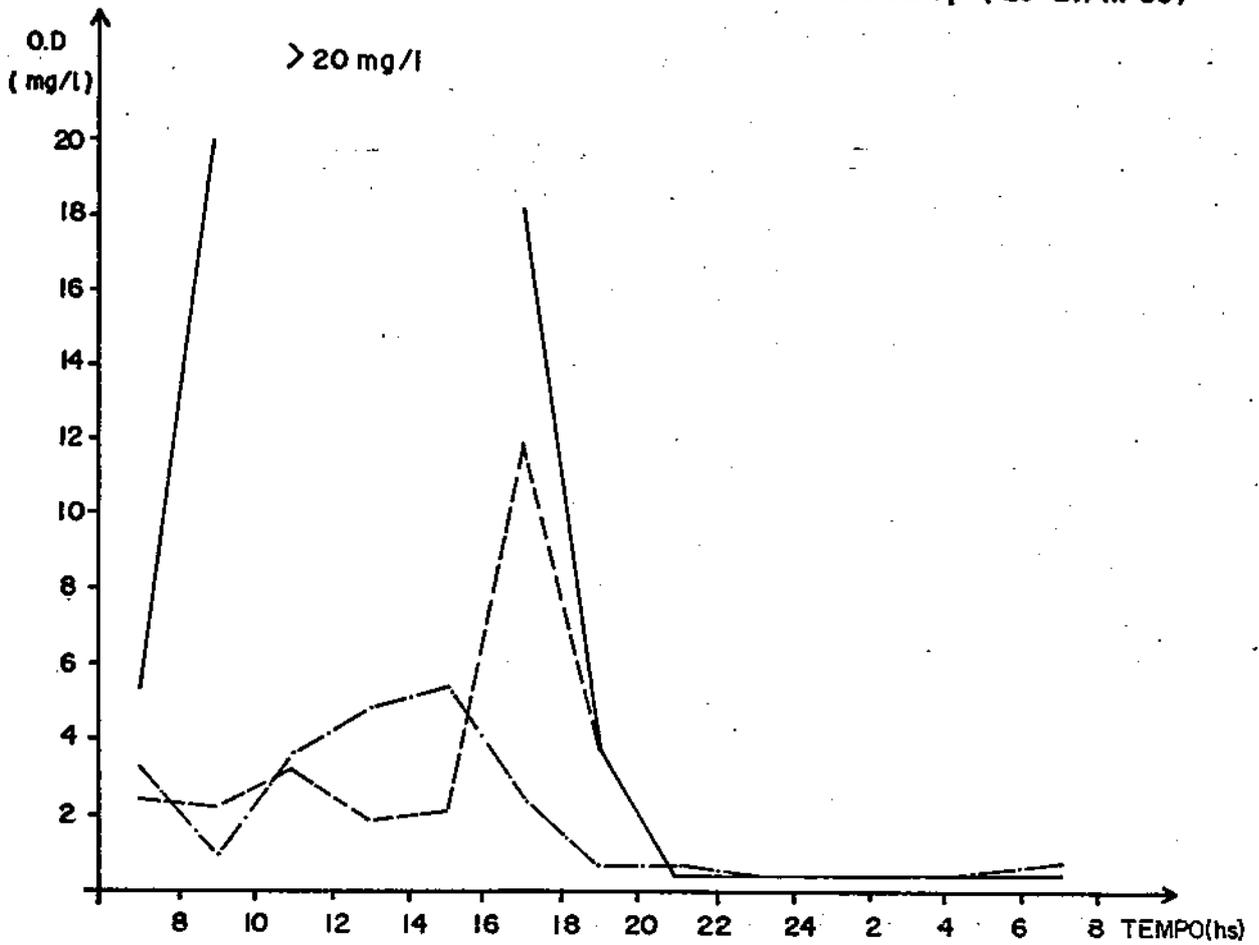


FIGURA 4.8 - VARIACÃO DIÁRIA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA PROFUNDIDADE DE F<sub>1</sub> (26-27/II/89)

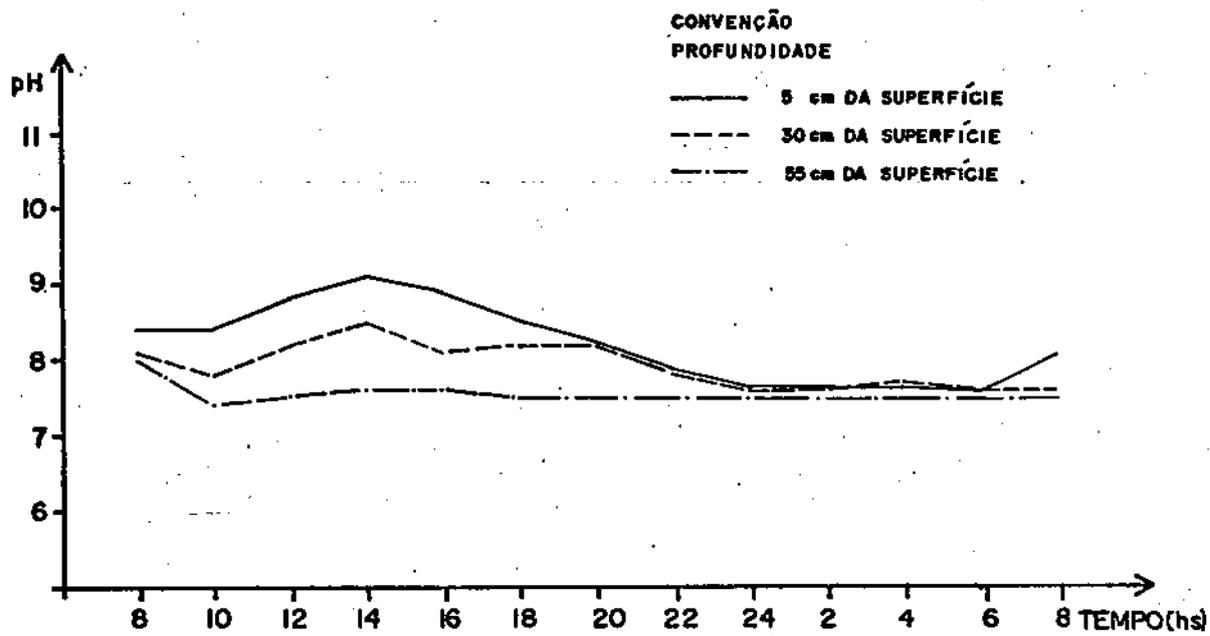


FIGURA 4.9 - VARIACÃO DIÁRIA DO pH NA PROFUNDIDADE DE M<sub>1</sub> (26-27/11/89)

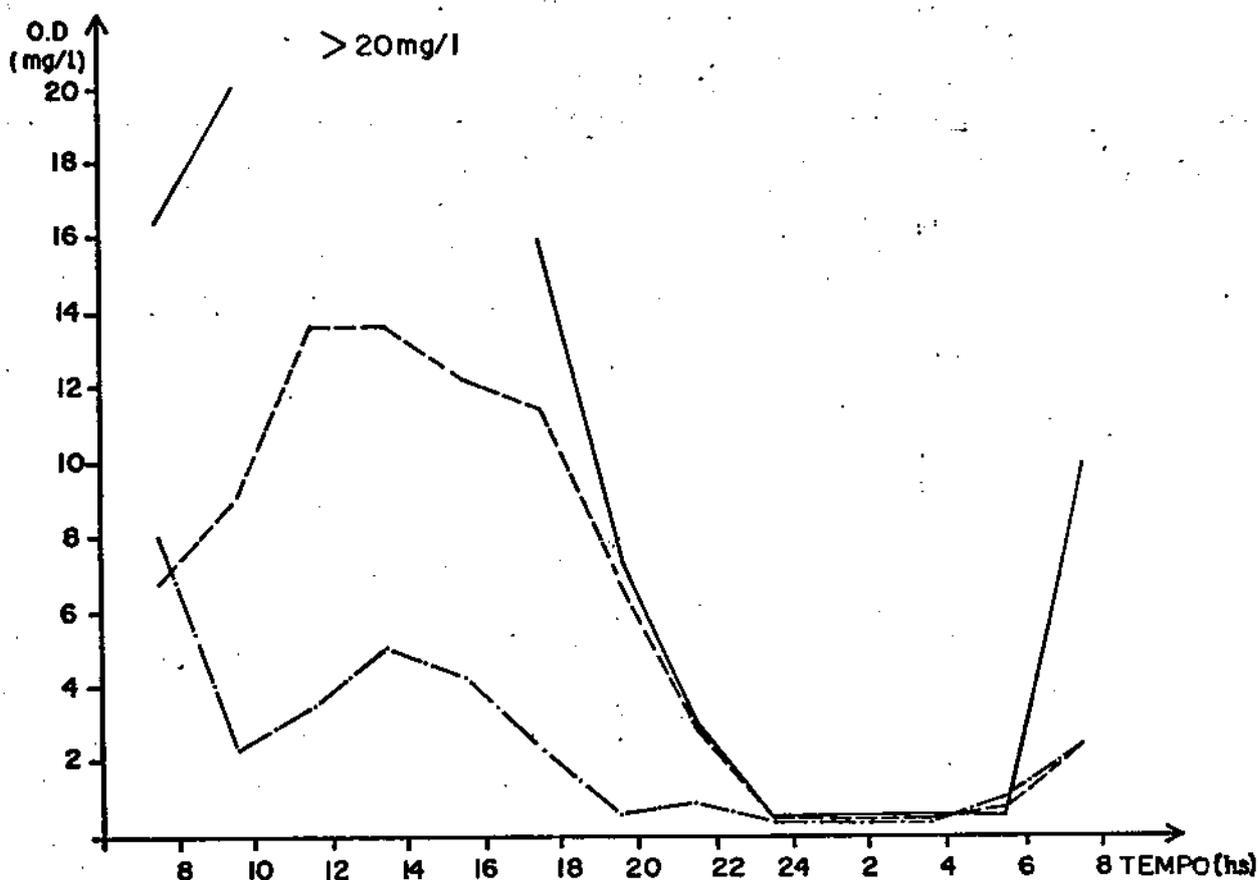


FIGURA 4.10 - VARIACÃO DIÁRIA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA PROFUNDIDADE DE M<sub>1</sub> (26-27/11/89)

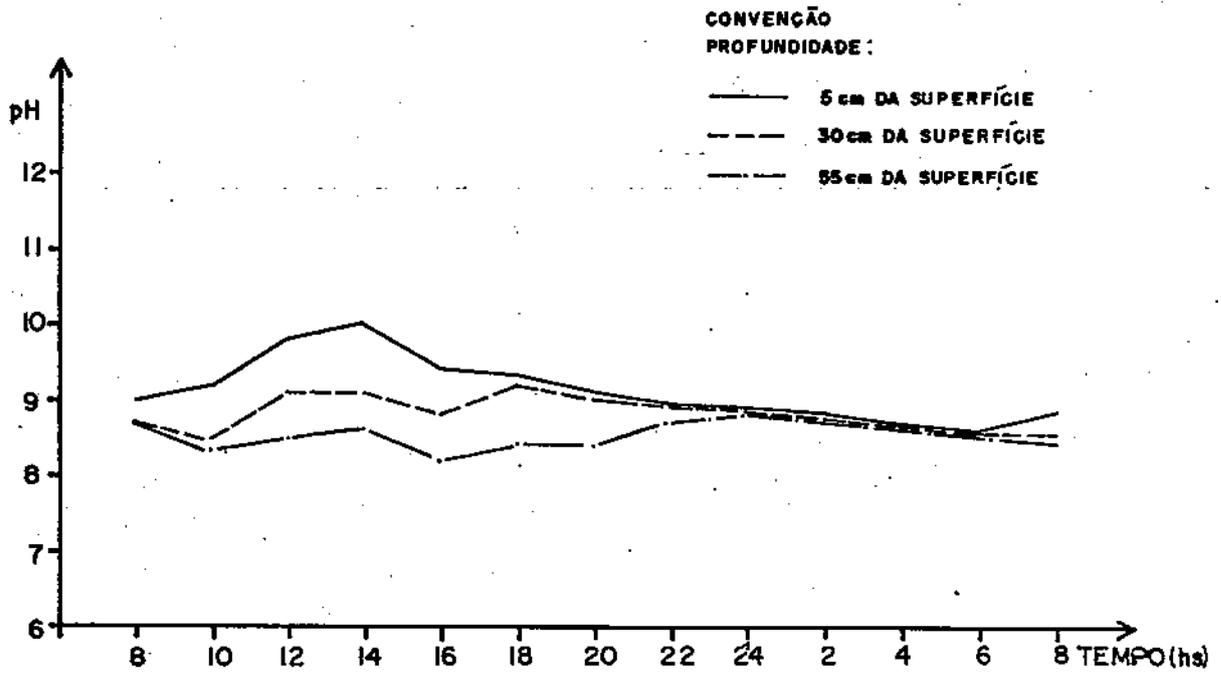


FIGURA 4.11-VARIAÇÃO DIÁRIA DO pH NA PROFUNDIDADE DE M<sub>2</sub> (26-27/11/89)

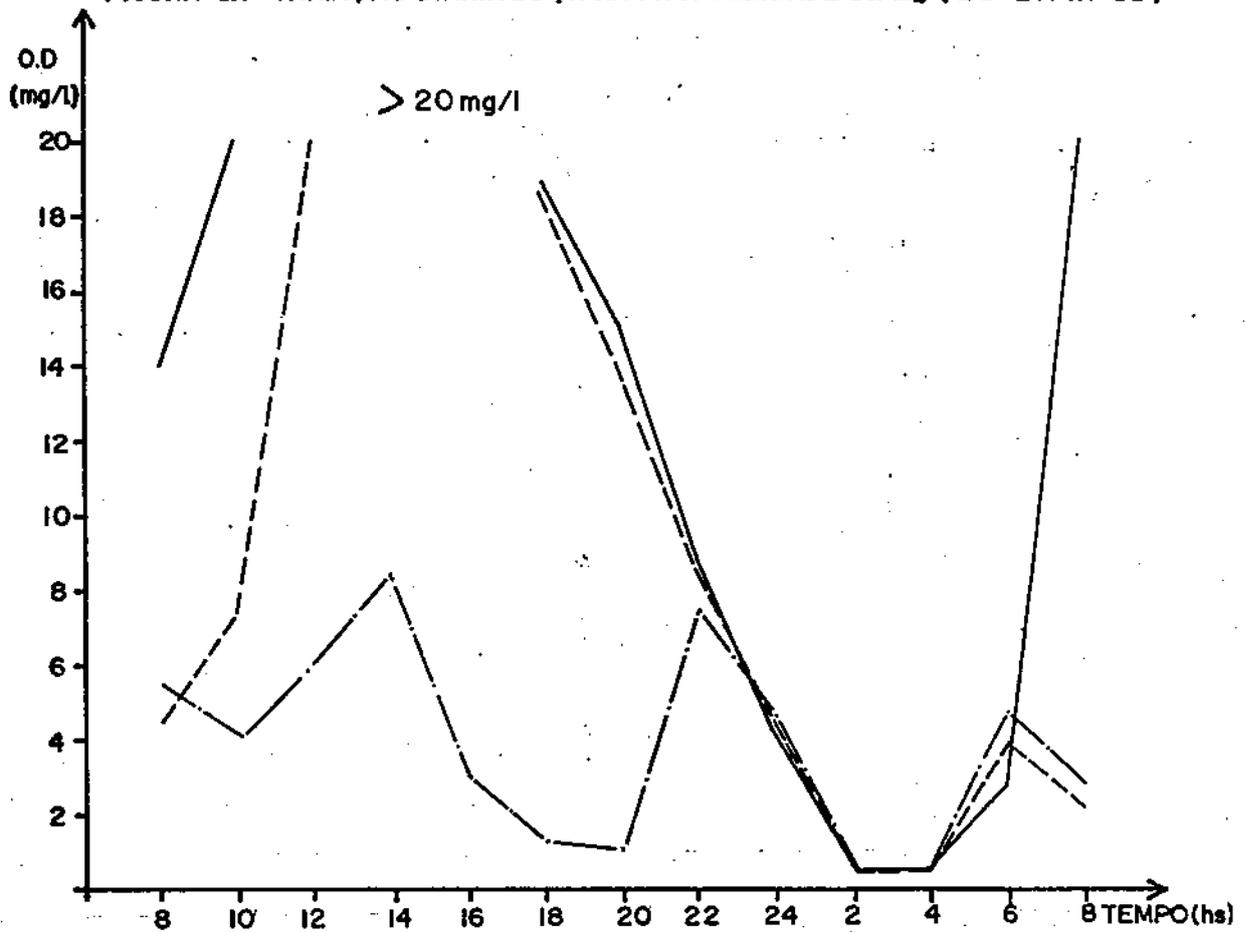


FIGURA 4.12-VARIAÇÃO DIÁRIA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA PROFUNDIDADE DE M<sub>2</sub> (26-27/11/89)

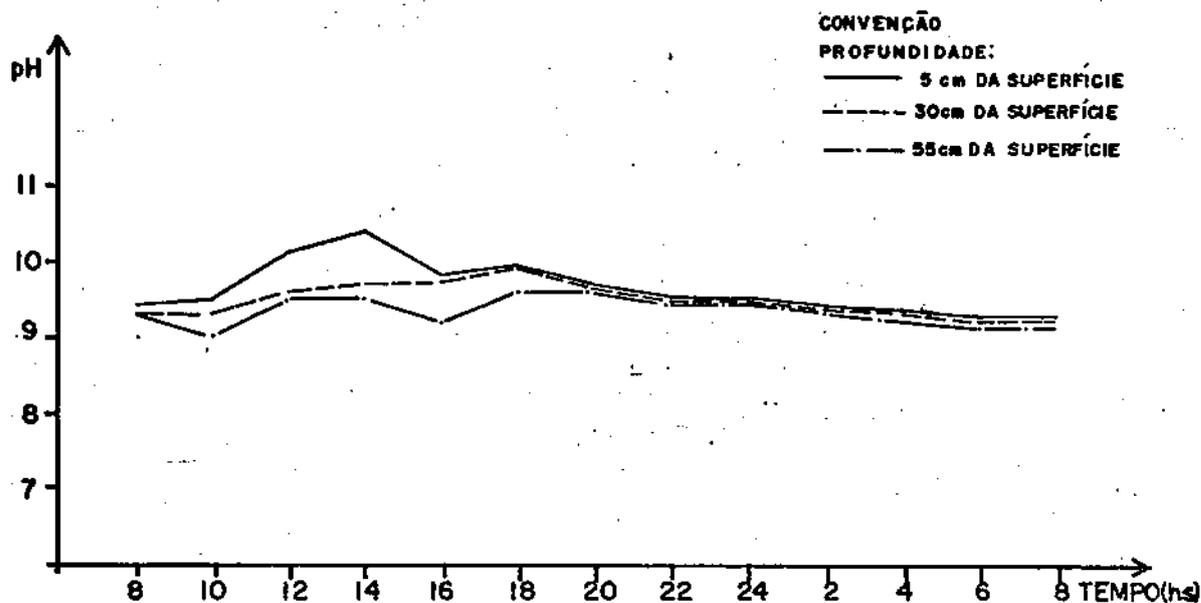


FIGURA 4.13-VARIAÇÃO DIÁRIA DO pH NA PROFUNDIDADE DE M<sub>3</sub> (26-27/II/89)

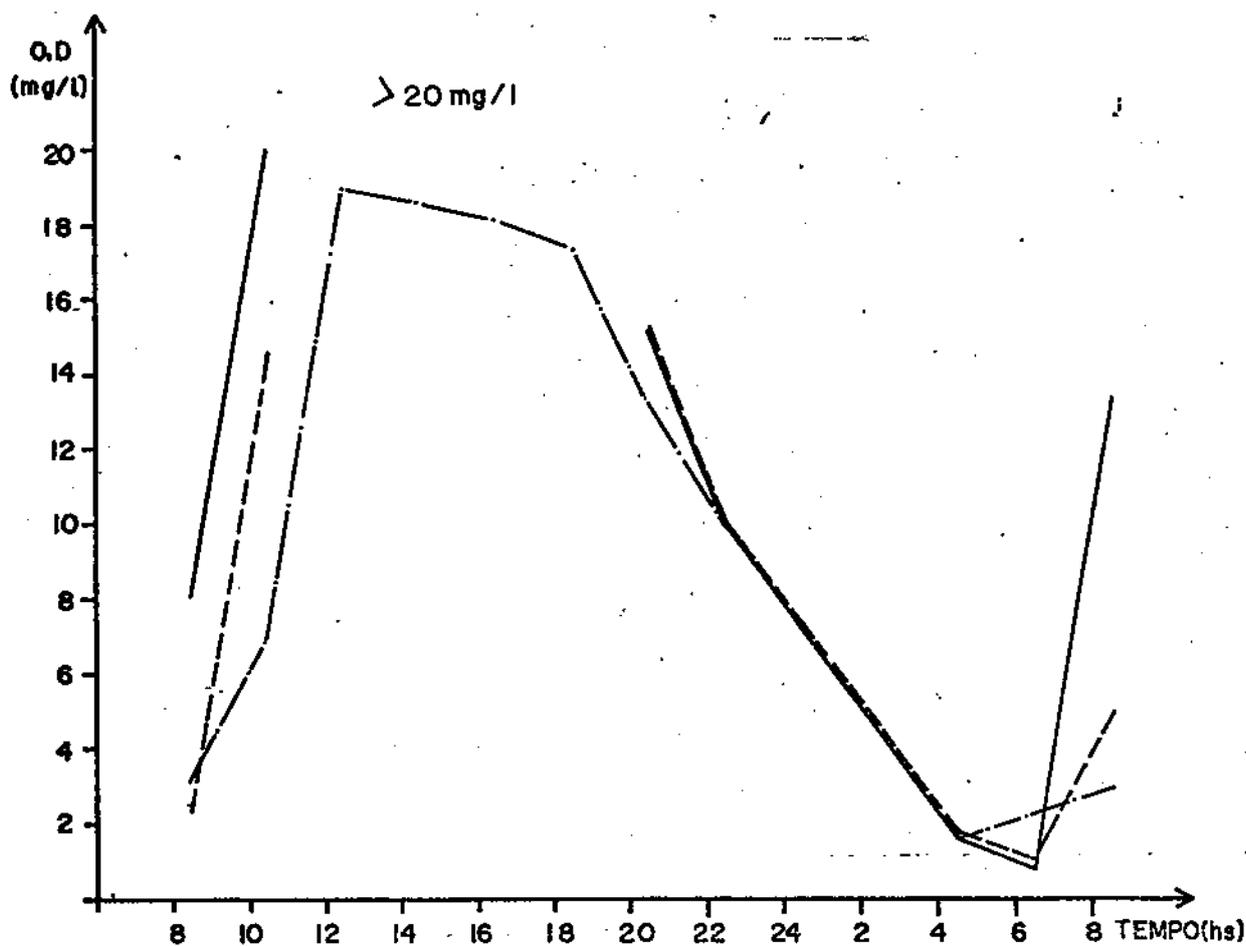


FIGURA 4.14-VARIAÇÃO DIÁRIA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA PROFUNDIDADE DE M<sub>3</sub> (26-27/II/89)

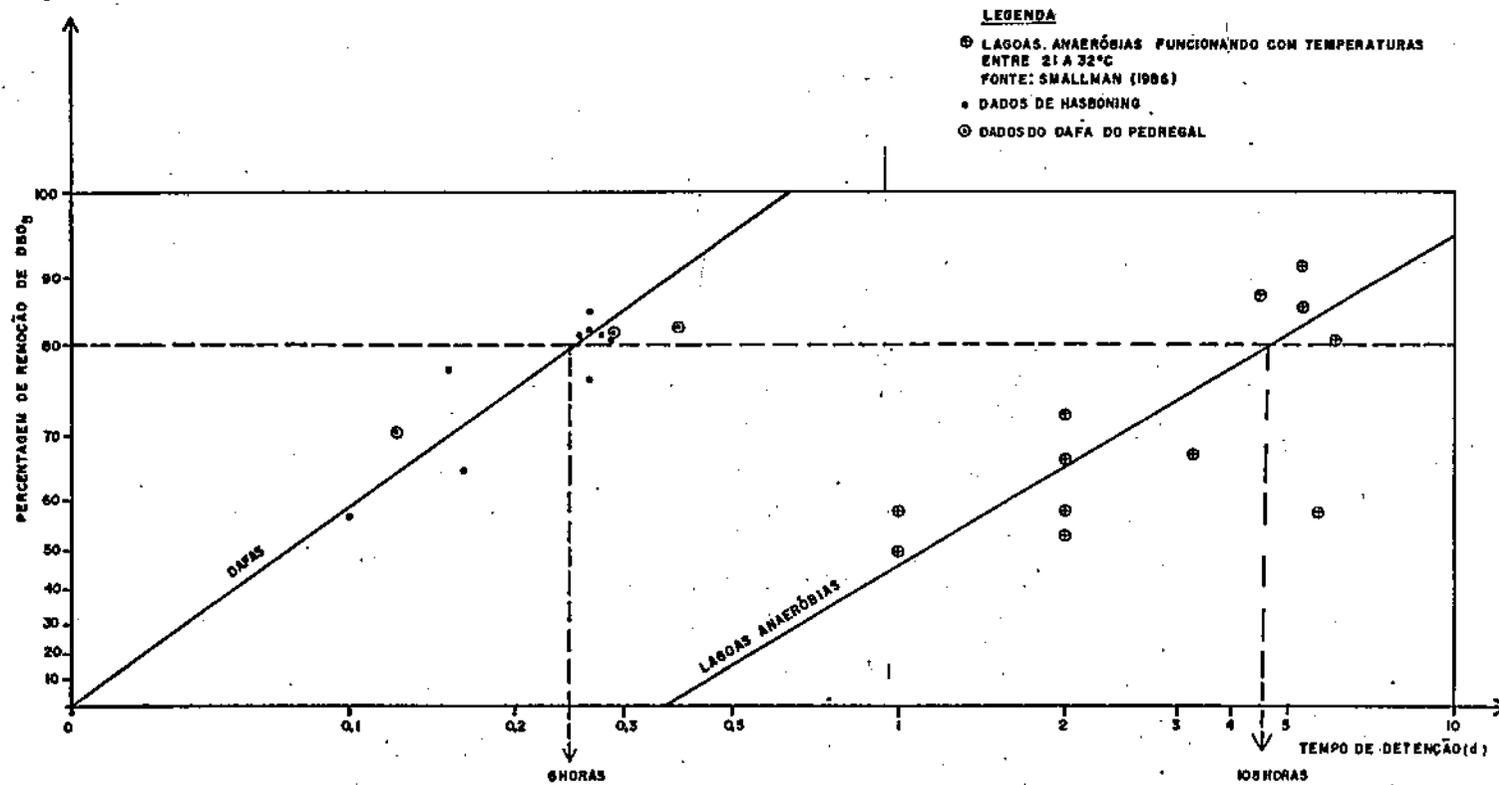


FIGURA 415— COMPARAÇÃO ENTRE LAGOAS ANAERÓBIAS E DAFAS RELACIONANDO PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE DBO<sub>5</sub> E TEMPO DE DETENÇÃO

## CAPÍTULO V

### CONCLUSÕES

- 1 - Uma série de quatro lagoas de estabilização, com profundidade de 0,65 m e um tempo de detenção total de 20 dias, pode ser utilizada como pós-tratamento do efluente de um digestor anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e separador de fases (DAFA), a fim de proporcionar um efluente final, adequado para o reuso na irrigação irrestrita, de acordo com os padrões da D.M.S. ( $\ll$  1000 coliformes fecais por 100 ml e  $\ll$  1 ovo de nematode intestinal por l).
- 2 - O efluente da 2<sup>a</sup> lagoa (M1) da série das lagoas de estabilização apresentou, em todo período experimental, características compatíveis com as recomendadas pela D.M.S. para o seu reuso na irrigação restrita ( $\ll$  1 ovo de nematodes intestinal por l).
- 3 - Através da análise regressiva, obteve-se uma correlação significativa entre o aumento do pH e a redução de coliformes fecais nas lagoas. Observou-se uma redução de coliformes fecais para valores  $\ll$  1000 coliformes fecais por 100 ml quando o pH foi  $\gg$  9,1.

- 4 - A presença de escumas na superfície das lagoas prejudicou a atividade fotossintética das algas, levando a um decréscimo nos valores de pH e um aumento na concentração de coliformes fecais. Com a presença de escumas, encontrou-se o valor médio de 3000 coliformes fecais por 100 ml na última lagoa, enquanto que, com a ausência de escumas na superfície, os valores médios foram de 102 coliformes fecais por 100 ml.
  
- 5 - Para atingir os padrões da D.M.S. para irrigação irrestrita, a série de lagoas estudada utilizaria  $1,44m^3$  ou  $2,46m^3$  por habitante. Em termos de volume é inferior em 23% e 58% aos necessários pela série de lagoas de 1,00m e 2,20m de profundidade, respectivamente. Já em termos de área a série estudada necessitaria de valores superiores em 17% e 36% aos das séries citadas acima.
  
- 6 - Uma alta eficiência na remoção de amônia foi observada na série das lagoas, chegando a valores próximos a 95% de remoção, reduzindo a concentração no efluente final a valores < 5 mg de nitrogênio amoniacal por litro.

## CAPÍTULO VI

### SUGESTÕES

- 1 - A otimização das lagoas rasas para a remoção de coliformes fecais, ovos de helmintos e nutrientes deve ser motivo de mais estudos, tendo como principais variáveis o tempo de detenção hidráulica das lagoas e a profundidade.
- 2 - Mais averiguações devem ser feitas sobre a altura de saída dos efluentes das lagoas. A variação da altura de saída, assim como a retirada do retentor de escumas, devem ser testadas como uma opção da descarga ocasional das camadas de algas, formadas geralmente na superfície das lagoas, que prejudicam o bom funcionamento das mesmas.
- 3 - As algas presentes no efluente final de lagoas de estabilização rasas podem causar um problema quando o mesmo for usado para a irrigação. Formas de remoção das algas devem ser analisadas aproveitando a vantagem do efluente apresentar altos valores de pH, o que acelera a floculação e sedimentação das algas. Como exemplo pode-se estudar a remoção através de biofloculação com a inoculação de carbonato de cálcio, eventualmente auxiliada por floculação química com a dosagem de cal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA - American Public Health Association. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> ed. Washington, DC, American Public Health Association, 1985.

ARTHUR, J.P. Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries. Technical Paper nº 7. Washington: The World Bank, 1983.

AYRES, R.M.; LEE, D.; MARA, D.D. The Enumeration of Human Intestinal Nematode Eggs in Raw and Treated Wastewater. Leeds: Department of Civil Engineering, University of Leeds, 1989.

BRANCO, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3<sup>a</sup> ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986. 640 p.

CAIRNCROSS, S. & FEACHEM, R.G. Environmental Health Engineering in the Tropics: An Introductory Text. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 1983.

CAIRNCROSS, S. Aspectos de Saúde nos Sistemas de Saneamento Básico. Revista de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro,

23 (4): 334-8, 1984.

CAMPOS, J. de O. Saúde em concordata. São Paulo, 1988.

DAVIS, E.M. & GLOYNA, E.F. Bacterial Die-off in Ponds. J. San. Eng. Div., Amer. Soc. Civil Eng., 98 (1): 59-69, 1972.

ELLIS, K.V. Stabilization Ponds: Design and Operation. Critical Reviews in Environmental Control, 13 (2): 69-102, 1983.

FARIAS, W. de O. Estudo da Influência do Tempo de Detença na remoção de Coliformes Fecais em Lagoas de Estabilização Profundas em Série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1989. 64 p.

FEACHEM, R.G.; BRODLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D.D. Appropriate Tecnology for Water Supply and Sanitation. Health Aspects of Excreta and Sullage Management - A State of the art Review. World Bank, 1980.

FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D.J.; GARELICK, H.; MARA, D.D. Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. New York: Wiley, 1983.

GAMBRILL, M.P. Physicochemical Treatment of Tropical Wastewater. PhD Thesis, University of Leeds, Inglaterra, 1990. 207p.

GOMES, C.S. & AISSE, M.M. Research of SANEPAR State of Paraná, Brazil, With Anaerobic Digestion of Domestic sewage in Full Scale/Pilot Plants. In: Anaerobic Treatment of Sewage: seminar/workshop. Department of Civil Engineering, University of Massachusetts at Amherst, 1985.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Anuário Estatístico do Brasil. Rio de Janeiro, IBGE, 1988. 740 p.

IRCWD. Health Aspects of Wastewater and Excreta Use in Agriculture and Aquaculture: The Engelberg report. IRCWD News (23): 11-18, 1985.

LETTINGA, G.; GRIN, P.C.; ROERSMA, R.E. Anaerobic Treatment of Raw Domestic Sewage at Ambient Temperatures Using a Granular Sludge Bed UASB - reactor. Biotechnology and Bioengineering 25: 1701-23, 1983.

MARA, D.D. Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 1976.

MARA, D.D. & Silva, S.A. Sewage Treatment in Waste Stabilization Ponds: Recent Research in Northeast Brazil, Progress in Water Technology, 11 (1/2): 341-4, 1979.

MARA, D.D. & PEARSON, H.W. Artificial Freshwater Environments: Waste Stabilization Ponds. In: VCH

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse, 2nd. ed. New York: Mac graw-Hill, 1979.

MOELLER, J.R. & CALKINS, J. Bactericidal Agents in Wastewater Lagoons and Lagoon Design. Journal of the Water Pollution Control Federation, 52 (10): 2442, 1980.

MOITTA, F. Saneamento: Vida ou Morte em 70 Países. Revista de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 23 (4): 340-4, 1984.

DRAGUI, J.I.; CURTIS, T.P.; SILVA, S.A.; MARA, D D The Removal of Excreted Bacteria and Viruses in Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Water Science and Technology, 19: 569-573, 1987.

PARHAD, N.M. & RAO, N.V. Effect of pH on the Survival of Escherichia coli. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46 (5): 980-6, 1974.

PEARSON, H.W. & KONIG, A. The Biology of Waste Stabilization Pond Systems. In: Seminário Regional de Investigacion sobre Lagunas de Estabilizacion, CEPIS, Lima, 1986.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; BARTONE, C.R. Guidelines for the Minimum Evaluation of the Performance of Full-Scale Waste Stabilization Pond Systems. Water Research 21 (9): 1067- -

1075, 1987.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; KONIG, A.; DE OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A.; MILLS, S.; SMALLMAN, D.J. Water Column Sampling as a Rapid and Efficient Method for Determining Effluent Quality and the Performance of Waste Stabilization Ponds. Water Science and Technology, 19 (12): 109-113, 1987a.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; MILLS, S.W. Physico-Chemical Parameters, Influencing Faecal Bacteria Survival in Waste Stabilization Ponds. Water Science and Technology, 19 (12): 145-152, 1987b.

PEARSON, H.W. & SILVA, S.A. Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. In: Salomão Anselmo Silva e David Duncan Mara. Colecção de trabalhos técnicos resultantes das pesquisas realizadas na Extrabes 1977-1988. Universidade Federal da Paraíba, 1979.

PINTO, P.C. Hora de avaliar o desafio. Revista DAE, São Paulo, 42 (156), 1989.

POLPRASERT, C.; DISSANAYAKE, M.G.; THANH, N.C. Bacterial Die-Off Kinetics in Waste Stabilization Ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 55 (3): 285-296, 1983.

VAN HAANDEL, A.C. Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge process. PhD Thesis. University of Cape Town. South Africa, 1981.

VIEIRA, M.M.S. & SOUZA, E.M. Development of Technology for the use of the UASB Reactor in Domestic Sewage treatment. In: Post-Conference International Seminar on Anaerobic treatment in Tropical Countries. São Paulo: CETESB, 1985.

WHO. Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series 778. Geneva: WHO, 1989.