

DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS POR INFILTRAÇÃO  
EM SOLOS ARENOSOS

TRABALHO APRESENTADO COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA  
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE

MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL  
Área de Concentração Recursos Hídricos  
e Saneamento

Autor: GINO ROBERTO GEHLING  
Orientadores: JAN SUSCHKA  
AMADEU DA ROCHA FREITAS

Examinadores:  
AMADEU DA ROCHA FREITAS  
SÉRGIO JOÃO DE LUCA  
LUIS OLINTO MONTEGGIA  
JOSÉ MARIA WIEST

Data do exame: 27/03/85

Aprovado:

  
Presidente da banca

A meus pais,  
meu reconhecimento e gratidão.

À minha esposa  
e à minha filha

## AGRADECIMENTOS

- Ao Prof. Amadeu da Rocha Freitas, pelo incentivo e orientação durante o planejamento inicial e revisão deste trabalho.

- Ao Prof. Jan Suschka, pelo estímulo e orientação durante a realização da fase experimental.

- Ao Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Prof. Antonio L. Lanna, pelo apoio.

- Ao Prof. Luis Olinto Monteggia, pelo apoio na fase experimental.

- À CAPES, pelo apoio financeiro durante a realização deste trabalho.

- Ao DMAE, por liberar a ETE da Vila do IAPI para a realização de nossos experimentos.

- A todos colegas e funcionários que, direta ou indiretamente, colaboraram na realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS .....	VIII
LISTA DE QUADROS .....	XI
LISTA DE TABELAS .....	XII
SINOPSE .....	XIV
ABSTRACT .....	XV
1 - INTRODUÇÃO .....	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	3
2.1 - <u>Experiências Existentes</u> .....	3
2.1.1 - Sistema de Infiltração Superficial em <i>Fort Devens, Massachusetts, USA</i> .....	3
2.1.2 - Sistema de Infiltração Superficial Rá pida em <i>Boulder, Colorado, USA</i> .....	4
2.1.3 - Sistema de Infiltração Subsuperficial em <i>Ontario, Canada</i> .....	8
2.1.4 - Sistema de Infiltração Superficial em <i>Lake George Village, New York, USA</i> ..	9
2.1.5 - Sistema de Infiltração Rápida em <i>Hollister, California, USA</i> .....	10
2.1.6 - Sistema de Infiltração Rápida em <i>Flushing Meadows, Phoenix, Arizona,</i> <i>USA</i> .....	12
2.2 - <u>Colmatação e Tempos de Infiltração</u> .....	15
2.2.1 - Colmatação Química .....	17
2.2.2 - Colmatação Biológica .....	17
2.2.3 - Colmatação Física ou Mecânica .....	19
2.3 - <u>Poluição Química</u> .....	21
2.3.1 - Parâmetros Orgânicos .....	21
2.3.1.1 - <i>Demanda Bioquímica de Oxigê                                 nio</i> .....	21

2.3.1.2 - <i>Demanda Química de Oxigênio</i>	22
2.3.2 - Parâmetros Inorgânicos .....	23
2.3.2.1 - <i>Amônia</i> .....	23
2.3.2.2 - <i>Nitratos</i> .....	24
2.3.2.3 - <i>Nitrogênio Gasoso e Óxidos Nitroso e Nítrico</i> .....	29
2.4 - <u>Poluição Bacteriológica e Fatores Relacionados com a Sua Remoção</u> .....	30
2.4.1 - Filtração Mecânica .....	32
2.4.2 - Sorção .....	32
2.4.3 - Temperatura .....	33
2.4.4 - Umidade .....	33
2.4.5 - Condições Aeróbicas .....	34
2.4.6 - pH .....	34
2.4.7 - Outros Fatores Envolvidos na Remoção de Bactérias .....	35
2.5 - <u>Perda de Carga</u> .....	36
2.6 - <u>pH</u> .....	37
2.7 - <u>Condutividade Elétrica</u> .....	38
3 - PARTE EXPERIMENTAL E METODOLOGIA .....	39
3.1 - <u>Modelos Adotados</u> .....	39
3.1.1 - Modelos Adotados para Estudos de Parâmetros Orgânicos e Inorgânicos .....	39
3.1.2 - Modelos Adotados para Estudo das Perdas de Carga .....	45
3.2 - <u>Parâmetros Analisados e Metodologia Adotada</u> .....	45
3.2.1 - Tempos de Percolação para Água da Torreira .....	45
3.2.2 - Tempos de Infiltração .....	46
3.2.3 - Oxigênio Dissolvido .....	47
3.2.4 - pH .....	48
3.2.5 - Acidez .....	48
3.2.6 - Alcalinidade .....	48
3.2.7 - Nitrogênio Total de Kjeldahl .....	48
3.2.8 - Nitrogênio Amoniacal .....	49
3.2.9 - Nitratos .....	49
3.2.10- Condutividade Elétrica .....	49

3.2.11-	Perda de Carga .....	49
3.2.12-	Número mais Provável de Coliformes Totais .....	50
3.2.13-	Demanda Bioquímica de Oxigênio .....	51
3.2.14-	Demanda Química de Oxigênio .....	51
4 -	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	52
4.1 -	<u>Tempos de Percolação da Água da Torneira Aplicada aos Filtros</u> .....	52
4.2 -	<u>Tempos de Infiltração dos Esgotos Aplicados aos Filtros</u> .....	55
4.2.1 -	Esgoto Decantado Aplicado na Areia Coberta por uma Camada de 10 cm de Brita .....	55
4.2.2 -	Esgoto Bruto Aplicado na Areia Coberta por uma Camada de 10 cm de Brita .	56
4.2.3 -	Esgoto Bruto Aplicado na Areia .....	58
4.2.4 -	Esgoto Decantado Aplicado na Areia ..	65
4.3 -	<u>Oxigênio Dissolvido, pH, Acidez, Alcalinidade, Nitrogênio Total de Kjeldahl, Nitrogênio Amônia e Nitratos</u> .....	66
4.4 -	<u>Condutividade Elétrica</u> .....	86
4.5 -	<u>Perda de Carga</u> .....	93
4.6 -	<u>Número mais Provável de Coliformes Totais</u> ...	93
4.7 -	<u>Demanda Bioquímica de Oxigênio</u> .....	101
4.8 -	<u>Demanda Química de Oxigênio</u> .....	110
5 -	CONCLUSÕES .....	120
6 -	SUGESTÕES .....	122
7 -	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	124
8 -	APÊNDICE .....	130

## LISTA DE FIGURAS

	Página
1 - Seção transversal do sistema de infiltração em <i>Boulder</i> (16) .....	7
2 - Seção transversal do filtro de areia do sistema de infiltração subsuperficial em <i>Ontario</i> (15) ..	9
3 - <i>Lay-out</i> do local e locação dos poços de monitoramento da água subterrânea em <i>Hollister</i> (40) ....	12
4 - Planta do Projeto de <i>Flushing Meadows</i> .....	14
5 - Efeito do pH na oxidação da amônia (21) .....	26
6 - Variação hipotética do teor de nitratos na água do solo (47) .....	28
7 - Modelo adotado por Rice (49) para medir a perda de carga em um solo .....	36
8 - Curvas de perda de carga x profundidade obtidas por Rice (49) .....	37
9 - Leito de sustentação dos filtros da Vila do IAPI	40
10 - Granulometria do meio filtrante dos modelos da Vila do IAPI .....	41
11 - Disposição dos filtros e afluentes adotados na Vila do IAPI .....	42
12 - Detalhamento da base dos filtros da Vila do IAPI	44
13 - Localização dos pontos de coleta dos afluentes na Vila do IAPI .....	44
14 - Modelo utilizado na Vila do IAPI para determinação da perda de carga x profundidade .....	46
15 - Método adotado na Vila do IAPI para avaliação dos tempos de infiltração elevados .....	47
16 - Saturação de filtro usado na Vila do IAPI para determinação da perda de carga x profundidade ..	51
17 - Volumes de efluentes coletados x tempos de coleta para os filtros C-20 e C-50 .....	53



18 - Volumes de efluentes coletados x tempos de coleta para os filtros C-100 e C-170 .....	54
19 - Tempos de infiltração do esgoto bruto aplicado no filtro B-100 coberto com brita nº 1 .....	57
20 - Diminuição da área infiltrativa pela presença de pedras .....	58
21 - Perfil dos filtros de 100 cm de meio poroso ....	60
22 - Filtro C-100 com a placa colmatante seca .....	60
23 - Placa colmatante removida do filtro C-100 .....	61
24 - Superfície do filtro C-100 após a remoção da placa colmatante .....	61
25 - Tempos médios de infiltração do esgoto bruto nos 4 filtros da série C .....	62
26 - Tempos de infiltração do esgoto bruto verificados por Silva (56) em Torres, RS .....	63
27 - Tempos médios de infiltração do esgoto decantado nos 4 filtros da série A .....	64
28 - Teores médios de oxigênio dissolvido x profundidade nos filtros da Vila do IAPI .....	69
29 - Valores médios do pH x profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C .	70
30 - Teores diários de alcalinidade x profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C .....	75
31 - Teores médios de alcalinidade x profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C .....	76
32 - Teores diários de compostos nitrogenados x profundidade na série de filtros A .....	78
33 - Teores diários de compostos nitrogenados x profundidade na série de filtros C .....	79
34 - Teores médios de compostos nitrogenados x profundidade nas séries de filtros A e C .....	80
35 - Valores do pH x profundidade nos dias das análises de compostos nitrogenados .....	81
36 - Teores diários de acidez x profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C .....	83

37 - Teores médios de acidez x profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C .....	84
38 - Condutividade elétrica média x profundidade para os afluentes e efluentes das séries A e C .....	90
39 - Perda de carga x profundidade nos filtros N e M (1º ciclo) .....	91
40 - Perda de carga x profundidade nos filtros N e M (2º ciclo) .....	92
41 - Número mais provável de coliformes totais na série C .....	96
42 - Demanda bioquímica média de oxigênio e respectiva percentagem de redução x profundidade na série A .....	102
43 - Demanda bioquímica média de oxigênio e respectiva percentagem de redução x profundidade nas séries A e C .....	104
44 - Demanda bioquímica média de oxigênio x profundidade nas séries A e C, expressa em kg/ha dia ...	106
45 - Percentagem média de redução da demanda química de oxigênio x profundidade nas séries A e C ....	113
46 - Demanda química média de oxigênio x profundidade na série A, para 2 taxas de aplicação diferentes	114
47 - Demanda química média de oxigênio x profundidade nas séries A e C, para 2 x 4,5 cm/dia de afluente .....	115
48 - Demanda química média de oxigênio x profundidade nas séries A e C, expressa em kg/ha dia .....	116
49 - Demanda química média de oxigênio x profundidade para as séries A e C .....	117

LISTA DE QUADROS

	Página
I - Períodos de aplicação de esgotos secundário (S) e primário (P) em <i>Boulder</i> (16) .....	6
II - Taxas de aplicação de esgotos secundário (S) e primário (P) em <i>Boulder</i> (16) .....	7
III - Fatores operacionais do sistema de infiltração rápida em <i>Hollister</i> .....	11
IV - Dados relativos ao sistema de infiltração rápida em <i>Flushing Meadows</i> .....	15
V - Transformações microbianas do nitrogênio, relacionadas com a aplicação de esgotos ao solo ..	24
VI - Classificação para esgotos e águas de irrigação, baseada na condutividade elétrica .....	38
VII - Percentagens de redução de coliformes totais no sistema de infiltração superficial em <i>Fort Devens</i> .....	97
VIII - Dados relacionados com locais em que o esgoto é tratado por aplicação ao solo .....	109

LISTA DE TABELAS

	Página
I - Teores de oxigênio dissolvido (mg/l) nos efluentes dos filtros da Vila do IAPI .....	68
II - Valores do pH na série de filtros C, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia .....	72
III - Valores do pH na série de filtros A, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia .....	73
IV - Valores do pH na série de filtros A, para uma taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia .....	74
V - Teores de alcalinidade (mg/l CaCO <sub>3</sub> ) nas séries de filtros A e C da Vila do IAPI .....	77
VI - Teores de acidez (mg/l CaCO <sub>3</sub> ) nas séries de filtros A e C da Vila do IAPI .....	82
VII - Valores da condutividade elétrica (µmhos/cm) na série de filtros A, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia .....	87
VIII - Valores da condutividade elétrica (µmhos/cm) na série de filtros A, para uma taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia .....	88
IX - Valores da condutividade elétrica (µmhos/cm) na série de filtros C, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia .....	89
X - Número mais provável de coliformes totais na série de filtros C (organismos/100 ml) .....	93
XI - Percentagens de redução do número mais provável de coliformes totais na série de filtros C .....	94
XII - Percentagens de redução de coliformes totais e fecais no sistema de infiltração subsuperficial em <i>Ontario</i> , para percolação vertical de 100 cm .....	97
XIII - Percentagens de redução de coliformes fecais no sistema de infiltração rápida em <i>Boulder</i> ..	98

XIV	- Percentagens aproximadas de remoção de coliformes fecais em <i>Flushing Meadows</i> .....	100
XV	- Valores da demanda bioquímica de oxigênio aos cinco dias na série de filtros A (mg/l) .....	103
XVI	- Valores da demanda bioquímica de oxigênio aos cinco dias na série de filtros C (mg/l) .....	105
XVII	- Valores da demanda química de oxigênio na série de filtros A (mg/l) .....	112
XVIII	- Valores da demanda química de oxigênio na série de filtros C (mg/l) .....	118
XIX	- Dados meteorológicos diários correspondentes ao período de estudos na Vila do IAPI .....	131

## SINOPSE

O presente trabalho estuda, em modelos de laboratório, a capacidade da faixa litorânea do Rio Grande do Sul em receber esgotos domésticos por infiltração superficial. Considerou-se a aplicação de esgoto bruto e decantado, analisando-se as alterações de vários parâmetros físicos e químicos dos esgotos, à medida em que os mesmos percolavam o meio poroso.

Com base nos resultados obtidos, foi possível concluir que a eficiência de tratamento apresentada, em um sistema de infiltração rápida, é compatível com a eficiência de um sistema de tratamento terciário. Isto, aliás, confirma a bibliografia consultada.

A partir dos dados deste trabalho e do realizado por Silva (56), será possível iniciar, em uma das cidades litorâneas gaúchas, um estudo em bacias de infiltração em escala real. A realização do referido estudo permitirá que se verifique se os benefícios da decantação do esgoto superam os custos correspondentes.

## ABSTRACT

In this thesis the Rio Grande do Sul coastal region is studied using laboratory models to determine its capacity to treat domestic sewage through infiltration-percolation systems. Both raw and primary sewage were considered, the change in various physical and chemical parameters being analysed as the sewage percolated through the porous medium.

Using the results obtained it was possible to conclude that the efficiency of the treatment, in a infiltration-percolation system, is compatible with that of a tertiary treatment system. This confirms the bibliography consulted.

By using the data from this study and those from the study done by Silva (56), it would be possible to initiate field studies using filter basins in one of the Rio Grande do Sul coastal towns. This study is necessary to verify if the benefits of sedimentation of the sewage are greater than the corresponding costs.

## 1 - INTRODUÇÃO

Neste trabalho se procurou desenvolver estudos realizados por Silva (56) em Torres, RS. O referido autor operou uma estação piloto (3 bacias de infiltração rápida) durante o verão 77/78, concluindo pela viabilidade técnica e econômica da disposição de esgoto bruto por infiltração na faixa costeira gaúcha, desde que exista área disponível e seja conhecido o nível de lençol freático.

A disposição do esgoto doméstico em bacias de infiltração-percolação será, provavelmente, o tratamento a ser utilizado nas cidades do litoral gaúcho pela Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN). Com a adoção desta solução, evita-se a construção de estações de tratamento mais dispendiosas e sofisticadas e sujeitas a grande depreciação provocada pelo ar marinho, com a vantagem adicional de apresentar a mesma eficiência.

Os resultados aqui apresentados\* poderão fornecer subsídios à CORSAN, caso a mesma venha realmente a implantar em praias gaúchas tal sistema de tratamento de esgotos.

O presente trabalho foi desenvolvido em modelos de laboratório, montados na Vila do IAPI, em Porto Alegre, em uma estação de tratamento de esgotos operada pelo Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE).

Os objetivos básicos da pesquisa foram:

a) determinar a conveniência ou não de decantar o esgoto antes de lançá-lo ao terreno;

b) decidir pela conveniência ou não de colocar uma camada de brita sobre o terreno das bacias de infiltração;

---

(\*) As figuras, quadros e tabelas deste trabalho foram numerados e apresentados segundo procedimentos adotados pelo IBGE.



c) avaliar a taxa ótima de aplicação, ou seja, a taxa máxima para a qual prevalecem as condições aeróbicas;

d) estudar até que profundidade se verifica a colmatção no leito das bacias;

e) verificar as alterações de vários parâmetros, à medida que o esgoto aplicado vai percolando o solo. Os parâmetros considerados foram: tempos de infiltração, oxigênio dissolvido, pH, acidez, alcalinidade, nitrogênio total de Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitratos, condutividade elétrica, perda de carga, número mais provável de coliformes totais, demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio.

## 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção serão abordados alguns sistemas de tratamento de esgoto por aplicação no solo, bem como as possíveis causas das alterações previstas para vários parâmetros.

### 2.1 - Experiências Existentes

A bibliografia sobre experiências já existentes de aplicação de esgotos no solo é muito ampla. Optou-se por apresentar aqui apenas alguns sistemas sobre os quais foi possível obter informações mais completas. Essas informações encontram-se não somente aqui, mas também na seção 4, onde os resultados são comparados aos obtidos por outros pesquisadores.

#### 2.1.1 - Sistema de Infiltração Superficial em *Fort Devens, Massachusetts, USA*

*Fort Devens* é uma instalação militar, localizada cerca de 52 km a noroeste de *Boston*, e 35 km a nordeste de *Worcester, Massachusetts*. Sua população era de 15.000 habitantes em 1973, ano em que Satterwhite & Stewart (37) realizaram estudos no local. As informações que seguem foram extraídas da referência recém citada.

Este sistema de infiltração foi construído em 1942 e tem operado continuamente até hoje. O esgoto bruto das instalações é tratado primariamente em 3 tanques Imhoff, com tempo de detenção de 6 horas, para uma vazão de projeto de 11.355 m<sup>3</sup>/dia. Graxas, gorduras e óleos são removidos do esgoto por meio de sifões, antes da chegada aos tanques.

O tratamento final do efluente primário não clorado é feito por lançamento em 22 bacias de infiltração-percolação (cada uma com 0,32 ha). Essas bacias situam-se em um platô o-

valado, composto de areia estratificada não consolidada e cascalho.

A vazão diária aplicada nas bacias, durante os estudos, variou entre 2.676 e 9.841 m<sup>3</sup>/dia, ficando a média diária em 5.049 m<sup>3</sup>/dia. Considerando-se esta última e a área total das 22 bacias, infiltraram-se 7,2 cm/dia no terreno.

São inundadas 3 bacias por vez, com um período de aplicação de 2 dias, seguidos de 14 dias de repouso. Em fins de semana ou feriados, podem inundar-se 4 bacias de uma só vez.

Periodicamente devem ser feitas escavações de até 30 cm, para que se substituam a areia e o cascalho. Em 1968, foi realizada uma limpeza deste tipo e, pelo menos até 1973, não tornaram a repeti-la. Na limpeza de 1968, recuperaram as 22 bacias, sendo que em 18 delas houve necessidade de cavar de 0,45 a 1,22 m, por se haver formado nos leitos uma camada com 45 cm de espessura, que mostrava a presença de uma substância parecida com alcatrão.

A diferença de cotas do lençol freático, nos vários pontos de amostragem, revelou um gradiente de 1% em direção ao Rio *Nashua* e águas superficiais mais próximas. A água diretamente abaixo do local de aplicação apresentava gradientes de 1,1 a 1,6%.

As amostras eram coletadas dos poços de observação de duas em duas semanas, sendo que, 24 horas antes das coletas, já se recolhia a amostra do afluente.

#### 2.1.2 - Sistema de Infiltração Superficial Rápida em *Boulder*, *Colorado, USA*

Carlson et alii (16) procuraram avaliar as possibilidades que teria um sistema de infiltração superficial rápida, de proporcionar tratamento terciário, ou secundário-terciário combinados.

Para tanto, realizaram experimentos no local da *75th Street Wastewater Treatment Plant* em *Boulder, Colorado*. Essa

estação fica na margem sul do *Boulder Creek*, a cerca de 9,7 km dos contrafortes das *Rocky Mountains*. Os dados aqui citados encontram-se na bibliografia acima referida.

O clima da área de *Boulder* é continental semi-árido, com invernos secos e frios e verões quentes relativamente secos. A temperatura média anual é de 11,2°C, com média mensal máxima de 23,3°C em julho, e mínima de 0,6°C em janeiro. A precipitação média anual é de 0,47 m.

Em 1975, foi realizada uma investigação do solo local. O mesmo consiste de marga, marga arenosa, ou marga argilosa que vai da superfície até 30 ou 90 cm de profundidade. Daí para baixo, há cascalho grosso e areia até a camada impermeável, que se situa a uma profundidade entre 2,4 e 3,0 m.

O lençol freático local situa-se de 0,9 m a 1,5 m abaixo da superfície. Note-se que, na área interna ao dique, o nível da água é limitado pela drenagem.

Foi construído um dique de argila, delimitando uma área de 0,8 ha. O dique assentava-se na camada impermeável de argila (2,4 a 3,0 m abaixo da superfície) e sobressaía 0,8 m da superfície do terreno.

A área interna ao dique foi dividida em 3 bacias independentes, que foram alimentadas com esgotos primário (P) e secundário (S), nos períodos indicados no Quadro I.

As taxas de aplicação adotadas, para esgoto secundário e primário, foram as indicadas no Quadro II.

Em cada bacia, quase rente à camada impermeável, um par de drenos recolhia a água para um poço de inspeção. Os 3 poços (um em cada bacia) desaguavam em um quarto poço, e daí dirigia-se a descarga para o *Boulder Creek*.

A seção de uma das bacias pode ser vista na Fig. 1.

A operação das bacias era cíclica, geralmente com seis semanas de carga, e um período de repouso de uma até quatro semanas. Esse período de repouso era variável devido às condições climáticas. A secagem, que levava uma semana no ve-

QUADRO I  
 PERÍODOS DE APLICAÇÃO DE ESGOTOS SECUNDÁRIO (S) E PRIMÁRIO (P) EM BOULDER (16)

DATA BACIAS	1976	1977	1978	1979
	O N D	J F M A M J J A S O N D	J F M A M J J A S O N D	J F M A M J J A S O N D
BACIA 1	S S S	S S S S S S S S S S S S S	S S S S S S S P P	P P P P P P P P P P
BACIA 2		S S S S S S S S S S S	S S S S S S S P P	P P P P P P P P P P
BACIA 3		S S S S S S S S S S S S S	S S S S S S S P P	P P P P P P P P P P

QUADRO II  
 TAXAS DE APLICAÇÃO DE ESGOTOS SECUNDÁRIO (S)  
 E PRIMÁRIO (P) EM BOULDER (16)

ESGOTO BACIAS	S (cm/dia) *	P (cm/dia) *
BACIA 1	8,4	4,2
BACIA 2	3,6	12,1
BACIA 3	13,4	10,1

\* Infiltração total anual dividida pelo nº de dias do ano

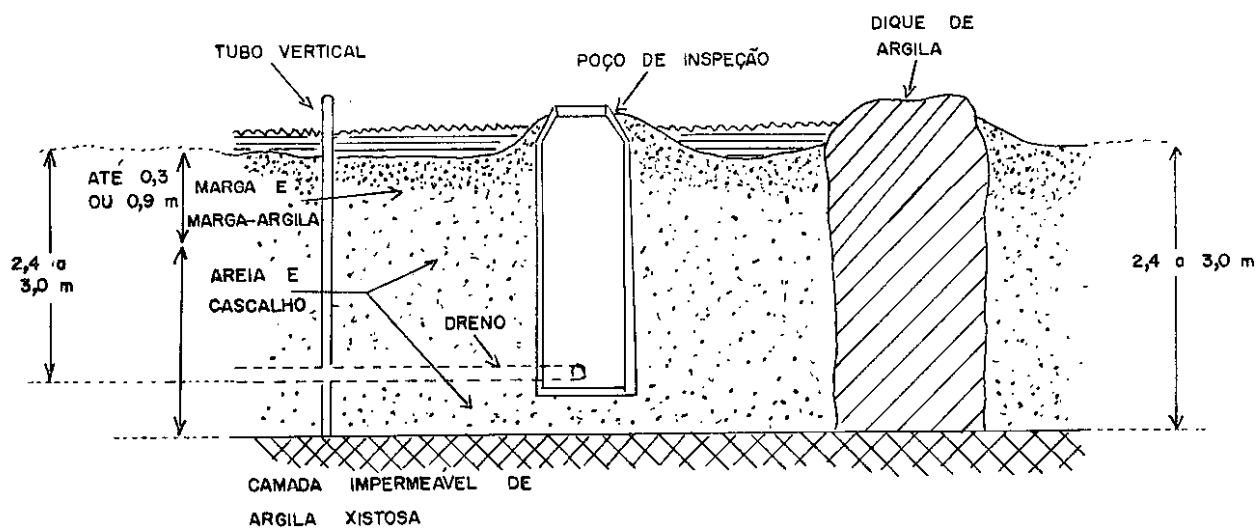


Fig. 1 - Seção transversal do sistema de infiltração em Boulder (16)

rão, necessitava de até quatro semanas no inverno.

Após a secagem, as bacias 1 e 3 eram escarificadas. Na bacia 2 não havia necessidade de escarificação, devido a um sistema de sulcos feito no seu leito.

As amostras do afluente eram coletadas na caixa de distribuição, e as do efluente eram coletadas nos poços de inspeção.

### 2.1.3 - Sistema de Infiltração Subsuperficial em *Ontario, Canada*

Este sistema experimental de tratamento foi idealizado e realizado por Brandes (15), de cuja obra foram retiradas as informações que seguem.

Nessa região do *Canada*, o terreno é desfavorável a sistemas de filtros de areia (rochas expostas, areia grossa permeável, ou lençol freático muito elevado na primavera e outono). Assim sendo, idealizou-se um filtro de areia com a sua superfície 1 m acima do terreno, e o fundo 0,25 m abaixo do mesmo (Fig. 2). A finalidade do lençol impermeável sob o filtro, como se vê na Fig. 2, era para verificar se a evapotranspiração seria suficiente para possibilitar um sistema de disposição de esgotos sem infiltração.

O afluente dos filtros era esgoto primário doméstico, aplicado subsuperficialmente, através de tubos perfurados de 10 cm de diâmetro.

A carga diária média era de 7,2 l/m<sup>2</sup> de superfície do filtro (ou 0,72 cm/dia), e a alimentação era feita em bateladas. O volume de cada batelada correspondia aproximadamente a 50% da capacidade interna dos tubos de distribuição.

O meio filtrante era composto por areia (84%), cascalho fino (14%) e argila e silte (2%). A análise granulométrica revelou diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de 0,17 mm e coeficiente de uniformidade (c.u.) 11,8.

O filtro foi coberto com uma fina camada de solo orgânico, e gramado, para prevenir erosão.

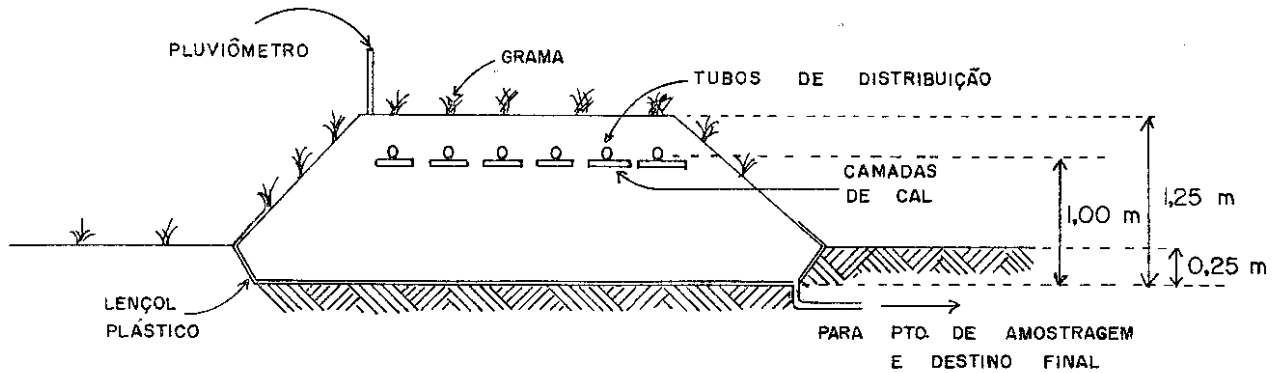


Fig. 2 - Seção transversal do filtro de areia do sistema de infiltração subsuperficial em *Ontario* (15)

#### 2.1.4 - Sistema de Infiltração Superficial em *Lake George Village, New York, USA*

Aulenbach et alii (6) relatam que, nesta estação de tratamento, é feita uma decantação do efluente secundário, após o que ele é infiltrado em bacias de areia. No entanto, a água infiltrada reemerge 600 m adiante. A estação fica a 1,6 km das margens do lago que é usado para natação, náutica, pesca e mergulho (as águas desse lago oligotrófico são muito claras). Após simples cloração, essa água é utilizada para abastecimento público (6). Este sistema de infiltração superficial foi também descrito por Aulenbach et alii (2,3,4,5).

No verão, com a população aumentada por veranistas, a vazão de esgotos aplicada aos filtros chega a 4.000 m<sup>3</sup>/dia. Considerando a área total de 2,2 ha das 21 bacias, tem-se uma aplicação de 18 cm/dia (6).

A cada período de 8 horas, são alimentadas simultaneamente 2 bacias distantes entre si, sendo que, em fins de semana e feriados, 4 bacias são alimentadas simultaneamente a cada 24 horas (6).



A maioria das 21 bacias fica seca quando submetida a um período de repouso de 1 a 3 dias (6), ou de 0,5 a 2 dias (4,5). A frequência de aplicação aumenta com a intensificação do fluxo turístico nos meses de verão. Ocasionalmente os leitos são raspados e nivelados, removendo-se alguns centímetros da areia superficial, que contém algas e outros materiais colmatantes. Ervas daninhas também são removidas (6).

O nível do lençol freático local situa-se cerca de 20 m abaixo da superfície do terreno (6).

Uma série de 3 análises granulométricas feitas na área do sistema de infiltração, a diferentes profundidades, mostraram os seguintes resultados (2):  $d_{10} = 0,19$  mm com c.u. = 2,6;  $d_{10} = 0,135$  mm com c.u. = 3,4;  $d_{10} = 0,25$  mm com c.u. = 3,6.

#### 2.1.5 - Sistema de Infiltração Rápida em *Hollister, Califórnia, USA*

Durante um ano, a partir do começo do verão de 1976, Olson et alii (40) realizaram uma avaliação no sistema de infiltração rápida em *Hollister, California*. O objetivo do trabalho foi coletar dados que pudessem ser úteis na elaboração de futuros projetos similares. As informações contidas nesta seção foram extraídas da referência acima citada.

Este sistema de infiltração situa-se no *California's San Juan Valley*, a 35 km das margens da *Monterey Bay* e a 144 km ao sul de *San Francisco*.

O clima é típico da região costeira central, com verões quentes e secos, e invernos chuvosos moderadamente frios.

O sistema começou a operar em 1922, recebendo esgoto bruto, mas já em 1927 foi construído um tanque Imhoff para remover sólidos sedimentáveis.

Em 1946, construíram-se 13 bacias de infiltração, cobrindo um total de 4,9 ha e, em 1962, o tanque Imhoff foi substituído por um decantador. No final dos anos 60, foram cons -

truídas mais sete bacias, cobrindo 4,0 ha.

Um reservatório equalizador foi escavado em 1973 para receber piques de fluxo para clarificação posterior.

O Quadro III contém os vários fatores operacionais deste sistema de infiltração, visto em *layout* na Fig. 3.

QUADRO III  
FATORES OPERACIONAIS DO SISTEMA DE INFILTRAÇÃO  
RÁPIDA EM HOLLISTER

VARIÁVEL	DADOS
População servida	10.000
Pré-tratamento	Primário
Profundidade do freático, em metros <sup>a</sup>	5,8-9,2
Área de infiltração, em hectares	8,8
Área de cada bacia, em hectares	0,3-0,7
Total de bacias	20
Período de repouso, em dias	14-21
Aplicação anual de esgotos, em metros, por ano	15,4
Duração operacional, em anos	30
Tipo de solo	Argila arenosa Metz, sobreposta em depósitos aluvionais
Permeabilidade da superfície do solo, em cm/ha	6,4-12,8
Profundidade do freático, em metros	20
Influência industrial	Sim <sup>b</sup>
<p><sup>a</sup> Nível influenciado pelo esgoto infiltrante</p> <p><sup>b</sup> Matadouro = 0,9 l/s e reciclo de papel = 11,0 l/s, cerca de 27% do fluxo total</p>	

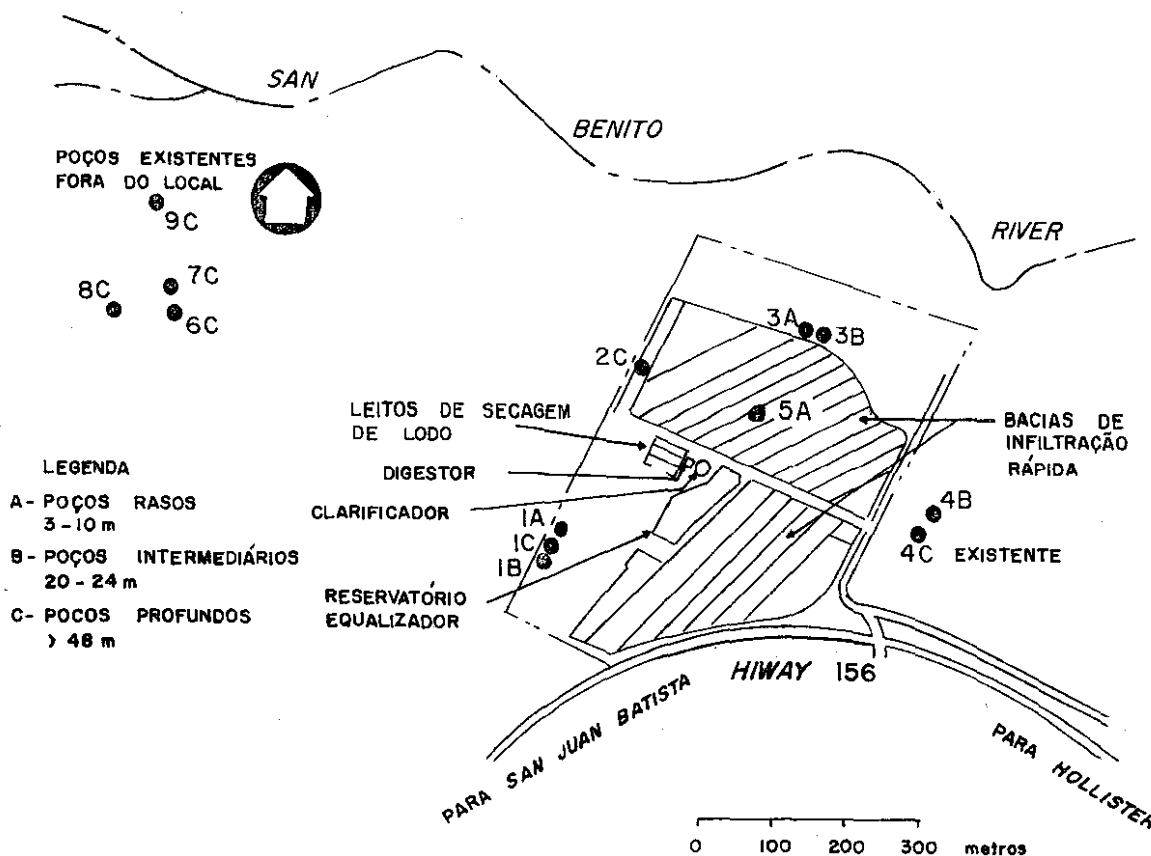


Fig. 3 - *Layout* do local e locação dos poços de monitoramento da água subterrânea em *Hollister* (40)

### 2.1.6 - Sistema de Infiltração Rápida em *Flushing Meadows*, *Phoenix, Arizona, USA*

Bouwer et alii (48) constataram que após 10 anos de operação, com infiltração total de 667 m, o referido sistema de infiltração não mostrava sinais de redução na capacidade hidráulica e nem na eficiência de renovação.

Este sistema de tratamento experimental começou a o-

perar em setembro de 1967, com o objetivo de estudar a viabilidade de renovação do efluente secundário para irrigação irrestrita, recreação e aproveitamento industrial. Para tanto, o efluente do sistema de tratamento secundário (lodo ativado) passou a ser aplicado em bacias de infiltração rápida, a fim de que certos padrões de esgotos recuperados satisfizessem exigências do Departamento de Saúde do Arizona. Especificamente os coliformes fecais deveriam estar presentes em concentrações não acima de 200/100 ml, os sólidos suspensos (SS) abaixo de 10 mg/l e a demanda bioquímica de oxigênio abaixo de 10 mg/l. Era também desejável a máxima remoção possível de nutrientes (11).

O projeto de *Flushing Meadows* localiza-se no leito do *Salt River*, 2,4 km a jusante da estação de tratamento de esgoto da *91th Avenue*, em *Phoenix*. Consiste de 6 bacias horizontais (6,1 x 213,4 m cada) com 6,1 m de afastamento entre si (Fig. 4) (11,13).

A lâmina de esgoto que recobre as bacias, nos períodos de alimentação, era normalmente mantida em 15 ou 30 cm (11, 13).

O leito das bacias é de areia argilosa fina, tendo embaixo uma sucessão de camadas de areia grossa e cascalho até 76 m de profundidade. A camada superior do solo tem apenas 2% de argila (11,50). Abaixo dos 76 m, existe argila, e o nível do freático oscila entre 1 e 3 m abaixo da superfície do solo (13).

Na Fig. 4 (11), pode-se ver a localização dos poços de observação usados para, através de coleta de amostras, acompanhar o melhoramento da qualidade da água percolante no solo.

Bouwer et alii (11,12,13) experimentaram diferentes períodos de inundação e repouso, bem como estudaram vários tipos de cobertura para as bacias (grama, cascalho, solo desnudo), para avaliar as conseqüentes alterações nas taxas de infiltração e na qualidade da água renovada.

Uma vez ao dia o efluente secundário era analisado, bem como os poços 1-2, centro-este e 5-6 (Fig. 4). Os outros

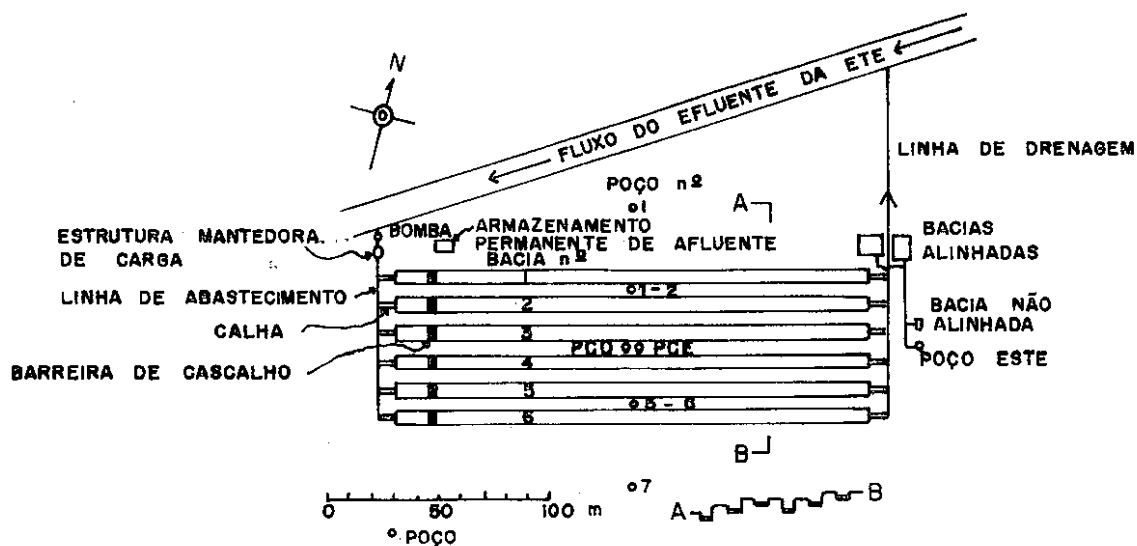


Fig. 4 - Planta do projeto de *Flushing Meadows*

poços eram amostrados semanal ou mensalmente (11).

O freático, entre períodos de inundação, ficava cerca de 3 m da superfície das bacias. Durante o período de inundação, o nível de elevação da água subterrânea ficava cerca de 1,2 m acima do nível estático do lençol freático (12).

O pH da água percolante também foi analisado, bem como a demanda bioquímica de oxigênio, e os teores de N (nitrato, amônia e, ocasionalmente, nitrogênio de Kjeldahl e nitratos) (12).

Os teores de nitrato e amônia eram inicialmente determinados, respectivamente, pelo método da brucina e por técnicas de destilação, conforme prescrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57). Posteriormente esses parâmetros passaram a ser determinados com um analisador automático (12).

A concentração de coliformes fecais foi determinada pela técnica de fermentação em tubos múltiplos e, mais tarde,

pela técnica do filtro de membrana. Devido à técnica adotada para coletar amostras para estudo bacteriológico, há evidências de que a concentração real de coliformes fecais pode ter sido mais ou menos o dobro daquelas que foram reveladas pelas análises (12).

O quadro IV indica a profundidade de cada poço, bem como uma avaliação do tempo que leva a água infiltrada para atingi-lo (11,12).

QUADRO IV  
DADOS RELATIVOS AO SISTEMA DE INFILTRAÇÃO  
RÁPIDA EM *Flushing Meadows*

POÇOS	PROFUNDIDADE (M)	TEMPO DE PERCOLAÇÃO
1-2 e 5-6	6,1	3- 7 dias
Centro-Este	9,1	5-10 dias
Centro-Oeste	30,5	2 anos
8	6,1	3 anos
1 e 7	6,1	alguns meses (estimado)

## 2.2 - Colmatação e Tempos de Infiltração

Quando se aplicam esgotos em um terreno, a colmatação é o principal fator responsável pelo aumento dos tempos de infiltração (38). A colmatação pode ser ocasionada por reações bioquímicas, carga excessiva de materiais orgânicos e inorgânicos (ambos particulados e dissolvidos), carga hidráulica excessiva e pela geometria da superfície e perfil do solo (50).

Para Jones & Taylor (50), bem como para Laak (50), a colmatação geralmente ocorre nas polegadas mais próximas à superfície do solo.

Healy (59) afirma que a taxa de percolação depende do tamanho e forma dos vazios, da permeabilidade do solo e da

umidade prévia do mesmo.

Como as taxas iniciais de infiltração não podem ser mantidas, o fator limitante vem a ser a taxa de infiltração de equilíbrio. Tem sido mostrado experimentalmente que esta taxa de equilíbrio é independente da taxa inicial, e consegue-se um valor quase constante, independentemente da natureza do solo (38). De acordo com Mc Gauhey (38) e Mc Gauhey & Krone (50), isto se deve ao fato de a taxa de equilíbrio ser governada mais pela natureza da matéria orgânica colmatada do que pela natureza do solo. Ainda segundo esses autores, um solo grosso não é melhor do que um solo fino, desde que ambos estejam colmatados.

O ciclo ótimo de descanso e carga precisa ser determinado para cada situação de solo, sendo que, no presente estágio da tecnologia, precisa ser determinado por experimentos com a instalação concluída (38). Orlob & Butler (38) demonstraram, contudo, a possibilidade de prever o comportamento de solos homogêneos não perturbados, em seus leitos naturais, pelo uso de pequenos lisímetros de 30 polegadas (76 cm) de diâmetro carregados com 3 pés (91 cm) de solo perturbado.

O critério apropriado para operação e projeto de sistemas de solos para máximas taxas de aplicação consiste em:

- manter um sistema aeróbico por períodos alternados de carga e descanso (38,50,54);

- reduzir a um mínimo, por pré-tratamento, os conteúdos orgânicos bioquímicos instáveis (suspensos e dissolvidos) da água aplicada (31,38,54).

Carlson et alii (16) contrariam a afirmação de que seria necessário reduzir a um mínimo os conteúdos orgânicos bioquímicos instáveis. Verificaram os mesmos que as taxas de infiltração nas bacias de infiltração rápida são maiores quando efluente primário é aplicado ao sistema, do que quando é usado efluente secundário.

### 2.2.1 - Colmatação Química

A colmatação química é muito influenciada por interação entre sais dissolvidos na água e no solo, resultando em diminuição do tamanho dos poros, com conseqüente redução da permeabilidade (49).

A colmatação química raramente ocorre, a menos que o conteúdo de sódio da água seja alto. Solos afetados por este tipo de colmatação geralmente não são adaptáveis a altas taxas de aplicação, devido à sua relativamente baixa permeabilidade (49).

A troca de íons é o fator mais importante na colmatação química (38).

Em elevadas concentrações, o sódio causa desarranjos na estrutura do solo, o que determina um decréscimo de permeabilidade (60).

O sódio promove a defloculação dos colóides de argila ( $<2\mu$ ), implicando uma colmatação do solo. As áreas suscetíveis a este problema são logo identificadas, e sistemas de infiltração de águas com altos teores de sódio não devem ser tentados (38).

Embora Seep (54) considere a colmatação por sulfeto de ferro (FeS) como de natureza química, ela será abordada na seção seguinte, que trata da colmatação biológica, uma vez que o FeS origina-se da decomposição anaeróbica da matéria orgânica (38).

### 2.2.2 - Colmatação Biológica

A colmatação biológica parece ser mais significativa para as camadas de solo abaixo da superfície do que na superfície. Ela torna-se significativa na medida em que maiores períodos de inundação se tornam possíveis, devido a menores concentrações de SS (49). Já para Mc Gauhey (38), a colmatação por fatores biológicos é essencialmente um fenômeno de superfície



cie, envolvendo o desenvolvimento de uma matéria orgânica. Essa camada de matéria orgânica, que se forma na superfície do terreno, é o mais importante fenômeno relacionado com a operação de sistemas de aplicação de esgotos ao solo, principalmente em se tratando de esgotos domésticos (38). Laak (31) diz que 90% dessa camada de matéria orgânica é formada por células bacterianas, quando o solo se apresenta quase totalmente colmatado.

Solos com diâmetro modal aproximado de 1 mm fazem com que a matéria orgânica acumulada na superfície raras vezes exceda 0,5 ou 1,0 cm de espessura. Essa matéria orgânica consiste de sólidos orgânicos retidos pelo solo, mais uma multiplicação de bactérias que se alimentam da matéria orgânica particulada e dissolvida (38).

O crescimento de bactérias ou seus produtos finais reduzem o diâmetro dos poros. A colmatação biológica está frequentemente associada com condições anaeróbicas, e usualmente se verifica na superfície do solo, se bem que possa ocorrer a qualquer profundidade (38).

Às vezes o crescimento biológico não contribui para uma significativa perda de infiltração. De Vries (49) observou que o desenvolvimento biológico, indicado por uma cor cinzenta-amarronzada muito escura, formada nos 20 cm superficiais de colunas de solo, não resultou em colmatação do solo. A perda de infiltração foi causada pela camada de lodo que se formou na superfície do solo.

Lance & Whisler (49) referem-se à colmatação causada pela produção de gás (nitrogênio) associada com a denitrificação.

De acordo com Mc Gauhey (38), é importantíssimo que em bacias de infiltração ocorram descansos intermitentes a fim de que:

- a superfície seja drenada e o oxigênio arrastado, para manter uma alta taxa de decomposição aeróbica;
- o material colmatado seja degradado bioquimicamente.

te para líquidos e gases;

- a secagem e quebramento possam melhorar a textura do solo e aumentar sua capacidade infiltrativa.

A ação de drenagem e descanso de um solo visa conseguir um sistema aeróbico. O enchimento do solo com oxigênio e a restauração da biota aeróbica em equilíbrio com o meio ajuda na recuperação da capacidade infiltrativa. Na ausência de um carregamento padronizado, que mantenha condições aeróbicas, condições anaeróbicas passam a existir. Uma colmatação excessiva desenvolve-se então, devido ao rápido aumento de lodos na matéria orgânica e à deposição de FeS (38).

Mc Gauhey (38) refere-se ao FeS como uma matéria particulada preta, que dá a cor característica ao lodo digerido dos esgotos. Afirma o autor que o FeS resulta da decomposição anaeróbica da matéria orgânica, sendo que sua presença em quantidades consideráveis indica uma operação insatisfatória nos sistemas de infiltração-percolação. Diz ainda Mc Gauhey (38) que o FeS pode ser responsável por grande parte da perda de capacidade infiltrativa.

Seep (54) também aponta o FeS como responsável por colmatação nos solos. Entretanto, Thomas et alii (49) verificaram que a acumulação de sulfetos é uma indicação de colmatação, mas não a causa da mesma. Conclusão semelhante à dos últimos autores foi obtida por Laak (31). Demonstrou ele serem necessárias 4 mg de FeS por grama de solo, a fim de que o mesmo fique colmatado por esta substância, tendo também verificado que o teor de FeS acumulado em um solo colmatado, pela aplicação de esgotos, era menor que 0,3 mg/g.

O FeS é rapidamente oxidado para sulfato solúvel, durante os períodos de repouso, quando a água é drenada e o oxigênio atmosférico é introduzido no solo (38).

### 2.2.3 - Colmatação Física ou Mecânica

Rice (49) refere-se à colmatação física como o resul

tado da presença de SS, que bloqueiam os poros superficiais do solo, aumentando a perda de carga e diminuindo a capacidade de infiltração. Este tipo de colmatação verifica-se em uma camada superficial muito delgada, e com baixa permeabilidade, onde ocorre uma fina camada de lodo. Para a infiltração intermitente de esgotos secundários, a colmatação física é geralmente a principal causa da perda de infiltração (49).

Carlson et alii (16), realizando experiências sobre aplicação de efluentes primário e secundário em bacias de infiltração rápida (ver descrição em 2.1.2), notaram que as taxas de infiltração eram maiores quando se aplicava o efluente primário, apesar deste ter sempre maior concentração de SS do que o efluente secundário. Algumas explicações para este fato têm aparecido na literatura, duas das quais vêm relatadas a seguir.

Lance et alii (16) observaram taxas de infiltração, com efluente primário, que eram apenas ligeiramente menores do que as obtidas com o uso de efluente secundário. Desses resultados deduziram que os SS no efluente primário tinham menos impacto na redução das taxas de infiltração, por serem degradados mais rapidamente no solo do que os SS presentes no efluente secundário.

Daniel & Bouma (16) pensam que o tamanho da partícula suspensa é importante para o tipo de colmatação do solo. Os menores SS, que caracterizam efluentes secundários, poderiam penetrar mais facilmente nas camadas de solo superficiais e formar obstruções subsuperficiais. Os SS maiores, que caracterizam um efluente primário, tenderiam a permanecer na superfície do solo biologicamente ativa, onde seriam dissecados e decompostos.

Mc Gauhey (38) cita que alguns fatores puramente físicos podem contribuir para colmatar o solo. Entre os mesmos estão:

- compactação do solo por cargas (equipamento pesado, água armazenada, etc);
- lambuzamento da superfície do solo por equipamento

de escavação;

- migração de partículas finas por vibração de solos secos durante a preparação do local;

- migração de partículas finas devido ao gotejamento da chuva na superfície;

- carreamento de partículas finas sobrepostas a partículas maiores.

### 2.3 - Poluição Química

A poluição química dos esgotos pode ser estimada por parâmetros orgânicos e inorgânicos. Neste trabalho, foram analisados, entre os primeiros, as demandas bioquímica e química de oxigênio, e entre os últimos, os compostos do nitrogênio.

#### 2.3.1 - Parâmetros Orgânicos

A quantidade de matéria orgânica presente nos esgotos pode ser estimada por meio de diversos parâmetros, entre os quais se incluem a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO).

##### 2.3.1.1 - *Demanda Bioquímica de Oxigênio*

De acordo com Mc Gauhey & Krone (50), o solo, com sua microflora, é um excelente meio físico-biológico removedor de DBO; no entanto, esta capacidade de remoção de DBO pode diminuir em dois casos:

- pela adição ao solo de uma massa de DBO maior do que aquela que pode ser decomposta, no período em que a água é retida no solo;

- por uma sobrecarga hidráulica.

Segundo os referidos autores, em ambos os casos podem ocorrer condições anaeróbicas. Assim sendo, a taxa de decomposição diminui, e aumenta a possibilidade de colmatção. Ainda na opinião dos mesmos, a capacidade de filtração física do solo, removendo matéria orgânica particulada e dissolvida, é mais intensa nas 5 ou 6 polegadas (12,7-15,2 cm) superficiais.

Segundo Law et alii (50) e Loehr (36), a taxa de remoção de DBO no solo é influenciada pela cobertura vegetal e pela capacidade de infiltração. Tudo o que aumente a superfície da interface solo-ar (vegetais vivos ou mesmo palha), aumentará a decomposição biológica. Afirmando esses autores que mesmo nos solos mais grosseiros, submetidos a altas taxas de infiltração, verificam-se elevadas percentagens de redução de DBO (ainda que em certas condições se observem decréscimos na eficiência). Dizem eles ainda que 30 a 40% da DBO removida deve-se ao efeito de remoção física do solo.

Crawford (50) afirma que a tratabilidade de esgotos aplicados ao solo pode ser limitada por dois fatores:

- capacidade infiltrativa do solo: a limitação por este fator pode ocorrer quando se aplica uma alta taxa de esgotos com baixo teor de DBO;

- capacidade oxidativa dos microorganismos e capacidade de sorção do material (palha, etc) que recobre a superfície: esta limitação verifica-se quando se aplica uma taxa baixa, mas com alto teor de DBO.

Imhoff (27), referindo-se aos filtros intermitentes de areia, refere que os mesmos propiciam quase 100% de remoção da matéria orgânica aplicada.

#### 2.3.1.2 - Demanda Química de Oxigênio

Tal como a DBO, a DQO dá uma estimativa de teor de matéria orgânica presente em uma amostra. Logo, a taxa de remoção de DQO no solo é influenciada pelos mesmos fatores que

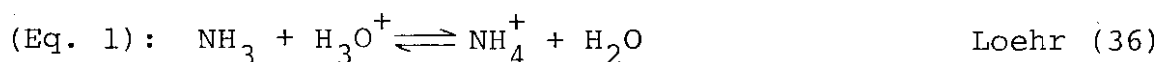
influenciam a DBO. Tudo o que foi abordado na seção anterior, relativamente a DBO, é aplicável também a DQO.

Uma grande vantagem de se analisar o teor de matéria orgânica através da DQO, é que esta determinação é bem mais rápida do que através da DBO.

### 2.3.2 - Parâmetros Inorgânicos

A matéria inorgânica presente nos esgotos consiste de substâncias minerais dissolvidas e areia. Entre as primeiras, incluem-se os compostos de nitrogênio, que serão analisados neste trabalho.

O nitrogênio presente nos esgotos domésticos frescos está praticamente todo na forma de nitrogênio orgânico e amônia, encontrando-se esta nas formas ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) e não ionizadas ( $\text{NH}_3$ ), como se vê na equação 1. Ambas existem em equilíbrio que é afetado pelo pH do líquido, e os métodos de determinação da concentração de amônia dão a concentração da amônia total (ionizada e não-ionizada) (36).



No Quadro V, podem ser visualizados os quatro processos biológicos, envolvidos no ciclo do nitrogênio, que dão origem aos compostos desse elemento.

Nesta seção se fará uma revisão dos compostos nitrogenados, abordando os processos que os originam. Será apresentada também aqui uma hipótese formulada para tentar explicar a concentração de nitratos no perfil de um solo.

#### 2.3.2.1 - Amônia

A amônia origina-se do processo de amonificação, que consiste na conversão de formas orgânicas de um elemento em

QUADRO V  
TRANSFORMAÇÕES MICROBIANAS DO NITROGÊNIO,  
RELACIONADAS COM A APLICAÇÃO DE ESGOTOS AO SOLO

<p><u>Amonificação</u></p> <p style="text-align: center;">Nitrogênio orgânico <math>\rightarrow</math> <math>\text{NH}_4^+</math> ou <math>\text{NH}_3^\uparrow</math></p> <p><u>Nitrificação</u></p> <p style="text-align: center;"><math>\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-</math></p> <p><u>Denitrificação</u></p> <p style="text-align: center;"><math>\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O}^\uparrow \rightarrow \text{N}_2^\uparrow</math></p> <p><u>Imobilização</u></p> <p style="text-align: center;">Nitrogênio inorgânico <math>\rightarrow</math> Nitrogênio orgânico</p>
---

FONTE: Loehr (37)

formas inorgânicas. A amonificação de compostos de nitrogênio orgânico resulta na formação de  $\text{NH}_4^+$  (íon amônio) ou  $\text{NH}_3$  (amônia) (30,36,37,41).

Segundo Kormondy (30), a amônia resultante desse processo biológico é liberada nas excreções dos organismos decompositores (bactérias químio-sintéticas), que transformam os tecidos vegetais e animais mortos.

Overcash & Pal (41) afirmam que a temperatura ótima para a amonificação está entre 40 e 60°C.

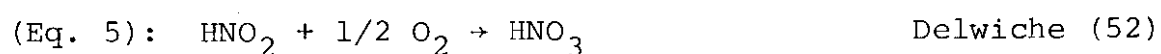
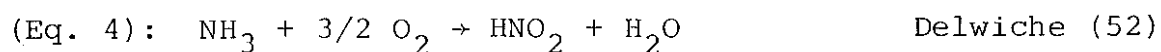
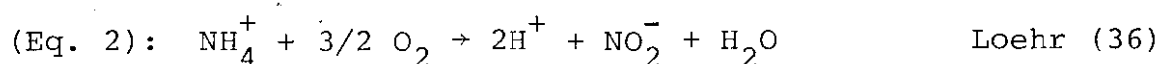
É usual a utilização do termo mineralização para designar conjuntamente os processos de amonificação e nitrificação (33).

#### 2.3.2.2 - Nitratos

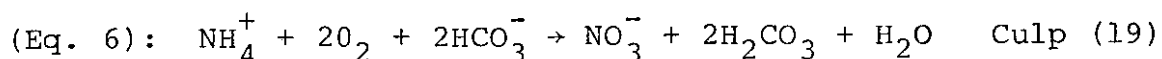
Os nitratos têm a sua origem no processo de nitrificação, no qual os íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) são oxidados para nitrito

e nitrato, sequencialmente (36,37).

Nas equações 2 a 5 pode-se ver como se dá a nitrificação:



As equações 2 e 3 podem ser sintetizadas pela equação 6:



As bactérias nitrificantes (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) são autotróficas e químio-sintéticas, isto é, não têm fonte orgânica de energia. A fonte de energia das *Nitrosomonas* é a nitrificação do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e a das *Nitrobacter* é o nitrato gerado pelas *Nitrosomonas* (30,36,37).

Além das *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, outras bactérias (auto e heterotróficas) que atuam na nitrificação são citadas por Loehr (36). Fungos e actinomicetáceas também são reconhecidos como nitrificantes pelo referido autor (36). Loehr (37) considera que, nos solos úmidos, a decomposição deve-se principalmente à ação de bactérias, enquanto que nos solos secos os fungos e actinomicetáceas são mais ativos.

De acordo com Eckenfelder (21), são necessárias 4,33 mg/l de oxigênio para a oxidação de 1 mg/l de nitrogênio amoniacal para nitrato.

Além da umidade do solo, também a taxa de aplicação de nitrogênio, o pH, o grau de aeração e a temperatura influem na taxa de nitrificação (36).



O pH influi significativamente na taxa de crescimento das *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, sendo que a nitrificação ocorre na faixa de pH que vai de 6 a 9. O modo como a nitrificação é influenciada pelo pH pode ser visto na Fig. 5, e a mesma ocorre para valores de oxigênio dissolvido (OD) que não sejam inferiores a 2,0 mg/l (21). No entanto, Culp (19) e Loehr (36) referem que a concentração mínima de oxigênio, a fim de que possa ocorrer nitrificação, é de cerca de 0,5 mg/l. A concentração de 2 mg/l é indicada por Loehr (36) para que se tenha uma nitrificação ótima.

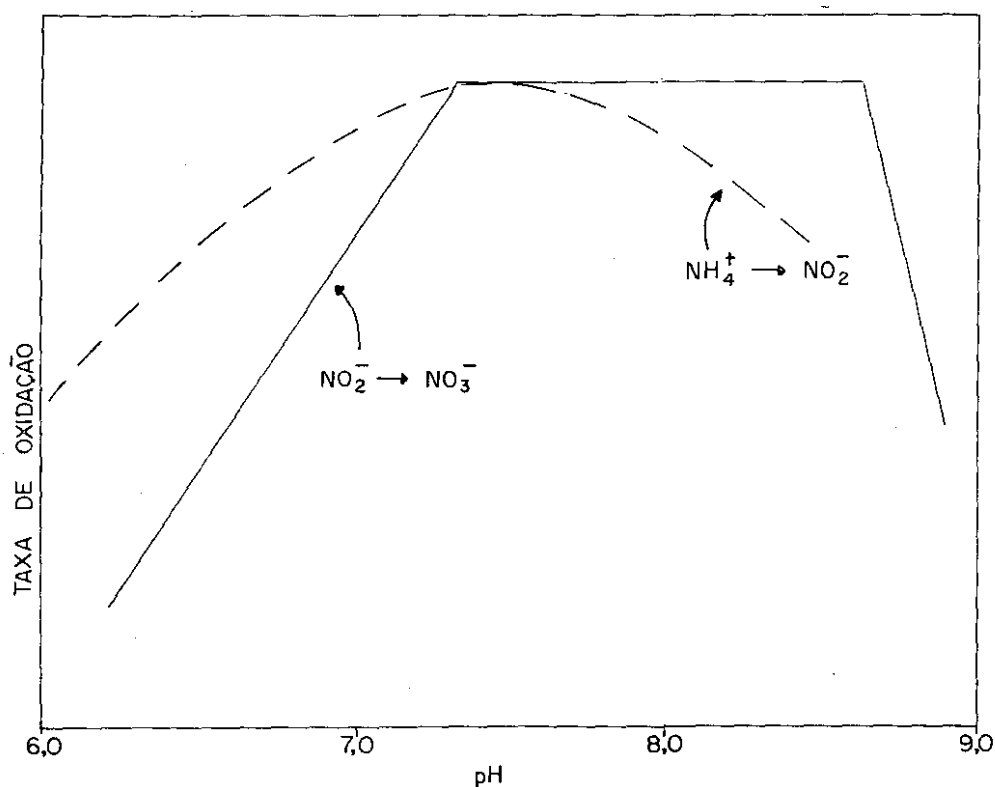


Fig. 5 - Efeito do pH na oxidação da amônia (21)

Segundo Overcash & Pal (41), a nitrificação é muito dificultada em solos com pH abaixo de 4,5, pois a acidez tende a diminuir a mineralização, embora não a elimine.

Loehr (36) considera a faixa ótima de pH, para a nitrificação de esgotos domésticos, entre 7,5 e 8,5 (pH ótimo = 8,4).

Haugh & Mc Carty (36) relatam que, em um filtro aeró**u**bico, o pH foi ajustado na faixa 5,5-6,0 e que os organismos nitrificantes adaptaram-se muito bem, tanto que a taxa de oxidação da amônia foi comparável à taxa alcançada para pH 7,0.

Como se pode ver na equação geral de nitrificação (equação 6), a alcalinidade é destruída pela oxidação de amônia, com produção de dióxido de carbono (gás carbônico  $H_2CO_3$  na fase aquosa). Aproximadamente 7,14 mg/l de alcalinidade na forma de  $CaCO_3$  são destruídas, para cada mg/l de nitrogênio amoniacal oxidado. Desde que a nitrificação reduz o nível de alcalinidade ( $HCO_3^-$ ) e aumenta o nível de  $H_2CO_3$ , há uma tendência de abaixamento do pH. Esta tendência é um pouco compensada pela remoção do dióxido de carbono do líquido através do processo de aeração, o que causa uma elevação do pH. Se o dióxido de carbono não foi removido do líquido, aumenta a tendência para o abaixamento do pH (19).

Mesmo quando o dióxido de carbono é continuamente removido do líquido, pode ocorrer grande abaixamento no pH, quando a alcalinidade do esgoto é quase esgotada pelo ácido produzido no processo de nitrificação. Devido ao efeito do pH na taxa de nitrificação, é importante que haja suficiente alcalinidade no esgoto para compensar o ácido produzido pela nitrificação (19). Às vezes pode ser necessária a adição de calcário, para propiciar uma alcalinidade suplementar aos esgotos (19,46).

Princine & McKee (47) formularam uma hipótese procurando dar uma explicação racional para a concentração de nitratos no perfil de um solo arenoso, submetido a infiltração intermitente. De acordo com os referidos autores, o teor de nitratos na água do solo, a uma dada profundidade, varia com o tempo. Segundo eles, o primeiro acréscimo na nitrificação se dá próximo à superfície, porque é onde o oxigênio atmosférico encontra-se primeiramente disponível. A nitrificação progredirá para maiores profundidades, quando o oxigênio se tornar disponível para as bactérias nitrificantes já existentes. Pode haver, entretanto, uma profundidade abaixo da qual nenhum oxigênio penetra. Logo, o esgoto percolante que passa para profundidade permanentemente sem oxigênio não se torna nitrifica-

do posteriormente.

A Fig. 6 mostra as mudanças hipotéticas no teor de nitratos, com o tempo e com a profundidade, em um filtro intermitente. Para  $t_0$  a infiltração recém completou-se e o teor de nitratos na água do solo é constante com a profundidade, sendo um pouco maior que o teor de nitratos do efluente secundário aplicado. Para  $t_1$  a  $t_3$ , observa-se a mudança em nitratos com o tempo, sendo  $t_3$  o tempo imediatamente antecedente à nova aplicação de esgotos na superfície. Quando o esgoto começa a percolar o solo, vai deslocando a maior parte da água pelicular, e a forma da onda de nitratos vai mudando em função da dispersão ( $t_4$  a  $t_7$ ).

Esta hipótese formulada por Princine & McKee (47) foi comprovada quantitativamente por Mc Michael & McKee (47) ao realizarem estudos de campo.

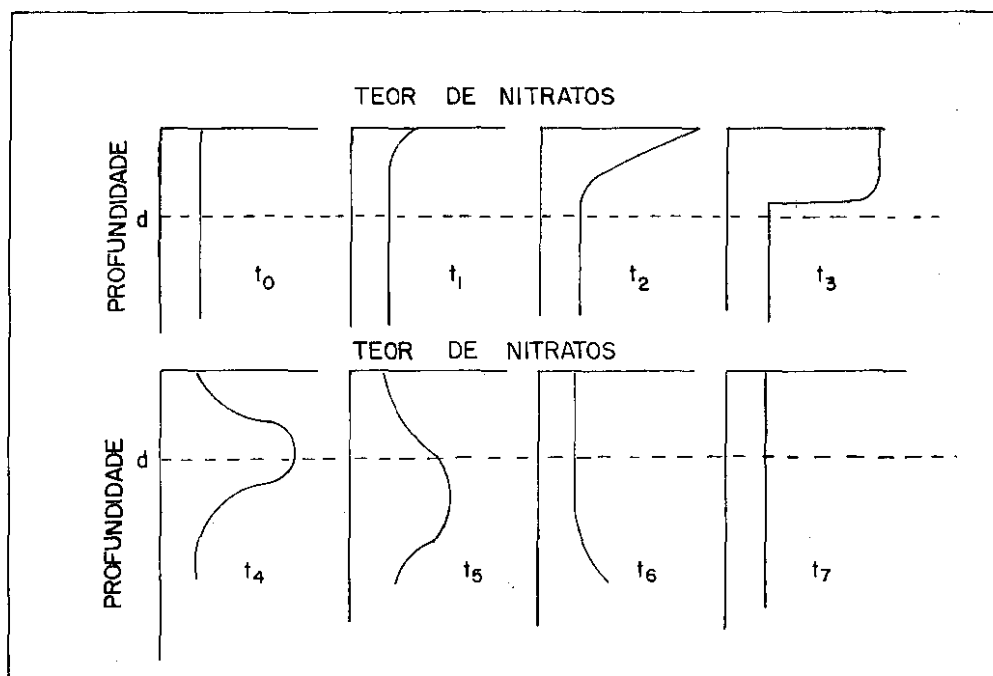
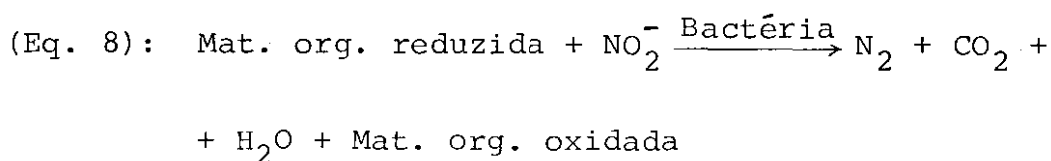
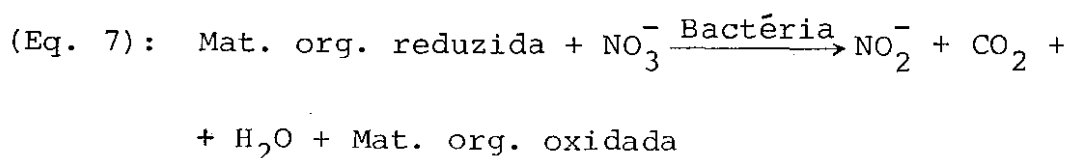


Fig. 6 - Variação hipotética do teor de nitratos na água do solo (47)

### 2.3.2.3 - Nitrogênio Gasoso e Óxidos Nitroso e Nítrico

O nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) e os óxidos nitroso ( $N_2O$ ) e nítrico ( $NO$ ) são oriundos do processo de denitrificação, que é efetuado por bactérias e fungos que usam o nitrato como fonte de oxigênio em presença de glicose e fosfato (30).

Segundo Loehr (36), as reações básicas na denitrificação são as seguintes (Equações 7 e 8):



A equação 7 mostra a redução de nitrato para nítrico, e a equação 8, a redução de nitrito para  $N_2$  gasoso.

Segundo Cooper & Smith (32), a maior parte do nitrogênio liberado dos nitratos, através da denitrificação, ocorre na forma de  $N_2$  se o pH for superior a 6. Entretanto, de acordo com Alexander (32),  $N_2O$  e  $NO$  também podem ser produzidos em solos mais ácidos.

A denitrificação ocorre sob condições:

- anaeróbicas, segundo Loehr (36);
- anaeróbicas ou parcialmente anaeróbicas, verificando-se em solos com muita matéria orgânica ou pouco aerados, de acordo com Kormondy (30);
- anaeróbicas para condições alcalinas, podendo ser aeróbicas em meio ácido, segundo Eckenfelder (21).

Loehr (36) salienta a importância da denitrificação, observando que a mesma possibilita uma redução na concentração de nitratos que podem ser carregados para águas superficiais e subterrâneas. Diz também que os fatores que regem a denitrificação, em um sistema, são a matéria orgânica, o oxigênio dissolvido, o pH e a temperatura.

Para cada mg de nitrogênio reduzido no processo de denitrificação, são produzidas 3 mg de  $\text{CaCO}_3$ . Como o teor de alcalinidade é aumentado e a concentração de ácido carbônico é reduzida, a denitrificação eleva o pH, ou pelo menos há uma tendência de reversão do mesmo. A denitrificação só compensa parcialmente a perda de alcalinidade causada pela nitrificação, pois a alcalinidade obtida por mg de nitrogênio é apenas metade daquela que foi perdida na nitrificação (19, 26).

Broadbent & Clark (32) referem-se ao fato de que, em um solo bem drenado e aerado, podem ocorrer microzonas anaeróbicas, onde se verifica denitrificação. Na opinião dos mesmos, quanto maior o teor de umidade do solo e quanto mais fino for o mesmo, mais numerosas serão as microzonas de denitrificação.

Bouwer et alii (12), em estudos realizados no sistema de infiltração rápida em *Flushing Meadows* (descrito em 2.1.6), constataram a ocorrência das microzonas anaeróbicas em solos aeróbicos, onde a denitrificação pode ocorrer.

#### 2.4 - Poluição Bacteriológica e Fatores Relacionados com a sua Remoção

Drewry & Eliassen (50) relatam que várias observações de campo indicam que bactérias e vírus são eficientemente removidos do esgoto quando este percola o solo. Dizem ainda que às vezes os vírus, provavelmente, são transportados para profundidades maiores, devido ao seu menor tamanho. Mc Gauhey

(50) comenta que o transporte dos vírus percolantes no solo não deve ser muito maior do que o das bactérias.

Sundstrom & Klei (58) especificam intervalos para as dimensões de bactérias e vírus: bactérias - 0,5 a 3,0  $\mu$ ; vírus - 0,02 a 0,2  $\mu$ .

Segundo Benarde (9), organismos coliformes, há muito tempo, vêm sendo empregados como organismos indicadores nos Estados Unidos da América. De acordo com o autor, os coliformes estão presentes na flora intestinal humana e são prontamente detectáveis por procedimentos bacteriológicos relativamente simples, razão pela qual tornaram-se os organismos escolhidos para detectar a contaminação da água.

Como é difícil testar a água para certos organismos patogênicos, como a *Salmonella* e a *Shigella*, procura-se detectar os organismos coliformes. A confirmação da existência destes na água, no entanto, indica a presença de material fecal, e não obrigatoriamente a existência de *Salmonella* e *Shigella* (9).

A seguir, serão examinados alguns fatores envolvidos na remoção de bactérias patogênicas presentes em esgotos aplicados ao solo.

#### 2.4.1 - Filtração Mecânica

A filtração no solo é apontada por vários autores como um mecanismo muito importante na remoção de bactérias patogênicas (2,9,19,37,39,44,50). Culp (19) e Moore (39) referem-se a filtração mecânica, sendo que o primeiro enfatiza o fato de a mesma ocorrer especialmente na superfície. Para Romero (44), a filtração de origem mecânica resulta da colmatação do solo. Krone (9) afirma que a mesma ocorre na superfície e no contato intergranular. Aulenbach et alii (2) afirmam que a camada de matéria orgânica que se forma na superfície da areia, tem uma capacidade de filtração de coliformes muito alta, que se combina com a capacidade de filtração da própria areia.

#### 2.4.2 - Sorção

Sorção é o fenômeno simultâneo de adsorção e absorção (22). A sorção de bactérias pelas partículas do solo é citada por Culp (19), Krone (9) e Bitton (39). Para o primeiro, os solos de textura fina têm maior capacidade de sorção de microorganismos patogênicos, sendo que, quando secos ou ligeiramente úmidos, são considerados mais eficientes na remoção dos mesmos.

Valencia (61) cita as forças de Van der Waals e as forças eletrostáticas como as que mais atuam na remoção de microorganismos. A difusão é também apontada pelo referido autor como responsável pela remoção de microorganismos, sendo que quanto menor for a partícula (vírus ou bactéria), maior será a eficiência de remoção.

O fenômeno da adsorção ocorre na superfície dos sólidos, através de forças físicas ou químicas. A quantidade de material que pode ser adsorvida é função da superfície de área do sólido, embora seja diferente para os diversos adsorventes e solutos (55).

De acordo com Scheuerman et alii (51) e Gerba et alii (3), devido ao pequeno tamanho dos vírus, ao percolarem o

solo os mesmos são removidos principalmente por adsorção, e não por filtração, como as bactérias. O primeiro grupo de autores afirma que o processo de adsorção é controlado pelo pH, força iônica, textura do solo, materiais orgânicos, grau de saturação e tipo de vírus.

Mc Gauhey & Krone (54) e Moore (39) referem-se à capacidade de adsorção do solo na remoção de bactérias. De acordo com Miller (29), bactérias e vírus são removidos por adsorção nas camadas superiores do solo. A adsorção de vírus e bactérias também é citada por Eliassen et alii (50), Mc Michael & McKee (50), Drewry & Eliassen (50) e Sproul (59).

#### 2.4.3 - Temperatura

Quando esgotos são aplicados ao solo, as bactérias existentes nos mesmos são expostas a bruscas mudanças de temperatura, o que resulta em redução do número de microorganismos patogênicos (9,36,37,39,44,50).

Temperaturas mais baixas propiciam sobrevivência mais longa para os microorganismos patogênicos, de acordo com Gerba et alii (23), Loehr (36), Beard (37) e Rudolfs et alii (50).

Segundo Kipling (42), quando a temperatura se eleva, a capacidade de sorção do meio filtrante aumenta.

#### 2.4.4 - Umidade

O teor de umidade do solo contribui para um maior ou menor grau de redução de bactérias (3,9,19,37,39,50,54).

Muitos pesquisadores comprovaram a importância da umidade do solo na sobrevivência das bactérias patogênicas, sendo que a sobrevivência maior ocorre nos solos mais úmidos, de acordo com Loehr (37), Baars (44) e Gerba et alii (23). Segundo Rudolfs et alii (50), o período de sobrevivência dos coliformes em solo úmido é aproximadamente o dobro do verificado em solos secos.



Gerba et alii (23), além de citarem o teor de umidade, também fazem referência à capacidade de manutenção de umidade do solo como um fator que afeta a sobrevivência de bactérias. Afirmam os referidos autores que, em solos arenosos, a sobrevivência é menor do que nos com maior capacidade de manutenção de umidade.

#### 2.4.5 - Condições Aeróbicas

Quanto mais intensa for a oxigenação do solo, maior será a redução do número de bactérias, pois maiores serão a competição e a predação biológica (9,36,44,50). Baars (44) também menciona a importância do teor de oxigênio, em solos secos, na eliminação de microorganismos patogênicos. É na superfície do solo, portanto, que as bactérias encontram as condi-ções mais adversas.

#### 2.4.6 - pH

De acordo com Loehr (37), Moore (39) e Tofflemire (59), a sobrevivência de bactérias e vírus no solo é afetada pelo pH do mesmo. Efeitos adversos na longevidade de vírus e bactérias são observados para ambos os lados do valor 7,5, sendo que a eficiência diminui para valores mais elevados. Esses autores demonstraram que a adsorção de vírus aumenta com a elevação dos teores de argila e silte, com a capacidade de troca iônica e com a capacidade de retenção de glicerol do solo.

O efeito do pH sobre a sorção também foi comprovado por Oza & Chaudhuri (42), ao constatarem que diminuindo o pH aumentava a capacidade de sorção. O sorvente utilizado por eles foi um tipo de carvão betuminoso, e o sorbato era um vírus em solução de concentração conhecida.

#### 2.4.7 - Outros Fatores Envolvidos na Remoção de Bactérias

A ação solar contribui para a eliminação de microorganismos patogênicos, segundo Krone (9), Gerba et alii (23), Loehr (37) e Bitton (39). Na opinião deste último, a irradiação ultravioleta solar exerce um poder bactericida. O comprimento de onda da luz ultravioleta vai de 900 a 3800 Angstroms, sendo que a zona mais letal para as bactérias está próxima a 2800 Angstroms (17).

A nitrificação é citada por Baars (44) como uma reação biológica que colabora para a eliminação de bactérias nocivas.

Os microorganismos patogênicos também são destruídos por bactérias pré-existentes no solo (36,37,44,50). Essa destruição pode ocorrer de maneira indireta, como na competição pelo alimento, ou pela ação de antibióticos (36) e enzimas (59) oriundos da atividade de outros organismos.

Muitos microorganismos patogênicos sobrevivem mais tempo em um ambiente esterilizado do que em solos não esterilizados, o que indica competição ou predação por outros microorganismos pré-existentes no solo. Tal fato foi constatado por Waksman (37) e Rudolfs et alii (37).

Segundo Loehr (36,37) e Gerba et alii (23), quanto maior for o conteúdo de matéria orgânica no solo, melhores serão as condições de sobrevivência para as bactérias patogênicas. Gerba et alii (23) admitem uma possível reprodução, se houver suficiência de matéria orgânica.

De acordo com Mc Gauhey & Krone (50), o período de sobrevivência das bactérias cresce com o aumento da matéria orgânica no solo. Segundo os mesmos, a sobrevivência cai para menos de uma semana quando se trata de areia.

Scheuerman et alii (51) concluíram que as substâncias húmicas encontradas em solos orgânicos interferem negativamente na retenção de vírus.

A presença de antibióticos do próprio solo, bem como substâncias tóxicas contidas no esgoto podem concorrer para a redução do número de microorganismos patogênicos (36).

A velocidade de percolação da água no solo também influi na taxa de remoção de vírus, bem como a qualidade da água e a área específica do meio filtrante (59).

## 2.5 - Perda de Carga

Rice (49) adotou um método para medir a perda de carga que ocorre no solo, a medida que a superfície vai sofrendo um aumento de colmatção física. Aqui será visto sucintamente esse método, bem como os resultados obtidos.

Seis colunas de 10 cm de diâmetro e 62 cm de comprimento foram carregadas com 50 cm de solo (areia argilosa). As pressões de carga eram medidas com piezômetros a 1, 4, 10 e 30 cm da superfície (Ver Fig. 7). As colunas eram saturadas a partir do fundo com água da torneira, e as propriedades hidráulicas iniciais do solo eram determinadas. Um dispositivo mantinha uma lâmina de 5 cm de efluente secundário durante a aplicação. Rice obteve, então, a perda de carga a 4 diferentes profundidades e de acordo com os tempos de inundação de 0, 29, 54 e 97 horas (Ver Fig. 8).

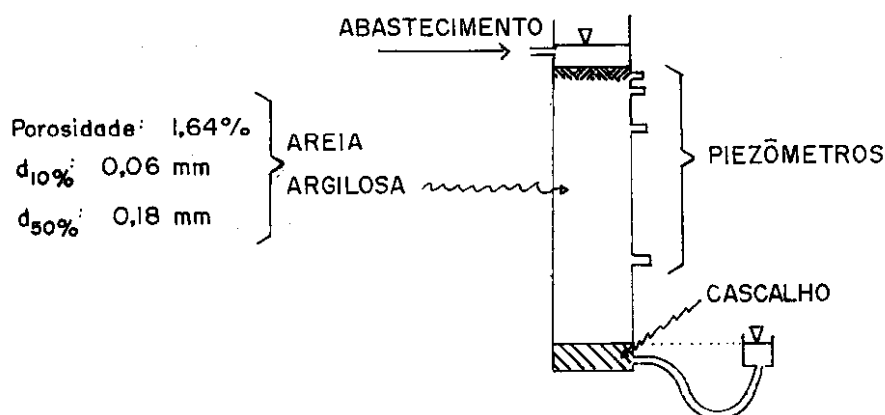


Fig. 7 - Modelo adotado por Rice (49) para medir a perda de carga em um solo

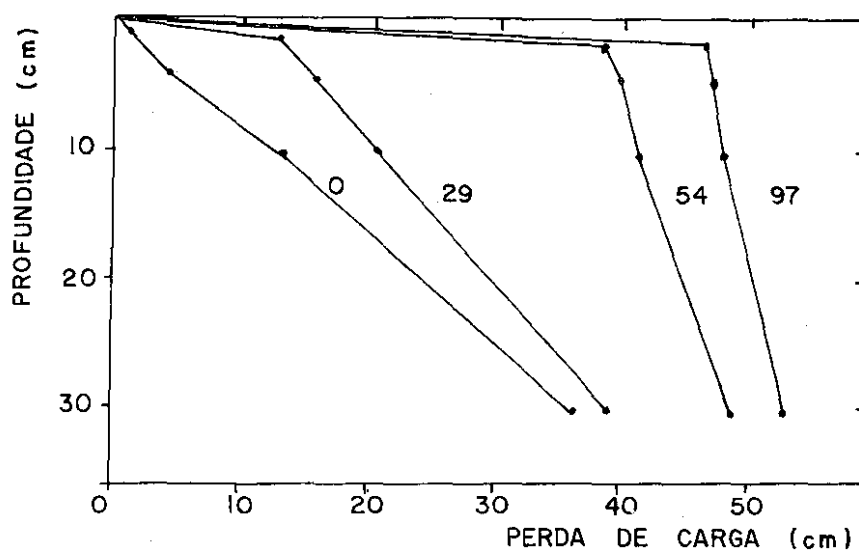


Fig. 8 - Curvas de perda de carga X profundidade obtidas por Rice (49)

## 2.6 - pH

Várias atividades biológicas podem alterar o valor do pH. A fotossíntese, a denitrificação, a desagregação do nitrogênio orgânico e a redução de sulfatos podem aumentar o pH, enquanto a oxidação de sulfatos, a nitrificação e a oxidação do carbono orgânico podem diminuí-lo, como refere Loehr (36).

Ainda de acordo com o mesmo autor, as reações recém citadas podem alterar com maior ou menor intensidade o valor do pH, dependendo da capacidade de tamponamento do líquido e da disponibilidade de substratos usados pelos microorganismos.

Loehr (37) afirma também que o valor do pH influencia as taxas de remoção de vírus e bactérias nocivas, presentes no esgoto, quando este percola o solo. A forma como se dá esta influência já foi abordada na seção 2.4.6.

## 2.7 – Condutividade Elétrica

Quanto maior a concentração de eletrólitos na água , maior é a produtividade biológica. A condutividade elétrica (CE) é um parâmetro correlacionado aos sólidos dissolvidos totais (43).

Segundo Culp et alii (19) e Pound (46), a CE expressa em  $\mu\text{mhos/cm} \times 0,64$  dá, aproximadamente, a concentração de sólidos dissolvidos totais em mg/l ou ppm.

De acordo com Overcash e Pal (41), com base na CE , esgotos e águas de irrigação podem receber a classificação mostrada no Quadro VI.

QUADRO VI  
CLASSIFICAÇÃO PARA ESGOTOS E ÁGUAS DE IRRIGAÇÃO,  
BASEADA NA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

CE $\mu\text{mhos/cm}$ para $25^{\circ}\text{C}$	CLASSE
<250	Baixa salinidade
250- 750	Média salinidade
750-2250	Alta salinidade
>2250	Salinidade muito alta

FONTE: Overcash e Pal (41)

### 3 - PARTE EXPERIMENTAL E METODOLOGIA

A parte experimental desta pesquisa foi desenvolvida na estação de tratamento de esgotos que o DMAE mantém na Vila do IAPI, em Porto Alegre, RS.

#### 3.1 - Modelos Adotados

Os modelos consistiam de filtros cilíndricos, feitos com tubos de PVC de 15 cm de diâmetro.

##### 3.1.1 - Modelos adotados para estudo dos parâmetros orgânicos e inorgânicos

Para análise desses parâmetros foram montadas três séries de tubos, que passarão a ser denominadas de séries A, B e C. Cada uma delas contava com quatro tubos de diferentes alturas (200, 130, 80 e 50 cm), perfazendo, ao todo, portanto, 12 tubos, mantidos em posição vertical, com o fundo soldado e com um registro de saída lateral colocado rente ao fundo.

Os 15 cm inferiores de cada tubo foram ocupados por um leito de sustentação, conforme a Fig. 9.

Em cima dos leitos de sustentação foi colocada a areia, que vem a ser o material filtrante, coletada em Tramandaí, a cerca de 100 m das margens da Lagoa do Custódio, em área que talvez venha a ser desapropriada pela CORSAN. Por ter sido extraída de uma profundidade entre 10 e 40 cm, a areia continha certa quantidade de vegetais e raízes, o que determinou que fosse secada e peneirada antes de ser colocada nos tubos.

A análise granulométrica (Ver Fig. 10) indicou um  $d_{10}$  de 0,13 mm e um c.u. 1,39, o que indica uma areia finíssima e muito uniforme.

Foram colocados 20, 50, 100 e 170 cm de areia, respectivamente, nos tubos de 50, 80, 130 e 200 cm de comprimento, os quais passaram a ser denominados pela letra da sua série, combinada com a altura do seu leito filtrante, como se vê na Fig. 11. Na referida figura também está especificado o tipo de afluente usado em cada série de filtros.

Após o enchimento dos tubos com o material filtrante seco, procedeu-se a um adensamento do mesmo, por meio da aplicação de água da torneira na superfície dos filtros.

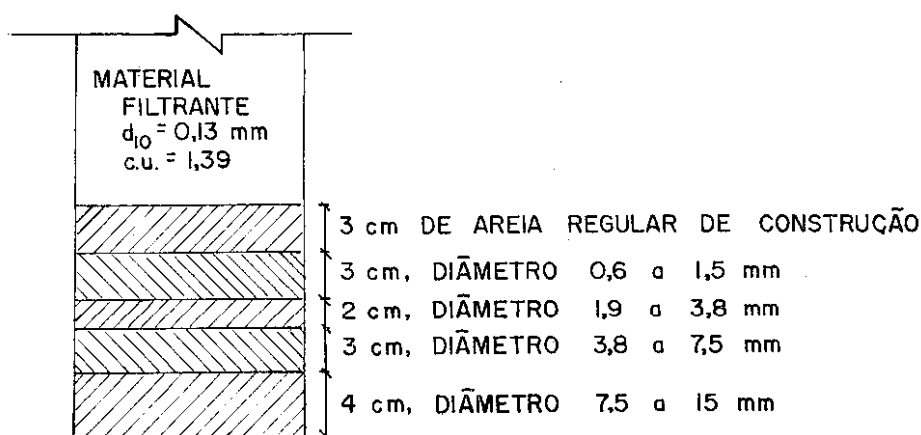


Fig. 9 - Leito de sustentação dos filtros da Vila do IAPI

Em todos os filtros das séries A e B foi colocada uma camada de brita nº 1 na superfície do material filtrante.

Nos tubos A-100, B-100 e C-100, substituiu-se parte das paredes cilíndricas de PVC por peças de acrílico incolor de igual curvatura, conforme pode-se observar na Fig. 11. Estas peças tinham 50 cm de altura e abrangiam um arco de 70 graus de circunferência de círculo, visando permitir uma visualização em perfil dos 35 cm superficiais de areia.

Durante a fase de operação, os registros situados na parte inferior dos tubos eram mantidos permanentemente abertos, e a eles foram fixadas mangas de borracha. A outra extremidade das mangas era mantida submersa em recipientes adequa-

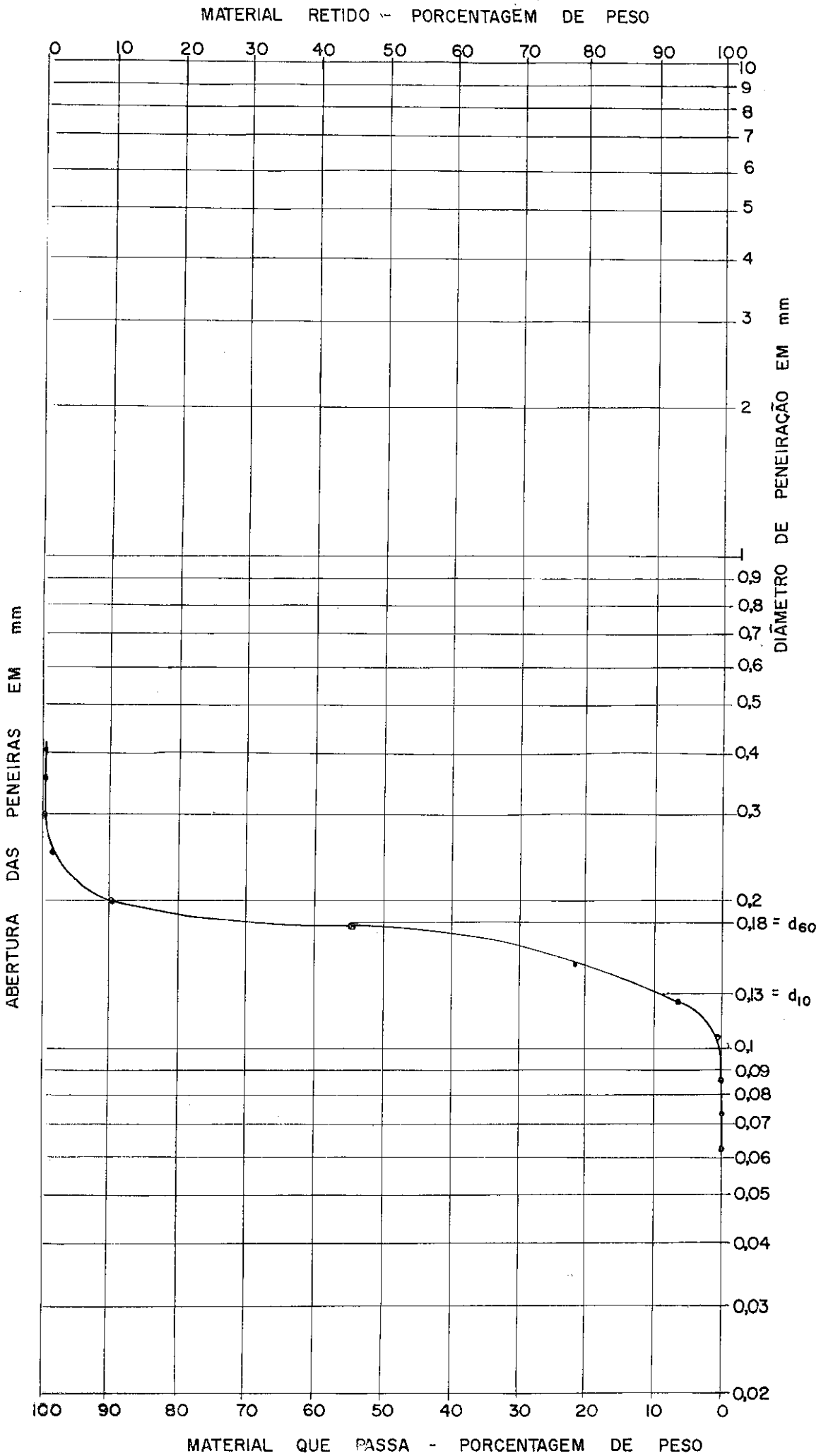


Fig. 10 - Granulometria do meio filtrante dos modelos de Vila do IAPI



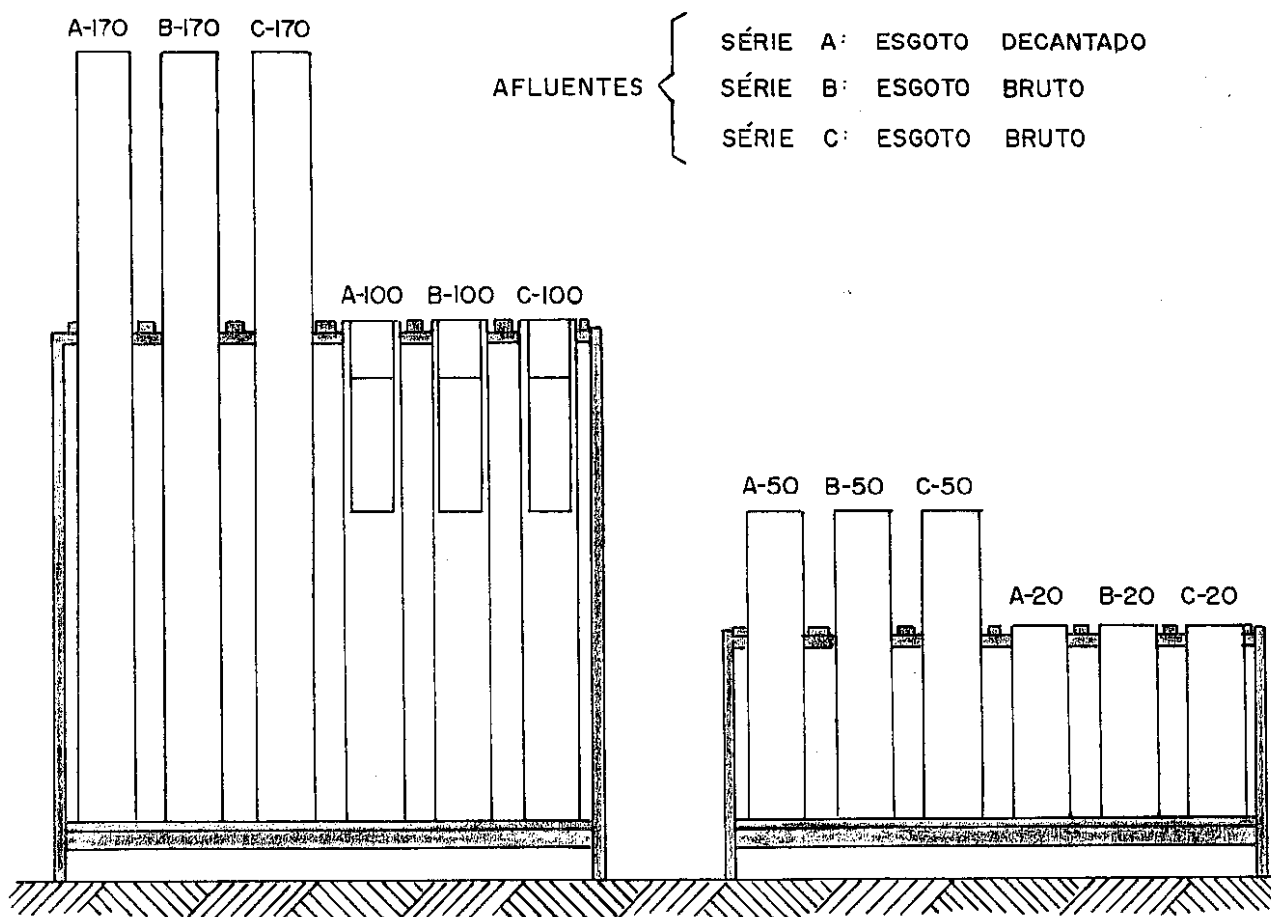


Fig. II - Disposição dos filtros e afluentes adotados na Vila do IAPI

dos, a fim de que não houvesse possibilidade de que o ar atmosférico ou insetos viessem a penetrar no interior dos filtros pelo fundo dos mesmos. Este detalhamento pode ser observado na Fig. 12.

Ao fim da primeira semana de ensaios, retirou-se a camada de brita que recobria os quatro filtros da série A, por razões que mais adiante serão expostas.

Após seis semanas de ensaios, a série B foi desativada (posteriormente se verá por que), e então B-20 e B-50 foram aproveitados para ensaios de medida de perda de carga x profundidade.

Antes de alimentar qualquer filtro, sempre era colo-

cado na superfície do mesmo um disco de isopor, de diâmetro ligeiramente menor que o diâmetro interno do tubo. Assim, podia-se despejar as doses de alimentação sem que ocorressem perturbações nas superfícies colmatadas. Lançadas as doses de alimentação, de imediato retiravam-se os discos de proteção superficial.

A alimentação dos filtros era feita de segunda a sexta-feira, ou de segunda a quinta-feira, sempre duas vezes ao dia (início da manhã e fim de tarde). Dependendo dos tempos de infiltração, realizava-se ou não a alimentação dos filtros nas sextas-feiras.

Para o carregamento dos filtros, realizavam-se as seguintes operações:

- Mediam-se os parâmetros do efluente correspondente à aplicação anterior (pH, condutividade, temperatura, OD, acidez, alcalinidade) e deixavam-se os frascos receptores dos efluentes com uma quantidade mínima de líquido, apenas para impedir a aeração na base do filtro.

- Coletava-se esgoto bruto no ponto A (Fig. 13) onde este chegava aos tanques Imhoff, e o esgoto decantado era colhido no ponto B (Fig. 13), na calha de saída dos tanques. Esta coleta era feita com uso de baldes.

- Retiravam-se, dos baldes com esgoto bruto e decantado, amostras para determinação de parâmetros dos mesmos.

- Largavam-se os discos de isopor na superfície da areia e, com o uso de um dosador, ia-se colhendo dos baldes o volume de esgotos a ser aplicado em cada filtro. (Sempre, antes de colher dos baldes cada dose de alimentação, fazia-se uma homogeneização do esgoto).

Logo após o lançamento da carga em um filtro, o disco de isopor era retirado.

É importante salientar que as taxas de aplicação especificadas neste trabalho são aquelas aplicadas nos dias de operação, e não as taxas médias considerando os dias de repouso.

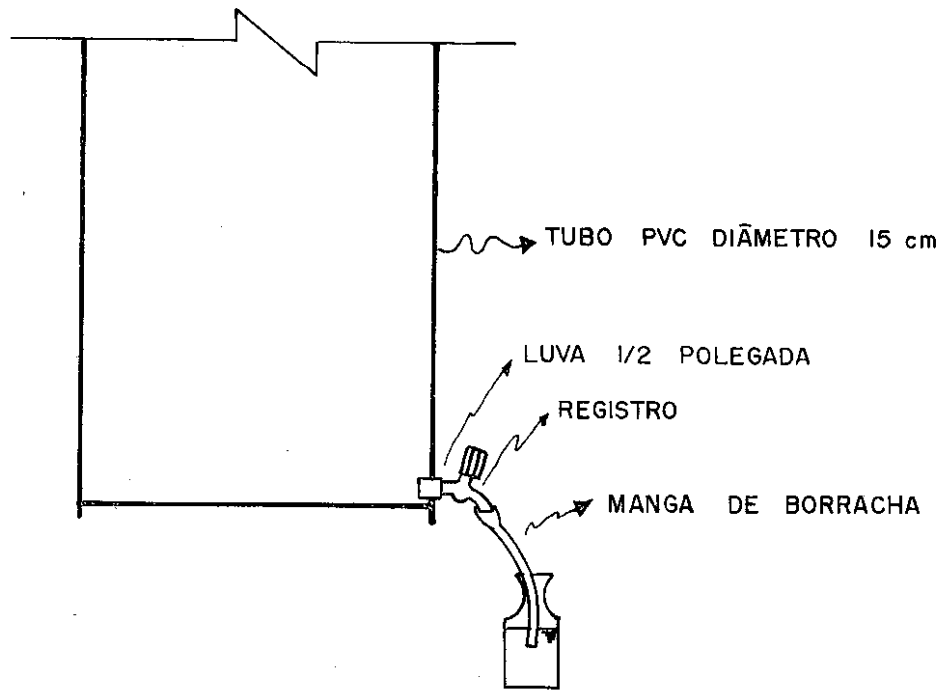


Fig. 12 - Detalhamento da base dos filtros da Vila do IAPI

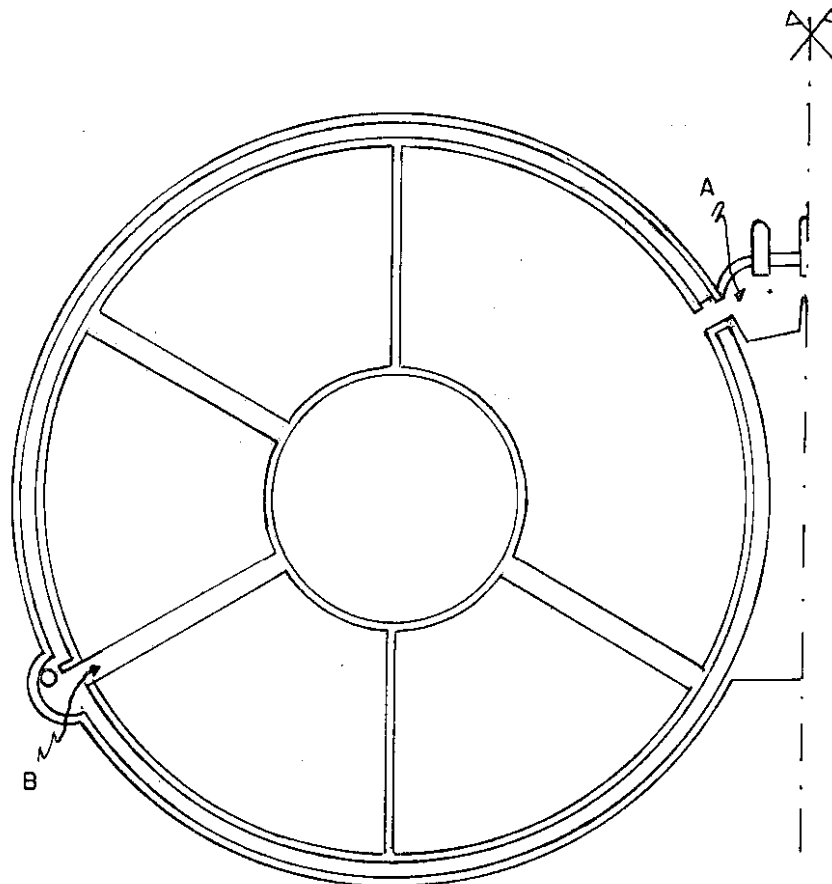


Fig. 13 - Localização dos pontos de coleta dos afluentes na Vila do IAPI

### 3.1.2 - Modelos adotados para estudo das perdas de carga

Como a série B de filtros foi desativada após três semanas de operação (mais tarde se verá por que), B-20 e B-50 foram aproveitados para ensaios de perda de carga x profundidade e passaram a denominar-se, respectivamente, filtros M e N.

O filtro N foi serrado, para que ficasse com a mesma altura de M, retirando-se dele os 30 cm superficiais de areia. Já em M substituiu-se uma camada ( $\pm$  10 cm) de areia da superfície por areia limpa.

Em cada filtro, M e N, foram conectados 4 piezômetros, sendo que um ficava rente e logo acima da superfície de areia, e os outros três ficavam a 2, 10 e 20 cm da referida superfície (Ver Fig. 14). Cada piezômetro ligava-se a uma escala milimetrada, zerada 4,5 cm acima da superfície filtrante. A metodologia de operação dos filtros M e N será exposta na seção 3.2.11.

## 3.2 - Parâmetros analisados e metodologia adotada

A seguir, será descrita a metodologia empregada no estudo dos diversos parâmetros analisados nesta pesquisa.

### 3.2.1 - Tempos de percolação para água da torneira

Para a determinação dos tempos de percolação para água da torneira traçava-se um gráfico cartesiano, no qual era plotado o volume de efluente recolhido no registro de saída, em função do tempo cronometrado. A origem dos tempos (tempo zero) correspondia ao instante de alimentação dos filtros.

O efluente era recolhido em um recipiente de plástico transparente, graduado de 10 em 10 ml.

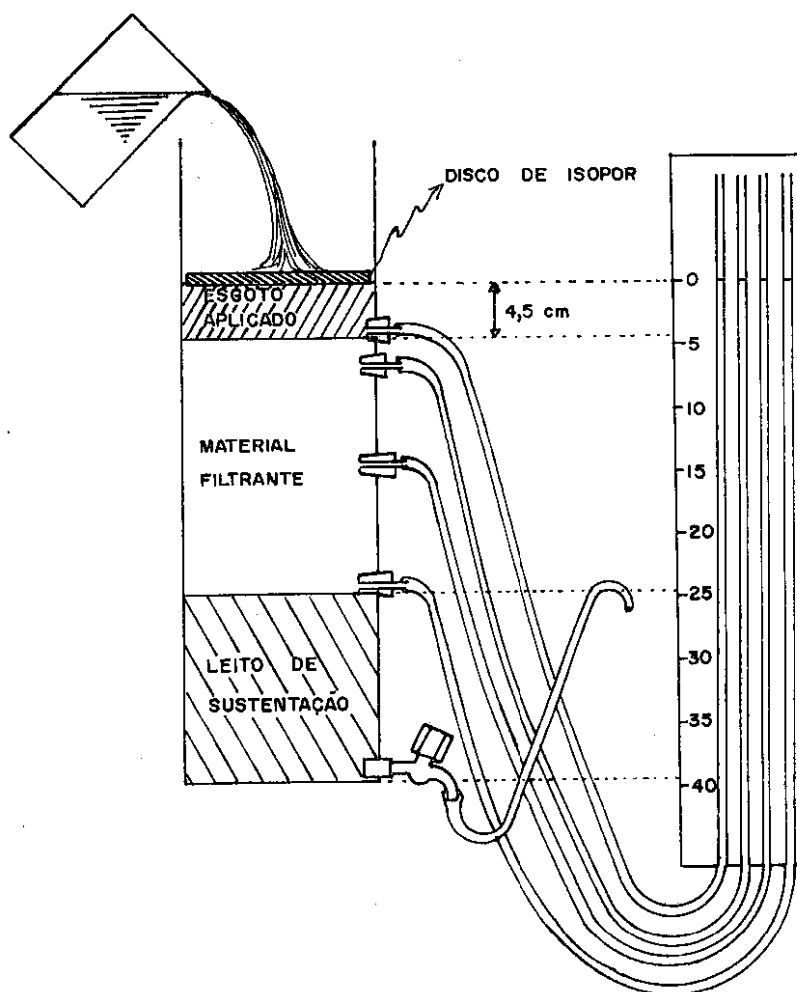


Fig. 14 - Modelo utilizado na Vila do IAPI para determinação da perda de carga X profundidade

### 3.2.2 - Tempos de infiltração

O tempo de infiltração do esgoto na areia permite avaliar o grau de colmatação do material filtrante. Tempos excessivamente grandes deverão ser evitados, pois certamente implicarão condições anaeróbicas para o solo.

Nos experimentos aqui realizados, enquanto os tempos de infiltração mantinham-se relativamente pequenos, eram cronometrados. Já quando se tornavam demasiadamente longos para serem acompanhados visualmente até o final, fazia-se uma avalia-

ção dos mesmos, usando o seguinte método:

- Colocavam-se escalas milimetradas no interior das paredes dos filtros.
- Construíam-se gráficos cartesianos, colocando no eixo das abcissas o tempo decorrido desde a alimentação. No eixo das ordenadas colocava-se a altura de água infiltrada. Enquanto os intervalos de tempo eram de duração razoável, a determinação se fazia por cronometragem. Já quando estes tornavam-se muito longos, realizavam-se algumas leituras do tempo decorrido até a infiltração de determinadas alturas. Assim, prolongando a curva a sentimento, obtinha-se o tempo necessário para a infiltração completa (Fig. 15).

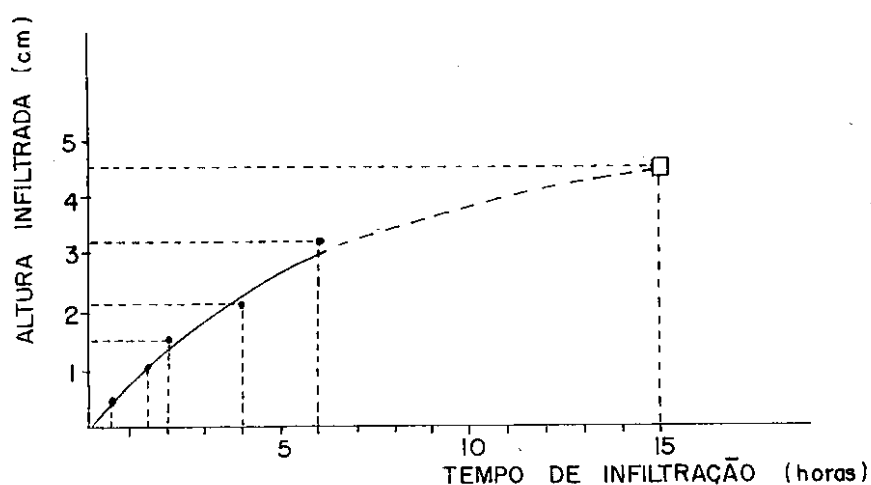


Fig. 15 - Método adotado na Vila do IAPI para avaliação dos tempos de infiltração elevados

### 3.2.3 - Oxigênio dissolvido

O teor de OD foi determinado por dois métodos distintos, sendo um ou outro utilizado conforme a disponibilidade de material e reagente:

- Método de Winkler modificado: conforme descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 400, item 422 B.

- Método eletrométrico: de acordo com descrição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 400, item 422 F. O aparelho utilizado foi um medidor de OD *YSI*, modelo 57, fabricado pela *Yellow Spring Instruments Co. (USA)*.

#### 3.2.4 - pH

O pH, foi determinado pelo método eletrométrico descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 400, item 424. O aparelho usado foi um medidor de pH *Fischer*, modelo 607, fabricado pela *Fischer Scientific Co. (USA)*.

#### 3.2.5 - Acidez

A determinação da acidez foi realizada por titulação potenciométrica das amostras, tendo-se o pH 8,3 como ponto final.

#### 3.2.6 - Alcalinidade

A alcalinidade foi determinada por titulação potenciométrica das amostras, tomando-se como ponto final o pH 4,3.

#### 3.2.7 - Nitrogênio Total de Kjeldahl

O nitrogênio total de Kjeldahl foi determinado de acordo com o método descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 400, item 421.

### 3.2.8 - Nitrogênio Amoniacal

O teor de nitrogênio amoniacal foi estimado pelo método descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 400, item 418 B.

### 3.2.9 - Nitratos

Para determinar o teor de nitratos, adotou-se o método do espectrofotométrico que se encontra descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 400, item 419 A. O aparelho usado foi um espectrofotômetro digital, modelo B248, fabricado pela Micronal (Brasil).

### 3.2.10 - Condutividade Elétrica

A CE foi medida pelo aparelho YSI, modelo 33, *S-C-T meter*, fabricado pela *Yellow Spring Instruments Co. (USA)*.

Os efluentes dos filtros eram coletados em frascos de DBO, com etiqueta do filtro correspondente (A-100, C-100, etc).

A fim de que a leitura da CE fosse realizada, os efluentes eram passados dos frascos de DBO para uma proveta de 500 ml, com diâmetro interno compatível com a sonda do condutivímetro.

### 3.2.11 - Perda de Carga

Para medir a perda de carga decorrente da colmatação, eram operados os filtros M e N, referidos na seção 3.1.2.

Na alimentação dos filtros aplicava-se em M e N, respectivamente, esgoto bruto e decantado em bateladas de 4,5 cm, via de regra duas vezes ao dia (início da manhã e fim da tarde). O esgoto era aplicado sobre um disco de isopor de diâme-



tro ligeiramente menor que o diâmetro interno do tubo (Fig.16), colocado na superfície da areia. Logo após a alimentação dos filtros o disco era removido. Era preciso assegurar que, ao ser alimentado, o filtro já estivesse com a areia saturada de água, para que a leitura nos piezômetros não fosse prejudicada. Para conseguir esta saturação, começava-se a encher o filtro a partir do fundo com água da torneira. Usava-se uma mangueira de borracha, com um extremo ajustado no registro do filtro e o outro ligado a um recipiente (recipiente nivelador), com o fundo em nível igual ou ligeiramente superior à superfície da areia (Ver Fig. 16). Nesse recipiente, lentamente acrescentava-se água da torneira, acompanhando a elevação do nível no interior do filtro através dos piezômetros. Durante a saturação do meio filtrante procedia-se à eliminação de toda e qualquer bolha de ar nos piezômetros, a fim de que os quatro ficassem exatamente no mesmo nível. Quando a água estava prestes a aflorar, fechava-se o registro de fundo, e desacoplava-se o recipiente nivelador da manga de borracha, que era colocada na posição indicada na Fig. 14.

Somente quando a lâmina de 4,5 cm de esgoto já estivesse na superfície dos filtros, os quatro piezômetros de cada filtro no mesmo nível, e a manga de borracha na posição mostrada na Fig. 14, é que se abriam os registros de saída para medir as perdas de carga.

A medida das perdas de carga era anotada quando a lâmina de água sobre a areia era de 2 cm de altura, ou seja, após terem se infiltrado 2,5 cm.

### 3.2.12 - Número mais Provável de Coliformes Totais

O número mais provável (NMP) de coliformes totais foi determinado pelo teste presuntivo, descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (57), parte 900, item 908 A.

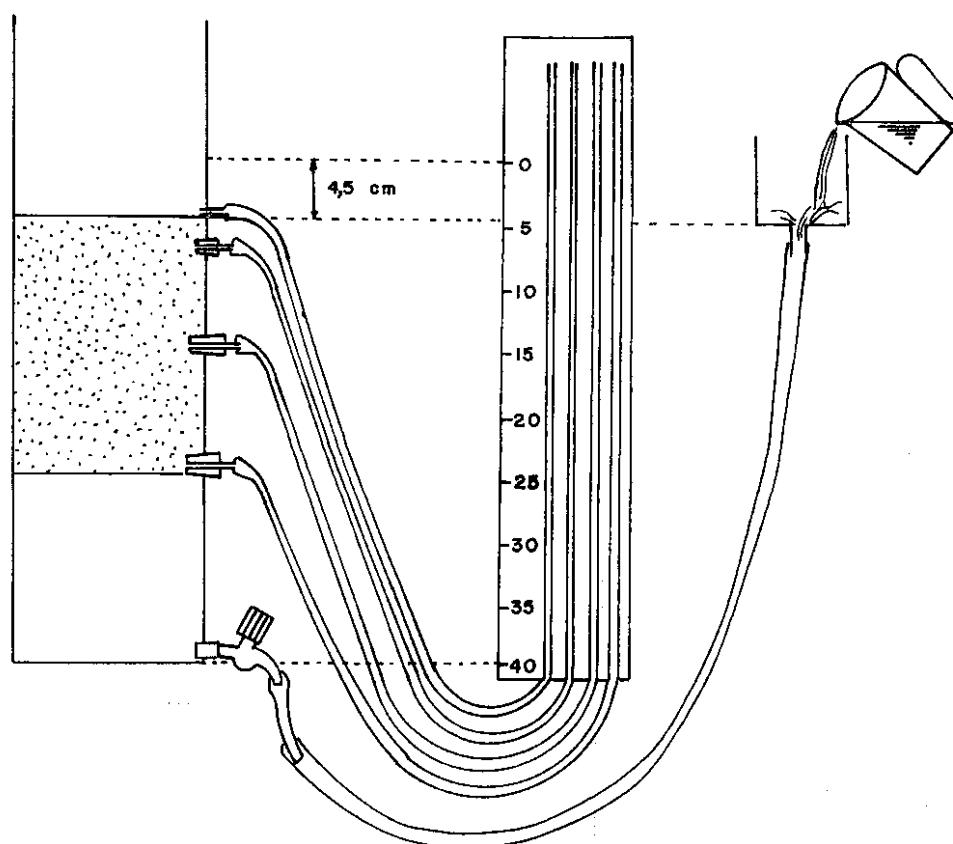


Fig. 16 - Saturação de filtro usado na Vila do IAPI para determinação da perda de carga X profundidade

### 3.2.13 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

Para determinar a DBO, procedeu-se à determinação do OD aos cinco dias, em incubação a 20°C.

No entanto, as últimas análises de DBO foram feitas pelo método manométrico, usando um aparelho *Hach*, modelo 2173 B, fabricado pela *Hach Chemical Co. (USA)*, conforme instruções do manual *Bottle Manometric Apparatus Model 2173 B (24)*.

### 3.2.14 - Demanda Química de Oxigênio

Determinou-se a DQO por digestão com permanganato de potássio, conforme descrito no *Analytical Methods Manual (28)*.

#### 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante a operação dos modelos adotados neste trabalho.

Os resultados serão comparados com os obtidos por outros pesquisadores que estudaram a infiltração de esgotos no solo.

##### 4.1 - Tempos de Percolação da Água da Torneira Aplicada aos Filtros

Antes de começar a alimentação dos filtros com esgoto, foram realizadas algumas aplicações de água da torneira na superfície dos mesmos. A água aplicada serviu para que se tivesse uma idéia inicial do tempo decorrido entre a alimentação e a coleta do volume de efluente necessário para as análises.

Nos tubos com 20 e 50 cm de meio filtrante, o efluente começava a fluir no registro de saída antes mesmo de completar-se a infiltração (o que não acontecia para maiores alturas de meio filtrante). Era possível coletar um frasco de DBO cheio de amostra (efluente do filtro) antes que acabasse a infiltração. Assim sendo, para estes filtros (com 20 e 50 cm de material filtrante), a coleta de amostras não apresentou problemas. Na Fig. 17 estão registrados os volumes de efluentes coletados x tempo, para os filtros C-20 e C-50. Como tempo zero foi considerado o instante em que os filtros eram alimentados.

Já nos tubos com 100 e 170 cm de material filtrante observou-se que, imediatamente após a alimentação, fluia rapidamente um pequeno volume de efluente (Fig. 18). Logo após este rápido fluxo inicial, seguia-se um período longo em que não fluia sequer uma gota. Evidentemente, o fluxo inicial correspondia ao afluente da alimentação anterior, que ainda estava na parte inferior do meio filtrante. Ao lançar-se a carga de

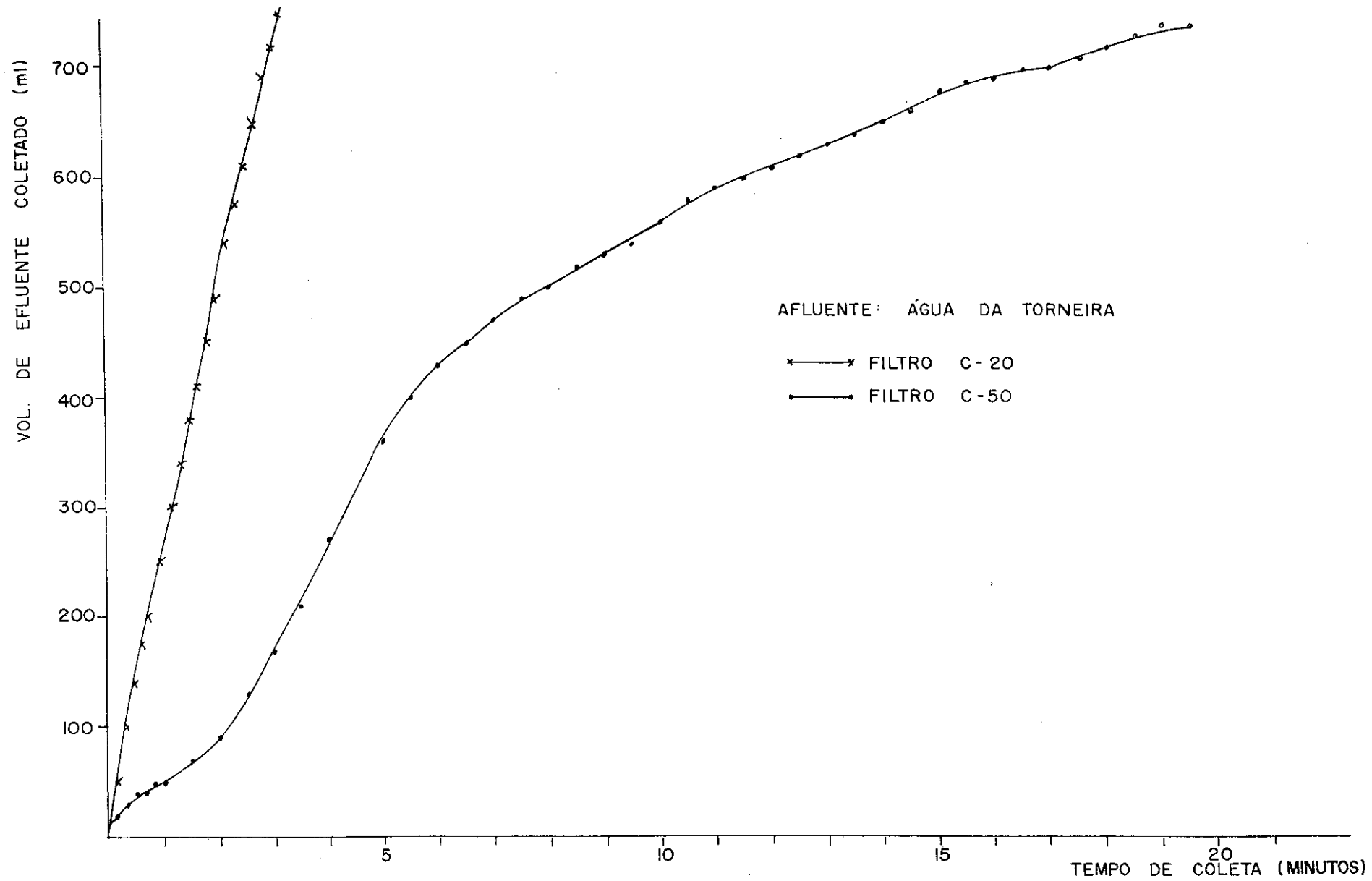


Fig. 17 - Volumes de efluentes coletados X tempos de coleta para os filtros C-20 e C-50

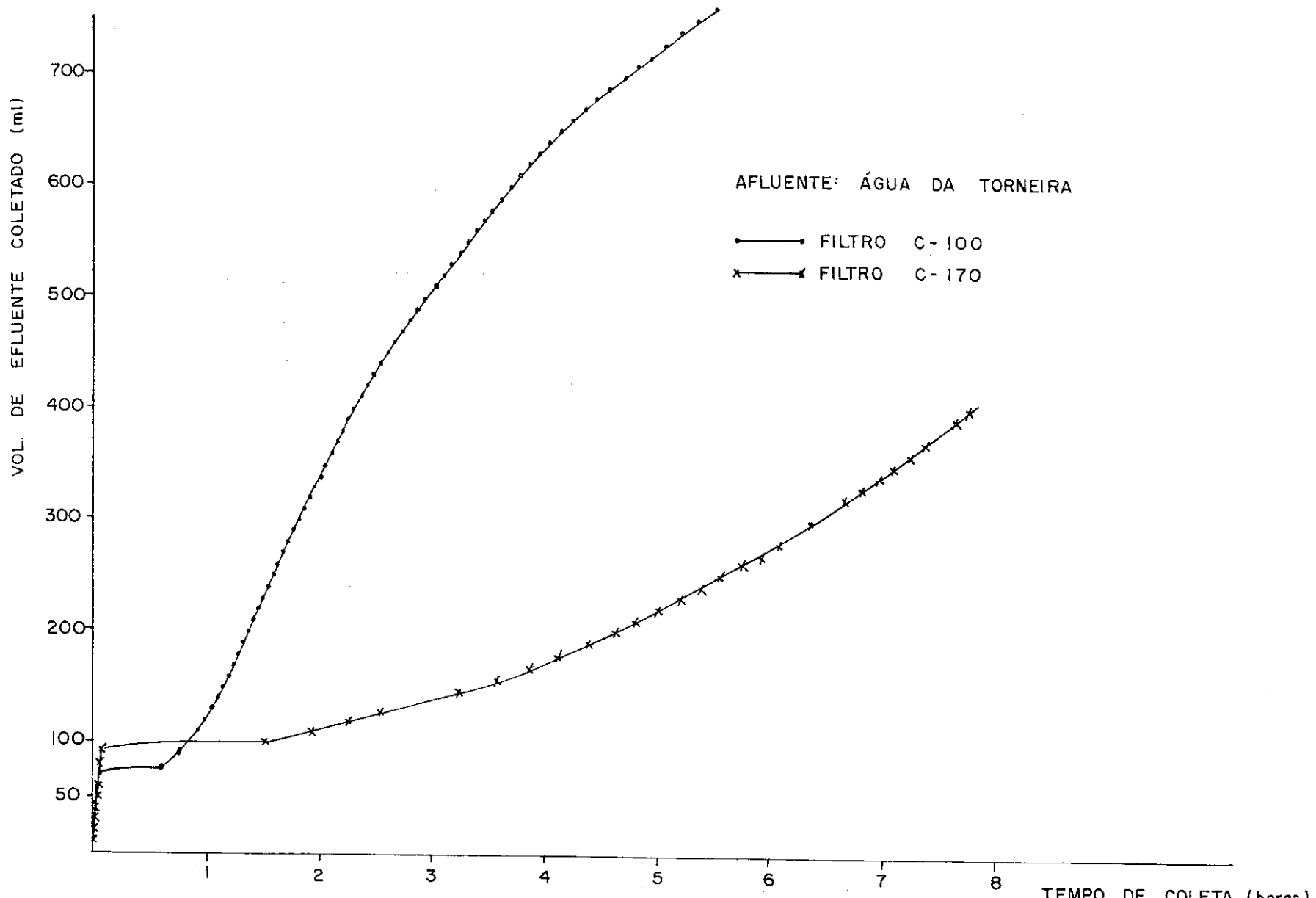


Fig. 18 - Volumes de efluentes coletados X tempos de coleta para os filtros C-100 e C-170

alimentação, os gases existentes no meio poroso eram submetidos a uma pressão que, atuando sobre o líquido existente na parte inferior do meio filtrante, expelia-o pelo registro de saída.

Observando-se a figura 18, pode-se perceber que para encher um frasco de DBO (250-300 ml) com amostra dos efluentes dos filtros com 170 cm de meio filtrante, era necessário esperar cerca de 6 horas, no caso de usar água da torneira como afluente dos filtros. Utilizando-se esgoto, os tempos de coleta seriam ainda maiores.

#### 4.2 - Tempos de Infiltração dos Esgotos Aplicados aos Filtros

Nesta seção serão apresentados os tempos de infiltração relativos à aplicação de esgoto bruto e decantado nos filtros de areia, descobertos ou cobertos com uma camada de brita.

##### 4.2.1 - Esgoto Decantado Aplicado na Areia Coberta por uma Camada de 10 cm de Brita

Apenas durante a primeira semana de experimentos, foi mantida na superfície da série A uma camada de 10 cm de brita nº 1. Isto para que, após sua retirada, se pudesse avaliar a variação nos tempos de infiltração, decorrentes de uma maior área infiltrativa exposta.

Manteve-se, nos filtros da série A, cobertos com a brita nº 1, uma taxa de aplicação de 9 cm/dia de esgoto decantado, dividida em duas aplicações (manhã e tarde).

Devido à presença da brita na superfície da areia, só foi possível acompanhar o tempo de infiltração no filtro A-100, que tinha parte da parede feita de acrílico transparente (Ver Fig. 11).

Com a camada de brita cobrindo os filtros da série

A, no terceiro dia do primeiro ciclo atingiu-se um tempo de 30 minutos para que se completasse a infiltração (Ver dia 3 de setembro na Fig. 27). Nessa mesma figura, observa-se que, após a retirada da brita, no terceiro dia do segundo ciclo (13 de setembro), atingiu-se um tempo de apenas 9 minutos, e um tempo de 14 minutos no terceiro dia do terceiro ciclo (17 de setembro).

Esta diminuição do tempo de infiltração após a remoção da brita é confirmada por Bouwer et alii (11), que constataram que uma bacia de infiltração com a superfície do solo exposta admitia uma taxa de infiltração duas vezes maior do que uma bacia recoberta com cascalho.

As desvantagens do uso da brita na superfície da série de filtros A serão abordadas na seção seguinte (4.2.2). Tais desvantagens são as mesmas relativas ao uso da brita na superfície dos filtros da série B, que recebiam esgoto bruto.

#### 4.2.2 - Esgoto Bruto Aplicado na Areia Coberta por uma Camada de 10 cm de Brita

Na série B, coberta por 10 cm de brita nº 1, os tempos de infiltração (Fig. 19) eram tomados apenas em B-100, que permitia a visualização da superfície da areia através da janela de acrílico transparente (Ver Fig. 11).

Com o uso de brita, contava-se com a possibilidade de reter na mesma o material sólido e as gorduras do esgoto bruto, diminuindo a colmatação na superfície da areia. Adotou-se uma taxa de aplicação de 9 cm/dia de esgoto bruto, dividida em duas doses iguais (manhã e tarde).

Evidenciaram-se, no entanto, grandes desvantagens no emprego da brita nas séries de filtros A e B, devido aos tempos de infiltração, que rapidamente atingiam valores elevadíssimos (Fig. 19). As maiores desvantagens foram:

- Diminuição da área de solo efetivamente exposta à infiltração (Fig. 20). Mc Gauhey (38) faz referência a esta

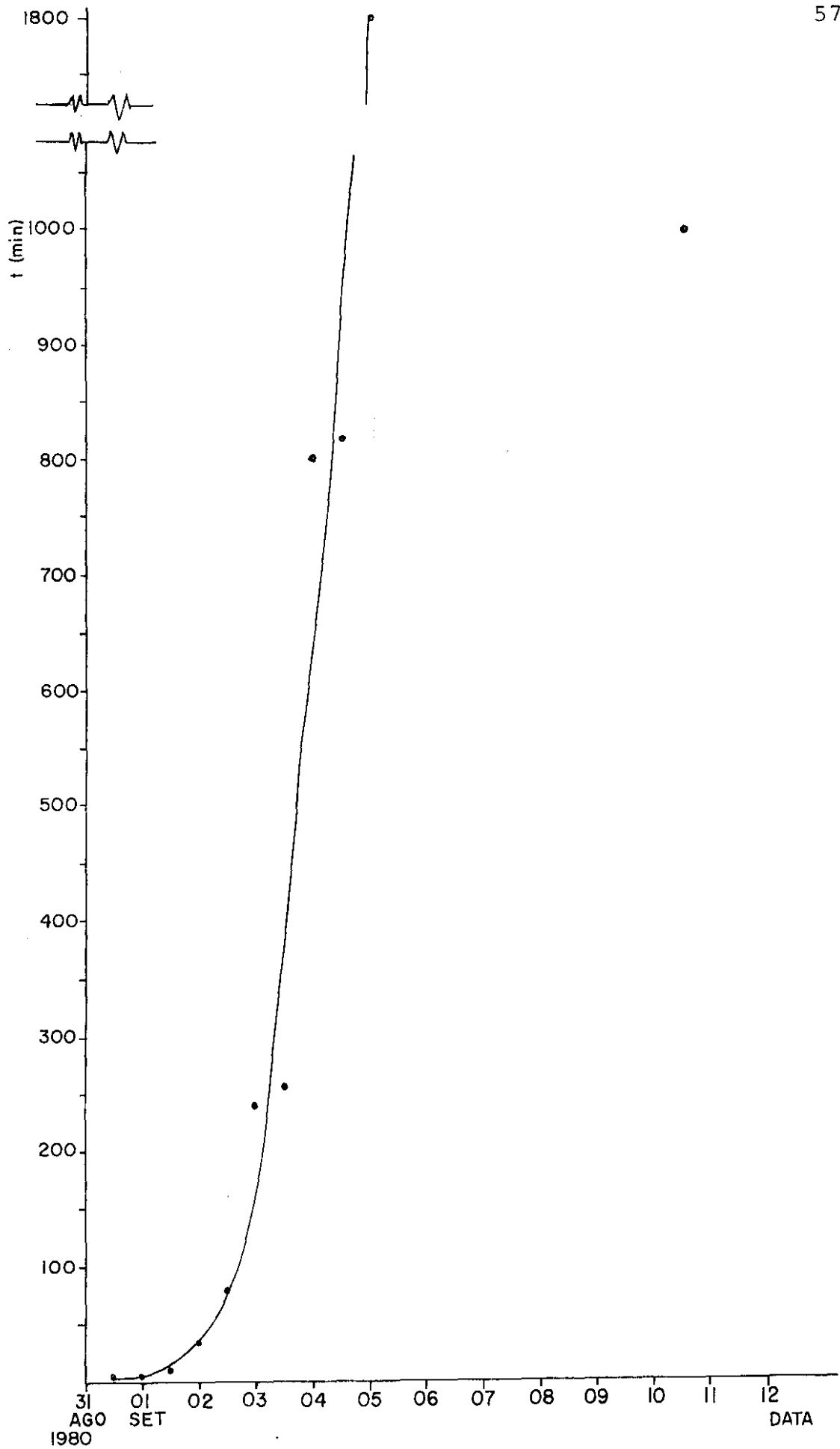


Fig. 19 - Tempos de infiltração do esgoto bruto no filtro B-100 coberto com brita n<sup>o</sup> 1



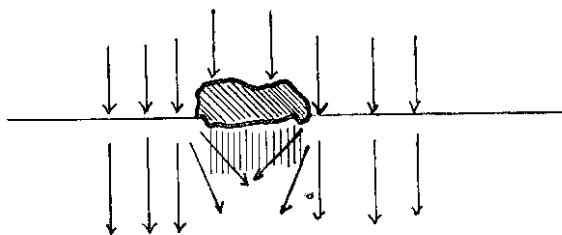


Fig. 20 - Diminuição da área infiltrativa pela presença de pedras

desvantagem de pedras na superfície de solos destinados a infiltração rápida, observando que há uma perda de capacidade infiltrativa devido à abrupta mudança no tamanho das partículas.

- Dificuldade para aeração mais eficiente da superfície da areia, sendo que a brita também protegia a superfície da areia dos efeitos da ação eólica, responsável por rápida secagem da mesma (especialmente em condições de baixa umidade relativa do ar).

- Impossibilidade da ação solar diretamente na superfície da areia.

- Dificuldade, pela presença da brita, de remover a placa colmatante da superfície da areia (na série B), ou de raspar a camada superficial endurecida (na série A). Denomina-se aqui placa colmatante o material que se deposita na superfície da areia, formando uma verdadeira placa que, quando seca, pode ser apanhada com a mão sem que ocorra quebra (Fig.23).

#### 4.2.3 - Esgoto Bruto Aplicado na Areia

Foi adotada nos filtros da série C uma taxa de aplicação de 9 cm de esgoto bruto por dia durante 4 ou 5 dias da semana, dividida em 2 doses iguais (manhã e tarde).

Quando a umidade relativa do ar era baixa, e havia o corrência de ventos, poucas horas após o término da infiltração do esgoto bruto na areia, a placa colmatante apresentava-se completamente seca, trincada e com as bordas levantadas (Figs. 21 e 22). Apesar de as paredes de PVC dos filtros impedirem uma ação eólica e solar mais efetiva nas superfícies colmatadas, por vezes, 6 ou 7 horas após o término da infiltração já era possível remover as placas sem que as mesmas se quebrassem.

Na Fig. 24, vê-se a superfície de um dos filtros que recebia esgoto bruto, após a remoção da placa.

Na Fig. 25, nota-se a forma acelerada com que os tempos de colmatação aumentam, bem como a notável recuperação infiltrativa quando é feita a remoção das placas colmatantes.

Há uma grande diferença entre os tempos médios de infiltração dos quatro tubos da série de filtros C verificados neste trabalho (Fig. 25) e os tempos observados por Silva (56) em Torres (Fig. 26).

Em Torres, na bacia de infiltração de 2 m<sup>2</sup>, Silva (56) obteve baixos tempos de infiltração. Só após dois meses de aplicação de esgoto bruto à razão de 2 x 4,5 cm/dia é que esses tempos começaram a exceder 6 horas (Fig. 26).

Já na Vila do IAPI, em Porto Alegre, para uma taxa de alimentação igual, obtinham-se tempos de infiltração superiores a 6 horas já no terceiro ou quarto dia de um ciclo (Fig. 25). Devido ao acelerado crescimento desses tempos, adotou-se um ciclo que geralmente consistia de quatro dias de alimentação e três dias de repouso.

Pela figura 25, percebe-se de imediato que seria aconselhável o uso de uma taxa de alimentação menor que 2 x 4,5 cm por dia, a fim de que os tempos de infiltração se mantivessem mais baixos. No entanto, se tivesse sido usada uma taxa de alimentação menor, não se conseguiria o volume de amostras necessário para as análises desejadas, como foi visto na seção 4.1. Saliente-se o fato de que mesmo usando uma taxa de alimentação de 2 x 4,5 cm por dia, alguns resultados de certos parâmetros foram perdidos devido ao insuficiente volume de amostras.



Fig. 21 - Perfil dos filtros de 100 cm de meio poroso

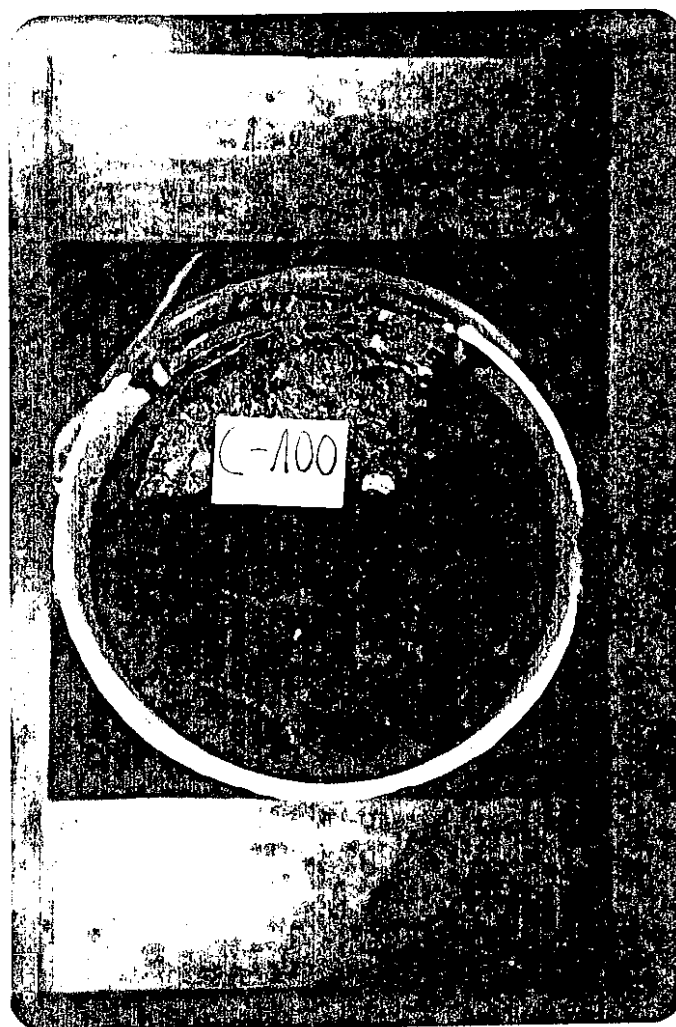


Fig. 22 - Filtro C-100 com a placa colmatante seca

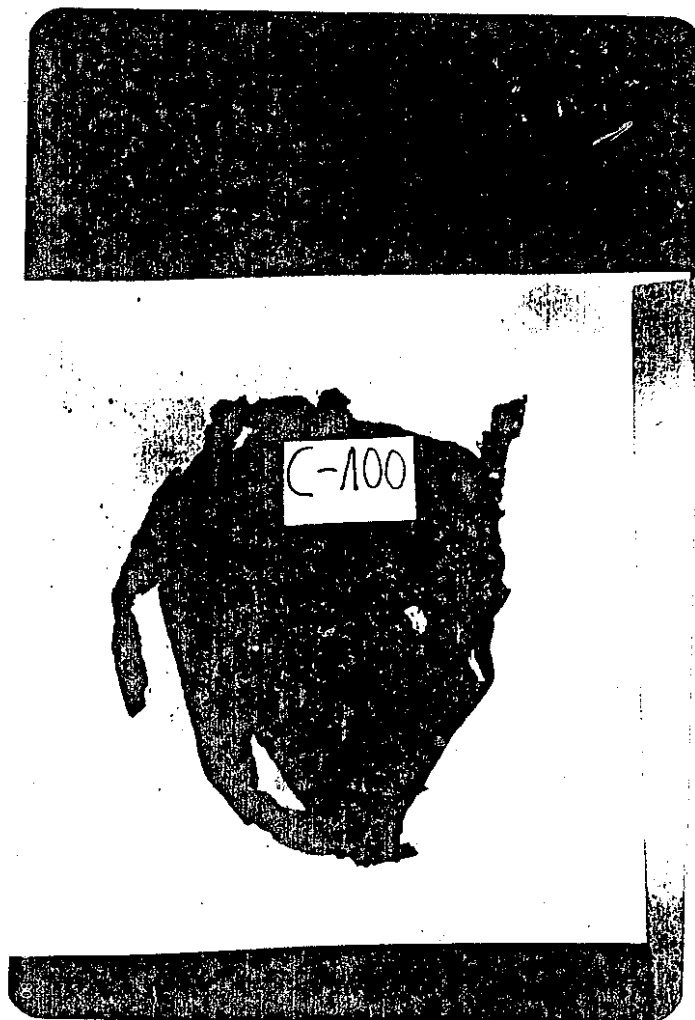


Fig. 23 - Placa colmatante removida do filtro C-100

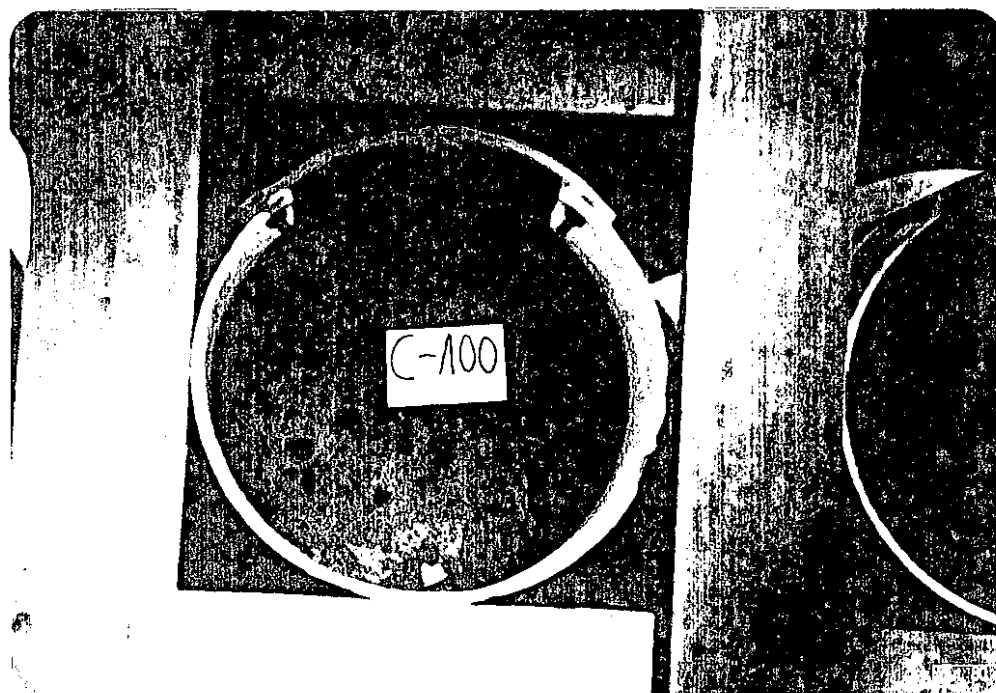


Fig. 24 - Superfície do filtro C-100 após a remoção da placa colmatante

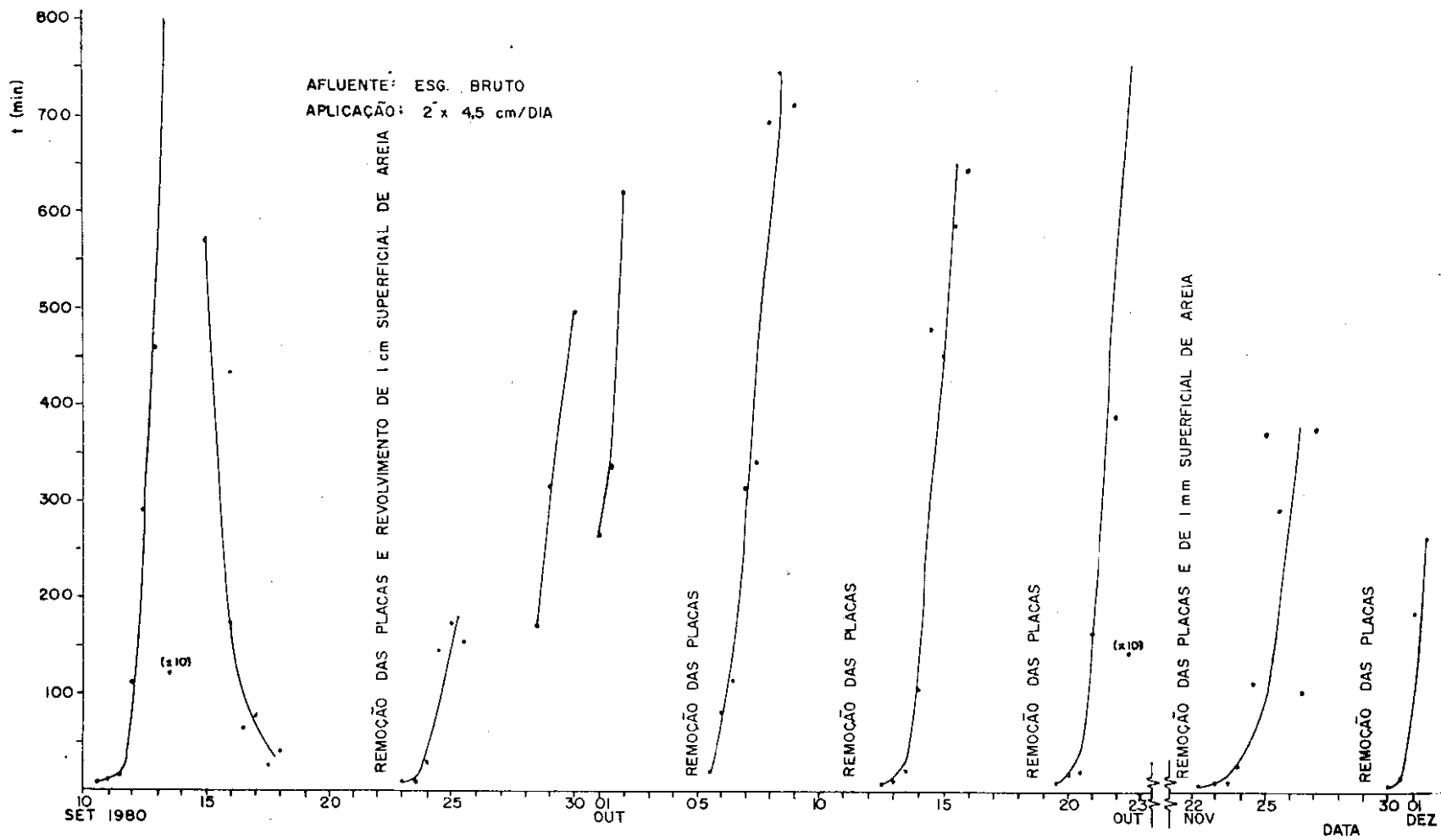


Fig. 25 - Tempos médios de infiltração do esgoto bruto nos 4 filtros da série C

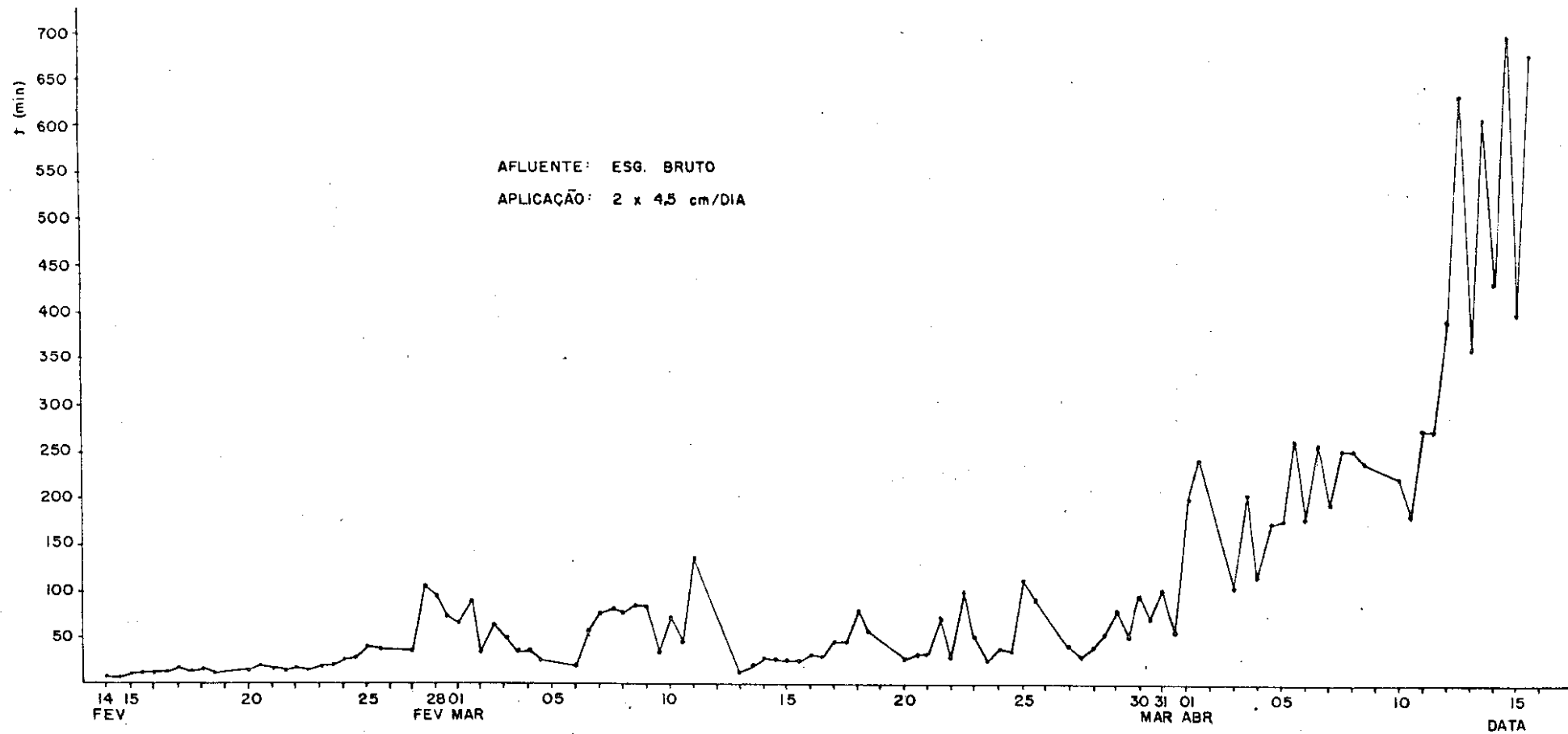


Fig. 26 - Tempos de infiltração do esgoto bruto verificados por Silva (56) em Torres, RS



Os fatores que contribuíram para que os tempos de infiltração fossem tão superiores aos registrados por Silva (56), foram:

- Ação eólica e solar: Nos filtros utilizados neste trabalho, a superfície da areia estava relativamente abrigada da ação dos ventos e da insolação. Já em Torres as bacias de infiltração tinham 2 m<sup>2</sup> cada uma e estavam com a superfície bem mais exposta aos ventos e ao sol.

- Umidade relativa do ar: Nesta pesquisa, a análise dos tempos de infiltração ocorreu entre os meses de setembro e novembro. Em Torres, essa análise foi realizada entre os meses de janeiro e abril. Os valores diários da umidade relativa do ar às 15 horas no período deste estudo encontram-se na seção 4.9.

- Temperatura: As condições de temperatura durante o desenvolvimento deste trabalho (Ver Apêndice - Tabela XIX ) foram bem menos favoráveis do que as registradas na experiência realizada em Torres.

#### 4.2.4 - Esgoto Decantado Aplicado na Areia

Pela Fig. 27, percebe-se que os tempos de infiltração para o esgoto decantado aplicado na areia crescem de forma bem menos acelerada que os tempos para o esgoto bruto (Fig. 25). Até 14 de outubro de 1980 adotou-se uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm por dia. A partir da tarde desse mesmo dia a taxa foi duplicada.

Quando os filtros ficavam alguns dias sem ser alimentados, ocorria grande diminuição nos tempos de infiltração, sem que houvesse necessidade de remover placas colmatantes (não chegavam a se formar) ou de raspar a superfície freqüentemente. Foram feitas apenas duas raspagens superficiais, sendo uma em 5 de outubro e outra em 22 de novembro de 1980.

A superfície da areia que recebe esgoto decantado, quando seca, é de uma dureza notável. Isto provavelmente seja



devido à presença de graxas, gorduras e cloreto de sódio. Notou-se que quanto mais dura se tornava a superfície, maiores eram os tempos de infiltração.

A partir de 14 de outubro de 1980, quando se passou a aplicar 2 x 9 cm/dia de esgoto nos filtros, os tempos de infiltração tornaram-se em média cinco ou seis vezes maiores do que para a taxa anterior.

O tempo médio de infiltração até 14 de outubro de 1980 foi de 83 minutos (Fig. 27). A partir de então, com taxa de alimentação duplicada, o tempo médio foi de 463 minutos, evidenciando o fato de que 2 x 9 cm/dia foi uma taxa de alimentação que excedeu amplamente a capacidade assimilativa do meio filtrante.

#### 4.3 - Oxigênio Dissolvido, pH, Acidez, Alcalinidade, Nitrogênio Total de Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal e Nitratos

Os teores de OD nos efluentes foram determinados durante duas semanas, quase que diariamente. Os valores diários de OD para os efluentes encontram-se na Tabela I, sendo que a Fig. 28 representa os valores médios para as diferentes profundidades analisadas.

O teor médio de OD no esgoto bruto, em uma série de 8 análises, foi de 1,5 mg/l. Este teor provavelmente deveu-se à turbulência do esgoto bruto, no ponto em que chegava aos tanques Imhoff, que era o ponto de coleta. Já o OD médio do esgoto decantado (efluente do Imhoff), em uma série de 8 análises, foi de 0,0 mg/l (embora tenham ocorrido 2 resultados diferentes de zero). Neste estudo, considerou-se o OD dos afluentes como sendo 0,0 mg/l. Isto porque, provavelmente, o baixo teor de OD apresentado no momento da coleta decrescia ainda mais no tempo decorrido entre a coleta e a aplicação dos afluentes aos filtros.

Nos filtros adotados neste estudo, quando a coluna de água descia, puxava atrás de si uma coluna de ar atmosférico, que preenchia os vazios deixados pela água no meio filtrante.

te. Ao aplicar-se uma nova carga de afluente (com OD nulo) nos filtros, a água que penetrava nos vazios da areia entrava em contato com os gases existentes nos mesmos.

Para taxas de aplicação iguais, quanto maior a altura do meio filtrante, mais efetivo era o contato entre o ar e a água percolante, no que diz respeito à aeração do afluente aplicado.

Após a drenagem completa do solo, o oxigênio entrava no mesmo, o que, de acordo com Bouwer et alii (12), ocorre por difusão.

Nos filtros de 20 e 50 cm de meio filtrante, quando a água começava a fluir nos registros de saída, ainda havia uma lâmina de afluente na superfície da areia (Ver Seção 4.1). Logo, havia uma percolação sob pressão e, enquanto esta durava, quase todos os vazios da areia deveriam estar cheios de água, praticamente inexistindo ar nos mesmos.

Já nos filtros de 100 e 170 cm de meio filtrante, o afluente era todo infiltrado antes que começasse a fluir pelos registros na base dos tubos (Ver Seção 4.1). Logo, após completada a infiltração, havia no meio filtrante a água que percolava em seu movimento descendente, bem como o ar. Estes elementos (ar - água) existentes nos vazios da areia deveriam estar muito divididos, havendo, portanto, grande área de contato entre os mesmos, o que favorecia a aeração do líquido percolante.

Na Fig. 28, vê-se que, quanto maior a altura percolada, maior é o teor de OD nos efluentes. A mesma figura indica que os efluentes de 170 cm são os que têm maior teor de OD. Isso, no entanto, não significa que, necessariamente, nesta profundidade ou próximo a ela, o solo permaneça em condições aeróbicas nos períodos em que não está saturado. Logo após o término da percolação, possivelmente exista oxigênio nos vazios do solo, mas existiria também uma taxa de consumo desse elemento que faria com que, após algum tempo, o solo se tornasse anaeróbico. As condições anaeróbicas prevaleceriam até que fosse aplicada uma nova carga de esgotos na superfície, o que viria a renovar o ar existente nos vazios do solo desde a superfície até 170 cm de profundidade.

TABELA I

Teores de oxigênio dissolvido (mg/l) nos efluentes dos filtros da Vila do IAPI

DATA FILTROS	03/09/80 a	04/09/80 b	06/09/80 b	07/09/80 b	11/09/80 b	11/09/80 b	12/09/80 a	13/09/80 b	16/09/80 b	MÉDIA
A-20 .....	0,4	4,6	1,3	-	0,2	0,3	0,2	0,4	0,2	1,0
A-50 .....	3,1	4,9	4,4	-	1,9	2,5	1,8	2,4	1,8	2,8
A-100 .....	4,1	8,8	6,1	-	5,0	3,8	5,2	4,2	5,2	5,3
A-170 .....	6,2	8,2	6,9	6,9	-	4,6	5,8	6,1	6,8	6,4
B-20 .....	1,3	4,6	0,5	0,1	0,1	0,8	0,0	0,0	0,0	1,0
B-50 .....	3,3	4,9	5,6	5,9	4,2	3,3	3,0	4,2	0,0	3,8
B-100 .....	3,3	6,8	5,4	2,0	-	3,6	1,0	0,9	2,0	3,1
B-170 .....	4,2	7,4	5,2	2,9	-	4,4	4,4	3,7	3,5	4,5
C-20 .....	1,6	4,2	0,3	0,2	1,3	0,2	0,0	0,1	0,2	0,9
C-50 .....	3,6	5,5	4,9	-	0,7	1,2	2,9	0,8	1,4	2,6
C-100 .....	4,8	9,0	4,2	2,4	2,4	1,2	1,2	3,0	3,0	3,5
C-170 .....	6,0	7,4	6,0	3,8	-	4,3	2,2	4,0	5,6	4,9

Taxa de aplicação comum às séries A, B e C: 2 x 4,5 cm/dia

a: análises feitas pelo Método de Winkler

b: análises feitas pelo Método Eletrométrico

Taxa de aplicação comum as 3 séries: 2 x 4,5 cm/dia.

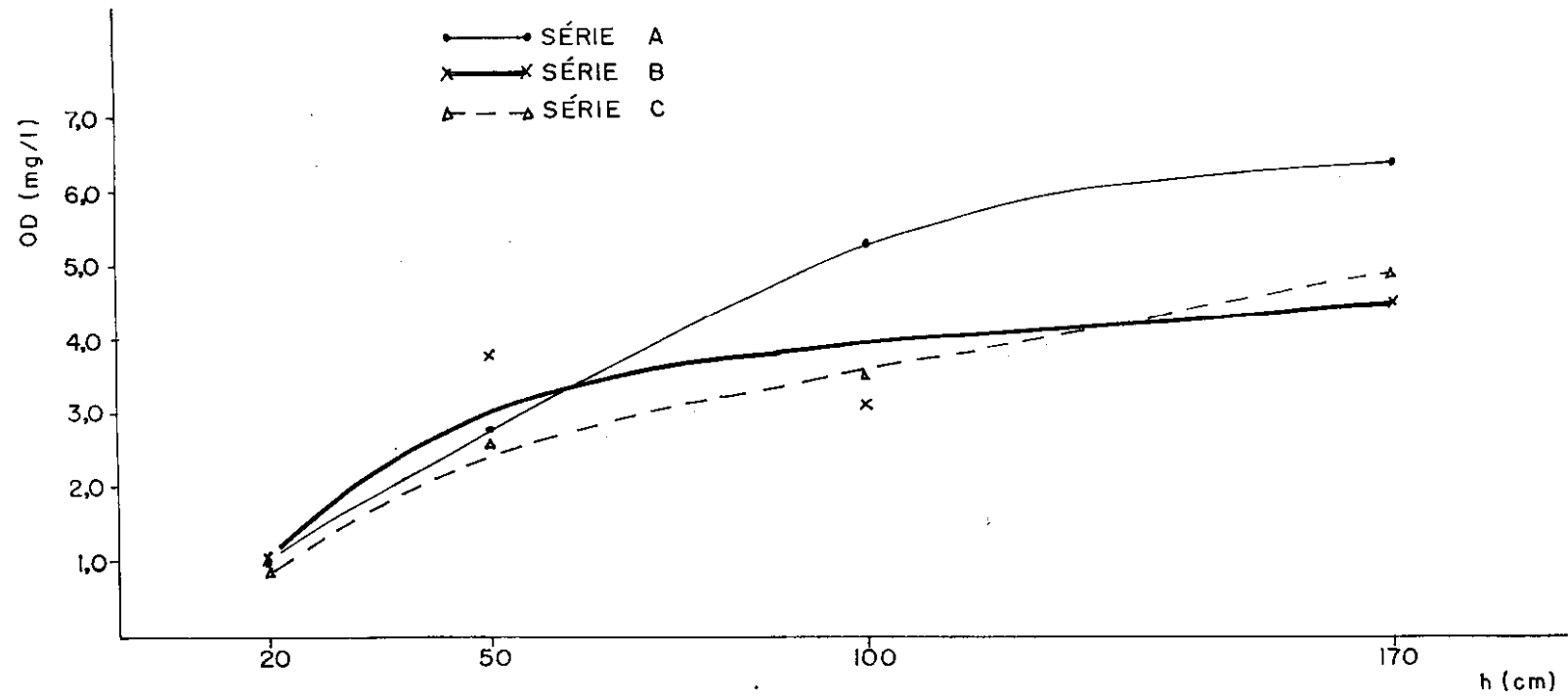


Fig. 28 - Teores médios de oxigênio dissolvido X profundidade nos filtros da Vila do IAPI

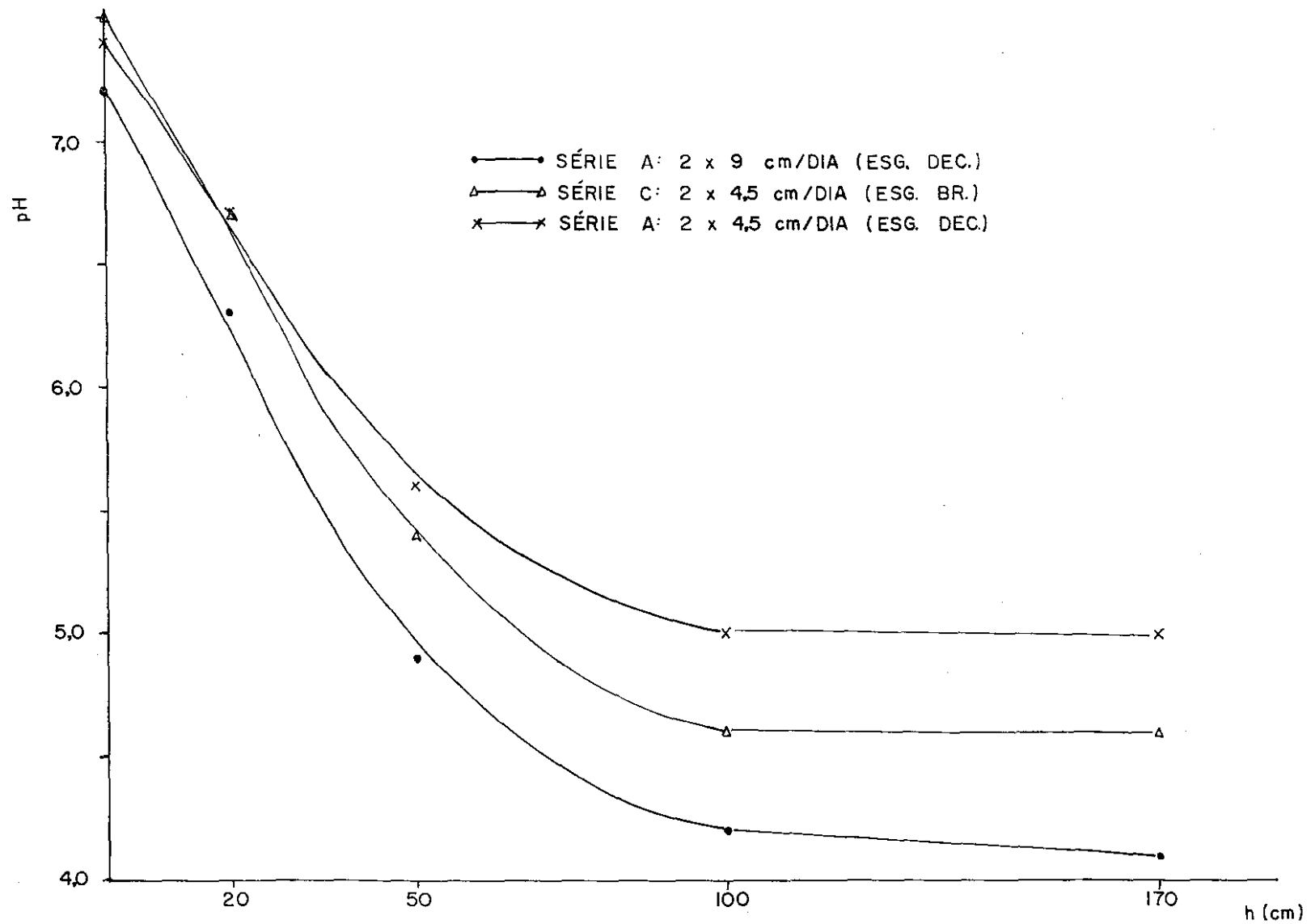


Fig. 29 - Valores médios do pH X profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C

Observou-se acentuado decréscimo nos valores de pH, à medida que o esgoto percolava para maiores profundidades nas séries A e C de filtros (Fig. 29). Este abaixamento no pH está associado com acentuada diminuição de alcalinidade, na medida em que os esgotos percolavam verticalmente o meio filtrante (Fig. 31). Os decréscimos no pH e na alcalinidade evidenciam o processo de nitrificação nos modelos usados nesta pesquisa.

A reação global de nitrificação (equação 6), dada por Culp et alii (19), mostra que durante a mesma ocorre uma destruição de alcalinidade ( $\text{HCO}_3^-$ ) pela oxidação de amônia, com a produção de dióxido de carbono (gás carbônico  $\text{H}_2\text{CO}_3$  na fase aquosa), tendendo a baixar o pH.

Além das baixas nos teores de pH (Fig. 29 e Tabelas II, III e IV) e de alcalinidade (Figs. 30 e 31 e Tabela V) com o aumento da profundidade, também os teores de OD (Fig. 28 e Tabela I) e as análises de nitrogênio (Figs. 32, 33 e 34) evidenciam o fenômeno da nitrificação que, sem dúvida alguma, se verifica nos filtros.

Aulenbach et alii (2) indicam uma série de pesquisadores, como Bailey, Furman, Greenberg, Thomas, Preul, Sawyer e Mc Carty, que demonstraram que o solo não retém nitratos.

Leach & Enfield (34) realizaram estudos em lisímetros ( $h = 205 \text{ cm}$ ), para controle de nitrogênio em sistemas de infiltração rápida de esgotos domésticos. Durante períodos de descanso, desenvolviam-se altos teores de nitratos, pela nitrificação da amônia e do nitrogênio orgânico. Os referidos autores constataram que essas altas concentrações de nitratos foram carregadas do solo durante as primeiras horas de cada novo ciclo.

Nas análises de nitrogênio (Fig. 34), percebe-se o decréscimo do nitrogênio total de Kjeldahl e da amônia com o aumento da profundidade, bem como o aumento no teor de nitratos até um metro de profundidade. A partir de um metro, este último parâmetro decresce.

No entanto não se pode afirmar que a nitrificação seja mais intensa em torno dos 100 cm de profundidade, onde se

TABELA II

Valores do pH na série de filtros C, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia

AMOSTRAS DATA	E.B	C-20	C-50	C-100	C-170
03-09-80	8,1 -	6,5 6,6	6,4 6,0	6,0 5,1	6,1 5,2
04-09-80	7,9 7,4	- 7,2	- 6,4	- 6,4	- 6,0
05-09-80	8,1 7,4	7,4 7,2	6,1 6,2	6,0 5,9	6,0 5,8
06-09-80	- -	6,8 -	6,4 -	5,6 -	5,4 -
10-09-80	- 7,1	- 6,8	- 6,4	- 5,7	- 5,9
11-09-80	7,8 7,2	7,1 7,1	6,6 6,6	5,7 5,6	6,1 5,9
12-09-80	7,1 -	7,1 -	6,6 -	5,4 -	5,6 -
13-09-80	- -	7,0 -	6,5 -	5,4 -	5,4 -
16-09-80	7,7 7,2	6,9 7,0	6,1 6,0	5,4 5,5	5,5 5,4
17-09-80	7,8 -	7,0 -	6,0 -	5,2 -	5,4 -
18-09-80	7,7 -	7,0 -	5,8 -	5,2 -	5,3 -
23-09-80	- -	- 6,9	- 5,8	- 5,5	- 5,8
24-09-80	7,8 7,3	6,8 6,9	5,5 5,6	5,0 4,8	5,2 5,5
25-09-80	7,8 7,4	6,8 7,0	5,6 5,4	4,6 4,8	5,0 5,0
26-09-80	8,0 -	6,8 6,9	5,4 5,3	4,8 4,7	5,0 4,8
29-09-80	7,9 7,1	7,0 7,6	5,3 5,2	4,9 5,0	5,0 4,9
30-09-80	7,9 -	6,9 -	5,5 -	4,6 -	5,3 -
01-10-80	7,7 7,0	6,7 6,7	5,2 5,3	4,5 4,6	4,5 4,7
02-10-80	8,0 -	6,6 6,6	5,1 5,0	4,7 4,5	4,6 4,5
06-10-80	8,1 7,8	6,8 6,9	5,5 5,2	4,9 4,8	4,8 4,7
07-10-80	8,2 7,6	6,9 7,1	5,1 5,5	4,4 4,3	4,6 4,9
08-10-80	7,9 7,2	7,0 6,5	5,2 5,0	4,2 4,3	4,3 4,3
09-10-80	8,0 -	7,1 6,8	5,2 5,1	4,2 4,2	4,3 4,2
13-10-80	8,2 7,2	6,9 -	5,2 -	4,5 -	4,4 -
14-10-80	7,6 7,1	6,9 6,7	5,0 5,0	4,0 3,8	4,1 4,0
15-10-80	8,3 7,2	6,8 6,6	5,1 5,3	4,1 4,0	4,0 3,9
16-10-80	8,1 -	6,6 6,4	5,1 4,8	4,2 4,0	4,0 4,0
17-10-80	- -	- -	- -	- -	- -
20-10-80	7,6 7,1	6,7 6,5	5,0 4,6	4,1 4,1	4,2 4,2
21-10-80	7,8 -	- -	4,5 -	3,9 -	4,0 -
22-10-80	7,5 7,4	6,4 6,5	5,4 5,1	4,1 4,3	3,9 4,0
23-10-80	8,1 -	6,5 6,6	5,0 5,0	4,2 4,2	3,9 4,0
23-11-80	7,5 7,1	6,5 6,1	5,7 4,6	4,3 4,2	- 4,2
24-11-80	7,7 7,1	7,0 5,9	4,8 4,8	4,0 4,0	4,0 3,8
25-11-80	8,0 7,2	6,6 6,3	5,3 4,9	4,3 4,0	3,8 3,7
26-11-80	- 6,8	6,5 -	5,0 -	4,3 -	3,9 -
27-11-80	8,0 -	6,4 6,2	5,1 4,8	4,0 3,7	3,8 -
30-11-80	7,4 7,0	- 6,4	- 5,0	- 4,0	- 4,0
11-08-81	- 7,0	6,7 6,9	6,3 6,3	5,0 5,3	4,8 4,7
12-08-81	7,7 7,5	7,0 6,6	6,3 5,2	5,6 4,4	4,9 4,3
13-08-81	6,6 7,3	6,4 7,0	5,4 5,8	4,0 4,6	3,9 4,5
17-08-81	7,8 7,1	- 6,7	- 6,1	- 4,8	- 4,5
18-08-81	7,6 6,9	- 6,1	- 5,1	4,1 4,1	3,8 4,0
19-08-81	7,4 -	6,2 -	5,4 -	4,1 -	4,0 -
21-08-81	6,9 7,4	6,0 6,7	5,2 5,9	4,6 4,5	4,1 4,3
24-08-81	7,6 6,9	- 6,1	- 5,3	- 4,1	- 3,9
25-08-81	7,3 7,2	6,1 6,6	5,1 5,4	4,1 4,5	3,8 4,0
27-08-81	7,1 6,7	- 5,7	- 4,6	- 4,2	- 3,8
28-08-81	7,2 -	6,4 -	4,8 -	4,4 -	4,0 -
31-08-81	7,5 7,0	- 5,9	- 4,8	- 4,1	- 3,8
MÉDIA	7,5	6,7	5,4	4,6	4,6

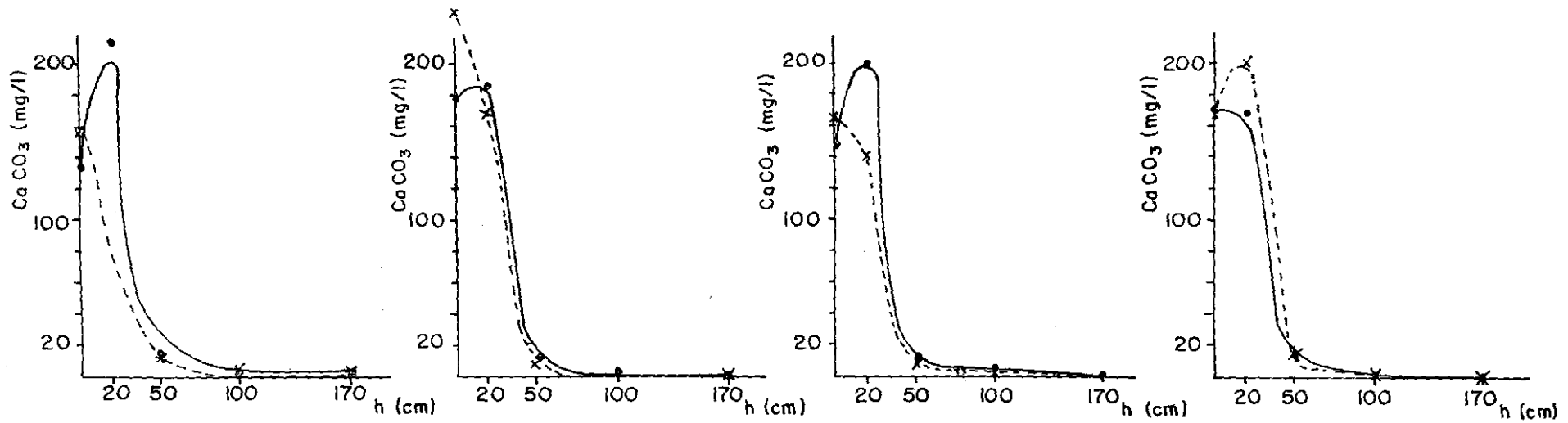
TABELA III  
 Valores do pH na série de filtros A, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia

DATA PONTOS AMOSTRAIS	1980																								MÉDIA	
	SETEMBRO														OUTUBRO											
	03	04	05	06	10	11	12	13	16	17	18	23	24	25	26	29	30	01	02	06	07	08	09	13		14
E.D.....	7,4 -	7,2 7,1	7,7 7,2	- -	- 6,9	7,2 7,0	6,9 -	- -	7,6 7,1	7,7 -	8,0 -	- -	7,3 7,1	7,3 7,3	7,9 -	8,1 7,2	7,6 -	7,7 6,8	7,6 -	7,7 7,2	7,4 7,3	7,9 7,4	7,7 -	8,1 7,1	7,3 -	7,4
A-20.....	7,1 6,8	- 7,1	7,3 6,9	5,9 -	- 6,8	6,7 6,9	6,8 -	6,7 -	6,7 6,7	6,7 -	6,6 -	- 6,8	6,5 6,5	6,4 6,4	6,3 6,3	6,4 6,3	6,5 -	6,4 6,7	6,6 6,3	6,8 6,7	6,7 6,8	6,6 6,4	7,1 6,5	6,7 -	6,4 -	6,7
A-50.....	5,7 5,6	- 6,2	6,9 6,3	5,3 -	- 6,4	6,5 6,5	6,5 -	6,4 -	5,9 6,2	5,9 -	5,7 -	- 5,8	5,4 5,5	5,8 5,6	5,5 5,7	5,4 5,1	5,3 -	5,3 5,2	5,0 4,8	5,4 5,3	5,0 5,1	4,8 4,8	4,9 4,8	5,1 -	4,8 -	5,6
A-100.....	6,0 5,1	- 6,3	6,0 6,0	5,5 -	- 5,8	5,8 5,7	5,6 -	5,4 -	5,5 5,3	5,2 -	5,2 -	- 5,1	4,8 4,5	4,6 5,0	4,7 4,6	4,6 4,7	4,9 -	4,7 4,8	4,3 4,6	5,1 4,9	4,3 4,3	4,4 4,6	4,4 4,4	4,3 -	4,1 -	5,0
A-170.....	5,5 5,2	- 5,7	5,6 5,5	5,1 -	- -	5,8 5,6	5,4 -	5,4 -	5,7 5,6	5,2 -	5,2 -	- 5,4	5,0 5,1	4,8 4,7	4,8 4,8	4,8 4,6	4,6 -	4,4 4,5	4,5 4,3	5,1 4,9	4,7 4,6	4,4 4,5	4,5 4,3	4,5 -	4,4 -	5,0



TABELA IV  
 Valores do pH na série de filtros A, para uma taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia

DATA PONTOS AMOSTRAIS	1980												1981											MÉDIA																												
	OUTUBRO						NOVEMBRO						AGOSTO																																							
	14	15	16	17	20	21	22	23	23	24	25	26	27	30	11	12	13	17	18	19	21	24	25		27	28	31																									
ED.....	- 6,9	7,8	7,1	7,3	6,8	7,5	6,9	7,6	7,1	7,3	-	7,5	7,2	7,6	-	7,5	7,0	7,5	6,9	7,3	6,9	-	6,7	7,1	-	7,4	6,8	-	6,8	7,8	7,0	6,5	7,4	7,9	7,5	7,3	6,9	7,3	-	7,2	6,9	7,6	6,8	7,2	6,8	7,1	6,7	7,0	-	7,5	7,0	7,2
A-20.....	- 6,2	6,1	5,9	6,2	5,8	5,6	5,8	6,4	6,4	6,3	-	6,3	6,5	6,4	6,4	4,8	5,4	6,7	6,3	7,0	6,4	6,4	-	6,4	6,3	-	7,1	6,8	6,2	6,2	6,4	6,2	6,3	-	7,0	-	6,5	6,3	-	6,1	6,6	-	6,0	6,2	6,6	-	6,1	6,1	-	-	5,9	6,3
A-50.....	- 4,7	4,7	4,7	4,8	4,5	4,6	4,4	4,2	4,4	4,5	-	4,5	4,7	4,9	4,9	4,7	5,1	5,7	5,1	5,4	5,5	5,8	-	5,8	5,6	-	5,5	6,1	5,9	5,6	4,9	5,0	5,2	-	5,3	-	4,5	4,9	-	4,4	5,4	-	4,5	4,3	4,7	-	4,2	4,1	-	-	3,8	4,9
A-100.....	- 3,9	4,1	4,0	4,2	4,1	4,2	4,1	4,2	4,1	4,3	-	4,4	4,3	4,3	4,4	4,1	3,9	4,3	4,3	4,5	4,3	4,5	-	4,3	3,8	-	4,1	5,2	5,0	4,6	4,3	3,7	4,2	-	5,0	3,7	4,0	3,9	-	4,0	4,2	-	3,8	3,6	4,0	-	3,7	3,8	-	-	3,6	4,2
A-170.....	- 4,1	4,2	4,0	4,3	3,9	4,1	3,9	4,0	3,9	3,9	-	4,0	4,2	4,0	4,1	4,2	3,9	4,0	4,1	4,3	4,0	4,2	-	4,0	3,8	-	4,0	4,9	4,8	4,9	4,1	3,9	4,1	-	4,5	3,8	4,1	4,1	-	3,9	4,1	-	3,8	3,8	3,9	-	3,8	3,9	-	-	3,9	4,1



x-----x SÉRIE A: 2 x 9 cm/DIA (ESG. DEC.)  
 ●-----● SÉRIE C: 2 x 4,5 cm/DIA (ESG. BR.)

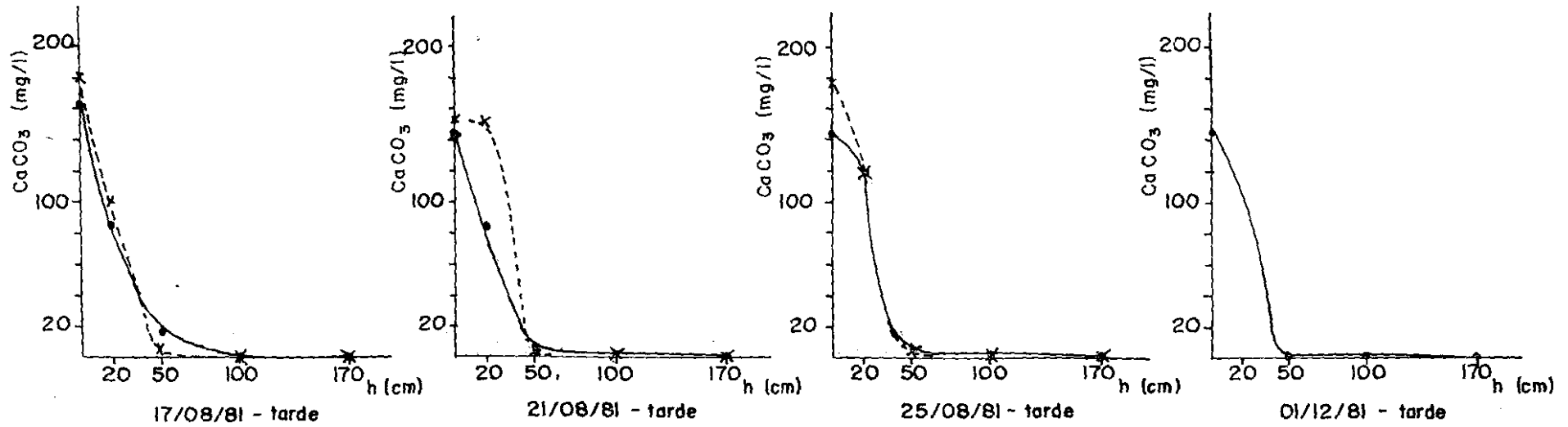


Fig. 30 - Teores diários de alcalinidade X profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C

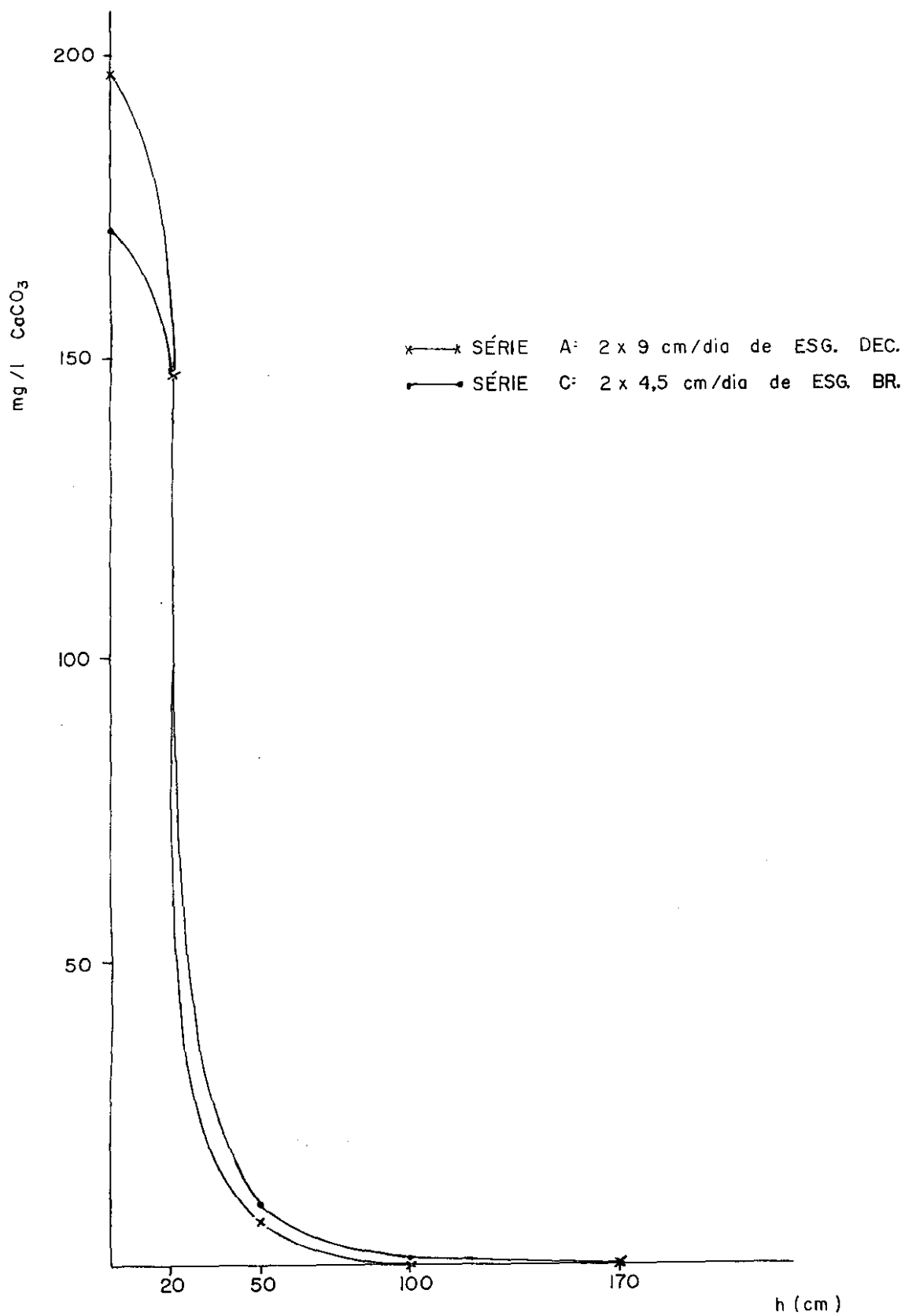


Fig. 31 - Teores médios de alcalinidade X profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C

TABELA V  
Teores de alcalinidade (mg/l CaCO<sub>3</sub>) nas séries de filtros A e C da Vila do IAPI

DATA PONTOS AMOSTRAIS	11/08/81	11/08/81	12/08/81	12/08/81	13/08/81	17/08/81	17/08/81	21/08/81	21/08/81	24/08/81	25/08/81	01/12/81	01/12/81	02/12/81	MÉDIA
	manhã	tarde	manhã	tarde	tarde	manhã	tarde	manhã	tarde	manhã	tarde	manhã	tarde	manhã	
E.D.....	221	156	234	165	168	231	181	223	153	262	177	-	-	-	197
A-20.....	-	-	168	140	200	-	101	-	153	-	119	-	-	-	147
A-50.....	-	12	8	8	12	-	4	-	2	-	2	-	-	-	7
A-100.....	-	3	0	0	0	-	0	-	0	-	0	-	-	-	0
A-170.....	-	0	0	0	0	-	0	-	0	-	0	-	-	-	0
E.B.....	184	134	178	148	170	237	163	177	143	215	145	166	145	193	171
C-20.....	-	214	186	200	168	-	85	-	85	-	119	-	-	127	148
C-50.....	-	15	10	10	14	-	16	-	6	-	5	-	1	0	10
C-100.....	-	2	2	4	0	-	0	-	0	-	0	-	0	0	1
C-170.....	-	0	0	0	0	-	0	-	0	-	0	-	0	0	0

Taxa de aplicação na série A: 2 x 9,0 cm/dia

Taxa de aplicação na série B: 2 x 4,5 cm/dia

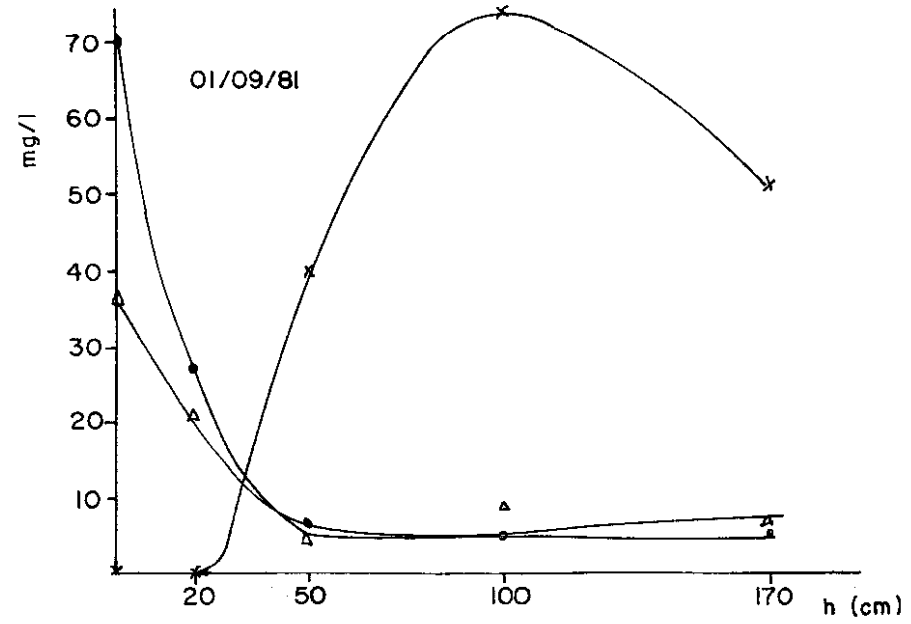
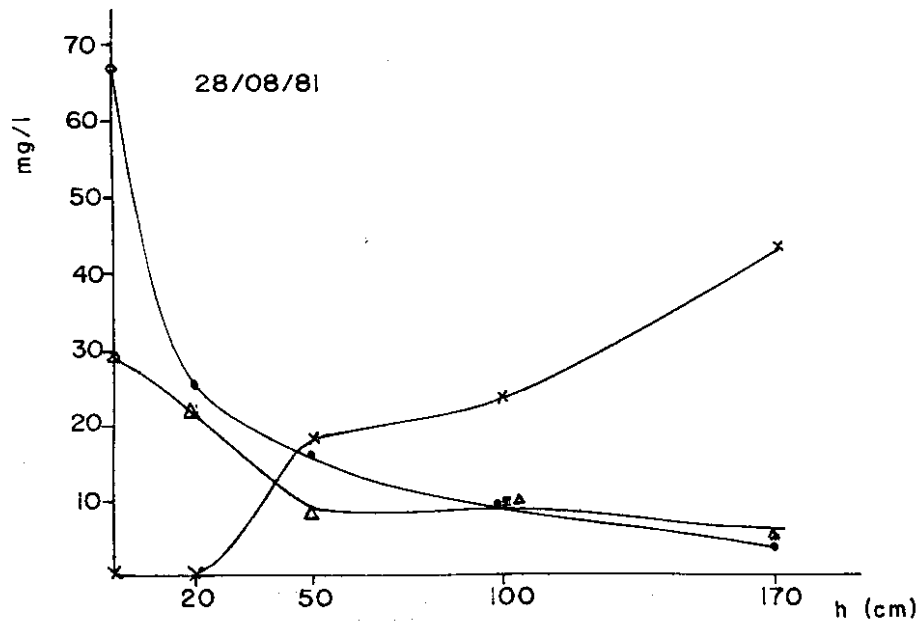
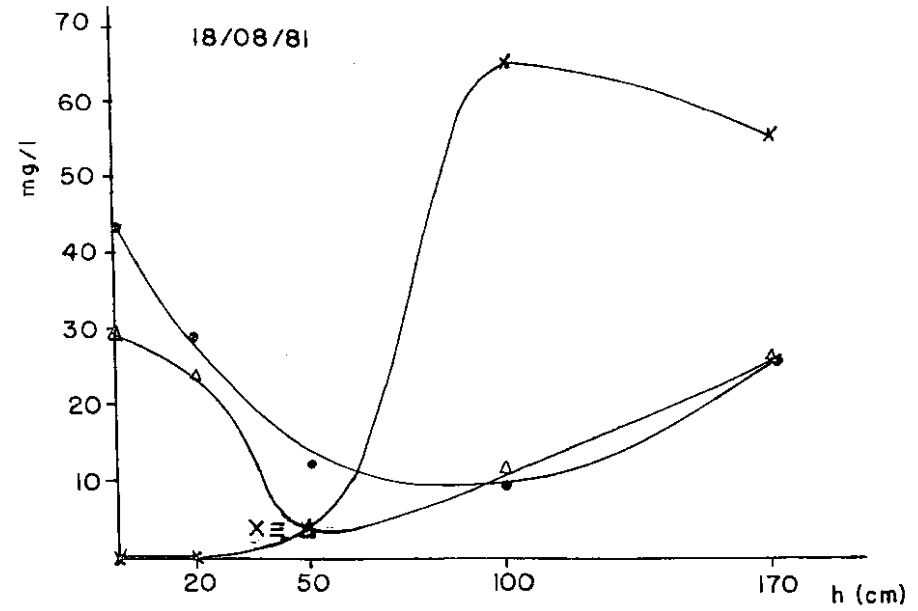
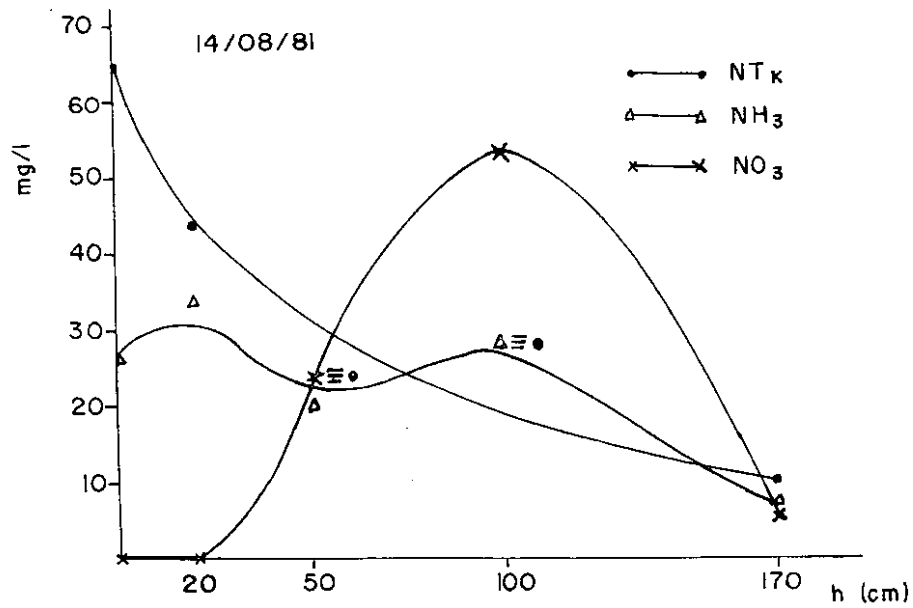


Fig. 32 - Teores diários de compostos nitrogenados X

profundidade na série de filtros A

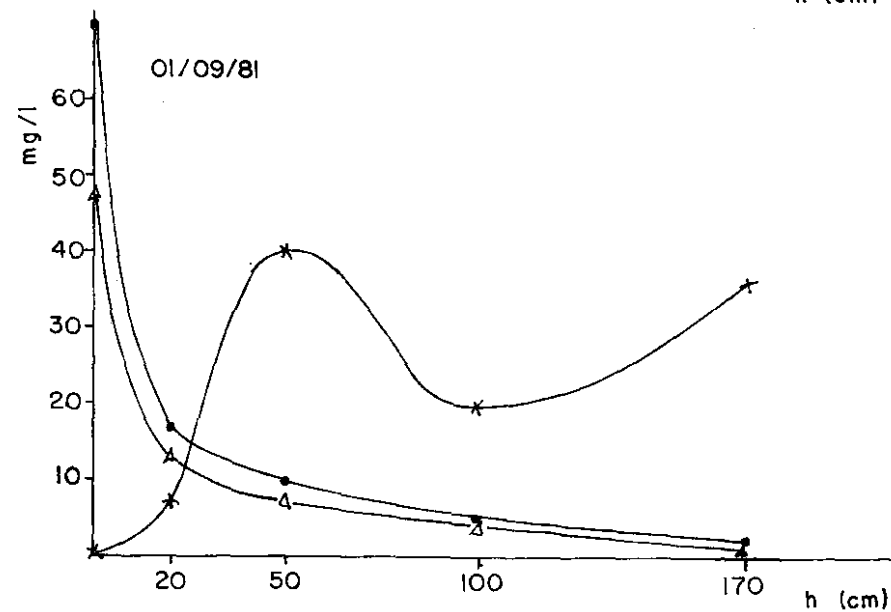
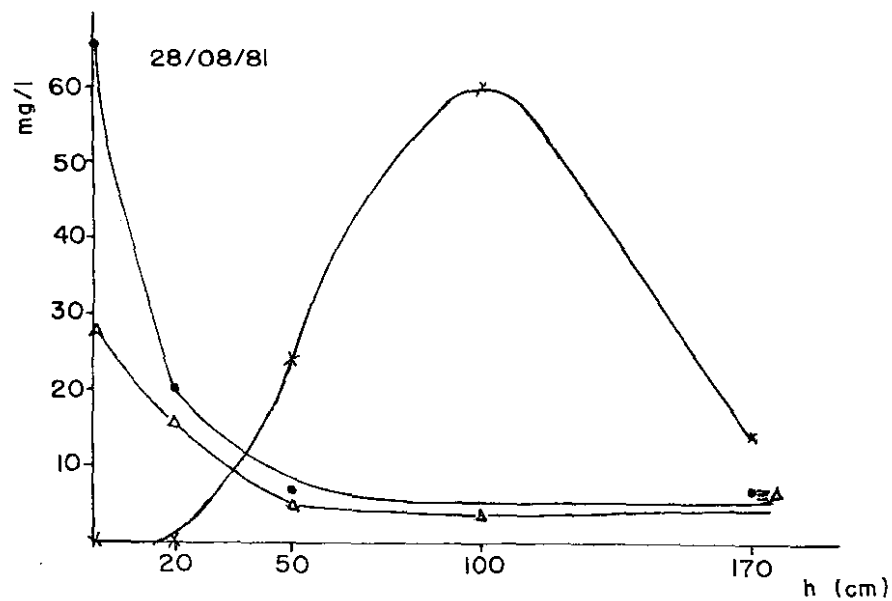
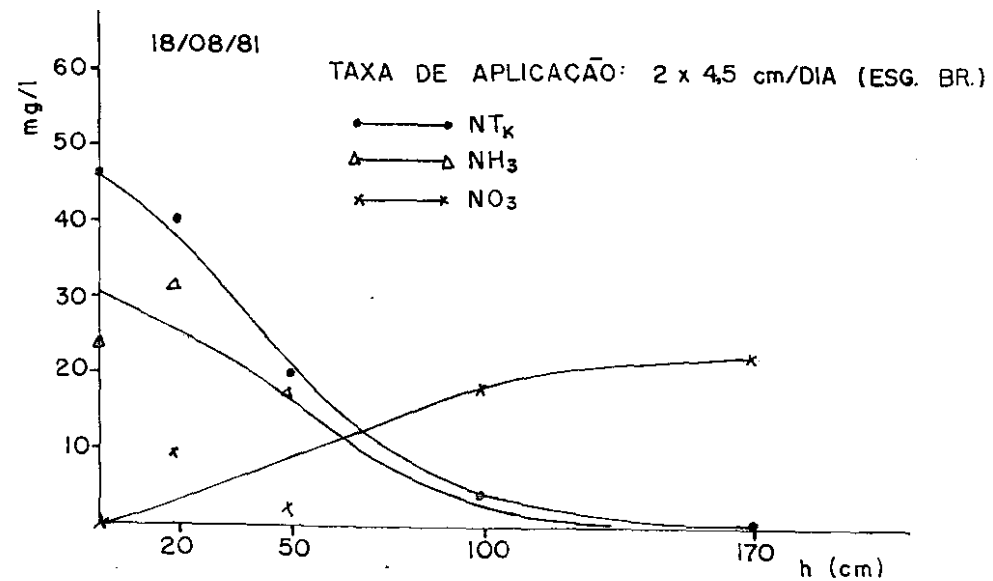
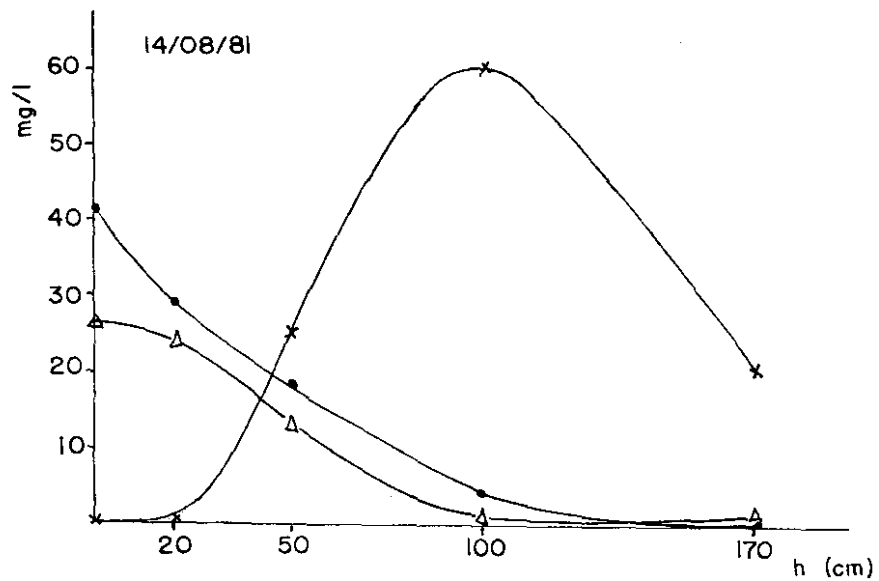
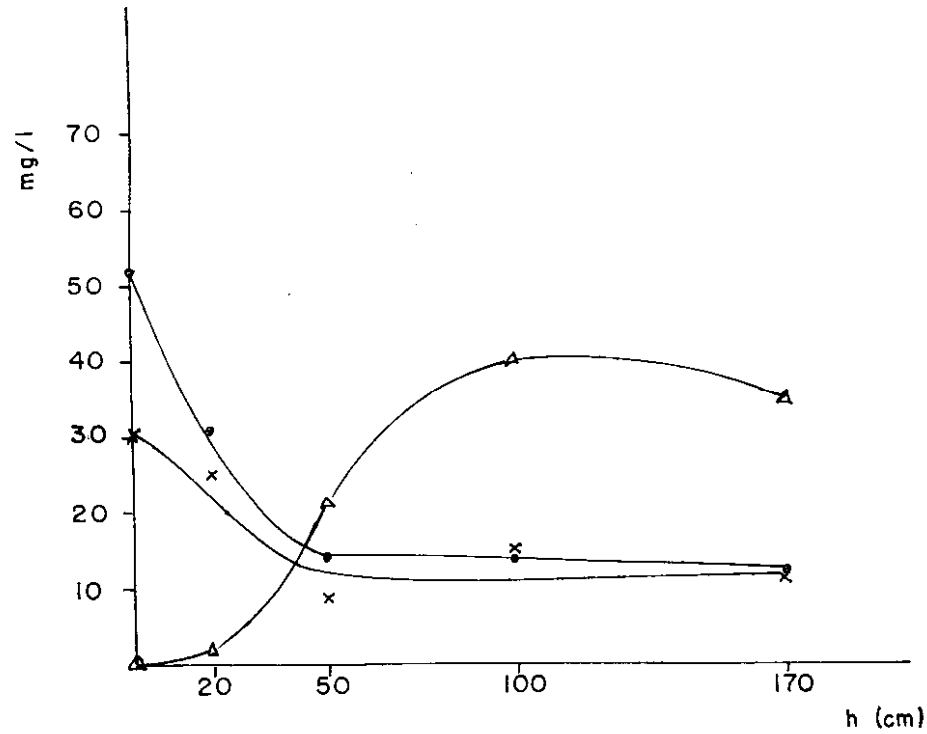
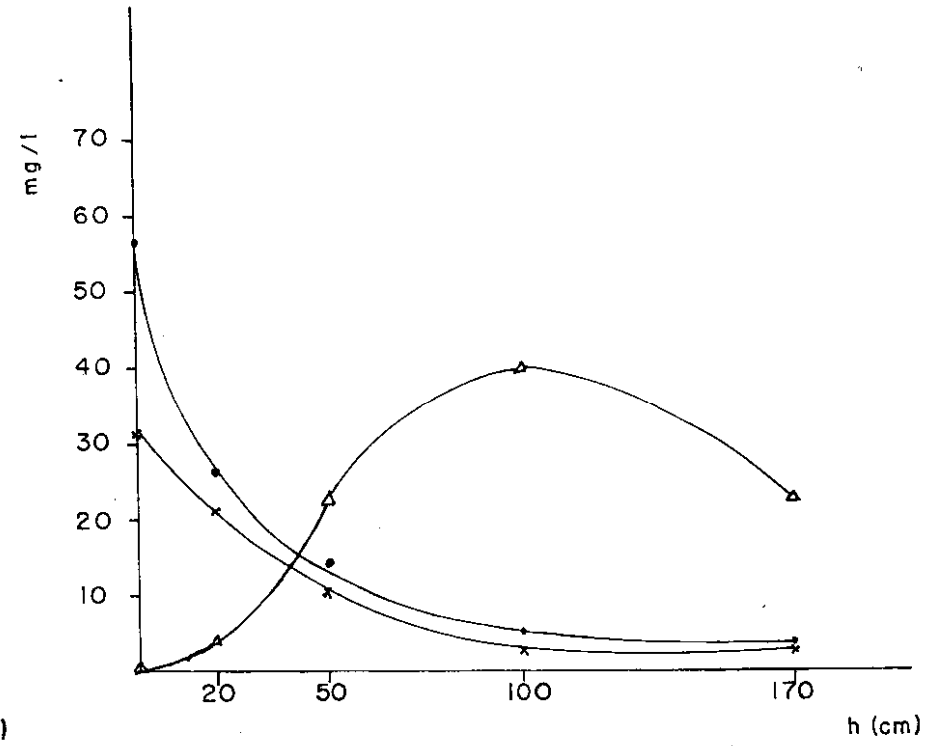


Fig. 33 - Teores diários de compostos nitrogenados X profundidade na série de filtros C

●—●  $NT_K$   
 x—x  $NH_3$   
 △—△  $NO_3$

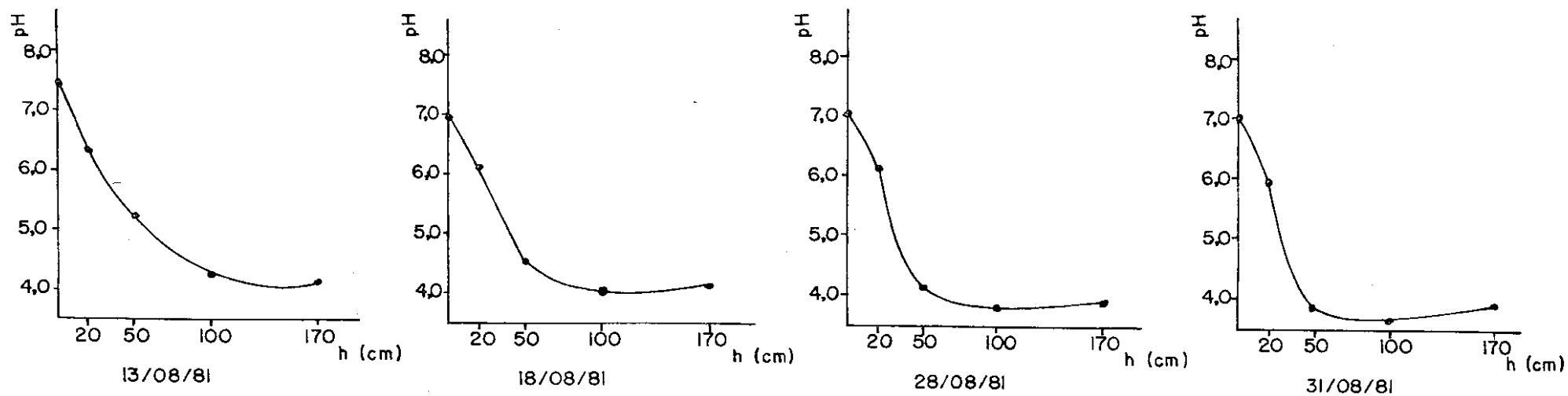


a - Série A: 2 x 9 cm/DIA (ESG. DEC.)

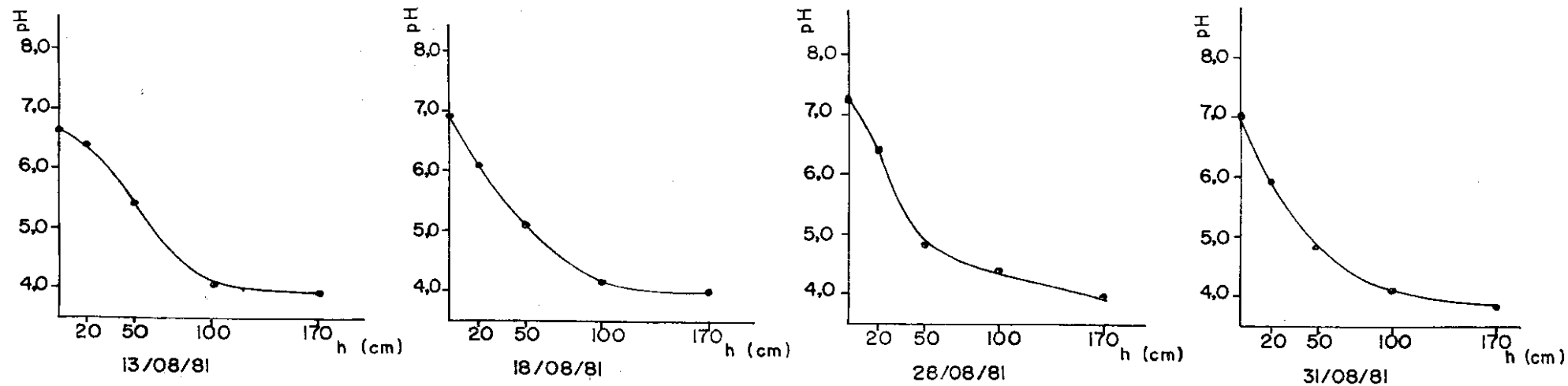


b - Série C: 2 x 4,5 cm/DIA (ESG. BR.)

Fig. 34 - Teores médios de compostos nitrogenados X profundidade nas séries de filtros A e C



a - Série de filtros A: 2 x 9 cm/dia de esg. dec.



b - Série de filtros C: 2 x 4,5 cm/dia de esg. br.

Fig. 35 - Valores do pH X profundidade nos dias das análises de compostos nitrogenados



TABELA VI  
Teores de acidez (mg/l CaCO<sub>3</sub>) nas séries de filtros A e C da Vila do IAPI

DATA PONTOS AMOSTRAIS	11/08/81	11/08/81	12/08/81	12/08/81	13/08/81	17/08/81	17/08/81	21/08/81	21/08/81	24/08/81	25/08/81	01/12/81	01/12/81	02/12/81	MÉDIA
	manhã	tarde	manhã	tarde	tarde	manhã	tarde	manhã	tarde	manhã	tarde	manhã	tarde	manhã	
E.D.....	43	26	22	35	33	16	49	32	39	32	43	-	-	-	34
A-20.....	-	70	81	71	85	-	47	-	75	-	75	-	-	-	72
A-50.....	-	-	90	79	96	-	57	-	87	-	96	-	-	-	84
A-100.....	-	59	67	83	81	-	57	-	73	-	67	-	-	-	70
A-170.....	-	-	51	75	83	-	73	-	57	-	73	-	-	-	69
E.B.....	-	10	18	26	31	8	20	26	30	24	34	33	36	47	26
C-20.....	-	53	49	43	63	-	69	-	57	-	85	-	63	50	59
C-50.....	-	37	45	47	75	-	83	-	49	-	53	-	47	32	52
C-100.....	-	-	39	43	43	-	53	-	98	-	49	-	74	70	59
C-170.....	-	65	51	30	49	-	73	-	61	-	61	-	50	52	55

Taxa de aplicação na série A: 2 x 9,0 cm/dia

Taxa de aplicação na série C: 2 x 4,5 cm/dia

●---● SÉRIE A: 2 x 9 cm/DIA (ESG. DEC.)  
 x---x SÉRIE C: 2 x 4,5 cm/DIA (ESG. BR.)

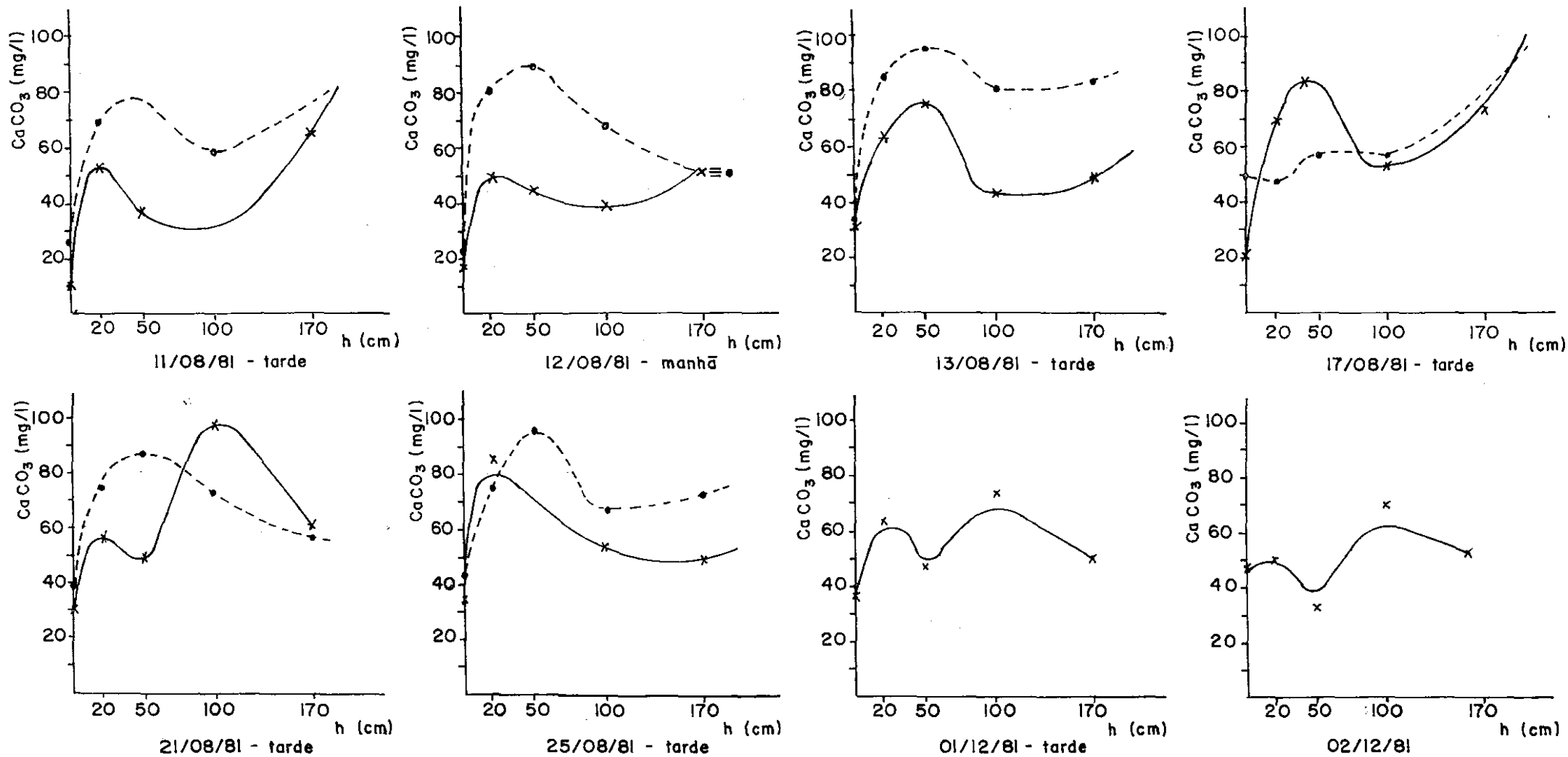


Fig. 36 - Teores diários de acidez X profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C

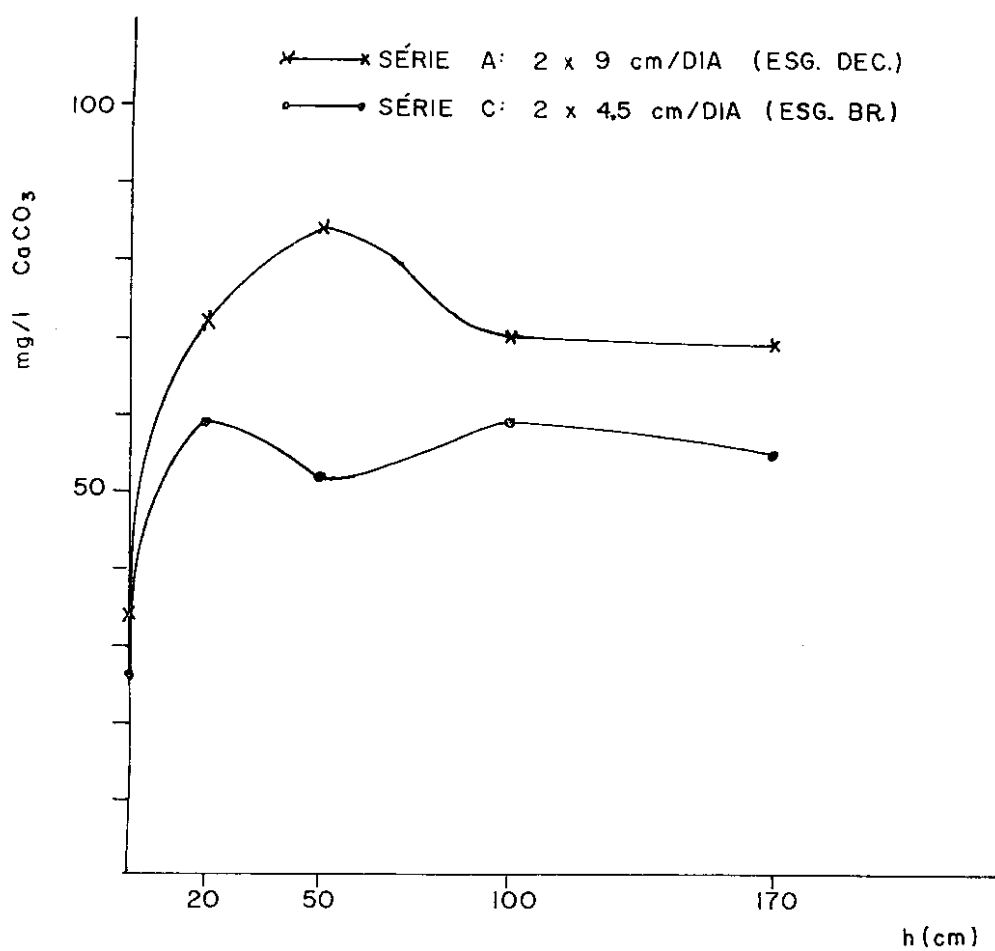


Fig. 37 - Teores médios de acidez X profundidade para os afluentes e efluentes dos filtros das séries A e C

verifica o maior teor de nitratos na água percolante (Fig. 34). Isto devido ao que foi exposto por Princine e McKee (47) em 2.3.2.2, referente a variações com o tempo, do teor de nitratos no perfil de um solo, a uma certa profundidade. Aulenbach et alii (2) igualmente constataram grandes variações com o tempo, no teor de nitratos, em cada profundidade analisada no sistema de infiltração superficial em *Lake George* (2.1.4).

Nos filtros de 100 e 170 cm, a infiltração acabava antes que começasse o fluxo de efluente nos registros de saída. Logo, nesses filtros, havia um fluxo vertical lento devido à ausência de carga hidráulica na superfície. Isso talvez tenha feito com que parte dos nitratos da água percolante se concentrasse na porção de água que permanecia aderida nas partículas do solo, ficando os nitratos sujeitos a denitrificação nos períodos em que o solo ficava sem água em seus vazios, nos quais prevaleceriam condições anaeróbicas. Isso explicaria a redução do teor de nitratos entre 100 e 170 cm (Figs. 32, 33 e 34). Em experimentos realizados por Princine e McKee (47), em que foi adotado um modelo com 150 cm de meio filtrante (areia com diâmetro 0,56 mm) recebendo esgoto primário, foi constatado que as condições aeróbicas prevaleciam até 135 cm de profundidade. A partir daí o meio era anaeróbico. Os referidos autores fizeram tais constatações através de análises de gases coletados no meio poroso insaturado, e não por determinações de OD no líquido percolante, como neste trabalho.

A denitrificação que possivelmente tenha ocorrido nos filtros não pôde ser confirmada por uma elevação nos teores de alcalinidade de 100 para 170 cm (Figs. 30 e 31). Entre as referidas profundidades a alcalinidade é sempre nula, possivelmente porque sua produção no referido trecho seria compensada pela acidez anteriormente produzida na nitrificação (Tabela VI e Figs. 36 e 37).

Na série de filtros A, que recebia carga hidráulica dobrada em relação à série C, o teor de amônia aumentou de 50 para 100 cm de profundidade (Fig. 32). Na mesma figura percebe-se que os nitratos decresceram de 100 cm para 170 cm, o que reforça a possibilidade de denitrificação.

O pH do esgoto (resultados médios) decrescia nos filtros, à medida que percolava verticalmente, até tender a uma estabilização, entre os valores 4 e 5, o que ocorria entre 100 e 170 cm (Fig. 29). Tal estabilização verificava-se quando da extinção total da alcalinidade do esgoto percolante (Fig. 31). Era também entre 100 e 170 cm de profundidade que ocorriam as estabilizações da  $DBO_5$  (Figs. 42, 43 e 44) e da DQO (Figs. 47, 48 e 49).

#### 4.4 - Condutividade Elétrica

Nas Tabelas VII e VIII estão registrados, respectivamente, os períodos de operação dos filtros da série A para as aplicações de 2 x 4,5 cm e 2 x 9,0 cm/dia. As referidas tabelas contêm os valores da CE do esgoto decantado aplicado e dos efluentes dos filtros que o recebem. Na coluna dos valores médios da CE (Tabelas VII e VIII) vê-se que a mesma é quase igual para as quatro diferentes profundidades analisadas, apresentando valores muito semelhantes aos do afluente aplicado.

A CE do esgoto bruto e dos quatro efluentes que a ele correspondem está representada na Tabela IX. Durante todo o período de operação, os filtros que receberam esgoto bruto foram alimentados com 4,5 cm de altura, duas vezes ao dia. Considerando-se os valores médios, constata-se que o valor da CE do esgoto bruto (Tabela IX) não difere muito dos valores encontrados para os quatro efluentes.

A CE verificada nos esgotos bruto e decantado, bem como nos efluentes respectivos após percolação na areia (Tabelas VII, VIII e IX), acusa um teor de salinidade médio (entre 250 e 750  $\mu$ mos/cm), de acordo com classificação estabelecida por Overcash e Pal (41).

Na Fig. 38 está representada a CE média dos afluentes e efluentes das séries de filtros A e C.

TABELA VII  
 Valores da Condutividade elétrica (µmhos/cm) na série de filtros A para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia

PONTOS AMOSTRAIS	1980																												VALORES MÉDIOS
	11 SET a	11 SET b	12 SET a	16 SET a	18 SET a	23 SET b	24 SET a	24 SET b	25 SET b	26 SET a	29 SET a	29 SET b	30 SET a	01 OUT a	01 OUT b	02 OUT a	02 OUT b	06 OUT a	06 OUT b	07 OUT a	07 OUT b	08 OUT a	08 OUT b	09 OUT a	09 OUT b	13 OUT a	14 OUT a		
E.D. ....	500	510	-	-	670	-	580	530	530	630	700	520	720	700	590	650	-	730	610	670	590	650	490	640	-	850	570	620	
A-20 .....	610	500	440	500	500	500	720	560	460	490	670	680	530	530	520	630	550	560	570	500	460	480	510	530	450	480	530	517	
A-50 .....	480	770	500	680	440	470	730	790	410	420	510	790	440	600	580	760	530	500	690	500	440	430	470	520	480	430	720	559	
A-100.....	330	370	450	490	730	470	490	630	500	430	510	470	900	550	570	580	530	610	520	550	640	460	480	480	580	510	650	536	
A-170.....	-	300	480	450	780	420	420	480	1050	820	480	500	550	850	770	530	480	510	550	520	580	620	570	470	520	570	520	569	

a: medição feita pela manhã  
 b: medição feita à tarde

TABELA VIII

Valores da condutividade elétrica ( $\mu$  mhos/cm) na série de filtros A para uma taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia

AMOSTRAS DATA	E. D.	A-20	A-50	A-100	A-170
14-10-80 b	580	530	560	630	570
15-10-80 a	760	500	580	560	680
15-10-80 b	660	550	560	440	560
16-10-80 a	630	520	460	440	510
16-10-80 b	600	610	510	-	570
17-10-80 b	640	520	810	550	560
20-10-80 a	750	900	1000	570	610
20-10-80 b	510	-	800	770	600
22-10-80 a	650	500	340	320	440
22-10-80 b	510	460	220	480	370
23-10-80 b	-	480	210	440	400
23-11-80 a	580	1430	1930	500	530
23-11-80 b	600	270	860	1200	820
24-11-80 a	690	440	260	310	650
24-11-80 b	530	600	330	300	360
25-11-80 a	510	550	320	310	280
25-11-80 b	580	550	370	310	290
26-11-80 a	-	510	390	260	330
27-11-80 a	590	540	520	350	330
27-11-80 b	-	600	540	450	350
30-11-80 b	550	550	870	520	510
01-12-80 a	690	580	540	1050	720
01-12-80 b	540	580	810	470	550
10-06-81 b	500	250	340	700	-
11-06-81 a	-	320	280	320	690
11-08-81 a	-	440	300	340	330
13-08-81 a	510	530	400	640	530
13-08-81 b	460	500	440	540	590
17-08-81 b	510	500	830	410	530
18-08-81 b	450	510	390	650	530
19-08-81 a	490	410	290	-	310
22-08-81 b	510	470	420	530	600
24-08-81 b	-	570	550	580	560
25-08-81 a	670	-	350	800	600
27-08-81 b	-	330	430	630	460
31-08-81 b	550	550	470	520	420
MÉDIAS	579	534	536	526	507

a: medição feita pela manhã

b: medição feita pela tarde

TABELA IX

Valores da condutividade elétrica ( $\mu$  mhos/cm) na série de filtros C, para uma taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia

AMOSTRAS						AMOSTRAS					
DATA	E.B.	C-20	C-50	C-100	C-170	DATA	E.B.	C-20	C-50	C-100	C-170
11-09-80 a	880	670	560	-	420	16-10-80 a	690	520	540	600	700
11-09-80 b	450	530	860	-	400	16-10-80 b	-	670	500	720	650
12-09-80 a	-	670	510	510	550	20-10-80 a	670	720	520	590	650
16-09-80 a	660	670	560	510	480	20-10-80 b	410	790	810	560	600
16-09-80 b	470	470	620	490	470	22-10-80 a	570	500	340	480	770
18-09-80 a	560	600	500	720	780	22-10-80 b	480	500	360	400	710
23-09-80 a	-	600	500	500	490	23-10-80 b	-	510	440	430	430
24-09-80 a	570	570	-	520	470	23-11-80 a	570	800	500	600	-
24-09-80 b	480	520	880	700	520	23-11-80 b	530	1180	980	550	550
25-09-80 a	670	510	520	740	680	24-11-80 a	620	310	780	1020	500
25-09-80 b	510	530	490	660	910	24-11-80 b	500	380	330	760	830
26-09-80 a	630	540	490	500	940	25-11-80 a	700	400	330	350	870
26-09-80 b	-	670	500	510	540	25-11-80 b	480	510	380	340	740
29-09-80 a	540	680	620	500	510	26-11-80 a	-	590	370	310	380
29-09-80 b	470	-	800	500	510	27-11-80 a	830	640	510	340	380
30-09-80 a	670	-	680	830	-	27-11-80 b	-	600	530	390	390
01-10-80 a	630	770	540	590	890	30-11-80 b	610	700	570	390	410
01-10-80 b	460	750	520	630	880	01-12-80 a	600	880	1000	490	430
02-10-80 a	820	680	600	620	670	01-12-80 b	480	510	700	1030	420
02-10-80 b	-	630	700	520	520	10-06-81 b	470	-	550	350	-
06-10-80 a	730	620	320	580	520	11-06-81 a	-	380	240	290	410
06-10-80 b	500	660	680	570	530	11-08-81 a	-	430	250	450	530
07-10-80 a	790	590	670	620	490	13-08-81 a	470	530	490	590	350
07-10-80 b	490	500	500	900	-	13-08-81 b	450	530	600	470	-
08-10-80 a	590	610	460	720	640	17-08-81 b	400	580	510	500	600
08-10-80 b	460	-	510	520	740	18-08-81 b	440	500	600	700	540
09-10-80 a	600	670	600	550	510	19-08-81 a	550	470	470	530	490
09-10-80 b	-	570	530	550	510	21-08-81 b	470	590	600	500	540
13-10-80 a	710	620	400	460	630	24-08-81 b	-	520	510	590	-
14-10-80 a	640	590	640	1000	620	25-08-81 a	540	550	450	510	610
14-10-80 b	480	510	530	840	580	27-08-81 b	-	330	430	440	500
15-10-80 a	770	570	550	700	780	31-08-81 b	450	430	410	360	410
15-10-80 b	500	600	490	600	840	MÉDIAS	571	579	546	568	583

a: medição feita pela manhã

b: medição feita pela tarde



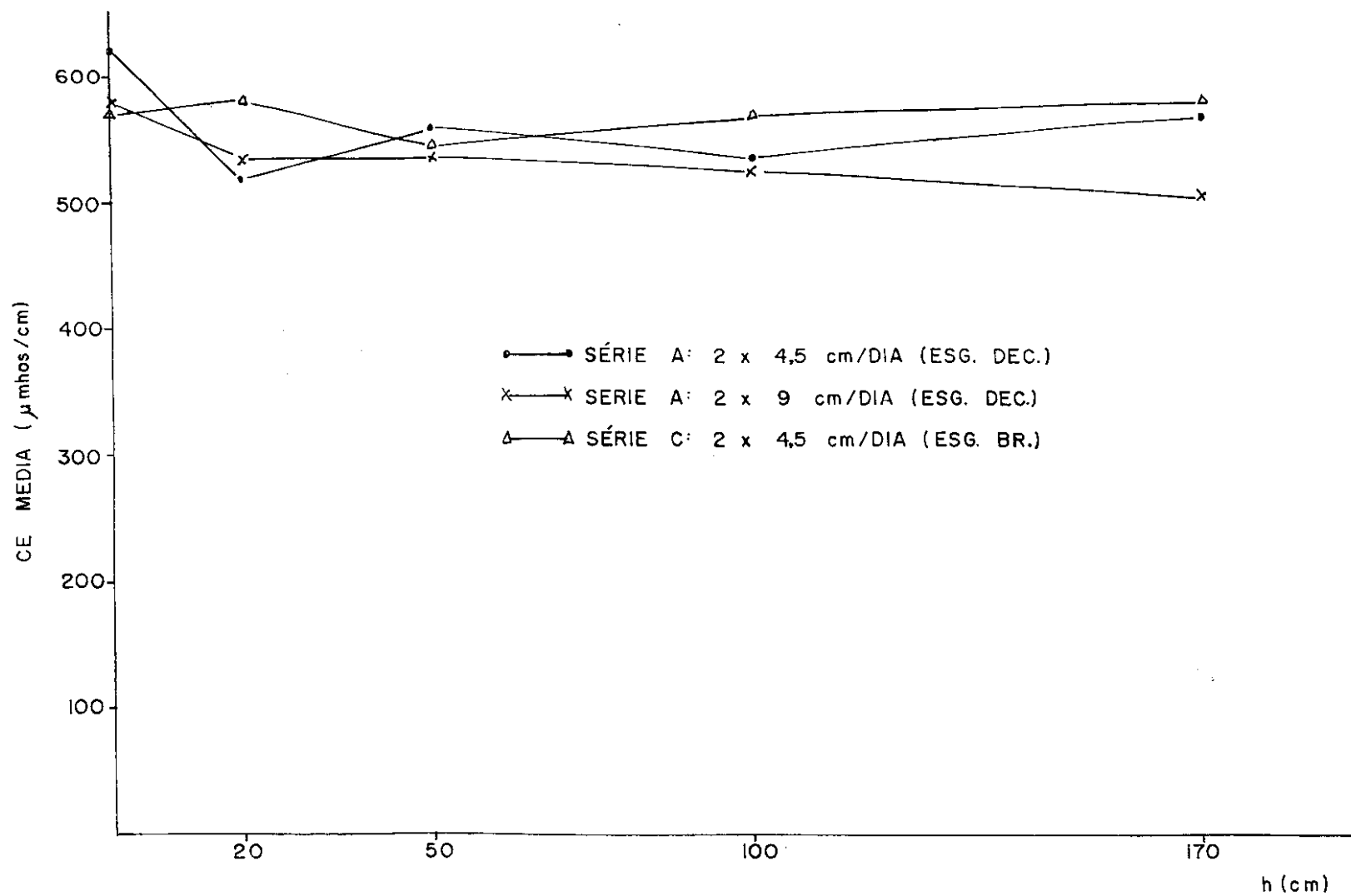


Fig. 38 - Condutividade elétrica média X profundidade para os afluentes e efluentes das séries A e C

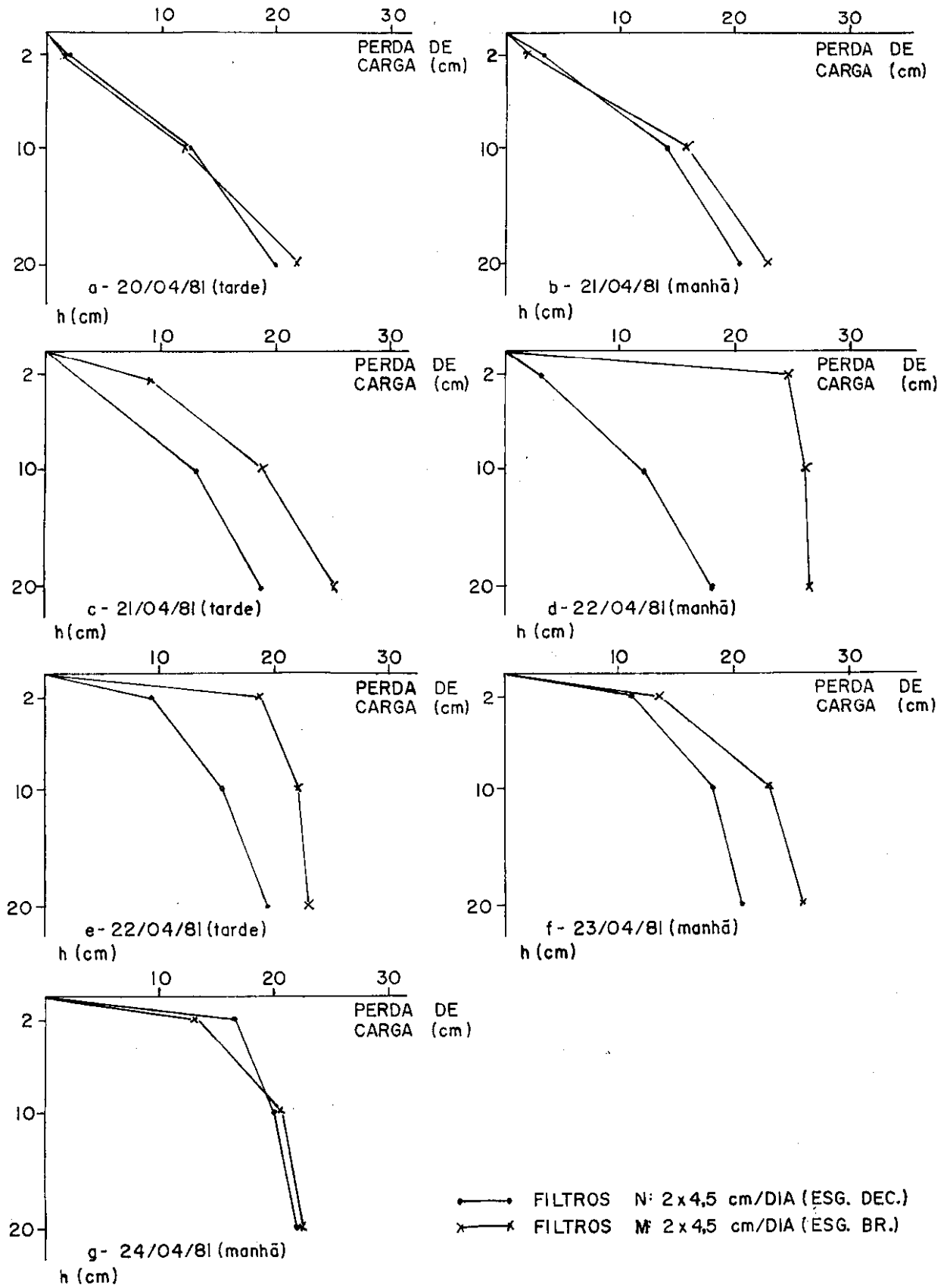


Fig. 39 - Perda de carga X profundidade nos filtros N e M (1º ciclo)

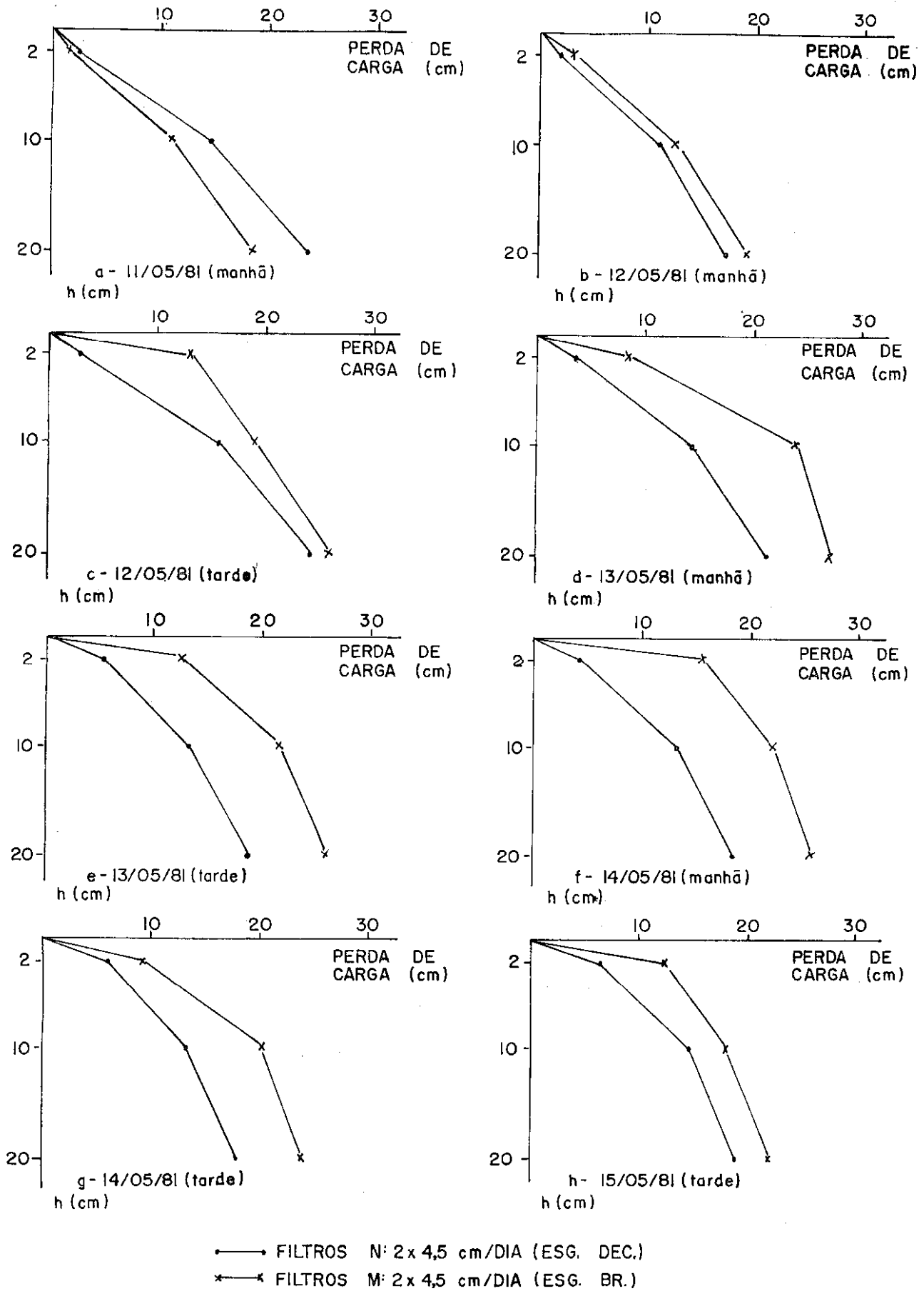


Fig. 40 - Perda de carga X profundidade nos filtros N e M (2º ciclo)

#### 4.5 - Perda de Carga

Pode-se logo notar, pelas Figs. 39 e 40, que a colmatação nos filtros é essencialmente superficial, observando-se que, ao começo de cada ciclo, a perda de carga aumenta linearmente com a profundidade. Nas aplicações seguintes, a curva de perda de carga começa a mudar de forma: gradativamente vai aumentando a perda de carga na camada mais superficial devido à colmatação da superfície do solo, enquanto que nas camadas mais inferiores a perda de carga diminui, em razão do decréscimo da velocidade de fluxo no meio poroso.

Nos filtros N e M eram aplicados 2 x 4,5 cm/dia, sendo que o primeiro recebia esgoto decantado e o último recebia esgoto bruto.

Confrontando-se as curvas dos filtros N e M (Figs. 39 e 40), nota-se que a colmatação é sempre maior em M, que recebe esgoto bruto.

#### 4.6 - Número Mais Provável de Coliformes Totais

Em ensaios presuntivos, realizados para a determinação do NMP de coliformes totais, foram obtidos para o afluente (esgoto bruto) e efluentes C-20, C-50, C-100 e C-170, os valores expostos na Tabela X. A taxa de alimentação adotada foi 2 x 4,5 cm/dia.

TABELA X

Número mais provável de coliformes totais na série de filtros C (organismos/100 ml)

PONTOS AMOSTRAIS	DATA			
	30/11/81	02/12/81	07/12/81	09/12/81
Afluente: Esg. Bruto..	$1,7 \times 10^8$	$7,9 \times 10^6$	$3,3 \times 10^7$	$7,9 \times 10^7$
Efluente C-20.....	$9,4 \times 10^6$	$7,9 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$	$1,7 \times 10^6$
Efluente C-50.....	$7,9 \times 10^3$	$1,7 \times 10^5$	$1,3 \times 10^6$	$4,9 \times 10^4$
Efluente C-100.....	$4,9 \times 10^3$	$4,9 \times 10^2$	$2,3 \times 10^4$	$3,3 \times 10^3$
Efluente C-170.....	$7,9 \times 10$	$3,3 \times 10^2$	$2,2 \times 10^5$	$7,9 \times 10^2$

Os valores da Tabela X encontram-se também na Fig. 41, na qual o NMP é indicado em escala logarítmica.

Na Tabela XI estão expressos os percentuais de redução do NMP de coliformes totais, após percolação em 20, 50, 100 e 170 cm do meio filtrante.

TABELA XI

Percentuais de redução do NMP de coliformes totais na série de filtros C

PONTOS AMOSTRAIS \ DATA	30/11/81	02/12/81	07/12/81	09/12/81	MÉDIA
Efluente C-20..	94,470	-	86,061	97,848	92,785
Efluente C-50..	99,995	97,848	96,061	99,938	98,461
Efluente C-100..	99,997	99,994	99,930	99,996	99,979
Efluente C-170..	100,000	99,996	99,333	99,999	99,832

No resultado das análises do dia 02/12/81, aparentemente o NMP do esgoto bruto está muito baixo (igual ao do efluente C-20), conforme constata-se na Tabela X. Considerando-se este valor, a percentagem de redução seria zero para o efluente C-20 em relação ao afluyente. Esta percentagem nula não foi expressa na Tabela XI, para evitar que a percentagem de redução média fosse distorcida por influência de um valor suspeito.

De imediato, nota-se na Tabela XI, que já nos 20 cm superficiais obtém-se uma redução muito acentuada no NMP de coliformes totais (média = 92,785%). Isto está de acordo com as afirmações feitas a este respeito por diversos autores (8, 19, 27, 36, 45, 50).

Segundo Imhoff (27), filtros intermitentes de areia com  $d_{10}$  entre 0,2 e 0,5 mm propiciam uma taxa de remoção de bactérias superior a 95%, o que é confirmado por Babbitt & Baumann (8) e Phelps (45), ao declararem que, sob condições favoráveis de operação, os filtros de areia podem remover 98 ou 99% das bactérias totais.

No caso de o esgoto ser aplicado ao solo por *sprinklers*, as taxas de remoção de organismos patogênicos são as seguintes, conforme Culp et alii (19):

- 95% na camada superficial de 1/2 polegada;
- quase 100% após movimento vertical de 3 a 5 pés.

Segundo Loehr (36), quando se aplicam esgotos ao solo, geralmente se obtém uma remoção de microorganismos (bactérias e vírus) superior a 90% já em uma fina camada superficial. Para o mesmo autor, alguns pés de percolação propiciam uma quase completa remoção. Note-se que, nos experimentos desta pesquisa, a redução média de coliformes totais foi de 92,785% em 20 cm de percolação e de 99,979% em 100 cm (Tabela XI).

Marculeseu & Drucan (50) afirmam que apenas no primeiro centímetro da superfície de solo ocorre uma remoção de microorganismos entre 92% e 97%.

No sistema de infiltração superficial em *Fort Devens* (Ver descrição em 2.1.1), foram determinados os valores de NMP de coliformes totais para dez pontos amostrais, situados a várias distâncias do ponto de infiltração no terreno. Os referidos valores encontram-se no Quadro VII, montado com base em dados fornecidos por Satterwhite e Stewart (37).

Em *Fort Devens*, foi constatada no ponto amostral 2, a apenas 70 cm do ponto de aplicação, uma percentagem de redução de 99,998, praticamente igual à da redução no ponto amostral 13 (99,999%), que se situa a 24,5 m do ponto de aplicação (ver Quadro VII).

Os resultados obtidos neste trabalho (Tabela XI) foram análogos aos verificados em *Fort Devens* (Quadro VII).

No *Canadá*, no sistema de infiltração subsuperficial existente em *Ontario* (ver descrição em 2.1.3), foram determinadas as percentagens de redução dos NMP de coliformes totais e fecais, que se encontram na Tabela XII.

Os resultados da Tabela XII são muito semelhantes aos aqui obtidos: para percolação do esgoto primário em 100 cm de meio filtrante, a redução de coliformes totais foi de

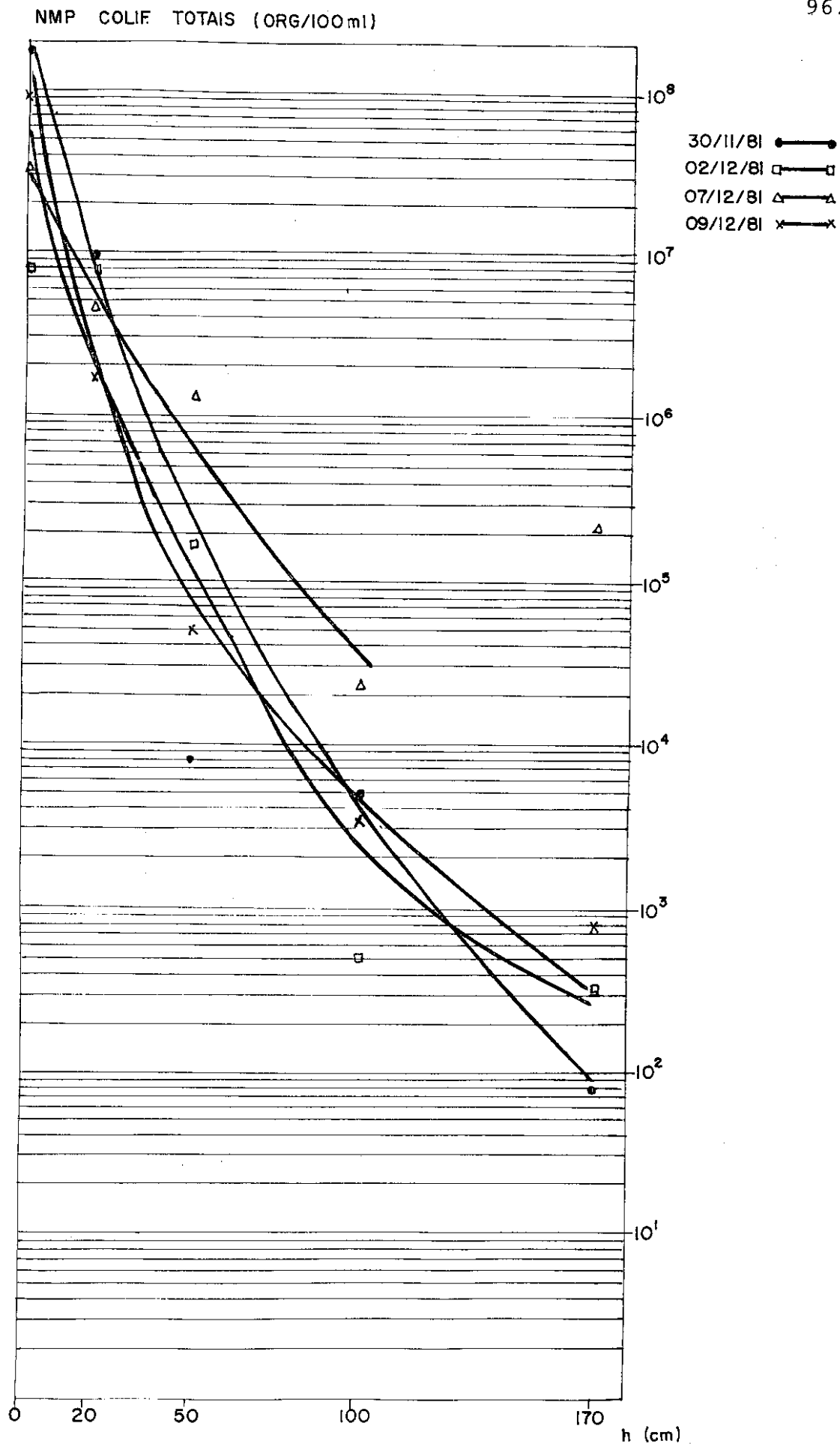


Fig. 41 - Número mais provável de coliformes totais na série C

QUADRO VII  
 PERCENTAGENS DE REDUÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS NO SISTEMA DE  
 INFILTRAÇÃO SUPERFICIAL EM *FORT DEVENS*

PONTOS AMOSTRAIS	2	9	14	8	11	12	7	3	13	EFLUENTE DO IMHOFF
DIST. DOS PTOS. AMOSTRAIS AO DE APLICAÇÃO (m)	0,7	8,6	9,4	11,5	11,5	13,0	13,7	15,8	24,5	0
COLIF. TOTAIS (NMP/100 ml)	3900	230	120	158	130	120	110	210	370	$32 \times 10^6$
REDUÇÃO DE COLIF. TOTAIS (%)	99,998	99,999	99,999	99,999	99,999	99,999	99,999	99,999	99,999	-

TABELA XII  
 Percentagens de redução de coliformes totais e fecais no sistema de infiltração subsuperficial em *Ontario*, para percolação vertical de 100 cm

PARÂMETRO	ESG. PRIMÁRIO (NMP/100 ml)	EFLUENTE DO FILTRO (NMP/100 ml)	REDUÇÃO (%)
NMP COLIF. TOTAIS	$37 \times 10^6$	428	99,999
NMP COLIF. FECAIS	$0,74 \times 10^6$	25	99,997



99,979% (ver Tabela XI). Deve-se salientar o fato de que, em *Ontario*, o esgoto primário era aplicado subsuperficialmente sobre uma camada de cal.

Em *Boulder* (ver descrição em 2.1.2), Carlson et alii (16) determinaram as percentagens de redução de coliformes fecais após os esgotos percolarem uma camada de solo com espessura variável entre 2,4 e 3,0 m (Fig. 1). Como afluentes foram usados esgotos primário e secundário. As percentagens de redução verificadas em *Boulder* estão na Tabela XIII.

TABELA XIII  
Percentagens de redução de coliformes fecais no sistema de infiltração rápida em *Boulder*

AFLUENTE		PARÂMETRO	COLIF. FECAIS (NMP/100 ml)	REDUÇÃO (%)
Esg. secundário	Afluente		$1 \times 10^5$	-
	Efluente bacia 1		3.800	96,2
	Efluente bacia 2		900	99,1
	Efluente bacia 3		1.025	99,0
Esg. primário	Afluente		$6,3 \times 10^5$	-
	Efluente bacia 1		618	99,8
	Efluente bacia 2		4.497	97,5
	Efluente bacia 3		1.791	99,6

Na Tabela XIII, a percentagem de redução média dos efluentes das bacias 1, 2 e 3, quando foi aplicado esgoto primário, foi de 99,0. Este valor é compatível com o valor médio (99,832%) encontrado para os efluentes do filtro C-170 (ver Tabela XI).

É perfeitamente viável a comparação entre coliformes fecais (Tabela XIII) e coliformes totais (Tabela XI), pois, pe

la tabela XII sabe-se que as percentagens de redução dos mesmos são idênticas.

No sistema de infiltração superficial em *Lake George Village* (ver descrição em 2.1.4), a concentração média de coliformes caiu rapidamente nos 150 cm superficiais da areia. Verificou-se uma redução de 95,3% na bacia 11 e de 98,4% na bacia 13, sendo que em 3 m de percolação quase todos os coliformes foram removidos (2).

Ainda em *Lake George* foi constatado que, quando a água retorna à superfície do terreno, após percolar 600 m, os coliformes são completamente removidos (6).

Baars (44) afirma que as bactérias danosas são absorvidas nos primeiros 3 m de percolação (devido à oxigenação e nitrificação).

A remoção de coliformes fecais no sistema de infiltração rápida em *Hollister* (ver descrição em 2.1.5) foi de cerca de 99% nos poços rasos 5A e 3A, após uma percolação de 7 m de solo insaturado (40).

No sistema de infiltração rápida de *Flushing Meadows* (ver descrição em 2.1.6), para uma taxa de aplicação de 0,31 m/dia, Bouwer (50) verificou uma concentração de coliformes totais de 200/100 ml para percolação de 9,1 m, com períodos de inundação de 2 a 3 semanas. Constatou ainda o referido autor que a concentração baixou para 5/100 ml quando os períodos de inundação eram de 2 ou 3 dias, o que significa uma remoção superior a 99,9%.

Ainda em *Flushing Meadows*, quando as bacias eram inundadas um dia e deixadas em repouso por 3 dias, a concentração de coliformes totais caiu para 2/100 ml após uma percolação de 9,1 m (50). Nesse mesmo local, Bouwer et alii (12) determinaram, em 1971, na bacia 3, as percentagens aproximadas de remoção de coliformes fecais que são vistas na Tabela XIV (percentagens extraídas de gráfico mono-log):

TABELA XIV  
 Percentagens aproximadas de remoção de coliformes  
 fecais em *Flushing Meadows*

Distância vertical percolada (cm)	Remoção aproximada (%)
3	91,7
10	97,5
36	99,8
60	100,0

Mathur et alii (50) mostraram que 99,9% de bactérias foram removidas quando o esgoto percolou 43 cm verticais e 38 cm horizontais.

Em *Santee, California*, o esgoto, percolando 61 m na areia e cascalho, a uma velocidade de fluxo de 30 cm/dia, apresentou um efluente isento da maior parte das bactérias e de todos os vírus experimentalmente adicionados, conforme constataram Merrel et alii (50).

Referindo-se aos sistemas de infiltração rápida, Eckenfelder (21) afirma que os mesmos proporcionam remoção de 99% de microorganismos patogênicos.

Stiles & Crohurst (44) verificaram a presença de *coli Bacillus* até 65 pés (aproximadamente 21 m) de uma vala que recebia material de privadas, em um terreno de areia fina com  $d_{10} = 0,13$  mm, exatamente igual ao  $d_{10}$  do meio filtrante utilizado neste trabalho.

Romero (44) refere-se a estudos feitos pelo Ministério do Exército dos *U.S.A.*, relativos a propagação de vírus em diversos tipos de solos. A maior remoção de vírus (99,999%) ocorreu na parte superior de colunas de areia de granulometria muito uniforme com  $d_{10} = 0,12$  mm. A referida remoção é prati-

camente igual a obtida nos estudos da Vila do IAPI, onde o  $d_{10}$  era 0,13 mm e o c.u. era 1,39.

#### 4.7 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

As análises realizadas neste trabalho evidenciaram que, ao percolarem a areia, os esgotos sofrem uma grande redução no teor de DBO.

Na Fig. 42 e na Tabela XV, vê-se a relação entre a profundidade (altura percolada) e a  $DBO_5$  média na série de filtros A, para duas diferentes taxas de aplicação de esgoto decantado. Ainda nessa figura e na referida Tabela estão representadas as percentagens médias de redução de  $DBO_5$  para as profundidades analisadas.

Na Fig. 43 e na Tabela XVI podem ser vistos os teores médios da  $DBO_5$  obtidos para o esgoto bruto e para os efluentes das 4 profundidades analisadas na série C, para uma taxa de aplicação de  $2 \times 4,5$  cm/dia. Nessa figura e na recém citada tabela estão representadas também as percentagens médias de redução de  $DBO_5$ , verificadas nas 4 profundidades. A Fig. 43 permite ainda uma comparação entre as  $DBO_5$  médias e as percentagens médias de redução de  $DBO_5$ , nas séries de filtros A e C. Os valores médios de  $DBO_5$  para a série C são relativos a todo o período de operação dos filtros (na série C usou-se sempre  $2 \times 4,5$  cm/dia de esgoto bruto). Já os valores médios para a série A relacionam-se apenas ao período em que esta série foi alimentada com  $2 \times 4,5$  cm/dia de esgoto decantado.

As  $DBO_5$  médias expressas em kg/ha dia, para as séries de filtros A e C, podem ser vistas na Fig. 44.

Pela Fig. 43, constata-se que as percentagens de redução de  $DBO_5$  praticamente independem do fato de o afluente ser esgoto bruto ou decantado. Das quatro profundidades analisadas (20, 50, 100 e 170 cm), o máximo diferencial ( $87,6\% - 83,4\% = 4,2\%$ ) entre as percentagens médias de redução para as séries A e C foi para 20 cm.

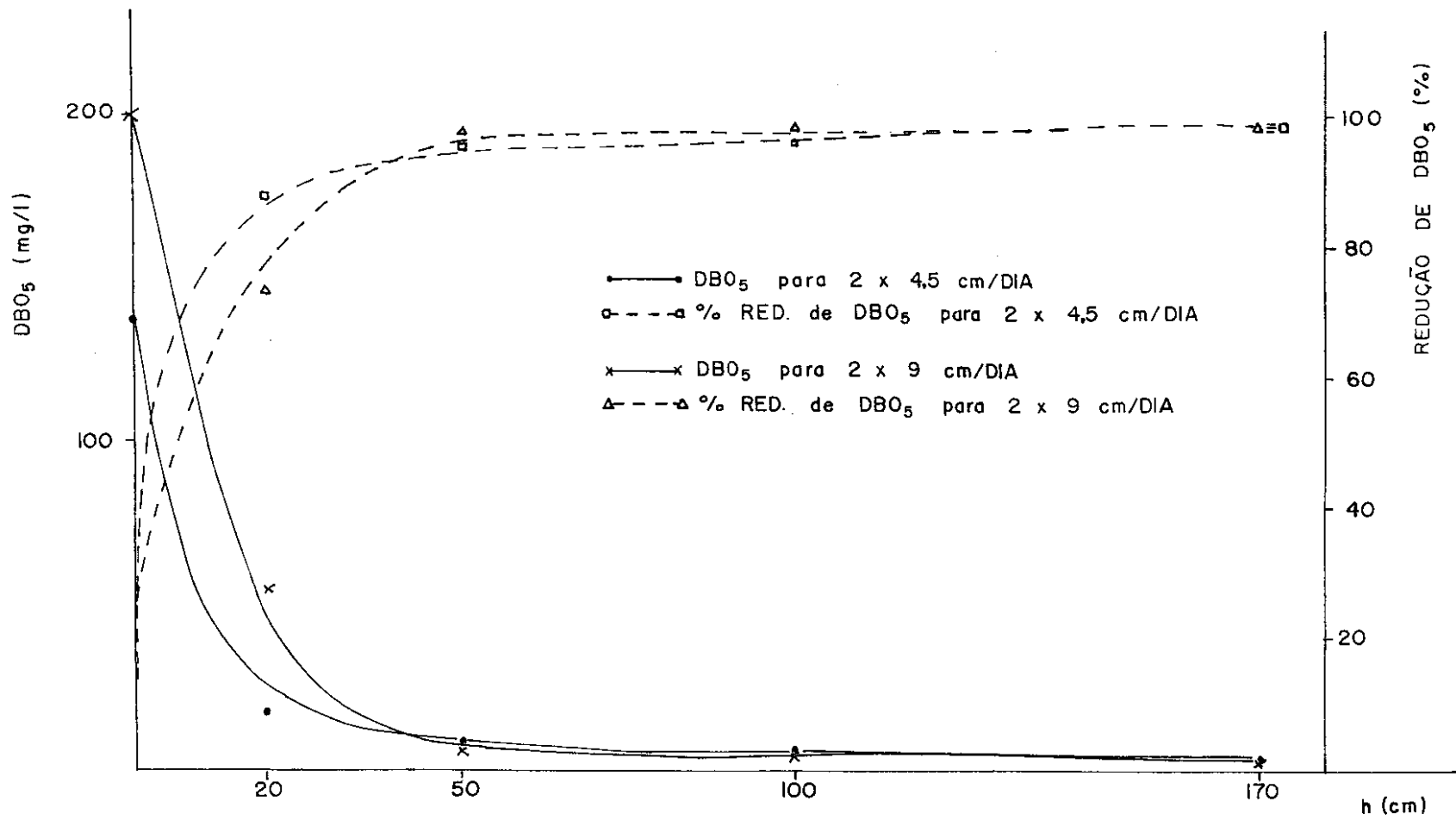


Fig. 42 - Demanda bioquímica média de oxigênio e respectiva percentagem de redução X profundidade na série A

TABELA XV

Valores da demanda bioquímica de oxigênio aos cinco dias na série de filtros A(mg/l)

DATA PONTOS AMOSTRAIS	APLICAÇÃO: 2 x 4,5 cm/dia												APLICAÇÃO: 2 x 9,0 cm/dia						MÉDIAS					
	02 SET 80	04 SET 80	11 SET 80	17 SET 80	25 SET 80	30 SET 80	02 OUT 80	07 OUT 80	09 OUT 80	14 OUT 80	16 OUT 80	23 OUT 80	27 OUT 80	10 AGO 81	19 AGO 81	26 AGO 81	a <sub>1</sub>	a <sub>2</sub>	a <sub>3</sub>	b <sub>1</sub> (%)	b <sub>2</sub> (%)	b <sub>3</sub> (%)		
ESG. DEC.	-	145	126	139	-	-	130	127	175*	119*	364	-	191	161	170	110	137	199	147	-	-	-		
A-20 .....	13*	17*	6*	20	20	29*	-	27*	21	3	16	115	67	52	19	55	17	54	42	87,6	72,9	71,4		
A-50 .....	5*	-	2	-	10*	14*	-	-	6*	-	6	-	9*	2	3	0**	7	5	3	94,9	97,5	98,0		
A-100 .....	-	-	10	8	4*	8*	8	-	4	1	1	5*	1	9	0**	0**	6	4	9	95,6	98,0	93,9		
A-170 .....	-	-	7*	2	2*	3*	-	-	2*	-	3	1	-	1	0**	0**	3	2	1	97,8	99,0	99,3		
Determinações feitas por incubação a 20°C													Determinações Manométricas											

\* Valor médio de duas diluições diferentes

\*\* Valores desconsiderados

a<sub>1</sub>, b<sub>1</sub>: DBO<sub>5</sub> (obtida pela determinação do OD em incubação a 20°C) e percentagens de redução médias para taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia de esg. dec.a<sub>2</sub>, b<sub>2</sub>: DBO<sub>5</sub> (obtida pela determinação de OD em incubação a 20°C) e percentagens de redução médias para taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia de esg. dec.a<sub>3</sub>, b<sub>3</sub>: DBO<sub>5</sub> (obtida pelo processo manométrico) e percentagens de redução médias para taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia de esg. dec.

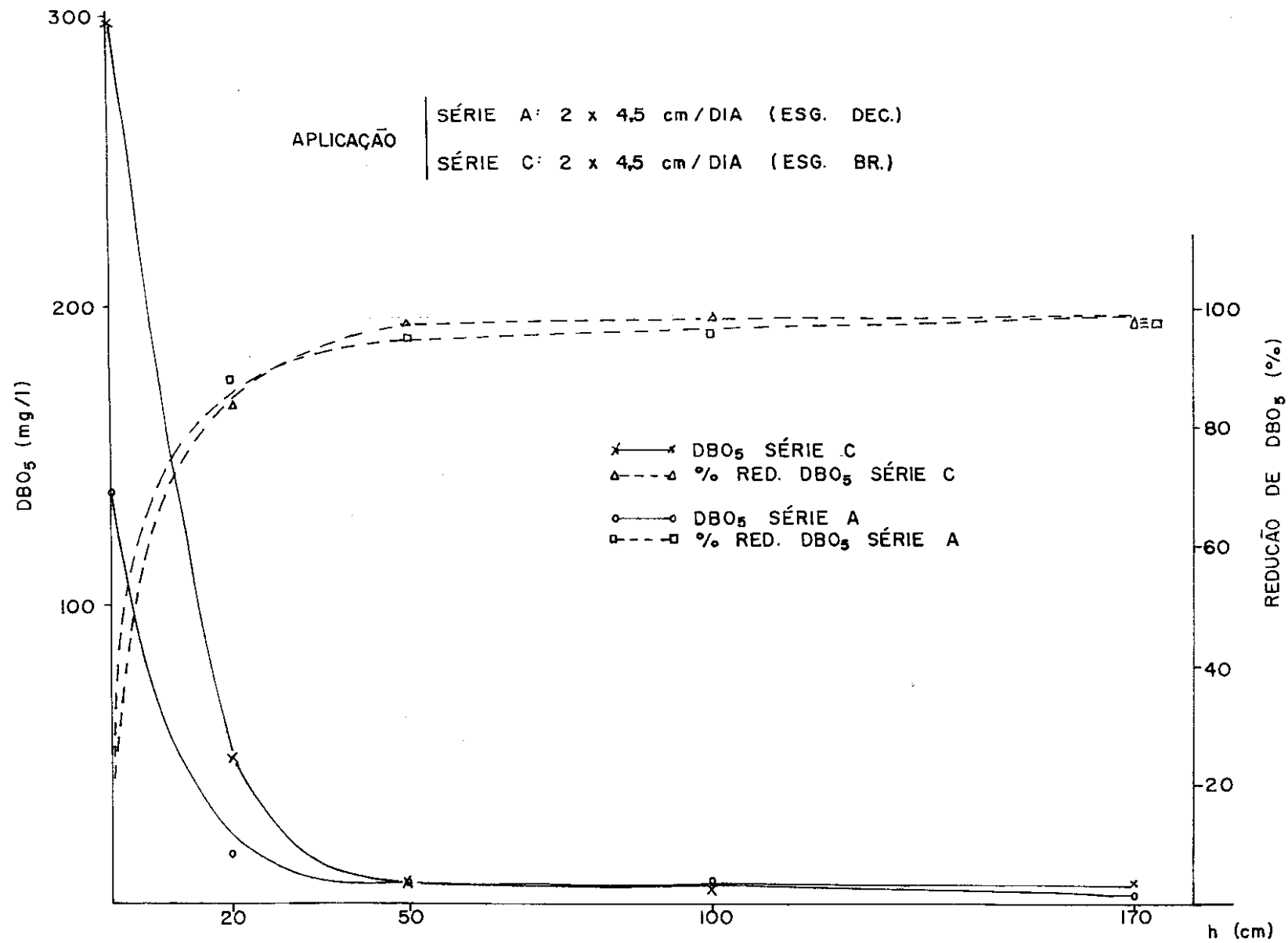


Fig. 43 - Demanda bioquímica média de oxigênio e respectiva percentagem de redução X profundidade nas séries A e C

TABELA XVI  
 Valores da demanda bioquímica de oxigênio aos cinco dias na série de filtros C(mg/l)

DATA PONTOS AMOSTRAIS	APLICAÇÃO: 2 x 4,5 cm/dia																MÉDIAS					
	02 SET 80	04 SET 80	11 SET 80	17 SET 80	25 SET 80	30 SET 80	02 OUT 80	07 OUT 80	09 OUT 80	14 OUT 80	16 OUT 80	23 OUT 80	27 OUT 80	10 AGO 81	19 AGO 81	26 AGO 81	a <sub>1</sub>	a <sub>2</sub>	a <sub>3</sub>	b <sub>1</sub> (%)	b <sub>2</sub> (%)	b <sub>3</sub> (%)
ESG. BR...	228	244	204	308	-	-	288	204*	394*	306*	230*	245*	93*	563	450	370	249	461	295	-	-	-
C-20 .....	24*	36*	39*	14*	75*	85*	120	-	61*	15	134	57	7*	36	19	11	56	22	49	77,5	95,2	83,4
C-50 .....	3	-	5*	10	9*	18*	5*	11	4*	10*	7*	-	6	8	1	0**	8	5	7	96,8	98,9	97,6
C-100 .....	-	-	9*	7	3*	3	-	-	1	4*	6*	-	-	0**	0**	0**	5	0 <sup>n</sup>	5	98,0	-	98,3
C-170 .....	1	-	14	8	9	6*	-	1	-	-	-	-	-	0**	0**	0**	7	0 <sup>n</sup>	7	97,2	-	97,6
Determinações feitas por incubação a 20°C													Determinações Manométricas									

\* Valor médio de duas diluições diferentes

\*\* Valores desconsiderados

a<sub>1</sub>, b<sub>1</sub>: DBO<sub>5</sub> (obtida pela determinação do OD a 20°C) e percentagens de redução médias

a<sub>2</sub>, b<sub>2</sub>: DBO<sub>5</sub> (obtida pelo processo manométrico) e percentagens de redução médias

a<sub>3</sub>, b<sub>3</sub>: DBO<sub>5</sub> (obtida pelos 2 processos de determinação) e percentagens de redução médias



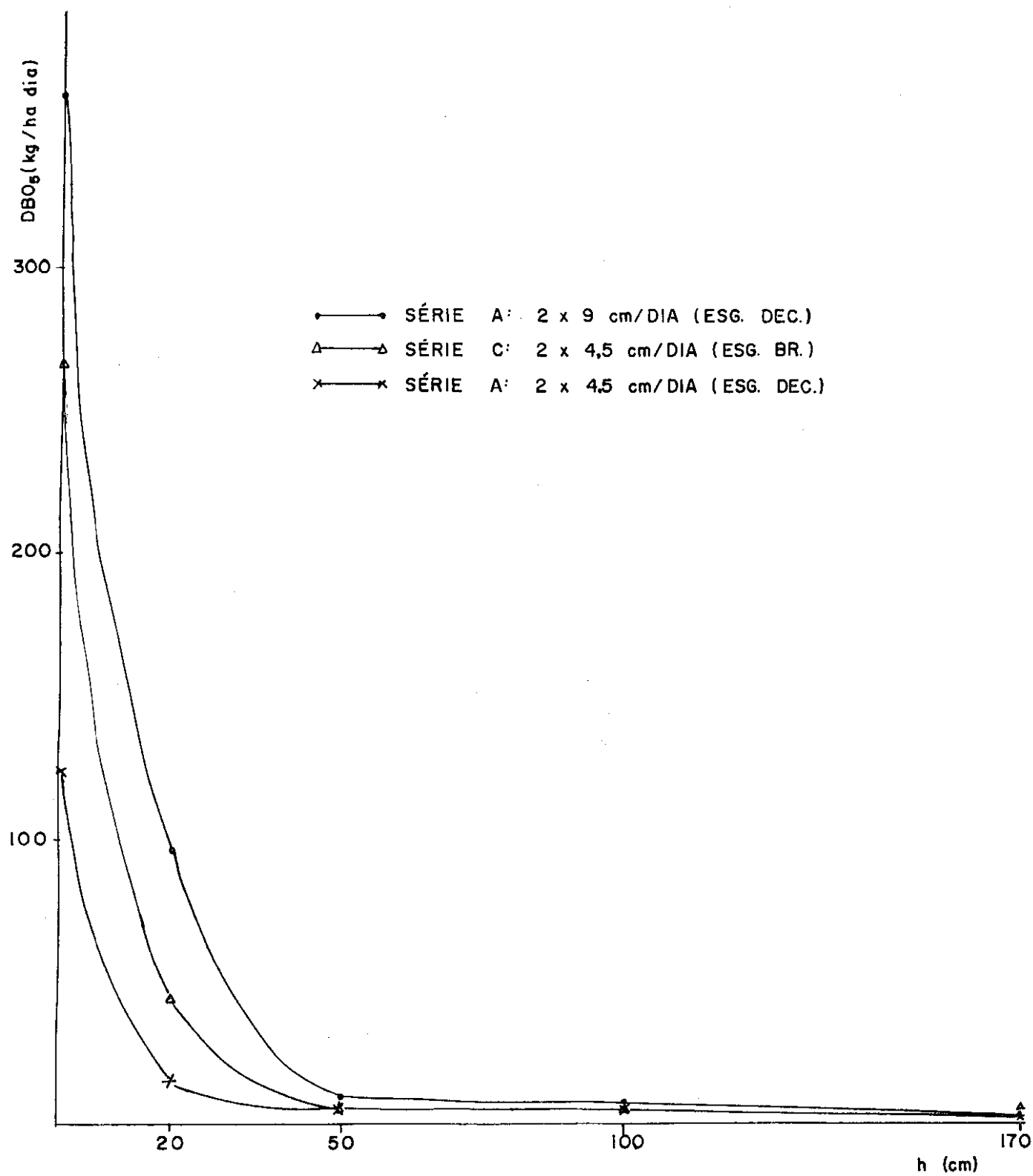


Fig. 44 - Demanda bioquímica média de oxigênio X profundidade nas séries A e C, expressa em kg/ha dia

Considerando que as percentagens de redução nas séries A e C são praticamente iguais, para simplificar, serão comparadas apenas as percentagens de redução da série A com os resultados observados por outros autores.

Na série de filtros A, para a profundidade de 20 cm, foi constatada uma certa diminuição na percentagem média de redução de  $DBO_5$ , quando dobrada a taxa de aplicação, passando de 2 x 4,5 cm/dia para 2 x 9,0 cm/dia de esgoto decantado. No entanto, à medida que o esgoto percolante descia além dos 20 cm iniciais, havia uma tendência à igualdade entre as taxas médias de redução (Fig. 42 e Tabela XV) para as diferentes taxas de aplicação. Note-se ainda que, no período em que a alimentação foi de 2 x 9 cm/dia, a  $DBO_5$  média do esgoto decantado foi de 199 mg/l, e para 2 x 4,5 cm/dia havia sido de apenas 137 mg/l.

Quando aplicado esgoto decantado na série de filtros A, obteve-se, no filtro A-100, 95,6 e 98,0% de remoção média de  $DBO_5$ , respectivamente, para as taxas de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia e 2 x 9,0 cm/dia (Tabela XV e Fig. 42). Isto confirma resultados obtidos por diversos autores (1,7,8,12,14,15, 21,27,40,50,53).

Amramy (7), aplicando o efluente de três lagoas de estabilização (em série) à superfície de dunas de areia ( $d_{10} = 0,15$  mm; c.u. = 1,4) em Israel, obteve redução de  $DBO_5$  um pouco maior que 75%, após percolação em 8 m de areia. Esses 75% de remoção de  $DBO$  verificados por Amramy (7) foram inferiores às taxas de remoção obtidas nesta pesquisa para a aplicação de esgoto decantado (Tabela XV e Fig. 42). Isto possivelmente deve-se ao fato de que Amramy (7) usava um afluente muito mais estabilizado que propiciava taxas de aplicação muito maiores do que as adotadas neste estudo. Esse autor empregava como afluente das bacias de infiltração o efluente de 3 lagoas de estabilização em série, com apenas 25 mg/l de  $DBO_5$ ; já o afluente aqui utilizado (esgoto decantado) tinha uma  $DBO_5$  cinco ou seis vezes maior.

Amramy (1) cita, com relação ao sistema de infiltra-

ção de esgotos em Israel, taxas de remoção de 80 a 90%, apenas na percolação do horizonte superior das dunas. Essas taxas são compatíveis com as verificadas nos filtros da Vila do IAPI, onde foram obtidos 87,6 e 72,9% nos 20 cm superficiais (efluente A-20), respectivamente, para taxas de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia e 2 x 9,0 cm/dia de esgoto decantado (Tabela XV e Fig. 42).

Babbitt & Baumann (8) falam de taxas de remoção superiores a 90% de DBO para percolação na areia, sem especificar se trata-se de esgoto primário ou secundário, e nem para que altura de percolação é obtida essa percentagem.

Bouwer et alii (12), referindo-se a aspectos do *Flushing Meadows Project* (ver descrição em 2.1.6), referem-se a remoção de DBO essencialmente completa.

Braile (14) menciona taxas de remoção de 90 a 99% , quando são aplicados esgotos ao solo de forma a obter-se um tratamento terciário.

Por sua vez, Brandes (15), no sistema de infiltração subsuperficial de *Ontario, Canada* (descrito em 2.1.3), constatou 98,9% de remoção de DBO, após uma percolação vertical de 100 cm e com uma taxa de aplicação de 0,72 cm/dia de esgoto decantado.

Eckenfelder (21) faz referência a taxas de remoção de DBO entre 90 e 95%, para infiltração rápida de esgoto secundário no terreno (sem, no entanto, especificar para que altura de percolação).

Imhoff (27), indica taxas de remoção de DBO superiores a 90% em filtros intermitentes de areia com um metro de altura,  $d_{10}$  entre 0,2 e 0,5 mm, e taxa de aplicação de esgoto decantado entre 3 e 7,5 cm/dia.

Olson et alii (40), no sistema de infiltração rápida em *Hollister* (ver descrição em 2.1.5), observaram taxas de 96% de remoção de DBO, para uma percolação em 7 m de solo insaturado.

As percentagens de redução de DBO, obtidas nos expe-

QUADRO VIII

DADOS RELACIONADOS COM LOCAIS EM QUE O ESGOTO É TRATADO POR APLICAÇÃO AO SOLO

LOCAL	TIPO DE ESGOTO	DBO (mg/l)	APLICAÇÃO (cm/semana)	CARGA DBO (kg/ha sem)	TIPO DE SOLO	REMOÇÃO DBO (%)	PERCOLAÇÃO (m)	REFERÊNCIA	TIPO DE APLICAÇÃO
SEABROOK FARMS	indústria de alimentos	1.000	35,6	3.606	areia argilosa	98	-	Elazar (50)	a
RIEGAL PAPER CO.	industrial	600	9,8	595	arenoso	95	-		
NAT'L FRUIT PRODUCTS	indústria de alimentos	2.600	22,2	5.860	argila arenosa	99	-		
BEARMORE CO.	industrial	600	21,3	1.298	depósito glaciário	95	-		
FILTROS DE AREIA	-	-	21-52,5	-	$d_{10} > 0,2 \text{ mm}$ $< 0,5 \text{ mm}$	>90	1,0	Imhoff (27)	b
ONTARIO	doméstico (Prim.e Sec.)	-	5,0	-	$d_{10} = 0,17 \text{ mm}$ c.u.=11,8	98,9	1,0	Brandes (15)	c
-	secundário	-	-	-	-	90-95	-	Eckenfelder (21)	b
FILTROS DE AREIA	-	-	-	-	$d_{10} > 0,2 \text{ mm}$ $< 0,5 \text{ mm}$ c.u.<5	>90	-	Babbitt e Baumann (8)	b
-	-	-	-	-	-	90-99	-	Braile (14)	b
FLUSHING MEADOWS	doméstico secundário	-	-	-	areia fina argilosa	-100	-	Bouwer et alii (12)	b
VILA DO IAPI	doméstico bruto	249	36,0	1.064*	$d_{10} = 0,13 \text{ mm}$ c.u.=1,39	98,0	1,0	Resultados deste trabalho	b
	doméstico primário	137	36,0	496*		95,6	1,0		

a: infiltração por aspersão  
 b: infiltração rápida  
 c: infiltração subsuperficial

\* Carga semanal para 4 dias de alimentação e 3 dias de repouso

rimentos deste trabalho, identificam-se perfeitamente com as que Elazar (50) apresenta no Quadro VIII. Embora se tenha trabalhado com esgotos domésticos, e o referido autor apresente resultados relativos a esgotos industriais, o confronto de resultados parece pertinente.

Em *Werribee Farm, Australia*, esgotos brutos vêm sendo aplicados ao solo (argila siltosa vermelha amarronzada, com ocorrência de argila a 30cm), em bateladas de quatro polegadas de altura a cada 18 ou 20 dias, resultando em 98% de remoção de DBO, segundo Seabrook (53).

No presente trabalho, ao aplicar-se esgoto bruto na série de filtros C, obteve-se 98,3 e 97,6% de remoção de DBO<sub>5</sub>, respectivamente, para os efluentes de C-100 e C-170 (Fig. 43 e Tabela XVI). É conveniente ressaltar a diferença entre as taxas de aplicação de *Werribee Farm* (10 cm a cada 18-20 dias) e as aqui adotadas: 2 x 4,5 cm/dia durante 4 ou 5 dias da semana.

O Quadro VIII reúne dados relacionados com vários locais em que o esgoto é aplicado ao solo. Entre esses dados figuram as percentagens de redução verificadas para a DBO<sub>5</sub>.

#### 4.8 - Demanda Química de Oxigênio

Neste estudo, foi constatado que, ao percolarem a areia, os esgotos tinham grande parte da sua DQO removida. Isto confirma pesquisas feitas por Mc Gauhey & Krone (54), que declaram que a maior parte dos solos tem a capacidade de remover significativas quantidades de matéria orgânica. Também Lehman & Wilson (35), estudando sistemas de filtração no solo, concluíram que a filtração mecânica de material orgânico grosseiro ocorre na superfície do solo, onde a camada acumulada pode ser rapidamente decomposta.

As reduções de DQO (método do permanganato) foram semelhantes às reduções de DBO constatadas na seção 4.7, se bem que ligeiramente menores que estas.

Na Tabela XVII, foram representados os teores e as percentagens de redução de DQO do afluente e dos quatro efluentes da série de filtros A. O período em que essa série foi alimentada com 2 x 4,5 cm/dia se estendeu de 02/09/80 até 14/10/80 (inclusive). Daí em diante, a dose de alimentação foi dobrada.

Percebe-se que as percentagens de redução baixaram um pouco, quando a dose de alimentação dos filtros A dobrou de 2 x 4,5 cm/dia para 2 x 9 cm/dia (Fig. 45 e Tabela XVII). Isto confirma constatações feitas por Carlson et alii (16) no sistema de infiltração subsuperficial rápida em *Boulder, Colorado* (ver descrição na seção 2.1.2). Os referidos autores observaram que quanto maior a carga hidráulica (ou quanto mais concentrado for o afluente), maior é a concentração de DQO no efluente. Na Fig. 46 podem-se ver as concentrações de DQO na série A, para as duas diferentes taxas de aplicação adotadas.

Quando as alimentações eram 2 x 4,5 cm/dia para as séries de filtros A e C, o teor de DQO era sempre um pouco menor na série A, para profundidades iguais (Fig. 47).

No período em que a alimentação em A (2 x 9 cm/dia) era o dobro do que em C (2 x 4,5 cm/dia), para profundidades iguais, o teor de DQO era sempre menor no efluente da série C. Isto porque era a série A que recebia a maior quantidade de DQO (ver Fig. 48), embora o seu afluente tivesse menor concentração de DQO do que o da série C (Fig. 49). Deve-se salientar ainda o fato de que, na série A, a infiltração e a percolação eram mais forçadas do que na série C (devido a maior carga hidráulica na série A).

Na Tabela XVIII estão representados os teores e as percentagens de redução de DQO do afluente e dos quatro efluentes da série de filtros C. A taxa de alimentação foi de 2 x 4,5 cm/dia de esgoto bruto durante toda a duração dos ensaios.

TABELA XVII  
Valores da demanda química de oxigênio na série de filtros A (mg/l)

DATA PONTOS AMOSTRAIS	APLICAÇÃO: 2 x 4,5 cm/dia									APLICAÇÃO: 2 x 9,0 cm/dia						MÉDIAS				
	02 SET	04 SET	11 SET	25 SET	30 SET	02 OUT	07 OUT	09 OUT	14 OUT	16 OUT	23 OUT	25 NOV	27 NOV	28 MAI	29 MAI	04 JUN	a <sub>1</sub>	b <sub>1</sub> (%)	a <sub>2</sub>	b <sub>2</sub> (%)
ESG. DEC.	-	73	66	70	70	72	74	82	56	98	95	51	-	54	52	82	70	-	72	-
A-20.....	3	29	19	26	18	36	35	36	27	26	45	27	40	44	39	44	28	60	38	47
A-50.....	7	12	22	17	19	30	14	16	21	21	49	33	18	35	21	28	19	73	29	60
A-100.....	5	7	11	7	7	7	7	17	10	18	17	24	19	15	9	10	9	87	16	78
A-170.....	2	2	8	4	5	7	5	11	8	11	11	16	10	9	12	-	6	91	12	83

a<sub>1</sub>, b<sub>1</sub>: DQO e percentagens de redução médias de 02/09/80 a 14/10/80 (inclusive), para taxa de aplicação de 2 x 4,5 cm/dia de esg. dec.

a<sub>2</sub>, b<sub>2</sub>: DQO e percentagens de redução médias de 16/10/80 a 04/06/81 (inclusive), para taxa de aplicação de 2 x 9,0 cm/dia de esg. dec.

\* Valores desconsiderados

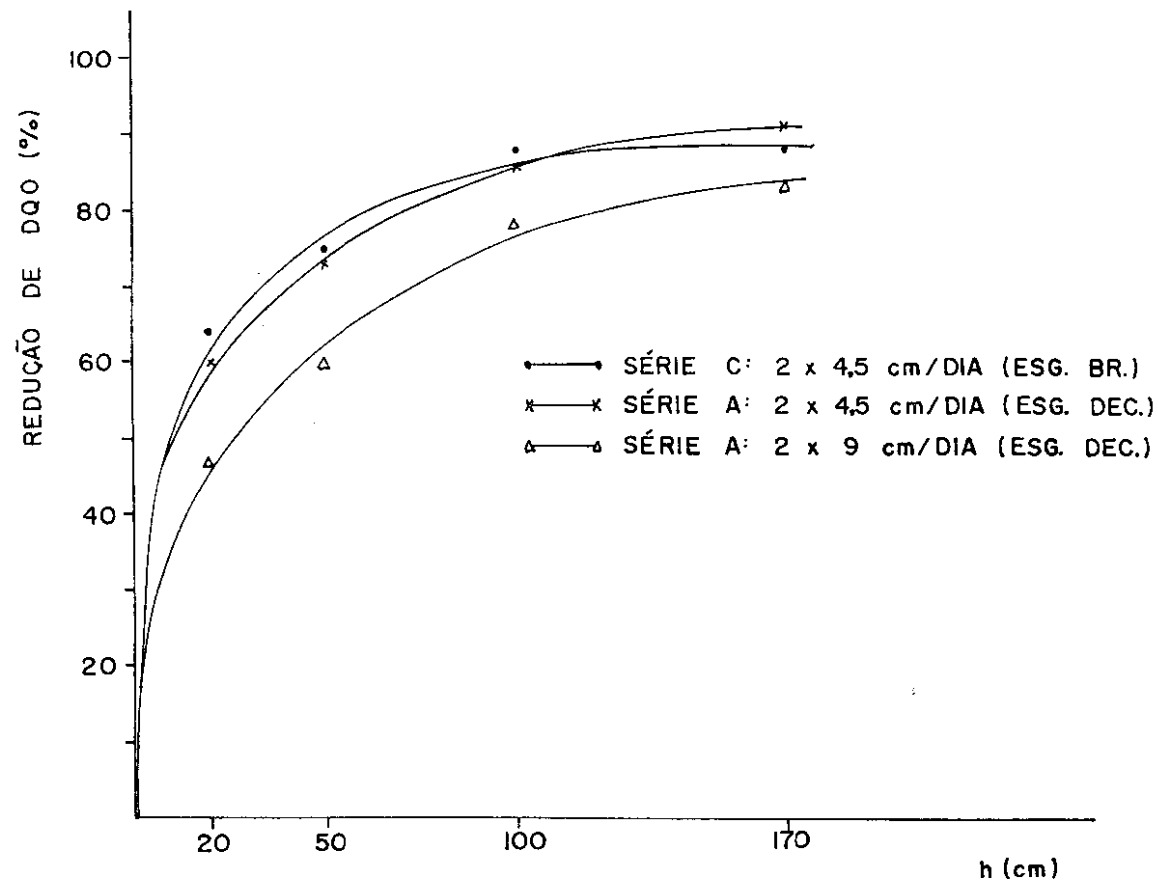


Fig. 45 - Percentagem média de redução da demanda química de oxigênio X profundidade nas séries A e C



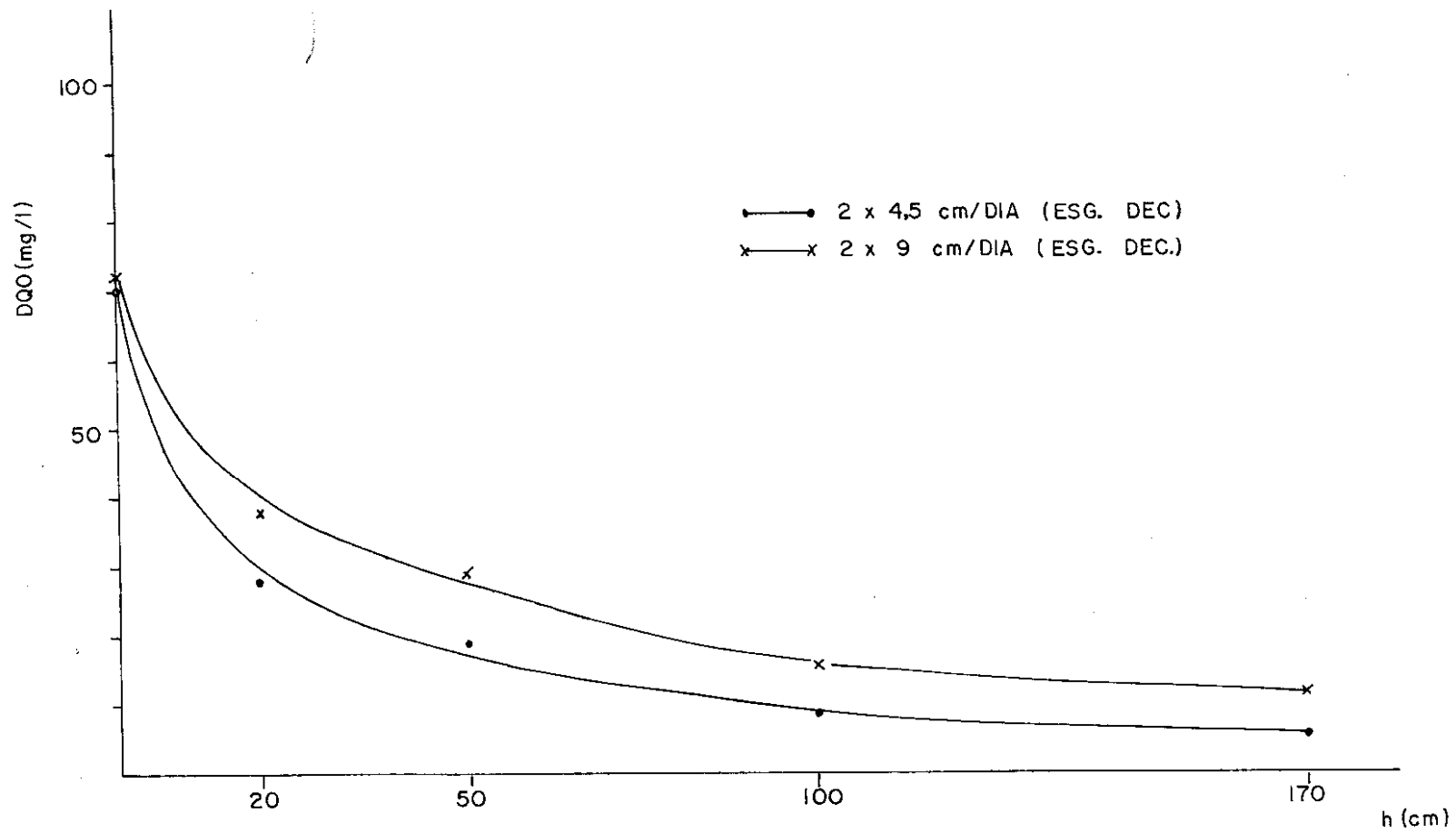


Fig. 46 - Demanda química média de oxigênio X profundidade na série A, para duas taxas de aplicação diferentes

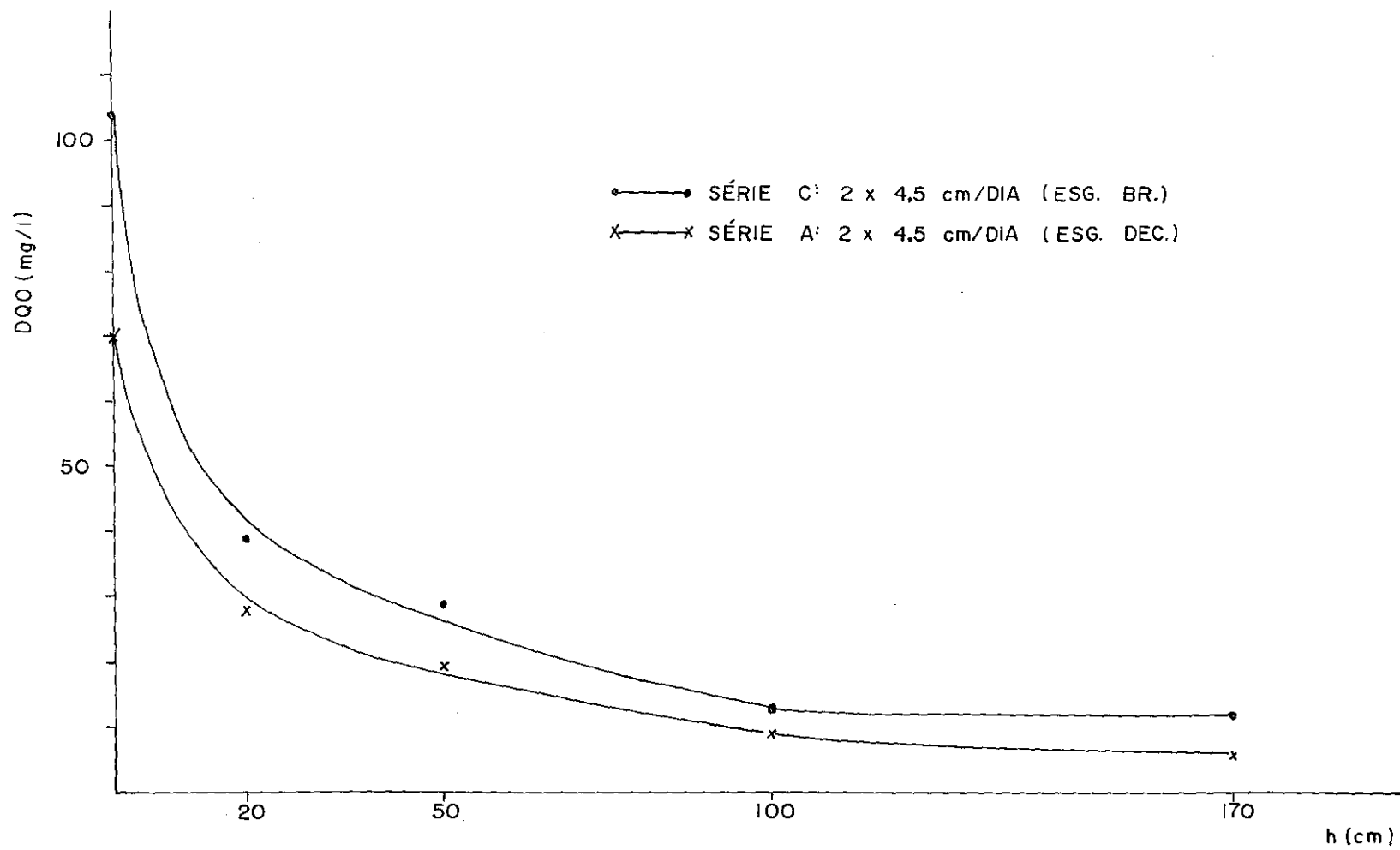


Fig. 47 - Demanda química média de oxigênio X profundidade nas séries A e C, para 2 x 4,5 cm/dia de afluente

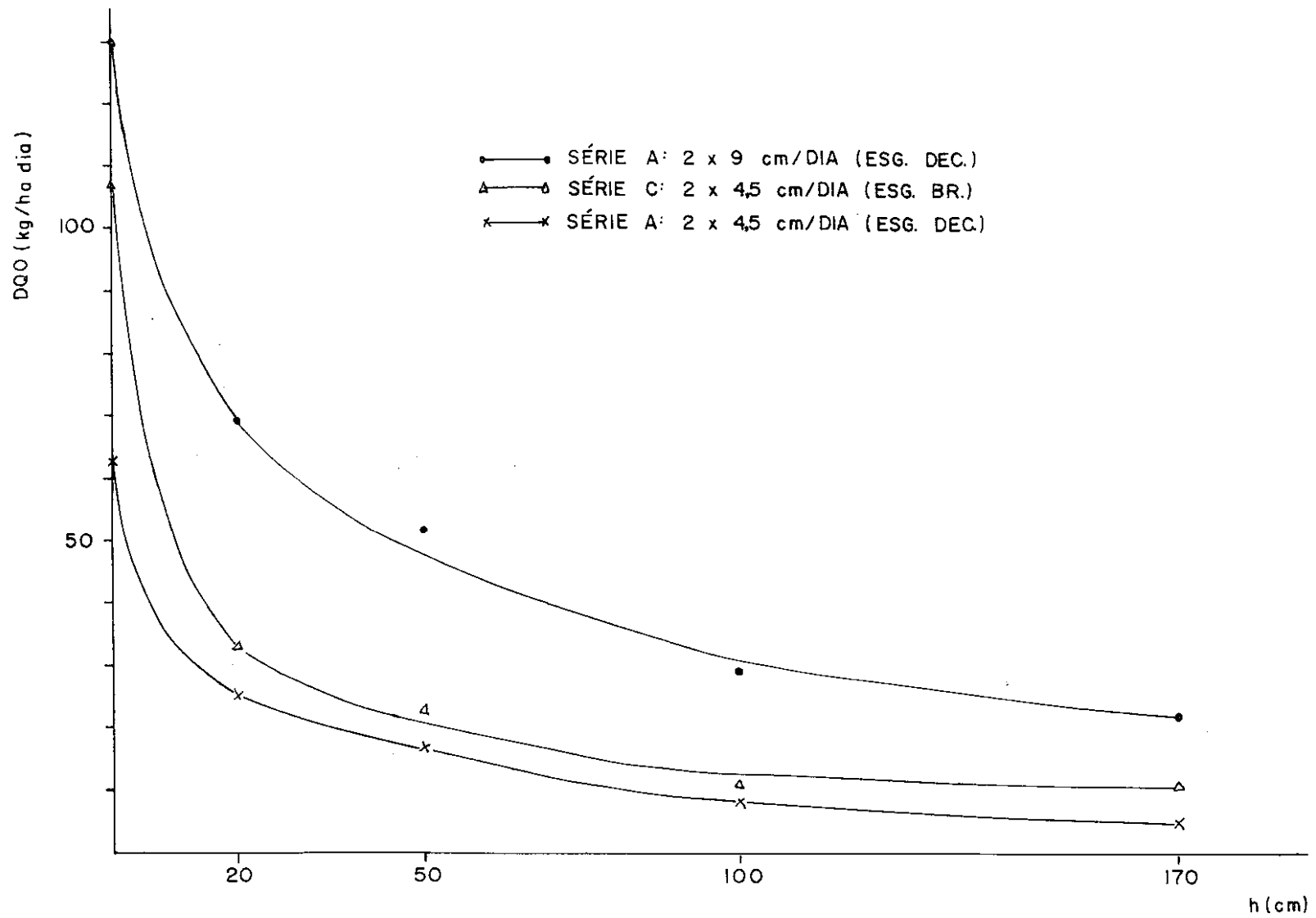


Fig. 48.- Demanda química média de oxigênio X profundiddde nas séries A e C, expressa em kg/ha dia

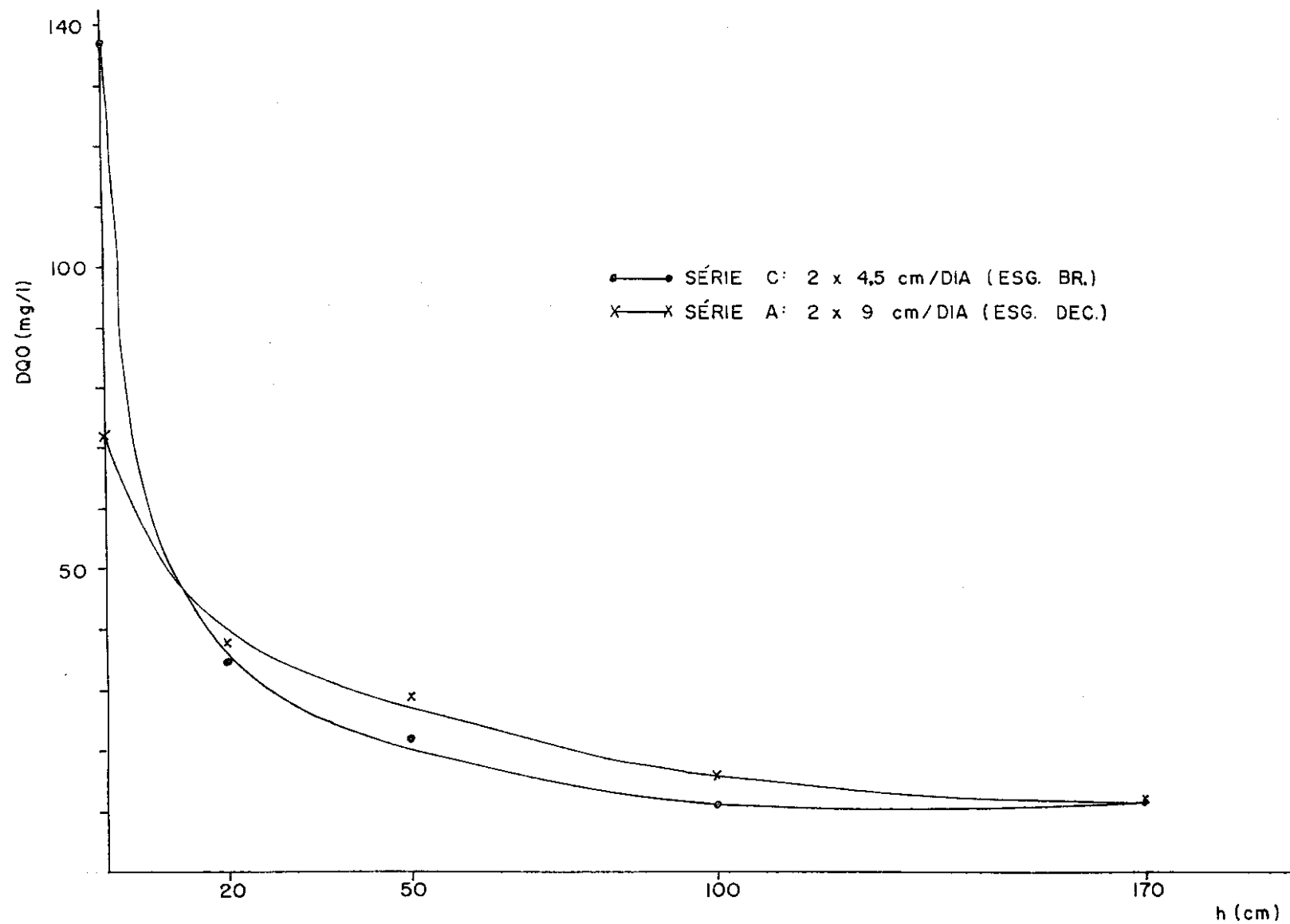


Fig. 49 - Demanda química média de oxigênio X profundidade, para as séries A e C

TABELA XVIII  
Valores da demanda química de oxigênio na série de filtros C (mg/l)

DATA PONTOS AMOSTRAIS	APLICAÇÃO: 2 x 4,5 cm/dia									APLICAÇÃO: 2 x 4,5 cm/dia						MÉDIAS						
	02 SET 80*	04 SET 80	11 SET 80	25 SET 80	30 SET 80	02 OUT 80	07 OUT 80	09 OUT 80	14 OUT 80	16 OUT 80	23 OUT 80	25 NOV 80	27 NOV 80	28 MAI 81	29 MAI 81	04 JUN 81	a <sub>1</sub>	b <sub>1</sub> (%)	a <sub>2</sub>	b <sub>2</sub> (%)	a <sub>3</sub>	b <sub>3</sub> (%)
ESG. BRUTO	-	65	73	-	-	146	152	133	54	208	162	78	182	-	-	55	104	-	137	-	119	-
C-20.....	8	29	46	37	37	55	40	32	36	43	34	37	23	38	17	51	39	62	35	74	37	69
C-50.....	-	16	24	23	23	24	43	37	44	21	28	28	18	16	17	25	29	72	22	84	26	78
C-100.....	2	15	15	7	10	12	11	17	13	10	11	12	13	11	13	7	13	87	11	92	12	90
C-170.....	5	8	7	12	13	11	13	18	11	10	11	13	13	6	17	-	12	88	12	91	12	90

Taxa de aplicação: 2 x 4,5 cm/dia (esg. bruto)

a<sub>1</sub>, b<sub>1</sub>: DQO e percentagens de redução médias de 02/09/80 a 14/10/80 inclusive

a<sub>2</sub>, b<sub>2</sub>: DQO e percentagens de redução médias de 16/10/80 a 04/06/81 inclusive

a<sub>3</sub>, b<sub>3</sub>: DQO e percentagens de redução médias de 02/09/80 a 04/06/81 inclusive

\* Valores desconsiderados

É importante salientar que as amostras para DQO eram coletadas sempre 12 horas antes das de  $DBO_5$ , e preservadas adequadamente. Quando já houvesse volume suficiente de efluente coletado para  $DBO_5$  é que as amostras eram encaminhadas para análise dos referidos parâmetros. Logo, para uma mesma data, as análises de DQO e  $DBO_5$  referem-se a afluentes colhidos do Imhoff com defasagem de 12 horas, dificultando uma comparação entre estes 2 parâmetros.

Confrontando a Tabela XV com a XVII e a XVI com a XVIII, verifica-se que para as amostras mais poluídas (esgoto bruto, esgoto decantado e efluentes A-20 e C-20) a DQO apresenta-se inferior a  $DBO_5$ , possivelmente porque a DQO para estes pontos amostrais está abaixo dos valores reais. No entanto, se as determinações da DQO dos afluentes (bruto e decantado) fossem mais elevadas, as percentagens de remoção calculadas para os filtros seriam superiores às apresentadas nas Tabelas XVII e XVIII. Logo, estas percentagens de remoção vêm a ser menores do que as reais.

## 5 - CONCLUSÕES

A análise dos resultados, obtidos no presente estudo, permite as seguintes conclusões:

- 1 - O uso de brita para cobrir os filtros causou grande aumento nos tempos de infiltração, além de dificultar a remoção do material colmatado na superfície da areia. É uma prática a ser evitada. Mc Gauhey (38) já havia constatado a desvantagem da presença de pedras na superfície do solo.
- 2 - A recuperação da capacidade infiltrativa nos filtros sem cobertura de brita cresceu com o aumento da temperatura, com a diminuição da umidade relativa do ar e com o aumento da intensidade da ação eólica.
- 3 - A nitrificação ocorreu de modo intenso nos filtros, a julgar pela extinção da alcalinidade, pelo acentuado decréscimo no pH e pelos elevados teores de nitratos e baixos teores de amônia e  $NT_K$  no efluente correspondente a 100 cm de percolação vertical.
- 4 - Possivelmente houve denitrificação para profundidades superiores a 1 m, a julgar pelo decréscimo no teor de nitratos de 100 para 170 cm nas séries de filtros A e C. Na série A, que recebia carga hidráulica dobrada em relação à série C, constatou-se também um aumento nos teores de amônia, especialmente de 50 para 100 cm de profundidade.
- 5 - O teor de OD no esgoto percolante aumentava à medida que este descia para maiores profundidades. No entanto, baseando-se apenas nesse parâmetro, não é válido afirmar que o solo (quando insaturado) estivesse em condições aeróbicas até 170 cm de profundidade.

6 - A perda de carga na superfície do solo era sempre maior no filtro que recebia esgoto bruto do que naquele que tinha esgoto decantado como afluente.

7 - A remoção de coliformes totais do esgoto bruto foi muito alta, quando este percolava no meio poroso, confirmando a bibliografia consultada. Verificaram-se remoções médias de 92,8% em 20 cm e de 99,8% em 170 cm.

8 - Com percolação vertical de 170 cm nos filtros, cerca de 98% da DBO dos esgotos (bruto e decantado) foi removida. Já nos 20 cm superficiais do meio poroso ocorreu a maior parte desta remoção. Os resultados aqui obtidos confirmam os de vários autores citados neste trabalho.

9 - As percentagens médias de remoção de DQO em 20 e 170 cm, para aplicação de 2 x 4,5 cm/dia\* de esgoto decantado, foram respectivamente 60% e 91%. No entanto, ao se dobrar a taxa de aplicação, baixaram para 47% e 83%, confirmando constatações feitas por Carlson et alii (16). Já na série de filtros C, alimentada com esgoto bruto à razão de 2 x 4,5 cm/dia, obteve-se 69% e 90%, respectivamente, para 20 e 170 cm de percolação vertical.

---

\* As taxas de aplicação referentes aos experimentos deste trabalho vêm a ser a altura de esgoto que era aplicada nos dias de alimentação. Já outros autores citam taxas que são a altura média aplicada, considerando também os dias de repouso.



## 6 - SUGESTÕES

1 - Independentemente de quaisquer outros estudos em modelos de laboratório, é aconselhável a implantação e operação de sistemas de infiltração rápida de esgotos brutos em cidades litorâneas gaúchas.

Como ponto de partida seria aconselhável que cada bacia tivesse um ciclo operacional de 5 dias de aplicação seguidos de 2 dias de descanso. Isto considerando o fato de que Silva (56), adotando 6 dias de aplicação por um de repouso, e taxa de aplicação de  $2 \times 4,5$  cm/dia de esgoto bruto, verificou tempos de infiltração superiores a 10 horas ao final do segundo mês de operação.

2 - Reservar, no sistema de infiltração sugerido, duas bacias para receberem esgoto decantado. Uma delas receberia a mesma carga hidráulica que as bacias de esgoto bruto ( $2 \times 4,5$  cm/dia), e a outra receberia carga hidráulica dobrada ( $2 \times 9$  cm/dia).

Ao final de uma temporada de veraneio, ter-se-ia uma idéia clara da redução de área infiltrativa possibilitada pela decantação dos esgotos. Com base nesta redução de área, seria adotada ou não a decantação dos esgotos para posterior infiltração no solo.

3 - Antes de começar a operar o sistema sugerido, realizar um levantamento no gradiente hidráulico na área interna do futuro sistema de infiltração, bem como na área circundante ao mesmo.

4 - Com base nas prováveis linhas de fluxo horizontal no meio poroso, determinadas pelo levantamento no gradiente hidráulico (sugestão 3), proceder à instalação dos pontos de coleta de amostras e monitoramento do nível do freático.

5 - Proceder a coleta de amostras uma vez por semana, para monitoramento da qualidade da água no que diz respeito aos seguintes parâmetros: DBO, DQO, acidez, alcalinidade,

pH, condutividade elétrica, NMP de coliformes totais, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total de Kjeldahl. O nível do freático deverá ser verificado pelo menos no dia da coleta de amostras e no dia antecedente ao mesmo.

Deve ser realizada uma série de pelo menos 4 análises de cada um dos parâmetros acima citados, antes de ser iniciada a aplicação de esgotos ao solo.

6 - Arborizar a área circundante ao terreno em que se situarão as bacias, principalmente à jusante das mesmas. Os bosques deverão ser constituídos por árvores adequadas ao clima da região, dando-se preferência às que tiverem maior capacidade de retenção de nutrientes.

7 - Seria conveniente que, em modelos de laboratório, se tentasse estabelecer o limite entre as zonas aeróbica e anaeróbica do solo, paralelamente com o estudo dos compostos nitrogenados. Isso possibilitaria condições mais concretas para confirmar a denitrificação que provavelmente ocorreu neste estudo. A avaliação das condições aeróbicas ou anaeróbicas do solo deverá ser feita através da análise de gases coletados dos vazios do solo.

## 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMRAMY, Aaron. Waste treatment for groundwater recharge . Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 36(3):296-8, Mar. 1964.
2. AULENBACH, Donald B.; GLAVIN, Thomas P.; ROJAS, Jairo A. Romero. Protracted recharge of treated sewage into sand, Part I - Quality changes in vertical transport through the sand. Ground Water, Columbus, 12(3):161-9, May/June, 1974.
3. AULENBACH, Donald B.; FERRIS, James J.; CLESCERI, Nicholas L.; TOFFLEMIRE, T. James. Protracted recharge of treated sewage into sand, Part III - Nutrient transport through the sand. Ground Water, Columbus, 12(5):301-9, Sept/Oct. 1974.
4. AULENBACH, Donald B.; CLESCERI, Nicholas L.; BEYER, Stephen; HAJAS, Louis; TOFFLEMIRE, T. James. Water renovation using deep natural sand beds. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 30, Purdue University, 1975. Proceedings . Ann Arbor, Ann Arbor Science. p345-57.
5. AULENBACH, Donald B.; CLESCERI, Nicholas L.; TOFFLEMIRE , T. James; BEYER, Stephen; HAJAS, Louis. Water renovation using deep natural sand beds. Journal American Water Works Association, New York, 67(9):510-5, Sept. 1975.
6. AULENBACH, Donald B.; HARRIS, Robert R.; REACH, Robert C . Purification of secondary effluent in a natural sand filter. Journal Water Pollution Control Federation , Washington, 50(1):86-94, Jan. 1978.
7. BAARS, J.K., ed. Advances in water pollution research. Oxford, Pergamon, 1965. v.2, 377p.

8. BABBITT, Harold E. & BAUMANN, E. Robert. Sewerage and sewage treatment. 8<sup>o</sup> ed. New York, John Wiley, 1958. 790 p.
9. BENARDE, Melvin A. Land disposal and sewage effluent: appraisal of health effects of pathogenic organisms. Journal American Water Works Association, New York, 65 (6):432-40, June, 1979.
10. BERNARDO, L. di. Teoria da filtração. Revista DAE, 123 : 49-68, 1980.
11. BOUWER, Herman; RICE, R.C.; ESCARCEGA, E.D. High-rate land treatment I: Infiltration and hydraulic aspects of the Flushing Meadows project. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 46(5):834-43, May, 1974.
12. BOUWER, Herman; LANCE, J.C.; RIGGS, M.S. High-rate land treatment II: Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 46(5):844-59, May, 1974.
13. BOUWER, Herman; RICE, R.C.; LANCE, J.C.; GILBERT, R.G. Rapid-infiltration research at Flushing Meadows Project, Arizona. Journal Water Pollution Control Federation , Washington, 52(10):2457-2470, Oct, 1980.
14. BRAILE, Pedro Márcio. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. São Paulo, CETESB. 1979. 764p.
15. BRANDES, M. Effect of precipitation and evapotranspiration of a septic tank-sand filter disposal system. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 52 (1):59-75, Jan. 1980.
16. CARLSON, R.R.; LINSTEDT, K.D.; BENNETT E.R.; HARTMAN, R.B. Rapid infiltration treatment of primary and secondary effluents. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 54(3):270-80, Mar. 1982.
17. CETESB. Desinfecção de águas. São Paulo, 1974. 210p.
18. CHAUDHURI, M.; AMIRHOR, P.; ENGELBRECHT, R.S. Virus removal by diatomaceous earth filtration. Journal of the

- Environmental Engineering Division, New York, 100(EE4): 937-53, Aug. 1974.
19. CULP, Russel L.; WESNER, George Mack; CULP, Gordon L. Handbook of advanced wastewater treatment. 2.ed. New York, Van Nostrand Reinhold, 1978. 632p.
  20. DREWRY, William A. & ELIASSEN R. Virus movement in groundwater. Journal Water Pollution Control Federation, 40 (8) Part 2:R257-71, Aug. 1968.
  21. ECKENFELDER JR., W.W. Principles of water quality management. Boston, CBI Publishing Co., 1980. 717p.
  22. FERREIRA, Aurélio Buarque de Holanda. Novo dicionário da língua portuguesa. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 1975. 1499p.
  23. GERBA, Charles P.; WALLIS, Craig; MELNICK, Joseph L. Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. Journal of the Irrigation and Drainage Division, Proc. ASCE, 101 (IR3):157-74, Sept. 1975.
  24. HACH CHEMICAL COMPANY. Bottle manometric apparatus; model 2173 B. Loveland, s.d. 17p.
  25. HESS, M.L. Notícias técnico-sanitárias da Europa. Revista DAE, 135:20-1, 1983.
  26. IIDA, Yukio & TERANISHI, Akihiro. Nitrogen removal from municipal wastewater by a single submerged filter. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 56 (3):251-8, Mar. 1984.
  27. IMHOFF, Karl. Manual de tratamento de águas residuárias. São Paulo, Edgard Blücher, 1966. 235p.
  28. INLAND WATER DIRECTORATE. Analytical methods manual. Ottawa, Water Quality Branch, 1979. 1 pasta.
  29. KOENIG, Albert & LOUCKS, Daniel P. Management model for wastewater disposal on land. Journal of the Environmental Engineering Division, New York, 103(EE2):181-96, Apr. 1977.

30. KORMONDY, Edward J. Conceptos de ecologia. Madrid, Alianza Editorial, 1975. 248p.
31. LAAK, R. Influence of domestic wastewater pretreatment on soil clogging. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 42(8):1495-500, Aug, 1980.
32. LANCE, J. Clarence. Fate of nitrogen in sewage effluent applied to soil. Journal of the Irrigation and Drainage Division. Proc. ASCE, 101(IR3):131-44, Sept. 1975.
33. LANNING, S. & WILLIAMS, S.T. Nitrogen and land reclamation. Environmental Pollution. Essex, 2(3):179-91, May 1981. 4
34. LEACH, Lowell E. & ENFIELD, Carl G. Nitrogen control in domestic wastewater rapid infiltration systems. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 55(9) : 1150-7, Sept. 1983.
35. LEHMAN, G.S. & WILSON, L.G. Trace element removal from sewage effluent by soil filtration. Water Resources Research, Washington, 7(1):90-9, Feb. 1971.
36. LOEHR, Raymond C. Agricultural waste management; problems, processes and approaches. New York, Academic Press, 1974. 576p.
37. \_\_\_\_\_. Land as a waste management alternative. Ann Arbor, Ann Arbor Science, 1977. 811p.
38. MC GAUHEY, P.H. Engineering management of water quality. New York, Mc Graw-Hill, 1968. 295p.
39. MOORE, Barbara E., SAGIK, B.P.; SORBER, Charles A. Viral transport to ground water at a wastewater land application site. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 53(10):1492-502, Oct. 1981.
40. OLSON, James V.; CRITES, Ronald W.; LEVINE, Paul E. Groundwater quality at rapid infiltration site. Journal of the Environmental Engineering Division, New York, 106(5):885-99, Oct. 1980.

41. OVERCASH, Michael R. & PAL, Dhiraj. Design of land treatment systems for industrial wastes - Theory and practice. Ann Arbor, Ann Arbor Science, 1981. 684p.
42. OZA, Pushpavadan P. & CHAUDHURI, Malay. Virus-coal sorption interaction. Journal of the Environmental Engineering Division, New York, 102(6):1255-62, Dec. 1976.
43. PARO, M.C. Estratificação térmica e reflexos na qualidade da água em reservatórios de acumulação do sistema produtor Cantareira - São Paulo (1). Revista DAE, 126:81-94, 1981.
44. PETTYJOHN, Wayne A. Water quality in a stressed environment. Minneapolis, Burgess, 1972. 309p.
45. PHELPS, Earle B. & LACKEY, James B. Stream sanitation. New York, John Wiley, 1944. 276p.
46. POUND, Charles E.; CRITES, Ronald W.; GRIFFES, Douglas A. Land treatment of municipal wastewater effluents; design factors-I. s.l., Environmental Protection Agency, 1976. 49p.
47. PRINCINE, Albert B. & MCKEE, Jack E. Oxygen relationships in intermitent sand filtration. Journal of the sanitary Engineering Division, New York, 94(SA6):1093-119, Dec. 1968.
48. REYNOLDS, James H.; NIELSEN, Maxwell & Wangsgard Consulting Engineers. Land application of municipal wastewater; literature review. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 51(6):1276-81, June, 1979.
49. RICE, R.C. Soil clogging during infiltration of secondary effluent. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 46(4):708-16, Apr. 1974.
50. SANKS, Robert L. & ASANO, Takashi. Land treatment and disposal of municipal and industrial wastewater. Ann Arbor, Ann Arbor Science, 1976. 310p.
51. SCHEUERMAN, P.R.; BITTON, G.; OVERMAN, A.R.; GIFFORD, G.E. Transport of virus through organic soils and sediments.

- Journal of the Environmental Engineering Division, New York. 105(4):629-40, 1979.
52. SCIENTIFIC AMERICAN. The Biosphere. San Francisco, 1970. 134p.
53. SEABROOK, Belford L. A case study of land treatment of sewage in Australia. s.l, CEPIS. Trabalho apresentado no Symposium on Treatment and Disposal of Residual Waters, Buenos Aires, 1976. 26f.
54. SEEP, Endel. Disposal of domestic wastewater by hillside sprays. Journal of the Environmental Engineering division, New York, 99(2):109-21, Apr. 1973.
55. SILVA, Adelbani Braz da. Evolução química das águas subterrâneas. Águas Subterrâneas, São Paulo (7):5-12, Abr. 1984.
56. SILVA, Jacob Manoel Gayoso Pereira da. Viabilidade de disposição de esgoto in natura por infiltração na faixa costeira do Estado do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado em Hidrologia Aplicada apresentada no Curso de Pós-Graduação em Hidrologia Aplicada da UFRGS, 1978. 94f.
57. STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTE WATER. 14<sup>th</sup> ed. Washington, American Public Health Association, 1976. 1193p.
58. SUNDSTROM, Donald W. & KLEI, Herbert E. Wastewater treatment. Englewood Cliffs, Prentice-Hall, 1979. 444p.
59. TOFFLEMIRE, T.J. & Van ALSTYNE, F.E. Land disposal of wastewater; literature review. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 46(6):1201-8, June, 1974.
60. UIGA, A. & SLETTEN, R. An overview of land treatment from case studies of existing systems. Journal Water Pollution Control Federation, Washington, 50(2):277-85, Feb. 1978.
61. VALENCIA, J. Arboleda. Teoria, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Lima, CEPIS, 1973. 558p.



## 8 - APÊNDICE

Na Tabela XIX estão indicados os valores diários da temperatura (máxima e mínima), da umidade relativa do ar e do total de recolhimento pluviométrico.

Os dados diários relativos a estes parâmetros foram fornecidos pelo 8º Distrito de Meteorologia. Os mesmos foram obtidos na Estação Climatológica Principal de Porto Alegre, RS.

TABELA XIX  
 Dados meteorológicos diários correspondentes  
 ao período de estudos na Vila do IAPI

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
31-8-80	22.0	17.8	89	3.0
01-9-80	20.4	14.1	85	14.8
02-9-80	16.4	14.1	85	0.3
03-9-80	22.4	13.5	51	0.0
04-9-80	16.6	7.4	30	0.0
05-9-80	17.2	5.0	47	0.0
06-9-80	22.8	5.7	39	0.0
07-9-80	27.8	7.6	33	0.0
08-9-80	21.7	12.0	88	0.0
09-9-80	15.5	10.0	59	14.4
10-9-80	18.2	8.7	58	0.0
11-9-80	23.7	8.5	56	0.0
12-9-80	24.3	10.6	55	0.0
13-9-80	29.9	15.8	48	0.0
14-9-80	29.1	16.5	53	0.0
15-9-80	19.0	10.1	86	19.0
16-9-80	12.8	5.8	48	7.0
17-9-80	16.5	5.5	53	0.0
18-9-80	24.2	12.9	46	0.0
19-9-80	17.6	11.9	77	0.0
20-9-80	19.4	14.3	78	0.0
21-9-80	16.6	11.6	71	0.0
22-9-80	16.7	8.3	47	0.0
23-9-80	19.4	5.5	49	0.0
24-9-80	17.7	8.3	42	0.0
25-9-80	17.8	8.2	52	0.0

TABELA XIX (continuação)

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15 h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
26-9-80	20.0	9.3	40	0.0
27-9-80	20.3	11.3	54	0.0
28-9-80	15.6	13.2	92	15.4
29-9-80	20.9	14.3	75	2.4
30-9-80	28.1	16.2	54	0.6
01-10-80	31.8	15.2	48	0.0
02-10-80	31.2	18.4	48	0.0
03-10-80	25.6	19.6	79	0.0
04-10-80	21.1	11.2	93	0.0
05-10-80	11.8	10.6	57	9.3
06-10-80	16.3	8.3	57	0.0
07-10-80	19.6	11.3	49	0.0
08-10-80	15.8	14.3	94	0.1
09-10-80	23.1	12.2	66	11.3
10-10-80	22.8	15.5	64	0.0
11-10-80	22.8	16.7	68	0.0
12-10-80	22.2	16.1	58	0.0
13-10-80	23.3	15.3	56	0.0
14-10-80	24.8	15.0	55	0.0
15-10-80	26.9	16.0	48	0.0
16-10-80	29.9	15.8	43	0.0
17-10-80	31.3	16.4	47	0.0
18-10-80	26.6	17.7	76	0.0
19-10-80	24.0	18.2	41	5.0
20-10-80	23.5	18.8	94	1.1
21-10-80	22.0	19.0	94	10.6
22-10-80	21.9	14.1	69	10.4
23-10-80	16.7	10.4	55	0.1
24-10-80	19.1	10.9	60	0.0
25-10-80	27.2	14.8	57	0.0
26-10-80	30.2	18.6	64	0.1

TABELA XIX (continuação)

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
27-10-80	23.1	19.8	88	30.6
28-10-80	25.3	18.4	74	5.6
29-10-80	28.2	18.2	66	0.0
30-10-80	24.1	16.8	73	9.4
31-10-80	20.5	10.8	43	0.2
01-11-80	22.2	9.0	31	0.0
02-11-80	26.6	14.5	42	0.0
03-11-80	31.3	16.2	42	0.0
04-11-80	28.5	16.4	48	0.0
05-11-80	29.8	19.1	59	0.0
06-11-80	22.4	19.0	90	4.6
07-11-80	25.5	18.6	69	18.9
08-11-80	28.2	17.6	60	0.4
09-11-80	18.4	14.2	88	25.7
10-11-80	21.4	13.8	69	8.4
11-11-80	22.3	15.5	68	0.6
12-11-80	22.4	12.0	43	1.1
13-11-80	24.8	12.2	41	0.0
14-11-80	28.5	14.4	40	0.0
15-11-80	30.5	15.4	36	0.0
16-11-80	27.5	18.8	64	0.0
17-11-80	23.2	16.0	49	0.0
18-11-80	27.0	16.8	51	0.0
19-11-80	25.8	18.4	71	7.9
20-11-80	25.7	19.2	79	5.4
21-11-80	25.6	19.4	76	0.0
22-11-80	28.2	21.5	74	0.0
23-11-80	26.4	20.0	61	8.4
24-11-80	26.4	14.5	52	0.0
25-11-80	23.3	14.2	51	0.0
26-11-80	27.4	13.2	49	0.0

TABELA XIX (continuação)

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
27-11-80	29.1	19.4	41	0.0
28-11-80	25.0	19.4	68	0.0
29-11-80	22.8	19.9	96	1.7
30-11-80	32.4	19.6	65	13.4
01-12-80	29.2	21.5	79	24.6
17-04-81	21.8	14.8	60	0.0
18-04-81	23.5	13.6	52	0.2
19-04-81	26.5	12.1	53	0.0
20-04-81	27.5	16.1	57	0.0
21-04-81	29.9	15.5	51	0.0
22-04-81	28.3	18.2	55	0.0
23-04-81	25.1	18.4	62	1.2
24-04-81	21.8	13.8	58	0.0
25-04-81	22.5	16.4	82	1.9
26-04-81	23.8	17.2	83	15.0
27-04-81	21.5	18.7	73	0.0
28-04-81	21.2	14.6	80	0.1
29-04-81	20.7	13.4	65	37.2
30-04-81	21.0	11.8	59	0.3
01-05-81	21.8	10.5	60	0.0
02-05-81	23.8	10.4	62	0.0
03-05-81	26.3	12.8	65	0.0
04-05-81	28.1	17.4	61	0.0
05-05-81	32.6	18.0	57	0.0
06-05-81	25.8	19.0	75	18.6
07-05-81	30.5	18.6	63	0.0
08-05-81	29.9	17.9	62	0.0
09-05-81	29.0	18.2	62	0.0
10-05-81	29.9	20.0	58	0.0
11-05-81	25.2	20.2	80	8.2
12-05-81	29.1	18.0	64	0.0

TABELA XIX (continuação)

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
13-05-81	30.6	17.8	56	0.0
14-05-81	25.8	18.0	95	0.0
15-05-81	19.8	13.8	75	11.8
16-05-81	23.3	14.2	68	0.6
17-05-81	27.2	18.0	59	0.0
18-05-81	27.1	14.8	64	0.0
19-05-81	29.2	17.4	60	0.0
20-05-81	23.6	14.4	66	2.4
21-05-81	24.2	12.9	65	0.0
22-05-81	26.6	14.8	63	0.0
23-05-81	27.5	17.1	59	0.0
24-05-81	27.6	15.6	62	0.0
25-05-81	23.4	17.4	79	0.0
26-05-81	19.7	14.0	87	5.3
27-05-81	19.2	13.8	72	3.6
28-05-81	22.5	13.3	69	0.0
29-05-81	24.6	13.0	64	0.0
30-05-81	24.8	12.6	67	0.0
31-05-81	26.0	12.9	59	0.0
01-06-81	27.8	15.7	54	0.0
02-06-81	21.7	13.4	84	0.0
03-06-81	17.9	12.7	66	24.2
04-06-81	17.0	8.8	71	0.0
05-06-81	17.2	5.6	66	0.0
06-06-81	17.2	13.9	91	0.0
07-06-81	15.6	13.8	85	46.3
08-06-81	16.9	9.9	74	8.7
09-06-81	19.7	7.6	66	0.0
10-06-81	19.7	10.0	66	0.0
11-06-81	17.9	11.7	63	3.6
12-06-81	16.9	5.7	62	0.0

TABELA XIX (continuação)

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
10-08-81	16.7	4.7	53	0.0
11-08-81	23.5	6.4	56	0.0
12-08-81	18.0	10.4	73	0.0
13-08-81	19.5	13.3	61	6.1
14-08-81	18.6	8.4	49	0.0
15-08-81	21.8	8.5	43	0.0
16-08-81	24.2	9.4	41	0.0
17-08-81	23.5	11.3	48	0.0
18-08-81	23.4	10.4	44	0.0
19-08-81	18.7	8.0	43	0.0
20-08-81	19.4	6.8	50	0.0
21-08-81	22.4	9.0	44	0.0
22-08-81	23.6	9.6	46	0.0
23-08-81	25.4	9.4	42	0.0
24-08-81	26.2	12.1	48	0.0
25-08-81	21.0	14.8	76	0.0
26-08-81	16.6	15.2	96	6.0
27-08-81	16.5	12.8	78	30.5
28-08-81	19.9	14.8	77	0.2
29-08-81	24.1	15.8	66	0.0
30-08-81	21.2	13.1	67	0.0
31-08-81	16.7	10.5	55	0.0
01-09-81	15.3	12.2	93	3.7
10-11-81	30.0	15.6	49	0.0
11-11-81	27.4	18.6	54	0.0
12-11-81	28.2	17.0	60	0.0
13-11-81	29.0	19.3	55	0.0
14-11-81	28.6	19.0	57	0.0
15-11-81	29.0	18.5	90	0.0
16-11-81	24.1	18.3	53	4.4
17-11-81	25.7	16.2	56	0.0

TABELA XIX (continuação)

DATA	TEMPERATURA MÁXIMA (°C)	TEMPERATURA MÍNIMA (°C)	UMIDADE RELATIVA ÀS 15h (%)	TOTAL DE RECOLHIMENTO* (mm)
18-11-81	29.1	16.8	54	0.0
19-11-81	24.8	19.7	65	14.4
20-11-81	25.2	15.0	32	0.0
21-11-81	28.8	14.8	36	0.0
22-11-81	28.4	14.6	51	0.0
23-11-81	25.4	19.7	72	0.0
24-11-81	23.3	20.4	75	0.0
25-11-81	24.0	17.2	38	0.0
26-11-81	25.3	15.0	47	0.0
27-11-81	25.7	16.4	60	0.0
28-11-81	22.8	18.4	82	1.7
29-11-81	26.0	16.9	57	9.6
30-11-81	28.1	18.6	91	0.2
01-12-81	24.0	19.0	63	8.8
02-12-81	23.3	13.8	44	0.0
03-12-81	23.3	12.3	33	0.0
04-12-81	29.3	13.6	50	0.0
05-12-81	31.2	19.2	46	0.0
06-12-81	26.5	20.6	66	27.2
07-12-81	25.5	16.4	36	0.0
08-12-81	24.2	16.0	57	0.0
09-12-81	26.0	16.8	53	0.0

\* O total diário de recolhimento pluviométrico era realizado às 9 h. A precipitação que ocorria após esse horário era registrada no dia seguinte.