

**REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA
NUMA SÉRIE DE DEZ LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO, EM
ESCALA-PILOTO, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS EM
REGIÃO DE CLIMA TROPICAL.**

Rui Eduardo de Oliveira

REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA NUMA SÉRIE DE DEZ LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO, EM ESCALA-PILOTO, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REGIÃO DE CLIMA TROPICAL.

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Engenharia Civil da Universidade Federal da Paraíba-UFPB, em cumprimento às exigências para obtenção do grau de Mestre (M. Eng.).

Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS

Sub-área: SANEAMENTO

Orientadores: Prof. RUI DE OLIVEIRA

Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA

Campina Grande - Paraíba

Outubro/1995



048r

Oliveira, Rui Eduardo de

Remocao de coliformes fecais e materia organica numa serie de dez lagoas de estabilizacao, em escala piloto, tratando esgotos domesticos em regioa de clima tropical / Rui Eduardo de Oliveira. - Campina Grande, 1995.

86 f.

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

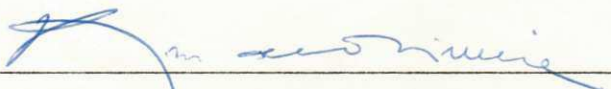
1. Esgoto Domestico - 2. Lagoas de Estabilizacao 3. Dissertacao I. Oliveira, Rui de, Dr. II. Silva, Salomao Anselmo, Prof. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.3.033(043)

REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS E MATÉRIA ORGÂNICA NUMA SÉRIE
DE DEZ LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO, EM ESCALA-PILOTO, TRATANDO
ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REGIÃO DE CLIMA TROPICAL.

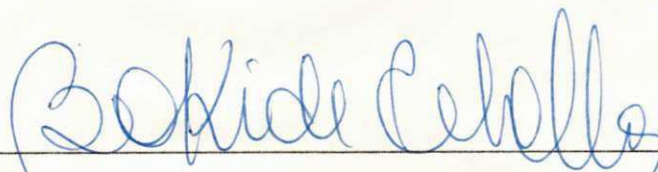
Rui Eduardo de Oliveira

Dissertação defendida e aprovada em 20 de outubro de 1995



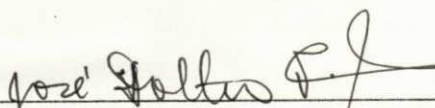
Prof. Rui de Oliveira - Ph. D.

Orientador



Prof.^a Beatriz Susana de O. Ceballos - Doutora

Examinadora Interna



Prof.^o José Daltro Filho - Doutor

Examinador Externo

Campina Grande - Paraíba

Outubro/1995

Dedico este trabalho à minha mãe, Maria Albertina de Oliveira, *in memoriam*, pelo espírito de luta a mim legado, à minha incansável esposa Sândala e aos meus queridos filhos Daniela, Eduardo e Leonardo, que sempre estiveram ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Aos doutores Álvaro Antônio Melo Machado, José Antônio Perrucho de Farias e José Lessa Nunes, respectivamente, Presidente, Coordenador Regional e Chefe do Serviço de Operações da Fundação Nacional de Saúde - FNS, que não mediram esforços para autorizar a realização deste curso.

Aos colegas do Setor de Engenharia pela compreensão e substituição durante o período de afastamento.

A todos os professores do curso, particularmente Rui de Oliveira e Salomão Anselmo Silva pela orientação e o apoio durante todas as etapas deste trabalho.

Aos amigos André Luís C. Araújo e José Soares pela valiosa contribuição ao trabalho e agradáveis momentos de descontração proporcionados.

A José Nilton Oliveira Lisboa, meu primo, pela colaboração nos trabalhos de impressão.

À equipe de servidores e estagiários que compõem a EXTRABES pela colaboração no desenvolvimento da pesquisa.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES:

- Universidade Federal da Paraíba - UFPB.
- Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA.
- Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE.
- Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP.
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.
- Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES.
- Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica - Banco do Brasil S/A.
- Overseas Development Administration - ODA (UK)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
Capítulo 1	
1 REVISÃO DE LITERATURA	5
1.1 Lagoas de estabilização	5
1.2 Processos de tratamento atuantes em lagoas de estabilização	9
1.2.1 Digestão anaeróbia	9
1.2.2 Oxidação aeróbia	11
1.3 Classificação das lagoas de estabilização	13
1.4 Características das lagoas de estabilização	15
1.4.1 Lagoas anaeróbias	15
1.4.2 Lagoas facultativas	18
1.4.3 Lagoas de maturação	25
1.5 Série de lagoas de estabilização	26
1.6 Dimensionamento de lagoas de estabilização	27
1.6.1 Lagoas anaeróbias	27
1.6.2 Lagoas facultativas	30
1.6.3 Lagoas de maturação	34
1.7 Remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização	36
Capítulo 2	
2 MATERIAIS E MÉTODOS	41
2.1 Sistema experimental	41
2.1.1 Descrição do sistema	41
2.1.2 Alimentação do sistema	41
2.1.3 Transferência de líquidos	47
2.2 Metodologia da pesquisa	47
2.2.1 Monitoração do sistema	47
2.2.2 Coleta das amostras	47

2.2.3	Parâmetros analisados	51
2.3	Técnicas de laboratório	51
2.3.1	Análises físico-químicas	51
2.3.2	Análises microbiológicas	52
Capítulo 3		
3	APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	53
3.1	Tratamento estatístico dos dados	53
3.2	Caracterização do esgoto bruto	56
3.3	Características operacionais do sistema	56
3.4	Resultados da monitoração	56
3.4.1	Temperatura	56
3.4.2	pH	58
3.4.3	Oxigênio dissolvido	58
3.4.4	Clorofila <i>a</i>	59
3.4.5	Demanda bioquímica de oxigênio	61
3.4.6	Demanda química de oxigênio	63
3.4.7	Sólidos suspensos	63
3.4.8	Coliformes fecais	65
Capítulo 4		
4	DISCUSSÃO	67
4.1	Coliformes fecais	67
4.2	Matéria orgânica	73
Capítulo 5		
5	CONCLUSÕES	80
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 - REVISÃO DE LITERATURA

1.1 - Representação sequencial da digestão anaeróbia	12
1.2 - Representação esquemática dos processos metabólicos de microorganismos heterótrofos	14
1.3 - Efeito do pH sobre o equilíbrio de H_2S , H^- e $S^{=}$	17
1.4 - Remoção de DBO em lagoas facultativas primárias	19
1.5 - Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas de estabilização	22
1.6 - Variação diária típica de OD e pH em efluentes de lagoas de estabilização	22
1.7 - Mecanismos de decaimento de coliformes fecais em lagoas de estabilização	40

Capítulo 2 - MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 - Planta de situação	42
2.2 - Planta e corte das lagoas	43
2.3 - Planta baixa da casa de bombas	45
2.4 - Detalhe esquemático do tanque de nível constante	46
2.5 - Detalhes de entrada e saída das lagoas	48
2.6 - Esquema do amostrador automático	50

Capítulo 3 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

3.1 - Variação das concentrações de DBO_5 , DQO, SS, pH, CLA, OD, Temperatura e CF ao longo da série. Sistema XVII, Experimento 2	55
---	----

Capítulo 4 - DISCUSSÃO

4.1 - Redução de coliformes fecais em função do tempo de detenção cumulativo (t_c). Sistema XVII, Experimento 2	69
4.2 - Redução de coliformes fecais em função do produto $k_b.t$. Sistema XVII, Experimento 2	74
4.3 - Redução de DBO_5 em função do tempo de detenção hidráulica cumulativo (t_c). Sistema XVII, Experimentos 1 e 2	78

4.4 - Redução de DBO_5 em função do produto $k_1.t$. Sistema XVII, Experimentos 1 e 2

79

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 - REVISÃO DE LITERATURA

1.1 - Remoção de patógenos em lagoas de estabilização e em processos convencionais de tratamento - - - - -	7
1.2 - Desempenho de uma série de cinco lagoas de estabilização no nordeste do Brasil - - - - -	10
1.3 - Cargas orgânicas permissíveis e porcentagens de remoção de DBO ₅ em lagoas anaeróbias de acordo com a temperatura - - - - -	17
1.4 - Valores médios dos parâmetros analisados no Sistema XVII, durante o Experimento 1 - - - - -	21
1.5 - Características operacionais do Sistema XVII, Experimento 1 - - - - -	31

Capítulo 2 - MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 - Características físicas do Sistema XVII, Experimental 2 - - - - -	44
2.2 - Características operacionais previstas. Sistema XVII, Experimento 2 - - - - -	49

Capítulo 3 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

3.1 - Resultados da monitoração do Sistema XVII, Experimento 2 - - - - -	54
3.2 - Caracterização do esgoto bruto de Campina Grande-PB - - - - -	57
3.3 - Características operacionais do Sistema XVII, Experimento 2 - - - - -	57
3.4 - Tempo de detenção, carga orgânica, profundidade e concentração de Clorofila <i>a</i> em amostras de efluente em séries de lagoas investigadas na EXTRABES - - - - -	60
3.5 - Porcentagens acumuladas de remoção de DBO ₅ , DQO, SS e CF. Sistema XVII, Experimento 2 - - - - -	62
3.6 - Taxa constante de 1ª ordem para remoção de DBO ₅ e porcentagens de remoção por lagoa. Sistema XVII, Experimento 2 - - - - -	64
3.7 - Taxa constante de decaimento de coliformes fecais e porcentagens de remoção por lagoa. Sistema XVII, Experimento 2 - - - - -	66

Capítulo 4 - DISCUSSÃO

4.1 - Tempo de detenção hidráulica cumulativo, em dias, para remoção de coliformes fecais por séries de diferentes configurações -----	70
4.2 - Áreas estimadas, em m ² , por séries de diferentes configurações por unidade de vazão-----	72
4.3 - Porcentagens de economia da área por séries de diferentes configurações por unidade de vazão -----	72
4.4 - Taxa constante para remoção de coliformes fecais em séries de diferentes configurações -----	75

RESUMO

Este trabalho descreve o desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização em escala-piloto (Sistema XVII), tratando esgoto doméstico bruto ($DBO_5 = 240 \text{ mg/l}$), em relação à remoção de coliformes fecais e matéria orgânica (DBO_5 e DQO). O sistema experimental era constituído de 10 unidades com 1,5m de profundidade e constava de uma lagoa anaeróbia (A11), seguida de uma facultativa secundária (F26) e oito denominadas de maturação (M25 a M32), com tempo de detenção hidráulica total de 28,5 dias. O sistema era operado pela Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB) e estava localizado na cidade de Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil ($7^{\circ}13'11'' \text{ S}$, $35^{\circ}52'31'' \text{ O}$, 550m acima do nível do mar). O período de monitoração do sistema foi de novembro de 1993 a setembro de 1994. As amostras eram coletadas semanalmente nos efluentes das lagoas, às oito horas, e analisadas nos laboratórios da EXTRABES. Além dos parâmetros acima citados foi descrito, também, o comportamento dos sólidos suspensos, clorofila a , oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Todos os parâmetros foram determinados de acordo com APHA (1992), exceto a clorofila a que foi determinada através da técnica descrita por Jones (1979). Os resultados da monitoração demonstraram que o sistema experimental removeu 99,9997% de coliformes fecais, 95,0% de DBO_5 e 82,1% de DQO , como também, a possibilidade de redução da área total ocupada em cerca de 32%. Também, foi verificado que um acréscimo no tempo de detenção hidráulica total, não se traduz, necessariamente, em aumento correspondente na eficiência de remoção ou melhoria na qualidade do efluente final. Por outro lado, em função do seu excelente desempenho, ficou comprovada a importância das lagoas anaeróbias em séries de lagoas de estabilização.

ABSTRACT

This work describes the performance of a pilot-scale experimental pond system (System XVII), treating domestic sewage from Campina Grande, Paraiba, northeast Brazil ($7^{\circ}13'11''\text{S}$, $35^{\circ}52'31''\text{W}$, 550m above m.s.l.), in terms of both organic matter (BOD_5 and COD) and faecal coliform removals, during the second period of monitoring (Experiment 2).

System XVII was made up a long series of 1.5m deep-ponds comprising an anaerobic pond (A12) fed with sewage, followed by a secondary facultative pond (F25) and eight maturation ponds (M25 to M32), each one fed by gravity with the effluent of the previous pond. The total hydraulic retention time was 28.5d (1.5d in the anaerobic pond and 3d in the others).

The experimental system was investigated from November-1993 to September-1994. Monitoring was based on the analyses of grab samples of pond effluents collected weekly at 8.00 a.m. and raw sewage daily composite samples. Samples were analysed for the parameters BOD_5 , COD, faecal coliform, suspended solids, dissolved oxygen, pH and temperature. With the exception of raw sewage and the anaerobic pond effluent, samples were also analysed for chlorophyll *a*.

The long series (System XVII - Experiment 2) presented high efficiency in the removal of BOD_5 (95%), COD (82.1%) and faecal coliform (99.9997%). The final effluent presented a BOD_5 of less than 20mg/l and the number of faecal coliform complied with the WHO guideline for unrestricted irrigation (less than 1000 cfu/100ml). However, the increase in the hydraulic retention time from 19d, in the first experiment, to 28.5d, in the second, did not correspond to an increase in the performance of the pond system. Thus, both experiments presented results quite similar.

The long series of ponds was concluded to be a land-saving alternative compared to other configurations of series previously studied at EXTRABES, even under the operational conditions of the second experiment.

INTRODUÇÃO

Os problemas relacionados com a disposição de esgotos domésticos e outros resíduos líquidos, têm crescido com a população do mundo. O desenvolvimento de aglomerados urbanos próximos de fontes de suprimento de água (rios, lagos, represas etc.), deu origem à contaminação dessas fontes pelos seus despejos. Na verdade, rios e lagos representam um veículo natural para o escoamento dos produtos indesejáveis das atividades humanas, não só domésticos como também industriais. Dessa maneira, os mananciais vão se tornando, cada vez mais, impróprios para o consumo humano, trazendo riscos à saúde da população.

O crescimento progressivo da população aliado ao fenômeno migratório, contribuem para o agravamento da qualidade das águas dos corpos receptores e para a elevação dos custos de sua recuperação. Para esse problema, duas alternativas tecnológicas têm sido empregadas simultaneamente: o tratamento da água para o consumo humano e o tratamento dos esgotos antes do seu lançamento em corpos receptores.

X O tratamento dos esgotos consiste, basicamente, na modificação de suas características de tal maneira que ele possa ser lançado em corpos receptores, dentro dos padrões estabelecidos pelos órgãos de fiscalização e controle da poluição ambiental, sem causar danos. Os esgotos devem ser tratados antes dos seus lançamentos em qualquer corpo receptor a fim de reduzir a disseminação de doenças de veiculação hídrica, provocadas por microorganismos patogênicos fecais e evitar a poluição das águas subterrânea e superficial (Mara, 1976). Desse modo, o tratamento de esgotos visa a redução de componentes indesejáveis tais como patógenos, matéria orgânica e sólidos suspensos, além de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

A maior parte dos processos de tratamento de esgotos inclui a depuração biológica promovida por microorganismos decompositores, especialmente bactérias, e sua conversão em produtos mais simples e estáveis como sais minerais, gás carbônico e água (Branco, 1986). Dentre a variedade de métodos e sistemas de tratamentos disponíveis, as lagoas de estabilização têm se tornado uma das opções bastante difundida em todo o mundo, devido a vantagens tais como simplicidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, além da alta eficiência de remoção de patógenos

(Mara *et al.*, 1992). Entretanto, é nas regiões tropicais e sub-tropicais que as lagoas de estabilização mais se destacam, devido à predominância de elevada intensidade luminosa e altas temperaturas (Polprasert *et al.*, 1983), fatores que aceleram o processo de degradação biológica da matéria orgânica.

As lagoas de estabilização podem ser definidas como grandes reservatórios de pequenas profundidades, geralmente contidos por diques de terra, nos quais águas residuárias brutas ou pré-tratadas são estabilizadas por processos inteiramente naturais, envolvendo, principalmente, algas e bactérias. Podem ser utilizadas no tratamento de quaisquer tipos de águas residuárias passíveis de serem biodegradadas, fornecendo efluente final de acordo com a capacidade de autodepuração do corpo receptor ou, até mesmo, dentro dos padrões exigidos para utilização na agricultura e aquicultura (Silva, 1982).

As lagoas de estabilização são classificadas em três principais tipos: lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação. As lagoas anaeróbias funcionam como um tanque séptico aberto. Sua função primária é remover matéria orgânica através da sedimentação e da conversão para biogás. Já nas lagoas facultativas parte da matéria orgânica estabilizada é transformada em biomassa de algas que, por sua vez, fornece a maior parte do oxigênio utilizado pelas bactérias na decomposição de mais matéria orgânica. A função primária das lagoas de maturação é remover patógenos fecais, podendo ocorrer, também, alguma remoção de matéria orgânica. Do mesmo modo, alguma redução na concentração de coliformes fecais pode ser observada tanto em lagoas anaeróbias como em lagoas facultativas (Mara, 1976; Ellis, 1983).

Os sistemas de lagoas de estabilização são constituídos, geralmente, por séries contendo lagoas anaeróbia, facultativa secundária e várias de maturação. Em sistemas de lagoas de estabilização bem projetados é possível obter remoções de DBO₅ superiores a 90%. Porém a remoção de sólidos suspensos é considerada apenas razoável (Arthur, 1983), devido à presença de algas no efluente final (Middlebrooks *et al.*, 1982). Entretanto a Environmental Protection Agency (EPA) dos EUA, reconhece que sólidos suspensos devido a algas vivas têm características diferentes de sólidos de esgotos ou sólidos de outros processos de tratamento (Gloyna & Tischler, 1981). Mas é na remoção de patógenos fecais que os sistemas de lagoas são altamente eficientes, podendo apresentar remoções acima de 99,999%. Essas elevadas porcentagens de remoção podem

ser atribuídas a uma combinação de fatores físicos e ambientais (sedimentação, intensidade luminosa, pH, oxigênio dissolvido) que tornam o ambiente das lagoas inhóspito à sobrevivência desses organismos. Outro fator importante é o tempo de detenção hidráulica total da série. Estudando uma série com cinco lagoas de estabilização (uma anaeróbia, uma facultativa secundária e três de maturação) com 1,0m de profundidade e tempos de detenção de 29,1; 17,0 e 8,5 dias, Silva (1982) obteve remoções de coliformes fecais iguais a 99,99994; 99,96 e 99,0%, respectivamente.

O longo tempo de detenção hidráulica das lagoas de estabilização, requerido em função da velocidade dos processos de degradação da matéria orgânica, faz com que sejam necessárias relativamente grandes extensões de terra para a implantação de lagoas de estabilização. E a exigência de grandes áreas, segundo Arthur (1983), Oragui *et al.*, (1987) e WHO (1989) é a principal desvantagem atribuída ao uso de sistemas de lagoas. Entretanto, a ocupação de terreno não pode ser considerada problema crítico, particularmente em países em desenvolvimento, onde ainda podem ser encontradas terras disponíveis próximas de cidades (Mara, 1976; de Oliveira, 1990). Além do mais, as muitas vantagens das lagoas superam essa desvantagem.

A possibilidade da utilização de sistemas de lagoas de estabilização no tratamento de esgotos domésticos com produção de efluentes de boa qualidade associados à economia de terreno, tem sido um desafio constante (Silva *et al.*, 1992). Dando sequência à linha de pesquisas com sistemas de lagoas em escala-piloto, a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), iniciou o segundo experimento num sistema de 10 lagoas de estabilização (Sistema XVII) com 1,5m de profundidade e tempo de detenção hidráulica total de 28,5 dias.

Este trabalho tem como objetivo descrever o desempenho do Sistema XVII, Experimento 2, tratando esgotos domésticos do sistema de esgoto de Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil, em termos de remoção de coliformes fecais e matéria orgânica. Para circunstanciar a análise do desempenho da série, além de coliformes fecais, demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio, são analisados, também, os parâmetros sólidos suspensos, clorofila *a*, oxigênio dissolvido, pH e temperatura. É descrita também a influência do tempo de detenção hidráulica total sobre a remoção de coliformes fecais, a fim de estimar a economia de terreno que pode ser

alcançada com o uso de séries de lagoas de estabilização, com a mesma configuração, tratando esgotos domésticos em regiões de clima tropical.

Capítulo 1

REVISÃO DE LITERATURA

1.1 Lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de pequena profundidade, geralmente limitados por diques de terra, paredes de contenção ou até mesmo escavados no próprio terreno, nos quais águas residuárias brutas ou pré-tratadas, são estabilizadas por processos naturais que envolvem principalmente bactérias e algas (Mara, 1976; Silva, 1982). A lagoa de estabilização é um dos artificios que o homem utiliza para tentar acelerar os processos naturais de purificação e estabilização das águas residuárias. Ela funciona como um reator biológico onde a matéria orgânica biodegradável (proteínas, carboidratos e gorduras) é oxidada biologicamente, sendo transformada em moléculas simples e estáveis tais como dióxido de carbono, nitrato, fosfato, sulfato e água. Os processos naturais de estabilização biológica que ocorrem nas lagoas, são baseados na atividade microbiana envolvendo principalmente bactérias e algas, tendo como fonte de energia a luz solar, além da energia liberada nas reações químicas inerentes. A estabilização biológica que ocorre em lagoas é, na verdade, uma complexa interação de processos físicos e bioquímicos, que não recebe qualquer interferência direta do homem, além da construção do local onde eles se desenvolvem (Mara, 1976; Ellis, 1983; da Silva, 1992).

As lagoas de estabilização podem ser utilizadas no tratamento de quaisquer tipos de águas residuárias passíveis de serem biodegradadas, sejam elas produzidas por atividades domésticas ou agro-industriais, desde que estas não contenham substâncias tóxicas aos microorganismos envolvidos nos processos. Elas podem fornecer efluentes finais com a qualidade de acordo com os padrões estabelecidos (Silva, 1982). Seu baixo custo de implantação, operação e manutenção, aliado à alta eficiência de remoção de organismos fecais, tornam as lagoas bastante difundidas em todo o mundo (da Silva, 1992). Certamente, este é o método de tratamento mais adequado aos países em desenvolvimento das regiões tropicais e subtropicais, pois, além da disponibilidade de áreas de terreno, a ação natural do calor e da luz solar aceleram o crescimento dos

microorganismos, favorecendo a degradação biológica da matéria orgânica (Arthur, 1983).

As vantagens dos sistemas de lagoas de estabilização podem ser resumidas em simplicidade, baixo custo e alta eficiência.

Simplicidade: a movimentação de terra e a construção do tratamento preliminar representam o maior volume de obras na construção de sistemas de lagoas. As demais etapas tais como proteção de taludes e estruturas de entrada e saída podem ser consideradas como pequenas obras de engenharia. Sua operação e manutenção compreendem apenas as tarefas de limpeza da grade, caixa de areia e dispositivos de entrada e saída, preservação dos taludes, além da remoção da espuma sobrenadante (Mara *et al.*, 1992). Apenas uma modificação na cota do dispositivo de saída, altera o tempo de detenção hidráulica e, conseqüentemente, o grau de tratamento (Silva e Mara, 1979).

Baixo custo: devido à sua simplicidade e pelo fato de não requerer dispositivos eletromecânicos nem consumir energia elétrica no processo, as lagoas de estabilização se constituem no mais barato método de tratamento. A remoção de matéria orgânica e patógenos é feita com o menor custo de capital e menor custo operacional do que os métodos convencionais (Arthur, 1983; Mara *et al.*, 1992).

Alta eficiência: as elevadas porcentagens de remoção de DBO e organismos fecais, tornam o uso das lagoas de estabilização muito vantajoso nos países em desenvolvimento, onde as doenças de veiculação hídrica representam um sério problema de saúde pública (Arthur, 1983). De acordo com Mara *et al.* (1992), um sistema de lagoas bem dimensionado e operado pode alcançar mais de 90% de remoção de matéria orgânica e até 99,999% de remoção de organismos fecais. A Tabela 1.1 faz uma comparação da remoção de organismos fecais entre tratamento convencional e lagoas de estabilização. Para os mesmos autores o efeito reservatório, consequência do longo tempo de detenção hidráulica, faz com que as lagoas possam absorver choques de cargas hidráulica e orgânica. Mara e Pearson (1986) afirmam que elas podem suportar até 30mg/l de metais pesados, valor modesto quando comparado a 60mg/l mencionado por Mara *et al.* (1992). Estes últimos afirmam ainda que águas residuárias fortes da agro-indústria (abatedouros, laticínios, comidas enlatadas etc.) também podem ser facilmente tratadas em lagoas de estabilização.

Tabela 1.1 - Remoção de patógenos em lagoas de estabilização e em processos convencionais de tratamento.

Patógeno	Lagoas de estabilização	Tratamento convencional
Bactérias	99,9999%	90 - 99%
Vírus	99,99%	90 - 99%
Cistos de protozoários	100%	90 - 99%
Ovos de helmintos	100%	90 - 99%

Fonte: Mara *et al.* (1992).

As desvantagens das lagoas de estabilização estão relacionadas basicamente com as áreas de ocupação (Silva *et al.*, 1987) e as concentrações de sólidos suspensos (SS) presentes nos efluentes (Arthur, 1983).

Terreno: o longo tempo requerido para que os processos de estabilização atuem sobre os esgotos introduzidos, faz com que grandes áreas de terra sejam necessárias na construção de sistemas de lagoas (Mara *et al.*, 1983).

Sólidos suspensos: a remoção dos sólidos suspensos é baixa devido à presença de algas no efluente final (Mara *et al.*, 1992). Para Ellis (1983) a grande concentração de algas, frequentemente presente no efluente final, é a principal desvantagem das lagoas de estabilização, e o desenvolvimento de algas nas lagoas significa o reverso da estabilização biológica da matéria orgânica. Ou seja, a partir de substâncias inorgânicas simples, na presença de luz solar, são desenvolvidas estruturas orgânicas complexas (algas), que vão exercer demanda de oxigênio nos corpos receptores.

As muitas vantagens das lagoas de estabilização superam as duas únicas desvantagens citadas. Por exemplo, nos países em desenvolvimento onde são comuns a escassez de recursos financeiros e a falta de mão-de-obra especializada, mas ainda se dispõem de áreas de terra próximas das cidades a custos razoáveis, o sistema de lagoas de estabilização tem se tornado uma atrativa opção de tratamento, face à complexidade e aos custos das estações convencionais (Ellis, 1983). Os investimentos com a aquisição do terreno das lagoas têm retorno garantido no futuro. O crescimento das cidades transforma o terreno afastado, onde está construída a lagoa de estabilização, em área urbana valorizada. A reutilização da área para outros fins, pode ser obtida após a remoção dos dispositivos de entrada e saída e o nivelamento do terreno (Silva e Mara, 1979). Com relação aos sólidos suspensos, Gloyna e Tischler (1981) citam que a U.S. Environmental Protection Agency (EPA) reconhece que sólidos devidos a algas vivas nos efluentes de lagoas, têm características diferentes dos sólidos do esgoto bruto ou de outros processos de tratamento. O Conselho das Comunidades Européias (1991) citado por Mara *et al.* (1992), também reconhece a distinção entre a DBO algal e a DBO de esgoto bruto. Estes autores afirmam que as algas dos efluentes de lagoas de estabilização têm pouca chance de exercer demanda de oxigênio, porque são consumidas pelo zooplâncton dos corpos receptores.

Apesar das preocupações de alguns autores no que diz respeito à baixa eficiência das lagoas na remoção de sólidos suspensos, Mara *et al.* (1983) descrevem bons resultados da pesquisa realizada numa série de 5 lagoas na EXTRABES em Campina Grande-PB (Tabela 1.2).

1.2 Processos de tratamento atuantes em lagoas de estabilização

Dentre os processos de tratamento que atuam nas lagoas de estabilização, podem ser destacados (Arthur, 1983):

- a) o efeito reservatório, que permite a absorção de choques de cargas orgânica e hidráulica;
- b) a sedimentação, responsável pela deposição de sólidos sedimentáveis no fundo da lagoa;
- c) a biodegradação da matéria orgânica via digestão anaeróbia (sem oxigênio) e oxidação aeróbia (com oxigênio).

1.2.1 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia da matéria orgânica é um processo considerado de dois estágios, que ocorre na ausência de oxigênio molecular e é realizada por dois grupos distintos de bactérias.

No primeiro estágio, denominado de fermentação ácida, compostos orgânicos hidrolizados (carboidratos, proteínas e gorduras) são convertidos em ácidos orgânicos voláteis (acético, propiônico, butírico) por bactérias facultativas formadoras de ácidos, conforme a seguinte reação simplificada (Malina e Rios, 1976; Middlebrooks *et al.*, 1982):



A degradação dos compostos nitrogenados libera amônia, que reage com dióxido de carbono e água para formar o tampão bicarbonato de amônio que, por sua vez, tem a capacidade de neutralizar ácidos voláteis acumulados na massa líquida (McKinney, 1976):

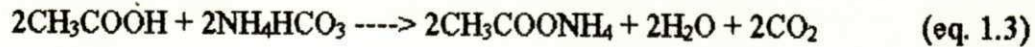
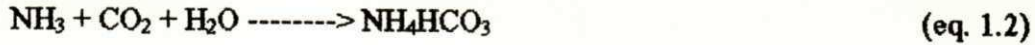
Tabela 1.2 - Desempenho de uma série de cinco lagoas de estabilização no nordeste do Brasil. (EXTRABES)

Amostra	Tempo de detenção (d)	DBO ₅ (mg/l)	SS (mg/l)	CF (cf/100ml)
Esgoto bruto	-	240	305	4,60E7
Lagoa anaeróbia	6,8	63	56	2,90E6
Lagoa facultativa	5,5	45	74	3,20E5
Lagoa de maturação 1	5,5	25	61	2,40E4
Lagoa de maturação 2	5,5	19	43	450
Lagoa de maturação 3	5,8	17	45	30

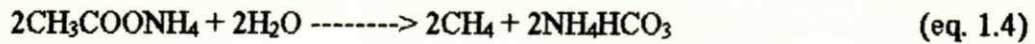
Fonte: Mara *et al.* (1983).

SS - Sólidos suspensos.

CF - Coliformes fecais.



No segundo estágio, denominado de fermentação metânica, os ácidos formados no primeiro estágio são convertidos em metano por bactérias estritamente anaeróbias, formadoras de metano (Middlebrooks *et al.*, 1982):



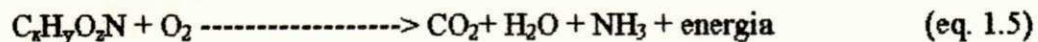
A sequência das reações bioquímicas ocorridas na digestão anaeróbia está representada na Figura 1.1.

Ao contrário das bactérias formadoras de ácido, as metanogênicas crescem mais lentamente, são encontradas em menor número e são bastante sensíveis a fatores ambientais tais como temperatura, mudanças de pH, presença de metais pesados e detergentes, alterações na alcalinidade, altas concentrações de nitrogênio-amônia e sulfeto. Em função da sensibilidade dessas bactérias, a fermentação metânica se torna um fator limitante da digestão anaeróbia (Middlebrooks *et al.*, 1982).

1.2.2 Oxidação aeróbia

A oxidação aeróbia é um processo bioquímico através do qual a matéria orgânica é convertida em produtos finais mais estáveis (dióxido de carbono, água, fosfato e amônia) e novas células, sob a ação de bactérias aeróbias e facultativas, na presença de oxigênio molecular como agente oxidante final (de Oliveira, 1990).

O metabolismo oxidativo é composto por dois processos simultâneos e interdependentes, denominados de catabolismo (oxidação da molécula orgânica para produção de energia) e anabolismo (síntese de material celular) de acordo com as equações seguintes (Mara, 1976; van Haandel, 1993):



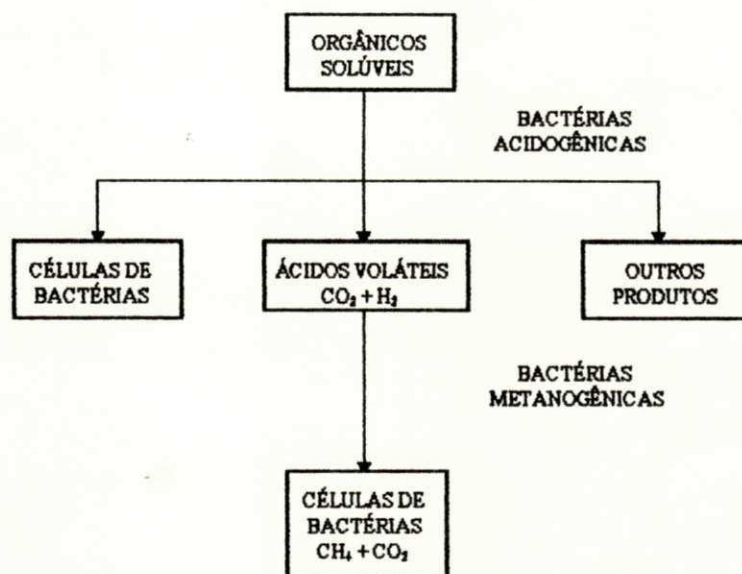
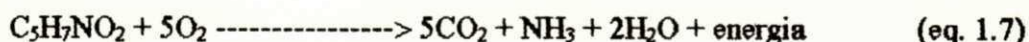


Figura 1.1 - Representação sequencial da digestão anaeróbia.

Fonte: Middlebrooks *et al.* (1982).

Segundo os mesmos autores, em média, da matéria orgânica disponível, um terço é oxidado e dois terços são sintetizados. Por outro lado, eles ainda citam que outra importante forma de catabolismo ocorre na massa celular, que contém cerca de 80% de material biodegradável e pode ser oxidada parcialmente, num processo denominado respiração endógena, representada pela equação abaixo. A Figura 1.2 mostra uma representação esquemática dos processos metabólicos de microorganismos heterótrofos.



A maior parte de oxigênio requerido pela oxidação da matéria orgânica é fornecido pelas algas e cianobactérias (algas verde-azuladas) através da fotossíntese, representada pela seguinte reação bioquímica (de Oliveira, 1990):



1.3 Classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são classificadas em anaeróbia, facultativa e de maturação, de acordo com a predominância dos processos de biodegradação da matéria orgânica (de Oliveira, 1990). Esta predominância é definida pela faixa de cargas orgânicas a que estão submetidas as lagoas (Parker, 1979).

As lagoas anaeróbias operam com elevadas cargas orgânicas que não favorecem a existência de oxigênio molecular e proporcionam a digestão anaeróbia. Já as lagoas facultativas operam entre limites que permitem o desenvolvimento de algas numa camada onde a luz pode penetrar (zona fótica). Nessa camada o oxigênio produzido pelo fitoplâncton favorece a oxidação aeróbia, enquanto que nas camadas inferiores predomina a digestão anaeróbia. As lagoas de maturação operam com cargas orgânicas bem menores que as das lagoas facultativas, apresentam zona de penetração de luz maior e são predominantemente aeróbias (Arthur, 1983). Estas lagoas não desempenham papel importante na remoção de material orgânico, sendo projetadas numa série, para a melhoria da qualidade dos efluentes particularmente quanto à remoção de organismos fecais.

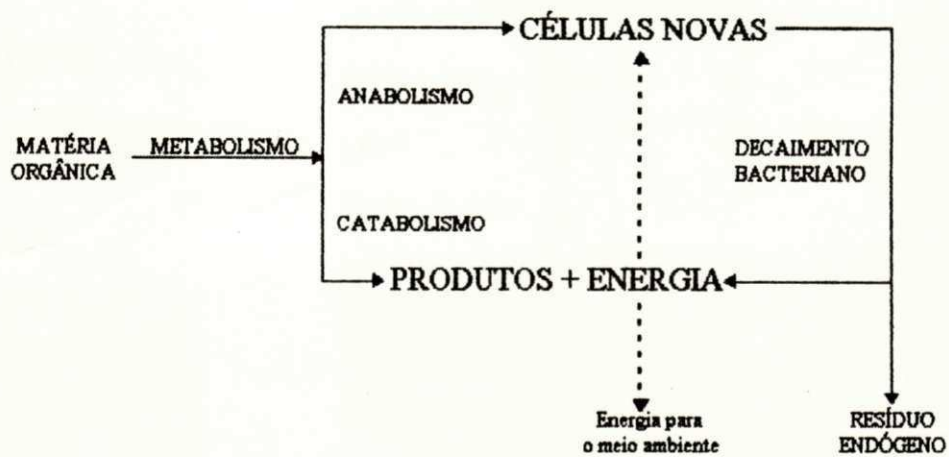


Figura 1.2 - Representação esquemática dos processos metabólicos de microorganismos heterótrofos.
Fonte: van Haandel (1993).

1.4 Características das lagoas de estabilização

1.4.1 Lagoas anaeróbias

São unidades de tratamento primário utilizadas com grandes vantagens na estabilização de águas residuárias brutas concentradas ($DBO > 300\text{mg/l}$) ou com elevado conteúdo de sólidos em suspensão ($SS > 300\text{mg/l}$) (Mara e Pearson, 1986) cuja função básica é decompor a matéria orgânica biodegradável e não necessariamente produzir efluentes de alta qualidade. Por isso, elas são usadas para reduzir cargas orgânicas destinadas a outras unidades de tratamento subsequentes (Middlebrooks *et al.*, 1982).

A matéria orgânica sedimentável acumulada no fundo da lagoa é digerida anaerobicamente e o líquido sobrenadante, parcialmente clarificado, é encaminhado para um tratamento posterior, que pode ser uma lagoa facultativa. O bom funcionamento das lagoas anaeróbias depende do delicado equilíbrio, entre acidogênese e metanogênese, que é favorecido por concentração nula de oxigênio, temperatura superior a 15°C e pH entre 6 e 8 (Mara, 1976). Nessas condições, Silva e Mara (1979) asseguram que o acúmulo de lodo é mínimo e as limpezas são necessárias depois de 3 a 5 anos de operação, quando a lagoa pode ficar com até metade de sua profundidade comprometida. Devido à digestão anaeróbia ocorrer mais efetivamente em temperaturas acima de 15°C , Ellis (1983) aponta a lagoa anaeróbia como "um fenômeno dos climas quentes". Quando a temperatura está abaixo dos 15°C , a lagoa funciona como um simples tanque de sedimentação (Mara, 1976).

As lagoas anaeróbias oferecem vantagens tais como redução da área de ocupação de terreno, bem como da camada de lodo nas lagoas facultativas subsequentes (Benefield e Randall, 1980).

As profundidades recomendadas para as lagoas anaeróbias estão na faixa de 2 a 5m (Mara, 1976; Lumbers, 1979). Arthur (1983) considera que, teoricamente, não há limites para a profundidade, sugerindo 4m como a mais adequada e que menos de 2,5m deve ser evitada. Oragui *et al.* (1987) trabalhando com lagoas em escala-piloto, no nordeste do Brasil, concluíram que lagoas anaeróbias com até 3,0m de profundidade não sofreram qualquer tipo de efeito adverso em relação à remoção de DBO_5 . Todavia, Silva (1982), da Silva (1992) e Araújo (1993) pesquisaram lagoas anaeróbias em escala piloto, na mesma região, com profundidade variando de 1,25 a 1,75m, tendo sido observado que elas, de fato, funcionaram como lagoas anaeróbias. Segundo Malina e

Rios (1976), a profundidade da lagoa anaeróbia proporciona algumas vantagens tais como racionalização do uso do terreno, proteção das bactérias metanogênicas da exposição ao oxigênio dissolvido e aumento do volume de acumulação do lodo. Por outro lado, Oswald (1968) acha que a taxa de declínio termal ($\pm 1^\circ\text{C}/33\text{cm}$) que ocorre nos dias de alta intensidade luminosa em lagoas excessivamente profundas e estratificadas, pode desenvolver baixas temperaturas e comprometer a fermentação metanogênica.

A utilização de elevadas cargas orgânicas, maiores profundidades e menores áreas superficiais, contribuem para a inibição da atividade fotossintética oxigênica, assim como para a diminuição da difusão de oxigênio atmosférico, o que favorece a predominância das condições anaeróbias ao longo de toda a massa líquida da lagoa (Benefield e Randall, 1980).

O maior problema relacionado ao uso da lagoa anaeróbia é o odor. Porém este inconveniente pode ser superado, ainda na fase de projeto, com a adoção de cargas orgânicas de acordo com a Tabela 1.3, desde que a concentração de sulfato do esgoto bruto seja menor do que $500\text{mg SO}_4^{2-}/\text{l}$. O odor é causado, principalmente, pela liberação do gás sulfídrico (H_2S) proveniente da redução de sulfato. Entretanto, para os valores de pH normalmente encontrados em lagoas anaeróbias bem dimensionadas (em torno de 7,5), cerca de metade do sulfeto está na forma do inodoro íon bisulfeto (HS^-). A Figura 1.3 mostra a distribuição das porcentagens do H_2S , HS^- e do íon sulfeto (S^{2-}) de acordo com as mudanças do pH (Sawyer e McCarty, 1978; Mara *et al.*, 1992).

Reduções de DBO_5 em torno de 70% em lagoas anaeróbias tratando esgotos domésticos, são citadas por Oswald (1968), Malina e Rios (1976) e consideradas comuns por Middlebrooks *et al.* (1982). Mara e Silva (1979), pesquisando lagoas anaeróbias piloto, no nordeste do Brasil, obtiveram remoções de DBO_5 em torno de 80%. Araújo (1993), operando a mesma série longa desta pesquisa, durante o Experimento 1, obteve cerca de 81% de remoção de DBO_5 , com carga orgânica volumétrica igual a $186\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ e tempo de detenção de 1 dia. Esta constatação indica que a temperatura influencia consideravelmente o desempenho deste tipo de lagoa, conforme assegura Ellis (1983). Faixas de remoção esperada para este tipo de lagoa, em diversas temperaturas, foram sugeridas por Mara e Pearson (1986) sendo mostradas na Tabela 1.3.

Tabela 1.3 - Cargas orgânicas permissíveis e porcentagens de remoção de DBO₅ possíveis em lagoas anaeróbias de acordo com a temperatura.

Temperatura (°C)	Carga volumétrica (g DBO ₅ /m ³ .d)	Remoção de DBO ₅
<10	100	40
10—20	20T - 100	2T + 20
>20	300	≥60

Fonte: Mara e Pearson (1986)

T - Valor da temperatura.

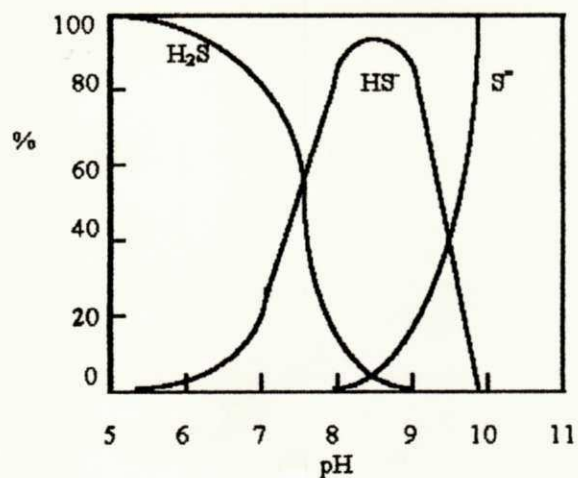


Figura 1.3 - Efeito do pH sobre o equilíbrio de H₂S, HS⁻ e S²⁻.

Fonte: Sawyer e McCarty (1978).

1.4.2 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são os reatores biológicos mais comumente utilizados no tratamento de águas residuárias (Silva, 1982). São assim denominados devido à coexistência dos dois processos de estabilização da matéria orgânica na sua massa líquida. Oxidação aeróbia nas camadas superiores mais próximas da superfície e digestão anaeróbia associada às camadas inferiores e ao lodo do fundo (Ellis, 1983). As lagoas facultativas são de dois tipos. Primária, quando recebe esgoto bruto submetido a um tratamento preliminar e secundária quando recebe esgoto sedimentado proveniente de decantador primário ou efluente de unidade de tratamento biológico como tanque séptico e lagoa anaeróbia (Pearson, 1987).

Tipicamente, fazem parte da ecologia de uma lagoa facultativa, organismos decompositores como bactérias, que degradam a matéria orgânica, organismos produtores, como algas, que sintetizam substrato orgânico, e, organismos consumidores, como protozoários que assimilam substrato orgânico sintetizado (Gloyna, 1976).

Conforme esquematizado na Figura 1.4, em lagoas facultativas primárias, a parcela da DBO afluente correspondente aos sólidos orgânicos e o excesso da biomassa produzida na lagoa, sedimentam no fundo formando uma camada de lodo que é digerida anaerobicamente, liberando gases e produtos orgânicos (ácidos voláteis) solúveis para o meio líquido superior. A parcela referente aos sólidos não sedimentáveis e aos compostos solúveis existentes nos níveis superiores, é metabolizada por bactérias heterotróficas aeróbias e aeróbio-facultativas, que utilizam o oxigênio molecular como agente oxidante e, na falta deste, a degradação biológica é realizada pelas bactérias anaeróbio-facultativas, (Benefield e Randall, 1980; Pescod e Mara, 1988).

O oxigênio requerido pelas bactérias no processo de oxidação aeróbia da matéria orgânica é fornecido por oxigenação atmosférica através da interface ar/líquido, em quantidades limitadas e, principalmente, pela atividade fotossintética das algas e cianobactérias que, devido à existência de nutrientes e energia luminosa, crescem de tal maneira que o líquido da lagoa adquire uma intensa coloração verde, principalmente nos climas quentes (Mara, 1976). König (1984), estudando lagoas facultativas em escala-piloto no nordeste do Brasil, verificou que a biomassa de algas, em termos de clorofila *a*, era inversamente proporcional à carga orgânica aplicada. Na sua pesquisa, lagoas

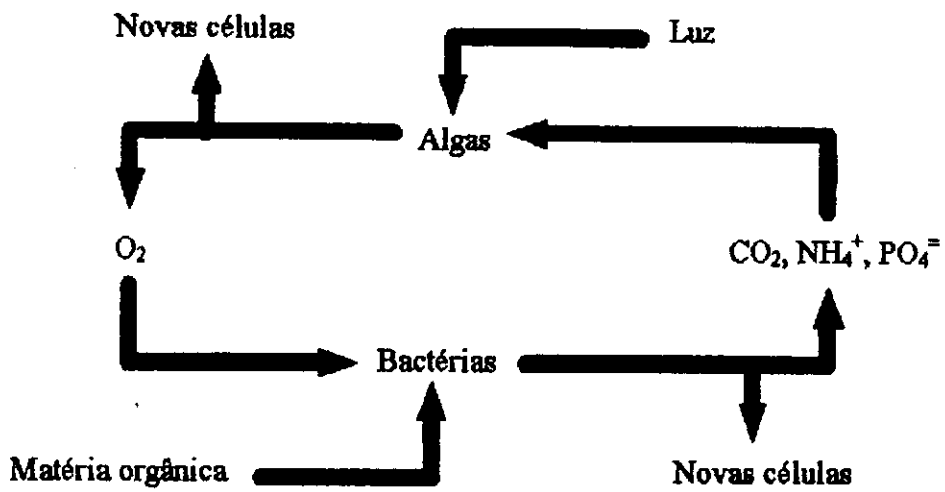


Figura 1.5 - Mutualismo entre algas e bactérias em lagoas de estabilização.
 Fonte: Mara (1976).

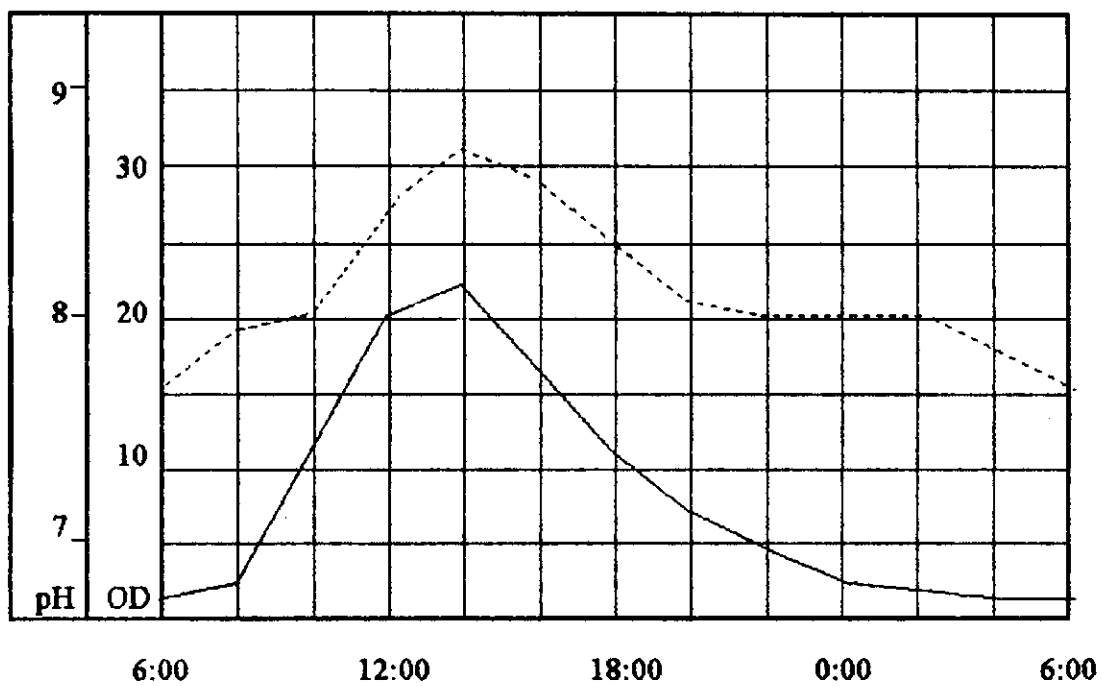


Figura 1.6 - Variação diária típica de oxigênio dissolvido em mg/l (—) e pH (-----) em efluentes de lagoas facultativas.

Fonte: Pescod e Mara (1988).

A Figura 1.6 também ilustra variações observadas no pH. No auge da atividade fotossintética, as algas podem exercer demanda de CO₂ superior ao produzido pelas bactérias, sendo esta deficiência suprida pela dissociação dos íons bicarbonato que, além do CO₂, liberam íons hidroxila que, não raro, elevam o pH até valores acima de 9.



Calor e vento são fatores importantes no funcionamento das lagoas facultativas, porque influenciam diretamente na mistura do conteúdo líquido. A mistura minimiza os curto-circuitos hidráulicos, a formação de zonas estagnadas e melhora a distribuição vertical de DBO, bactérias, algas e oxigênio, melhorando o grau de estabilização dos resíduos. Através da mistura as algas não móveis podem ser transportadas para a zona de efetiva penetração de luz (zona fótica), camada com cerca de 150 a 300mm de espessura a partir da superfície (Mara, 1976).

Durante o dia, nas horas de intensa radiação solar pode ser observado nas lagoas facultativas um fenômeno denominado de estratificação térmica, que divide horizontalmente a massa líquida numa camada superior quente e outra inferior fria, separadas por uma estreita zona de repentina mudança de temperatura, chamada de termoclina. A estratificação térmica diminui a taxa de estabilização (eficiência) da lagoa porque a barreira formada pela diferença de densidade entre as camadas inibe e, às vezes, impede a mistura do conteúdo líquido, comprometendo a distribuição uniforme de DBO, OD, algas e bactérias ao longo da coluna. Além do mais a estratificação térmica pode diminuir o tempo de detenção hidráulica, pois facilita o escoamento superficial das águas residuárias afluentes, normalmente mais quentes do que a massa líquida da lagoa, sem permitir a sua completa diluição.

Nos dias ensolarados os efeitos da estratificação térmica podem se tornar mais acentuados por influência das algas. Como a excessiva intensidade de luz pode provocar efeito nocivo, as algas móveis reagem se afastando da superfície para formar uma densa camada, localizada entre 300 e 500mm de profundidade, dependendo da variação da intensidade luminosa. As algas não móveis sedimentam no fundo da lagoa onde, em vez de produzir, passam a exercer demanda de oxigênio. Acima da densa camada que impede a passagem da luz, a temperatura do líquido, em regiões tropicais, pode até ultrapassar

35°C. Logo abaixo da camada de algas fica localizada a termoclina e toda a camada inferior ainda mais fria (Mara, 1976; Ellis, 1983; Back, 1986; de Oliveira, 1990).

O vento se constitui num dos principais fatores de destruição da estratificação térmica de uma lagoa. Ele age contra a estratificação térmica através do resfriamento da superfície, da formação de ondas e da criação de turbulência. A ação do vento melhora a eficiência das lagoas pois induz a mistura da massa líquida que, por sua vez, não apenas destrói a estratificação mas também aumenta a taxa de transferência de oxigênio ao longo da coluna. Por outro lado, o aumento da superfície líquida devido à formação de ondas, pode contribuir para aumentar a taxa de difusão do oxigênio atmosférico na lagoa (Ellis, 1983).

A profundidade até onde pode ser constatada a mistura provocada pela ação do vento, está relacionada com a extensão de contato do vento com o líquido da lagoa. Silva e Mara (1979) afirmam ser necessário um contato da ordem de 100m de comprimento para se obter uma mistura máxima. Por esta razão, as lagoas com menores áreas e maiores profundidades, normalmente apresentam estratificação térmica mais duradoura (Soares, 1985; Back, 1986).

Nas regiões tropicais os ciclos diários da estratificação térmica e mistura têm duração limitada. Pela manhã, se existe vento, a massa líquida fica completamente misturada e com temperaturas uniformes ao longo da coluna. Nos intervalos de calmaria e forte radiação solar, a estratificação rapidamente se desenvolve. No final da tarde ou início da noite, sob condições de calmaria, a camada acima da termoclina perde calor mais rapidamente do que a camada inferior e, por diferença de densidade, a camada superior afunda induzindo uma gradual uniformidade de temperatura em toda a lagoa. Por outro lado, se existe vento forte, a energia transferida para a camada superior pode superar as forças de estratificação e, progressivamente, misturar as camadas acima e abaixo da termoclina, causando o seu deslocamento em direção ao fundo até que a temperatura seja uniforme ao longo da coluna e a lagoa esteja completamente misturada (Mara, 1976).

A profundidade das lagoas facultativas é um parâmetro extremamente importante. Mara e Pearson (1986), Pearson (1987) Mara (1988) e Mara *et al.* (1992) indicam 1 a 2m como a faixa usual, sendo 1,5m a profundidade típica. Lagoas mais rasas (<1m), proporcionam o crescimento de vegetais e algas filamentosas, que dificultam o fluxo,

retêm detritos e inibem a mistura (Ellis, 1983), de modo semelhante ao que acontece nos charcos. Lagoas mais profundas (>1,5m), se por um lado permitem maior capacidade de acumulação de lodo, por outro, aumentam a proporção da camada anaeróbia em relação à camada aeróbia.

Lumbers (1979), apresenta uma tabela com tempos de detenção hidráulica para lagoas facultativas primárias que variam de 11 a 43 dias. Esta variação está bem próxima da faixa 20-40 dias mencionada por Pescod e Mara (1988), que afirmam, ainda, que a remoção de DBO₅ neste tipo de lagoa, normalmente, varia de 70 a 80%. Pearson (1987) também concorda com essa faixa e considera que a remoção de DBO representa a principal função das lagoas facultativas. Por outro lado, a remoção de matéria orgânica em lagoas facultativas secundárias é menor, mas a eficiência da combinação de uma lagoa anaeróbia com uma lagoa facultativa, pode ser maior ou igual aos valores citados. As pesquisas realizadas por Silva (1982) em lagoas de estabilização, em escala-piloto no nordeste do Brasil, produziram resultados compatíveis com o exposto acima. Em lagoas facultativas primárias submetidas à cargas orgânicas e tempos de detenção variando de 162 a 577kg DBO₅/ha.d e 6,3 a 18,9 dias, ele obteve remoções de DBO₅ variando de 73 a 84%. Com relação à lagoa facultativa secundária, pertencente a um sistema em série, submetida à cargas orgânicas e tempos de detenção variando de 116 a 374 kg DBO₅/ha.d e 1,6 a 5.5 dias, a remoção ficou entre 10 e 29%. Entretanto analisando a combinação lagoa anaeróbia/lagoa facultativa, foi verificado que a remoção ficou entre 73 e 81%.

1.4.3 Lagoas de maturação

Lagoas de maturação ou de polimento são lagoas predominantemente aeróbias, que recebem águas residuárias tratadas a um nível secundário (Ramani, 1976), como os efluentes de lagoas facultativas, de sistemas de tratamento convencionais ou mesmo de outra lagoa de maturação. Numa série, a primeira de maturação é denominada primária, a segunda secundária e assim por diante. Usualmente a sua profundidade é a mesma da lagoa facultativa que a precede e varia de 1 a 1,5m mas, a carga orgânica superficial aplicada é bem menor.

Durante o ciclo diário geralmente as lagoas de maturação permanecem completamente aeróbias ao longo da coluna líquida, exceto, possivelmente, por um curto

período de tempo antes do amanhecer, quando o fundo pode se tornar anaeróbico. Quando comparadas com lagoas facultativas, a predominância das condições aeróbias pode estar relacionada com a maior penetração de luz, devido à reduzida carga orgânica superficial aplicada, que induz a uma menor turbidez. Isto, permite maior penetração de luz na coluna, melhorando a distribuição de oxigênio dissolvido devido ao aumento da profundidade da camada onde ocorre a fotossíntese. Por outro lado, a demanda total de oxigênio também é menor, pois além da reduzida carga aplicada, o baixo nível de nutrientes não favorece o sustento de grandes populações de organismos heterotróficos e algas (Pearson, 1987).

A função básica das lagoas de maturação é a remoção de patógenos e nisto elas são extremamente eficientes (Mara *et al.*, 1992), conforme mostra a Tabela 1.2. A eficiência das lagoas de maturação é avaliada pela remoção de coliformes fecais (CF), que são bactérias indicadoras da presença de patógenos intestinais (Ceballos, 1990). Devido à sua importância, a remoção de CF é um dos parâmetros utilizados no dimensionamento deste tipo de lagoa. A remoção da matéria orgânica é pequena, mesmo porque a DBO afluente já é reduzida. Silva e Mara (1979) citam que para reduzir uma DBO₅ de $\pm 75\text{mg/l}$ para menos de 25mg/l , são necessárias duas lagoas de maturação em série, com tempo de detenção de 7 dias em cada lagoa.

1.5 Série de lagoas de estabilização

Alguns fatores como população microbiana, nutrientes, oxigênio dissolvido, tempo, temperatura, pH e alcalinidade, influenciam diretamente as reações que ocorrem nas lagoas, durante o processo de estabilização da matéria orgânica. Uma análise mais detalhada desses fatores ambientais, revela algumas incoerências em relação às reações bioquímicas. Por exemplo: ácidos orgânicos são essenciais para as bactérias metanogênicas, entretanto elas requerem pH em torno do neutro; bactérias acidogênicas suportam menores temperaturas e se desenvolvem rapidamente, enquanto as metanogênicas podem requerer até alguns dias, quando não originalmente presentes; as algas produzem oxigênio mas as bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias; as algas podem elevar consideravelmente o pH, enquanto que a oxidação bacteriana ocorre mais efetivamente em pH em torno de 8,3. Diante do exposto, é óbvio que uma única lagoa não pode ser projetada para otimizar todas as reações inerentes ao processo de

estabilização e, sendo assim, um sistema com mais de uma lagoa pode apresentar maiores benefícios. No desenvolvimento de projetos de sistemas de lagoas, os parâmetros físicos e operacionais devem ser combinados, nas lagoas, de modo a acentuar os mecanismos favoráveis e inibir os conflitantes. Para isso é necessário dimensionar cada lagoa visando a otimização de um dado conjunto de reações. O conhecimento do desempenho de cada tipo de lagoa indica a sequência mais adequada. Em geral, o efluente de uma lagoa anaeróbia é de baixa qualidade, enquanto o de uma de maturação é excelente, já o de uma lagoa facultativa é de qualidade intermediária. Conseqüentemente um sistema composto por uma série de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação, certamente pode fornecer o melhor efluente final (Oswald, 1968). Segundo Mara e Pearson (1986), uma série constituída por uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa e uma ou mais de maturação, tem se tornado a configuração mais usual.

Lagoas distintas mas com dimensões idênticas, mesmo recebendo cargas orgânicas iguais, podem ter a qualidade dos seus efluentes afetada não só pelo tempo de detenção, como também por fatores ambientais como intensidade luminosa, temperatura e vento. Considerando um mesmo tempo de detenção, a qualidade do efluente final depende, também, se as águas residuárias são tratadas em uma série ou numa única lagoa. Como as lagoas de estabilização são consideradas reatores de carga completamente dispersa, uma série pode fornecer um efluente final de melhor qualidade do que o produzido por uma única lagoa, com a mesma área total. Isto acontece porque a série, no seu todo, se aproxima da configuração de um reator de carga não dispersa, comprovadamente mais eficiente (Marais, 1974). Segundo Silva (1982), a eficiência de uma série de lagoas é particularmente importante com relação à remoção de coliformes fecais e patógenos existentes nas águas residuárias. Enquanto se processa a remoção de organismos fecais, também ocorre a estabilização da matéria orgânica, de modo que um sistema de lagoas que reduz consideravelmente a concentração de coliformes fecais, é capaz de reduzir também grande parte da DBO inicial, fornecendo um efluente final dentro dos padrões estabelecidos.

1.6 Dimensionamento de lagoas de estabilização

1.6.1 Lagoas anaeróbias

Os métodos de dimensionamento de lagoas anaeróbias são baseados num dos critérios abaixo relacionados (de Oliveira, 1990):

- a) Tempo de detenção hidráulica;
- b) Carga orgânica superficial;
- c) Carga orgânica volumétrica.

O critério do tempo de detenção hidráulica, na verdade, é um critério auxiliar. Seja qual for o procedimento de dimensionamento de lagoas anaeróbias adotado, o tempo de detenção deve ser levado em consideração, devido a sua relação inversa com a acumulação de lodo no fundo da lagoa (de Oliveira, 1990), que implica na diminuição da profundidade útil e no intervalo entre as limpezas. Mara (1976) recomenda 5 dias como um tempo de detenção ótimo em climas quentes, esclarecendo que lagoas operadas com tempos maiores são mais facultativas do que propriamente anaeróbias e tempos menores do que 5 dias podem provocar a liberação de odores, diminuição do intervalo entre as limpezas e ineficiência da lagoa. Malina e Rios (1976), Lumbers (1979) e Middlebrooks *et al.* (1982) recomendam a faixa de 2 a 5 dias como sendo a ideal. Arthur (1983) não vê muita vantagem em tempos de detenção superiores a 2 dias, enquanto Pearson (1987) sugere a estreita faixa de 2 a 3 dias. Entretanto, Mara *et al.* (1983) mencionam pesquisas em lagoas anaeróbias adequadamente carregadas, em clima quente, com tempo de detenção igual a 0,8 dias, tendo sido constatada eficiência de remoção de 75%.

O critério da carga orgânica superficial é muito pouco utilizado mas ainda é muito citado na literatura. Os valores adotados para as cargas variam consideravelmente. Oswald (1968) cita que para as condições da Califórnia, as cargas críticas para a manutenção da anaerobiose são de 100lbs/acre.d (112kg/ha.d), no inverno, e 400lbs/acre.d (448kg/ha.d), no verão. Para as mesmas estações climáticas Parker (1962) citado por Malina e Rios (1976) recomenda 675lbs/acre.d (756kg/ha.d) e 1.050lbs/acre.d (1.176kg/ha.d). De acordo com Lumbers (1979) as cargas orgânicas mais comumente adotadas estão na faixa de 1.000 a 6.000kg DBO₅/ha.d. Para Middlebrooks *et al.* (1982), o critério da carga orgânica superficial deve levar em consideração a região geográfica ou climática onde deve ser construída a lagoa e ratificam as cargas de projeto sugeridas por Oswald (1968). Silva (1982) pesquisou lagoas anaeróbias em escala-piloto com cargas entre 544 e 6.695kg DBO₅/ha.d.

O critério da carga orgânica volumétrica tem sido amplamente reconhecido como mais apropriado para o dimensionamento de lagoas anaeróbias (Lumbers, 1979). Enquanto aquele dimensionamento baseado na carga superficial está relacionado com a sedimentação exercida pela lagoa, o critério da carga volumétrica está relacionado com o processo de digestão anaeróbia. Como este processo se desenvolve somente em condições de completa anaerobiose, a superfície disponível para insolação ou transferência de oxigênio não tem relevância. Portanto, este critério possibilita a construção de lagoas anaeróbias mais profundas e com menores áreas (Benefield e Randall, 1980; Silva, 1982). A carga volumétrica é a massa de DBO₅ aplicada por unidade de volume da lagoa por dia (Mara, 1976), expressa pela seguinte equação:

$$\lambda_v = L_i \cdot Q / V_a = L_i \cdot Q / A \cdot D \quad (\text{eq. 1.10})$$

ou $\lambda_v = L_i / t \quad (\text{eq. 1.11})$

onde,

λ_v - carga orgânica volumétrica (g DBO₅/m³.d);

L_i - DBO₅ afluente (mg/l);

V_a - volume da lagoa (m³);

Q - vazão (m³/d);

A - área da lagoa, à meia profundidade (m²);

D - profundidade da lagoa (m);

t - tempo de detenção hidráulica (d).

Desde que um valor de λ_v seja adotado, o volume, a área e o tempo de detenção da lagoa anaeróbia podem ser determinados (Mara *et al.*, 1992).

De acordo com Lumbers (1979), a carga orgânica volumétrica de projeto de lagoas anaeróbias deve estar na faixa de 190 a 240g DBO₅/m³.d. Silva e Mara (1979) recomendam a faixa de 100 a 400g DBO₅/m³.d, onde o primeiro valor é a carga mínima para a manutenção das condições anaeróbias e o último a carga máxima para evitar a liberação de odores. Arthur (1983) concorda com esta faixa e esclarece que o menor valor deve ser usado em regiões que apresentem pronunciada estação fria ($\pm 10^\circ\text{C}$) e o maior, onde predominem temperaturas quentes (27-30°C) e uniformes durante o ano.

Para o caso do esgoto doméstico o qual, normalmente, tem menos de $500\text{mg SO}_4^-/\text{l}$, Mara *et al.* (1992) sugerem uma carga volumétrica máxima de $300\text{g DBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$, a fim de garantir uma margem de segurança em relação à liberação de odor. Estes autores recomendam o uso Tabela 1.3 para a determinação da carga volumétrica permissível em função da temperatura, a qual mostra também percentuais, considerados modestos, de eficiência de remoção orgânica das lagoas anaeróbias.

Em Campina Grande, nordeste do Brasil, Silva (1982) e de Oliveira (1990) pesquisaram lagoas anaeróbias em escala-piloto com cargas volumétricas na faixa de 45 a $360\text{g DBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$ e 15 a $31\text{g DBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$, respectivamente, tendo sido verificado que elas funcionaram, de fato, como lagoas anaeróbias. A Tabela 1.5 apresenta as cargas orgânicas superficiais e volumétricas aplicadas nas lagoas da série longa, durante o experimento 1 (Araújo, 1993).

1.6.2 Lagoas facultativas

Existem vários métodos de dimensionamento de lagoas facultativas. Todos eles são fundamentados em critérios empíricos ou racionais. Os critérios empíricos são baseados em dados operacionais de grupos de lagoas que servem de modelo e procuram reproduzir o desempenho das lagoas já em funcionamento, através de fatores adimensionais relacionados com as condições ambientais. Os critérios racionais são baseados na intensidade da radiação solar ou na suposição de que a cinética da estabilização obedece a uma equação de primeira ordem (Ellis, 1983).

Lumbers (1979) relaciona os seguintes métodos de dimensionamento de lagoas facultativas primárias, assim denominados: dimensionamento baseado no ambiente global; fórmula empírica de Gloyna; método da radiação solar; procedimento indiano; método de Thirumurthi; cinética de primeira ordem e fórmula de McGarry e Pescod. De todos os métodos relacionados acima, os dois últimos são os mais recomendados para os climas tropicais, sendo que o método de McGarry e Pescod oferece resultados mais razoáveis (Mara, 1976).

a) O método da cinética de 1ª ordem, desenvolvido por Marais e Shaw, é o mais simples critério de dimensionamento racional de lagoas facultativas primárias e pressupõe o seguinte (Mara e Silva, 1979; Lumbers, 1979; Silva, 1982; Ellis, 1983):

**Tabela 1.5 - Características operacionais do Sistema XVII, Experimento 1.
EXTRABES, Paraíba - Brasil.**

Lagoa	Vazão (m ³ /d)	Tempo de detenção (d)	Carga volumétrica (g DBO ₅ /m ³ .d)	Carga superficial (kg DBO ₅ /ha.d)
A11	3,24	1,0	186,0*	2790,0*
F26	3,24	2,0	17,5	262,0
M25	3,24	2,0	13,0	195,0
M26	3,24	2,0	5,5	82,0
M27	3,24	2,0	5,5	82,0
M28	3,24	2,0	4,0	60,0
M29	3,24	2,0	3,0	45,0
M30	3,24	2,0	3,0	45,0
M31	3,24	2,0	3,5	52,0
M32	3,24	2,0	3,5	52,0

Fonte: Araújo (1993)

* Com base na DBO₅ do EBC igual a 186mg/l

EBC - Esgoto bruto composto.

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

- a estabilização da matéria orgânica biodegradável obedece a uma cinética de primeira ordem;

- o conteúdo da lagoa é completa e instantaneamente misturado;

- as vazões afluente e efluente são iguais, sendo desconsideradas a evaporação e infiltração.

Desta maneira, a equação do balanço de massa fornece a área à meia profundidade de acordo com a seguinte equação (Ellis, 1983):

$$A = Q \cdot (L_t / L_e - 1) / D \cdot k_1 \quad (\text{eq. 1.12})$$

onde,

k_1 - taxa constante de primeira ordem de remoção de DBO_5 (d^{-1});

L_e - DBO_5 efluente (mg/l).

A maior dificuldade associada a este método é a fixação do valor de k_1 , que varia consideravelmente, com a temperatura. Entretanto, Mara (1976) relata que em pesquisas realizadas na África do Sul foram obtidos valores para k_1 em torno de $0,3 \text{d}^{-1}$, a 20°C , e sua variação com a temperatura pode ser descrita pela seguinte equação de Arrhenius:

$$k_{1(T)} = 0,3(1,05)^{(T-20)} \quad (\text{eq. 1.13})$$

onde,

T - temperatura ($^\circ\text{C}$).

Para o nordeste do Brasil, Silva (1982) encontrou valores que variam de 0,28 a $0,47 \text{d}^{-1}$ a 25°C , enquanto que Ellis (1983) cita valores que variam de 0,22 a $0,50 \text{d}^{-1}$.

b) A fórmula de McGarry e Pescod é o método empírico mais recomendado para o dimensionamento de lagoas facultativas primárias, em qualquer local onde a experiência seja limitada ou inexistente (Pescod e Mara, 1988), sendo recomendada, inclusive, pela WHO (1989), para os climas quentes. Em 1970 os autores que deram o nome à fórmula, fundamentados numa análise de regressão dos dados de 143 lagoas facultativas primárias (Lumbers, 1979) em todo o mundo, relacionaram a máxima carga

orgânica superficial ($\lambda_{s \text{ max}}$, em kg DBO₅/ha.d) antes delas se tornarem completamente anaeróbias, com a média mensal da temperatura do ar (T, em °C) (Pescod e Mara, 1988) do mês mais frio do ano (de Oliveira, 1990) e determinaram a seguinte equação:

$$\lambda_{s \text{ max}} = 60,3(1,099)^T \quad (\text{eq. 1.14})$$

Mara (1976) modificou essa fórmula, introduziu um fator de segurança de projeto no valor de 1,5 e sugeriu a seguinte equação linear envolvendo a carga orgânica superficial máxima e temperatura:

$$\lambda_{s \text{ max}} = 20T - 120 \quad (\text{eq. 1.15})$$

Posteriormente, Arthur (1983) sugeriu que melhores resultados podem ser obtidos através da seguinte equação:

$$\lambda_{s \text{ max}} = 20T - 60 \quad (\text{eq. 1.16})$$

Mara *et al.* (1992) sugerem a seguinte equação global que, segundo eles, fornece valores mais seguros:

$$\lambda_s = 350(1,107 - 0,002T)^{T-25} \quad (\text{eq. 1.17})$$

Determinado o valor de λ_s , em kg DBO₅/ha.d, a área da lagoa facultativa primária, à meia profundidade (A_f , m²), pode ser determinada pela fórmula (Arthur, 1983; Pescod e Mara, 1988):

$$A_f = 10L_s Q / \lambda_s \quad (\text{eq. 1.18})$$

O tempo de detenção hidráulica da lagoa facultativa é dado por:

$$t = A_f D / Q \quad (\text{eq. 1.19})$$

O dimensionamento de lagoas facultativas secundárias também pode ser baseado no procedimento de McGarry e Pescod, desde que seja aplicado um fator de correção da carga orgânica superficial máxima a ser aplicada na lagoa (de Oliveira, 1990). Nas lagoas facultativas primárias, cerca de 30% da DBO₅ afluyente é removida na camada de lodo sedimentado no fundo da lagoa, via produção de metano. No caso das lagoas facultativas secundárias, que recebem esgoto já sedimentado, essa camada praticamente não existe ou, quando ocorre, é mínima. Portanto, um fator igual a 0,7 é aplicado na equação 1.16, para ser obtida a seguinte equação de determinação da máxima carga orgânica superficial de projeto de lagoas facultativas secundárias (Pearson, 1987; Mara, 1988):

$$\lambda_s = 0,7(20T - 60) \quad (\text{eq. 1.20})$$

Mara *et al.* (1992) sugerem que a equação 1.17 também pode ser usada para dimensionar lagoas facultativas secundárias, mesmo sem o fator de correção.

1.6.3 Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são projetadas com o objetivo principal de reduzir bactérias fecais, uma vez que a maior parte da DBO é removida nas lagoas anaeróbias e facultativas ou no tratamento convencional que as precedem (Lumbers, 1979; Arthur, 1983; Ellis, 1983).

A teoria da redução das bactérias fecais em lagoas de estabilização foi baseada na cinética de primeira ordem, supondo o regime hidráulico de mistura completa (Marais, 1974), sendo expressa, para uma simples lagoa, pela seguinte equação:

$$N_e = N_i / (1 + k_b \cdot t) \quad (\text{eq. 1.21})$$

onde,

N_e - número de CF/100ml, no efluente;

N_i - número de CF/100ml, no afluyente;

k_b - coeficiente de 1ª ordem de velocidade de remoção de CF (d^{-1}).

Como k_b varia, consideravelmente, com a temperatura da água, seu valor é obtido através da equação de Arrhenius (Marais, 1974):

$$k_{b(T)} = 2,6.(1,19)^{(T-20)} \quad (\text{eq. 1.22})$$

onde,

$k_{b(T)}$ - valor de k_b para uma dada temperatura (d^{-1}).

Para adaptar a equação 1.22 às condições climáticas do nordeste do Brasil, Silva (1982) recomenda a substituição dos valores da constante de remoção e do número adimensional para $3d^{-1}$ e 1,05, respectivamente.

De acordo com Marais (1974), para um certo tempo de detenção total, a redução é mais eficiente quanto maior for o número de lagoas dispostas em série, desde que elas tenham tempos de detenção iguais. Sendo assim, para uma determinada temperatura, quando o valor de k_b não varia, o número de CF/100ml no efluente da n -ésima lagoa (N_n) é dado por:

$$N_n = N_i / (1 + k_b \cdot t_m)^n \quad (\text{eq. 1.23})$$

onde,

t_m - tempo de detenção em cada lagoa da série (d);

n - número de lagoas de maturação da série.

Para um sistema de tratamento de águas residuárias composto por uma série de lagoas (anaeróbia, facultativa e de maturação), admitindo o mesmo k_b para cada lagoa, a remoção total de CF é dada por (Arthur, 1983):

$$N_e = N_i / [(1+k_b \cdot t_a)(1+k_b \cdot t_f)(1+k_b \cdot t_m)^n] \quad (\text{eq. 1.24})$$

As lagoas de maturação são dimensionadas com tempos de detenção de 3 a 7 dias e profundidades na faixa de 1 a 1,5m (Lumbers, 1979), preferencialmente a mesma da lagoa facultativa que as precede (Silva e Mara, 1979). Os valores típicos do número de CF/100ml no esgoto bruto estão na faixa de 10^6 a 10^8 , sendo 10^7 o valor mais comumente

adotado para o N_i de projeto, pois apresenta a mesma ordem de grandeza das concentrações normalmente encontradas no esgoto doméstico bruto.

O dimensionamento das lagoas de maturação em uma série típica mínima composta por quatro lagoas (uma anaeróbia, uma facultativa e duas de maturação) é feito adotando 7 dias para o tempo de detenção de cada lagoa de maturação. Se o valor obtido de N_e não atender ao padrão de qualidade exigido para o efluente final, o número de lagoas de maturação deve ser aumentado para três ou mais lagoas, cada uma com o tempo de 5 dias e o N_e recalculado (Pescod e Mara, 1988). Se a série não tiver a lagoa anaeróbia, o primeiro termo do denominador é suprimido. A área de cada lagoa é obtida através da equação 1.19.

1.7 Remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização

As bactérias do grupo coliformes têm sido extensivamente empregadas como indicadoras de contaminação das águas. Elas estão divididas em dois subgrupos: coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF). O subgrupo coliformes totais é formado pelos gêneros: *Escherichia coli*, *Citrobacter spp*, *Enterobacter spp* e *Klebsiella spp*. Destes, apenas o primeiro é de origem exclusivamente fecal. Os demais podem ocorrer naturalmente tanto no solo como nas fezes de animais de sangue quente. O subgrupo coliformes fecais está constituído, principalmente, por *Escherichia coli*. A diferenciação entre os dois subgrupos é feita através da propriedade que têm os coliformes fecais de fermentar a lactose a 44,5°C, com produção de ácido e gás (Ceballos, 1990). De acordo com Mara (1976), para evitar a complexa nomenclatura das bactérias, pode ser adequado fazer uso, simplesmente, das referências coliformes fecais e não fecais.

Os efeitos bactericidas constatados nos vários processos de tratamento de águas residuárias, têm sido amplamente relacionados na literatura. Entretanto, a razão específica para a destruição de coliformes fecais em lagoas de estabilização não está totalmente definida. Todavia, várias hipóteses têm sido lançadas para explicar as causas da redução bacteriana, incluindo altos valores de pH, presença de substâncias tóxicas produzidas pelas algas, efeito germicida da luz do sol, competição por nutrientes e, até mesmo, a sedimentação (Malina e Yusef, 1962; James, 1987). Fatores ambientais tais como tempo, temperatura e a ação do vento, também, são citados (Marais, 1974). Predadores tais como rotíferos e protozoários, além de bacteriófagos do tipo colifagos,

podem ser responsáveis, em parte, pela redução de coliformes (Moeller e Calkins, 1980).

Marais (1974), apresenta um modelo para explicar a redução de coliformes fecais em lagoas de estabilização baseado na cinética de primeira ordem, supondo o conteúdo da lagoa completamente misturado, que incorpora os efeitos das condições anaeróbias e da temperatura, sobre a taxa constante de remoção (k_b). Ele afirma, baseado em dados experimentais, que sob condições anaeróbias a taxa de remoção de organismos fecais parece ser muito baixa e conclui que pouca ou nenhuma destruição de bactérias fecais pode ocorrer em tais condições. De acordo com Polprasert *et al.* (1983), a lagoa de estabilização deve ser considerada como um sistema complexo contendo várias espécies vivas onde, especialmente, a simbiose, que ocorre entre algas e bactérias, induz a um comportamento diferente de qualquer outro ambiente ou meio de cultura. Em lagoas de estabilização o decaimento bacteriano é, também, um fenômeno complexo que envolve vários efeitos físicos, reações bioquímicas e fatores ambientais. Entretanto, um modelo mais abrangente deve incluir a relação da taxa de remoção de coliformes com outros parâmetros, também, importantes tais como concentração de biomassa da algas, intensidade luminosa e taxa de remoção substrato. Portanto, modelos onde a cinética de remoção consideram apenas temperatura e tempo de detenção como principais parâmetros e supõem um regime de escoamento hidráulico com carga completamente dispersa, estão longe da realidade (Ibidem).

Marais (1974) sugere, ainda, que o vento tem uma função definida na taxa de decaimento de coliformes em lagoas de estabilização. Todavia, o vento não é a causa direta da destruição de coliformes, mas um importante fator na prevenção da estratificação e, conseqüentemente, das condições anaeróbias. Turbidez elevada na porção superior da lagoa absorve grande quantidade de radiação solar, ocasionando um gradiente de temperatura ao longo da coluna líquida. A interação do vento juntamente com a temperatura elimina a estratificação e, desse modo, os coliformes são destruídos pela exposição às condições aeróbias. Moeller e Calkins (1980) discordam dessa hipótese. Eles salientam que os coliformes fecais são microorganismos anaeróbio-facultativos com habilidade para crescer em condições aeróbias. Portanto, a mudança de condições anaeróbias para aeróbias pode levar ao efeito reverso daquele sugerido por Marais. Os pesquisadores concordam que a mistura da lagoa promovida pela ação do

vento seja efetiva apenas para transportar os coliformes para as camadas superiores, onde sofrem a ação da radiação ultravioleta da luz do sol, particularmente sua componente germicida UV-B, com comprimento de onda na faixa 280-320nm. Entretanto James (1987) pondera que a penetração de luz em lagoas de estabilização está limitada aos primeiros 10-15cm de profundidade, sendo inibida pela presença de sólidos suspensos e substâncias húmicas e, como as maiores concentrações de coliformes raramente ocorrem nas camadas superficiais, é pouco provável que a luz assuma grande importância sobre a taxa de decaimento.

Para Malina e Yusef (1962) o ambiente nas lagoas de estabilização é hostil aos coliformes e a extrema competição pelo limitado suprimento de nutrientes é responsável, em parte, pela redução de coliformes. Altos valores de pH (>9) resultantes da utilização do dióxido de carbono pelas algas, estão relacionados com o decaimento de coliformes em lagoas de estabilização (Malina e Yusef, 1962). Possivelmente, quanto mais complexo for o ambiente e maior o número de espécies de algas presente, mais rápido as bactérias morrem (Ellis, 1983). A ocorrência de um efeito sinérgico envolvendo luz e pH, é sugerido por Pearson *et al.* (1987). Pesquisando lagoas de estabilização em escala real e de laboratório, eles comprovaram que valores de $pH \geq 9$, atuam como fator crítico na destruição de coliformes fecais. Através de estudos em laboratório os mesmos autores mostraram que, para um $pH=9$, a taxa de decaimento de coliformes fecais foi pouco afetada por altas concentrações de oxigênio dissolvido. Pearson (1987) mostrou que períodos de elevados valores de pH (>9) resultantes da fotossíntese, sob condições de reduzida disponibilidade de nutrientes, como as que ocorrem em lagoas de maturação, são os principais responsáveis para o decaimento de coliformes fecais e, possivelmente, das bactérias patogênicas. James (1987) afirma ser importante a manutenção de baixas concentrações orgânicas ($DBO_5 \leq 20mg/l$) nas lagoas quando o objetivo é garantir o decaimento por falta de nutrientes.

Os coliformes fecais são removidos principalmente em lagoas facultativas e especialmente em lagoas de maturação, sendo que nas lagoas anaeróbias sua remoção é pequena e está associada, basicamente, à sedimentação. Segundo Mara *et al.* (1992), tempo e temperatura, pH elevado (>9) e alta intensidade de luz são os principais fatores envolvidos na remoção de bactérias fecais em lagoas facultativas e de maturação. O decaimento de coliformes fecais é proporcional ao tempo e à temperatura, que são os

principais parâmetros utilizados no dimensionamento de lagoas de maturação. Os elevados valores de pH são devidos à atividade fotossintética. Bactérias fecais, com exceção do *Vibrio cholerae*, morrem muito rapidamente em ambientes com pH acima de 9. Ainda de acordo com os mesmos autores, o papel da alta intensidade de luz está esclarecido. A luz tem efeito letal para as bactérias fecais. O decaimento provocado por ela depende da presença de oxigênio e é acentuado quando o pH é elevado. Desta maneira o sol exerce um triplo papel na remoção de coliformes fecais em lagoas de estabilização. Diretamente pelo aumento da temperatura da lagoa; indiretamente fornecendo energia para acelerar a atividade fotossintética que, por sua vez, não apenas eleva o pH, mas, também, aumenta a concentração de oxigênio dissolvido que, juntamente com a luz promove o decaimento por foto-oxidação, conforme esquematizado na Figura 1.7.

Outro mecanismo citado na literatura é a sedimentação. Os estágios primários em qualquer sistema de lagoas, especialmente naqueles que possuem lagoas anaeróbias, funcionam como tanques de sedimentação primária e removem em torno de 50% das bactérias que entram. Entretanto é duvidoso assegurar se esse mecanismo é significativo nas unidades subsequentes (James, 1987). O decaimento de coliformes devido aos microorganismos predadores tais como rotíferos e protozoários, pode ser considerado de alguma importância. Entretanto, segundo Ellis (1983) é difícil comprovar a ocorrência bem como avaliar a quantidade da redução dos coliformes devido a ação desses predadores. Com relação aos bacteriófagos, Moeller e Calkins (1980) citam que não têm sido encontradas evidências do papel ativo desses fagos na redução de *E. coli* em lagoas de estabilização.

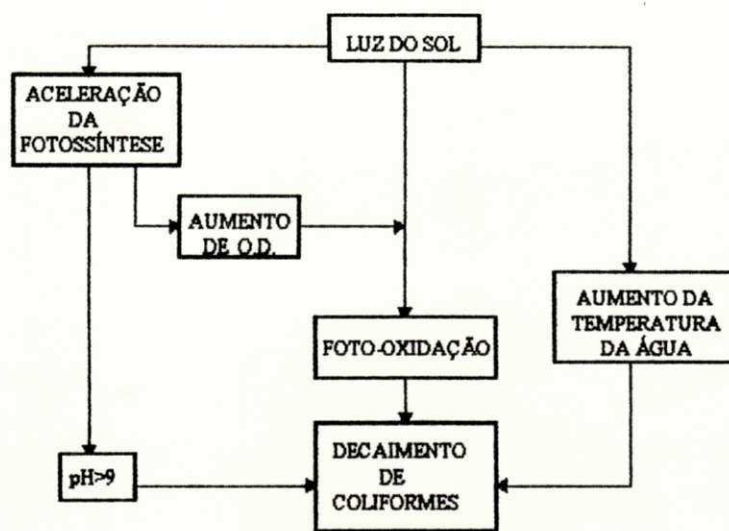


Figura 1.7 - Mecanismos de decaimento de coliformes fecais em lagoas de estabilização.

Fonte: Mara *et al.* (1992).

MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Sistema experimental

2.1.1 Descrição do sistema

O sistema experimental investigado nesta pesquisa, denominado de Sistema VXII, era constituído por uma série longa de dez lagoas de estabilização, em escala-piloto, sendo a primeira uma lagoa anaeróbia (A11), seguida de uma lagoa facultativa secundária (F26) e oito lagoas denominadas de maturação (M25 a M32), dispostas de acordo com as Figuras 2.1 e 2.2. A Tabela 2.1 apresenta as dimensões do sistema.

As lagoas foram construídas em alvenaria de tijolos apoiada sobre o terreno e tanto suas paredes quanto o fundo eram revestidos com argamassa de cimento e areia de modo a garantir sua estanqueidade.

O sistema estava sob a responsabilidade da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB) e era localizado nas dependências da estação de tratamento de esgotos de Campina Grande (7°13'11"S, 35°52'31"O, 550m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

2.1.2 Alimentação do sistema

O sistema era alimentado com esgoto bruto recalcado do trecho convergente da calha Parshall da ETE de Campina Grande (Figura 2.1), por uma bomba auto escorvante, através de tubulação de PVC- ϕ 60mm, até um tanque de nível constante (TNC), localizado na casa de bombas (Figuras 2.3 e 2.4). Do TNC, o esgoto era bombeado diretamente para a lagoa anaeróbia (A11), por uma bomba peristáltica de velocidade variável, marca Watson-Marlow, modelo HRSV. A vazão de alimentação do sistema era de 2,16m³/d e a aferição era realizada quinzenalmente, com precisão em torno de 2%.

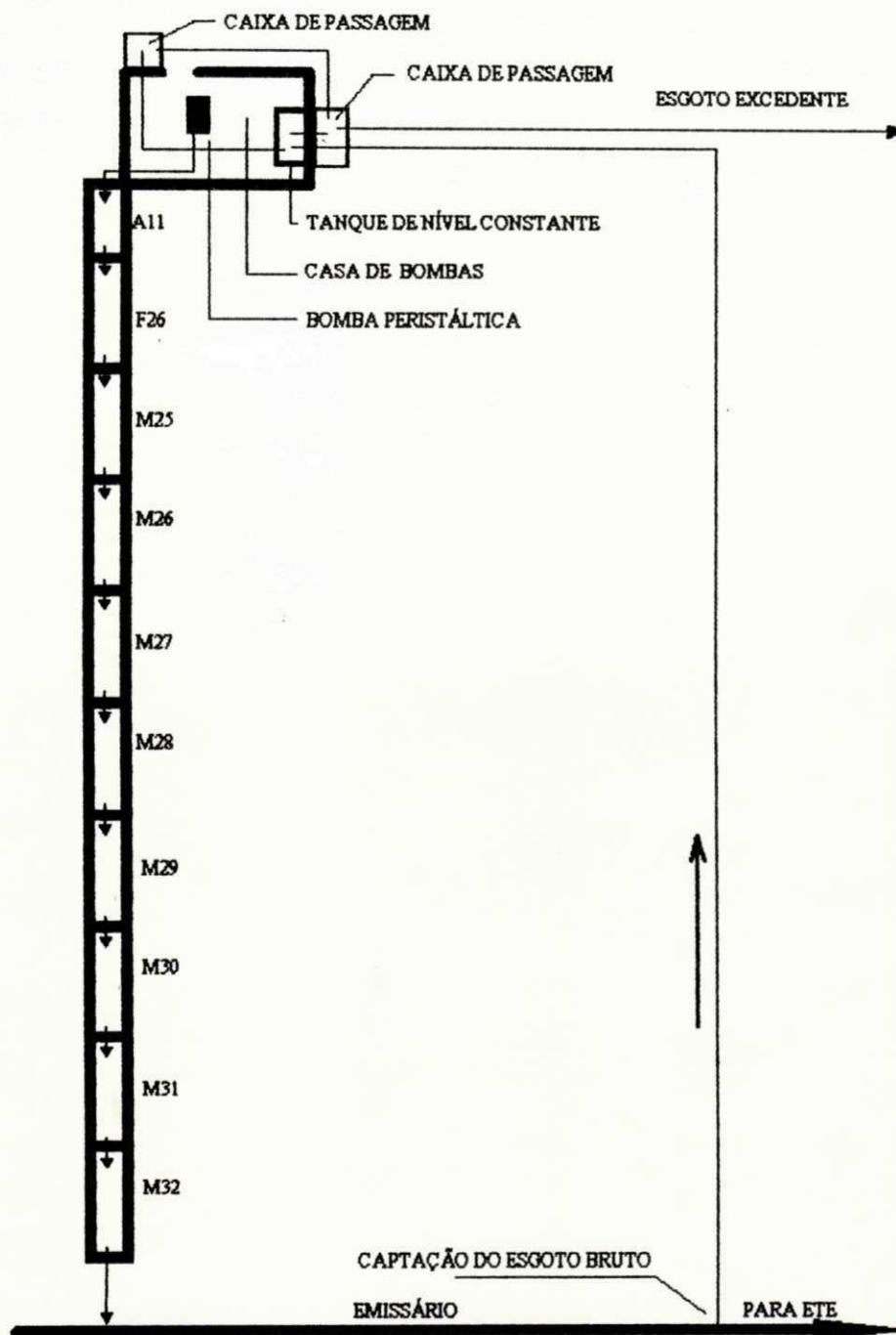


FIGURA 2.1 - Planta de situação
Sistema XVII, Experimento 2.

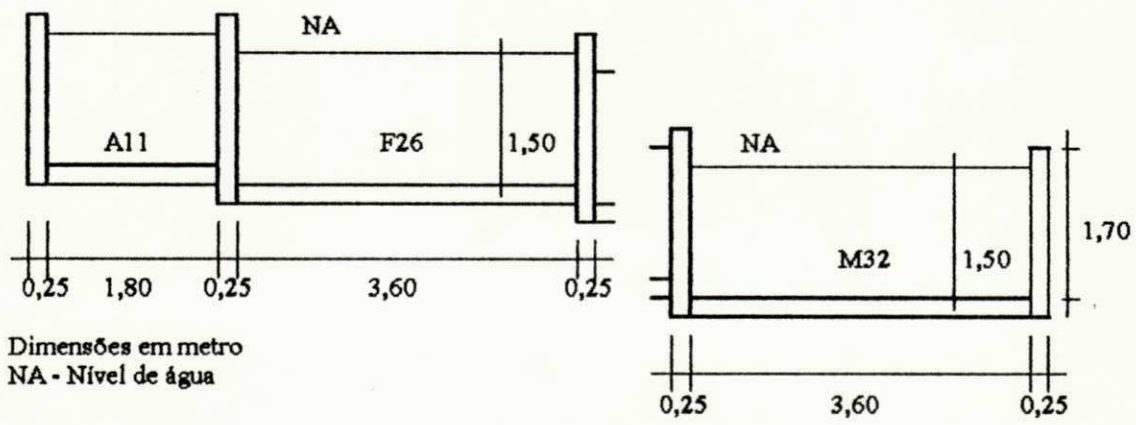
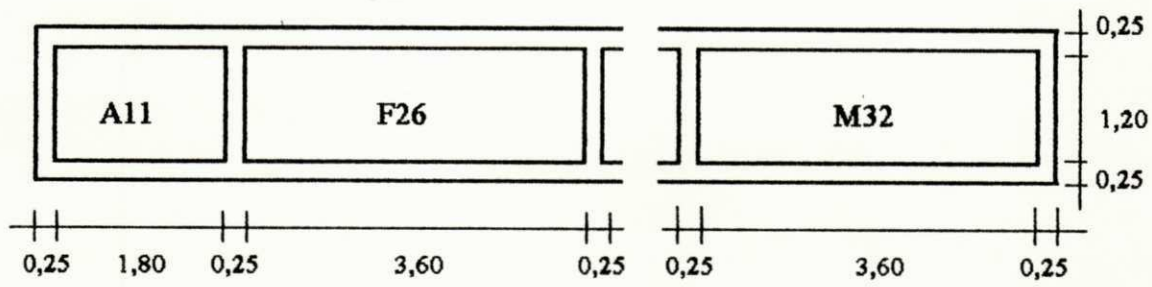


Figura 2.2 - Planta e corte das lagoas.
Sistema VXII, Experimento 2.

Tabela 2.1 - Características físicas do Sistema XVII, Experimento 2.

EXTRABES, Paraíba - Brasil. Nov/93 a Set/94.

Lagoa	Dimensões (m)			Área (m ²)	Volume (m ³)
	Comprimento	Largura	Profundidade		
A11	1,80	1,20	1,50	2,16	3,24
F26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M25	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M26	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M27	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M28	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M29	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M30	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M31	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28
M32	3,60	1,20	1,50	4,32	6,28

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

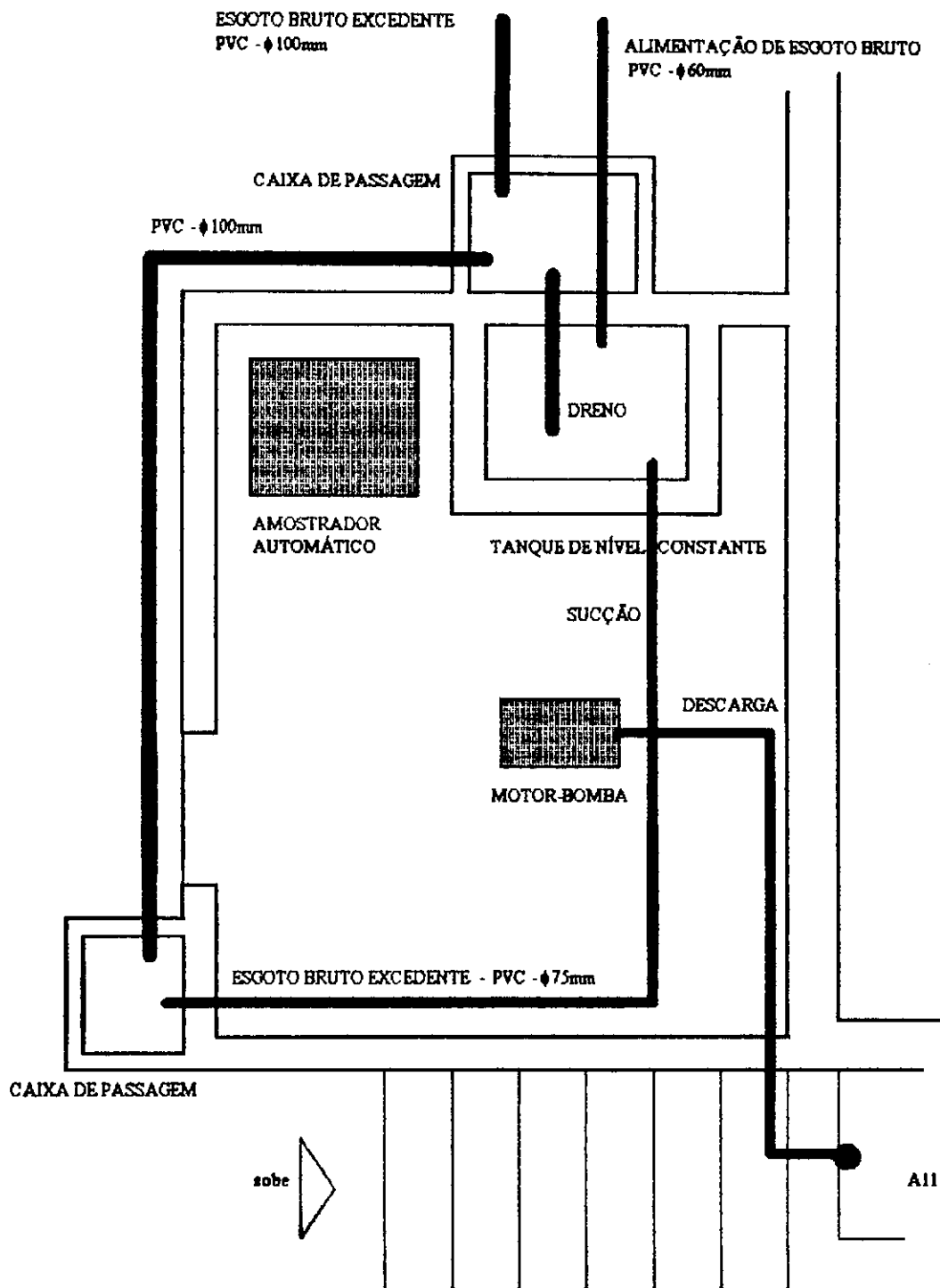


Figura 2. 3 - Planta baixa da casa de bombas.
Sistema XVII, Experimento 2.

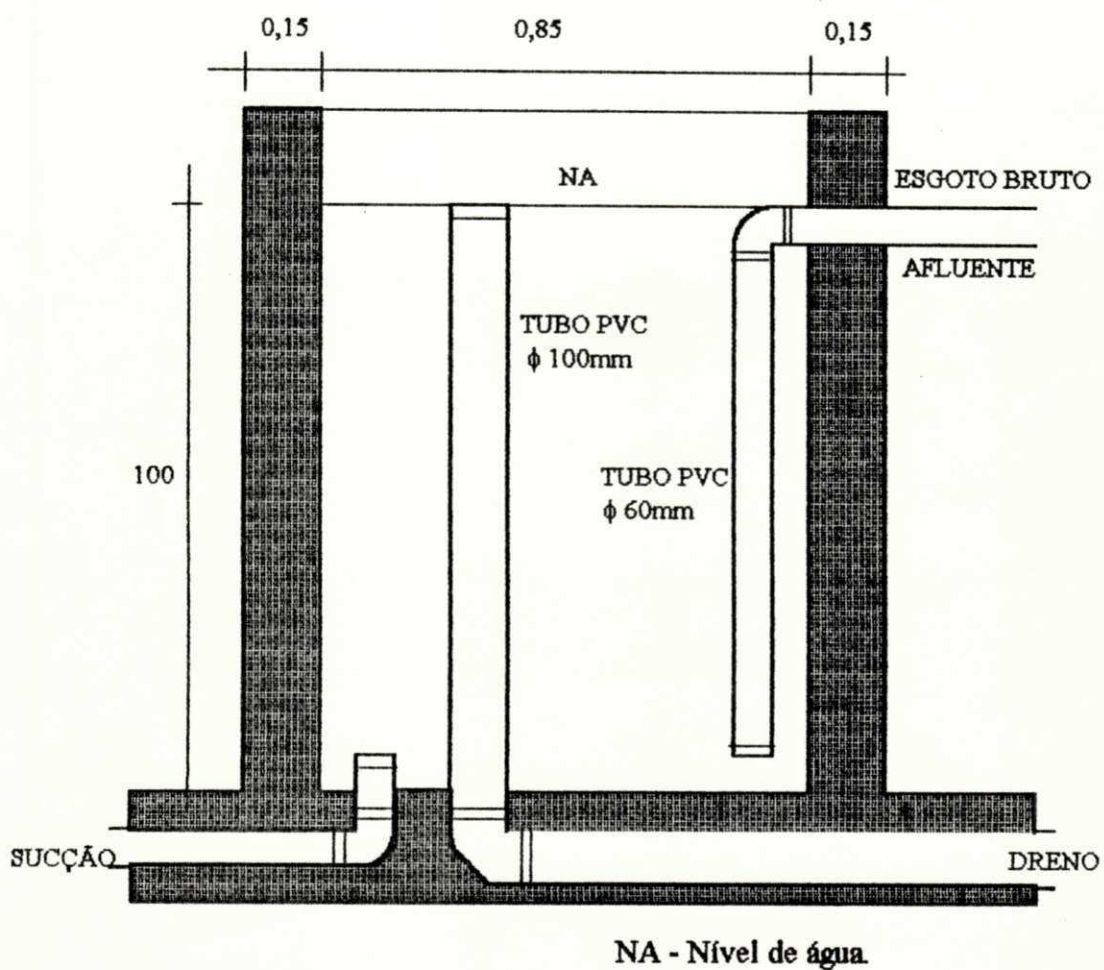


Figura 2.4 - Detalhe esquemático da tanque de nível constante.

Sistema XVII, Experimento 2.

2.1.3 Transferência de líquidos

A transferência de líquidos entre lagoas era feita por gravidade, através de tubos e conexões de PVC- ϕ 50mm. Os dispositivos de entrada foram instalados de maneira a permitir que os afluentes descarregassem a 50cm do fundo das lagoas. Cada dispositivo de saída era protegido por um retentor de espuma que impedia a saída de material flutuante. O retentor era formado por um tubo de PVC- ϕ 200mm com 20cm de altura, e extremidade inferior submersa 5cm para garantir a retenção do sobrenadante (Figura 2.5).

O efluente final do sistema de lagoas era despejado no final do emissário, um pouco antes do tratamento preliminar da ETE (Figura 2.1).

2.2 Metodologia da pesquisa

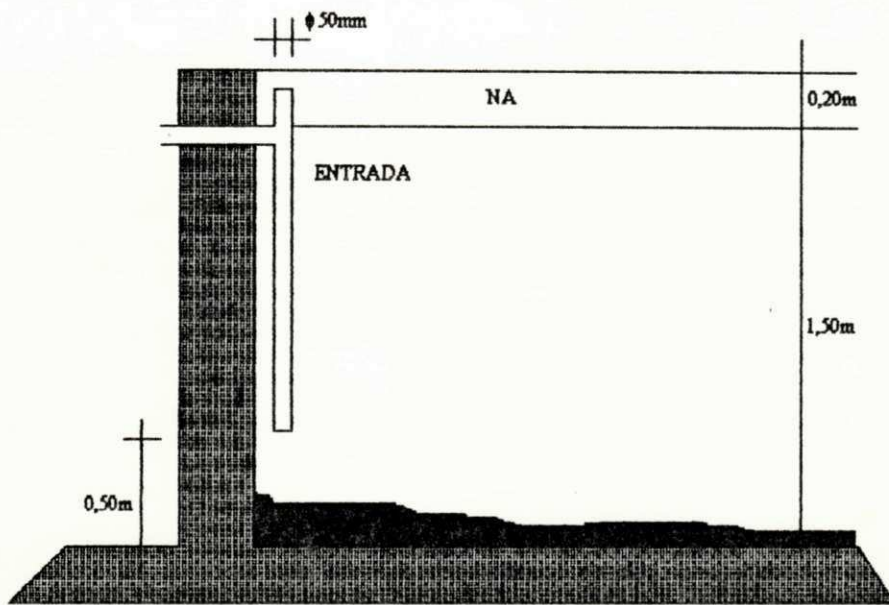
2.2.1 Monitoração do sistema

O sistema XVII entrou em funcionamento em julho de 1991, com uma carga orgânica volumétrica na lagoa anaeróbia estimada em 186g DBO₅/m³.d e tempo de detenção hidráulica total de 19 dias (Tabela 1.5). Durante o primeiro experimento teve seus parâmetros físico-químicos e bacteriológicos estudados por da Silva (1992), Araújo (1993) e de Oliveira (1993). O sistema foi operado nessas condições até novembro de 1993.

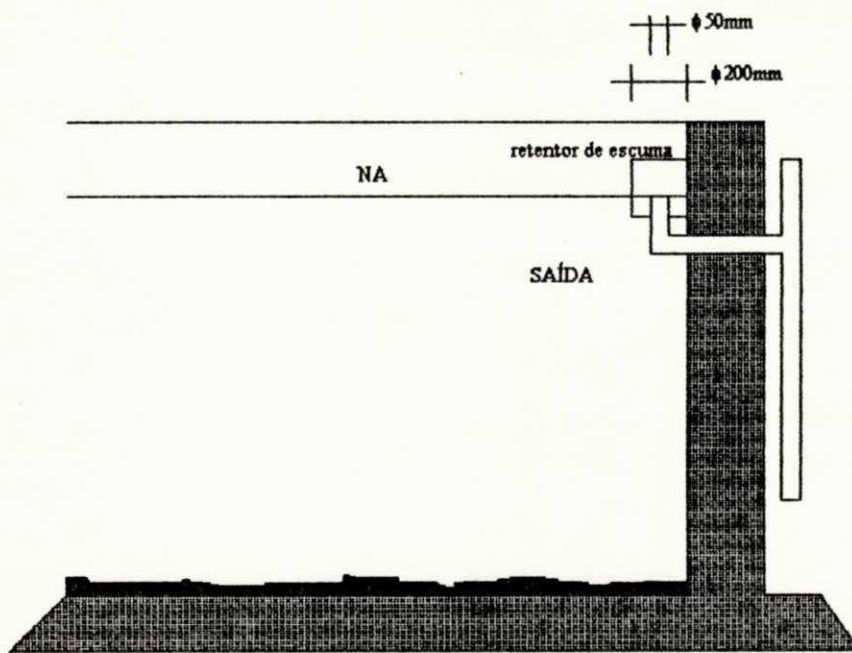
A partir do dia 30 de novembro de 1993 foi iniciado o segundo experimento com a carga orgânica volumétrica na lagoa anaeróbia reduzida para 125g DBO₅/m³.d e o tempo de detenção hidráulica total elevado para 28,5 dias (Tabela 2.2). O segundo experimento, objeto desta pesquisa, foi encerrado em 19 de setembro de 1994.

2.2.2 Coleta das amostras

A coleta da amostra do esgoto bruto composto (EBC) era feita diretamente no TNC, por um amostrador automático modelo SM008/24A da Sweenes Industrial Estate, Sirco Control Ltd (Figura 2.6). O equipamento, que era ligado 24 horas antes do início da coleta de amostras das lagoas succionava 500ml de esgoto a cada hora e armazenava no seu compartimento refrigerador a 4°C



(a)



(b)

NA - nível de água

Figura 2.5 - Detalhes de entrada (a) e saída (b) das lagoas.

Sistema XVII, Experimento 2.

Tabela 2.2 - Características operacionais previstas. Sistema XVII, Experimento 2.
EXTRABES, Paraíba - Brasil. Nov/93 a Set/94.

Lagoas	Vazão (m ³ /d)	tempo de detenção (d)	Cargas orgânicas	
			Volumétrica (λ_v)	Superficial (λ_s)
A11	2,16	1,5	124	1.860
F26	2,16	3,0	-	-
M25	2,16	3,0	-	-
M26	2,16	3,0	-	-
M27	2,16	3,0	-	-
M28	2,16	3,0	-	-
M29	2,16	3,0	-	-
M30	2,16	3,0	-	-
M31	2,16	3,0	-	-
M32	2,16	3,0	-	-

λ_v - em g DBO₅/m³.d

λ_s - em kg DBO₅/ha.d

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

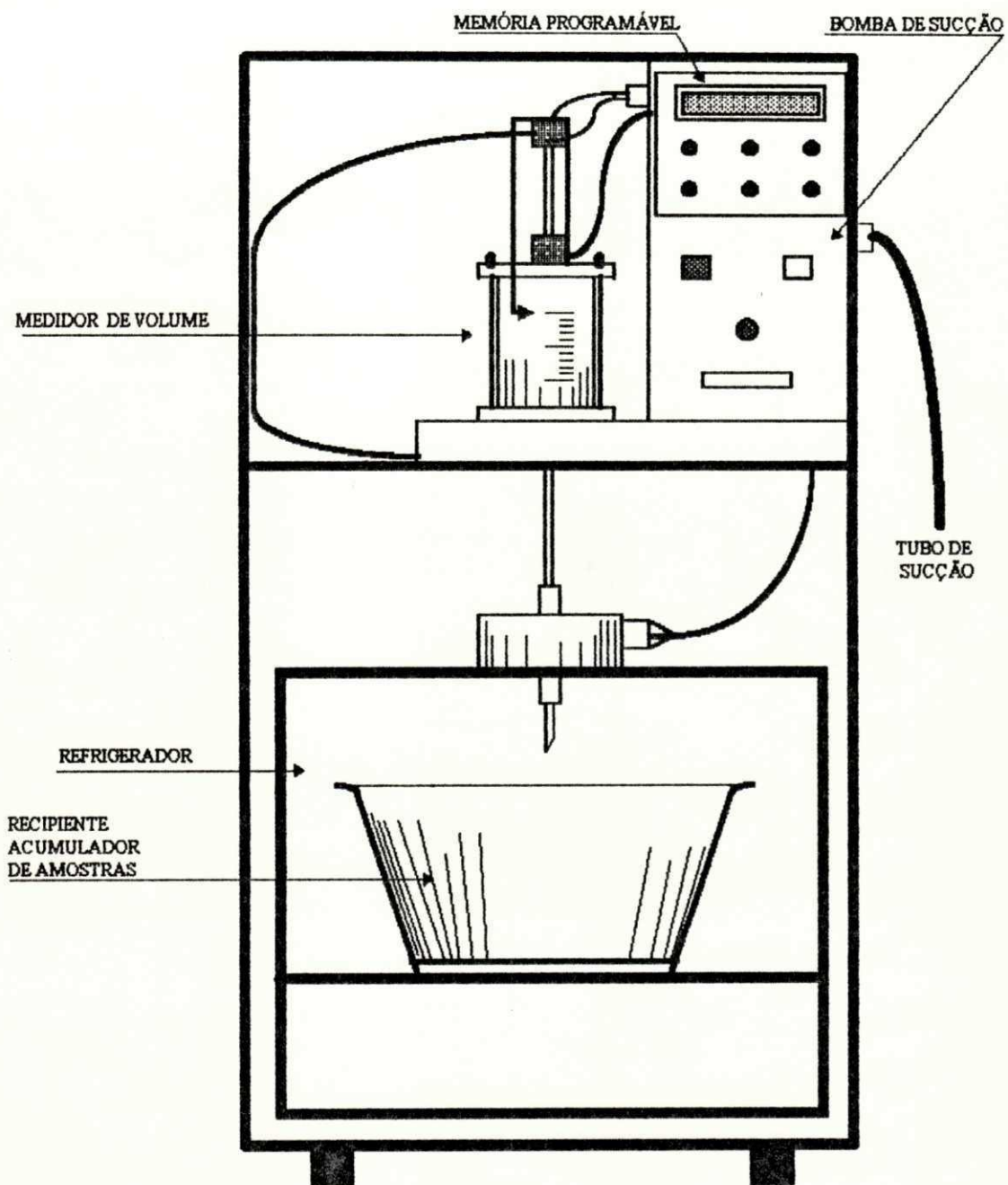


Figura 2.6 - Esquema do amostrador automático.
Sistema XVII, Experimento 2.

As amostras dos efluentes das lagoas eram coletadas semanalmente às 8 horas dentro do retentor de espuma, 5cm abaixo da superfície do líquido, por sifonamento, sendo utilizada uma mangueira de plástico com 12mm de diâmetro.

À medida em que se processava a coleta, as temperaturas das amostras eram medidas com um termômetro de filamento de mercúrio.

2.2.3 Parâmetros analisados

Os parâmetros analisados no decorrer desta pesquisa foram os seguintes: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Coliformes Fecais (CF), Sólidos Suspensos (SS), Temperatura (T), pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e Clorofila *a* (CLA). Nas amostras do esgoto bruto e do efluente da lagoa anaeróbia (A11), não foram efetuadas análises de clorofila *a*. Todas as análises foram realizadas nos laboratórios da EXTRABES.

2.3 Técnicas de laboratório

Com exceção da clorofila *a*, todos os parâmetros foram determinados de acordo com as recomendações descritas em APHA (1992).

2.3.1 Análises físico-químicas

A DBO₅ foi determinada pelo método da diluição em frascos padrões, com as medidas de oxigênio dissolvido sendo feitas através de um eletrodo do tipo YSI 5720, dotado de membrana seletiva para oxigênio, acoplado a um medidor tipo YSI modelo 54A.

Para a determinação da DQO foi utilizado o método da refluxação fechada do dicromato de potássio, com a digestão efetuada em um bloco modelo GRANT, tipo BT5.

Os Sólidos Suspensos foram obtidos por gravimetria do material retido no filtro de fibra de vidro do tipo WhatmanGF/C, com secagem em estufa a 103-105°C.

O método potenciométrico foi utilizado para medir o pH, através de um medidor modelo 3030 da Jenway, com eletrodo para pH modelo 401E07.

A concentração de Clorofila *a* foi determinada pela técnica descrita por Jones (1979), que consiste na extração, a quente, com metanol 90%, seguida de leituras de

absorbância a 665 e 750nm. O equipamento utilizado foi um espectrofotômetro Pharmacia LKB - Novaspec II.

2.3.2 Análises microbiológicas

A contagem de Coliformes Fecais foi realizada pela técnica da membrana de filtração, utilizando lauril-sulfato de sódio (Oxoid) como meio de cultura e tempo de incubação de 24 horas a 44,5°C.

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

3.1 Tratamento estatístico dos dados

Os conjuntos dos dados amostrais, relativos a cada um dos parâmetros analisados, obtidos durante a monitoração, foram submetidos a uma análise de distribuição, através do método gráfico, utilizando papel de probabilidade, de acordo com Sokal e Rohlf (1981).

Através dessa análise, foi possível observar que o conjunto dos dados amostrais relativos aos parâmetros oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura (T) e sólidos suspensos (SS), se ajustavam a uma distribuição normal, porque a porcentagem acumulada de probabilidade era relacionada linearmente com os dados brutos. Nestes casos a média aritmética foi utilizada como a melhor medida de tendência central. Com os parâmetros clorofila *a* (CLA), coliformes fecais (CF), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e demanda química de oxigênio (DQO), a distribuição normal foi verificada quando a porcentagem acumulada de probabilidade era relacionada com o logaritmo decimal da concentração, sendo, portanto, adotada a média geométrica como a medida mais representativa da tendência central. Tais resultados estão de acordo com os anteriormente observados por da Silva (1992) e Araújo (1993). Os valores médios e os intervalos amostrais (valores mínimos e máximos) de todos os parâmetros analisados no esgoto bruto composto e nos efluentes das lagoas do Sistema XVII, durante o segundo experimento, que transcorreu de 30/11/93 a 19/09/94, estão apresentados na Tabela 3.1 e Figura 3.1. As concentrações de clorofila *a* referentes ao esgoto bruto composto e ao efluente da lagoa anaeróbia não foram determinadas. A temperatura no EBC também não foi determinada porque as amostras eram mantidas refrigeradas no amostrador automático, conforme explica o item 3.2.

Tabela 3.1 - Resultados da monitoração do Sistema XVII, Experimento 2.

EXTRABES, Paraíba - Brasil. Período: 30/11/93 a 19/09/94.

Amostra	Parâmetro (concentrações média/mínima/máxima)							
	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	SS (mg/l)	CLA (µg/l)	Temp. (°C)	OD (mg/l)	pH	CF (cf/100ml)
EBC	240	508	298	-	-	0,2*	7,6	4,12E7
	97	205	118	-	-	0,0	6,5	1,85E7
	498	1161	740	-	-	1,5	8,3	1,03E8
A11	92	234	74	-	23,7	0,1*	7,4	1,07E7
	54	133	37	-	22,0	0,0	7,0	3,20E7
	153	377	148	-	25,0	0,4	8,3	3,95E6
F26	52	182	71	242	22,8	0,4	7,6	3,88E6
	9	120	40	56	21,0	0,0	7,1	1,24E6
	102	364	109	736	24,0	2,9	8,5	9,15E6
M25	37	145	60	232	22,7	1,0	7,8	8,00E5
	16	74	6	49	21,0	0,1	7,3	1,70E6
	67	273	114	576	24,0	4,3	8,6	2,62E6
M26	21	110	37	121	22,7	0,9	7,9	1,06E5
	10	46	4	30	21,0	0,0	7,4	6,45E3
	46	180	85	290	24,0	2,8	8,6	9,95E5
M27	14	107	30	111	22,7	1,5	7,9	1,33E4
	6	56	3	11	21,0	0,0	7,5	6,55E2
	39	155	53	249	24,0	3,3	8,6	1,03E5
M28	13	91	28	98	22,8	1,7	7,9	1,39E3
	7	29	3	31	21,0	0,0	7,5	8,00E1
	24	168	56	369	24,0	4,2	8,6	2,25E4
M29	12	91	28	114	22,8	2,3	8,0	2,55E2
	3	44	5	12	21,0	0,5	7,6	1,20E1
	25	168	63	422	24,0	6,1	8,8	1,08E4
M30	12	98	29	146	23,0	3,1	8,2	6,99E1
	6	40	7	24	21,0	0,9	7,7	7,00E0
	24	202	55	322	24,0	5,3	9,1	5,50E2
M31	12	83	39	139	23,0	3,6	8,4	4,85E1
	5	30	9	13	21,0	0,9	7,8	0,00E0
	21	245	54	336	24,0	5,3	9,3	3,58E3
M32	12	91	32	111	23,0	4,7	8,6	1,07E2
	5	17	11	38	21,0	2,8	8,0	1,00E1
	20	164	72	187	25,0	6,8	9,7	3,13E3

* Valores equivalentes a zero, devido à precisão do aparelho usado nas medições.

EBC - Esgoto bruto composto.

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

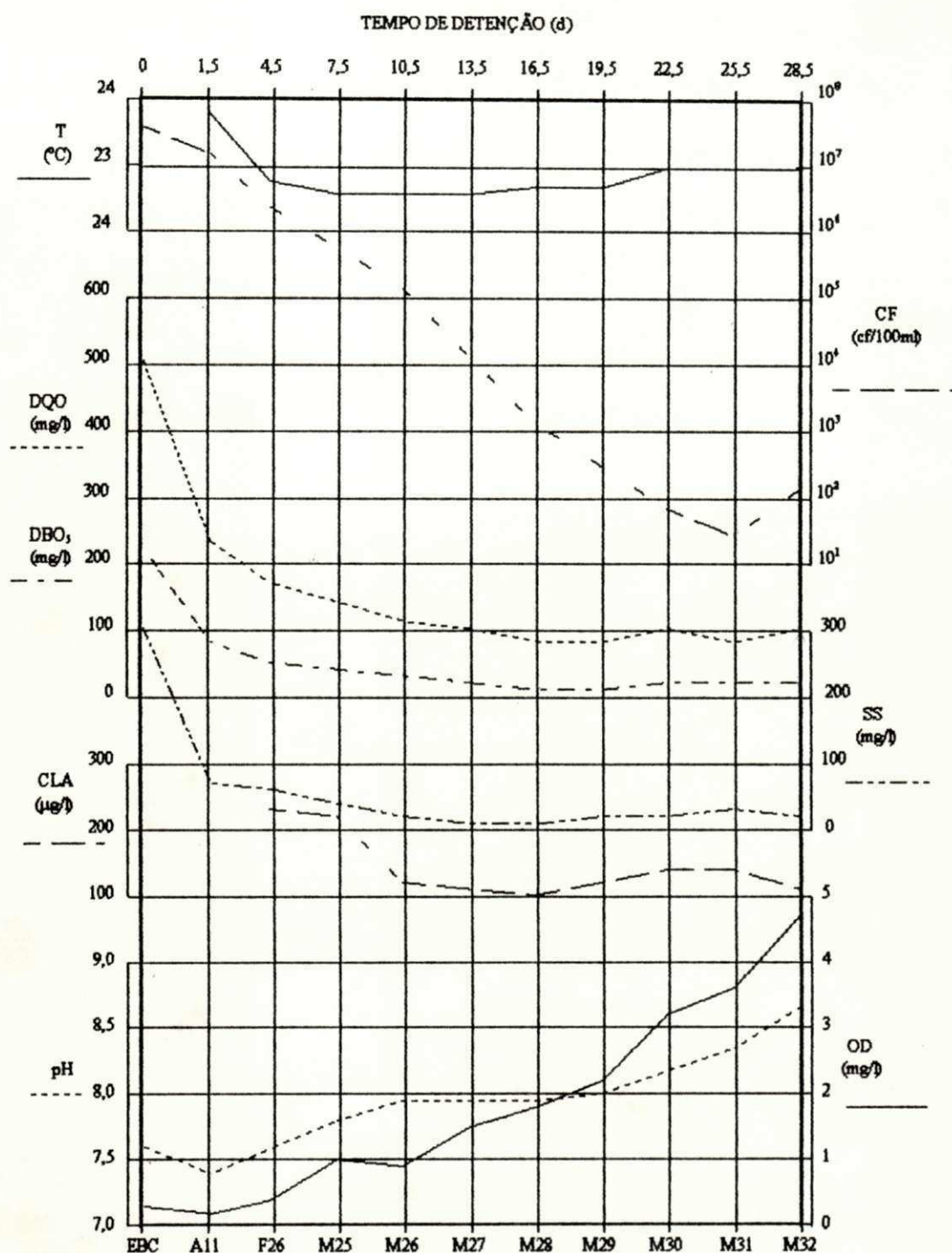


Figura 3.1 - Variação das concentrações médias de DBO₅, DQO, SS, pH, CLA, OD, Temperatura e CF ao longo da série. Sistema XVII, Experimento 2, (30/11/93 a 19/09/94). EXTRABES, Paraíba - Brasil.

3.2 Caracterização do esgoto bruto

O esgoto bruto foi caracterizado com base nos valores médios dos parâmetros DBO₅, DQO, SS, OD, pH e CF, obtidos a partir de amostras compostas diárias analisadas durante o monitoramento de rotina. Os valores médios com seus respectivos mínimos e máximos são mostrados na Tabela 3.2. A temperatura não foi utilizada na caracterização porque as subamostras eram armazenadas no compartimento refrigerado do amostrador automático, onde a temperatura era mantida a 4°C. De acordo com Metcalf & Eddy (1991), os resultados apresentados na Tabela 3.2 indicam que o esgoto de Campina Grande pode ser classificado como um esgoto de concentração média.

3.3 Características operacionais do sistema

As cargas orgânicas volumétricas e superficiais aplicadas na lagoa anaeróbia (A11) foram determinadas com base na DBO₅ média do esgoto bruto composto (EBC). As cargas aplicadas nas lagoas subsequentes, ou seja, da lagoa facultativa (F26) até a lagoa de maturação (M32), foram calculadas a partir da DBO₅ média do efluente da lagoa precedente (Tabela 3.3).

3.4 Resultados da monitoração

3.4.1 Temperatura

A temperatura média das lagoas ao longo da série não sofreu qualquer variação significativa. Semelhante ao que foi constatado por da Silva (1992) e Araújo (1993) em fases distintas do primeiro experimento nesse mesmo sistema, houve diminuição da temperatura média no início da série, seguida de uma tendência de se manter constante até a última lagoa do sistema. A maior temperatura média foi registrada na lagoa anaeróbia (A11), no valor de 23,7°C, enquanto que nas lagoas subsequentes ela permaneceu em torno de 23°C. Segundo de Oliveira (1993) esses valores relativamente baixos, refletiram as condições que prevaleceram à noite, haja visto que as coletas sempre foram realizadas às 8 horas da manhã. Mesmo assim, favoreceram, com boa margem de segurança, o desenvolvimento dos processos de degradação biológica da matéria orgânica.

Tabela 3.2 - Caracterização do esgoto bruto composto (EBC) de Campina grande-PB, baseado em amostras compostas diárias.

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Período: 30/11/93 a 19/09/94

Parâmetro	Valor médio	Faixa de variação	
		Valor mínimo	Valor máximo
DBO ₅ (mg/l)	240	97	498
DQO (mg/l)	508	205	1161
SS (mg/l)	298	118	740
OD (mg/l)	0,2	0,0	1,5
pH	7,6	6,5	8,3
CF (ufc/100ml)	4,12E7	1,85E7	1,03E8

Tabela 3.3 - Características operacionais do Sistema XVII, Experimento 2

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Período: 30/11/93 a 19/09/94

Lagoa	Vazão (m ³ /d)	Tempo de detenção (d)	Carga orgânica	
			Volumétrica (λ_v)	Superficial (λ_s)
A11	2,16	1,5	160*	2400*
F26	2,16	3,0	31	460
M25	2,16	3,0	17	260
M26	2,16	3,0	12	185
M27	2,16	3,0	7	105
M28	2,16	3,0	5	70
M29	2,16	3,0	4	60
M30	2,16	3,0	4	60
M31	2,16	3,0	4	60
M32	2,16	3,0	4	60

* Com base na DBO₅ média do esgoto bruto no valor de 240mg/l.

λ_v - em g DBO₅/m³.d e λ_s - em kg DBO₅/ha.d

A - Anaeróbia, F - facultativa e M - maturação

3.4.2 pH

O valor do pH médio que no esgoto bruto composto era de 7,6 diminuiu para 7,4 no efluente da lagoa anaeróbia. A partir daí os valores aumentaram até 8,6 no efluente final da série, conforme pode ser observado na Tabela 3.1. Esta faixa de variação foi, praticamente, igual àquela (7,4-8,4) obtida por Silva (1982), quando analisou uma série de cinco lagoas rasas (1,0m) e tempo de detenção total de 29,1 dias e ligeiramente maior que aquela (7,0-7,5) observada por de Oliveira (1990), quando pesquisou uma série de cinco lagoas profundas (2,2m) com tempo de detenção total de 25 dias. A faixa de variação verificada neste experimento foi, também, praticamente igual àquela (7,2-8,4) obtida por Araújo (1993), quando pesquisou esta mesma série longa durante o seu primeiro experimento com tempo de detenção total igual a 19 dias. Através das Tabelas 3.1 e 3.3 pode ser observado que os valores médios de pH determinados nesta pesquisa, pelo menos até a lagoa de maturação M28, mantiveram uma relação inversa com as cargas orgânicas aplicadas nas lagoas. A Figura 3.1 também mostra, claramente, essa mesma relação entre pH e DBO₅.

3.4.3 Oxigênio dissolvido

Similarmente ao que ocorreu com pH, as concentrações médias de OD aumentaram ao longo da série (Figura 3.1). As concentrações médias no EBC e no efluente da lagoa anaeróbia foram de 0,2 e 0,1mg/l, respectivamente. No entanto, pelo nível de precisão do instrumento utilizado nas análises deste parâmetro, esses valores podem ser considerados iguais a zero. A partir da lagoa anaeróbia (0,1mg/l), as concentrações médias sempre aumentaram até um valor de 4,7mg/l no efluente da última lagoa da série. Foi observado, também, que a concentração de oxigênio estava inversamente associada à carga aplicada na lagoa, ou seja, enquanto as cargas orgânicas diminuíam em cada lagoa do sistema, as concentrações de OD aumentavam. Esta situação foi verificada, pelo menos, até a lagoa de maturação quaternária (M28), pois a partir da M29 as cargas se mantiveram constantes (Tabela 3.1).

Comparando as cargas orgânicas aplicadas nas lagoas ao longo da série, durante os dois experimentos (Tabelas 1.5 e 3.3), pode ser observado que, exceto para a lagoa anaeróbia, as cargas foram maiores no segundo experimento. Esta superioridade pode ter

sido o motivo da redução dos níveis de oxigênio dissolvido durante o segundo experimento.

3.4.4 Clorofila *a*

Ao contrário do pH e do OD, a biomassa de algas, avaliada pela concentração de clorofila *a*, sofreu um decréscimo entre a lagoa facultativa secundária (F26) e a última lagoa da série (M32). A maior concentração média foi de 242µg/l na F26, ocorrendo uma diminuição até a lagoa M28, onde foi registrada a menor, no valor de 98µg/l. A partir daí, os valores das concentrações médias foram aumentando até 146µg/l na M30, de onde foi reduzida para 111µg/l no efluente da lagoa M32 (Figura 3.1).

Em termos de biomassa de algas o comportamento do sistema XVII, neste experimento, foi semelhante aos verificados nos Experimentos 1 de Silva (1982) e Araújo (1993), apresentados na Tabela 3.4 que, mostra além deles, outros experimentos com séries de lagoas investigadas na EXTRABES. Comparando os valores médios de CLA desta pesquisa como os obtidos nos outros experimentos mostrados na Tabela 3.4, foi possível observar que fatores como carga orgânica superficial, profundidade e tempo de detenção hidráulica, podem estar relacionados com o desenvolvimento de algas em lagoas de estabilização, como afirmado por König (1990) e constatado por Araújo (1993). Apesar da semelhança no comportamento, os valores das concentrações médias de clorofila *a* obtidos por Silva (1982) foram bem maiores que os obtidos nesta pesquisa, provavelmente em consequência das menores cargas orgânicas aplicadas e da menor profundidade adotada naquele experimento. Em relação ao Experimento 1, estudado por Araújo (1993), no qual as cargas orgânicas foram menores, as concentrações médias de CLA não foram sistematicamente maiores, que a deste trabalho como se podia esperar. Todavia, como se tratava da mesma série, apenas submetida a outras características operacionais (Tabela 1.5), o fator contribuinte para tais resultados, pode ter sido o menor tempo de detenção hidráulica adotado no Experimento 1 (19d), acarretando numa passagem mais rápida do líquido pela série. Através da Tabela 3.4 ainda pode ser observado que apesar dos Experimentos 1 e 2 da série de lagoas estudadas por de Oliveira (1990) terem recebido menores cargas orgânicas, apresentaram menores concentrações médias de clorofila *a*, possivelmente em função da maior profundidade (2,20m) adotada naquela série.

Tabela 3.4 - Tempo de detenção (t), carga orgânica (λ_s), profundidade (D) e concentração de Clorofila a (CLA), em amostras de efluente em séries de lagoas investigadas na EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Período: 1977 a 1992

Lagoa	t (d)	λ_s (kg DBO ₅ /ha.d)	D (m)	CLA ($\mu\text{g/l}$)	Referência
F1	5,5	116	1,0	1122	Silva (1982)
M1	5,5	83	1,0	479	Exp. 1
M2	5,5	46	1,0	266	
M3	5,8	35	1,0	423	
F9	5,0	330	2,2	60	de Oliveira (1990)
M7	5,0	189	2,2	72	Exp. 1
M8	5,0	106	2,2	57	
M9	5,0	62	2,2	92	
F9	8,0	162	2,2	116	de Oliveira (1990)
M7	8,0	83	2,2	132	Exp. 2
M8	8,0	44	2,2	96	
M9	8,0	25	2,2	49	
F26	2,0	263	1,5	282	Araújo (1993)
M25	2,0	195	1,5	93	Exp.1
M26	2,0	83	1,5	76	
M27	2,0	83	1,5	117	
M28	2,0	60	1,5	111	
M29	2,0	45	1,5	115	
M30	2,0	45	1,5	109	
M31	2,0	53	1,5	138	
M32	2,0	53	1,5	166	

F - Lagoa facultativa.

M - Lagoa de maturação.

3.4.5 Demanda bioquímica de oxigênio

Neste experimento, a série completa apresentou uma eficiência na remoção de DBO_5 de 95% (Tabela 3.5), fornecendo um efluente final com concentração abaixo dos limites de 20mg/l (Reino Unido) e 30mg/l (Estados Unidos) estabelecidos como padrões de qualidade de efluentes para descarga em rios (Bartone, 1986). A DBO_5 do esgoto bruto que era de 240mg/l, foi reduzida para 12mg/l no efluente final. A lagoa anaeróbia (A11) contribuiu com a maior parcela, promovendo uma remoção em torno de 62%, produzindo um efluente com uma DBO_5 de 92mg/l. Daí por diante, os valores médios da DBO_5 foram diminuindo, mais lentamente, até atingir 13mg/l na lagoa M28, e em seguida permaneceu em 12mg/l da lagoa M29 até a M32.

A remoção verificada na lagoa anaeróbia ficou um pouco abaixo das mencionadas por Oswald (1968), Malina e Rios (1976) e Middlebrooks *et al.* (1982). Foi menor, também, que os 81% obtidos por de Oliveira (1993), quando analisou esta mesma série durante o Experimento 1. A redução da eficiência de remoção verificada no Experimento 2, pode ser atribuída ao aumento da camada de lodo no fundo da lagoa. Mesmo assim, a remoção calculada está na faixa de remoções esperadas, sugeridas por Mara e Pearson (1986), apresentadas na Tabela 1.3. A lagoa facultativa, por sua vez, removeu 43,5% da DBO_5 que recebeu. Esta eficiência foi significativamente maior que os 26% obtidos por de Oliveira (1993), no Experimento 1 desta mesma série. A sequência de lagoas de maturação removeu quase 77% da DBO_5 afluente, ou seja, os 52mg/l provenientes da lagoa facultativa secundária foram reduzidos para 12mg/l no efluente final do sistema. Na mesma sequência de lagoas de maturação durante o Experimento 1, a remoção foi de 65%.

O desempenho global da série longa, nesta pesquisa, ficou acima dos 93% obtidos por Silva (1982) numa série de lagoas rasas (1,0m) com tempo de detenção total de 29,1 dias, com uma DBO_5 no esgoto bruto igual a 240mg/l e acima dos 92% obtidos por Soares (1985) numa série de lagoas profundas (média de 3,0m), tempo de detenção total de 21 dias, com DBO_5 no esgoto bruto no valor de 217mg/l. As cargas orgânicas volumétrica e superficial aplicadas na lagoa anaeróbia foram reduzidas respectivamente de 160g $DBO_5/m^3.d$ e 2400kg $DBO_5/ha.d$, para 4g $DBO_5/m^3.d$ e 60kg $DBO_5/ha.d$ na última lagoa da série (Tabela 3.3).

Tabela 3.5 - Porcentagens acumuladas de remoção de DBO₅, DQO, Sólidos Suspensos (SS) e Coliformes Fecais (CF) no Sistema XVII, Experimento 2.

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Período: 30/11/93 a 19/09/94

Lagoa	DBO ₅	DQO	SS	CF
A11	61,7	53,9	75,2	74,0291
F26	78,3	64,2	76,2	90,5825
M25	84,6	71,5	79,9	98,0583
M26	91,3	78,6	87,6	99,7427
M27	94,2	78,9	89,9	99,9677
M28	94,6	82,1	90,6	99,9966
M29	95,0	82,1	90,6	99,9994
M30	95,0	80,7	90,3	99,9998
M31	95,0	83,7	86,9	99,9999
M32	95,0	82,1	89,3	99,9997

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

A Tabela 3.6 apresenta os valores das taxas constantes de primeira ordem para remoção de DBO_5 (k_1) e as porcentagens de remoção em cada lagoa. Os valores de k_1 foram determinados supondo o regime hidráulico de mistura completa, com a remoção de DBO_5 seguindo uma cinética de primeira ordem.

3.4.6 Demanda química de oxigênio

O desempenho da série com relação a este parâmetro teve comportamento semelhante ao observado para a DBO_5 . A demanda química de oxigênio que era igual a 508mg/l no esgoto bruto, foi reduzida para 91mg/l no efluente final do sistema, correspondendo a uma eficiência global da ordem de 82%. Mais uma vez, a maior (53,9%) contribuição ficou por conta da lagoa anaeróbia, que produziu um efluente com uma DQO de 234mg/l (Tabela 3.1). As eficiências cumulativas de remoção de DQO estão apresentadas na Tabela 3.5.

3.4.7 Sólidos suspensos

De modo semelhante ao que ocorreu com a DBO_5 e a DQO, a concentração de sólidos suspensos foi reduzida substancialmente na lagoa anaeróbia, o que incentiva a utilização deste tipo de lagoa no tratamento biológico por lagoas de estabilização em climas quentes e justifica a sua localização no início da série. A concentração média de SS no esgoto bruto que era de 298mg/l, foi reduzida para 32mg/l no efluente final do sistema. Isto significou uma eficiência da ordem de 89%, sendo que cerca de 75% ocorreu somente na lagoa anaeróbia, que produziu um efluente com 74mg/l de sólidos suspensos, enquanto que a lagoa facultativa removeu apenas 4%. A diminuição das concentrações médias nas lagoas seguintes ocorreu em menor proporção até atingir 30mg/l na M27, valor estabelecido no Reino Unido (Mara *et al.*, 1992) e nos EUA (Bartone, 1986) como limite máximo para lançamento em corpos receptores. As lagoas M28 e M29 apresentaram a menor concentração média (28mg/l) da série. A partir daí, a concentração média atingiu 39mg/l na M31 e depois 32mg/l na M32. Através da Tabela 3.1 pode ser observado que, no trecho da série correspondente às lagoas de maturação, houve uma certa semelhança com o comportamento da produção de biomassa de algas. Neste experimento a série longa foi mais eficiente que os experimentos da série rasa (1,0m) de cinco lagoas pesquisada por Silva (1982) e da própria série longa (Sistema

Tabela 3.6 - Taxa constante de 1ª ordem para remoção de DBO₅ (k₁) e porcentagens de remoção por lagoa. Sistema XVII, Experimento 2.

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Período: 30/11/93 a 19/09/94

Lagoa	k ₁ (d ⁻¹)	Remoção (%)
A11	1,07	61,7
F26	0,26	43,5
M25	0,14	28,8
M26	0,25	43,2
M27	0,17	33,3
M28	0,03	07,1
M29	0,03	07,7
M30	0,00	00,0
M31	0,00	00,0
M32	0,00	00,0

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

XVII), quando operada com tempo de detenção total de 19 dias e concentração média de SS no esgoto bruto de 283mg/l, analisada por de Oliveira (1993). A Tabela 3.5 mostra as eficiências cumulativas de redução de SS verificadas ao longo da série.

3.4.8 Coliformes fecais

A concentração média de coliformes fecais no EBC, determinada nesta pesquisa, apresentou a mesma ordem de grandeza dos valores normalmente encontrados em águas residuárias brutas e foi compatível com as concentrações médias determinadas nos experimentos levados a efeito na EXTRABES. Como mostra a Tabela 3.1, de $4,12 \times 10^7$ CF/100ml no EBC, a concentração média foi reduzida para 107CF/100ml no efluente final do sistema, representando uma eficiência global de 99,9997% (Tabela 3.5). A redução foi gradual até atingir a menor concentração média (48CF/100ml) na penúltima lagoa da série (M31) e depois aumentou para o valor final mencionado. Esse aumento não foi devido ao recrescimento de coliformes fecais (*Escherichia coli*, principalmente), mas, a colônias de *Enterobacter aerogenes* e *Klebsiella pneumoniae* que se desenvolveram sobre as membranas de filtração, incubadas a 44,5°C, com a aparência clássica de coliformes fecais. Todavia, a completa identificação dessas enterobactérias foi realizada através do sistema API 20E (de Oliveira *et al.*, 1995).

Considerando a concentração média de coliformes fecais no efluente final, o desempenho da série longa nesta pesquisa (Experimento 2) foi comparável ao da série de cinco lagoas rasas (1,0m) estudada por Silva (1982), quando obteve uma concentração no efluente final no valor de 30CF/100ml, com tempo de detenção hidráulica de 29,1 dias, e melhor que o da série de cinco lagoas profundas (2,2m) pesquisada por de Oliveira (1990), que determinou 3.260CF/100ml com 25 dias. Se levado em consideração apenas o tempo de detenção hidráulica total, o desempenho da série longa nesta pesquisa ficou abaixo daquele observado por de Oliveira (1993) no Experimento 1 desta mesma série, quando obteve 284CF/100ml com 19 dias contra os 107CF/100ml em 28,5 dias determinados neste trabalho. Mesmo assim, a série, neste experimento, teve um excelente desempenho na remoção de coliformes fecais, haja visto que as concentrações nos efluentes das quatro últimas lagoas (M29 a M32) estavam de acordo com o padrão sanitário recomendado pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989) para irrigação irrestrita (≤ 1.000 CF/100ml). Os valores da taxa constante de decaimento de coliformes

fecais (k_b) e porcentagens de remoção em cada lagoa da série estão apresentados na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Taxa constante de decaimento de coliformes fecais (k_b) e porcentagens de remoção por lagoa. Sistema XVII, Experimento 2. EXTRABES, Paraíba - Brasil. Período: 30/11/93 a 19/09/94

Lagoas	k_b (d^{-1})	Remoção (%)
A11	1,90	74,03
F26	0,59	63,74
M25	1,28	79,38
M26	2,18	86,75
M27	2,32	87,45
M28	2,86	89,55
M29	1,48	81,65
M30	0,88	72,59
M31	0,15	30,62
M32	-0,18	-120,62

A11 - Lagoa anaeróbia.

F26 - Lagoa facultativa secundária.

M25/M32 - Lagoas de maturação.

DISCUSSÃO

4.1 Coliformes fecais

Nesta pesquisa, que correspondeu ao Experimento 2, a série de dez lagoas com profundidade de 1,50m produziu um efluente final com uma concentração média de coliformes fecais igual a 107CF/100ml, num tempo de detenção total de 28,5 dias, equivalente a uma eficiência global da ordem de 99,9997%. O desempenho global da série pode ser atribuído a sua melhor eficiência hidráulica, visto que sua configuração se aproxima de um reator de fluxo não disperso (Marais, 1974).

As eficiências de cada lagoa variaram consideravelmente ao longo da série, conforme pode ser observado na Tabela 3.7. A eficiência da lagoa anaeróbia (74%) quase nada representou, haja visto o elevado valor da concentração média de coliformes fecais no seu efluente ($1,07 \times 10^7$ CF/100ml). A reduzida eficiência de remoção constatada nessa lagoa, reforça a hipótese de que o ambiente nas lagoas anaeróbias diminuem a taxa de decaimento das bactéria fecais (Marais, 1974). Portanto, grande parte da remoção verificada na lagoa anaeróbia, pode ser atribuída a sedimentação (James, 1987).

Porcentagens de remoção diferentes têm sido citadas na literatura. Operando uma lagoa anaeróbia numa série de cinco lagoas rasas (1,0m) em escala-piloto, Silva (1982) obteve remoções de 90 e 94% para tempos de detenção de 4 e 6,8 dias respectivamente. Em sistema semelhante Soares (1985) conseguiu remoção de 92,5% na lagoa anaeróbia, com 3,4m de profundidade e tempo de detenção de 1 dia. Nesta pesquisa, a remoção de coliformes fecais verificada na lagoa anaeróbia foi superior ao valor (66,1%) determinado por de Oliveira (1993) nesta lagoa no Experimento 1. Essas diferenças, no entanto, não devem, do ponto de vista da contagem de coliformes fecais, assumir um caráter importante.

A remoção média de coliformes fecais na lagoa facultativa, neste experimento, ficou em cerca de 64%. Este percentual foi um pouco inferior ao registrado por de Oliveira (1993) no Experimento 1 da série longa, que correspondeu a 74%.

A sequência de lagoas de maturação (M25 a M32) foi responsável pela maior parcela da remoção de coliformes fecais. De $3,88 \times 10^6$ CF/100ml proveniente da lagoa facultativa, a concentração média foi reduzida para 107CF/100ml, correspondendo a uma eficiência de aproximadamente 99,997%. Nesta sequência a lagoa M28 apresentou o maior percentual de remoção de toda a série (89,5%). A eficiência verificada na sequência das lagoas de maturação foi compatível com as sequências investigadas na EXTRABES. Pela Tabela 3.1, pode ser observado que a associação de fatores tais como pH, OD, matéria orgânica e tempo de detenção, apontados pela literatura como inibidores do crescimento de bactérias fecais, pode ter contribuído para o decaimento dos coliformes fecais na série de lagoas.

Através da Figura 3.1 pode ser observado que o tempo de detenção hidráulica cumulativo interfere nos resultados das concentrações médias de coliformes fecais ao longo dos estágios da série. Exceto no efluente final onde o aumento, comprovadamente, não foi devido a coliformes fecais, as concentrações foram diminuindo em cada lagoa ao longo dos sistema.

A Figura 4.1, elaborada de acordo com Marais (1974), ilustra a relação direta da remoção de coliformes fecais com o tempo de detenção cumulativo, neste experimento. Essa relação linear entre o logaritmo decimal da porcentagem de coliformes fecais remanescente no efluente de cada lagoa e o respectivo tempo de detenção cumulativo, está representada pela linha reta cheia que passa pelo ponto correspondente a 100%. A extrapolação, representada pela linha reta tracejada, supõe a existência de uma ou mais lagoas de maturação com características, similares aos das lagoas de maturação existentes na série, particularmente profundidade e tempo de detenção hidráulica.

Os tempos de detenção hidráulica cumulativos necessários para alcançar os níveis de remoção de coliformes fecais da ordem de 99,99; 99,999 e 99,9999%, estimados através da relação linear e sua extrapolação, ilustrada na Figura 4.1, estão apresentados na Tabela 4.1. Esta Tabela também apresenta os tempos requeridos para os mesmos níveis de remoção, calculados de maneira idêntica, nas seguintes séries de lagoas em escala-piloto, operadas em condições similares, estudadas na EXTRABES:

a) série de cinco lagoas rasas (1,0m), com tempo de detenção hidráulica total de 29,1 dias. Experimento 1 estudado por Silva (1982);

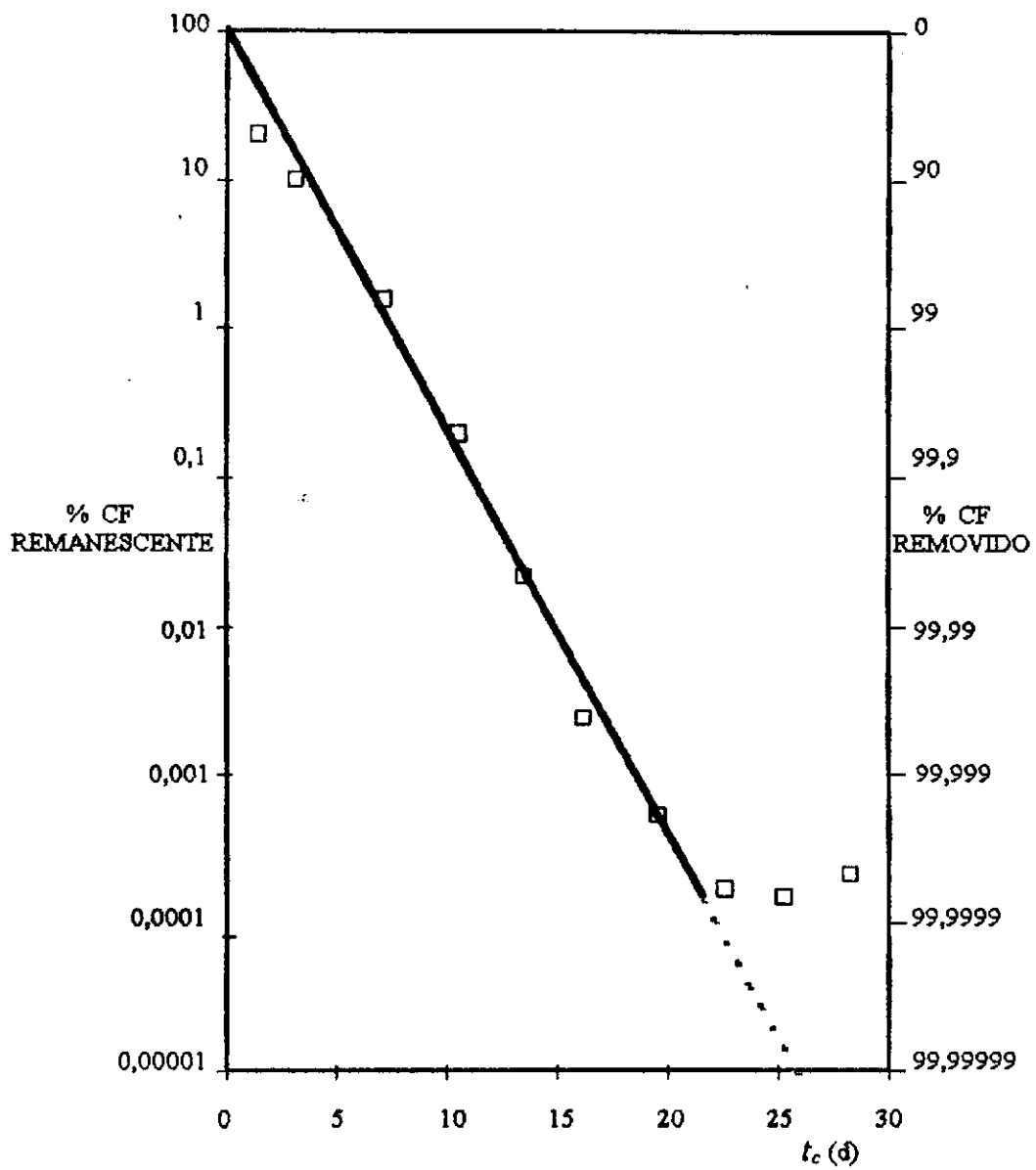


Figura 4.1 - Redução de coliformes fecais em função do tempo de detenção hidráulica cumulativo (t_c). Sistema XVII, Experimento 2. EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Tabela 4.1 - Tempo de detenção hidráulica cumulativo, em dias, para remoção de coliformes fecais por séries de diferentes configurações. EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Experimento/Referência	Níveis de remoção (%)		
	99,99	99,999	99,9999
1) Experimento 1/(Silva, 1982)	19,7	24,1	28,4
2) Experimento 1/(Soares, 1985)	30,3	40,2	50,1
3) Experimento 1/(de Oliveira, 1990)	28,8	36,3	43,8
4) Experimento 2/(de Oliveira, 1990)	33,0	40,5	48,0
5) Experimento 1/(de Oliveira, 1993)	12,5	15,8	18,0
6) Experimento 2/(este trabalho)	16,1	19,1	23,0

1) Cinco lagoas rasas (1,0m), tempo de detenção hidráulica $t = 29,1$ dias

2) Cinco lagoas profundas (média de 3,0m), $t = 21$ dias

3) Cinco lagoas profundas (2,2m), $t = 25$ dias

4) Cinco lagoas profundas (2,2m), $t = 40$ dias

5) Dez lagoas com 1,5m de profundidade, $t = 19$ dias

6) Dez lagoas com 1,5m de profundidade, $t = 28,5$ dias

b) série de cinco lagoas profundas (média de 3,0m), com tempo de detenção hidráulica total de 21 dias. Experimento 1 estudado por Soares (1985);

c) série de cinco lagoas profundas (2,2m), com tempo de detenção hidráulica total de 25 dias. Experimento 1 estudado por de Oliveira (1990);

d) série de cinco lagoas profundas (2,2m), com tempo de detenção hidráulica total de 40 dias. Experimento 2 estudado por de Oliveira (1990);

e) série de dez lagoas com profundidade de 1,5m, com tempo de detenção hidráulica total de 19 dias. Sistema XVII, Experimento 1 estudado por de Oliveira (1993).

A Tabela 4.2 apresenta as áreas requeridas por cada série de lagoas para, no tratamento de $1\text{m}^3/\text{d}$ de esgotos domésticos, alcançar os níveis selecionados de remoção de coliformes fecais. Essas áreas foram estimadas de acordo com o método descrito por de Oliveira (1990), sendo adotados os tempos de detenção hidráulica cumulativos da Tabela 4.1.

Fazendo uma comparação dos conjuntos de valores das áreas obtidos em cada série analisada (Tabela 4.2), com o conjunto de valores obtido por Silva (1982) no Experimento 1, foi possível construir a Tabela 4.3 evidenciando as porcentagens de economia de área ocupada pelas séries de lagoas.

Os valores das porcentagens da Tabela 4.3 demonstram que os melhores resultados foram obtidos no Experimento 1 da série de dez lagoas estudado por de Oliveira (1993), seguido do experimento 2 da mesma série, que foi objeto desta pesquisa. Em ambos os experimentos as áreas foram menores do que as requeridas nos experimentos com séries de cinco lagoas rasas (1,0m) estudadas por Silva (1982). As áreas requeridas nos Experimentos 1 e 2 da série de dez lagoas, também foram menores que as exigidas nos experimentos de Soares (1985) e de Oliveira (1990). O grau de economia de terreno no tratamento de esgotos domésticos através de sistemas de lagoas de estabilização, com a configuração semelhante à analisada nesta pesquisa e sob condições similares àquelas estudadas no nordeste do Brasil, parece estar associada não apenas à profundidade mas, também, a parâmetros tais como tempo de detenção hidráulica em cada estágio e o número de lagoas na série.

Tabela 4.2 - Áreas estimadas, em m², por séries de diferentes configurações por unidade de vazão.

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Experimento/Referência	Níveis de remoção (%)		
	99,99	99,999	99,9999
Experimento 1/(Silva, 1982)	19,7	24,1	28,4
Experimento 1/(Soares, 1985)	10,1	13,4	16,7
Experimento 1/(de Oliveira, 1990)	13,1	16,5	19,9
Experimento 2/(de Oliveira, 1990)	15,0	18,4	21,8
Experimento 1/(de Oliveira, 1993)	8,3	10,5	12,0
Experimento 2/(este trabalho)	10,7	12,7	15,3

Tabela 4.3 - Porcentagens de economia de área por séries de diferentes configurações por unidade de vazão.

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Experimento/Referência	Níveis de remoção (%)		
	99,99	99,999	99,9999
Experimento 1/(Silva, 1982)	0,0	0,0	0,0
Experimento 1/(Soares, 1985)	48,7	44,4	41,2
Experimento 1/(de Oliveira, 1990)	33,5	31,5	29,9
Experimento 2/(de Oliveira, 1990)	23,9	23,7	23,2
Experimento 1/(de Oliveira, 1993)	57,9	56,4	57,7
Experimento 2/(este trabalho)	45,7	47,3	46,1

Pela Tabela 3.7 foi possível constatar uma considerável variação nos valores da taxa constante de decaimento de coliformes fecais (k_b) nas lagoas ao longo da série. O relativamente alto valor de k_b ($1,90d^{-1}$) da lagoa anaeróbia, maior que o da lagoa facultativa e de algumas lagoas de maturação, confirma a importância da sedimentação em reatores anaeróbios na remoção de coliformes fecais, sugerida por James (1987).

A Figura 4.2 ilustra a relação entre a concentração de coliformes fecais remanescente no efluente e o produto da taxa constante de decaimento de CF, pelo tempo de detenção hidráulica cumulativo ($k_b.t_c$) ao longo da série estudada, determinada de acordo com Marais (1974). O valor médio da taxa constante de decaimento de coliformes fecais da série estudada nesta pesquisa, foi calculado através das relações lineares ilustradas nas Figuras 4.1 e 4.2, de acordo com o método descrito por de Oliveira (1990). O valor do k_b médio da série estudada, assim como os das outras séries analisadas na EXTRABES estão apresentados na Tabela 4.4.

4.2 Matéria orgânica

No experimento estudado nesta pesquisa, a série de dez lagoas em escala-piloto com 1,5m de profundidade e tempo de detenção hidráulica total de 28,5 dias, foi capaz de reduzir o conteúdo orgânico do esgoto bruto, em termos de DBO_5 e DQO, de 240 e 508mg/l, para valores tão baixos como 12 e 91mg/l, encontrados no efluente final, respectivamente. Estes valores são menores que aqueles (17 e 109mg/l para DBO_5 e DQO) encontrados por Silva (1982) na série rasa (1,0m) operada com 29,1 dias e maiores que aqueles (9 e 79mg/l para DBO_5 e DQO) determinados por Araújo (1993) no Experimento 1 da mesma série estudada nesta pesquisa, operada com 19 dias. Todavia, a série durante o Experimento 1 recebeu um esgoto bruto um pouco mais fraco, com $DBO_5=186mg/l$ e $DQO=502mg/l$. As porcentagens de remoção total de DBO_5 e DQO da série neste experimento foram 95 e 82%, respectivamente. Estas porcentagens são compatíveis com as das demais séries investigadas na EXTRABES e podem ser comparadas com aquelas (93 e 82% para DBO_5 e DQO) obtidas por Silva (1982), como também com aquelas (95 e 84% para DBO_5 e DQO) determinadas por Araújo (1993) nos experimentos referidos anteriormente.

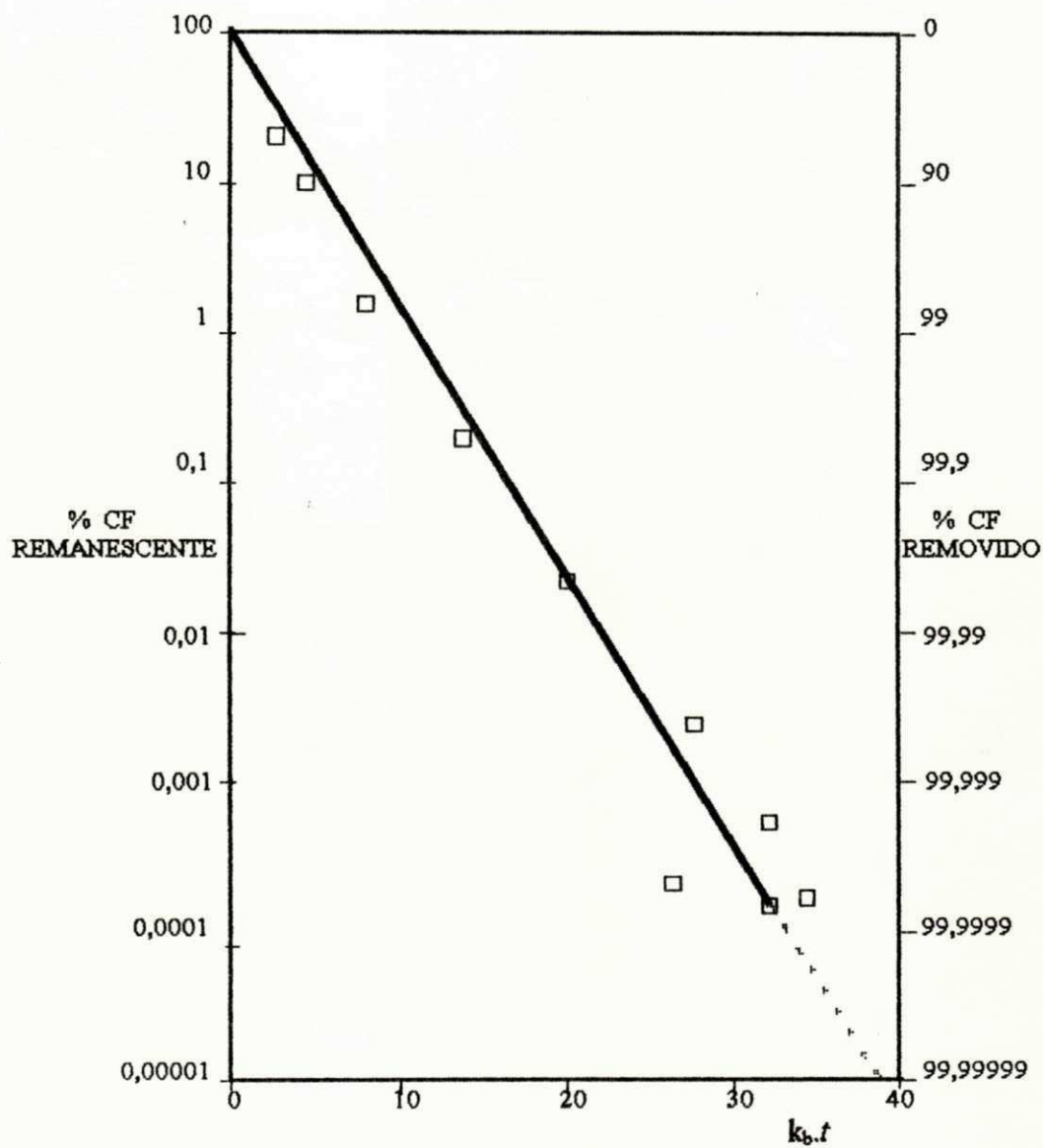


Figura 4.2 - Redução de coliformes fecais em função do produto $k_b.t$.

Sistema XVII, Experimento 2.

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

**Tabela 4.4 - Taxa constante para a remoção de coliformes fecais
em séries de diferentes configurações.**

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

Experimento/Referência	k_b (d⁻¹)
Experimento 1/(Silva, 1982)	2,50
Experimento 1/(Soares, 1985)	0,60
Experimento 1/(de Oliveira, 1990)	0,81
Experimento 2/(de Oliveira, 1990)	1,06
Experimento 1/(de Oliveira, 1993)	1,94
Experimento 2/(este trabalho)	1,62

Similarmente aos demais experimentos com série de lagoas investigados na EXTRABES, a maior parcela da remoção de matéria orgânica, em termos de DBO₅ e DQO, verificada nesta pesquisa (62 e 54%) ocorreu na lagoa anaeróbia. Estes valores ficaram abaixo das faixas de remoção de DBO₅ e DQO (68-75% e 62-71%) encontradas por Silva (1982) em lagoa anaeróbia com tempos de detenção variando de 2,0 a 6,8 dias e acima das remoções (51 e 50% para DBO₅, 50 e 48% para DQO) obtidas por de Oliveira (1990) em lagoa anaeróbia mais profunda (2,2m) com tempos de detenção de 5 e 8 dias. O desempenho da lagoa anaeróbia neste experimento, no entanto, ficou abaixo daquele (81 e 64% para DBO₅ e DQO) determinado por Araújo (1993) no Experimento 1 desta mesma série, quando a lagoa anaeróbia era operada com um dia de tempo de detenção. Essa redução verificada entre os Experimento 1 e 2 desta série pode, ser atribuída à diminuição da profundidade útil em função do aumento da camada de lodo no fundo da lagoa. Todavia, a remoção de DBO₅ da lagoa anaeróbia neste experimento está de acordo com as estimativas de Mara e Pearson (1986), apresentada na Tabela 1.3 e ratifica a vantagem da inclusão do pré-tratamento anaeróbio, como primeira consideração no projeto de séries de lagoas de estabilização, sugerida por Marais (1970).

A lagoa facultativa secundária, que nesta pesquisa (Experimento 2) foi submetida a uma carga orgânica superficial de 460kg DBO₅/ha.d com tempo de detenção hidráulica de 3 dias, removeu cerca de 44% da DBO₅ e 22% da DQO afluentes. Este desempenho foi superior àquele (29 e -8% para DBO₅ e DQO) obtido por Silva (1982), numa lagoa facultativa secundária operada com 116kg DBO₅/ha.d e 5,5 dias e àquela (26% para DBO₅ e DQO) determinada por Araújo (1993), na mesma lagoa facultativa secundária (Experimento 1) operada com 262kg DBO₅/ha.d e 2 dias. A análise desses dados sugere que a lagoa facultativa secundária no Experimento 2, teve, pelo menos durante parte do ciclo diário, se comportado como uma lagoa anaeróbia. Essa tendência de comportamento anaeróbio, pode ser constatado através do baixo nível de oxigênio dissolvido apresentado (Tabela 3.1) e pela elevada remoção de matéria orgânica, ocorrida, principalmente, em termos de DBO₅, comum em lagoas anaeróbias. Desse modo, a lagoa facultativa pode ter funcionado como uma lagoa de transição entre a lagoa anaeróbia e a lagoa denominada de maturação primária, que, possivelmente, pode ter atuado mais como uma lagoa facultativa secundária. Comportamento semelhante foi,

também, constatado por Silva (1982) em lagoa correspondente no Sistema I, descrito anteriormente.

Para caracterizar a redução de matéria orgânica ao longo da série nesta pesquisa, foi aplicado aos resultados de DBO_5 um tratamento similar àquele dado aos de coliformes fecais, conforme descrito no item anterior. O mesmo procedimento foi realizado, também, com os resultados de DBO_5 obtidos por Araújo (1993) no Experimento 1 desta mesma série. As relações envolvendo o logaritmo decimal da porcentagem de DBO_5 remanescente, com o tempo de detenção hidráulica cumulativo (t_c) e com o produto $k_1.t$, ao longo da série, para os Experimentos 1 e 2, estão representadas nas Figuras 4.3 e 4.4, respectivamente. A partir das relações lineares ilustradas nestas Figuras foram determinados valores médios da taxa constante para remoção de DBO_5 (k_1), sendo encontrados $0,85$ e $0,33d^{-1}$ para os Experimentos 1 e 2, respectivamente.

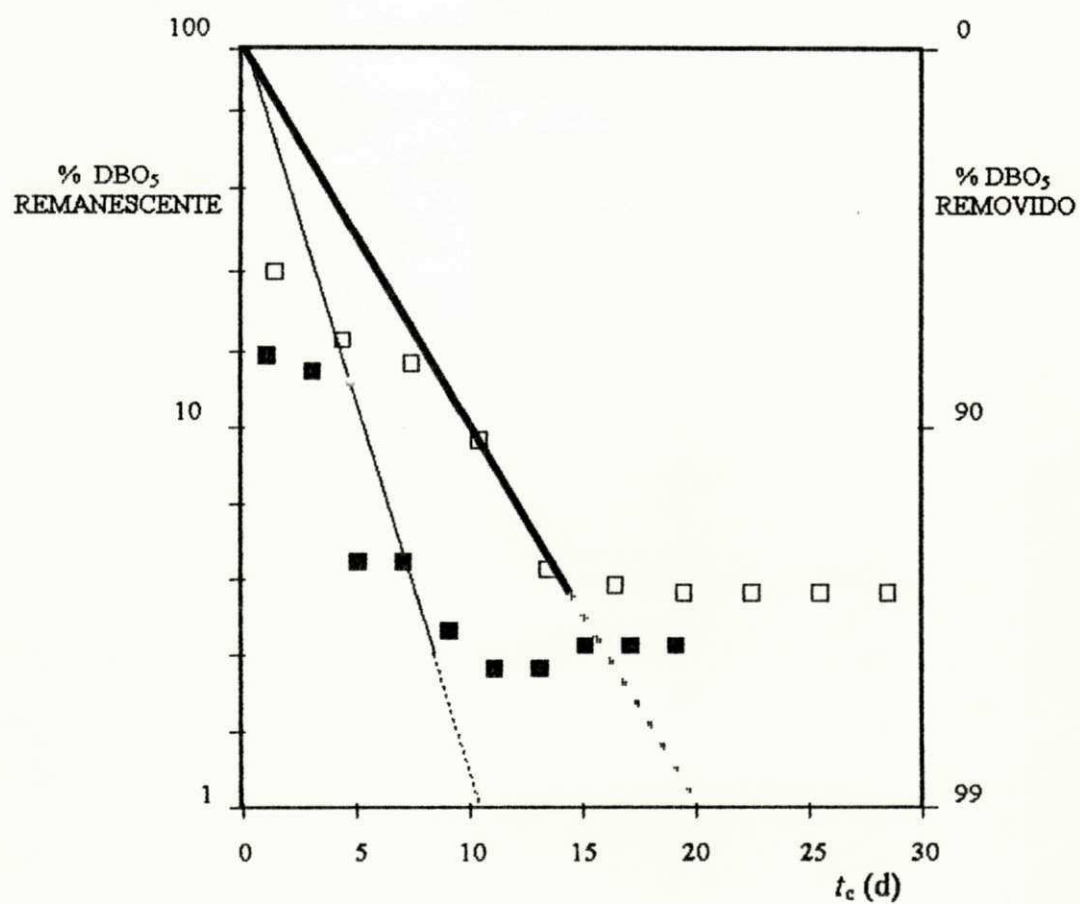


Figura 4.3 - Redução de DBO₅ em função do tempo de detenção hidráulica cumulativo (t_c).

EXTRABES, Paraíba - Brasil.

- Sistema XVII, Experimento 1 —————
- Sistema XVII, Experimento 2 —————

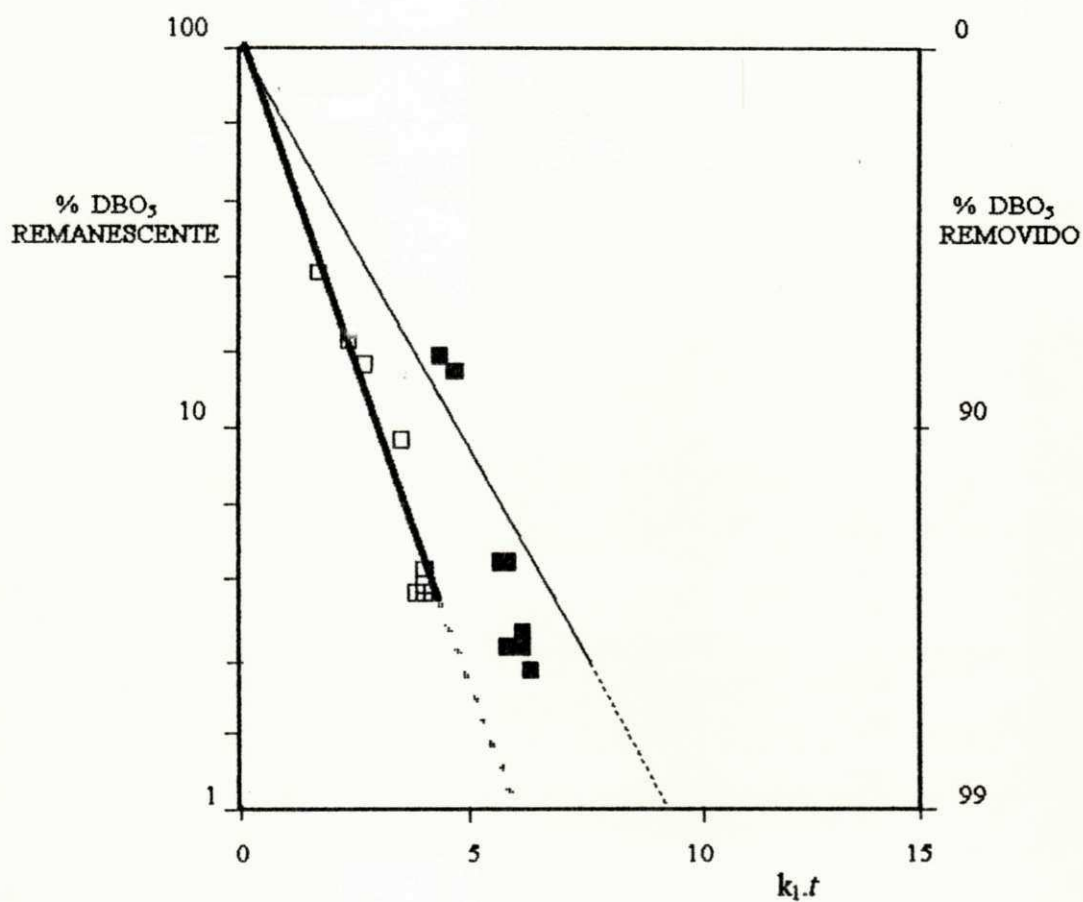


Figura 4.4 - Redução de DBO₅ em função do produto $k_1.t$.
EXTRABES, Paraíba - Brasil.

- Sistema XVII, Experimento 1 —————
- Sistema XVII, Experimento 2 —————

Capítulo 5

CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos durante a fase de monitoração de rotina da série de lagoas estudada nesta pesquisa, permitiu concluir que:

a) a série apresentou um excelente desempenho tanto na remoção de matéria orgânica (95,0% de DBO₅ e 82,1% de DQO) quanto na de coliformes fecais (99,9997%). No efluente final a concentração média de matéria orgânica em termos de DBO₅ (12mg/l) foi menor que os limites comumente exigidos para o lançamento em corpos receptores (Bartone, 1986) e a de coliformes fecais (107CF/100ml), menor que o padrão da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989), para irrigação irrestrita;

b) as reduzidas concentrações médias de DBO₅ (12mg/l), sólidos suspensos (28mg/l) e coliformes fecais (255CF/100ml), determinadas no efluente da lagoa de maturação M29, todos abaixo dos padrões estabelecidos para lançamento em corpos receptores e utilização na agricultura e aquicultura (Bartone, 1986; WHO, 1989; Mara *et al.*, 1992), sugerem a eliminação das três últimas lagoas (M30, M31 e M32), em benefício da redução do tempo de detenção hidráulica total de 28,5 para 24 dias e da redução da área ocupada pelo sistema em cerca de 32%;

c) o aumento do tempo de detenção hidráulica total não implica, necessariamente, em melhoria na qualidade do efluente final. Comparando os resultados obtidos nesta pesquisa (28,5d) com os do Experimento 1 (19d), desta mesma série, foi possível observar que o significativo acréscimo no tempo de detenção hidráulica total, não se refletiu num aumento correspondente de desempenho;

d) as comparações feitas com as áreas à meia profundidade requeridas para os níveis de remoção de coliformes fecais previamente selecionados (99,99; 99,999 e 99,9999%), mostraram que o uso de séries de lagoas com a configuração do sistema pesquisado, pode ser considerada como uma alternativa que possibilita menor ocupação de terreno, no tratamento de esgotos sob condições similares àquelas estudadas em regiões de clima tropical;

e) apesar de ter sido submetida a uma carga orgânica ($\lambda_s = 460 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.d}$ ou $\lambda_v = 31 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3.\text{d}$) típica de lagoas facultativas, a lagoa F26 pode ter funcionado durante parte do ciclo diário, como uma lagoa anaeróbia, tendo apresentado, inclusive, baixa concentração média de oxigênio dissolvido ($0,4 \text{ mg/l}$) e alta concentração média de coliformes fecais ($3,88 \times 10^6 \text{ CF}/100 \text{ ml}$);

f) o bom desempenho da lagoa anaeróbia, constatado através da remoção de matéria orgânica (61,7% de DBO_5 e 53,9% de DQO), sólidos suspensos (75,2%) e coliformes fecais (74,0%), recomenda a sua inclusão no projeto de séries de lagoas;

g) em regiões de clima tropical e sub-tropical de países em desenvolvimento como no caso do nordeste do Brasil, onde predominam a escassez de recursos hídricos e financeiros, onde falta alimento para grande parte da população, efluentes de sistemas de lagoas de estabilização podem ser usados tanto na agricultura como na aquicultura. Além de solucionar o problema da disposição final de águas residuárias, possibilita o aumento da oferta de alimento a um custo mais acessível para a população carente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th edition. Washington: American Public Health Association.
- Araújo, A. L. C. (1993). *Comportamento de Formas de Fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização, em Escala-piloto, sob Diferentes Configurações, Tratando Esgotos Domésticos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.
- Arthur, J. P. (1983). *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*. Urban Development Department. Technical Paper number 6. Washington: The World Bank.
- Bartone, C. R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents. *Anales del Seminario Regional de Investigacion sobre Lagunas de Estabilization*. CEPIS, Lima, Peru, 3r-7yh march.
- Back, J. F. (1986). *Caracterização de Sistemas de Lagoas de Estabilização Profundas — Lagoas em Série*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina grande.
- Benefield, L. D. and Randall, C. N. (1980). *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice-Hall, Inc.
- Branco, S. M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*. 3a. edição, São Paulo: Cetesb/Ascetesb.
- Ceballos, B. S. O. (1990). Microbiologia sanitária. In: *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos*. (Ed. S. R. Mendonça). João Pessoa: Editora UFPB, pp. 89-150.
- da Silva, J. L. B. (1992). *Estudo Sobre a Remoção de Fósforo em uma Série Longa de Dez Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos em Região de Clima Tropical*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.
- de Oliveira, R. (1990). *The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U.K.

- de Oliveira, R. (1993). *Avaliação do Desempenho de uma Série Longa de Lagoas de Estabilização Tratando Esgoto Doméstico*. Relatório técnico para o CNPq.
- de Oliveira, R.; Silva, S. A.; Araújo, A. L. C.; Soares, J.; Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1995). The performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brazil. *Third IAWQ WSP Conference*. João Pessoa, Brazil, 26-31 march.
- Ellis, K. V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*, 13 (2), pp. 69-102.
- Gloyna, E. F. (1976). Facultative waste stabilization pond design. In: *Ponds as a Wastewater Treatment Alternative*. (Ed. E. F. Gloyna, J. F. Malina Jr. and E. M. Davis). Austin; Center for Research in Water Resources, pp. 143-157.
- Gloyna, E. F. and Tischler, L. F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 53(11), pp. 1559-1563.
- James, A. (1987). An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 19 (12), pp. 213-218.
- Jones, J. G. (1979). *A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Water*. Ambleside: Freshwater Biological Association-Scientific Publication (39).
- König, A (1984). *Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds*. Ph. D. Thesis, University of Liverpool, UK.
- König, A. (1990). Biologia das lagoas: algas. In: *Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos*. (Ed. S. R. Mendonça). João Pessoa: Editora UFPB, pp. 57-88.
- Lumbers, J. P. (1979). Waste stabilization ponds: design considerations and methods. *The Public Health Engineer*, 7(2), pp. 70-78.
- Malina Jr., J. F. and Rios, R. A. (1976). Anaerobic ponds. In: *Ponds as a Wastewater Treatment Alternative* (Ed. E. F. Gloyna, J. F. Malina Jr. and E. M. Davis). Austin; Center for Research in Water Resources, pp. 131-141.
- Malina Jr., J. F. and Yousef, Y. A. (1962). The fate of coliform organisms in waste stabilization ponds. In: *17th Annual Purdue Industrial Waste Conference*. Purdue University, Lafayette, Indiana, pp. 1432-1442.

- Mara, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Mara, D. D. (1988). Waste stabilization ponds: the production of high quality effluents for crop irrigation. In: *Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation*. (Ed. M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 87-92.
- Mara, D. D.; Alabaster, G. P.; Pearson, H. W. and Mills, S. W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: a Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England.
- Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1986). Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: *Biotechnology — a Comprehensive Treatise*. Vol. 8, Chapter 4. (Ed. H. J. Rehn and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp177-206.
- Mara, D. D.; Pearson, H. W. and Silva, S. A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-cost urban applications. *Water*. Vol. 6, no. 7, pp. 20-24.
- Mara, D. D. and Silva, S. A. (1979). Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in northeast Brazil. *Progress in Water Technology*. Vol. 11. Nos. 1/2, pp. 341-344.
- Marais, G. v. R. (1970). Dynamic behavior of oxidation ponds. In: *Proceedings of the Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons*. (Edited by Ross E. McKinney). Kansas City.
- Marais, G. v. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, 100 (EE1), pp. 119-139.
- McKinney, R. E. (1976). Functional characteristics unique to ponds. In: *Ponds as a Wastewater Treatment Alternative*. Vol. IX (Ed. Gloyna, Ernest F.; Joseph F. and Davis, M.). Austin; Center for Research in Water Resources, pp.317-325.
- Metcalf & Eddy. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. Third edition. McGraw-Hill Book Company, Singapore.
- Middlebrooks, E. J.; Middlebrooks, C. H.; Reynolds, J. H.; Watters, G. Z.; Reed, S. C. and George, D. B. (1982). *Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading*. New York: Macmillan Publishing Co. Inc.

- Moeller, J. R. and Calkins, J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 52(10), pp. 2442-2451.
- Oragui, J. I.; Curtis, T. P.; Silva, S. A. and Mara, D. D. (1987). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*. Vol. 19 (3/4), pp. 569-573.
- Oswald, W. J. (1968). Advances in anaerobic pond system design. In: *Advances in Water Quality Improvement*. Edited by E. F. Gloyna and W. W. Eckenfelder, pp. 409-426. Austin; University of Texas.
- Parker, C. D. (1979). Biological mechanisms in lagoons. *Water Technology*, 11 (4/5), pp. 71-85.
- Pearson, H. W. (1987). Algae associated with sewage treatment. In: *Microbial Technology in the Developing World*. (Ed. E. J. da Silva; Y. R. Dommergues; E. J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, pp. 260-288.
- Pearson, H. W.; Mara, D. D. and Mills, S. W. (1987). Rationalizing waste stabilization pond design: the biological factor. *Water Science and Technology*. Vol. 19 (12).
- Pescod, M. B. and Mara, D. D. (1988). Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds. In: *Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation*. (Ed. M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 93-115.
- Polprasert, C.; Dissanayake, M. G. and Thanh, N. C. (1983). Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 55 (3), pp. 285-296.
- Ramani, R. (1976). Design criteria for polishing ponds. In: *Ponds as a Wastewater Treatment Alternative*. (Ed. E. F. Gloyna; J. F. Malina Jr. and E. M. Davis). Austin; Center for Research in Water Resources, pp. 159-170.
- Sawyer, C. N. and McCarty, P. L. (1978). *Chemistry for Environmental Engineering*. 3rd edition. Singapore: McGraw-Hill Book Company.
- Silva, S. A. (1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Dundee, U.K.
- Silva, S. A.; de Oliveira, R. e Mara, D. D. (1992). Avaliação preliminar do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no

nordeste do Brasil. *XXIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*. La Habana, Cuba, 22-28 de noviembre de 1992.

- Silva, S. A. e Mara, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias — Lagoas de Estabilização*. Rio de Janeiro: ABES.
- Silva, S. A.; Mara, D. D. and de Oliveira, R. (1987). The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19 (12), pp. 61-64.
- Soares, J. (1985). *Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização Profundas em Série*. Dissertação de Mestrado, Universidade federal da Paraíba, Campina Grande.
- Sokal, R. R. and Rohlf, F. J. (1981). *Biometry — the Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2nd edition, San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- van Haandel, A. C. (1993). *Comportamento do Sistema de Lodo Ativado em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande: apostilha para o curso de mestrado.
- WHO (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.