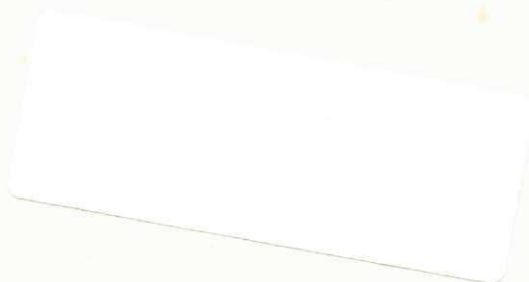


CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DE TANQUES SÉPTICOS



RUI DE OLIVEIRA

+ CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DE TANQUES SÉPTICOS

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO - RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADOR - PROF. SALOMÃO ANSELMO SILVA

Campina Grande - Pb
1983

048c Oliveira, Rui de.
Contribuição ao estudo de tanques sépticos / Rui de
Oliveira. - Campina Grande, 1983.
237 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -
Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e
Tecnologia, 1983.

"Orientação : Prof. Salomão Anselmo Silva.
Referências.

1. Esgotos - Tratamento. 2. Águas Residuais -
Tratamento. 3. Tanques Sépticos. 4. Saneamento. 5.
Dissertação - Engenharia Civil. I. Silva, Salomão Anselmo.
II. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB).
III. Título

CDU 628.3(043)

OFERECIMENTO

PARA HELOÍSA, JANETE e BEATRIZ

AGRADECIMENTOS

A

Universidade Federal da Paraíba

através do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia e da Estação Experimental de Tratamentos Biológicas de Esgotos Sanitários - EXTRABES - nas pessoas dos Professores Ademilson Montes Ferreira e Salomão Anselmo Silva, pelo apoio dispensado à realização deste trabalho.

Aos

Órgãos e Agências convenientes da Universidade Federal da Paraíba. BNDES, CAGEPA, CIDA, CNPq, FINEP e SUDENE, pelo suporte material que viabilizou a realização da pesquisa experimental objeto deste trabalho.

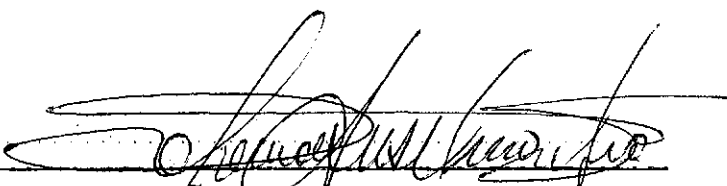
A todos os Amigos compreensivos e atenciosos

que, de alguma forma, deixaram aqui suas contribuições.

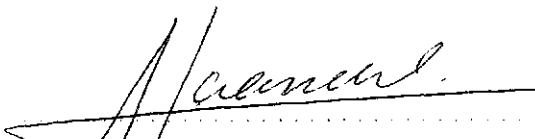
CONTRIBUIÇÃO AO ESTUDO DE TANQUES SÉPTICOS

RUI DE OLIVEIRA

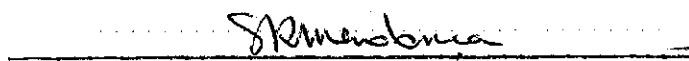
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 22.02.1983



Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA-MS PhD
Orientador



Prof. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL-PhD



Prof. SÉRGIO ROLIM MENDONÇA-MSc

Campina Grande, Paraíba
Fevereiro - 1983

SUMÁRIO

	Página
OFERECIMENTO	III
AGRADECIMENTOS	IV
FOLHA DE APROVAÇÃO	V
SUMÁRIO	VI
RESUMO	VII
ABSTRACT	IX
INTRODUÇÃO	1
1. A DISPOSIÇÃO DAS EXCRETAS	6
2. O PROCESSO ANAERÓBIO APLICADO A REATORES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	19
3. TANQUES SÉPTICOS	34
4. MATERIAIS E MÉTODOS UTILIZADOS NA PESQUISA	61
5. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS	77
6. CONCLUSÕES	222
7. SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	230
Referências Bibliográficas	233

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo principal fazer a avaliação da performance de um tanque séptico compartimentado trabalhando num regime de fluxo contínuo e recebendo esgoto bruto do sistema de esgotos da cidade de Campina Grande, Estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil, para períodos de detenção hidráulica entre 0,72d e 1,47d. Pretendeu-se, também, verificar os efeitos da passagem do efluente do tanque através de um Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente, tendo em vista que em algumas regiões do mundo foi verificado que tal dispositivo contribui para melhorar a qualidade dos efluentes das fossas sépticas.

Para a concretização dos objetivos desta pesquisa, foi feito uso de um modelo experimental em escala natural e o levantamento de dados operacionais foi estendido por um período de aproximadamente dezesseis meses.

A análise dos resultados experimentais permitiu verificar que num tanque séptico compartimentado, a câmara de entrada se comporta como o principal reator biológico do sistema, oferecendo remoção de cerca de 70% de DBO e de cerca de 80% do número de Coliformes Fecais influente. A câmara de saída contribui para elevar a eficiência global do conjunto e o filtro biológico, como dispositivo de polimento do efluente do tanque séptico, contribui para elevar o rendimento de remoção de DBO a 85% e o rendimento de remoção de Coliformes Fecais a mais de 90%. Os resultados obtidos, analisados sob qualquer prisma, demonstram que, para as condições observadas, um sistema projetado de acordo com o modelo experimental oferecerá elevado rendimento, visto que se confirmaram, aqui, as observações feitas nas pesquisas realizadas na África.

De qualquer modo, ficou demonstrada a excelente performance do

processo anaerôbio, de degradação de material orgânico sob as condições aqui reinantes e essa constatação representa uma contribuição importante ao estudo de pequenos reatores anaeróbios de utilização frequente em sistemas individuais de veiculação hídrica, para a disposição das excretas.

ABSTRACT

The objective of this work is to evaluate the performance of a two chamber septic tank operating under constant flow and load conditions and receiving raw sewage of the City of Campina Grande North East Brazil for hydraulic retention times between 0.72 and 1.47 d. Also the effect of passing the septic tank effluent through an anaerobic upflow filter was observed. A full scale experimental model of the septic tank-upflow filter was operated for a period of about sixteen months.

It was observed that the first chamber of the septic tank behaves as the main biological reactor in which about 70 per cent of BOD and 80 per cent of the faecal coliforms of the influent are eliminated. The second chamber contributes to raise the overall efficiency of the septic tank. The anaerobic functions as a unit to polish the septic tank effluent and increases the overall BOD and faecal coliform removal efficiency to 85 and 90 per cent respectively.

From the experimental results it was concluded that the efficiency of the experimental model under the used operating conditions is quite high. This conclusion is believed to be important as it indicates the applicability of small anaerobic units in individual excreta disposal systems.

ÍNDICE

	Página
OFERECIMENTO	III
AGRADECIMENTOS	IV
FOLHA DE APROVAÇÃO	V
SUMÁRIO	VI
RESUMO	VII
ABSTRACT	IX
INTRODUÇÃO	1
1. A DISPOSIÇÃO DAS EXCRETAS	6
1.1. A excreta	6
1.1.1. Características físico-químicas	6
1.1.1.1. Quantidades	
1.1.1.2. Composição	7
1.1.2. Características biológicas	8
1.2. O esgoto	11
1.2.1. Características gerais	11
1.3. Decomposição da matéria orgânica	12
1.4. Classificação dos sistemas de disposição de excretas	15
2. O PROCESSO ANAERÓBIO APLICADO A REATORES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	19
2.1. Considerações gerais	19
2.2. Microbiologia e bioquímica do processo anaeróbio ...	20
2.3. Condições ambientais requeridas pelo processo anaeró bio	24
2.3.1. O equilíbrio pH-alcalinidade	26

2.4. Eficiência do processo anaeróbio no tratamento de águas residuárias	28
2.4.1. Remoção de DBO	28
2.4.1.1. Cinética de remoção de DBO	28
2.4.2. Remoção de bactérias	30
2.5. Cargas de DBO ₅ aplicadas ao processo anaeróbio	32
3. TANQUES SÉPTICOS	33
3.1. Referências históricas	33
3.2. Funcionamento dos tanques sépticos	34
3.3. Forma do tanque	34
3.4. Localização	36
3.5. Dimensionamento	36
3.5.1. Capacidade do tanque - critério da ABNT-NB-41 ...	36
3.5.2. Definição de termos e dados de projeto	37
3.5.2.1. Quota per-capita de contribuição de esgotos e contribuição per-capita de lodo fresco	37
3.5.2.2. Período de detenção hidráulica, período de digestão de lodo, período de limpeza e período de armazenamento	38
3.5.2.3. Coeficientes de redução de volume de lodo em digestão e lodo digerido (R ₂ e R ₁)	40
3.5.3. Capacidade do tanque - outros critérios	42
3.5.3.1. Critério recomendado nos Estados Unidos	42
3.5.3.2. Critério do British Standards Institution	43
3.5.3.3. Critério empírico de Fair e Gayer	43
3.5.4. Relações entre as dimensões dos tanques sépticos.	43
3.6. Construção	47
3.7. Compartimentação	48

3.8. Dispositivos de entrada, saída e de intercomunicação entre compartimentos	49
3.9. Eficiência dos tanques sépticos	51
3.10. Operação e manutenção	52
3.10.1. Início da operação	52
3.10.2. A qualidade das águas influentes	52
3.10.3. Inspeções	53
3.10.4. Limpeza	53
3.10.5. Operações especiais	54
3.11. Disposição final do efluente de tanques sépticos ..	55
3.11.1. Utilização de filtros anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de efluentes de tanques sépticos	56
4. MATERIAIS E MÉTODOS UTILIZADOS NA PESQUISA	60
4.1. Descrição do modelo experimental	60
4.1.1. Considerações gerais	60
4.1.2. O filtro biológico	61
4.1.3. Dispositivos de entrada e saída e de intercomunicação entre as câmaras do tanque séptico	61
4.2. Cronograma da pesquisa	61
4.3. Funcionamento do modelo experimental	64
4.4. Pré-dimensionamento do sistema	64
4.4.1. Estudo da carga hidráulica	64
4.4.2. Estudo da carga orgânica	65
4.5. Metodologia da pesquisa	67
4.5.1. Objetivos da amostragem	67
4.5.2. Procedimento	68
4.5.3. Natureza das determinações	68

	Página
4.5.4. Métodos utilizados nas determinações	69
4.5.4.1. Determinações físicas	69
4.5.4.2. Determinações químicas	70
4.5.4.3. Determinação físico-química	71
4.5.4.4. Determinações biológicas	71
4.5.4.5. Determinações bioquímicas	75
5. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS	76
5.1. O sistema em condições estáticas	76
5.2. O lodo do sistema	80
5.2.1. Aspectos geométricos do lodo depositado no tanque sêptico	80
5.2.2. Caracterização do lodo acumulado no interior do tanque sêptico	81
5.2.3. Caracterização do lodo removido do filtro biológi co	84
5.2.4. A redução do volume de lodo fresco no tanque sêp tico	87
5.2.5. Estado de contribuição de lodo	89
5.3. Apresentação e análise dos dados de temperatura ...	89
5.4. Apresentação e análise dos resultados de pH e alca linidade total	90
5.5. Apresentação e análise dos resultados de DBO ₅	101
5.5.1. Eficiência de remoção de DBO	107
5.5.2. Cargas de DBO ₅ aplicadas ao sistema	115
5.5.3. Elementos de cinética do processo	118
5.5.3.1. Análise do sistema	118
5.5.3.2. Análise da câmara TS ₁	130
.....	

5.5.3.3. Uma proposta de modelo para interpretar a remoção de DBO na câmara de entrada do tanque séptico	132
5.6. Apresentação e análise dos resultados de DQO	140
5.6.1. Eficiência de remoção de DQO	141
5.6.2. Elementos de cinética	142
5.7. Apresentação e análise dos resultados de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis	143
5.8. Apresentação e análise dos resultados de sulfeto total	151
5.9. Apresentação e análise dos resultados de cloreto ..	162
5.10. Apresentação e análise dos resultados de fósforo ..	162
5.11. Apresentação e análise dos resultados de nitrogênio	168
5.12. Apresentação e análise dos resultados de condutividade a 25°C	176
5.13. Apresentação e análise de resultados dos indicadores bacteriológicos	176
5.13.1. Coliformes fecais (CF)	176
5.13.1.1. O sistema analisado como uma série de reatores	185
5.13.1.2. A câmara TSI	187
5.13.1.3. Proposta de um outro modelo para a compreensão da cinética de eliminação de coliformes fecais na câmara TSI	196
5.13.2. Streptococos fecais	201
5.13.3. Salmonella sp	201
5.14. Análise e discussão de resultados dos indicadores parasitológicos	203

	Página
6. CONCLUSÕES	222
6.1. A câmara de entrada do tanque séptico	222
6.2. A câmara de saída do tanque séptico	225
6.3. O filtro biológico como elemento de polimento do efluente do tanque séptico	226
6.4. Análise comparativa dos resultados obtidos, com a experiência	227
6.5. Os resultados obtidos e a norma NB-41	228
7. SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	229
7.1. Sobre o projeto de tanques sépticos	229
7.2. Sobre o filtro biológico	230
7.3. Sugestões para pesquisas futuras	231
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	233

INTRODUÇÃO

Quando águas residuárias, especialmente esgotos domésticos, são descarregados num corpo receptor, produzem-se modificações nas características físicas, químicas e biológicas das águas desse corpo receptor.

As principais modificações de natureza física são as alterações da cor, turbidez e temperatura. Das modificações químicas prováveis, destacam-se a alteração da salinidade da água, o aumento da concentração de material orgânico e as variações de pH e da concentração de gases dissolvidos, particularmente Oxigênio e Dióxido de Carbono. As modificações biológicas incluem a alteração do plancton próprio do corpo receptor, com aumento da população de bactérias heterotróficas e com a incorporação de organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos).

Desta forma, a descarga de esgotos num corpo receptor não deve exceder a sua capacidade de autodepuração, a fim de não produzir sua destruição e/ou eutroficação. Além do mais, o número de organismos patogênicos lançados ao corpo receptor, deve ser o menor possível, de modo a evitar a disseminação de doenças.

A reutilização de águas servidas se reveste de especial importância, principalmente em regiões áridas e semi-áridas, visto que efluentes de sistemas de tratamento de esgotos podem vir a ser úteis na dessedentação do gado e na irrigação, desde que observados determinados padrões de qualidade.

Assim sendo, o lançamento de águas residuárias em corpos receptores está condicionado, na maioria das vezes, ao tratamento prévio dessas águas.

Com base em critérios de saúde, de preservação do meio ambiente

(critério ecológico) e de reutilização de efluentes, o tratamento dos esgotos implica, principalmente, na degradação da matéria orgânica nelas contida e na destruição de organismos patogênicos provenientes das fezes.

O tipo de tratamento selecionado deve ter em vista o objetivo final para o qual o efluente será utilizado, sem deixar de ser considerado o problema dos custos das instalações e que o sistema deve ser compatível com os hábitos locais da população.

Nas áreas urbanas, a solução ideal para o afastamento das excretas humanas, sob o ponto de vista sanitário, seria a utilização de um sistema de drenagem das águas residuárias, incluindo uma Estação de Tratamento de Esgotos. As rápidas variações demográficas resultantes do Êxodo Rural, principalmente nos países em desenvolvimento, contribuíram para o surgimento e/ou crescimento de aglomerados humanos nas periferias das cidades. Na maioria dos países em desenvolvimento as taxas de urbanização se situam entre 7 e 10% ao ano (Nimouno, 1977) e as áreas residenciais urbanas, surgidas, muitas vezes não dispõem de sistemas viários, sistemas de distribuição de água, bem como de sistemas de drenagem, visto que não há o planejamento adequado na ocupação fundiária e a expansão de sistemas, tais como o de disposição de excretas, se constitui em verdadeiro desafio, principalmente quando se considera a pouca disponibilidade de recursos econômicos. Agravando mais o quadro do planejamento urbano físico, entra uma outra componente: O baixo nível de educação sanitária dessas populações.

Existe, portanto, um problema grave que exige solução de modo que a condição de vida, das populações marginais, melhore. Além disso, as populações rurais devem ser convenientemente atendidas, visto que o campo responde pela grande responsabilidade do setor primário da econo

mia, principalmente no que diz respeito à produção de alimentos.

O mais recente exame da situação de suprimento de água e disposição de excretas realizado pela Organização Mundial de Saúde - OMS - data de 1975 (WOLMAN, 1977). Este exame representa uma sequência para o levantamento menos detalhado de 1963, feito pela mesma agência.

No levantamento de 1975, 90% da população total dos países em desenvolvimento (exceção feita à República Popular da China) foram cobertos. Foi verificado que ocorreu, desde 1963, um progresso real, porém a obtenção de metas esteve aquém do esperado. No que diz respeito à disposição de excretas, que em muitas instâncias é o ponto crítico da saúde pública, verificou-se que a população servida adequadamente, através de sistemas públicos e individuais, é de 435 milhões para as áreas urbanas, ou 75%, e somente 195 milhões, ou 14%, para as áreas rurais (Wolman, 1977). Com base nesses dados, pode-se concluir que, da população examinada, cerca de 68% não dispõem de instalações classificadas sequer como razoáveis para a disposição de suas excretas.

Raciocinando sobre esses números e tendo em vista os altos investimentos que terão de ser feitos para a implantação e/ou expansão de sistemas de disposição adequada dos dejetos humanos, e considerando, ainda, o nível de educação sanitária da população, parece óbvio que a tecnologia a aplicar não deve ser sofisticada e cara, mas aquela que, resguardando a saúde da comunidade, ofereça facilidades de implantação, operação e manutenção do sistema. É importante enfatizar que as soluções empregadas para milhões de habitantes urbanos não são necessariamente as mesmas que as utilizadas nos núcleos rurais. As opções tecnológicas não dependem somente de grandes generalizações, mas de cada situação local. A inviabilidade de determinada tecnologia não deve constituir motivo para que todo um aglomerado humano seja privado das ações

do Saneamento, pois há a possibilidade da utilização de tecnologias alternativas. Quando não existir água em abundância para servir de veículo para o afastamento dos dejetos, há a possibilidade da utilização de privadas higiênicas, tais como fossas secas e fossas de fermentação as quais não requerem água para o transporte das exretas. Quando não for possível a implantação de um sistema público de drenagem de águas servidas, há a possibilidade da opção por sistemas individuais de veiculação hídrica com a utilização de fossas sépticas.

Fossas ou tanques sépticos são dispositivos universalmente utilizados e nos Estados Unidos, entre os anos de 1947 e 1953, o Serviço de Saúde Pública desenvolveu extensa pesquisa para esclarecer os mínimos problemas derivados do seu uso. Desta pesquisa, saíram as recomendações sobre o projeto desses dispositivos para os Estados Unidos. No Brasil, a norma NB-41, que trata da Construção e Instalação de Fossas Sépticas, recomenda um critério de dimensionamento semelhante àquele recomendado nos Estados Unidos (Vide Capítulo 3). Pelo critério do British Standards Institution, a capacidade de um tanque séptico para um mesmo número de usuários é, inclusive, maior àquela obtida pelo critério americano. Outros critérios devem existir nos vários países do mundo.

A adoção de um critério de dimensionamento de tanques sépticos ou de qualquer outro dispositivo de tratamento biológico de esgotos, no entanto, deveria sempre levar em conta fatores relacionados com a atividade dos organismos que proporcionam a degradação do material orgânico. Tem sido demonstrado que a performance de reatores biológicos de tratamento nos trópicos é significativamente diferente da performance desses reatores em regiões temperadas. Portanto, sempre que possível, é prudente fazer avaliações do desempenho desses dispositivos, conside

rando as condições locais, especialmente aquelas relacionadas ao clima e aos hábitos da população.

Este trabalho tem, como objetivo principal, a avaliação da performance de um tanque séptico compartimentado trabalhando num regime de fluxo contínuo e recebendo esgoto bruto do sistema de esgotos da cidade de Campina Grande, no Estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil, para períodos de detenção hidráulica entre 0,72 dia e 1,47 dias sem levar em conta o espaço para digestão de lodo fresco considerado no critério recomendado pela norma NB-41. Além disso, pretende-se verificar os efeitos da passagem do efluente do tanque séptico através de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, tendo em vista que em algumas regiões do mundo, especialmente na Índia, foi verificado que tal dispositivo contribui, sobremaneira, para melhorar a qualidade dos efluentes de fossas.

1. A DISPOSIÇÃO DAS EXCRETAS

1.1. A excreta

A excreta é um produto residuário do metabolismo humano e constitui-se, basicamente, de fezes e urina (Ehlers & Steel, 1958).

1.1.1. Características físico-químicas

1.1.1.1. Quantidades

A quantidade de excretas produzida per-capita é, indubitavelmente, influenciada por condições locais, não somente fisiológicas, mas também culturais e sociais. Através dos tempos foram realizados vários levantamentos estatísticos com o fim de determinar valores médios para esse parâmetro. A partir de uma revisão publicada, ficou conhecido que, na Ásia, a quantidade de fezes produzida por cada pessoa, diariamente, varia entre 200 e 400 g (peso úmido) e que, em países europeus e da América, a variação é de 100 a 150 g. (Wagner & Lanoix, 1958). Os mesmos autores fazem referência a um estudo realizado nas Filipinas onde foi dada, como produção média de excreta total (fezes e urina), a quantidade de 665 g per-capita por dia. Mann, H.T. (1976) refere-se, para países tropicais, ao seguinte:

Fezes: 400 g/pessoa . dia

Urina: 1200 g/pessoa . dia

Gotaas (1956) num estudo de caráter mundial, atribui para áreas rurais e vilas agrícolas, a seguinte variação de quantidades:

Fezes: 135 a 270 g per-capita por dia (peso úmido)

35 a 70 g per-capita por dia (peso seco)

Urina: 1,0 a 1,3 litros per-capita por dia

50 a 70 g de sólidos secos per-capita por dia.

As quantidades, em peso, citadas em várias publicações, variam de autor para autor, mas parece haver concordância quanto ao volume diário total de 1,5 litros de excreta per-capita, pois os já citados, Wagner & Lanoix, atribuem ao estudo Filipino uma considerável margem de erro.

1.1.1.2. Composição

De acordo com Ehlers & Stell (1958) a excreta inclui grandes quantidades de água e matéria orgânica putrescível, sendo que os percentuais para esta última são em torno de 20% nas fezes e 2,5% na urina. Além disso, somam-se, ainda, pequenas quantidades de nitrogênio, ácido fosfórico, enxofre e outras substâncias inorgânicas.

Gotaas (1956) sumariza a composição aproximada da excreta, reproduzida no quadro 1.1.

QUADRO 1.1.

Composição aproximada da excreta

COMPOSIÇÃO	FEZES	URINA
	%	%
Umidade	66 a 88	93 a 96
Matéria Orgânica (com base no peso seco)	88 a 97	65 a 85
Nitrogênio	5,0 a 7,0	15 a 19
Fósforo (como P_2O_5) ...	3,0 a 5,4	2,5 a 5,0
Potássio (como K_2O) ...	1,0 a 2,5	3,0 a 4,5
Carbono	40 a 55	11 a 17
Cálcio (como CaO)	5,0 a 10	4,5 a 6,0

FONTE: Gotaas, Composting - Sanitation and Reclamation of Organic Wastes, W.H.O., 1956

1.1.2. Características biológicas

As fezes de animais de sangue quente contêm um grande número de organismos vivos, tais como bactérias, vírus, protozoários e helmintos

No que diz respeito às bactérias, muitas delas fazem parte da flora intestinal normal de todo animal sadio, sendo que esta microflora é constituída por organismos aeróbios e anaeróbios e o seu peso representa algo como 25 a 35% do peso seco total das fezes (Costa, L.J.P 1980).

Dentre as bactérias próprias do trato intestinal estão as bactérias do grupo coliforme ou grupo coli-aerogenes, que inclui a *Escherichia coli*, *enterobacter aerogenes*, *Klebsiella*, *Proteus* e *Citrobacter*. Além dos coliformes, merecem destaque os *Streptococos fecais* e o *Clostridium perfringens*. Todas essas bactérias não são patogênicas no seu habitat natural, o intestino.

As bactérias do grupo coliforme e os *Streptococcus fecais* são, em conjunto ou isoladamente, na prática da Engenharia Sanitária, os indicadores mais comuns de contaminação de águas por materiais fecais. O índice CF/EF é um importante fator para a avaliação da contaminação de águas por seres humanos ou por animais domésticos, visto que diferentes animais eliminam coliformes fecais e *estreptococcus fecais* em diferentes quantidades, conforme demonstra o quadro 1.2.*

De acordo com Mara, D.D. (1974) o índice CF/EF para fezes humanas é maior que o índice para as fezes de animais domésticos que são menores que a unidade. Dependendo do valor encontrado para a relação Coliformes Fecais/*Estreptococcus Fecais* numa determinada água podem ser dadas as seguintes interpretações:

CF/EF \geq 4,0 - Forte evidência de que a poluição é causada por excretas humanas (com perigo de transmissão de

doenças).

- $2,0 \leq CF/EF < 4,0$ - Evidência da predominância de contaminação por excretas humanas, numa poluição mista.
- $1,0 \leq CF/EF < 2,0$ - A interpretação é incerta
- $0,7 \leq CF/EF \leq 1,0$ - Evidência da predominância de contaminação por excretas de animais domésticos numa poluição mista
- $CF/EF \leq 0,7$ - Forte evidência de que a contaminação é causada por animais domésticos. (Perigo de disseminação de doenças de animais que, no entanto, podem ser transmitidas ao homem como, por exemplo, a brucelose e o anthrax).

Algumas restrições são feitas a essas interpretações:

- O pH da amostra deve estar entre 4 e 9, o que exclui o efeito tóxico do pH sobre os microorganismos em questão.
- As contagens de Coliformes Fecais e de *Streptococcus Fecais* devem ser feitas de uma mesma amostra.
- A amostra deve ser tomada com um tempo de fluxo não superior a 24 horas, à jusante do ponto de lançamento, de modo que, com isso, minimiza-se o erro, devido a taxas de morte diferentes entre os Coliformes Fecais e *Streptococcus Fecais*.

Além dos organismos normalmente presentes no intestino, o homem pode eliminar, de forma intermitente, bactérias patogênicas provenientes de indivíduos doentes e de portadores sãos. Dentre as bactérias patogênicas podemos destacar: o *Vibrio cholera*, a *Salmonella typhi*, a *Salmonella paratyphi*, a *Shigella dysenteriae* e/ou a *Shigella flexneri*, *Leptospira*, *Brucella* etc., agentes infecciosos, respectivamente, de doenças como cólera, febre tifóide, febre paratífóide, desintéria

bacilar, leptospirose e brucelose.

Dentre os vírus eliminados nas fezes de pessoas doentes ou de portadores sadios, merece destaque o vírus da hepatite. Dos protozoários, que parasitam os seres humanos; podem ser evidenciados, nas fezes, cistos de Entamoeba histolítica. Dos helmintos, também parasitas, pode ocorrer a presença de ovos dos três grupos mais importantes: Nematóide, Cestóide e Trematóide.

Devido à presença de agentes infecciosos nas excretas, existe o risco de transmissão de doenças infecciosas de veiculação hídrica, se material fecal é lançado no corpo receptor.*

QUADRO 1.2.

Estimativa de Contribuição Per-Capita de microorganismos indicadores de contaminação fecal por alguns animais e pelo homem.

ANIMAL	DENSIDADE MÉDIA DO INDICADOR POR GRAMA DE FEZES - (Em Milhões)		CONTRIBUIÇÃO MÉDIA PER-CAPITÁ/24 HORAS (Em Milhões)		ÍNDICE CF/EF
	CF	EF	CF	EF	
Homem	13,00	3,0	2000	450	4,4
Pato	33,00	54,0	11000	18000	0,6
Ovelha	16,00	38,0	18000	43000	0,4
Galinha	1,3	3,4	240	620	0,4
Vaca	0,23	1,3	5400	31000	0,2
Peru	0,29	2,8	130	1300	0,1
Porco	3,3	84,0	8900	230000	0,04

FONTE: Mara - Bacteriology for Sanitary Engineers, 1974

1.2. O esgoto

1.2.1. Características gerais

A excreta, quando veiculada com água, constitui o esgoto sanitário que, juntamente com as descargas das lavanderias caseiras, com as águas da higiene corporal, de lavagens de utensílios de cozinha e de preparação de comida, além de papel higiênico e outros refugos, constitui o esgoto doméstico, ou seja, O ESGOTO, como normalmente nos referimos; é o conjunto de águas residuárias de origem doméstica.

De um modo geral, o esgoto doméstico é composto de aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de material sólido, sendo que a parte inorgânica desses sólidos é devida à presença de sais, metais e areia (Mara, 1976).

Dependendo da concentração de material residuário no esgoto, este pode ser classificado como fraco, médio, forte e muito forte, sendo que é comum levar em conta a concentração de matéria orgânica para fazer tal classificação. Os parâmetros utilizados para a avaliação da concentração de matéria orgânica são, usualmente, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Mara (1976) dá a classificação do esgoto doméstico em função de sua DBO_5 e sua DQO, de acordo com o quadro 1.3.

No esgoto classificado como médio, cerca de 75% dos sólidos em suspensão (SS) e 40% dos sólidos filtráveis (SF) são de natureza orgânica. Dos compostos orgânicos presentes no esgoto, os principais grupos são as proteínas (40 a 60%), os carboidratos (25 a 50%) e as gorduras (10%). A uréia, principal composto da urina, decompõe-se rápida e principalmente para amônia. (Metcalf & Eddy, Inc., 1972).

Mara (1976) fornece dados de caracterização do esgoto para algu

mas localidades, baseado em valores médios, conforme os elementos do quadro 1.4.

QUADRO 1.3.

Classificação do esgoto doméstico
em função da DBO_5 e da DQO

ESGOTO	DBO_5 (mg O_2 /l)	DQO (mg O_2 /l)
Fraco	200	400
Médio	350	700
Forte	500	1000
Muito Forte	750	1500

FONTE: Mara, Sewage Treatment in Hot Climates, 1976

1.3. Decomposição da matéria orgânica

A reação de oxidação do composto AH pode ser representada pela equação:



o que significa que, simultaneamente à remoção de elétrons do composto, há a liberação de prótons. Os elétrons e os prótons do composto AH serão, finalmente, aceitos pelo agente oxidante B, que é reduzido durante a reação.



As bactérias obtêm a energia necessária ao seu crescimento, ge

QUADRO 1.4

Análise de esgotos em locais de climas temperados e tropicais

COMPONENTE	CONCENTRAÇÃO EM mg/l						
	Nairobi (Kenya)	Nakuru (Kenya)	Kodun-Gaiyur (India)	Lima (Peru)	Herzliya (Israel)	Allentown (USA)	Yeovil (Reino Unido)
DBO ₅	448	940	282	175	285	213	324
SS	550	662	402	196	427	186	321
SF	503	611	1060	1187	1094	502	-
Cl ⁻	50	62	205	-	163	96	315
N-NH ₃	67	72	30	-	76	12	29

FONTE: Mara, Sewage Treatment in Hot Climates, 1976

ralmente da mesma forma que os organismos superiores, através de reações de oxi-redução. Nessas reações, as bactérias promovem a oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos, não pela adição simples de oxigênio, mas pela remoção de elétrons desses compostos, os quais são combinados com um acceptor final de elétrons que poderá ser oxigênio molecular, um composto orgânico ou uma forma oxidada de enxofre ou nitrogênio.

O metabolismo celular, para obtenção de energia, inclui dois mecanismos principais: Respiração e Fermentação. A respiração é o mecanismo no qual o oxigênio molecular ou o oxigênio quimicamente combinado (SO_4^- , NO_3^-) é o acceptor final de elétrons. A respiração é dita aeróbia quando o acceptor final de elétrons é o oxigênio molecular, e é dita anaeróbia quando esse papel de acceptor é desempenhado por compostos inorgânicos (SO_4^- , NO_3^-) desde que sejam utilizados sob condições anaeróbicas.

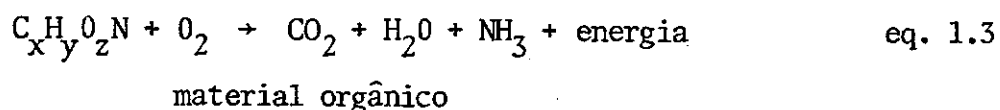
A fermentação se refere àquelas reações de oxidação-redução, nas quais compostos orgânicos atuam simultaneamente como doadores e como aceptores de elétrons.

O material orgânico contido na excreta pode ser bioquimicamente degradado. Na natureza são caracterizados dois importantes processos de degradação bioquímica da matéria orgânica. As Figuras 1.1. e 1.2 ilustram os ciclos aeróbio e anaeróbio da matéria orgânica, cujas fases de degradação são governadas, respectivamente, pelos processos aeróbio e anaeróbio de conversão ou estabilização da matéria orgânica morta.

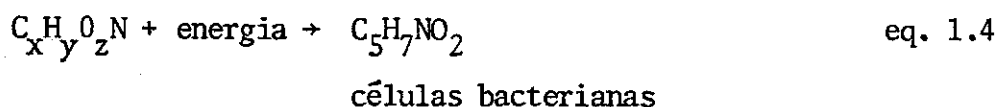
O processo aeróbio de decomposição envolve mecanismos de Respiração Aeróbia e a ação biológica é exercida por bactérias aeróbias e aeróbio-facultativas. O metabolismo dessas bactérias pode ser descri

to pelas seguintes equações:

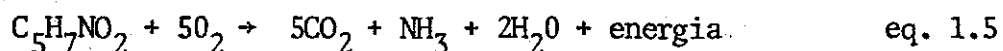
Catabolismo



Anabolismo



Autólise



O processo anaeróbio de degradação envolve mecanismos combinados de respiração anaeróbia e fermentação e a ação biológica é exercida por bactérias anaeróbias e anaeróbio-facultativas. Assim como o processo aeróbio, é possível a aplicação do processo anaeróbio, na prática da Engenharia Sanitária, a reatores de tratamento de esgotos.

Devido à sua importância, neste trabalho, o processo anaeróbio aplicado a reatores é estudado mais detidamente no Capítulo 2.

1.4. Classificação dos sistemas de disposição de excretas

Os sistemas de disposição de excretas, sob o ponto de vista da sua utilização, são classificados em Municipais e Individuais. Um sistema municipal é aquele que compreende um sistema de coleta utilizado pela comunidade compreendida como um conjunto e uma ou mais estações de lançamento do material coletado. Normalmente, a utilização de tais sistemas é feita com o uso de um ramal predial, que recolhe as águas residuárias da residência e as despeja no coletor público. É um sistema que, pelo menos nos países ocidentais, é sempre de veiculação hídrica.

Sistemas individuais servem a uma ou a um grupo de residências isoladas, instituições como escolas e hospitais, acampamentos e residências das periferias das cidades, não atingidas pelo sistema municipal. Tais sistemas são largamente empregados nas áreas rurais onde, em virtude das grandes distâncias entre as propriedades, não é possível a instalação de um sistema integrado. Dependendo da existência de suprimento de água, os sistemas individuais de disposição da excreta podem compreender.

1. Sistemas individuais sem veiculação hídrica, que compreendem as fossas secas, as fossas de fermentação etc.;
2. Sistemas individuais com veiculação hídrica, que compreendem os tanques sépticos e os tanques Imhoff.

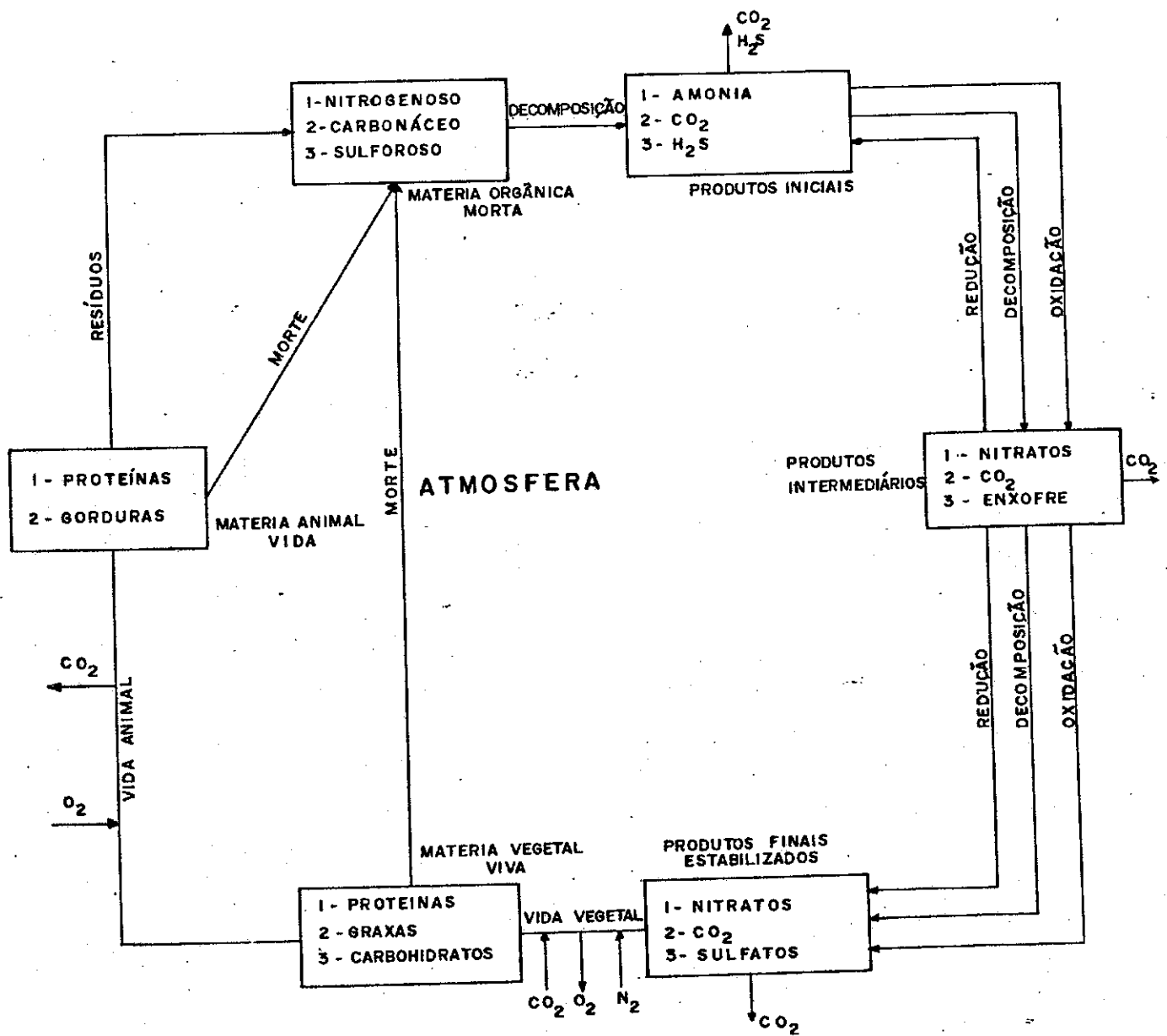


FIG. 1.1 - CICLO AERÓBIO

De Metcalf Eddy, 1972, a partir de McGauhey, P.H.: Engineering Management of Water Quality, McGraw Hill, N.Y., 1968.

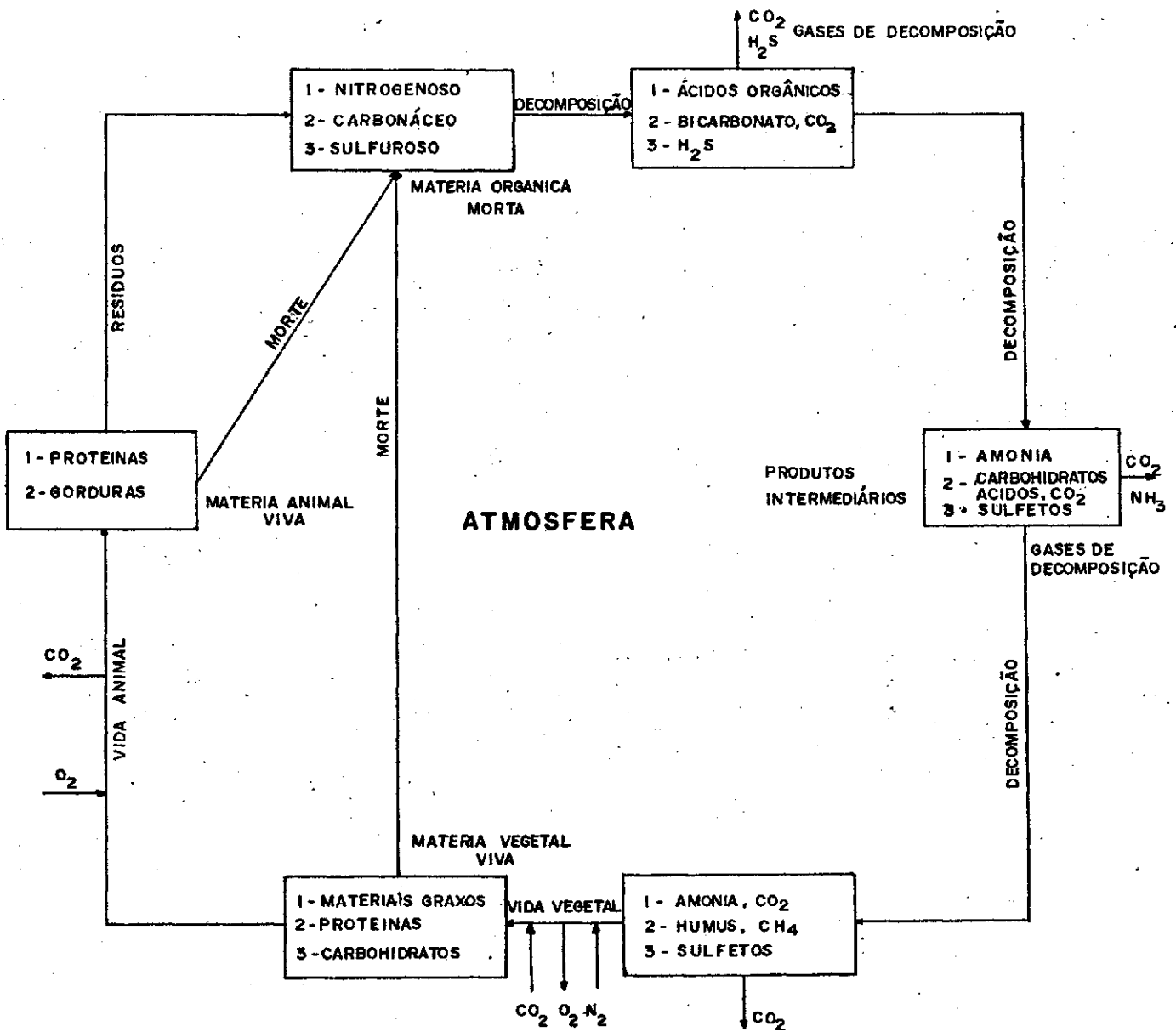


FIG.12 - O CICLO ANAEROBIO

De Metcalf Eddy, 1972, a partir de Mc gauhey, P.H.: Engineering Management of Water Quality, Mc graw Hill, N. Y., 1968.

2. O PROCESSO ANAERÓBIO APLICADO A REATORES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

2.1. Considerações Gerais

A vantagem mais significativa do tratamento anaeróbio sobre o tratamento aeróbio é que o crescimento da população de microrganismos é minimizado, acarretando, como consequência, um dispêndio menor de instalações para a disposição de lodo biológico, além de requerer frações menores de nutrientes biológicos, tais como nitrogênio e fósforo (Mc Carty, 1968).

O crescimento de organismos é limitado porque num reator anaeróbio há uma menor quantidade de energia disponível para as bactérias, quando comparado a um reator aeróbio. Para a constatação disso, compare-se as reações de degradação do ácido acético pelos dois processos e se verifique as quantidades de energia desprendidas pelas reações nos dois casos (Sawyer & Mc Carty, 1968).

Processo Aeróbio - Respiração



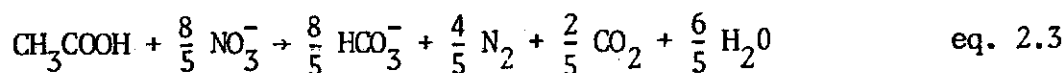
$$\Delta F^0 = - 206,4 \text{ kcal}$$

Processo Anaeróbio - Fermentação



$$\Delta F^0 = - 10,9 \text{ kcal}$$

Processo Anaeróbio - Respiração



$$\Delta F^0 = - 192,5 \text{ kcal}$$

Sendo um processo no qual o material orgânico é, finalmente, convertido para dióxido de carbono e metano, advém, daí, outra vantagem de inegável valor, do ponto de vista econômico, de vez que o gás metano resultante pode ser aproveitado como combustível.

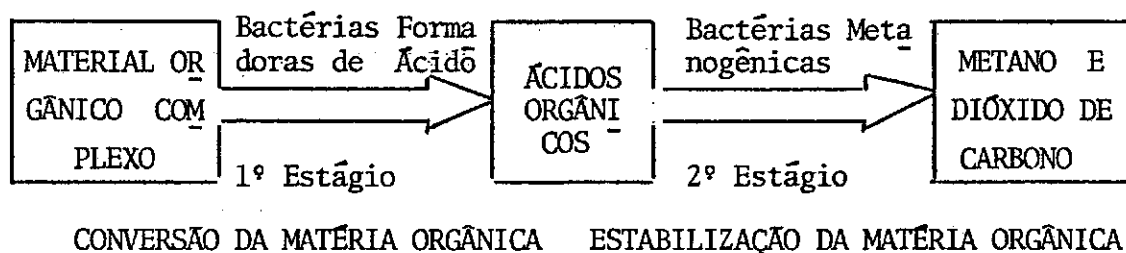
No passado, tal processo era empregado de forma mais ostensiva, na estabilização de lodos de estações municipais de tratamento de esgotos e de lodos industriais; no entanto, no decorrer dos anos ficou demonstrada sua aplicação ao tratamento de águas residuárias concentradas e diluídas.

O tratamento anaeróbio de águas residuárias relativamente diluídas, tornou-se possível de aplicar, pelo desenvolvimento de vários Processos Anaeróbios de Contato, nos quais a manutenção de uma alta concentração de microorganismos, no reator, contribui para um tratamento mais rápido e eficiente.

2.2. Microbiologia e bioquímica do processo anaeróbio

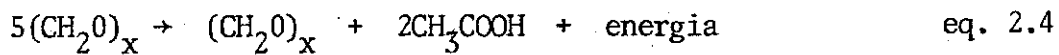
A Figura 2.1. representa, de forma simplificada, os estágios do tratamento anaeróbio da matéria orgânica.

FIGURA 2.1.



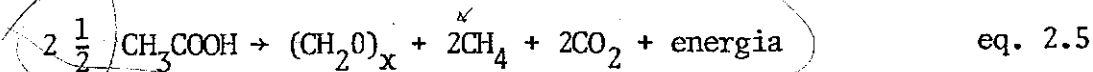
As bactérias do primeiro estágio (formadoras de ácido) são organismos anaeróbio-facultativos e constituem um grupo heterogêneo que, através de mecanismos combinados de hidrólise e de fermentação, convertem proteínas, carboidratos e gorduras em ácidos orgânicos, principalmente ácido acético e ácido propiônico (Metcalf & Eddy, 1972), (Mc Carthy, 1968). O primeiro estágio, de conversão, pelas bactérias formadoras de ácido, é caracterizado pela pouca estabilização da matéria orgânica em suspensão ou em solução. Aqui acontece, simplesmente, uma mudança na forma do material orgânico, ou seja, uma parte dele é convertida a ácidos orgânicos e outra é convertida a novas células de bactérias

A equação de conversão de um carboidrato ilustra, de forma significativa, o que acontece, inicialmente, nas condições do processo (Oswald, 1968).



(Carboidrato) (Células Novas) (Ácido Acético)

No estágio de estabilização do processo, bactérias estritamente anaeróbias e que constituem um grupo especial denominado de formadoras de metano ou metanogênicas, decompõem os ácidos orgânicos, já formados no primeiro estágio, resultando o seguinte:



(Ácido Acético) (Células Novas) (Metano) (Dióxido de Carbono)

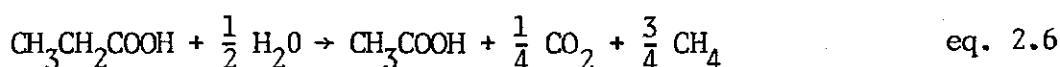
Esta reação é também denominada de fermentação metânica e é importante mencionar que álcoois podem ser fermentados também por bactérias produtoras de metano.

Apesar de serem registradas apenas evidências, parece possível

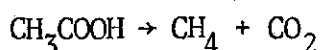
que somente bactérias metanogênicas podem levar a efeito ambos os estágios do processo anaeróbio (Mc Carty, 1968).

As bactérias produtoras de metano compreendem várias espécies diferentes de organismos anaeróbios e a característica mais similar entre elas é que todas têm a capacidade de produzir metano a partir de compostos orgânicos simples, por fermentação, sob condições anaeróbias. Tem sido evidenciado, no entanto, que cada espécie tem necessidades específicas e pode fermentar somente um grupo relativamente restrito de compostos orgânicos. Por isso, várias espécies de organismos metanogênicos são necessárias para realizar a estabilização de um substrato simples. Para se ter uma idéia a respeito desse caráter específico de cada espécie, pode-se contemplar as reações de fermentação do ácido propiônico (Mc Carty, P.L., 1968).

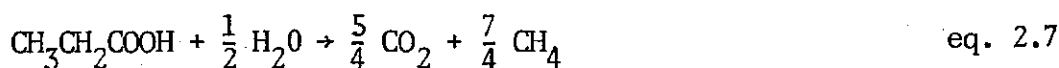
Primeiro Passo



Segundo Passo



Logo,

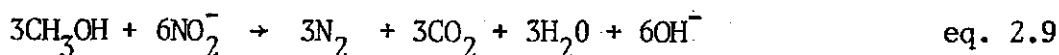
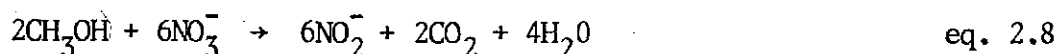


Conforme visto nas reações representadas pelas equações anteriores, o ácido propiônico é, num primeiro passo, fermentado a ácido acético e sua fermentação completa exige mais um outro passo. Cada um desses passos é levado a efeito por um grupo separado de bactérias metanogênicas.

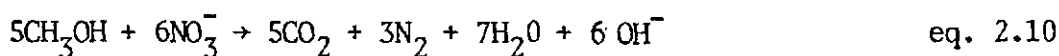
Como já foi estabelecido no Capítulo 1, o processo anaeróbio de decomposição da matéria orgânica envolve mecanismos de Fermentação e Res

piração. A equação 2.2. representa, tipicamente, a reação de conversão por fermentação, do ácido acético para metano e gás carbônico. A outra forma ou método de degradação, a Respiração, é ilustrada de forma significativa, pela reação representada pela equação 2.3, pela qual o ácido acético é convertido em alcalinidade de bicarbonato, nitrogênio gasoso, gás carbônico e água (Sawyer & McCarty, 1967).

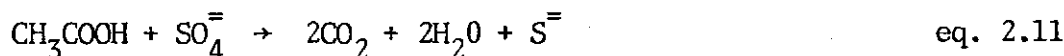
Um outro caso, onde são envolvidas reações de respiração, é o processo de desnitrificação.



Aqui, metanol é utilizado por bactérias desnitrificantes que usam sucessivamente nitratos e nitritos como aceptores de elétrons no trabalho de conversão do álcool. A equação 2.10. representa a reação no seu todo:



Outro processo, muito importante, associado à anaerobiose, é o de redução de íons sulfato (SO_4^{--}) a íons sulfeto (S^-) também através de Respiração. Aqui, a bactéria do grupo Desulfovíbrio degrada a matéria orgânica, utilizando SO_4^{--} comoceptor final de elétrons. A equação 2.11 representa a reação quando o material utilizado é o ácido acético (Mara D.D., 1974).



No que pese o papel desempenhado pela bactéria Desulfovíbrio na remoção de matéria orgânica, surge, em decorrência do seu trabalho, um problema de ordem ambiental, visto que o sulfeto resultante da redução de sulfatos contribui para a formação de gás sulfídrico, responsável em

parte pela exalação de maus odores no processo anaeróbio. A formação de gás sulfídrico se dá de acordo com a reação representada pela equação 2.12.



Além dos produtos obtidos a partir da fração carbonácea do material orgânico (gás carbônico e metano) e de hidrogênio, nitrogênio e gás sulfídrico, resultam, ainda, devido à degradação incompleta das proteínas, muitos outros compostos, entre os quais amônia, aminoácidos, aminas, indóis e escatóis, a partir do nitrogênio orgânico. Dos compostos sulfurosos resultantes, as mercaptanas têm importância secundária em relação ao gás sulfídrico.

2.3. Condições ambientais requeridas pelo processo anaeróbio

Um sistema de tratamento de esgotos que utilize o processo anaeróbio deve, para funcionar adequadamente, estar permanentemente submetido a um estado de equilíbrio dinâmico, no que diz respeito à ação das bactérias formadoras de ácido e das bactérias metanogênicas (Metcalf & Eddy, 1972). Tal estado de equilíbrio dinâmico depende de condições as quais incluem fatores ambientais, como temperatura, pH, alcalinidade etc.

Oswald (1968) num trabalho sobre o projeto de Sistema de Lagoas Anaeróbias, preconiza limites mínimo, ótimo e máximo para a boa performance dos dois estágios do processo. Esses elementos estão resumidos no quadro 2.1.

As concentrações de álcalis e sais de metais alcalino-terrosos, tais como cálcio, sódio, potássio e magnésio, podem ser bastante altas em despejos industriais e são a causa frequente da ineficiência ou do colapso do tratamento anaeróbio aplicado a tais despejos. Essa toxicida

QUADRO 2.1.

Alguns fatores que influem no processo anaeróbio

FATORES AMBIENTAIS	FORMAÇÃO DE ÁCIDOS ORGÂNICOS			FERMENTAÇÃO METÂNICA		
	Mínimo	Ótimo	Máximo	Mínimo	Ótimo	Máximo
População de Bactérias (Nº/ml)	Heterotróficas Facultativas 10 ⁸ 10 ¹⁰ 10 ¹²			Bactérias Mesofílicas, Desconhecido o Número		
Nutrientes	Carboidratos, Proteínas, Gorduras			Ácidos Orgânicos e Álcoois		
Oxigênio (mg/l)	0	0	1	0	0	0
Tempo (d)	5 - 10			40 - 120		
Temperatura (°C)	4	25	40	15	32	40
pH	4,3	6,5	7,5	6,8	7,0	7,2
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /l)	Desconhecido			500	2000	-
Reações Anteriores	Síntese Orgânica			Formação de Ácidos Orgânicos		
Predadores	Desconhecido			Desconhecido		
Substâncias Tóxicas	Sais e Metais Pesados			Oxigênio, Cobre, Cromo, Sal, Metais Pesados		
Fonte de Energia	Nutrientes			Nutrientes		
Potencial de Oxi-Redução em mv	-0,1	-	+0,2	-0,1	-0,5	-

Adaptado de Oswald - Advances in Anaerobic Pond Systems Design, 1968

de de sais está associada mais com o cátion que com o ânion do sal. A natureza do efeito inibitório desses sais é bastante complexa mas, em linhas gerais, podem ser dadas indicações de quando a inibição pode ser suspeitada e como ela pode ser controlada. Em geral, concentrações de cátions de até 100 a 400 mg/l, podem até estimular o processo mas concentrações, variando de 1000 a 5000 mg/l tem um efeito geralmente adverso e concentrações maiores podem retardar, de maneira marcante, o desenvolvimento das bactérias de metano e o tratamento anaeróbio podem não ser prático (McCarty, 1968).

Amônia está presente como NH_4^+ ou como a forma mais tóxica NH_3 , dependendo do pH. A um pH 7,0 concentrações de N amoniacal de até 1000 mg/l não terão efeito adverso. Concentrações maiores, no entanto, podem ser perigosas, especialmente a altos valores de pH, quando prevalece a forma mais tóxica NH_3 . Concentrações acima de 3000 mg/l em qualquer pH são muito perigosas (McCarty, 1968).

Em geral, concentrações muito altas de sulfeto em solução podem ser muito tóxicas para bactérias metanogênicas. Concentrações de sulfetos solúveis de 50 a 100 mg/l podem ser toleradas com pouco efeito adverso; concentrações de até 200 mg/l podem requerer aclimação pelas bactérias de metano e, concentrações maiores que esta geralmente são muito tóxicas (Mc Carty, 1968).

2.3.1. O equilíbrio pH-alcalinidade

Na degradação anaeróbica de esgotos, os ácidos orgânicos produzidos no primeiro estágio podem não ser convertidos a gás metano tão rapidamente quanto estejam sendo formados e isso pode resultar num abaixamento do pH. Os principais materiais tamponadores num reator anaeróbio são os bicarbonatos que em equilíbrio com ácido carbônico, tendem a re

gular a concentração de íons de hidrogênio (Sawyer & McCarty, 1967).

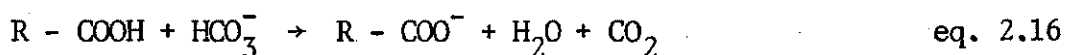
As equações de equilíbrio são as seguintes:



$$\frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = K_1 \quad \text{eq. 2.14}$$

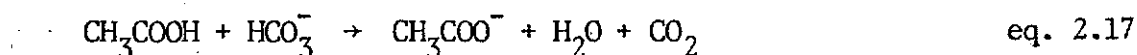
$$[\text{H}^+] = K_1 \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3]}{[\text{HCO}_3^-]} \quad \text{eq. 2.15}$$

Os ácidos orgânicos acumulados num digestor destroem a alcalinidade de bicarbonatos e aumentam a concentração de CO_2 da seguinte forma (Sawyer & McCarty, 1967).

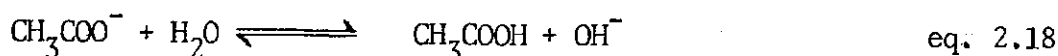


Quando a concentração de bicarbonato diminui abaixo de 1000 mg CaCO_3/l , a acumulação de ácidos diminui o pH muito rapidamente e por isto é necessário manter a capacidade de tamponação pela adição de materiais alcalinos (Sawyer & McCarty, 1967).

Se, na equação 2.16., R-COOH for o ácido acético,

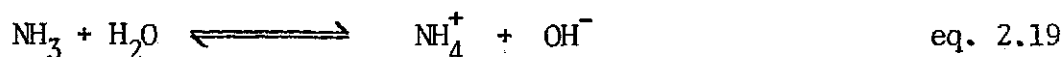


Um ácido fraco e seu ânion são um par conjugado ácido-base e o ânion de um ácido fraco tende a se comportar como uma base forte. O ácido acético é um ácido moderadamente fraco; assim, o íon acetato é uma base moderadamente forte e receberá prótons em solução aquosa, de acordo com a equação (Mahan, 1972).



Malina (1968) cita, através de Pohland, que cerca de 83,3% da concentração de ácidos voláteis contribuem para a alcalinidade como "sais de ácidos voláteis."

Amônia, produto de degradação de compostos orgânicos nitrogenados também se comporta como agente alcalinizante numa solução.



2.4. Eficiência do processo anaeróbico no tratamento de águas residuári as

2.4.1. Remoção de DBO

Dados referentes à eficiência de remoção de DBO restringem-se, na literatura, praticamente a percentuais de remoção em lagoas anaeróbias.

Mara (1976) frisa que a eficiência de remoção de DBO em lagoas anaeróbias é uma função da temperatura e da carga de DBO aplicada e com resultados operacionais de lagoas anaeróbias em Israel, África e Austrália, sugere valores de projeto de redução de DBO_5 para três distintos períodos de detenção a temperaturas maiores que 20°C .

Tempo de Detenção (d)	Redução de DBO_5 (%)
1	50
2,5	60
5	70

Dados a respeito da Eficiência de Remoção de DBO em tanques sépticos encontram-se no Capítulo 3.

2.4.1.1. Cinética de remoção de DBO

A taxa pela qual material orgânico é oxidado por bactérias, é um

parâmetro fundamental no projeto de processos biológicos de Tratamento de Esgotos (Mara, 1976). A remoção de DBO num reator biológico na prática da Engenharia Sanitária é, geralmente, entendida como obedecendo a uma cinética de primeira ordem; isto significa que a taxa de oxidação da matéria orgânica num tempo t é proporcional à quantidade de DBO presente no sistema nesse tempo t .

Ou seja:

$$\frac{-dL}{dt} = K.L. \quad \text{eq. 2.20}$$

Onde,

L é a quantidade de DBO remanescente no sistema no tempo t

K é o coeficiente constante de primeira ordem de remoção de DBO

As unidades de tratamento de esgotos operam, normalmente, com entrada contínua de esgotos e saída também contínua de efluente tratado. Considerando o caso de reatores de mistura completa, e fazendo um balanço de massa de matéria orgânica através de um reator biológico operado continuamente, pode-se propor que: A quantidade de material orgânico que entra no reator por dia deve ser igual à quantidade de material orgânico que sai do reator mais a quantidade removida por bio-oxidação.

A quantidade de DBO que entra no reator é: $L_i \cdot Q$

A quantidade de DBO que sai do reator é: $L_e \cdot Q$

A quantidade removida por bio-oxidação é: $K \cdot L_e \cdot V$

Onde,

L_i é a DBO influente

L_e é a DBO efluente

Q é a vazão de esgotos

V é o volume do reator

K é a constante de velocidade de bio-oxidação

$$L_i \cdot Q = L_e \cdot Q + K \cdot L_e \cdot V., \quad \text{eq. 2.21}$$

$$\text{e, } \frac{L_e}{L_i} = \frac{1}{1 + K \cdot \frac{V}{Q}} \quad \text{eq. 2.22}$$

$$\text{ou, } \frac{L_e}{L_i} = \frac{1}{1 + K \cdot t} \quad \text{eq. 2.23}$$

onde:

t é o período de detenção hidráulica médio

A constante K é fortemente influenciada pela temperatura e a sua variação é normalmente descrita pela equação de Van't Hoff-Arrhenius do tipo:

$$K_{T_2} = K_{T_1} \cdot \theta^{T_2 - T_1} \quad \text{eq. 2.24}$$

K_{T_2} e K_{T_1} representam os valores de K , respectivamente para as temperaturas de T_2 e T_1 , enquanto θ é um coeficiente constante cujo valor está usualmente entre 1,01 e 1,09 (Mara, 1976). θ ou coeficiente de atividade de temperatura é ele próprio sensível à temperatura, de modo que θ para a faixa de 5 a 20°C não deve ser o mesmo para a faixa de 20 a 35°C. O quadro 2.2. dá os valores típicos de θ para alguns processos de tratamento de esgotos.

2.4.2. Remoção de bactérias

Aqui, também o estudo de redução no número de bactérias fecais se restringe a referências sobre a redução de organismos em lagoas anaeróbias.

Mara (1976) menciona que em lagoas, inclusive lagoas anaeróbias,

QUADRO 2.2.

Valores típicos de θ para alguns tipos de
tratamento biológico de esgotos

PROCESSO	θ	FONTE
Lodo Ativado	1,0 - 1,03	Metcalf & Eddy, 1972
Lodo Ativado ...:...	1,005 - 1,030	Mara, 1976
Filtro Biológico ..	1,040	Mara, 1976
Filtro Biológico ..	1,02 - 1,04	Metcalf & Eddy, 1972
Lagoas Aeradas	1,035	Mara, 1976
Lagoas Aeradas	1,06 - 1,09	Metcalf & Eddy, 1972
Lagoas de Estabili zação	1,05 - 1,09	Mara, 1976

a remoção de bactérias fecais segue aproximadamente uma cinética de primeira ordem.

Logo,

$$\frac{N_e}{N_i} = \frac{1}{1 + K_b \cdot t} \quad \text{eq. 2.25}$$

Onde:

N_e e N_i são, respectivamente, os números de Coliformes fecais por 100 ml no efluente e no influente da lagoa, K_b é a constante de primeira ordem para remoção de coliformes fecais e t o período de detenção hidráulica médio.

K_b é sensível à temperatura e o seu valor a uma temperatura $T^{\circ}\text{C}$ é dado pela equação seguinte:

$$K_b(T) = 2,6 (1,19)^{T-20} \quad \text{eq. 2.26}$$

2.5. Cargas de DBO_5 aplicadas ao processo anaeróbio

Para lagoas anaeróbias, tem sido sugerido que a carga volumétrica aplicada deve ser no mínimo de $100\text{g} \cdot \text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, e no máximo de $400\text{g} \cdot \text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ (Mara, 1976). O mínimo de $100\text{g} \cdot \text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ se prende à alegação de que essa carga representa o limite no qual cargas menores fazem a lagoa funcionar facultativamente, enquanto o máximo de $400\text{g} \cdot \text{DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ representa o limite além do qual haverá evolução de odores incômodos.

3. TANQUES SÉPTICOS

3.1. Referências históricas

A história do digestor de lodo pode ser traçada a partir do ano de 1850, com o desenvolvimento do primeiro tanque projetado para separar e reter sólidos do esgoto doméstico (Metcalf & Eddy, 1972).

Em 1860 Louis H. Mouras, na localidade de Vesoul, na França, construiu um tanque de alvenaria para coletar os esgotos sanitários, os restos de cozinha e águas pluviais de uma residência. Em 1881 o mesmo Louis H. Mouras, em associação com o abade Moigne, realizou uma série de experimentos no modelo e registrou patente no dia 2 de setembro daquele ano (Jordão, 1975). A Fossa Mouras consistia de um tanque hermetico no qual os esgotos adentravam e saíam através de tubulações submersas na massa líquida. A Figura 3.1. apresenta um esquema desse dispositivo.

Donald Cameron, em 1895, foi o primeiro pesquisador a reconhecer as propriedades combustíveis do gás resultante de um processo anaeróbio, visto ter ele construído um tanque para o tratamento do esgoto da cidade de Exeter, na Inglaterra, e aproveitado os gases, contendo metano, para a iluminação de um pequeno caminho nas proximidades da Estação (Metcalf & Eddy, 1972).

Em 1904 foi instalado, em Hampton, Inglaterra, um tanque com a capacidade de permitir a sedimentação de partículas sólidas, além de promover a digestão do lodo. Esse tanque recebeu a denominação de Tanque Hidrolítico de Travis, ficando em funcionamento até 1936. Ainda em 1904, na Alemanha, o Dr. Karl Imhoff requereu patente para um tanque de câmaras superpostas com a dupla finalidade de promover sedimentação na câmara superior e digestão de lodo na inferior.

3.2. Funcionamento dos tanques sépticos

Os tanques ou fossas sépticas são utilizados para o tratamento da excreta, através de sistemas individuais de veiculação hídrica. São, em primeira instância, um tanque de sedimentação de esgotos que dá, como produtos, um efluente clarificado e lodo depositado no fundo. Além da função decantação desempenhada pela fossa séptica, desenvolve-se o processo de digestão anaeróbia do lodo e alguma remoção de DBO do sobrenadante, também por efeito de fermentação. O lodo digerido é armazenado no fundo do tanque até que se faça necessária sua remoção.

3.3. Forma do tanque

A bibliografia brasileira sobre o assunto é anânime em afirmar que a forma do tanque séptico não afeta o funcionamento do mesmo, sob a alegação de que tanques com formas diferentes, desde que tenham a mesma capacidade, não apresentam diferenças sensíveis na eficiência do tratamento. Wagner & Lanoix (1958) chamam a atenção a esse respeito, visto que a forma do tanque influencia a velocidade do fluxo e a espessura da camada de lodo, além de ser a responsável pela existência ou não de cantos mortos. Do ponto de vista da sua morfologia, são bastante comuns as fossas cilíndricas e as prismático-retangulares.

Nos Estados Unidos há quase unanimidade na recomendação do uso de tanques sépticos de seção retangular e apenas dois Estados fazem recomendação de tanques cilíndricos (Wagner & Lanoix).

A Norma Brasileira NB-41 (Norma para a construção e instalação de Fossas Sépticas) de 1963 e, ainda, em estágio experimental faz recomendação de ambas as formas.

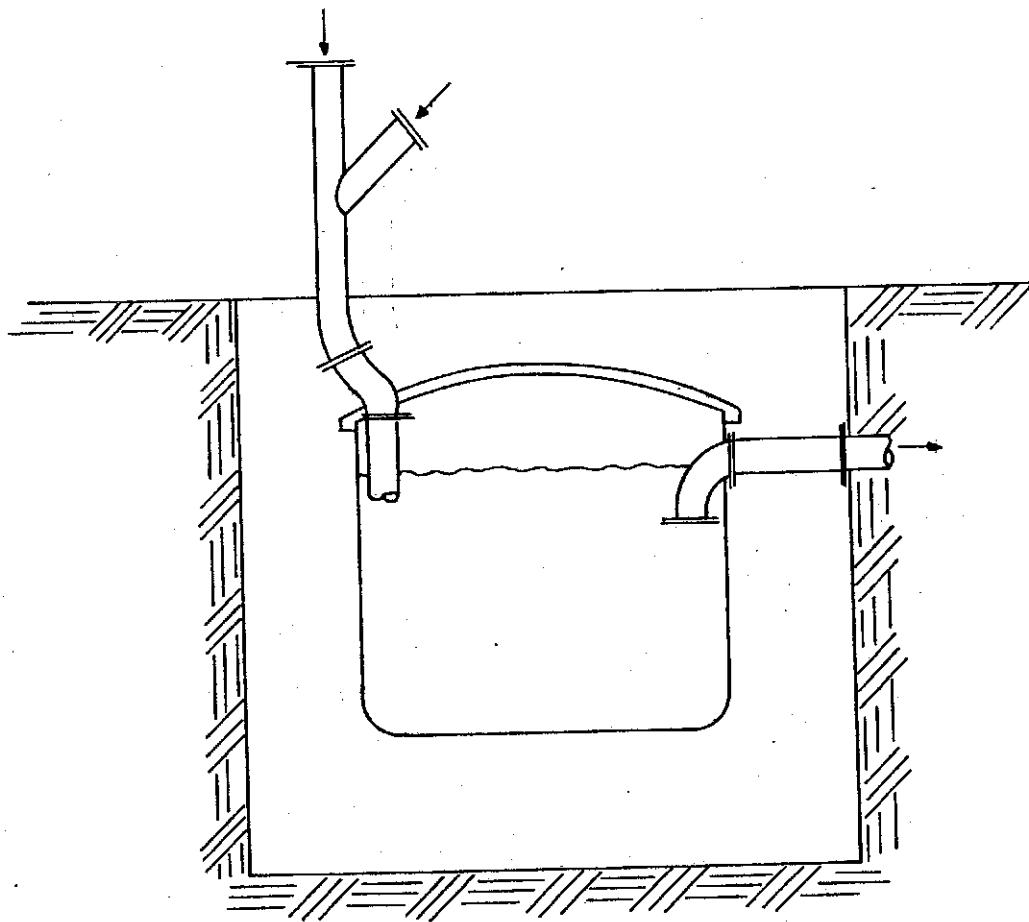


FIG. 3.1 - ESQUEMA DE UMA FOSSA MOURAS.

3.4. Localização

Qualquer tanque séptico deve ser locado de modo a permitir uma fácil drenagem das águas residuárias domésticas, bem como para facilitar a destinação final do seu efluente. Para fazer face às inspeções periódicas, não é conveniente que a fossa esteja enterrada a mais de 0,30 a 0,45m abaixo da superfície do solo, mas não deve estar tão à superfície de modo que a água da chuva possa entrar através de sua cobertura (Wagner & Lanoix, 1958).

A Norma NB-41 recomenda que a localização deve ser feita de forma a atender as seguintes condições:

- Possibilidade de fácil ligação do coletor predial ao futuro coletor público;
- Facilidade de acesso, com vistas à limpeza da fossa;
- Afastamento mínimo de 20 metros de qualquer manancial;
- Não comprometimento de mananciais e da estabilidade de prédios e terrenos próximos.

O quadro 3.1. apresenta dados das distâncias recomendáveis quando da locação de fossas sépticas.

3.5. Dimensionamento

3.5.1. Capacidade do tanque - critério da ABNT -NB-41

Sendo o tanque séptico um dispositivo que desempenha as funções de Sedimentação, Digestão de lodo e Armazenamento de lodo digerido, parece lógico que o cálculo de sua capacidade se resuma a uma soma de parcelas de volume que fazem face ao desempenho dessas funções. Esse é o raciocínio proposto pela NB-41 e, sendo assim:

$$V_u = V_1 + V_2 + V_3 \quad \text{Eq. 3.1}$$

Onde

V_u = Volume útil do tanque séptico

V_1 = Parcela do volume útil que faz face à função decantação

V_2 = Parcela do volume útil que faz face à função armazenamento de lodo digerido

V_3 = Parcela do volume útil que faz face à função digestão de lodo.

Considerando que:

N = Número de Contribuintes (pessoas)

C = Contribuição per-capita de despejos (litro/pessoa . dia)

T = Período de detenção hidráulica (dia)

T_a = Período de armazenamento de lodo (dia)

T_d = Período de digestão de lodo (dia)

L_f = Contribuição de lodo fresco per-capita (litro/pessoa . dia)

R_1 = Coeficiente de redução de volume de lodo digerido

R_2 = Coeficiente de redução de volume de lodo em digestão

$$\bar{V}_u = N.C.T + R_1 . N . L_f . T_a + R_2 . N . L_f . T_d \quad \text{eq. 3.2}$$

Em todo caso, o volume útil mínimo, admissível, deve ser de 1250 ℓ (ABNT 1963).

3.5.2. Definição de termos e dados de projeto

3.5.2.1. Quota per-capita de contribuição de esgotos e contribuição per-capita de lodo fresco

Para efeito de projeto e na falta de valores locais, a Norma NB 41 recomenda a utilização dos valores constantes do Quadro 3.2.

QUADRO 3.1.

DISTÂNCIA DE	TANQUES SÉPTICOS	CAMPOS DE ABSORÇÃO
	(m)	(m)
Edifícios	1,5	3,0
Limites entre Propriedades	1,5	1,5
Poços	30,0	30,0
Corpos Receptores	7,5	30,0
Diques	7,5	30,0
Piscinas	3,0	7,5
Canos de Água	3,0	3,0
Caminhos	1,5	1,5
Árvores Grandes	3,0	3,0

FONTE: Mara - Sewage Treatment in Hot Climates, London, 1976

3.5.2.2. Período de detenção hidráulica, período de digestão de lodo, período de limpeza e período de armazenamento

Período de Detenção Hidráulica (T) é o tempo em que, teoricamente, os líquidos influentes do tanque séptico permanecem detidos, em condições quietas dentro do mesmo, de modo que seja possível haver a desejada operação de separação dos sólidos em suspensão, da fase líquida. Se o tanque é projetado para residências isoladas, um tempo de 24 horas é, normalmente, utilizado; no entanto, para instalações maiores que servem a instituições ou múltiplas residências, um período de detenção menor é permissível (Metcalf & Eddy, 1972). O quadro 3.3. resume os períodos de detenção recomendados para várias faixas de contri

buição diária de esgotos, de acordo com a NB-41.

QUADRO 3.2.

Contribuição per-capita diária de despejos e de lodo fresco

Prédio	Unidade	CONTRIBUIÇÃO POR DIA EM LITROS	
		Despejos (C)	Lodo Fresco (L _f)
1. OCUPAÇÃO PERMANENTE			
Hospitais	Leito	250	1,0
Apartamentos	Pessoa	200	1,0
Residências	Pessoa	150	1,0
Escolas-Internato .	Pessoa	150	1,0
Quartéis	Pessoa	150	1,0
Casas Populares Ru rais	Pessoa	120	1,0
Hotéis (sem cozinha e lavanderia)	Pessoa	120	1,0
Alojamentos Provisó rios	Pessoa	80	1,0
2. OCUPAÇÃO TEMPORÁRIA			
Fábricas em Geral (Despejos Domésti cos)	Oper.	70	0,30
Escola-Externato ..	Pessoa	50	0,20
Edifício Público ou Comercial	Pessoa	50	0,20
Escritórios	Pessoa	50	0,20
Restaurantes e Simi lares	Refeiç.	25	0,10
Cinemas, Teatros e Templos	Lugar	2	0,02

FONTE: ABNT - NB-41, 1963

ções consecutivas de limpeza e, para estimar esse intervalo, a expressão seguinte pode ser utilizada (Mara, 1976).

$$T\ell = \frac{1/3 (\text{Volume do Tanque, m}^3)}{(\text{Taxa de Acumulação de Lodo, m}^3/\text{hab.ano}) \cdot (\text{População, hab})} \quad \text{eq.3.3}$$

Medições feitas em Zâmbia determinaram que a taxa de acumulação de lodo está entre 0,03 e 0,04 m³/hab. ano e, na África do Sul, a taxa média de acumulação é cerca de 0,032 m³/hab. ano. Para efeito de projeto, parece ser razoável utilizar o valor de 0,04 m³/hab. ano. (Mara, 1976).

A expressão anterior leva em conta que o tanque deve ser submetido a limpeza, sempre que a espessura da camada de lodo atingir um terço da profundidade do tanque.

Nos Estados Unidos o intervalo de limpeza deve variar entre 2 e 3 anos. (Wagner & Lanoix, 1958; Garcez, 1974).

Período de Armazenamento (Ta) é o tempo em que o lodo digerido permanece armazenado no interior do tanque séptico e a expressão que o determina é, portanto:

$$T_a = T\ell - T_d \quad \text{eq. 3.4}$$

No Brasil, a Norma NB-41 recomenda um período mínimo de armazenamento de 10 meses.

3.5.2.3. Coeficientes de redução de volume de lodo em digestão e de lodo digerido (R₂ e R₁)

Durante o processo de digestão anaeróbia o lodo fresco sofre redução de seu volume original, resultante da conversão de material orgânico sólido para produtos gasosos. Essa redução de volume é interpretada matematicamente pela adoção do coeficiente R₂ = 0,50 (NB-41). Du

QUADRO 3.3.

Período de detenção hidráulica em função da contribuição diária

CONTRIBUIÇÃO DIÁRIA EM LITROS	PERÍODO DE DETENÇÃO	
	HORAS	DIAS
até 6000	24	1,000
6000 a 7000	21	0,875
7000 a 8000	19	0,790
8000 a 9000	18	0,750
9000 a 10000	17	0,710
10000 a 11000	16	0,670
11000 a 12000	15	0,625
12000 a 13000	14	0,585
13000 a 14000	13	0,540
Acima de 14000	12	0,500

FONTE: ABNT - NB-41, 1963

Período de Digestão de Lodo (T_d) é o tempo necessário para que ocorra a decomposição bioquímica anaeróbica do lodo fresco, para substâncias mais simples e estáveis. Esse tempo depende, grandemente, da atividade das bactérias que, por sua vez, é maior em climas mais quentes. O manual de Saneamento, da Fundação Serviços e Saúde Pública do Ministério da Saúde, recomenda, para o Brasil, um período de aproximadamente 60 dias. A Norma NB-41 faz recomendação de um período de 50 dias para efeitos de projeto.

Período de Limpeza (T_l) é o tempo que decorre entre duas opera

rante o período de armazenamento do lodo digerido, o volume de lodo fresco original continua a diminuir, como resultado do processo contínuo de digestão de frações menores, bem como do efeito de adensamento da camada de lodo. Sendo assim, é utilizado, para efeito de projeto, o coeficiente de redução de volume $R_1 = 0,25$ (NB-41).

3.5.3. Capacidade do tanque - outros critérios

3.5.3.1. Critério recomendado nos Estados Unidos

Entre os anos de 1947 e 1953, o Serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos desenvolveu pesquisa no sentido de esclarecer os mínimos problemas derivados do uso de tanques sépticos naquele País. Na conclusão dos estudos foi preconizado que a capacidade de um tanque séptico residencial de câmara única não deve ser inferior a 1900 l ou 500 galões americanos. O quadro 3.4. resume, de acordo com o número de usuários, as capacidades necessárias e as várias dimensões para tanques sépticos prismáticos de residências individuais, sendo que o volume acumulado não inclui o espaço de ar acima da superfície líquida.

A capacidade do tanque, assim calculada, é suficiente para o armazenamento de lodo por um período de dois ou mais anos, bem como para receber a contribuição diária de esgotos e retê-la durante 1 (um) dia (Wagner & Lanoix, 1958).

Em residências providas de trituradores de restos de alimentos, acoplados às pias de cozinha, espera-se que o volume de sólidos orgânicos sedimentáveis no esgoto aumente sensivelmente e, por isso, deve ser acrescentada ao volume do tanque séptico uma capacidade adicional de 50% para fazer face ao armazenamento desses sólidos (Wagner & Lanoix, 1958).

Informações adicionais e mais recentes são, ainda, noticiadas

por Wagner & Lanoix:

- Para vazões entre 1900 e 5700 litros por dia, a capacidade do tanque séptico deve ser, pelo menos, igual ao volume da contribuição de 1,5 dia.

- Para vazões diárias entre 5700 e 37850 litros por dia, a capacidade útil mínima do tanque deve ser de 4260 litros mais 75% da vazão diária.

$$Vu = 4260 + 0,75 \cdot Q \quad \text{eq. 3.5}$$

- Para vazões acima de 37850 litros por dia os tanques Imhoff podem ser mais satisfatórios que tanques sépticos para o tratamento primário do esgoto doméstico.

3.5.3.2. Critério do British Standards Institution

Na Inglaterra é empregada, geralmente, a fórmula abaixo para a determinação da capacidade V do tanque séptico. V é dado em litros e P representa a população em número de usuários (Mann, 1974).

$$V = 180 P + 2000 \quad \text{eq. 3.6}$$

3.5.3.3. Critério empírico de Fair e Gayer

Este critério foi proposto para contribuições entre 5,0 e 15,0 m^3 . A determinação da capacidade do tanque é feita com o auxílio da Figura 3.2. (Garcez, 1974).

3.5.4. Relações entre as dimensões dos tanques sépticos

Desde que um tanque séptico é, a princípio, um decantador, devem ser tomados cuidados quanto às suas dimensões, de modo que a deposição das partículas sólidas não seja perturbada. Se, por exemplo, o tanque for bastante profundo, as outras dimensões serão demasiado pequenas, o

QUADRO 3.4.

Capacidades necessárias e dimensões para tanques sépticos que servem a residências individuais,
para uma quota per-capita $C = 190 \text{ ℓ/hab. d}$

Máximo Número de Pessoas Ser_vidas	Capacidade do Tanque - (ℓ)	DIMENSÕES RECOMENDADAS (cm)			
		Largura	Comprimento	Profundidade Útil	Profundidade Total
4	1900	90	180	120	150
6	2280	90	210	120	150
8	2850	105	225	120	150
10	3190	105	225	135	165
12	4180	120	255	135	165
14	4940	120	300	135	165
16	5700	135	300	135	165

FONTE: Wagner & Lanoix - Exreta Disposal for Rural Areas and Small Communities, Genebra, 1958

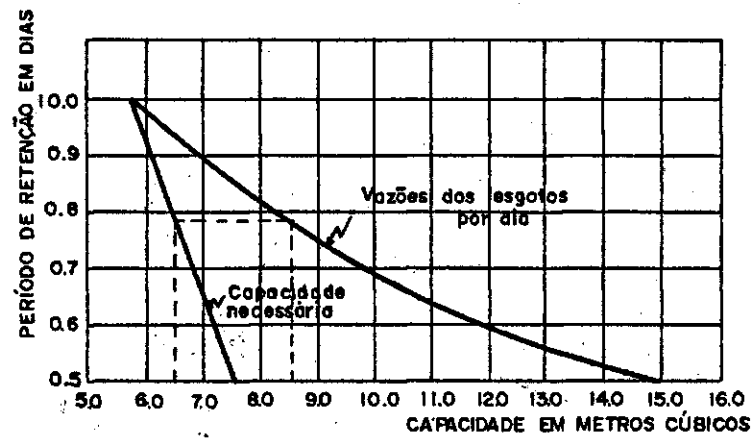


FIG. 3.2 - CAPACIDADE DO TANQUE SÉPTICO PARA VAZÕES DIÁRIAS ENTRE 5 m³ a 15 m³.

que possibilitará a ocorrência de curto-circuitos. Neste caso, o período de detenção será, sobremaneira, afetado. Se, por outro lado, o tanque for bastante raso, a fase intermediária entre a camada de lodo e a superfície líquida será diminuída a ponto de comprometer a sedimentação.

Um tanque de seção retangular cuja largura é muito maior que o comprimento, acumularia volumes mortos de apreciáveis dimensões nos seus cantos. Do mesmo modo, para tais tanques o comprimento não deve prevalecer, acentuadamente, sobre a largura pois, aí, a eficiência da sedimentação seria afetada pelo efeito do aumento da velocidade.

Tanques retangulares devem ser projetados com um comprimento entre duas a três vezes a largura, sendo que a profundidade útil não deve ser menor que 1,2 m e, também, não maior que 1,7 m, se se tratarem de grandes tanques (Wagner & Lanoix, 1958).

No dimensionamento de tanques sépticos de câmara única ou de câmaras em série, e de acordo com as disposições da Norma NB-41, deve ser levado em conta que, para fossas cilíndricas, o diâmetro interno mínimo (d) = 1,10 m e a profundidade útil mínima (hu) = 1,10 m. Quando se tratar, porém, de fossas sépticas prismáticas retangulares, devem ser observadas as relações:

- Profundidade útil (hu) Mínima - 1,20 m
Máxima - 2,50 m
- Largura (b) Mínima - 0,70 m
Máxima - 2 . hu
- Comprimento (L) Mínimo - 2 . b
Máximo - 4 . b

Além disso, o espaço compreendido entre o nível da água e a laje

de cobertura, comumente denominado de folga (f) e que serve para acumulação de espuma e gases, deve estar entre 0,20 e 0,30 m.

3.6. Construção

Para efeito de construção, um tanque séptico deve ser entendido como um conjunto constituído por fundo, paredês, cobertura e acessórios.

O fundo do tanque séptico é a base de sustentação das paredes e é constituído por uma laje de concreto simples no traço 1:2:4 (cimento areia e brita) com fator água cimento máximo de 0,6 (Garcez, 1974). Quando se tratar de tanque séptico de câmara única, o fundo do mesmo pode ter, longitudinalmente, no sentido da saída para a entrada, uma declividade de até 10% (FSESP, 1972) com o fim de evitar que uma grossa camada de lodo se forme nas proximidades da saída do efluente. A espessura da laje de fundo é, no mínimo, de 0,10 m.

A laje de cobertura deve ser forte, o suficiente para suportar a carga de terra sobre ela e pode ser subdividida em seções, desde que não haja perigo de entrada de águas de chuva por cima do tanque. É uma laje de concreto armado, apoiada transversalmente sobre as paredes do tanque e construída com ferros de $\phi = 1/4''$ dispostos a cada 0,10m. A espessura mínima é de 7 a 8 cm.

As lajes retangulares apresentam maior facilidade de construção, principalmente se a cobertura é seccionada. Quando a laje de cobertura for monolítica, deve-se prover aberturas de inspeção de seção quadrada com 0,50 m de lado ou circular com diâmetro de aproximadamente 0,60 m (Garcez, 1974).

As paredes dos tanques sépticos podem ser construídas de alvenaria de tijolos, blocos de cimento, pedra etc., com revestimento inter

no feito com argamassa, cimento-areia no traço 1:3.

Existe a possibilidade de todo o tanque ser construído em concreto; no entanto, sob o ponto de vista econômico, essa possibilidade se torna cada vez mais remota. No caso da utilização de tais tanques, deve ser observado que tanto as paredes quanto o fundo não devem ter espessura inferior a 0,10 m.

São utilizados também, para a construção do tanque, aço revestido, cimento amianto e cerâmica vidrada. Os materiais devem ser impermeáveis e não sujeitos a corrosão (Garcez, 1974).

3.7. Compartimentação

O lodo depositado sobre a laje de fundo do tanque séptico está continuamente submetido à digestão anaeróbia. Os gases resultantes do processo podem acumular-se em bolsões dentro da camada de lodo em digestão. Quando a pressão exercida pelos gases é suficiente para vencer a pressão hidrostática da coluna líquida, o bolsão gasoso sobe à superfície, arrastando grande quantidade de material sólido já anteriormente removido por sedimentação. Essa "erupção de gases e lodo" exerce um efeito prejudicial sobre a qualidade do efluente, principalmente se acontece nas proximidades do dispositivo de saída. Além desse efeito nos tanques que servem a menos de 20 a 25 pessoas, soma-se aquele da variação de vazão que toma a conotação de carga de choque (Wagner & Lanoix, 1958). Esse último efeito é particularmente verdadeiro, quando se trata de pequenas unidades em operação.

A compartimentação dos tanques sépticos minimiza esses efeitos, visto que a câmara de entrada retém uma camada de lodo mais espessa que a segunda, além de amortecer as cargas de choque.

Para tanques que servem a mais de 25 pessoas, a necessidade da

compartimentação dependerá do grau de tratamento desejado, bem como da permeabilidade do solo, quando a disposição final do efluente for feita por infiltração. Quanto ao grau de tratamento desejado, deve-se ter em mente que um tanque com sucessivas compartimentações não diminuirá, em muito, a concentração de sólidos em suspensão, se comparado com um tanque de câmara única bem projetado que oferece uma remoção em torno de 60% (Wagner & Lanoix, 1958).

A compartimentação de tanques sépticos pode ser feita através de paredes, septos, chicanas ou outros dispositivos semelhantes (Garcez, 1974) e pelos motivos expostos no parágrafo anterior, a compartimentação deve admitir um máximo de três câmaras, sendo que, usualmente, se prevê a adoção de apenas dois compartimentos (Garcez, 1974).

Num tanque compartimentado a câmara de entrada deve ter uma capacidade de $1/2$ a $2/3$ do volume total do tanque, sendo que essa parcela de volume não deve ser inferior a 1900 l (Wagner & Lanoix, 1958).

3.8. Dispositivos de entrada, saída e de intercomunicação entre compartimentos

A finalidade da adoção de dispositivos especiais de entrada e saída e de intercomunicação entre duas câmaras de um tanque séptico, se prende a alguns aspectos relacionados ao bom funcionamento do mesmo:

- Melhoria das condições de sedimentação pela anulação dos efeitos de turbulência, provocada pela entrada de esgotos com grande quantidade de movimento;

- Prevenção de curto-circuitos no interior do tanque (formação de correntes rápidas no sentido da entrada para a saída da fossa);

- Proteção do efluente, pela retenção da espuma acumulada na superfície líquida;

- Garantia da livre ventilação, através do tanque e das tubulações de entrada e saída.

Dentre os dispositivos de entrada, destacam-se as curvas de 90°, as chicanas e as conexões em Tê. Além de chicanas podem ser utilizados os dispositivos em Tê para promover a saída do líquido residual tratado. A intercomunicação dos compartimentos pode se dar através de orifícios circulares, quadrados ou retangulares, além de conexões tipo Tê, formando um U invertido.

A profundidade de penetração dos dispositivos de entrada e saída de uma fossa séptica é de grande importância, pois essa penetração influencia o volume do espaço clarificado, existente entre a massa de espuma na superfície e a camada de lodo no fundo. Melhores resultados são obtidos com dispositivos de saída mergulhados a uma profundidade de 40% da lâmina líquida útil, sendo que, no caso de tanques cilíndricos horizontais, essa submersão deve ser reduzida a 35%, enquanto a chicana ou Tê de entrada deve estar a aproximadamente 0,30m abaixo do nível da água (Wagner & Lanoix, 1958).

Os dispositivos de entrada e saída devem se elevar a, pelo menos, 0,15m acima do nível da água e ficar a um mínimo de 0,025m abaixo da cobertura do tanque.

Chicanas, quando usadas, são, usualmente, colocadas de 0,20 a 0,30m distantes das paredes de entrada e de saída da fossa. Tês são, normalmente, postos em torno de 0,05m distantes das paredes (FSESP, 1972).

A geratriz inferior do tubo de entrada deve estar a um mínimo de 0,025m e de preferência a 0,075m acima do nível da água (Wagner & Lanoix, 1958). A Norma NB-41 recomenda a utilização de 0,05m.

3.9. Eficiência dos tanques sépticos

A eficiência de um tanque séptico é, normalmente, medida em função das percentagens de remoção de sólidos em suspensão e de DBO. As eficiências poderão variar, dependendo das condições de projeto, construção, funcionamento e manutenção do sistema.

Garcez (1974) cita que, num tanque convenientemente projetado, construído e operado, a remoção de DBO fica em torno de 50%.

Jordão e Pessoa (1975) fazem menção a uma pesquisa, realizada em Cincinnati, Ohio, USA, em que, através de medições feitas em dezoito tipos de fossas sépticas das mais variadas formas e condições, foram verificadas reduções de 16 a 60% para SS e de 35 a 60% para DBO, isto para uma contribuição de 2000 l/d. Para uma contribuição da ordem de 1000 l/d, a remoção de sólidos em suspensão foi de 53 a 76%, enquanto para DBO a remoção variou entre 49 e 60%.

→ A eficiência de remoção de DBO num tanque séptico está intimamente relacionada com a temperatura. A ação da degradação biológica do material orgânico é mais acentuada a temperaturas mais elevadas (Vide Capítulo 2). Em climas frios pouco mais que sedimentação ocorre, resultando em cerca de 50% a remoção de DBO. Em climas quentes ou em condições tropicais, a ação bacteriana é suficientemente vigorosa para reduzir a DBO influente em até 75% (Mann, 1972).

No que diz respeito à remoção de organismos tais como bactérias e formas parasitárias, muito pouco consta na literatura técnica consultada. Garcez (1974) menciona que o tanque séptico não tem a finalidade de remover bactérias dos esgotos. Shuval (1977) cita, a partir de Bhaskaran (1956), que um tanque séptico remove cerca de 70% de ovos de helmintos.

3.10. Operação e manutenção

3.10.1. Início da operação

No início de utilização, o tanque séptico deve ser previamente cheio de água limpa, além de, na medida do possível, ser semeado com lodo digerido em quantidade tal que odores de amônia sejam percebidos de fora do tanque. A primeira medida tem o objetivo de diluir os esgotos, na proporção em que eles têm acesso ao tanque séptico. A outra medida tem o fim de acelerar o início do processo anaeróbio de degradação da matéria orgânica, visto que uma grande colônia de bactérias, responsáveis pelos primeiro e segundo estágios da fermentação, é introduzida no sistema, nesta operação de semeadura (Wagner & Lanoix, 1958)

3.10.2. A qualidade das águas influentes

Desde o início da operação devem ser tomados cuidados com as espécies líquidas que podem convergir para a fossa séptica. Deve ser evitada a entrada de águas pluviais, além de substâncias tóxicas ao processo. Sabe-se que é bastante comum a utilização de soda cáustica e outros materiais de caráter germicida na limpeza da louça sanitária das residências. É praticamente impossível normalizar a utilização de tais materiais, e dados a respeito de sua influência no processo biológico são escassos. Portanto, seria interessante avaliar-se tal influência, ainda mais quando se tem em mente o seguinte:

- o pequeno volume do líquido séptico no tanque limita sua capacidade de diluição;
- as descargas num tanque séptico exercem um efeito de choque sobre a massa líquida;
- as bactérias de metano, responsáveis pela conversão dos áci

dos orgânicos a metano e gás carbônico, são organismos bastante sensíveis às variações de temperatura e pH e à presença de materiais tóxicos.

Esgotos contendo sabões e detergentes comuns, nas concentrações normais de 20 a 50 mg/l, não prejudicam o funcionamento do sistema (Garcez, 1974).

3.10.3. Inspeções

Os tanques sépticos têm, como foi visto anteriormente, sua capacidade calculada com base em períodos de limpeza entre 1 e 3 anos. No entanto, devem ser providenciadas inspeções a cada 12 a 18 meses, no caso de instalações residenciais, e a cada 6 meses, no caso de tanques que servem a escolas e instituições públicas (Wagner & Lanoix, 1958).

Ainda de acordo com os mesmos autores, a inspeção das fossas sépticas será efetuada para verificar:

- Se a lâmina de líquido clarificado, entre a camada de espuma e a camada de lodo, é menor que 0,75m, considerado como mínimo admissível;

- A profundidade da camada de lodo e tamanho da camada de espuma, cujos valores somados não devem ser superiores a 0,50m.

Mara (1976) apresenta, como critério para a limpeza do tanque, o atingimento, pela camada de lodo, de uma espessura igual a um terço da profundidade útil. Tal critério não é, necessariamente, diferente do apresentado por Wagner & Lanoix.

De uma forma conclusiva, a inspeção do tanque séptico tem o fim de verificar a necessidade da limpeza, imediata ou não, da fossa.

3.10.4. Limpeza

A limpeza de uma fossa séptica é a operação da retirada quase to

tal do material aí contido. Deve ser deixado no interior do tanque um volume entre 20 e 50 litros de lodo digerido, como semente, para o reinício do processo biológico, logo que se inicie um novo período de operação (Garcez, 1974).

A espuma e o lodo removidos de tanques sépticos, por ocasião da limpeza, contêm algum material não digerido e isso representa um perigo potencial para a saúde do homem. Esse material não deve ter utilização imediata como fertilizante, mas pode ser aproveitado em processos de composição do lixo, ramos de árvores, gravetos etc. (Wagner & Lanoix, 1958). De outra forma, esse material deve ser acondicionado de modo tal que sejam prevenidos riscos de contaminação da água, do solo e, conseqüentemente, do homem.

A forma de ser feita a limpeza varia com as condições da comunidade. Nas cidades de médio e grande portes, mesmo de países em desenvolvimento, já é comum a utilização de caminhões limpa-fossas, que são providos de um mecanismo de sucção e um comprido mangote que, na ocasião da limpeza, é imerso no tanque séptico. No entanto, é frequente a prática da limpeza manual, principalmente devido aos custos baixos ou por absoluta falta de educação sanitária da população.

3.10.5. Operações especiais

Em alguns casos, pode a autoridade ou organismo sanitário local exigir que o efluente de tanques sépticos seja desinfectado antes de seu lançamento em corpos receptores. Normalmente, a desinfecção é feita com Hipoclorito de Cálcio, e isso se aplica, especialmente, a efluentes de fossas que servem a unidades hospitalares que, muito provavelmente, veiculam agentes etiológicos de doenças transmissíveis (Wagner & Lanoix, 1958).

3.11. Disposição final do efluente de tanques sépticos

O tanque séptico, como unidade de tratamento de esgotos domésticos, confere grau parcial de tratamento; daí ser o seu efluente um líquido ainda bastante perigoso, e que comprometeria o meio ambiente, caso fosse lançado sem o uso de dispositivos adequados.

Da discussão a respeito da qualidade desses efluentes, chegou-se à conclusão de que nunca deve ser permitido o seu lançamento em canais abertos ou sobre a terra, para irrigação, ou mesmo em pequenos lagos de peixes, sem a permissão da autoridade sanitária local.

Além das alternativas acima, próprias das áreas rurais, ainda se dispõe de uma variedade de métodos de disposição, que inclui:

- Diluição do efluente (lançamento em corpos receptores de água)
- Utilização de poços sumidouros
- Irrigação sub-superficial, através de galerias de infiltração
- Utilização de trincheiras filtrantes
- Filtração, através de filtros de areia
- Filtração biológica
- Utilização de Filtros Anaeróbios de Fluxo Ascendente (Mara, 1976).

Naturalmente, a escolha do método mais adequado para lançamento de efluentes de tanques sépticos dependerá das condições locais, e deve levar em conta fatores representativos, como:

- Natureza do terreno
- Grau de permeabilidade do solo
- Profundidade do lençol freático
- Proximidade de poços e outras fontes de abastecimento de água
- Existência de água de diluição, bem como o uso que se faz dessa água.

Os outros fatores que devem ser levados em conta dizem respeito à disponibilidade de área para a execução dos trabalhos, a proximidade de residências, a direção dos ventos predominantes, a natureza da vegetação que cobre o terreno, ampliações que o sistema comporte durante a sua utilização, além de fatores relativos a custos.

3.11.1. Utilização de filtros anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de efluentes de tanques sépticos

Um filtro anaeróbio de fluxo ascendente é um dispositivo constituído por uma câmara na qual é acomodada uma camada de agregado, através da qual percola o líquido residuário a ser tratado. O sentido do fluxo é da base do leito percolante para a superfície. Bactérias anaeróbias crescem sobre a superfície do agregado e degradam o material orgânico contido no líquido, quando este passa através da camada percolante (Mara, 1976).

A Figura 3.3. ilustra esquematicamente um filtro anaeróbio de fluxo ascendente de camadas de agregado de vários diâmetros. A Figura 3.4. ilustra uma possível forma de associação entre um filtro anaeróbio e um tanque séptico, na qual há comunicação direta entre a massa líquida da câmara de saída do tanque e a camada de agregado através de abertura inferior na parede de separação entre as duas câmaras. A perda de carga no filtro é baixa, da ordem de 30 a 150mm durante o período normal de operação (Mara, 1976).

Mara (1976) sugere que, sem manutenção, é possível operar satisfatoriamente um filtro anaeróbio de fluxo ascendente por 18 a 24 meses quando, enfim, se torna necessário drená-lo e lavá-lo com uma a duas descargas de água limpa. O efluente do filtro pode ser descarregado em corpos receptores ou disposto em trincheiras filtrantes ou gale

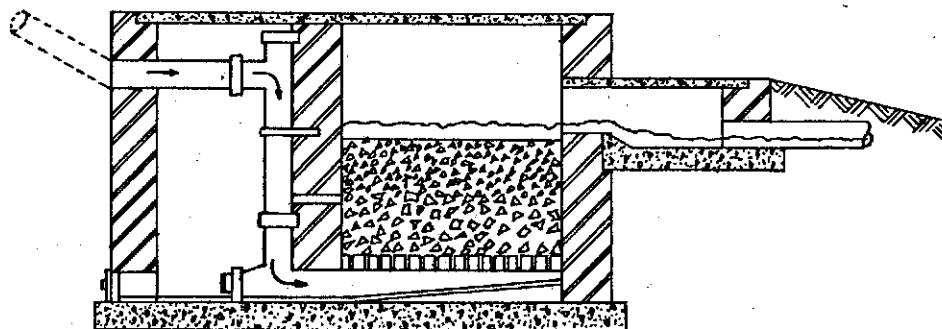


FIG. 3,3 - ESQUEMA DE UM FILTRO ANAÉROBIO DE FLUXO ASCENDENTE.

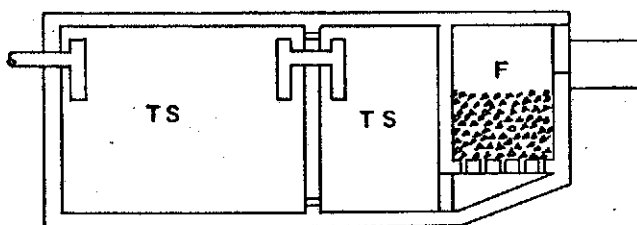


FIG. 3.4 - FILTRO ANAERÓBIO ASSOCIADO A UM TANQUE SÉPTICO.

rias de infiltração ou, então, pode ser utilizado para pequena irrigação (Mara, 1976).

Como se trata de uma unidade bastante compacta, um filtro anaeróbio de fluxo ascendente apresenta a vantagem de poder ser utilizado em terrenos exíguos.

Na Índia foram levadas a efeito algumas pesquisas, com o fim de demonstrar a boa performance dos "Upflow Filters" no tratamento de efluentes de tanques sépticos.

O quadro 3.5. apresenta resultados de eficiência de remoção de DBO e SS de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente monitorado numa vila perto de Singur, na Índia (Raman & Chakladar, 1972).

O "Upflow Filter" objeto das pesquisas de Raman & Chakladar, entrou completamente após 19 meses de operação contínua tratando o efluente de um tanque séptico de $2,8m^3$. O volume do leito percolante foi de $0,60m^3$ e a camada de agregado foi apoiada sobre uma laje de concreto armado perfurada.

QUADRO 3.5.

Dados da performance de um filtro anaeróbio de fluxo
ascendente operado na Índia

PARÂMETRO	DBO ₅	SS
Influente (mg/ℓ)		
Faixa	135 - 245	160 - 392
Média	188	249
Desvio Padrão	48	67,8
Efluente (mg/ℓ)		
Faixa	35 - 105	32 - 104
Média	60,7	62
Desvio Padrão	21,1	16,6
Eficiência de Remoção (%)		
Faixa	42,5 - 82,5	50,0 - 83,1
Média	66,5	73
Desvio Padrão	12,5	11,6
Número de Observações	12	13
Período de Observação	JAN/70 a MAR/70	JAN/70 a MAR/70

FONTE: Raman & Chakladar, 1972

4. MATERIAIS E MÉTODOS UTILIZADOS NA PESQUISA

4.1. Descrição do modelo experimental

4.1.1. Considerações gerais

Para o desenvolvimento da pesquisa foi construído um modelo experimental em escala natural, dentro dos limites da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES. Referido modelo, construído em alvenaria de tijolos e revestido com argamassa de cimento e areia, era constituído de um tanque séptico, compartimentado em duas câmaras, seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

Considerando cada câmara do tanque séptico e o filtro biológico como uma unidade do conjunto, e com o fim de sistematizar a operação de coleta de amostras, cada parte do sistema foi identificado do seguinte modo:

TS1 - Câmara de entrada do tanque séptico, cujo influente é o esgoto doméstico bruto identificado por EB

TS2 - Segunda câmara do tanque séptico que recebe o efluente de TS1

FB - Filtro Biológico que recebe o efluente de TS2

O esquema, em planta e em corte vertical longitudinal, do modelo experimental, está representado na Figura 4.1.

O "Interceptor da Depuradora" do Sistema de Esgotos de Campina Grande, atravessa o terreno da EXTRABES e, dele, através de um poço de sucção construído junto a um de seus poços de visita, é bombeado o esgoto bruto que alimentou o tanque séptico. A canalização de recalque é constituída por tubos de PVC rígido de 75 mm de diâmetro, com aproxi

madamente 30 m de extensão, e vai dar a um tanque de nível constante nas proximidades da unidade experimental. Do tanque de nível constante o esgoto bruto é encaminhado à câmara de entrada do tanque séptico, através de uma bomba peristáltica Watson-Marlow Ltd. modelo H.R.S.V., com motor trifásico de 0,25 HP, cuja principal característica é a de permitir o ajustamento conveniente da vazão entre os limites de 22 l/h e 1364 l/h. A Figura 4.2. representa o esquema de alimentação descrito acima.

4.1.2. O filtro biológico

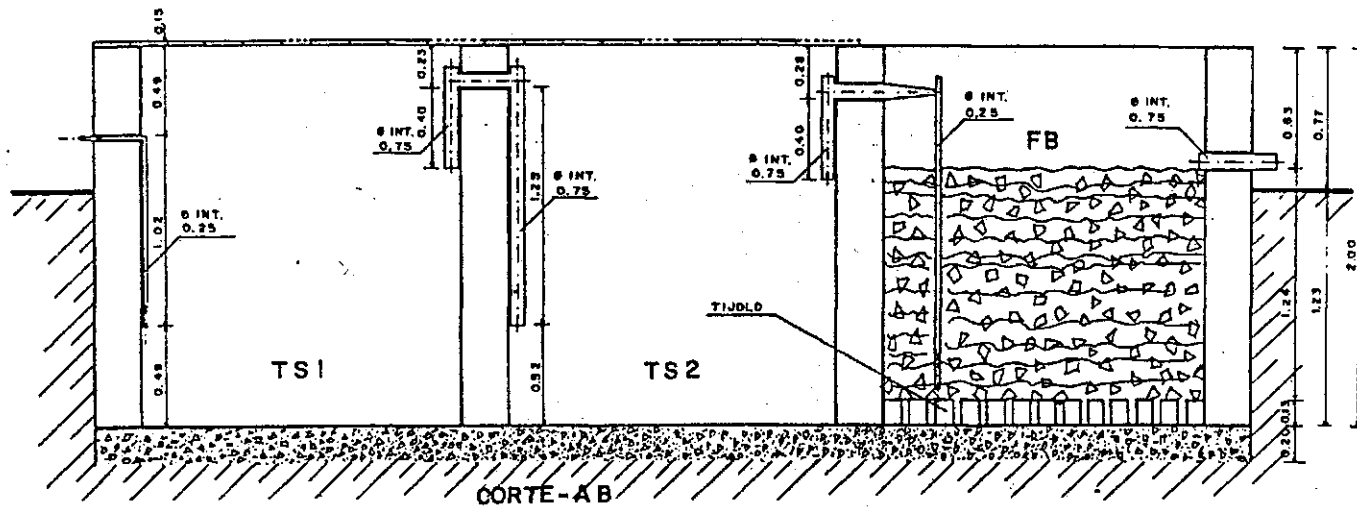
O filtro biológico anaeróbio é a unidade do sistema que recebe o efluente da segunda câmara do tanque séptico. É constituído por uma camada de brita 38mm, de 1,24m de espessura, apoiada sobre uma camada de tijolos de 0,13m de espessura. O influente de FB é descarregado a 0,10m do fundo da câmara, que comporta o leito filtrante, através de um tubo de PVC rígido de 25mm de diâmetro.

4.1.3. Dispositivos de entrada e saída e de intercomunicação entre as câmaras do tanque séptico

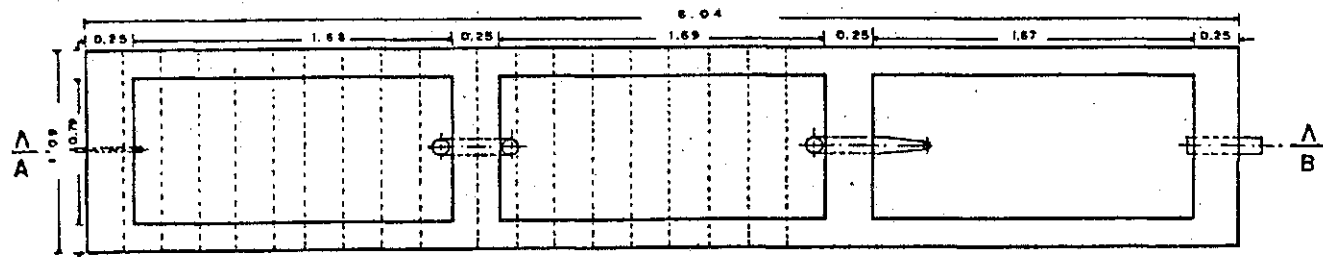
Esses dispositivos são constituídos por tubos e conexões de PVC rígido de 75mm de diâmetro, com exceção do tubo de entrada da primeira câmara séptica que é de 25mm. A Figura 4.1 ilustra, com detalhes, as posições desses dispositivos no sistema.

4.2. Cronograma da pesquisa

A pesquisa se desenvolveu em duas fases, caracterizadas pelo uso de cargas hidráulica e orgânica distintas, cujas datas são as seguintes:



CORTE - A B



PLANTA

ESCALA: 1:25

FIG. 4.1 - O MODELO EXPERIMENTAL

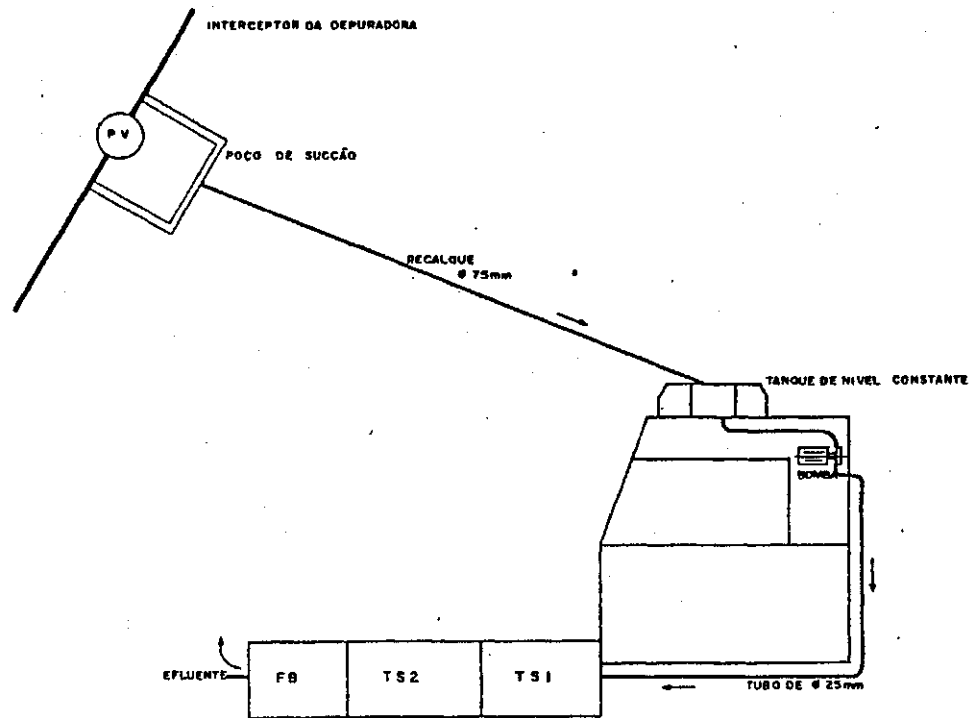


FIG. 4.2 - ESQUEMA DE ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA

1.^a Fase: 01.06.1978 a 31.05.1979

2.^a Fase: 01.06.1979 a 15.09.1979

O tanque sêptico foi posto em funcionamento a 01.06.1978 e o filtro biológico foi incorporado ao sistema a 15.11.1978.

4.3. Funcionamento do modelo experimental

Normalmente, os tanques sêpticos residenciais funcionam em regime intermitente, sendo que as descargas de águas servidas se concentram, principalmente, nas 12 horas do dia que se estendem das 6 horas da manhã às 18 horas, isto é, a quase totalidade da contribuição diária é lançada no interior do tanque, num período igual à metade de um dia.

O modelo experimental pesquisado funcionou submetido a um regime contínuo, de modo a assegurar a distribuição uniforme da carga hidráulica aplicada ao reator. Para efeito de pré-dimensionamento, admitiu-se um período de detenção hidráulica inicial de 1 (um) dia.

4.4. Pré-dimensionamento do sistema

4.4.1. Estudo da carga hidráulica

Considerou-se que as duas câmaras do tanque sêptico constituem uma única unidade.

$$Q = \frac{V}{T}, \text{ onde}$$

$$Q = \text{Vazão (m}^3/\text{d)}$$

$$V = \text{Volume da Unidade (m}^3)$$

$$T = \text{Período de Detenção Hidráulica (d)}$$

$$Q = 4,57/1,00 \therefore Q = 4,57 \text{ m}^3/\text{d.}, \text{ ou } Q = 0,19 \text{ m}^3/\text{h.}$$

Devido às dificuldades de calibração da bomba dosadora que alimentou o sistema, as vazões respectivamente para as 1.^a e 2.^a fases da pesquisa sofreram modificações para 200 l/h e 100 l/h.

4.4.2. Estudo da carga orgânica

Foi feita a seguinte suposição:

O tanque séptico receberá esgoto bruto não decantado, cuja DBO_5 pode ser estudada das seguintes formas:

1) DBO_5 média baseada em dois levantamentos horários (perfis) realizados na EXTRABES, durante período de 24 horas, em duas diferentes estações do ano.

Pelo primeiro perfil a DBO_5 média = 233 mg/l (INVERNO)

Pelo segundo perfil a DBO_5 média = 246 mg/l (VERÃO)

2) DBO_5 média baseada nas análises de amostras diárias coletadas às 8 horas da manhã, no período de abril de 1977 a abril de 1978 (1 ano).

DBO_5 média = 297 mg/l

3) DBO_5 média baseada nas análises de amostras compostas semanais, no período de junho de 1977 a abril de 1978.

DBO_5 média = 234 mg/l

O máximo valor médio da carga orgânica aplicada ao reator seria $\lambda_v = 297 \text{ g } DBO_5 / \text{m}^3 \cdot \text{d.}$

Admitindo-se que cada pessoa produz, por dia, 50 g de DBO_5 , o número de pessoas beneficiadas pelo sistema na primeira fase seria de aproximadamente 30 pessoas.

Na segunda fase da pesquisa $\lambda_v \cong 150 \text{ g } DBO_5 / \text{m}^3 \cdot \text{d.}$

O quadro 4.1., seguinte, apresenta as características de projeto do sistema para as duas fases da pesquisa.

QUADRO 4.1.

Características de projeto do modelo experimental

UNIDADE	TS1		TS2		TS1 + TS2		FB	
	1. ^a Fase	2. ^a Fase	1. ^a Fase	2. ^a Fase	1. ^a Fase	2. ^a Fase	1. ^a Fase	2. ^a Fase
Profundidade Útil (m)	1.74	1.74	1.69	1.69	-	-	1.24	1.24
Folga (m)	0.23	0.23	0.28	0.28	-	-	0.60	0.60
Profundidade Total (m)	1.97	1.97	1.97	1.97	-	-	1.97	1.97
Comprimento (m)	1.68	1.68	1.69	1.69	3.37	3.37	1.67	1.67
Largura (m)	0.79	0.79	0.79	0.79	0.79	0.79	0.79	0.79
Volume Útil (m ³)	2.31	2.31	2.26	2.26	4.57	4.57	0.88 ^(*)	-
Vazão (l/h)	200	100	200	100	200	100	200	100
Período de Detenção (d)	0,48 ⁽⁺⁾	-	0,47 ⁽⁺⁾	-	0,95 ⁽⁺⁾	-	0,183 ⁽⁺⁾	-
Carga Orgânica (gDBO ₅ /m ³ . d)	-	-	-	-	297	150	-	-

(+) Sujeito a modificação, com o tempo

(*) Volume de Vazios no início da operação

OBS: A determinação do volume de vazios no início da operação foi feita enchendo-se o filtro biológico com água tratada e se utilizando um balde de 20 litros de capacidade, como unidade padrão.

4.5. Metodologia da pesquisa

4.5.1. Objetivos da amostragem

Durante o desenvolvimento da pesquisa a amostragem obedeceu, de forma sistemática, a um esquema constituído por coleta de amostras de Esgoto Bruto e efluentes de TS1, TS2 e FB, com frequência diária e com vistas aos seguintes objetivos:

- 1) Analisar, diariamente, essas amostras, para a determinação de Temperatura, pH e DBO_5 ;
- 2) Analisar, num único dia da semana (segunda-feira) tais amostras, para a determinação de Temperatura, pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Sedimentáveis (S.SED), Sólidos em Suspensão Totais (SS), Sólidos em Suspensão Fixos (SSF), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), Sólidos Totais (ST) Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV), Alcalinidade Total, Sulfeto Total, Nitrogênio Amoniacoal, Fósforo Total, Ortofosfato Solúvel, Nitrato, Condutividade a $25^{\circ}C$ e Indicadores Parasitológicos;
- 3) Retirar diariamente, das amostras coletadas, uma fração definida (250 mL) para a composição de uma amostra semanal, acondicionada a uma temperatura média de $-5^{\circ}C$, com fins de preservação. A amostra composta semanal, constituída, assim, por frações da amostra diária durante sete dias da semana era, ao final desse período, analisada para a determinação de todos os parâmetros, relacionados em 2, com exceção de temperatura, sólidos sedimentáveis, alcalinidade total, sulfeto total, indicadores parasitológicos, mas com a inclusão da determinação de cloreto.

Observação: Nas segundas-feiras era levada a efeito a coleta pa

ra a determinação de indicadores bacteriológicos.

4.5.2. Procedimento

A coleta de amostras era levada a efeito diariamente, às 8 horas da manhã e, das amostras coletadas em baldes plásticos de 3 litros de capacidade, era feita a imediata leitura da temperatura, através de termômetros de álcool calibrados eletronicamente, com o auxílio de um teletermômetro YSI modelo 47. Após a coleta, a amostra era submetida a um esquema de distribuição, para posterior análise. A distribuição das amostras obedeceu, sempre, a um procedimento padrão: a amostra contida no balde era submetida a leve e permanente agitação, para garantir-lhe a homogeneidade adequada e retirada do balde através de um dispositivo de sifonamento.

A coleta para a determinação de indicadores bacteriológicos obedeceu a um esquema próprio e foi levada a efeito, em frascos esterilizados, imediatamente antes de ser feita a coleta para a determinação de parâmetros físico-químicos e indicadores parasitológicos. Essas amostras eram imediatamente processadas.

4.5.3. Natureza das determinações

Sob este aspecto, as determinações realizadas são classificadas em: físicas, químicas, fisicoquímicas, biológicas e bioquímicas.

As determinações de natureza física são: temperatura das amostras, temperaturas máxima e mínima a média profundidade das câmaras do tanque séptico, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais e Sólidos em Suspensão.

As determinações químicas incluem Demanda Química de Oxigênio, pH, Alcalinidade Total, Cloreto, Fósforo Total, Ortofosfato Solúvel e

Nitrato.

A Condutividade a 25°C constitui a única determinação de natureza físico-química levada a efeito.

As determinações biológicas caracterizam-se pelo exame de indicadores bacteriológicos e parasitológicos, sendo que as determinações quantitativas de coliformes fecais (CF), *Streptococcus fecalis* (EF) e *Salmonellas*, constituem as análises bacteriológicas, enquanto as determinações de indicadores parasitológicos dizem respeito à contagem de helmintos (larvas e ovos) e, também, à contagem de protozoários (cistos).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) é a determinação de natureza bioquímica.

4.5.4. Métodos utilizados nas determinações

4.5.4.1. Determinações físicas

Temperatura das Amostras - Determinada de acordo com as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater na página 125.

Temperaturas Máxima e Mínima no Interior do Reator - Determinadas com o auxílio de termômetros de máxima e mínima, providos de filamentos de mercúrio, marca ARBA, imersos à profundidade média das câmaras TS1 e TS2.

Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais e Sólidos em Suspensão - As determinações desses parâmetros obedeceram aos procedimentos recomendados em "Standard Methods", nas páginas 95, 91 e 94, respectivamente para S.SED, ST e SS.

Os equipamentos e materiais utilizados foram: Dessecadores tipo Cabinet, Balança Analítica SARTORIUS Modelo 2474, Estufa para Secagem

MEMMERT, Mufla Elétrica LINBERG Modelo 51894, Banho-Maria FABRE Modelo 110, Bomba de Vácuo PRIMAR, Papéis de Filtro de Fibra de Vidro WHATMAN Modelo GFC e Cápsulas de Porcelana.

4.5.4.2. Determinações químicas

Demanda Química de Oxigênio - Levada a efeito pelo método da reflução do Dicromato de Potássio, de acordo com o procedimento padrão recomendado pelo "Standard Methods", na página 508.

pH - As determinações de pH foram levadas a efeito com a utilização de um medidor de pH RADIOMETER COPENHAGEN Modelo 29.

Alcalinidade Total - Foi usado o método Potenciométrico de determinação, de acordo com o "Standard Methods", na página 278. O volume de amostra utilizado foi de 100 ml e a titulação da mesma se deu com o uso de uma solução de ácido sulfúrico 0,02N. O ponto final da titulação (pH = 4,5) foi detectado com o uso de um medidor de pH PYE UNICAM Modelo PW9418.

Nitrogênio Amoniacal - Determinação feita com o uso de um medidor de íons específicos ORION RESEARCH Modelo Ioanalyser 407A, ao qual foi acoplado um eletrodo específico para a determinação de amônia ORION AMMONIA ELECTRODE Modelo 95-10.

Sulfeto Total - Determinado pelo método titrimétrico (Iodométrico) descrito no "Standard Methods", na página 505, incluindo pré-tratamento das amostras para remoção de interferência, conforme recomendado no mesmo manual, na Secção 428B. Há a necessidade de referir que, apesar de feita no mesmo horário, a coleta para a determinação de sulfeto obedeceu ao procedimento específico recomendado pelo "Standard Methods."

Cloreto - Determinação feita com a utilização de um eletrodo es

pecífico para cloretos (ORION Modelo 96-17) acoplado ao medidor de Ions Específicos ORION RESEARCH Modelo Ioanalyser 407A.

Fósforo Total e Ortofosfato Solúvel - As determinações das concentrações de Ortofosfato solúvel e fósforo total foram levadas a efeito pelo Método do Ácido ascórbico, sendo que, para o caso do fósforo total, incluiu-se digestão prévia das amostras pelo método da Digestão com Persulfato de Amônio. Os procedimentos obedecidos aqui são descritos no "Standard Methods", nas páginas 476 e 481, respectivamente para o pré-tratamento e para a determinação. Fez-se uso de equipamento colorimétrico constituído de um Espectrofotômetro PYE UNICAM Modelo SP6-500UV, com capacidade para leituras a 880 nm.

Nitrato - Para esta determinação foi utilizado o método do Ácido Cromotrópico, constante do "Standard Methods", na página 429. O equipamento colorimétrico utilizado foi o mesmo usado nas determinações de fósforo, mas as leituras foram feitas a 410 nm.

4.5.4.3. Determinação físico-química

Condutividade a 25°C - Determinações levadas a efeito com o uso de um medidor, com eletrodo combinado para determinação de temperatura e condutividade, YSI CONDUCTIVITY METER Modelo 33 S-T-C, com leituras dadas $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4.5.4.4. Determinações biológicas

Exame de Indicadores Bacteriológicos - Coliformes Fecais e *Streptococcus Fecais*.

As determinações dos indicadores bacteriológicos obedeceram à técnica de Membrana de Filtração, de acordo com o Biological Analysis of Wastewater Application Manual AM-302 MILLIPORE Corporation, 1973 e

em obediência ao "Standard Methods." Os reativos foram preparados de acordo com o Bacteriological Examination of Water Supplies — Reports on Public Health and Medical Subjects nº 71, 1969.

De modo a permitir a contagem adequada das colônias formadas sobre a membrana, as amostras foram submetidas a diluições sucessivas em solução-tampão de fosfato com pH = 7,2.

As filtrações foram levadas a efeito com a utilização de um sistema Sterifil (Millipore Corporation) esterilizado e próprio para filtração de amostras através de membranas de celulose "HAWG 047", com 47 mm de diâmetro e com porosidade de 0,45 µm.

Após a filtração, as membranas foram postas em placas de Petri com o meio de cultura adequado ao desenvolvimento das colônias e submetidas a incubação de acordo com o tipo de indicador bacteriológico a ser determinado. Na determinação de Coliformes Fecais, o meio de cultura foi o M-FC - "Membrane-Faecal Coliform Broth" - Difco para um período de incubação de 24 horas a 44,5°C, enquanto na determinação de *Streptococcus* Fecais o meio de cultura foi o m-Enterococcus Agar- Difco e a incubação feita por um período de 48 horas, a uma temperatura de 44,5°C.

Na determinação de CF foram removidas, de cada placa, duas colônias para o teste de coloração de gram (todas as colônias devem dar bacilos gram negativo). Outras duas colônias foram testadas para a fermentação de lactose, a 44,5°C, com produção de Indol. Para isto, cada colônia foi incubada em um tubo com meio de cultura (triptona, lactose cloreto de sódio e água destilada) e incubado em Banho-Maria, a 44,5°C durante 24 horas.

Na determinação de EF foram removidas duas colônias de cada placa para coloração de gram (todas as colônias observadas devem ser de

cocus gram positivo).

Exame de Salmonellas

A determinação de salmonellas foi levada a efeito com a utilização das seguintes técnicas:

- Concentração das amostras em Hyflosupercel, de acordo com o método de HAMMARSTRON & LJUTOV. (Hammarstron & Ljutov, 1954).
- Suspensão do material concentrado, em água peptonada tamponada.
- Fracionamento, da nova amostra para quantificação pela técnica dos tubos múltiplos (NMP) em cinco volumes de 1 ml, cinco volumes de 0,1 ml e cinco volumes de 0,01 ml distribuídos em uma série de tubos de ensaio.
- Pré-Enriquecimento do meio, pela adição de 5 ml de água peptonada e tamponada a cada tubo de ensaio e incubação a 37°C, por um período máximo de 20 horas. Este pré-enriquecimento tem o fim de revitalizar células de salmonellas debilitadas pela sua permanência em meio inóspito (o esgoto) após sua eliminação pelo organismo humano.
- Enriquecimento seletivo em meio de RAPAPPORT 10, com incubação a 43°C (Vassiliadis, P, et al, 1976).
- Após as primeiras 24 horas, uma alça foi transferida de cada tubo a uma placa contendo Verde Brilhante Agar, para incubação a 37°C por 24 e 48 horas.
- Após as primeiras 48 horas, uma alça foi transferida de cada tubo a uma placa contendo Verde Brilhante Agar, para incubação a 37°C por 24 e 48 horas.
- As colônias suspeitas de serem colônias de salmonellas foram identificadas bioquimicamente, de acordo com a técnica Kohn's two tubes. (Oxoid Manual).

Para o cálculo de NMP foi considerado positivo todo tubo que apresentou desenvolvimento de colônias de salmonellas sobre a placa de Agar correspondente em 24 e 48 horas de incubação.

- Standard Plate Count (SPC) ou Contagem Padrão em Placas - Levada a efeito de acordo com os procedimentos constantes do "Standard Methods" na página 908.

- Exame de Indicadores Parasitológicos - Levado a efeito obedecendo à técnica desenvolvida na Seção de Parasitologia da EXTRABES descrita abaixo em todos os seus passos:

Técnica para Exame Parasitológico de Amostras de Águas Residuais Desenvolvida na EXTRABES

- a) Medir 500 ml da amostra a ser examinada e juntar 5 ml de solução de Formaldeído a 35% para a inativação dos organismos vivos;
- b) Homogeneizando sempre, dividir todo o volume de amostra por dez tubos centrifugadores com capacidade de 50 ml;
- c) A água destilada usada para a lavagem do recipiente da amostra deve ser levada a um décimo primeiro tubo centrifugador;
- d) Centrifugar todos os tubos durante 10 minutos, a 2500 RPM;
- e) Após a centrifugação retirar cuidadosamente o sobrenadante, deixando em cada tubo um volume de aproximadamente 5 ml;
- f) Juntar os resíduos de todos os tubos em apenas dois e, com a água de lavagem dos vários tubos, completar os volumes desses dois para 50 ml;
- g) Centrifugar os dois tubos a 2500 RPM durante 10 minutos;
- h) Após a centrifugação retirar cuidadosamente o sobrenadante, deixando 5 ml em cada tubo;
- i) Colocar em apenas um tubo todo o resíduo, juntando-lhe a

água de lavagem do outro tubo;

j) Após completar o volume do tubo para 50 ml, centrifugar durante 10 minutos a 2500 RPM;

l) Após a centrifugação retirar, cuidadosamente, 45 ml do sobrenadante;

m) Os 5 ml restantes constituirão um volume de referência do qual será retirada uma média de dez porções de 0,2 ml cada uma, para a preparação das lâminas;

n) Efetuar o exame ao microscópio;

o) Para a evidenciação de cistos de protozoários, antes da preparação das lâminas adicionar, aos 5 ml de referência, 1 a 2 gotas de solução de lugol.

4.5.4.5. Determinações bioquímicas

Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO₅

As determinações de DBO₅ foram levadas a efeito de acordo com o procedimento constante no "Standard Methods", na página 543.

Foi utilizado o Método dos Frascos-Padrão de DBO, com técnica de diluição por pipetagem direta sem sementeira da água de diluição, por se tratar de amostras com população de bactérias própria.

As medições de Oxigênio dissolvido foram feitas instrumentalmente, através de um Medidor de Oxigênio (YSI OXYGEN METER Modelo 54ABP) provido de eletrodo de membrana seletiva de oxigênio gasoso, incorporado a um suporte especial para adaptação às bocas dos frascos-padrão de DBO e com sistema próprio de agitação (YSI OXYGEN PROBE BOD BOTTLE STIRRING).

Durante 5 dias os frascos eram incubados em incubadora controlada por termostato com sensor de temperatura, garantindo a temperatura de incubação padrão de $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$.

5. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DE RESULTADOS

5.1. O sistema em condições estáticas

Ao final da operação do sistema (final da 2.^a fase da Pesquisa) e antes do esvaziamento dos tanques, foram feitas coletas de amostras em três níveis de cada câmara. O posicionamento desses níveis foi feito a partir da superfície líquida, de acordo com o quadro 5.1.1.

QUADRO 5.1.1.

Níveis de tomada de amostras nas câmaras TS1 e TS2
imediatamente antes do seu esvaziamento

NÍVEL	PROFUNDIDADE (m)
1	0,10
2	0,80
3	1,10

Além disso, foi feita a coleta de amostras da camada de espuma da câmara TS1. A câmara TS2 não apresentou formação de espuma.

As amostras foram analisadas para a determinação de DBO_5 , DQO, Amônia, Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Voláteis, Sólidos em Suspensão, Sólidos em Suspensão Fixos e Voláteis, Sólidos Sedimentáveis, Coliformes fecais, SPC-Standard Plate Count, pH, Sulfetos, Condutividade e Parasitas.

Os resultados das determinações são apresentados na sequência de quadros seguinte.

QUADRO 5.1.2.

Parasitologia

(NP/1)

NÍVEL	PARASITAS	TS1	TS2
1	Entamoeba coli	20	0
	A. lumbricóides	90	0
	Ancilostomídeo	60	20
	T. trichiura	0	0
	H. nana	10	0
2	Entamoeba coli	0	0
	A. lumbricóides	100	0
	Ancilostomídeo	10	0
	T. trichiura	0	0
	H. nana	0	0
3	Entamoeba coli	10	0
	A. lumbricóides	190	90
	Ancilostomídeo	40	0
	T. trichiura	0	10
	H. nana	0	0

QUADRO 5.1.3.

Bacteriologia

NÍVEL	TS1		TS2	
	CF/100 ml	SPC/ml	CF/100 ml	SPC/ml
1	82×10^5	$26,4 \times 10^5$	17×10^5	$16,8 \times 10^5$
2	55×10^5	$16,5 \times 10^5$	24×10^5	$5,4 \times 10^5$
3	57×10^5	$21,0 \times 10^5$	27×10^5	$4,9 \times 10^5$

QUADRO 5.1.4.

CÂMARA	NÍVEL	TS1			TS2		
		1	2	3	1	2	3
Amônia (mgN/l) ...		31,0	29,5	29,0	31,0	30,0	30,0
Condutividade ($\mu\text{mho/cm}$)		1675	1675	1675	1700	1700	1700
DBO ₅ (mg/l)		122	125	110	59	53	57
DQO (mg/l)		422	480	336	156	145	189
S.SED (mg/l)		2,30	4,70	1,50	0,40	0,15	0,50
SS (mg/l)		233	330	150	30	31	80
SS FIXOS (mg/l) ..		70	120	50	1	10	23
SS VOLÁTEIS (mg/l)		163	210	100	29	21	57
ST (mg/l)		1130	1210	1080	950	970	940
ST FIXOS (mg/l) ..		790	850	780	740	760	730
ST VOLÁTEIS (mg/l)		340	360	300	210	210	210
SULFETO TOTAL ($\text{mgS}^{=}/\text{l}$)		8,40	7,07	9,07	7,87	7,73	7,87

QUADRO 5.1.5.

Escuma de TS1, determinação de sólidos

SÓLIDOS TOTAIS mg/l	S. TOTAIS FIXOS mg/l	S. TOTAIS VOLÁTEIS mg/l
40.280	13.110	27.170

Um tanque séptico em condições de tranquilidade apresenta, no nível localizado a meia profundidade, em comparação com os outros níveis o seguinte:

- a) Menor densidade de parasitas na câmara TS1 e nenhum desses organismos na câmara TS2
- b) Menor concentração de Coliformes Fecais (CF) e de bactérias totais (SPC) na câmara TS1. A concentração de CF na câmara TS2 é, nesse nível, superior à daquele localizado a 0,10m de profundidade; no entanto, a concentração total de bactérias é inferior à do primeiro nível e superior à do nível mais baixo
- c) Do Quadro 5.1.4. observa-se, para a câmara TS1, que as concentrações de material orgânico (DBO_5 e DQO), sólidos sedimentáveis, sólidos em suspensão totais e sólidos em suspensão voláteis, são sensivelmente superiores às concentrações dos outros dois níveis. Para a câmara TS2 dá-se o oposto.
- d) Considerando-se a sensibilidade dos métodos utilizados nas determinações de Nitrogênio Amoniacal e condutividade, não há diferença entre esses parâmetros ao longo da profundidade do tanque séptico

- e) A concentração de sulfeto total é sensivelmente menor, principalmente na câmara TS1
- f) Quando se compara o nível médio de uma câmara com o da outra, é bastante visível que as concentrações de bactérias, parasitas, material orgânico e sólidos em suspensão (Totais Fixos e Voláteis) são bastante menores na câmara TS2.

A espuma recolhida na superfície da primeira câmara do tanque séptico é composta por matérias flutuantes, tais como pelos, cascas de legumes, sementes, graxas e bolhas de gás. Cada litro desse material contém 40,3 gramas de sólidos secos, sendo que 27,2 gramas são de natureza volátil.

5.2. O lodo do sistema

5.2.1. Aspectos geométricos do lodo depositado no tanque séptico

Após a coleta de amostras, as câmaras do tanque séptico foram esvaziadas e as lâminas de lodo, depositado no fundo, determinadas:

- A lâmina de lodo de TS1 = 0,38 m
- A lâmina de lodo de TS2 = 0,49 m
- A lâmina de lodo média = 0,44 m

A partir desses elementos, pode ser composto o quadro 5.2.1.

O sistema foi, durante um ano, submetido a uma vazão de 200 l/h ou 2400 l/d.

Com base nesses dados, pode-se determinar a taxa de diminuição do período de detenção hidráulica para cada unidade do tanque (TS1 e TS2) e para o conjunto (TS1 + TS2) nas duas etapas da pesquisa. O quadro 5.2.2. apresenta essas taxas, além dos elementos a elas relacionados.

O quadro 5.2.3. apresenta os períodos de detenção médios, no decorrer da pesquisa, calculados com base nas suas taxas de diminuição.

QUADRO 5.2.1.

DISCRIMINAÇÃO	TS1	TS2	$\overline{TS1 + TS2}$
Lâmina de lodo (m)	0,38	0,49	0,44
Lâmina líquida (m)	1,36	1,20	1,28
Volume de lodo acumulado (m ³)	1,80	1,60	3,40
Percentagem do Volume Ocupado por lodo (%)	22	29	25,5

5.2.2. Caracterização do lodo acumulado no interior do tanque séptico

O lodo do fundo do tanque foi analisado para a determinação dos seguintes parâmetros:

- Sólidos Sedimentáveis
- Sólidos Totais
- Sólidos Totais Fixos
- Sólidos Totais Voláteis

O quadro 5.2.4. apresenta os resultados dessas determinações.

As percentagens de Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis, na amostra de lodo da câmara TS1, são de respectivamente 47,3% e 52,7%, enquanto na câmara TS2 os valores correspondentes são de 47,6% e 52,4%. Logo, verifica-se que os lodos depositados nas duas câmaras têm aproximadamente a mesma natureza, sendo que a camada do segundo compartimento se encontra mais liquefeita que a do primeiro.

QUADRO 5.2.2.

ELEMENTOS	1. ^a ETAPA			2. ^a ETAPA		
	TS1	TS2	TS1 + TS2	TS1	TS2	TS1 + TS2
Período de Operação (d)	365	365	365	105	105	105
Vazão (l/d)	4800	4800	4800	2400	2400	2400
Taxa de Acumulação de Lodo Digerido (l/d)	1,22	1,58	2,80	0,61	0,79	1,40
Volume de Lodo Acumulado durante o Período de Operação (m ³)	0,45	0,58	1,03	0,06	0,08	0,14
Volume Útil no Início da Operação (m ³) .	2,31	2,26	4,57	1,86	1,68	3,54
Volume Útil no Final da Operação (m ³) .	1,86	1,68	3,54	1,80	1,60	3,40
Período de Detenção no Início da Operação (d)	0,48	0,47	0,95	0,78	0,70	1,48
Período de Detenção no Final da Operação (d)	0,39	0,35	0,74	0,75	0,67	1,42
Taxa de Diminuição do Período de Detenção (d/d)	$2,5 \times 10^{-4}$	$3,3 \times 10^{-4}$	$5,8 \times 10^{-4}$	$2,9 \times 10^{-4}$	$2,9 \times 10^{-4}$	$5,8 \times 10^{-4}$

QUADRO 5.2.3.

Períodos de detenção médios no decorrer da pesquisa

ETAPA	MÊS	PERÍODO DE DETENÇÃO MÉDIO					
		TS1		TS2		TS1 + TS2	
		Dia	Hora	Dia	Hora	Dia	Hora
1. ^a	JUN 78	0,48	11,43	0,47	11,16	0,94	22,59
	JUL	0,47	11,34	0,46	11,04	0,92	22,14
	AGO	0,46	11,10	0,45	10,80	0,90	21,66
	SET	0,45	10,86	0,44	10,56	0,88	21,18
	OUT	0,44	10,62	0,43	10,32	0,86	20,70
	NOV	0,43	10,38	0,42	10,08	0,84	20,22
	DEZ	0,42	10,14	0,41	9,84	0,82	19,74
	JAN 79	0,41	9,90	0,40	9,60	0,80	19,26
	FEV	0,40	9,66	0,39	9,36	0,78	18,78
	MAR	0,39	9,42	0,38	9,12	0,76	18,30
	ABR	0,38	9,18	0,37	8,88	0,74	17,82
MAI	0,37	8,94	0,36	8,64	0,72	17,34	
2. ^a	JUN	0,78	18,62	0,70	16,70	1,47	35,31
	JUL	0,77	18,51	0,69	16,59	1,45	34,86
	AGO	0,76	18,27	0,68	16,35	1,43	34,38
	SET	0,75	18,03	0,67	16,11	1,41	33,90

QUADRO 5.2.4.

Determinação de sólidos nas amostras de lodo do tanque séptico

PARÂMETROS	Tempo de Sedi- mentação (h)	CÂMARA TS1	CÂMARA TS2
Sólidos Sedimentáveis ml/l	1	650	500
	2	590	490
	3	590	490
	4	590	490
Sólidos Totais (mg/l)		46050	30850
Sólidos Totais Fixos (mg/l)		21770	14670
Sólidos Totais Voláteis (mg/l)		24280	16.180

5.2.3. Caracterização do lodo removido do filtro biológico

O filtro biológico foi esvaziado paulatinamente e tomadas amostras do lodo desprendido do meio percolante, as quais foram analisadas para:

- Sólidos Sedimentáveis
- Sólidos Totais
- Sólidos Totais Fixos
- Sólidos Totais Voláteis

Os níveis de tomada de amostras foram localizados a profundidades variáveis em relação ao nível de água do Filtro Biológico, conforme demonstrado no quadro 5.2.5.

QUADRO 5.2.5.

Níveis de tomada de amostras no filtro biológico

NÍVEL	PROFUNDIDADE (m)
1	0,23
2	0,67
3	0,93
4	1,27

QUADRO 5.2.6.

Sólidos sedimentáveis (ml/l) do lodo desprendido do filtro biológico

TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO (h)	1,0	2,0	3,0	4,0
NÍVEL				
1	550	490	470	470
2	800	790	790	790
3	910	900	900	900
4	900	850	850	850

Pelo exposto nos quadros 5.2.6 e 5.2.7, a concentração dos sólidos aumenta à medida que os níveis de tomada de amostras se aprofundam ao longo da camada que constitui o filtro biológico.

QUADRO 5.2.7.

Sólidos totais nos vários níveis de tomada de amostras
no filtro biológico

NÍVEL	SÓLIDOS TOTAIS mg/ℓ	SÓLIDOS TOTAIS FI XOS (mg/ℓ)	SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg/ℓ)
1	23160	11790	11370
2	50850	27380	23470
3	79040	44780	34260
4	62110	33960	28150

Do nível 1 para o nível 3, foi observado que o aspecto do lodo é distinto, percebendo-se visivelmente que o material dos níveis mais superiores é constituído por partículas mais finas. Isto é compreensível em se tratando de um filtro de fluxo ascendente, onde é de se esperar que a ação mecânica de retenção das partículas maiores seja mais pronunciada nas camadas mais profundas, ocorrendo uma espécie de seleção por tamanho, à medida que a água residuária flui através da camada percolante.

A relação STV/ST apresenta os valores 49,1, 46,3 e 43,4, respectivamente, para os níveis 1, 2 e 3 e, se admitirmos que STV são constituídos por material orgânico, isso pode significar o seguinte:

- 1º) A água residuária que percola através do filtro apresenta algum material mineral particulado e pesado, que fica retido nas camadas inferiores
- 2º) A erosão do substrato sólido do filtro é sensível e mais

pronunciado nas camadas inferiores.

5.2.4. A redução do volume de lodo fresco no tanque séptico

Admitindo-se que o volume de lodo fresco influente sofre uma redução devido ao processo de digestão continuada durante todo o período de armazenamento no interior do tanque, pode-se estabelecer que:

$$\text{(Volume de Lodo Fresco)} \times \text{Coeficiente de Redução} = \text{(Volume de Lodo Acumulado no Tanque)} + \text{(Volume de Lodo Digerido que sai do Tanque)}.$$

Com base nos elementos dos quadros 5.2.2. e 5.2.8, é possível estimar o volume de lodo fresco admitido no tanque séptico durante o tempo da investigação.

Durante a 1.^a etapa da Pesquisa, entrou em média, no tanque séptico, um volume de $12,0\text{m}^3$ de lodo fresco. No período correspondente à 2.^a etapa, esse volume foi de cerca de $2,0\text{m}^3$.

O volume de lodo, sob a forma de sólidos sedimentáveis que saiu do tanque séptico na 1.^a etapa, foi de $1,12\text{m}^3$. Na 2.^a etapa, o volume correspondente foi de $0,07\text{m}^3$.

O lodo acumulado no tanque durante a primeira etapa totalizou o volume de $1,03\text{m}^3$, enquanto na segunda etapa o volume acumulado foi de $0,14\text{m}^3$.

Os coeficientes de Redução de Volume de lodo fresco são de respectivamente 0,18 e 0,11 para as primeira e segunda etapas de operação do tanque séptico. Em média, levando-se em conta que o lodo fresco entra no tanque a uma razão de $7\text{ ml}/\ell$ e sai a uma razão de $0,56\text{ ml}/\ell$, o volume de lodo fresco que entrou no tanque durante todo o período da pesquisa foi de 14m^3 e o volume de lodo digerido que saiu na forma de sólidos sedimentáveis foi de $1,12\text{m}^3$. O volume de lodo digerido acumu

QUADRO 5.2.8

Concentrações média, máxima e mínima, desvios-padrão e número de observações de sólidos sedimentáveis no sistema, durante as primeira e segunda etapas da pesquisa - (amostras diárias)

AMOSTRAS	VALOR	SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS (ml/l)	
		1. ^a ETAPA	2. ^a ETAPA
EB	Médio	6,86	7,87
	Máximo	12,00	12,00
	Mínimo	2,10	3,50
	σn	2,62	2,31
	n	52	15
TS1	Médio	0,72	0,58
	Máximo	1,50	1,50
	Mínimo	0,00	0,10
	σn	0,42	0,38
	n	43	14
TS2	Médio	0,64	0,27
	Máximo	1,80	1,00
	Mínimo	0,10	0,10
	σn	0,41	0,26
	n	42	12
FB	Médio	0,17	0,04
	Máximo	1,00	0,50
	Mínimo	0,00	0,00
	σn	0,26	0,08
	n	28	14

lado no tanque séptico foi de $1,17\text{m}^3$.

$$R = \frac{2,29}{14,0} \quad R = 0,16$$

Em todo caso, o coeficiente aqui estimado é menor que aquele preconizado pela Norma NB-41, onde $R_1 = 0,25$.

5.2.5. Estudo de contribuição de lodo

Nas condições da primeira etapa da Pesquisa, admitindo-se que cada usuário contribui para o tanque séptico com 150 litros de esgoto bruto por dia, o número de pessoas beneficiadas pelo sistema seria de 32 pessoas. Levando-se em conta que o volume médio de sólidos sedimentáveis por litro de esgoto bruto foi de $6,85\text{ ml}$ (Ver Quadro 5.2.8), pode-se estabelecer que a contribuição per-cápita diária de lodo fresco é da ordem de 1 litro/pessoa .dia. A preconização da Norma NB-41 é correta.

5.3. Apresentação e análise dos dados de temperatura

Os dados apresentados nos quadros 5.3.1. e 5.3.2. representam, respectivamente, para a 1.^a e a 2.^a fases da Pesquisa, as médias mensais das temperaturas instantâneas das amostras no momento da coleta. O quadro 5.3.3. apresenta um resumo dos valores médios mensais dessas temperaturas. Observa-se, através desses dados, que a temperatura das amostras diminui gradativamente de valor, desde que a água residuária bruta é admitida na câmara de entrada do tanque séptico, até que o efluente do Filtro Biológico deixa o sistema. A variação de temperatura experimentada pelo esgoto bruto que passa através do conjunto de reatores foi da ordem de $0,7^{\circ}\text{C}$.

A câmara TS1 experimentou, durante um dia completo, variações de temperatura maiores que a câmara TS2, apesar de as duas câmaras apresentarem temperaturas mínimas praticamente iguais. Isto leva a crer que as variações de temperatura verificadas em TS1 estão intimamente relacionadas com as flutuações de temperatura do esgoto bruto. As variações médias diárias em TS1 foram da ordem de $1,6^{\circ}\text{C}$ na 1.^a etapa e $0,4^{\circ}\text{C}$ na 2.^a etapa, enquanto em TS2 elas foram, respectivamente, de $0,9^{\circ}\text{C}$ para a 1.^a etapa e $0,7^{\circ}\text{C}$ para a 2.^a etapa.

Os elementos do parágrafo anterior surgem do exame do quadro 5.3.4., que apresenta, além das temperaturas máxima, mínima e média em cada câmara, a temperatura média do tanque séptico.

A variação da temperatura média do tanque séptico durante todo o período de realização da Pesquisa foi de $3,5^{\circ}\text{C}$ para um máximo de $28,0^{\circ}\text{C}$ e um mínimo de $24,5^{\circ}\text{C}$.

Se analisarmos, agora, a variação da temperatura do tanque séptico com o tempo, verificaremos que a máxima de 28°C está 3°C além da temperatura ótima para a formação de ácidos orgânicos e 4°C abaixo do ponto ótimo para a fermentação metânica, o que dá um grau de proximidade bastante acentuado das condições ótimas para o equilíbrio dos dois estágios do processo anaeróbio desenvolvido no reator. A temperatura mínima de $24,5^{\circ}\text{C}$ praticamente coincide com o ponto ótimo para o desenvolvimento do 1.^o estágio e está a $7,5^{\circ}\text{C}$ aquém da temperatura ótima para a Fermentação Metânica mas está $9,5^{\circ}\text{C}$ acima das condições mínimas para que o 2.^o estágio se desenvolva bem. (Vide Capítulo 2).

5.4. Apresentação e análise dos resultados de pH e alcalinidade total

pH e alcalinidade são dois fatores ambientais muito importantes para o desenvolvimento das reações bioquímicas que governam um proces

QUADRO 5.3.1

Temperaturas médias mensais, valores máximos e mínimos, desvio-padrão e número de dados, de temperaturas das amostras coletadas diariamente na 1.^a etapa da pesquisa

MÊS	MEDIDA		VALOR MÁXIMO °C	VALOR MÍNIMO °C	σn °C	n
	AMOSTRA	MÉDIA - °C				
JUNHO 78	EB	25,7	27,0	24,5	0,66	29
	TS1	25,3	26,0	24,0	0,61	28
	TS2	25,2	26,0	24,0	0,50	28
	FB	-	-	-	-	-
JULHO	EB	24,9	25,5	24,0	0,43	30
	TS1	24,8	25,5	24,0	0,43	29
	TS2	24,6	25,0	24,0	0,43	30
	FB	-	-	-	-	-
AGOSTO	EB	24,5	25,5	23,5	0,48	31
	TS1	24,2	26,0	23,0	0,50	31
	TS2	24,2	25,0	23,0	0,50	32
	FB	-	-	-	-	-
SETEMBRO	EB	25,0	25,5	24,0	0,39	30
	TS1	24,6	25,5	23,5	0,50	30
	TS2	24,4	25,0	23,5	0,50	30
	FB	-	-	-	-	-

Continua

QUADRO 5.3.1

Continuação

MÊS	MEDIDA		MÉDIA - °C	VALOR °C MÁXIMO	VALOR °C MÍNIMO	σ _n °C	n
	AMOSTRA						
OUTUBRO	EB		25,7	27,0	25,0	0,54	30
	TS1		25,5	26,5	24,0	0,50	30
	TS2		25,5	26,0	24,0	0,50	30
	FB		-	-	-	-	-
NOVEMBRO	EB		26,8	27,5	26,0	0,31	30
	TS1		26,5	27,0	26,0	0,40	30
	TS2		26,3	27,0	26,0	0,40	29
	FB		26,0	26,5	25,5	0,23	15
DEZEMBRO	EB		26,6	27,0	25,5	0,40	28
	TS1		26,2	27,0	26,0	0,50	27
	TS2		26,1	27,0	25,5	0,50	26
	FB		26,0	27,0	25,0	0,45	27
JANEIRO 79	EB		27,5	28,0	26,5	0,41	29
	TS1		27,1	27,5	26,5	0,50	29
	TS2		26,9	27,5	26,5	0,50	29
	FB		27,0	27,5	26,0	0,50	29
FEVEREIRO	EB		27,7	28,5	26,0	0,50	27
	TS1		27,0	27,5	26,5	0,50	26
	TS2		26,7	27,5	26,5	0,50	26
	FB		26,9	27,5	26,5	0,50	26

Continua

QUADRO 5.3.1

Continuação

MÊS	MEDIDA AMOSTRA	MÉDIA - °C	VALOR MÁXIMO °C	VALOR MÍNIMO °C	σ °C	n
MARÇO	EB	27,9	28,0	27,0	0,50	31
	TS1	27,3	28,0	25,5	0,50	30
	TS2	27,2	28,0	25,5	0,50	30
	FB	27,1	27,5	25,0	0,50	30
ABRIL	EB	28,0	29,0	26,0	0,50	30
	TS1	27,4	28,0	26,0	0,50	29
	TS2	27,4	28,5	26,0	0,50	30
	FB	27,3	28,0	26,0	0,50	30
MAIO	EB	26,7	28,0	25,0	0,50	31
	TS1	26,2	27,5	25,0	0,50	29
	TS2	26,1	27,5	25,0	0,50	29
	FB	26,1	27,5	24,5	0,50	28

QUADRO 5.3.2.

Temperaturas médias mensais, valores máximos e mínimos, desvio padrão e número de dados, das temperaturas das amostras coletadas diariamente na 2ª etapa da pesquisa

MÊS	MEDIDA AMOSTRA	MÉDIA - °C	VALOR MÁXIMO °C	VALOR MÍNIMO °C	σ °C	n
JUNHO 79	EB	25,3	26,0	24,5	0,50	29
	TS1	24,3	25,5	24,0	0,50	28
	TS2	24,3	25,5	23,5	0,50	28
	FB	24,1	25,5	23,5	0,42	28
JULHO	EB	24,6	25,5	24,0	0,50	31
	TS1	24,0	25,0	23,0	0,50	27
	TS2	24,0	24,5	23,0	0,50	28
	FB	23,8	25,0	23,0	0,50	28
AGOSTO	EB	25,1	26,0	24,0	0,51	30
	TS1	24,4	26,0	23,5	0,50	31
	TS2	24,3	26,0	23,5	0,50	31
	FB	24,0	25,5	23,0	0,50	31
SETEMBRO	EB	25,2	26,0	24,5	0,50	28
	TS1	23,9	24,5	23,0	0,57	10
	TS2	23,9	24,5	23,0	0,50	11
	FB	23,5	24,0	22,0	0,50	11

QUADRO 5.3.3.

Temperaturas médias mensais das amostras diárias de
 esgoto bruto e dos efluentes TS1, TS2 e FB
 Dados referentes às 1.^a e 2.^a etapas

ETAPA	MÊS	EB	TS1	TS2	FB
1. ^a	JUNHO 78	25,7	25,3	25,2	-
	JULHO	24,9	24,8	24,6	-
	AGOSTO	24,5	24,2	24,2	-
	SETEMBRO	25,0	24,6	24,4	-
	OUTUBRO	25,7	25,5	25,5	-
	NOVEMBRO	26,8	26,5	26,3	26,0
	DEZEMBRO	26,6	26,2	26,1	26,0
	JANEIRO 79	27,5	27,1	26,9	27,0
	FEVEREIRO	27,5	27,0	27,0	26,9
	MARÇO	27,9	27,3	27,2	27,1
	ABRIL	28,0	27,4	27,4	27,3
MAIO	26,7	26,2	26,1	26,1	
2. ^a	JUNHO	25,3	24,3	24,3	24,1
	JULHO	24,6	24,0	24,0	23,8
	AGOSTO	25,1	24,4	24,3	24,0
	SETEMBRO	25,2	23,9	23,9	23,5

QUADRO 5.3.4

Temperaturas máxima, mínima e temperatura média no interior de cada câmara para a 1.^a e 2.^a etapas

ETAPA	MÊS	TS1			TS2			MÉDIA DO TANQUE SÉPTICO
		MÁX	MIN	MÉDIA	MÁX	MIN	MÉDIA	
1. ^a	JUNHO 78	-	-	-	-	-	-	-
	JULHO	-	-	-	-	-	-	-
	AGOSTO	25,9	24,1	25,0	25,1	24,1	24,6	24,8
	SETEMBRO	26,2	24,6	25,4	25,3	24,5	24,9	25,1
	OUTUBRO	26,8	25,3	26,0	26,0	25,3	25,6	25,8
	NOVEMBRO	28,0	26,4	27,2	27,0	26,3	26,6	26,9
	DEZEMBRO	27,9	26,3	27,1	27,0	26,2	26,6	26,8
	JANEIRO 79	28,8	27,0	27,9	27,8	26,7	27,2	27,6
	FEVEREIRO	29,2	27,3	28,2	28,2	27,1	27,6	28,0
	MARÇO	29,1	27,5	28,3	28,2	27,2	27,7	28,0
	ABRIL	28,7	27,5	28,1	28,4	27,5	28,0	28,0
	MAIO	27,2	26,6	26,9	26,9	26,4	26,6	26,8
2. ^a	JUNHO	24,9	24,7	24,8	25,4	24,5	25,0	24,9
	JULHO	24,8	24,4	24,6	24,8	24,2	24,5	24,6
	AGOSTO	25,2	24,6	24,9	25,3	24,6	25,0	24,9
	SETEMBRO	24,8	24,5	24,6	24,6	24,0	24,3	24,5

so de degradação de materiais orgânicos. O pH exerce uma influência profunda no processo de degradação bioquímica, visto que ele pode tornar-se um fator limitante ao crescimento e à manutenção de determinadas colônias de bactérias.

No caso específico do processo anaeróbio, e conforme exposto no Capítulo 2, a faixa de pH na qual é possível o desenvolvimento do primeiro estágio do processo é ampla e se situa entre 4,3 e 7,5. Para o desenvolvimento do segundo estágio tal faixa é bastante restrita e se situa entre 6,8 e 7,2.

O quadro 5.4.1. demonstra que os valores médios mensais de pH das amostras dos efluentes de TS1 se localizam entre 6,90 e 7,0, havendo uma predominância deste último valor, considerado ótimo para o desenvolvimento da fermentação metanogênica. Guardando-se as devidas proporções entre as faixas adequadas para o desenvolvimento dos dois estágios da anaerobiose verifica-se, então, que o pH médio de TS1 é suficientemente próximo do valor ótimo de 6,5 para a formação de ácidos orgânicos. Na câmara TS2 as condições são semelhantes, havendo, porém, predominância do valor 6,90. O Filtro Biológico mantém comportamento idêntico ao de TS2.

De forma resumida, pode-se considerar que, no que diz respeito ao pH, o comportamento de todo o sistema na primeira fase da pesquisa é bastante uniforme, reunindo condições perfeitamente satisfatórias para garantir o equilíbrio do processo.

Do quadro 5.4.2. pode-se tirar que as condições de pH na segunda etapa da Pesquisa são um tanto diferentes, principalmente na câmara TS2 e no Filtro Biológico, predominando valores mais elevados, se bem que ainda dentro dos limites 6,8 e 7,2.

A alcalinidade exerce, numa solução, um efeito tamponador, advin

do disso a sua grande importância num processo biológico de tratamento de esgotos. Conforme visto no Capítulo 2, o processo anaeróbio é constituído de dois estágios, que se caracterizam, respectivamente, pela formação de ácidos orgânicos e pela fermentação metânica desses produtos. O equilíbrio desses dois estágios é de vital importância para uma boa performance do processo. Não restam dúvidas de que a alcalinidade do meio é um dos principais fatores que influem nesse equilíbrio.

Os dados relativos à alcalinidade acham-se dispostos da mesma maneira que os de pH nos quadros 5.4.1. e 5.4.2.

A Figura 5.4.1. ilustra, para as primeira e segunda etapas da Pesquisa, a variação da alcalinidade de EB, TS1, TS2 e FB com o tempo, com base nas médias mensais. Por dificuldades de visualização construiu-se a Figura 5.4.2., com base nas médias móveis 3 a 3 das médias mensais.

Da Figura 5.4.2. pode-se tirar o seguinte:

A alcalinidade que entra no sistema é sempre maior que aquela que sai no efluente TS1 registrando-se, no entanto, que à medida que passa o tempo, a alcalinidade do efluente aumenta gradativamente. Isto pode significar que, à medida que passa o tempo, a massa de ácidos voláteis acumulada no interior da câmara de entrada diminui, diminuindo, desta forma, a necessidade de tamponação do processo. Aqui, pode-se formular uma primeira hipótese, na qual se admite que ocorre uma diminuição da taxa de produção de ácidos orgânicos, e uma segunda, na qual à proporção que passa o tempo, ocorre um aumento na taxa de conversão dos ácidos orgânicos, a metano e gás carbônico.

Uma outra forma de explicar o fenômeno é admitir que, à medida que passa o tempo, a concentração de "sais de ácidos voláteis" aumenta resultando num acréscimo de alcalinidade, conforme visto no Capítulo 2

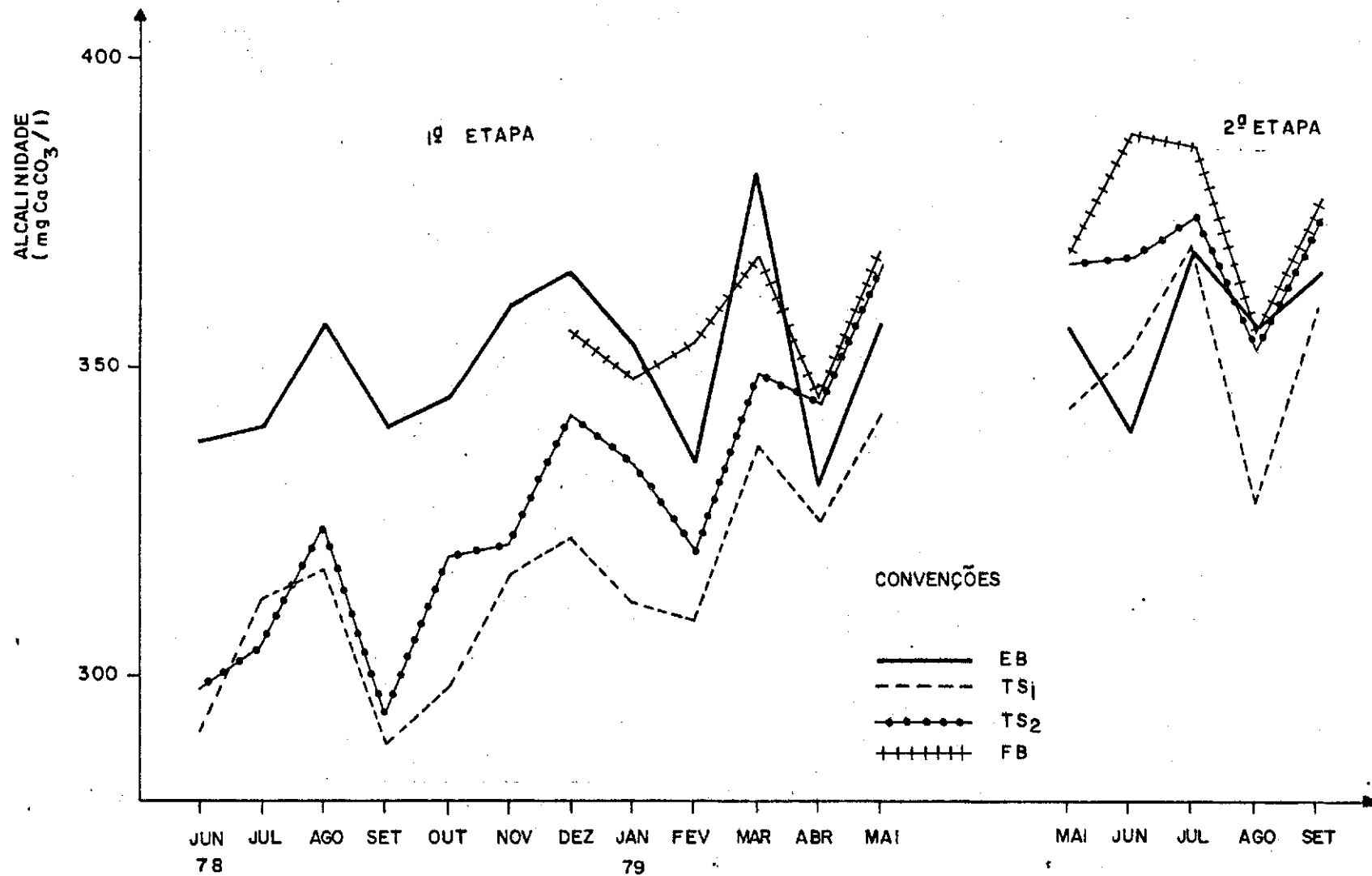


FIG. 5.4.1 - VARIACÃO DA ALCALINIDADE DE BICARBONATOS COM O TEMPO COM BASE NAS MÉDIAS MENSAS.

99

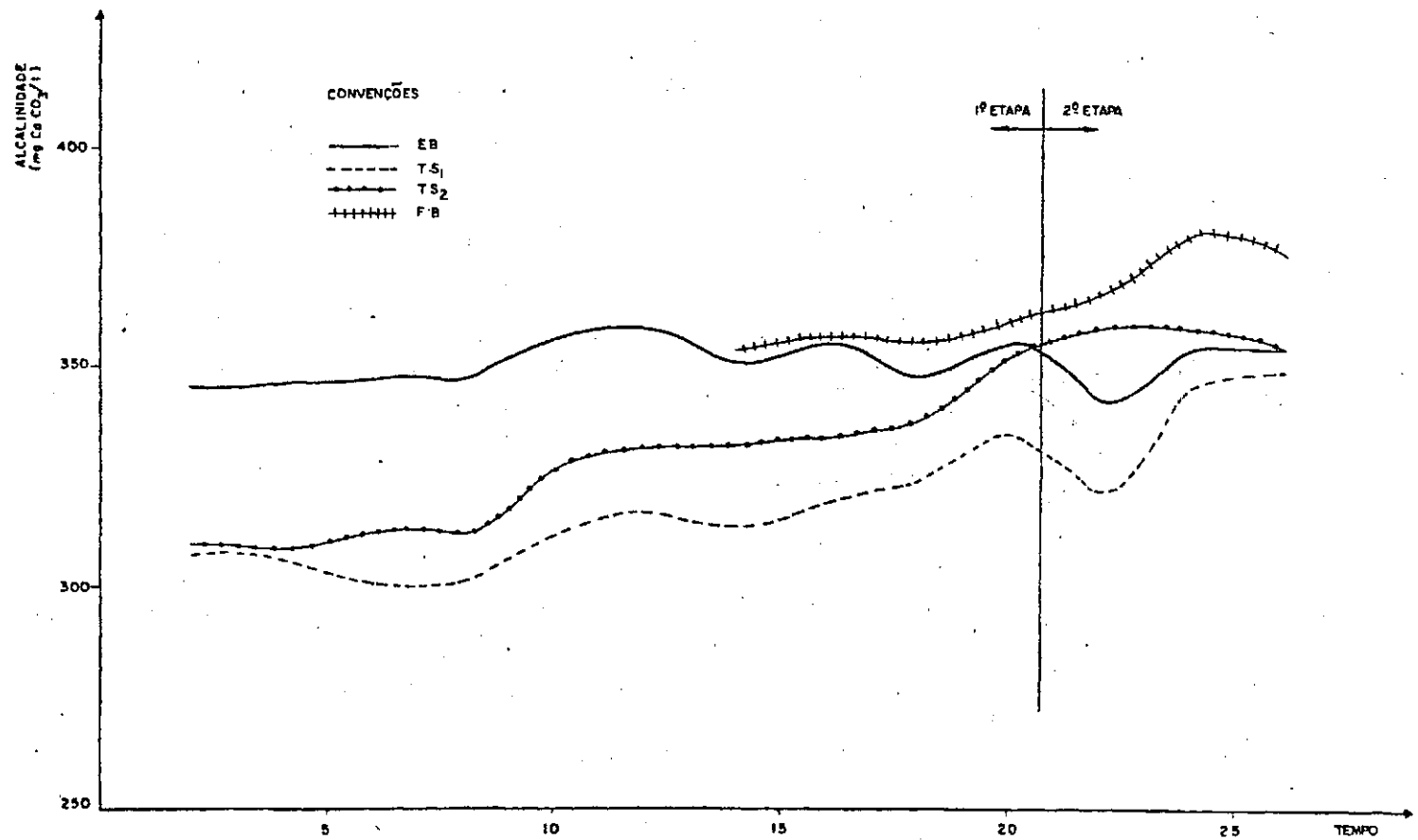


FIG. 5.4.2 - VARIACÃO DA ALCALINIDADE DE BICARBONATOS COM O TEMPO COM BASE NAS MÉDIAS MÓVEIS 3x3 DAS MÉDIAS MENSAS

de acordo com as sugestões de Pohland e com os conceitos emitidos por Mahan.

Naturalmente, a constatação da verdadeira origem do fenômeno de penderia do levantamento de parâmetros adicionais, tais como a determinação da concentração de ácidos voláteis.

A alcalinidade do efluente TS2 é invariavelmente superior à alcalinidade de TS1 e isto pode significar que as espécies dissolvidas podem estar retirando prótons da solução, resultando num acréscimo de alcalinidade. Isto pode, também, ser verdade para o Filtro Biológico mas, obviamente, não se pode deixar de considerar que a alcalinidade pode estar sendo retirada do agregado que constitui o leito filtrante.

5.5. Apresentação e análise dos resultados de DBO_5

Antes de iniciarmos propriamente esta apresentação, apresenta-se a necessidade de tecer alguns comentários a respeito do efeito da preservação a que foram submetidas as amostras compostas de esgoto bruto e dos efluentes de TS1, TS2 e FB.

No Capítulo 4 foi descrita a metodologia de amostragem para o controle do sistema, quando ficou estabelecido que, além da amostra analisada diariamente após a coleta, foi analisada, ao final de cada período de sete dias, uma amostra composta por partes iguais das amostras coletadas diariamente. Referida amostra era preservada por congelamento a $-5^{\circ}C$.

Considerando apenas o aspecto do conteúdo orgânico e através de análise comparativa entre os dados de DBO_5 das amostras compostas e as médias dos valores de DBO_5 das amostras diárias no período correspondente, verificou-se que a preservação das amostras nas condições expostas acima acarretou uma modificação na concentração de material orgânico

QUADRO 5.4.1.

Valores médios mensais de pH e alcalinidade total de amostras de EB

TS1, TS2 e FB - 1.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	pH				ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /ℓ)			
	AMOSTRA MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 1978	Média	7.40	7.00	7.00		338.0	291.0	298.0	
	Máximo	7.60	7.25	7.30		353.0	313.0	319.0	
	Mínimo	7.10	6.80	6.75		314.0	265.0	274.0	
	σ	0.10	0.15	0.15		17.0	20.0	19.0	
	n	28	28	28	0	3	3	3	0
JULHO 1978	Média	7.50	7.00	6.95		340.0	312.0	305.0	
	Máximo	7.75	7.30	7.25		350.0	318.0	326.0	
	Mínimo	7.35	6.70	6.65		329.0	307.0	291.0	
	σ	0.10	0.15	0.10		8.0	5.0	13.0	
	n	29	29	29	0	4	4	4	0
AGOSTO 1978	Média	7.50	6.90	6.90		357.0	317.0	324.0	
	Máximo	7.60	7.10	7.05		362.0	334.0	324.0	
	Mínimo	7.20	6.70	6.70		354.0	308.0	322.0	
	σ	0.10	0.10	0.10		3.0	11.0	1.0	
	n	31	31	31	0	4	4	4	0
SETEMBRO 1978	Média	7.50	7.00	6.90		340.0	289.0	294.0	
	Máximo	7.70	7.10	7.05		351.0	292.0	302.0	
	Mínimo	7.00	6.80	6.80		319.0	281.0	286.0	
	σ	0.15	0.10	0.10		12.0	5.0	6.0	
	n	30	30	30	0	4	4	4	0

QUADRO 5.4.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO AMOSTRA MEDIDA	pH				ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
OUTUBRO 1978	Média	7.50	7.00	6.90		345.0	298.0	319.0	
	Máximo	7.65	7.50	7.45		351.0	308.0	324.0	
	Mínimo	7.30	6.70	6.70		339.0	286.0	313.0	
	on	0.10	0.15	0.10		4.0	8.0	4.0	
	n	30	30	30	0	5	5	5	0
NOVEMBRO 1978	Média	7.50	7.00	6.90	6.90	357.0	316.0	321.0	
	Máximo	7.60	7.25	7.15	7.40	376.0	331.0	342.0	
	Mínimo	7.15	6.90	6.80	6.80	337.0	297.0	302.0	
	on	0.10	0.10	0.10	0.15	15.0	15.0	14.0	
	n	30	30	30	15	4	4	4	0
DEZEMBRO 1978	Média	7.45	6.95	6.90	6.90	365.0	322.0	342.0	356.0
	Máximo	7.90	7.20	7.20	7.30	371.0	331.0	365.0	371.0
	Mínimo	6.35	6.80	6.70	6.70	360.0	302.0	322.0	284.0
	on	0.25	0.10	0.10	0.15	4.0	12.0	16.0	17.0
	n	27	27	27	27	4	4	4	4
JANEIRO 1979	Média	7.45	7.00	6.90	6.90	354.0	312.0	334.0	348.0
	Máximo	7.55	7.60	7.10	7.10	371.0	319.0	348.0	365.0
	Mínimo	7.30	6.85	6.80	6.80	332.0	305.0	327.0	327.0
	on	0.10	0.20	0.10	0.10	15.0	5.0	9.0	14.0
	n	29	29	29	29	4	4	4	4

Continua

QUADRO 5.4.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO AMOSTRA MEDIDA	pH				ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
FEVEREIRO 1979	Média	7.50	7.00	7.00	6.90	334.0	309.0	320.0	354.0
	Máximo	7.60	7.20	7.20	7.20	354.0	322.0	327.0	360.0
	Mínimo	7.35	6.90	6.80	6.80	294.0	294.0	310.0	343.0
	σn	0.10	0.10	0.10	0.10	24.0	11.0	7.0	7.0
	n	26	26	26	26	4	4	4	4
MARÇO 1979	Média	7.45	7.00	6.95	6.95	381.0	337.0	349.0	368.0
	Máximo	7.60	7.50	7.30	7.45	391.0	356.0	351.0	380.0
	Mínimo	7.30	6.80	6.70	6.80	362.0	316.0	345.0	356.0
	σn	0.10	0.15	0.20	0.20	14.0	16.0	3.0	10.0
	n	30	30	30	30	3	3	3	3
ABRIL 1979	Média	7.50	6.95	6.90	6.95	329.0	325.0	344.0	345.0
	Máximo	7.70	7.30	7.30	7.30	345.0	351.0	356.0	368.0
	Mínimo	7.30	6.70	6.80	6.80	305.0	316.0	322.0	324.0
	σn	0.10	0.15	0.15	0.15	13.0	14.0	12.0	16.0
	n	29	29	29	29	5	5	5	5
MAIO 1979	Média	7.50	6.95	6.90	6.95	357.0	343.0	367.0	369.0
	Máximo	7.80	7.30	7.40	7.40	369.0	357.0	369.0	374.0
	Mínimo	7.30	6.80	6.80	6.80	345.0	327.0	363.0	363.0
	σn	0.10	0.15	0.15	0.15	10.0	12.0	3.0	5.0
	n	31	31	31	31	3	3	3	3

QUADRO 5.4.2.

Valores médios mensais de pH e alcalinidade total de amostras de EB
TS1, TS2 e FB - 2ª etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO AMOSTRA MEDIDA	pH				ALCALINIDADE TOTAL (mg CaCO ₃ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 1979	Média	7.50	6.95	7.00	7.05	339.0	353.0	368.0	388.0
	Máximo	7.80	7.20	7.30	7.35	387.0	375.0	381.0	405.0
	Mínimo	7.10	6.75	6.80	6.75	286.0	333.0	357.0	363.0
	σ	0.10	0.10	0.10	0.15	43.0	20.0	9.0	16.0
	n	29	29	29	29	4	4	4	4
JULHO 1979	Média	7.55	7.00	7.10	7.15	369.0	370.0	375.0	386.0
	Máximo	7.70	7.40	7.30	7.40	387.0	381.0	393.0	399.0
	Mínimo	7.30	6.80	6.95	6.90	327.0	363.0	363.0	375.0
	σ	0.10	0.15	0.10	0.10	24.0	8.0	11.0	9.0
	n	29	29	29	29	4	4	4	4
AGOSTO 1979	Média	7.55	7.05	7.00	7.05	357.0	328.0	353.0	356.0
	Máximo	7.70	7.30	7.25	7.40	372.0	351.0	369.0	369.0
	Mínimo	7.40	6.90	6.90	6.90	342.0	317.0	329.0	345.0
	σ	0.10	0.10	0.10	0.10	11.0	16.0	17.0	10.0
	n	31	31	31	31	3	3	3	3
SETEMBRO 1979	Média	7.50	7.15	7.15	7.20	366.0	360.0	375.0	378.0
	Máximo	7.65	7.40	7.45	7.30				
	Mínimo	7.35	6.95	6.95	7.00				
	σ	0.10	0.15	0.15	0.15				
	n	10	10	10	10	1	1	1	1

QUADRO 5.4.3.

Consumo de alcalinidade nas várias unidades do sistema, em mg CaCO₃/ℓ

os valores negativos referem-se à produção de alcalinidade

MÊS	ALCALINIDADE MÉDIA (mg CaCO ₃ /ℓ) EB	ALCALINIDADE MÉDIA (mg CaCO ₃ /ℓ) TS1	CONSUMO EM RE LAÇÃO À EB ⁻	ALCALINIDADE MÉDIA (mg CaCO ₃ /ℓ) TS2	CONSUMO EM RE LAÇÃO À TS1 ⁻	ALCALINIDADE MÉDIA FB	CONSUMO EM RELAÇÃO À TS2
JUN/78	338	291	47	298	- 7	-	
JUL	340	312	28	305	- 7	-	
AGO	357	317	40	324	- 7	-	
SET	340	289	51	294	- 5	-	
OUT	345	298	47	319	- 21	-	
NOV	357	316	41	321	- 5	-	
DEZ	365	322	43	342	- 20	356	- 14
JAN/79	354	312	42	334	- 22	348	- 14
FEV	334	309	25	320	- 11	354	- 34
MAR	381	337	44	349	- 12	368	- 19
ABR	329	325	4	344	- 19	345	- 1
MAI	357	343	14	367	- 24	369	- 2
JUN	339	353	- 14	368	- 15	388	- 20
JUL	369	370	- 1	375	- 5	386	- 11
AGO	357	328	29	353	- 25	356	- 3
SET	366	360	6	375	- 15	378	- 3

co das amostras compostas. Tal modificação não se manifesta de maneira uniforme para todas as amostras, conforme demonstrado no quadro 5.5.1.

Pelo exame do referido quadro, verifica-se que ocorre uma perda de DBO_5 nas amostras compostas de EB, TS1 e TS2, de aproximadamente 10% em relação à DBO_5 média das amostras diárias, mas para as amostras compostas do efluente do Filtro Biológico tal perda se eleva a 17,5%. Essas conclusões se baseiam no levantamento das perdas verificadas semana a semana, durante toda a primeira etapa da Pesquisa.

Não é objetivo deste trabalho explicar as razões das perdas, relativamente significativas observadas mas, principalmente, motivados pela não homogeneidade delas, não basearemos a análise da performance do sistema nos dados obtidos a partir das amostras compostas.

5.5.1. Eficiência da remoção de DBO

Os quadros 5.5.2 e 5.5.3 apresentam as médias mensais da DBO_5 do sistema, respectivamente para as primeira e segunda etapas da Pesquisa

No quadro 5.5.3 aparecem, além dos resultados mensais de junho a setembro de 1979, os resultados de agosto + setembro, visto que neste último mês o número de observações foi bastante reduzido e, possivelmente, em análises posteriores seja necessária a utilização desses dados dessa forma.

O quadro 5.5.4 mostra as percentagens de eficiência de remoção de DBO, considerando-se o sistema todo e suas partes durante todos os meses do período de realização da Pesquisa. Os elementos desse quadro basearam a construção da Figura 5.5.1.

Pela observação da Figura 5.5.1., percebe-se a evolução das curvas de rendimento na remoção de DBO na primeira câmara (TS1), no tan

QUADRO 5.5.1.

Efeito da preservação por congelamento a -5°C sobre a DBO_5 das amostras de EB,

TS1, TS2 e FB

Os valores de DBO_5 estão dados em mg/ℓ

EB			TS1			TS2			FB		
AMOSTRA DIÁRIA	AMOSTRA COMPOSTA	PERDA (%)	AMOSTRA DIÁRIA	AMOSTRA COMPOSTA	PERDA (%)	AMOSTRA DIÁRIA	AMOSTRA COMPOSTA	PERDA (%)	AMOSTRA DIÁRIA	AMOSTRA COMPOSTA	PERDA (%)
272	249	8,5	90	82	8,9	80	72	10	40	33	17,5

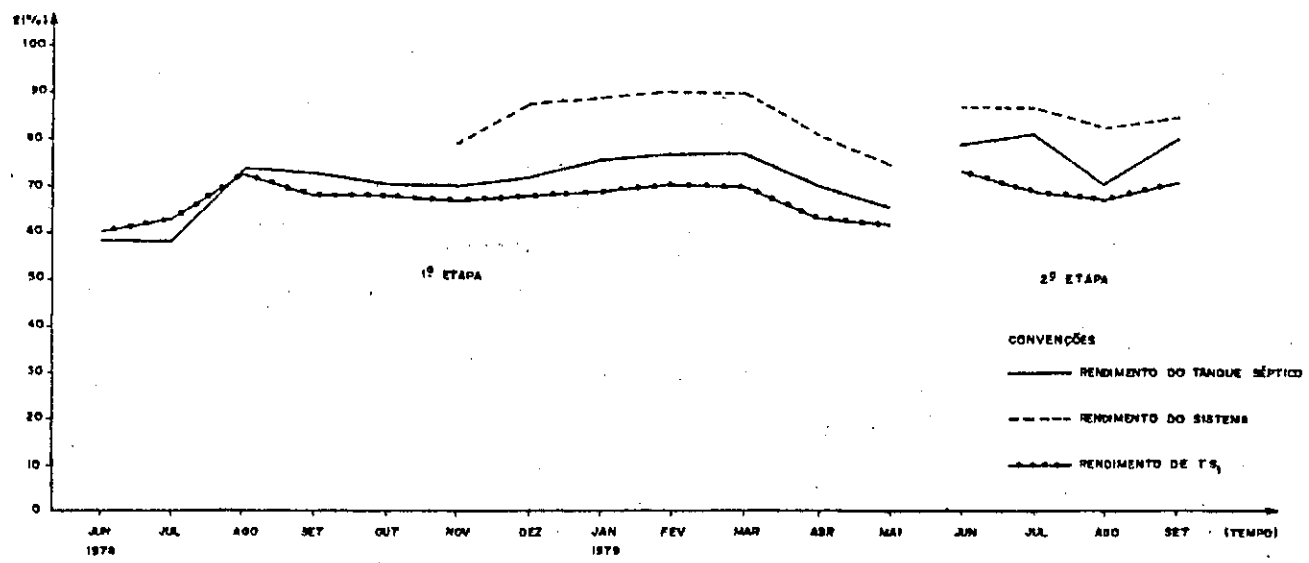


FIG. 5.51 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO NO SISTEMA.

QUADRO 5.5.2.

Resumo de médias, valores máximos, valores mínimos, desvios padrões e número de observações mensais das amostras diárias - DBO₅ - 1.^a etapa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	DBO ₅ (mgO ₂ /ℓ)				PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	DBO ₅ (mgO ₂ /ℓ)			
	AMOSTRA ME DIDA	EB	TS1	TS2	FB		AMOSTRA ME DIDA	EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 1978	Média	279	112	116		DEZEMBRO 1978	Média	323	104	90	41
	Máximo	407	178	168			Máximo	393	133	113	61
	Mínimo	122	62	73			Mínimo	183	81	69	23
	σn	79	32	25			σn	50	18	12	10
	n	24	24	24	0		n	25	25	25	25
JULHO 1978	Média	235	88	98		JANEIRO 1979	Média	296	92	73	33
	Máximo	437	155	85			Máximo	413	117	101	63
	Mínimo	83	51	51			Mínimo	123	41	38	16
	σn	75	27	10			σn	73	20	14	12
	n	29	29	29	0		n	28	28	28	28
AGOSTO 1978	Média	221	60	58		FEVEREIRO 1979	Média	277	82	64	27
	Máximo	363	86	87			Máximo	453	117	81	45
	Mínimo	98	41	30			Mínimo	131	62	53	15
	σn	61	18	13			σn	68	14	7	9
	n	26	26	26	0		n	25	25	25	25

Continua

QUADRO 5.5.2.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO AMOSTRA ME- DIDA	DBO ₅ (mgO ₂ /ℓ)				PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO AMOSTRA ME- DIDA	DBO ₅ (mgO ₂ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB			EB	TS1	TS2	FB
SETEMBRO 1978	Média Máximo Mínimo σn n	260 394 112 68 27	83 124 51 20 27	71 105 47 17 27	0	MARÇO 1979	Média Máximo Mínimo σn n	290 384 150 52 30	87 101 49 12 30	67 93 40 11 30	30 47 18 8 30
OUTUBRO	Média Máximo Mínimo σn n	312 407 125 76 24	101 131 42 18 25	92 129 42 19 25	0	ABRIL 1979	Média Máximo Mínimo σn n	217 294 93 55 30	81 140 44 18 30	64 85 38 12 30	41 53 27 7 30
NOVEMBRO	Média Máximo Mínimo σn n	353 488 163 73 29	117 149 92 14 29	104 141 84 14 29	74 91 60 8 15	MAIO 1979	Média Máximo Mínimo σn n	205 287 113 50 28	79 120 43 16 28	70 102 48 12 28	51 77 33 12 28

QUADRO 5.5.3.

Resumo de médias, valores máximos, valores mínimos, desvios padrões e número de observações mensais das amostras diárias - DBO₅

2.^a etapa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	DBO ₅ (mgO ₂ /ℓ)			
	AMOSTRA MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 1979	Média	202	54	42	27
	Máximo	322	78	59	41
	Mínimo	101	26	22	14
	σn	67	13	9	7
	n	26	26	26	26
JULHO 1979	Média	205	63	38	27
	Máximo	322	121	63	47
	Mínimo	83	40	25	14
	σn	63	18	11	9
	n	29	29	29	29
AGOSTO 1979	Média	261	85	76	44
	Máximo	437	111	97	67
	Mínimo	101	56	53	16
	σn	67	18	11	10
	n	27	27	27	27
SETEMBRO 1979	Média	238	69	47	26
	Máximo	419	94	91	37
	Mínimo	130	45	28	15
	σn	100	15	18	7
	n	8	8	8	8
AGOSTO + SETEMBRO	Média	256	78	69	39
	Máximo	437	111	97	56
	Mínimo	101	45	28	15
	σn	76	18	18	11
	n	35	35	35	35

QUADRO 5.5.4.

Percentagens mensais de remoção de DBO_5
considerando-se o sistema todo e suas partes - 1.^a e 2.^a etapas

MESES	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
JUN 78	59,8	- 3,6	58,4	-	-
JUL	62,6	-11,4	58,3	-	-
AGO	72,8	3,3	73,8	-	-
SET	68,1	14,4	72,7	-	-
OUT	67,6	8,9	70,5	-	-
NOV	66,8	11,1	70,5	28,8	79,0
DEZ	67,8	13,5	72,1	54,4	87,3
JAN 79	68,9	20,6	75,3	54,8	88,8
FEV	70,4	22,0	76,9	57,8	90,2
MAR	70,0	23,0	76,9	55,2	89,6
ABR	62,7	21,0	70,5	35,9	81,1
MAI	61,5	11,4	65,8	27,1	75,1
JUN	73,3	22,2	79,2	35,7	86,6
JUL	69,3	39,6	81,5	28,9	86,8
AGO	67,4	10,6	70,9	42,1	83,1
SET	71,0	31,9	80,2	44,7	84,8
AGO SET	69,5	11,5	73,0	43,5	84,8

que séptico (TS1 + TS2) e no sistema todo (TS1 + TS2 + FB) a partir do mês de novembro de 1978, quando foi introduzido o Filtro Biológico. Considerando apenas o tanque séptico, percebe-se que, durante os dois primeiros meses (junho e julho de 1978) a eficiência foi baixa, e isso corresponde ao período de ambientação do reator ou noutras palavras, ao período necessário para que a digestão anaeróbia do material orgânico, introduzido no reator, atinja a maturação. Esses dois meses iniciais correspondem aos período de digestão (T_d) referido no Capítulo 3. Durante esse período, a câmara TS2 apresenta eficiência negativa, e isso foi causado, possivelmente, por resuspensão de sólidos já decantados na segunda câmara ou por resíduos deixados por altos valores da curva de flutuação de DBO_5 durante o dia.

Após o período de ambientação, o sistema se estabilizou e durante o período que vai de dezembro de 1978 a abril de 1979, o rendimento atingiu seus níveis mais altos, durante a primeira etapa da Pesquisa. Esse aumento no rendimento pode estar relacionado com o aumento da temperatura pois, conforme foi visto no Capítulo 2, a temperatura influencia na velocidade de degradação. O rendimento parece estar relacionado com o período de detenção hidráulica, visto que entre abril e maio de 1979 a curva de eficiência apresenta uma tendência decrescente, elevando-se, assim, que, pela diminuição da vazão influente, o período de detenção hidráulica aumentou. Se for considerada a eficiência de remoção de DBO como um critério para projeto de pequenos reatores anaeróbios de tratamento de esgotos domésticos com as características do Esgoto Bruto utilizado nesta pesquisa, e em condições climáticas semelhantes, é possível definir um tempo de detenção hidráulica mínimo, para o dimensionamento de tais reatores, o qual está situado em torno de 0,75 dia (Considerando-se duas câmaras em série).

A eficiência média do tanque séptico na primeira etapa da Pesquisa, e após o período requerido para a estabilização do processo anaeróbio, foi de 72,5%. Na segunda etapa essa eficiência foi da ordem de 78,0%. O Filtro anaeróbio aumentou a eficiência do sistema de forma que foi atingido um valor médio global de 84,4% na primeira etapa e 85,3% na etapa final.

Isoladamente, pelo exposto no quadro 5.5.4., foi a câmara de entrada (TS1) a unidade mais responsável pela remoção da DBO_5 do esgoto bruto influente oferecendo uma eficiência média de 67,7% na primeira etapa e 70,2% na etapa seguinte. Tira-se, daí, que a câmara de entrada de um tanque séptico compartimentado é o principal reator anaeróbio do conjunto, constituindo-se numa real câmara de digestão ou degradação ativa. O baixo rendimento da câmara de saída não quer dizer, absolutamente, que aí não se processa a digestão anaeróbia do material orgânico; essa digestão possivelmente ocorre, mas de modo mais atenuado.

O quadro 5.5.5. apresenta dados da eficiência média global de remoção de DBO nas duas etapas da Pesquisa.

5.5.2. Cargas de DBO_5 aplicadas ao sistema

O quadro 5.5.6. mostra os valores das cargas volumétricas de DBO_5 (λ_V) aplicados a cada unidade do sistema. As cargas orgânicas aplicadas a cada câmara e ao tanque séptico todo (TS1 + TS2) foram calculadas de acordo com a expressão seguinte:

$$\lambda_V \text{ (g}DBO_5\text{/m}^3 \cdot \text{d)} = \frac{DBO_5 \text{ (g/m}^3\text{)} \times Q \text{ (m}^3\text{/d)}}{\text{Volume útil (m}^3\text{)}}$$

$$\therefore \lambda_V \text{ (g}DBO_5\text{/m}^3 \cdot \text{d)} = \frac{DBO_5 \text{ (g/m}^3\text{)}}{t \text{ (d)}}$$

QUADRO 5.5.5.

Remoção média de DBO

1.^a e 2.^a etapas da pesquisa

ETAPA	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
1. ^a	67,7	14,9	72,5	44,8	84,4
2. ^a	70,2	26,1	78,0	37,8	85,3

QUADRO 5.5.6.

Cargas de DBO_5 aplicadas ao sistema em $\text{gDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$

MESES	TS1	TS2	TS1 + TS2	FB
JUN 78	581	238	297	-
JUL	500	191	255	-
AGO	480	133	246	-
SET	578	189	295	-
OUT	709	235	363	-
NOV	821	278	420	305
DEZ	769	254	394	264
JAN 79	722	230	370	214
FEV	692	210	355	187
MAR	744	229	382	196
ABR	571	219	293	188
MAI	554	219	285	205
JUN	259	77	137	61
JUL	266	91	141	56
AGO	343	125	182	111
SET	317	103	169	69
1. ^a ETAPA	643	219	330	236
2. ^a ETAPA	296	99	157	74

As cargas orgânicas aplicadas ao Filtro Biológico foram calculadas de acordo com a expressão abaixo:

$$\lambda_v \text{ (gDBO}_5\text{/m}^3 \cdot \text{d)} = \frac{\text{DBO}_5 \text{ (g/m}^3\text{)} \times Q \text{ (m}^3\text{/d)}}{\text{Volume do leito Percolante (m}^3\text{)}}$$

Para o cálculo das cargas orgânicas volumétricas, fez-se uso dos elementos constantes dos seguintes quadros:

QUADRO 4.1. - Características de Projeto do Modelo Experimental - Capítulo 4

QUADRO 5.2.3. - Períodos de Detenção Médios no Decorrer da Pesquisa - Capítulo 5

QUADRO 5.5.2. - Resumo de Médias de DBO_5 - 1.^a Etapa - Capítulo 5

QUADRO 5.5.3. - Resumo de Médias de DBO_5 - 2.^a Etapa - Capítulo 5

5.5.3. Elementos de cinética do processo

5.5.3.1. Análise do sistema

Do processo anaeróbio resulta grande quantidade de gases. Em reatores onde a carga orgânica administrada é alta, é bastante frequente que bolsas de gás, acumuladas na camada de lodo do fundo do reator vencendo a pressão hidrostática, subam à superfície, arrastando grande quantidade de lodo.

Durante a primeira etapa da pesquisa o tanque séptico foi suficientemente carregado, de modo que o fenômeno mencionado no parágrafo anterior se manifestou com intensa frequência na câmara TSl e com frequência atenuada na câmara de saída do tanque. Na segunda etapa, referido fenômeno se manifestou com atenuada frequência na primeira câmara

e são ocasionalmente em TS2. Pelo exposto, parece-nos importante dizer que mesmo para períodos de detençaõ hidrãulica superiores a 1 dia (2.^a etapa) um tanque sãptico nã se mantãem em condições de absoluta quietude durante todo o tempo. Portanto, sob o ponto de vista das caracte rísticas de fluxo, o reator poderia ser entendido como um reator de fluxo arbitrãrio.

É bastante comum, no entanto, admitir que reatores de tratamento biolãgico de esgotos funcionem com mistura completa e que, alãem disso, a remoçãõ de material orgãnico no seu interior se dã seguindo uma cinãtica de primeira ordem.

Seguindo esse raciocínio e encarando as câmaras de entrada e saía da do tanque sãptico como uma sãrie de reatores, poderíamos propor o seguinte:

As duas câmaras do tanque sãptico constituem uma sãrie de dois reatores de mistura completa de volumes iguais, onde o segundo reator recebe o efluente do primeiro.

Feitas essas suposições, pode-se enquadrar o modelo experimental no esquema da Figura 5.5.2.

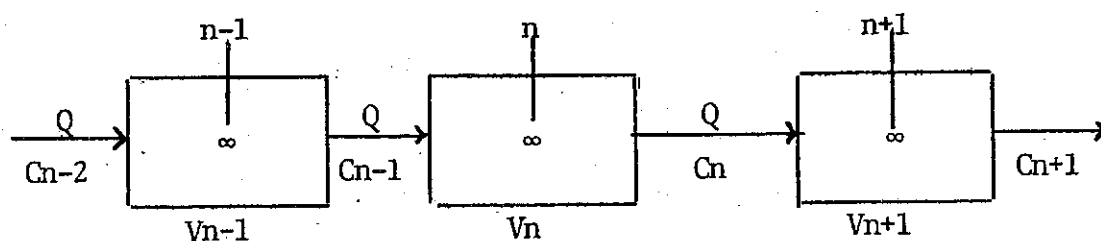


Figura 5.5.2. - Esquema de uma sãrie de reatores de mistura completa onde,

$n - 1, n, n + 1$ = Posiçãõ de cada reator

V = Volume de cada reator

Q = Vazãõ

C = Concentraçãõ de matãria orgãnica em cada reator

Um balanço de material no enésimo reator dá:

$$\left[\begin{array}{l} \text{Taxa de Varia} \\ \text{ção da Concen} \\ \text{tração de Ma} \\ \text{terial Orgâni} \\ \text{co no Reator} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{Taxa de Entrada} \\ \text{de Material Orgâ} \\ \text{nico no Reator.} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Taxa de Saída} \\ \text{de Material Or} \\ \text{gânico do Reator} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Taxa de Remo} \\ \text{ção de Materi} \\ \text{al Orgânico} \\ \text{no Reator} \end{array} \right]$$

$$\frac{dC_n}{dt} (V_n) = Q \cdot C_{n-1} - Q C_n - K \cdot C_n \cdot V_n, \quad \text{onde}$$

$$\frac{dC_n}{dt} = \text{Taxa de variação da concentração de material orgânico no reator}$$

$$Q = \text{Vazão}$$

$$C_{n-1} = \text{Concentração de material orgânico no influente do reator } n$$

$$C_n = \text{Concentração de material orgânico no efluente do reator } n$$

$$K = \text{Taxa de remoção de material orgânico (1.ª ordem)}$$

No estado estacionário ou de equilíbrio, $\frac{dC_n}{dt} = 0$ e

$$\frac{C_n}{C_{n-1}} = \frac{1}{1 + K \cdot V_n / Q}$$

Aplicando-se aos n reatores em série, temos o seguinte:

$$\frac{C_n}{C_0} = \frac{1}{(1 + K \cdot V/n \cdot Q)^n} \quad \text{ou,} \quad \frac{C_n}{C_0} = \frac{1}{(1 + K \cdot t/n)^n}$$

onde,

$$n = \text{Número de reatores na série}$$

$$V = \text{Volume total dos reatores na série}$$

$$C_0 = \text{Concentração de material orgânico no influente do 1.º reator}$$

C_n = Concentração de material orgânico no efluente do último reator

t = Período de detenção em toda a série

Chamemos, no entanto, C_n de Le e C_0 de Li e façamos de modo que Le e Li representem, respectivamente, a DBO_5 efluente e influente do tanque séptico compreendido como uma série de dois reatores, então:

$$\frac{Le}{Li} = \frac{1}{(1 + K \cdot t/2)^2}, \quad \text{logo}$$

$$K = \frac{2}{t} \left(\sqrt{\frac{Li}{Le}} - 1 \right)$$

O quadro 5.5.7. apresenta os valores médios mensais de K , calculados pela expressão anterior, além dos outros elementos necessários ao seu cálculo. Através desse quadro, verificamos que K sofre variações que podem ser atribuídas às mudanças de temperatura, experimentadas pelo sistema durante todo o período da pesquisa. Essa influência foi averiguada e determinado o valor de θ da expressão de Van't Hoff-Arrhenius.

Com os valores dos $\log K$ e de T entre o período que vai de agosto de 1978 a julho de 1979, e utilizando o Método dos Mínimos Quadrados, fez-se o ajustamento de uma linha reta entre os pontos $(T, \log K)$. Os coeficientes da linha reta $Y = a_0 + a_1 \cdot X$, de mínimos quadrados, são:

$$a_0 = - 0,79256$$

$$a_1 = 0,04256, \quad \text{portanto}$$

$$Y = - 0,79256 + 0,04256 \cdot X, \quad \text{ou}$$

$$\log K = - 0,79256 + 0,04256 \cdot T$$

VERIFICAÇÃO DA VALIDADE ESTATÍSTICA DA EQUAÇÃO

COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO

QUADRO 5.5.7.

Valores médios mensais de DBO_5 influente (Li), DBO_5 efluente (Le), período de detenção hidráulica (t), temperatura (T) e taxa constante de remoção de material orgânico (K), no tanque séptico (TS1 + TS2)

MESES	Li mg/ℓ	Le mg/ℓ	t dia	T °C	K d ⁻¹	log. K
AGOSTO 78	221	58	0,90	24,8	2,12	0,32451
SETEMBRO	260	71	0,88	25,1	2,08	0,31797
OUTUBRO	312	92	0,86	25,8	1,95	0,29081
NOVEMBRO	353	104	0,84	26,9	2,00	0,30103
DEZEMBRO	323	90	0,82	26,8	2,18	0,33904
JANEIRO 79	296	73	0,80	27,6	2,54	0,40441
FEVEREIRO	277	64	0,78	28,0	2,77	0,44236
MARÇO	290	67	0,76	28,0	2,84	0,45364
ABRIL	217	64	0,74	28,0	2,27	0,35608
MAIO	205	70	0,72	26,8	1,97	0,29496
JUNHO	202	42	1,47	24,9	1,62	0,20952
JULHO	205	38	1,45	24,6	1,82	0,26007
AGOSTO + SETEMBRO	256	69	1,42	24,7	1,30	0,11543

Para uma equação do tipo $Y = a_0 + a_1 \cdot X$, o coeficiente de determinação

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (Y'_i - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})^2} \cdot e, \quad 0 \leq R^2 \leq 1$$

onde,

Y'_i = Valores estimados da variável dependente, através da equação de regressão obtida

Y_i = Valores medidos da variável dependente

\bar{Y} = Média aritmética dos valores observados da variável dependente

N = Número de pontos.

O coeficiente de determinação para a equação de regressão encontrada será, portanto:

$R^2 = 0,625$, o que significa que 62,5% da variação da variável dependente são devidos ao efeito da temperatura.

COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

O coeficiente de correlação R é de 0,79.

ERRO PADRÃO DE ESTIMATIVA

O erro padrão de estimativa, $Sy \cdot X$ é definido pela expressão:

$$Sy \cdot X = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Y_i - Y'_i)^2}{N - 2}}, \quad \text{onde:}$$

$N - 2$ = Número de graus de liberdade, calculado através da expressão: $GL = N - K - 1$

onde N é o número de dados e K é o número de variáveis independentes.

$$S_y \cdot X = 0,04676.$$

Se a equação de regressão linear é $Y = a_0 + a_1 \cdot X$, as regiões limitadas por retas paralelas distando dela $\pm S_y \cdot x$, $\pm 2S_y \cdot x$ e $\pm 3S_y \cdot x$, deverão conter respectivamente, no caso de distribuição normal, 68,27% 95,45% e 99,73% dos pontos definidos pelas observações originais e isto se verifica no caso da equação de regressão definida.

TESTE DO COEFICIENTE DE REGRESSÃO

Uma equação de regressão linear múltipla é uma expressão da forma

$$Y = b_0 + b_1 \cdot X_1 + b_2 \cdot X_2 + \dots + b_p \cdot X_p.$$

b_0 é o termo independente de X_i , $i = 1, 2, \dots, p$.

b_1, b_2, \dots, b_p são os coeficientes de regressão parciais.

Uma expressão do tipo $Y = a_0 + a_1 \cdot X$, representa uma equação de regressão linear múltipla, com apenas uma variável independente, onde a_0 é o termo independente de X e a_1 é o coeficiente de regressão. Para verificar a significância estatística de a_1 num determinado nível de significância (N.S) e num determinado número de graus de liberdade (N-2) determina-se o parâmetro "t" que tem distribuição de "Student."

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}} \quad \text{onde,} \quad S_{a_1} = \frac{S_y \cdot X}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}}$$

S_{a_1} representa o desvio padrão do coeficiente de regressão (a_1)

Um teste de hipótese nula $H_0 : a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t estabelecido para a equação de regressão obtida com o valor t_p retirado de uma tabela de percentis da distribuição de Student.

$$t = 4,05$$

$$t_{0,995} = 3,17 \quad (N.S = 0,01)$$

$$t_{0,975} = 2,23 \quad (N.S = 0,05)$$

O parâmetro t determinado é maior que $t_{0,995}$ o que significa que o nível de significância N.S. para a equação obtida é inferior a 0,01 e isto dá à equação estabelecida um caráter de altamente significante, visto que seu grau de confiabilidade é superior a 99%.

Estatisticamente é válido, portanto, dizer que as variações de K são devidas à influência da temperatura, entendendo-se que K representa o coeficiente médio de velocidade de degradação de DBO num tanque séptico constituído por duas câmaras, entendendo-se esse sistema como uma série de dois reatores de mistura completa de volumes iguais.

Desta forma, a equação $\log K = -0,79256 + 0,04256 \cdot T$, pode ser transformada em:

$$\log K = \log 0,161 (1,103)^T, \text{ ou}$$

$$K = 0,161 (1,103)^T$$

$$\text{Para uma temperatura } T_1, K_{T_1} = 0,161 (1,103)^{T_1}$$

$$\text{Para uma temperatura } T_2, K_{T_2} = 0,161 (1,103)^{T_2}$$

O quociente $\frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = (1,103)^{T_2 - T_1}$ e, se pela expressão de Van't Hoff-Arrhenius $\frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = \theta^{T_2 - T_1}$ pode-se tirar o valor de $\theta = 1,103$, o que significa que, para a faixa de temperatura observada, o aumento de 1°C corresponde a um aumento de 10,3% na constante média de velocidade de degradação de material orgânico num tanque séptico operado nas condições do modelo experimental.

Parece-nos interessante, agora, questionar sobre a validade da

hipótese feita inicialmente. Será que tem fundamento admitir-se que o sistema é constituído de uma série de reatores anaeróbios?

Admitido isso, admitiu-se a existência de um coeficiente cinético médio K . Admitiu-se, portanto, que a remoção de material orgânico nas câmaras de entrada e saída do tanque séptico é governada por um mesmo coeficiente K . Se, realmente, isto fosse constatado, teríamos feito uma proposta no mínimo razoável de esquema de funcionamento do modelo experimental.

Verifiquemos, portanto, como funcionam as câmaras isoladamente, admitindo-se ainda que a remoção de material orgânico se dá de acordo com uma cinética de primeira ordem.

O quadro 5.5.8 apresenta os valores de K_{TS_1} calculados de acordo com a expressão:

$$\frac{Le}{Li} = \frac{1}{1 + K_{TS_1} \cdot t}, \text{ onde}$$

Li é a DBO_5 do EB influente

Le é a DBO_5 do efluente TS_1

K_{TS_1} é a constante de velocidade de degradação de material orgânico

t é o período de detenção hidráulica na câmara TS_1

O quadro 5.5.9. apresenta os valores de K_{TS_2} , calculados de acordo com uma expressão similar:

$$\frac{Le}{Li} = \frac{1}{1 + K_{TS_2} \cdot t}, \text{ onde}$$

Li é a DBO_5 influente de TS_2 (DBO_5 efluente de TS_1)

Le é a DBO_5 efluente de TS_2

QUADRO 5.5.8.

Valores médios de DBO_5 influente (Li), DBO_5 efluente de TS1 (Le) período de detenção hidráulica de TS1 (t), temperatura da massa líquida em TS1 e coeficiente de remoção de DBO_5 em TS1 (K)

MESES	Li mg/ℓ	Le mg/ℓ	t dia	T °C	K d ⁻¹	logK
AGO 78	221	60	0,46	25,0	5,83	0,76592
SET	260	83	0,45	25,4	4,74	0,67568
OUT	312	101	0,44	26,0	4,75	0,67651
NOV	353	117	0,43	27,2	4,69	0,67126
DEZ	323	104	0,42	27,1	5,01	0,70016
JAN 79	296	92	0,41	27,9	5,41	0,73306
FEV	277	82	0,40	28,2	5,94	0,77416
MAR	290	87	0,39	28,3	5,98	0,77691
ABR	217	81	0,38	28,1	4,42	0,64527

Continua

QUADRO 5.5.8.

Continuação

MESES	Li mg/l	Le mg/l	t dia	T °C	K d ⁻¹	logK
MAI 79	205	79	0,37	26,9	4,31	0,63454
JUN	202	54	0,78	24,8	3,51	0,54577
JUL	205	63	0,77	24,6	2,93	0,46646
AGO	261	85	0,76	24,9	2,72	0,43528
SET	238	69	0,75	24,6	3,45	0,53773

QUADRO 5.5.9.

Valores médios mensais de DBO_5 influente (Li), DBO_5 efluente de TS2 (Le), período de detenção hidráulica de TS2 (t), temperatura da massa líquida em TS2 (T) e coeficiente de remoção de DBO_5 em TS2 (K)

MESES	Li mg/l	Le mg/l	t dia	T °C	K d ⁻¹
AGO 78	60	58	0,45	24,6	0,08
SET	83	71	0,44	24,9	0,38
OUT	101	92	0,43	25,6	0,23
NOV	117	104	0,42	26,6	0,30
DEZ	104	90	0,41	26,6	0,38
JAN 79	92	73	0,40	27,2	0,65
FEV	82	64	0,39	27,6	0,72
MAR	87	67	0,38	27,7	0,78
ABR	81	64	0,37	28,0	0,72
MAI	79	70	0,36	26,6	0,36
JUN	54	42	0,70	25,0	0,41
JUL	63	38	0,69	24,5	0,95
AGO	85	76	0,68	25,0	0,17
SET	69	47	0,67	24,3	0,70

K_{TS_2} é a constante de velocidade de degradação de material orgânico

t é o período de detenção hidráulica na câmara TS_2

Por simples comparação, verifica-se que os valores de K_{TS_1} indicam que na câmara de entrada a remoção de DBO se dá muito velozmente. Os valores de K_{TS_2} indicam que na câmara TS_2 a remoção é lenta e, principalmente, que nessa câmara de saída a velocidade de remoção é tão pequena que pode ser considerada desprezível face à velocidade de remoção na primeira câmara.

Verificado que $K_{TS_1} \gg K_{TS_2}$ fica evidenciado o relevante papel desempenhado pela câmara TS_1 no trabalho de degradação de material orgânico. Admitido que K_{TS_2} é desprezível em relação a K_{TS_1} , pode-se afirmar que a câmara de entrada é o principal reator biológico do sistema e, talvez, não constituisse um exagero admitir que a primeira câmara é o REATOR BIOLÓGICO DO SISTEMA, enquanto a câmara de saída se reserva importância secundária no trabalho de remoção de DBO.

Verifica-se, portanto, que a hipótese lançada, inicialmente, carece de respaldos para subsistir, principalmente quando se considera que uma análise semelhante admitida uma ordem de reação diferente (ordem 2) a faz igualmente frágil.

5.5.3.2. Análise da Câmara TS_1

CINÉTICA DE PRIMEIRA ORDEM

Conforme visto, a Câmara TS_1 é o reator biológico do sistema e contribui para a remoção da maior parte da DBO influente. Admitido que a remoção de DBO se dá de acordo com uma cinética de primeira ordem, os coeficientes K_{TS_1} são aqueles que aparecem no quadro 5.5.8. Se, para os valores de carga orgânica experimentados, as variações de K_{TS_1}

se devem às variações de temperatura e se ajustando uma linha reta de mínimos quadrados aos pontos (T, log K) entre agosto de 1978 e julho de 1979, obtêm-se a seguinte expressão:

$$\log K = - 0,55673 + 0,04616 \cdot T$$

VERIFICAÇÃO DA VALIDADE ESTATÍSTICA DA EQUAÇÃO

COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO

$$0 \leq R^2 \leq 1$$

Para a equação obtida $R^2 = 0,490$, o que significa que 49% da variação da variável dependente é devida ao efeito da temperatura.

COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

O coeficiente de correlação R é de 0,70.

ERRO PADRÃO DE ESTIMATIVA

O erro padrão de estimativa é $S_{y \cdot X} = 0,07841$.

TESTE DO COEFICIENTE DE REGRESSÃO

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}} \quad \therefore \quad t = \frac{0,04616}{0,01684}$$

$$t = 2,74$$

Um teste de hipótese nula $H_0 : a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t estabelecido para a equação de regressão obtida com o valor t_p retirado de uma tabela de percentis da distribuição de Student.

$$t_{0,995} = 3,17 \rightarrow (N.S) = 0,01$$

$$t_{0,0975} = 2,23 \rightarrow (N.S) = 0,05$$

O parâmetro t do coeficiente de regressão é menor que $t_{0,995}$ e

maior que $t_{0,975}$ e isto nos leva a concluir que a equação de regressão obtida, não é significativa a um N.S = 0,01 mas o é a um N.S = 0,05. O grau de confiabilidade é, portanto, menor que 99% mas superior a 95%.

A equação $\log K = -0,55673 + 0,04616 \cdot T$, pode ser transformada em

$$\log K = \log 0,278 (1,112)^T \quad \text{ou}$$

$$K = 0,278 (1,112)^T$$

$$\text{Para uma temperatura } T_1, K_{T_1} = 0,278 (1,112)^{T_1}$$

$$\text{Para uma temperatura } T_2, K_{T_2} = 0,278 (1,112)^{T_2}$$

O quociente $\frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = (1,112)^{T_2 - T_1}$ e, se pela expressão de Van't Hoff-Arrhenius:

$$\frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = \theta^{T_2 - T_1}$$

pode-se tirar o valor de $\theta = 1,112$, o que significa que para a faixa de temperatura observada o aumento de 1°C na temperatura média da massa líquida corresponde a um aumento de 11,2% na constante de velocidade de de gradação de material orgânico na primeira câmara do tanque séptico experimentado.

5.5.3.3. Uma proposta de modelo para interpretar a remoção de DBO na câmara de entrada do tanque séptico

Quando um modelo cinético de primeira ordem é proposto para interpretar a remoção de DBO na câmara de entrada, verifica-se que o coeficiente de velocidade de remoção de material orgânico, admitido que sua variação se dá devido à influência da temperatura, relaciona-se

com a temperatura média da massa líquida através da expressão:

$$\log K = - 0,55673 + 0,04616 \cdot T$$

Na verificação da validade estatística de tal equação pode-se então constatar que apenas 49% da variação do $\log K$ podem ser explicados pela variação da temperatura, o que acarreta que 51% da referida variação são explicados por causas aleatórias, ou melhor, 51% da variação de $\log K$ não podem ser explicados pela causa prevista (Temperatura). Isto por si só não constitui motivo para a invalidação da relação encontrada mas no mínimo é um argumento forte para que se busque uma outra forma de entender o fenômeno que ocorre no interior da câmara de entrada.

O quadro 5.5.10. apresenta os valores de DBO_5 influente de TS_1 (Li) os valores da DBO_5 efluente de TS_1 (Le) e os valores $r = Li - Le$, ao longo de todo o período da pesquisa.

Ao se representar os pontos (Li, r) num sistema de eixos cartesianos, verifica-se, conforme demonstrado na Figura 5.5.3, que todos os pontos, com exceção de P_1, P_2, P_{11} e P_{12} , apresentam forte tendência de se agruparem de acordo com uma linha reta. Os pontos P_1 e P_2 representam, respectivamente, os elementos correspondentes aos dois primeiros meses da pesquisa e o fato de eles não se agruparem como os demais reforça a idéia de que nesse período inicial o processo anaeróbico ainda não atingiu um estágio de equilíbrio. Os pontos P_{11} e P_{12} representam os elementos correspondentes aos dois últimos meses da primeira etapa da pesquisa, cujos períodos de detenção hidráulica são de, respectivamente, 0,38d e 0,37d. O ponto P_{10} correspondente ao mês de março de 1979, que corresponde a um tempo de detenção hidráulica de 0,39d, é ajustável à tendência tomada pelo conjunto de pontos restantes, incluindo aqueles referentes à segunda etapa da pesquisa. Tal fato contri

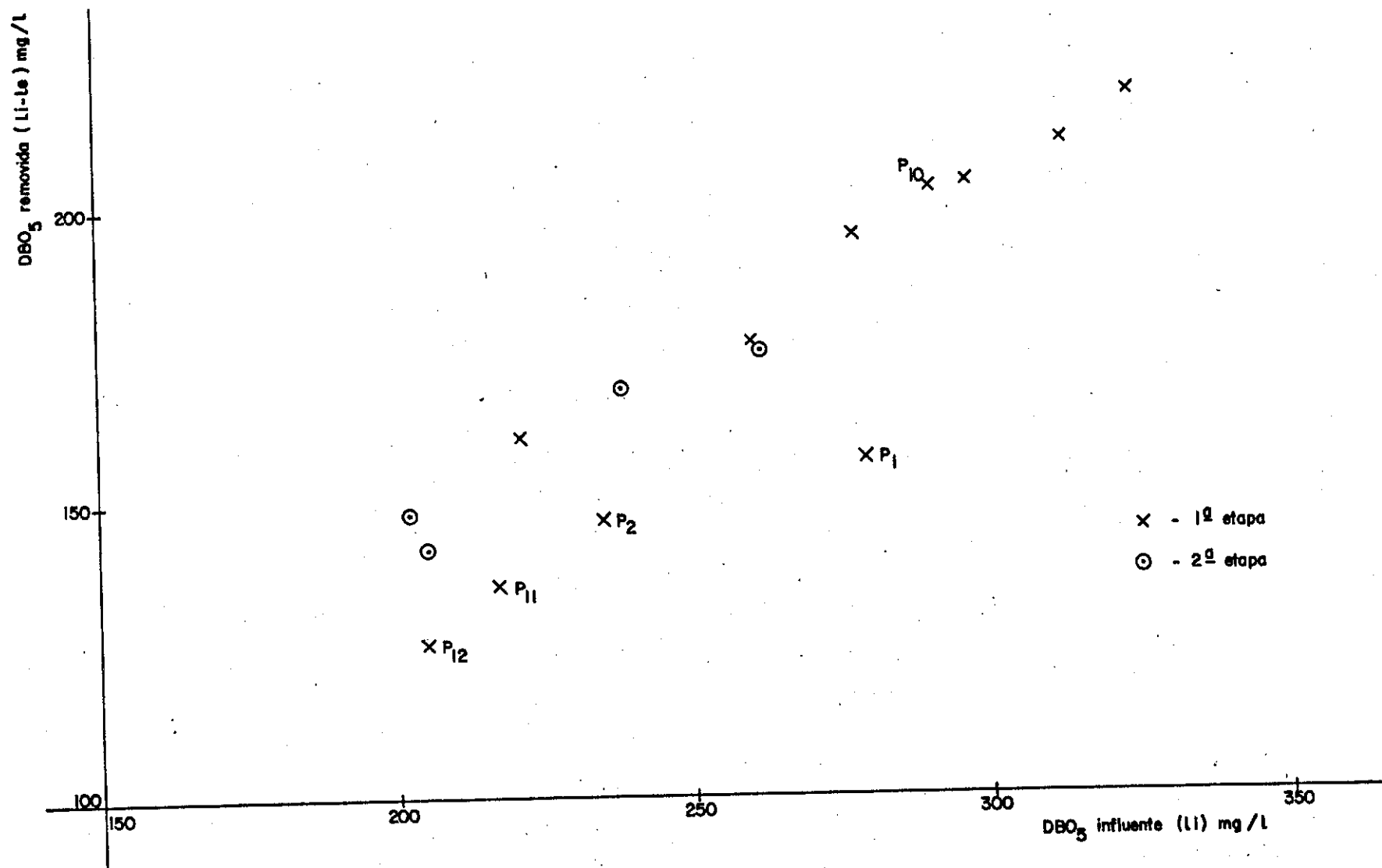


Fig. 5.5.3 - Tendência apresentada pelos pontos (Li, Li-Le) na câmara TS I.

QUADRO 5.5.10.

Valores médios mensais de DBO_5 influente (Li), DBO_5 efluente (Le) e DBO_5 removida (r) em TSI durante todo o período da pesquisa

MESES	Li	Le	$r = Li - Le$
JUNHO 78	279	112	167
JULHO	235	88	147
AGOSTO	221	60	161
SETEMBRO	260	83	177
OUTUBRO	312	101	211
NOVEMBRO	353	117	236
DEZEMBRO	323	104	219
JANEIRO 79	296	92	204
FEVEREIRO	277	82	195
MARÇO	290	87	203
ABRIL	217	81	136
MAIO	205	79	126
JUNHO	202	54	148
JULHO	205	63	142
AGOSTO	261	85	176
SETEMBRO	238	69	169

bui para que se admita que, abaixo de um tempo mínimo de detenção hidráulica, o processo anaeróbio se dá com baixa eficiência.

O tempo mínimo de detenção hidráulica está, portanto, em torno de 0,39d e para propósitos práticos, 0,40d.

Fato bastante interessante e que reforça, sobremaneira, a discussão anterior, é que os pontos referentes à segunda etapa correspondentes a períodos de detenção hidráulica entre 0,75 e 0,78d, ajustam-se com admirável facilidade à tendência linear apresentada pelos pontos da primeira etapa.

Aplicado o método dos mínimos quadrados ao conjunto de pontos com exceção de P_1 , P_2 , P_{11} e P_{12} , obtêm-se a seguinte equação de linha reta:

$$Y = 22,8 + 0,608 \cdot X, \quad \text{ou}$$

$$r = 22,8 + 0,608 \cdot Li, \quad \text{onde}$$

$$r = \text{DBO}_5 \text{ removida (mg/l)}$$

$$Li = \text{DBO}_5 \text{ influente (mg/l)}$$

VERIFICAÇÃO DA VALIDADE ESTATÍSTICA DA EQUAÇÃO

COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO

$$R^2 = 0,988$$

Isto quer dizer que 98,8% da variação da variável dependente ($r = Li - Le$) se deve à variação da variável independente (Li) e que apenas 1,2% dessa variação se deve a causas aleatórias.

COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

O coeficiente de correlação é de 0,994.

ERRO PADRÃO DE ESTIMATIVA

$$Sy \cdot X = 3,70 \quad (\text{Vide Figura 5.5.4})$$

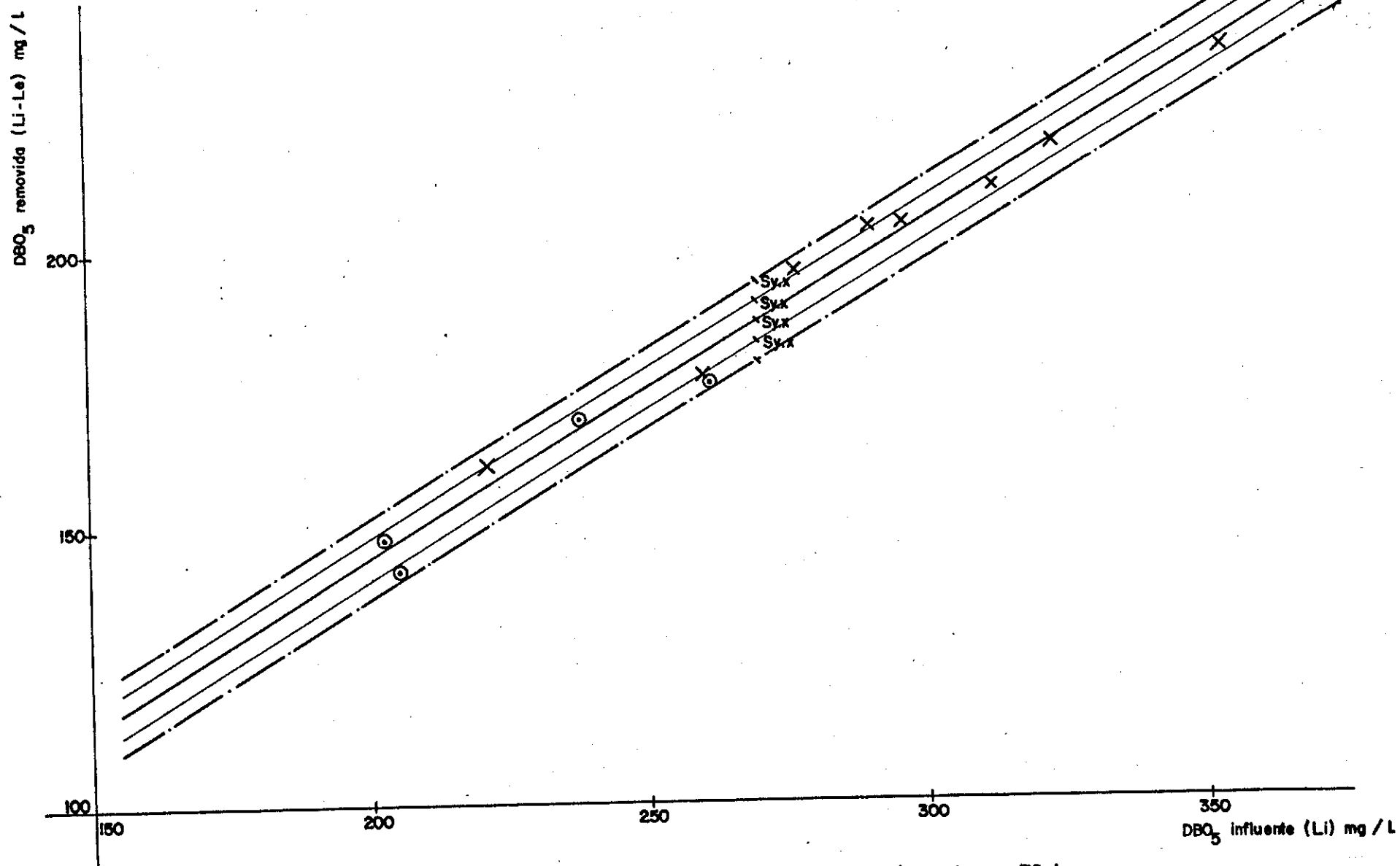


Fig. 5.5.4- Linha reta definida pelos pontos (Li, Li-Le) na câmara TS I.

Pelo exame da Figura 5.5.4. e pela verificação dos valores dos Y constata-se que no caso da equação determinada, os percentuais do total de pontos situados nas regiões delimitadas por $\pm S_y . X$, $\pm 2S_y . X$ e $\pm 3S_y . X$, para o caso de distribuição normal, são respeitados.

TESTE DO COEFICIENTE DE REGRESSÃO

Um teste de hipótese nula $H_0: a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t estabelecido para a equação de regressão $Y = a_0 + a_1 X$ obtida, com o valor t_p retirado de uma tabela de percentis da distribuição de Student.

$$t_{0,995} = 3,17 \rightarrow (N.S) = 0,01$$

$$t_{0,975} = 2,23 \rightarrow (N.S) = 0,05$$

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}} \therefore t = \frac{0,608}{0,023} \therefore t = 26,43$$

$$t \gg t_{0,995}$$

Isto significa que o N.S. da equação obtida é bastante menor que 0,01 e isso induz a um grau de confiabilidade bastante maior que 99%.

Com o exame dos diversos parâmetros estatísticos requeridos na verificação estatística de equações de regressão, constata-se a boa qualidade estatística da equação determinada.

De forma resumida, apresentamos a equação e os elementos estatísticos analisados.

$$Y = 22,8 + 0,608 . X$$

$$R^2 = 0,988$$

$$R = 0,994$$

$$N = 12$$

$$N - 2 = 10$$

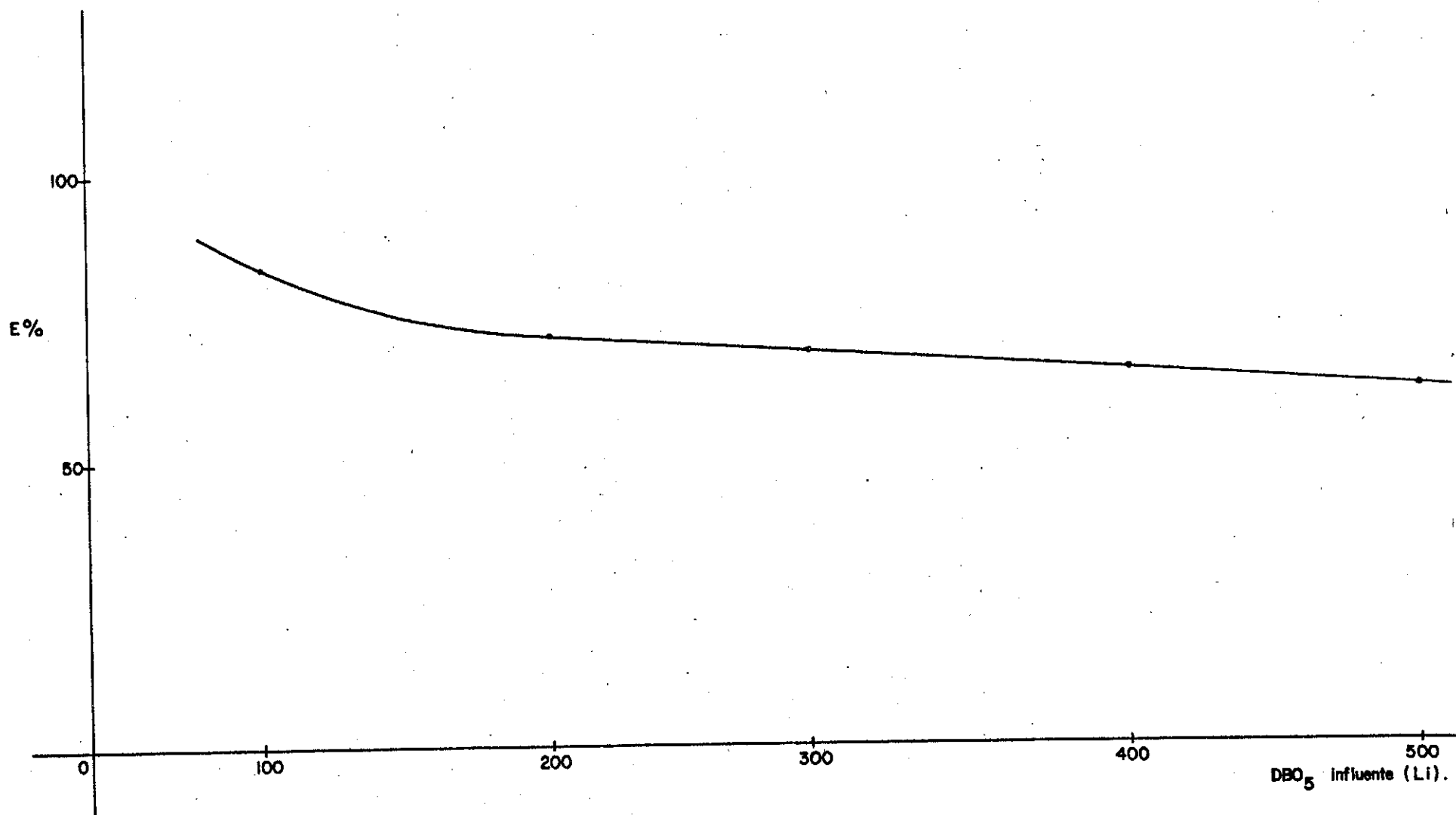


Fig. 5.5.5 - Eficiência de remoção de DBO₅ na câmara TS 1.

123

$$S_y \cdot X = 3,70$$

$$N.S. < 0,01$$

Constatada a validade estatística da equação proposta, pode-se então concluir que, para períodos de detenção hidráulica superiores a 0,39d até um período de detenção de 0,78d (máximo observado) a remoção de DBO_5 , num reator anaeróbio operado de acordo com o modelo experimental numa faixa de temperaturas médias entre 24,6°C e 28,3°C, depende somente da DBO_5 influente.

Da equação

$$DBO_{5\text{removida}} = 22,8 + 0,608 \cdot DBO_{5\text{influyente}}$$

$$\text{chega-se a } E = \left(\frac{22,8}{DBO_{5\text{influyente}}} + 0,608 \right) 100$$

onde:

$$E = \text{Eficiência de remoção de } DBO_5 \text{ (\%)}$$

A figura 5.5.5. representa, graficamente, a equação da eficiência de remoção de DBO_5 . Com o uso da DBO_5 influente média $\bar{L}_i = 270 \text{ mg/l}$, pode-se estimar a eficiência média da câmara de entrada do tanque séptico.

$$\bar{E} = 69,2\%$$

5.6. Apresentação e análise dos resultados de DQO

A Demanda Química de Oxigênio é, juntamente com a DBO_5 , um parâmetro de medida do conteúdo orgânico de uma determinada amostra mas, além do material orgânico biodegradável, a Demanda Química de Oxigênio mede também outras frações orgânicas.

Os quadros 5.6.1. e 5.6.2. apresentam os valores médios mensais da DQO das amostras de EB, TS1, TS2 e FB, para as primeira e segunda

etapas da Pesquisa. Somente uma vez por semana era levada a efeito a determinação de DQO da amostra coletada no mesmo dia, e isso faz com que não se tenha como correlacionar, corretamente, os valores de DQO diária com aqueles das amostras compostas preservadas por congelamento a -5°C . Na análise dos resultados de DBO_5 não foram levados em conta os dados referentes às amostras compostas visto que os percentuais de perdas, provavelmente devidos à preservação e constantes do quadro 5.5.1., não se comportaram de forma homogênea. Aqui, com maiores razões, deixa-se de levar em conta os resultados obtidos a partir de tais amostras.

5.6.1. Eficiência de remoção de DQO

O quadro 5.6.3. apresenta as eficiências médias mensais de remoção de DQO, com base nas médias mensais de DQO das amostras diárias, e o quadro 5.6.4. apresenta os valores médios de remoção para as duas etapas da pesquisa. Pela observação desse quadro, verifica-se que o comportamento do sistema na remoção de DQO é semelhante ao demonstrado na remoção de DBO.

5.6.2. Elementos de cinética

Uma análise idêntica àquela feita quando do tratamento dos resultados de DBO_5 revela que um modelo cinético de primeira ordem não se ajusta adequadamente ao sistema. Constata-se que a câmara de entrada é a principal responsável pela remoção de DQO e, conforme se pode verificar pela observação da figura 5.6.1., os pontos P(DQO influente, DQO Removida) agrupam-se apresentando tendência linear com exceção dos pontos P_{11} e P_{12} . Esses pontos correspondem aos dois últimos meses da primeira etapa da Pesquisa, quando o tempo de detenção hidráulica já

é tão pequeno que contribui para a baixa eficiência do processo.

Durante os dois primeiros meses da pesquisa não foram feitas de terminações de DQO e durante o mês de setembro de 1979 (último mês da segunda etapa) somente um dado de DQO foi levantado, fato este que impõe o afastamento do referido ponto quando da análise estatística.

Os elementos necessários à construção da figura 5.6.1. acham-se dispostos no quadro 5.6.5.

Afastados os pontos P_{11} e P_{12} e aplicando-se o método dos Mínimos Quadrados, obtêm-se a linha reta

$$DQO_{\text{removida}} = 18,3 + 0,652 \cdot DQO_{\text{influyente}}$$

O coeficiente de determinação $R^2 = 0,971$ significa que 97,1% da variação da variável dependente (DQO removida) são explicados pela variação da variável independente (DQO influente) e apenas 2,9% dessa variação não são explicados pela causa especificada.

O coeficiente de correlação $R = 0,985$

O erro padrão de estimativa $Sy \cdot X = 13,6$ e um exame acurado dos elementos levados em conta no estabelecimento da equação de correlação revela que são obedecidos os percentuais do número total de pontos que devem se situar nas regiões limitadas por $\pm Sy \cdot X$, $\pm 2Sy \cdot X$ e $\pm 3Sy \cdot x$ (Vide figura 5.6.2.).

Um teste de hipótese nula $H_0: a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t estabelecido para a equação de regressão $Y = a_0 + a_1 \cdot X$ obtida, com o valor t_p retirada de uma tabela de percentis da distribuição de Student.

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}} \quad \therefore \quad t = \frac{0,652}{0,0368} \quad \therefore \quad t = 17,7$$

Para 9 graus de liberdade (G.L = N - 2),

$$t_{0,995} = 3,25$$

$$t_{0,975} = 2,26$$

Logo, verifica-se que $t > t_{0,995} \rightarrow N.S = 0,01$

Verifica-se, portanto, que $N.S < 0,01$ e o grau de confiabilidade supera 99%.

A definição de uma equação, que interpreta a remoção de DQO semelhante àquela que interpreta a remoção de DBO_5 em TSl, de qualidade estatística tão boa quanto a da primeira, representa um reforço à idéia de que apenas um fator controla a remoção de material orgânico na câmara de entrada: a concentração de material orgânico influente da câmara.

Pode-se também propor, aqui, uma equação para a eficiência de remoção de DQO na câmara de entrada do tanque séptico.

$$E = \left(\frac{18,3}{DQO_{\text{influyente}}} + 0,652 \right) 100 \quad \text{onde } E \text{ é expressa em } \% \\ \text{e } DQO \text{ influente em } mg/\ell$$

5.7. Apresentação e análise dos resultados de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis

Os quadros 5.7.1. e 5.7.2. apresentam, respectivamente para as primeira e segunda etapas da pesquisa, as concentrações médias mensais de SS e SSV. Com os elementos desses quadros foi construída a figura 5.7.1., que representa a variação da concentração de sólidos em suspensão no EB influente e nos efluentes do Sistema, durante todo o período da pesquisa. Pela figura 5.7.1, nota-se que há uma diminuição brusca da concentração de sólidos em suspensão, quando o esgoto bruto tem acesso à câmara de entrada do tanque séptico. A diminuição da concen

QUADRO 5.6.1.

Valores médios mensais de DQO das amostras de EB, TS1, TS2 e FB coletadas uma vez por semana durante a 1.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	DQO (mgO ₂ /ℓ)				PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	DQO (mgO ₂ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB			EB	TS1	TS2	FB
JUN 78	Média	617				DEZ	Média	820	266	269	130
	Máximo	732					Máximo	951	292	312	155
	Mínimo	498					Mínimo	677	217	241	108
	σn	96					σn	102	30	27	19
	n	3	0	0	0		n	4	4	4	4
JUL	Média	493	135	151		JAN 79	Média	775	279	226	120
	Máximo	628					Máximo	931	333	252	136
	Mínimo	341					Mínimo	366	205	190	110
	σn	124					σn	118	45	21	9
	n	5	1	1	0		n	5	5	5	5
AGO	Média	586	168	144		FEV	Média	662	209	191	103
	Máximo	639	182	151			Máximo	726	225	201	109
	Mínimo	545	150	132			Mínimo	624	192	181	97
	σn	41	12	7			σn	39	12	7	5
	n	4	4	4	0		n	4	4	4	4

Continua

QUADRO 5.6.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	DQO (mgO ₂ /ℓ)				PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	DQO (mgO ₂ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB			EB	TS1	TS2	FB
SET	Média	603	190	155		MAR	Média	806	250	210	122
	Máximo	739	289	174			Máximo	1066	278	230	140
	Mínimo	481	145	123			Mínimo	648	207	184	105
	con	92	58	20			con	162	26	17	12
	n	4	4	4	0		n	4	4	4	4
OUT	Média	757	248	250		ABR	Média	526	206	187	140
	Máximo	905	279	292			Máximo	610	273	206	173
	Mínimo	661	219	191			Mínimo	407	165	163	110
	con	81	25	36			con	68	37	18	21
	n	5	5	5	0		n	5	5	5	5
NOV	Média	859	268	271	193	MAI	Média	501	188	193	144
	Máximo	942	313	292	199		Máximo	583	211	221	157
	Mínimo	784	226	251	187		Mínimo	349	143	159	119
	con	73	36	15	6		con	95	27	22	15
	n	4	4	4	2		n	4	4	4	4

QUADRO 5.6.2

Valores médios mensais de DQO das amostras de EB, TS1, TS2 e FB coletadas uma vez por semana durante a 2.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	DQO (mgO ₂ /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB
JUN 79	Média	522	157	138	105
	Máximo	758	179	151	123
	Mínimo	285	133	123	84
	con	173	16	10	14
	n	4	4	4	4
JUL	Média	562	191	130	95
	Máximo	684	254	181	117
	Mínimo	414	169	105	86
	con	88	32	27	12
	n	5	5	5	5
AGO	Média	644	212	186	124
	Máximo	663	225	207	135
	Mínimo	616	200	178	113
	con	20	9	12	10
	n	4	4	4	4
SET	Média	694	158	131	112
	Máximo	-	-	-	-
	Mínimo	-	-	-	-
	con	-	-	-	-
	n	1	1	1	1
AGO + SET	Média	654	201	175	121
	Máximo	694	225	207	135
	Mínimo	616	158	131	112
	con	27	23	25	10
	n	5	5	5	5

QUADRO 5.6.3

Eficiências médias mensais de remoção de DQO em todo o sistema
e nas partes dele com base nas amostras diárias

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
JUN 78	-	-	-	-	-
JUL	-	-	-	-	-
AGO	71,3	14,3	75,4	-	-
SET	68,5	18,4	74,3	-	-
OUT	67,2	- 0,8	67,0	-	-
NOV	68,8	- 0,4	68,4	28,8	77,5
DEZ	67,6	- 1,1	67,2	51,7	84,1
JAN 79	64,0	19,0	70,8	46,9	84,5
FEV	68,4	8,6	71,1	46,1	84,4
MAR	69,0	16,0	73,9	41,9	84,9
ABR	60,8	9,2	64,4	25,1	73,4
MAI	62,5	- 2,6	61,5	25,4	71,2
JUN	69,9	8,3	73,6	23,9	83,1
JUL	66,0	31,9	76,9	26,9	83,1
AGO	67,1	17,1	71,1	33,3	80,7
SET	77,2	12,9	81,1	14,5	83,9

QUADRO 5.6.4.

Valores médios de remoção de DQO nas duas etapas da pesquisa, considerando-se todo o sistema e partes dele, com base nas amostras diárias

ETAPA	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
1a.	66,8	8,1	69,4	38,0	80,0
2a.	70,0	17,6	75,7	24,6	82,7

QUADRO 5.6.5.

Valores médios mensais de DQO influente, DQO efluente e DQO removida em TS1, durante todo o período da pesquisa

MÊS	DQO INFLUENTE mg/l	DQO EFLUENTE mg/l	DQO REMOVIDA mg/l
Agosto 78	586	168	418
Setembro	603	190	413
Outubro	757	248	509
Novembro	859	268	591
Dezembro	820	266	554
Janeiro 79	775	279	496
Fevereiro	662	209	453
Março	806	250	556
Abril	526	206	320
Mai	501	188	313
Junho	522	157	365
Julho	562	191	371
Agosto	644	212	432

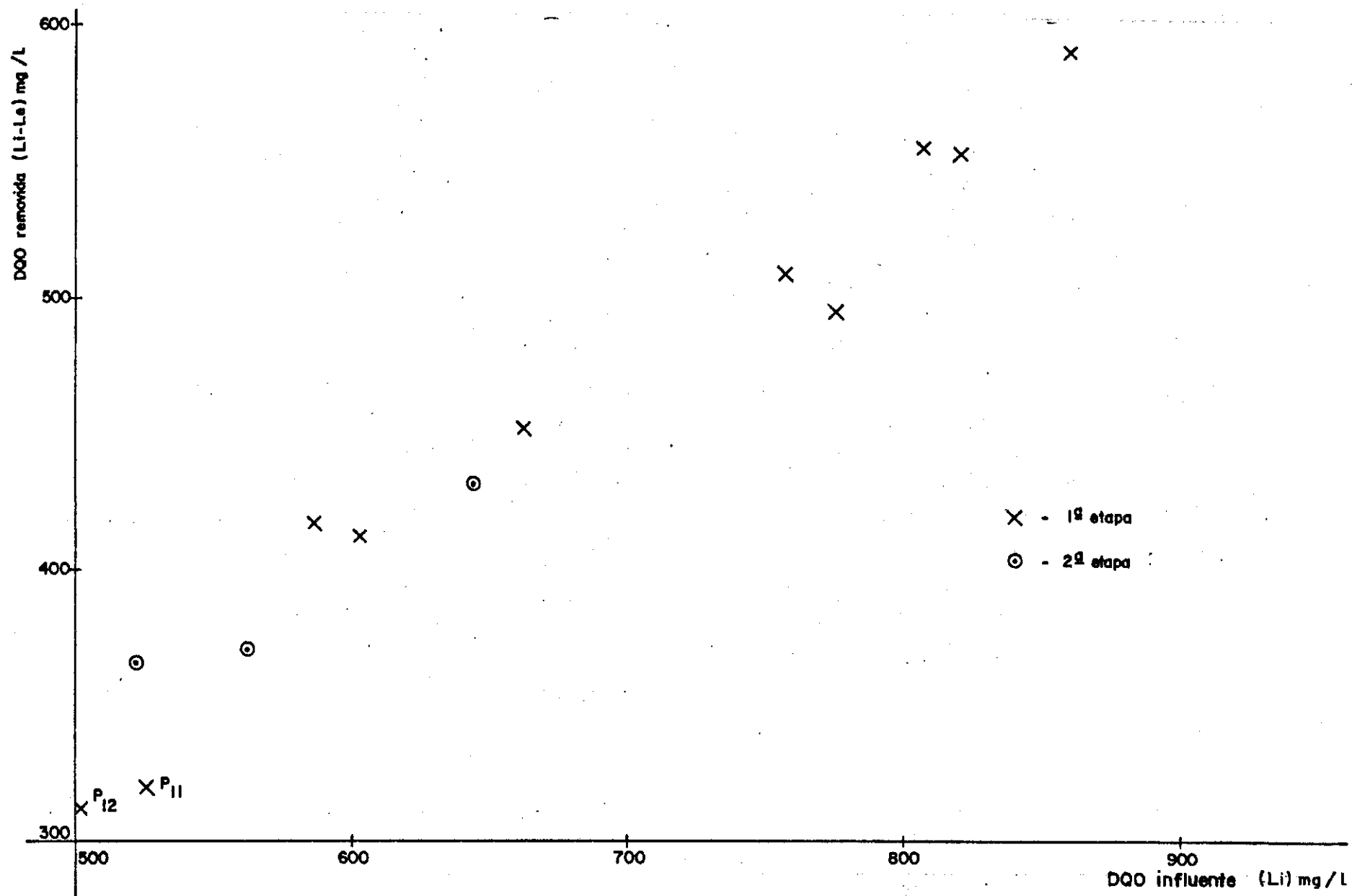


Fig. 5.6.1 - Tendência apresentada pelos pontos (Li, Li-Le) na câmara TS I.

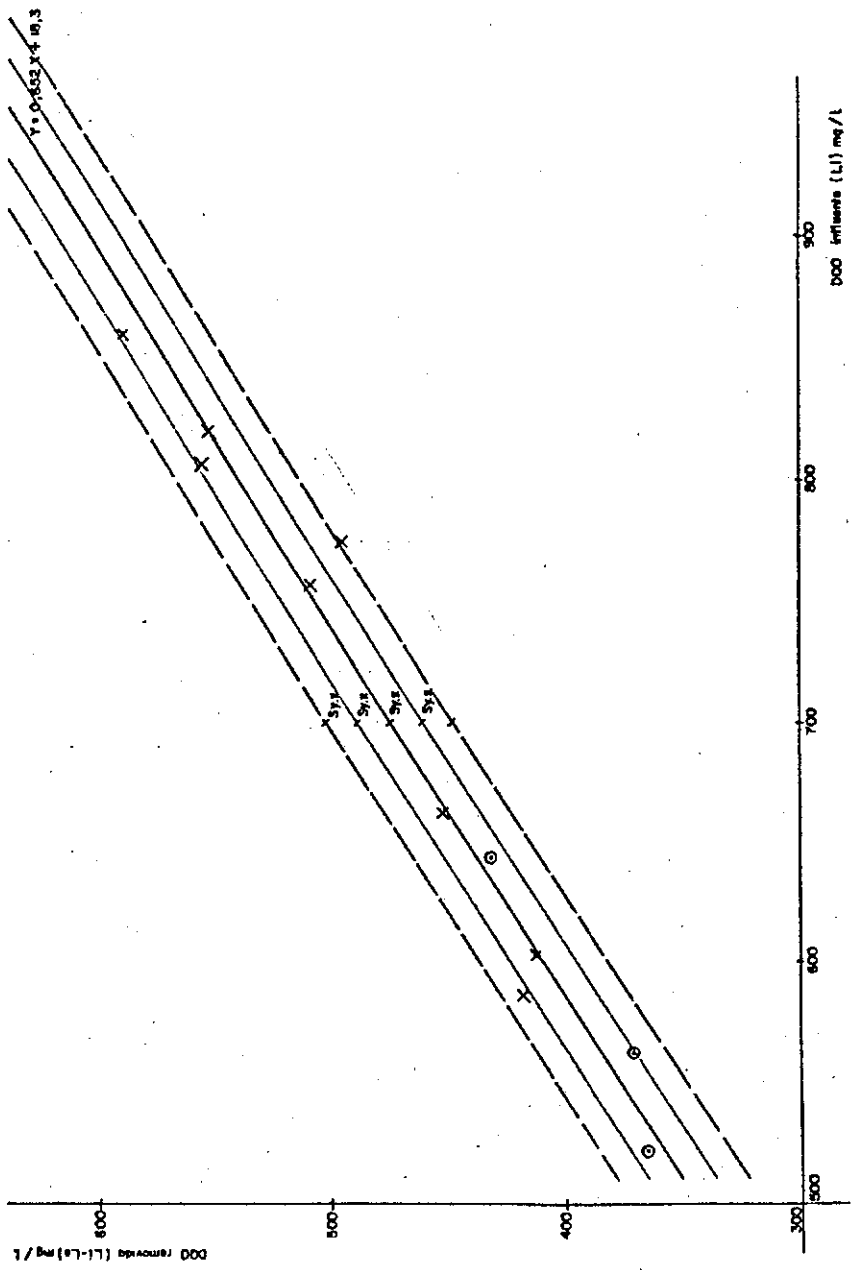


Fig. 9.8.2 - Linhas retas definidas sobre pontos (L_i, L_i - L_e) no efluente TS₁.

tração na primeira etapa é, em média, da ordem de 291 mg/l e da ordem de 264 mg/l na segunda etapa. Da câmara TS1 para TS2, a diminuição é menor, sendo que na primeira etapa ocorre uma diminuição média de 16 mg/l, e na segunda etapa tal diminuição é da ordem de 46 mg/l.

O Filtro Biológico retém cerca de 35 mg/l de sólidos em suspensão na primeira etapa e 10 mg/l na etapa seguinte.

As concentrações médias de sólidos em suspensão para a primeira e segunda etapas são mostradas no quadro 5.7.4. O quadro 5.7.5. apresenta as eficiências médias de remoção de sólidos em suspensão no sistema e nas partes dele nas primeira e segunda etapas.

No quadro 5.7.3. aparecem as eficiências médias mensais de remoção de SS e SSV, e daí se pode observar que o tanque séptico remove um mínimo de 75,2% de SS e um máximo de 88,1% na primeira etapa. Na etapa seguinte, a eficiência de remoção de SS no tanque séptico está entre um mínimo de 84,1% e um máximo de 93,5%.

O comportamento do Tanque Séptico na remoção de SSV é semelhante ao comportamento na remoção de SS. O Filtro Biológico contribui para elevar a eficiência do sistema na remoção de SS para um mínimo de 80% e um máximo de 96,4% na primeira etapa. Na segunda etapa o FB contribui para que esses números fiquem entre um mínimo de 88,8 e um máximo de 94,7%.

De todo modo, as eficiências médias de remoção de sólidos em suspensão pelo tanque séptico são superiores aos valores citados na literatura (Vide Capítulo 3).

5.8. Apresentação e análise dos resultados de sulfeto total

Num processo anaeróbio, bactérias redutoras de sulfato são as responsáveis pela produção de sulfetos e, como já foi dito no Capítulo

QUADRO 5.7.1.

Valores médios mensais das concentrações de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão Voláteis nas amostras diárias de EB, TS1, TS2 e FB durante a 1.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)			
	AMOSTRA MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 78	Média	337				283			
	Máximo	420				340			
	Mínimo	250				210			
	σn	69				54			
	n	3	0	0	0	3	0	0	0
JULHO 78	Média	298				246			
	Máximo	360				300			
	Mínimo	200				160			
	σn	66				59			
	n	5	0	0	0	5	0	0	0
AGOSTO 78	Média	285	58	34		240	46	29	
	Máximo	350	64	40		290	48	32	
	Mínimo	190	52	28		170	40	24	
	σn	59	5	5		44	3	3	
	n	4	4	4	0	4	4	4	0
SETEMBRO 78	Média	355	64	43		278	52	33	
	Máximo	440	100	56		350	80	40	
	Mínimo	310	44	32		220	36	24	
	σn	51	22	9		49	17	6	
	n	4	4	4	0	4	4	4	0

Continua

QUADRO 5.7.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)			
	AMOSTRA MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
OUTUBRO 78	Média	420	73	71		332	61	55	
	Máximo	500	96	96		370	76	80	
	Mínimo	360	60	44		300	48	36	
	σn	45	8	18		23	9	15	
	n	5	5	5	0	5	5	5	0
NOVEMBRO 78	Média	460	96	101	18	375	76	77	16
	Máximo	490	124	144	20	410	96	108	16
	Mínimo	410	60	76	16	330	48	60	16
	σn	33	23	27	2	32	17	19	0
	n	4	4	4	2	4	4	4	2
DEZEMBRO 78	Média	430	101	89	17	348	80	69	15
	Máximo	500	124	104	20	400	100	80	16
	Mínimo	370	72	80	16	300	60	64	12
	σn	46	19	9	2	36	14	7	2
	n	4	4	4	4	4	4	4	4
JANEIRO 79	Média	446	96	70	16	342	78	56	18
	Máximo	560	124	80	20	440	96	64	20
	Mínimo	400	60	50	12	240	50	45	16
	σn	58	22	11	7	63	17	6	3
	n	5	5	5	5	5	5	5	5

Continua

QUADRO 5.7.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)			
	AMOSTRA MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
FEVEREIRO 79	Média	361	75	54	23	300	60	46	20
	Máximo	400	90	65	33	340	70	55	29
	Mínimo	305	65	50	18	246	50	36	16
	on	35	9	6	6	34	8	7	5
	n	4	4	4	4	4	4	4	4
MARÇO 79	Média	399	106	82	33	321	87	64	29
	Máximo	432	120	99	41	350	101	71	33
	Mínimo	348	81	65	27	299	71	54	26
	on	31	16	15	5	22	12	7	2
	n	4	4	4	4	4	4	4	4
ABRIL 79	Média	282	80	70	47	238	68	56	38
	Máximo	321	115	98	78	261	84	69	52
	Mínimo	250	61	45	32	211	60	37	29
	on	25	19	18	17	18	9	11	8
	n	5	5	5	5	5	5	5	5
MAIO 79	Média	290	81	70	58	241	68	58	45
	Máximo	325	112	80	70	276	89	66	53
	Mínimo	228	57	65	50	177	55	51	37
	on	37	20	6	8	38	14	5	6
	n	4	4	4	4	4	4	4	4

QUADRO 5.7.2.

Valores médios mensais das concentrações de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis nas amostras diárias de EB, TS1, TS2 e FB durante a 2ª etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	PARÂMETRO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)			
		AMOSTRA	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2
JUNHO 79	Média	343	58	35	23				
	Máximo	459	77	51	35				
	Mínimo	180	40	27	10				
	n	107	13	9	10	0	0	0	0
	n	4	4	4	4				
JULHO 79	Média	341	89	22	18				
	Máximo	437	162	65	32				
	Mínimo	286	47	5	7				
	n	51	40	22	8	0	0	0	0
	n	5	5	5	5				
AGOSTO 79	Média	377	102	60	40	308	72	40	25
	Máximo	420	110	62	59	316	78	44	31
	Mínimo	341	87	56	19	300	66	36	19
	n	33	11	3	16	8	6	4	6
	n	3	3	3	3	2	2	2	2
SETEMBRO 79	Média	322	80	45	36	244	58	20	18
	Máximo	435				329			
	Mínimo	210				159			
	n	112				85			
	n	2	1	1	1	2	1	1	1

QUADRO 5.7.3.

Eficiências médias mensais de remoção de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis no sistema todo e em partes dele

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)					SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)				
	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
JUN 78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
JUL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
AGO	79,6	41,4	88,1	-	-	80,8	37,0	87,9	-	-
SET	82,0	32,8	87,9	-	-	81,3	36,5	88,1	-	-
OUT	82,6	2,7	83,1	-	-	81,6	9,8	83,4	-	-
NOV	79,1	-5,2	78,0	82,2	96,1	79,7	-1,3	79,5	79,2	95,7
DEZ	76,5	11,9	79,3	80,9	96,0	77,0	13,8	80,2	78,3	95,7
JAN 79	78,5	27,1	84,3	77,1	96,4	77,2	28,2	83,6	67,8	94,7
FEV	79,2	28,0	85,0	57,4	93,6	80,0	23,3	84,7	56,5	93,3
MAR	73,4	22,6	79,4	59,8	91,7	73,0	26,4	80,1	54,7	91,0
ABR	71,6	12,5	75,2	32,8	83,3	71,4	17,6	76,5	32,1	84,0
MAI	72,1	13,4	75,9	17,1	80,0	71,8	14,7	75,9	22,4	81,3
JUN	83,1	39,6	89,8	34,3	93,3	-	-	-	-	-

Continua

QUADRO 5.7.3.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)					SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)				
	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
JUL	73,9	89,0	93,5	18,2	94,7	-	-	-	-	-
AGO	72,9	41,2	84,1	33,3	89,4	76,6	44,4	87,0	37,5	91,9
SET	75,2	43,8	86,0	20,0	88,8	76,2	65,5	91,8	10,0	92,6

QUADRO 5.7.4.

Concentração média de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis nas amostras de EB, TS1, TS2 e FB nas duas etapas da pesquisa

ETAPA	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (mg/ℓ)				SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (mg/ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
1 ^a	374 ± 79 n = 43	83 ± 23 n = 43	67 ± 23 n = 43	32 ± 17 n = 28	302 ± 61 n = 43	68 ± 18 n = 43	54 ± 17 n = 43	27 ± 12 n = 28
2 ^a	346 ± 81 n = 13	82 ± 31 n = 13	36 ± 21 n = 13	26 ± 14 n = 13	315 ± 12 n = 3	67 ± 8 n = 3	33 ± 10 n = 3	23 ± 6 n = 3

QUADRO 5.7.5.

Eficiências médias de remoção de sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis no sistema e em suas partes nas 1.^a e 2.^a etapas da pesquisa

ETAPA	REMOÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO (%)					REMOÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO VOLÁTEIS (%)				
	EB - TS1	TS1-TS2	EB - TS2	TS2 - FB	BB-FB	EB - TS1	TS1 -TS2	EB-TS2	TS2 - FB	EB - FB
1. ^a	77,8	19,3	82,1	52,2	91,4	77,5	20,6	82,1	50,0	91,0
2. ^a	76,3	56,1	89,6	27,8	92,5	78,7	50,7	89,5	30,3	92,7

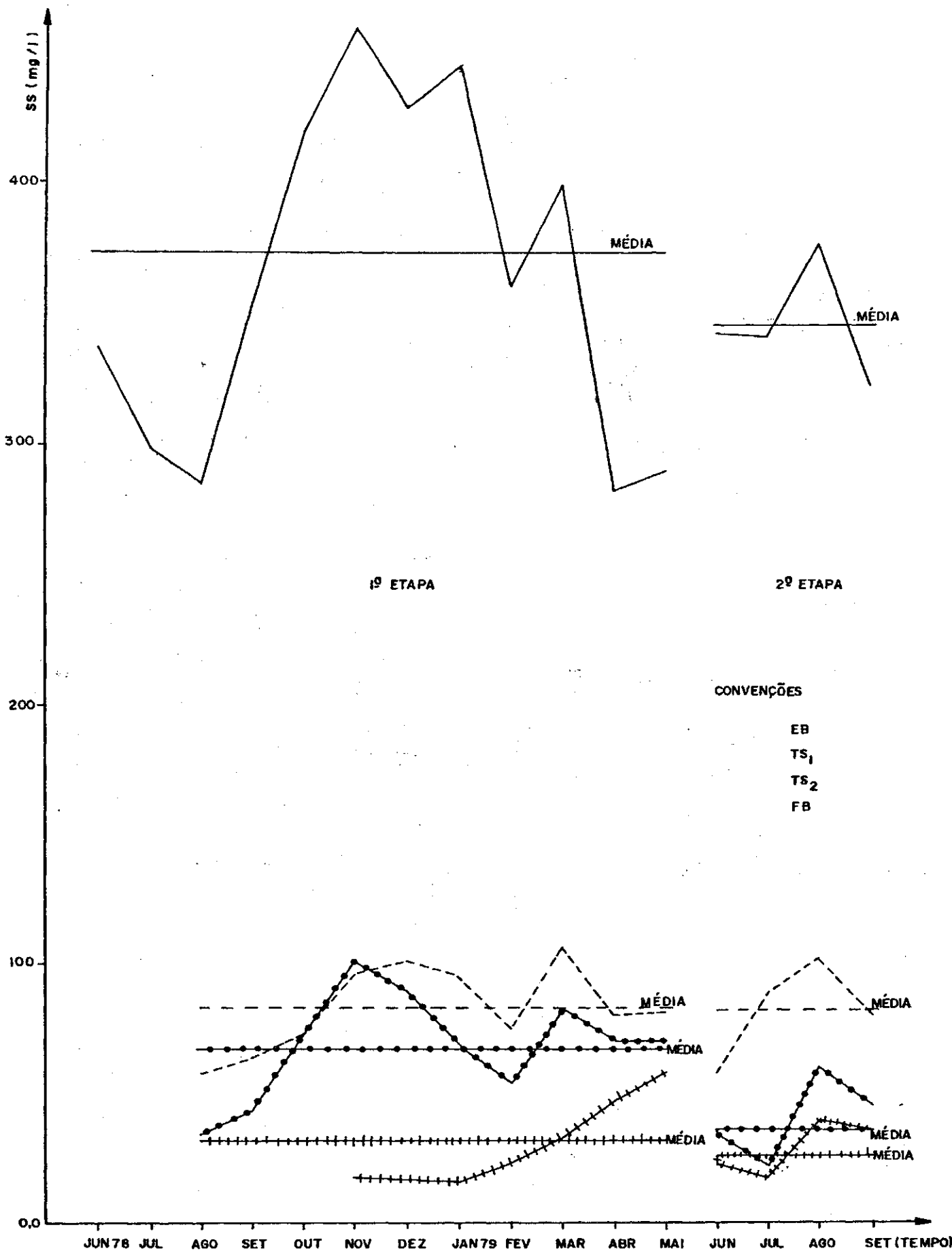


FIG. 5.7.1 - VARIACÃO DA CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO COM O TEMPO

2, o equilíbrio desses sulfetos com hidrogênio produz a evolução de gás sulfídrico (H_2S). O gás sulfídrico produzido no interior de um reator anaeróbio se manifesta pelo seu odor característico e incômodo.

Os sulfetos em concentrações muito altas podem ser tóxicos para bactérias metanogênicas. Pelo exposto no Capítulo 2, concentrações de sulfetos solubilizados, da ordem de 50 a 100 mg/l, ainda são toleradas.

Os quadros 5.8.1. e 5.8.2. apresentam as concentrações médias mensais de sulfetos totais para EB, TS1, TS2 e FB. Conforme demonstrado nos quadros, há um aumento brusco da concentração do esgoto bruto para a concentração no efluente TS1, da ordem de 75% na primeira etapa e de 135% na segunda etapa. Após a câmara de entrada, a concentração de sulfetos totais aumenta gradativamente, e o acréscimo, detectado até o efluente do Filtro Biológico, é da ordem de 35% na primeira etapa e de 23% na etapa seguinte.

As concentrações médias no efluente do Filtro Biológico são de, respectivamente, 9,36 mgS⁻/l e 9,33 mgS⁻/l para as primeira e segunda etapas. Mesmo que admitíssemos que tais concentrações fossem de sulfeto solubilizado, ainda assim o processo não sofreria colapso ou inibição por causa de sulfetos, visto que tais concentrações são demasiado baixas quando comparadas àquelas que causam dano ao processo (Vide Capítulo 2).

Para efeito de caracterização do esgoto bruto e dos efluentes do sistema, o quadro 5.8.3. apresenta os valores médios de Sulfeto Total, durante as duas fases da pesquisa.

De acordo com os elementos referidos no Capítulo 2, e considerando ainda, as cargas de DBO_5 aplicadas às várias unidades do sistema (Vide quadro 5.5.6) verifica-se que em TS1, apesar das cargas na primeira etapa serem sempre superiores a 400g DBO_5/m^3 . d, as concentrações de

sulfeto total são relativamente baixas e estáveis, mesmo quando a carga varia de $480\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$, no mês de agosto de 1978, para $821\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$, em novembro do mesmo ano correspondendo a isso somente um acréscimo de $1,55\text{ mgS}^-/\text{l}$. Aparentemente, essa pequena variação de concentração de sulfeto não chega a alterar a intensidade de odor, decorrente da evolução de gás sulfídrico.

Quando se observam os dados, das duas etapas, relativos às concentrações de sulfeto ao longo de todo o sistema, verifica-se que em média essas concentrações apresentam valores praticamente iguais, apesar das grandes diferenças de cargas orgânicas médias administradas.

5.9. Apresentação e análise dos resultados de cloreto

O quadro 5.9.1. apresenta as concentrações médias de cloreto em mgCl^-/l para as 1.^a e 2.^a etapas da pesquisa. Os resultados se baseiam na determinação das concentrações nas amostras compostas semanais.

Cloretos não são destruídos por atividade biológica e a sua determinação prendeu-se mais ao aspecto da caracterização do Esgoto Bruto e dos efluentes do sistema.

5.10. Apresentação e análise dos resultados de fósforo

As medições das concentrações de fósforo basearam-se nas determinações de Ortofosfato solúvel e Fósforo Total, presentes nas amostras coletadas diariamente. Os resultados das análises, apresentados no quadro 5.10.1., representam as médias mensais das concentrações de fósforo durante as duas etapas da pesquisa.

A determinação de Fósforo Total inclui a medição de todo o ortofosfato e fosfato condensado, nas formas solúvel e insolúvel e espécies orgânicas e inorgânicas. Os fosfatos condensados são constituídos por pi

QUADRO 5.8.1.

Concentrações médias mensais de sulfeto total - 1ª etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	SULFETO TOTAL (mgS ⁼ /ℓ)				MEDIDA	PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	SULFETO TOTAL (mgS ⁼ /ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB			EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 78	0	0	0	0	Média Máximo Mínimo con n	DEZEMBRO	4,39 5,67 3,60 0,81 4	7,90 8,93 6,80 0,83 4	10,72 12,33 9,60 1,17 4	9,07 9,60 8,67 0,36 4
JULHO	0	0	0	0	Média Máximo Máximo con n	JANEIRO 79	4,51 5,20 3,47 0,63 5	6,77 7,33 6,27 0,46 5	8,61 9,20 7,47 0,62 5	9,23 9,73 8,93 0,29 5
AGOSTO	3,18 4,14 2,13 0,89 4	5,77 7,07 5,13 0,77 4	6,92 8,00 4,40 1,46 4	0	Média Máximo Mínimo con n	FEVEREIRO	4,47 5,20 3,73 0,67 4	6,90 7,47 6,40 0,38 4	8,93 9,20 8,53 0,25 4	9,37 9,73 8,80 0,36 4
SETEMBRO	2,58 3,00 1,60 0,57 4	5,27 7,20 3,60 1,32 4	6,77 8,00 5,87 0,84 4	0	Média Máximo Mínimo con n	MARÇO	4,60 5,73 2,67 1,15 4	7,60 8,27 7,20 0,42 4	10,00 11,47 9,33 0,86 4	9,33 9,60 8,93 0,28 4

Continua

QUADRO 5.8.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	SULFETO TOTAL (mgS ⁼ /ℓ)				MEDIDA	PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	SULFETO TOTAL (mgS ⁼ /ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB			EB	TS1	TS2	FB
OUTUBRO	3,40	6,64	8,61		Média Máximo Mínimo n	ABRIL	4,48	7,57	8,96	9,63
	4,00	7,73	9,67				6,00	8,67	10,67	10,53
	2,80	5,73	6,93				2,93	6,80	6,40	8,13
	0,45	0,72	0,90				1,06	0,64	1,40	0,82
	5	5	5	0			5	5	5	5
NOVEMBRO	4,78	7,32	10,34	9,43	Média Máximo Mínimo n	MAIO	3,07	7,87	10,20	9,50
	5,33	7,80	10,87	9,93			4,27	8,00	11,20	11,87
	3,60	6,80	9,60	8,93			2,00	7,60	7,73	5,47
	0,69	0,36	0,46	0,50			0,80	0,19	1,44	2,42
	4	4	4	2			4	3	4	4

QUADRO 5.8.2.

Concentrações médias mensais de sulfeto total

2.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	SULFETO TOTAL (mgS ⁻² /ℓ)			
		EB	TS1	TS2	FB
JUNHO 79	Média	2,58	8,37	9,10	10,35
	Máximo	3,47	9,00	10,00	11,20
	Mínimo	1,33	8,00	8,07	8,60
	σn	0,90	0,38	0,74	1,03
	n	4	4	4	4
JULHO	Média	2,67	8,32	7,24	9,39
	Máximo	3,67	9,20	9,20	11,07
	Mínimo	1,53	7,60	5,53	8,00
	σn	0,69	0,56	1,22	1,00
	n	5	5	5	5
AGOSTO	Média	4,48	6,45	7,72	7,39
	Máximo	5,73	8,73	10,33	9,40
	Mínimo	3,80	3,73	4,80	4,67
	σn	0,75	2,02	2,31	1,84
	n	4	4	4	4
SETEMBRO	Média	3,44	6,66	8,80	11,10
	Máximo	5,47	10,13	9,33	12,27
	Mínimo	1,53	3,20	8,27	9,93
	σn	1,61	3,46	0,53	1,17
	n	3	2	2	2

QUADRO 5.8.3.

Concentrações médias de sulfeto total

ETAPA	SULFEITO TOTAL (mgS^{2-}/ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB
1. ^a	$3,96 \pm 1,09$	$6,94 \pm 1,06$	$8,99 \pm 1,62$	$9,36 \pm 1,05$
2. ^a	$3,24 \pm 1,26$	$7,61 \pm 1,90$	$8,07 \pm 1,65$	$9,33 \pm 1,84$

n(EB, TS1, TS2) - 1.^a etapa = 43

2.^a etapa = 15

n(FB) - 1.^a etapa = 28

2.^a etapa = 15

QUADRO 5.9.1.

Concentrações médias de cloreto nas duas etapas da pesquisa

ETAPA	CONCENTRAÇÃO DE CLORETO EM mgCl^-/ℓ			
	EB	TS1	TS2	FB
1. ^a	397 ± 21	392 ± 21	390 ± 20	384 ± 24
2. ^a	392 ± 19	368 ± 10	382 ± 22	373 ± 14

ro, meta e polifosfatos.

Pela observação dos valores contidos no quadro 5.10.1., pode-se tirar que a remoção de fósforo total na primeira câmara do tanque séptico é, em média, da ordem de 49% na primeira etapa e de 43% na segunda. Isto se deve possivelmente à separação de material particulado pelo efeito de sedimentação. Os valores da concentração de fósforo total no efluente da câmara TS2 são invariavelmente maiores que os do efluente TS1, mas a grandeza dessa diferença, em torno de 0,3 mgP/l pode não constituir garantia suficiente para se afirmar que compostos de fósforo presos à camada de lodo estejam se dissolvendo e influenciando na concentração do efluente. Para efeitos práticos, parece melhor considerar que a concentração de Fósforo Total no efluente da segunda câmara é igual à concentração do efluente da câmara de entrada. O mesmo raciocínio pode ser aplicado às concentrações referentes ao efluente do Filtro Biológico.

A forma ortofosfato dos compostos de fósforo é aquela forma mais imediatamente disponível como nutriente para a síntese de material celular. O ortofosfato medido durante a pesquisa representa a parcela solúvel do ortofosfato total.

Com os dados contidos no quadro 5.10.1., construiu-se a figura 5.10.2. com o fim de melhorar a visualização das variações que ocorrem nas concentrações presentes no esgoto bruto influente e nos efluentes do sistema.

Da figura 5.10.2., pode-se deduzir que a concentração de ortofosfato solúvel presente no efluente TS1 é sempre menor que a concentração presente no EB, até o período compreendido entre abril e maio de 1979 (final da primeira etapa) e as diferenças observadas diminuem gradativamente, até se tornarem nulas. Para o período referido (início da opera

ção até abril/maio 1979) pode-se formular a hipótese de que a taxa de absorção de ortofosfato para síntese celular supera a taxa de aparecimento de ortofosfato por hidrólise de polifosfatos ou por dissolução de ortofosfatos presos ao lodo. Daí em diante há um equilíbrio entre essas taxas.

As concentrações de ortofosfato solúvel no efluente de TS2 são invariavelmente superiores às concentrações presentes em TS1, e isso pode indicar, ainda de acordo com a hipótese formulada anteriormente, que a taxa de aparecimento devida à dissolução de ortofosfatos presos ao lodo ou à hidrólise de polifosfatos, supera a taxa de desaparecimento por síntese de tecido celular.

O fato de, no efluente do filtro biológico as concentrações de ortofosfato solúvel serem superiores, inclusive às concentrações presentes no esgoto bruto, podem indicar que a hipótese formulada tem alguma validade.

Para efeito de caracterização do Esgoto Bruto influente e dos efluentes do sistema, o quadro 5.10.2. resume as concentrações médias para as primeira e segunda etapas da pesquisa.

5.11. Apresentação e análise dos resultados de nitrogênio

As medições das concentrações de Nitrogênio se basearam nas determinações de suas formas nítrica e amoniacal, presentes nas amostras diárias do esgoto bruto e dos efluentes do sistema.

Os resultados das análises estão expressos em termos de médias mensais no quadro 5.11.1., para todo o período da pesquisa.

Pela observação do quadro 5.11.1., verifica-se que as concentrações de Nitrato presentes no esgoto bruto passam praticamente ilesas, através do sistema. Com exceção dos meses de julho e setembro de 1979,

QUADRO 5.10.1.

Concentrações médias de fósforo durante todo o período da pesquisa

MESES	FÓSFORO TOTAL (mgP/ℓ)				ORTOFOSFATO SOLÚVEL (mgP/ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
JUN 78	-	-	-	-	-	-	-	-
JUL	-	-	-	-	-	-	-	-
AGO	-	-	-	-	3,35	2,47	2,92	-
SET	7,18	3,32	3,28	-	3,52	2,36	2,72	-
OUT	8,90	3,98	4,62	-	4,28	3,14	3,71	-
NOV	9,65	4,72	5,16	4,84	4,73	3,46	4,13	4,53
DEZ	7,92	4,02	4,45	4,34	3,93	3,17	3,70	4,13
JAN 79	8,35	4,16	4,56	4,66	4,15	3,42	4,10	4,44
FEV	7,54	3,98	4,36	4,47	3,81	3,15	3,92	4,18
MAR	7,47	4,17	4,40	4,55	4,57	3,42	3,76	4,36
ABR	6,33	3,68	4,09	4,30	3,17	3,22	3,74	4,05
MAI	4,99	3,12	3,38	3,61	3,05	2,77	3,18	3,36
JUN	5,85	3,10	3,41	3,48	2,64	2,85	3,03	3,07
JUL	5,42	3,59	3,91	3,62	2,79	3,10	3,65	3,16
AGO	7,26	3,83	4,32	4,30	4,04	3,43	3,91	4,08
SET	6,04	3,47	3,57	3,42	3,15	3,13	3,42	3,42

QUADRO 5.10.2.

Concentrações médias de fósforo no esgoto bruto e nos efluentes do sistema
1.^a e 2.^a etapas da pesquisa

ETAPA	FÓSFORO TOTAL (mgP/ℓ)				ORTOFOSFATO SOLÚVEL (mgP/ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
1. ^a	7,59 ± 1,30 n = 43	3,90 ± 0,45 n = 43	4,26 ± 0,56 n = 43	4,40 ± 0,36 n = 28	3,86 ± 0,55 n = 43	3,06 ± 0,37 n = 43	3,59 ± 0,46 n = 43	4,15 ± 0,36 n = 28
2. ^a	6,14 ± 0,68 n = 15	3,50 ± 0,26 n = 15	3,80 ± 0,35 n = 15	3,70 ± 0,35 n = 15	3,16 ± 0,54 n = 15	3,13 ± 0,20 n = 15	3,50 ± 0,32 n = 15	3,43 ± 0,40 n = 15

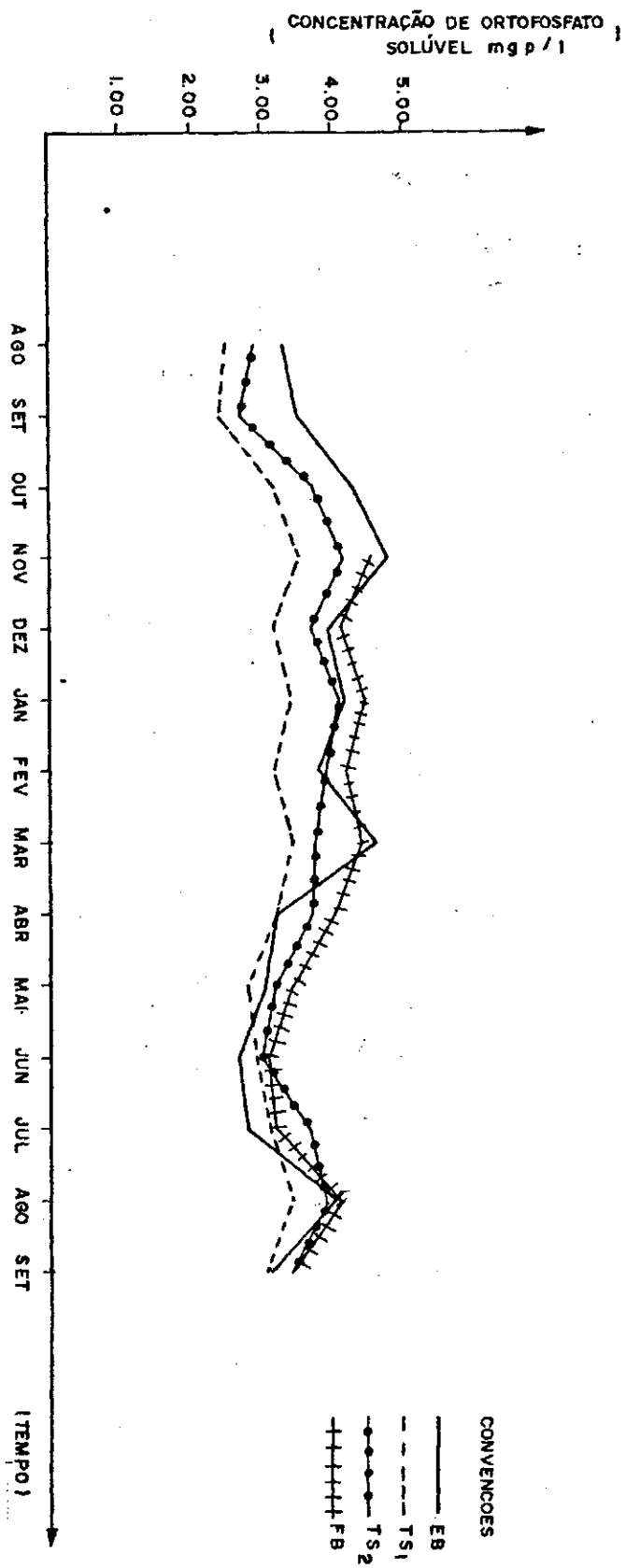


FIG. 5.10.1 - VARIÇÕES DAS CONCENTRAÇÕES DE ORTOFOSFATO SOLÚVEL PARA EB, TS₁, TS₂ E FB COM BASE NAS MÉDIAS MENSUAIS.

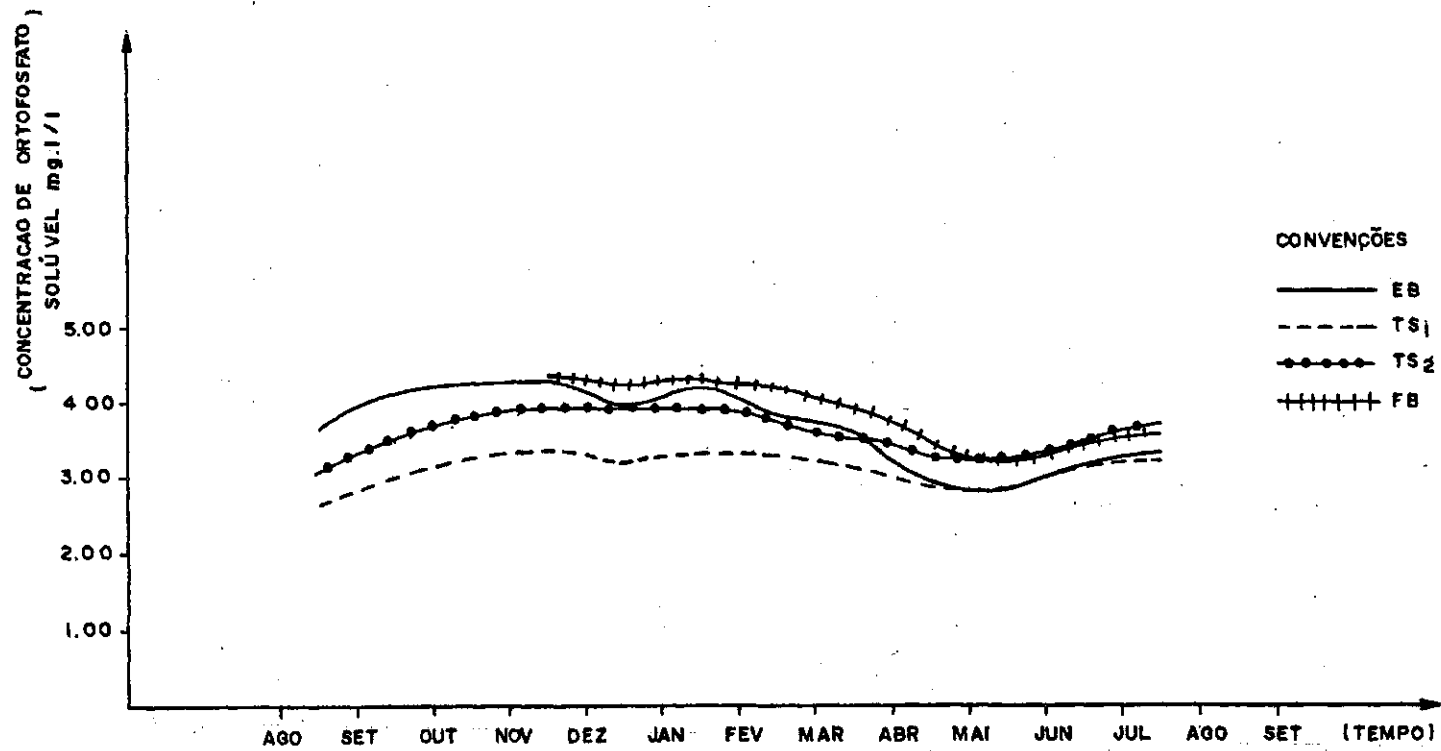


FIG. 5.10.2 - VARIACÖES DAS CONCETRAÖES DE ORTOFOSFATO SOLÚVEL PARA EB, TS₁, TS₂ E FB COM BASE NAS MÉDIAS MÓVEIS 3 a 3 DA MÉDIAS MENSAS.

as concentrações de N nítrico no esgoto bruto sempre são inferiores a 0,30 mgN/l. Nos dois casos, há uma remoção sensível de Nitrogênio, nessa forma, na câmara TS1. Predomina, no entanto, nos outros meses, atividade nula de bactérias desnitrificantes. Talvez, por sempre existirem níveis tão baixos de nitrogênio nítrico, os grupos de organismos redutores de nitrato não tenham condições de se desenvolver, visto que NO_3^- é o acceptor final de elétrons nas reações promovidas por esses organismos.

É necessário, porém, ressaltar que o método utilizado na determinação de nitratos é aconselhado para amostras com concentrações acima de 0,10 mgN/l o que implica na pouca solidez dos dados.

No que diz respeito ao nitrogênio amoniacal, sabe-se que ele existe em equilíbrio na fase líquida, nas formas NH_4^+ e NH_3 . Amônia pode escapar para a atmosfera, se atuarem na massa líquida efeitos combinados de Temperatura, pH e movimento dessa massa líquida. Pela observação dos dados do quadro 5.11.1., percebe-se que, durante a primeira etapa da pesquisa, as concentrações de TS1 são em média cerca de 40% menores que as do EB influente; na segunda fase, a percentagem correspondente é de cerca de 30%. É possível que essa perda seja motivada pelos efeitos referidos anteriormente, mas também é provável que essas diferenças sejam em parte, um reflexo da homogeneização sofrida pelo fluxo influente sujeito a variações, diurnas, de concentrações de nitrogênio amoniacal. Os valores médios das concentrações do efluente TS2 são invariavelmente superiores aos do efluente TS1 e, apesar das diferenças serem, no máximo, da ordem de 4 mgN/l, isso pode indicar que nitrogênio amoniacal está sendo produzido no interior do reator, pelo efeito da degradação de compostos orgânicos nitrogenados. O comportamento do Filtro Biológico é semelhante ao da câmara de saída do tanque séptico.

QUADRO 5.11.1.

Concentrações médias mensais de nitrogênio nas formas nitríca e amoniacal durante todo o período da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	NITRATO (mgN/ℓ)				NITROGÊNIO AMONICAL (mgN/ℓ)			
	EB	TS1	TS2	FB	EB	TS1	TS2	FB
JUN 1978	-	-	-	-	-	-	-	-
JUL	-	-	-	-	-	-	-	-
AGO	0,28	0,28	0,31	-	52	30	31	-
SET	0,16	0,17	0,17	-	50	27	28	-
OUT	0,09	0,10	0,10	-	51	28	31	-
NOV	0,18	0,09	0,12	0,06	57	34	36	38
DEZ	0,16	0,12	0,19	0,12	57	32	35	37
JAN 1979	0,07	0,04	0,06	0,07	53	32	34	37
FEV	0,08	0,20	0,04	0,08	46	26	28	32
MAR	0,15	0,14	0,14	0,19	55	31	34	34
ABR	0,06	0,08	0,06	0,06	41	28	31	33
MAI	0,02	0,01	0,02	0,03	40	26	29	29
JUN	0,04	0,06	0,02	0,09	40	28	30	32
JUL	1,01	0,12	0,08	0,08	39	29	33	34
AGO	0,10	0,08	0,06	0,06	49	31	35	35
SET	0,47	0,14	0,04	0,21	40	28	28	29

Para efeito de caracterização do esgoto bruto e dos efluentes TS1 TS2 e FB, o quadro 5.11.2. mostra os valores médios das concentrações de Nitrato e Nitrogênio Amoniacal, durante as duas fases da pesquisa.

5.11.2.

Concentrações médias de nitrato e nitrogênio amoniacal nas duas fases da pesquisa

1 ^a	NITRATO (mgN/ℓ)				NITROGÊNIO AMONICAL (mgN/ℓ)			
	0,12 ± 0,07 n = 43	0,12 ± 0,07 n = 43	0,12 ± 0,08 n = 43	0,09 ± 0,05 n = 28	50 ± 7 n = 43	30 ± 4 n = 43	32 ± 4 n = 43	34 ± 4 n = 28
	0,40 ± 0,39 n = 15	0,10 ± 0,03 n = 15	0,05 ± 0,02 n = 15	0,11 ± 0,06 n = 15	42 ± 9 n = 15	29 ± 3 n = 15	32 ± 5 n = 15	33 ± 4 n = 15

5.12. Apresentação e análise dos resultados de condutividade a 25°C

A condutividade de uma solução é medida de sua capacidade de conduzir corrente elétrica e varia com o número e tipo de íons contidos na solução.

O quadro 5.12.1. apresenta os valores médios mensais de condutividade das amostras diárias de EB, TS1, TS2 e FB.

Com o fim de caracterizar o esgoto bruto influente e os efluentes do sistema nas duas etapas da pesquisa, apresenta-se o quadro 5.12.2, o qual contém os valores médios de condutividade das amostras de EB, TS1, TS2 e FB em cada etapa. Deste quadro, pode-se tirar, também, que o número e/ou os tipos diferentes de íons em solução nas câmaras TS1 e TS2, em decorrência das transformações dos compostos submetidos ao processo anaeróbio, diminuem a condutividade, enquanto no filtro biológico a capacidade de conduzir corrente elétrica da água residuária influente do sistema (EB) é praticamente restabelecida. Este efeito, no entanto, é mais facilmente visualizado na primeira etapa da pesquisa.

5.13. Apresentação e análise de resultados dos indicadores bacteriológicos

5.13.1. Coliformes fecais (CF)

Os quadros 5.13.1. e 5.13.2. apresentam os valores mensais das concentrações de CF respectivamente para as primeira e segunda etapas da pesquisa. Desses quadros, pode-se observar o número médio mensal de coliformes fecais para cada amostra (EB influente e efluentes do sistema).

QUADRO 5.12.1.

Valores médios mensais da condutividade das amostras diárias de
EB, TS1, TS2 e FB durante todo o período da pesquisa

MESES	EB $\mu\text{mho/cm}$	TS1 $\mu\text{mho/cm}$	TS2 $\mu\text{mho/cm}$	FB $\mu\text{mho/cm}$
AGO 78	1560 \pm 40	1410 \pm 60	1410 \pm 80	-
SET	1620 \pm 60	1375 \pm 60	1400 \pm 60	-
OUT	1645 \pm 30	1505 \pm 10	1525 \pm 30	-
NOV	1680 \pm 40	1510 \pm 10	1545 \pm 30	-
DEZ	1710 \pm 30	1550 \pm 50	1580 \pm 60	1610 \pm 60
JAN 79	1745 \pm 40	1605 \pm 10	1655 \pm 10	1685 \pm 10
FEV	1740 \pm 30	1600 \pm 30	1650 \pm 30	1710 \pm 10
MAR	1830 \pm 20	1630 \pm 30	1640 \pm 30	1660 \pm 40
ABR	1730 \pm 25	1610 \pm 25	1625 \pm 50	1655 \pm 55
MAI	1745 \pm 85	1660 \pm 80	1675 \pm 75	1700 \pm 80
JUN	1625 \pm 200	1625 \pm 85	1675 \pm 65	1700 \pm 60
JUL	1630 \pm 250	1615 \pm 50	1665 \pm 40	1690 \pm 20
AGO	1790 \pm 70	1670 \pm 45	1700 \pm 20	1720 \pm 20

QUADRO 5.12.2.

Condutividade média das amostras diárias de EB, TS1, TS2 e FB durante as 1.^a e 2.^a etapas da pesquisa

ETAPA	EB µmho/cm	TS1 µmho/cm	TS2 µmho/cm	FB µmho/cm
1. ^a	1700 ± 85 n = 43	1550 ± 90 n = 43	1570 ± 105 n = 43	1670 ± 60 n = 26
2. ^a	1670 ± 200 n = 14	1620 ± 100 n = 14	1675 ± 50 n = 14	1690 ± 45 n = 14

O quadro 5.13.3. apresenta as eficiências médias mensais de remoção de Coliformes fecais em todo o sistema e em suas partes, para os 1.^o e 2.^o períodos da pesquisa, e dele pode ser tirado que a câmara TS1 é a parte do sistema que mais contribui para o decaimento de CF, sendo que sua eficiência vai de um mínimo de 74,7% no mês de agosto de 1979 (2.^a etapa) a um máximo de 86% no mês de janeiro de 1979 (1.^a etapa). O rendimento do tanque séptico (TS1 + TS2) experimenta valores entre 85,4% e 91,5% na primeira etapa e entre 75,6% e 90,9% na segunda etapa. O Filtro Biológico contribui para elevar a eficiência do tanque séptico a valores entre 91,6% e 95,7% na primeira etapa e entre 87% e 93,6% na segunda etapa.

O quadro 5.13.4. apresenta as eficiências médias de remoção de Coliformes fecais para as duas etapas da pesquisa. Através desse quadro aparece, ainda, a câmara TS1, como a principal responsável pela remoção de CF do sistema. A eficiência do tanque séptico é, em média, 88,4% para a 1.^a etapa e 84,4% para a segunda etapa. O Filtro Biológico é res

QUADRO 5.13.1.

Números médios mensais de coliformes fecais nas amostras de EB, TS1, TS2 e FB, durante a 1.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB
		(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶
AGO 78	Média	33,75	6,67	4,38	-
	Máximo	46,00	8,20	5,70	
	Mínimo	14,00	4,50	2,20	
	σn	9,32	1,33	1,06	
	n	8	9	9	
SET	Média	37,71	6,28	4,42	-
	Máximo	47,00	7,60	7,60	
	Mínimo	7,00	5,20	1,60	
	σn	14,27	0,89	1,75	
	n	7	5	6	
OUT	Média	34,50	5,60	4,18	-
	Máximo	38,00	8,10	5,60	
	Mínimo	27,50	4,70	2,80	
	σn	4,11	1,16	0,94	
	n	4	6	6	
NOV	Média	28,60	4,86	4,12	-
	Máximo	37,00	7,30	6,20	
	Mínimo	18,00	1,60	1,80	
	σn	8,04	1,88	1,75	
	n	5	5	5	

Continua

QUADRO 5.13.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB
		(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶
DEZ 78	Média	52,75	8,05	4,50	2,84
	Máximo	73,00	9,80	7,50	4,30
	Mínimo	41,00	6,40	3,00	1,80
	σn	12,34	1,25	1,79	1,26
	n	4	4	4	4
JAN 79	Média	57,67	8,07	5,32	3,46
	Máximo	71,00	11,60	6,40	4,75
	Mínimo	41,00	2,00	2,80	1,30
	σn	10,23	3,20	1,18	1,23
	n	6	6	6	6
FEV	Média	57,75	9,85	5,78	2,48
	Máximo	62,00	10,40	7,20	3,30
	Mínimo	53,00	9,00	4,60	2,20
	σn	3,49	0,59	0,94	0,48
	n	4	4	4	4
MAR	Média	57,25	11,72	6,10	3,15
	Máximo	60,00	14,00	7,00	3,90
	Mínimo	53,00	8,30	5,10	2,30
	σn	2,59	2,11	0,72	0,63
	n	4	4	4	4

Continua

QUADRO 5.13.1.

Continuação

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB
		(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶	(CF/100mℓ)/10 ⁶
ABR 79	Média	35,33	7,32	4,26	2,52
	Máximo	57,00	11,80	6,80	4,40
	Mínimo	18,00	2,00	1,00	0,50
	σ	13,49	3,61	2,33	1,51
	n	6	5	5	5
MAI	Média	37,00	7,38	5,42	3,12
	Máximo	45,00	8,40	7,60	4,50
	Mínimo	25,00	6,10	3,50	1,70
	σ	7,09	0,82	1,76	1,00
	n	7	4	4	4

QUADRO 5.13.2.

Números médios mensais de coliformes fecais nas amostras de EB, TS1, TS2 e FB durante a 2.^a etapa da pesquisa

PERÍODO DE OBSERVAÇÃO	MEDIDA	EB	TS1	TS2	FB
		(CF/100ml)/10 ⁶	(CF/100ml)/10 ⁶	(CF/100ml)/10 ⁶	(CF/100ml)/10 ⁶
JUN 79	Média	27,80	6,54	3,72	1,78
	Máximo	44,00	16,40	5,80	3,00
	Mínimo	22,00	3,70	1,70	1,00
	σn	8,16	4,94	1,43	0,69
	n	5	5	5	5
JUL	Média	22,00	4,18	2,00	1,55
	Máximo	34,00	5,50	3,10	2,10
	Mínimo	10,00	2,60	0,70	0,80
	σn	9,19	1,05	0,86	0,48
	n	4	4	4	4
AGO	Média	19,08	4,82	4,65	2,48
	Máximo	28,50	6,40	5,55	4,50
	Mínimo	6,00	2,60	3,90	0,60
	σn	7,93	1,16	0,62	1,25
	n	6	6	6	6
SET	Média	20,50	2,0	0,9	0,3
	Máximo	25,00			
	Mínimo	16,00			
	σn	4,50			
	n	2	1	1	1

QUADRO 5.13.3.

Eficiências médias mensais de remoção de coliformes fecais no sistema todo e em partes dele durante todo o período da pesquisa

MESES	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
AGO 78	80,2	34,3	87,0	-	-
SET	83,3	29,6	88,3	-	-
OUT	83,8	25,4	87,9	-	-
NOV	83,0	15,2	85,6	-	-
DEZ	84,7	44,1	91,5	36,9	94,6
JAN 79	86,0	34,1	90,8	35,0	94,0
FEV	82,9	41,3	90,0	57,1	95,7
MAR	79,5	48,0	89,3	48,4	94,5
ABR	79,3	41,8	87,9	40,8	92,9
MAI	80,0	26,6	85,4	42,4	91,6
JUN	76,5	43,1	86,6	52,2	93,6
JUL	81,0	52,2	90,9	22,5	93,0
AGO	74,7	3,5	75,6	46,7	87,0

QUADRO 5.13.4.

Eficiências médias de remoção de coliformes fecais durante as 1.^a e 2.^a etapas da pesquisa em todo o sistema e em partes dele

ETAPA	EB - TS1 %	TS1 - TS2 %	EB - TS2 %	TS2 - FB %	EB - FB %
1. ^a	82,3	34,0	88,4	43,4	93,9
2. ^a	77,4	32,9	84,4	40,5	91,2

ponsável pela remoção de respectivamente 43,4% e 40,5% para as 1.^a e 2.^a etapas, com base no número de CF influentes de FB. O rendimento global do sistema é, em média, 93,9% para a primeira etapa e 91,2% para a etapa seguinte.

5.13.1.1. O sistema analisado como uma série de reatores

O quadro 5.13.5. apresenta os valores médios mensais do coeficiente constante de remoção de CF (K_b) considerando o tanque séptico como uma série de dois reatores, de volumes iguais de mistura completa e se admitindo que a remoção de Coliformes fecais obedece a uma cinética de primeira ordem.

A expressão utilizada para o cálculo dos coeficientes K_b é análoga àquela utilizada no cálculo dos coeficientes K de remoção de DBO.

$$K_b = \frac{2}{t} \left(\sqrt{\frac{N_i}{N_e}} - 1 \right), \quad \text{onde}$$

K_b é o coeficiente médio de primeira ordem de remoção de CF (d^{-1})

t é o período de detenção hidráulica no tanque séptico (d)

N_i é o número de CF no EB influente (Nº CF/100 ml)

N_e é o número de CF no efluente da câmara TS2 (Nº CF/100 ml)

Conforme demonstrado no quadro 5.13.5., K_b experimenta variações e é possível que estas estejam relacionadas com a temperatura. A verificação do grau de influência da temperatura pode ser avaliada pelo ajustamento de uma linha reta de mínimos quadrados aos pontos (T, $\log K_b$). A linha reta de mínimos quadrados ajustada aos pontos correspondentes aos meses de agosto de 1978 a julho de 1979 tem os coeficientes:

$$a_0 = -1,11155$$

$$a_1 = 0,06633$$

$$\begin{aligned} \log K_b &= -1,11155 + 0,06633 \cdot T, & \text{ou} \\ \log K_b &= \log 0,077 + T \cdot \log 1,165, & \text{logo} \\ K_b &= 0,077 (1,165)^T, & \text{portanto} \\ K_b(T_1) &= 0,077 (1,165)^{T_1}, & \text{e} \\ K_b(T_2) &= 0,077 (1,165)^{T_2}, & \text{donde} \end{aligned}$$

$$\frac{K_b(T_2)}{K_b(T_1)} = 1,165^{(T_2 - T_1)} \quad \text{que é uma expressão do tipo da de Van't Hoff-Arrhenius.}$$

Daí, pode-se tirar que, para um aumento de 1°C, o coeficiente constante de decaimento de coliformes fecais sofre um aumento em torno de 16,5%.

No Capítulo 2, seção 2.4.2., foi apresentada a expressão:

$K_b(T) = 2,6 (1,19)^{T-20}$, como sendo a expressão representativa da relação entre K_b para Coliformes fecais com a temperatura. De acordo com a estimativa feita aqui, a expressão correspondente seria:

$$K_b(T) = K_b(20^\circ\text{C}) \cdot 1,165^{(T-20)}$$

$$K_b(T) = 1,6 \cdot (1,165)^{T-20}$$

O K_b correspondente à temperatura média de 26,4°C seria:

$$K_b(26,4) = 4,25 \text{ d}^{-1}$$

VERIFICAÇÃO DA QUALIDADE ESTATÍSTICA DA EQUAÇÃO DE MÍNIMOS QUADRADOS DE FINIDA PELOS PONTOS (T, log K_b)

A equação definida foi:

$$\log K_b = -1,11155 + 0,06633 \cdot T$$

COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO

$R^2 = 0,577$ o que significa que 57,7% da variação da variável dependente ($\log K_b$) pode ser explicada pela variação da temperatura.

COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

$$R = 0,76$$

ERRO PADRÃO DE ESTIMATIVA

$$S_{y \cdot x} = 0,07917$$

Pelo exame dos valores Y_i medidos da variável dependente e dos \hat{Y}_i estimados, verifica-se que os percentuais de pontos, que devem estar contidos nas regiões definidas por $\pm S_{y \cdot x}$, $\pm 2 \cdot S_{y \cdot x}$ e $\pm 3S_{y \cdot x}$ são satisfeitos.

TESTE DO COEFICIENTE DE REGRESSÃO

A equação $\log K_b = -1,11155 + 0,06633 \cdot T$ da forma $Y = a_0 + a_1 \cdot X$ tem o coeficiente de regressão a_1 .

Um teste de hipótese nula $H_0 : a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t com percentis t_p da distribuição de Student.

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}}, \quad S_{a_1} = \frac{S_{y \cdot x}}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}}$$

$$\text{para } N = 12 \text{ e } S_{y \cdot x} = 0,07917, \quad S_{a_1} = 0,01780$$

$$\text{Se, } a_1 = 0,06633 \quad t = 3,73$$

$$\text{para } N - 2 = 10 \quad t_{0,995} = 3,17 \text{ e } t_{0,975} = 2,23$$

$t > t_{0,995}$, logo o coeficiente de regressão é significativo a um N.S. $< 0,01$ o que significa que o coeficiente é altamente significativo com um grau de confiabilidade maior que 99%.

5.13.1.2. A câmara TSl

Isoladamente, a câmara TSl é responsável, como já foi visto ante

riormente, pela remoção da maior parte dos CF no tanque séptico, e se admitirmos que essa remoção se dê de acordo com uma cinética de 1.^a ordem, os coeficientes K_b são aqueles dispostos no quadro 5.13.6. calculados com base na expressão:

$$K_b = \frac{1}{t} \left(\frac{N_i}{N_e} - 1 \right), \text{ onde}$$

K_b = é o coeficiente de primeira ordem para a remoção de CF
(d^{-1})

t = é o período de detenção hidráulica (d)

N_i = é o número de CF do EB influente (Nº CF/100 mL)

N_e = é o número de CF no efluente TSI (Nº CF/100 mL)

A verificação da influência da temperatura sobre K_b foi feita com o ajustamento de uma linha reta de mínimos quadrados aos pontos (T , $\log K_b$) correspondentes aos meses de agosto de 1978 a julho de 1979 e os coeficientes da reta ajustada são os seguintes:

$$a_0 = -1,04509 \text{ e}$$

$$a_1 = 0,07649$$

A linha reta de mínimos quadrados é:

$$\log K_b = -1,04509 + 0,07649 \cdot T, \text{ donde}$$

$$\log K_b = \log 0,090 + T \cdot \log 1,192, \text{ logo}$$

$$\log K_b = \log 0,090 (1,192)^T,$$

$$K_b = 0,090 (1,192)^T$$

Para as temperaturas T_1 e T_2

$$K_b (T_1) = 0,090 (1,192)^{T_1}, \text{ e}$$

$$K_b (T_2) = 0,090 (1,192)^{T_2} \text{ donde}$$

$$\frac{K_b(T_2)}{K_b(T_1)} = (1,192)^{T_2 - T_1}$$

Para a temperatura de 20°C:

$$K_b(20) = 0,090 (1,192)^{20}$$

$$K_b(20) = 3,02 \cdot d^{-1}, \quad \text{logo}$$

$$K_b(T) = 3,02 (1,192)^{T-20}$$

Esta expressão dá o coeficiente de 1.ª ordem de remoção de CF para um reator anaeróbio, operado nas condições anteriormente descritas, e que tem esgoto bruto como influente; é uma expressão semelhante à que é apresentada por Mara (1976) para lagoas de estabilização:

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

Para a temperatura média de 26,6°C, o K correspondente é cerca de 9,62d⁻¹.

VERIFICAÇÃO DA VALIDADE ESTATÍSTICA DA EQUAÇÃO

COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO

$R^2 = 0,462$ o que significa que somente 46,2% da variação da variável dependente $\log K_b$ pode ser explicada pela variação da variável independente T.

COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

$$R = 0,68$$

ERRO PADRÃO DE ESTIMATIVA

$$S_y \cdot x = 0,12223$$

Examinados os valores Y_i medidos da variável dependente e os valores Y_i' estimados, verifica-se que os percentuais de pontos, que devem

QUADRO 5.13.5.

Valores médios mensais do número de CF influente (Ni), número de CF efluente (Ne), período de detenção hidráulica (t), temperatura no interior do tanque séptico (T), coeficiente constante de decaimento de coliformes fecais (K_b) e logaritmos de K_b , durante todo o período da pesquisa - (TS1 + TS2)

MESES	Ni (CF/100mℓ)/10 ⁶	Ne (CF/100mℓ)/10 ⁶	t dia	T °C	K_b d ⁻¹	log K_b
AGO 78	33,75	4,38	0,90	24,8	3,95	0,59620
SET	37,71	4,42	0,88	25,1	4,36	0,64005
OUT	34,50	4,18	0,86	25,8	4,36	0,63905
NOV	28,60	4,12	0,84	26,9	3,89	0,59019
DEZ	52,75	4,50	0,82	26,8	5,91	0,77171
JAN 79	57,67	5,32	0,80	27,6	5,73	0,75823
FEV	57,75	5,78	0,78	28,0	5,54	0,74357
MAR	57,25	6,10	0,76	28,0	5,43	0,73483
ABR	35,33	4,26	0,74	28,0	5,08	0,70592

Continua

QUADRO 5.13.5.

Continuação

MESES	Ni (CF/100ml)/10 ⁶	Ne (CF/100ml)/10 ⁶	t dia	T °C	K_b d^{-1}	log K_b
MAI 79	37,00	5,42	0,72	26,8	4,48	0,65127
JUN	27,80	3,72	1,47	24,9	2,38	0,37269
JUL	22,00	2,00	1,45	24,6	3,20	0,50452
AGO	19,08	4,65	1,43	24,9	1,43	0,15669
SET	20,50	0,9	1,41	24,5	5,35	0,72845

QUADRO 5.13.6.

Valores médios mensais do número de CF influente (Ni), número de CF efluente (Ne), período de detenção hidráulica (t), temperatura no interior da câmara TSI (T) coeficiente constante de decaimento de coliformes fecais (K_b) e logaritmos de K_b durante todo o período da pesquisa - (TS1)

MESES	Ni (CF/100mℓ)/10 ⁶	Ne (CF/100mℓ)/10 ⁶	t dia	T °C	K_b d ⁻¹	log K_b
AGO 78	33,75	6,67	0,46	25,0	8,83	0,94576
SET	37,71	6,28	0,45	25,4	11,12	1,04617
OUT	34,50	5,60	0,44	26,0	11,73	1,06926
NOV	28,60	4,86	0,43	27,2	11,36	1,05538
DEZ	52,75	8,05	0,42	27,1	13,22	1,12126
JAN 79	57,67	8,07	0,41	27,9	14,99	1,17582
FEV	57,75	9,85	0,40	28,2	12,16	1,08484
MAR	57,25	11,72	0,39	28,3	9,96	0,99830

Continua

QUADRO 5.13.6.

Continuação

MESES	Ni (CF/100mℓ)/10 ⁶	Ne (CF/100mℓ)/10 ⁶	t dia	T °C	K _b d ⁻¹	log K _b
ABR	35,33	7,32	0,38	28,1	10,07	1,00302
MAI	37,00	7,38	0,37	26,9	10,85	1,03533
JUN	27,80	6,54	0,78	24,8	4,17	0,61989
JUL	22,00	4,18	0,77	24,6	5,54	0,74324
AGO	19,08	4,82	0,76	24,9	3,89	0,59026
SET	20,50	2,0	0,75	24,6	12,33	1,09108

QUADRO 5.13.7.

Valores médios mensais do número de CF influente (Ni), número de CF efluente (Ne), período de detenção hidráulica (t), temperatura no interior da câmara (TS2) e coeficiente constante de decaimento de coliformes fecais (K_b) e logaritmos de K_b durante todo o período da pesquisa - (TS2)

MESES	Ni (CF/100mℓ)/10 ⁶	Ne (CF/100mℓ)/10 ⁶	t dia	T °C	K_b d ⁻¹	log K_b
AGO 78	6,67	4,38	0,45	24,6	1,16	0,06515
SET	6,28	4,42	0,44	24,9	0,96	- 0,01936
OUT	5,60	4,18	0,43	25,6	0,79	- 0,10236
NOV	4,86	4,12	0,42	26,6	0,43	- 0,36891
DEZ	8,05	4,50	0,41	26,6	1,92	0,28423
JAN 79	8,07	5,32	0,40	27,2	1,29	0,11136
FEV	9,85	5,78	0,39	27,6	1,80	0,25660
MAR	11,72	6,10	0,38	27,7	2,42	0,38462

Continua

QUADRO 5.13.7.

Continuação

MESES	Ni (CF/100mℓ)/10 ⁶	Ne (CF/100mℓ)/10 ⁶	t dia	T °C	K _b d ⁻¹	log K _b
ABR 79	7,32	4,26	0,37	28,0	1,94	0,28811
MAI	7,38	5,42	0,36	26,6	1,00	0,00195
JUN	6,54	3,72	0,70	25,0	1,08	0,03461
JUL	4,18	2,00	0,69	24,5	1,58	0,19858
AGO	4,82	4,65	0,68	25,0	0,05	-1,26951
SET	2,00	0,90	0,67	24,3	1,82	0,26108

estar contidos nas regiões definidas por $\pm S_y \cdot x$, $\pm 2 \cdot S_y \cdot x$ e $\pm 3 S_y \cdot x$, são satisfeitos.

TESTE DO COEFICIENTE DE REGRESSÃO

A equação $\log K_b = -1,04509 + 0,07649 \cdot T$ da forma $Y = a_0 + a_1 \cdot X$ tem o coeficiente de regressão a_1 .

Um teste de hipótese nula $H_0 : a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t com percentis t_p da distribuição de Student.

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}}, \quad S_{a_1} = \frac{S_y \cdot x}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}}$$

$$N = 12 \quad S_y \cdot x = 0,12223, \quad S_{a_1} = 0,02624$$

$$\text{Se, } a_1 = 0,07649 \quad t = 2,91$$

$$\text{Para } N - 2 = 10 \quad t_{0,995} = 3,17 \quad \text{e} \quad t_{0,975} = 2,23$$

$t_{0,975} < t < t_{0,995}$, logo o coeficiente de regressão é significante a um N.S. maior que 0,01 e menor que 0,05; o grau de confiabilidade é superior a 95% mas menor que 99%.

5.13.1.3. Proposta de um outro modelo para a compreensão da cinética de eliminação de coliformes fecais na câmara TS1

A câmara TS2 é responsável pela remoção de CF mas a taxa de decaimento desses indicadores corresponde a aproximadamente 10% da taxa de degradação na câmara de entrada. Os valores de K_b para a câmara TS2 estão apresentados no quadro 5.13.7. Verifica-se, portanto, que o comportamento do sistema na eliminação de Coliformes fecais se dá de modo similar ao da diminuição de Material Orgânico. Considerações similares

poderiam ser feitas aqui na justificativa da proposição de uma forma alternativa de entender o fenômeno de remoção de bactérias.

A figura 5.13.1. ilustra de modo significativo a relação de dependência entre o número de Coliformes fecais removido e o número de CF influente. Pela observação da figura, verifica-se que os pontos ($X = Ni$, $Y = Ni - Ne$) agrupam-se apresentando tendência linear.

Os elementos necessários à construção da figura 5.13.1. acham-se dispostos no quadro 5.13.8.

É digno de nota o fato de que mesmo nos meses de abril e maio de 1978 (final da primeira etapa) os pontos correspondentes se ajustarem à tendência apresentada pelo conjunto.

A linha reta de mínimos quadrados ajustada ao conjunto de pontos tem os coeficientes:

$$a_0 = - 1,78 \times 10^6$$

$$a_1 = 0,864$$

$Y = - 1,78 \times 10^6 + 0,864 \cdot X$, significa que o número de Coliformes fecais removido no interior do reator do sistema é função somente do número de Coliformes fecais influente.

$$(Ni - Ne) = - 1,78 \times 10^6 + 0,864 \cdot Ni$$

VERIFICAÇÃO DA VALIDADE ESTATÍSTICA DA EQUAÇÃO

$$Y = - 1,78 \times 10^6 + 0,864 \cdot X$$

COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO

$R^2 = 0,992$, o que significa que 99,2% da variação da variável $(Ni - Ne)$ podem ser explicados pela variação da concentração de Coliformes fecais no esgoto bruto influente (Ni) .

COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO

$$R = 0,996$$

ERRO PADRÃO DE ESTIMATIVA

$$S_{y \cdot x} = 1,053 \times 10^6$$

Examinados os valores Y_i medidos da variável dependente e os valores Y'_i estimados, verifica-se que os percentuais de pontos, que devem estar contidos nas regiões definidas por $\pm S_{y \cdot x}$, $\pm 2S_{y \cdot x}$ e $\pm 3S_{y \cdot x}$, são obedecidos.

TESTE DO COEFICIENTE DE REGRESSÃO

A equação $(Ni - Ne) = -1,78 \times 10^6 + 0,864 \cdot Ni$, da forma $Y = a_0 + a_1 \cdot X$, tem o coeficiente de regressão a_1 . Um teste de hipótese nula $H_0 : a_1 = 0$, comporta a comparação do parâmetro t com percentis t_p da distribuição de Student.

$$t = \frac{a_1}{S_{a_1}}, \quad S_{a_1} = \frac{S_{y \cdot x}}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2}}$$

$$N = 13, \quad S_{y \cdot x} = 1,053 \times 10^6, \quad S_{a_1} = 0,0224$$

$$\text{Se } a_1 = 0,864 \quad t = \frac{0,864}{0,0224} \therefore t = 38,57$$

$$\text{Para } N - 2 = 11 \quad t_{0,995} = 3,11 \quad \text{e} \quad t_{0,975} = 2,20$$

$$t \gg t_{0,995} \quad (N.S = 0,01)$$

O nível de significância do coeficiente de regressão da equação estabelecida é menor que 0,01, o que significa que o grau de confiabilidade é maior que 99%.

QUADRO 5.13.8.

Número de coliformes fecais influente (Ni), número de coliformes fecais efluente (Ne) e número de CF removido na câmara de entrada durante as duas etapas da pesquisa

MÊS	Ni (Nº CF/100mℓ)/10 ⁶	Ne (Nº CF/100mℓ)/10 ⁶	Ni - Ne (Nº CF/100mℓ)/10 ⁶
AGO 78	33,75	6,67	27,08
SET	37,71	6,28	31,43
OUT	34,50	5,60	28,90
NOV	28,60	4,86	23,74
DEZ	52,75	8,05	44,70
JAN 79	57,67	8,07	49,60
FEV	57,75	9,85	47,90
MAR	57,25	11,72	45,53
ABR	35,33	7,32	28,01
MAI	37,00	7,38	29,62
JUN	27,80	6,54	21,26
JUL	22,00	4,18	17,82
AGO	19,08	4,82	14,26

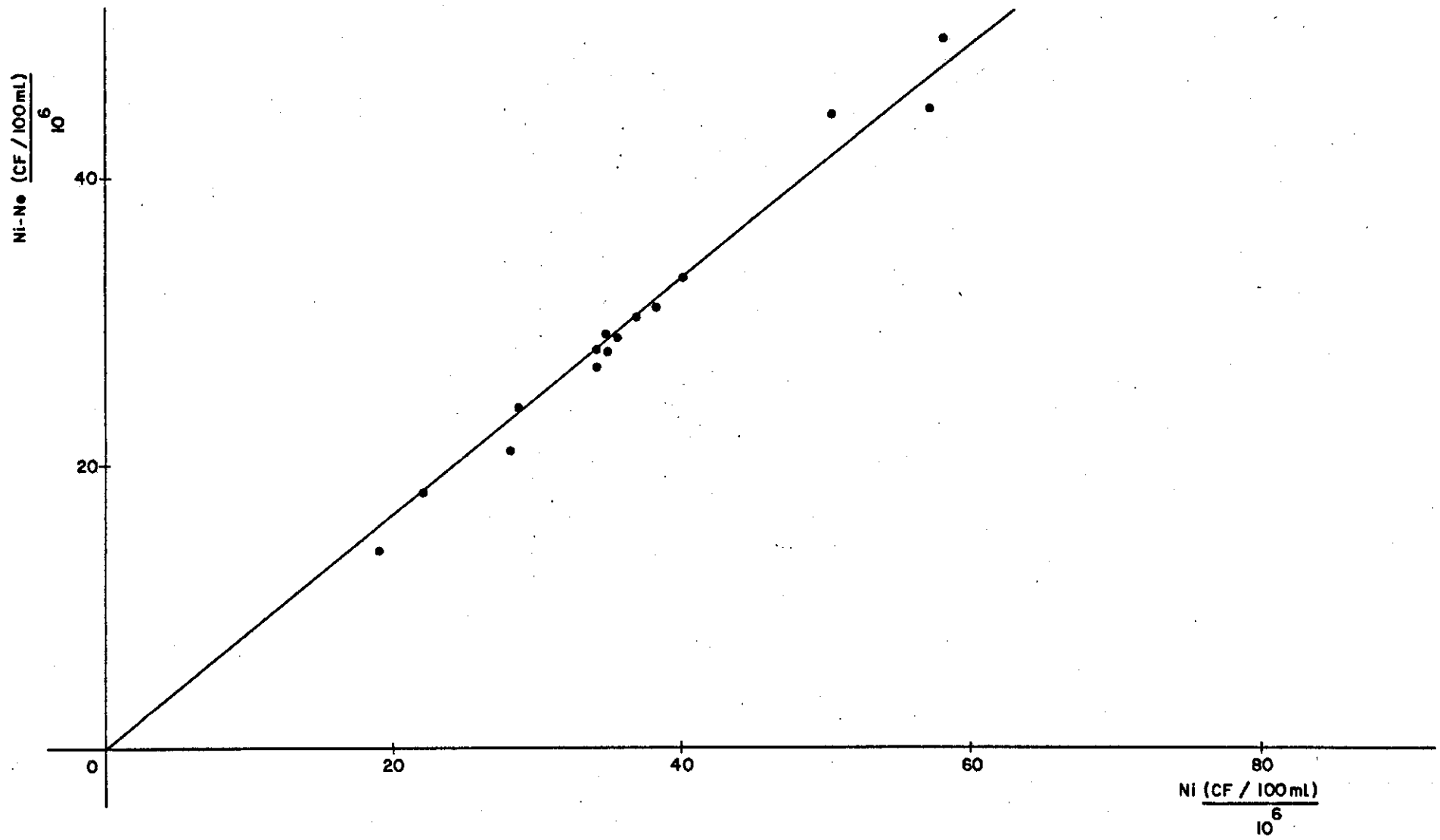


Fig. 5.13.1 - Linha reta definida pelos pontos (Ni, Ni-Ne) na câmara TS I .

Com o exame dos diversos parâmetros estatísticos requeridos na verificação da validade estatística, constata-se a boa qualidade estatística da equação determinada para interpretar matematicamente o fenômeno do decaimento de Coliformes fecais no interior da câmara de entrada do tanque séptico.

Constatada a validade estatística da equação proposta, pode-se concluir que para períodos de detenção entre 0,37d e 0,78d (máximo observado) a remoção de Coliformes fecais, num reator anaeróbio operado de acordo com o modelo experimental numa faixa de temperaturas médias mensais entre 24,6°C e 28,3°C, depende grandemente do número de CF influente.

Da equação

$$N_i - N_e = - 1,78 \times 10^6 + 0,864 N_i, \text{ chega-se a:}$$

$$E = \left(- \frac{1,78 \times 10^6}{N_i} + 0,864 \right) \cdot 100, \text{ onde E representa a eficiência de remoção de CF em \%. Com o uso do número médio, de Coliformes fecais, influente } \bar{N}_i = 38,55 \times 10^6, \text{ pode-se estimar a eficiência média da câmara de entrada do tanque séptico:}$$

$$\bar{E} = 81,8\%$$

5.13.2. Estreptococos fecais

Os resultados de EF deixam de ser apresentados neste trabalho, em decorrência dos exames desses indicadores terem se restringido somente aos meses de junho e julho de 1978, correspondendo ao período de ambientação do tanque séptico.

5.13.3. Salmonella sp.

No período que vai do dia 02.07.1979 a 15.09.79, para testar o

QUADRO 5.13.9.

Concentrações de salmonellas sp no EB e efluentes TS2 e FB, num período restrito da pesquisa (final da 2ª etapa) e eficiência de remoção no sistema e em partes dele

DATA	HORA DE COLETA	NÚMERO DE SALMONELLA sp/100mℓ			EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO (%)		
		EB	TS2	FB	EB - TS2	TS2 - FB	EB - FB
02.07.79	11	1600	63	28	96,1	55,6	98,2
06.07.79	11	1640	55	38	96,6	30,9	97,7
10.07.79	11	8490	94	22	98,9	76,6	99,7
13.07.79	11	2710	19	05	99,3	73,7	99,8
23.07.79	11	8490	94	12	98,9	87,2	99,8
13.08.79	11	> 2400	79	55	> 96,7	30,4	> 97,7
20.08.79	11	> 2400	110	30	> 95,4	72,7	> 98,8
27.08.79	11	1300	46	05	96,5	89,1	99,6
15.09.79	11	2400	07	02	99,7	71,4	99,9

efeito do processo anaeróbio sobre a remoção de organismos patogênicos, foi realizado um levantamento das concentrações de *Salmonella* sp no esgoto bruto influente e nos efluentes TS2 e FB. Os resultados são apresentados no quadro 5.13.9., ao lado das respectivas eficiências de remoção desses organismos.

Pela observação dos resultados, tira-se que, nas condições da 2ª etapa da pesquisa, e recebendo esgoto bruto com um número mínimo de *Salmonellas* de 1300/100 ml e um máximo de 8490/100 ml, o tanque séptico libera um efluente com um número mínimo de 7/100 ml e um máximo de 110/100 ml. O efluente de TS2, após sua passagem pelo FB, deixa o sistema com um número mínimo de 02/100 ml e um máximo de 55 *Salmonellas* sp/100 ml.

5.14. Análise e discussão de resultados dos indicadores parasitológicos

Durante todo o período de investigação, compreendendo, assim, a primeira e a segunda etapas da pesquisa, foram realizados 259 exames do esgoto bruto que alimentou o sistema, verificando-se a presença das seguintes espécies de parasitas intestinais:

- *Ascaris lumbricoides* - ovos
- *Trichiuris trichiura* - ovos
- *Ancylostomídeo* sp - ovos e larvas
- *Hymenolepis nana* - ovos
- *Taenia* sp - ovos
- *Entamoeba coli* - cistos
- *Entamoeba hystolítica* - cistos

Os números de exames dos efluentes TS1, TS2 e FB foram de, respectivamente, 42, 40 e 33.

A sequência de quadros seguintes (5.14.1. a 5.14.12) apresenta dados relativos ao número médio de cada espécie de parasita, além daque

les relativos à eficiência de remoção desses organismos, em cada unidade do sistema, bem como a eficiência global do mesmo.

DISCUSSÃO

Eficiência do sistema na 1.^a etapa

Sob esse ponto de vista, parece-nos interessante analisar a remoção dos Parasitas Totais, admitindo-se, portanto, igual capacidade de contaminação a todas as espécies. Nesses termos, a remoção de 88,2% feita pelo tanque séptico compartimentado (TS1 + TS2) parece bastante baixa comparada à eficiência total de 95,5% do sistema completo. Esse incremento de eficiência é propiciado pelo Filtro Biológico que, sozinho, é responsável pela retenção de 61,9% dos ovos, cistos e larvas a ele admitidos.

A análise acima não considera a idade do sistema. Quando o tempo de funcionamento é considerado, verifica-se uma tendência crescente no número de parasitas totais que saem do sistema, especialmente do Filtro Biológico (Vide quadro 5.14.7.).

Eficiência do sistema na 2.^a etapa

A diminuição da velocidade de passagem das águas residuárias pelo sistema é benéfica, sob o aspecto da remoção de parasitas. Os números obtidos na análise das amostras do efluente TS2 na segunda etapa, comparados aos da 1.^a etapa, revelam uma sensível diminuição (55%) no número de organismos admitidos ao Filtro Biológico. Nesta etapa, somente o tanque séptico dá uma eficiência de 91,8% na remoção de parasitas, enquanto o Filtro Biológico contribui para elevar esse número a 99,9%. Não se pode omitir, portanto, que na segunda etapa da pesquisa um número bem menor de exames foi levado em conta para o estabelecimento dos

números médios de parasitas influentes e efluentes do sistema.

Discussão de outros aspectos importantes

Dos parasitas observados transitando através do sistema experimental, a grande maioria infesta o hospedeiro quando este ingere a forma infectante do helminto ou do protozoário. Somente no caso do *Ancylostomum* sp a infestação se dá através da pele.

Sabe-se, também, que os ovos de helmintos, principalmente os de *Ascaris lumbricoides* e *Trichiuris trichiura*, apresentam excepcional resistência às condições do meio ambiente e que os solos, normalmente, oferecem, para os helmintos, condições de segurança ao cumprimento de parte dos seus ciclos evolutivos.

Os exames realizados no processamento das amostras coletadas tiveram o fim de identificar e quantificar os parasitas presentes mas sem a preocupação de verificar a viabilidade dos ovos, larvas e cistos.

Pelos resultados obtidos, em termos de remoção de parasitas, não se pode afirmar, portanto, que, se lançado à superfície do solo o efluente final do sistema (em ambas as etapas), elimina-se a possibilidade de infestação. Pode-se afirmar, somente, que a probabilidade de contaminação é reduzida a níveis pouco significantes.

QUADRO 5.14.1.

Número médio de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras de esgoto bruto durante a primeira etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MÊS	ASCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMI DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBAS coli	ENTAMOEBAS hystolitica	PARASITAS TOTAIS
SET 78	350 100 - 750 13	8 0 - 50 13	508 200 - 1050 13	0 - 13	0 - 13	450 200 - 750 13	42 0 - 200 13	1358 - 13
OUT	400 150 - 600 22	2 0 - 50 22	486 150 - 1250 22	0 - 22	0 - 22	400 100 - 900 22	0 - 22	1288 - 22
NOV	459 100 - 1100 22	7 0 - 100 22	577 200 - 1600 22	0 - 22	0 - 22	389 0 - 750 22	0 - 22	1432 - 22
DEZ	310 50 - 750 19	0 - 19	466 200 - 850 19	12 0 - 100 19	0 - 19	390 50 - 1250 19	0 - 19	1044 - 19
JAN 79	371 50 - 900 21	12 0 - 50 21	388 100 - 850 21	12 0 - 100 21	0 - 21	390 50 - 1250 21	0 - 21	1173 - 21
FEV	318 50 - 850 17	16 0 - 150 17	325 100 - 550 17	0 - 17	0 - 17	228 50 - 400 17	0 - 17	887 - 17
								Continua

QUADRO 5.14.1.

Continuação

MÊS	ASCARIS lum bricóides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBIA coli	ENTAMOEBIA hystolitica	PARASITAS TOTAIS
MAR	486 200 - 1100 22	16 0 - 150 22	348 100 - 950 22	5 0 - 50 22	0 - 22	323 50 - 850 22	0 - 22	1178 - 22
ABR	397 150 - 800 19	11 0 - 50 19	374 100 - 750 19	5 0 - 50 19	3 0 - 50 19	271 50 - 750 19	0 - 19	1061 - 19
MAI	314 100 - 1050 21	10 0 - 150 21	318 50 - 700 21	0 - 21	0 - 21	127 0 - 300 21	0 - 21	769 - 21
MÉDIA DA 1ª ETAPA	383 50 - 1100 176	10 0 - 150 176	417 50 - 1600 176	3 0 - 100 176	1 0 - 50 176	314 0 - 1250 176	3 0 - 200 176	1131 - 176

QUADRO 5.14.2.

Números médios de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras de esgoto bruto durante a segunda etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MÊS	ÁSCARIS lum bricóides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMI DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBAS coli	ENTAMOEBAS hystolitica	PARASITAS TOTAIS
JUN 79	294 50 - 660 18	11 0 - 100 18	232 50 - 700 18	0 - 18	3 0 - 50 18	79 0 - 450 18	3 0 - 50 18	622 - 18
JUL	323 50 - 950 22	8 0 - 100 22	252 50 - 550 22	7 50 - 100 22	0 - 22	168 0 - 400 22	0 - 22	768 - 22
AGO	226 50 - 500 23	17 0 - 50 23	411 100 - 1050 23	7 0 - 50 23	2 0 - 50 23	300 0 - 900 23	0 - 23	963 - 23
SET	270 0 - 700 20	10 0 - 100 20	260 50 - 350 20	3 0 - 50 20	0 - 20	115 0 - 300 20	0 - 20	558 - 20
MÉDIA DA 2a ETAPA	277 0 - 950 83	14 0 - 100 83	270 50 - 1050 83	4 0 - 100 83	1 0 - 50 83	176 0 - 900 83	1 0 - 50 83	743 - 83

QUADRO 5.14.3.

Números médios de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras do efluente TS1 durante a primeira etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MES	ASCARIS lum bricóides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMI DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBA coli	ENTAMOEBA hystolitica	PARASITAS TOTAIS
SET 78	28 25 - 30 2	5 - 2	150 55 - 245 2	0 - 2	0 - 2	80 70 - 90 2	0 - 2	263 2
OUT	137 50 - 210 3	2 0 - 50 3	58 35 - 100 3	0 - 3	0 - 3	22 5 - 45 3	0 - 3	219 3
NOV	92 70 - 115 3	5 0 - 15 3	90 65 - 120 3	0 - 3	0 - 3	20 - 3	0 - 3	207 3
DEZ	47 30 - 55 3	0 - 3	28 25 - 35 3	0 - 3	0 - 3	12 5 - 20 3	0 - 3	87 3
JAN 79	48 5 - 110 3	2 0 - 5 3	45 10 - 95 3	0 - 3	0 - 3	38 0 - 75 3	0 - 3	233 3
FEV	48 30 - 75 3	3 0 - 5 3	58 35 - 70 3	0 - 3	0 - 3	27 10 - 50 3	0 - 3	136 3

Continua

QUADRO 5.14.3.

MÊS	ASCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMI DEO - sp	HYMNOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBAS coli	ENTAMOEBAS hystolitica	PARASITAS TOTAIS
MAR	123 70 - 150 3	7 0 - 10 3	38 15 - 70 3	0 - 3	3 0 - 10 3	35 25 - 50 3	0 - 3	206 3
ABR	55 10 - 90 4	0 - 4	68 30 - 130 4	0 - 4	0 - 4	35 10 - 60 4	0 - 4	158 4
MAI	70 10 - 120 4	0 - 4	42 10 - 100 4	0 - 4	0 - 4	25 10 - 40 4	0 - 4	137 4
MÉDIA DA 1ª ETAPA	72 5 - 210 28	2 0 - 15 28	60 10 - 245 28	0 - 28	1 0 - 10 28	31 0 - 90 28	0 - 28	166 28

QUADRO 5.14.4.

Números médios de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras do efluente TSI durante a segunda etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MÊS	ÁSCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍDEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBA coli	ENTAMOEBA hystolitica	PARASITAS TOTAIS
JUN 79	40 0 - 70 4	0 - 4	18 0 - 30 4	0 - 4	0 - 4	5 0 - 20 4	0 - 4	63 4
JUL	98 50 - 160 5	0 - 5	36 10 - 70 5	0 - 5	0 - 5	34 10 - 80 5	0 - 5	168 5
AGO	18 0 - 70 4	0 - 4	28 0 - 50 4	0 - 4	0 - 4	12 0 - 40 4	0 - 4	58 4
SET	20 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	40 - 1	0 - 1	60 1
MÉDIA DA 2a ETAPA	53 0 - 160 14	53 0 - 160 14	0 14	26 0 - 70 14	0 - 14	0 - 14	20 0 - 80 14	99 14

QUADRO 5.14.5.

Números médios de parasitos, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras do efluente TS2 durante a primeira etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MES	ASCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBA coli	ENTAMOEBA hystolitica	PARASITAS TOTAIS
SET 78	45 40 - 50 2	0 - 2	60 45 - 75 2	0 - 2	0 - 2	60 45 - 75 2	0 - 2	165 2
OUT	113 40 - 170 3	0 - 3	77 50 - 105 3	0 - 3	0 - 3	22 10 - 35 3	0 - 3	212 3
NOV	50 25 - 65 3	2 0 - 5 3	52 30 - 65 3	0 - 3	0 - 3	22 10 - 30 3	0 - 3	126 3
DEZ	57 35 - 85 3	0 - 3	27 25 - 30 3	0 - 3	0 - 3	20 5 - 35 3	2 0 - 5 3	106 3
JAN 79	37 0 - 75 3	0 - 3	20 0 - 40 3	0 - 3	0 - 3	32 5 - 55 3	0 - 3	89 3
FEV	68 60 - 80 3	1 0 - 5 3	25 15 - 35 3	0 - 3	0 - 3	15 0 - 25 3	0 - 3	109 3

Continua

QUADRO 5.14.5.

Continuação

MÊS	ÁSCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBÁ coli	ENTAMOEBÁ hystolitica	PARASITAS TOTAIS
MAR	128 55 - 200 3	3 0 - 10 3	40 10 - 90 3	0 - 3	0 - 3	47 30 - 60 3	0 - 3	218 3
ABR	13 10 - 20 3	0 - 3	23 10 - 40 3	0 - 3	0 - 3	3 0 - 10 3	0 - 3	39 3
MAI	98 20 - 160 4	3 0 - 10 4	38 10 - 70 4	0 - 4	0 - 4	15 0 - 30 4	0 - 4	154 4
MÉDIA DA 1. ^a ETAPA	70 0 - 200 27	1 0 - 10 27	39 0 - 105 27	0 - 27	0 - 27	24 0 - 75 27	0 27	134 27

QUADRO 5,14.6.

Números médios de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostra do efluente TS2 durante a segunda etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MÊS	ÁSCARIS lumbricóides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMNOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBA coli	ENTAMOEBA hystolitica	PARASITAS TOTAIS
JUN 79	45 0 - 100 4	3 0 - 10 4	3 0 - 10 4	0 - 4	0 - 4	22 0 - 90 4	0 - 4	73 4
JUL	40 10 - 130 4	0 - 4	8 0 - 20 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	48 4
AGO	40 0 - 100 4	0 - 4	20 0 - 50 4	0 - 4	0 - 4	10 0 - 30 4	0 - 4	70 4
SET	20 - 1	0 - 1	10 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	30 1
MÉDIA DA 2ª ETAPA	40 0 - 130 13	1 0 - 10 13	10 0 - 50 13	0 - 13	0 - 13	10 0 - 90 13	0 - 13	61 13

QUADRO 5.14.7.

Números médios de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras do efluente FB durante a primeira etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MÊS	ÁSCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBÁ coli	ENTAMOEBÁ hystolitica	PARASITAS TOTAIS
SET 78	-	-	-	-	-	-	-	-
OUT	-	-	-	-	-	-	-	-
NOV	0 - 1	0 - 1	5 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	5 - 1
DEZ	0 - 3	0 - 3	7 5 - 10 3	0 - 3	0 - 3	2 0 - 50 3	0 - 3	9 - 3
JAN 79	0 - 3	0 - 3	3 0 - 10 3	0 - 3	0 - 3	0 - 3	0 - 3	3 - 3
FEV	5 0 - 15 3	0 - 3	5 0 - 15 3	0 - 3	0 - 3	2 0 - 5 3	0 - 3	12 - 3

Continua

QUADRO 5.14.7.

Continuação

MÊS	ÁSCARIS lum bricóides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMI DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBIA coli	ENTAMOEBIA hystolitica	PARASITAS TOTAIS
MAR	70 20 - 140 3	0 - 3	23 20 - 30 3	0 - 3	0 - 3	13 10 - 20 3	0 - 3	106 3
ABR	30 10 - 50 3	0 - 3	23 20 - 30 3	0 - 3	0 - 3	7 0 - 10 3	0 - 3	60 3
MAI	75 30 - 110 4	3 0 - 10 4	25 10 - 60 4	0 - 4	0 - 4	3 0 - 10 4	0 - 4	106 4
MÉDIA DA 1. ETAPA	31 0 - 130 20	1 0 - 10 20	15 0 - 60 20	0 - 20	0 - 20	4 0 - 20 20	0 - 20	51 20

QUADRO 5.14.8.

Números médios de parasitas, intervalos e número de exames parasitológicos mensais de amostras do efluente FB durante a segunda etapa da pesquisa - as concentrações de parasitas são dadas em ℓ^{-1}

MÊS	ÁSCARIS lum bricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMI DEO - sp	HYMNOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBAS coli	ENTAMOEBAS hystolitica	PARASITAS TOTAIS
JUN 79	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4
JUL	3 0 - 10 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	3 - 4
AGO	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4	0 - 4
SET	1 0 - 10 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - 1
MÉDIA DA 2ª ETAPA	1 0 - 10 13	0 - 13	0 - 13	0 - 13	0 - 13	0 - 13	0 - 13	1 - 13

QUADRO 5.14.9.

Resumo das médias do número de parasitas por litro de amostra do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema durante a primeira etapa da pesquisa

1a. ETAPA	ASCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBAS coli	ENTAMOEBAS hystolitica	PARASITAS TOTAIS
EB	383	10	417	3	1	314	3	1131
TS1	72	2	60	0	1	31	0	166
TS2	70	1	39	0	0	24	0	134
FB	31	1	15	0	0	4	0	51

QUADRO 5.14.10.

Resumo das médias do número de parasitas por litro de amostra do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema durante a segunda etapa da pesquisa

2a. ETAPA	ÁSCARIS lumbricóides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍ DEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBA coli	ENTAMOEBA hystolítica	PARASITAS TOTAIS
EB	277	14	270	4	1	176	1	743
TS1	53	53	0	26	0	0	20	99
TS2	40	1	10	0	0	10	0	61
FB	1	0	0	0	0	0	0	1

QUADRO 5.14.11.

Eficiência de remoção de parasitas, considerando-se o sistema como um todo e partes dele durante a primeira etapa da pesquisa - valores em %

SISTEMA	ÁSCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍDEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBACOLI	ENTAMOEBAHYSTOLÍTICA	PARASITAS TOTAIS
EB-TS1	81,2	80,0	85,6	100,0	0,0	90,1	100,0	85,3
TS1-TS2	2,8	50,0	35,0	0,0	100,0	22,6	0,0	19,3
TS2-FB	55,7	0	61,5	0,0	0,0	83,3	0,0	61,9
EB-TS2	81,7	90,0	90,6	100,0	100,0	92,4	100,0	88,2
EB-FB	91,9	90,0	96,4	100,0	100,0	98,7	100,0	95,5

QUADRO 5.14.12.

Eficiência de remoção de parasitas, considerando-se o sistema como um todo e partes dele durante a segunda etapa da pesquisa - valores em %

SISTEMA	ASCARIS lumbricoides	TRICHIURIS trichiura	ANCILOSTOMÍDEO - sp	HYMENOLEPIS nana	TAENIA sp	ENTAMOEBACOLI	ENTAMOEBAHYSTOLÍTICA	PARASITAS TOTAIS
EB-TS1	80,9	-278,6	100,0	-550,0	100,0	100,0	-1900,0	86,7
TS1-TS2	24,5	98,1	-	100,0	0,0	-	100,0	38,4
TS2-FB	97,5	100,0	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	98,4
EB-TS2	85,6	92,8	96,3	100,0	100,0	94,3	100,0	91,8
EB-FB	99,6	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	99,9

6. CONCLUSÕES

Tendo em vista a estrutura e as condições de operação do modelo experimental, instrumento da pesquisa, e com base na análise dos resultados obtidos, pode-se concluir:

6.1. A câmara de entrada do tanque séptico

Numa série de duas câmaras anaeróbias a câmara de entrada constitui-se no principal reator biológico do sistema respondendo pela quase totalidade da eficiência de remoção de DBO. Aí, a degradação biológica anaeróbia, na faixa de temperaturas médias de 24,6°C a 28,3°C, é suficientemente vigorosa para promover a remoção de material orgânico de modo eficiente, respeitado o período de detenção hidráulica mínimo da ordem de 0,4d. Nessas condições, e considerando que a DBO₅ média do esgoto bruto utilizado foi de 270 mg/l, a eficiência média de remoção de DBO₅ é cerca de 70%. Em termos de Demanda Química de Oxigênio, a remoção média é da ordem de 68% com base na DQO média de 690 mg/l.

A tentativa de interpretar a remoção de material orgânico, no reator biológico, através de um modelo cinético de primeira ordem, resultou inadequada. Verificou-se, no entanto, que a ordem do modelo matemático interpretativo do fenômeno é aproximadamente zero. Constatada a validade estatística da equação 6.1.1. proposta, verificou-se que para períodos de detenção hidráulica superiores a 0,39 dia até um máximo, observado, de 0,78 dia a remoção de DBO₅, num reator anaeróbio entre temperaturas médias de 24,6°C e 28,3°C, depende somente da DBO₅ influente.

$$DBO_5 \text{ (removida)} = 22,8 + 0,608 \cdot DBO_5 \text{ (influyente)} \quad \text{Eq. 61.1}$$

Da equação 6.1.1. obtém-se a equação 6.1.2., que representa a eficiência de remoção de DBO₅ no reator biológico do sistema.

$$E = \left(\frac{22,8}{\text{DBO}_5 \text{ (influyente)}} + 0,608 \right) 100 \quad \text{Eq. 6.1.2}$$

De maneira análoga, pode-se, através da equação 6.1.3., definir a equação 6.1.4., que representam, respectivamente, a Remoção de DQO em função da DQO influente e a Eficiência de remoção de DQO no reator biológico.

$$\text{DQO (removida)} = 18,3 + 0,652 \cdot \text{DQO (influyente)} \quad \text{Eq. 6.1.3}$$

$$E = \left(\frac{18,3}{\text{DQO (influyente)}} + 0,652 \right) 100 \quad \text{Eq. 6.1.4}$$

A eficiência média de remoção de Sólidos em Suspensão, na câmara de entrada, foi cerca de 77%, enquanto a fração volátil desses sólidos sofreu uma remoção média de 78%.

Para períodos de detenção hidráulica entre 0,38 dia e 0,78 dia, e nas mesmas condições de temperatura, a cinética de eliminação de Coliformes fecais é melhor interpretada através de modelo matemático de ordem próxima de zero. A equação 6.1.5., proposta, indica que, no principal reator anaeróbio do sistema, o número de bactérias eliminadas é função, apenas, do número influente. Desta equação chega-se à equação 6.1.6., que dá a eficiência de remoção de Coliformes fecais.

$$(N_i - N_e) = -1,78 \times 10^6 + 0,864 \cdot N_i \quad \text{Eq. 6.1.5}$$

$$E = \left(\frac{-1,78 \times 10^6}{N_i} + 0,864 \right) 100 \quad \text{Eq. 6.1.6}$$

Com base no número médio, de Coliformes fecais, influente $N_i = 38,55 \times 10^6 / 100 \text{ ml}$, a eficiência média de remoção desses organismos, na câmara de entrada, é da ordem de 81,8%.

A câmara de entrada do sistema apresentou uma eficiência média de

85% na remoção dos parasitas totais influentes, destacando-se que em termos de eficiência de remoção daqueles parasitas mais frequentes tais como *Áscaris lumbricóides*, *Ancilostomídeo sp* e *Entamoeba coli*, as eficiências de remoção, na primeira etapa da pesquisa, foram de, respectivamente, 81,2%, 85,6% e 90,1%, enquanto na segunda etapa esses números passaram a 80,9%, 100,0% e 100,0%.

A carga orgânica média administrada à câmara de entrada do modelo experimental, foi de $643\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ na primeira etapa da pesquisa e de $296\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ na segunda. As concentrações médias de Sulfeto total no efluente da primeira câmara foram de, respectivamente, $6,94 \pm 1,06\text{mgS}^-/\text{l}$ na primeira etapa e $7,61 \pm 1,90\text{mgS}^-/\text{l}$ na segunda. Desta forma, verifica-se que foi ultrapassado, na primeira etapa da pesquisa, o limite de $400\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ para o qual, de acordo com a literatura, a produção de maus odores é excessiva. Conforme visto anteriormente, a produção de maus odores, num reator anaeróbio, é devida às presenças de gás sulfídrico, mercaptanas, indóis, escatóis etc., sendo o primeiro desses o maior responsável por esse aspecto antiestético. Considerando que a quantidade de gás sulfídrico dissolvida na massa líquida é proporcional à concentração de sulfetos totais, e que nas duas etapas da pesquisa essas concentrações não apresentam diferenças significantes, pode-se concluir que não ocorre melhora quanto ao aspecto de produção de maus odores quando se diminui a carga orgânica média de $643\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$ para $296\text{g DBO}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$.

Um esgoto doméstico, com as características do analisado, cuja alcalinidade total média é da ordem de $350\text{mg CaCO}_3/\text{l}$ e pH médio de 7,50, submetido a tratamento através de um reator anaeróbio, tem capacidade de tamponação suficiente para que o pH da massa líquida se mantenha em torno de 7,00 garantindo, assim, a sobrevivência das bactérias metanogê

nicas.

A adoção, na faixa observada, de períodos de detenção tão distintos, como t e $2t$, não contribui para que a remoção de material orgânico e organismos coliformes, na câmara de entrada, ocorra de modo significativamente diferente. Conforme ficou demonstrado, a concentração remanescente, após a retenção, parece só depender da concentração influente

6.2. A câmara de saída do tanque séptico

A segunda câmara do tanque séptico, apesar de não se comportar como um reator anaeróbio vigoroso, visto que, isoladamente, sua eficiência na remoção de DBO e SS é pequena, contribui para elevar a eficiência média de remoção de DBO de 70% para 72,5% na primeira etapa e de 70% para 78% na segunda etapa da pesquisa. A eficiência de remoção de Sólidos em Suspensão é aumentada de 77% para 82% na primeira etapa e de 77% para 89,6% na segunda etapa. Quando, no entanto, se analisa a remoção de Coliformes fecais, verifica-se que para as duas etapas da pesquisa a segunda câmara é responsável pela eliminação de cerca de um terço dos organismos que sobrevivem às condições do processo anaeróbio reinantes na câmara de entrada.

A câmara de saída do tanque séptico contribuiu para que a eficiência de remoção de parasitas totais fosse elevada de 85,3% para 88,2% nas condições da primeira etapa da pesquisa e de 86,7% para 91,8% nas condições da segunda etapa.

Por observações feitas, durante um período curto, nas condições de operação da segunda etapa da pesquisa, verificou-se que um tanque séptico, projetado como o modelo experimental e recebendo esgoto doméstico bruto com um número mínimo de *Salmonella* sp. de 1.300/100ml e um máximo de 8490/100ml, libera um efluente com um número mínimo de 7/100

mℓ e um máximo de 110/100mℓ.

À câmara de saída de um tanque séptico compartimentado cabe, portanto, a importante função de melhorar a qualidade do efluente da primeira câmara. Quando se observa sua eficiência na remoção de Coliformes fecais, verifica-se que a diferença de períodos de detenção hidráulica nas duas etapas da pesquisa não contribui basicamente para nenhuma melhora significativa. A adoção, na faixa observada, de períodos de detenção tão distintos como t e $2t$, permite observar que, para tempos maiores, a eficiência de remoção de DBO, sólidos em suspensão e parasitos aumenta percentualmente.

6.3. O filtro biológico como elemento de polimento do tanque séptico

O filtro biológico melhora a qualidade do efluente do tanque séptico, visto que, na primeira etapa da pesquisa, quando a carga orgânica administrada ao mesmo foi em média de $236 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3$ de leito percolante, ele foi responsável pela remoção de 45% da DBO_5 do efluente do tanque, elevando a eficiência do sistema para 84,4%. Na segunda etapa, a eficiência isolada do filtro biológico atingiu 38%, contribuindo para que a eficiência do conjunto fosse elevada a 85,3%, em termos de remoção de DBO_5 , tendo sido experimentado a uma carga orgânica média de $74 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3$ de leito percolante . dia.

O filtro biológico reteve, em média, na primeira etapa, 35 mg de SS por cada litro de efluente do tanque séptico que passou através dele representando isto uma eficiência de 52,2% na remoção de SS, o que contribuiu para que a eficiência do sistema fosse elevada a 91,4%. Na segunda etapa, quando o filtro reteve cerca de 10 mg/l ou 28%, a eficiência do conjunto foi elevada a 92,5%.

A remoção média de CF, pelo filtro biológico, atingiu 43,4% e 40,5% respectivamente na primeira e na segunda etapas da pesquisa, o que fez com que a eficiência do sistema nas duas etapas atingisse 94% e 91,2%. Nas condições de operação da segunda etapa, o filtro biológico contribuiu para elevar a eficiência de remoção de *Salmonella* sp. a valores superiores a 97,5%. A eficiência média de remoção de parasitas totais, pelo sistema, atingiu, com o auxílio do filtro biológico, 95,5% na primeira etapa e 99,9% na segunda. Isoladamente, na primeira etapa o filtro biológico removeu cerca de 62% dos parasitas presentes no efluente, enquanto na segunda etapa essa eficiência isolada atingiu cerca de 98,4%.

A adoção de um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente pode contribuir, portanto, para melhorar sobremaneira, a qualidade do efluente de um tanque séptico, sobressaindo-se o fato de que, com o seu auxílio, um tratamento anaeróbio poderá atingir elevados índices percentuais de eficiência, caracterizando-o como agente de polimento de um efluente que, normalmente, é rejeitado pelas suas más características de qualidade.

6.4. Análise comparativa dos resultados obtidos, com a experiência

A comparação dos resultados obtidos na análise dos dados da câmara de entrada do modelo experimental com aqueles constantes da literatura técnica consultada, mostra que em praticamente todos os casos a eficiência de remoção de DBO, SS e CF aqui obtida é superior àquelas apresentadas pela literatura. Em somente um caso, quando se comparou o resultado aqui obtido na remoção de DBO com o citado por Mann (1972) que se refere à remoção da ordem de 75% em observações feitas na África, ocorre o oposto, sendo que o autor não faz qualquer referência se o tan

que ou os tanques sépticos observados foram de câmara única ou compartimentados.

6.5. Os resultados obtidos e a norma NB-41

De acordo com a Norma NB-41, o projeto de tanques sépticos se baseia na adoção de tempos de retenção e de coeficientes per-cápita de contribuição.

Apesar dos parâmetros aqui determinados (tempo mínimo de detenção hidráulica, coeficiente de redução de volume de lodo armazenado no tanque) serem sempre inferiores àqueles preconizados pela norma, o projeto desses dispositivos pelo critério da NB-41 é um procedimento seguro e aparentemente não contribui para onerar a implantação do sistema.

A norma NB-41, no entanto, poderia ser mais enfática na recomendação de tanques sépticos compartimentados (mínimo de dois compartimentos) visto que uma segunda câmara pode contribuir para melhorar a qualidade do efluente, notadamente no aspecto relativo à concentração de Coliformes fecais e Sólidos em Suspensão.

7. SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1. Sobre o projeto de tanques sépticos

O dimensionamento de um sistema de tanques sépticos poderia ser levado a efeito partindo-se do estabelecimento de alguns princípios básicos:

a) Um tanque séptico deverá ser considerado como um conjunto de no mínimo duas câmaras anaeróbias, sendo que a primeira delas cabe a função de agir como reator biológico de grande atividade, oferecendo elevada eficiência de remoção de material orgânico. A câmara seguinte cabe, então, a função de melhorar a qualidade do efluente da primeira, principalmente no que diz respeito à remoção de coliformes fecais e de sólidos em suspensão.

b) Com o fim de garantir uma eficiência média de remoção de DBO em torno de 70%, a primeira câmara deveria ser dimensionada de modo a ter, decorrido o período de limpeza, um período de detenção hidráulica mínimo em torno de 0,4 dia.

c) Poderia ser considerado um único coeficiente de redução de volume de lodo, o qual interpretaria tanto a redução durante o período de digestão quanto aquela que ocorre por causa do armazenamento do lodo digerido. Tal coeficiente R, aqui determinado, poderia, para efeito de projeto, ser considerado em torno de 0,2.

d) O volume útil da câmara de entrada poderia, assim, ser calculado com base na seguinte expressão:

$$V_u = P \times q \times t + P \times L_f \times T_l \times R, \quad \text{onde:}$$

$$V_u = \text{volume útil da câmara} \quad (\ell)$$

$$P = \text{número de usuários} \quad (\text{hab})$$

$$q = \text{contribuição média per-cápita de esgotos} \quad (\ell/\text{hab} \cdot \text{d})$$

- t = período de detenção hidráulica mínimo (d)
 L_f = contribuição média per-cápita de lodo fresco ($\ell/\text{hab} \cdot \text{d}$)
 T_L = período de limpeza (d)
 R = coeficiente de redução de volume de lodo fresco.

e) Pela observação das conclusões obtidas na análise da performance da câmara de saída, pode-se admitir que ela poderia ter capacidade de retenção igual à da primeira câmara até uma capacidade duas vezes maior. No primeiro caso, a segunda câmara só irá contribuir, na remoção de coliformes fecais, enquanto no segundo caso, além de ser garantido esse efeito, consegue-se elevar significativamente a eficiência do sistema na remoção de DBO e sólidos em suspensão.

7.2. Sobre o filtro biológico

É comum o projeto de Filtros Biológicos com base na carga orgânica volumétrica a ser administrada ao sistema. Conforme visto anteriormente, o filtro anaeróbio de fluxo ascendente, aqui experimentado, foi operado entre limites bastante distintos de carga orgânica. Quando a carga média administrada era da ordem de $236 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, a eficiência média em termos de remoção de DBO_5 , sólidos em suspensão e Coliformes fecais, foi invariavelmente superior àquela obtida quando a carga era de somente $74 \text{ gDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, no entanto, ao final do sexto mês de operação, essa eficiência diminuiu sensivelmente as características do efluente mudaram e a concentração de DBO_5 e de sólidos em suspensão do efluente aumentaram consideravelmente, caracterizando a diminuição da eficiência do sistema. Foi quando ocorreu a mudança da carga administrada ao filtro. A utilização de uma carga mais baixa, no entanto, correspondeu justamente à época em que, pelo aumento da capacidade de retenção da câmara de saída do tanque séptico, a qualidade do seu efluen

te era melhor. Fica difícil, portanto, esclarecer no atual estágio, qual é a melhor carga orgânica a ser administrada a um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente. Parece-nos oportuno sugerir que alguns estudos, principalmente levando em conta as características das águas residuárias a tratar, sejam levados a efeito no estabelecimento de tal parâmetro. Ou seja: no carregamento de um reator com as características do experimento aqui, devem ser investigados não somente os efeitos da velocidade de ascensão, ou de percolação, mas também os efeitos do acúmulo, dos sólidos em suspensão do influente, nos seus interstícios. É possível que pesquisas orientadas ao melhoramento do projeto estrutural do filtro biológico surtam bastante efeito, visto que a adoção de fundos falsos poderia diminuir os efeitos do acúmulo de sólidos nos interstícios do filtro, além de tornar sua limpeza mais fácil ao final da operação.

7.3. Sugestões para pesquisas futuras

- Determinação de parâmetros de dimensionamento de filtros anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de efluentes de fossas sépticas.
- Análise comparativa da eficiência de filtros anaeróbios de fluxo ascendente no tratamento de efluentes sob diversas condições estruturais.
- Investigação aprofundada sobre a natureza dos mecanismos de tratamento de águas residuárias em filtros anaeróbios de fluxo ascendente.
- Viabilidade técnica e econômica da utilização de filtros anaeróbios de fluxo ascendente.
- Reavaliação dos vários processos conhecidos de disposição fi

nal dos efluentes de tanques sépticos.

- Investigação de soluções de superfície para a disposição final dos efluentes de tanques sépticos em áreas de solos impermeáveis e/ou exíguos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma para a Construção e Instalação de Fossas Sêpticas - NB - 41 - Rio de Janeiro, 1963

APHA - American Public Health Association - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 14th edition, New York, 1975.

Bacteriological Examination of Water Supplies - In Reports on Public Health and Medical Subjects nº 71, 1969

COSTA, Lélío J.P. da. Análise Bacteriológica da Água - Editora Universitária/UFPb, Coleção Estudos Universitários, Série Ciências da Saúde João Pessoa, 1980.

CURTIS, D. The Social Factor in Sanitation Programmes - Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, Oxford, 5-9 July 1977.

DIAMANT, B.Z. The Rural Wastes Disposal Problem in Developing Countries - Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, 5-9 July 1977.

EHLERS, V.M. & Steel, E.W. Municipal and Rural Sanitation - 6th edition McGraw-Hill Book Company, New York, 1958

FROBISHER, M. Fundamentals of Microbiology - 8th edition, W.B. Saunders Company, Philadelphia, 1968

FSESP - Ministério da Saúde do Brasil - Manual de Saneamento - 3 volumes, 3.^a edição, Rio de Janeiro, 1972.

GARCEZ, Lucas N. Elementos de Engenharia Hidráulica e Sanitária - 2.^a edição, Edgard Blücher, ano 1974.

GOTAAS, Harold B. Composting - Sanitary Disposal and Reclamation of Organic Wastes - W.H.O. Monograph Series nº 31, Geneva, 1956.

HAMMERSTRON, E. & Ljutov, V. Concentrations Technique for Demonstrating Small amounts of bacteria in topwater - in Acta pathologica et microbiologica Scandinavie, 35, 365-369, 1954.

INGRAHAM, J.L.; Stanier R.Y. & Adelberg E.A. General Microbiology - 4th edition, Mc Millan Press, Ltd, 1977.

ISAAC, P.C.G. Waste Treatment - Pergamon, New York, 1960.

JORDÃO, E.P. & Pessoa, C.A. Tratamento de Esgotos Domésticos - Vol. 1 CETESB, São Paulo, 1975.

MAHAN, B.H. Química um Curso Universitário - Tradução do original, University Chemistry por Ebe Barbieri Melardi et al - 2.^a edição revisada Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 1972.

MALINA Jr., J.F. & Miholits, E.M. New Developments in the Anaerobic Digestion of Sludges - in Advances in Water Quality Improvement - Water Resources Symposium nº 1, edited by Earnest F. Gloyna & W. Wesley Eckenfelder, Jr. - pages 355 to 379, University of Texas Press, Austin, 1968.

MANN, H.T. Sewage Treatment for Small Communities in Environmental Conservation - Vol. 1, nº 2 - pgs. 145 a 152, Switzerland, 1974.

MANN, H.T. Sanitation without Sewers - The Aqua Privy - in Overseas building notes n° 168, England, June 1976.

MARA, D.D. Bacteriology for Sanitary Engineers - Churchill - Livingstone, Edinburgh, 1974.

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

McCarty, P.L. Anaerobic Treatment of Soluble Wastes - in Advances in Water Quality Improvement - Water Resources Symposium n° 1, edited by Earnest F. Gloyna & W. Wesley Eckenfelder, Jr - pages 336 to 352, University of Texas Press, Austin, 1968

McGarry, M.G. International Research into Sanitation and Water Supply for Rural Areas and Squatter Settlements - Constraints and Priorities Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, Oxford, 5-9 July 1977

METCALF & Eddy, Inc. Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal - McGraw-Hill Book Company, New York, 1972

Millipore Corporation. Biological Analysis of water and wastewater Application Manual - AM - 302, 1973

NIMOUNO, K. Sanitation in Developing Countries Today - A Survey of Methods - Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, Oxford, 5-9, July 1977

OSWALD, W.J. Advances in Anaerobic Pond Systems Design- in Advances in Water Quality Improvement - Water Resources Symposium n° 1, edited by Earnest F. Gloyna & M. Wesley Eckenfelder, Jr. - pages 409 to 426, University of Texas Press, Austin 1968

Oxoid. Manual - 3^a edição, 1976

RAMAN, V. & Chakladar, N. Upflow Filters for Septic Tank Effluents - in Journal WPCF, vol. 44, n° 8, pages 1552 to 1560, August 1972

RYBCZYNSKI, W. A review of the Literature on the waste disposal options for developing countries - Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, Oxford, 5-9, July 1977

SAWYER, C.N. & McCarty, P.L. Chemistry for Sanitary Engineers - International Student Edition, McGraw-Hill Book Company, 1967

SHIVAL, H.I. The use of wastewater for irrigation with Special reference to enteric pathogenic protozoans and helminths - Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, Oxford, 5-9, July 1977

SPIEGEL, M.R. Estatística - Coleção Schaum, Tradução de Pedro Cosentino; ed. revisada por Carlos José Pereira de Lucena - McGraw-Hill do Brasil, São Paulo, 1977

VASSILIADIS, P.; Pateraki, E.; Papaiconomou, N.; Papadokis, J.A. & Tri chopoulos, D. Nouveau Procédé D'Enrichissement de Salmonella - In Ann de Microbiologie Inst. Pasteur 127B, pgs. 195-200, Paris, 1976

WAGNER, E.G. & Lanoix, J.N. Excreta Disposal for Rural Areas and Small Communities - W.H.O. Monograph Series n° 39, Geneva, 1958

WOLMAN, A. Sanitation in Developing Countries - Sanitation in Developing Countries Today, conference sponsored by OXFAM with the Ross Institute of Tropical Hygiene, Pembroke College, Oxford, 5-9 July 1977