

ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO NA REMOÇÃO
DE COLIFORMES FECAIS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PROFUNDAS EM SÉRIE

WELLINGTON DE OLIVEIRA FARIAS

ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO NA REMOÇÃO
DE COLIFORMES FECAIS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PROFUNDAS EM SÉRIE

Dissertação apresentada ao
Curso de Mestrado em Engenharia Ci-
vil da Universidade Federal da Pa-
raíba, em cumprimento às exigên-
cias para obtenção do grau de Mês-
tre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORES: Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA
Prof. RUI DE OLIVEIRA

CAMPINA GRANDE - PB

1989



F224e Farias, Wellington de Oliveira
Estudo da influencia do tempo de detencao na remocao de coliformes fecais em lagoas de estabilizacao profundas em serie / Wellington de Oliveira Farias. - Campina Grande, 1989.
66f. : il.

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

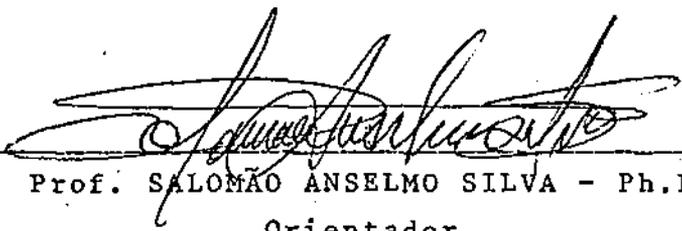
1. Esgotos - Tratamento 2. Lagoas de Estabilizacao 3. Engenharia Sanitaria 4. Dissertacao I. Silva, Salomao Anselmo, Ph.D. II. Oliveira, Rui de, M.Sc. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB). IV. Título

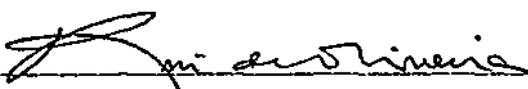
CDU 628.32(043)

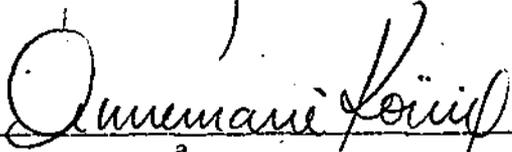
ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO NA REMOÇÃO
DE COLIFORMES FECAIS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PROFUNDAS EM SÉRIE

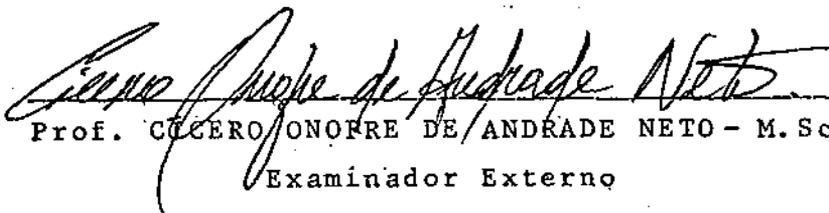
WELLINGTON DE OLIVEIRA FARIAS

COMISSÃO EXAMINADORA:


Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA - Ph.D
Orientador


Prof. RUI DE OLIVEIRA - M.Sc
Orientador


Prof.ª ANNEMARIE KONIG - Ph.D
Examinador Interno


Prof. CÍCERO JONOFRE DE ANDRADE NETO - M.Sc
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB.

1989

AGRADECIMENTOS

Aos Professores Salomão Anselmo Silva e Rui de Oliveira pela orientação deste trabalho.

Ao Professor Francisco Antonio Moraes de Souza, pela colaboração no tratamento estatístico de dados.

À Professora Annemarie König pelas colaborações.

À equipe da EXTRABES, pelo apoio nos trabalhos de cam
po.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES pelo su
porte financeiro:

- Universidade Federal da Paraíba
- Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA
- Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SU
DENE
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e
Tecnológico - CNPq
- Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP
- Fundo de Incentivo a Pesquisa Técnico-Científica -
FIIPEC - Banco do Brasil S.A.
- Programa de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
para o Nordeste - PDCT/NE.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo geral, avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica na remoção de coliformes fecais em uma série de lagoas de estabilização profundas, em escala piloto, tratando esgoto doméstico. O sistema experimental, localizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) na cidade de Campina Grande, Paraíba, Brasil ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ O), era constituído de 5 reatores: uma lagoa anaeróbia (A_7), seguida de uma lagoa facultativa (F_9) e três lagoas de maturação (M_7 , M_8 e M_9).

Para atender ao objetivo da pesquisa foram realizados 2 experimentos. No primeiro deles, de janeiro a dezembro de 1986, o sistema de lagoas funcionou com um tempo de detenção de 25 dias. O segundo experimento foi realizado de janeiro a dezembro de 1987 e a série de lagoas tinha um tempo de detenção total de 40 dias.

A metodologia da pesquisa consistiu na coleta de amostras do esgoto bruto e dos efluentes de todos os reatores da série, sendo determinados os seguintes parâmetros: coliformes fecais, clorofila a, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), pH e temperatura.

O valor médio da carga orgânica superficial aplicada ao 1º reator da série foi de 752 kg DBO_5 /ha.d; para o expe

rimento I, e de 344 kg DBO₅/ha.d, para o experimento II.

No que diz respeito aos valores médios da temperatura dos efluentes das lagoas, foi verificado que os mesmos situaram-se em torno de 25,0°C (experimento I) e 26,0°C (experimento II).

Os resultados mostraram que o aumento no tempo de detenção provocou uma melhoria na capacidade do sistema em remover bactérias fecais. Houve uma percentagem de redução de coliformes fecais de 99,9752 no experimento I, o que correspondeu a uma concentração de 3200 CF/100 ml no efluente da série. Já no experimento II, a redução destas bactérias foi de 99,9993% o que proporcionou uma concentração de 75 CF/100 ml no efluente final.

Com relação às constantes de 1ª ordem para remoção de coliformes fecais (K_p), foi observado que os últimos reatores da série (M_7 , M_8 e M_9) apresentaram valores mais elevados no experimento II, sendo esta elevação mais significativa para os reatores M_8 e M_9 . Comparando-se, ainda, os 2 experimentos, foi verificado que estas constantes não apresentaram diferenças acentuadas em relação às lagoas A_7 e F_9 .

ABSTRACT

This study investigated the influence of hydraulic retention time on faecal coliform removal in waste stabilization ponds. The experimental system was located at EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários) - Campina Grande - Pb - Northeast Brazil ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ W), comprising a pilot scale series of 5 ponds: an anaerobic (A_7) followed by a facultative pond (F_9) and three maturation ponds (M_7 to M_9).

Two hydraulic retention times were used, 25 days (January - December 1986) and 40 days (January - December 1987) which corresponded to mean volumetric loadings on the first pond of the series of 34 and 16 g BOD_5/m^3 .day respectively. These represented equivalent areal loadings of 752 and 344 Kg BOD_5/ha .day.

Samples of raw sewage and effluent from all the ponds were measured for faecal coliforms, chlorophyll a, BOD_5 , and temperature.

Mean effluent temperature values of $25^{\circ}C$ and $26^{\circ}C$ were obtained for the two retention times respectively.

Increasing the retention time from 25 to 40 days increased faecal coliform removal from 99,9752% to 99,9993% corresponding to final effluent values of 3200 FC/100 ml and

75 FC/100 ml.

The first order removal coefficient for faecal coliform (K_b) was 1.30 in the final maturation pond when the hydraulic retention time was 25 days and 3.06 at a retention time of 40 days.

ÍNDICE

	Página
1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 - Lagoas de Estabilização	5
2.1.1 - Tipos de lagoas de estabilização	6
2.1.1.1 - Lagoas anaeróbias	6
2.1.1.2 - Lagoas facultativas	7
2.1.1.3 - Lagoas de maturação	8
2.1.2 - Lagoas de estabilização em série	10
2.2 - Qualidade Bacteriológica das Águas Superfi ciais	12
2.3 - O Uso de Indicadores Bacteriológicos no Moni toramento de Sistemas de Tratamento de Esgo tos	16
2.4 - As Relações dos Coliformes com o Ambiente ...	17
2.4.1 - Sobrevivência dos coliformes fecais no solo	18
2.4.2 - Sobrevivência dos coliformes fecais nas águas superficiais	19
2.4.3 - Sobrevivência dos coliformes fecais em lagoas de estabilização	20
3 - CONSIDERAÇÕES SOBRE DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES.	23
3.1 - Introdução	23
3.2 - Distribuição dos Resultados	24

3.3 - Definição de um Valor Médio para a Distribuição Lognormal	27
4 - MATERIAIS E MÉTODOS	29
4.1 - Descrição do Sistema Experimental	29
4.2 - Alimentação das Lagoas	29
4.3 - Metodologia da Pesquisa	30
4.3.1 - Procedimentos analíticos	31
4.3.1.1 - Coliformes fecais	31
4.3.1.2 - Temperatura	31
4.3.1.3 - pH	31
4.3.1.4 - Clorofila <u>a</u>	32
4.3.1.5 - DBO ₅	32
5 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	37
5.1 - Verificação da Distribuição de Probabilidade para os Coliformes Fecais, Clorofila <u>a</u> e DBO ₅	37
5.2 - Apresentação dos Resultados	39
5.3 - Cálculo das Cargas Orgânicas Superficiais (λ_s)	40
5.4 - Cálculo das Constantes de 1 ^a Ordem de Velocidade de Remoção de Coliformes Fecais (K_b)	41
5.5 - Cálculo das Eficiências de Remoção de Coliformes Fecais	42
5.6 - Análise dos Resultados do Experimento I	44
5.7 - Análise dos Resultados do Experimento II	45
5.8 - Verificação do Modelo Cinético de Marais (1974) para a Redução de Coliformes Fecais	46
6 - DISCUSSÃO	54
7 - CONCLUSÕES	60

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 62

1 - INTRODUÇÃO

O lançamento de esgotos em corpos receptores, assim como a reutilização dos mesmos em atividades bastante diversificadas tais como irrigação, aquacultura, etc., são aspectos extremamente importantes quando são considerados os perigos que podem trazer para a saúde, já que tais resíduos líquidos são fontes de uma grande variedade de microrganismos patogênicos.

Os possíveis riscos à saúde, decorrentes dessas atividades, poderão ser satisfatoriamente minimizados com o emprego do tratamento das águas residuárias. No entanto, em muitos casos, há a possibilidade de que o tratamento se torne impraticável em virtude de restrições econômicas.

Embora inúmeras soluções sejam apresentadas objetivando o tratamento das águas residuárias, a utilização de lagoas de estabilização propicia, além de uma redução considerável nos gastos para a sua implementação, uma grande eficiência na tarefa de remoção dos microrganismos patogênicos.

Os longos tempos de detenção normalmente empregados nas lagoas de estabilização, em comparação com outras tecnologias de tratamento de esgotos, condicionam um ambiente extremamente desfavorável à sobrevivência de organismos entéricos.

Os coliformes fecais são bactérias que habitam comumente o intestino do homem e de animais de sangue quente, sendo

eliminados em grande número nas fezes dos mesmos. Em virtude destes microrganismos terem origem exclusivamente fecal, eles se constituem em valioso indicador deste tipo de poluição, e portanto, num índice significativo da provável presença de patógenos no meio aquático. Os números dessas bactérias são comumente utilizados como parâmetro para o cálculo da eficiência de remoção de microrganismos patogênicos em lagoas de estabilização. Portanto, através desse parâmetro, o perigo potencial da reutilização de efluentes, como também da descarga em corpos receptores, poderá ser avaliado. Para isto, a Organização Mundial da Saúde (OMS) preconiza determinados padrões bacteriológicos. Quando os efluentes de sistemas de tratamento se destinam à utilização na irrigação irrestrita, por exemplo, a concentração de coliformes fecais deve ser de, no máximo, 100 CF/100 ml (Pescod, 1986).

Além do fator tempo, os mecanismos de remoção de coliformes fecais, em lagoas de estabilização, estão relacionados com uma série de condições desfavoráveis à sobrevivência destes microrganismos. Dentre estes fatores podemos citar os elevados níveis de pH, altas concentrações de oxigênio dissolvido, diminuição do teor de nutrientes, presença de substâncias tóxicas produzidas por algas, o efeito bactericida da luz solar, a temperatura, a ação de predadores e possivelmente a remoção física por adsorção de partículas e conseqüente sedimentação.

O modelo cinético, utilizado neste trabalho, para interpretar o decaimento bacteriano ao longo da série de lagoas

foi o modelo proposto por Marais (1974) baseado em uma cinética de 1ª ordem e supondo cada reator funcionando com carga totalmente dispersa. Portanto, a equação apropriada para descrever a redução de bactérias fecais em uma lagoa de estabilização é:

$$N_e = \frac{N_i}{1 + K_b \cdot t} \quad (1.1)$$

onde N_e e N_i são os números de coliformes fecais por 100 ml do efluente e afluente respectivamente, t é o tempo de detenção hidráulica em dias e K_b é o coeficiente, de 1ª ordem, de velocidade de remoção de coliformes fecais em dia⁻¹.

A constante K_b é característica de um determinado organismo. Quanto maior for o valor de K_b maior será a taxa de remoção deste organismo. A determinação do valor de K_b é importante tendo em vista que o mesmo se constitui num parâmetro básico para projetos de lagoas de estabilização..

Embora o modelo cinético de mistura completa, proposto, não seja o que corresponde às características reais do escoamento hidráulico dos reatores, tal modelo apresenta uma simplicidade no que diz respeito à determinação da constante K_b . O referido modelo requer apenas o conhecimento do tempo de detenção hidráulica e do número de organismos do afluente e do efluente do reator. Ao contrário, o regime hidráulico com carga parcialmente dispersa é o que representa as condições reais de funcionamento. No entanto, a expressão matemática obtida desta condição e da cinética de 1ª ordem (Mara, 1976), é complexa em sua aplicação prática além da determina

ção do número de dispersão sofrer inúmeras flutuações.

Tendo em vista que a condição de mistura completa em um reator é a que fornece a situação mais desfavorável em relação à eficiência de remoção de coliformes fecais, a suposição de carga completamente dispersa para o desenvolvimento do modelo em questão faz com que o sistema funcione em favor da segurança, já que o regime hidráulico de mistura parcial representa o seu verdadeiro comportamento.

Devido à grande importância do fator tempo em condicionar um ambiente adverso à sobrevivência de organismos entéricos, o presente trabalho teve a preocupação de avaliar como o desempenho de uma série de lagoas de estabilização, em termos de remoção de coliformes fecais, foi afetado pelo aumento do tempo de detenção hidráulica. O sistema experimental investigado era constituído por lagoas profundas as quais têm sido objeto de uma ampla pesquisa realizada na EXTRABES, a partir de 1985 (Back, 1986; Guimarães, 1986; Andrade, 1987; Ferrei¹ra, 1988; Sousa, 1988), com o objetivo de economizar área em projetos de sistemas de lagoas. Além da avaliação do desempenho do sistema, o trabalho também se preocupou em contribuir para a obtenção de parâmetros básicos utilizados em projetos de lagoas de estabilização em série.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são normalmente definidas como grandes reservatórios de pequena profundidade delimitados por taludes de terra, onde o material orgânico presente nas águas residuárias é estabilizado por processos biológicos. Nestes processos estão envolvidos dois principais grupos de microrganismos - as algas e as bactérias. Além da remoção do material orgânico, também é observado nas lagoas um decaimento na população dos microrganismos patogênicos.

O uso de lagoas de estabilização no tratamento de resíduos líquidos, apresenta inúmeras vantagens quando comparado com outros processos de tratamento. Dentre as vantagens, citadas por Silva e Mara (1979), podem ser enumeradas como as principais:

- 1) Obtenção de qualquer grau de purificação desejado com um mínimo de manutenção e de pessoal especializado.
- 2) É a forma mais econômica para o tratamento de águas residuárias.
- 3) A remoção de microrganismos patogênicos é muitas vezes maior que nos demais processos de tratamento.

- 4) Suportam variações de carga orgânica e hidráulica.
- 5) São capazes de tratar diferentes tipos de águas residuárias.

Um dos principais inconvenientes do uso de lagoas é a necessidade de ocupação de áreas relativamente grandes. Desta forma, a adoção de sistemas mais profundos que os convencionalmente utilizados no tratamento das águas residuárias, contribuirá de forma significativa para a economia de terra.

2.1.1 - Tipos de lagoas de estabilização

A classificação das lagoas de estabilização é geralmente feita em função da predominância do tipo de metabolismo realizado pelos microrganismos presentes no interior da massa líquida (Metcalf & Eddy, 1972). Sob esse aspecto, portanto, elas são usualmente classificadas em lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação.

2.1.1.1 - Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são caracterizadas por funcionarem com ausência completa de oxigênio dissolvido no interior da massa líquida. Portanto, tais reatores costumam receber elevadas cargas orgânicas o que proporciona o aparecimento de condições totalmente anaeróbias.

A carga orgânica volumétrica geralmente aplicada a este tipo de lagoa situa-se entre 100 e 400 g DBO₅/m³.d (Silva e Mara, 1979). Segundo observam estes autores a utilização de cargas acima de 400 g/m³.d possibilita a geração de maus odores enquanto que valores abaixo de 100 g/m³.d torna difícil a manutenção da lagoa completamente anaeróbia.

Os tempos de detenção tipicamente empregados para estes reatores estão situados na faixa de 1 a 4 dias (Cairncross e Feachem, 1983). No que se refere à profundidade, Mara e Pearson (1986) citam valores entre 2 e 5 metros.

2.1.1.2 - Lagoas facultativas

As lagoas facultativas possuem esta denominação em virtude do fato de que tanto condições aeróbias como anaeróbias coexistem no interior do reator. O esgoto afluyente, ao sedimentar, forma uma camada de lodo, no fundo da lagoa, que é degradada sob condições anaeróbias. As camadas superiores, no entanto, possuem oxigênio dissolvido em quantidades suficientes para a oxidação aeróbia do material orgânico.

O fornecimento do oxigênio dissolvido é feito principalmente pelo processo de fotossíntese das algas sendo que uma pequena parcela é resultante da solubilização do oxigênio do ar atmosférico. Simultaneamente ao processo de fotossíntese, a oxidação bacteriana libera dióxido de carbono (CO₂) o qual é incorporado pelas algas na síntese do material celular.

Neste tipo de lagoa, portanto, é observada uma relação de sim
biose entre as algas e as bactérias (Mara, 1976).

As lagoas facultativas normalmente podem receber esgo
to bruto (lagoas facultativas primárias) ou o efluente de uma
unidade de tratamento preliminar (lagoas facultativas secundá
rias) (Mara e Pearson, 1986).

2.1.1.3 - Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são geralmente utilizadas após
as lagoas facultativas e a sua principal função está na remo
ção de microrganismos patogênicos embora seja verificada, tam
bém, uma redução adicional de DBO_5 (Mara e Pearson, 1986).

Como observa Mara (1976) a medida da eficiência de re
moção de patógenos em uma lagoa de maturação é comumente ava
liada pela remoção de coliformes fecais, sendo este o crité
rio principal a ser considerado nos projetos de tais reatores
(Silva, 1982).
X

Sob este aspecto, portanto, existem modelos cinéticos
utilizados para interpretar o decaimento de coliformes fecais
em lagoas de estabilização. Um desses modelos é proposto por
Marais (1974) que se baseia em uma cinética de 1ª ordem e su
põe que os reatores funcionam em condições de carga totalmen
te dispersa. A equação resultante destas condições é apresen
tada a seguir:

$$N_e = N_i / (1 + K_b \cdot t) \quad (2.1)$$

onde:

N_e = número de coliformes fecais/100 ml do efluente

N_i = número de coliformes fecais/100 ml do afluente

t = tempo de detenção hidráulica (d)

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

Para uma série de n lagoas:

$$N_e = N_i / (1 + K_b \cdot t_1) (1 + K_b \cdot t_2) \dots (1 + K_b \cdot t_n) \quad (2.2)$$

Marais (1974) estabelece que o valor de K_b é sensível com a variação da temperatura, apresentando a seguinte correlação:

$$K_b(t) = 2,6 (1,19)^{T-20} \quad (2.3)$$

onde:

$K_b(t)$ é o valor de K_b a T °C.

Feachem et alii (1983) citam que uma outra análise com o objetivo de verificar o decaimento bacteriano, foi efetuada por Dissanayake (1980). O coeficiente constante de 1ª ordem (K_b) encontrado por este autor, pode ser apresentado pela equação de regressão linear múltipla descrita abaixo:

$$\exp(K_b) = 0,7716(1,0281)^T (1,0016)^{C_s} (0,9990)^{\lambda_s} \quad (2.4)$$

onde:

T = temperatura

C_s = concentração de algas

λ_s = carga orgânica superficial

Acrescentam, também, que Dissanayake (1980) ao utilizar esta expressão com o modelo cinético de 1ª ordem de Wehner-Wilhelm (1956) para reatores com fluxo parcialmente disperso, obteve resultados satisfatórios na previsão da remoção de coliformes fecais em lagoas funcionando em escala real.

No entanto, algumas restrições são feitas ao uso do referido modelo. Uma delas questiona a viabilidade da aplicação generalizada de suas constantes de regressão (Feachem et alii, 1983). Os mesmos autores admitem que o modelo cinético proposto por Marais (1974) se constitui em uma opção prática mais viável para projetos de lagoas mesmo que o único fator ambiental a ser considerado na remoção de bactérias fecais seja a temperatura. Mas observam que os futuros projetos de lagoas deverão incluir o efeito de outras variáveis tais como biomassa de algas e carga orgânica.

2.1.2 - Lagoas de estabilização em série

A utilização de um sistema de lagoas de estabilização em série para o tratamento de águas residuárias tem como principal objetivo a melhoria na qualidade do efluente final.

Como observa Marais (1974) o efluente de uma série de lagoas apresenta qualidade superior ao de uma única lagoa com

área equivalente à do sistema em série. Isto é explicado pelo fato de que apesar do regime hidráulico em lagoas individuais ter características mais próximas de um escoamento com carga completamente dispersa, ao invés de carga não dispersa, o desempenho, de uma forma global, do sistema de lagoas, se aproxima de um único reator que possui um regime com carga não dispersa (Silva e Mara, 1979).

A eficiência maior apresentada pelo regime hidráulico com carga não dispersa se dá em virtude de que o material orgânico afluyente ao reator não mantém contato imediato com toda a massa líquida e, assim, a probabilidade de parte deste material deixar o reator sem sofrer decomposição é bastante reduzida.

Feachem et alii (1983) destacam o fato de que as lagoas de estabilização são bastante eficientes na remoção de microrganismos patogênicos e que particularmente os sistemas de lagoas em série apresentam uma clara vantagem sobre as tecnologias convencionais de tratamento de esgoto.

Sob este mesmo aspecto Silva e Mara (1979) afirmam que a construção de uma única lagoa para tratamento de águas residuárias é considerado como um erro grosseiro de engenharia, tendo em vista que as lagoas de maturação apresentam uma importância significativa, em uma série, por serem responsáveis pela remoção dos organismos patogênicos. Recomendam ainda que quando o objetivo é a utilização do efluente final na irrigação irrestrita, o tratamento mínimo necessário deve compreender um sistema composto por uma lagoa anaeróbia, uma faculta

tiva e três, ou mais, de maturação, cada uma apresentando um tempo de detenção de 5 dias.

Um outro aspecto também importante, em sistemas de lagoas em série, refere-se ao emprego de um reator anaeróbio de pré-tratamento. A utilização deste reator torna-se importante no que diz respeito à economia de área. Marais, citado por Silva e Mara (1979), afirma que "o pré-tratamento anaeróbio é tão vantajoso que a 1^a consideração em um projeto de um sistema de lagoas de estabilização em série deve sempre levar em conta a possibilidade de sua inclusão".

2.2 - Qualidade Bacteriológica das Águas Superficiais

X Dentre os possíveis agentes poluidores que afetam a qualidade dos mananciais de superfície, a introdução de despejos contendo dejetos humanos é, sem dúvida, um dos fatores que pode comprometê-lo significativamente sob o ponto de vista bacteriológico. Estes dejetos são fontes de uma grande quantidade e variedade de microrganismos sendo que os de maior interesse sanitário são aqueles causadores de doenças, como alguns vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

Inúmeras moléstias associadas a estes patógenos são frequentemente veiculadas pelas águas superficiais que recebem matéria fecal. Desta forma é imprescindível o controle bacteriológico destas águas como também do próprio despejo lançado nas mesmas, para que se avalie o perigo potencial de

sua descarga no corpo receptor.

Com a finalidade de se obter este controle, Hammer (1979) observa que a avaliação da qualidade bacteriológica utilizando-se, por exemplo, a identificação de bactérias patogênicas em amostras de águas, pode ser considerada, a princípio, um método viável. No entanto, uma análise mais profunda revela que este tipo de técnica apresenta inúmeras limitações que dificultam a sua aplicação. O autor salienta que as análises de laboratório para bactérias patogênicas são de difícil execução e geralmente não são quantitativamente reproduzíveis.

Branco (1978) também afirma que apesar dos microrganismos patogênicos constituírem um indício seguro de contaminação, quando presentes na água, não são de grande valor para o sanitarista em virtude de alguns inconvenientes que os mesmos apresentam. Dentre estes obstáculos o autor cita a curta sobrevivência dos organismos fora do trato intestinal, a dificuldade dos processos para sua identificação além do aparecimento em números geralmente baixos.

Tendo em vista os inconvenientes apresentados na manipulação direta dos organismos patogênicos Cairncross e Feachem (1983) destacam o fato de que a qualidade microbiológica das águas é geralmente expressa em termos da concentração e frequência de ocorrência de algumas espécies particulares de bactérias. Deseja-se que tais bactérias sejam habitantes normais do intestino do homem e de animais de sangue quente pois, assim, a detecção destes microrganismos apresenta um valor significativo quanto à indicação da presença de poluição de origem fecal e,

portanto, da provável existência de patógenos no meio aquático.

As bactérias utilizadas com este objetivo são usualmente denominadas de organismos indicadores e segundo Feachem et alli (1983) eles possuem a maioria das seguintes características:

- 1) Estão presentes juntamente com os patógenos
- 2) Possuem habitat exclusivamente intestinal sendo, portanto, de origem fecal
- 3) Ocorrem em número mais elevado que os patógenos
- 4) São fáceis de detectar e quantificar
- 5) São igualmente ou mais resistentes que os patógenos, fora do trato intestinal
- 6) Não são patogênicos.

Os microrganismos mais comumente utilizados como indicadores são as bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes. Tais microrganismos não são normalmente causadores de moléstias, apresentam a característica de ser, em geral, mais resistentes que os patógenos no ambiente externo além de ser eliminados em grande número nas fezes do homem e de animais de sangue quente (Branco, 1978).

A divisão do grupo dos coliformes é normalmente estabelecida em coliformes fecais e coliformes não fecais e segundo Pescod (1986) neste primeiro grupo o organismo predominante é

a Escherichia coli. Em virtude deste fato, muitas vezes os coliformes fecais são mencionados como E. coli.

Este mesmo autor afirma que algumas bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes não fecais são capazes de sobreviver e reproduzir-se fora do organismo humano e especialmente em climas quentes. Desta forma, a determinação dos mesmos em águas superficiais não implica necessariamente em uma contaminação de origem fecal. Como observam Feachem et alii (1983) os coliformes fecais são de origem exclusivamente fecal e justamente por possuírem tal característica os mesmos se constituem em um valioso indicador de contaminação.

A presença de coliformes fecais revela, desta forma, um perigo potencial. No entanto, Branco (1978) adverte para o fato de que o seu significado como índice de contaminação torna-se mais relevante quando é conhecida a relação de proporção entre eles e as bactérias patogênicas presentes nas águas residuárias.

Existem outras bactérias intestinais não patogênicas que podem constituir indício da presença de dejetos humanos no meio aquático. Dentre estes microrganismos podem ser citados os estreptococos fecais. Com relação às suas características como indicador Branco (1978) cita que várias objeções têm sido feitas. O autor salienta, por exemplo, que os estreptococos fecais estão presentes no ambiente intestinal em um número reduzido e isto, portanto, torna estatisticamente menos provável a sua detecção. Sob outro aspecto observa que os métodos utilizados na identificação dos estreptococos fecais não

são mais sensíveis do que os utilizados para os coliformes fecais.

Dentre os indicadores bacteriológicos, de contaminação, utilizados a nível mundial, não existe um microrganismo que apresente características ideais para esta tarefa. No entanto, considerando as várias particularidades destes microrganismos indicadores, verifica-se que o grupo dos coliformes fecais é o que mais satisfatoriamente atende às exigências de um bom indicador de poluição por matéria fecal.

2.3 - O Uso de Indicadores Bacteriológicos no Monitoramento de Sistemas de Tratamento de Esgotos

Cairncross e Feachem (1983) observam o fato de que muitos projetos de estações de tratamento de águas residuárias são comumente desenvolvidos com base na remoção de determinados parâmetros físicos e químicos, tais como a remoção de sólidos em suspensão e da demanda bioquímica de oxigênio. No entanto, quando se deseja que o efluente das estações de tratamento seja utilizado na irrigação, por exemplo, ou que estes efluentes sejam descarregados em mananciais os quais são fontes importantes de água potável, para uma população, é imprescindível que o desenvolvimento de tais projetos tenha como objetivo a remoção de microrganismos patogênicos.

Sob este aspecto é necessário que haja um constante monitoramento do sistema de tratamento para que se possa acompa

nhar o seu desempenho na eficiência de remoção destes microrganismos causadores de doenças. Desta forma, alguns testes de fácil manipulação devem ser escolhidos para a avaliação do desempenho de tais sistemas.

Com este objetivo Pescod (1986) destaca que a contagem dos coliformes fecais é o teste mais satisfatório quando se pretende o monitoramento. De uma forma mais específica, ou seja, considerando o tratamento em lagoas de estabilização, Mara e Pearson (1987) também afirmam que o decaimento de bactérias patogênicas em sistemas de lagoas é comumente avaliado pela redução do número de coliformes fecais. Marais (1974) ao propor o seu modelo cinético de 1ª ordem para interpretação da redução bacteriana em lagoas de estabilização faz referência aos coliformes fecais como parâmetro utilizado na avaliação da eficiência destes reatores. Silva e Mara (1979) também observam que a eficiência das lagoas de maturação na remoção de microrganismos patogênicos é comumente avaliada com base na remoção de coliformes fecais.

A contagem de outros microrganismos também pode ser utilizada na observação do desempenho de um sistema de tratamento. Como cita Pescod (1986) a enumeração de estreptococos fecais em efluentes se constitui em procedimento de rotina podendo, assim, ser utilizada em programas de monitoramento.

2.4 - As Relações dos Coliformes com o Ambiente.

Os coliformes fecais, como observado anteriormente,

são microrganismos eliminados em grande número pelas fezes do homem e de todos os animais de sangue quente. Desta forma, torna-se evidente que a presença destes microrganismos no meio ambiente é detectada sempre que a vida animal esteja presente. No entanto, a eliminação destas bactérias entéricas faz com que as mesmas encontrem determinadas condições ambientais adversas à sua sobrevivência e mesmo que o ambiente seja aquático ou terrestre, inúmeros fatores contribuem para o seu decaimento.

2.4.1 - Sobrevivência dos coliformes fecais no solo

Feachem et alli (1983) destacam que a disponibilidade de nutrientes é sem dúvida um dos fatores que afetam de modo significativo o tempo de sobrevivência dos coliformes fecais no solo, como também a sua capacidade de desenvolvimento. Observam que, sob determinadas condições, existe a possibilidade de a concentração destes microrganismos sofrer um aumento e que este aumento pode ser mais acentuado quando se consideram temperaturas mais elevadas.

Os autores ainda afirmam que fatores tais como umidade, sombreamento, quantidade de solo orgânico e a atividade biológica podem também exercer influências marcantes na sobrevivência das bactérias indicadoras. Como exemplo citam que os coliformes fecais podem sobreviver por muitos meses em solos úmidos e com uma temperatura moderada, enquanto que em um solo seco e as temperaturas sendo muito altas a possibilidade de

sobrevivência de tais microrganismos torna-se bem reduzida. O que ocorre, normalmente, neste último caso é a eliminação quase completa dos microrganismos num tempo aproximado de 2 semanas.

2.4.2 - Sobrevivência dos coliformes fecais nas águas superficiais

Quando o meio aquático apresenta propriedades específicas como por exemplo altas concentrações de nutrientes, temperatura moderada e uma baixa atividade microbiana, existe a possibilidade de ocorrer o desenvolvimento de bactérias indicadoras, porém a fase de crescimento é usualmente de duração limitada (Feachem et alli, 1983).

Um outro aspecto de grande importância salientado pelos mesmos autores refere-se ao fato de que o crescimento dos coliformes não fecais nos corpos de água é mais provável que o crescimento dos coliformes fecais. Estes por sua vez são mais prováveis de crescimento que os estreptococos fecais. Afirmam ainda, que as bactérias indicadoras apresentam uma probabilidade maior de crescimento do que os patógenos.

Com relação a esta última observação torna-se evidente que em situações onde é possível o crescimento de bactérias indicadoras, o uso destes microrganismos como reveladores da provável presença de patógenos, sofre uma redução nos níveis de confiabilidade.

2.4.3 - Sobrevivência dos coliformes fecais em lagoas de estabilização

Em virtude dos longos tempos de detenção, normalmente empregados nas lagoas há uma tendência para que os coliformes fecais encontrem condições bem mais adversas à sua sobrevivência do que em outros processos de tratamento de águas residuárias, tendo em vista que o fator tempo induz uma série de modificações no ambiente da lagoa que contribuem para a remoção destas bactérias fecais.

Feachem et alli (1983) destacam o fato de que inúmeros fatores ambientais podem ser utilizados na explicação da redução de E. coli em lagoas de estabilização. Dentre estes fatores citam os elevados níveis de pH, diminuição do teor de nutrientes, presença de substâncias tóxicas produzidas pelas algas, altas concentrações de oxigênio dissolvido, o efeito bactericida da luz solar e a ação de predadores.

Marais (1974) afirma que, sob condições anaeróbias, a taxa de decaimento de organismos fecais é muito baixa. Desta forma, reatores que possuam uma predominância de condições aeróbias, ao longo de sua profundidade, propiciam um ambiente mais desfavorável e, portanto, tendem a apresentar taxas de remoção de coliformes fecais mais elevadas. Por outro lado, a baixa redução destes microrganismos em ambientes anaeróbios não é verificada, quando se trata de reatores anaeróbios de pré-tratamento, pelo fato de que mesmo em total anaerobiose tais reatores apresentam uma grande velocidade na remoção fí

sica dos coliformes fecais através do processo de sedimentação. Estas remoções altas são interpretadas pelos altos valores dos coeficientes de remoção K_b (Oliveira, 1983; Silva, 1982).

Com relação à contribuição da população de algas na remoção dos coliformes fecais, Pratt et alli (1944) observam que culturas de Chlorella produzem uma substância que tende a inibir a multiplicação de células. Estas substâncias possuem propriedades antibacterianas e atuam de uma maneira específica como por exemplo contra Staphylococcus aureus, Streptococcus pyogenes, Bacillus subtilis, Bacterium coli e Pseudomonas pyocyanea. Teluchenko e Fodorov (1962) citados por Davis e Gloyna (1972) também informam que as algas liberam substâncias antibacterianas e citam Chlorella vulgaris como uma espécie que pode efetivamente reduzir o número de E. coli. As algas individualmente exercem pouca influência no decaimento de bactérias entéricas, no entanto, quando o ambiente torna-se mais complexo abrangendo uma grande variedade de espécies de algas, a taxa de decaimento tende a aumentar (Davis e Gloyna, 1972).

Parhad e Rao (1974) através de experimentos realizados em laboratório concluíram que quando E. coli cresce em associação com algas estas bactérias são eliminadas em virtude dos altos valores de pH produzidos como resultado do crescimento das algas. Verificaram, ainda, que foram suficientes valores de pH acima de 9,5 para que ocorresse a completa eliminação dos coliformes fecais. Feachem et alli (1983) afirmam que os altos valores de pH decorrentes da presença de algas

são devidos à demanda de dióxido de carbono (CO_2) por parte destes microrganismos. Quando a atividade fotossintética é alta, esta demanda se torna frequentemente maior do que o fornecimento através do metabolismo bacteriano. Além do dióxido de carbono ser o principal responsável pela acidez das águas ocorre que os íons bicarbonato ao se dissociarem para produzir mais CO_2 , liberam as hidroxilas (OH^-) que aumentam o valor do pH. Sob outro aspecto Gray (1975) sugere que como o CO_2 é um fator de crescimento essencial para *E. coli* sua não disponibilidade, como resultado da rápida utilização na fotossíntese, é um importante fator na remoção de *E. coli* em ambientes naturais.

Moeller e Calkins (1980) investigando o efeito bactericida da luz solar principalmente a radiação ultravioleta, com comprimento de onda na faixa de 280 a 320 nm, mostraram que há uma relação direta entre a taxa de decaimento de coliformes fecais e a dosagem de radiação recebida pelos microrganismos. Ainda observam que o processo de mistura em um reator expõe estes microrganismos a uma ação mais efetiva da radiação solar pelo fato dos mesmos serem levados à superfície da massa líquida.

Hammer (1979) faz referência à ação de protozoários e rotíferos como agentes predadores de bactérias em lagoas de estabilização e, desta forma, tais agentes são considerados como controladores da população bacteriana.

3 - CONSIDERAÇÕES SOBRE DISTRIBUIÇÃO DE PROBABILIDADES

3.1 - Introdução

Em trabalhos práticos geralmente nos vemos diante de situações nas quais temos que tomar uma decisão acerca de populações, baseada nas informações das amostras. Por exemplo, pode-se querer decidir, com base em dados amostrais, qual o melhor ajuste destes respectivos dados a um determinado tipo de distribuição de probabilidade.

Para a tomada de tais decisões convém que sejam formuladas hipóteses acerca das populações. Essas suposições, que podem ser verdadeiras ou falsas, são denominadas hipóteses estatísticas e, em geral, se referem às distribuições de probabilidade das populações (Spiegel, 1976). Em alguns casos formula-se uma hipótese com o único propósito de rejeitá-la. Por exemplo, se se deseja decidir se uma série de dados experimentais se ajusta a uma distribuição normal, formula-se a hipótese de que esta distribuição não é normal. Tais hipóteses são denominadas nulas e representadas por H_0 (Meyer, 1970).

Ao testar uma hipótese estabelecida, deve-se especificar o nível de significância (α) a ser utilizado (Spiegel, 1976). Na prática é usual a adoção de um nível de significância de 0,05 ou 0,01, embora possam ser usados outros valores. Se é escolhido um nível de significância de 0,05 ou 5%, por

exemplo, isto significa que há uma confiança de 95% de que se tome uma decisão acertada.

3.2 - Distribuição dos Resultados

O teste de aderência para a distribuição normal de probabilidade, desenvolvido neste trabalho, foi realizado com a utilização de um pacote estatístico para microcomputadores denominado "MINITAB". O objetivo principal deste tipo de teste é nos fornecer quão bem a distribuição teórica se ajusta à distribuição empírica, isto é, a obtida por meio dos dados amostrais.

O pacote estatístico acima referido solicita como dados de entrada unicamente os valores experimentais da variável aleatória em questão. Para o passo seguinte na execução do teste, são plotados os dados amostrais em função dos seus respectivos escores (z). A determinação destes escores é feita subtraindo-se cada valor da variável aleatória (x), do seu valor médio (\bar{x}) e dividindo-se pelo desvio padrão (s).

$$z = \frac{(x - \bar{x})}{s} \quad (3.1)$$

Após a obtenção do gráfico correlacionando a variável aleatória x e o escore z o programa nos fornece o coeficiente de correlação (r) entre as referidas variáveis. Na Fig. 3.1 um gráfico correlacionando x e z é mostrado como exemplo e o mesmo se refere aos valores de coliformes fecais do efluente da lagoa M_8 no experimento II. O objetivo principal, agora, é ve

rificar se os dados plotados realmente apresentam um comportamento bem próximo de uma linha reta. Ao examinarmos questões deste tipo, pode-se determinar de modo qualitativo, quão bem uma certa reta representa a relação entre as variáveis, simplesmente pela observação direta do próprio diagrama. No entanto, ao tratarmos de modo quantitativo o problema da dispersão dos dados em relação à reta, faz-se necessário estabelecer medidas de correlação.

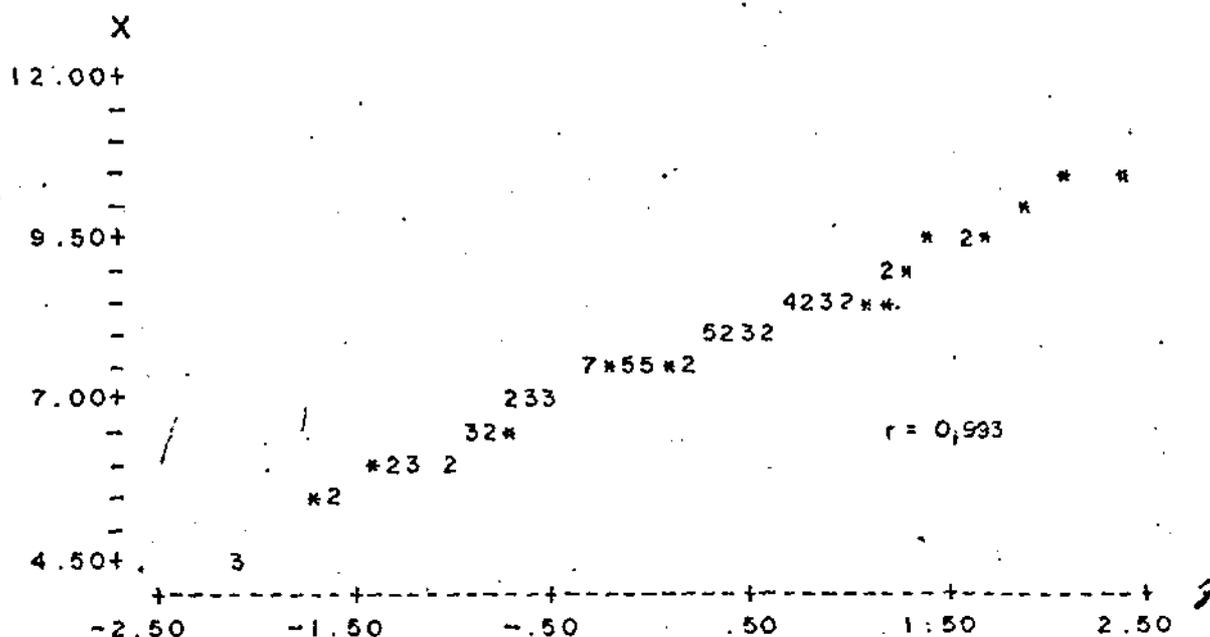


Fig. 3.1- Exemplo de um gráfico correlacionando a variável aleatória x e o score z para os valores de coliformes fecais do efluente da lagoa M_8 no experimento II.

Com este objetivo pode-se verificar a hipótese de que

o coeficiente de correlação da população (ρ) seja igual a zero. Neste caso, se obtivermos rejeição da hipótese devemos concluir que há correlação linear entre as variáveis em questão e que, assim, se pode admitir que a reta representa o melhor comportamento do diagrama e, conseqüentemente, que a distribuição dos dados amostrais é normal. Do exposto acima teremos como hipótese nula $H_0: \rho = 0$ e aplica-se, neste caso, o fato da estatística

$$t = \frac{r \sqrt{N - 2}}{\sqrt{1 - r^2}} \quad (3.2)$$

ter uma distribuição de "Student", com $V = N - 2$ graus de liberdade (Spiegel, 1976), onde:

r = coeficiente de correlação amostral

N = tamanho da amostra

Com base em um teste unilateral da distribuição de "Student", em um nível de significância especificado (α), rejeita-se H_0 (Fig. 3.2) quando $t > t_{1-\alpha}$ (Spiegel, 1976).

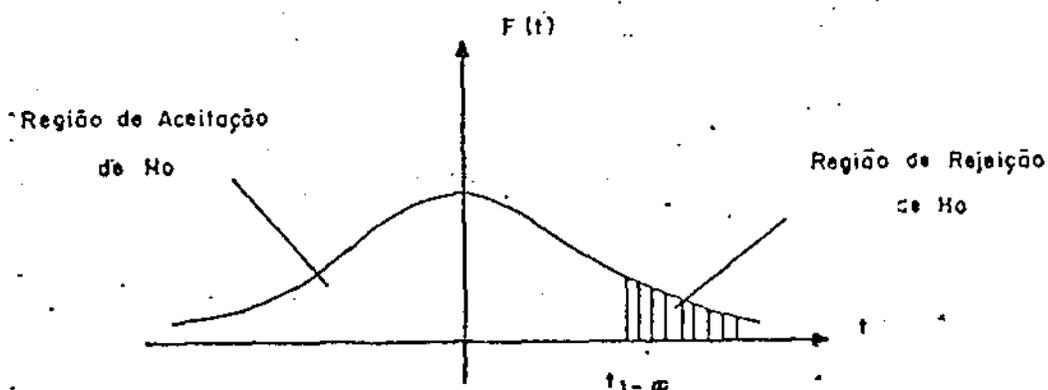


Fig. 3.2 - Função Densidade de Probabilidade da Distribuição t de "Student".

Até agora tem-se falado no ajuste dos dados amostrais à distribuição normal de probabilidade. Para que uma variável aleatória seja lognormalmente distribuída deve-se considerar a seguinte definição:

"Seja X uma variável aleatória não nula e positiva, e seja Y uma nova variável aleatória definida como $Y = \log_e X$. Se Y tem uma distribuição normal, então diz-se que X tem uma distribuição lognormal" (Mood et alli, 1974).

Portanto, o pacote estatístico citado neste texto nos diz também se os dados amostrais podem ser ajustados à distribuição de probabilidade lognormal, bastando, para isso, que se faça a devida conversão logarítmica da variável aleatória X .

3.3 - Definição de um Valor Médio para a Distribuição Lognormal

Nenhuma amostra isolada pode ser usada para interpretar a tendência central de um determinado parâmetro. No entanto, a média de um número significativo de amostras durante um período de observação especificado nos fornece um valor de grande confiabilidade.

Foi observado anteriormente que se $Y = \log_e X$ tiver uma distribuição normal então X terá uma distribuição de probabilidade lognormal. Desta forma tem-se que o valor médio da variável Y será:

$$\bar{Y} = \frac{1}{N} (Y_1 + Y_2 + \dots + Y_N) \dots$$

$$\log_e \bar{X} = \frac{1}{N} (\log_e X_1 + \log_e X_2 + \dots + \log_e X_N) \dots$$

$$\log_e \bar{X} = \frac{1}{N} \log_e (X_1 \cdot X_2 \dots X_N) \dots$$

$$\log_e \bar{X} = \log_e (X_1 \cdot X_2 \dots X_N)^{1/N}$$

Eliminando-se o logarítmo teremos:

$$e^{\log_e \bar{X}} = e^{\log_e (X_1 \cdot X_2 \dots X_N)^{1/N}} \dots$$

$$\bar{X} = \sqrt[N]{X_1 \cdot X_2 \dots X_N}$$

Portanto, o ajuste dos dados amostrais da variável aleatória X à distribuição de probabilidade lognormal nos mostra que a média geométrica é a melhor representação de seu valor médio.

4 - MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 - Descrição do Sistema Experimental

O sistema experimental para a realização da presente pesquisa era composto de uma série de cinco lagoas de estabilização em escala piloto. O sistema, localizado na EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários), consistia de uma lagoa anaeróbia (A_7) seguida de uma lagoa facultativa (F_9) e três lagoas de maturação (M_7 , M_8 e M_9).

Os reatores foram construídos em alvenaria e revestidos com argamassa de cimento e areia. O fundo das lagoas também era revestido com o mesmo material para que fosse assegurada a sua impermeabilização. As características físicas e operacionais do sistema são mostradas nos quadros 4.1, 4.2 e 4.3. Na Figura 4.1 é mostrado um esquema do corte longitudinal da série de lagoas.

4.2 - Alimentação das Lagoas

As lagoas foram alimentadas com o esgoto bruto proveniente de um poço úmido situado ao lado de um dos poços de visita do interceptor adjacente à estação experimental. Este interceptor faz parte do sistema de esgotos da cidade de Campi

na Grande - Paraíba. Através de uma bomba submersa do tipo FLYGT com potência de 1,2 HP e 3380 rpm, o esgoto era conduzido para um tanque de nível constante situado na casa de bombas. Deste tanque, o esgoto era recalcado para a primeira lagoa da série (A₇) através de uma bomba peristáltica de velocidade variável (WATSON-MARLOW-FALMOUTH - INGLATERRA - modelo HRSV). A alimentação da lagoa seguinte (F₉) era feita com o efluente da lagoa (A₇), por gravidade, e assim sucessivamente, de modo que o efluente final da série era descarregado no "Riacho da Depuradora", que corta o terreno da EXTRABES.

A conexão entre as lagoas era feita por um tubo de PVC de 75 mm de diâmetro, que descarregava os líquidos afluentes a uma altura de 50 cm do fundo da lagoa.

4.3 - Metodologia da Pesquisa

Com o objetivo de se estudar a influência do tempo de detenção na remoção dos coliformes fecais, foram realizados 02 (dois) experimentos ao longo da série de lagoas, sendo que os mesmos consistiram no monitoramento do esgoto bruto e do efluente das lagoas do sistema experimental.

O primeiro deles foi realizado no período de janeiro a dezembro de 1986 durante o qual o sistema funcionava com um tempo de detenção total de 25 dias. No segundo experimento a série de lagoas tinha um tempo de detenção de 40 dias e o período de realização foi de janeiro a dezembro de 1987.

As coletas das amostras do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas da série eram feitas às terças-feiras (8:00 h) com frequência semanal.

Os parâmetros levantados na pesquisa foram os seguintes: coliformes fecais, clorofila a, pH, temperatura e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅).

4.3.1 - Procedimentos analíticos

4.3.1.1 - Coliformes fecais

Foram determinados pela técnica da membrana filtrante de acordo com o STANDARD METHODS (1980).

4.3.1.2 / Temperatura

A temperatura foi determinada com o uso de um termômetro comum de filamento de mercúrio.

4.3.1.3 - pH

O pH foi determinado pelo método potenciométrico de acordo com as técnicas padrões descritas no STANDARD METHODS (1985), utilizando-se um eletrodo combinado Phillips acoplado a um medidor de pH PYE-UNICAM modelo 9418.

4.3.1.4 - Clorofila a

Foi determinada de acordo com a técnica descrita por Golterman e Clymo (1971), utilizando-se acetona 90% como extrator.

4.3.1.5 - DBO₅

A DBO₅ foi determinada com a utilização do método dos frascos padrões. As determinações de oxigênio dissolvido foram feitas com o uso de um eletrodo de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor tipo YSI modelo 54 ABP de acordo com o STANDARD METHODS (1980).

Quadro 4.1 - Características Físicas das Lagoas em Série.

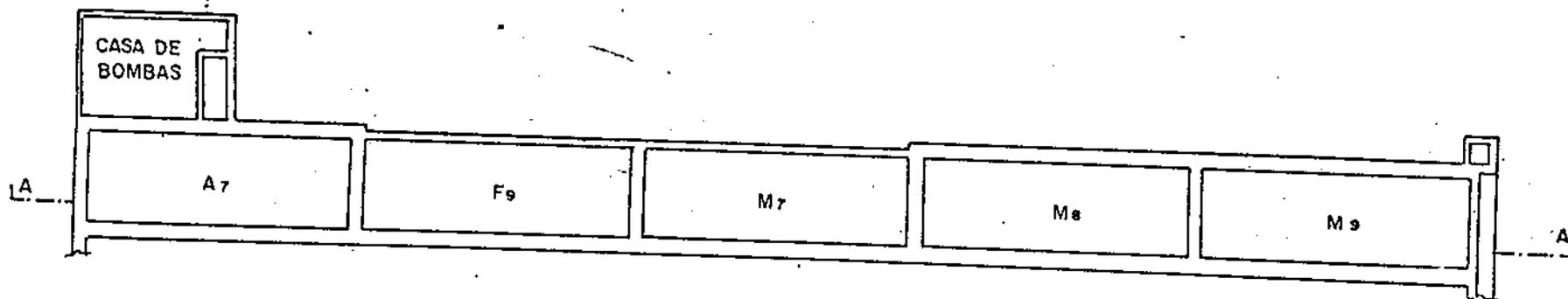
LAGOA	PROFUNDIDADE (m)	COMPRIMENTO (m)	LARGURA (m)	ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
A ₇	2,20	10,0	3,35	33,5	73,7
F ₉	2,20	10,0	3,35	33,5	73,7
M ₇	2,20	10,0	3,35	33,5	73,7
M ₈	2,20	10,0	3,35	33,5	73,7
M ₉	2,20	10,0	3,35	33,5	73,7

Quadro 4.2 - Características Operacionais da Série de Lagoas no Experimento I.

LAGOA	VAZÃO (m ³ /dia)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (dia)	CARGA ORGÂNICA SUPERFICIAL DE DBO ₅ (Kg DBO ₅ /ha.d)
A ₇	14,74	5	752
F ₉	14,74	5	339
M ₇	14,74	5	198
M ₈	14,74	5	114
M ₉	14,74	5	75

Quadro 4.3 - Características Operacionais da Série de Lagoas no Experimento II.

LAGOA	VAZÃO (m ³ /dia)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (dia)	CARGA ORGÂNICA SUPERFICIAL DE DBO ₅ (Kg DBO ₅ /ha.d)
A ₇	9,216	8	344
F ₉	9,216	8	168
M ₇	9,216	8	94
M ₈	9,216	8	52
M ₉	9,216	8	33



PLANTA BAIXA
 ESC. — 1:250

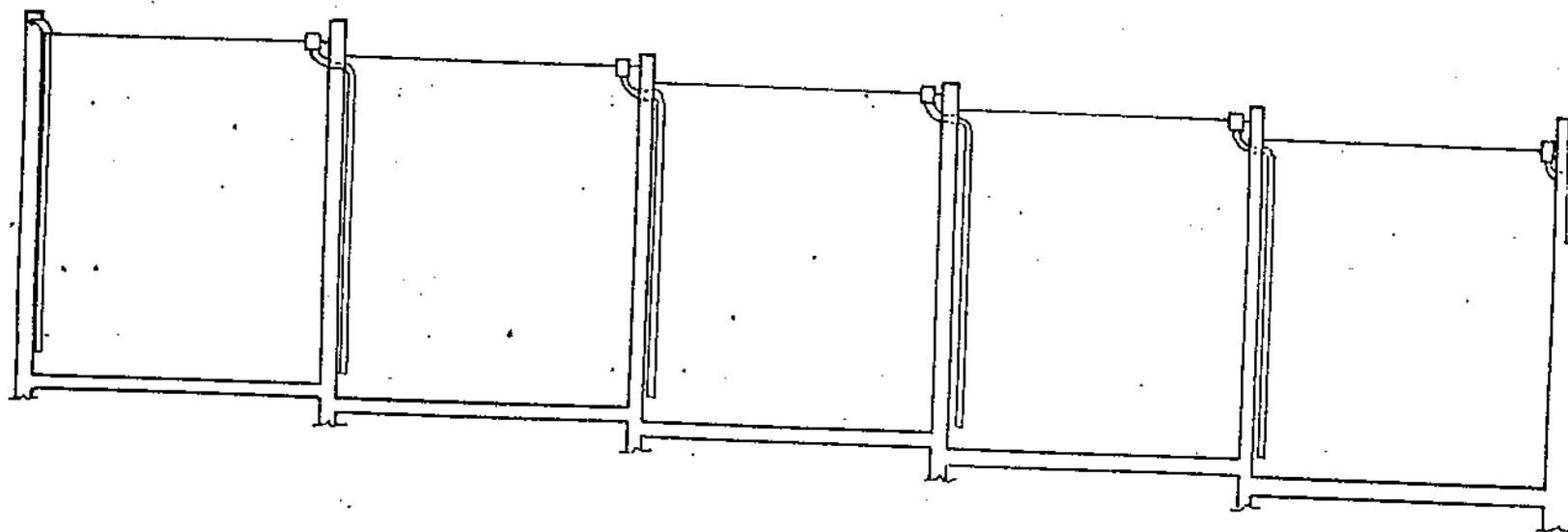


FIG. 41 SISTEMA DE LAGOAS EM SÉRIE UTILIZADO
 NA PESQUISA

CORTE AA
 ESC. HORIZONTAL — 1:250
 ESC. VERTICAL — 1:50

5 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

5.1 - Verificação da Distribuição de Probabilidade para os Coliformes Fecais, Clorofila a e DBO_5

Com o objetivo de se verificar a hipótese nula discutida no Capítulo 3, são mostrados nos quadros 5.1, 5.2 e 5.3 os valores da estatística t assim como os valores de $t_{1-\alpha}$ para os parâmetros coliformes fecais, DBO_5 e clorofila a referentes ao Experimento II. Encontram-se também nos quadros os coeficientes de correlação (r).

REATOR	t	$t_{0,95}$	r
EB	44,5	1,66	0,978
A ₇	32,3	1,66	0,959
F ₉	37,4	1,66	0,968
M ₇	56,7	1,66	0,986
M ₈	76,6	1,66	0,993
M ₉	37,2	1,66	0,976

Quadro 5.1 - Valores da Estatística t , $t_{0,95}$ e coeficiente de Correlação r para Coliformes Fecais, no Experimento II, em um Teste de Aderência à Distribuição Lognormal.

REATOR	t	$t_{0,95}$	r
EB	--	--	--
A ₇	--	--	--
F ₉	34,3	1,68	0,981
M ₇	61,0	1,68	0,994
M ₈	26,6	1,68	0,971
M ₉	23,4	1,68	0,963

Quadro 5.2 - Valores da Estatística t, $t_{0,95}$ e Coeficiente de Correlação r para Clorofila a, no Experimento II, em um Teste de Aderência à Distribuição Lognormal.

REATOR	t	$t_{0,95}$	r
EB	55,7	1,68	0,993
A ₇	40,0	1,68	0,986
F ₉	66,8	1,68	0,995
M ₇	10,7	1,68	0,848
M ₈	35,9	1,68	0,983
M ₉	10,6	1,68	0,845

Quadro 5.3 - Valores da Estatística t, $t_{0,95}$ e Coeficiente de Correlação r para a DBO₅, no Experimento II, em um Teste de Aderência à Distribuição Normal.

Os valores tabelados da distribuição de "Student" ($t_{1-\infty}$) foram obtidos com um nível de significância de 5%.

Como em todos os casos observados acima verificou-se que $t > t_{0,95}$, deve-se rejeitar a hipótese nula na qual não há correlação entre as variáveis correlacionadas no gráfico. Isto nos dá como conclusão que os dados amostrais ajustaram-se às distribuições de probabilidade testadas. Desta forma, os valores médios de coliformes fecais e clorofila a foram determinados com a utilização da média geométrica, enquanto que a DBO_5 teve seus valores médios representados pela média aritmética.

5.2 - Apresentação dos Resultados

Os valores médios de coliformes fecais, clorofila a, temperatura, pH e DBO_5 obtidos durante os dois experimentos, considerados na pesquisa, são apresentados nos quadros 5.4 e 5.5.

	CF (Nº CF/100ml)	DBO_5 (mg/l)	pH (Unidades)	Temperatura (°C)	Clorofila <u>a</u> (µg/l)
EB	1,29 (10^7)	171	7,5	26,7	--
A ₇	1,76 (10^6)	77	7,0	25,2	--
E ₉	4,68 (10^3)	45	7,2	25,0	61,6
M ₇	8,31 (10^4)	26	7,4	25,0	62,7
M ₈	2,40 (10^4)	17	7,5	25,1	56,5
M ₉	3,20 (10^3)	13	7,5	25,2	66,5

Quadro 5.4 - Valores Médios de Coliformes Fecais (CF), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), pH, Temperatura e Clorofila a no Experimento I.

	CF (Nº CF/100ml)	DBO ₅ (mg/l)	pH (Unidades)	Temperatura (°C)	Clorofila <u>a</u> (µg/l)
EB	1,11 (10 ⁷)	125	7,6	27,9	--
A ₇	1,31 (10 ⁶)	61	7,2	26,0	--
F ₉	3,23 (10 ⁵)	34	7,5	25,3	112,9
M ₇	2,78 (10 ⁴)	19	7,7	25,3	136,4
M ₃	1,91 (10 ³)	12	7,8	25,3	96,6
M ₉	0,75 (10 ²)	9	7,9	26,0	50,1

Quadro 5.5 - Valores Médios de Coliformes Fecais (CF), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), pH, Temperatura e Clorofila a no Experimento II

5.3 - Cálculo das Cargas Orgânicas Superficiais (λ_s)

O cálculo das cargas orgânicas superficiais aplicadas aos reatores da série foi obtido com a utilização dos valores médios da demanda bioquímica de oxigênio, sendo utilizada a expressão matemática mostrada a seguir:

$$\lambda_s = \frac{Q \cdot L_i}{A} \quad (5.1)$$

onde:

λ_s = carga orgânica superficial, em Kg DBO₅/ha.d

Q = vazão, em m³/d

L_i = valor médio da DBO₅ afluyente, em mg/l

A = área do reator, em m².

Os valores das cargas orgânicas superficiais para os dois experimentos realizados, são mostrados no quadro 5.6.

	EXPERIMENTO I	EXPERIMENTO II
A ₇	752	344
F ₉	339	168
M ₇	198	94
M ₈	114	52
M ₉	75	33

Quadro 5.6 - Valores das Cargas Orgânicas Superficiais Aplicadas aos Reatores em kg DBO₅/ha.d.

5.4 - Cálculo das Constantes de 1^a Ordem de Velocidade de Remoção de Coliformes Fecais (K_b)

A obtenção dos valores das constantes de remoção de coliformes fécais para cada reator, foi feita de acordo com a expressão matemática obtida do modelo cinético de Marais (1974). Portanto, de posse dos valores médios de coliformes fécais, os valores de K_b foram obtidos pela expressão mostrada abaixo:

$$K_b = \left(\frac{N_i}{N_e} - 1 \right) \cdot 1/t \quad (5.2)$$

onde:

N_e = valor médio de CF/100 ml do efluente

N_i = valor médio de CF/100 ml do afluente

t = tempo de detenção hidráulica do reator em d

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

Os valores de K_b para os diferentes reatores são apresentados no quadro 5.7.

	EXPERIMENTO I	EXPERIMENTO II
A ₇	1,27	0,93
F ₉	0,55	0,38
M ₇	0,93	1,33
M ₈	0,49	1,69
M ₉	1,30	3,06

Quadro 5.7 - Valores das Constantes de 1^a ordem (K_b) para Remoção de Coliformes fecais em d^{-1} .

5.5 - Cálculo das Eficiências de Remoção de Coliformes Fecais

A avaliação do desempenho do sistema de lagoas assim como a de cada reator isolado, foi feita com base na eficiência de remoção de coliformes fecais. Esta eficiência foi expressa em termos de percentagem de remoção. Para isto, foram utilizados os valores médios de coliformes fecais e a expressão matemática mostrada a seguir:

$$E = \frac{N_i - N_e}{N_i} \cdot 100\% \quad (5.3)$$

onde:

E = eficiência de remoção de coliformes fecais, em percentagem

N_i = concentração média de CF/100 ml do afluente

N_e = concentração média de CF/100 ml do efluente.

As eficiências de remoção de coliformes fecais para a série de lagoas bem como para os reatores isoladamente são mostradas no quadro 5.8. Com o objetivo de uma melhor visualização da influência do tempo de detenção na remoção dos coliformes fecais são mostrados dois diagramas de barra (figuras 5.1 e 5.2).

	EXPERIMENTO I	EXPERIMENTO II
EB-A ₇	86,4	88,2
A ₇ -F ₉	73,4	75,3
F ₉ -M ₇	82,2	91,4
M ₇ -M ₈	71,7	93,1
M ₈ -M ₉	86,7	96,1
EB-M ₉	99,9752	99,9993

Quadro 5.8 - Valores das Eficiências de Remoção de Coliformes Fecais em Percentagem.

5.6 - Análise dos Resultados do Experimento I

Observando os resultados obtidos para este experimento, foi verificado que o sistema de lagoas apresentou uma eficiência na remoção de coliformes fecais de 99,9752%. Isto correspondeu a uma concentração de 3200 CF/100 ml no efluente final da série (lagoa M_9). Considerando os reatores isoladamente, os resultados mostraram que não houve diferença acentuada nas percentagens de remoção de coliformes fecais, sendo que os maiores valores foram obtidos para as lagoas A_7 e M_9 , valores estes de 86,4% e 86,7% respectivamente (ver quadro 5.8).

A carga orgânica superficial (λ_s) aplicada à lagoa anaeróbia (A_7) foi de 752 kg DBO_5 /ha.d, sendo que no último estágio da série esta carga orgânica era de 75 kg DBO_5 /ha.d.

O valor do pH aumentou gradativamente desde a lagoa anaeróbia A_7 (pH = 7,0), até a última lagoa de maturação M_9 (pH = 7,5).

A temperatura do efluente dos vários reatores pode ser considerada praticamente constante e em torno de 25,0 °C.

Quanto à biomassa de algas no efluente de cada reator, medida através da clorofila a, os resultados revelaram não terem ocorrido diferenças significativas, sendo que a menor concentração foi observada em M_8 (56,5 $\mu\text{g/l}$) e a maior de 86,3 $\mu\text{g/l}$ na lagoa M_9 .

As constantes de remoção para coliformes fecais (K_b) sofreram flutuações ao longo da série. A lagoa anaeróbia (A_7)

apresentou um K_b de $1,27 \text{ d}^{-1}$, sendo que no reator seguinte (F_9) a constante de remoção foi de $0,55 \text{ d}^{-1}$. Após esta diminuição, observada na lagoa facultativa, o valor de K_b sofreu uma elevação para $0,93 \text{ d}^{-1}$ na primeira lagoa de maturação (M_7). Para o reator M_8 foi obtida uma constante de remoção de $0,49 \text{ d}^{-1}$ (menor valor observado na série) e finalmente M_9 com um K_b de $1,30 \text{ d}^{-1}$ foi o que apresentou o maior valor.

5.7 - Análise dos Resultados do Experimento II

A análise dos resultados do experimento II mostrou que o sistema de lagoas em série apresentou uma eficiência na remoção de coliformes fecais da ordem de 99,9993% e que o efluente final da série de lagoas tinha uma concentração de 75 CF/100 ml.

Analisando-se os reatores isoladamente, foi verificado que a maior eficiência na remoção de coliformes fecais se deu na lagoa M_9 (96,1%). A lagoa anaeróbia apresentou uma eficiência de 88,2% enquanto que o menor valor observado em todo o sistema foi de 75,3% na lagoa F_9 (ver quadro 5.8).

A carga orgânica superficial aplicada à 1ª lagoa da série (A_7) foi de $344 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.d}$ e o último reator (M_9) recebeu uma carga orgânica de $33 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.d}$.

A análise dos valores de pH ao longo da série de lagoas mostrou também um aumento crescente da lagoa anaeróbia (A_7) até a lagoa de maturação (M_9). Os valores de pH para es

tes reatores foram respectivamente 7,2 e 7,9.

Quanto às temperaturas, foi verificado que o efluente de cada lagoa apresentou um valor próximo a 26,0 °C.

A concentração de clorofila a no efluente de F_9 foi da ordem de 112,9 ug/l sendo observado um leve acréscimo na lagoa seguinte (M_7) para 136,4 ug/l. A partir daí foi observada uma queda na concentração da biomassa de algas, de 96,6 ug/l no reator M_8 para 50,1 ug/l no efluente final (lagoa M_9).

Com relação às constantes de remoção para coliformes fecais (K_b) foi observado um decréscimo da lagoa anaeróbica (A_7), que apresentou um valor de 0,93 d⁻¹, para a lagoa facultativa (F_9). Este reator caracterizou-se pelo menor K_b de todo o sistema (0,38 d⁻¹). A partir da 1^a lagoa de maturação foi notado um aumento gradativo no K_b e os valores encontrados foram de 1,33, 1,69 e 3,06 d⁻¹ para M_7 , M_8 e M_9 respectivamente.

5.8 - Verificação do Modelo Cinético de Marais (1974) para a Redução de Coliformes Fecais.

A observação dos valores dos coeficientes de 1^a ordem obtidos para cada uma das lagoas da série (quadro 5.7), permite verificar que estes valores de K_b são numericamente diferentes entre si, tanto no 1º como no 2º experimento. À primeira vista, poderia ser argumentado que o modelo cinético

proposto, não se aplica ao decaimento dos coliformes fecais tendo em vista que a constante de 1ª ordem não apresentou o mesmo valor para todos os reatores da série. No entanto é possível verificar, estatisticamente, se as diferenças entre estas constantes não são significativas. Neste caso seria válida a adoção do modelo cinético proposto por Marais (1974).

Inicialmente foi aplicado o logarítmo natural a ambos os membros da equação 1.1.

Neste caso:

$$\text{Log}_e N_e = \text{log}_e N_i - \text{log}_e (1 + K_b \cdot t) \quad (5.4)$$

Desta forma, para que se possa constatar uma aderência ao modelo cinético, é necessário que a expressão matemática acima, decorrente da transformação logarítmica, apresente uma correlação linear entre as suas variáveis, ou seja, uma correlação do tipo $Y = aX + b$. Em outras palavras, o coeficiente K_b apresenta um comportamento constante ao longo da série de lagoas.

Com o objetivo de se verificar tal aderência, foi construído um diagrama de dispersão plotando-se os pontos, $(\text{log}_e N_i, \text{log}_e N_e)$ em um sistema de coordenadas retangulares. Os valores de N_i e N_e utilizados no diagrama de dispersão são, respectivamente, os valores médios dos coliformes fecais do afluente e do efluente de cada reator da série de lagoas nos experimentos I e II (figs. 5.3 e 5.4).

Quando o problema da dispersão dos dados amostrais em

relação a uma reta é discutido, faz-se necessário o estabelecimento de medidas de correlação. A situação consiste, assim, em achar uma reta que melhor se ajuste aos pontos experimentais. O método empregado, neste caso, para o ajustamento, foi o dos mínimos quadrados. Uma vez achada a equação da reta, é importante determinar a medida do ajustamento dessa linha aos dados reais através do coeficiente de correlação (r).

O próximo passo consiste em verificar a hipótese de que o coeficiente de correlação populacional (ρ) seja igual a zero. Se a rejeição da hipótese for obtida então pode ser concluído que há correlação linear entre as variáveis em questão e que, desta forma, a reta de mínimo quadrado obtida representa o melhor comportamento do diagrama de dispersão (ver figs. 5.3 e 5.4).

Das observações, feitas acima, tem-se como hipótese nula $H_0: \rho = 0$ e, neste caso, aplica-se o fato da estatística

$$t = r \frac{\sqrt{N-2}}{\sqrt{1-r^2}} \quad (5.5)$$

apresentar uma distribuição de "Student" com $V = N-2$ graus da liberdade (Spiegel, 1976)

onde:

r = coeficiente de correlação amostral

N = tamanho da amostra.

Com base em um teste unilateral da distribuição de

"Student", em um nível de significância especificado (α), H_0 é rejeitada (fig. 5.5) quando $t > t_{1-\alpha}$ (Spiegel, 1976).

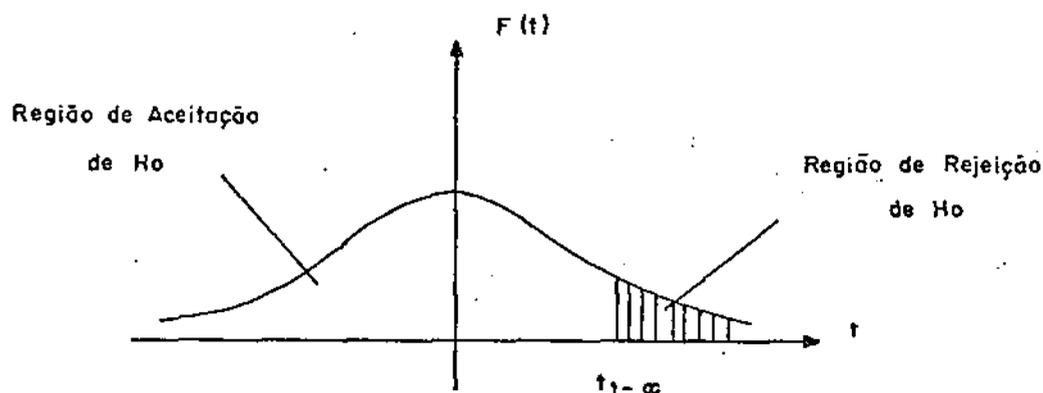


Fig. 5.5 - Função Densidade de Probabilidade da Distribuição t de "Student".

Os valores da estatística t , $t_{1-\alpha}$ e os coeficientes de correlação para os 2 experimentos realizados, estão mostrados no quadro 5.9.

Exp.	t	$t_{0,95}$	r
I	11,58	2,35	0,989
II	17,25	2,35	0,995

Quadro 5.9 - Valores da Estatística t , $t_{1-\alpha}$ e os Coeficientes de Correlação para os Experimentos I e II.

Como nos 2 experimentos foi observado que $t > t_{0,95}$, a

hipótese nula, na qual não há correlação linear entre as va
riáveis, deve ser rejeitada, confirmando-se, desta forma, a
aderência ao modelo cinético, proposto por Marais (1974), do
decaimento bacteriano ao longo da série de lagoas.

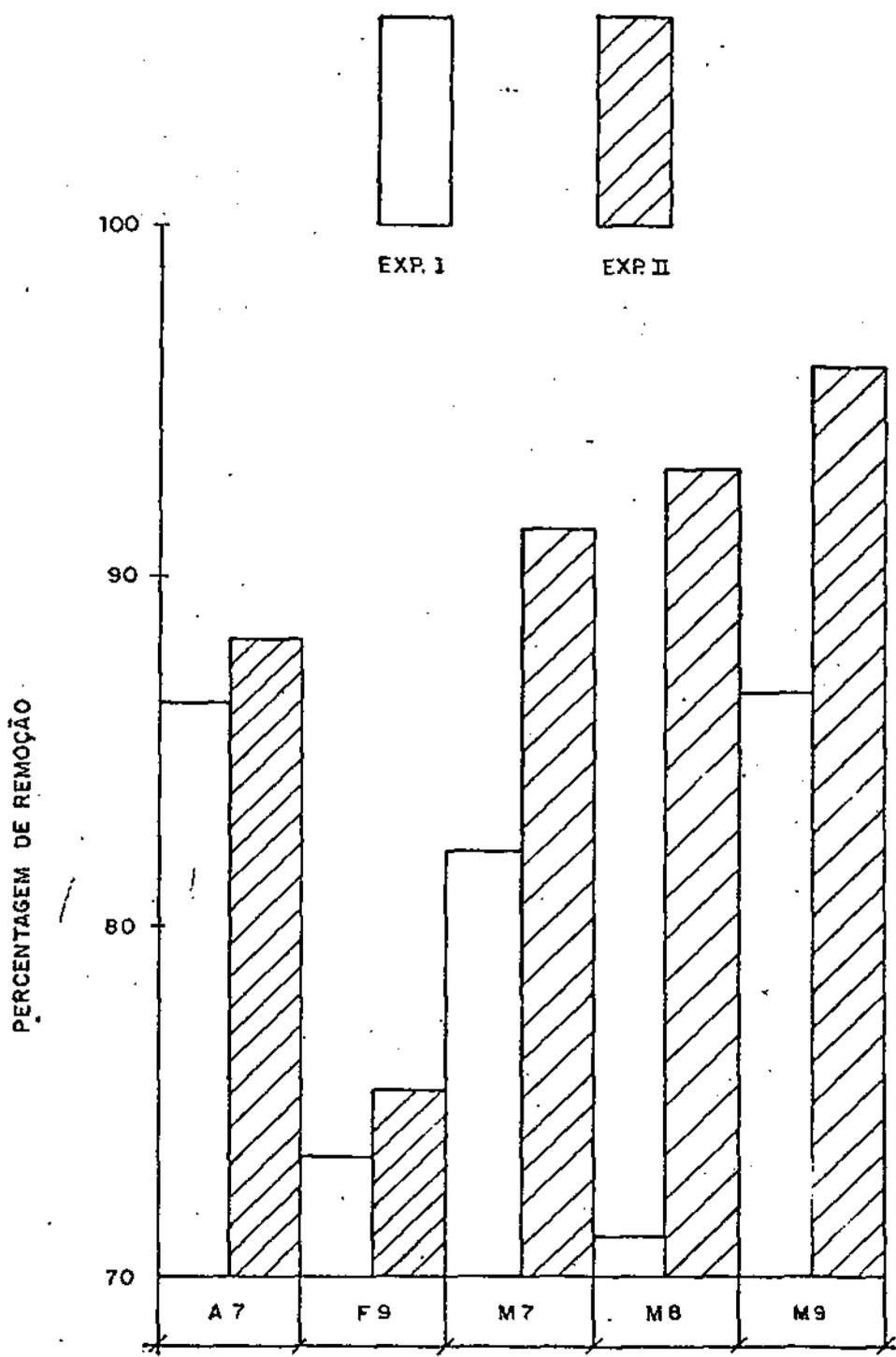


Fig. 51 Eficiência de Remoção de Coliformes Fecais para cada Reator do Sistema Experimental

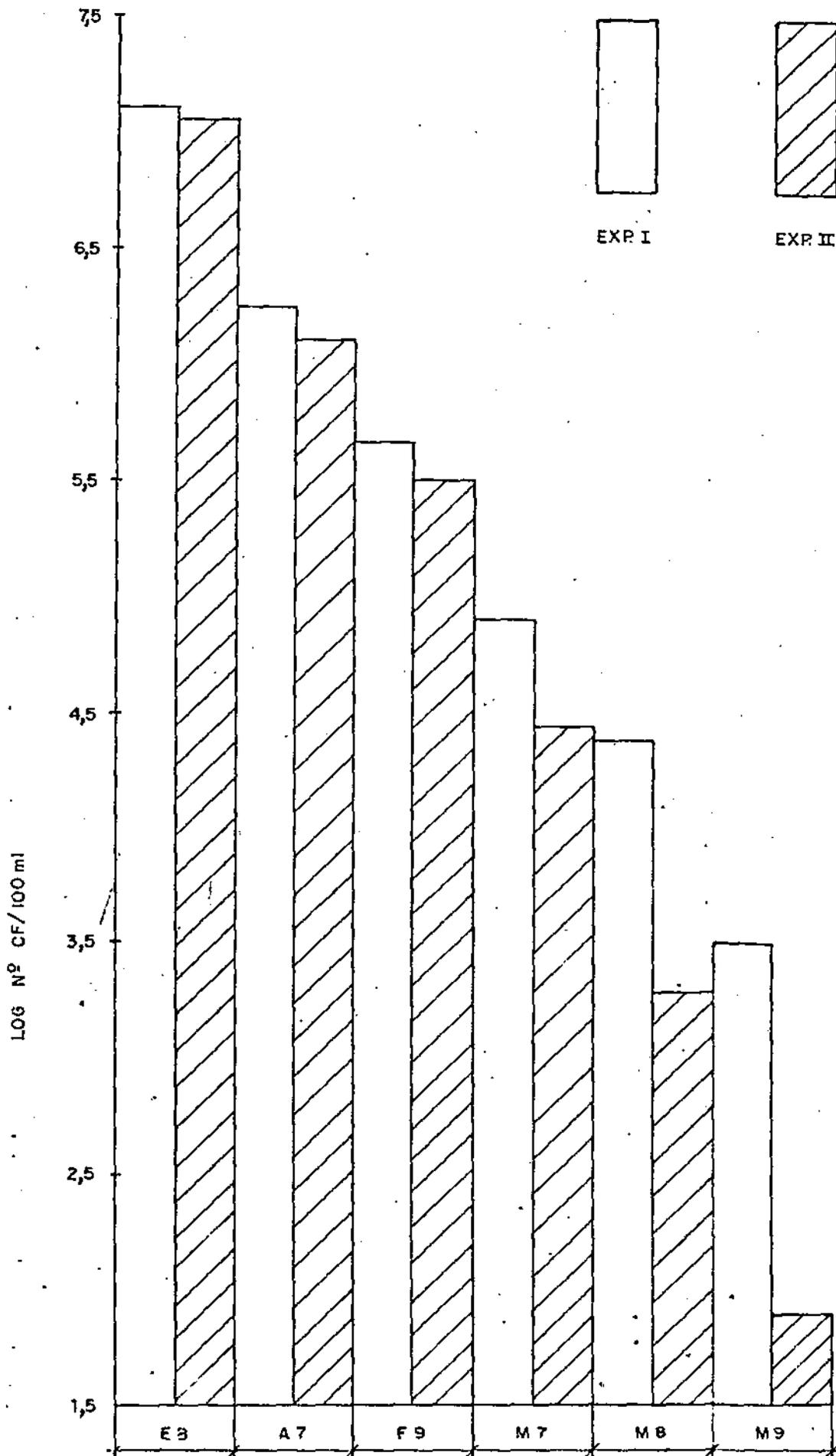


Fig. 5.2 Log do Número Médio de Coliformes Fecais para o Esgoto Bruto e Efluente das Lagoas.

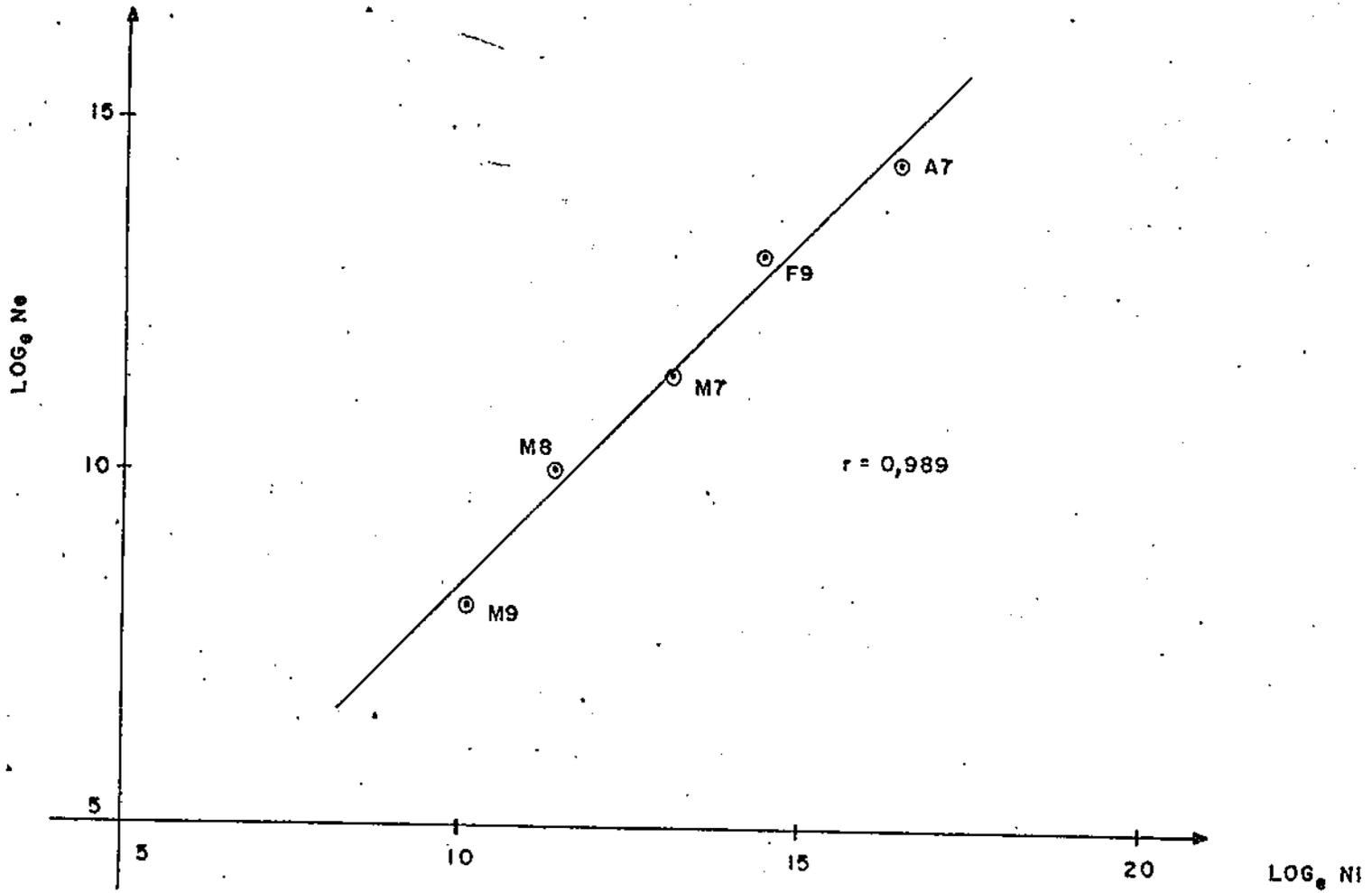


Fig. 5.3 - Diagrama de Dispersão e Reto do Mínimo Quadrado para o Experimento I

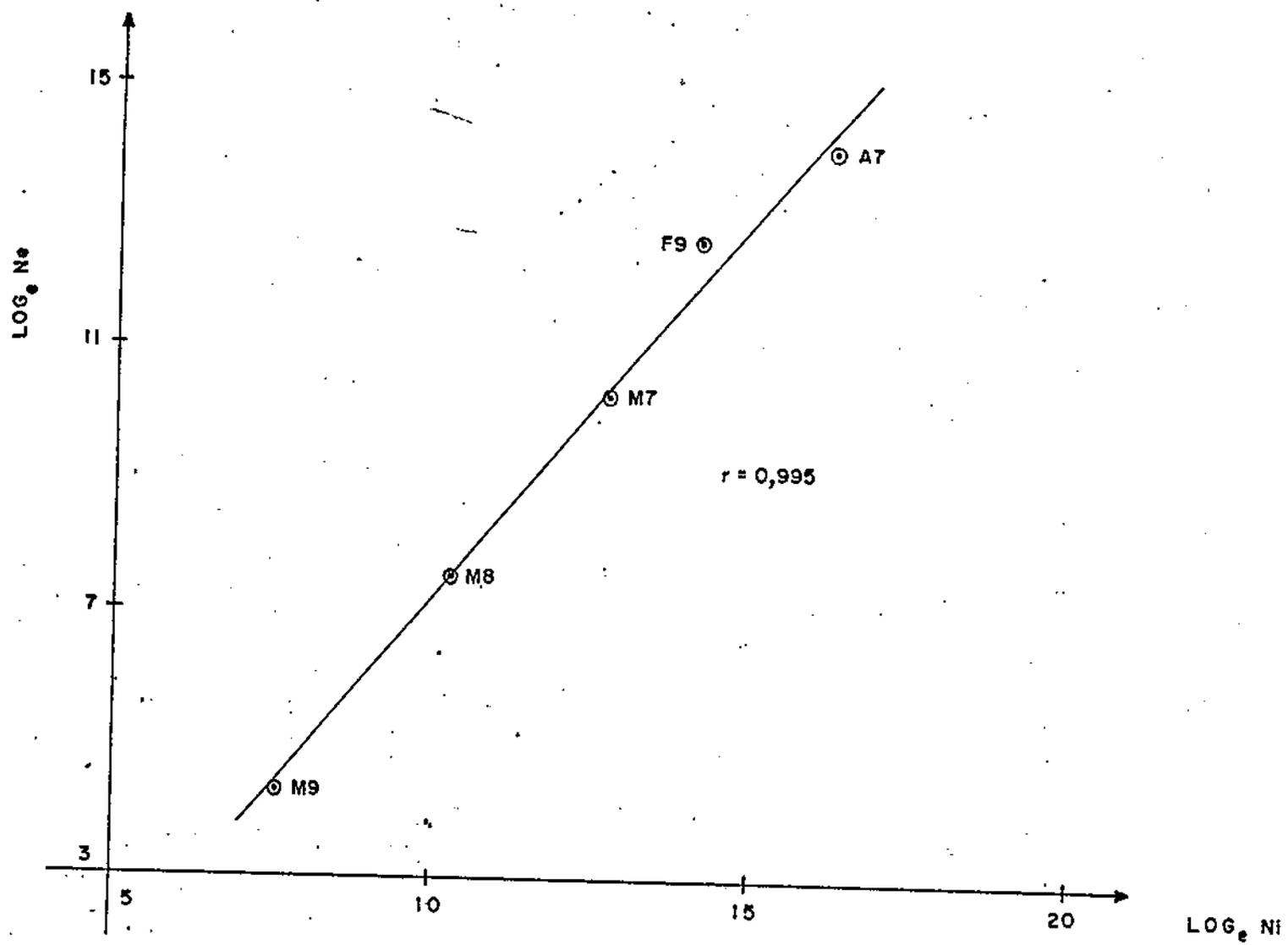


Fig. 5.4 - Diagrama de Dispersão e Reto de Mínimo Quadrado para o Experimento II.

6 - DISCUSSÃO

Comparando-se os experimentos I e II com relação à concentração de coliformes fecais no efluente final da série de lagoas, verifica-se uma nítida diferença na qualidade bacteriológica. No experimento I a concentração final foi de 3200 CF/100 ml enquanto que no experimento II esta concentração foi de 75 CF/100 ml sendo, portanto, um valor que está dentro dos padrões preconizados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para a reutilização de efluentes na irrigação irrestrita (< 100 CF/100 ml) (Pescod, 1986).

A grande eficiência na remoção de coliformes fecais apresentada pela série de lagoas no experimento II é uma evidência que o aumento do tempo de detenção total de 25 dias no experimento I para 40 dias no experimento II, provocou uma melhoria significativa na capacidade do sistema em remover bactérias fecais. Isto vem confirmar o fato de que longos tempos de detenção hidráulica se constitui numa condição desfavorável à sobrevivência de coliformes fecais.

Ainda comparando-se os experimentos I e II verifica-se que os valores de K_b não apresentaram diferenças marcantes, considerando apenas as lagoas A_7 e F_9 . A partir de M_7 , no entanto, podemos observar que os valores de K_b do segundo experimento são maiores que os do primeiro experimento sendo esta diferença bem mais acentuada para os reatores M_8 e M_9 . Portan

to, o aumento do tempo de detenção também induziu mudanças importantes nos valores de K_b principalmente para as duas últimas lagoas de maturação. Isto pode justificar a baixa concentração de coliformes fecais no efluente final da série de lagoas para o experimento II, tendo em vista que os dois últimos reatores possuem uma grande influência na qualidade bacteriológica do efluente final.

Um fator mais específico que poderia também ter exercido influência no aumento dos valores de K_b em M_8 e M_9 no experimento II, refere-se aos valores de pH, já que este parâmetro sofreu elevações mais significativas em comparação com o experimento I. Embora Parhad e Rao (1974) tenham mostrado experimentalmente em laboratório que foram necessários valores de pH acima de 9,5 para provocar a completa eliminação de coliformes, os valores de pH de 7,8 e 7,9 encontrados respectivamente para as lagoas M_8 e M_9 , podem ser considerados próprios de reatores que funcionam em condições predominantemente aeróbicas. É importante destacar que os valores de pH aqui referidos são aqueles representativos de amostras coletadas às 8 horas da manhã quando os efeitos do período noturno ainda se fazem sentir sobre a massa líquida. É provável que ao longo do período iluminado, o pH tenda a aumentar significativamente constituindo-se, juntamente com as condições aeróbicas prevaletentes, a maior penetração de luz solar, a escassez de nutrientes e a ação de predadores, em condição adversa à sobrevivência de coliformes justificando, assim, o aumento dos valores de K_b observados, com a conseqüente diminuição na população das bactérias fecais.

Os valores de K_b para as lagoas A_7 e F_9 no experimento II foram ligeiramente inferiores aos do experimento I. Isto pode ser atribuído ao fato de que no experimento II os referidos reatores trabalharam com um tempo de detenção maior. Desta forma, esse fator teve uma influência matemática no cálculo de K_b e estes valores menores não implicaram necessariamente numa diminuição na eficiência de remoção de coliformes fecais em A_7 e F_9 .

Considerando-se os experimentos isolados, verifica-se que o valor de K_b para a lagoa anaeróbia não se mostrou elevado em relação aos demais reatores da série, mesmo levando-se em consideração que num reator anaeróbio existe uma grande remoção física de coliformes fecais através do processo de sedimentação. Foi constatado, por exemplo, que a lagoa anaeróbia apresentou uma eficiência de remoção de 86,4% e 88,2% para os experimentos I e II respectivamente.

Uma outra evidência significativa é relatada por Oliveira (1983), que trabalhando com um tanque séptico cuja profundidade útil era de 1,74 m e compartimentado em duas câmaras, obteve uma remoção de coliformes fecais de 82,3% com um tempo de detenção de apenas 0,48 d referente à primeira câmara. Considerando os dois compartimentos do tanque séptico a remoção foi de 88,4% com um tempo de detenção de 0,95 d.

Resultados obtidos por Silva (1982) em um sistema constituído por uma série de cinco lagoas de estabilização rasas em escala piloto, mostraram que o reator anaeróbio de tal sistema com uma profundidade de 1,25 m e um tempo de detenção de

2 dias, apresentou uma remoção de coliformes fecais de cerca de 85%.

Soares (1985) utilizando um sistema profundo (3,40 m de profundidade) encontrou uma remoção de coliformes fecais de 92% na lagoa anaeróbia com tempo de detenção de 1 dia.

Em face da experiência da EXTRABES com a utilização de pequenos períodos de detenção hidráulica (até 2 d) para reatores anaeróbios com eficiência de remoção de coliformes fecais comparáveis àquelas de reatores com períodos de detenção maiores como é o caso da lagoa A₇ aqui referida, torna-se possível argumentar contra a necessidade de grandes períodos de detenção para reatores anaeróbios. Objetivamente, não se pode esperar que reatores anaeróbios com maiores períodos de detenção sejam mais eficientes na eliminação de bactérias fecais, no entanto, nestas condições, tais reatores tendem a apresentar menores valores para os coeficientes de velocidade de remoção quando o modelo cinético baseado em mistura completa e em reação de 1^a ordem é considerado.

Outro aspecto importante desta discussão se refere à escolha da melhor distribuição de probabilidade de uma série de dados experimentais. Como será visto mais adiante, o simples fato de se calcular o valor central de uma variável com base em uma distribuição de probabilidade que não representa a adequada distribuição dos dados amostrais, pode conduzir a interpretações errôneas com relação ao desempenho do sistema de tratamento. Para isto, estão mostrados no quadro 6.1 os valores de K_b para os diferentes reatores, nos experimento I e

II, calculados com base na média aritmética dos coliformes fecais, ou seja, um valor médio que não é a melhor representação do valor central para a população de coliformes fecais (ver capítulo 5)

No experimento II, por exemplo, verifica-se que os valores de K_b para as lagoas F_9 , M_8 e M_9 apresentaram uma diferença de 65%, 76% e 89%, respectivamente, em relação ao cálculo dos K_b baseado na média geométrica dos coliformes fecais (quadro 5.7). No experimento I embora sõ se notem ligeiras diferenças, o K_b do reator M_7 diferiu em torno de 50%. A diferença na metodologia utilizada em relação ao valor médio se torna também importante quando se comparam os experimentos I e II em relação aos valores de K_b obtidos com base na média aritmética. Através desta comparação é observado que o aumento no tempo de detenção total de 25 dias, no experimento I, para 40 dias, no experimento II, não provoca mudanças tão significativas nos valores de K_b , principalmente para os reatores M_8 e M_9 , fato este que foi comprovado quando os K_b foram calculados com base na média geométrica dos coliformes fecais. Desta forma, se porventura o cálculo dos coeficientes K_b se baseasse em valores médios não representativos do valor central, seriam obtidos valores de K_b com diferenças consideráveis e isto implicaria numa interpretação distorcida das mudanças causadas pelo aumento do tempo de detenção no sistema experimental.

Como já foi visto anteriormente o sistema de lagoas no experimento II apresentou uma concentração de coliformes fe

cais no efluente final que está dentro dos padrões preconizados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para a irrigação irrestrita. No entanto, se tal concentração tivesse sido calculada com base na média aritmética obteríamos um valor de 289 CF/100 ml (quadro 6.2) sendo esta concentração inadequada à recomendação citada acima.

REATOR	EXPERIMENTO I	EXPERIMENTO II
A ₇	1,16	1,05
F ₉	0,60	0,63
M ₇	0,62	1,34
M ₈	0,56	0,96
M ₉	1,13	1,62

Quadro 6.1 - Valores das Constantes de 1ª Ordem para Remoção de Coliformes Fecais (K_b) baseados na Média Aritmética de Coliformes Fecais (em d^{-1}).

REATOR	EXPERIMENTO I	EXPERIMENTO II
EB	1,45 (10^7)	2,32 (10^7)
A ₇	2,14 (10^6)	2,46 (10^6)
F ₉	5,34 (10^5)	4,09 (10^5)
M ₇	1,31 (10^5)	3,50 (10^4)
M ₈	3,45 (10^4)	4,03 (10^3)
M ₉	5,19 (10^3)	2,89 (10^2)

Quadro 6.2 - Média Aritmética dos Coliformes Fecais (Nº CF/100 ml).

7 - CONCLUSÕES

A análise dos resultados obtidos no presente trabalho permitiu que as seguintes conclusões fossem formuladas:

O aumento do tempo de detenção de 25 dias, no experimento I, para 40 dias, no experimento II, proporcionou uma melhoria substancial na capacidade do sistema em remover bactérias fecais. Esta observação encontra suporte no fato de que houve uma diferença acentuada na qualidade bacteriológica do efluente final da série de lagoas nos experimentos acima referidos. Outra evidência desta melhoria na eficiência do sistema diz respeito ao aumento significativo que os valores de K_b , para os reatores M_7 , M_8 e M_9 , tiveram no experimento II.

No segundo experimento, os coeficientes de 1ª ordem cresceram de M_7 para M_9 .

A utilização de reatores anaeróbios com longos tempos de detenção pode ser considerada desnecessária, em virtude da lagoa anaeróbia nos experimentos I e II, funcionando com tempos de detenção de 5 e 8 dias respectivamente, ter apresentado uma remoção de coliformes fecais comparável com aquela observada em reatores anaeróbios funcionando com tempo de detenção de até 2 dias. Foi verificado, também, que a eficiência de remoção em tal reator, no experimento I, não diferiu de modo expressivo daquela observada no experimento II.

Com referência ao estudo da distribuição de probabilidade populacional, foi concluído que os coliformes fecais assim como os dados referentes à clorofila a apresentaram um ajuste à distribuição lognormal de probabilidade. Em relação à demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) os valores ajustaram-se à distribuição normal de probabilidade. O estudo da distribuição de probabilidade de uma população, baseada em dados amostrais, é bastante importante já que se constitui na base de qualquer trabalho estatístico. Desta forma, a obtenção de valores centrais muito mais confiáveis, como por exemplo a média geométrica na distribuição lognormal, servirá para uma melhor caracterização do desempenho de um sistema de tratamento e, assim, otimizar os parâmetros básicos de projeto. A negligência deste procedimento pode implicar em graves erros de interpretação no tratamento de um conjunto de dados experimentais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, R.C. Avaliação do Comportamento de Lagoas de Estabilização Profundas - Lagoas Facultativas Primárias. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1987, 60p.
- BACK, J.F. Caracterização de Sistemas Profundos de Lagoas de Estabilização - Lagoas em Série. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1986. 119 P.
- BRANCO, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia. São Paulo, CETESB, 1978. 620p.
- CAIRNCROSS, S. e FEACHEM, R.G. Environmental Health Engineering in the Tropics. An Introductory Text. Chichester, John Wiley & Sons, 1983. 283p.
- DAVIS, E.M. e Gloyna, E.F. Bacterial Dieoff in Ponds: Journal of the Sanitary Engineering Division, 1972. 59-68p.
- FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D.J.; GARELICK, H.; MARA, D.D. Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. Chichester, John Wiley & Sons, 1983.
- FERREIRA, I.V.L. Contribuição ao Estudo do Ciclo do Enxofre em Lagoas de Estabilização Profundas em Série. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1987. 60p.

- de, 1988. 168p.
- GOLTERMAN, H.L. e CLYMO, R.S. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters - IBP Book nº 8. Oxford, Blackweel Scientific Publications, 1971. 166p.
- GRAY, E.A. Survival of Escherichia coli in Stream Water. in Relation to Carbon Dioxide and Plant Photosynthesis. Journal of Applied Bacteriology. Vol. 39, 1975. 47-54p.
- GUIMARÃES, J.R.L. Caracterização de Lagoas de Estabilização Profundas - Lagoas Facultativas Primárias. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1986. 112p.
- HAMMER, M.J. Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos. Tradução de Sérgio A.S. Almeida. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos, 1979. 564p.
- MARA, D.D. Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester, John Wiley & Sons Ltd., 1976. 168p.
- MARA, D.D. e PEARSON, H. Artificial Freshwater Environment: Waste Stabilization Ponds. Edited by Rehm, J.J. & Reed, G. Biotechnology, Vol. 8, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1986. 179-206p.
- MARA, D.D. e PEARSON, H. Waste Stabilization Ponds. Design Manual for Warm European Climates - W.H.O. Copenhagen, Denmark. 1987.
- MARAIS, G.v.R. Faecal Bacterial Kinetics in Stabilization

- Ponds, Journal of the Environmental Engineering Division, 1974. 119-139p.
- METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal. New York, McGraw - Hill Book Company, 1972. 782p.
- MEYER, P.L. Introductory Probability and Statistical Applications. Washington, Addison - Wesley Publishing Company, 1970. 367p.
- MOELLER, J.R. e CALKINS, J. Bactericidal Agents in Wastewater Lagoons and Lagoon Desing. Journal of the Water Pollution Control Federation, Vol. 52, nº 10, 1980. 2442-2451p.
- MOOD, A.M.; GRAYBILL, F.A.; BOES, D.C. Introduction to the Theory of Statistics. New York, MacGraw - Hill Book Company, 1974. 450p.
- OLIVEIRA, R. Contribuição ao Estudo de Tanques Sêpticos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1983. 237p.
- PARHAD; N.M. e RAO, N.V. Effect of pH on Survival of Escherichia coli. Journal of the Water Pollution Control Federation, Vol. 46, 1974. 980-986p.
- PESCOD, M.B. Integration of Urban Wastewater Treatment and Effluent Re-use in Irrigation. Journal of the Water Pollution Control, 1986. 459-471p.
- PRATT, R.; DANIELS, T.C.; EILER, J.J.; GUNNISON, J.B.; KUMLER, W.D.; ONETO, J.F.; STRAIT, L.A.; SPOEHR, H.A.; HARDIN, G.F.;

- MILNER, H.W.; SMITH, J.H.C.; STRAIN, H.H.; Chlorellin, an Antibacterial Substance from Chlorella. Science, Vol. 99, nº 2574, 1944. 351-352p.
- SILVA, S.A. On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Sta-
bilization Ponds in Northeast Brazil. Tese de Doutoramen-
to. Universidade de Dundee. Escócia, 1982. 236p.
- SILVA, S.A. e MARA, D.D. Tratamentos Biológicos de Águas Resi-
duárias. Lagoas de Estabilização. Rio de Janeiro, ABES,
1979. 140p.
- SOARES, J. Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas
de Estabilização Profundas em Série. Dissertação de Mestra-
do. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1985.
64p.
- SOUSA, M.F.N. Estudo da Influência do Tempo de Detenção no
Comportamento de Nutrientes ao Longo de uma Série de La-
goas de Estabilização - Lagoas Profundas. Dissertação de
Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande,
1988. 185p.
- SPIEGEL, M.R. Estatística. Tradução de Pedro Cosentino. São
Paulo, McGraw - Hill do Brasil, 1976. 580p.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
WPCF, AWWA, APHA, 15th Edition. Washington, 1980. 1134p.