

**DISPOSIÇÃO DE ESGOTOS SANITÁRIOS
POR INFILTRAÇÃO RÁPIDA, SOB
CONDIÇÕES DE CAMPO E DE
LABORATÓRIO, EM SOLO ARENOSO DE
REGIÃO LITORÂNEA.**



Florindo dos Santos Braga

DEDALUS - Acervo - EESC



31100017257

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Antonio Marozzi Righetto

São Carlos
1998

Class.	TESE
Curr.	0946
Tombo	T0123/98

31100017257

ot 0979310

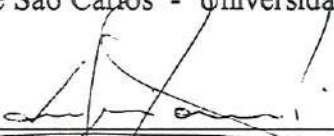
FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Engenheiro **FLORINDO DOS SANTOS BRAGA**

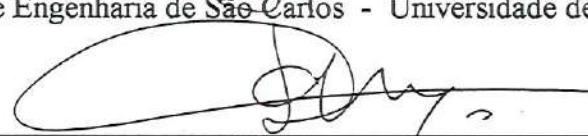
Tese defendida e aprovada em 07-04-1998
pela Comissão Julgadora:



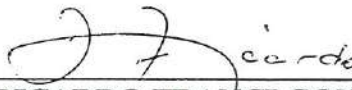
Prof. Associado **ANTONIO MAROZZI RIGHETTO (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Prof. Titular **EUGENIO FORESTI**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)




Prof. Titular **JOSÉ ROBERTO CAMPOS**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)




Prof. Doutor **RICARDO FRANCI GONÇALVES**
(Universidade Federal do Espírito Santo - UFES)



Prof. Doutor **BERNARDO ARANTES DO NASCIMENTO TEIXEIRA**
(Universidade Federal de São Carlos - UFSCar)



Prof. Titular **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY**
Coordenador da Área de Hidráulica e Saneamento



JOSE CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP

B813d Braga, Florindo dos Santos
Disposição de esgotos sanitários por
infiltração rápida, sob condições de campo e de
laboratório, em solo arenoso de região litorânea /
Florindo dos Santos Braga. -- São Carlos, 1998.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1998.
Área: Hidráulica e Saneamento.
Orientador: Prof. Dr. Antonio Marozzi Righetto.

1. Esgoto sanitário. 2. Disposição no solo.
3. Infiltração rápida. 4. Tratamento.
5. Parâmetros de projeto. I. Título.

*À minha esposa, Regina, e meus filhos,
Leonardo e Eduardo, como fruto dos
momentos de minha ausência no convívio
familiar.*

*“Pesquisar é voltar às origens
antes de dar um passo a mais
em busca da verdade”.*

Florindo dos Santos Braga - 1993

Os meus sinceros agradecimentos:

Ao PICD pela concessão da Bolsa de estudos da CAPES.

À USP - Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, em especial ao meu orientador, Prof. Dr. Antonio Marozzi Righetto pela grande contribuição na minha formação acadêmica, na orientação desta pesquisa, e ao crédito a mim depositado quanto à realização deste trabalho. Ao colega de doutorado José Juam D'amico por todo apoio e coleguismo durante a jornada.

À UFES - Ao chefe do DHS: Prof. Alexandre José Serafim, e aos professores do Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental: Antonio Sergio Ferreira Mendonça, Ricardo Franci Gonçalves e Edmilson Teixeira da Costa. À professora Maria de Fátima Fontes Lélis e sua aluna Elza de Abreu Costa pelo apoio nos trabalhos de química. Aos professores de Estatística: Valdério Anselmo Reisen e Luz Amanda Melgar Santander.

À CESAN pelo apoio informal e formal através da assinatura do Convênio de Cooperação Técnica e Científica com a UFES, viabilizando assim o desenvolvimento desta pesquisa. Especialmente, aos Engenheiros: Esmael Barbosa, José Maria Motta, Antonio Brasil Maia, Maria Alice Picollo, e aos funcionários: Sr. Pedro Eduardo Carone, Aldemar Rodrigues de Oliveira, Nailio Ronconi e todos os demais que direta ou indiretamente nos auxiliaram.

À CORSAN pelo apoio às visitas técnicas aos sistemas de infiltração e percolação que opera e pela consulta aos arquivos dos projetos implantados e a implantar no RS. Em especial ao Eng^o. Arno Nicolau Heck e sua equipe em 1993. Ao Eng^o. Francisco Antonio Bidone, Consultor e colega de doutorado, por todo apoio dado nos primeiros contatos.

Aos meus co-orientados: Marcia Regina Pereira Lima, Carlos Alberto Rui Simões, Fabiana De Nadai Andreoli, Juscelino Alves dos Santos e seus respectivos orientadores que desenvolveram suas dissertações de mestrado, em estudos complementares à pesquisa.

Ao Prof. Robson Sarmiento que, quando vendo-me em dificuldades, lembrou-me: A UFES está aí a sua disposição. USE-A.

Ao Dr. Sérgio Paiva Sampaio pelos esclarecimentos técnicos e incentivos.

Ao prof. Lauro Venturini, pelo trabalho de revisão de português.

À Marilu Pancieri Berger pela elaboração dos desenhos.

Aos meus colaboradores especiais: Denise Izoton Nascimento, Espedito Carvalho, Cristina Santos Sad, Gilmar Pereira. A todos aqueles que direta ou indiretamente marcaram presença nesta jornada.



SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xi
LISTA DE SÍMBOLOS	xiii
RESUMO	xv
<i>ABSTRACT</i>	xvi
1. INTRODUÇÃO	01
1.1 Sistema de Tratamento no Solo	01
1.2 Estudos de Campo e de Laboratório	02
1.3 Objetivos	06
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	07
2.1 Histórico do Tratamento de Esgotos no Solo	07
2.2 Conceitos Fundamentais	15
2.3 Principais Sistemas de Disposição no Solo	33
2.4 Infiltração Rápida (IR)	40
2.5 Estudos Específicos sobre Infiltração/Percolação	62
2.6 A Experiência Brasileira	67
3. MATERIAIS E MÉTODOS	79
3.1 Considerações Iniciais	79
3.2 1º Módulo - Desenvolvimento dos Estudos Preliminares	81
3.3 Reatores TQC1 e TQC2	92
3.4 Metodologia de Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas	94
3.5 Estudo Preliminar da Direção Potencial do Escoamento	95
3.6 2º Módulo - Sistema Integrado (SI)	97
3.7 Determinação da Direção do Escoamento da Água Subterrânea	119
3.8 Metodologia para a Análise dos Dados	121
4. ESTUDOS PRELIMINARES	126
4.1 Desempenho dos Reatores TQC1 e TQC2	126
4.2 Reatores TQAV e TQAA	128
4.3 Direção Potencial do Escoamento	133
5. DESEMPENHO DE TRATABILIDADE DO ESGOTO NOS REATORES TDV, BIE E RE	135

5.1	Introdução	135
5.2	Condições Comuns aos Reatores BIE e TDV	135
5.3	Condições Operacionais dos Reatores	140
5.4	Desempenho do Reator BIE	140
5.5	Desempenho do Reator TDV	147
5.6	Remoção da Matéria Orgânica Carbonácea	152
5.7	Remoção de Nitrogênio	154
5.8	Remoção de Fósforo	156
5.9	Remoção de Coliforme	157
5.10	Reator E	158
5.11	Análise Global do Desempenho dos Reatores BIE, TDV e RE	160
6.	REPRESENTATIVIDADE ENTRE OS REATORES TDV, BIE E RE	165
6.1	Introdução	165
6.2	Comparações entre Concentrações dos Efluentes dos Reatores	166
6.3	Comportamentos do Desempenho dos Reatores TDV e BIE	171
6.4	Análise de Dados Estatísticos	174
6.5	Representatividade em Função da Contaminação Retida no Solo	182
6.6	Análise de Variância	183
6.7	Determinação dos Coeficientes de Representatividade das Médias (CRM) e dos Desempenhos (CRD)	183
7.	DETERMINAÇÃO DA DIREÇÃO DO ESCOAMENTO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA	189
7.1	Introdução	189
7.2	Variação de Nível D'água nos Poços Indicador da Direção do Escoamento	193
7.3	Medidas de Campo	194
7.3	Medidas da Variação do nível do Lençol Freático	197
7.4	Medidas da Condutividade após Aplicação do Esgoto	200
7.5	Implantação de Novos Poços na Direção do Poço D	201
7.6	Os Cloretos e os Nitratos do Esgoto como Indicadores da Direção do Escoamento	203
7.7	Definição da Direção do Escoamento	217
8.	IMPACTO E TRATAMENTO DO ESGOTO NA ZONA SATURADA	222
8.1	Considerações Gerais	222
8.2	Contaminação sob a BIE	222
8.3	Contaminação dos Poços localizados	225
8.4	Tratamento na Zona Saturada (Diluição e Depuração Menos Eficiente)	228
9.	APLICABILIDADE PRÁTICA	231
9.1	Introdução	231
9.2	Análise Integrada dos Estudos Complementares do SI	231
9.3	Remoção de Nitrogênio	232
9.4	Taxas e Ciclos	233



9.5 Uso de Gramas para Melhoria de Distribuição e de Tratamento	234
9.6 Considerações de Aplicação Prática	236
10. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	238
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	241
APÊNDICE I - Documentário Fotográfico	
APÊNDICE II - Dados e Resultados	



LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1	- a) Esquema em planta de um sistema de tratamento. b) Esquema em corte de sistema de pré-tratamento no solo, material importado.	12
FIGURA 2.2	- Distribuição de sólidos do esgoto e decomposição de produtos na zona insaturada. Fonte: YARON et al (1954).	16
FIGURA 2.3	- Reações responsáveis pela remoção de nitrogênio durante a aplicação de esgoto secundário. Fonte: GERBA et al (1975).	22
FIGURA 2.4	- Aparato experimental semelhante ao utilizado por Darcy. Fonte: CHARBENEAU et al. (1992).	26
FIGURA 2.5	- Cenário de disposição no solo e transporte de contaminantes. Fonte: CHARBENEAU et al. (1992).	29
FIGURA 2.6	- Sistemas de Disposição no Solo. Fonte: VON SPERLING (1995).	38
FIGURA 2.7	- Processo de planejamento de disposição de esgotos no solo (em duas fases). Fonte: EPA (1981).	39
FIGURA 2.8	- Esquema hidráulico da Infiltração Rápida (a), e as várias formas de desatinação final do percolado (b, c, d). Fonte: EPA (1981).	41
FIGURA 2.9	- Processo de planejamento de sistema de Infiltração Rápida. Fonte: EPA (1981).	42
FIGURA 2.10	- Determinação das áreas requeridas para Sistemas de Infiltração Rápida (IR). Fonte: EPS (1984).	49
FIGURA 2.11	- Taxas de carga de esgoto aplicada em sistemas reais de Infiltração Rápida versus exigências de projeto. Fonte: LOHER et al (1979).	50
FIGURA 2.12	- Remoção de nitrogênio em função da Taxa de Infiltração. Fonte: REED et al (1988).	59
FIGURA 2.13	- Comportamento da contaminação química. Fonte: JORDÃO et al. (1975).	75
FIGURA 2.14	- Comportamento da contaminação bacteriológica. Fonte: JORDÃO et al. (1975).	76
FIGURA 3.1	- Foto aérea da área de estudo, com localização do sistema de laboratório e de campo, Vitória/ES, Brasil.	83
FIGURA 3.2	- Mapa geológico da área de estudo. Fonte: Projeto RADAMBRASIL.	84

FIGURA 3.3	- Variações de porosidade, retenção específica e campo específico com o tamanho dos grãos. Bacia Costeira Sul, Califórnia. Fonte: REED et al (1988).	86
FIGURA 3.4	- Relações gerais entre campo específico e Condutividade Hidráulica. Fonte: REED et al (1988).	87
FIGURA 3.5	- Esquema dos reatores TQC1 e TQC2.	93
FIGURA 3.6	- Locação dos piezômetros de monitoramento ao redor da Bacia Experimental (Estudos Preliminares). Sem escala.	96
FIGURA 3.7	- Planta de locação dos sistemas de laboratório e de campo na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Camburi - Vitória/ES, operada pela CESAN. Escala: 1:2000.	101
FIGURA 3.8	- Esquema dos Sistemas de laboratório e de campo. Sem escala.	102
FIGURA 3.9	- Sistema de laboratório, ETE de Camburi - Vitória/ES, operada pela CESAN. Detalhe 01 da FIGURA 3.17. Escala: 1/200.	103
FIGURA 3.10	- Valores de taxas de percolação para projetos de sistemas de Infiltração Rápida (IR) e de Infiltração Lenta (IL), estimada em função da permeabilidade do solo. Fonte: EPA (1981).	104
FIGURA 3.11	- Modelo para estudos de depuração de esgotos: TDV - Tanque de Depuração Vertical.	106
FIGURA 3.12	- Desenho esquemático da Bacia Experimental de Infiltração (medidas em metros).	107
FIGURA 3.13	- A) Medidor de nível, individual para cada poço. B) Coletor individual de cada poço.	109
FIGURA 3.14	- Poço de Monitoramento.	110
FIGURA 3.15	- Sistema de Coleta nos Poços de Monitoramento. S/ escala.	111
FIGURA 3.16	- Coleta de Areia nas profundidades de 1,20 e 1,60m, no Tanque de Depuração Vertical (TDV) e na Bacia de Infiltração Experimental (BIE).	112
FIGURA 3.17	- Vista em planta e em corte do sistema de Infiltração Rápida de Laboratório (TDV) e de campo (BIE) implantado na ETE de Camburi, Vitória/ES.	114
FIGURA 3.18	- Sistema de Distribuição de Esgoto na BIE - Fase 1. Detalhe: Bacia de Infiltração Experimental (BIE). S/ escala.	115
FIGURA 3.19	- Sistema de Distribuição de Esgoto na BIE - Fase 2. Detalhe: Bacia de Infiltração Experimental (BIE). S/ escala.	116
FIGURA 3.20	- Sistema de Distribuição de Esgoto na BIE - Fase 4. Detalhe: Bacia de Infiltração Experimental (BIE). S/ escala.	117
FIGURA 4.1	- Médias das análises do esgoto bruto (EB), esgoto decantado (ED), esgoto bruto tratado (EBT), esgoto decantado tratado (EDT), referentes a 6 coletas no período de setembro a novembro de 1994.	127
FIGURA 4.2	- Foto: Superfície do TQC1 antes da aplicação do esgoto (areia virgem).	129
FIGURA 4.3	- Foto: Colmatação: vista de cima da película colmatante após lançamento de 75cm de esgoto bruto.	129



FIGURA 4.4	- Hidrograma de vazão - saída do reator com leito de areia virgem. Fonte: LIMA et al (1995).	131
FIGURA 4.5	- Hidrograma de vazão - saída do reator com leito de areia aclimatada. Fonte: LIMA et al (1995).	131
FIGURA 4.6	- Volume de esgoto retido no reator e percentual de recuperação do esgoto lançado em função do tempo. Fonte: LIMA et al (1995).	131
FIGURA 4.7	- Variação no tempo do potencial redox e turbidez do efluente tratado do reator preenchido com areia aclimatada. Fonte: LIMA et al (1995).	132
FIGURA 4.8	- Condutividade Elétrica nos piezômetros de monitoramento do nível d'água.	133
FIGURA 4.9	- Mapa da Superfície Potenciométrica. Obs.: PI: cota do lençol freático sob a BIE.	134
FIGURA 5.1	- Dados de nível d'água, precipitação diária e acumulada no período. Referência: 26 de junho de 1995. Profundidade do Poço J: 303cm. Lâmina d'água: 103cm e leito de areia: 200cm.	139
FIGURA 5.2	- Esquema do Perfil Vertical da BIE. NA ₁ e NA ₂ são níveis máximo e mínimo da água do lençol freático.	141
FIGURA 5.3	- Comportamento da matéria carbonácea (DBO ₅ , DQO e SST) na BIE, ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	142
FIGURA 5.4	- Comportamento da série nitrogenada (N-NH ₄ ⁺ , NTK e N Orgânico) na BIE, ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	143
FIGURA 5.5	- Comportamento do pH, Alcalinidade Total e Fósforo na BIE, ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	144
FIGURA 5.6	- Comportamento dos parâmetros: Nitritos, Nitratos e Cloretos na BIE, ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	145
FIGURA 5.7	- Médias do Poço J e do Esgoto Decantado aplicado (ED). Poço J (efluente), ED (afluente). Nas Fases 0, 3, e 5 não houve lançamento de esgotos. R = Remoção.	146
FIGURA 5.8	- Esquema do Perfil vertical do TDV. NA é o nível d'água simulado do lençol freático.	147
FIGURA 5.9	- Comportamento da matéria carbonácea (DBO ₅ , DQO e SST) no TDV ao longo das fases 1, 2 e 4.	148



FIGURA 5.10 - Comportamento dos parâmetros: $N-NH_4^+$, NTK e N Orgânico no TDV ao longo das fases 1, 2 e 4.	149
FIGURA 5.11 - Comportamento dos parâmetros: pH, Alcalinidade Total e P_{total} no TDV ao longo das fases 1, 2 e 4.	150
FIGURA 5.12 - Comportamento dos parâmetros: nitritos, nitratos e cloretos no TDV ao longo das fases 1, 2 e 4.	151
FIGURA 5.13 - Médias do TDV - Tanque de Depuração Vertical e do ED - Esgoto Decantado. Remoção: TDV (saída), ED (entrada). Fase 1 (nitrificação): 26/07/95 a 10/10/95; Fase 2 (desnitrificação): 23/10/95 a 19/12/95; Fase 3 (nitrificação): 16/04/96 a 03/06/96.	152
FIGURA 5.14 - Esquema do perfil vertical do RE.	159
FIGURA 6.1 - Esquemas dos perfis verticais da BIE, TDV e RE. NA , NA_1 , NA_2 , são níveis de água nos reatores.	165
FIGURA 6.2 - Comportamento das variáveis: DBO_5 , DQO e SST, $P-PO_4^{3+}$, NTK, $N-NH_4^+$, características dos efluentes dos reatores: TDV, BIE e RE.	167
FIGURA 6.3 - Comportamento das variáveis: Cloretos, Nitratos, Nitritos, pH, OD e Alcalinidade, características dos efluentes dos reatores: TDV, BIE e RE.	168
FIGURA 6.4 - Comportamento determinístico de desempenho dos reatores: TDV, BIE e RE.	169
FIGURA 6.5 - Comportamento das variáveis: DBO_5 , DQO e SST, $P-PO_4^{3+}$, NTK, $N-NH_4^+$, características dos efluentes dos reatores: TDV e BIE.	171
FIGURA 6.6 - Comportamento das variáveis: Alcalinidade, Cloretos, pH, OD e características dos efluentes dos reatores: TDV e BIE.	172
FIGURA 6.7 - Comportamento das série nitrogenada nos reatores RE e TDV.	173
FIGURA 6.8 - Gráfico de caixas (Box Plot) de DBO_5 nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	174
FIGURA 6.9 - Gráfico de caixas (Box Plot) de DQO nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	175
FIGURA 6.10 - Gráfico de caixas (Box Plot) dos SST nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	176
FIGURA 6.11 - Gráfico de caixas (Box Plot) de Fósforo nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	177
FIGURA 6.12 - Gráfico de caixas (Box Plot) de NTK nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	178
FIGURA 6.13 - Gráfico de caixas (Box Plot) de N_{total} nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	179
FIGURA 6.14 - Gráfico de caixas (Box Plot) de Coliformes Fecais nos reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.	180
FIGURA 7.1 - Croqui de distribuição dos poços de monitoramento.	190



FIGURA 7.22 - Condutividade elétrica medida na terceira campanha de injeção de cloretos no poço PJ como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea, em 30/10/96. Sem escala.	215
FIGURA 7.23 - Poços de Monitoramento ao redor da Bacia Experimental. Fase 5 - 2ª e 3ª Campanhas de Cloretos.	216
FIGURA 7.24 - Perfil de Sondagem e Localização nos Poços de Monitoramento na área da Bacia de Infiltração Experimental (BIE). Seção 02	218
FIGURA 7.25 - Perfil de Sondagem e localização dos Poços de Monitoramento na área da Bacia de Infiltração Experimental (BIE). Seção 05	219
FIGURA 7.26 - Variação do nível d'água, precipitação diária e acumulada no período.	220
FIGURA 7.27 - Esquemas do Escoamento da água subterrânea na BIE.	221
FIGURA 8.1 - Análises de nitritos, nitratos e fósforo do Esgoto Decantado (ED) e da água do Poço J (PJ) no período de ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	223
FIGURA 8.2 - Análises de cloretos do ED (esgoto decantado) e dos poços de monitoramento (PJ, PH, PA e PD) da BIE, no período de aplicação de esgotos, ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	224
FIGURA 8.3 - Médias e remoções das análises de Coliformes fecais do Esgoto Decantado (ED) e da água do Poço J (PJ) no período de ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.	224
FIGURA 8.4 - Evolução da contaminação por Coliformes fecais no Poço H.	225
FIGURA 8.5 - Evolução da contaminação por Coliformes fecais no Poço D.	226
FIGURA 8.6 - Evolução da contaminação por Coliformes fecais no Poço F.	226
FIGURA 8.7 - Médias e Eficiências dos principais parâmetros monitorados na Bacia de Infiltração referentes à TABELA 8.5.	230

The first part of the report deals with the general situation of the country and the progress of the work during the year. It is followed by a detailed account of the various expeditions and the results obtained. The report concludes with a summary of the work done and the prospects for the future.

The first expedition was to the north of the country, where we discovered several new species of plants and animals. The second expedition was to the south, where we collected a large number of specimens of the same kind. The third expedition was to the west, where we found many interesting fossils. The fourth expedition was to the east, where we discovered a new species of bird.

The results of these expeditions are of great importance to the study of the natural history of the country. They have enabled us to determine the distribution of many species and to discover new ones. They have also helped us to understand the geological and biological history of the country.

The work done during the year has been very successful. We have collected a large number of specimens and have discovered many new species. We have also made many important discoveries in the field of geology and biology.

The prospects for the future are very bright. We have many more expeditions planned for the next year and we are confident that we will make many more important discoveries.

FIGURA 7.2	- Área de localização do sistemas de campo e de laboratório da pesquisa. Fonte: Convênio MAPLAN/CDV (1993).	191
FIGURA 7.3	- Mapa potenciométrico da área de estudo, com localização dos piezômetros.	192
FIGURA 7.4	- Variação do nível d'água após lançamento de 7,5m ³ de água potável.	193
FIGURA 7.5	- Locação dos poços de monitoramento e piezômetros ao redor da Bacia Experimental. Fases 1, 2 e 3. Escala: 1/500.	195
FIGURA 7.6	- Comportamento da Condutividade Elétrica nos poços de monitoramento. Medidas de campo com sonda portátil.	196
FIGURA 7.7	- Variação no nível do lençol freático nos poços próximos à BIE. Data: 12/05/96.	197
FIGURA 7.8	- Variação no nível do lençol freático no Poço J - centro da BIE. Data: 12/05/96.	198
FIGURA 7.9	- Variação no nível do lençol freático nos poços próximos à BIE. Data: 13/05/96.	198
FIGURA 7.10	- Variação no nível do lençol freático nos poços próximos à BIE. Data: 20/12/95.	199
FIGURA 7.11	- Monitoramento intensivo da condutividade elétrica no lençol freático sob a BIE, logo após cessada uma aplicação de esgoto. Data: 19/12/95.	200
FIGURA 7.12	- Locação dos Poços de Monitoramento e piezômetros ao redor da Bacia Experimental. Fases 4 e 5. Escala: 1/500.	202
FIGURA 7.13	- Concentrações de cloretos e nitratos nos poços PC, PD, PA e PH nas Fases 0 1, 2, 3, 4 e 5.	204
FIGURA 7.14	- Gráfico de caixas (Box Plot) de cloretos nos poços de monitoramento: PA, PC, PD e PH.	205
FIGURA 7.15	- Gráfico de caixas (Box Plot) de nitratos nos poços de monitoramento: PA, PC, PD e PH.	206
FIGURA 7.16	- Gráfico de caixas (Box Plot) de Coliformes Fecais nos poços de monitoramento: PA, PC, PD, PF e PH.	207
FIGURA 7.17	- Comportamento da média, variância e coeficientes da variação (CV) dos cloretos e nitratos nas Fases 0, 1, 2, 3, 4 e 5.	209
FIGURA 7.18	- Condutividade elétrica medida antes das campanhas de injeção de cloretos no poço PJ como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea. Sem escala.	211
FIGURA 7.19	- Cloretos medido na primeira campanha de injeção no poço PJ, como indicador (traçador) da direção do escoamento da água subterrânea, em 12/07/96. Sem escala.	212
FIGURA 7.20	- Condutividade elétrica medida na primeira campanha de injeção de cloretos no poço PJ, como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea, em 12/07/96. S/ escala.	213
FIGURA 7.21	- Condutividade elétrica medida na segunda campanha de injeção de cloretos no poço PJ, como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea, em 09/08/96. Sem escala.	214

Faint, illegible text, possibly bleed-through from the reverse side of the page. The text is arranged in several paragraphs and appears to be a formal document or report. The characters are too light and blurry to transcribe accurately.

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1	- Taxa de Aplicação x Diâmetro Efetivo. Fonte: IMHOFF (1966).	8
TABELA 2.2	- Taxas de carregamento superficial de DBO_5 para sistemas de aplicação no solo, para tratamento de esgotos municipais. Fonte: EPA (1992).	17
TABELA 2.3	- Comparação de elementos traço nos esgotos sanitários, em relação aos limites recomendados para água de irrigação.	18
TABELA 2.4	- Razões entre K_h e K_v . Fonte: EPA (1981).	25
TABELA 2.5	- Valores típicos de Condutividade Hidráulica (após Marsily). Fonte: CHARBENEAU et al. (1992).	27
TABELA 2.6	- Comparações entre Sistemas de Disposição no Solo.	35
TABELA 2.7	- Características Típicas dos Principais Sistemas de Tratamento de Esgotos.	36
TABELA 2.8	- Avaliação Relativa dos Sistemas de Tratamento de Esgotos Domésticos (fase líquida).	37
TABELA 2.9	- Procedimentos para projetos de Infiltração Rápida.	40
TABELA 2.10	- Resumo das análises para sistema de campo de tratamento no solo. Fonte: EPA (1992).	47
TABELA 2.11	- Remoção de Nitrogênio em Sistemas IR. Fonte: WPCF (1983).	48
TABELA 2.12	- Ciclo de taxa de carga hidráulica sugeridos para Sistemas de Infiltração Rápida. Fonte: EPA (1992).	51
TABELA 2.13	- Programa de Monitoramento de Amostras para Sistema de Infiltração Rápida de Grande Porte. Fonte: EPS 6 EP-84/1.	52
TABELA 2.14	- Dados de remoção de fósforo para alguns sistemas IR. Fonte: REED et al.(1988).	61
TABELA 2.15	- Estudo comparativo dos parâmetros biológicos de esgoto primário.	64
TABELA 2.16	- Desempenho de Nitrogênio Total nos pilotos operados por SAMPAIO (1994).	66
TABELA 2.17	- Desempenho global dos pilotos operados por SAMPAIO (1994).	66
TABELA 3.1	- Classificação A.S.T.M. (American Society for Testing and Materials) do solo da área de implantação da Bacia de Infiltração.	85

Faint, illegible text, possibly bleed-through from the reverse side of the page. The text is arranged in several columns and appears to be a list or a series of entries, but the characters are too light to transcribe accurately.

TABELA 3.2	- Condutividade hidráulica determinada pelo ensaio de permeabilidade de carga variável.	86
TABELA 3.3	- Curva de Umidade do Solo.	87
TABELA 3.4	- Composição típica de esgoto sanitário bruto/ETE Camburi.	88
TABELA 3.5	- Média das análises da água do lençol freático e do esgoto bruto afluente a ETE de Camburi.	89
TABELA 3.6	- Quadro da desejabilidade do EPA 625/1-81-013 para utilização do processo IR (Rapid Infiltration), SR (Slow Rate) e OF (Overland Flow).	91
TABELA 3.7	- Métodos analíticos laboratoriais empregados em todos os 3 módulos da pesquisa.	95
TABELA 3.8	- Esgoto Decantado (ED) representado por $W_{t,i}$.	122
TABELA 3.9	- Efluente da BIE $X_{t,i}$.	122
TABELA 3.10	- Efluente do TDV $Y_{t,i}$.	123
TABELA 3.11	- Efluente do RE.	123
TABELA 4.1	- Médias e remoções das principais variáveis características do esgoto bruto (1), esgoto decantado (2), esgoto bruto tratado (3), esgoto decantado tratado (4), referentes a 6 coletas no período de setembro a novembro/94. Amostra discreta.	126
TABELA 4.2	- Média, desvio padrão e eficiência na remoção das concentrações dos parâmetros analisados no esgoto decantado e nos efluentes dos reatores.	128
TABELA 4.3	- Monitoramento contínuo de potencial redox e turbidez nos reatores TQAA e TQAV.	132
TABELA 5.1	- Concentrações Médias do Esgoto Decantado (ED) da ETE de Camburi referente ao período de estudo (1995 - 1996).	136
TABELA 5.2	- Contaminação inicial da água de simulação do lençol freático no TDV, utilizada como referência de cálculo de desempenho.	137
TABELA 5.3	- Contaminação inicial da água de simulação do lençol freático, na Bacia de Infiltração, utilizada como referência do cálculo de desempenho da BIE.	137
TABELA 5.4	- Comparações entre valores de Cargas aplicadas e Remoções esperadas em sistemas por IR. Fonte: EPA (1992).	158
TABELA 5.5	- Comparação entre dados típicos recomendados pelo EPA (1992), de desempenho em Sistema IR e os resultados obtidos no TDV, na BIE (Poço J) e no Reator E.	161
TABELA 5.6	- Comparação entre os desempenhos alcançados nos experimentos de SAMPAIO (1994), na França e no Brasil e os desempenhos alcançados nesta pesquisa.	161
TABELA 5.7	- Comparação do desempenho típico da ETE de Camburi (fonte do esgoto utilizado nesta pesquisa) e os desempenhos alcançados no TDV, BIE e Reator E.	161
TABELA 5.8	- Comparação dos padrões internacionais de qualidade de efluentes tratados - Fonte: Rogalla (1990) e EPA (1989), e os valores médios obtidos nesta pesquisa.	162

Handwritten text, likely bleed-through from the reverse side of the page. The text is extremely faint and illegible due to low contrast and blurring. It appears to be organized into several paragraphs or sections, but the specific content cannot be discerned.

TABELA 5.9	- Eficiência do Tratamento Infiltração/ Percolação. Fonte: BRISSAUD et al (1993).	162
TABELA 6.1	- Dados Estatísticos de DBO ₅ por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	174
TABELA 6.2	- Dados Estatísticos de DQO por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	175
TABELA 6.3	- Dados Estatísticos de SST por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	176
TABELA 6.4	- Dados Estatísticos de Fósforo por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	177
TABELA 6.5	- Dados Estatísticos de Nitrogênio Kjeldhal por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	178
TABELA 6.6	- Dados Estatísticos de Nitrogênio Total por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	179
TABELA 6.7	- Dados Estatísticos de Coliforme Fecal por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.	180
TABELA 6.8	- Relações entre médias, medianas, coeficientes de variação de alturas das caixas dos gráficos "Box Plot" entre os Reatores TDV/BIE e RE/BIE.	181
TABELA 6.9	- Comparação de representatividade entre o TDV e a BIE, referente a soluções extraídas de amostras de areia (diluição 100g de areia/1000ml de água destilada).	182
TABELA 6.10	- Características médias do esgoto aplicado e dos efluentes dos Reatores.	184
TABELA 6.11	- Remoções Médias nos Reatores.	184
TABELA 6.12	- Coeficientes de Representatividade das Médias (CRM) entre os Reatores.	185
TABELA 6.13	- Coeficiente de Representatividade de Desempenho (CRD).	185
TABELA 6.14	- Coeficientes de Representatividade de Médias (CRM) entre os Reatores TDV e BIE.	186
TABELA 6.15	- Coeficientes de Representatividade dos Desempenhos (CRD) entre os Reatores TDV e BIE.	186
TABELA 6.16	- Coeficientes de Representatividade entre os Reatores de laboratório e de campo: TDV/BIE e RE/BIE.	187
TABELA 7.1	- Medidas de Campo. Período: 10/07/95 a 25/07/95.	194
TABELA 7.2	- Medições realizadas com sonda nos dias 21/07/95 e 22/07/95.	196
TABELA 7.3	- Análise da água do lençol freático nos poços próximos à BIE.	201
TABELA 7.4	- Dados Estatísticos de monitoramento do Cloretos referentes às Fases com e sem aplicação de esgotos.	205
TABELA 7.5	- Dados Estatísticos de monitoramento do Nitratos referentes às Fases com e sem aplicação de esgotos.	206
TABELA 7.6	- Dados Estatísticos de monitoramento do Coliforme Fecal referentes às Fases com e sem aplicação de esgotos.	207



TABELA 8.1	- Evolução da contaminação do lençol freático no Poço PJ - centro da BIE.	225
TABELA 8.2	- Evolução das concentrações de cloretos nas Fases 0, 3 e 5 sem aplicação de esgotos.	226
TABELA 8.3	- Evolução das concentrações de Nitratos nas Fases 0, 3 e 5 sem aplicação de esgotos.	227
TABELA 8.4	- Evolução da Contaminação na direção principal do escoamento - Poço PH - a 10m do centro do talude interno da BIE.	227
TABELA 8.5	- Médias e eficiências dos principais parâmetros monitorados na Bacia de Infiltração Experimental (BIE).	229
TABELA 9.1	- TQG-R1 e TQG-R2: Tanques cobertos com grama. Laboratório CESAN.	235
TABELA 9.2	- Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos.	236
TABELA 9.3	- Avaliação relativa dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos (fase líquida).	236

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES	- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRH	- Associação Brasileira de Recursos Hídricos
BIE	- Bacia de Infiltração Experimental
CAESB	- Companhia de Água e Esgoto de Brasília
CAPES	- Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CESAN	- Companhia Espírito Santense de Saneamento
CETESB	- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CORSAN	- Companhia Rio Grandense de Saneamento
CONAMA	- Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	- Carbono Orgânico Total
CR	- Coeficientes de Representatividade
CST	- Companhia Siderúrgica de Tubarão
DES	- Disposição de Esgotos no Solo
DMAE	- Departamento Municipal de Água e Esgotos
EB	- Esgoto Bruto
EBT	- Esgoto Bruto Tratado
ED	- Esgoto Decantado
EDT	- Esgoto Decantado Tratado
EPA	- Environmental Protection Agency
EPS	- Environmental Protection Service
ETE	- Estação de Tratamento de Esgotos
FEPAM	- Fundação Especial para Problemas Ambientais
HIVAETs	- Hidrograma de Volumes Acumulados de Esgotos Tratados
IL	- Infiltração Lenta
IPH	- Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRS
IR	- Infiltração Rápida
ITUFES	- Instituto de Tecnologia da UFES
Máx.	- Máximo
Méd.	- Média

Main body of handwritten text, appearing to be a list or a series of entries, possibly organized in a table-like structure with multiple columns.

Mín.	- Mínimo
MO	- Matéria Orgânica
OF	- Overland Flow
PICD	- Plano Institucional de Capacitação de Docentes
PA	- Poço A, idêntico para PB, PC, PD, PE, PF, PH e PJ.
pH	- Potencial hidrogeniônico
Pz1	- Piezômetro 1, idêntico para Pz2, Pz3, Pz4 e Pz5.
RCR	- Resource conservation and recovery act, administered by the U.S. EPA
RE	- Reator E
SEAMA	- Secretaria de Assuntos para Meio Ambiente
SDES	- Sistema de Disposição de Esgotos no Solo
SI	- Sistema Integrado
SR	- Slow Rate
TDV	- Tanque de Depuração Vertical
TQAA	- Tanque de Areia Aclimatada
TQAV	- Tanque de Areia Virgem
TQC1	- Tanque de Colmatação 1
TQC2	- Tanque de Colmatação 2
USEPA	- U.S. Environmental Protection Agency
USP	- Universidade de São Paulo
UFES	- Universidade Federal do Espírito Santo
WPCF	- Water Pollution Control Federation



LISTA DE SÍMBOLOS

α_L	- Dispersividade longitudinal, L
α_T	- Dispersividade transversal, L
θ	- Coeficiente de umidade volumétrica, adimensional
η_e	- Porosidade efetiva, adimensional
η	- Porosidade total, adimensional
c	- Concentração de soluto, ML^{-3}
CTC	- Capacidade de Troca Catiônica, ML^{-3}
Cu	- Coeficiente de uniformidade, adimensional
CV	- Coeficiente de variação
D_{10}	- Diâmetro efetivo, L
DBO_5	- Demanda Bioquímica de Oxigênio, ML^{-3}
DQO	- Demanda Química de Oxigênio, ML^{-3}
K	- Condutividade Hidráulica, LT^{-1}
kg	- Quilograma, M
n	- Número de eventos
N	- Nitrogênio, ML^{-3}
N_2	- Nitrogênio gasoso, ML^{-3}
NH_3	- Amônia, ML^{-3}
$N-NH_4^+$	- Nitrogênio Amoniacal, ML^{-3}
$N-NO_2^-$	- Nitrogênio Nitrito, ML^{-3}
$N-NO_3^-$	- Nitrogênio Nitrato, ML^{-3}
N_2O	- Óxido nitroso, ML^{-3}
NO	- Óxido nítrico, ML^{-3}
NTK	- Nitrogênio Kjeldhal, ML^{-3}
OD	- Oxigênio Dissolvido, ML^{-3}
P	- Fósforo, ML^{-3}
$P-PO_4^{3-}$	- Fosfato, ML^{-3}
Ptotal	- Fósforo total, ML^{-3}
Q	- Vazão, LT^{-3}
SS	- Sólidos Suspensos, ML^{-3}



SST	- Sólidos Suspensos Totais, ML^{-3}
ST	- Sólidos Totais, ML^{-3}
STD	- Sólidos Totais Dissolvidos, ML^{-3}
STF	- Sólidos Totais Fixos, ML^{-3}
SVT	- Sólidos Voláteis Totais, ML^{-3}
TAA	- Taxa de Adsorção do íon amônia, adimensional
V	- Velocidade de Infiltração, LT^{-1}



RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi estudar sistemas de disposição no solo por Infiltração Rápida para tratamento de esgoto sanitário. Utilizaram-se modelos de laboratório e protótipos para o estabelecimento de relações comparativas entre os resultados obtidos. Parâmetros representativos de projeto de Bacias de Infiltração Rápida para a região litorânea do Estado do Espírito Santo foram investigados. O sistema de laboratório constitui-se de 2 (dois) reatores tipo coluna, tendo um deles lençol freático simulado com água potável e o outro, sem lençol freático. Os estudos de campo foram realizados em uma Bacia de Infiltração Experimental (BIE) natural, monitorada por vários poços de observação implantados ao seu redor e 1 (um) no centro da mesma. A operação simultânea das unidades experimentais (laboratório e campo), sob condições idênticas de aplicação de esgoto, resultou dados quantitativos e qualitativos. O monitoramento das unidades experimentais foi planejado de modo a permitir coleta sistemática de amostras na água subterrânea, no lençol freático simulado e no percolado concentrado. Foram feitas avaliações de desempenho do tratamento do percolado na zona insaturada e saturada, e dos impactos sobre o meio ambiente. Foram caracterizados o impacto da contaminação bacteriológica e química no lençol freático, através do monitoramento dos coliformes fecais e outros parâmetros, tais como: DBO₅, DQO, SST, Ptotal, NTK, N-Amoniacal, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, OD, pH, alcalinidade, cloretos, condutividade elétrica. Taxas de aplicação e ciclos operacionais foram estimados. Os resultados obtidos nesta pesquisa são de grande importância como subsídio para análise de projetos e implantação de Sistemas de Infiltração/Percolação para regiões semelhantes à do presente estudo.

Palavras-chave: esgoto sanitário; disposição no solo; infiltração rápida; tratamento; parâmetros de projeto.

1. The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions and activities. It emphasizes that this is crucial for ensuring transparency and accountability in the organization's operations. The text highlights that proper record-keeping allows for better decision-making and helps in identifying areas for improvement.

2. The second part of the document focuses on the role of leadership in setting a positive example for the team. It states that leaders should be approachable, fair, and consistent in their actions. The text suggests that effective leaders communicate clearly, listen to their team members, and provide constructive feedback. This helps in building trust and fostering a collaborative work environment.

3. The third part of the document addresses the need for continuous learning and development. It notes that the business environment is constantly changing, and employees must stay updated with the latest trends and technologies. The text recommends providing training opportunities and encouraging employees to take ownership of their learning. This not only enhances individual skills but also contributes to the overall growth and success of the organization.

4. The fourth part of the document discusses the importance of maintaining a healthy work-life balance. It acknowledges that high performance often comes at a cost, and employees need to take care of their physical and mental health. The text suggests that managers should encourage their team members to take regular breaks, use their vacation time, and seek support when needed. This helps in preventing burnout and maintaining long-term productivity.

5. The fifth and final part of the document concludes by reiterating the key points discussed. It emphasizes that success is achieved through a combination of hard work, effective leadership, continuous learning, and a healthy work-life balance. The text encourages all team members to stay committed, motivated, and open to change, as these are the qualities that drive an organization towards its goals.

ABSTRACT

The objective of this research was to study soil application systems Rapid Infiltration for sewage disposal. Laboratory scale and field size systems were investigated in order to establish relationships between the results. Parameters for the design of Infiltration Basins in the coastal areas of state of Espírito Santo were investigated. The laboratory system used comprised two column type reactors. In one of the reactors a water table was simulated using tap water, while the other was operated without a water table. The field studies were conducted using a natural Experimental Infiltration Basin (BIE). The monitoring system constituted of several observation wells around the Basin and one in its center. The simultaneous operation of experimental units, laboratory and field, under identical conditions of domestic waste application, resulted in qualitative and quantitative data. The monitoring of the experimental units was planned in such a way to allow systematic sample collection in the underground water table, in the simulated water table and in the concentrated filtrate (the effluent from the laboratory column without the simulated water table). The efficiency of the treatment in the non-saturated and in the saturated zones was studied, as well as the environmental impacts. The parameters used were fecal coliforms, BOD₅, COD, TSS, Total P, TKN, NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, NO₂⁻-N, DO, pH, alkalinity, chlorides, conductivity. Soil application rates and operational cycles were estimated. The results of this study are important to support the design and the implementation of Infiltration Systems in regions with characteristics similar to the present study.

Keywords: sewage; soil application; Infiltration Basins; treatment; parameters for design.



*À minha esposa, Regina, e meus filhos,
Leonardo e Eduardo, como fruto dos
momentos de minha ausência no convívio
familiar.*



*“Pesquisar é voltar às origens
antes de dar um passo a mais
em busca da verdade”.*

Florindo dos Santos Braga - 1993



Os meus sinceros agradecimentos:

Ao PICD pela concessão da Bolsa de estudos da CAPES.

À USP - Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, em especial ao meu orientador, Prof. Dr. Antonio Marozzi Righetto pela grande contribuição na minha formação acadêmica, na orientação desta pesquisa, e ao crédito a mim depositado quanto à realização deste trabalho. Ao colega de doutorado José Juam D'amico por todo apoio e coleguismo durante a jornada.

À UFES - Ao chefe do DHS: Prof. Alexandre José Serafim, e aos professores do Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental: Antonio Sergio Ferreira Mendonça, Ricardo Franci Gonçalves e Edmilson Texeira da Costa. À professora Maria de Fátima Fontes Lélis e sua aluna Elza de Abreu Costa pelo apoio nos trabalhos de química. Aos professores de Estatística: Valdério Anselmo Reisen e Luz Amanda Melgar Santander.

À CESAN pelo apoio informal e formal através da assinatura do Convênio de Cooperação Técnica e Científica com a UFES, viabilizando assim o desenvolvimento desta pesquisa. Especialmente, aos Engenheiros: Esmael Barbosa, José Maria Motta, Antonio Brasil Maia, Maria Alice Picollo, e aos funcionários: Sr. Pedro Eduardo Carone, Aldemar Rodrigues de Oliveira, Nailio Ronconi e todos os demais que direta ou indiretamente nos auxiliaram.

À CORSAN pelo apoio às visitas técnicas aos sistemas de infiltração e percolação que opera e pela consulta aos arquivos dos projetos implantados e a implantar no RS. Em especial ao Eng^o. Arno Nicolau Heck e sua equipe em 1993. Ao Eng^o. Francisco Antonio Bidone, Consultor e colega de doutorado, por todo apoio dado nos primeiros contatos.

Aos meus co-orientados: Marcia Regina Pereira Lima, Carlos Alberto Rui Simões, Fabiana De Nadai Andreoli, Juscelino Alves dos Santos e seus respectivos orientadores que desenvolveram suas dissertações de mestrado, em estudos complementares à pesquisa.

Ao Prof. Robson Sarmiento que, quando vendo-me em dificuldades, lembrou-me: A UFES está aí a sua disposição. USE-A.

Ao Dr. Sérgio Paiva Sampaio pelos esclarecimentos técnicos e incentivos.

Ao prof. Lauro Venturini, pelo trabalho de revisão de português.

À Marilu Pancieri Berger pela elaboração dos desenhos.

Aos meus colaboradores especiais: Denise Izoton Nascimento, Espedito Carvalho, Cristina Santos Sad, Gilmar Pereira. A todos aqueles que direta ou indiretamente marcaram presença nesta jornada.



1. INTRODUÇÃO

1.1 Sistema de Tratamento no Solo

Topografia plana e nível de lençol freático alto são características físicas locais que dificultam, encarecem e até inviabilizam a implantação de sistemas de esgotos sanitários em cidades litorâneas. Nestas cidades, a rede coletora é de alto custo por requerer grandes profundidades a pequenas distâncias, escoramento de valas, rebaixamento do nível do lençol freático e significativo número de elevatórias. Os sistemas de tratamento requeridos devem apresentar alto grau de eficiência e ponto de lançamento adequado. Isto porque, nestas cidades, os corpos receptores superficiais geralmente são utilizados como fontes de abastecimento público, recursos pesqueiros, turísticos e área de lazer. No caso de rios, o trecho receptor geralmente se encontra próximo à foz, não havendo condições de autodepuração.

Do exposto, conclui-se que as características físicas locais dificultam a definição do tipo de tratamento a ser dado aos esgotos, da forma de disposição e do respectivo ponto de lançamento final. Considerando a problemática sanitária destas cidades, é de se esperar que o atendimento às atuais exigências dos órgãos de controle ambiental seja um problema de difícil solução, sob o ponto de vista técnico e financeiro.

Sistema de “Bacias de Infiltração” para tratamento de esgotos em áreas litorâneas, onde as águas do lençol freático não representam a principal fonte de abastecimento doméstico, pode ser uma alternativa melhor que outros sistemas usuais. Através de estudos realizados a partir de 1967 nos Estados Unidos e de 1977 no Rio Grande do Sul entre outros, comprova-se, por meio de resultados experimentais de laboratório e de campo (obtidos com a operação de unidades implantadas em escala real), que as “Bacias de Infiltração” podem ser adequadas para as cidades litorâneas, uma vez que:

- Não descarregam seus efluentes de forma direta nos corpos d’água superficiais;
- Apresentam grau de tratamento a nível terciário após o esgoto percolar pequenas distâncias verticais e horizontais;
- Requerem baixo custo de operação e manutenção;
- Aceitam cargas orgânicas elevadas.

No Relatório Estadual sobre Meio Ambiente no Estado do Espírito Santo “ES-ECO92” (1991) tem-se o registro da crítica situação ambiental em que se encontra o litoral capixaba, onde os altos índices de poluição, em algumas praias, chegam a ultrapassar os padrões de balneabilidade vigentes. Tem-se o registro, também, de

danos ambientais aos recursos pesqueiros em proporções que podem até inviabilizá-los para determinados fins.

A eutrofização e a perda de condições de balneabilidade de corpos d'água superficiais são algumas das conseqüências resultantes da inadequação do tipo de tratamento até então utilizado no litoral capixaba (lagoas de estabilização) na remoção de nutrientes e de microrganismos patogênicos. Para minimização deste problema, critérios mais rigorosos, quanto às exigências referentes à aprovação de projetos de novos sistemas de lagoas, têm sido prescritos recentemente por órgãos de controle ambiental. Para sistemas já implantados, com funcionamento deficiente, tem sido exigida imediata implementação de sistemas complementares e de medidas corretivas adicionais. Alguns desses sistemas são: lagoas de maturação, unidades de desinfecção, sistemas de remoção de algas, filtros biológicos, entre outras.

A condição de importância que torna os sistemas de lagoas de estabilização bastante utilizados em cidades do litoral do Estado do Espírito Santo é a disponibilidade de área a baixo custo. Se, além desta condição, a população não tiver a necessidade de utilizar a água do lençol freático para abastecimento doméstico, as bacias de infiltração podem ser uma alternativa mais interessante e viável para tratamento de esgoto. Tal suposição de viabilidade se justifica pela maior eficiência que estas bacias podem apresentar, em relação às já referidas lagoas de estabilização, em termos de remoção de contaminantes do esgoto sanitário e de custo de construção, uma vez que grandes volumes de argila são necessários para a construção destas lagoas em terreno arenoso.

1.2 Estudos de Campo e de Laboratório

Da bibliografia consultada, constatou-se a existência de três linhas de pesquisa que possibilitam maior conhecimento de alguns fenômenos de importância da disposição de esgotos no solo pela Infiltração Rápida (IR). Uma delas é desenvolvida a partir de estudos em Colunas de Laboratório, conforme: LEACH et al. (1983), SOARES et al. (1990) e SUZUKI et al. (1992). Outra, é desenvolver estudos em Bacias Experimentais, conforme: PINCINCE & MCKEE (1968), SILVA (1978) e RICE & BOUWER (1984). E a última, é desenvolvida a partir de estudos em Bacias de Infiltração em escala real, conforme: OLSON (1980), CARLSON et al. (1982) e BRISSAUD et al. (1993).

Resultados de estudos de laboratório, geralmente desenvolvidos em ambientes confinados ou semi confinados sob condições controladas, servem de suporte aos estudos de sistemas experimentais de campo em escala real. Resultados de estudos desenvolvidos em Bacias Experimentais Naturais, geralmente com pequenas dimensões, não chegam a representar fidedignamente o que ocorre em um sistema real de grandes dimensões. Estudos em laboratório podem apresentar, em relação a um sistema em escala real, um grau de representatividade ainda menor que os estudos em Bacias Experimentais.

Pesquisar os mecanismos de funcionamento do sistema IR em escala real seria o ideal, uma vez que o problema está na sua forma mais completa e complexa. Partindo do princípio que todo sistema de disposição no solo requer a realização de estudos preliminares locais, um sistema em escala real, mesmo que fosse implantado unicamente para pesquisa, não fugiria à regra e deveria também passar por estudos prévios de laboratório e experimentos de campo, para determinação dos parâmetros básicos de seu projeto. Caso contrário, os custos de construção, conforme o porte de um sistema em escala real, acrescidos dos possíveis riscos de erros de projeto, podem até inviabilizar financeira e tecnicamente a sua implantação.

Custos de pesquisas desenvolvidas em sistemas de colunas de laboratório, se comparados com os de pesquisas em sistemas em escala real, são bem menores. Os primeiros requerem aparatos* baratos e fáceis de serem construídos. Além do mais, os aparatos de laboratório são mais versáteis para investigações detalhadas da IR. Entretanto, as pequenas dimensões destes sistemas (modelos reduzidos), associadas a outras características físicas, tais como: contornos laterais confinados por paredes, escoamento unidimensional e solo de preenchimento desestruturado, proporcionam condições de trabalho que podem gerar resultados bem diferentes daqueles que poderiam ser obtidos em estudos em escala real.

Estudos de disposição no solo, em sistemas de Bacias Experimentais Naturais, são realizados sob condições intermediárias, entre as duas linhas de pesquisas anteriormente citadas. Nestes estudos, tanto o sistema de bacias quanto o problema em estudo (tratamento de esgoto), têm características semelhantes a de um sistema em escala real:

- As Bacias Experimentais Naturais geralmente são instaladas na área de implantação de um futuro sistema real ou em áreas de características semelhantes ao sistema real de interesse;
- Podem receber aplicações de esgoto com características semelhantes ao que será aplicado na área do projeto em escala real, com taxas de aplicação adequadas às características reais de aceitação do solo local.

Pelo fato dos sistemas em escala experimental de campo terem também dimensões físicas reduzidas, os resultados por eles fornecidos não chegam a representar 100% daqueles referentes aos sistemas reais de grandes dimensões. No entanto, pode-se esperar que os resultados obtidos sejam mais próximos daqueles obtidos em um sistema em escala real, quando comparados com os obtidos em colunas de laboratório.

Do exposto, conclui-se que antes de se iniciar a elaboração de um projeto de disposição no solo é necessário se ter um bom conhecimento experimental a respeito das condições locais. Para isto, é conveniente realizar estudos preliminares, simultaneamente, em mais de uma linha de pesquisa. Dessa forma os resultados

* **Aparato:** Conjunto de instrumentos ou utensílios reunidos convenientemente para fazer experiências ou operações. Fonte: ALBURQUERQUE, A.T., Dicionário Espanhol Português, Livraria Itatiaia, v. 1, Belo Horizonte, M.G., Brasil.

obtidos complementar-se-ão, tendo-se por consequência, parâmetros de projeto e recomendações operacionais mais representativas de um sistema em escala real.

O desconhecimento do grau de representatividade entre os estudos de laboratório e os de bacia experimental relativos a um sistema de disposição no solo em escala real, é razão pela qual PINCINCE & MCKEE (1968), GEHLING (1985) e KOROM (1992) buscaram estabelecer relações comparativas entre os resultados de estudos experimentais de campo.

Os sistemas de campo e de laboratório são bastante diferentes em termos de: dimensões físicas, condições operacionais e interferências internas e externas. Por estas razões é impossível uma reprodução de resultados entre os mesmos.

A falta de sucesso na reprodução de resultados de laboratório semelhantes aos obtidos por SILVA (1978) no campo, foi atribuída por GEHLING (1985), às diferentes condições de realização das pesquisas, em termos de: clima, dimensões geométricas, localização, entre outras. No caso de RICE & BOUWER (1984), os resultados de depuração comparados se referiam a valores de profundidade bem próximos, mas obtidos em pesquisas desenvolvidas sob condições e em locais diferentes.

Apesar das diferenças citadas no parágrafo anterior, é uma prática usual gerar parâmetros de dimensionamento de projetos em escala real, a partir dos resultados obtidos em experimentos de laboratório e de campo. Como exemplo, cita-se o que ocorreu nos trabalhos de GEHLING (1985), com relação ao de SILVA (1978). Embora GEHLING não tenha alcançado o objetivo inicial de sua pesquisa, que era comprovar a representatividade, em termos de velocidade de infiltração, dos resultados de estudos de laboratório com relação aos obtidos em campo, o seu trabalho não foi em vão. Muito pelo contrário, os resultados destes dois estudos serviram de subsídio para implantação dos primeiros sistemas de bacias de infiltração, no Estado do Rio Grande do Sul.

A existência de praticamente um único tipo de areia e de mesma granulometria, na região costeira do Rio Grande do Sul, permitiu, com base nos estudo de GEHLING e de SILVA a adoção de uma única taxa de aplicação de esgotos para todo o litoral gaúcho, facilitando assim a implantação dos projetos reais. De forma contrária ao que ocorre no litoral gaúcho, no litoral capixaba, na região costeira do Estado do Espírito Santo, onde foi desenvolvido este estudo, há uma grande diversidade de tipos de areia, com variadas granulometrias. No caso de implantação de sistemas de bacias de infiltração, no litoral capixaba, haverá necessidade de se determinar, para cada local, uma ou mais taxas específicas de aplicação de esgoto.

Reduzir custos e minimizar problemas de determinação de taxas específicas de aplicação de esgoto para cada local, quando da realização de projetos em escala real no litoral do Estado do Espírito Santo, seriam problemas de importância a enfrentar. Procurando dar solução a estes problemas, inexistentes na literatura técnica, procurou-se desenvolver nesta pesquisa estudos simultâneos utilizando-se modelos

de laboratório (colunas de areia) e de campo (bacia experimental natural), de modo a determinar relações de correspondência entre os resultados obtidos.

Para se obter relações de representatividade entre os desempenhos obtidos, que possam ser úteis na estimativa de parâmetros de projeto de um Sistema IR, procurou-se dar em ambos aparatos, condições idênticas, tais como: características do esgoto, taxa aplicada, ciclo operacional, clima, solo e espessura de leito filtrante. Além destas, outras condições, descritas ao longo do trabalho, foram proporcionadas, sempre que possível, aos estudos desenvolvidos.

Da análise dos resultados de tratabilidade do esgoto aplicado em ambos experimentos, em termos de eficiência de redução de poluição, expressa pelos parâmetros: SST, DQO, DBO₅, NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, Ptotal, P-PO₄³⁺, alcalinidade, cloretos, pH, temperatura e coliformes fecais, procurou-se inicialmente verificar a validade prática dos resultados obtidos em termos de desempenho e de impactos.

Da análise dos resultados obtidos na operação simultânea dos sistemas de campo e de laboratório procurou-se verificar o grau de representatividade entre os parâmetros, de modo a obter Coeficientes de Representatividade entre os mesmos em termos de Médias e de Desempenho (CRM e CRD).

Com base no exposto nos parágrafos anteriores, esta pesquisa tem como proposta básica desenvolver uma metodologia de estudos preliminares, que permita obter parâmetros de projeto representativos de Bacias de Infiltração Rápida, para o litoral capixaba. Esta pesquisa será desenvolvida a partir de um modelo de laboratório e de uma Bacia Experimental Natural.

Com os Coeficientes de Representatividade obtidos, pretende-se fornecer condições para que resultados de estudos desenvolvidos em laboratório sejam correlacionados aos de campo em escala real. Ou seja, pretende-se que o projetista de um sistema IR, após correção de resultados de estudos em colunas de laboratório, utilizando o CRM ou CRD correspondente (por exemplo: CRM do N-NO₃⁻), possa estimar parâmetros de projeto mais representativos das condições de campo, para a obtenção de N-NO₃⁻ ou para a remoção de DBO₅, por exemplo. Caso não haja condições de determinação destes coeficientes, a contribuição desta pesquisa, será no mínimo, divulgar um sinal de alerta sobre o uso inadequado de resultados de laboratório, na simulação de resultados de disposição de esgoto no solo.

Independentemente dos resultados serem satisfatórios ou não, em termos de coeficientes de representatividade recomendáveis para elaboração de projetos, espera-se com a referida metodologia, não só facilitar a estimativa de parâmetros de projetos reais, como também, reduzir os custos de implantação e de projeto de Bacias de Infiltração. Espera-se também melhor esclarecer o uso de resultados de estudos de laboratório, na simulação de resultados de estudos de campo.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Principal:

Determinar relações de correspondência entre os desempenhos do processo de Infiltração Rápida, no tratamento de esgotos sanitários, observados simultaneamente em uma Bacia de Infiltração experimental natural e em uma coluna de laboratório.

1.3.2 Objetivos Secundários:

Em consequência da metodologia desenvolvida para atingir o objetivo principal, os objetivos secundários são:

- Dar suporte a metodologia de elaboração de projetos de sistemas de Infiltração Rápida em escala real, tornando-a mais racional e confiável.
- Caracterizar o impacto da contaminação bacteriológica e química no lençol freático, através do monitoramento dos coliformes fecais e outros parâmetros, indicadores de poluição hídrica, causada por esgotos sanitários, tais como: DBO₅, DQO, SST, P_{total}, NTK, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, OD, pH, alcalinidade, cloretos, condutividade elétrica, entre outros.
- Estimar para a região de estudo parâmetros de projeto, tais como: taxas e ciclos de aplicação de esgoto para tratamento no solo, levando em consideração a colmatação dos leitos filtrantes e o desempenho do processo Infiltração Rápida (IR) em termos de remoção de matéria carbonácea, nitrogênio e fósforo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Histórico do Tratamento de Esgotos no Solo

A disposição de resíduos no solo é a técnica mais antiga utilizada pelo homem para dar destino final aos seus rejeitos. Para evitar os efeitos antiestéticos, o mau cheiro, a proliferação de roedores e vetores presentes no processo de decomposição da matéria orgânica, o homem, movido por um instinto natural, tem o secular costume de enterrar os seus rejeitos sólidos e líquidos no solo, o qual considera um verdadeiro sumidouro. Por ignorância, astúcia ou até mesmo má fé, o homem vem exercendo esta prática de geração em geração. Tal ação é responsável pelas milhares de toneladas de resíduos inorgânicos e orgânicos perigosos ou não, dispostas diariamente no solo, sem obedecer, na maioria das vezes, critério algum. Segundo SAMPAIO (1994), esta prática popular de disposição de esgotos no solo viria sendo realizada há aproximadamente 2000 anos em Atenas, 1300 anos em Roma, 500 anos na Prússia, 300 anos em Breslau, na Alemanha, 140 anos em Londres e 120 anos em Paris.

Segundo IMHOFF (1966), campos de infiltração são os mais antigos sistemas de disposição no solo, que não se destinaram apenas ao reaproveitamento das substâncias fertilizantes dos efluentes, mas principalmente ao tratamento destes. Construídos geralmente em solos de permeabilidade média a alta, estes campos requerem área bastante reduzida em relação a outros sistemas de disposição no solo. O solo funciona como um reator biológico primário até uma certa profundidade. Drenos submersos são instalados a uma profundidade mínima de 1,0 m e espaçados de 10 em 10 m. Na Alemanha, um pré-tratamento antes da aplicação é exigido para os campos de infiltração. Nos Estados Unidos a taxa de aplicação varia de 75 a 225 m³/ha dia.

Prados de infiltração são campos de infiltração simplificados, que não atendem a qualquer critério de projeto, uma vez que são drenados por canais abertos em substituição aos drenos submersos.

Segundo IMHOFF (1966), a técnica de disposição no solo, denominada Filtros Intermitentes de Areia, existe a mais de 80 anos nos Estados Unidos. Sua origem parte do pressuposto que a disposição no solo deve atender apenas ao objetivo de tratamento de efluentes, ou seja, tornando desprezíveis os objetivos agrícolas. O solo requerido é arenoso e o processo de aplicação dos esgotos previsto é intermitente. O período de repouso, ou sem aplicação, deve ser longo o suficiente para permitir reaeração do solo. Para atender aos objetivos do tratamento, o terreno é dividido em várias bacias individuais, cujas áreas não devem ser maiores que 0,4 ha.

Todas as bacias devem ter fundo aproximadamente horizontal. Na fase de construção das bacias deve-se remover a camada superior de terra vegetal, pondo a descoberto a camada arenosa. A terra vegetal é utilizada na construção dos diques das bacias. Canalizações de alimentação e de drenagem das bacias são construídas nos diques das mesmas. O esgoto afluente é distribuído nas bacias através de uma canaleta.

O projeto destes sistemas tem por base a permeabilidade do solo. O diâmetro efetivo recomendável, do material do leito filtrante, deve estar entre 0,2 e 0,5 mm. Se inferior a 0,2mm a água percolará muito lentamente e se superior a 0,5mm, não é mais possível se ter uma distribuição uniforme.

Além do diâmetro efetivo, o grau de uniformidade recomendável deve ser inferior a 5 (cinco). Taxas de aplicação de água, em função do diâmetro efetivo, são apresentadas na TABELA 2.1.

TABELA 2.1 - Taxa de Aplicação x Diâmetro Efetivo. Fonte: IMHOFF (1966).

Diâmetro Efetivo (mm)	Taxa de Aplicação ($m^3/m^2 \cdot h = m/h$)
0,2 mm	0,8 a 2,1
0,3 mm	2,1 a 4,2
0,4 mm	4,2 a 8,4
0,5 mm	8,4 a 12,5

Ainda segundo IMHOFF (1966), as taxas de aplicação do esgoto decantado, variam entre valores de 300 a 750 $m^3/ha \cdot dia$, o equivalente a 2000 a 5000 hab/ha para uma cota per capita de 150 litros de esgoto por habitante dia.

Cargas de 5 a 10 cm são aplicadas diariamente a cada bacia, num intervalo de tempo de 5 a 15 minutos, geralmente uma vez por dia. Tais cargas podem ser aplicadas várias vezes ao dia se o esgoto for muito diluído. No caso de pequenas vazões, dias de repouso podem ser intercalados aos dias de aplicação.

Neste processo, a colmatação de superfície é inevitável. Quando o tempo necessário para se ter uma infiltração completa for superior a 4 horas, a superfície da bacia deve passar por um processo de escarificação e retirada de material. As vegetações devem ser também arrancadas. Após algumas dezenas de anos, a colmatação reduz a eficiência do terreno.

O desempenho dos Filtros Intermitentes é muito elevado. Reduções de DBO_5 (Demanda Bioquímica de Oxigênio) geralmente são superiores a 90% e de coliformes superior a 95%. Uma de suas vantagens é a produção de efluente absolutamente alcalino.

Devido a sua simplicidade de operação, os Filtros Intermitentes de Areia são recomendados para pequenas comunidades. Esta técnica é recomendável para o tratamento de efluentes industriais, tais como os de cervejarias, destilarias, fábricas de papel, entre outros.

Segundo METCALF & EDDY (1985), nos meados do século XIX, a disposição de esgotos no solo, foi muito utilizada porque era a única técnica de tratamento disponível, e em condições de controlar os inaceitáveis níveis de contaminação atingidos pelos rios europeus. Sua utilização consistia no transporte dos esgotos e dos seus respectivos lodos até às zonas rurais, para irrigação e melhoria da produção agrícola, como também para dar destinação final. Cidades como Croydon e Bedington, Inglaterra (1860), Paris, França (1869), Berlim, Alemanha (1874), Wroclaw, Polônia (1882) foram pioneiras na disposição final do esgoto no solo. Em 1870, o tratamento de esgoto por disposição no solo foi considerada na Inglaterra como técnica de tratamento aceitável. Nesta mesma época os Estados Unidos iniciaram o uso de tal técnica com o mesmo objetivo, ou seja, o de controlar a poluição das águas superficiais.

No início do século XX (cerca de 1910), os sistemas de disposição de esgoto no solo chegaram a ficar quase que totalmente abandonados. Isto se deu devido à expansão urbana das grandes cidades, à conseqüente valorização das áreas ocupadas pelos sistemas existentes, e às pressões de compra e venda do mercado imobiliário. Outro fator importante foi o aparecimento de novas técnicas de tratamento físico-químicos e biológicos mais avançadas, que proporcionavam sistemas mais compactos.

A disposição de esgotos no solo, como técnica de tratamento, consiste no uso da superfície do solo, com vegetação ou não, e de sua matriz como um reator biológico (semelhante a um filtro biológico). O processo de tratamento se baseia no aproveitamento da grande capacidade que os solos têm de reter, transformar e reciclar grande parte das substâncias poluidoras, constituintes dos esgotos, através de processos físico-químicos e biológicos, à medida que nele se infiltra e percola em direção à água subterrânea. Conforme a Agência de Proteção Ambiental - EPA (1992), o tratamento resultante é de alto nível, consistente, confiável e, além disso, os sistemas são de baixo custo de operação e de manutenção. No entanto, para implantação de tais sistemas é necessário a disponibilidade de grandes áreas que, quando próximas às áreas produtoras do esgoto, geralmente, são caras e se distantes, de menor custo.

Em 1981, o EPA recenseou mais de 320 estações nos Estados Unidos, sendo metade destas instaladas na Califórnia. Através deste documento foi estabelecido o Estado da Arte que descreve o processo de Infiltração e Percolação no solo local.

ADAMSKI & LESAURE e RINGHELET & RIOU¹ apud SAMPAIO (1994), apresentaram um levantamento dos sistemas existentes na França, em Port-Leucate, em 1981, e concluíram que 60% das estações estão instaladas em regiões não possuidoras de corpo receptor de superfície, 20% na regiões litorâneas e os 20%

¹ADAMSKI M.; LESAURE J. (1989) - *Les Bassins d'Infiltration: Recensement des Sites et des Techniques Employées*. RINGHELET & RIOU (1983) - *Une Première en France: L'épuration des Eaux Usées Domestiques par Infiltration - Percolation dans les Dunes*. Apud SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution a L'etude du Traitement des Eaux Residuares Urbaines par Infiltration/Percolation sur Massif-Sableux: Essais sur Stations Pilotes de Granes Tailles*. These (Doctorat). L'Universite Paris XII, 293p.

restantes em regiões providas de corpos receptores. Estas instalações são adequadas para comunidades de pequeno a médio porte, com população menor de 10.000 habitantes ou equivalente.

No Brasil, país em desenvolvimento, dia a dia os problemas causados pela falta de tratamento de esgotos se agravam, tendo por consequência a poluição dos corpos d'água superficiais. Nas principais cidades do país, os sistemas de tratamento, quando existem, variam desde fossas sépticas, lagoas de estabilização, sistemas convencionais (gradeamento/decantação) a lodos ativados, filtros biológicos, lagoas aeradas e valos de oxidação. O uso do solo como meio de tratamento é mínimo e o conceito de proteção da água subterrânea contra poluição é bastante conservador. Embora nada de concreto venha sendo feito para proteger a água subterrânea, protela-se a aprovação de uma legislação, em trâmite nos fóruns superiores, que possa proporcionar o uso racional da água subterrânea e coibir a sua poluição indiscriminada. O estado grave em que se encontra a água subterrânea no Brasil é atribuído à falta de investimentos em conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento do reator natural, que é o solo, na decomposição da matéria orgânica.

Trabalhos teóricos de formação de consciência, sobre o uso do solo para disposição final e tratamento de esgotos, foram publicados por MELO (1977), NUCCI et al. (1978), SILVA (1978). A partir de estudos práticos (de campo) realizados em Torres, RS e revisão bibliográfica, estes autores justificam a viabilidade do processo Infiltração/Percolação para o Rio Grande do Sul. FERREIRA et al. (1983) reforçaram os argumentos de SILVA. GEHLING (1984), procurou dar continuidade aos trabalhos de SILVA, realizando estudos de laboratório para o Estado do Rio Grande do Sul, e obtendo, a partir destes, os primeiros parâmetros quantitativos de projeto, ou seja, a taxa, o ciclo de aplicação e o desempenho do processo Infiltração/Percolação.

Além das questões imobiliárias e da concorrência tecnológica, anteriormente citadas, a resistência sobre o uso do solo como disposição de esgotos, na França, se deu de forma significativa. Neste país, a justificativa do uso do solo para fins de disposição foi iniciada na cidade de Clichy, onde se procurou demonstrar as vantagens do reaproveitamento de nutrientes na agricultura, geralmente disponíveis nos esgotos, tais como: nitrogênio, fósforo e potássio. Contestações de ordens higiênicas sobre a reutilização destes componentes foram levantadas por grupos de cientistas, juristas e por membros da comunidade. A principal preocupação quanto ao aproveitamento destes nutrientes era com a possibilidade de preservação de patogênicos no solo e os consequentes riscos de epidemias. A justificativa desta preocupação era fundamentada na teoria de Louis Pasteur, sobre as bactérias da febre amarela que, na época, era a grande descoberta científica.

A partir de 1910, os campos de infiltração foram substituídos pelos sistemas de tratamento bio-físico-químicos compactos, surgindo assim um grande número de novas estações de tratamento, principalmente nas cidades de grande porte, a nível mundial, onde há escassez de área disponível para implantação de sistemas de tratamento de esgotos.

Nas cidades de grande porte, novos sistemas foram implantados, não mais em caráter experimental, e sim, pelas suas comprovadas eficiências. Passados alguns anos, ao contrário do que ocorreu nos sistemas das grandes cidades, que a cada dia aperfeiçoavam os seus sistemas, os sistemas das pequenas cidades, ou das cidades do interior, tornaram-se ineficientes e problemáticos. Isto ocorreu pela falta de rigoroso acompanhamento do processo de operação e manutenção, que possibilitasse obter desempenhos eficientes, e que permitisse a proteção dos corpos d'água receptores. Dentre as razões que contribuíram para o agravamento deste quadro, na maioria dos casos, ressaltaram-se a falta de manutenção e a escassez de operadores especializados e atualizados. Em particular, pela falta de recursos financeiros.

A partir de 1970, o interesse pelo tratamento de esgoto no solo voltou a ser considerado, devido a uma conjugação de diferentes fatores, citados a seguir:

- Custo crescente e o funcionamento deficiente das estações de tratamento de pequeno porte;
- Aumento do número de habitações dispersas;
- Melhoria do conhecimento dos mecanismos de tratamento de esgotos no solo (possibilitando a sua aplicação de forma: racional, eficiente e segura a efluentes complexos);
- Tomada de consciência, por parte da população, sobre a importância da recuperação das águas utilizadas;
- Crescente poluição das águas superficiais.

Segundo IDELOVITCH & MICHAEL (1984), o tratamento por Sistemas de Disposição de Esgotos no Solo (SDES) não é uma prática nova e nem recente. Sua existência remonta há mais de 2000 anos, na cidade de Atenas, que lançava seus esgotos nas pradarias. No período pós 2ª guerra mundial, os Estados Unidos redescobriram esta antiga técnica. Daí porque se concluir que o processo Infiltração/Percolação não é uma técnica moderna.

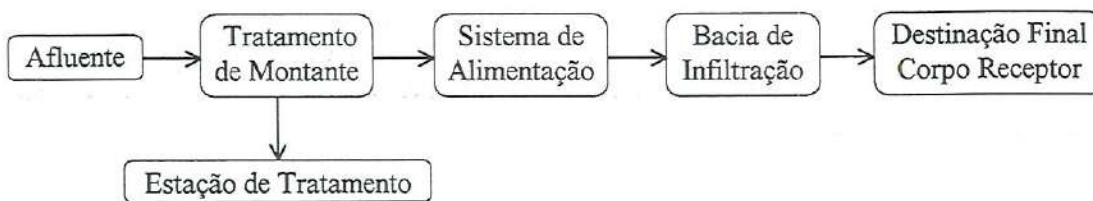
Após o reconhecimento do processo de infiltração/percolação como uma técnica de tratamento de esgotos, os SDES, vêm sendo utilizados, principalmente no tratamento de efluentes estações de tratamento convencionais ou de lagoas de estabilização anaeróbia. Os SDES propiciam tratamentos a níveis secundário e até terciário. Tal procedimento vem permitindo uma redução na poluição causada pelos efluentes destas estações e dando, conseqüentemente, maior proteção aos corpos receptores superficiais.

Nos Estados Unidos as primeiras unidades SDES foram implantadas na Califórnia, após a 2ª Guerra Mundial (1945). A França, teve o seu primeiro sistema implantado 13 anos após, contando em 1994 com um número aproximado de sessenta instalações em operação. A operação destes sistemas consiste em infiltrar os efluentes em bacias alternadamente e intermitente, com períodos de repouso (secagem e oxigenação de leito filtrante) o que permite evitar os efeitos indesejáveis da colmatação excessiva.

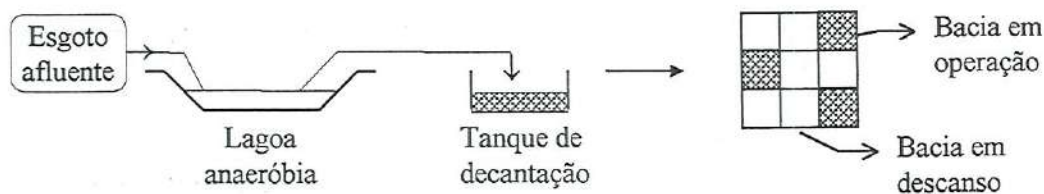
Os esgotos uma vez tratados, podem servir como fonte de recarga do lençol freático, fonte de abastecimento para a irrigação ou até mesmo serem lançados nos cursos de águas superficiais sem causar grandes problemas.

Segundo LEFEVRE² apud SAMPAIO (1994), a técnica SDES se preocupa mais com a capacidade de infiltração do solo do que com a sua capacidade de depuração. As bacias são alimentadas até que atinjam um nível de colmatação superficial, valor limite necessário para se garantir a vida do sistema infiltração. À medida que esta colmatação não permita mais a infiltração da carga diária de esgoto afluente, a alimentação destas bacias passa a requerer a entrada de outras bacias em serviço. A camada colmatante se degrada durante o período de secagem, sendo restabelecida após este período a sua capacidade de infiltração. Tal procedimento se repete bacia por bacia, provocando uma colmatação gradativa, até que seja necessária uma rastelagem ou retirada de material das mesmas, para que se possa restabelecer a capacidade de infiltração inicial.

Os desempenhos obtidos em diversas localidades americanas (Flushing Meadows e Phoenix no Arizona, Boulder no Colorado) são favoráveis para que se projete os sistemas de tratamento de efluentes primários, os quais apresentam ainda grande teor de matéria orgânica degradável, após tratamento de montante (pré-tratamento) constituído basicamente por desarenamento e digestão anaeróbia ou decantação. (FIGURA 2.1).



a) Ciclo de Dimensionamento - Alimentação e secagem conforme os objetivos



b) Tipo de Esquema com material filtrante importado.

FIGURA 2.1 - a) Esquema em planta de um Sistema de Tratamento.

b) Esquema em corte de sistema de pré-tratamento e em planta da bacia constituída de material importado. Fonte: SAMPAIO (1994).

² LEFEVRE, F. (1988) *Épuration des Eaux Usées Urbaines par Infiltration/Percolation: Étude Expérimentale et Définition des Procédés*. These (Doctorat). Université de Montpellier, p.341 apud SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution à L'étude du Traitement des Eaux Residuaires Urbaines par Infiltration/Percolation sur Massif-Sableux: Essais sur Stations Pilotes de Granes Tailles*. These (Doctorat). L'Universite Paris XII, 293p.

Segundo SAMPAIO (1994), na cidade de Paris, a escassez de terrenos disponíveis para se tratar a vazão de esgoto produzido diariamente tem forçado cada vez mais, a tomada de medidas por parte dos técnicos dos serviços de saneamento, sobre racionalização e otimização dos leitos bacterianos. Tais medidas fizeram com que estudos e pesquisas fossem realizadas sobre os vários tipos de granulometrias, o efeito da alternância de bacias, as intermitências das fases de aplicação e de repouso. Tais investigações ocorreram após o ano de 1900, sendo incluído entre estes problemas o estudo dos leitos bacterianos dos sistemas de Infiltração/Percolação, até então não pesquisados, recuperando o interesse pelo antigo sistema.

Os sistemas de infiltração franceses têm por base os experimentos americanos sobre recarga de aquífero realizada nas localidades de Flushing Meadows (Arizona), Phoenix (Arizona), Lake George (New York), Hollister (Califórnia), entre outras. Sobre as realizações Francesas pode-se citar: a infiltração em áreas de restingas (Port-Leucate, Lacanau, Creances) ou sobre aluviões grosseiros (Ruoms). A infiltração atualmente tem sido testada com materiais de substituição, e os seus efluentes, além de recarregar aquíferos (Fleisselles), podem ser drenados e bombeados até corpos d'águas superficiais (Montpeyroux, Aubenas).

A pesquisa realizada por CRERRIER³ apud SAMPAIO (1994) recenseou na França 56 estações, embora uma nova pesquisa tenha sido elaborada pela BURGEAP³ apud SAMPAIO (1994).

Nos anos de 1970, a Disposição de Esgotos no Solo (DES) deixou de ser apenas uma forma de destinação final e passou a ser considerada, também, como uma forma de tratamento de esgotos a nível secundário para recuperação de nutrientes, produção agrícola e recarga de aquíferos.

Sem desconsiderar as medidas necessárias para minimizar os riscos a que estão sujeitos o solo e água subterrâneos com a disposição no solo, um melhor conhecimento sobre a interação entre esgoto, o solo, a água subterrânea e a vegetação permitiram considerar a disposição no solo como uma alternativa de projeto para tratamento de esgotos, além de outros benefícios advindos por consequência, tais como:

- retorno econômico para o mercado agrícola;
- recuperação de águas em regiões de climas áridos (pela mudança de irrigação com água superficial para esgotos tratados);
- preservação e aproveitamento de áreas desocupadas;
- desenvolvimento de áreas desocupadas com a criação de cinturões verdes.

³ CRERRIER, G. (1991). *Infiltratio/Percolation des Eaux Résiduaires: Critères de Dimensionnement et Regles de Gestion*. Tese (Doutorado). Université Paris VI e BURGEAP (1990). *La Station D'épuration par Infiltration/Percolation de Montpeyroux (Hérault)*. U.S.T.L. de Montpellier, apud SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution a L'etude du Traitement des Eaux Residuaires Urbaines par Infiltration/Percolation sur Massif-Sableux: Essais sur Stations Pilotes de Granes Tailles*. These (Doctorat). L'Universite Paris XII, 293p.

Sistemas de disposição de esgotos no solo (SDES), quando comparados com outras alternativas de projeto de sistemas convencionais, atualmente existentes, como: lodos ativados, filtros biológicos, lagoas aeradas, etc, requerem menor energia que estes, uma vez que dela necessita apenas para o transporte do esgoto bruto até o local e a sua aplicação no solo. Nos sistemas convencionais, a energia é necessária no transporte, na mistura e aeração do esgoto e do lodo, no retorno do lodo, na recirculação do efluente e no transporte do lodo digerido. Nos SDES um mínimo de equipamentos eletro-mecânicos é necessário. Por esta razão, quando comparados com os sistemas convencionais, requerem manutenção e operação mais fácil e a menor custo.

No início do Século XX, com o surgimento de novas técnicas de tratamento, os leitos bacterianos, projetados até então sob a forma de campos de infiltração perderam espaço para novos sistemas de tratamento. Isto ocorreu principalmente com relação aos sistemas de lodos ativados, descobertos em 1915, que permitem tratamento eficiente de grandes volumes de esgotos, em pequenas áreas e em espaços de tempo reduzido e além disto utilizando todo o potencial depurador e características dos leitos bacterianos. Nesta época, as novas técnicas surgiram num momento oportuno e foram muito úteis, pois as superfícies dos sistemas de infiltração dos SDES existentes encontravam-se bastante colmatadas e sem as mínimas condições de aceitação de incrementos diários de volumes de esgotos a tratar, por menores que fossem.

Segundo METCALF & EDDY (1991), o real reconhecimento do potencial do tratamento do esgoto no solo, no campo da engenharia sanitária, só se deu recentemente. Nos Estados Unidos, a principal razão disto foi o grande número de pesquisas e estudos de desenvolvimento científicos e tecnológicos que surgiram, para dar cumprimento à publicação da Lei Pública 92.500, no que diz respeito à reutilização da água, recuperação de nutrientes e o uso das águas residuárias na agricultura. Como resultado destes estudos, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), publicou um manual de projeto para tratamento de esgotos pelo processo de disposição no solo, EPA (1977).

No Brasil, em 1986, a Companhia Rio Grandense de Saneamento (CORSAN), implantou o primeiro sistema de Infiltração/Percolação projetado em fins de 1984, na cidade balneária de Capão da Canoa. Em seguida implantou o mesmo tipo de sistema na cidade balneária de Tramandaí. BIDONE & SANTOS (1991), divulgaram as altas eficiências alcançadas pelo sistema de Capão de Canoa em termos de remoção de sólidos, DQO (Demanda Química de Oxigênio) e Colimetria. Em visita, realizada pelo autor aos sistemas em funcionamento no Rio Grande do Sul, constatou-se que, além destes sistemas citados, havia em implantação, o sistema da cidade de Cidreira, com a aprovação do órgão de Meio Ambiente, em aprovação o sistema da cidade do Rio Grande e em elaboração, vários projetos de sistemas para pequenos povoados.

NETO ANDRADE et al. (1994), elaboraram relatório sobre os sistemas de tratamento no Brasil, no qual consideram pequena a experiência brasileira com a disposição de esgotos sanitários no solo, e um pouco maior com efluentes industriais ou atividades agrícolas. Neste relatório, é citado que nas cidades onde não há rede

coletora e tratamento, os esgotos são negligentemente lançados no solo. Identifica os sistemas de disposição existentes, como sistemas de irrigação singelos, com esgoto bruto, irrigação difusa, sem apoio tecnológico e sem qualquer controle ou racionalização. Estes sistemas existem no Nordeste, em locais onde há escassez de água. Cita ainda, que dentre as poucas experiências práticas de disposição de esgotos no solo, de forma racional, planejada e controlada com objetivos sanitários e produtivos no Brasil, são: irrigação com efluentes de lagoas de estabilização para cultivo de capim, flores e árvores para produção de madeira. Sobre a técnica de Infiltração/Percolação, o relatório cita apenas os estudos de Capão de Canoa, Cidreira, Tramandaí e de Torres, no Rio Grande do Sul, já citados anteriormente.

TERADA et al. (1985) desenvolveram trabalho sobre Escoamento Superficial em gramíneas, na cidade Populina, em São Paulo, com esgotos domésticos. O esgoto lançado, pelo Departamento Municipal de Águas e Esgotos em Uberlândia, Minas Gerais, é efluente de um reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente através do Leito de Lodo (RAFAALL). Estudo piloto de lançamento sobre gramíneas foi realizado pela companhia de Água e Esgoto de Minas Gerais S.A. (COPASA), em Caeté.

2.2. Conceitos Fundamentais

2.2.1 Sistemas de Tratamento de Esgotos no Solo

Segundo o EPA (1992), Sistemas Naturais são aqueles que utilizam o solo como um meio de tratamento e de disposição final de esgotos domésticos, tais como: Banhados Construídos, Infiltração Subsuperficial, Infiltração Rápida são recomendáveis, dentre outros, para pequenas comunidades.

Frequentemente o solo é utilizado para servir não somente de meio de tratamento, mas também como meio de disposição final dos esgotos domésticos. Isto ocorre porque o solo tem uma grande capacidade de reter, transformar, e reciclar muitos dos poluentes comumente encontrados nos esgotos domésticos. À medida que o esgoto percola através do solo em direção à água subterrânea, processos físicos, químicos e biológicos, vide FIGURA 2.2, ocorrem de modo a proporcionar um tratamento de alto nível, consistente e confiável. Onde se tem um adequado sistema de aplicação e de operação, os sistemas de tratamento e disposição final no solo, têm demonstrado ser de custo, de implantação e de operação, relativamente baixo. A forma de aplicação do esgoto no solo pode ser tanto na superfície quanto na subsuperfície do mesmo. As aplicações de superfície podem ser do tipo: Taxa Lenta, Infiltração Rápida e Escoamento Superficial. As aplicações de subsuperfície incluem sistemas de Fossas Sépticas e sistemas de Infiltração Subsuperficial projetados para um conjunto de casas. A escolha do tipo de sistema a adotar depende da natureza do esgoto a ser tratado, das características do solo local, das exigências previstas na legislação de proteção ambiental em vigor, ou das exigências específicas estabelecidas pelos órgãos de controle ambiental.

Na FIGURA 2.2 tem-se a ilustração dos efeitos dos sólidos orgânicos dos esgotos no solo.

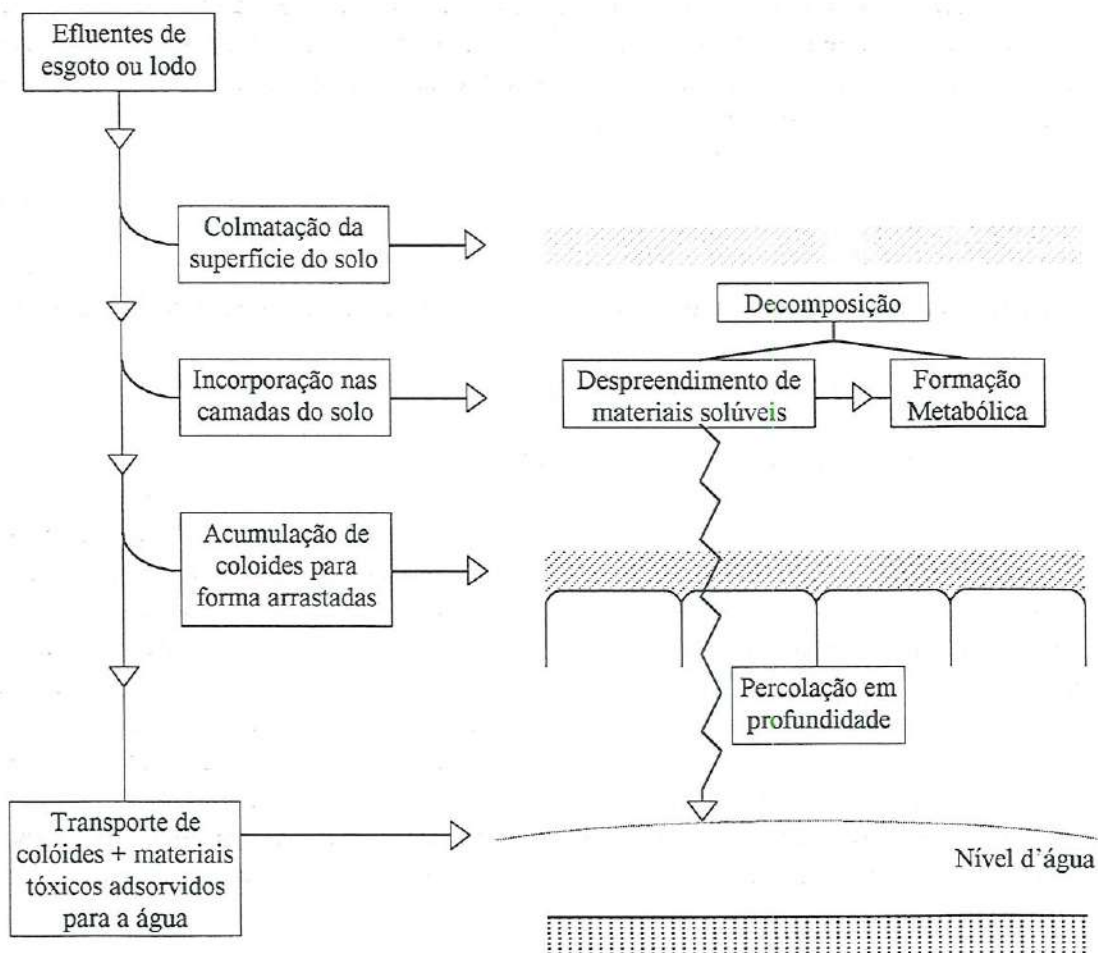


FIGURA 2.2 - Distribuição de sólidos do esgoto e decomposição de produtos na zona insaturada. Fonte: YARON et al (1954).

2.2.2 Características da Área

Muitos dados do local podem ser facilmente obtidos através de estudos existentes, em arquivos de órgãos governamentais, sendo alguns deles: classificação do solo, localização geográfica da área, mapas topográficos, geológicos, potenciométricos, dados da qualidade da água, do clima e rede de poços existentes. Outros podem ser obtidos através de inspeção no local e/ou entrevista com moradores.

Levantamento do solo através de fotos aéreas da área mapeada, geralmente existentes numa cidade, no qual são identificadas as distribuições de vários tipos de solo, devem ser obtidos. Assim como uma descrição de perfil típico a uma profundidade de 1,5 m para cada série de solo. As descrições geralmente incluem: textura, estrutura,

consistência, cor, raízes na zona saturada, permeabilidade estimada, espessura estimada de cada horizonte.

Os levantamentos fornecem informações limitadas sobre: permeabilidade, posição paisagística, drenagem, potencial de erosão, potencial de inundação, propriedades químicas, propriedades de engenharia (compacidade), desejabilidade geral para usos agrícolas, informação de gerenciamento.

Onde não há informações disponíveis, fichas de campo com tabelas interpretativas podem ser encontradas através de agentes da cidade. Informações fornecidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) sobre coordenadas geográficas, posição paisagística, rochas, alagados, padrões de drenagem regional, e cartas de águas de superfície.

2.2.3 Taxas de Aplicação de Carga Orgânica

As características e o volume de esgoto a tratar influenciam diretamente no custo do sistema e na definição do local de implantação de um sistema de tratamento no solo. A adequacidade do local é determinada frequentemente pela capacidade do solo de aceitar a carga hidráulica referente à vazão de projeto do esgoto a tratar. Quanto às características do esgoto, deve-se em primeiro lugar saber se é o esgoto predominantemente doméstico ou não. No caso de esgoto sanitário, deve-se saber a sua composição industrial. No caso de sistema unitário, deve-se conhecer seu percentual de água. Parâmetros convencionais dos esgotos, tais como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e Sólidos Suspensos (SS) são os que, com maior frequência, limitam a desejabilidade ou a capacidade de um sistema.

Taxas típicas de aplicação em termos de DBO_5 , para sistemas de tratamento de esgotos domésticos são apresentados na TABELA 2.2. No entanto, quando da seleção de um terreno adequado para projeto, constituintes dos esgotos, tais como: nitrogênio, fósforo, potássio, cloretos, sólidos dissolvidos totais, P_{total} e elemento traços, em termos de exigência de uso do solo, podem ser fatores limitantes prioritários.

TABELA 2.2 - Taxas de carregamento superficial de DBO_5 para sistemas de aplicação no solo, para tratamento de esgotos municipais.

Tecnologia	kg/ ha . ano
Infiltração Lenta	370 a 1830
Infiltração Rápida	8000 a 40000
Infiltração de Subsuperfície	5500 a 22000
Escoamento Superficial	2000 a 7500

Nota: Dados de: EPA (1980 e 1981), WPCF (1990), REED (1988).

Fonte: EPA (1992).

2.2.4 Características da Água Subterrânea

Considerando a frequente preocupação com a contaminação da água subterrânea por nutrientes do esgoto, localizada logo abaixo dos sistemas de aplicação no solo, o nitrogênio tem sido o parâmetro de projeto preferido para definir as dimensões de sistemas de disposição no solo, tornando-se, portanto, a principal restrição a ser atendida quando da escolha da área do terreno. Logo, a contaminação por esgoto pode ser controlada tanto pela carga de nitrogênio aplicada quanto pela adoção de um esquema de operação que permita remover nitrogênio. Concentrações de nitrogênio não podem ser superiores a 10mg/l de Nitrogênio-Nitrato. O atendimento desta exigência deve ter preferência em relação à determinação da carga hidráulica de dimensionamento, muito embora, possa implicar, em razão das exigências de projeto, num terreno de área maior.

Em alguns casos, outros constituintes do esgoto, tais como: o fósforo ou elementos traço são os que podem vir a controlar o dimensionamento do sistema. Por exemplo, se as concentrações de elementos traço ultrapassarem os valores das concentrações máximas estabelecidas para água de irrigação, vide TABELA 2.3, sistema de aplicação no solo, em substituição a IR, do tipo à taxa lenta deverá ser operado sob condições especiais ou até mesmo não ser recomendado. Por fim, a maioria dos sistemas de aplicação no solo devem ser controlados pelas cargas hidráulicas ou pelas cargas de nitrogênio.

TABELA 2.3 - Comparação de elementos traço nos esgotos sanitários, em relação aos limites recomendados para água de irrigação^a.

Elementos	Esgoto Bruto ^b (mg/l)	Concentração máxima recomendada para água de irrigação ^c (mg/l)
Arsênico	0,003	0,1
Boro	0,3 - 1,8	0,5 - 2,0
Cádmio	0,004 - 0,14	0,01
Cromo	0,02 - 0,70	0,1
Cobre	0,02 - 3,36	0,2
Ferro	0,9 - 3,54	5,0
Prata	0,05 - 1,27	5,0
Manganês	0,11 - 0,14	0,2
Mercúrio	0,002 - 0,044	sem padrão
Níquel	0,002 - 0,105	0,2
Zinco	0,03 - 8,31	2,0

Obs.: ^a EPA (1981)

^b Faixa de valores publicados - EPA (1981)

^c Baseado em irrigação sem limites em 1m/ ano.

2.2.5 Caracterização dos Esgotos

A caracterização dos esgotos sanitários conforme o processo de planejamento, é o primeiro passo a ser dado, nos estudos preliminares necessários, para se implantar um sistema de disposição de esgotos no solo. Tratando-se de esgoto sanitário, coletado por sistema separador absoluto, sua composição deve ser bem caracterizada. Muito embora sua maior parte seja constituída por esgotos predominantemente domésticos, o esgoto é composto também por uma parcela de água de infiltração, proveniente de trincas nos tubos, fendas nos tampões ou de ligações clandestinas de águas pluviais e mais outra parcela referente a despejos industriais. Além disto, as características dos esgotos sanitários variam em função de fatores, tais como: padrão social e costumes das populações, condições climáticas locais, dentre outros. Por estas razões, a caracterização dos esgotos deve ser tanto quantitativa quanto qualitativa, principalmente quando se trata do tratamento ou da avaliação do seu efeito poluidor em corpos receptores. No parágrafo seguinte tem-se uma breve descrição sobre as características qualitativas do esgoto e de interesse desta pesquisa.

Da literatura técnica básica de saneamento, sabe-se que a composição média do esgoto sanitário, predominantemente doméstico, é de aproximadamente 99,9% de água e de 1% de sólidos orgânicos e inorgânicos e microrganismos. Esta composição pode ser classificada como química e biológica, podendo, portanto, ser caracterizada por parâmetros físicos, químicos e biológicos. Dentre estes parâmetros, os de maior importância sanitária são: os sólidos, os indicadores de matéria orgânica, o nitrogênio, o fósforo e os indicadores de contaminação fecal.

Os sólidos dos esgotos podem ser classificados conforme suas características físicas (tamanho dos sólidos suspensos sedimentáveis ou não) e conforme estado em que se apresentam (coloidal ou dissolvidos). Sob a forma de microrganismos, os sólidos orgânicos podem ser constituintes de algas, fungos, protozoários e até de bactérias.

2.2.6 Poluição Orgânica

A matéria orgânica carbonácea (aquela que tem por base o carbono orgânico presente no esgoto) é a principal causadora da poluição das águas, sendo portanto a principal responsável pelo consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos, nos seus processos metabólicos e de estabilização da matéria orgânica. Sua classificação quanto à forma e ao tamanho pode ser em suspensão (particulada) ou dissolvida (solúvel). Quanto à biodegradabilidade pode ser biodegradável ou inerte. Sua composição média, segundo PESSOA & JORDÃO (1982), é de: 40% de proteínas; 25 a 50 % de carboidratos, aproximadamente 10% de óleos e gorduras e a porcentagem restante de uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, dentre outros.

A dificuldade e complexidade da realização de análises laboratoriais da matéria orgânica carbonácea, faz com que esta seja medida por processos diretos de consumo de oxigênio, tais como: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e Demanda

Química de Oxigênio (DQO), ou por processo indireto como: Carbono Orgânico Total (COT).

O percentual de remoção de DQO ocorrido numa amostra de esgoto percolado no solo, indica o percentual de remoção de matéria orgânica, ocorrido de forma semelhante ao da DBO₅. Isto se explica pelo fato do esgoto, em ambos processos de degradação, estar submetido às mesmas condições no solo. A grande vantagem em se utilizar a DQO, como indicador de degradação da matéria orgânica, é o reduzido tempo de análise, que é de 2 a 3 horas.

2.2.7 Poluição Química

Segundo GEHLING (1985), a poluição química, causada pela matéria orgânica do esgoto, pode ser estimada pela Demanda Bioquímica e Química de Oxigênio, DBO₅ e DQO respectivamente. A poluição química causada pela matéria inorgânica pode estar estimada pelos compostos do nitrogênio.

Segundo IMHOFF (1966), o percentual de remoção da DBO₅ dos esgotos em filtros intermitentes de areia é de aproximadamente 100%.

Segundo MCGAUHEY & KRONE⁴ apud SANKS & ASANO (1976), o solo proporciona excelente percentual de remoção de DBO₅. No entanto, este desempenho pode ser reduzido desde que:

- Se aplique ao solo carga DBO₅ superior a sua capacidade de decomposição, em período de chuvas.
- Se aplique carga hidráulica superior à capacidade de infiltração do solo, ainda que o esgoto tenha pequena DBO₅.

Segundo LOEHR (1979), a taxa de remoção de DBO₅ no solo é influenciada pela cobertura vegetal e pela capacidade de infiltração. Com o aumento da interface solo-ar (com vegetação viva ou morta) tem-se o aumento da decomposição biológica. Os autores afirmam que até mesmo solos grosseiros, quando submetidos a altas cargas hidráulicas, apresentam desempenhos elevados em termos de remoção de DBO₅. Concluem também, que cerca de 30 a 40 % da DBO₅ removida deve-se ao efeito físico do solo.

VON SPERLING (1995), considera a relação DQO/DBO₅ parâmetro de importância para caracterizar o esgoto. Para os esgotos domésticos brutos esta relação varia de 1,7 a 2,4. Valores dentro desta faixa, indicam esgotos com fração biodegradável alta.

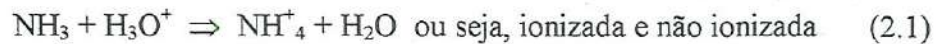
⁴ MCGAUHEY, P.H.; KRONE, R.G. (1954). *Report of Investigation of Travel of Pollution*. Calif. State Water Poll. Bd. 218p., apud SANKS, R.L.; ASANO, T. (1976). *Land Treatment and Disposal of Municipal and Industrial Wastewater*. Ann Arbor, Ann Arbor Science, 310p.

2.2.8 Poluição Química Inorgânica

Na matéria inorgânica presente no esgoto, além da areia, tem-se substâncias minerais dissolvidas. Dentre estas incluem-se os compostos de nitrogênio. No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas:

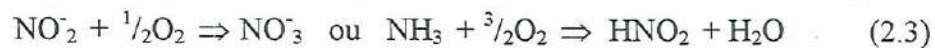
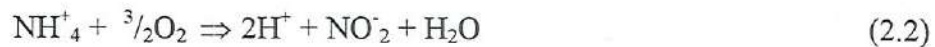
- a) Nitrogênio molecular (N_2) escapando para a atmosfera;
- b) Nitrogênio orgânico (dissolvido ou em suspensão);
- c) Amônia (livre NH_3 e ionizado NH_4^+);
- d) Nitrito (NO_2^-);
- e) Nitrato (NO_3^-).

No esgoto doméstico fresco, quase todo nitrogênio se encontra na forma de nitrogênio orgânico e de amônia. A amônia pode estar na forma ionizada (ou livre) NH_4^+ e na forma não ionizada NH_3 , conforme eq. (2.1). Ambas as formas se apresentam em equilíbrio, dependendo do pH do líquido. No entanto, os métodos de determinação usuais fornecem concentração de amônia total.



A amônia origina-se do processo de amonificação, que consiste na conversão da forma orgânica de um elemento em uma forma inorgânica, ou seja, a formação do NH_4^+ (inorgânico) a partir do nitrogênio orgânico. Segundo KORMONDY (1975), a amônia resultante deste processo biológico é obtida dos excrementos orgânicos dos organismos decompositores (bactérias química-sintetizantes) que transformam tecidos de animais mortos.

Os nitritos (NO_2^-) são produtos da oxidação dos íons amônio (NH_4^+) e os nitratos (NO_3^-) a continuação do processo. A nitrificação pode ser representada pelas equações (2.2), (2.3) e (2.4).



A nitrificação é realizada por bactérias nitrificantes (nitrosomona e nitrobacter) que são quimiosintéticas e autotróficas, ou seja, não utilizam fonte orgânica de energia. As nitrosomonas utilizam como fonte de energia para realizar a nitrificação o íon amônio NH_4^+ . As nitrobactérias utilizam como fonte de energia o nitrito gerado (NO_2^-) pelas nitrosomonas.

2.2.9 Nitrogênio Gasoso e Óxidos Nitroso e Nítrico

O nitrogênio gasoso ou molecular (N_2) e nítrico (NO) são obtidos do nitrato, quando este é considerado como fonte de oxigênio para bactérias e fungos na presença de glicose e fosfato. As reações da desnitrificação encontram-se descritas no item 2.4.18.

Na FIGURA 2.3, tem-se uma descrição das reações do nitrogênio no solo.

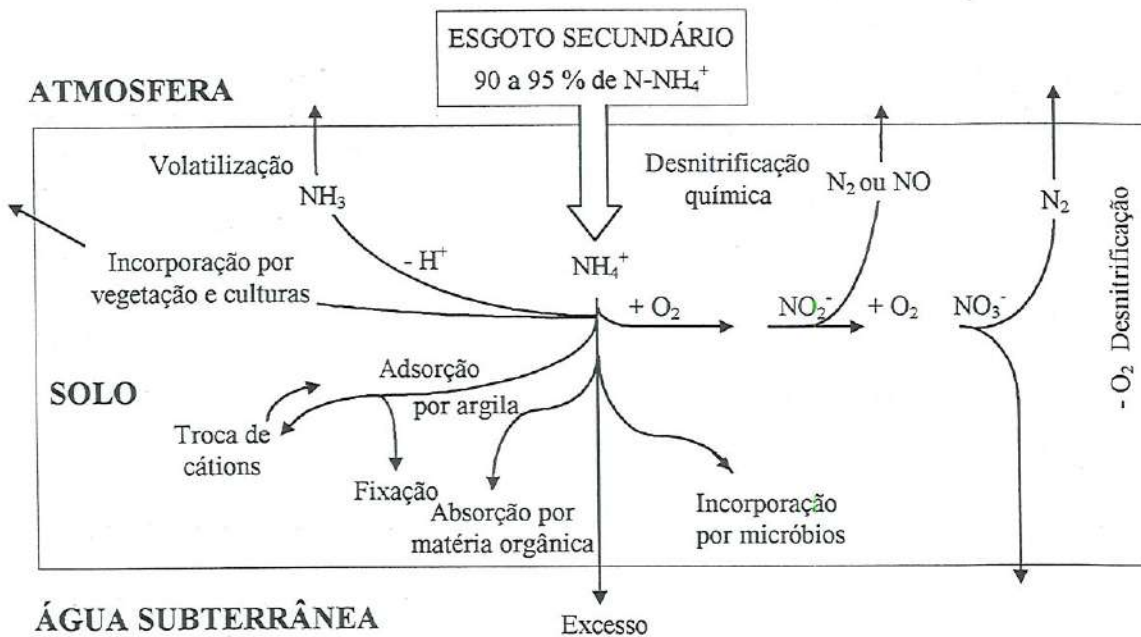


FIGURA 2.3 - Reações responsáveis pela remoção de nitrogênio durante a aplicação de esgoto secundário no solo. Fonte: GERBA et al (1975).

Em termos de poluição das águas pode se dizer que:

- O nitrogênio de forma livre é diretamente tóxico aos peixes;
- O nitrogênio, nos processos de conversão da amônia a nitrito e este a nitrato, implica em consumo de oxigênio dissolvido do corpo receptor. Se a nitrificação ocorrer no solo, tem-se a redução destes dois problemas, anteriormente citados, mas permanecem os problemas a seguir apresentados:
 - O nitrogênio na forma de nitrato está associado a doenças como a metaemoglobinemia.
 - O nitrogênio na forma de nitratos pode conduzir ao aparecimento da eutrofização nos lagos e represas.

Logo, embora seja desejável a presença do nitrogênio, um tratamento de esgoto eficiente deve remover o nitrogênio através do processo de desnitrificação. Na primeira fase deste processo (nitrificação), o nitrogênio orgânico se transforma em nitritos e estes em nitratos. Na segunda fase, os nitratos são reduzidos a nitrogênio

molecular (N_2) ou gases, retornando para a atmosfera. É desta forma que se espera reduzir o nitrogênio do esgoto.

Segundo VON SPERLING (1995), o fósforo na água apresenta-se nas formas: ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de transformação para uma forma mais simples.

2.2.10 Fundamentos Biológicos do Tratamento no Solo

Processos biológicos unitários de tratamento de esgotos são baseados nos princípios da oxidação biológica. Estes processos dizem respeito às reações bioquímicas pelas quais diversos elementos naturais se combinam com o oxigênio para produzir energia, sob a ação de certos microrganismos, como é o caso da respiração aeróbia. Em geral, a oxidação biológica dos esgotos, sob o ponto de vista qualitativo, se dá sobre materiais orgânicos compostos por elementos: carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S). Os três primeiros elementos constituem as peças estruturais, representativas da constituição da maior parte de uma molécula orgânica, e os três últimos de uma parcela bem menor. Do processo bioquímico tem-se a formação de um biofilme, originado dos mecanismos de adsorção, fixação e colonização, apresentados a seguir.

Segundo SAMPAIO (1995), a Adsorção é um fenômeno extremamente rápido (que ocorre em segundos ou alguns minutos), no qual o contato suporte-bactérias se realiza, quase que sempre em vários pontos, com auxílio de filamentos semelhantes a tentáculos. Sua ação se constitui de um processo puramente físico ou com a interveniência de forças de atração, por ex.: forças de Van der Waals, interações eletrostáticas, etc.

A fixação é uma fase lenta, uma vez que necessita de um trabalho metabólico exercido por parte da célula bacteriana, para realizar a síntese de cadeias de polissacarídeos. Uma vez fixa sobre o suporte, as bactérias excretam polissacarídeos caracterizados por um aspecto de película viscosa bastante hidratada.

A colonização é o crescimento de microcolônias, dando origem à formação de um biofilme, a qual ocorre em etapas onde diferentes grupos vão se suceder e se organizar. Segundo MARTIN⁵, apud SAMPAIO (1994), ela se inicia por uma fase de indução mais ou menos longa, sua duração é proporcional ao número e tamanho das microcolônias inicialmente fixadas (manta), das condições de agitação do meio, como também da carga aplicada. Quanto maior a turbulência do escoamento e a carga aplicada (cm/dia), maiores serão os riscos de arraste das colônias primárias do suporte. Após a fase de indução, tem-se a fase de acumulação, na qual o biofilme

⁵ MARTIN, G. (1981). *Le Problème de L'azote Dans les Eaux*. Technique et Documentation. apud SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution a L'étude du Traitement des Eaux Residuaires Urbaines par Infiltration - Percolation Sur Massif-Sableux: Essais Sur Stations Pilotes de Grandes Tailles*. Thèse (Doctorat) - L'universite Paris XII, 293p.

atinge uma densidade máxima, resultando num estado de estabilização caracterizado por uma população equilibrada.

2.2.11 Vantagens da Fixação - Colonização do leito Filtrante

A colonização de um meio suporte por uma população diversificada constitui uma comunidade de indivíduos. A microzona que envolve uma bactéria fixada é um local privilegiado para a vida. Os microrganismos sintetizam e excrementam diversas substâncias utilizáveis pelas bactérias situadas na vizinhança.

Há indícios de que as bactérias fixadas apresentam um comportamento bastante ativo, uma vez que utilizam toda energia disponível no seu metabolismo, suprimindo gastos com energia que seria necessária para deslocamento. O gel formado por polissacarídeos, constituintes das características do biofilme, atua como uma “armadilha” e como um concentrador de moléculas orgânicas. Desta forma, pode-se dizer que as bactérias dispõem de uma alimentação “a domicílio”.

2.2.12 Inconvenientes da Fixação - Colonização do Leito Filtrante

Se por um lado a formação do biofilme é benéfico sob o ponto de vista da degradação, a fixação e a organização das colônias de microrganismos terminam proporcionando efeitos negativos sobre as atividades celulares, na forma de bloqueio da difusão dos nutrientes e de oxigênio até o seio do biofilme.

Na formação do biofilme, a poluição da água por compostos orgânicos e o oxigênio da fase gasosa se difundem através do filme biológico até atingir os microrganismos assimiladores. De forma inversa, os subprodutos e o gás carbônico são eliminados nas fases líquidas e gasosas. Desta assimilação tem-se o aumento da espessura do biofilme, e, por consequência, é possível o desenvolvimento de uma camada anaeróbia sob a camada aeróbia.

O biofilme concentra grande quantidade de bactérias extremamente ativas. Tal atividade é acompanhada de uma importante produção de subprodutos metabólicos capazes de uma colmatação biológica.

O biofilme pode atingir uma espessura máxima, a ponto de impossibilitar a difusão do oxigênio na mesma e a não garantir o fluxo necessário à realização das funções do ecossistema depurador.

Observa-se que, a partir de uma certa espessura do biofilme, possa ocorrer o desprendimento e o arraste do biofilme até a água subterrânea. O estado de colmatação biológica da bacia de infiltração pode ser diagnosticado pela detecção do íon amônio desprendido do meio suporte, na água subterrânea.

2.2.13 Hidrodinâmica

A permeabilidade, condutividade hidráulica saturada ou “K de Darcy” é considerada o mais importante parâmetro nos estudos de Infiltração/Percolação. Seu valor pode ser estimado a partir de resultados de teste de campo e/ou laboratório. Tais valores podem variar, para um mesmo solo, tanto em relação à profundidade quanto à extensão da área. A camada de solo com permeabilidade mais restritiva é a considerada como base de projeto de um sistema Infiltração/Percolação. No caso de haver considerável discretização entre as permeabilidades é necessário determinar a permeabilidade média de projeto.

No caso de solo uniforme, um único valor de permeabilidade vertical K_v , deve ser determinado para toda a área e sua profundidade. As diferenças detectadas devem ser desprezadas, uma vez que podem ser atribuídas aos procedimentos dos testes. No caso de solo não uniforme, o valor de K_v será a média aritmética, eq. (2.5).

$$K_{ar} = \frac{K_1 + K_2 + K_3 + \dots + K_n}{n} \quad (2.5)$$

Onde: K_{ar} é a média aritmética das permeabilidades verticais de K_1 a K_n (valores obtidos de testes individuais).

No caso de não haver padrão ou referência indicado por análise estatística, então uma distribuição randômica do valor de K_v deve ser assumida para a camada. O valor de K_v deverá ser estimado pela média geométrica, eq. (2.6):

$$K_{geom} = [(K_1).(K_2).(K_3).....(K_n)] \quad (2.6)$$

Onde: K_{geom} é a média geométrica das permeabilidades K_1 a K_n (valores obtidos de testes individuais).

As eq. (2.5) e (2.6) podem ser utilizadas para determinar as permeabilidades laterais K_h . Valores típicos da vazão K_h/K_v podem ser obtidos na TABELA 2.4.

TABELA 2.4 - Razões entre K_h e K_v .

K_h (m/dia)	K_h/K_v	Comentários
42	2,0	solo siltoso
75	2,0	-
56	4,4	-
100	7,0	pedregulho
72	20,0	moraine próximo ao terminal
72	10,0	sucesso irregular de camadas de areia e pedregulho a partir de medidas de campo de K

Fonte: EPA (1981).

A dispersão de contaminantes na água subterrânea é devida à combinação da difusão molecular e das misturas hidrodinâmicas, REED et al. (1988).

CHARBENEAU et al. (1992) dizem que em ambiente de subsuperfície multifásico, o potencial de destinação final e de transporte de contaminantes, como também a operação de muitos sistemas de recuperação de águas servidas, tem uma grande dependência das características do escoamento da água subterrânea, em termos de sua mobilidade e das características dos contaminantes.

A base para o cálculo do escoamento de um fluido em meio poroso é a Lei de Darcy. Esta Lei expressa um balanço entre os gradientes de energia de pressão e de energia de gravidade responsáveis pelo escoamento e pela resistência do movimento do fluido. A desconsideração da energia cinética no escoamento subsuperficial se devem aos poros de pequenas dimensões e à pequena velocidade da água subterrânea, que é geralmente laminar. Isto significa que as forças viscosas são proporcionais à primeira potência da velocidade e que a Lei de Darcy expressa uma relação linear entre o gradiente de energia causador do escoamento e da velocidade do mesmo.

Darcy, através de uma aparato semelhante ao apresentado na FIGURA 2.4, obteve uma lei empírica, conforme eq. (2.7).

$$Q = K \frac{A(Z_1 - Z_2)}{L} \quad (2.7)$$

Onde:

- Q - vazão total;
- K - condutividade hidráulica do meio poroso;
- A - área da seção transversal;
- Z₁ e Z₂ - cotas dos níveis d'água nos reservatórios;
- L - comprimento do leito ou diferença entre os níveis.

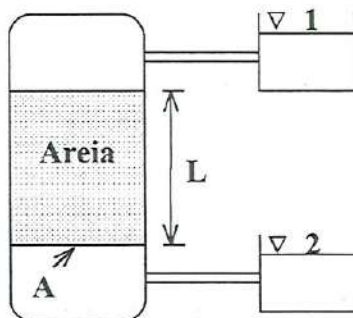


FIGURA 2.4 - Aparato experimental semelhante ao utilizado por Darcy. Fonte: CHARBENEAU et al. (1992).

A constante K da eq. (2.7) é denominada condutividade hidráulica, embora na literatura mais antiga era frequentemente denominada de coeficiente da permeabilidade. Valores típicos e faixas de condutividade hidráulica são mostrados na TABELA 2.5.

TABELA 2.5 - Valores típicos de Condutividade Hidráulica (após Marsily). Fonte: CHARBENEAU et al. (1992).

Meio	K (cm/s)
Material não consolidado	
• Cascalho grosso	$10^1 - 10^0$
• Areia e cascalho	$10^0 - 10^{-3}$
• Areias finas, siltes e argila chinesa	$10^{-3} - 10^{-7}$
• Argila, argila xistosa, depósito glacial	$10^{-7} - 10^{-11}$
Rochas não fraturadas (sã)	
• calcário dolomítico	$10^{-1} - 10^{-3}$
• Pedra sabão deteriorada	$10^{-1} - 10^{-3}$
• Pedra sabão não deteriorada	$10^{-4} - 10^{-7}$
• Calcário	$10^{-3} - 10^{-7}$
• Arenito	$10^{-2} - 10^{-8}$
• Granito, gnaise, basalto compacto	$10^{-7} - 10^{-11}$

Considerando que as velocidades da água subterrânea são muito pequenas e que a energia cinética é desprezível, a equação de energia mecânica, eq. (2.8), para os fluídos pode ser escrita sob a forma:

$$h \cong \frac{p}{\gamma} + Z \quad (2.8)$$

Onde:

- h - carga hidráulica ou energia por unidade de peso ou carga piezométrica, L;
- p/γ - carga de pressão (medida da capacidade de realização de trabalho do fluído), L;
- Z - energia potencial por unidade de peso, L;
- p - pressão do fluído, $ML^{-1}T^{-2}$;
- γ - peso específico do fluído, $ML^{-2}T^{-2}$.

Piezômetros: são equipamentos básicos para estudos de campo, servem para medir a carga hidráulica da água subterrânea. São constituídos de um tubo ou canalização no qual pode-se medir o nível d'água.

A partir das medidas de vários piezômetros pode-se traçar a superfície piezométrica, também denominada pontenciométrica. A direção do fluxo horizontal pode ser determinada a partir de medidas de vários piezômetros, desde que estes sejam instalados numa mesma cota.

2.2.14 Fatores que Influenciam a Condutividade Hidráulica (K)

A condutividade hidráulica é função tanto do fluido quanto do meio poroso, sendo portanto expressa pela eq. (2.9):

$$K \cong \frac{k \cdot \rho \cdot g}{\mu} \quad (2.9)$$

Onde:

- k - permeabilidade intrínseca do meio ou seja, dependente apenas da matriz porosa. Seu valor depende da porosidade, da distribuição dos tamanhos dos poros, da textura e da estrutura do solo, e possivelmente de outros fatores;
- ρ - massa específica do fluido; ML^{-3}
- μ - viscosidade dinâmica do fluido; $ML^{-1}T^{-1}$
- g - aceleração da gravidade, LT^{-2} .

Limitações da Validade da Equação de Darcy, eq. (2.10):

$$Nr = \frac{\rho \cdot U \cdot d}{\mu} \quad (2.10)$$

Onde:

- ρ - massa específica da água, ML^{-3} ;
- U - velocidade média da água no meio poroso, LT^{-1} ;
- d - diâmetro efetivo dos grãos do meio poroso, L;
- μ - viscosidade dinâmica, $ML^{-1}T^{-1}$.

Se Nr varia de 1,0 a 10,0 o escoamento é considerado turbulento.

2.2.15 Transporte de Contaminantes no Solo

Quando um contaminante vaza pelo fundo de um sistema de condicionamento de esgotos, conforme FIGURA 2.5, ele migra em direção à água subterrânea através da zona insaturada do solo, e quando nela chega, caminha nas direções laterais no sentido de queda do gradiente hidráulico. Durante o transporte, o destino do contaminante é controlado por uma complexidade de processos físicos, químicos e biológicos. Nestes processos, tem-se a interação de processos físicos de advecção, difusão e dispersão, capilaridade, processos bióticos e abióticos de bioacumulação, degradação, imobilização, retardação e volatilização. Segundo CHARBENEAU et al. (1992), quantificar estes vários processos em experimentos de campo é muito difícil.

Avaliações do transporte subsuperficial do destino de contaminantes devem ser direcionadas a questões de caracterização de fontes (tais como: o que é desprendido, onde, quando, como, quanto, etc.), de processo e de transporte na zona insaturada e saturada, tempo de exposição e quantidade avaliada.

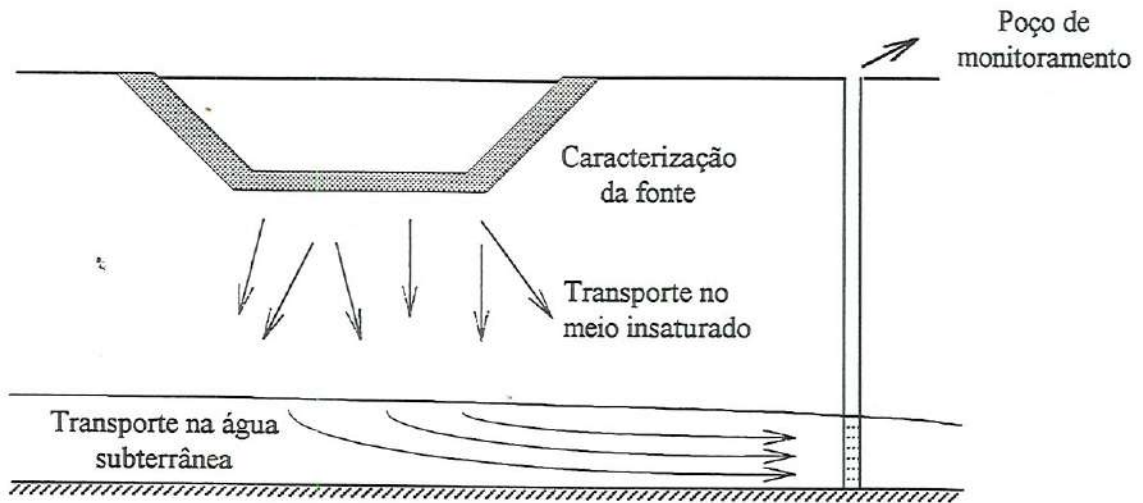


FIGURA 2.5 - Cenário de disposição no solo e transporte de contaminantes. Fonte: CHARBENEAU et al. (1992).

Os mecanismos físicos básicos pelos quais um contaminante miscível ou imiscível é transportado num ambiente subsuperficial são em número de três, a saber: advecção, difusão e dispersão mecânica. A advecção se refere às espécies solúveis carregadas juntamente com a água subterrânea em escoamento.

A velocidade média da água é considerada como sendo a velocidade da água nos poros ou velocidade de infiltração. A relação entre a velocidade de infiltração, a velocidade de Darcy e a porosidade efetiva η_e , para escoamento num meio saturado, pode ser expressa pela eq. (2.11)

$$v = \frac{U}{\eta_e} \quad (2.11)$$

Onde:

- v - velocidade de infiltração, LT^{-1} ;
- U - velocidade no meio poroso, LT^{-1} ;
- η_e - porosidade efetiva, adimensional.

Para um escoamento num meio insaturado v é correlacionada com U pela eq. (2.12).

$$v = \frac{U}{\theta} \quad (2.12)$$

Onde: θ é o coeficiente de umidade volumétrica, adimensional.

Para a maioria dos solos, considera-se que a porosidade efetiva é aproximadamente igual a porosidade total ($\eta_e \cong \eta$) não sendo feita nenhuma distinção entre as duas. Uma exceção é feita para os solos argilosos e sistemas de disposição de esgoto em trechos argilosos, onde as diferenças entre as porosidades efetiva e total são significantes.

Para uma concentração de soluto c , o fluxo advectivo de uma massa que passa a uma velocidade U por uma área é: $U \cdot c$

Da Lei de Darcy, demonstra-se que o fluxo advectivo pode ser expresso pela eq. (2.13):

$$Uc = \frac{K(Z_1 - Z_2) \cdot c}{L} \quad (2.13)$$

Onde:

c - concentração do soluto, ML^{-3} ;

L - espessura do leito filtrante, L .

Logo, o transporte de massa é proporcional à condutividade hidráulica do meio, do gradiente de energia, e da concentração local. Enquanto a advecção é associada ao movimento de um volume macroscópico na água subterrânea, a difusão é um fenômeno considerado molecular.

Se os movimentos individuais das moléculas pudessem ser vistos, poderia se observar o movimento contínuo de cada uma e o movimento relativo de uma em relação a outra. Quando estes movimentos moleculares aleatórios ocorrem em um campo de gradiente de concentração, há um fluxo de espécies químicas em direção às regiões de menor concentração (processo de difusão). De acordo com a lei de Fick da difusão (Primeira Lei de Fick), o fluxo de massas dispersivo em um meio poroso saturado é expresso pela eq. (2.14), sendo o segundo termo, do membro da direita, o fluxo difusivo (m^2/dia):

$$J = U \cdot c - \eta D_s \text{ grad } c \quad (2.14)$$

Onde:

J - fluxo de massa, $ML^{-2}T^{-1}$

D_s - coeficiente de difusão aparente no solo para a espécie química;

η - porosidade total.

O valor de D_s é bem menor do que o coeficiente de difusão molecular, isto porque o soluto encontra-se submetido a um movimento ao longo de caminho tortuoso entre os espaços do meio poroso. Em um escoamento insaturado, a tortuosidade aumenta com a redução do teor de umidade tornando o valor de D_s ainda menor. Em meios saturados, valores de coeficientes de difusão aparente são da ordem de $10^{-4} m^2/dia$.

O terceiro mecanismo de transporte de poluentes é associado tanto ao movimento da massa de fluido como também ao meio poroso presente, caracterizado por sua complexidade devido às interligações dos vazios entre os poros. Partículas fluídas, que em um determinado momento encontram-se próximas, tendem a se separar por causa de, no mínimo, três mecanismos físicos. Primeiro: as partículas próximas às paredes dos canalículos entre poros se movimentam mais lentamente do que aquelas próximas ao centro dos mesmos. Segundo: as reduções das dimensões dos poros, ao

longo de seus eixos, fazem com que uma partícula apresente diferentes velocidades. Terceiro: partículas adjacentes em um canalículo podem escoar em diferentes linhas de correntes conduzindo-as para diferentes canalículos. Estas partículas podem, posteriormente, chegar ao mesmo tempo em um mesmo canalículo, ou podem continuar separadas para sempre. Quando estes mecanismos ocorrem, na presença de um gradiente de concentração, o transporte relativo ao movimento de uma massa de água é conhecido como sendo uma dispersão mecânica. Num sentido bem definido, a dispersão ocorre devido a nossa incapacidade de acompanhar, em detalhe, o movimento da água subterrânea poro a poro.

Sob o ponto de vista estatístico, os mecanismos da advecção se referem à taxa média do movimento, enquanto que os mecanismos de dispersão se referem ao desvio da média. Portanto, ambos dependem de escala. Por exemplo: se uma partícula percorre uma pequena distância de uma camada de solo homogêneo, o coeficiente de dispersão será o característico do material constituinte da camada. Se ela se move, em um meio constituído de várias camadas de areia e de argila dispostas alternadamente, ela estará submetida a uma maior faixa de heterogeneidade de condutividades hidráulicas, tendo para cada material uma velocidade característica. Logo, se duas partículas se movem em um meio heterogêneo semelhante, é de se esperar que o desvio entre suas posições, em relação à posição média, seja maior do que o esperado para o movimento das mesmas através de um sistema homogêneo idealizado.

A dispersão mecânica do fluxo de massa é geralmente modelada como um processo do tipo Fickiano. No entanto, experiências de campo e de laboratório sugerem que a maior mistura ocorre na direção do escoamento do que na direção transversal. Isto é válido também para escoamento uniforme, no qual o coeficiente de dispersão (coeficiente de mistura) é obtido como sendo proporcional às taxas de escoamento. Estas observações sugerem que o fluxo dispersivo na direção do escoamento (dispersão longitudinal) seja modelada pela eq. (2.15):

$$J_x = -\alpha L \cdot U \cdot \text{grad } c \quad (2.15)$$

Enquanto que na direção transversal ao escoamento médio (dispersão transversal) seja modelada pela eq. (2.16):

$$J_y = -\alpha T \cdot U \cdot \text{grad } c \quad (2.16)$$

Onde:

J_x - componente longitudinal do vetor densidade de fluxo, $ML^{-2} T^{-1}$;

J_y - componente vertical do vetor densidade de fluxo, $ML^{-2} T^{-1}$;

U - velocidade de percolação, m/dia;

αL - dispersividade longitudinal, L;

αT - dispersividade transversal, L.

Um dos objetivos da teoria da dispersão é generalizar estas relações para campos de escoamentos não uniformes.

Em experimentos de laboratório, a dispersividade longitudinal é geralmente obtida como sendo cinco a vinte vezes maior do que a dispersividade transversal. Em laboratório, o valor encontrado para αL varia de 0,1 a 10 mm. No campo, a dispersividade é medida muitas vezes através de testes de traçadores em poços múltiplos e simples. Mais freqüentes, no entanto, e que geralmente é feita, é a simulação de medida de campo com uso de modelos matemáticos e ajustada por coeficientes de modo a se obter uma combinação adequada. Os valores obtidos desta forma são geralmente maiores que os obtidos em laboratórios. Na literatura mais recente tem-se publicado valores de campo para αL variando de 1 a 100m ou mais. Estes valores de αL são bem superiores aos valores obtidos em laboratório, sugerindo que a dispersão obtida no campo é bem diferente da obtida em laboratório.

Na prática, é usual se combinar os coeficientes de difusão com os de dispersão mecânica, transformando-os num simples coeficiente de dispersão hidrodinâmica. Por causa da dispersão mecânica, este novo coeficiente dependerá sobretudo da direção (a mistura é maior na direção do escoamento, se comparada com a direção transversal) e do coeficiente de dispersão hidrodinâmica que é, realmente, um tensor simétrico de segunda ordem.

Segundo REED et al. (1988), a dispersão de contaminantes na água subterrânea é devido à combinação da difusão molecular e da mistura hidrodinâmica. Como resultado desta combinação tem-se uma redução cada vez maior da concentração do material, devido ao aumento da zona de contato na região jusante. A dispersão ocorrerá em uma direção longitudinal (D_x) e transversal à direção do escoamento (D_y). Estudos publicados em meios granulares homogêneos e isotrópicos indicaram que a dispersão ocorre em forma de um cone com cerca de 6° de abertura a partir do ponto de aplicação. Estratificação e outras diferenças em função da área resultará, tipicamente, em uma dispersão lateral e longitudinal maior. Por exemplo, o ângulo de divergência pode ser 20° ou maior em rocha fraturada.

O coeficiente de dispersão está relacionado à velocidade de infiltração como descrito na eq. (2.17):

$$D = av \quad (2.17)$$

Onde:

- D - coeficiente de dispersão, m^2/dia ;
- D_x - coeficiente de dispersão longitudinal, m^2/dia ;
- D_y - coeficiente de dispersão transversal, m^2/dia ;
- a - dispersividade, a_x longitudinal, a_y transversal, m;
- $v = U/\eta$ - velocidade de infiltração do sistema de água subterrânea, m/dia;

A dispersividade é difícil de ser medida no campo ou determinada em laboratório. É usualmente medida no campo pela adição de um traçador, em uma fonte, cujo comportamento de sua concentração deva ser em seguida observada ao longo do tempo através de poços de monitoramento vizinhos. O valor médio do coeficiente de dispersão obtido em experimentos realizados em Fort Devens, Massachusetts para um

sistema de infiltração Rápida (IR) foi de $10\text{m}^2/\text{dia}$, mas os níveis previstos para transporte de contaminantes variaram muito pouco quando a dispersividade foi incrementada em 100% ou mais. Muitos valores publicados na literatura são específicos para os locais onde foram obtidos. Ainda que pareçam ser adequados para projetos genéricos, não são confiáveis para serem utilizados.

Retardação: a dispersão hidrodinâmica afeta igualmente todas as concentrações de contaminantes. No entanto, adsorção, precipitação, e reações químicas com outros constituintes da água subterrânea retarda a taxa de avanço do contaminante afetado. Isto é descrito pelo fator de retardação R_d , cujo valor varia entre 1 e 50 para orgânicos frequentemente encontrados no solo. O mais baixo valor se refere a substâncias conservativas, como os cloretos, os quais não são removidos pelos sistemas de águas subterrâneas. Cloretos se movem com a mesma velocidade das águas subterrâneas e qualquer variação observada em sua concentração pode ser atribuída apenas à dispersão, e não à retardação. O R_d para cloretos é igual a 1.

A retardação é uma função do solo e das características da água subterrânea e não necessariamente uma constante para todos os locais. O valor de R_d para alguns metais pode ser próximo a 1 se o aquífero escoar através de solo limpo ou em areia com pH baixo. Para solos argilosos, o valor de R_d é próximo a 50. O R_d para compostos orgânicos depende da sorção dos compostos da matéria orgânica do solo mais volatilização e biodegradação. As reações sortivas dependem da quantidade de matéria orgânica no solo e de sua solubilidade na água subterrânea.

2.3. Principais Sistemas de Disposição no Solo

As principais características dos SDES, conforme VON SPERLING (1994), são apresentadas a seguir.

Infiltração Lenta (IL): Os esgotos são aplicados ao solo, fornecendo água e nutrientes necessários para o crescimento das plantas. Parte do líquido é evaporada, parte percolada no solo, e a maior parte é absorvida pelas plantas. As taxas de aplicação no terreno são bem baixas. O líquido pode ser aplicado segundo os métodos da aspersão, do alagamento, da crista e vala.

Infiltração Sub-Superficial: O esgoto pré-decantado é aplicado abaixo do nível do solo. Os locais de infiltração são preenchidos com um meio poroso, no qual ocorre o tratamento. Os tipos mais comuns são as valas de infiltração e os sumidouros.

Escoamento Superficial: Os esgotos são distribuídos na parte superior de terrenos com uma certa declividade, através do qual escoam, até serem coletados por valas na parte inferior. A aplicação é intermitente. Os tipos de aplicação são: aspersores de alta pressão, aspersores de baixa pressão e tubulação ou canais de distribuição com aberturas intercaladas.

Infiltração Rápida (IR): Os esgotos são dispostos em bacias rasas. O líquido passa pelo fundo poroso e percola pelo solo. A perda por evaporação é desprezível, face às maiores taxas de aplicação que a IL. A aplicação é intermitente, proporcionando um período de descanso para o solo. Os tipos mais comuns são: percolação para a água subterrânea, recuperação por drenagem subsuperficial e recuperação por poços freáticos.

Segundo REED et al. (1988), sistema de Infiltração Rápida é um processo de tratamento no qual águas residuárias são tratadas à medida que percolam através de um solo permeável. Neste processo, aplicações intermitentes de esgoto são feitas em bacias rasas de distribuição. O tratamento é realizado por processos físicos, químicos e biológicos e ocorre à medida que as águas residuárias infiltram na superfície do solo e caminham através do mesmo.

Na FIGURA 2.6 são apresentados os esquemas referentes aos sistemas de disposição no solo citados. E nas TABELAS 2.6, 2.7, 2.8 que se seguem, são apresentadas as vantagens e as desvantagens, as características típicas, e a avaliação relativa entre os citados sistemas para tratamento de esgoto doméstico.

Na FIGURA 2.7 é apresentado um fluxograma básico de planejamento de sistemas de disposição no solo, recomendado pelo EPA (1981), e na TABELA 2.9 os procedimentos específicos para a IR, recomendados por REED et al. (1988).

TABELA 2.6 - Comparações entre Sistemas de Disposição no Solo.

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Infiltração Lenta	<ul style="list-style-type: none"> - Elevadíssima eficiência na remoção de DBO₅ e de coliformes; - Satisfatória eficiência na remoção de Nitrogênio e Fósforo; - Método de tratamento e disposição final combinados; - Requisitos energéticos praticamente nulos; - Construção, operação e manutenção simples; - Reduzidos custos de implantação e operação; - Boa resistência e variações de carga; - Não há retorno financeiro na irrigação de áreas agricultáveis; - Recarga do lençol subterrâneo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Elevadíssimos requisitos da área; - Possibilidade de maus odores; - Possibilidade de insetos e vermes; - Relativamente dependente do clima e dos requisitos de nutrientes dos vegetais; - Dependente das características do solo; - Risco de contaminação de vegetais a serem consumidos, caso seja aplicado indiscriminadamente; - Possibilidade de contaminação dos trabalhadores na agricultura (na aplicação por aspersão); - Possibilidade de efeitos químicos no solo, vegetais e água subterrânea (no caso de haver despejos industriais) - Dificil fiscalização e controle com relação aos vegetais irrigados; - A aplicação deve ser suspensa ou reduzida nos períodos chuvosos.
Infiltração Rápida	<ul style="list-style-type: none"> - Idem infiltração lenta (*exceto para a eficiência na remoção de coliformes, nitrogênio e fósforo que muito dependem das características do solo); - Requisitos de área bem inferiores ao da infiltração lenta; - Reduzida dependência da declividade do solo; - Aplicação durante todo o ano. 	<ul style="list-style-type: none"> - Idem infiltração lenta (mas com menores requisitos de área e possibilidade de aplicação durante todo o ano); - Potencial de contaminação do lençol subterrâneo com nitratos.
Infiltração Subsuperficial	<ul style="list-style-type: none"> - Idem infiltração rápida; - Possível economia na implantação interceptores; - Ausência de maus odores; - O terreno superior pode ser utilizado com área verde ou parques; - Independência das condições climáticas; - Ausência de problemas relacionados à contaminação de vegetais e trabalhadores. 	<ul style="list-style-type: none"> - Idem infiltração rápida; - ** Altos custos de execução; - Necessidade de unidades reserva para permitir a alternância entre as mesmas (operação e descanso); - Os sistemas maiores necessitam de terrenos bem permeáveis para reduzir os requisitos de área.
Escoamento Superficial	<ul style="list-style-type: none"> - Idem infiltração rápida (mas com geração de efluente final e com maior dependência da declividade do terreno); - Dentre os métodos de disposição no solo, é o com menor dependência das características do solo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Idem infiltração rápida; - Maior dependência da declividade do solo; - Geração de efluente final.

Fonte: Von Sperling (1994). Nota: * e **: modificações introduzidas por BRAGA (1998).

TABELA 2.7 - Características Típicas dos Principais Sistemas de Tratamento de Esgotos.

Sistemas de Tratamento	Eficiência na remoção (%)				Requisitos		Custos de implantação (US\$/hab)	Tempo de detenção hidráulico total (dias)	Quantidade de lodo a ser tratado (m ³ /hab.ano)
	DBO ₅	N	P	Colif.	Área (m ² /hab)	Potência (W/hab)			
Tratamento preliminar	0-5	≈ 0	≈ 0	≈ 0	< 0,001	≈ 0	2-8	-	-
Tratamento primário	35-40	10-25	10-20	30-40	0,03-0,05	≈ 0	20-30	0,1-0,5	0,6-13
Lagoa facultativa	70-85	30-50	20-60	60-99	2,0-5,0	≈ 0	10-30	15-30	-
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	70-90	30-50	20-60	60-99,9	1,5-3,5	≈ 0	10-25	15-24	-
Lagoa aerada facultativa	70-90	30-50	20-60	60-96	0,25-0,5	1,0-1,7	10-25	5-10	-
Lagoa aerada mist. complet. - lagoa decant.	70-90	30-50	20-60	60-99	0,2-0,5	1,0-1,7	10-25	4-7	-
Lodos ativados convencional	85-93	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,2-0,3	1,5-2,8	60-120	0,4-0,6	1,1-1,5
Lodos ativados - aeração prolongada	93-98	15-30(a)	10-20(a)	65-90	0,25-0,35	2,5-4,0	40-80	0,8-1,2	0,7-1,2
Lodos ativados (fluxo intermitente)	85-95	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,2-0,3	1,5-4,0	50-80	0,4-1,2	0,7-1,5
Filtro biológico (baixa carga)	85-93	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,5-0,7	0,2-0,6	50-90	NA	0,4-0,6
Filtro biológico (alta carga)	80-90	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,3-0,45	0,5-1,0	40-70	NA	1,1-1,5
Biodiscos	85-93	30-40(a)	30-45(a)	60-90	0,15-0,25	0,7-1,6	70-120	0,2-0,3	0,7-1,0
Reator anaeróbio de manta de lodo	60-80	10-25	10-20	60-90	0,05-0,10	≈ 0	20-40	0,3-0,5	0,07-0,1
Fossa séptica - filtro anaeróbio	70-90	10-25	10-20	60-90	0,2-0,4	≈ 0	30-80	1,0-2,0	0,07-0,1
Infiltração lenta	94-99	65-95	75-99	> 99	10-50	≈ 0	10-20	NA	-
Infiltração rápida	86-98	10-80	30-99	> 99	1-6	≈ 0	5-15	NA	-
Infiltração subsuperficial	90-98	10-40	85-95	> 99	1-5	≈ 0	5-15	NA	-
Escoamento superficial	85-95	10-80	20-50	90 - >99	1-6	≈ 0	5-15	NA	-

Fontes: EPA (1979), ARCEIVALA (1981), EPA (1981), METCALF & EDDY (1991), EPA (1992), PRIOLI et al (1993), VIEIRA (1993), informações de terceiros e experiência do autor. Fonte: VON SPERLING (1994).

Notas: NA : Não Aplicável.

Os requisitos energéticos não incluem o eventual bombeamento do esgoto bruto.

(a) : Uma remoção adicional de nutrientes pode ser obtida através de modificações no processo.

TABELA 2.8 - Avaliação Relativa dos Sistemas de Tratamento de Esgotos Domésticos (fase líquida).

Sistemas de Tratamento	Eficiência na remoção			Economia					Capacidade de resistência a variações do efluente e cargas de choque			Confiabilidade	Simplicidade oper. e manut	Independ. de outras caract. p/ o bom desempenho		Menor possibilidade de problemas ambientais			
				Requisitos		Custos		Geração						Clima	Solo	mau odor	ruído	aero-sóis	insetos vermes
	DBO	nutrientes	Colif.	Área	energia	Impl.	Oper. e manut.	subprodutos	Vazão	qualidade	Tóxicos								
Tratamento preliminar	0	0	0	5	5	5	4	5	5	5	5	5	3	5	5	1	4	5	2
Tratamento primário	1	1	1	5	4	4	3	3	4	5	4	4	3	4	5	2	4	5	2
Lagoa facultativa	3	2	2/4	1	5	3	5	5	4	4	3	4	5	2	3	3	5	5	1
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	3	2	2/4	2	5	4	5	5	4	4	3	4	5	2	3	1	5	5	1
Lagoa aerada facultativa	3	2	2/4	2	3	3	4	5	4	4	3	4	4	3	3	4	1	1	3
Lagoa aer. mist. complet. - lagoa dec.	3	2	2/4	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3	4	3	1	1	1
Lodos ativados convencional	4	2/4	2	4	2	1	2	1	3	3	2	4	1	3	5	4	1	1/5	4
Lodos ativados - aeração prolongada	5	2/4	2	4	1	2	1	2	4	4	3	5	2	4	5	5	1	1/5	4
Lodos ativados (fluxo intermitente)	4	2/4	2	4	1/2	1	1	1/2	4	4	3	4	3	4	5	3	1	1/5	4
Filtro biológico (baixa carga)	4	2/4	2	3	4	1	3	2	3	2	2	4	3	2	5	4	4	4	1
Filtro biológico (alta carga)	4	2/3	2	4	3	2	3	1	4	3	3	4	3	2	5	4	4	4	3
Biodiscos	4	2/3	2	4	3	1	3	1	3	3	2	3	3	2	5	4	4	5	3
Reator anaeróbio de manta de lodo	3	1	2	5	5	4	5	4	2	2	2	3	4	2	4	2			4
Fossa séptica - filtro anaeróbio	3	1	2	5	5	4	5	4	3	3	2	3	4	2	4	2			4
Infiltração lenta	5	4	4	1	5	3	5	5	4	4	4	4	4	4	1	1	5	1/5	1
Infiltração rápida	5	4	4	2	5	4	5	5	4	4	4	4	4	4	1	1	5	5	1
Infiltração subsuperficial	5	4	4	2	5	4	5	5	4	4	4	4	4	4	1	4	5	5	4
Escoamento superficial	5	3	3/3	2	5	4	5	5	4	4	3	4	5	4	2	1	5	1/5	1

A gradação é relativa em cada coluna apenas, e não generalizada para todos os itens. As gradações podem variar extremamente com as condições locais.

Notas: (0): Péssimo (1): Ruim (2): Regular (3): Bom (4): Ótimo (5): Excelente
(1/5): Variável com o tipo de processo, equipamento, modalidade ou projeto.

Fonte: VON SPERLING (1994). TABELA modificada por BRAGA (1998).

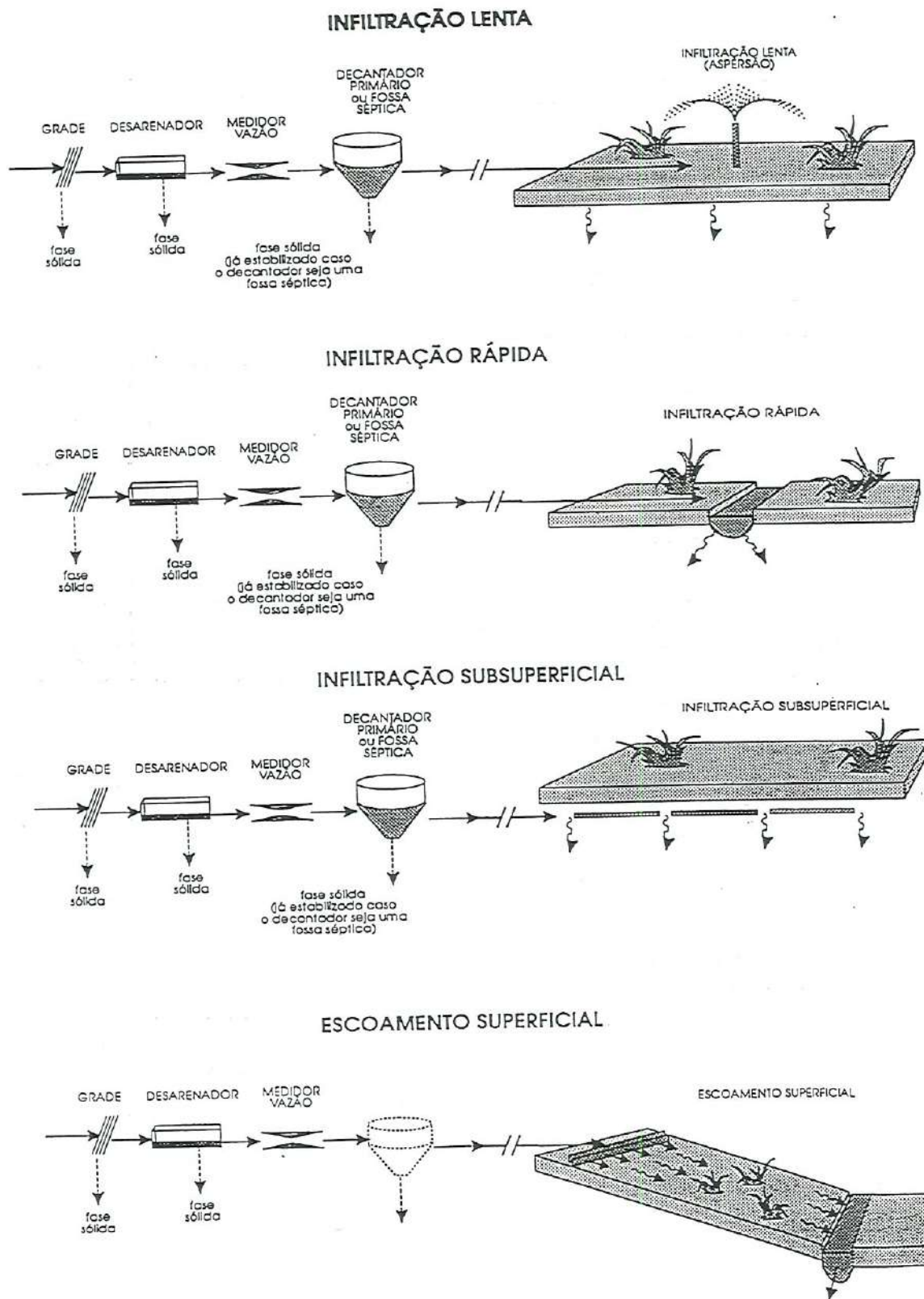


FIGURA 2.6 - Sistemas de Disposição no Solo. Fonte: VON SPERLING (1995).

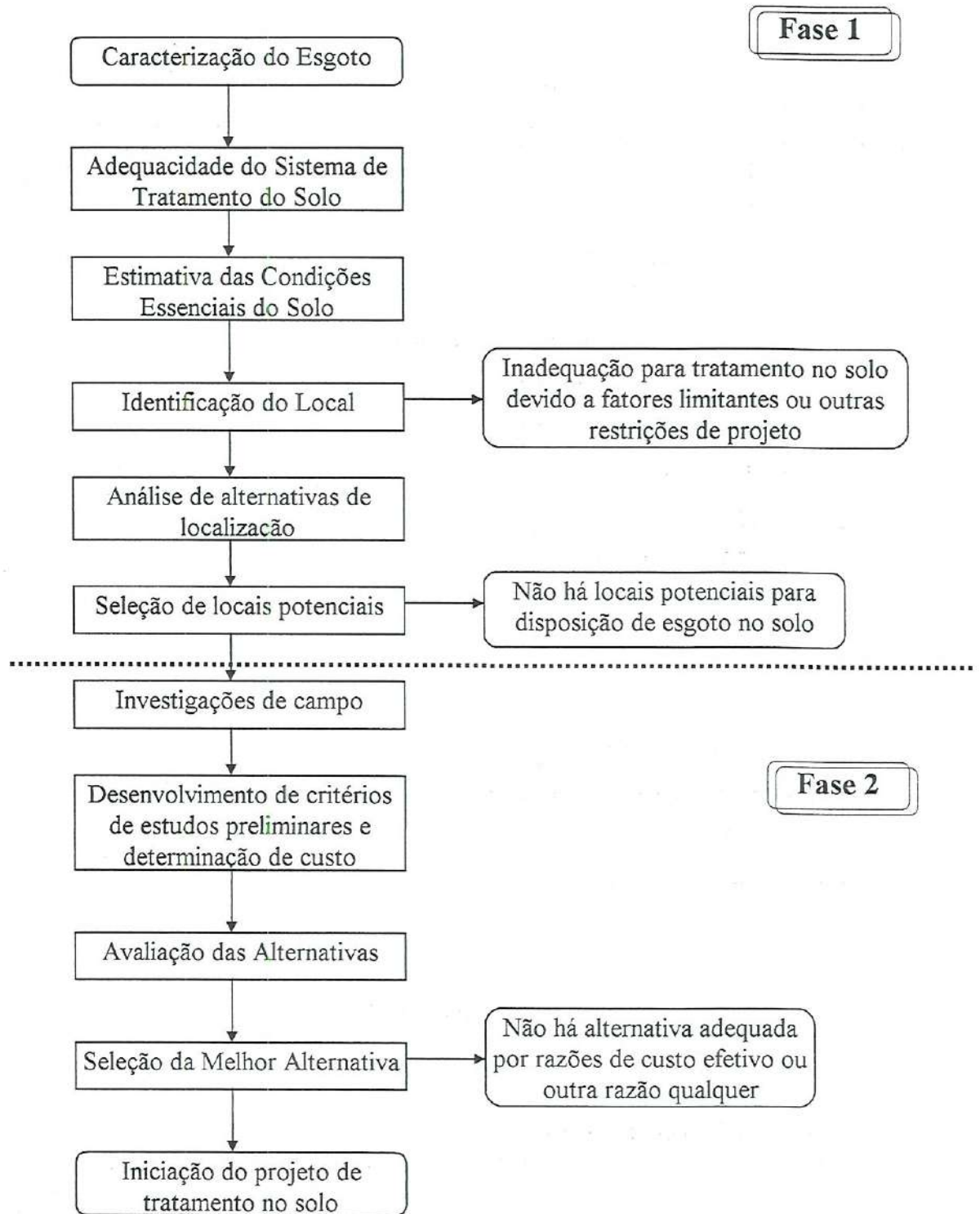


FIGURA 2.7 - Processo de Planejamento de Sistema de Disposição de Esgotos no Solo (em duas fases). Fonte: EPA (1981).

TABELA 2.9 - Procedimentos para projetos de Infiltração Rápida.

Passo	Descrição
1	Determinar a taxa de infiltração potencial;
2	Predeterminar o fluxo hidráulico;
3	Determinar as exigências de tratamento;
4	Selecionar o nível de pré-tratamento;
5	Determinar a taxa de carga hidráulica anual;
6	Calcular a área do terreno;
7	Checar a elevação máxima do nível da água subterrânea;
8	Selecionar o ciclo da carga hidráulica final;
9	Determinar a taxa de aplicação;
10	Determinar o número de bacias;
11	Determinar as exigências de monitoramento.

Fonte: REED et al. (1988).

2.4. Infiltração Rápida (IR)

2.4.1 O Processo

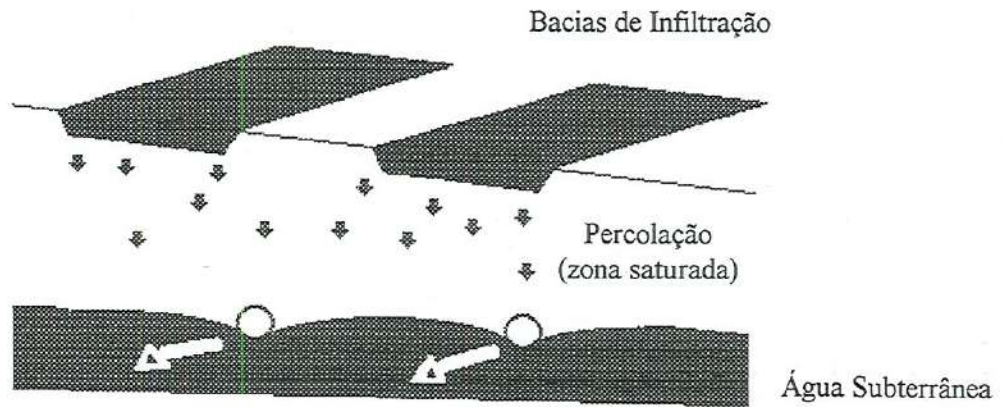
Neste capítulo, apresenta-se uma descrição sobre o processo de Infiltração Rápida (IR) e sua aplicação em estudos experimentais no Brasil e no exterior.

No processo de tratamento de esgotos no solo por IR, a maior parte do esgoto aplicado percola através da matriz do solo, onde passa por tratamento decorrente de um processo físico, químico e biológico a ele inerentes. O efluente tratado percola de forma natural em direção à água subterrânea e/ou corpos de águas superficiais mais próximos. Além do tratamento, outros objetivos tais como: recuperação do percolado por drenos submersos ou por bombeamento para irrigação, recreação, recarga de aquíferos para abastecimento e prevenção da intrusão da cunha salina, podem também ser alcançados com sistemas IR. Na FIGURA 2.8 tem-se a apresentação dos esquemas hidráulicos utilizados para se atingir os objetivos citados e na FIGURA 2.9 um fluxograma do processo de planejamento de sistemas de Infiltração Rápida.

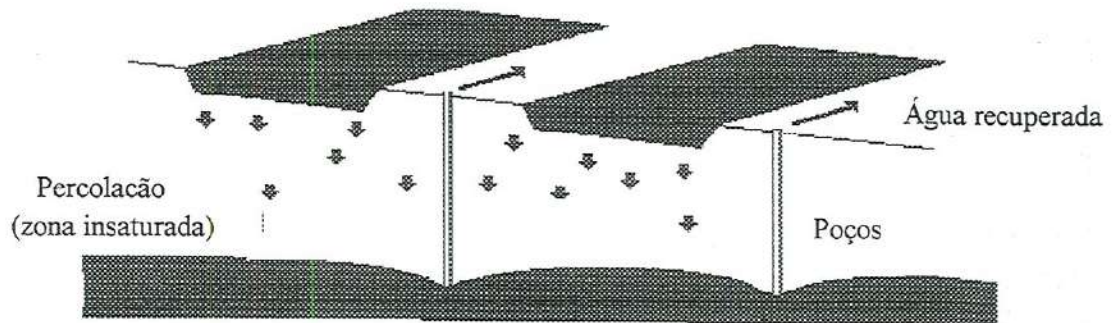
Este processo prevê a aplicação do esgoto sanitário, primário e secundário, em Bacias de Infiltração, através de aspersão a alta taxa ou espalhamento até que se atinja o nível de inundação desejado na Bacia. Após período de descanso, isto é, sem aplicação de esgoto, novas aplicações são realizadas de forma intermitente e dentro de um ciclo pré-determinado, especificamente para o tipo de solo, esgoto e o objetivo do tratamento. Uma das vantagens deste tratamento é o nível de descarga (zero) que proporciona de forma direta aos corpos d'água superficiais.



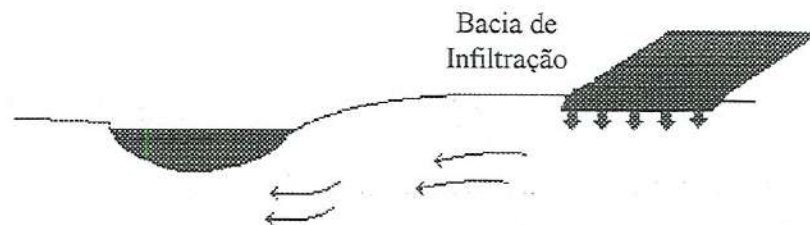
a) Esquema Hidráulico



b) Recuperação de Água por Drenos Submersos



c) Recuperação de Água por Poços



d) Drenagem Natural para Corpos de Águas Superficiais

FIGURA 2.8 - Esquema hidráulico da Infiltração Rápida (a), e as várias formas de destinação final do percolado (b, c, d). Fonte: EPA (1981).

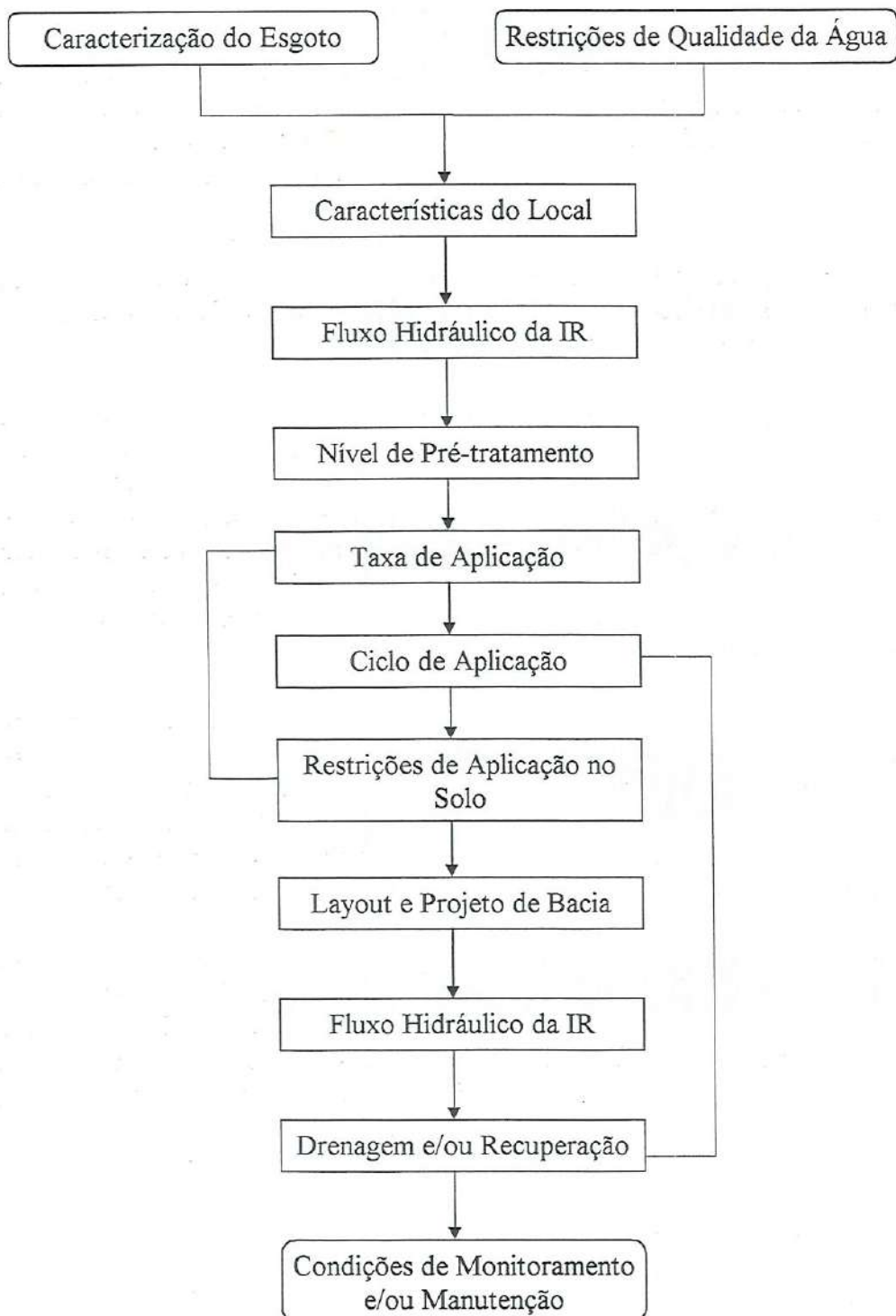


FIGURA 2.9 - Processo de Planejamento de Sistema de Infiltração Rápida. Fonte: EPA (1981).

2.4.2 Escolha do Local

O critério de seleção da área deve ser estabelecido de acordo com as condições locais potenciais, que possam ser avaliadas através da atribuição de uma nota. O critério chave deve ser aquele que considere em primeiro lugar exigências constitucionais de ordem ambiental e/ou econômica. No desenvolvimento deste critério, exigências de projeto tais como monitoramento, exigências de controle da qualidade da água dentre outras impostas pelos órgãos de meio ambiente devem ser obedecidas. Um método numérico utilizando fatores qualitativos, aferindo nota às características locais, pode servir como elemento chave para o estabelecimento do critério de seleção dos possíveis locais para disposição no solo. Os critérios devem considerar a distância e a diferença de cota em relação à fonte de água superficial mais próxima, a área de terreno disponível e a sua posição paisagística.

Posições paisagísticas mais desejáveis para implantação de sistemas de disposição no solo incluem topos de morro, linhas marginais (áreas inclinadas), taludes. Depressões e pé de morros devem ser evitados. Terrenos com inclinações inferiores a 12% são, geralmente, os preferidos. Gradientes e variações do nível da água subterrânea podem ser correlacionados com as cotas dos corpos d'água de superfície mais próxima. Poços (circulares), geralmente encontram-se disponíveis no local e servindo como excelentes fontes de informação sobre o perfil do solo, e principalmente sobre as suas camadas potencialmente impermeáveis.

O conhecimento sobre o uso atual e futuro do solo é um fator de grande importância na seleção de locais potencialmente adequados. A identificação de tal uso do solo não deve ser restrita apenas ao local escolhido mas também a sua vizinhança. Tal identificação deve ser feita através do levantamento das perspectivas a nível privado e governamental sobre o uso do terreno, tomando por base as informações contidas em mapas de solo, mapas de relevo, mapas de zoneamento urbano local, dentre outros.

A localização das áreas de esgotamento sanitário, em relação aos locais potenciais de tratamento é uma consideração econômica importante. A distância e cota do terreno do local de tratamento (diretamente impactada) estão relacionadas aos custos de transporte dos esgotos. Como linha guia geral, pode-se considerar que locais distantes de 10 a 12 km e/ou alturas manométricas inferiores a 60m podem resultar projetos de disposição no solo competitivos com outras alternativas.

2.4.3 Capacidade de Infiltração

A taxa de infiltração de um solo é definida como sendo a velocidade com que a água penetra, através da superfície, no solo. Quando o perfil do solo está saturado, com alagamento desprezível acima da superfície, a taxa de infiltração é igual à condutividade saturada do perfil do solo.

Quando o perfil do solo está relativamente seco, a taxa de infiltração é maior que a condutividade saturada porque inicialmente a água penetra através das falhas e dos

poros maiores do solo. Com o tempo, os poros maiores são preenchidos. No caso de haver solos finos, as partículas de argila incham, reduzindo a taxa de infiltração muito rapidamente até que um certo valor de estado permanente seja estabelecido.

Solos secos proporcionam velocidade inicial de infiltração maior do que solos úmidos, devido à existência de um grande número de poros vazios para a água entrar. A mudança brusca de velocidade, que geralmente ocorre, é devido à alteração da estrutura do solo e inchamento das argilas.

Para um dado solo, as taxas de infiltração inicial podem variar consideravelmente dependendo do teor de umidade deste. Solos secos têm uma taxa inicial de infiltração maior do que solos úmidos. A condutividade do solo saturado é um parâmetro importante devido a sua aplicação na equação de Darcy para estimar o escoamento da água subterrânea mais comum, sendo útil, portanto, na estimativa de taxas de infiltração no solo.

A condutividade hidráulica é frequentemente estimada a partir de outras propriedades físicas do solo. Apesar da vasta experiência requerida para sua determinação, os resultados não são suficientemente acurados para as propostas de projeto. Por exemplo: a condutividade hidráulica é amplamente controlada pela textura do solo, o que nos faz concluir que solos grosseiros têm maior condutividade. No entanto, em alguns casos a estruturação do solo pode ser geralmente importante. Por exemplo: solo fino, bem estruturado, pode ter maior condutividade do que um solo grosseiro desestruturado.

Além das variáveis comuns do solo, tais como: tamanho do grão, estrutura, distribuição dos poros. Os valores da condutividade hidráulica podem ser afetados por outros fatores, como: a temperatura, a composição iônica da água e o ar alojado entre os poros, devido à existência de maior número de vazios para a entrada da água. Logo, ao se desenvolver testes de campo para se obter taxa de infiltração em regime permanente é necessário que se determine o tempo adequado para o mesmo.

Taxas de infiltração são afetadas pela composição iônica do solo-água, o tipo de vegetação, a idade do depósito glacial do solo de superfície. Além destes fatores, o decréscimo da taxa de infiltração da camada próxima à superfície, de pequena espessura, pode ser causada pelo:

- Efeito de colmatação causada pelos sólidos em suspensão dos esgotos,
- Percentual das partículas finas do solo;
- Crescimento biológico;
- Gases produzidos por microrganismos do solo;
- Inchamento de solos coloidais;
- Alojamento de bolhas de gases nos interstícios, durante a operação de umedecimento do solo.

2.4.4 Clima

O clima local pode interferir nas exigências quanto à escolha da área e do tipo de sistema a adotar. Precipitação, potencial de evapotranspiração, temperatura, estações sazonais do ano e outros fatores podem influenciar tanto na escolha do local quanto nas exigências a serem impostas sobre o sistema a implantar.

REED et al. (1988) afirma que o clima não é um fator de importância para sistemas IR, a não ser em alguns casos de intensificação de remoção de nutrientes. Afirmar esta justificada pelos valores da taxa de evaporação média que variam de 0,60m/ano em regiões frias a 2m/ano em regiões quentes e áridas, e que não chegam a ser significantes para a IR, uma vez que representam uma pequena porcentagem das cargas hidráulicas de esgotos aplicadas que geralmente são superiores a 6m/ano. Do Manual EPA 625/1-81-013 este valor varia de 6 a 125 m/ano, do Manual do Canadá de Serviço de Proteção Ambiental (EPS 6-EP-84-1) varia de 15 a 40 m/ano e de METCALF & EDDY (1992) deve ser de 6 a 90 m/ano.

Embora o EPA (1981) e EPA (1984) não considerem o clima um fator importante no processo IR, segundo SAMPAIO (1994) tal fator exerce importante papel nos fenômenos biológicos deste processo. GOUSOUSI (1982) explica que temperaturas inferiores a 4°C bloqueiam as atividades biológicas. A temperatura influencia diretamente na velocidade de infiltração. Valores inferiores a 10°C podem tornar o tempo de contato entre as bactérias e a água insuficiente para que ocorra nitrificação completa.

Outro papel importante da temperatura é constatado ao nível da camada colmatante. Segundo LAAK (1970), esta camada responde a toda mudança de temperatura, à carga aplicada e a outros fatores do ambiente. A camada colmatante nunca se encontra em estado de equilíbrio. A teoria que explica seu comportamento pode ser comparada àquela que explica o comportamento dos filtros biológicos no qual o sistema colmata, descolmata, produz gás, e a relação presa-predador existe. Comportamento em que o fator clima é muito importante.

Segundo SAMPAIO (1994), a pluviometria pode dificultar o processo de infiltração e de mineralização da matéria orgânica. Os grandes temporais podem ser responsáveis pela paralisação de um sistema. O teor de umidade do solo pode favorecer a vida bacteriana e provocar o aumento da espessura do biofilme e, conseqüentemente, diminuir a porosidade do solo.

Climas favoráveis ao processo IR podem facilitar a manutenção e o gerenciamento do sistema. Por exemplo: caso o clima seja responsável pela paralisação de uma ou mais bacias, pode-se aumentar a eficácia da camada colmatante reduzindo os períodos de secagem. Em locais ou épocas de climas desfavoráveis, um maior número de bacias devem ser utilizadas. LAAK (1970) afirma que os processos de colmatação e de descolmatação, são reversíveis, podendo ocorrer simultaneamente. A colmatação predomina quando as cargas de nutrientes ultrapassam a capacidade do processo de degradação, de mineralização da camada colmatante, o que provoca uma

considerável diminuição da porosidade nos primeiros centímetros da superfície de infiltração. Temperaturas elevadas favorecem a mineralização da matéria orgânica (M.O.) retida na superfície das bacias, contribuem para a diminuição da colmatação e o aumento da velocidade de infiltração. Fato que se explica da seguinte forma: se a camada colmatante resseca, em poucos dias notam-se modificações em sua estruturas e a presença dos fenômenos de mineralização, resultante da eliminação parcial do carbono e do nitrogênio. A secagem provoca mudanças importantes nas propriedades físicas dos polissacarídeos e polironídios colmatantes, de origem bacteriana, que se desidratam (aumentando a porosidade das camadas superficiais).

Todos os processos estão diretamente ligados a um clima favorável, que permita a recuperação da taxa de infiltração compatível à nitrificação ativa.

Bacias com colmatação prolongada podem favorecer o crescimento de algas, principalmente verdes e azuis, que decantadas, aumentam ainda mais a espessura da camada colmatante existente.

2.4.5 Características do Terreno

Segundo o EPA (1981), a área de implantação de um sistema IR requer topografia plana (declividade inferior a 10%) e solo com permeabilidade moderada (5cm/h) a alta (50cm/h), típica de solos arenosos. O nível do lençol freático durante o período de inundação deve estar a uma distância superior a 1m em relação ao fundo da Bacia de Infiltração e superior a 3m no período de secagem, podendo este valor ser igual a 1,5m em caso de previsão de drenagem.

Para METCALF & EDDY (1991), os solos mais adequados para um sistema IR são: areia, areia turfosa e areia média. Areia grossa e pedregulho não são recomendáveis, uma vez que permitem que o esgoto passe rapidamente através dos primeiros centímetros do solo, trecho onde ocorre a maior parte das ações químicas e biológicas. Leitos filtrantes com profundidade superiores a 3,0m são desejáveis. Leitos com profundidades pequenas como 2,0m podem ser utilizados num sistema IR desde que seja previsto um sistema de drenos submersos.

2.4.6 Pré-tratamento

Segundo REED et al. (1988), a taxa de infiltração para a IR varia entre 5 e 50 cm/hora, a estimativa de área é obtida pela eq. (2.18) (incluindo uma folga para pré-tratamento primário):

$$A_{ri} = kQ_m \quad (2.18)$$

Onde: k : constante = 5×10^{-5} , $s^{-1} \cdot m$

A_{ri} : Área de projeto, m^2

Q_m : Vazão média mensal de projeto para o tratamento no solo, m^3/s

Pré-tratamento primário é o nível mínimo sugerido. No entanto, em locais com facilidade de acesso ao público, tratamento a nível secundário deve ser o requerido. No caso de haver preocupação a respeito de contribuições de nitrogênio para a água subterrânea, logo abaixo do sistema, nitrogênio, antes que a DBO_5 , deve ser o parâmetro de projeto que deverá controlar a carga hidráulica (taxa total e padrão) e o nível de pré-tratamento. Potenciais de montículos altos, elevação do nível da água subterrânea sob a área de aplicação, principalmente no centros das bacias, causados por lançamentos de esgoto ou por outros fatores locais, tais como infiltrações de fontes vizinhas ou por chuvas dentre outras, podem a qualquer momento justificar possíveis reduções na carga hidráulica aplicada.

Segundo METCALF & EDDY (1991), o tratamento prévio através da decantação em termos de redução de patogênicos, em geral, é desnecessária. No entanto, para reduzir sólidos em suspensão e conseqüentemente os efeitos da colmatação, devido à redução, obstrução dos poços, como também para reduzir mau cheiro, é conveniente. A taxa máxima de DBO_5 para evitar mau cheiro segundo REED et al. (1988) deve ser inferior 670 kg/ha.dia.

A seguir apresenta-se na TABELA 2.10 as principais propriedades do esgoto e do solo, assim como os principais processos de determinação dos mesmos.

TABELA 2.10 - Resumo das análises para sistema de campo de tratamento no solo. Fonte: EPA (1992).

Propriedades	Processo
Constituintes dos Esgotos	DBO_5 , SS, Nitrogênio e Fósforo
Propriedades Físicas do Solo	Textura e Estrutura
Propriedades Hidráulicas do Solo	Taxa de Infiltração Permeabilidade de Subsuperfície (condutividade hidráulica)

2.4.7 Carga Hidráulica

Conforme o EPA (1992), a carga hidráulica de projeto deve ser determinada levando em conta:

- As características do solo;
- Montículo potencial de água subterrânea sob cada bacia;
- Exigências de tratamento;
- Qualidade do esgoto aplicado;
- Precipitação pluviométrica local.

A carga hidráulica máxima, a ser aplicada no solo, deve ser estabelecida em função da condutividade hidráulica da camada de solo, menos permeável, da zona insaturada. Como estimativa preliminar, recomenda-se que este valor deva ser igual a 4% do valor da condutividade hidráulica de saturação, determinada em laboratório, não

devendo este valor ser superior a 10% do da condutividade de saturação no caso em que esta condutividade for determinada no campo. Esta taxa de carga pode ser ajustada ao limite inferior da carga de DBO₅, dentro da faixa de 21 a 126 kg/ha.dia, de modo a evitar colmatação de superfície.

Cargas hidráulicas médias típicas variam entre 1,5 a 35 cm/dia. A título de orientação sobre a escolha de um valor inicial para taxa de carga hidráulica, recomenda-se a adoção de valores utilizados, em sistemas operados sob condições similares, disponíveis em referências básicas sobre o assunto, tais como: LOHER et al (1979), EPA (1981), EPS (1984), conforme FIGURAS 2.10, 2.11.

Segundo o manual do WPCF (1983), a carga hidráulica recomendada para remoção de nitrogênio deve estar na faixa entre 15 e 30 m/ano. Além disto recomenda que um tempo de detenção adequado deve ser previsto. Na TABELA 2.11 tem-se alguns exemplos de taxas aplicadas, nitrogênio recuperado, relações DBO:N e eficiências.

TABELA 2.11 - Remoção de Nitrogênio em Sistemas IR. Fonte: WPCF (1983).

Localidades	N total aplicado (kg/ha.ano) (mg/l)		N Recuperado (mg/l)	DBO:N	Remoção N (%)
Boulder, Colorado.	8050	16,5	9-16	2,3:1	0-20
Brookling, S.D.	1330	10,9	6,2	2:1	43
Calumet, Michigan.	4170	24,4	7,1	3,4:1	71
Fort Devens, Mass.	15250	50,0	10-20	2,4:1	60-80
Hollister, Califórnia	6110	40,2	2,8	5,5:1	93
Lake George, N.Y.	6960	12,0	7,5	2:1	38
Phoenix, Arizona.	16710	27,4	9,6	1:1	65

Conforme o EPA (1984), o ciclo operacional (aplicação/(aplicação+descanso)) é essencial para se obter um eficiente desempenho de um sistema IR. O período de descanso é função dos sólidos orgânicos degradáveis do esgoto e das influências climáticas sobre as reações aeróbias. Para efluente primário a relação aplicação/descanso deve ser inferior a 0,2 e não ultrapassar a 1,0 para qualquer outro tipo de esgoto. Quando o objetivo do tratamento é intensificar a nitrificação, esta relação deve ser inferior a 0,2, e quando é reduzir nitrogênio e fósforo, esta deve variar entre 0,5 e 1,0.

Para se evitar colmatação excessiva, o período de aplicação, independentemente de estação climática, deve ser de 1 a 2 dias. No entanto, o tempo requerido, para que todo esgoto se infiltre, pode ser até maior. Para se determinar a taxa de aplicação unitária, costuma-se adotar o ciclo (aplicação/descarga) como sendo uma carga hidráulica anual.

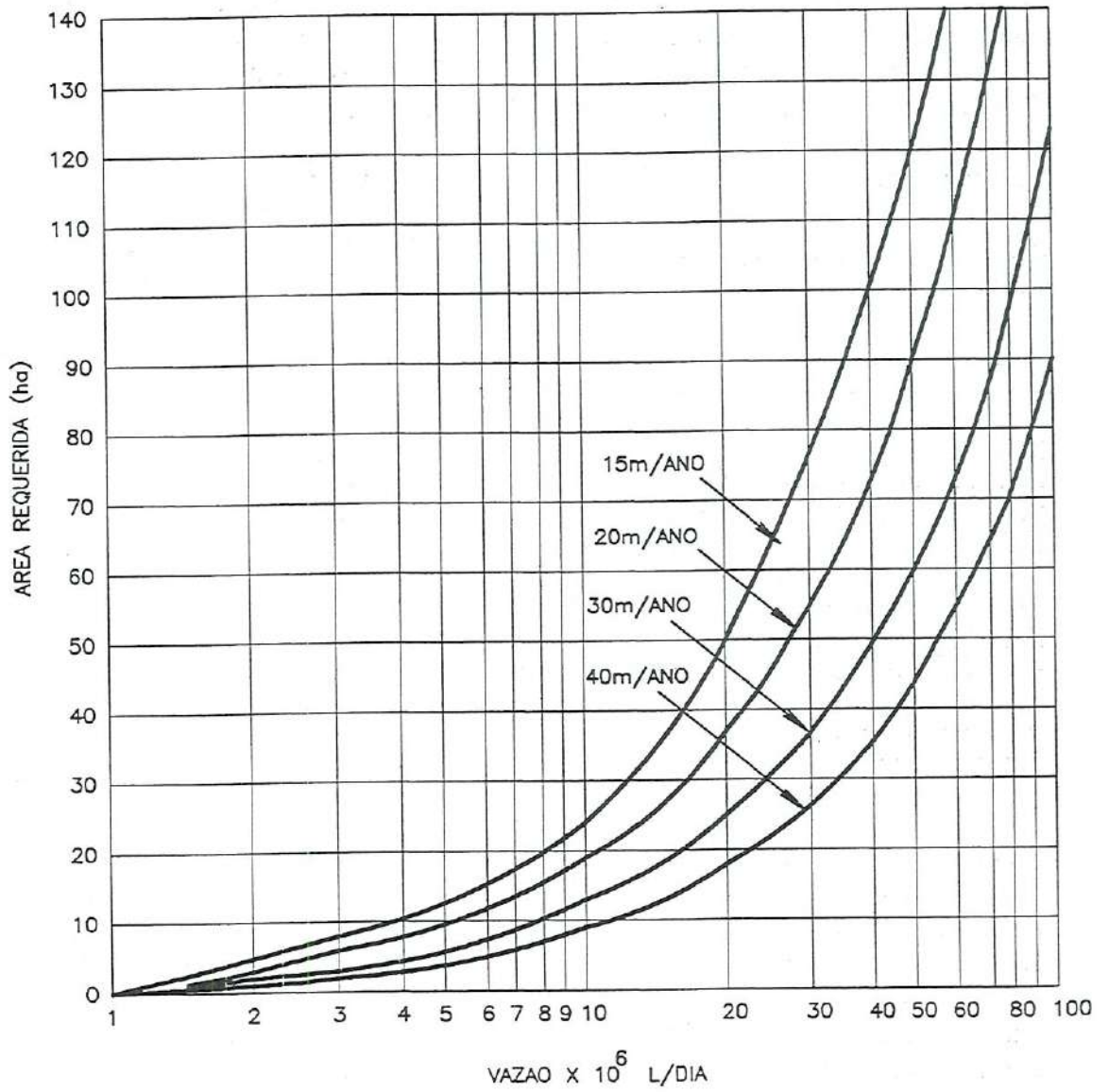
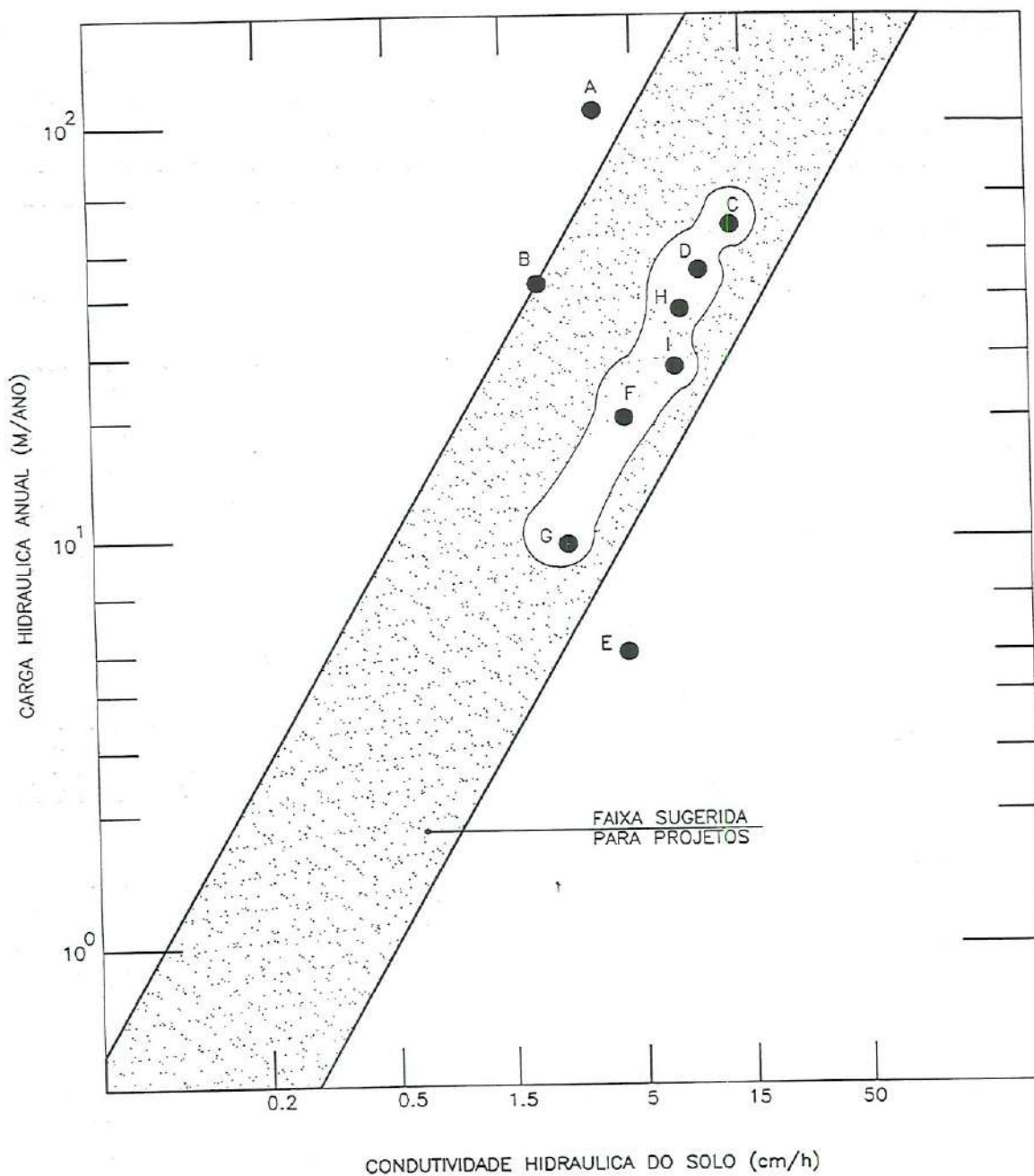


FIGURA 2.10 - Determinação das áreas requeridas para Sistemas de Infiltração Rápida (IR). Fonte: EPS (1984).



- LOCALIZACAO:
- A - BACIAS EXPERIMENTAIS, PHOENIX, AZ.
 - B - LAKE GEORGE, NY.
 - C - Ft. DEVENS, MA.
 - D - BOULDER, CO.
 - E - HOLLISTER, CA.
 - F - CORVALLIS, MT.
 - G - EAST GLACIER, MT.
 - H - JACKSON, WY.
 - I - ESHLE, ID.

FIGURA 2.11 - Taxas de carga de esgoto aplicada em sistemas reais de Infiltração Rápida versus exigências de projeto. Fonte: LOHER et al (1979).



2.4.8 Forma de Aplicação

Para se realizar as operações de aplicação, um tanque de acumulação com capacidade de receber o volume de pelo menos uma bacia do sistema deve ser previsto para inundar de forma rápida e uniforme toda a superfície de cada bacia. Observa-se que o projeto dos sistemas de pré-tratamento, e de acumulação devem ser dimensionados com base na permeabilidade do solo.

Dentre as condições de operação de um Sistema de Disposição de Esgotos no Solo (SDES), a definição da forma de aplicação dos esgotos num sistema de bacias é o fator determinante para se estabelecer o número de bacias, suas respectivas dimensões, e a área do terreno. Segundo LANCE et al. (1976) e LANCE (1984), os critérios fundamentais para se definir a forma de aplicação são: o controle da colmatação da superfície de infiltração e/ou remoção de nitrogênio. Relações típicas entre períodos de aplicação e o de secagem variam de 2,0, quando o objetivo é maximizar a taxa de carga hidráulica, até 1,0, quando o objetivo é maximizar a remoção de nitrogênio. Ciclos de carga usuais e sugeridos são apresentados na TABELA 2.12.

TABELA 2.12 - Ciclo de taxa de carga hidráulica sugeridos para Sistemas de Infiltração Rápida. Fonte: EPA (1992).

Objetivo do Ciclo de Carga	Esgoto Aplicado	Estação do Ano	Período de Aplicação (dias)	Período de Descanso (dias)
		Verão	1-2	6-7
Maximizar	Primário	Inverno	1-2	7-12
Taxa de		Verão	1-3	5-10
Infiltração	Secundário	Inverno	1-3	5-10
		Verão	1-2	10-14
Maximizar a	Primário	Inverno	1-2	12-16
remoção de		Verão	7-9	10-15
nitrogênio	Secundário	Inverno	9-12	12-16
		Verão	1-2	5-7
	Primário	Inverno	1-2	5-7
Maximizar		Verão	1-3	4-5
	Secundário	Inverno	1-3	5-10

EPA (1981) Períodos de aplicação, para efluentes primários, não devem ser superiores a 1 ou 2 dias de modo a evitar excessiva colmatação de superfície, como também, a elevação excessiva do nível da água subterrânea no centro da bacia, denominado montículo ou "mound" do inglês, reduzindo assim a altura do leito filtrante.

Segundo EPA (1981), para 4,5m de leito filtrante, a qualidade esperada para o esgoto doméstico, tratado, em valores médios, pode ser expressa por: $DBO_5 = 5 \text{ mg/l}$, Sólidos Suspensos Totais (SST) = 2 mg/l , $P < 1 \text{ mg/l}$, Coliformes $< 10/100 \text{ ml}$ (NMP); e em valores máximos $DBO_5 < 10 \text{ mg/l}$ e $SST < 5 \text{ mg/l}$.

Segundo EPS (1984), tem-se a afirmação de que os solos apresentam excelentes mecanismos de filtração para remoção de sólidos em suspensão, DBO_5 e bactérias. A remoção de nitrogênio é geralmente pequena, podendo no entanto atingir índices de remoção de até 80%, valor que pode ser alcançado desde que procedimentos operacionais específicos para fornecer condições alternadas de nitrificação e desnitrificação sejam estabelecidos, tais como: ciclos de aplicações ajustados, suprimento de fonte de carbono adicional, uso de vegetação na bacia, taxas de aplicação reduzidas e reciclagem de parte da água tratada. Deste Manual tem-se também a afirmação de que a amônia pode ser removida até valores inferiores a 1 mg/l e que o fósforo pode ser removido na faixa de 70 a 99 % em função das características do solo.

2.4.9 Monitoramento

De um modo geral as exigências de monitoramento devem considerar:

- O volume de esgoto aplicado a cada bacia;
- O nível de inundação em cada bacia;
- O ciclo operacional de cada bacia;
- A qualidade do esgoto aplicado;
- A qualidade da água subterrânea;
- O nível do lençol freático.

Um programa de monitoramento é apresentado na TABELA 2.13.

TABELA 2.13 - Programa de monitoramento de amostras para sistema de Infiltração Rápida de grande porte. Fonte: EPS 6 EP-84/1.

Parâmetro	Esgoto aplicado	Solo	Poços no local	Poços no contorno	Poços testemunhas
Vazão	C	-	-	-	-
DBO_5 ou COT	M	-	T	T	T
DQO	M	-	T	T	T
Sólidos Suspensos	M	-	-	-	-
Nitrogênio Total	M	T	M	M	M
Nitrogênio-Nitrato	-	-	M	M	M
Fósforo Total	M	M	M	M	M
Coliformes Fecais	M	-	T	T	T
pH	M	T	T	T	T
Sólidos Dissolvidos Totais	M	-	T	T	T
Alcalinidade	M	-	T	T	T
TAS	M	T	T	T	T
Nível d'água	-	-	M	M	M
Metais Pesados	P	P	P	P	P
Traços Orgânicos	P	P	P	P	P
Cloretos	M	-	M	M	M

Nota: Frequência das Análises na água subterrânea: C: Continuamente; M: Mensalmente; T: Trimestralmente; P: Periodicamente, ou conforme exigência.

Considerações de importância sobre a IR, segundo EPA (1992), são apresentadas a seguir:

2.4.10 Modificações Usuais de Projeto

Bacias de Infiltração, com inundação contínua, consistem num método de operação modificado, que vem sendo utilizado em locais onde sistemas de infiltração a alta taxa são requeridos. O baixo desempenho de tais sistemas não é recomendável para sistemas de tratamento. Tal desempenho se deve às altas velocidades de percolação, à falta de condições de reaeração do subsolo e conseqüentemente, à permanente condição de anaerobiose do solo.

Num sistema IR geralmente não é prevista vegetação, no entanto o aparecimento de ervas daninhas e capim podem ocorrer sem causar grandes problemas com relação à eficiência do sistema.

Quando necessário, poços de extração ou drenos submersos podem ser utilizados para rebaixar o nível do lençol freático e aumentar a profundidade da zona insaturada do solo, sob a superfície de infiltração, ou para recuperar a água renovada.

2.4.11 Resíduos

Geralmente uma quantidade desprezível de resíduo é produzido pelos sistemas de Infiltração Rápida. Raspagem da superfície e resíduos de algas, por exemplo, podem ser aterrados no próprio local resultando num mínimo de resíduos a descartar.

Nos Estados Unidos, para se implantar uma sistema IR é usual, em alguns Estados, para a proteção do aquífero, a exigência de uma licença, e que se denomina demonstração de não degradação. Em alguns casos, é requerida uma seqüência gradual de pré-tratamentos e manutenção (obrigatória) exigida por órgãos ambientais.

2.4.12 Atividades Construtivas

As principais atividades necessárias para a construção de um sistema de Infiltração são:

- Preparação da superfície;
- Construção dos diques;
- Proteção dos taludes contra erosão;
- Estruturas de entrada;
- Drenos subsuperficiais, quando necessário.

No que se refere à obtenção de desempenho com sucesso em sistemas de Infiltração Rápida, as atividades de construção, tais como: a preparação da superfície de

infiltração, a instalação de canalizações de distribuição nas bacias, estruturas de entrada e, quando necessário, sistema de drenagem subsuperficial são de igual ou maior importância que a atividade de avaliação do local. A preparação da superfície é fator bastante crítico. A superfície de cada bacia deve ter um nivelamento final que não apresente ondulações com diferenças superiores a 5cm em relação ao nível do plano especificado em projeto e um mínimo de compactação. No caso do material da superfície do terreno ser de granulometria fina, as bacias deverão ser escavadas com acompanhamento de sondagens geológicas até a profundidade de 60cm, tanto numa direção quanto na sua transversal.

As práticas de construção devem minimizar os efeitos causados pelos deslocamentos de equipamentos, principalmente na direção do escoamento das águas subterrâneas. Os diques entre bacias devem ser construídos de modo a evitar vazamento entre as mesmas, devendo também servir como via de acesso de veículos a cada bacia. Além disso os taludes dos diques devem ser protegidos contra os efeitos de erosão.

2.4.13 Operação e Manutenção

A principal exigência de operação e de manutenção em um sistema de Infiltração Rápida é a alternância de bacias, condição para se manter o ciclo em cada bacia. Além desta, outras exigências são apresentadas a seguir:

- Preservação da capacidade de infiltração da superfície;
- Operações de inverno da superfície;
- Gerenciamento do nitrogênio;
- Monitoramento dos efluentes e da água subterrânea.

Dentre outras tarefas de operação e de manutenção devem ser previstas a manutenção de bombas e de outros equipamentos. Além disto, atenção especial deve ser dada à manutenção dos diques das bacias e da superfície de infiltração. Trata-se de tarefas fáceis de serem realizadas não requerendo, portanto, mão de obra especializada. Para realizá-las nenhum outro equipamento é necessário, exceto o rastelo para realizar a capina, e o trator, no caso de escarificação e retirada da camada superficial de grandes áreas. Uma descrição útil sobre estas tarefas pode ser obtida em EPA (1984).

Conforme o EPA (1992), os custos de operação e de manutenção são, a princípio, associados aos custos da mão de obra. Dentre outros custos a considerar, tem-se o custo de energia para bombear o esgoto, como também, aqueles referentes à depreciação dos equipamentos. As necessidades de mão de obra, sem considerar a manutenção e a operação para realizar pré-tratamento, não excede de 10 a 15 horas por semana. Os custos de operação e de manutenção representam cerca de 5 a 10 centavos de reais por 3800 litros de esgoto tratado.

Segundo REED (1988), para facilidade de operação e manutenção, é comum o uso de no mínimo três Bacias de Infiltração nos projetos em escala real. Este número

possibilita o uso contínuo do sistema de bacias através de manobras de aplicação dos esgotos. A área mínima recomendada é de 7m².

2.4.14 Sensibilidade do Custo de Capital

O custo de capital dos projetos de sistemas de Infiltração Rápida tem como fatores controladores o custo do terreno e o das obras de terra. Dentre estes últimos se incluem a preparação da superfície de infiltração e a construção dos diques (bermas). No caso de topografia desfavorável para construção de bacias, ou seja, com topografia inclinada, pode-se ter um custo adicional que pode até inviabilizar a implantação do sistema. Outros custos importantes, inerentes ao sistemas IR, a destacar são: instalação de drenos subsuperficiais (se necessário), o transporte do esgoto até o local de tratamento, e o pré-tratamento requerido.

2.4.15 Aceitação da IR

Os sistemas IR apresentam facilidade de operação, baixos custos de operação e de manutenção, apresentando resultados confiáveis e consistentes, uma vez que não requerem equipamentos mecanizados e proporcionam “zero” de descarga direta nos corpos de água superficiais.

REED et al. (1988) registram que nos Estados Unidos da América - EUA, mais de 300 sistemas municipais do tipo IR têm os seus efluentes tratados, lançados por percolação nos corpos d'água superficiais. Este procedimento de descargas indiretas nos EUA, geralmente tem o incentivo dos próprios órgãos ambientais locais, com o propósito de evitar as permanentes descargas diretas nos corpos d'água utilizados para o abastecimento público. Há, no entanto, instalações em que o percolado é recuperado por bombeamento, como é o caso de Phoenix, Arizona e em Dan, região de Israel.

2.4.16 Remoção de Nitrogênio

Disposição de forma inadequada de esgotos domésticos em solo arenoso, com lençol freático alto, pode gerar na água subterrânea concentrações de nitritos e nitratos prejudiciais à saúde pública. Para evitar tal problema, as concentrações limites de nitritos e nitratos estabelecidas pela resolução número 20, de julho de 1986, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), para águas de classe 2, e também pelo U.S. Environmental Agency para água potável (USEPA); são: 1,0mg/l de N-NO₂⁻ e 10mg/l de N-NO₃⁻, respectivamente. Concentrações superiores a estes valores podem causar metaemoglobinemia ou cianose infantil, doença que pode causar a morte de crianças menores que seis meses. Suspeitas de câncer no homem, causado por nitratos tem sido investigadas nos últimos anos. No entanto, por dificuldades de obtenção de medidas confiáveis sobre a ação causa/efeito, nada se pôde afirmar sobre tais suspeitas, até o presente momento.

Por razões de saúde pública (cianose infantil e câncer) e de controle de poluição de corpos d'água, receptores de água subterrânea, com altas concentrações de nitratos (eutrofização), evidenciadas pelos valores limites de nitratos e de nitritos estabelecidos pela resolução nº 20, do CONAMA e pela USEPA, uma atenção especial foi dada, neste estudo, ao processo de remoção de nitrogênio dos esgotos domésticos dispostos no solo para tratamento pelo processo de Infiltração Rápida.

Sob um ponto de vista benéfico sob aspecto de tratamento, o nitrogênio captado nos esgotos é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento do próprio esgoto.

Para melhor entendimento sobre o processo de remoção de nitrogênio no solo, pela IR, apresentamos a seguir algumas considerações contidas nas referências bibliográficas: EPA (1981), WPCF (1983), EPS (1984), REED et al. (1988). Conforme estas referências bibliográficas, o principal mecanismo de remoção de nitrogênio no processo IR é a nitrificação/desnitrificação, o qual se desenvolve em duas etapas distintas: 1ª) Oxidação do nitrogênio amoniacal para nitrato (nitrificação); 2ª) Conversão de nitrato para nitrogênio gasoso (desnitrificação).

2.4.17 Nitrificação

Rico em substâncias nitrogenadas, como as proteínas, o maior percentual de nitrogênio dos esgotos domésticos urbano, encontra-se na forma íon amônio. Consequentemente, logo após a aplicação do esgoto no solo, ocorre depleção de oxigênio, à medida em que o íon amônio é oxidado por bactérias, principalmente nitrificantes, em nitritos e nitratos. Este processo se denomina nitrificação e pode ser representado pelas eq. (2.19) e (2.20):



As bactérias nitrificantes, como as nitrossomonas e as nitrobactérias, são autotróficas e encontram-se em pequena quantidade no esgoto bruto. No entanto, no solo, encontram-se em quantidade suficiente para converter o íon amônio em nitrato de forma rápida e completa.

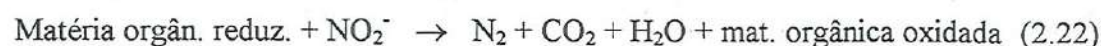
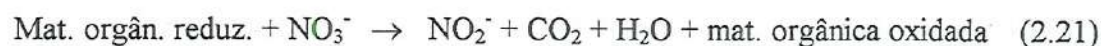
Segundo LOEHR et al (1979) a taxa de nitrificação é significativamente influenciada pela: umidade do solo, taxa de nitrogênio aplicada, pH (valores de 6 a 9), grau de aeração (2mg/l de oxigênio dissolvido) e temperatura (valores ótimos de 40 a 60 °C).

2.4.18 Desnitrificação

A desnitrificação é um processo que, efetivamente, remove nitrogênio. Este é realizado por bactérias e fungos que utilizam o nitrato como fonte de oxigênio, na

presença de glicose e fosfato. Deste processo tem-se como resultados: nitrogênio gasoso (N_2), óxido nitroso (N_2O) e óxido nítrico (NO).

A temperatura e o pH do solo são fatores de importância no processo de remoção de nitrogênio. Valores de $pH < 5,5$ reduzem significativamente a velocidade das reações de desnitrificação, e valores de temperaturas entre 30 e 35 °C são considerados ótimos. Além destes fatores, segundo LOEHR et al (1979), são ainda de importância o oxigênio dissolvido e a matéria orgânica contida no esgoto. As reações básicas da desnitrificação, segundo LOEHR et al, podem ser expressas pelas eq. (2.21) e (2.22):



2.4.19 Nitrificação/Desnitrificação

Segundo REED et al. (1988), pode se concluir que: se a nitrificação é um processo aeróbio e a desnitrificação é um processo anaeróbio, a alternância destes é necessária para a remoção de nitrogênio. Isto se explica pelo fato das bactérias aeróbias consumirem todo o oxigênio no período de aplicação, o qual, após cessado, altera o comportamento bacteriano, passando a prevalecer as condições anaeróbias. Na fase anaeróbia, o carbono orgânico total (COT) no esgoto aplicado deve ser suficiente para suprir a energia necessária às reações de desnitrificação. Isto é possível, se a relação $COT/N \geq 2/1$ ou se a relação $DBO_5/\text{Nitrogênio} \geq 3:1$. Efluentes secundários, no entanto, por conterem baixas concentrações de carbono orgânico, podem proporcionar remoção de nitrogênio de no máximo 50%. Aplicação de efluentes primários, no entanto, se bem gerenciados, podem proporcionar remoção de 65 a 90 % do nitrogênio aplicado. Por esta razão o tratamento primário é a forma mais adequada de pré-tratamento para se remover nitrogênio. Para se ter uma remoção efetiva de nitrogênio, além das condições já citadas, é necessário também se ter tempo de detenção adequado.

2.4.20 Adsorção

Para que ocorra a nitrificação pela IR, o primeiro passo é a adsorção do íon amônio pelos colóides orgânicos existentes no solo, a qual exerce um papel temporário e intermediário na remoção de nitrogênio.

A adsorção é responsável pela fixação do nitrogênio no solo próximo à superfície. Isto ocorre devido à complexa troca iônica do NH_4^+ com os colóides do solo durante o período de descanso, até que o ambiente se torne aeróbio. Tal processo de retenção permite que o amônio adsorvido antes do início do novo ciclo já se encontre nitrificado. A taxa de infiltração do esgoto no solo influencia diretamente na remoção de nitrogênio, uma vez que altas cargas hidráulicas na Infiltração Rápida,

eventualmente saturará a capacidade de adsorção do solo pelo íon amônio, permitindo assim, o seu carregamento até o lençol freático.

A capacidade de troca iônica do solo (CTC) depende sobretudo da quantidade e do tipo de argila e da quantidade de matéria orgânica do solo. Solo muito arenoso ou com pouca argila tem CTC que varia de 1 a 2 meq/100g. A fração de CTC que pode ser utilizada na adsorção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ depende sobretudo da concentração de cátions do esgoto aplicado, uma vez que a estes (particularmente, cátions divalentes como: Ca_2^+ e Mg_2^+) compete a troca local de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Esta fração, denominada porcentagem de amônio trocável, pode ser estimada se o CTC e a concentração dos principais cátions divalentes competentes forem conhecidos.

Conforme EPS (1984), a Taxa de Adsorção de íon amônio (TAA) deve ser calculada pela eq. (2.23):

$$\text{TAA} = \frac{\text{N- NH}_4^+}{(\text{Ca}_2^+ + \text{Mg}_2^+)^{1/2}} \quad (2.23)$$

Observa-se que quanto maior é o valor de TAA, maior a capacidade de troca do íon amônio, e que todas as concentrações devem ser expressas em meq/g.

$$\text{Porcentagem do íon amônio trocável} = \frac{100 (0,0360) + 0,1051 \text{ TAA}}{1 + (0,0360) + 0,1051 \text{ TAA}} \quad (2.24)$$

No processo de desnitrificação, segundo CULP et al. (1978), a proporção de nitrogênio reduzido em relação à produção de CaCO_3 é de 1/3 (mg/l). Neste processo o teor de alcalinidade aumenta embora a concentração de ácido carbônico diminua, tendo se a elevação do pH ou uma tendência de reversão do mesmo. Deste processo os autores concluem que a desnitrificação compensa parcialmente a perda de alcalinidade provocada pela nitrificação pois repõe, no máximo, metade da alcalinidade utilizada no processo de nitrificação.

2.4.21 Considerações Gerais sobre a Remoção de Nitrogênio pela IR

Maiores índices de remoção de nitrogênio podem ser obtidos pela redução da carga de esgoto aplicada ou da altura da lâmina de inundação. Outra forma de melhor remover nitrogênio, pode ser obtida pela incorporação de solos com textura fina no solo da superfície das Bacias de Infiltração. Observa-se que de estudos em coluna de laboratório, remoções de nitrogênio aumentaram de cerca de 30 a 80 % quando a taxa de infiltração decresceu de 30 para 15 cm/dia. Para se atingir 80% de remoção em sistemas IR é sugerido que as seguintes taxas não devam ser excedidas: 20cm/dia para efluente primário e 15cm/dia para efluente secundário.

Ciclo de carga para maximizar a remoção de nitrogênio varia com o nível do pré-tratamento, com o clima e estação do ano. Em geral, os períodos de aplicação devem

ser longos o suficiente para que as bactérias do solo depletem todo o oxigênio do solo, resultando numa digestão anaeróbia.

Com a elevação das temperaturas no verão, a nitrificação da amônia adsorvida resultará em altas concentrações de nitratos no percolado antes que as bactérias da desnitrificação se tornem ativas e passem a assimilar os nitratos disponíveis.

Para se ter maior percentual de remoção de nitrogênio com efluentes secundários é necessário que os ciclos de aplicação sejam maiores que aqueles referentes aos efluentes primários. Por exemplo: 7 a 9 dias de aplicação para 12 a 15 dias de descanso. Para maximizar a remoção de nitrogênio é sugerido: 9 dias de aplicação para 12 de descanso.

Independentemente de estação ou objetivo, períodos de aplicação de efluente primário seriam limitados de 1 a 2 dias para evitar colmatação excessiva do solo.

O efeito na taxa de infiltração sobre o percentual de remoção de nitrogênio por Infiltração Rápida em Phoenix, Arizona, é mostrado na FIGURA 2.12.

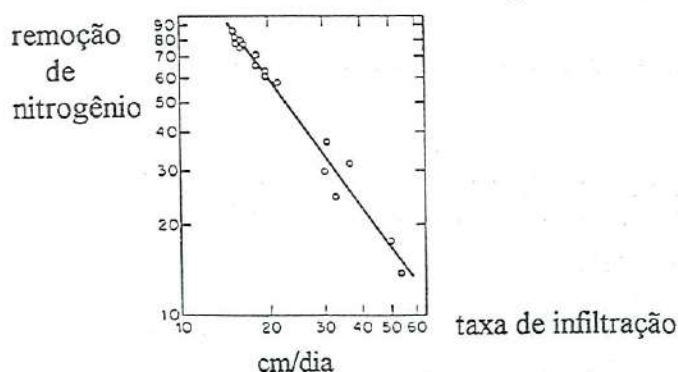


FIGURA 2.12 - Remoção de Nitrogênio em função da Taxa de Infiltração. Fonte: REED et al. (1988).

A volatilização da Amônia é um dos processos de remoção de nitrogênio do esgoto. O equilíbrio químico entre a amônia molecular (livre) e o íon amônio depende do pH conforme as eq. (2.25) e (2.26):



$$\text{pH} = 9,3 - \log \frac{[\text{NH}_4^+]}{[\text{NH}_3]} \quad (2.26)$$

Devido à proporção de amônia molecular de um modo geral ser pequena em valores de pH abaixo de 8, a remoção de nitrogênio esperada por volatilização é menor que 10% para pH entre 7 e 8. Acima de pH 7.8 o potencial de volatilização aumenta significativamente.

2.4.22 Remoção de Fósforo

Com base na teoria contida no EPA (1981), EPS (1984), REED et al. (1988), WPCF (1983), um breve comentário sobre a remoção de fósforo no solo é feito a seguir:

Embora dentro de certos limites, o fósforo não tenha nenhuma significância para a saúde humana, é o constituinte dos esgotos domésticos associado, com maior frequência, com a eutrofização das águas superficiais. O fósforo, nos esgotos domésticos pode ocorrer como polifosfatos e como ortofosfatos, tendo por origem vários tipos de fontes. Como fósforo orgânico, é mais comum ser encontrado em descargas industriais.

Os principais mecanismos de remoção de fósforo são: a mobilização física, biológica, físico-química e extração vegetal. Dentre as formas de remoção potencial de fósforo, em sistemas de tratamento natural, se incluem extração pela vegetação, processos biológicos, adsorção e precipitação química. Para que se tenha uma eficiente remoção de fósforo, através destes dois últimos processos, é necessário que o esgoto tenha contato com um volume significativo de solo, de forma a propiciar uma verdadeira interação entre o solo e o esgoto à medida em que este infiltra e percola nas direções vertical e lateral do perfil do solo.

A presença do fósforo nas várias descargas, para o interior de lagos, tem sido considerada fator limitante para o crescimento aquático. Estima-se que os detergentes sintéticos contribuem com mais de 50% dos fosfatos nos esgotos descarregados nos lagos e rios dos Estados Unidos da América do Norte. Neste país, em 1973, o nível permissível de fósforo nos efluentes que era de 38%, foi reduzido para um máximo de 5% como P_2O_5 .

Dados típicos sobre valores de concentrações de fósforo em esgoto sanitário bruto variam de 4 a 15 mg/l como fósforo total, de 3 a 10 mg/l como fósforo inorgânico, e de 1 a 5 mg/l como fósforo orgânico.

A crescente ênfase sobre a remoção de fósforo dos esgotos domésticos tem resultado ultimamente, em vários métodos específicos de tratamento para sua remoção. Tais métodos de remoção de fósforo têm por base processos: químicos, biológicos, combinação destes dois e uma variedade de outros processos combinados; como: troca iônica, osmose reversa, destilação e tratamento eletroquímico, entre outros. Consequentemente, na maioria das estações de tratamento de esgotos, a desejabilidade econômica tem sido o principal fator para a escolha do processo de remoção de fósforo.

Remoção de fósforo varia de 70 a 99 % dependendo das características físico-químicas do solo. Considerando que o solo possui uma capacidade limitada de adsorção de fósforo, a eficiência de tratamento de um sistema de Infiltração e sua vida útil momentânea são limitados pelas características do solo e dos esgotos.

Remoções em 5 sistemas IR são apresentadas na TABELA 2.14 ao longo da distância de caminhamento para um ponto de amostragem.

TABELA 2.14 - Dados de remoção de fósforo para alguns sistemas IR. Fonte: REED et al (1988).

Localização	Concentração aplicada (mg/l)	Distância do ponto de amostragem (m)	Concentração do percolado (mg/l)	Remoção de fósforo (%)
Calumet, Mich.	3,5	1700	0,03	99
Dan Regron, Israel	2,1	150	0,03	99
Ft. Devem, Mass.	9,0	45	0,10	99
Lake George, N.Y.	2,1	600	0,014	99
Phoenix, Ariz.	5,5	30	0,37	93

Os dados da TABELA 2.14 indicam que a remoção efetiva de fósforo depende: do tempo de detenção, taxa de percolação através do perfil do solo e da distância de percurso do fluxo. Se a distância de percurso do fluxo for insuficiente, uma reavaliação do local selecionado deverá ser feita ou deverá ser providenciada outra metodologia para remoção de fósforo. A taxa de infiltração pode ser reduzida pela compactação do solo ou pela diminuição da altura de lâmina de esgotos aplicados. Estas alterações podem influenciar no tempo de residência, nas proximidades da superfície do solo, mas proporcionará um pequeno efeito em profundidade de um perfil natural de solo.

Polifosfatos submetidos à hidrólise em soluções aquosas se convertem a formas de ortofosfatos. No entanto, as reações de hidrólise podem ser muito lentas no solo. Fosfato orgânico é geralmente o de menor importância na maioria dos esgotos sanitários, mas pode ser um importante constituinte do esgoto industrial e do lodo de esgotos.

Na maioria dos esgotos sanitários, aproximadamente 10% do fósforo, correspondente à porção que é insolúvel, os quais são removidos por tratamento primário, exceto a quantidade incorporada à biomassa. A remoção adicional obtida em sistemas de tratamento biológico convencional é mínima. Isto porque quase todo o fósforo presente após sedimentação primária, encontra-se na forma solúvel.

No tratamento no solo, tanto o fósforo quanto o ortofosfato reagem com praticamente todo o solo, com uma remoção quase quantitativa de solução, devido ao solo possuir características bastante reativas de superfície. No caso de conter ferro, alumínio e cálcio, fosfatos insolúveis são formados com estas espécies no ambiente solo. Condições ácidas favorecem complexos Fe P e Al P, condições alcalinas favorecem retenção Ca-P.

Remoção de fósforo por Infiltração Rápida depende do tipo de solo, do pH, da distância de percurso e da taxa de aplicação do esgoto. A remoção é função das características físicas e químicas do solo, do tempo de residência do esgoto no solo, da distância de percurso, do clima, e da operação.

A forma usual do fósforo encontrado nos esgotos sanitários, inclui: ortofosfatos, polifosfatos e fosfato orgânico. As várias formas de ortofosfatos, disponíveis para o metabolismo biológico sem um posterior colapso, são: PO_4^{+3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^- , e H_3PO_4 . Polifosfatos incluem aquelas moléculas com dois ou mais tipos de fósforo, oxigênio, e, em alguns casos, átomos de hidrogênio combinados em uma molécula complexa.

Como exemplo de estudo de caso, METCALF & EDDY (1992) cita que em Calumet, Michigan, após 88 anos de aplicação de esgotos sanitários bruto por Infiltração Rápida, concentrações de fósforo na água subterrânea permaneceram baixas (0,1 a 0,4 mg/l). O autor conclui que a aplicação de fósforo solúvel por longo tempo provocou um aumento substancial apenas nos primeiros 30cm do solo. É citado também aplicação de esgotos na cidade de Nova Iorque, durante 38 anos, resultando concentrações de fósforo igual a 0,01mg/l em ponto distante de 600m da fonte.

2.4.23 Remoção de Bactérias Coliformes

A filtração mecânica no solo é considerada por CULP (1978) um fenômeno de superfície. SANKS & ASANO (1976) afirma que esta ocorre não só na superfície, mas também nos interstícios do solo. Quanto a AULENBACH (1978), a filtração mecânica é bastante influenciada pela colmatação de superfície formada pela matéria orgânica.

Segundo CULP (1978) solos de texturas finas têm maior capacidade de sorção de microrganismos, numa proporção direta com solos de menor granulometria. Isto se deve a maior área específica disponível para que ocorra os fenômenos físicos e químicos responsáveis pela sorção.

Segundo BITTON & GERBA (1945), a filtração é o fenômeno responsável pela maior parte de remoção das bactérias tendo em vista as suas dimensões físicas. Segundo Mc GAUHEY & WINNEBERGER (1964), a remoção de bactérias depende da capacidade de adsorção que depende: do pH do solo, capacidade de troca catiônica, textura do solo, temperatura, umidade, OD, pH, ação solar, nitrificação, competição entre espécies, teor de matéria orgânica disponíveis, velocidade de percolação no solo.

2.5. Estudos Específicos sobre Infiltração/Percolação

CARLSON et al (1982), procuraram avaliar as possibilidades que teria um sistema de infiltração superficial rápida, em Boulder (Colorado, EUA), com o objetivo de proporcionar tratamento terciário ou secundário/terciário combinados, durante o período de um ano em bacias de 0,35; 0,19 e 0,22 ha cada uma. O clima da cidade é do tipo semi-árido, com temperatura média anual de 11,2°C e precipitação média anual de 470mm. O solo utilizado era constituído de turfa, turfa arenosa, ou turfa

argilosa a uma profundidade variando de 30 a 90 cm. Sob esta camada havia cascalho e areia grossa que se estendiam até à formação de uma camada impermeável de profundidade de 2,4 a 3,0 m. O lençol freático era alto e situava-se de 0,9 a 1,5 m abaixo da superfície do terreno. Foi utilizado esgoto sanitário pré-tratado a nível primário e secundário. As taxas aplicadas de esgoto primário foram de 4,2, 12,1 e 10,1 cm, nas bacias 1, 2 e 3, respectivamente. O esgoto era recolhido por drenos submersos sendo o ciclo de funcionamento constituído por seis semanas de cargas seguidas por quatro semanas de descanso.

Os autores concluíram que, em sistemas IR, os esgotos primários podem ser aplicados em maior taxa que os esgotos secundários, obtendo remoção de coliformes fecais de 97,5 a 99,8 %. Para esgotos primários, remoção de DQO de 80 a 90 %. Apesar de terem constatado que as concentrações de nitratos foram bem inferiores àquelas estabelecidas pelos padrões de potabilidade, não puderam definir valores para remoção de nitrogênio.

RICE & BOUWER (1984) com o objetivo de determinar a capacidade de carga hidráulica do solo, com efluente primário e sob condições de campo, utilizaram quatro bacias de infiltração construídas no Arizona, na área de uma estação de tratamento de esgoto.

As bacias tinham dimensões de 3,0 por 9,0 m e o esgoto aplicado foi do tipo primário, bombeado de um decantador. As bacias 1 e 2 recebiam o esgoto diretamente da rede, enquanto as bacias 3 e 4, o recebiam do decantador. A lâmina de esgoto aplicado nas bacias, mantida por um sistema de automatização elétrica, era de 25cm. Um hidrômetro foi utilizado para registrar a quantidade de água infiltrada em cada bacia. No entanto, nas bacias 3 e 4 a taxa de infiltração era determinada diariamente através de um medidor de nível d'água, devido a uma redução na infiltração à medida que o efluente passava através da bacia de sedimentação. Um dreno foi instalado em cada bacia de modo que a água pudesse ser rapidamente removida ao término de cada período de inundação. Tensiômetros e amostradores, tipo copos cerâmicos foram instalados em cada bacia a 10 e 20 cm de profundidade. O leito filtrante era constituído de solo arenoso, tendo 72% de areia. A concentração de sólidos suspensos era de 40 a 75 mg/l e maior nos meses mais frios.

O ciclo de aplicação era de 1 semana de inundação para 1 a 3 semanas de descanso. A carga hidráulica aplicada foi 0,90 a 2,7 m/dia, representando 5 a 8 % da taxa de infiltração da água no solo. Obtiveram também, no verão, taxa de aplicação de 27 a 51 m/ano para um ciclo de uma semana de aplicação e uma semana de descanso. As amostras eram coletadas na área insaturada, por sucção através de copos filtrantes, tendo-se assim amostras líquidas não representativas para situações reais.

Para ilustrar a discussão de sua pesquisa, os autores fizeram uma comparação entre estudos em coluna e em Bacias de Infiltração, conforme os parâmetros biológicos representados na TABELA 2.15 a seguir.

TABELA 2.15 - Estudo comparativo dos parâmetros biológicos de esgoto primário.

Parâmetros	Campo		Laboratório	
	Esgoto	Solo *	Esgoto	Solo
N-Orgânico (mg/l)	4,3	1,6	5,0	< 1,0
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,0	0 - 100	0,1	0 - 30
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	24	5,0	28	6,0
P-PO ₄ ³⁺ (mg/l)	5,5	3,3	7,2	2,5
COT (mg/l)	24	13	75,0	7,0
SST (mg/l)	60	< 1,0	80,0	< 1,0
Colif. fecais (NMP/100 ml)	-	-	8.000.000	0 - 50

* Média das amostras tomadas em 46 e 56 cm

Por fim concluíram que:

- O tratamento de efluente primário em aquífero - solo é capaz de produzir água renovada de qualidade igual ou superior ao do tratamento de efluente secundário;
- O sistema de tratamento no solo pode trabalhar sob maior carga orgânica de efluente primário e fornecer adequada remoção de bactérias e vírus;
- A capacidade de infiltração do sistema depende da condutividade hidráulica do solo;
- Quando os Sólidos Suspensos são na sua totalidade orgânicos, a maior parte dos sólidos se acumulará na superfície do solo onde serão rapidamente decompostos;
- Taxas de infiltração são restabelecidas pela limpeza ou retirada de material da superfície, ou pelo aumento de carga hidráulica;
- A utilização de esgoto primário reduz os altos custos de consumo de energia, requeridos no processo de tratamento secundário, obtendo-se água renovada de baixo custo, desde que o custo do terreno não seja excessivamente alto a ponto de inviabilizar o processo.

PINCINCE & MCKEE (1968) realizaram uma pesquisa com o objetivo de estudar o efeito da oxigenação e da reaeração na estabilização de esgotos no solo, e de descrever outros processos que ocorrem na infiltração intermitente, em leitos de areia, como um passo inicial para um bom entendimento da transferência e consumo de oxigênio bacteriano. Neste trabalho, os autores citam resultados de experimentos de campo (Bacias de Infiltração) e resultados de experimentos de laboratório (colunas de areia). Concluem que se pode desenvolver um modelo físico-químico e biológico para descrever o processo de infiltração intermitente em leitos de areia, e que este modelo depende principalmente do oxigênio necessário à atividade bacteriana no solo ou na água. Concluem também que, em sistemas de infiltração, pelo fato do oxigênio se difundir na areia até uma determinada profundidade após um longo período de

aplicação do esgoto, o teor de oxigênio atinge um estado de difusão quase permanente, acrescido de um termo referente ao consumo de oxigênio.

KOROM (1992) apresenta uma revisão do que foi publicado sobre desnitrificação em aquíferos naturais fazendo uso de duas tabelas que resumem os principais estudos da desnitrificação até então realizados, em escala de campo e de laboratório. Enfatiza os estudos sobre doador de elétron múltiplo. Apresenta também sugestões de novos estudos sobre os efeitos do oxigênio dissolvido nas taxas de desnitrificação e sobre outros fatores que influem parcialmente na redução do nitrato a óxido nitroso.

LEACH & ENFIELD (1983) realizaram pesquisa com o objetivo de avaliar o efeito do processo de aplicação/descanso sobre a carga hidráulica e a nitrificação de modo a não ultrapassar os padrões ideais de potabilidade da água. Para isso utilizaram 4 tanques com 180cm de diâmetro, 245cm de profundidade e 215cm de leito filtrante. Dois destes foram preenchidos com areia de Konawa, e os outros dois com mistura de areia grossa, pedregulho e argila arenosa. Neste estudo testaram vários ciclos, tais como: 3 dias de aplicação para 4 dias de secagem; 1 dia de aplicação para 1 dia de secagem; 15 minutos de aplicação para 75 minutos de secagem; em seguida inundação contínua de 2 a 4 semanas até que a taxa inicial de 46cm de aplicação, após colmatação, fosse reduzida para 6cm/dia, encerrando o ciclo. Como resultados, obtiveram no lençol freático, para a areia de Konawa, concentrações de nitratos variando de 10 a 25 mg/l e concentrações menores que 6mg/l para o solo heterogêneo (mistura). Verificaram também que o ciclo operacional mais eficiente foi o de 1 dia de aplicação para 1 dia de secagem e que a nitrificação foi mais intensa no período de verão, quando a temperatura variou de 23 a 29 °C.

JOSEPH et al (1994), partindo do princípio que o tratamento de esgotos sanitários por infiltração a alta taxa, em um filtro de areia, proporciona resultados satisfatórios em termos de parâmetros físico-químicos, e resultados bacteriológicos limitados devido a fatores governados pelo tempo de detenção, tais como: a carga hidráulica aplicada e a espessura do leito filtrante, procuraram obter resultados em um piloto de mesma espessura e sob a mesma carga hidráulica de um piloto preenchido com areia, mas preenchido com perlite expansiva, material com granulometria semelhante ao de um filtro de areia, ou seja, com tamanho de partícula similar ao da areia, a alta taxa, que no entanto permitia um aumento do tempo de detenção sem prejuízo para a característica de uma boa drenagem. Um piloto, tipo filtro de coluna a alta taxa e com meio insaturado foi operado por dois anos recebendo efluente de sistema de lodos ativados. O filtro tinha como dimensões 1,00m de espessura e era alimentado com 35cm de esgoto por dia. Coletas de amostras foram tomadas a 25, 55 e 100 cm de profundidade. Os desempenhos observados foram 71 a 91 % de Sólidos Suspensos, 54 a 76 % de DQO e 75 a 80 % de Nitrogênio. Os resultados foram comparados com os resultados de um filtro de areia. Com este filtro alternativo obtiveram 2 casas log de descontaminação superior ao obtido nos filtros de areia. Os autores atribuíram esta melhoria de desempenho a uma melhor oxigenação do meio, ao aparecimento e desenvolvimento de protozoa predatória, e em parte ao aumento do tempo de detenção que chegou a atingir a marca de 50 horas, provocando uma cinética de mortalidade de bactérias, principal em termos de eliminação das mesmas.

SAMPAIO (1994), realizou experimentos a longo prazo na França, junto a dois Centros de Pesquisa para tratamento de Águas Residuárias, sobre gerenciamento da colmatação em sistemas de Infiltração/Percolação, constituídos por tanques de grande escala em alvenaria, denominados CRITER e CREATE. De janeiro a junho de 1992 o autor desenvolveu também no Brasil, junto à Companhia de Água e Esgoto de Brasília CAESB estudo num piloto, com os mesmos objetivos que os da França.

Dentre os vários estudos realizados por SAMPAIO (1994) destacam-se algumas informações que poderão ser úteis na análise dos resultados da pesquisa, ora em desenvolvimento. No piloto CREATE foi aplicado esgoto decantado, sobre uma superfície de 12m² de área, e altura de leito filtrante (areia média) água a 1m. Numa primeira fase, uma lâmina de esgoto de 5 a 20 cm era aplicada diariamente. Nas fases seguintes o piloto era sobrecarregado até o colapso em termos de colmatação.

No piloto CRITER as bacias 3 e 4 com 52m² de área útil, e altura de leito filtrante, areia média, com 1,5 e 0,75 m de espessura. Numa primeira fase foi aplicada uma lâmina de 12,5cm de esgoto por dia, numa segunda 25cm e na terceira 50cm. No piloto da CAESB, lâmina de esgoto de 10, 20 e 30 cm foi aplicada sobre uma área de 1m² e leito filtrante de 1,00m de espessura constituído por areia grossa. Os resultados obtidos dos experimentos, considerados excelentes pelo autor, são apresentados nas TABELAS 2.16 e 2.17.

TABELA 2.16 - Remoções de Nitrogênio Total nos pilotos operados por SAMPAIO (1994).

Piloto	Entrada (mg/l)	Saída (mg/l)	Remoção (%)
CREATE - Nitrogênio Total	26,74	7,81	33
CRITER B3 - Nitrogênio Total	26,23	23,44	11
CRITER B4 - Nitrogênio Total	26,56	22,25	16
CAESB			

TABELA 2.17 - Desempenho global dos pilotos operados por SAMPAIO (1994).

CREATE, CRITER B3, CRITER B4, CAESB	Remoção global (%)
DQO	77 a 95
Nitrificação do N-Amoniacal	66 a 95
Sólidos Suspensos	66 a 98
DBO ₅	86 a 97
NTK	73 a 95

Quanto à remoção global do nitrogênio (NTK + N-NO₃⁻ + N-NO₂⁻) as remoções médias variaram de 6,5 a 73 %, e para P-PO₄ as remoções variaram de 3 a 15 %. Em termos de remoção de coliformes, obtiveram-se reduções de 2 a 3 casas log de coliformes fecais para concentrações de entrada de 10⁷ a 10⁸ logs.

Quanto à colmatação, SAMPAIO observa que esta ocorreu predominantemente nos três primeiros centímetros, e que a velocidade de infiltração inicial que era 30 a 40 cm/hora passou a ser de 3 a 5 cm/h. Recomenda a implantação destes sistemas onde há material (areia) disponível e principalmente para Estados como Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Bahia, Espírito Santo, etc.

2.6. A Experiência Brasileira

MELO (1977), faz um diagnóstico sobre sistemas de aplicação de águas residuárias no solo como um método de tratamento final e reciclagem das águas usadas. Neste diagnóstico descreve os principais processos e métodos de aplicação do esgoto no solo, as principais características e fatores dos esgotos que afetam esta aplicação e a aplicabilidade destes sistemas no nordeste brasileiro. Na época da divulgação de seu trabalho, afirma não ter conhecimento de nenhum caso no Brasil de efluentes domésticos, tratados ou não, aplicados no solo de maneira planejada e com finalidade específica de irrigação, de recarga artificial do lençol d'água subterrâneo, ou simples disposição para tratamento final.

NUCCI (1978), faz também um diagnóstico sobre sistema de disposição de esgotos municipais no solo e sua aplicabilidade em termos de tratamento, no Estado de São Paulo. Em seu estudo conclui que os sistemas de disposição no solo são aplicáveis ao Estado de São Paulo e principalmente no nordeste brasileiro. Não se deve restringir os processos de tratamento de esgotos, apenas às lagoas de estabilização, com o argumento de que estas têm menor custo e facilidades com relação aos processos convencionais. Deve-se buscar a implantação de sistemas de tratamento no solo pela sua performance e facilidade operacional e baixo custo.

FERREIRA et al. (1983), apresentam justificativa sobre a aplicação das águas residuárias das cidades balneárias de Tramandaí e Cidreira, no Rio Grande do Sul, como uma alternativa para recuperação das condições de balneabilidade das praias.

Da revisão da literatura técnica brasileira verificou-se que os trabalhos de SILVA (1978), GEHLING (1985) e de BIDONE (1991), são os únicos publicados especificamente sobre a aplicação de sistemas de infiltração de esgoto no solo até fins de 1995.

Nos anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES e do Congresso de Recursos Hídricos da ABRH, de 1993, principais foros de debate de questões ambientais no país, quando iniciou-se esta pesquisa, verificou-se a inexistência de trabalhos específicos sobre sistemas de Infiltração Rápida. Nos anais dos Congressos da ABES em 1995 e 1997, os trabalhos apresentados foram os referentes a esta pesquisa.

Atualmente a Companhia Rio Grandense de Saneamento (CORSAN), é a única empresa brasileira que acreditou e investe em sistemas de Bacias de Infiltração para

tratamento de esgotos no solo. A CORSAN, com base nos estudos realizados pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH), por SILVA e GEHLING, descritos a seguir, implantou em 1986 o sistema de Capão da Canoa. Esta empresa opera desde 1986 o sistema da cidade de Tramandaí. Atualmente tem em implantação o sistema da cidade de Cidreira e em aprovação o sistema da cidade de Rio Grande, sem contar os pequenos sistemas que já estão sendo implantados para atendimento a pequenas comunidades. Em visita feita a estes sistemas, em julho e setembro de 1993, constatamos a simplicidade de funcionamento, tivemos acesso aos dados de controle monitorados, e também informações sobre as dificuldades enfrentadas. Constatamos a inexistência de problemas de importância que comprometessem a implantação destes sistemas em outras localidades do país, a não ser a dificuldade de manutenção por capina, de bacias com áreas de grandes dimensões (2 ha cada uma).

A seguir são apresentados os trabalhos considerados como pioneiros na literatura técnica nacional e de importância para o desenvolvimento da pesquisa em proposição.

SILVA (1978) realizou o primeiro estudo publicado no Brasil sobre Bacias de Infiltração, com o objetivo de tratamento de esgotos em solos arenosos, através de um sistema piloto. Este foi implantado na cidade de Torres, no Rio Grande do Sul, sendo constituído por três bacias com dimensões internas de fundo, iguais a $(1,00 \times 2,00) \text{m}^2$, externas de $(3,00 \times 4,00) \text{m}^2$ e 0,60m de altura cada uma. Estas eram espaçadas de 2,00 em 2,00 m, sendo os leitos filtrantes constituídos de areia muito fina e uniforme com $D_{10} = 0,12$ e $C_u = 1,41$.

O objetivo da pesquisa, através do sistema piloto, era o de propiciar condições de observação e a determinação de parâmetros que servissem para a CORSAN tomar como base em suas decisões, quando da aprovação de projetos de disposição de esgotos no solo para tratamento, nas cidades balneárias, da faixa litorânea do Rio Grande do Sul.

O procedimento de aplicação do esgoto bruto consistia na inundação diária das Bacias, através de uma derivação de parte do afluente a uma Estação de Tratamento Primário da CORSAN. Em seguida eram feitas observações sobre o comportamento da infiltração no leito das bacias versus sua colmatação. Para verificação do grau de depuração dos esgotos lançados nas bacias e a conseqüente propagação bacteriológica e química do esgoto residual no lençol freático, amostras de água do lençol freático eram coletadas sistematicamente, através de ponteiros filtrantes, para realização de análises físico-químicas e bacteriológicas.

Os estudos para a determinação da taxa de aplicação dos esgotos foram desenvolvidos nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril, período em que a população flutuante aumenta significativamente. Por conseqüência, aumentam as vazões de esgotos e suas concentrações. O critério adotado para a determinação da taxa de aplicação, adequado ao tipo de solo, foi a obtenção de uma taxa que permitisse uma colmatação máxima dos leitos filtrantes, em um período de aproximadamente três meses. Período este correspondente à temporada de verão no

Rio Grande do Sul, e em que as condições de esgotamento sanitário da região são críticas. Com a referida taxa era previsto realizar o mínimo de limpeza de bacias no verão.

O procedimento adotado para a determinação da taxa de aplicação foi o seguinte: na fase inicial aplicaram-se aos leitos filtrantes das bacias, taxas de esgotos de 3600, 1800 e 450 m³/ha.dia e observou-se o tempo de infiltração e o comportamento da colmatação nas mesmas. A partir destes testes, verificou-se que as taxas de 3600 e 1800 m³/ha.dia proporcionaram colmatação máxima em poucos dias. Testaram-se a seguir, taxas de aplicação menores, ou seja, de 1350 e 900 m³/ha.dia obtendo-se infiltração para lâminas de 10cm quase que instantânea em dias de precipitação intensa. Por fim, concluiu-se que a taxa de 450m³/ha.dia poderia ser utilizada com segurança, em projetos reais, desde que atendidas as condições vigorantes no sistema piloto. A taxa de 900m³/ha.dia foi também aconselhável, para um período não superior a 2 meses.

Para discussão da poluição da água subterrânea provocada pelo esgoto aplicado nas bacias, foram analisados os seguintes parâmetros tais como: cloretos, nitritos, nitratos, nitrogênio orgânico e amoniacal e DBO₅.

Fatores adversos, ocorridos durante a pesquisa, tais como: influência da infiltração de uma bacia para outra devido à grande proximidade entre as mesmas, impossibilitaram a determinação de uma taxa ótima de aplicação para o sistema em estudo, conforme objetivo da pesquisa. Fatores outros como: as flutuações da poluição pré-existente na área de estudo, a não determinação prévia do perfil geológico do terreno e a forte estiagem ocorrida durante o período da realização da pesquisa, impossibilitando, uma caracterização da oscilação de nível e fluxo do lençol freático, levaram o pesquisador a concluir que os dados obtidos eram insuficientes para se conhecer o comportamento das Bacias de Infiltração e a propagação química e bacteriológica da poluição no lençol freático.

Com base em revisão bibliográfica consistente sobre o assunto e nos estudos de viabilidade econômica que também faziam parte da pesquisa, o autor conclui que as bacias de infiltração são viáveis técnica e economicamente para o Estado do Rio Grande do Sul e sugere que nova experimentação seja feita sobre a propagação bacteriológica e química do lençol freático, face às observações já citadas, e que tornaram o seu trabalho não concludente.

GEHLING (1984), procurando dar continuidade ao trabalho realizado por SILVA (1978), realizou estudos em modelos de laboratório, montados na Vila IAPI, em Porto Alegre, visando melhor determinar a capacidade da faixa litorânea do Rio Grande do Sul, em receber esgotos domésticos por infiltração superficial. Para isto, utilizou doze tubos cilíndricos, em PVC de 15 cm de diâmetro. Estes foram divididos, inicialmente, em três séries (A, B e C), tendo cada uma quatro tubos com alturas iguais a 50; 80; 130 e 200 cm, colocados na vertical, com fundo soldado onde se tinha um registro de saída lateral. As alturas dos leitos filtrantes correspondentes a cada tubo eram de 20; 50; 100 e 170 cm, os quais eram compostos de areia com D₁₀ = 0,13

mm e Cu = 1,39, ou seja, de areia muito fina e uniforme de cada filtro semelhante à utilizada por SILVA, em Torres. Os 30cm restantes, metade foi utilizada como leito de sustentação com granulometria variando de 0,6 a 15 mm de diâmetro e a outra metade foi utilizada como volume de inundação de superfície.

Entre os objetivos a serem alcançados e que pudessem servir de subsídios à CORSAN, caso houvesse interesse por parte da mesma em implantar sistema de tratamento, por bacias de infiltração em balneários gaúchos, foram destacados de forma explícita os seguintes, relacionados na pesquisa de SILVA:

- Avaliar a taxa ótima de aplicação no solo, ou seja, a taxa máxima para a qual prevalecem as condições aeróbias;
- Estudar até que profundidade se verificava a colmatação no leito das bacias;
- Verificar as alterações de vários parâmetros, à medida em que o esgoto percolava pelo solo.

O procedimento de investigação, numa primeira fase, consistiu na determinação dos tempos de infiltração de água limpa nos leitos filtrantes. Numa segunda fase, consistiu na aplicação do esgoto bruto obtido em estação de tratamento operada pelo Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE). O esgoto foi aplicado a uma taxa de 900m³/ha.dia ou seja 9,00cm durante 4 ou 5 dias da semana, dividida em duas doses iguais (manhã e tarde).

Procurando estabelecer uma correlação entre os tempos médios de infiltração dos esgotos obtidos na série de filtros C de sua pesquisa, e os tempos médios determinados por SILVA para a taxa de 9,00cm por dia, observou-se a existência de uma grande diferença. Para atingir a mesma perda de carga, tempos de infiltração de cerca de dois meses obtidos por SILVA, em Torres, corresponderam a três ou quatro dias na pesquisa em análise. Sobre a diferença dos tempos de infiltração encontrada entre sua pesquisa e a de GEHLING, justifica com os seguintes argumentos:

- A ação eólica nos filtros instalados na Vila IAPI era bem menor que a ação eólica ocorrida nas bacias instaladas em Torres, uma vez que área superficial exposta de cada bacia (2m²) era bem maior que a de cada tubo.
- A umidade relativa do ar em cada local era diferente, como também diferente era o período de realização das pesquisas. Em Torres, a pesquisa foi realizada entre os meses de janeiro e abril e em Porto Alegre, entre os meses de setembro e novembro.
- A temperatura média durante o período de desenvolvimento das pesquisas em Torres foi maior do que a temperatura média em Porto Alegre, sendo portanto, mais favorável ao processo de infiltração.

Para controle da verificação do processo de depuração dos esgotos nos filtros foram observados os seguintes parâmetros: OD, pH, acidez, alcalinidade, NTK, nitrogênio amoniacal, nitratos, condutividade elétrica, perda de carga, coliformes fecais e totais, DBO₅ e DQO.

Outras conclusões de interesse foram:

- A nitrificação ocorreu de modo intenso nos filtros (a julgar pela extinção da alcalinidade, decréscimo de pH e elevados teores de amônia e NTK no efluente após percolar apenas 1,00m;
- O teor de OD do percolado aumentava com o aumento da profundidade do leito filtrante;
- Remoção de coliformes totais foi de 92,8% nos primeiros 20cm e de 99,80% a 1,70m de profundidade;
- Remoção de DBO₅ foi cerca de 98,00% sendo que a maior parte ocorreu nos primeiros 20cm;
- Para taxas de 900m³/ha.dia a remoção de DQO foi 69% a 20cm e de 90% a 1,70m de profundidade.

Por fim, o autor, em função dos resultados obtidos na pesquisa e dos resultados obtidos por SILVA, recomenda a implantação de Sistemas de Infiltração Rápida de esgotos brutos, em cidades litorâneas, com ciclo operacional de 5 dias de aplicação seguidos de dois dias de descanso.

O autor sugeriu ainda que nova pesquisa de laboratório fosse realizada no sentido de estabelecer o limite entre a zona aeróbia e anaeróbia do solo em paralelo com o estudo dos compostos nitrogenados. Segundo o autor, esta investigação possibilitaria a obtenção de argumentos mais seguros e confirmativos sobre a desnitrificação supostamente ocorrida entre as profundidades de 100 e 170 cm do plano, igual 62,9ha. Nesta área foram construídas 18 bacias iguais, com (41,00x88,00)m² de dimensões externas e profundidade igual a 50cm, para receberem uma lâmina máxima de esgoto igual a 7cm.

O projeto foi implantado em fins de 1986. Somente no verão de 1989 a CORSAN passou a avaliar o desempenho das bacias, segundo BIDONE (1991), o projeto de tratamento do esgoto da cidade de Capão da Canoa, teve seu início em agosto de 1984. A vazão média prevista para início de plano foi de 0,051m³/dia e a de final de plano foi de 893m³/dia para a mesma área útil do início de análises de amostras coletadas de 6 piezômetros instalados na área de projeto. A profundidade do lençol local variava de 0,3 a 1,00 m da superfície do terreno. Dos resultados obtidos das análises de campanhas realizadas em 26/01/89 e 14/02/89 foi concluído por BIDONE (1991), que o sistema apresentou remoções de: nitrogênio amoniacal de até 90%, fosfato maior que 90 %, DBO₅ de 76 a 94 % com boa parte atingindo 99%. Quanto aos coliformes fecais e totais, do universo de 30 amostras, em apenas 5 observou-se decaimento inferior a 95% e em 13 constatou-se remoção superior a 99%. Parâmetros como OD e pH apresentaram valores coerentes com a recuperação da qualidade do aquífero freático em relação às condições iniciais do mesmo.

Por fim, conclui que os resultados obtidos com o monitoramento do sistema em escala real mostraram-se perfeitamente de acordo com os obtidos por GEHLING. A

partir destes resultados conclui também que a taxa de 700m³/ha.dia é compatível com a condição arenosa da costa gaúcha, mesmo nos meses de maior contribuição de esgotos.

Em resumo, o estágio da experiência brasileira com a IR, em 1993, quando esta pesquisa foi iniciada, SILVA (1978) e GEHLING (1984), através de estudos acadêmicos demonstraram e justificaram a viabilidade técnica e econômica de sistemas de Bacias de Infiltração e definiram taxas de aplicação para tratamento de esgotos na região costeira do Rio Grande do Sul. O sucesso obtido pela CORSAN com a implantação de sistema de Bacias de Infiltração para tratamento de esgotos domésticos no Balneário de Capão da Canoa, na zona costeira do Rio Grande do Sul, é retratado por BIDONE (1991). A CORSAN, com base nos estudos de SILVA e GEHLING, já havia implantado e operava os sistemas de Capão da Canoa e Tramandaí, em 1993. Além destes, tinha em implantação o sistema da cidade de Cidreira e aprovado, pelo Órgão Ambiental local, o projeto da cidade de Rio Grande. Para atendimento de pequenos povoados costeiros, a CORSAN tinha em implantação vários sistemas.

Há inúmeras publicações sobre a disposição de esgotos no solo. O maior número de pesquisas sobre o sistema de disposição no solo ocorreu antes de 1977. Dentre estas tem-se a destacar o Manual do EPA (1977), EPA (1981), do EPA (1984), Manual do EPS (1984), do EPA (1992), dentre outras, o que tornou o processo da Infiltração Rápida (IR) consagrado, e também recomendado como uma alternativa de tratamento para pequenas comunidades.

Poucas foram as publicações que surgiram nos últimos quinze anos questionando o desempenho deste processo. Apesar de reconhecido nos Estados Unidos, no Canadá, na Alemanha, França e em outros países, o processo de Infiltração Rápida é pouco conhecido no Brasil.

Publicações de NUCCI (1977), MELO (1978), SILVA (1978), FERREIRA et al. (1983), GEHLING (1984) e BIDONE (1991), eram as únicas publicações técnicas nacionais, específicas sobre o assunto, antes de se iniciar esta pesquisa. Após este estudo iniciado em 1993, além de SAMPAIO (1994) publicações sobre estudos integrados a este trabalho foram apresentadas por LIMA (1995), LIMA et al. (1995), ANDREOLI (1996), ANDREOLI et al. (1996), SIMÕES (1996), SIMÕES et al. (1996) e SANTOS et al. (1997).

Da revisão bibliográfica sobre trabalhos novos, constatou-se que a maioria dos trabalhos nacionais tem como principal preocupação a proteção das águas subterrâneas. Estamos vivendo no Brasil uma época de monitoramentos, como se fosse uma forma de resolver problemas e até de medir a poluição no solo para ver como está ou como fica. Pouca ênfase tem sido dada no sentido de melhor conhecer o solo e dele tirar um melhor proveito. Com a aplicação da vinhaça e de resíduos de indústrias de cítricos para tratamento no solo, houve grande avanço no Brasil sobre o conhecimento da ação do solo como reator natural para tratamento de resíduos. Quanto à área sanitária, pouco se tem produzido neste sentido, não havendo

atualmente critérios e até mesmo pessoal capacitado para lidar com projetos de tratamento de esgotos no solo. Os estudos e pesquisas que visam conhecer melhor os mecanismos da ação do solo, como meio depurador de resíduos, são multidisciplinares e de alto custo. No entanto, o maior obstáculo a vencer é a falta de conhecimento específico sobre a ação do solo e de uma consciência crítica formada sobre o assunto. Consciência esta que não só permita dizer: “não se pode utilizar o solo e nem a água subterrânea como meio de disposição de esgotos”, mas que permita dizer com certeza: “sim, pode utilizar, mas de maneira controlada, de modo que não haja grandes danos para o solo e para a água subterrânea”. Assim, pode-se obter um melhor proveito do solo tanto para o homem quanto para a natureza.

2.6.1 Direção do Escoamento da Água Subterrânea

A definição da direção do escoamento é de fundamental importância para avaliar a eficiência de um sistema de tratamento modelo. É de suma importância para a modelagem matemática, para a determinação do comportamento da pluma e do grau de depuração do esgoto, ou de contaminação da água subterrânea.

Segundo CLEARY (1991), o escoamento pode ter o seu direcionamento na área provocado pela topografia local, uma vez que o nível de carga hidráulica, ou superfície potenciométrica para aquíferos freáticos e rasos acompanham a topografia.

Tanto a formação química das camadas do solo como a disposição das mesmas podem afetar o escoamento no solo, já que estes fatores influenciam na permeabilidade. Daí a importância de se conhecer a geologia e a textura do solo.

As reações químicas entre o solo e o contaminante podem retardar a propagação da contaminação da pluma, a ponto de não haver condições de se avaliar o comportamento da mesma. Daí porque a necessidade de se utilizar substâncias adequadas, que sofrem o mínimo de interferência química do solo, para se determinar a direção do escoamento. Tais substâncias são denominadas traçadores. O ideal seria utilizar como traçador uma substância componente do contaminante, reduzindo assim os custos com traçadores e a adição de um contaminante a mais na água subterrânea. Cloretos, nitratos e coliformes, existentes no esgoto aplicado, podem ser utilizados não somente como indicadores de poluição, mas também como traçadores.

Logo, antes de se adotar um traçador deve-se, inicialmente, verificar a composição da água subterrânea com relação aos possíveis indicadores existentes no contaminante. A escolha deve levar em consideração se eles são conservadores ou não. Outros parâmetros como o fósforo, pH e OD, podem, também, auxiliar na determinação da direção do escoamento.

Á água subterrânea tende a escoar na direção do ponto que requeira menor consumo de energia, podendo emergir em pontos baixos do terreno, próximos ao ponto de aplicação, ou em corpos receptores superficiais. A variação do nível d'água em períodos de aplicação dos contaminantes, de chuvas e de estiagem, podem auxiliar na

determinação da direção do escoamento. Portanto, se a medida da variação do nível d'água nos poços ou nos piezômetros de monitoramento for sensível, pode-se, através desta, definir a direção do escoamento.

No caso de terreno arenoso, as chuvas influenciam, de forma rápida e direta o nível d'água do lençol freático, descaracterizando muitas vezes o efeito de traçadores como o cloreto e o nitrato ou outro indicador de poluição.

2.6.2 - Representação Gráfica da Variância

PLUMB (1992), sugere como técnica alternativa de detecção de vazamentos e de determinação de direção do escoamento, em locais de disposição de contaminantes no solo, a análise gráfica do comportamento da variância das medidas observadas, ao longo do tempo, nos vários poços de monitoramento. Segundo o autor, esta técnica é uma forma simples de se interpretar os dados de monitoramento, e de se ter uma idéia do comportamento de um ambiente (aquífero), no caso de haver ou não vazamento no solo. Para justificar a validade da técnica, o autor associa a alteração da homogeneidade no aquífero antes de um vazamento com a alteração de entropia no mesmo. Caso o comportamento gráfico da variância, dos dados monitorados em um poço, resultar numa reta horizontal, pode-se concluir que não há vazamento na direção do poço. Caso contrário, há vazamento.

O autor considera que com tal técnica pode-se ter um maior proveito dos dados monitorados do que as técnicas convencionais de análise estatísticas de emissões de contaminantes no solo. Segundo o autor esta técnica independe de condições de montante e jusante, de modelos de migração química previamente assumidos e de reaplicação de análises em cada ponto da rede de amostragem.

2.6.3 Legislação de Água Subterrânea

A utilização de sistemas de disposição no solo, além das vantagens de tratamento de esgoto, recarga de aquífero, entre outras, podem causar impactos nas águas subterrâneas causando problemas potenciais conflitantes com os direitos da água. A seguir numeramos alguns deste problemas:

- Alteração da drenagem local, das características do solo e da inclinação do terreno devido a implantação dos sistemas.
- Contaminação da água subterrânea devido à fatores operacionais inadequados, tais como: método de aplicação, cobertura vegetal, precipitações pluviométricas intensas, zonas de proteção sanitária e área disponível para equipamentos de irrigação.
- Alteração do fluxo normal em corpos d'água após aplicação de esgotos no solo. Podendo melhorar ou piorar o padrão de qualidade da água subterrânea.

- Alteração do fluxo natural definido pelos divisores de água do terreno com a aplicação de efluentes no solo.

Segundo a Comissão Coordenadora do Relatório Estadual sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento no Espírito Santo (1991), inexistente no Estado do Espírito Santo uma política Estadual e de um sistema integrado de recursos hídricos, como também uma legislação específica que trata do uso da preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas. Para suprir esta falta a Secretaria de Assuntos para Meio Ambiente (SEAMA), considera como critério de exigências para proteção das águas subterrâneas aquelas estabelecidas pela resolução do CONAMA nº 20 de 1986. No Rio Grande do Sul, a Fundação Especial para Problemas Ambientais (FEPAM) se baseia no item nº 10 da Resolução CONAMA nº 20, e no parágrafo que diz respeito às Águas Subterrâneas.

Nos Estados Unidos a aplicação dos esgotos no solo é regida pela Lei 92.500, específica para planejamento e desenvolvimento de projetos.

2.6.4 Critérios para Localização dos Poços de Monitoramento

Segundo WAGNER & LANOIX⁶ apud JORDÃO & PESSÔA (1975): a poluição química em um solo, constituído de areia fina e lençol freático com velocidade de percolação de 1,0 a 3,0 m por dia, distribui-se na forma de um losango, com largura de 9,0m e comprimento de aproximadamente, 95m. A poluição bacteriológica se dá na forma de um losango com 11m de comprimento e 2m de largura. As FIGURAS 2.13 e 2.14 ilustram o comportamento nas respectivas situações.

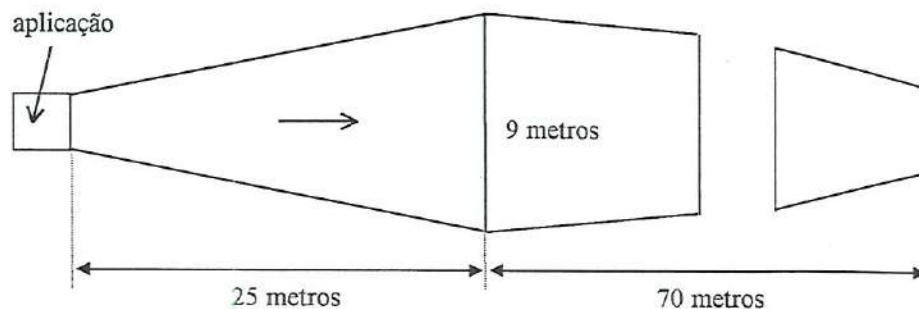


FIGURA 2.13 - Comportamento da contaminação química. Fonte: JORDÃO et al (1975).

Para o mesmo tipo de aquífero a configuração da poluição bacteriológica pode ser expressa na forma de um losango com 11 metros de comprimento e 2m de largura.

⁶ WAGNER, E.G. e LANOIX, J.N. - *Excreta Disposal for Rural Areas and Small Communities* (G.H.O. - Geneva, 1958).

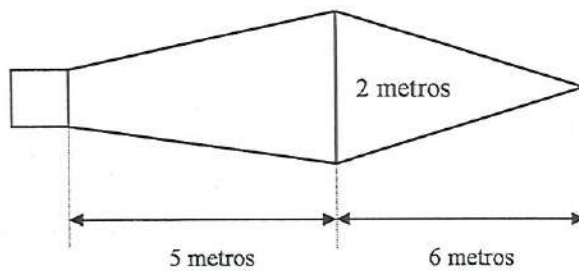


FIGURA 2.14 - Comportamento da contaminação bacteriológica. Fonte: JORDÃO et al. (1975).

2.6.5 Tipos de Estudo sobre Aplicação de Esgotos no Solo.

Segundo VIRGINIA DEPARTMENT OF HEALTH (VDH) (1997) estudo em Bateladas são aqueles realizados em sistema fechado, onde ocorre uma mistura entre o esgoto e o solo no interior do reator. São os mais utilizados para investigar as interações entre o esgoto e solo. São os mais adequados para realizar estudos, principalmente, de processos de adsorção ou de transformação de um composto em outros tipos.

Através de estudos em bateladas pode-se determinar taxas de adsorção de fósforo ou de vírus nos solos, como também estudar a cinética destes processos. Os tempos requeridos para uma reação, nestes tipos de sistemas, podem ser de minutos a dias. Nestes parâmetros tais como potencial redox (Eh) e temperatura podem ser mantidos constantes ou sob controle. No caso de determinação de taxas de aplicação de nitrogênio, cuja transformação no solo é de natureza complexa, sistemas por bateladas são mais adequados, uma vez que o Eh, o teor de carbono orgânico e a temperatura são mais facilmente mantidos sob controle.

2.6.6 Estudos em Colunas

Segundo VDH (1997), estudos em colunas são aqueles realizados em sistemas semifechados, considerados teoricamente finitos. Fatores como temperatura e teor de umidade podem ser facilmente monitorados ou mantidos. Portanto, são bastante utilizados para simular condições de campo, transporte de esgoto no solo, adsorção e transformações. Estes podem ser divididos em dois tipos de estudos. Um deles é a coluna de solo estruturado (em que a coluna é preenchida por uma amostra indeformada do solo) e o outro é solo desestruturado. Nas colunas pode-se simular umidades de fundo. Podem-se realizar medidas através de amostras coletadas ao longo da profundidade do solo, ou através de amostras coletadas em várias colunas, com diferentes profundidades.

Os resultados das características do percolado podem ser analisados sob o ponto de vista da eficiência de tratamento ou sob o ponto de vista do atendimento aos critérios

de controle ambiental, simulando assim alterações que podem ocorrer no campo sob condições similares.

Estudos de campo foram realizados com o objetivo de observar existência da relação causa efeito entre o esgoto aplicado e o solo e a água subterrânea e ultrapassagem ou não dos padrões de controle de qualidade estabelecidos para águas subterrâneas.

2.6.7 Estudos de Campo

Segundo o VDH (1997), estudos de campo são aqueles realizados em bacias naturais experimentais ou reais, podem servir para examinar desde a área vizinha à fonte de emissão de contaminantes até áreas mais distantes. Em geral, entre todas atividades desenvolvidas neste tipo de estudo, a mais difícil é projetar sistemas de bacias e interpretar os resultados obtidos através dos mesmos.

Servem para monitorar alterações nas características químicas ou nas concentrações e soluções do solo, ou na qualidade da água subterrânea, são geralmente monitorados em estudos de campo. Estas alterações são examinadas para se saber se existe relação causa efeito entre o esgoto aplicado, o solo e a água subterrânea.

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records. It emphasizes the need for consistency and the use of standardized formats to ensure that all data is captured correctly. This section also touches upon the challenges of data collection and the potential for human error.

One of the primary goals of this project is to improve the efficiency of the current process. By implementing the proposed changes, we aim to reduce the time spent on data entry and increase the overall quality of the information collected. The second section provides a detailed overview of the methodology used in the study, including the selection of participants and the specific tasks they performed.

The results of the study indicate that the proposed changes significantly reduced the time required to complete the tasks. Additionally, there was a noticeable decrease in the number of errors made by participants when using the new system. These findings suggest that the proposed changes are effective and should be considered for implementation in other similar contexts.

It is important to note that while the proposed changes show promise, there are still some areas that require further investigation. For example, the long-term effects of the changes on user satisfaction and overall system performance need to be evaluated. The final section of the document provides a conclusion and offers suggestions for future research.

In conclusion, the study demonstrates that the proposed changes can lead to improved efficiency and accuracy in data collection. While there are still some challenges to be addressed, the overall findings are positive and support the implementation of the proposed changes. Further research is needed to fully understand the long-term impact of these changes and to explore other potential improvements.

The authors would like to thank the following individuals for their assistance during the course of this study: [Name], [Name], and [Name]. Their support and contributions were invaluable. We also would like to express our appreciation to the participants who volunteered their time and effort to help us better understand the issues at hand.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Considerações Iniciais

A parte experimental desta pesquisa foi desenvolvida na área da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) - Camburi - Vitória/ES, e vizinhanças. A ETE é operada pela Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN).

Relembra-se que o objetivo principal da pesquisa foi determinar relações de correspondência entre os desempenhos do processo de Infiltração Rápida no tratamento de esgotos sanitários, observados simultaneamente em uma Bacia de Infiltração Experimental (BIE) e em um modelo de laboratório, constituído de um Tanque de Depuração Vertical (TDV).

Para o seu desenvolvimento, o primeiro passo dado foi a obtenção de conhecimentos básicos, teóricos e práticos, sobre disposição de esgotos no solo, através de revisão da literatura técnico-científica e de visitas técnicas aos sistemas em funcionamento no Rio Grande do Sul. A seguir, fez-se uma análise do estágio atual da experiência brasileira e estrangeira, definindo-se assim os objetivos geral e específicos a serem alcançados.

3.1.1 Sistema Integrado

Para os fins deste estudo, denominou-se Sistema Integrado (SI) o conjunto de aparatos preenchidos com o mesmo tipo de areia e operados no mesmo dia e hora, submetidos às mesmas condições, em termos de: tipo de esgoto aplicado, taxas e ciclos operacionais. Além disso, as amostras dos efluentes dos aparatos do SI foram submetidas às mesmas análises físico-químicas e exames bacteriológicos para análise comparativa de desempenho e de representatividade entre os reatores BIE e TDV e obtenção das referidas relações de correspondência. Resultados do Reator E ou RE, operado por LIMA et al. (1996), sob condições do SI, também utilizados na análise comparativa citada anteriormente.

O período experimental desta pesquisa foi de três anos nov./93 a nov./96, e as atividades desenvolvidas foram divididas em três módulos, a seguir apresentadas:

3.1.2 1º Módulo - Estudos Preliminares

Escolha do Processo de Disposição no Solo a Investigar.

A escolha do processo de disposição e tratamento de esgotos no solo, levou em consideração:

- Condição de área virgem, isto é, área ainda não utilizada para disposição de esgoto no solo;
- Adequacidade da área disponível para os estudos de disposição de esgoto doméstico no solo, em termos de facilidades, tais como: esgoto em quantidade e qualidade, acesso para amostragem, proximidade de laboratório para realização das análises físico-química e bacteriológicas, facilidade de obtenção de dados na estação climatológica, área cercada e vigiada para segurança das instalações e equipamentos;
- O atendimento aos critérios mínimos, requeridos pelo método IR em investigação, como: topografia plana, solo de alta permeabilidade (arenoso), lençol freático à profundidade superior a 1,0 m, com água de boa qualidade, a inexistência de previsão de uso do solo e da água subterrânea para fins agrícolas e domésticos, na fase de estudos.

As principais atividades deste 1º Módulo foram:

- Coleta de dados preliminares, obtendo-se, primeiramente, os dados existentes sobre o clima, a topografia e usos atuais e futuros do solo, profundidade do lençol freático, perfil geológico de sondagens existentes do solo. Em seguida determinaram-se parâmetros de importância hidráulica, tais como: granulometria, condutividade hidráulica do solo, e identificaram-se pontos de poluição localizados nas vizinhanças da área de estudo;
- Implantação, operação e monitoramento de unidades experimentais de laboratório: Tanques de Colmatação 1 e 2 (TQC1 e TQC2);
- Caracterização da qualidade da água subterrânea da área em estudo, através de amostras coletadas em piezômetros;
- Caracterização do esgoto afluente à Estação de Tratamento de Esgoto de Camburi;
- Análise comparativa entre os resultados dos TQC1 e TQC2 e os resultados de LIMA et al. (1995), em termos de determinação de: tempos de infiltração com água potável, metodologia de coleta de amostra de esgoto, taxa de aplicação, ciclo operacional, entendimento do comportamento da colmatação e do desempenho da IR, no processo de tratamento no solo em estudo;
- Determinação da direção potencial do escoamento da água subterrânea, na área escolhida para os estudos de campo;
- Utilização dos resultados obtidos nestes estudos preliminares para a definição das condições de operação do SI.

3.1.3 2º Módulo - Realização dos Estudos no SI.

As principais atividades desenvolvidas neste Módulo, foram:

- Construção de um aparato tipo coluna de laboratório (TDV) e de uma Bacia de Infiltração Experimental (BIE) provida de uma rede de poços destinados ao monitoramento da qualidade da água subterrânea;
- Viabilização do desenvolvimento de pesquisas de apoio sobre: colmatção, remoção de nutrientes com a profundidade, otimização de taxas e ciclos e uso de pré-filtros;
- Operação e monitoramento simultâneos, dos sistemas de campo e de laboratório;
- Operação complementares e determinação da direção do escoamento;
- Análise dos resultados da BIE, TDV e RE, no que diz respeito ao desempenho de tratamento do esgoto pela IR, ao percolar cerca de 2,00 m no perfil vertical de leito filtrante, de mesma areia, em cada reator;
- Análise comparativa entre os resultados da BIE, TDV e RE, obtidos no SI, sob o ponto de vista do desempenho de cada reator e da representatividade entre eles. Destas comparações, coeficientes CRM = (médias dos efluentes de laboratório/ médias dos efluentes de aparatos de campo) e CRD = (desempenho de laboratório/ desempenho de campo) poderão ser gerados com o objetivo de dar suporte aos projetos de futuras aplicações práticas da IR no litoral capixaba.

3.1.4 3º Módulo - Aplicabilidade da IR na região litorânea do Estado do Espírito Santo.

Com o objetivo de se verificar a aplicabilidade da IR no litoral capixaba, neste 3º Módulo, procurou-se apresentar uma análise de vários estudos específicos desenvolvidos em parceria com o autor no SI. Estes foram: colmatção, remoção de nutrientes com a profundidade, otimização de taxas e ciclos e uso de pré-filtros para melhoria de distribuição do esgoto no solo. A seguir são apresentadas as descrições das atividades desenvolvidas em cada Módulo.

3.2. 1º Módulo - Desenvolvimento dos Estudos Preliminares.

3.2.1 Coleta de Dados

Para o desenvolvimento do 1º Módulo foi necessário adicionar-se às informações da bibliografia técnico-científica sobre a IR, dados básicos e específicos existentes sobre local, como: sondagem geológica, topografia e clima. Estes dados básicos foram obtidos da seguinte forma: visitas técnicas realizadas a sistemas de disposição de esgoto no solo existentes no estado do Rio Grande do Sul, pesquisas em arquivos de firmas particulares como a Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN), Companhia Siderúrgica do Tubarão (CST) e arquivos de órgãos públicos como: a Estação Meteorológica da Ilha de Santa Maria, em Vitória/ES. A obtenção de outros dados específicos, existentes em quantidade insuficiente, ou inexistentes sobre: o esgoto, a água subterrânea e o solo, entre outros, foi feita através de medidas

expeditas, realizadas no campo e nos laboratórios. Para a obtenção destes dados contou-se com o apoio da CESAN e da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

3.2.2 Características da Área de Estudo

A área de estudo encontra-se situada no litoral do Espírito Santo - Brasil, Praia de Camburi, em Vitória, entre os paralelos 20° 00'S e 20° 20'S, medianos 40° 00'N e 40° 30'W. A região na qual está inserida é constituída de planícies costeiras do tipo flúvio marinhas, com diversidade nos ambientes, devido a oscilações glacio - eustáticas, que muito influíram na distribuição morfológica do solo. A topografia local é plana, com declividade inferior a 3% e o solo arenoso, com lençol freático próximo à superfície. O local de estudo dista cerca de 550m da orla da praia de Camburi. Das FIGURAS 3.1 e 3.2 pode-se ter uma melhor visualização das características locais.

O clima da área é equatorial úmido, sem estação seca e de pluviosidade média anual elevada. Trata-se de um clima nitidamente marítimo e as estações do ano são pouco marcadas. A temperatura média anual, considerando o período entre 1979 e 1988 foi de 28,3°C. A pluviosidade média anual, no mesmo período, foi de 1300mm. A maior ocorrência de chuvas se dá entre os meses de outubro e janeiro. Durante o período de realização desta pesquisa, (1994 a 1996), a temperatura média das mínimas foi de 22,3°C e a média das máximas foi de 29,2°C. A umidade relativa do ar foi de 77%. A precipitação e a evaporação média anual, nos anos de 1995 e 1996, foram de 1350 e 1150 mm, respectivamente. O vento predominante é Norte, com valores significativos, no período de inverno, nas direções Sul e Nordeste.

Informações complementares sobre a localização, clima e topografia podem ser obtidas no Apêndice I.

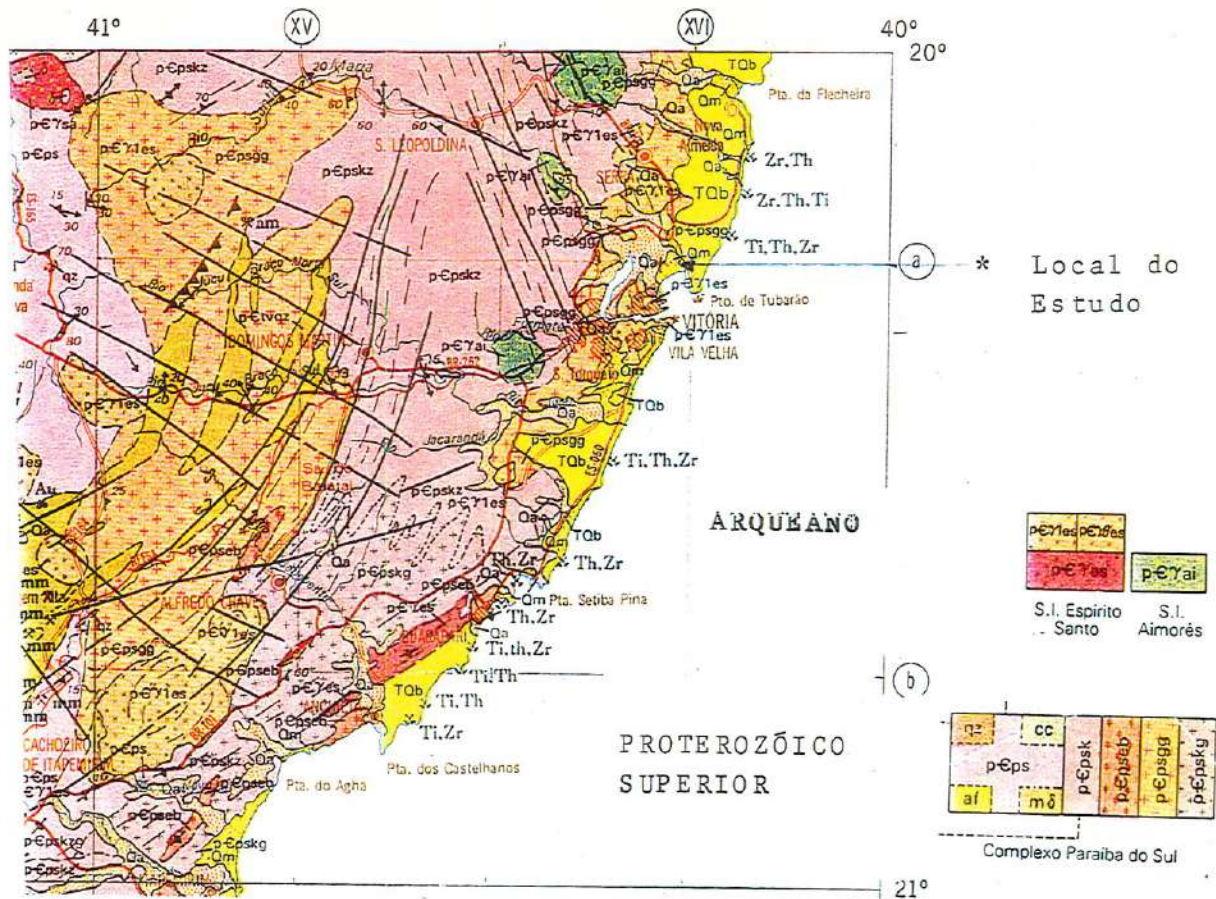
3.2.3 Características do Solo

No contexto geológico, a região apresenta rochas metamórficas pré-cambrianas do Complexo Paraíba do Sul, que são cortadas por rochas intrusivas do Espírito Santo e por rochas da suíte intrusiva Aimorés, ou cobertas por sedimentos terciários/quaternários do Grupo Barreiras e depósitos mais recentes da Planície Costeira, SEAMA (1990). Inserida numa planície constituída por Terraços Holocênicos, compostos por áreas marinhas bem selecionadas, a área de estudo faz divisa ao sul, com o Canal da Passagem; a oeste, faz contato com terraços marinhos pleistocênicos e com depósitos flúvio marinhos holocênicos e a leste, com terraços marinhos pleistocênicos. É de se ressaltar que toda a região, em torno da área de estudo é fortemente influenciada por depósito sedimentar, revelando uma sedimentação marinha sob importante influência dos canais pluviais, propiciando, localmente, a formação de solos que apresentam uma associação de areias quartzosas marinhas distróficas (Amd2).

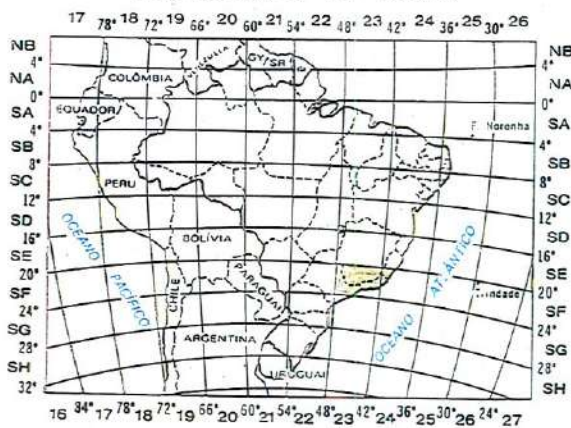


FIGURA 3.1 - Foto aérea de área de estudo, com localização do sistema de laboratório e de campo, Vitória/ES, Brasil.





LOCALIZAÇÃO DA FOLHA



ARQUEANO
 PROTEROZOICO SUPERIOR

Fanerozoico Quaternário

- * Sedimentos finos predominantemente arenosos, pouco consolidados em geral mosqueados. Qmc
Formação Macacu
- * Dunas, Restingas e Cordões « Litorâneos » Sedimentos Marinheiros Qm
- * Areias, cascalhos e argilas inconsolidadas. Qa
Aluviões

1983

FIGURA 3.2 - Mapa Geológico da área de estudo. Fonte: Projeto RADAMBRASIL.



3.2.3.1 Terraços Marinheiros Holocênicos

São terraços arenosos de 2ª geração, subunidade dos terraços quaternários, que formam uma faixa quase que contínua, de cordões de restingas e cristas de praias nas bordas dos continentes. Encontram-se assentados, discordantemente, sobre rochas cristalinas do complexo Paraíba do Sul, intrusivas associadas ou sobre sedimentos terciários do grupo Barreiras.

As idades obtidas de datações de amostras provenientes destes terraços, em vários pontos do litoral brasileiro indicam que a sedimentação dos mesmos tiveram início há aproximadamente 7.000 anos atrás, coincidindo com a 2ª e última fase de submersão da planície litorânea brasileira.

Várias datações de radiocarbonetos em fósseis de vermetídeos, corais e ostras, recolhidas em diversos setores da planície costeira do estado do Espírito Santo, indicam que a mesma permaneceu submersa até cerca de 5.000 anos atrás, quando o nível máximo do mar atingiu 4 (quatro) metros acima do nível atual, seguida pela emersão intercalada por curtos períodos de submersão.

As areias marinhas, geralmente, são bem selecionadas, compostas basicamente por quartzo, com frações variáveis de fragmentos de conchas de moluscos, podendo também conter minerais pesados. Em geral, apresentam as mesmas características dos depósitos pleistocênicos, porém com a presença de carapaças de moluscos e de outros invertebrados marinhos. Na FIGURA 3.2 apresentada, tem-se o mapa geológico da região e a localização da área de estudo.

3.2.3.2 Parâmetros físicos do solo

Para os estudos de Infiltração/Percolação, amostras de solo foram coletadas, na área de estudo, a 10; 30 e 270 cm de profundidade. Os resultados dos ensaios de granulometria, realizados no laboratório do Instituto de Tecnologia da UFES (ITUFES), apresentados na TABELA 3.1, caracterizam o solo como uma areia média a fina e uniforme.

TABELA 3.1 - Classificação A.S.T.M. (American Society for Testing and Materials) do solo da área de implantação da Bacia de Infiltração.

Profundidade	Cu	D ₁₀	Areia fina (%)	Areia média (%)
10 cm	3,14	0,27	37	63
30 cm	2,60	0,27	42	58
270 cm	2,76	0,17	52	48

Os resultados referentes à profundidade de 30cm caracterizam a superfície do fundo da Bacia de Infiltração implantada. Segundo os dados do perfil de sondagem, o solo de fundo da bacia é uma areia fina e média, pouco compacta a compacta, cor cinza clara. A uma profundidade superior a 3,35m a camada de solo é constituída de uma

areia grossa, média a fina, pouco argilosa, medianamente compacta, cor marrom claro. A camada considerada impermeável (aquicluda) conforme perfil de sondagem (Apêndice II), encontra-se a 9,75m de profundidade, constituída por uma argila orgânica com fragmentos de mariscos, consistência rija a dura, cor cinza escura.

A condutividade hidráulica foi determinada pelo ensaio de permeabilidade de carga variável, no laboratório do Instituto de Tecnologia da Universidade Federal do Espírito Santo (ITUFES), para as seguintes condições de ensaio:

TABELA 3.2 - Condutividade hidráulica determinada pelo ensaio de permeabilidade de carga variável.

Peso seco	Porosidade	Condutividade Hidráulica Saturada
4650 g	n = 0,45	$K = 1,9 \times 10^{-2}$ cm/s
5200 g	n = 0,39	$K = 1,6 \times 10^{-2}$ cm/s

O valor adotado para K foi a média dos valores obtidos nos ensaios, resultando numa condutividade $K = 1,74 \times 10^{-2}$ cm/s, valor próximo daquele obtido analiticamente ($K = 4,0 \times 10^{-2}$ cm/s) com base nas informações da sondagem hidrogeológica disponível. Estes valores são também coerentes com aqueles previstos para a areia média, conforme dados das FIGURAS 3.3 e 3.4. Destas figuras obtiveram-se para a areia média os valores de: campo específico, igual a 32% (quantidade de água que deve drenar sob a ação da gravidade), e de retenção específica, que é de 11% (quantidade de água que permanece como um filme entre a maioria dos pequenos vazios do solo). Na TABELA 3.3 apresentamos dados da curva de umidade do solo.

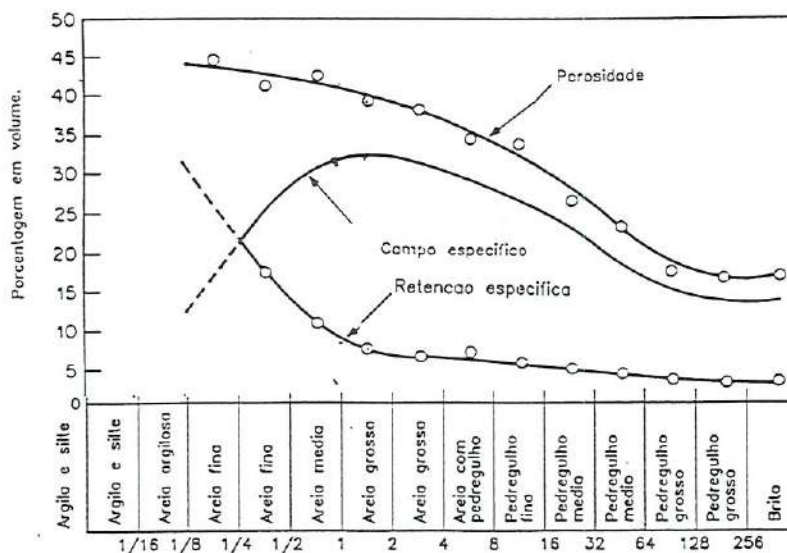


FIGURA 3.3 - Variações de porosidade, retenção específica e campo específico com o tamanho dos grãos. Bacia Costeira Sul, Califórnia. Fonte: REED et al. (1988).

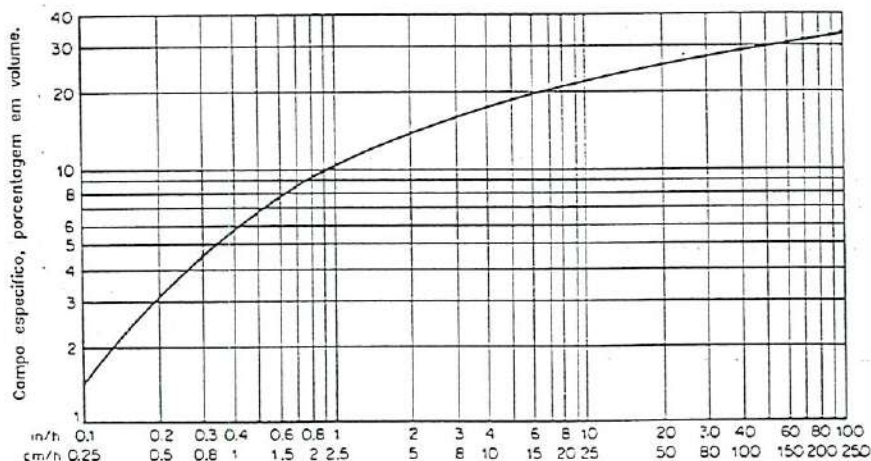


FIGURA 3.4 - Relações gerais entre campo específico e condutividade Hidráulica. Fonte: REED et al. (1988).

TABELA 3.3 - Curva de Umidade do Solo.

Pressão (%)	Teor de umidade	Pressão (%)	Teor de umidade
15 atm.	0,20 - 0,04	0,1 atm.	0,79 - 0,43
5 atm.	0,36 - 0,25	0,06 atm.	2,22 - 1,21
1 atm.	0,52 - 0,25	0,04 atm.	3,76 - 2,00
0,33 atm.	0,52 - 0,26	0,02 atm.	4,80 - 4,41

3.2.3.3 Parâmetros Químicos do Solo

Os resultados dos ensaios para determinação da composição química do solo virgem, realizados pelo Instituto de Química John H. Nheelock da Escola Superior de Agricultura de Lavras, tanto para areia utilizada nos experimentos de laboratório e de campo, foram:

- pH - Acidez alta;
- P, K, Ca, Mg, Al e H + Al - baixas concentrações;
- S - Soma de bases trocáveis - baixa;
- CTC efetiva - Capacidade de troca iônica - baixa;
- T - Capacidade de troca catiônica a pH 7 - baixa;
- m - Saturação de Al da CTC efetiva - baixa;
- V - Saturação de bases da CTC a pH 7 - muito baixa.

Em resumo: o solo local é constituído de areia quartzosa média, de alta permeabilidade. Suas principais características são: diâmetro efetivo (D_{10}): 0,22 mm;

coeficiente de uniformidade (Cu): 2,68; condutividade hidráulica determinada em laboratório: $1,74 \times 10^{-2}$ cm/s (62,64 cm/h); porosidade: 42%. Na análise da composição química da areia verificou-se: acidez elevada e concentrações baixas de fósforo, potássio, cálcio, enxofre e alumínio. Quanto ao uso do solo e da água do aquífero, durante o período de pesquisa, não houve restrições que limitassem o direcionamento das investigações. Informações com mais detalhes sobre o solo podem ser obtidas no Apêndice II.

3.2.4 Caracterização da Água Subterrânea e do Esgoto a ser aplicado na IR.

Como passo inicial dos estudos preliminares foram obtidos os dados de monitoramento de rotina da ETE. Na TABELA 3.4 são apresentadas as características do esgoto da Estação de Tratamento de Camburi e classificação segundo METCALF & EDDY (1995).

TABELA 3.4 - Composição típica de esgoto sanitário bruto (Fonte: METCALF & EDDY (1985)) e do esgoto da ETE Camburi (Valores médios de análises de rotina, período: 1991, 1992 e 1993. Fonte: CESAN).

Constituintes	Concentração				
	Unid.	Fraca	Média	Forte	ETE Camburi
Sólidos totais (ST)	mg/l	350	720	1200	
• Totais Dissolvidos (SD)	mg/l	250	500	850	
• Fixos	mg/l	145	300	525	
• Voláteis	mg/l	105	200	325	
• Totais Suspensos (SS)	mg/l	100	220	350	186
• Fixos	mg/l	20	55	75	
Sólidos Sedimentáveis	ml/l	5	10	20	5,5
DBO ₅ , 20°C	mg/l	110	220	400	177
Carbono Orgânico Total (COT)	mg/l	80	160	290	
DQO	mg/l	250	500	1000	421
Nitrogênio (como N total)	mg/l	20	40	85	27
• Orgânico	mg/l	8	15	35	
• Amônia Livre	mg/l	12	25	50	
• Nitrito	mg/l	0	0	0	0,01
• Nitrato	mg/l	0	0	0	0,07
Fósforo (como P total)	mg/l	4	8	15	4,91
• Orgânico	mg/l	1	3	15	
• Inorgânico	mg/l	3	5	10	
Cloretos	mg/l	30	50	100	
Sulfatos	mg/l	20	30	50	
Alcalinidade (como CaCO ₃)	mg/l	50	100	200	
Óleos e Graxas	mg/l	50	100	150	

Durante a fase de projeto e implantação do sistema IR de campo, a caracterização da qualidade da água subterrânea foi feita a partir de amostras coletadas no piezômetro PzB, poço rudimentar, sem tampão de fundo, sem manta de bidim para proteção do filtro. Antes das coletas, um volume mínimo de 2 a 3 litros de água estagnada era descartado. Resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas do esgoto bruto da ETE de Camburi e da água subterrânea do local de implantação da BIE, referentes ao período de janeiro a junho de 1995, são apresentados na TABELA 3.5.

TABELA 3.5 - Média das análises da água do lençol freático e do esgoto bruto afluente a ETE de Camburi.

Parâmetros	Unidade	Água *	Esgoto
DBO ₅	mg/l	6,20	245
DQO	mg/l	37	497
SST	mg/l	108	272
N-NO ₂ ⁻	mg/l	< 0,01	< 0,01
N-NO ₃ ⁻	mg/l	4,18	0,07
NTK	mg/l	1,24	47,4
Fósforo	mg/l	0,27	10,6
PH	mg/l	6,58	6,58
OD	mg/l	4,79	0,00
Óleos e graxas	mg/l	1,60	102
Cloretos	mg/l	10,10	177
Coliforme Fecal	NMP/100ml	1,3E+05	4,1E+07
Coliforme Total	NMP/100ml	4,0E+05	1,0E+08

* Amostragem semanal no PzB, localizado na área da BIE, referente ao período entre janeiro e junho de 95. Laboratório: CESAN.

A partir dos valores apresentados nas TABELAS 3.4 e 3.5, pode-se observar que o esgoto bruto da CESAN pode ser caracterizado como médio a forte, conforme classificação proposta por METCALF & EDDY (1991). Segundo SILVA (1996), o esgoto da CESAN, referente ao ano de 1994, apresenta uma relação DQO/DBO₅ \cong 2,0 que, segundo VON SPERLING (1995), pode ser caracterizado como esgoto essencialmente doméstico. O esgoto decantado, aplicado para tratamento no solo, apresenta uma relação DBO₅/N maior que 3,0 que, segundo REED et al. (1988), é bastante favorável à obtenção de uma boa remoção de nitrogênio pelo processo de Infiltração Rápida.

Com base nos resultados apresentados anteriormente, pode-se concluir que a água subterrânea da área em estudo atende aos limites de padrões de qualidade para água de classe 2, conforme resolução nº 20, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 1986. Este enquadramento diz respeito principalmente ao nitrogênio, coliformes, DBO₅, DQO e salinidade, exceto OD, cujo valor é menor que 6,0mg/l.

Sobre a necessidade de uso doméstico da água do aquífero pela comunidade, nada se soube sobre previsões de uso desta água nas imediações da área de estudo.

Informações com mais detalhes sobre as características do esgoto e da água subterrânea podem ser obtidas nas tabelas e gráficos do Apêndice II.

3.2.5 Escolha do Local de Implantação da Bacia de Infiltração Experimental de Esgoto (BIE)

As razões que justificaram a escolha do local de implantação da BIE na área da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Camburi, foram as seguintes:

- Disponibilidade de área dentro dos limites da ETE de Camburi;
- Facilidade de obtenção do esgoto urbano;
- Aquífero não utilizado para abastecimento público, com baixo nível de contaminação, solo ainda não utilizado para aplicação de esgotos (sistema virgem);
- Segurança: área cercada, vigiada, iluminada e abastecida com água potável;
- Laboratório instalado na área, o que facilita a coleta e análise;
- Facilidade de obtenção de dados climáticos regionais, tais como: precipitação, evaporação, temperatura, ventos, umidade relativa e pressão;
- Qualidade do esgoto já caracterizada;
- Qualidade da água da praia mais próxima, já caracterizada;

3.2.6 Análise dos dados para escolha do Sistema de Tratamento de Esgoto no Solo a investigar.

A escolha do processo investigado, Infiltração Rápida, foi feita levando em consideração não somente as razões anteriormente citadas, como também outros fatores a seguir apresentados:

- Lençol freático a uma profundidade de 2,0 m;
- Solo local: areia quartzosa de alta permeabilidade;
- Atendimento aos critérios de desejabilidade do EPA 625/1-81-013, em termos de pontuação requerida para escolha do processo IR, conforme TABELA 3.6.

A partir dos dados da TABELA 3.6, referente aos critérios do EPA (1981), constatou-se que o índice de adequabilidade da aplicação da IR (soma total dos pontos = 28) para o local disponível, é alta. Apesar da pontuação alcançada para o sistema SR (do inglês infiltração a taxa lenta) ter sido 30 pontos e portanto, maior do que a do IR, optou-se pela IR, uma vez que esta proporciona um maior volume de esgoto tratado, por unidade de área, e escoamento superficial nulo.

TABELA 3.6 - Quadro da desejabilidade do EPA 625/1-81-013 para utilização do processo IR (Rapid Infiltration), SR (Slow Rate) e OF (Overland Flow).

Características	* Sist. Taxa Lenta - SR		* Sist. Escoamento	Sist. Infiltração
	Agricultura	Floresta	Superficial - OF	Rápida - IR
Profundidade do solo, m (a)				
0,3 - 0,6	E	E	0	E
0,6 - 1,5	3	3	4	E
1,5 - 3,0	8	8	7	4
> 3,0	[9]	[9]	[7]	[8]
Profundidade mínima para água subterrânea, m				
< 1,2	0	0	2	E
1,2 - 3,0	[4]	[4]	[4]	[2]
> 3,0	6	6	6	6
Permeabilidade, cm/h (b)				
< 0,15	1	1	10	E
0,15 - 0,5	3	3	8	E
0,5 - 1,5	5	5	6	1
1,5 - 5,0	8	8	1	6
> 5,0	[8]	[8]	[E]	[9]
Declividade, %				
0 - 5	[8]	[8]	[8]	[8]
5 - 10	6	8	5	4
10 - 15	4	6	2	1
15 - 20	0	5	E	E
20 - 30	0	4	E	E
30 - 35	E	2	E	E
> 35	E	0	E	E
Uso do solo planejado ou existente				
industrial	0	0	0	0
resid. alta densid. urb.	0	0	0	0
resid. baixa densid. urb.	[1]	[1]	[1]	[1]
floresta	1	4	1	1
agricult./espaço aberto	4	3	4	4
Soma da pontuação	30	30	E	28
Índice de adequabilidade				
baixa	< 15	< 15	< 16	< 16
moderada	15 - 25	15 - 25	16 - 25	16 - 25
alta	25 - 35	25 - 35	25 - 35	25 - 35

Convenções referentes à TABELA 3.6 apresentada:

- (a) - Pontuação referente à profundidade do lençol freático;
- (b) - Pontuação referente à profundidade da camada de solo considerada impermeável;
- E - Excluído, taxado como pobre (pontuação zero);
- [] - Pontuação referente a um determinado sistema (maior valor significa a maior adequabilidade.)

* Outros tipos de sistemas usuais para tratamento de esgotos no solo:

SR - (Slow Rate) método que consiste em aplicar o efluente a baixas taxas, de modo a evitar o escoamento superficial, sendo empregado sempre que esta condição for exigida, em locais de solos de média ou baixa permeabilidade;

OF - (Overland Flow) processo aplicável a solos de baixa permeabilidade desde que as condições topográficas permitam o escoamento superficial.

Com base nas informações anteriormente citadas e as apresentadas a seguir:

- Não previsão do uso do solo e do subsolo para fim nobre, como a agricultura;
- Esgoto a tratar: do tipo sanitário, predominantemente doméstico;
- Baixa contaminação, sem previsão de uso para abastecimento público da água subterrânea.

Constatou-se que o processo mais adequado a ser investigado, nesta pesquisa, é a IR.

Adversidades tais como: condutividade hidráulica igual a 62,4cm/hora, comprimento de leito filtrante igual 2,0m podendo variar até 1,20m, sem uso de drenos submersos, valores em desacordo com os limites estabelecidos pelos EPA (1981), EPA (1984) e EPA (1992) foram considerados, nesta pesquisa, como questões a investigar.

3.3. Reatores TQC1 e TQC2

Os estudos preliminares realizados nos reatores TQC1 e TQC2, conforme FIGURA 3.5, tiveram como objetivo conhecer o comportamento do solo com relação ao fenômeno da colmatação e nível de tratamento resultante quando submetido a aplicações de esgoto sanitário. Os resultados obtidos neste estudo prévio, serviram como elementos de suporte para a definição dos procedimentos a serem adotados na operação do Sistema Integrado, constituído pelo Tanque de Depuração Vertical (TDV), da Bacia de Infiltração Experimental (BIE) e de outros estudos específicos tais como: remoção de nutrientes, taxas e ciclos ótimos para remoção de matéria orgânica e colmatação.

A necessidade destes estudos se deu pela total inexistência de informações sobre tratamento no solo na região de estudo. Considerando que este trabalho foi pioneiro na região, neste 1º Módulo, os estudos preliminares foram desenvolvidos com base na revisão de literatura básica sobre disposição de esgoto no solo, tais como: REED et al. (1988) e EPA (1981), e com base nos trabalhos experimentais de SILVA (1978) e de GEHLING (1985).

Os objetivos dos estudos preliminares foram:

- Conhecer a velocidade de formação da camada colmatante superficial para aplicações de esgoto bruto e decantado;
- Detalhar o comportamento dos primeiros 35cm da areia com aplicação do esgoto, profundidade onde ocorre a maior parcela de remoção de sólidos e Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO₅), além de outros parâmetros tais como Nitrogênio.

Neste 1º Módulo foram projetados e construídos dois reatores, em escala de laboratório, denominados tanques de colmatção: TQC1 e TQC2, com as seguintes características físicas:

Ø	: 50 cm
área superficial	: 0,2 m ²
altura	: 76 cm
leito filtrante	: 35 cm
material	: fibra de vidro

Quanto às características físicas, ressalta-se que a área de 0,2m² adotada para estes tanques são bem superiores àquelas adotadas nos experimentos de GEHLING (1985), que era 0,0785m². Com este aumento de área, procurou-se evitar problema de volume de amostra insuficiente para as análises físico-químicas e bacteriológicas e além disto, proporcionar uma maior área de contato com a atmosfera, e uma melhor observação do real comportamento da colmatção de superfície.

Quanto à espessura do leito filtrante adotada para cada reator, igual a 35cm, justificou-se pela razão de melhor se conhecer o efeito da colmatção no desempenho de tratamento do sistema IR a pequenas profundidades. Na FIGURA 3.5 tem-se a um esquema dos reatores utilizados. Outras informações sobre estes reatores podem ser obtidas no Apêndice II.

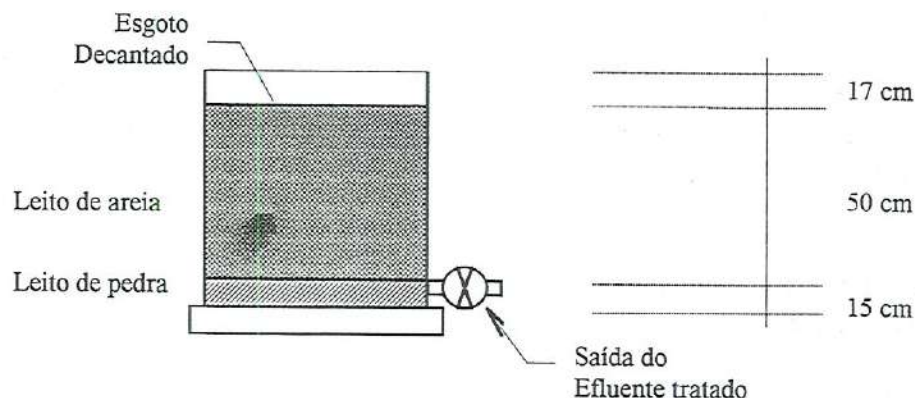


FIGURA 3.5 - Esquema dos reatores TQC1 e TQC2.

Testes com água foram inicialmente realizados para verificar o comportamento do escoamento hidráulico nos reatores. Destes estudos verificou-se que a condutividade hidráulica saturada era de 62,6cm/h.

As taxas e os ciclos operacionais inicialmente adotados, foram aqueles recomendados pelo EPA (1981) e por REED et al. (1988), para maximizar a nitrificação e a remoção de nitrogênio.

A tomada de esgoto na ETE de Camburi era feita após o gradeamento na caixa de areia, através de uma caixa de passagem onde havia um gradeamento fino, constituído de uma placa de polietileno com furos de 25mm de diâmetro. O esgoto era então decantado por 45 minutos em tanques de fibra de vidro, apropriados para decantação. A aplicação do esgoto era feita sobre um disco de isopor perfurado colocado sobre o leito de areia, de modo a evitar danificação do leito e se ter uma boa distribuição. O volume aplicado em cada reator era 35 litros (equivalente a 18cm/dia). No reator TQC1 aplicou-se esgoto bruto e no reator TQC2 esgoto decantado.

Procurou-se dar condições de nitrificação ao processo, adotando-se como condições operacionais aquelas recomendadas pelo EPA (1984), ou sejam:

- Carga hidráulica : 18 cm;
- Ciclo operacional : 2 dias de aplicação e 5 de descanso;

A coleta do efluente tratado era feita em ponto localizado no fundo do reator após descarte de um volume referente aos 5 minutos, contados a partir do início da saída do efluente. A seguir, neste mesmo ponto era coletado um volume discreto, de aproximadamente três litros, o suficiente para a realização das análises físico-químicas e bacteriológicas em laboratório.

LIMA et al. (1995), em trabalho de parceria com o autor, deram continuidade aos trabalhos, aplicando esgoto decantado no TQC1 preenchido com 50cm de leito de areia nova (virgem), doravante a ser denominado Tanque de Areia Virgem (TQAV), e no TQC2 preenchido com 50cm de leito de areia já utilizada (adaptada) no experimento anterior, doravante denominado Tanque de Areia Aclimatada (TQAA). As paredes dos reatores foram pintadas de cor azul forte para evitar efeitos de eutrofização detectados nas paredes dos reatores. Os ciclos operacionais e a taxa de aplicação, adotados anteriormente, foram mantidos. O esgoto aplicado no TQAV e no TQAA foi menos concentrado do que no TQC1 e TQC2, por ser coletado em horários diferentes e sob forma de coleta de amostras modificada: de amostra discreta para amostra composta.

LIMA et al. (1995), com a operação dos reatores TQAA e TQAV, procuraram:

- Verificar a velocidade de adaptação do sistema;
- Analisar a influência do regime de escoamento sobre a melhor forma de se realizar coleta de amostras;

3.4. Metodologia das Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas

A maior parte das análises foram feitas conforme o STANDARD METHODS, 17ª edição, conforme TABELA 3.7.

TABELA 3.7 - Métodos analíticos laboratoriais empregados em todos os 3 módulos da pesquisa.

Parâmetro	Métodos	Referência
SS	Filtração sobre disco filtrante em fibra de vidro, com diâmetro de corte de 0,45µm.	CETESB-5.149
DQO	Oxidação por dicromato de potássio em meio ácido.	MB-2832
DBO ₅	Método da diluição a 20°C - 5 dias.	STANDARD METHODS-417B
NTK	Mineralização em meio ácido em presença de catalisador seguido de dosagem sob forma de nitrogênio amoniacal.	STANDARD METHODS-417B
N-NO ₂ ⁻	Método sulfanilamida N-(1-Naftil) Etilenodiamina.	STANDARD METHODS-417B
N-NO ₃ ⁻	Método da coluna redutora de cádmio.	STANDARD METHODS-417B
Ptotal	Método do ácido ascórbico pela oxidação em meio ácido.	STANDARD METHODS-417B
OD	Método de Winkler Modificado pela via Azida Sódica.	STANDARD METHODS-417B
Alcalinidade Total	Método da Titulação Potenciométrica até pH pré-determinado.	CETESB-5.102
Cloretos	Titulação com nitrato de prata 0,0141N, usando cromato de potássio como indicador.	NBR 5759
Coliforme Fecal	Métodos dos Tubos Múltiplos.	STANDARD METHODS-417B

3.5. Estudo Preliminar da Direção Potencial do Escoamento

Dada a importância que as condições iniciais da água subterrânea, em termos de comportamento hidráulico, representam para a interpretação do transporte dos contaminantes no solo, fez-se uma determinação prévia da direção do escoamento neste estudo. Esta determinação teve por objetivo nortear a instalação dos poços de monitoramento no SI. A mesma foi feita em área próxima à fonte de emissão em estudo com base na superfície potenciométrica, na topografia e no lançamento de cloretos como traçadores. O procedimento teve por objetivo preservar as condições iniciais do solo e da água subterrânea da área em estudo.

Para a obtenção preliminar da direção do escoamento da água subterrânea foram realizadas três campanhas de aplicação de cloreto de sódio em uma área reduzida de (6x6)m² com topografia plana, próxima à BIE cerca de 30,00m, onde implantou-se uma rede de 5 piezômetros: Pz1, Pz2, Pz3, Pz4 e Pz5, conforme FIGURA 3.6.

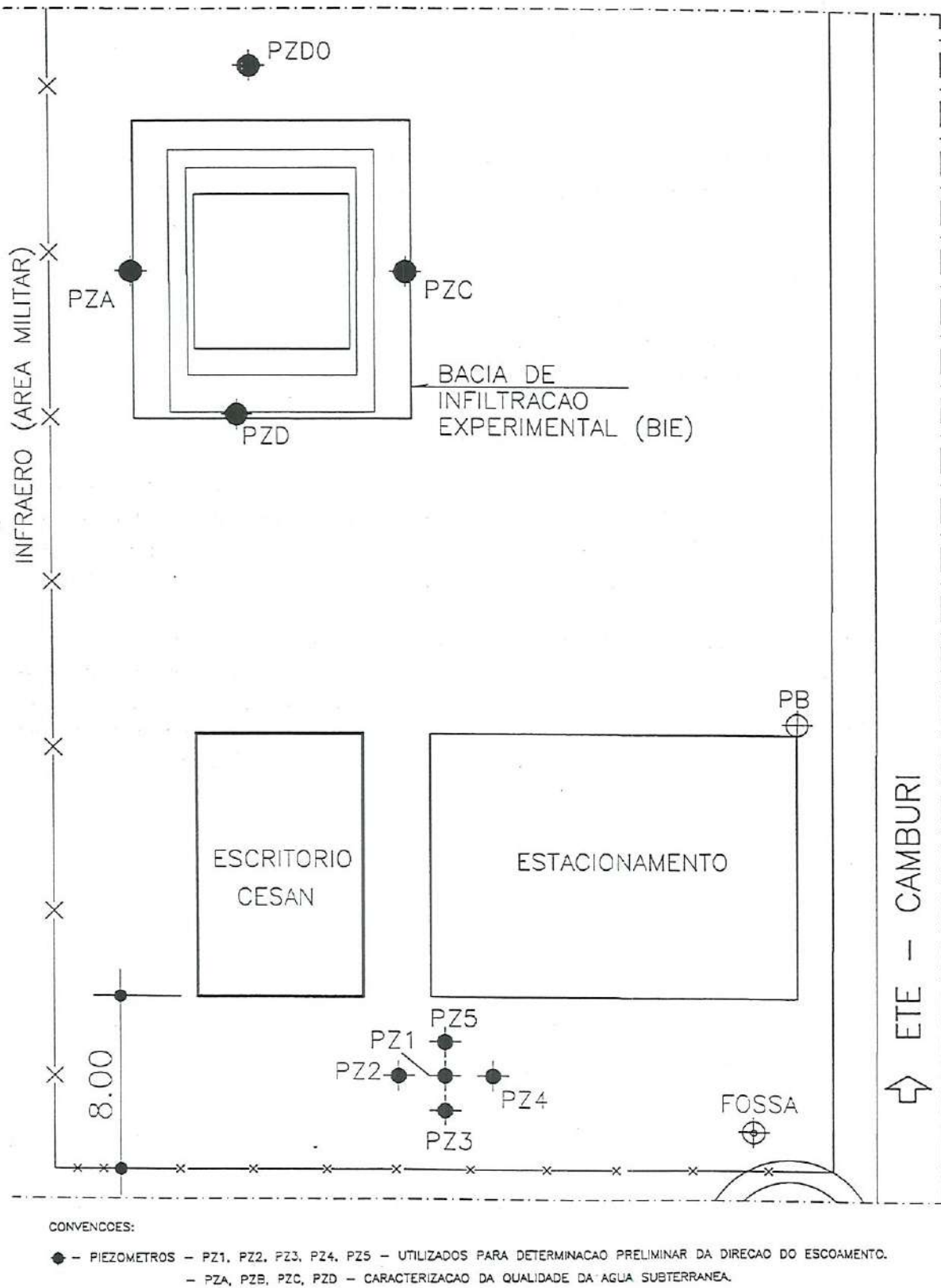


FIGURA 3.6 - Locação dos piezômetros de monitoramento ao redor da Bacia Experimental (Estudos Preliminares). Sem escala.

Os piezômetros eram constituídos por tubos de PVC, com 100mm de diâmetro, tendo como parte penetrante no lençol um trecho com ranhuras de 80cm. Com base nos resultados destas campanhas, avaliou-se a direção do escoamento através de medidas da propagação química dos cloretos e da condutividade elétrica.

Na 1ª campanha foram aplicados 60 litros de água do mar, com concentração de cloretos de 17900mg/l. Dada a proximidade dos poços, considerou-se que a concentração inicial de cloretos em todos os piezômetros eram iguais a 20mg/l, valor medido no piezômetro de injeção Pz1, equidistante 3,00m dos demais. A injeção da água do mar era feita em Pz1 por meio de um funil instalado na boca do tubo. A vazão de aplicação era igual a 30 litros por hora, valor aplicado de modo a evitar movimentos induzidos pela carga hidráulica no lençol freático, uma vez que não causava aumento de carga hidráulica no piezômetro. Após iniciada a injeção, amostras foram coletadas, em cada piezômetro, de 15 em 15 minutos, durante um período de quatro horas.

Na 2ª campanha, aplicaram-se 60 litros de solução de cloretos igual a 48400mg/l, tomando-se o cuidado de medir as concentrações iniciais de cloretos e de condutividade elétrica em cada piezômetro. As concentrações de cloretos, em mg/l, medidas em laboratório foram: Pz1 = 37, Pz2 = 46, Pz3 = 27, Pz4 = 14 e Pz5 = 18.

Na 3ª campanha, aumentou-se o volume da solução aplicada para 180 litros. A condutividade elétrica da mesma era igual a 106,6mS. Os valores iniciais das condutividades em cada piezômetro, expressas em μS , eram: Pz1 = 182, Pz2 = 383, Pz3 = 527, Pz4 = 515 e Pz5 = 460. As coletas de amostras foram realizadas de 5 em 5 minutos, durante 04 (quatro) horas, após iniciada a aplicação da solução.

3.6. 2º Módulo Sistema Integrado (SI)

Os objetivos a serem alcançados nos Estudos do SI foram:

- Verificar a tratabilidade do esgoto sanitário afluente à Estação de Tratamento de Esgotos de Camburi (ETE) - localizada na cidade de Vitória/ES, Brasil, pelo processo de Infiltração Rápida;
- Estimar parâmetros físicos, químicos e biológicos que possam servir no dimensionamento de projetos de sistemas de Infiltração Rápida, em escala real, aplicável à região litorânea do Estado do Espírito Santo.
- Determinar relações de correspondência entre o processo de Infiltração Percolação no tratamento de esgotos sanitários, observados em um sistema constituído de um sistema de campo e de laboratório constituído por duas colunas;
- Determinar a propagação da contaminação bacteriológica e química, causada pelo esgoto sanitário no lençol freático local, através do monitoramento dos coliformes, DBO_5 , DQO, OD, N-NH_4^+ , N-NH_3 , N-NO_3^- , N-NO_2^- , pH, cloretos, condutividade elétrica, SST entre outros.

Observa-se que, na metodologia desenvolvida nesta pesquisa, procurou-se alcançar alguns dos objetivos pretendidos e não alcançados por GEHLING (1985) e por SILVA (1978).

Para não cometer as mesmas falhas referenciadas pelos autores sobre suas pesquisas, algumas medidas prévias foram tomadas, neste estudo. Algumas delas foram recomendadas por GEHLING e por SILVA, entre as quais são a seguir apresentadas:

- Exposição dos leitos filtrantes, constituídos de mesmo solo, e das amostras, referentes ao mesmo esgoto, às mesmas condições climáticas atmosféricas, com a implantação dos sistemas de campo e de laboratório no mesmo local;
- Utilização de uma só bacia com dimensões máximas em relação ao espaço disponível, ao invés de várias bacias pequenas, de modo a evitar futuras e possíveis interferências entre elas. Recomendações de MONTEGGIA (1993);
- Implantação dos poços de monitoramento, após definição prévia da direção do escoamento;
- Investigação geológica e verificação prévia da contaminação do local, realizando pelo menos três campanhas de coleta da água subterrânea, antes da aplicação de esgoto;
- Utilização de reatores de laboratório com maiores dimensões (diâmetro) para se ter, em menor tempo, volume de coleta suficiente para as análises físico-químicas e bacteriológicas;
- Utilização de esgoto sanitário, predominantemente doméstico;
- Manutenção do mesmo operador (aplicação e coleta), do mesmo pessoal de laboratório e dos mesmos procedimentos de análise das amostras durante todo o período experimental.

3.6.1. Operação do Sistema

Com base nos resultados dos estudos preliminares em termos de: características do esgoto, da água subterrânea, do solo, do subsolo e dos desempenhos dos reatores: TQC1, TQC2, TQAV, TQAA, foram definidas as seguintes condições básicas para o estudo integrado:

- Operar todos os aparatos do SI com esgoto decantado, em virtude do mesmo ter apresentado bons resultados nos estudos preliminares sem a inconveniência de colmatação excessiva. Tal medida foi tomada visando à maior facilidade de operação e manutenção;
- Adotar coleta de amostra composta;
- Manter, inicialmente, os mesmos ciclos operacionais e as taxas adotadas, e só depois proceder alterações.

Para operar as unidades experimentais do SI foram implantados um sistema de decantação, transporte, distribuição e descarga de rede.

Os parâmetros analisados foram os recomendados pelo programa de monitoramento de amostras para Sistema de Infiltração Rápida de grande porte EPS (1984), sendo a frequência semanal para todos os parâmetros.

Os limites de qualidade adotados para análise de contaminação são os prescritos pelo Órgão de Controle Ambiental local, Secretaria de Estado para Assuntos de Meio Ambiente (SEAMA) que, por falta de legislação específica, estabelece, para proteção das águas subterrâneas, enquadramento das mesmas como água de classe 2, conforme a Resolução Nº 20, do CONAMA, de 1986.

O SI foi operado com aplicação de esgoto primário, ou seja: gradeado, desarenado, decantado e homogeneizado na rede, referente a um esgoto bruto com características entre médio e forte. Nas fases 2 e 4 esses esgotos passaram a ser livres de óleos e graxas. O esgoto utilizado era referente ao horário entre 10:00 e 15:00 horas (horário de pique da vazão e de concentração do esgoto afluente a ETE de Camburi, 1996). A determinação da taxa de esgoto aplicada e os ciclos operacionais adotados foram definidos com base nos resultados de colmatção e de desempenho, obtidos nos estudos preliminares, principalmente no que diz respeito à remoção de nitrogênio e fósforo.

Levando em consideração as restrições físicas da área de estudo, e tendo conhecimento do sentido preferencial do escoamento da água subterrânea, determinado nos estudos preliminares, uma rede de poços foi implantada para monitorar o percolado e a água subterrânea ao redor da BIE. A mesma era constituída de 8 poços, instalados conforme especificações do Projeto de Norma Brasileira (PN: 1.603.06-003) da ABNT, sendo um deles localizado no centro da BIE.

A perfuração dos poços de monitoramento foi feita com: trado oco, diâmetro de 150mm, para escavação manual até o lençol freático; e jato d'água, com um carro de jato vácuo, com pressão de 120kgf/cm², utilizando cerca de 8m³ de água potável, para aprofundamento de 1,2m, em média, na camada saturada. Todos os poços penetraram parcialmente no lençol. Os mais próximos da fonte eram localizados a 10 m de distância (4 poços) do talude interno da BIE, e os mais afastados acerca de 30 m (3 poços). Apenas 1 poço foi instalado no centro da bacia. Além disso, foram definidos dois pontos dentro da bacia, a 1,20 e 1,60m de profundidade, para coleta de amostras de areia. No Apêndice I tem-se maiores detalhes sobre este procedimento..

Para dar suporte às análises físico-químicas e bacteriológicas, contou-se com o apoio logístico do laboratório do Instituto Tecnológico da UFES (ITUFES) e do laboratório da CESAN.

Com o objetivo de alcançar êxito, em termos de desempenho do sistema IR, com um mínimo de tentativas de aplicação, adotou-se nesta pesquisa conforme recomendações de REED et al. (1988) taxa de aplicação anual de 18,5m/ano (18cm/dia).

O critério adotado para determinar o ciclo operacional e a taxa de aplicação teve por base o estudo do nitrogênio, conforme recomendações, para nitrificação e

desnitrificação respectivamente, pelos manuais EPA (1981), EPA (1984) e EPA (1992).

O procedimento operacional adotado nesta pesquisa, foi o seguinte: submeter a Bacia Experimental e a coluna de laboratório a condições operacionais idênticas em três fases distintas, descritas a seguir:

Fase 1 - nitrificação: Nesta fase, o esgoto primário foi aplicado a uma taxa superficial de 18cm por dia, 1 a 2 vezes por semana, com período de descanso de 5 a 7 dias. Esta estratégia operacional adotada teve por objetivos privilegiar o desenvolvimento das colônias de microrganismos nitrificadores no leito de areia.

O volume de esgoto aplicado foi pequeno (1400 litros) esgoto bem distribuído, mal decantado, presença de óleos e graxas, sem limpeza de rede, vazão de aplicação variável e por gravidade e à baixa carga (1,0mca).

Fase 2 - desnitrificação: Nesta fase, o esgoto primário foi aplicado a uma taxa superficial de 18 cm por dia, 1 a 2 vezes por semana com período de descanso de 12 dias. O objetivo foi promover a desnitrificação pela via endógena, no leito de areia.

O volume aplicado foi maior (9000 litros), esgoto mal distribuído, bem decantado, sem óleos e graxas, sem limpeza de rede de alimentação, vazão de aplicação idêntica à da Fase 1, período bastante chuvoso.

Fase 4 - nitrificação: Nesta fase, o esgoto foi aplicado em duas doses consecutivas procurando obter um melhor resultado de desnitrificação. O esgoto foi melhor distribuído e com qualidade semelhante, tanto no sistema de laboratório (TDV), quanto no sistema de campo (BIE).

A vazão foi mantida constante e aplicada em conduto forçado por recalque, com limpeza de rede de alimentação, período pouco chuvoso, demais fatores idênticos aos da Fase 2. Durante estas aplicações procurou-se distribuir uniformemente o esgoto na superfície do terreno, como também reduzir a velocidade de infiltração na mesma. Estas condições de aplicação foram obtidas nas Fases 1 e 4, através da aplicação por inundação à baixa pressão.

3.6.2 Aparatos e Características do Material de Leito Filtrante.

Nas FIGURAS 3.7, 3.8 e 3.9 tem-se a ilustração em planta e em perfil, da localização dos sistemas de campo e de laboratório operados no Sistema Integrado (SI) na área da ETE de Camburi. Na FIGURA 3.10 são apresentadas as características do solo utilizado, em todos os aparatos do SI, e a sua relação com os valores recomendados pelo EPA (1981).



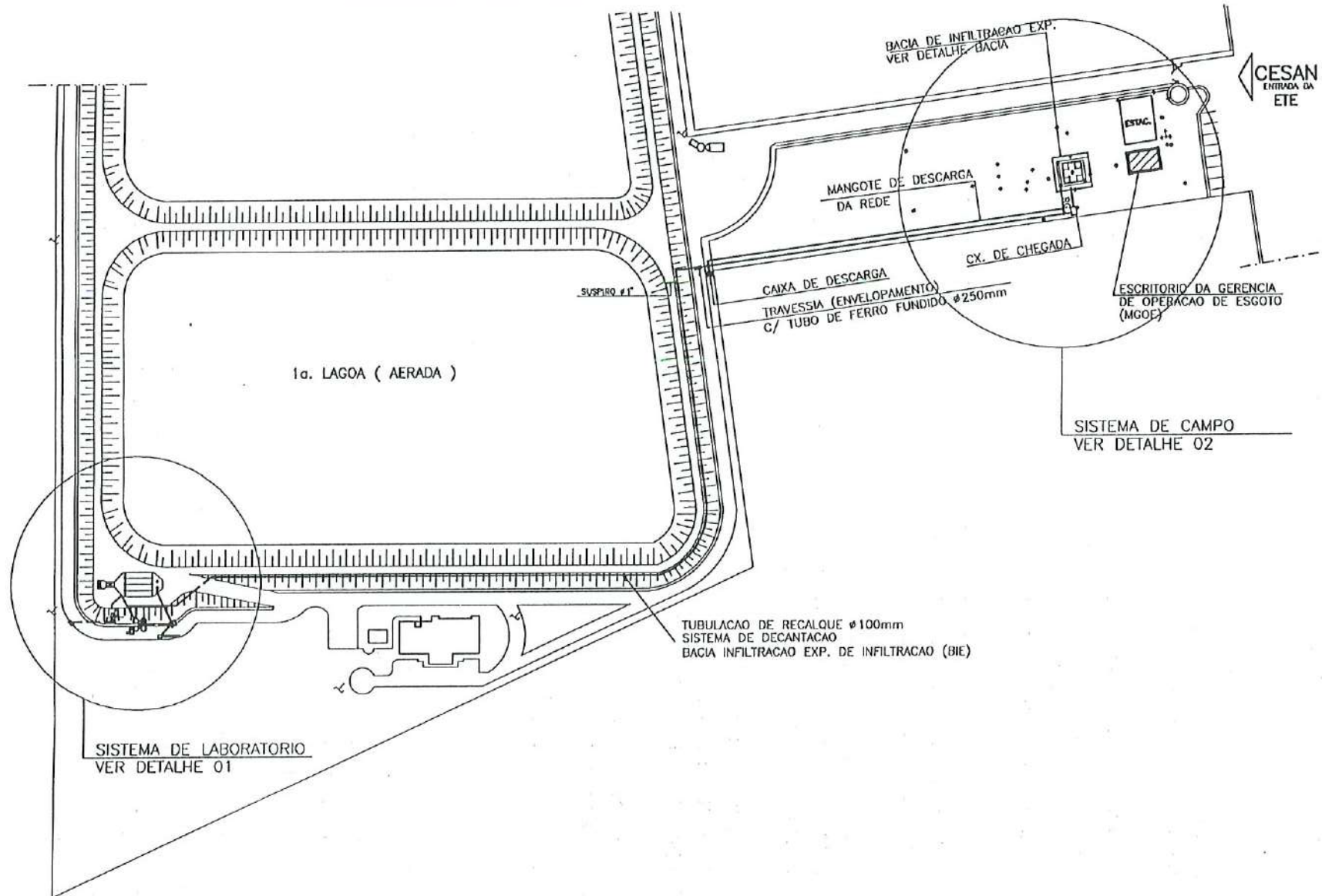


FIGURA 3.7 - Planta de localização dos sistemas de laboratório e de campo na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Camburi - Vitória/ES, operada pela CESAN. Escala: 1:2000.

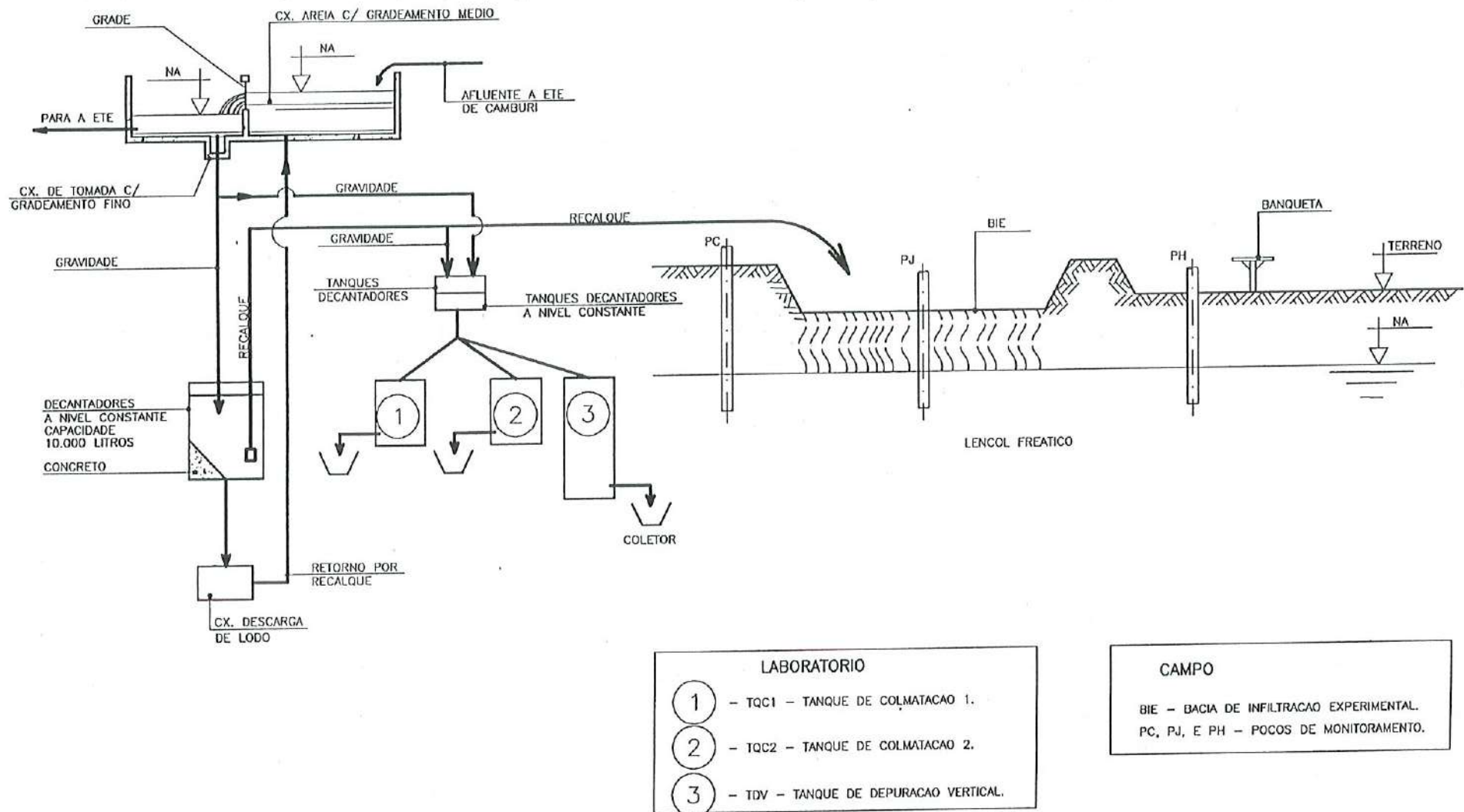


FIGURA 3.8 - Esquema dos sistemas de laboratório e de campo. Sem escala.

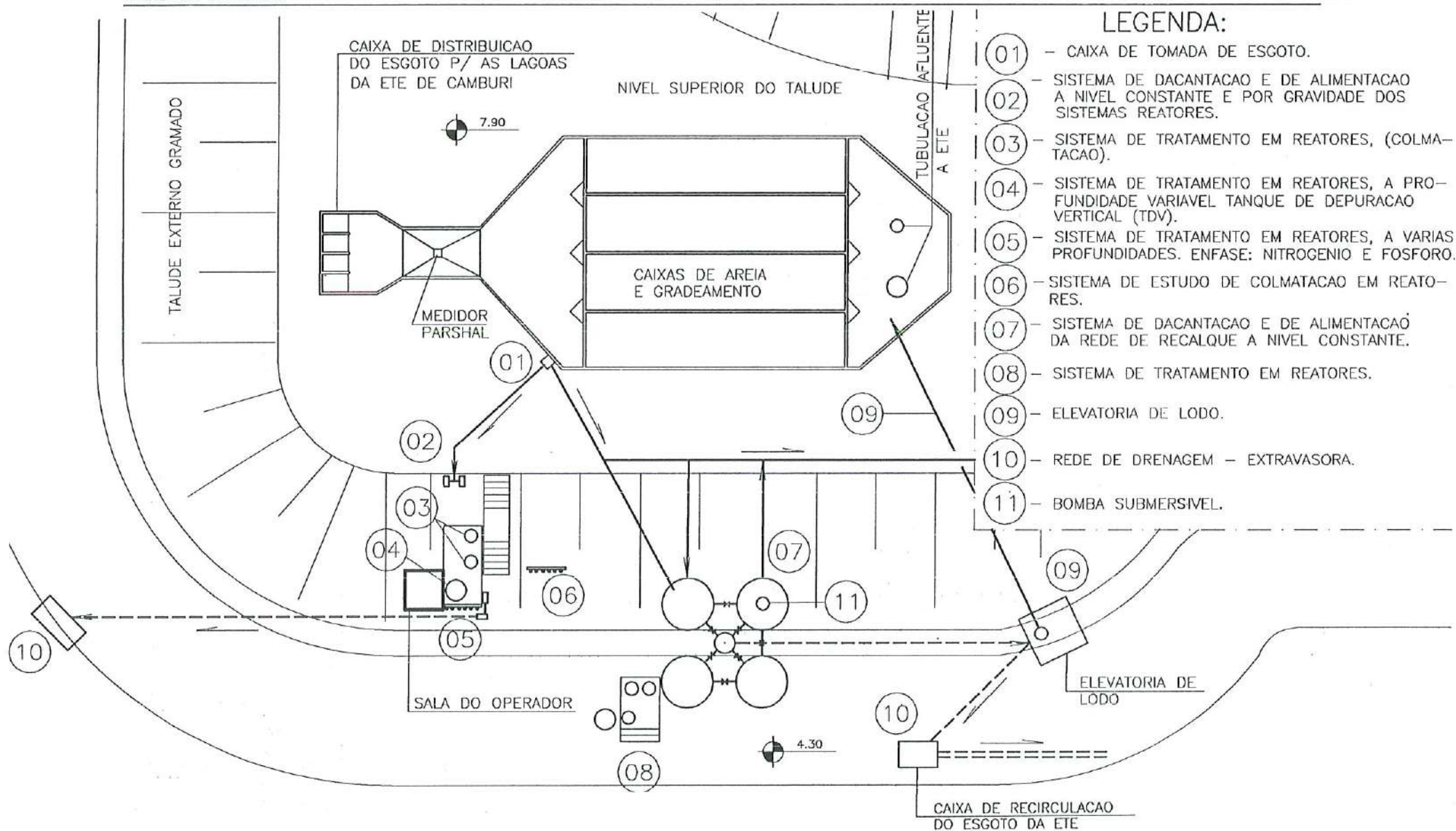
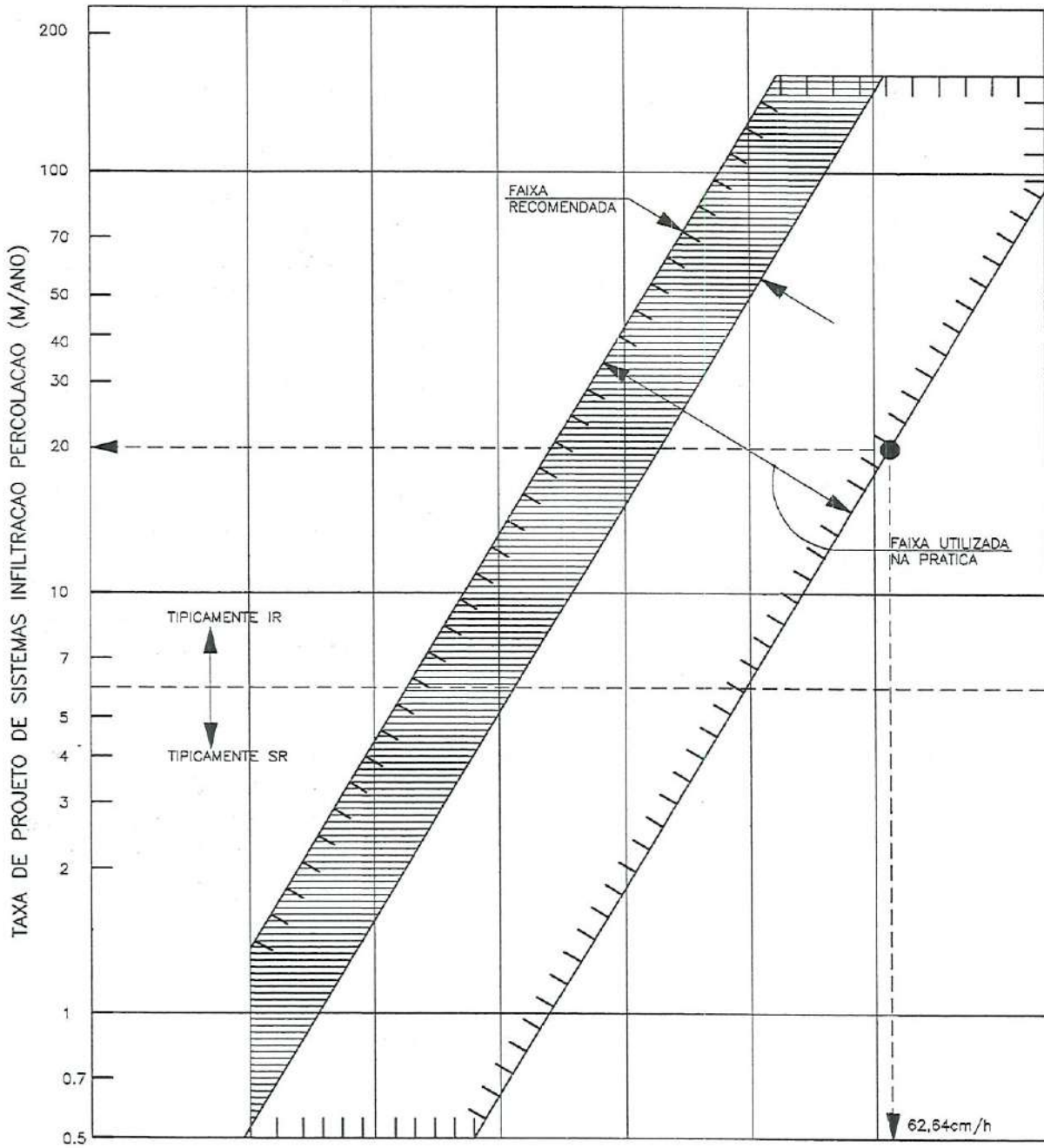


FIGURA 3.9 - Sistema de laboratório, ETE de Camburi - Vitória/ES, operada pela CESAN. Detalhe 01 da FIGURA 3.16. Escala: 1/200.



PERMEABILIDADE DA CAMADA MAIS RESTRITA DO PERFIL DO SOLO							
UNIDADE	MUITO LENTA	LENTA	MODERADAMENTE LENTA	MODERADA	MODERADAMENTE RÁPIDA	RÁPIDA	MUITO RÁPIDA
in./h	< 0.06	0.05-6.20	0.20-0.60	0.00-2.8	2.0-8.8	0.00-2.8	> 20.0
cm/h	< 0.15	0.15-8.51	0.51-1.5	1.5-5.1	5.1-15.2	15.2-56.6	> 50.0

PERMEABILIDADE DA CAMADA MAIS RESTRITIVA DO PERFIL DO SOLO

Nota: 20m/ano ← (valores praticados nesta pesquisa)

↓ 62,64 cm/h

FIGURA 3.10 - Valores de taxas de percolação para projetos de sistemas de Infiltração Rápida (IR) e de Infiltração Lenta (IL), estimada em função da permeabilidade do solo. Fonte: EPA (1981).

3.6.3 Sistema de Laboratório: Tanque de Depuração Vertical (TDV)

Para os estudos da IR em laboratório foi construído um Tanque de Depuração Vertical (TDV), constituído por uma coluna de fibra de vidro, pintada de azul escuro, com diâmetro de 60cm, área superficial de 0,28m² e altura de 3,15m, dos quais 2,50m foram preenchidos com a mesma areia da Bacia de Infiltração Experimental (BIE), e a base preenchida com brita de várias granulometrias. Para amostragem, 6 tomadas, providas de telas inox finas foram instaladas ao longo da profundidade, de 50 em 50 cm, com dispositivo de coleta interna, de aço inox, em forma de concha invertida, para interceptar a frente de umidade do percolado. A FIGURA 3.11 ilustra as descrições sobre o TDV.

O nível d'água no TDV, simulando o lençol freático, era obtido através da aplicação de água potável, fluxo ascendente, até que atingisse nível d'água referente a 1,60m de leito filtrante. O nível d'água era detectado através de um piezômetro instalado na parte inferior do tanque. Neste tanque, piezômetros foram instalados para medir perdas de carga do escoamento. No entanto não chegaram a ser utilizados devido à baixa carga hidráulica aplicada, 18cm, e à grande oscilação de nível nos mesmos, durante a expulsão das bolhas de ar existentes no leito filtrante.

A aplicação do esgoto no TDV era feita por gravidade e à baixa pressão, através de uma mangueira, sobre uma placa de isopor assentada na superfície do leito filtrante. A placa tinha 56cm de diâmetro e era perfurada para proporcionar melhor distribuição do esgoto. Fazendo-se manualmente movimentos circulares com a mangueira, durante a aplicação, obtinha-se boa distribuição do esgoto.

Condições Operacionais:

- Esgoto primário : decantado;
- Taxa aplicada : 18 cm ou 1800 m³/ha.dia;
- Volume aplicado : 50 l
- Tempo aplicação : 10 min;
- Ciclo operacional : 2 dias de aplicação, 5 dias de descanso;
- Carga DBO₅ : 124 kg/ha.dia;
- Altura do leito : 1,60 a 2,00 m (variável);
- Ponto de coleta : 2,00 m de profundidade.

O ponto de coleta de amostra líquida, localizado a 2,50m de profundidade, fornecia amostra composta, diluída em água potável, referente a 50cm acima do mesmo, do nível de lençol freático simulado com água potável. A coleta era feita cerca de 3 horas após a aplicação do esgoto na superfície do tanque, tempo suficiente para recuperar um volume superior a 80% do volume aplicado.

No TDV, coletas de amostras de areia foram feitas, apenas na Fase 4, através de orifícios de 25mm de diâmetro, localizados a 1,20 e 1,60 m de profundidade.

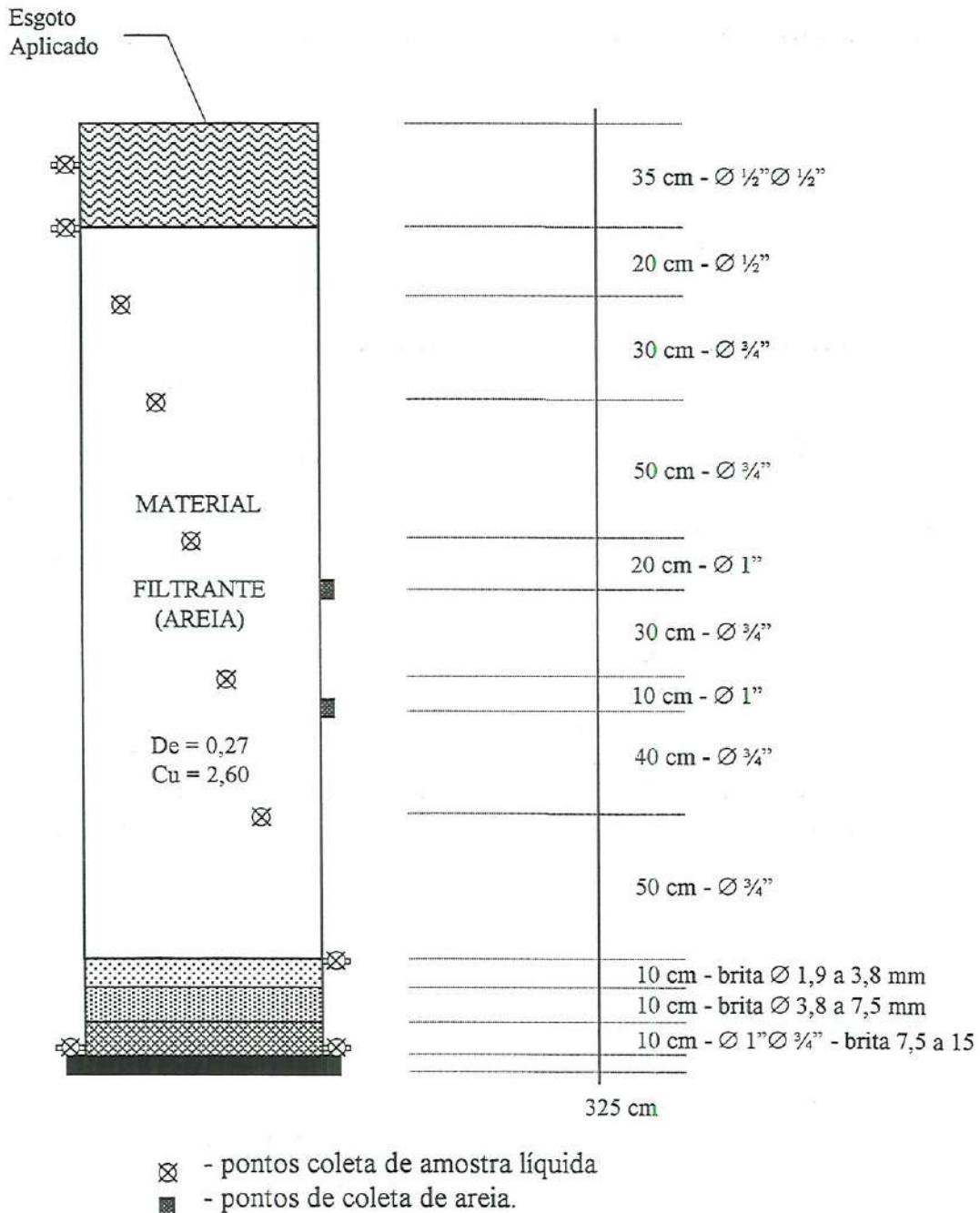


FIGURA 3.11 - Modelo para estudos de depuração de esgotos: TDV - Tanque de Depuração Vertical.

3.6.4 Sistema Campo: Bacia de Infiltração Experimental (BIE)

Para a realização dos estudos da Infiltração Rápida, dentro dos limites da área da estação de Esgotos de Camburi, implantou-se apenas uma Bacia de Infiltração. A opção de uma única unidade foi feita de modo a proporcionar aproveitamento máximo da área disponível, no sentido de facilitar a investigação do processo IR e a caracterização da contaminação da água subterrânea, com um mínimo de interferências de fontes de poluição vizinhas. Escavada manualmente no terreno

natural, suas dimensões foram: $(7 \times 7) \text{m}^2$ ou 49m^2 de área útil, ocupando com os taludes 169m^2 $(13 \times 13) \text{m}^2$, conforme FIGURA 3.12.

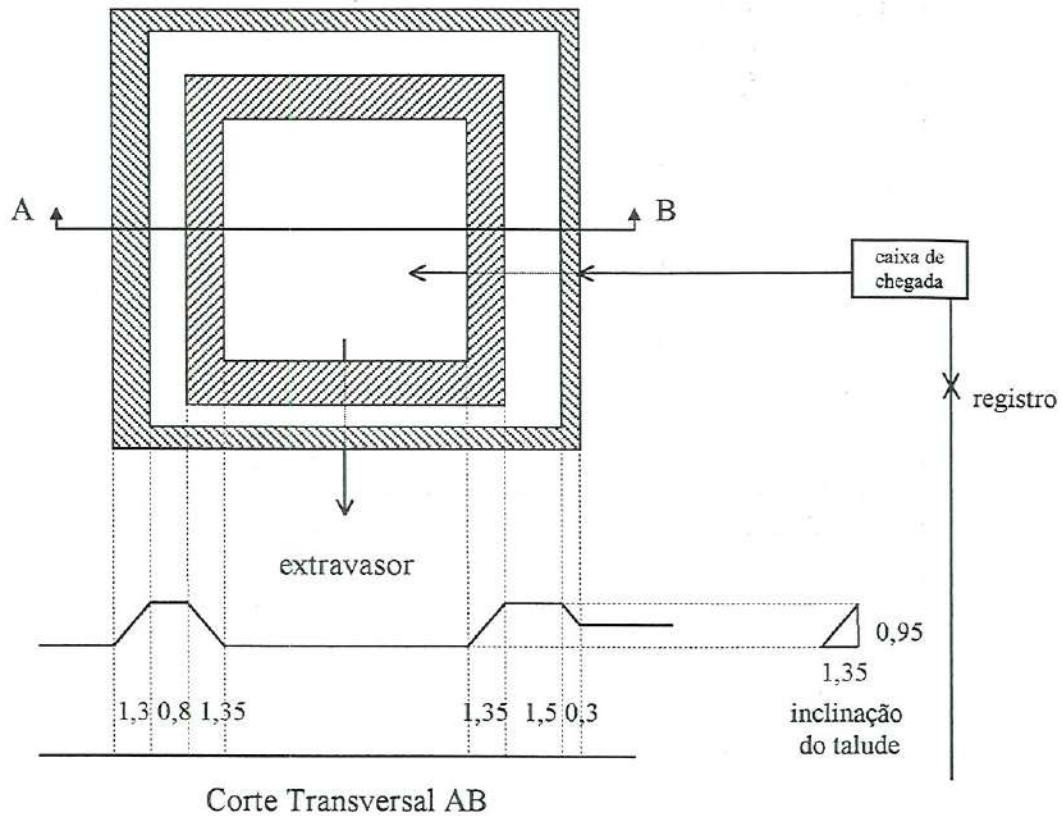


FIGURA 3.12 - Desenho esquemático da Bacia Experimental de Infiltração (medidas em metros).

Condições Operacionais:

- Esgoto : primário
- Taxa aplicada : 18 cm lâmina ou 1800 m³/ha.dia
- Volume aplicado : 9000 litros
- Tempo de aplicação : 10 a 55 min (3 min por célula)
- Ciclo : 2 aplicação e 5 dias descanso
- Carga DBO₅ aplicados : 125 Kg/ha.dia
- Altura do leito de areia : 1,20 a 2,10 m
- Ponto de coleta no lençol freático : 2,0 m

Para a alimentação da Bacia, foi implantado um emissário por recalque de 550m de extensão em PVC, com diâmetro de 100mm. Para recalque, utilizou-se uma bomba submersível com as seguintes características: vazão que variava de 2 a 2,5 l/s nas fases 1 e 2, para períodos de bombeamento de 10 e 60 min. Na fase 4, o período de aplicação era cerca de 54min, tempo suficiente para se lançar 9000 litros numa área de 49m^2 , a uma vazão constante de 2,8 l/s. Nesta fase, os tanques de decantação permaneceram cheios durante o período de aplicação.

As características da bomba utilizada na alimentação do esgoto na Bacia (BIE), eram: marca ABS, submersível, Patrimônio CESAN - 3366, Tipo ROB: 701 T, Amp.: 4.7 A, Q_{max}: 25m³/h, Voltagem: 60/s, Potmax: G.2 m.c.a., kw: 0,75, Rpm: 1750, Voltagem: 220V.

3.6.4.1 Coleta de Amostras no Meio Saturado

Para realizar o descarte do volume de água estagnada e a amostragem no lençol freático, foram elaborados coletores específicos para cada poço, constituídos de válvula de pé com crivo, tubo de PVC, mangueira e encaixe para recalque conforme FIGURA 3.13. Para evitar contaminação das amostras pelo contato com o solo ou mãos do operador, cada poço teve o seu coletor individual, que permanecia dentro do mesmo durante o período de repouso.

Antes do início da coleta do percolado no lençol freático, cada poço foi esgotado de duas a três vezes o seu volume, evitando, assim, a coleta de água estagnada no interior do mesmo. Para medir o volume d'água descartado, utilizou-se um balde de 20 litros com escala. Este volume de descarte servia também para limpeza da contaminação do poço anterior e formação de ambiente para coleta nas partes internas da bomba.

Este procedimento era realizado com o uso de uma bomba (½ cv), também utilizada para coleta das amostras, com as seguintes características: Bomba centrífuga KSB Hydrobloc, vazão 40l/min, modelo P 500 (rotor com palhetas periféricas radiais), Vazões: até 40l/min. (2,4m³/h), Elevações: até 80m, Altura máxima de sucção: 7 m, Motor: Monofásico 110 -220V/60 Hz. Na FIGURA 3.14 e 3.15 tem-se a ilustração dos poços e do sistema de coleta.

As amostras coletadas nos poços de monitoramento eram do tipo composta e diluída na água do lençol freático. Nas fases 1 e 2, as coletas eram feitas em todos os poços, cerca de 24 horas após o 2º dia de aplicação. Na fase 4, além da coleta, após o 2º dia, eram feitas também no Poço J, coletas no 1º dia, cerca de 2 horas após o término de uma aplicação.

A rotina de coleta, em todas as fases, era feita partindo-se dos poços de montante (de maiores cotas topográficas) para os de jusante (ou de menores cotas topográficas) em relação à fonte. A ordem de coleta foi a seguinte: Poço A, B, C, D, E, F, H e J. Por ser o representativo da fonte de poluição, e portanto o mais contaminado, o poço J era o último poço a ser amostrado.

Uma vez que o volume total retirado em cada poço era pequeno, cerca de 20 a 30 litros, podemos dizer que o volume coletado em cada poço não chegava a sofrer influência ou a influenciar na qualidade da amostra do poço vizinho (mais próximo: 13,5m).

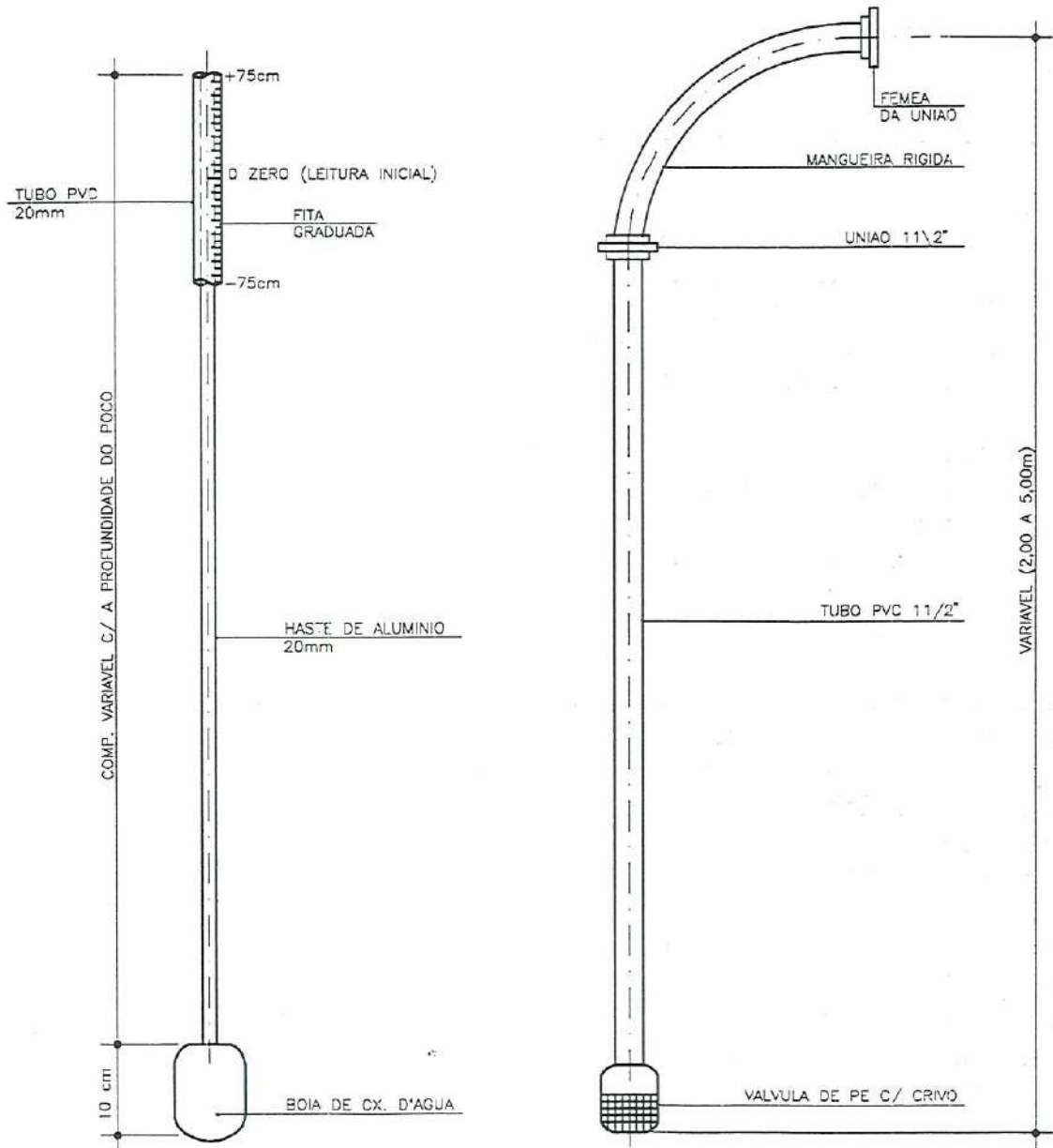
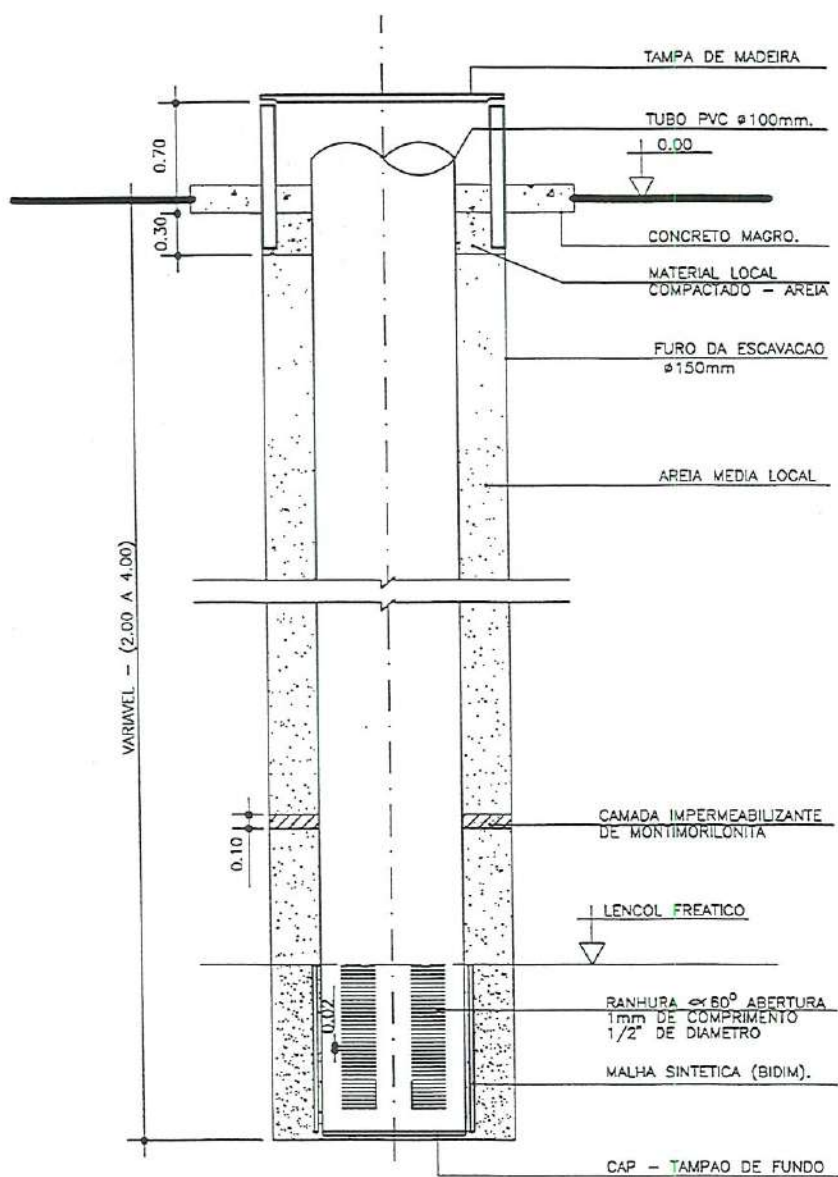


FIGURA A
S/ESCALA

FIGURA B
S/ESCALA

FIGURA 3.13 - A) Medidor de nível, individual para cada poço.
B) Coletor individual de cada poço.



CORTE AA
 ESC. 1/50

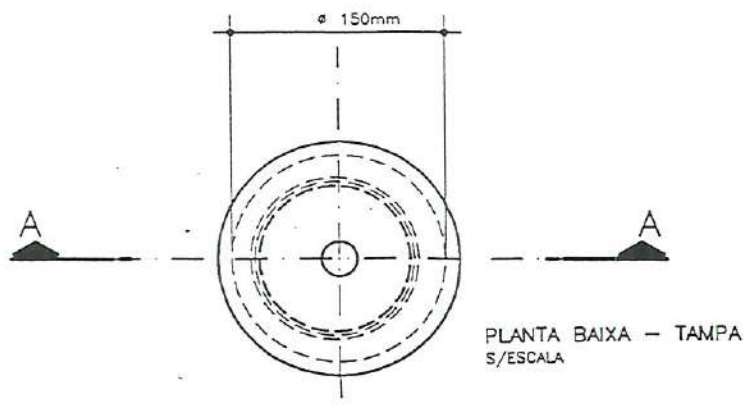


FIGURA 3.14 - Poço de Monitoramento.

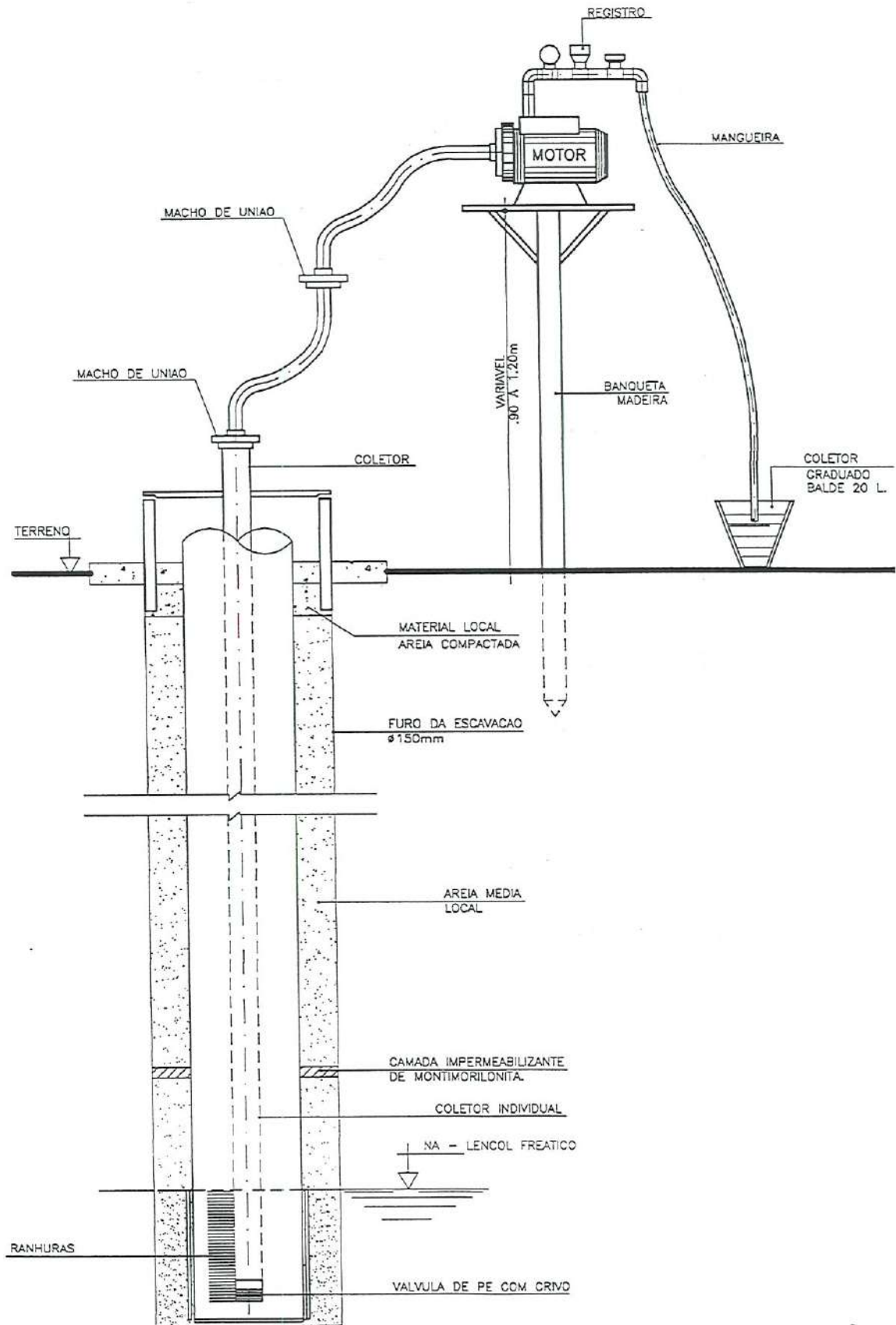


FIGURA 3.15 - Sistema de coleta nos poços de monitoramento. Sem escala.

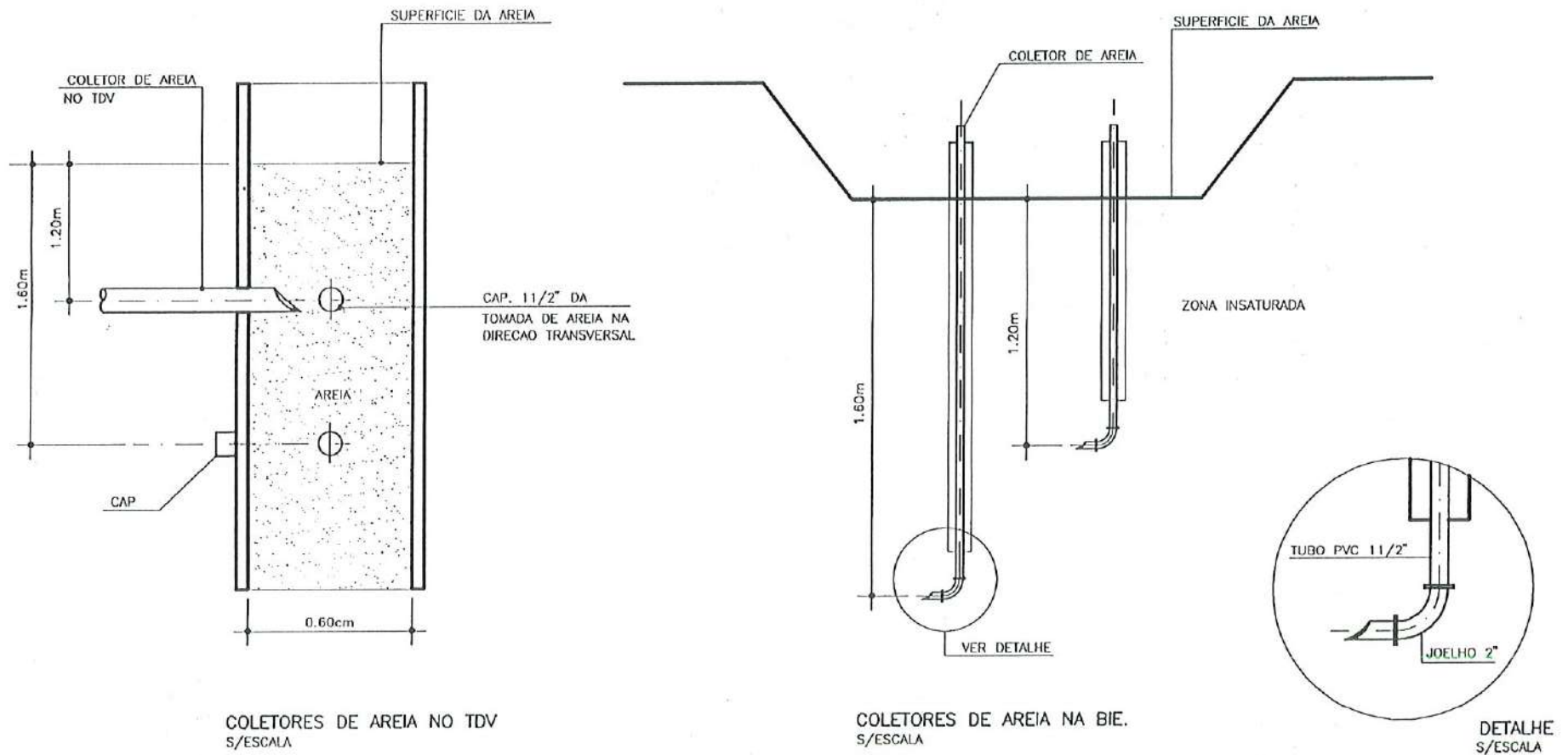


FIGURA 3.16 - Coleta de areia nas profundidades de 1,20 e 1,60 m. No Tanque de Depuração Vertical (TDV) e na Bacia de Infiltração Experimental. (BIE).

3.6.4.2 Coleta de Amostras Líquidas na Zona Insaturada.

Durante a fase 1 e 2, tentativas de coleta de amostras no meio insaturado foram feitas para se obter dados comparativos entre aqueles obtidos nas amostras compostas dos reatores A, B, C, D e E, operados por LIMA (1995). Para isto, foram cravados dois tubos de 150 mm de diâmetro, de forma inclinada no solo, dentro da BIE. Estes tubos tinham janelas constituídas por furos de 1 polegada, revestidos por uma tela inox fina e por bidim. As janelas tinham a finalidade de captar o esgoto percolado na vertical da zona insaturada, através de canecas, colocadas no interior do mesmo.

Estes coletores não funcionaram, não sendo possível, portanto, captar amostras no meio insaturado. Segundo CLEARY (1991), tal fato se explica: pela baixa energia cinética do esgoto percolado, pela alta tensão capilar na manta de bidim e pela pressão atmosférica, atuando contra o fluxo. Devido às tensões contra a gravidade, o percolado era desviado do bidim, tomando o caminho de menor consumo de energia, ou seja percolando pelo solo que envolve o tubo

Para obter volume de amostra suficiente para análise no meio insaturado, acoplou-se um aspirador de pó doméstico para provocar uma pressão contrária à tensão capilar do bidim. Desta forma obteve-se amostra em quantidade, porém de má qualidade. Estas apresentam altas concentrações de NTK. Para obter amostras de qualidade, um ajuste fino para o sistema de sucção seria necessário. Este ajuste, por questão de demanda de tempo, não foi feito nesta pesquisa. Partiu-se, então, para a realização de coletas de areia no meio insaturado, através de dois pontos de coleta instalados à 1,20 e 1,60 m de profundidade, no centro da BIE. Na FIGURA 3.16 apresentada, tem-se a ilustração desta coleta de solo.

3.6.5 Monitoramento do Sistema Integrado (SI).

O monitoramento das unidades experimentais do SI foi efetuado de modo a se caracterizar o grau de tratamento do sistema IR, em investigação, através da qualidade da água do percolado a distâncias verticais e horizontais (no caso da bacia). Para isto, obtiveram-se dados quantitativos e qualitativos sobre o esgoto bruto, o esgoto decantado e o percolado na zona saturada do solo.

As análises físico-químicas, bacteriológicas e demais medidas realizadas durante o período de operação foram: sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, DBO_5 , DQO, NTK, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- , fósforo total, coliformes fecais, alcalinidade, pH, cloretos, vazão de alimentação, nível da água no lençol freático. A frequência das coletas foi, em média, semanal para os 14 pontos descritos a seguir e ilustrados conforme FIGURA 3.17:

- 1 ponto de coleta do esgoto bruto (EB).
- 1 ponto de coleta do esgoto decantado (ED).
- 2 pontos de coleta de areia no Tanque de Depuração Vertical (TDV).

- 2 pontos de coleta de areia, na vertical, localizados no interior da Bacia de Infiltração (BIE).
- 8 pontos de coletas no lençol freático (EL): A, B, C, D, E, F, H e J sendo este último, o poço fonte e o poço B, o poço testemunha.

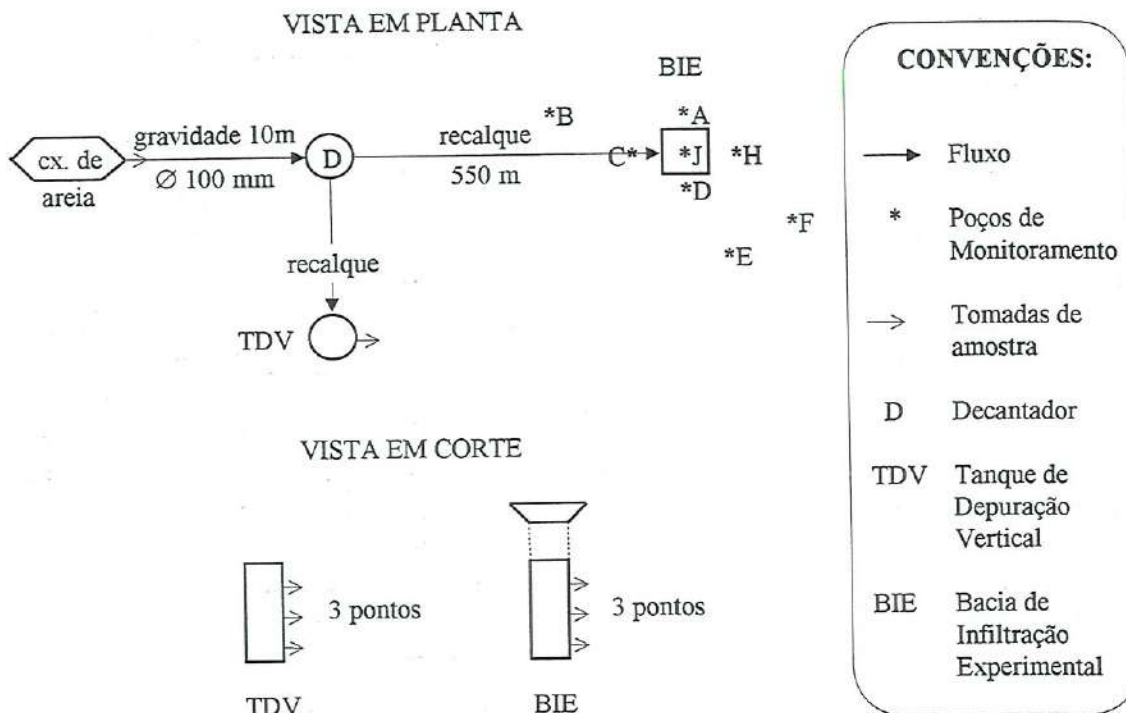


FIGURA 3.17 - Vista em planta e em corte do sistema de Infiltração Rápida de Laboratório (TDV) e de campo (BIE) implantado na ETE de Camburi, Vitória/ES.

3.6.6 Campanhas de Aplicação e Coleta de Amostras.

Para se avaliar a propagação da contaminação causada pelos esgotos domésticos, tratados pelo sistema IR na BIE, foram realizadas várias campanhas de aplicação de esgotos e de coleta de amostras, em períodos denominados Fases: 0; 1; 2; 3; 4 e 5. As aplicações foram realizadas nas fases 1; 2 e 4. A seguir apresentamos uma descrição sucinta de cada fase.

Fase 0

Esta fase foi realizada no período de 09/07/95 a 18/07/95. O objetivo das campanhas nesta fase era conhecer a qualidade inicial da água subterrânea. Nestas campanhas foram feitas apenas coletas de amostras de água do lençol freático, durante as três semanas que antecederam o início da aplicação do esgoto no TDV e na BIE. Os parâmetros analisados nesta fase foram: DQO, DBO₅, Fósforo, Ortofosfato, OD, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, Alcalinidade Total, Cloretos, ST, STD, SVT, STF, NTK, Condutividade, pH e Coliformes Fecais.

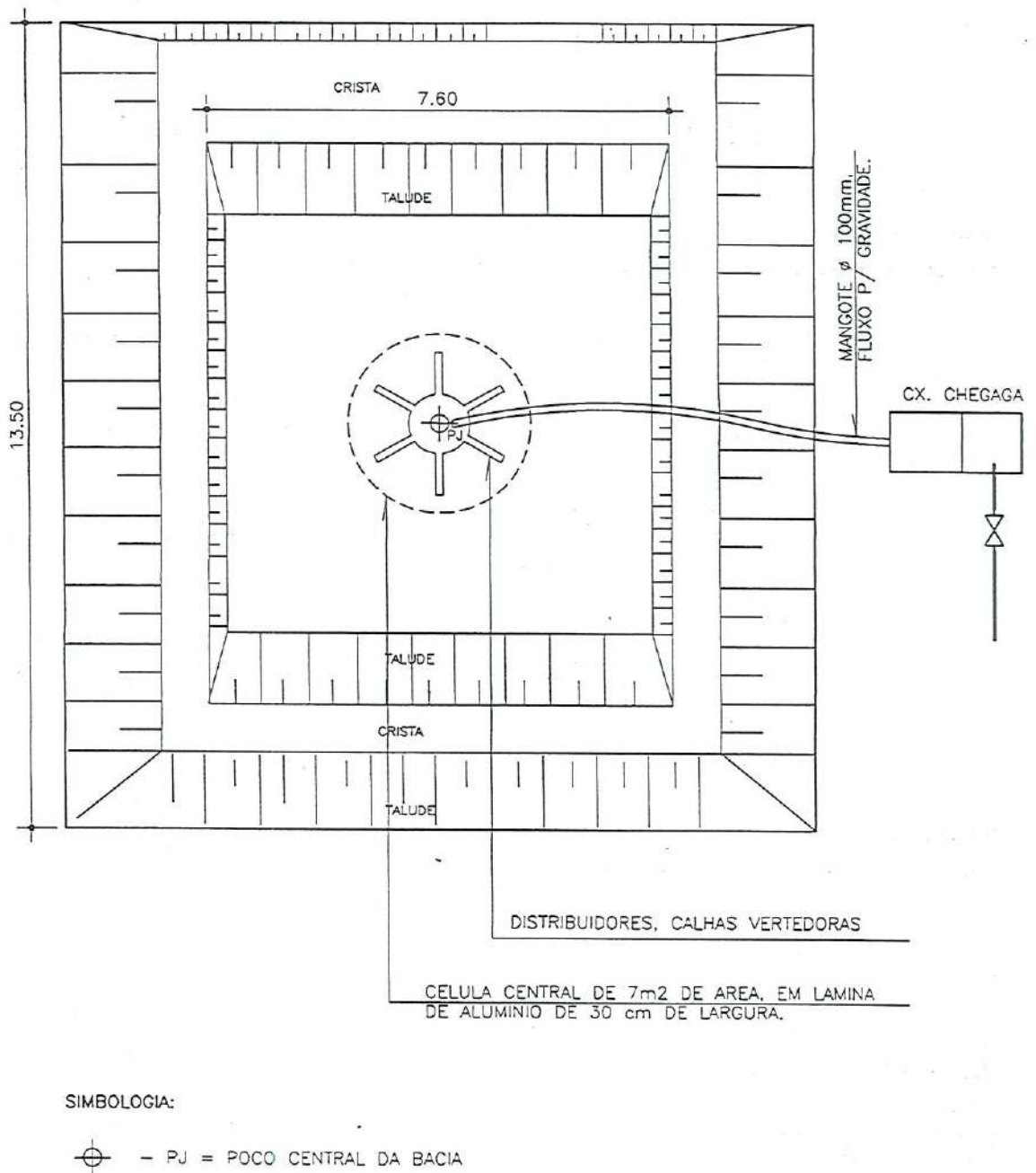
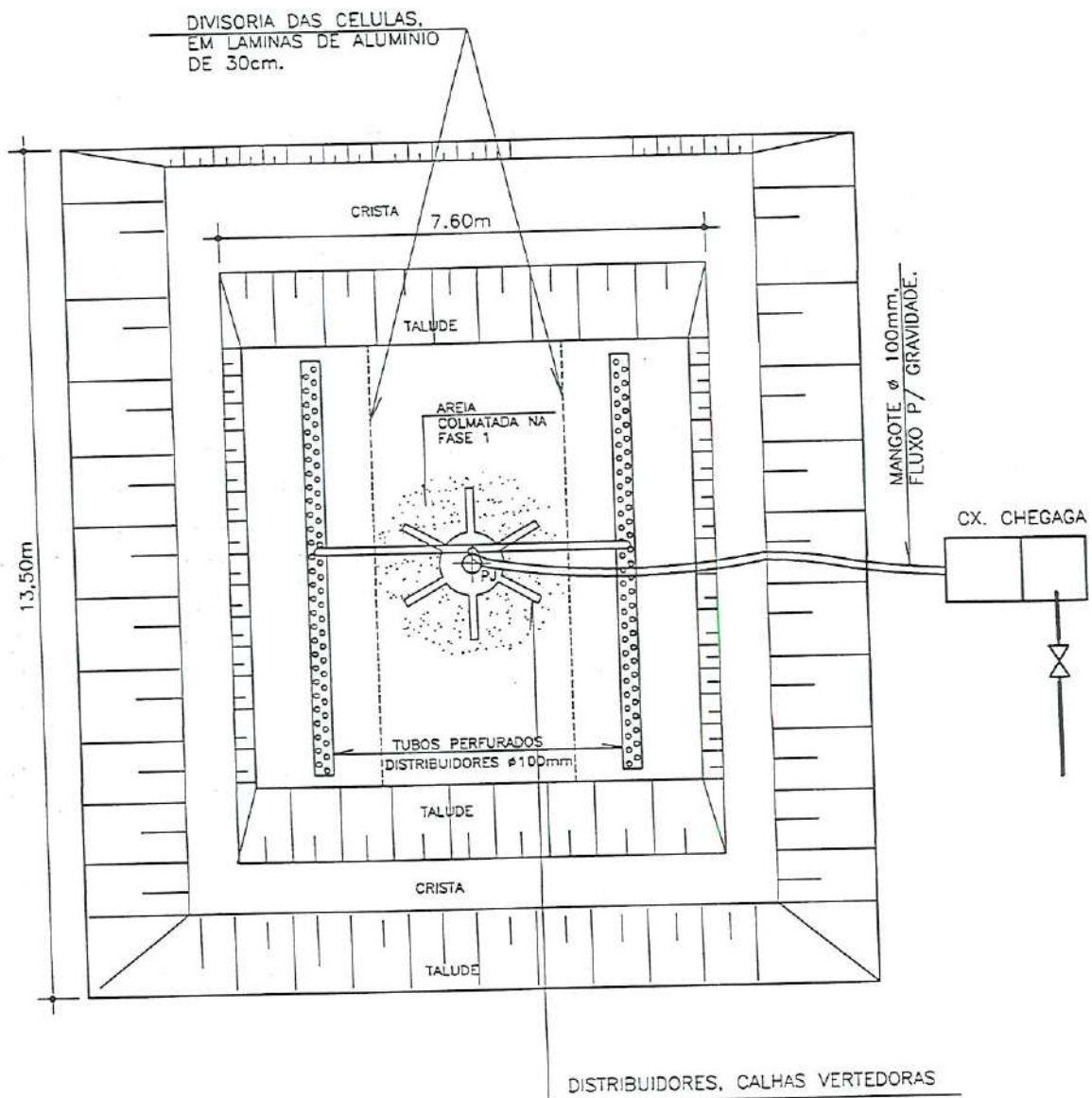


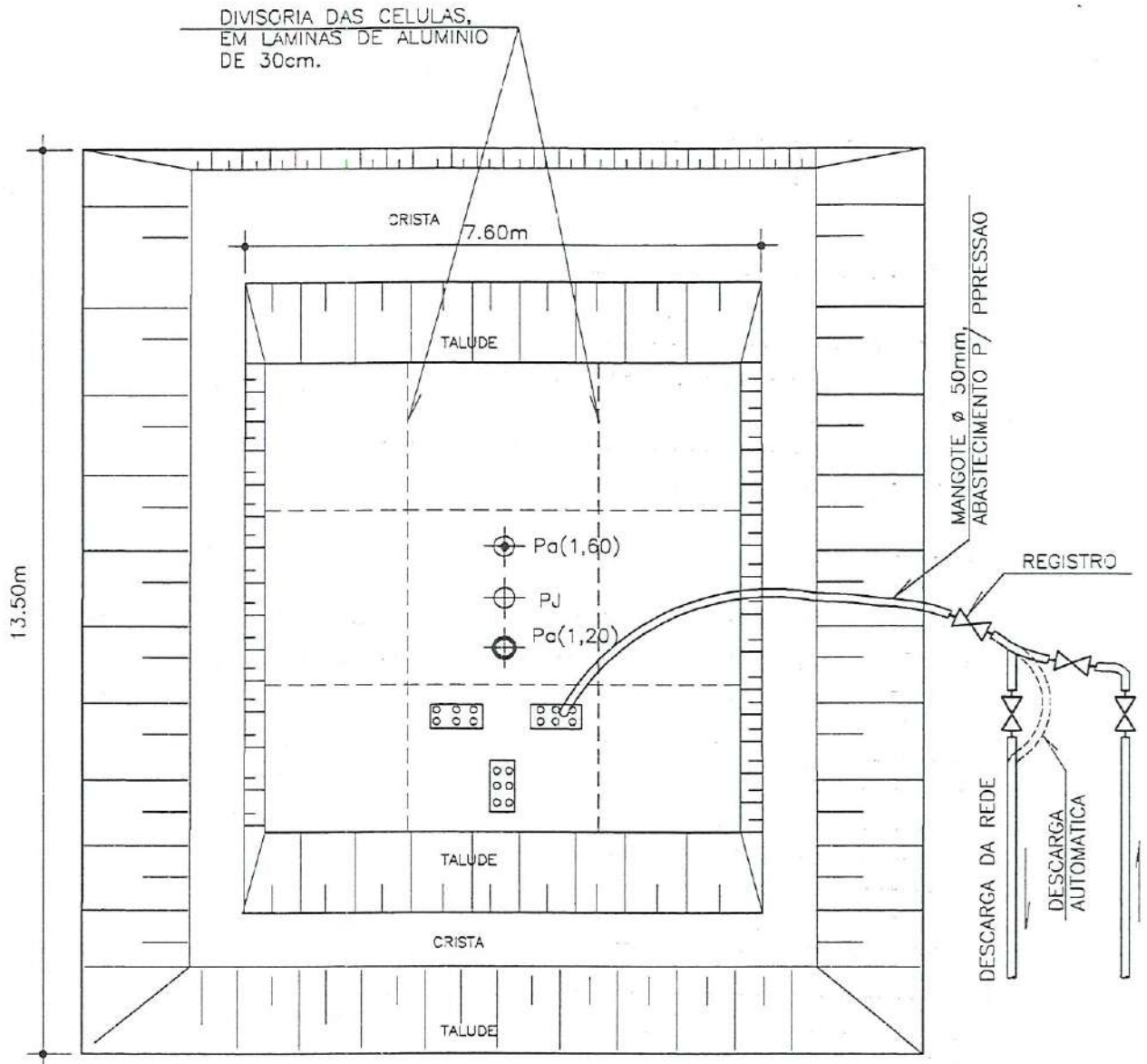
FIGURA 3.18 - Sistema de distribuição de esgoto na BIE - Fase 1. Detalhe: Bacia de Infiltração Experimental (BIE). S/ escala.



SIMBOLOGIA:

- P.J. = POÇO CENTRAL DA BACIA

FIGURA 3.19 - Sistema de distribuição de esgoto na BIE - Fase 2. Detalhe: Bacia de Infiltração Experimental (BIE). S/ escala.



SIMBOLOGIA:

- PJ = POÇO CENTRAL DA BACIA
- Pa(1,60) - FOCO DE COLETA DE AREIA PROF. = 1.60m.
- Pa(1,20) - POÇO DE COLETA DE AREIA - PROF. = 1.20m
- CELULAS P/ LANCAMENTO DE ESGOTO COM PAREDES DE LAMINA DE ALUMINIO DE 30cm DE LARGURA, SENDO ENTERRADO 5cm.
- PLACAS DE ISOPOR PERFURADAS 80x80x5cm.

FIGURA 3.20 - Sistema de distribuição de esgoto na BIE - Fase 4. Detalhe: Bacia de Infiltração Experimental (BIE). S/ escala.

Fase 1

Esta fase foi desenvolvida no período de 02/08/95 a 27/09/95, na qual foram realizadas sete campanhas para coletas de água do lençol freático. As coletas de amostras foram feitas 24 horas após a aplicação de um volume total de 3000 litros de esgoto (sendo 1500 litros aplicados a cada dia). A taxa aplicada era igual a 18 cm de lâmina. O esgoto era mal decantado, devido aos tanques não possuírem inclinações adequadas de fundo, e distribuído uniformemente na BIE, numa área de 9m², durante 9 minutos. O ciclo operacional do SI era de dois dias de aplicação e cinco dias sem aplicação (ou de repouso). O objetivo foi a nitrificação. Os parâmetros analisados, foram os mesmos da fase zero exceto, STD, SVT, ST, STF.

Um dia antes de cada lançamento na Bacia, medidas "in loco" de pH, temperatura e condutividade, foram feitas por meio de uma sonda portátil.

Devido à impossibilidade de se coletar amostras de qualidade, sem sucção adequada, durante a passagem da frente de umidade no solo na zona insaturada, o monitoramento foi realizado apenas na zona saturada. Na FIGURA 3.18 tem-se a ilustração do sistema de aplicação de esgoto utilizado nesta fase.

Fase 2

Esta fase foi desenvolvida no período de 26/10/95 a 20/12/95. Nesta, foram realizadas cinco campanhas. Cada campanha de coleta era feita 24 horas após a aplicação do esgoto, sob as mesmas condições operacionais da fase 1. O volume total aplicado foi 18000 litros, sendo 9000 litros aplicados a cada dia. Aplicação de 18 cm de lâmina esgoto decantado, com distribuição não uniforme, em área de 49m², durante 54 minutos. O ciclo operacional do SI era de 2 dias de aplicação seguidos de 12 dias de descanso. O objetivo era proporcionar a desnitrificação. Os parâmetros analisados foram os mesmos da Fase 0. Na FIGURA 3.19 tem-se a ilustração do sistema de aplicação de esgoto utilizado nesta fase.

Fase 3

Esta fase foi desenvolvida no período de 10/03/96 a 25/03/96 de forma semelhante e com os mesmos objetivos da fase 0, ou seja, conhecer a qualidade inicial da água subterrânea antes de se iniciar uma nova aplicação. Esta campanha foi realizada após um período de repouso de aproximadamente 90 dias, compreendidos entre 21/12/95 e 15/03/96. Os parâmetros analisados foram os mesmos da Fase 0 exceto: STD, SVT, ST e STF.

Fase 4

Esta Fase foi desenvolvida no período de 01/04/96 a 04/06/96. Nesta, foram realizadas 10 campanhas. Cada campanha de coletas era realizada de forma semelhante à fase 2, 24 horas após a aplicação de um volume total de aproximadamente 18000 l. O esgoto era bem decantado, distribuído uniformemente na BIE numa área de 49m², durante 54 minutos. O ciclo operacional do SI era de 2

dias de aplicação seguidos de 5 dias de descanso. O objetivo era proporcionar a nitrificação. Os parâmetros analisados foram os mesmos da fase 0 exceto: STD, SVT, ST e STF. Na FIGURA 3.20 tem-se o sistema de aplicação de esgoto utilizado nesta fase.

Fase 5

Esta fase foi desenvolvida no período 25/11/96 a 09/12/96, de forma semelhante à fase 0, mas com o objetivo de se conhecer a qualidade da água subterrânea após as diversas aplicações de esgoto ocorridas no período 02/08/95 a 04/06/96. Esta campanha foi realizada após um período de repouso de aproximadamente 180 dias. Os parâmetros analisados foram os mesmos da Fase 0 exceto: STD, SVT, ST e STF.

3.7. Determinação da direção do escoamento da água subterrânea

Nos estudos preliminares a determinação da direção do escoamento foi obtida com base na topografia local, na superfície potenciométrica natural e na injeção de cloretos em área próxima à BIE conforme já descrito no capítulo "Materiais e Métodos".

Nas fases de operação da BIE, procurou-se determinar melhor a direção do escoamento levando em consideração a topografia local, o comportamento da superfície potenciométrica natural e modificada pela aplicação de cargas hidráulicas de água e de esgoto, a injeção de cloretos, e análises do efluente tratado, tais como: nitratos e cloretos.

Muito embora fosse conhecido, através dos estudos preliminares, o grau de contaminação do lençol freático por cloretos e nitratos adotou-se este procedimento no sentido permitir uma avaliação da direção preferencial da contaminação, logo após as Fase 1 e 2 deste estudo e buscando subsidiar a racionalização e melhor relocação da rede de monitoramento existente. Para determinar a direção do escoamento seguiram-se os seguintes passos:

- 1 - Procurou-se ter conhecimento sobre comportamento hidráulico da água subterrânea antes de se iniciar a aplicação do de esgoto. Para isto foram aplicadas no centro da Bacia, $7,5\text{m}^3$ de água potável de forma pontual. Simultaneamente foram feitas medidas de variação do nível d'água nos poços PA, PC, PD e PH, os mais próximos da BIE e equidistantes 13,5m do centro.
- 2 - Procurou-se identificar a contaminação provocada na BIE, através da detecção da condutividade elétrica, dos cloretos e nitratos decorrentes da constituição do próprio esgoto aplicado.
- 3 - Acompanhou-se de forma intensiva a contaminação no lençol freático através de medidas de condutividade elétrica, de 10 em 10 min, logo após iniciada uma aplicação de esgoto.
- 4 - Fizeram-se avaliações gráficas após o término das Fase 1 e 2 dos indicadores cloretos, nitratos e condutividade.

5 - Realizaram-se campanhas de injeção de soluções de cloreto para confirmação da direção do escoamento natural (sem carga de esgoto).

3.7.1 Campanhas de Aplicação de Cloretos como Traçador.

Após o período de aplicação de esgoto para tratamento, encerrado em 04/06/96, realizaram-se três campanhas de injeção de cloretos no poço J, localizado no centro da BIE, com o objetivo de determinar em definitivo a direção do escoamento natural da água subterrânea. Além disto, a injeção de traçador objetivou a obtenção da velocidade real da água subterrânea, como também determinar parâmetros de dispersão úteis à modelagem matemática.

1ª Campanha de Injeção de Cloretos

A primeira campanha de injeção de cloretos foi realizada em 12/07/96. Uma solução de cloreto de sódio comercial (sal de cozinha) obtida da diluição de 90kg de sal em 1000 litros de água potável foi preparada no local em 5 bombonas de 200 litros cada. A aplicação da solução, foi feita, por gravidade no poço J, e de forma contínua, através de uma mangueira a vazão de 200 l/hora. A carga de aplicação referente à seção transversal de um tubo de 100mm era de $(\pi/4 \times 0,1^2)$ era um volume equivalente ao volume de 25m do tubo em uma hora durante um período de 5 horas.

O monitoramento do comportamento do traçador foi feito “in loco” através de medidas de condutividade elétrica, utilizando sonda portátil: “Water Analyzer da HALCH METER/TDS”. As primeiras medidas foram feitas em cada poço após o esgotamento de 3 vezes o volume de água dos mesmos. Amostras de água foram coletadas para análise de cloretos, em laboratório. O monitoramento foi intensivo nas primeiras oito horas da aplicação (7:40 às 16:40), mais intenso ainda quando se observou no poço PH uma variação significativa nas medidas de condutividade e nas concentrações de cloretos. No dia seguinte (13/07/96) prosseguiu-se o monitoramento de forma menos intensiva. A partir do dia 14, foi feita apenas uma medida diária, durante 15 dias. Os poços monitorados foram: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PH e PJ, localizados conforme FIGURAS 3.26, 6.1 e 6.25. A detecção da condutividade causada pelos cloretos, foi confirmada pelas concentrações de cloretos determinadas em laboratório.

2ª Campanha de Injeção de Cloretos

A segunda campanha de injeção de cloretos foi realizada em 09/08/96 de forma semelhante à primeira campanha, para melhor identificação da direção do escoamento. Além dos poços utilizados na primeira campanha, foram implantados mais sete piezômetros, identificados como: PzA1, PzA2, PzH1, PzF1, PzD0, PzD11 e PzC1, localizados conforme FIGURA 3.13. Estes piezômetros, com exceção do PzD0, foram instalados no talude da BIE, a uma distância média de 5m do poço J. O monitoramento da condutividade após o primeiro dia foi feito apenas uma vez por dia, durante 25 dias.

3ª Campanha de Injeção de Cloretos

A terceira campanha de injeção de cloretos foi realizada em 09/11/96. A quantidade de sal e de água de diluição foi dobrada (180kg/2000l) como também o tempo de aplicação. O procedimento de operação de lançamento e coleta foram os mesmos das duas campanhas anteriores. O monitoramento da condutividade após o primeiro dia foi feito também uma vez por dia, durante 25 dias.

3.8. Método para a Análise dos Dados

3.8.1 Procedimento de Análise dos Dados.

Para interpretar os dados monitorados neste estudo, adotaram-se os seguintes procedimentos:

- Análise de dados de tabelas dos dados com estimadores estatísticos tais como: média, desvio padrão, e coeficiente de variação;
- Análise de dados de gráficos ponto a ponto e de médias das variáveis observadas;
- Análise de gráficos tipos caixas (Box Plot);
- Comparação de médias utilizando Análise de Variância e o Teste t de Student;
- Estimativa de Coeficientes de Representatividade CRM e CRD.

3.8.2 Elaboração de Gráficos Tipo Caixas (Box Plot do Inglês).

Os gráficos em forma de caixas (Box Plot) nos permitem melhor visualizar os valores obtidos nos experimentos. A linha horizontal no interior das caixas representa a mediana, a altura representa o interquartil ou seja diferença entre o 25% e 75% percentual. A largura é arbitrária. As linhas verticais de prolongamento, traçadas a partir da base e do topo das caixas representam os valores máximos e mínimos da distribuição ou ao percentil 75% acrescentado do valor do interquartil ou ao percentual 25% diminuído do valor do interquartil.

3.8.3 Cálculo de Médias, Remoção e Coeficientes de Representatividade.

Para calcular as remoções diárias e as remoções médias das medidas observadas no monitoramento consideramos como sendo:

W_{ij} - parâmetro de monitoramento no esgoto decantado afluente (ED);

X_{ij} - variáveis observadas no esgoto efluente do reator BIE;

Y_{ij} - variáveis observadas no esgoto efluente do reator TDV;

Z_{ij} - variáveis observadas no esgoto efluente do reator RE;

t - data da medição do parâmetro (mês, dia e ano);

j - ordem numérica das fases da pesquisa ao longo do tempo: 0, 1, 2, 3, 4 e 5;

i - ordem numérica das datas da realização da aplicação de esgoto em cada fase.

Cada um destes parâmetros pode ser analisado conforme disposição na TABELAS 3.8; 3.9; 3.10 e 3.11.

TABELA 3.8 - Esgoto Decantado (ED) representado por $W_{t,i}$.

Data	Fase 1	Fase 2	Fase 4
t_1	$W_{1,1}$	$W_{2,1}$	$W_{4,1}$
t_2	$W_{1,2}$	$W_{2,2}$	$W_{4,2}$
t_3	$W_{1,3}$	$W_{2,3}$	$W_{4,3}$
t_4	$W_{1,4}$	$W_{2,4}$	$W_{4,4}$
t_i	$W_{1,i}$	$W_{2,i}$	$W_{4,i}$
t_{n-1}	$W_{1,n-1}$	$W_{2,n-1}$	$W_{4,n-1}$
t_n	$W_{1,n}$	$W_{2,n}$	$W_{4,n}$
Média aritmética	$\Sigma W_{1,i/n}$	$\Sigma W_{2,i/n}$	$\Sigma W_{4,i/n}$

TABELA 3.9 - Efluente da BIE $X_{t,i}$.

Data	Fase 0	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
t_1	$X_{0,1}$	$X_{1,1}$	$X_{2,1}$	$X_{3,1}$	$X_{4,1}$	$X_{5,1}$
t_2	$X_{0,2}$	$X_{1,2}$	$X_{2,2}$	$X_{3,2}$	$X_{4,2}$	$X_{5,2}$
t_3	$X_{0,3}$	$X_{1,3}$	$X_{2,3}$	$X_{3,3}$	$X_{4,3}$	$X_{5,3}$
t_4		$X_{1,4}$	$X_{2,4}$		$X_{4,4}$	
t_i		$X_{1,i}$	$X_{2,i}$		$X_{4,i}$	
t_{n-1}		$X_{1,n-1}$	$X_{2,n-1}$		$X_{4,n-1}$	
t_n		$X_{1,n}$	$X_{2,n}$			
Média aritm.	$\Sigma X_{0,i/3}$	$\Sigma X_{1,i/n}$	$\Sigma X_{2,i/n}$	$\Sigma X_{3,i/3}$	$\Sigma X_{4,i/n}$	$\Sigma X_{5,i/3}$

Para o cálculo da remoção diária e média na BIE, nas Fases 1 e 2 considerou-se como contaminação de "background" aquela detectada na Fase 0, cujo valor médio foi adicionado como fator de correção do cálculo.

Para o cálculo da remoção diária e média na BIE, na Fase 4, considerou-se como contaminação de "background" aquela detectada na Fase 3, cujo valor médio foi adicionado como fator de correção do cálculo.

Remoção Diária na BIE em cada fase:

$$\text{Fase 1 - RDBIE1} = [(W_{1,i/n} - X_{1,i/n}) / W_{1,i/n}] \times 100 + [(\Sigma X_{0,i/3}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100$$

$$\text{Fase 2 - RDBIE2} = [(W_{2,i/n} - X_{2,i/n}) / W_{2,i/n}] \times 100 + [(\Sigma X_{0,i/3}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100$$

$$\text{Fase 4 - RDBIE4} = [(W_{4,i/n} - X_{4,i/n}) / W_{4,i/n}] \times 100 + [(\Sigma X_{3,i/3}) / \Sigma W_{4,i/n}] \times 100$$

Remoção Média na BIE em cada fase:

$$\text{Fase 1 - RMBIE1} = [(\Sigma W_{1,i/n} - \Sigma X_{1,i/n}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100 + [(\Sigma X_{0,i/3}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100$$

$$\text{Fase 2 - RMBIE2} = [(\Sigma W_{2,i/n} - \Sigma X_{2,i/n}) / \Sigma W_{2,i/n}] \times 100 + [(\Sigma X_{0,i/3}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100$$

$$\text{Fase 4 - RMBIE4} = [(\Sigma W_{4,i/n} - \Sigma X_{4,i/n}) / \Sigma W_{4,i/n}] \times 100 + [(\Sigma X_{3,i/3}) / \Sigma W_{4,i/n}] \times 100$$

TABELA 3.10 - Efluente do TDV $Y_{t,i}$.

Data	Água torneira	Fase 1	Fase 2	Fase 4
t_1	-	$Y_{1,1}$	$Y_{2,1}$	$Y_{4,1}$
t_2	-	$Y_{1,2}$	$Y_{2,2}$	$Y_{4,2}$
t_3	-	$Y_{1,3}$	$Y_{2,3}$	$Y_{4,3}$
t_4	-	$Y_{1,4}$	$Y_{2,4}$	$Y_{4,4}$
t_i	-	$Y_{1,i}$	$Y_{2,i}$	$Y_{4,i}$
t_{n-1}	-	$Y_{1,n-1}$	$Y_{2,n-1}$	$Y_{4,n-1}$
t_n	-	$Y_{1,n}$	$Y_{2,n}$	$Y_{4,n}$
Média aritmética	Y A.T.	$\Sigma Y_{1,i/n}$	$\Sigma Y_{2,i/n}$	$\Sigma Y_{4,i/n}$

Para o cálculo da remoção diária e média no TDV, nas Fases 1 e 2 considerou-se como contaminação de "background" aquela medida, com a passagem de água de torneira antes da aplicação de esgoto no TDV, denominada YA.T., cujo valor médio foi adicionado como fator de correção do cálculo.

Remoção Diária na BIE em cada fase:

$$\text{Fase 1 - RDTDV1} = [(W_{1,i/n} - Y_{1,i/n}) / W_{1,i/n}] \times 100 + [(Y \text{ A.T.} / W_{1,i/n})] \times 100$$

$$\text{Fase 2 - RDTDV2} = [(W_{2,i/n} - X_{2,i/n}) / W_{2,i/n}] \times 100 + [(Y \text{ A.T.} / W_{2,i/n})] \times 100$$

$$\text{Fase 4 - RDTDV4} = [(W_{4,i/n} - X_{4,i/n}) / W_{4,i/n}] \times 100 + [(Y \text{ A.T.} / W_{4,i/n})] \times 100$$

Remoção Média na BIE em cada fase:

$$\text{Fase 1 - RMTDV1} = [(\Sigma W_{1,i/n} - \Sigma Y_{1,i/n}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100 + [(Y \text{ A.T.} / W_{1,i/n})] \times 100$$

$$\text{Fase 2 - RMTDV2} = [(\Sigma W_{2,i/n} - \Sigma X_{2,i/n}) / \Sigma W_{2,i/n}] \times 100 + [(Y \text{ A.T.} / W_{2,i/n})] \times 100$$

$$\text{Fase 4 - RMTDV4} = [(\Sigma W_{4,i/n} - \Sigma X_{4,i/n}) / \Sigma W_{4,i/n}] \times 100 + [(Y \text{ A.T.} / W_{4,i/n})] \times 100$$

TABELA 3.11 - Efluente do RE.

Data	Fase 1	Fase 2
t_1	$Z_{1,1}$	$Z_{2,1}$
t_2	$Z_{1,2}$	$Z_{2,2}$
t_3	$Z_{1,3}$	$Z_{2,3}$
t_4	$Z_{1,4}$	$Z_{2,4}$
t_i	$Z_{1,i}$	$Z_{2,i}$
t_{n-1}	$Z_{1,n-1}$	$Z_{2,n-1}$
t_n	$Z_{1,n}$	$Z_{2,n}$
Média aritmética	$\Sigma Z_{1,i/n}$	$\Sigma Z_{2,i/n}$

Remoção Diária na BIE em cada fase:

$$\text{Fase 1 - RDRE1} = [(W_{1,i/n} - Z_{1,i/n}) / W_{1,i/n}] \times 100$$

$$\text{Fase 2 - RDRE2} = [(W_{2,i/n} - Z_{2,i/n}) / W_{2,i/n}] \times 100$$

Remoção Média na BIE em cada fase:

$$\text{Fase 1 - RMRE1} = [(\Sigma W_{1,i/n} - \Sigma Z_{1,i/n}) / \Sigma W_{1,i/n}] \times 100$$

$$\text{Fase 2 - RMRE2} = [(\Sigma W_{2,i/n} - \Sigma Z_{2,i/n}) / \Sigma W_{2,i/n}] \times 100$$

Correlações entre as médias (objetivo: obter Coeficientes de Representatividade - CR)
Determinação do CR = (Remoções obtidas em reatores de laboratório / Remoções obtidas no reator de campo).

Define-se:

RMBIEmax : Remoção Média Máxima obtida durante as Fases 1, 2 e 4 na BIE.
RMBIEmin : Remoção Média Mínima obtida durante as Fases 1, 2 e 4 na BIE.
RMTDVmax : Remoção Média Máxima obtida durante as Fases 1, 2 e 4 na TDV.
RMTDVmin : Remoção Média Mínima obtida durante as Fases 1, 2 e 4 na TDV.
RMREmax : Remoção Média Máxima obtida durante as Fases 1 e 2 na RE.
RMREmin : Remoção Média Mínima obtida durante as Fases 1 e 2 na RE.
RMBIEmed : Média Aritmética de RMBIEmax e RMBIEmin.
RMTDVmed : Média Aritmética de RMTDVmax e RMTDVmin.
RMREmed : Média Aritmética de RMREmax e RMREmin.

Coeficientes de Representatividade das Médias (CRM):

CRMmin (TDV/BIE) : $MTDV_{min}/RMBIE_{min}$.
CRMmax (TDV/BIE) : $MTDV_{max}/RMBIE_{max}$.
CRMmin (RE/BIE) : $MRE_{min}/RMBIE_{min}$.
CRMmax (RE/BIE) : $MRE_{max}/RMBIE_{max}$.
CRM (TDV/BIE) : $MTDV_{med}/RMBIE_{med}$.
CRM (RE/BIE) : $MRE_{med}/RMBIE_{med}$.

Coeficientes de Representatividade das Médias (CRD):

CRDmin (TDV/BIE) : $RMTDV_{min}/RMBIE_{min}$.
CRDmax (TDV/BIE) : $RMTDV_{max}/RMBIE_{max}$.
CRDmin (RE/BIE) : $RMRE_{min}/RMBIE_{min}$.
CRDmax (RE/BIE) : $RMRE_{max}/RMBIE_{max}$.
CRD (TDV/BIE) : $RMTDV_{med}/RMBIE_{med}$.
CRD (RE/BIE) : $RMRE_{med}/RMBIE_{med}$.

3.8.4 Análise Gráfica do Comportamento da Variância.

Para obter a direção do escoamento utilizamos a metodologia recomendada por PLUMB (1992), que consiste na análise gráfica do comportamento da variância dos valores observados em poços de monitoramento de contaminantes em água subterrânea. Esta metodologia tem por base o princípio da variação da entropia e homogeneidade que ocorrem quando dois ambientes, com diferentes potenciais de energia, são postos em contato. PLUMB associa esta variação aos vazamentos de contaminantes no solo, considerando ser um destes ambientes a zona insaturada e outro a zona saturada do solo, tendo ambos inicialmente a mesma homogeneidade. Caso haja um vazamento de contaminantes químicos, a passagem destes pela zona insaturada pode provocar um aumento e a dispersão dos mesmos na zona saturada. O

método proposto por PLUMB consiste na análise gráfica do comportamento das variâncias interpoços, dos elementos do contaminante ao longo do tempo. No caso de não haver vazamento o gráfico é uma reta horizontal. No caso de haver, o gráfico será uma linha quebrada representando alteração de homogeneidade do aquífero, e indicando conseqüentemente a ocorrência de um vazamento.

4. ESTUDOS PRELIMINARES

4.1. Desempenhos dos Reatores TQC1 e TQC2.

Os resultados obtidos nos reatores TQC1 e TQC2 são os apresentados na TABELA 4.1 e FIGURA 4.1.

TABELA 4.1 - Médias e remoções das principais variáveis características do esgoto bruto (1), esgoto decantado (2), esgoto bruto tratado (3), esgoto decantado tratado (4), referentes a 6 coletas no período de setembro a novembro/94. Amostra discreta.

Parâmetro	Esgoto Doméstico		Esgoto Tratado		Remoção (%)			
	¹ Bruto	² Decantado	³ Bruto	⁴ Decantado	1\2	1\4	2\4	1\3
Colif. Fecal	9,22E+07	3,80E+07	3,16E+07	1,89E+07	59	80	50	66
Colif. Total	1,18E+08	1,00E+08	5,66E+07	4,38E+07	15	63	56	52
DQO	591,00	408,20	151,00	110,67	31	81	73	74
DBO ₅	321,00	206,00	51,40	35,83	36	89	83	84
Ortofósforo	9,60	10,50	3,44	4,00	-9	58	62	64
Fósforo	13,44	10,60	5,00	4,74	21	65	55	63
Nitratos	0,04	0,08	6,76	4,24				
Nitritos	< 0,01	< 0,01	1,99	3,05				
N. Kjeldhal	35,32	34,70	12,39	13,08	2	63	62	65
N. Total	35,15	35,17	18,12	19,14	0	46	46	48
Cloretos	95,83	55,40	48,60	68,83	42	28	*	49
OD	0	0	4,36	4,57				
SST	298,60	144,80	52,40	41,00	52	86	72	82
pH	6,68	6,68	6,79	6,65				

Filtro: tanque de colmatação com 0,5m de diâmetro e 0,35m de leito de areia média. Esgoto e solo da ETE de Camburi, Vitória - ES.

Nota: * não houve remoção e sim aumento das concentrações de cloretos.

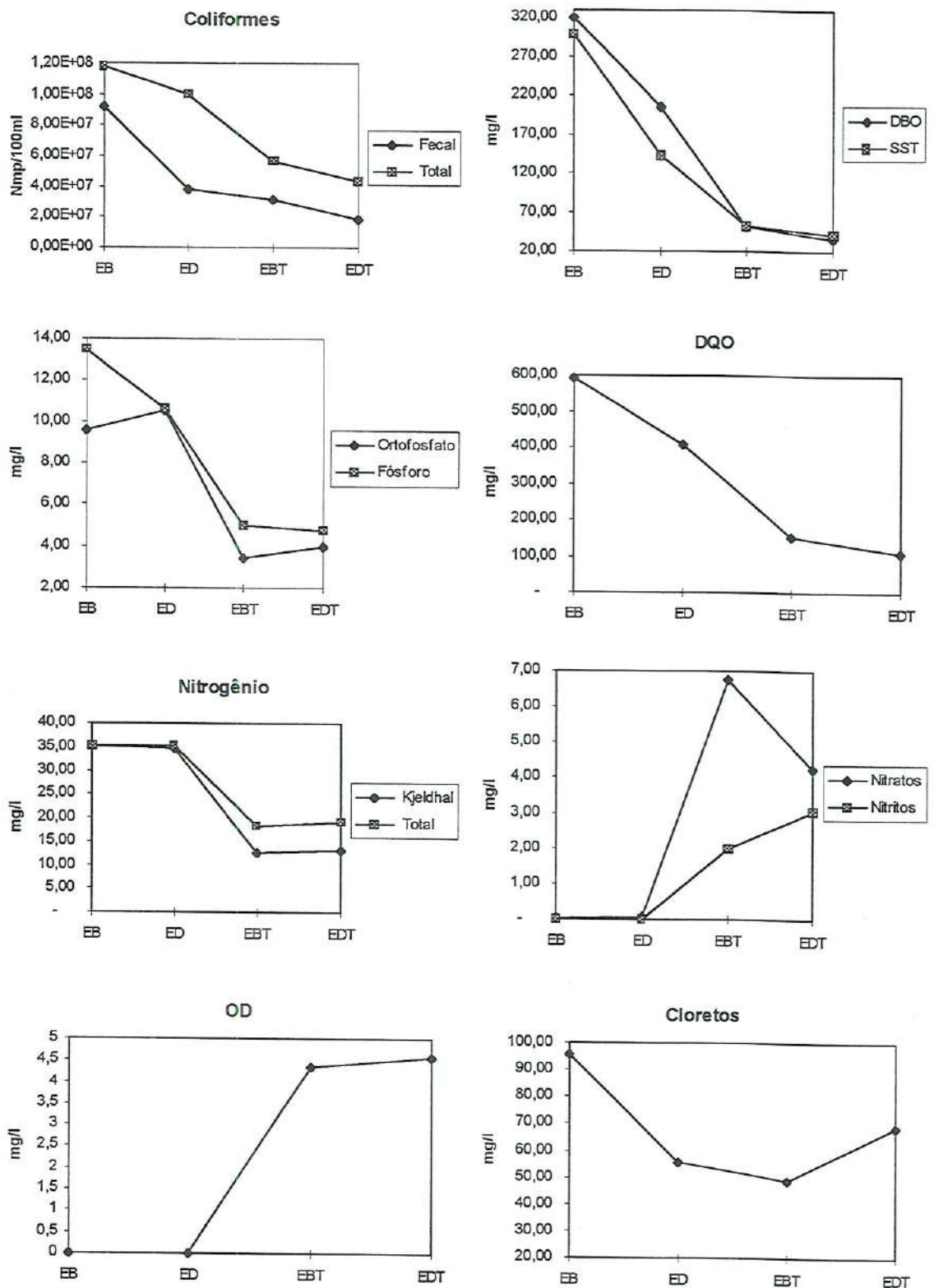


FIGURA 4.1 - Médias das análises do esgoto bruto (EB), esgoto decantado (ED), esgoto bruto tratado (EBT), esgoto decantado tratado (EDT), referentes a 6 coletas no período de setembro a novembro de 1994.

Verificou-se, após quatro aplicações, ou seja, 72cm de esgoto bruto aplicado, o efeito da colmatação se fez presente, reduzindo drasticamente a capacidade de infiltração do solo. Este comportamento se deu no 2º dia de aplicação, sendo constatado pela variação da permeabilidade da areia, que antes de ser testada, com água, era de 375cm/h, e depois de testado com esgoto, passou a ser 120cm/h. Variação esta causada visivelmente pela formação de uma película, material sólido, em suspensão, retido na superfície da areia, como pode ser observado nas FIGURAS 4.2 e 4.3. Deste estudo, verificou-se o bom desempenho do processo IR, em termos de remoção de matéria carbonácea e de nitrificação com relação às condições operacionais adotadas. Conclui-se também, que o esgoto a ser aplicado em estudos posteriores deveria ser do tipo decantado.

4.2. Reatores TQAV e TQAA.

Os resultados obtidos por LIMA et al. (1995) com a operação dos reatores TQAV e TQAA são apresentados na TABELA 4.2.

TABELA 4.2 - Média, desvio padrão e eficiência na remoção das concentrações dos parâmetros analisados no esgoto decantado e nos efluentes dos reatores.

Parâmetros	Esgoto Decantado			Efluente areia virgem				Efluente areia adaptada			
	Méd.	Desvio padrão	n	Méd.	Desvio padrão	n	Efic. (%)	Méd.	Desvio padrão	n	Efic. (%)
SS (mg/l)	50	19,5	23	18	5,9	23	64	18	7,6	23	64
DQO (mg/l)	190	46,4	23	102	36,8	23	46	97	30,7	23	49
DBO ₅ (mg/l)	70	23,2	23	24	8,2	23	66	22	6,5	23	69
NTK (mg N/l)	20,0	8,8	23	11,6	5,4	23	42	13,1	9,4	23	35
Nitrito (mg N-NO ₂ /l)	-	-	-	1,1	1,6	23	-	0,4	0,6	23	-
Nitrato (mg N-NO ₃ /l)	-	-	-	11,3	5,5	23	-	12,8	5,9	23	-
Fósforo (mg P/l)	3,3	1,0	22	2,0	0,9	23	39	2,5	4,0	23	24
Cloretos (mg/l)	735	909,8	23	687	599,4	23	7	741	631,9	23	-
pH	6,9	0,1	23	7,0	0,1	23	-	6,9	0,2	23	-
Colif. Fecal (x10 ⁶)	30	62	22	13	11	22	57	6	7	22	80

Dos gráficos apresentados na FIGURA 4.1, observa-se que o reator TQC2, apresentou maiores desempenhos do que o TQC1, em termos de remoção de matéria carbonácea na forma de DBO₅, DQO e SST. Já o reator TQC1, apresentou maior desempenho, em termos de remoção de NTK e Nitrogênio Total do que o TQC2. Conclui-se, portanto, que o desempenho do processo IR com esgoto bruto foi ligeiramente superior em termos de remoção, na maioria dos parâmetros. No entanto, quanto à remoção de fósforo total e à síntese de nitratos e nitritos o desempenho foi superior com esgoto decantado.



FIGURA 4.2 - Foto: Superfície do TQC1 antes da aplicação do esgoto (areia virgem).



FIGURA 4.3 - Foto: Colmatação: vista de cima da película colmatante após lançamento 75cm de esgoto bruto.



Conforme LIMA et al. (1995), os efluentes produzidos nos TQAA e TQAV apresentaram resultados médios compatíveis com padrões de qualidade de tratamento, a nível secundário, em termos de SST < 30mg/l e DBO₅ < 30mg/l. A detecção de microrganismos nitrificadores nos leitos de 35 e 50 cm dos reatores é evidenciada pela remoção de 39% de NTK e o aparecimento de íons nitrito e nitrato no efluente dos mesmos. A remoção de 31% nestes reatores de fósforo se justifica pela pequena capacidade de troca catiônica da areia, conforme análise química do solo (item 3.2.3.3), pequena espessura dos leitos dos reatores e alta condutividade hidráulica.

Dos estudos nos reatores TQC1, TQC2, TQAV e TQAA, as faixas de desempenhos alcançados foram: 66 a 83 % de DBO₅, 46 a 73 % de DQO, 35 a 62 % de NTK e 24 a 55% de P-PO₄⁻. Quanto à qualidade dos efluentes, os reatores com menor profundidade TQC1 e TQC2 (35cm), apresentaram maior desempenho, muito embora o esgoto aplicado nos mesmos, conforme TABELA 4.1 e TABELA 4.2, fosse mais concentrado. A velocidade de entrada em regime do processo é rápida, sendo constatada logo na 3ª semana de aplicação. A remoção de coliformes fecais foi bastante pequena. Concentrações médias de 12mg N/l de NTK, 12mg N-NO₃⁻/l e 0,7 mg N-NO₂⁻/l nos reatores TQAV e TQAA, confirmaram de forma mais consistente e significativa os resultados obtidos na fase inicial nos reatores TQC1 e TQC2.

Para melhor entender o estranho comportamento detectado nos reatores, ou seja, maior desempenho nos reatores de menor profundidade, TQC1 e TQC2, que os desempenhos dos reatores TQAV e TQAA, LIMA et al. (1995), elaboraram hidrogramas de vazão e tempo [Q, t], monitoraram de forma contínua o potencial redox e a turbidez, e elaboraram curvas de efluente recuperado e retido durante o período de operação dos reatores, conforme as FIGURAS 4.4 e 4.5.

Da análise dos dados da FIGURA 4.4, observou-se que as vazões máximas detectadas (0,095 l/s) corresponderiam a um tempo médio de 400 segundos, após iniciada a saída do efluente.

Da análise dos dados da FIGURA 4.6, verificou-se que 14% do esgoto aplicado ficava retido no leito filtrante. Este residual era descartado nos primeiros 5 (cinco) minutos nos TQC1 e TQC2, por recomendação de GEHLING (1985) para coleta de amostra simples.

Quando da realização da amostragem composta, o residual demonstrou ser bastante significativo, em termos de registro da história do reator, uma vez que tornou evidente a influência que um ciclo operacional anterior exerce sobre o ciclo operacional seguinte. LIMA et al. (1995) através de monitoramento contínuo da turbidez e do potencial redox do efluente tratado procurou esclarecer como e até que ponto um ciclo operacional interfere no ciclo seguinte. Da análise dos dados da FIGURA 4.7, onde tem-se o comportamento do volume de esgoto retido e recuperado, LIMA conclui que as primeiras amostras dos efluentes dos reatores são bastante mineralizadas e de pequena turbidez em relação às amostras coletadas após os instantes finais. Por esta razão GEHLING (1985) recomenda o descarte das amostras dos efluentes referentes aos primeiros cinco minutos.

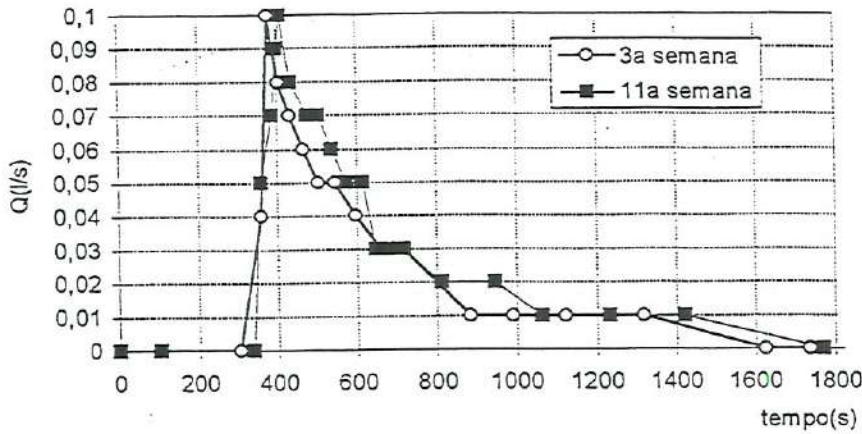


FIGURA 4.4 - Hidrograma de vazão - saída do reator com leito de areia virgem. Fonte: LIMA et al (1995).

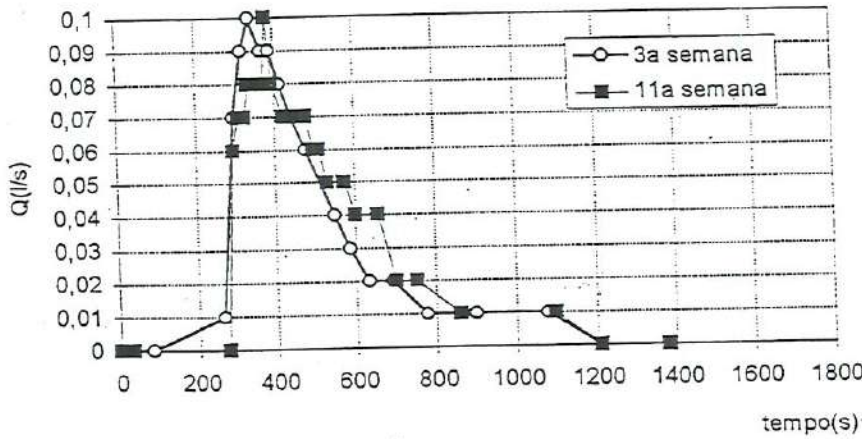


FIGURA 4.5 - Hidrograma de vazão - saída do reator com leito de areia aclimatada. Fonte: LIMA et al (1995).

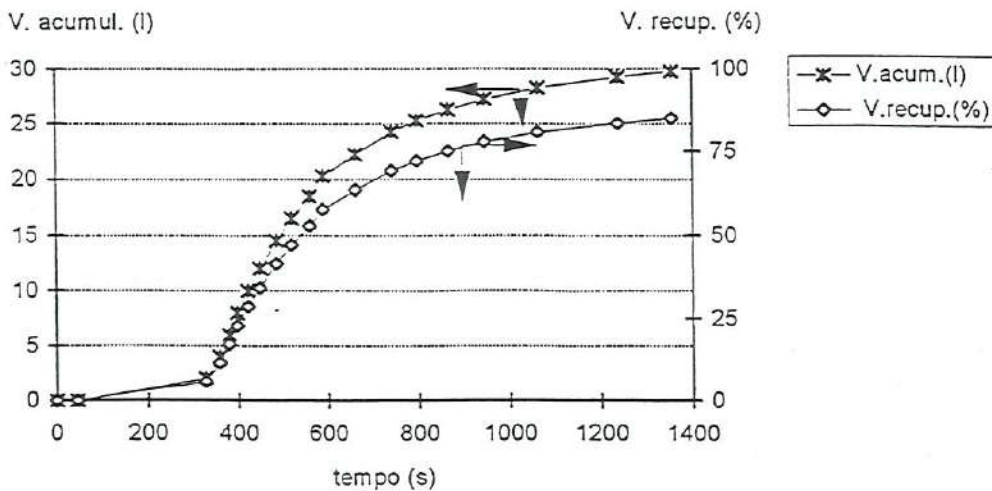


FIGURA 4.6 - Volume de esgoto retido no reator e percentual de recuperação do esgoto lançado em função do tempo. Fonte: LIMA et al (1995).

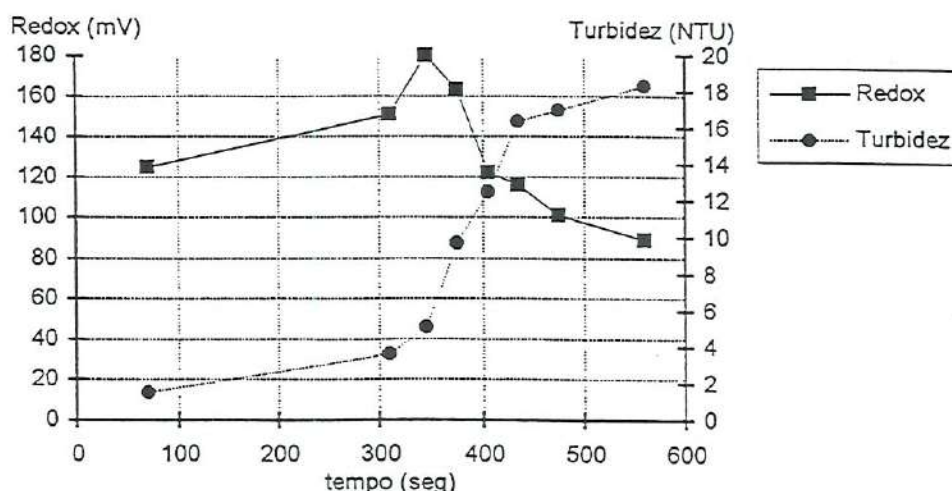


FIGURA 4.7 - Variação no tempo do potencial redox e turbidez do efluente tratado do reator preenchido com areia aclimatada. Fonte: LIMA et al. (1995).

A partir dos 80 - 340 segundos, período de tempo que antecedeu às vazões máxima, ou de pico, os valores do potencial redox apresentaram, ao longo do tempo, os maiores valores e as maiores variações, conforme TABELA 4.3.

TABELA 4.3 - Monitoramento contínuo de potencial redox e turbidez nos reatores TQAA e TQAV.

Período	Intervalo tempo (s)	Potencial redox (mV/l)	Taxa de variação (mV/s)	Turbidez (NTU/l)	Taxa de variação (NTU/s)
1º	80 - 340	125 - 180	+ 0,21	1,6 - 4,2	+ 0,71
2º	340 - 420	180 - 118	- 0,78	4,2 - 16,2	+ 0,15
3º	420 - 570	118 - 89	+ 0,007	16,2 - 17,2	- 0,19

Considerando que o efluente referente aos 6 (seis) primeiros minutos de coleta apresentou baixos valores de turbidez e altos valores de potencial redox, obteve-se a comprovação de que se trata de esgoto aprisionado no leito filtrante durante o período de descanso.

Já os efluentes referentes ao segundo período de monitoramento, no qual ocorreram as vazões de pico, demonstram uma acentuada queda de qualidade, uma vez que se trata da mistura do percolado com parte do esgoto aprisionado no ciclo anterior.

Conforme a TABELA 4.3, no 3º período, a turbidez foi máxima, demonstrando um efluente de péssima qualidade. No entanto, a taxa de variação no tempo, foi bem menor, se comparada com a dos períodos anteriores, demonstrando claramente a tendência de estabilização do reator. A partir desta análise LIMA et al. (1995), concluíram que a amostra coletada de forma composta é a mais representativa da qualidade média do efluente do que amostras discretas, uma vez que representa uma mistura completa dos efluentes de todos os períodos (intervalos de tempo) da aplicação da carga hidráulica.

4.3. Direção Potencial do Escoamento

Os resultados da 3ª campanha de aplicação de cloreto de sódio foram os que melhor indicaram a direção do escoamento, conforme FIGURA 4.8.

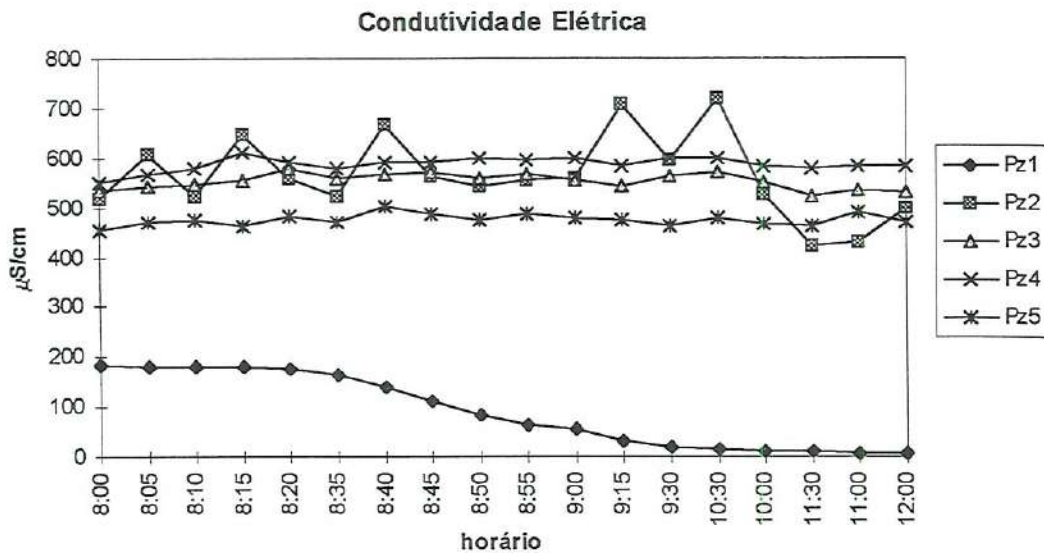


FIGURA 4.8 - Condutividade Elétrica nos piezômetros de monitoramento do nível d'água. Nota: Pz2, Pz3, Pz4 e Pz5: escala μS ; fator: $1999\mu\text{S}$. Pz1: escala: mS ; fator: $199,9\text{mS}$.

Os piezômetros Pz2 ($C_o = 323$, $C_{\text{média}} = 566$), Pz3 ($C_o = 527$, $C_{\text{média}} = 552$), Pz4 ($C_o = 515$, $C_{\text{média}} = 586$), Pz5 ($C_o = 460$, $C_{\text{média}} = 475$) estão distribuídos ao redor do Pz1 ($C_{\text{máx}} = 185\text{mS}$, $C_{\text{mín}} = 8,1\text{mS}$), equidistantes de 3m e formando um ângulo de 90° entre eles.

Desta pode-se observar que o piezômetro Pz2 foi o que apresentou maior variação de condutividade em relação ao piezômetro fonte Pz1. Os demais apresentaram um comportamento praticamente estável. Deste estudo preliminar, concluiu-se que a direção preferencial da água subterrânea era no sentido de Pz2, ou seja, no sentido do mar, conforme pode-se observar na FIGURA 4.9.

4.3.1 Mapa potenciométrico da região de estudo.

Conforme FIGURA 3.9, conclui-se que os resultados da aplicação de cloretos apenas confirmaram que o sentido do escoamento da água subterrânea é o mesmo do gradiente da superfície potenciométrica, ou seja, em direção ao mar.

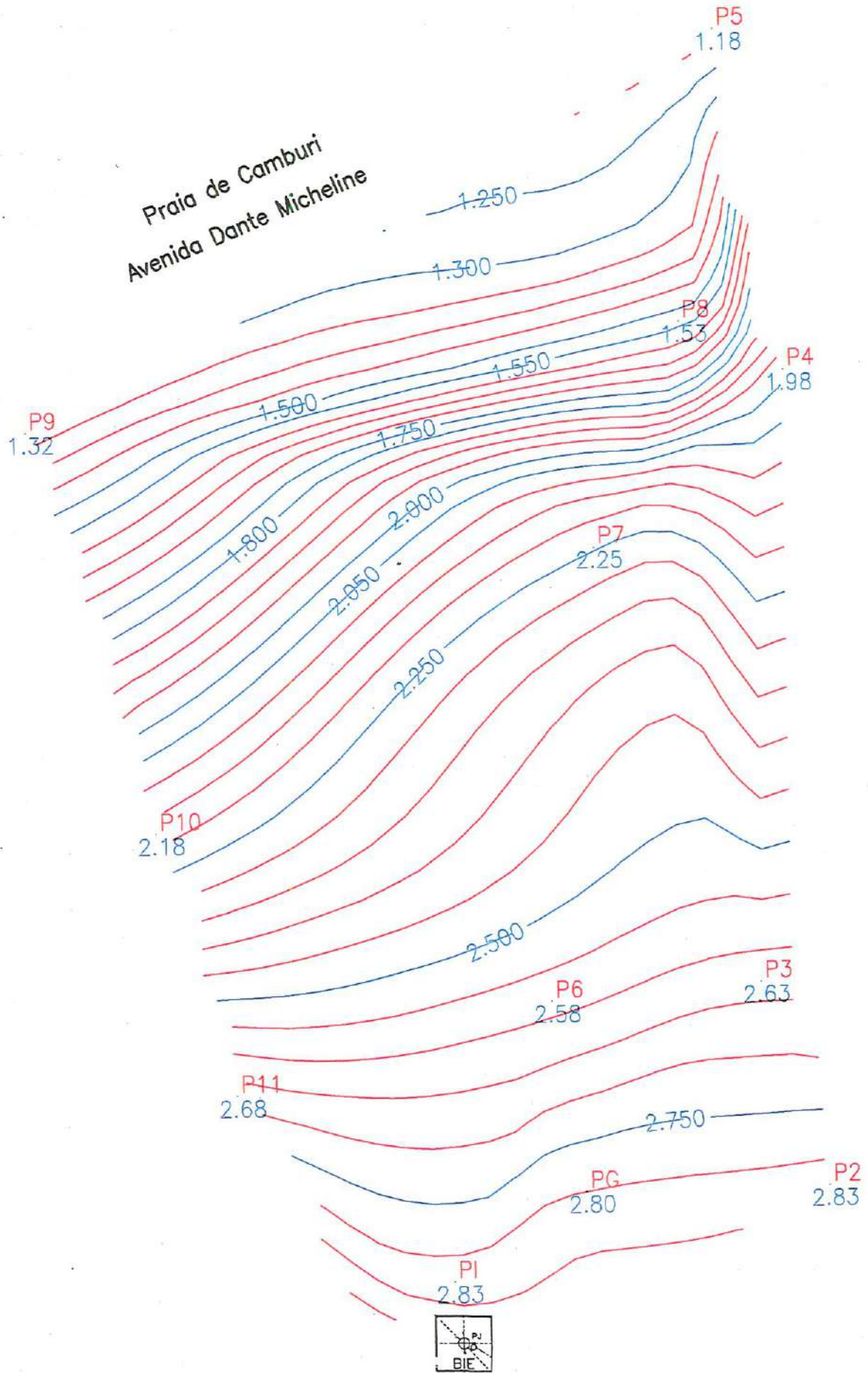


FIGURA 4.9 - Mapa da Superfície Potenciométrica. Obs: PI: cota do lençol sob a BIE.



5. DESEMPENHO DE TRATABILIDADE DO ESGOTO NOS REATORES TDV, BIE E RE

5.1. Introdução

Neste capítulo serão apresentados os dados e os resultados referentes às operações realizadas pelo autor nos reatores de campo (BIE), de laboratório (TDV) e os resultados dos estudos realizados sobre a Infiltração Rápida (IR), por LIMA et al (1985) no reator RE, no Sistema Integrado (SI). Estes resultados foram obtidos, após passagem do esgoto pela superfície e pelo perfil vertical da zona insaturada do solo, situada logo abaixo da superfície de aplicação do esgoto. Os resultados apresentados serão submetidos a uma análise de consistência de desempenhos, alcançados em termos de tratamento, considerado ser de fundamental importância para as comparações entre os reatores de campo e de laboratório e a aplicação prática e racional de sistemas por IR.

Inicialmente serão analisadas as condições favoráveis e não favoráveis, sob as quais os sistemas por IR foram operados, no sentido de apresentarem um bom desempenho em termos de: redução de poluição orgânica através das remoções de DBO_5 , DQO e SST; redução de poluição inorgânica através da remoção de N_{total} e de P_{total} , e de poluição biológica através da remoção de coliformes fecais. Em seguida dados de desempenho obtidos serão confrontados com os dados de desempenho publicados na literatura técnica.

5.2. Condições comuns aos Reatores BIE e TDV

O desempenho de cada um destes reatores é resultante da combinação de uma série de fatores internos e externos que afetam, de forma direta e indireta, o processo de tratamento. Como complemento aos dados preliminares apresentados no capítulo "Materiais e Métodos", são apresentadas, a seguir, considerações úteis ao procedimento de análise dos resultados observados nos reatores. Estas considerações englobam as características do esgoto aplicado nos reatores, características iniciais das águas receptoras; características do solo; variações do nível do lençol freático e precipitações pluviométrica; condições operacionais adotadas, tais como: taxas e ciclos operacionais, procedimentos de aplicação do esgoto e de coleta de amostra e outras de interesse.

5.2.1 Características do Esgoto Aplicado

O esgoto aplicado da ETE de Camburi, embora parcialmente decantado por um período de tempo de 30 a 40 minutos, apresenta uma relação $DBO_5/N_{total} = 3,7$, conforme TABELA 5.1. Apresenta também uma relação $DQO/DBO_5 = 2,1$, valor praticamente igual ao obtido por SILVA (1996) para o esgoto bruto desta mesma ETE.

TABELA 5.1 - Concentrações Médias do Esgoto Decantado (ED) da ETE de Camburi referente ao período de estudo (1995 - 1996).

Parâmetros	Unidade	n	Médias	Desvio Padrão
Coliforme Fecal	NMP/100ml	24	5,45E+07	6,76E+07
DQO	mg/l	41	507	144,3
DBO ₅	mg/l	39	243	66,7
Fósforo	mg/l	40	7,39	1,42
Ortofosfato total	mg/l	18	6,18	0,73
N Orgânico	mg/l	33	66	260,4
N Amoniacal	mg/l	40	39,54	12,15
N Nitrato	mg/l	37	0,03	0,04
N Nitrito	mg/l	37	< 0,01	-
Alcalinidade Total	mg/l	40	209,89	38,8
Cloretos	mg/l	40	120,35	186,9
SST	mg/l	41	211	126,2
Condutividade	μS	12	787,33	113,7
NTK	mg/l	41	59,67	14,9
pH		40	7,00	0,2
Nitrogênio Total	mg/l	4	65,06	10,8

Conforme VON SPERLING (1995), esses valores indicam que o esgoto aplicado, pode ser caracterizado como: primário, essencialmente doméstico, do tipo médio e com teor de matéria orgânica suficiente para promover o processo de nitrificação e desnitrificação no solo.

5.2.2 Características das Águas Receptoras

Para determinação do desempenho do TDV, tomou-se como contaminação inicial, para todas as Fases de aplicação (1, 2 e 4), aquela detectada na água potável (água de torneira) após percolação contra corrente, por um leito de areia virgem de 50cm de espessura, através do TDV. Tal contaminação encontra-se caracterizada conforme dados da TABELA 5.2.

TABELA 5.2 - Contaminação inicial da água de simulação do lençol freático no TDV, utilizada como referência de cálculo de desempenho.

Parâmetros	14/06/94	Parâmetros	14/06/94
Alcalinidade total, mg/l		N Kjeldahl, mg/l	1,51
Cloretos, mg/l	5,00	N Nitrato, mg/l	0,41
Colif. fecal, NMP/100ml	< 2	N Nitrito, mg/l	< 0,01
DBO ₅ , mg/l	3,60	N Orgânico, mg/l	
DQO, mg/l	10,00	N Total, mg/l	1,93
Ortofosfato Total, mg/l		OD, mg/l	7,50
Fósforo, mg/l	0,10	pH	6,87
N Amoniacal, mg/l		SST, mg/l	10,00

Para se determinar o desempenho da BIE, tomou-se como contaminação inicial nas Fases 1 e 2 aquela referente à qualidade da água do lençol freático sob a BIE na Fase 0, observada antes de qualquer aplicação de esgoto no solo. Para determinação de desempenho na Fase 4, novos valores observados na Fase 3 (período sem aplicação de esgoto). Os valores destas contaminações encontram-se na TABELA 5.3.

TABELA 5.3 - Contaminação inicial da água de simulação do lençol freático, na Bacia de Infiltração, utilizada como referência do cálculo de desempenho da BIE.

Parâmetros	Unid	Poço J - Fase 0			Poço J - Fase 3		
		n	Média	D padrão	n	Média	D padrão
Colif. Fecal, NMP/100ml		1	170	-	2	50	20
DQO	mg/l	3	19,13	1,3	3	25,00	3,6
DBO ₅	mg/l	3	1,20	0,2	3	0,43	0,0
Fósforo Total	mg/l	3	0,10	0,0	3	0,18	0,0
Ortofosfato Total	mg/l	3	0,06	0,0	0		
N Orgânico	mg/l	3	0,87	0,2	3	0,83	0,2
N Amoniacal	mg/l	3	0,55	0,1	3	0,18	0,0
N Nitrato	mg/l	3	1,60	0,3	3	0,53	0,3
N Nitrito	mg/l	3	< 0,01	-	3	0,02	0,0
Alcalinidade Total	mg/l	3	26,33	1,7	3	29,00	1,4
Cloretos	mg/l	3	20,67	1,9	3	21,67	2,6
SST	mg/l	3	17,00	11,6	3	5,00	0,8
STD	mg/l	3	178,00	5,4	0		
SVT	mg/l	3	103,67	12,4	0		
ST	mg/l	3	195,00	12,4	0		
STF	mg/l	3	91,33	1,7	0		
NTK	mg/l	2	1,44	0,2	3	1,01	0,2
Nitrogênio Total	mg/l	2	2,56	0,8	0		
Condut. Elétrica	µS	1	211,00	-	0		
pH		2	5,84	0,0	3	6,02	0,0

Quanto às características anteriormente citadas, referentes às águas receptoras do lençol freático sob a BIE e do lençol simulado, com água potável no TDV, podem ser consideradas, como água de classe II, segundo os limites estabelecidos pela Resolução nº 20/86 do CONAMA, ou seja, com: coliformes $\leq 10^3$ NMP/100ml, $\text{DBO}_5 < 5 \text{ mgO}_2/\text{l}$, nitratos $< 10 \text{ mg N/l}$, nitritos $< 1,00 \text{ mg N/l}$ e cloretos $< 250 \text{ mg/l}$.

5.2.3 Características do Solo

O solo é caracterizado como uma areia média, $C_u = 2,68$ e $D_{10} = 0,22 \text{ mm}$, condutividade hidráulica saturada $K = 62,4 \text{ cm/h}$ e porosidade $\eta = 42\%$. A capacidade de troca catiônica (CTC) baixa e tendo, portanto, limitada capacidade de adsorção. Apresentando pH referente a acidez alta, o solo utilizado não apresentou problemas de permeabilidade por sódio. Além do mais, sua granulometria apresentou condições de porosidade extremamente favoráveis aos processos de degradação biológica aeróbia. Em contrapartida não se pode dizer o mesmo quanto aos processos químicos e físicos de atenuação de poluição por resíduos líquidos.

5.2.4 Variação do Nível do Lençol Freático e Precipitação Atmosférica.

Na FIGURA 5.1, pode-se observar, através dos formatos dos gráficos, a imediata e correspondente resposta do lençol freático, ou seja, no mesmo dia e em termos de variação de nível d'água com relação à precipitação atmosférica.

Varição do nível d'água do lençol freático e precipitação atmosférica.

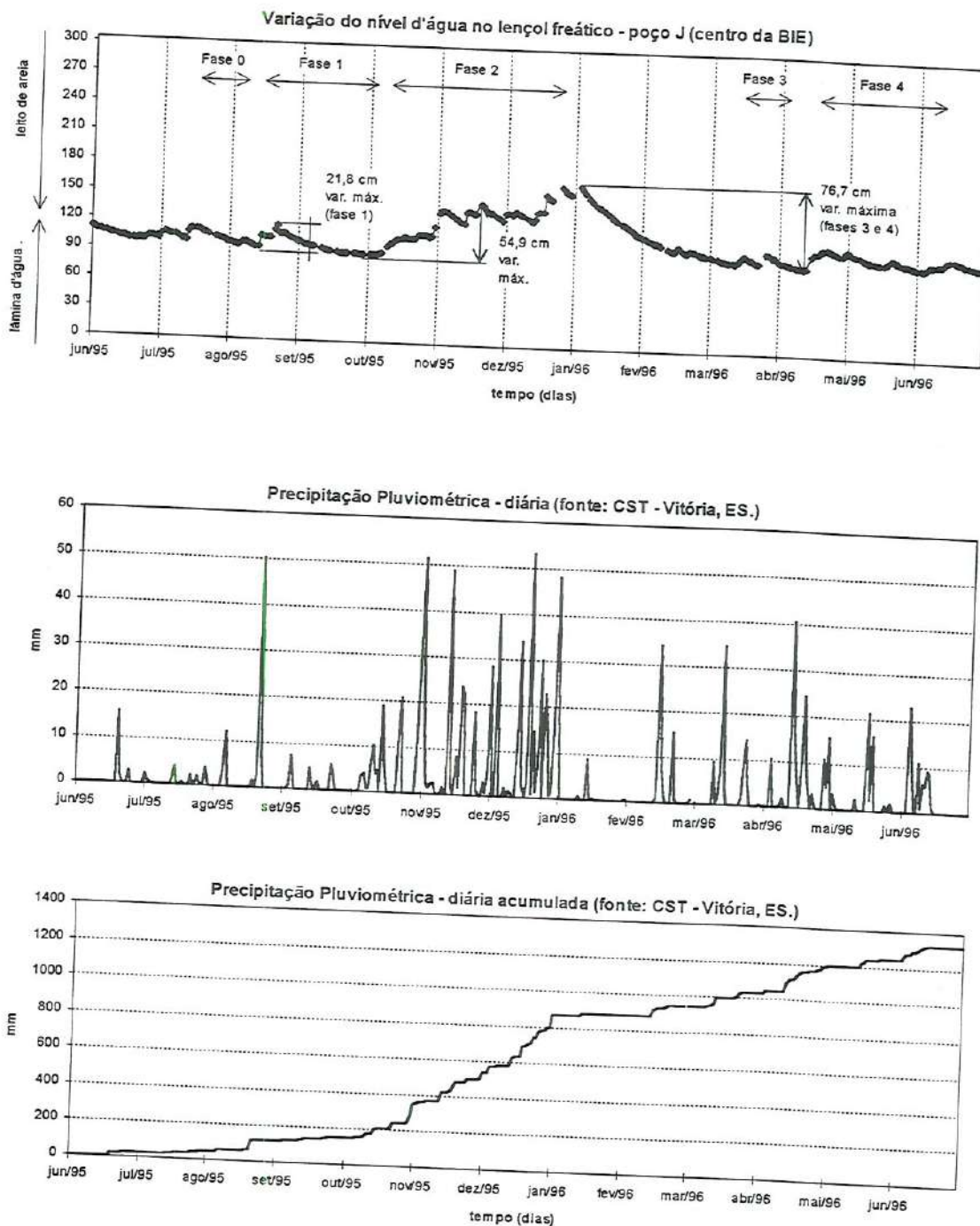


FIGURA 5.1 - Dados de nível d'água, precipitação diária e acumulada no período. Referência: dia 26 de junho de 1995. Profundidade do Poço J: 303cm. Lâmina d'água: 103cm e leito de areia: 200cm.

A partir destes dados verificou-se que a variação de nível do lençol freático, ao longo do tempo, causou variação na espessura do leito filtrante de 2,10 para 1,90 m, nos meses de julho a setembro e entre 2,10 a 1,30 m, nos meses de setembro a dezembro de 1995 e variação entre 2,10 e 1,90 m nos meses de março a junho de 1996. A perda de espessura de leito filtrante, associada à diluição da água do lençol devido ao aflúxo de águas subterrâneas das áreas vizinhas, ao aumento de umidade da areia e à diluição do próprio esgoto afetaram diretamente o desempenho do processo IR em análise.

5.3. Condições Operacionais dos Reatores

O TDV, operado com o mesmo esgoto aplicado na BIE, recebeu nas Fases 1, 2 e 4 esgoto bem decantado, bem distribuído, sem problemas de excesso de sólidos, depositados na rede de alimentação no ciclo anterior. Estas boas condições operacionais no TDV ocorreram porque a sua área de aplicação era 170 vezes menor que a área da BIE. Além disto o TDV encontrava-se instalado bem próximo do decantador, a uma distância inferior a 5m quando a BIE estava 550m.

As condições naturais que prevaleceram na área de estudo, durante o período de pesquisa, tais como: temperatura média do ar variando entre 23 e 30 °C e a da água subterrânea variando entre 25 e 30 °C, o pH da água subterrânea variando entre 4,0 e 7,5 e o OD sempre maior que zero foram condições bastante favoráveis para que o sistema IR apresentasse um bom desempenho, principalmente em termos de remoção de matéria carbonácea e nitrificação por via biológica.

5.4. Desempenho do Reator BIE

Na FIGURA 5.2 é apresentado o esquema do perfil do solo e respectivo ponto de coleta de amostras na BIE.

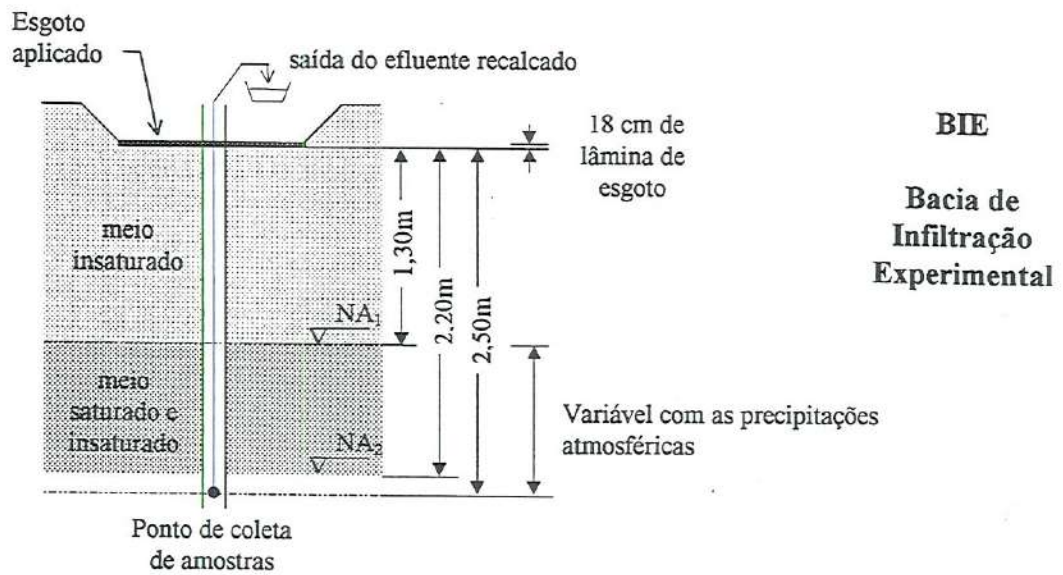


FIGURA 5.2 - Esquema do Perfil Vertical da BIE. NA₁ e NA₂ são níveis máximo e mínimo da água do lençol freático.

Nas FIGURAS 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6 são apresentadas as variações de concentrações do esgoto decantado afluente (ED) e efluente (PJ) na BIE durante as Fases 1, 2 e 4.

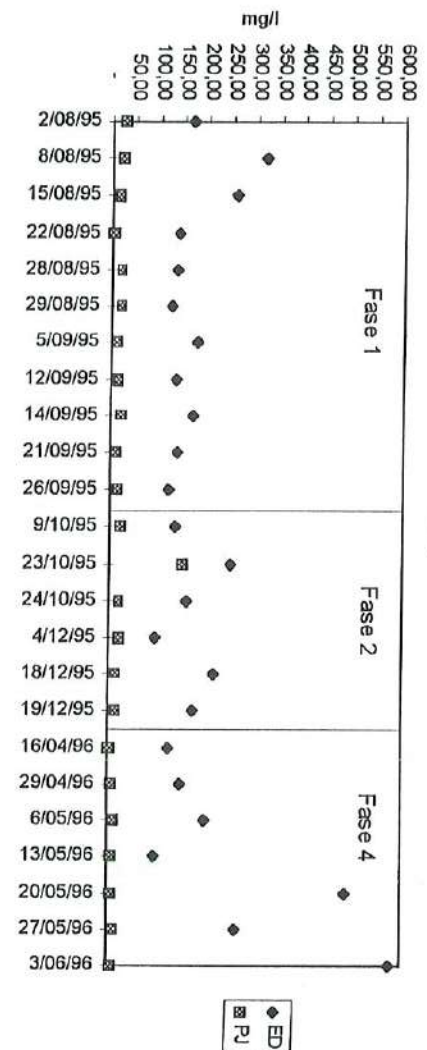
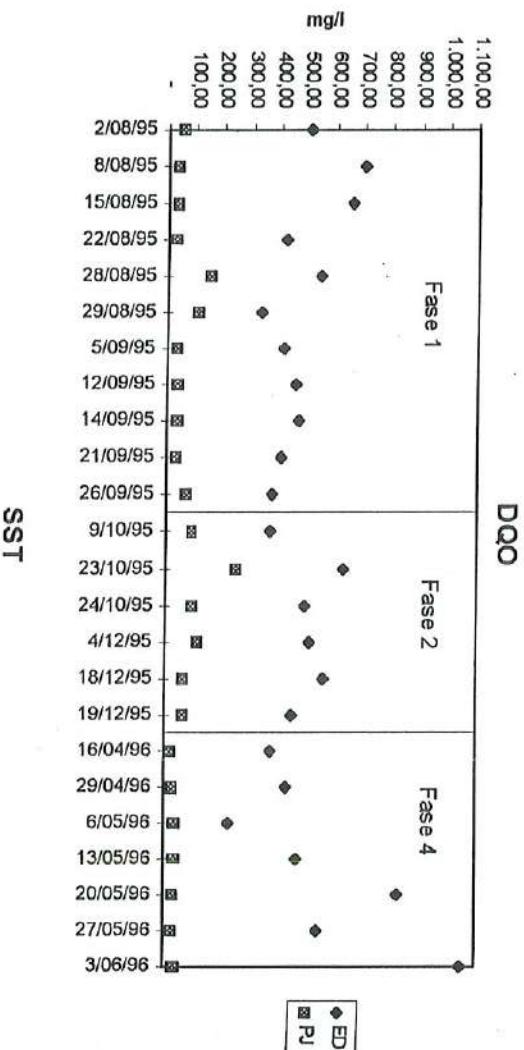
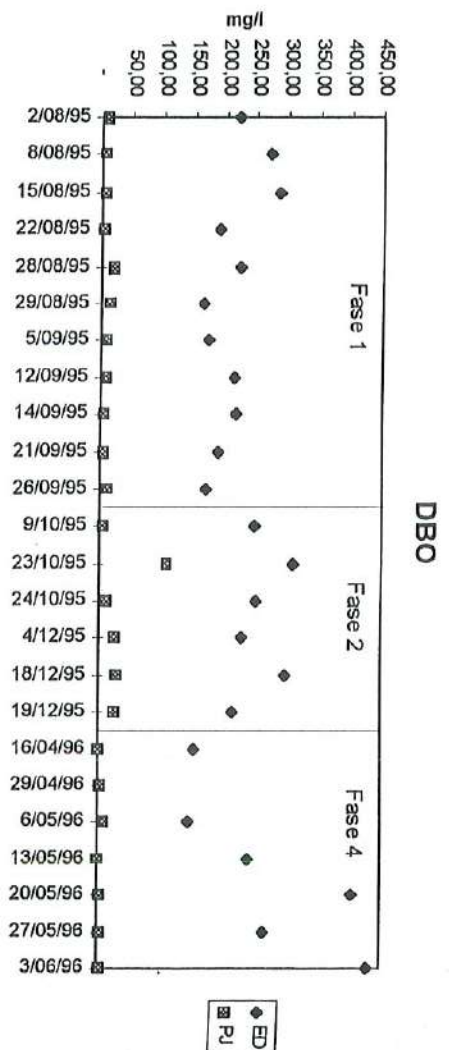


FIGURA 5.3 - Comportamento da matéria carbonácea (DBO₅, DQO e SST) na BIE ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

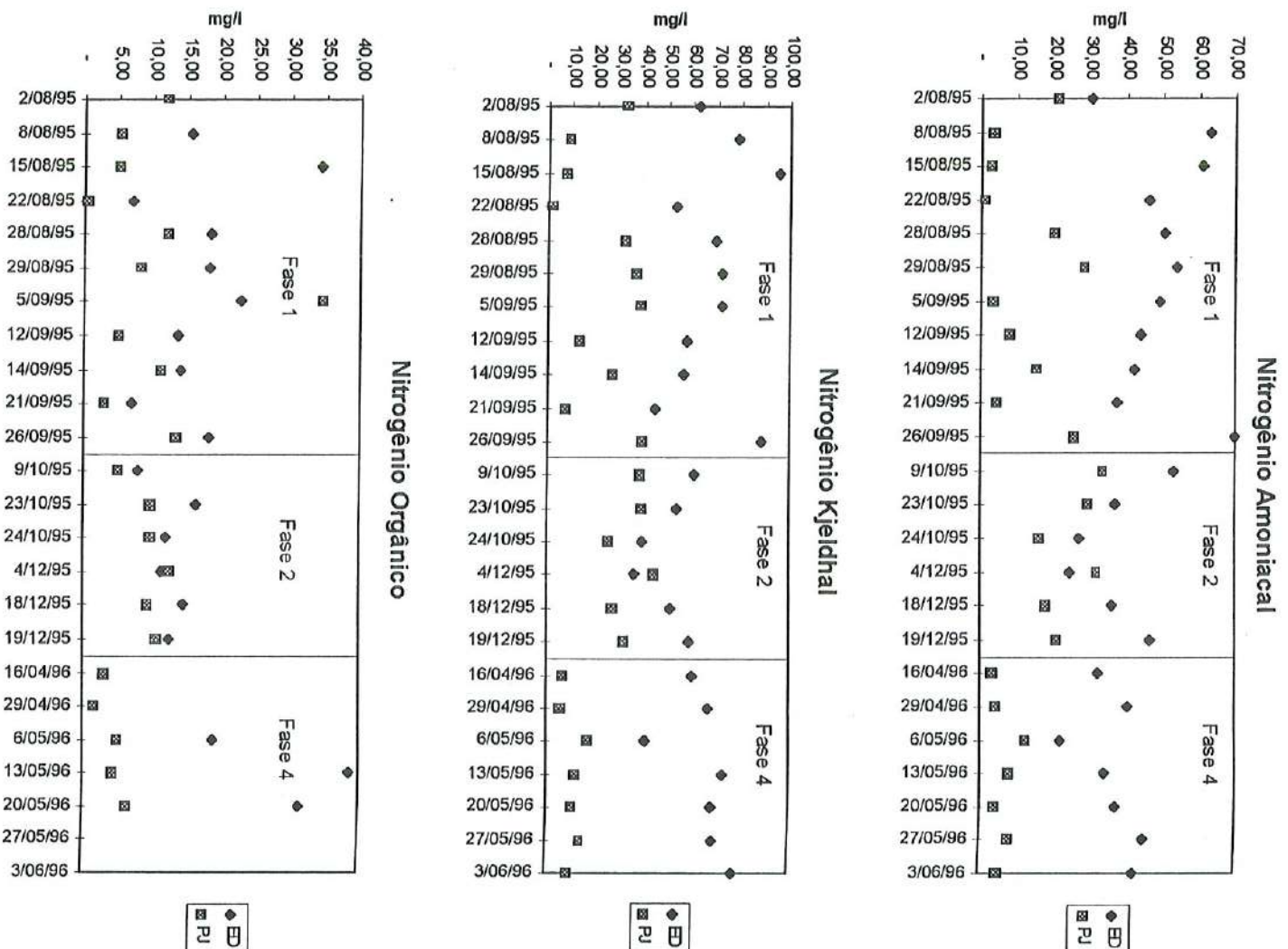


FIGURA 5.4 - Comportamento das séries nitrogenadas ($N-NH_4^+$, NTK e N Orgânico) na BIE ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Pogo J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

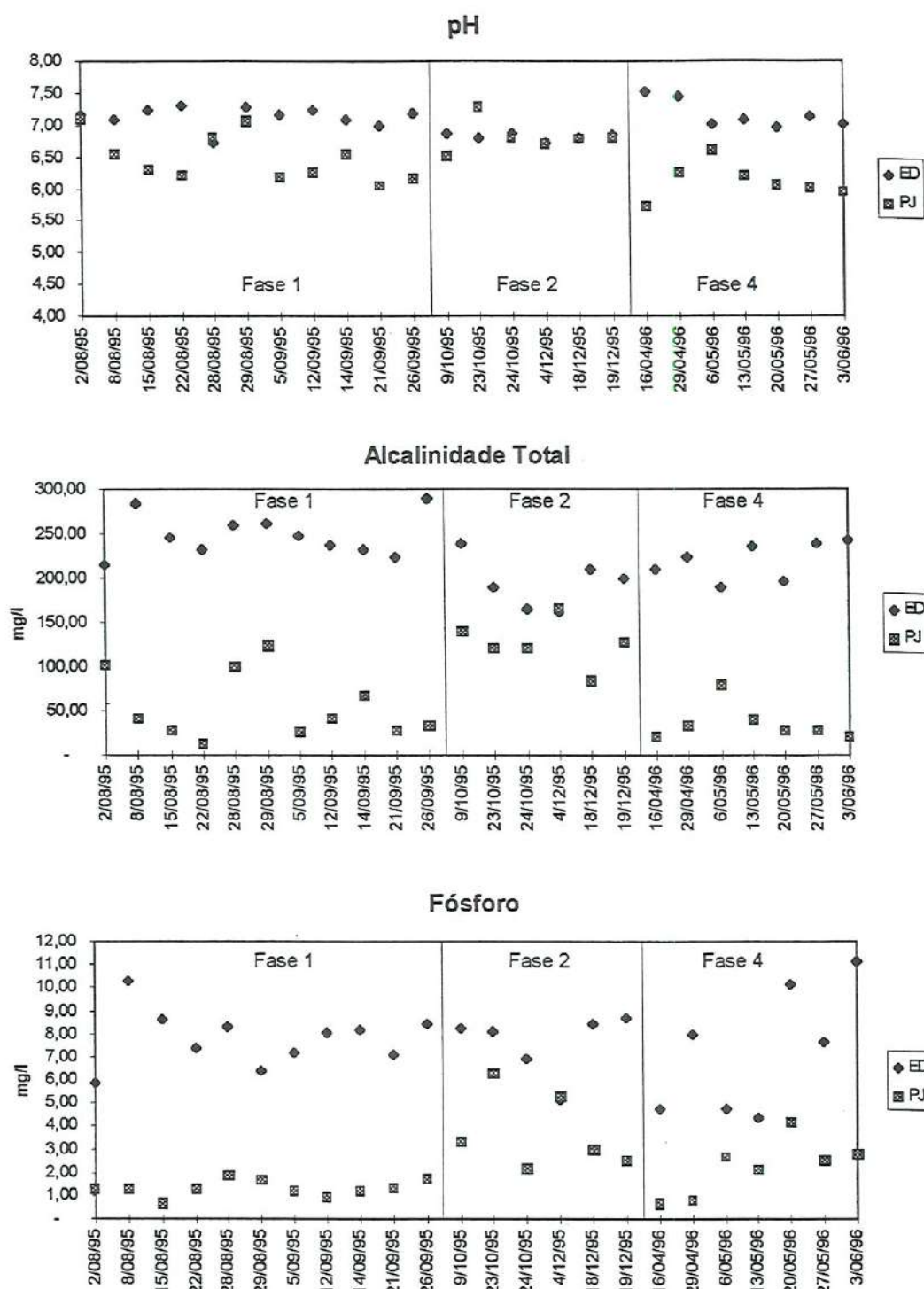


FIGURA 5.5 - Comportamento do pH, Alcalinidade Total e Fósforo na BIE ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

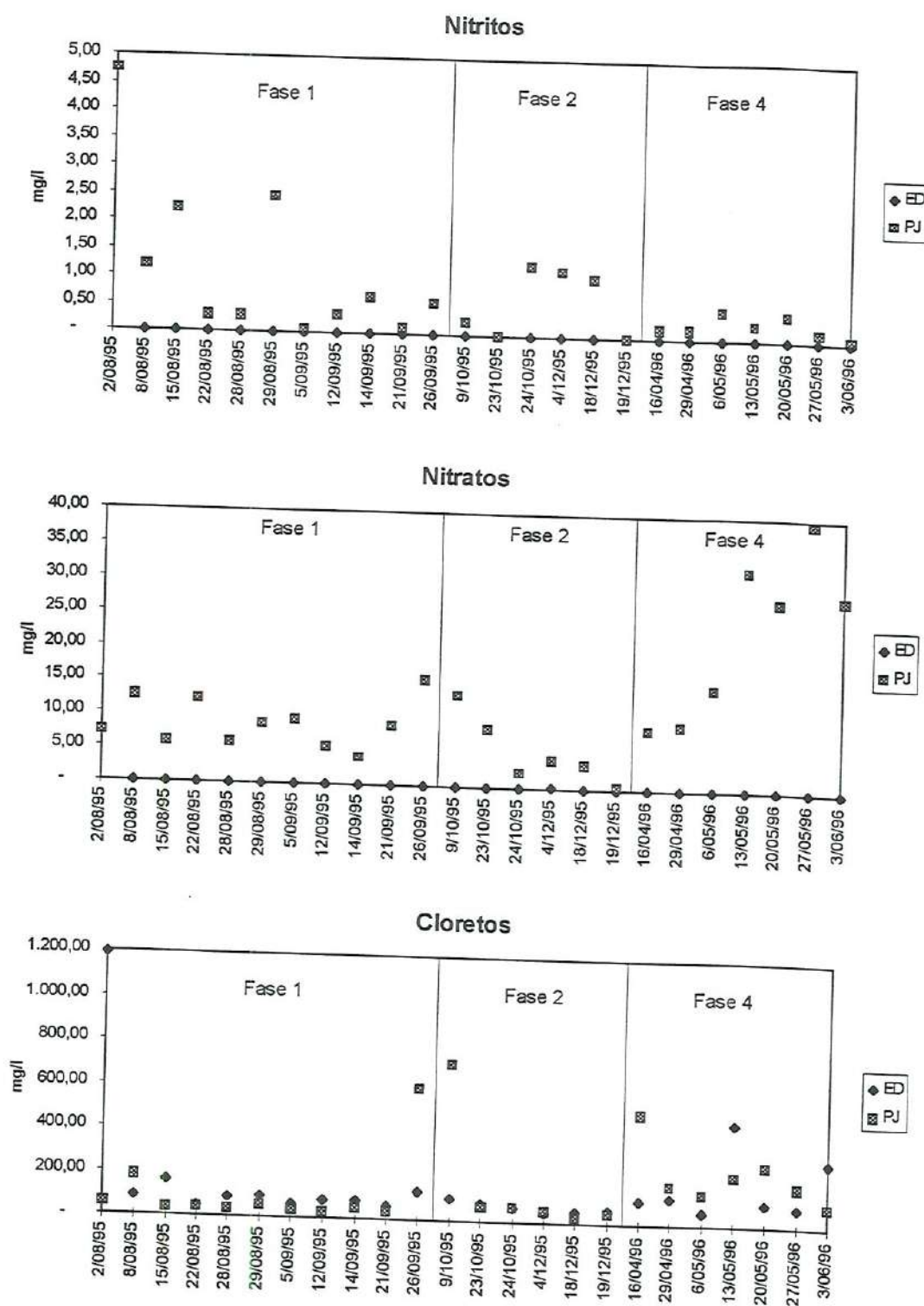


FIGURA 5.6 - Comportamento dos parâmetros: Nitritos, Nitratos e Cloretos na BIE ao longo das fases 1, 2 e 4, com relação às análises do Esgoto Decantado aplicado (ED) e do Poço J (PJ) instalado no centro da BIE. Período: ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

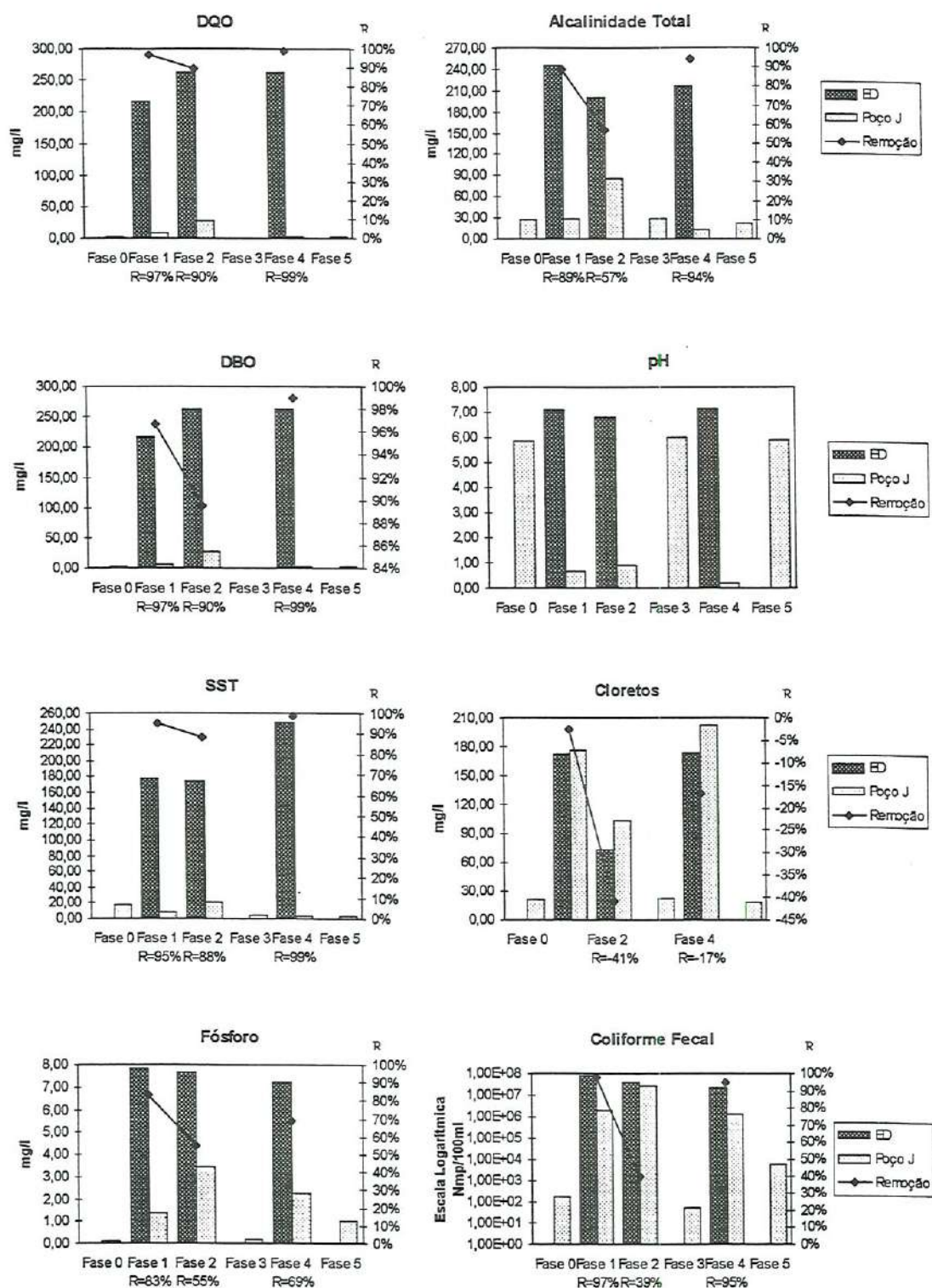


FIGURA 5.7 - Médias do Poço J e do Esgoto Decantado (ED). Poço J (efluente), ED (afluente). Nas Fases 0, 3 e 5 não houve lançamento de esgotos. R = Remoção.

O cálculo do desempenho em cada Fase foi feito conforme descrito no item 3.8.3 do capítulo “Materiais e Métodos”. Na FIGURA 5.7 é apresentado o comportamento do

esgoto afluyente ED e percolado efluente no PJ em termos de valores médios e respectivas eficiências nas Fases 1, 2 e 4. Os valores médios da porcentagem de remoção na BIE é dada pela expressão: $([ED_{\text{afluyente}} - ED_{\text{efluente corrigido em relação à Fase 0 ou em relação à Fase 3]} / ED_{\text{afluyente}}) \times 100$.

Submetido às mesmas cargas hidráulicas e orgânicas, ciclos operacionais do mesmo esgoto e no mesmo dia que a BIE são apresentados, a seguir, os resultados obtidos com a operação do reator de laboratório TDV.

5.5. Desempenho do Reator TDV

Com relação ao TDV, é apresentado na FIGURA 5.8 o perfil do solo e o respectivo ponto de coleta de amostras.

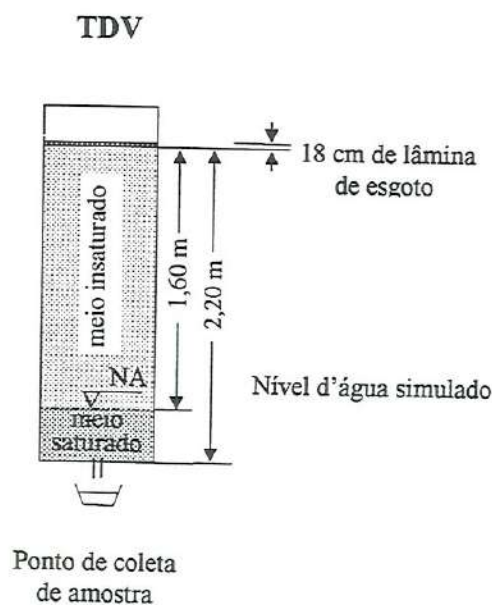


FIGURA 5.8 - Esquema do perfil vertical do TDV. NA é o nível de água simulado do lençol freático.

Nas FIGURAS 5.9, 5.10, 5.11 e 5.12 são apresentados o comportamento do esgoto afluyente ED e do percolado no TDV.

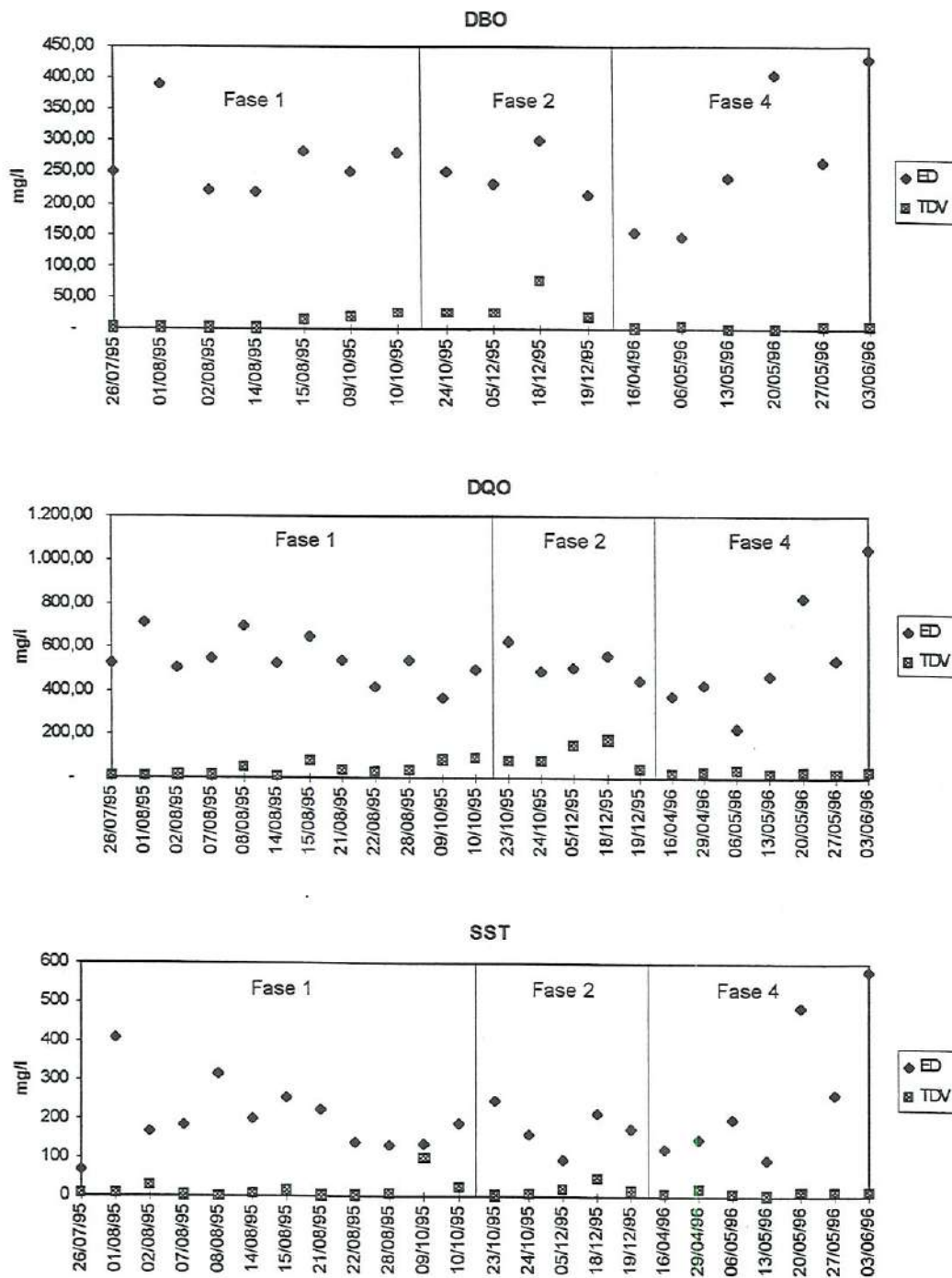


FIGURA 5.9 - Comportamento da matéria carbonácea (DBO₅, DQO e SST) no TDV ao longo das Fases 1, 2 e 4.

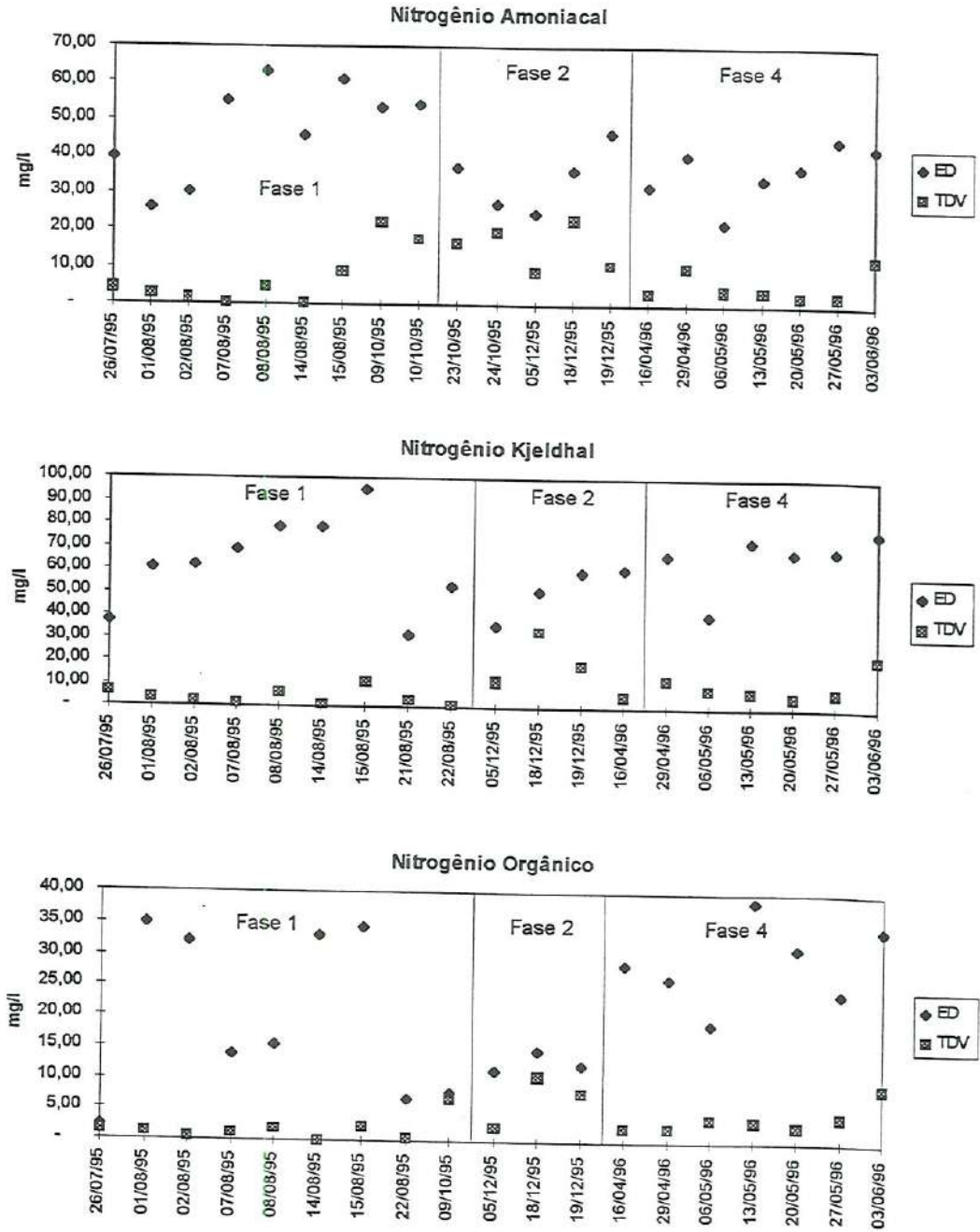


FIGURA 5.10 - Comportamento dos parâmetros: $N-NH_4^+$, NTK e N Orgânico no TDV ao longo das Fases 1, 2 e 4.

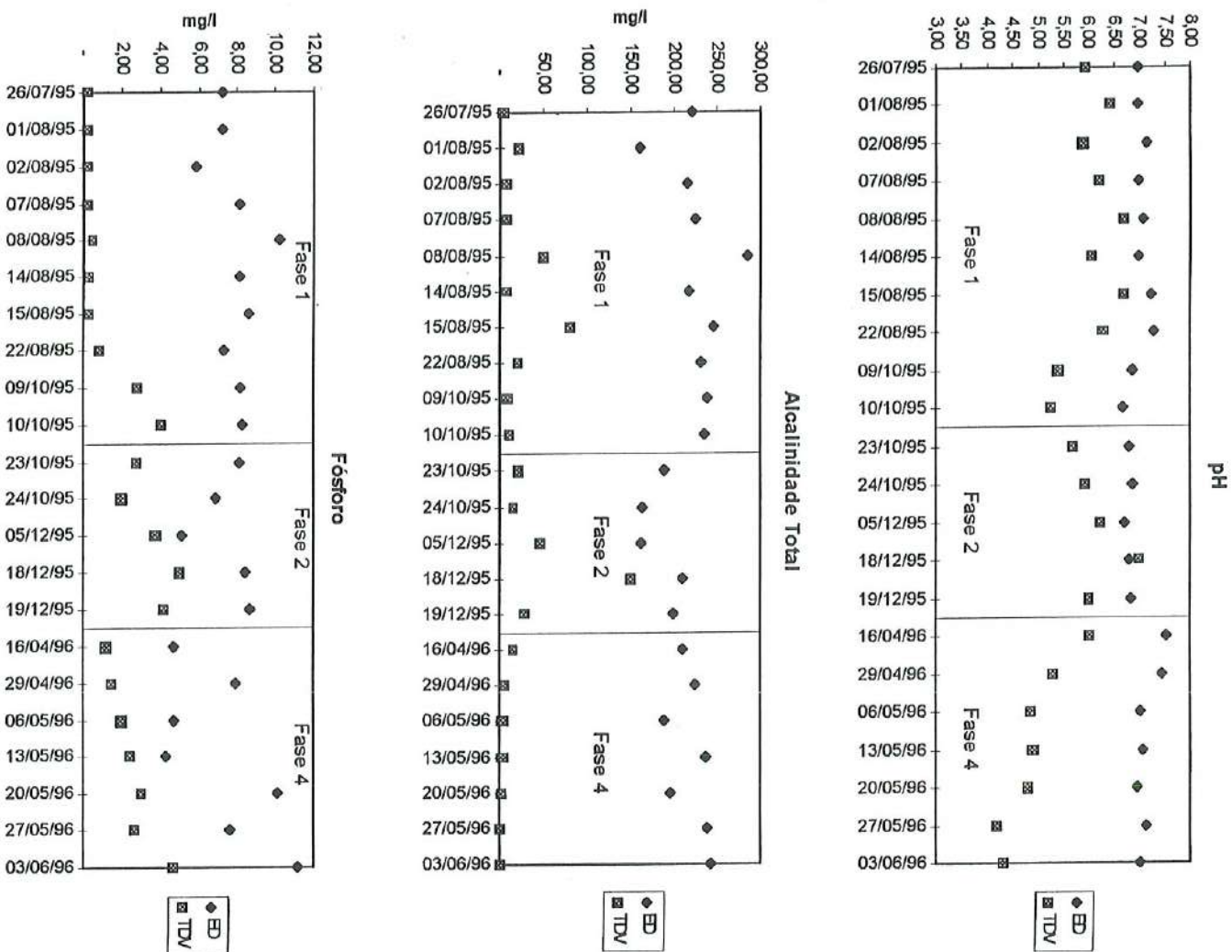


FIGURA 5.11 - Comportamento dos parâmetros: pH, Alcalinidade Total e Ptotal no TDV ao longo das Fases 1, 2 e 4.



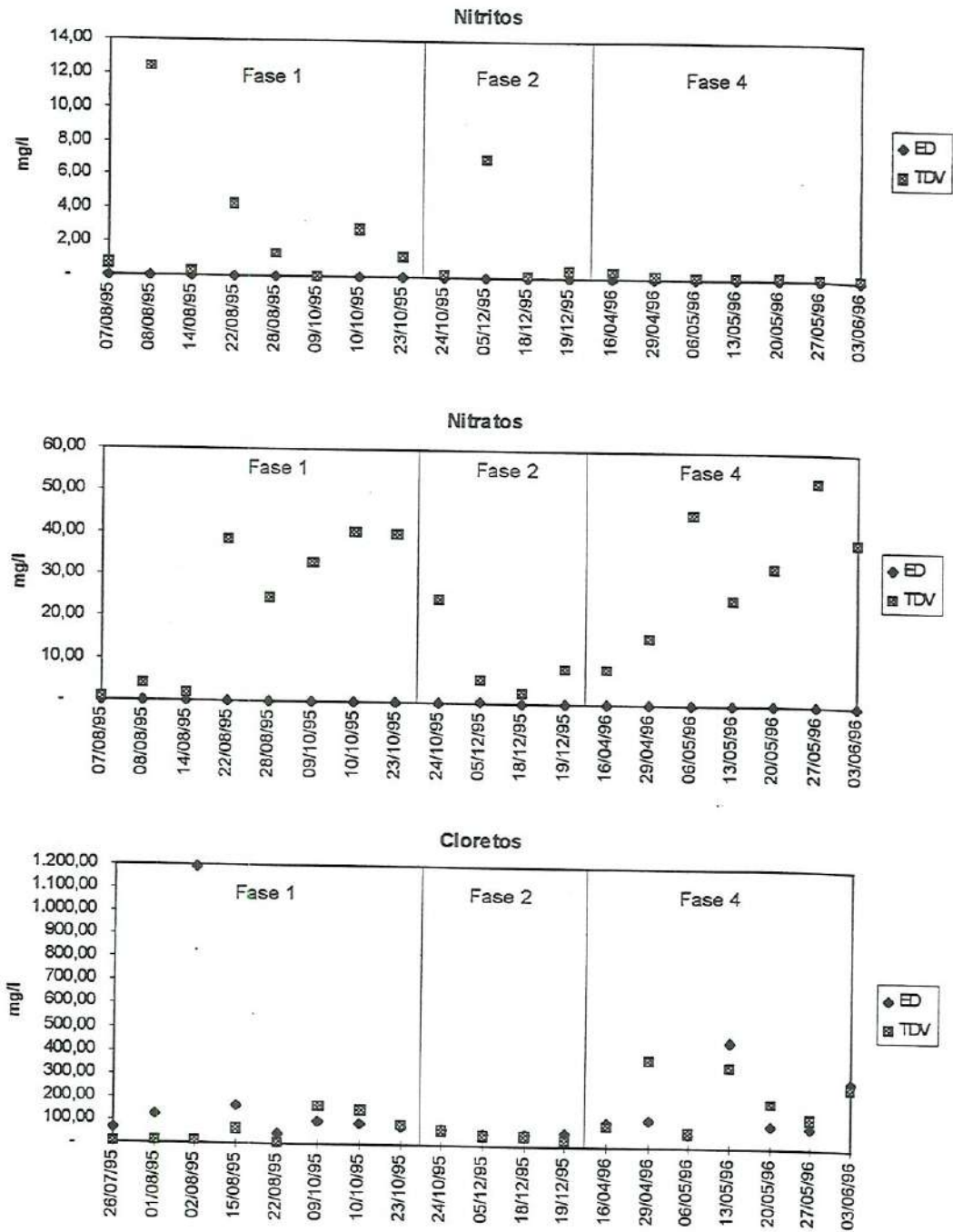


FIGURA 5.12 - comportamento dos parâmetros: nitritos, nitratos e cloretos no TDV ao longo das fases 1, 2 e 4.

O cálculo do desempenho em cada fase foi feito conforme descrito no item 3.8.3 do capítulo "Materiais e Métodos", através da fórmula para valores médios, ou seja, % de remoção no TDV é dada pela expressão: $([ED_{\text{afuente}} - ED_{\text{efluente}} \text{ diluído na água de contaminação inicial}] / ED_{\text{afuente}}) \times 100$. Vide resultados conforme FIGURA 5.13.

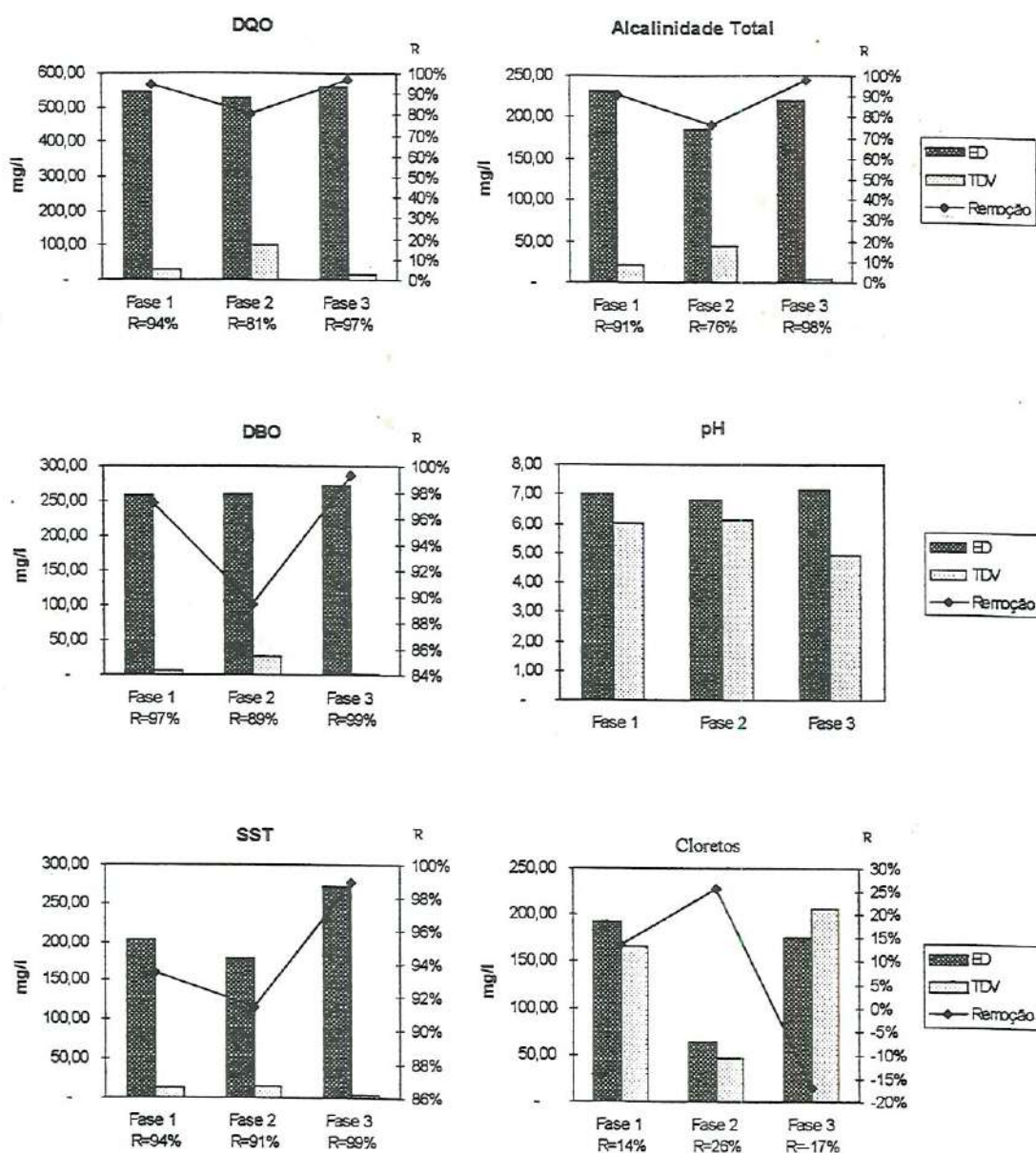


FIGURA 5.13 - Médias do TDV - Tanque de Depuração Vertical e do ED - Esgoto Decantado. Remoção: TDV (saída), ED (entrada). Fase 1 (nitrificação): 26/07/95 a 10/10/95; Fase 2 (desnitrificação): 23/10/95 a 19/12/95; Fase 3 (nitrificação): 16/04/96 a 03/06/96. R = Remoção.

5.6. Remoção da Matéria Orgânica Carbonácea

Do Manual EPS (1984), tem-se a afirmação de que os solos apresentam excelentes mecanismos de filtração para remoção de sólidos em suspensão e DBO_5 . Esta assertiva pode ser confirmada neste trabalho conforme FIGURA 5.2 e 5.7, onde apresentam-se também resultados de DQO. A partir dos dados observados, podemos

concluir que, quanto maior for a concentração do ED afluente (do ED), maior é a concentração do efluente. Comportamento semelhante foi observado por CARLSON et al. (1982). Segundo ZIRSCHKY (1989), a tratabilidade dos esgotos é limitada pela capacidade oxidativa dos microrganismos existentes na superfície do solo, quando se aplicam baixas cargas hidráulicas a altas taxas de cargas orgânicas. Segundo Mc GAUHEY (1964) o solo, através de sua microflora, é um excelente meio físico-biológico removedor de DBO_5 , desde que não esteja submetido a altas taxas de aplicação (cargas hidráulicas) e altas cargas orgânicas, o que pode causar condições anaeróbias, colmatção e redução na taxa de decomposição da matéria orgânica. Segundo ZIRSCHKY (1989), a tratabilidade dos esgotos é limitada pela capacidade infiltrativa do solo, quando se aplicam altas taxas de cargas hidráulicas a baixas taxas de cargas orgânicas.

Neste estudo foram constatadas as afirmações anteriormente citadas, devido as altas cargas orgânicas aplicadas (111kg de $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$) e baixa taxa hidráulica de aplicação (18,5m/ano). A alta capacidade de infiltração do solo em estudo, e a detecção de oxigênio dissolvido sempre superior a zero nos efluentes tratados demonstraram que os resultados obtidos são coerentes com as recomendações e afirmações anteriormente citadas.

Das FIGURA 5.7 e 5.13 remoções mínimas, com valores superiores a 80% em termos de DBO_5 , 70% em termos de DQO e 80% de SST, com valores médios superiores a 90% para estes mesmos parâmetros nos reatores BIE e TDV, confirmam a excelente capacidade da IR de reduzir matéria carbonácea. Estes resultados confirmam as afirmações de VON SPERLING (1995), quando diz que a IR apresenta elevada eficiência em termos de remoção de DBO_5 e de coliformes, de BRAILE (1979) e BABBIT & BAUMANN (1958) quando referenciam para a IR, faixa de remoção entre 90 e 99 % para tratamento terciário de esgotos domésticos e de IMHOFF (1966) ao afirmar que remoções superiores a 90% de DBO_5 podem ser obtidas em filtros intermitentes de areia, com leitos filtrantes constituídos de areia com D_{10} entre 0,2 e 0,5 mm, C_u menor que 5 e espessura de leito igual a 1,00m, sob taxa de aplicação de 3,0 a 7,5 cm/dia.

Há de se ressaltar que as condições citadas por IMHOFF (1966) são semelhantes a dos reatores TDV e BIE, principalmente no período de chuva, no qual a espessura de leito filtrante chegou a ter 1,30m. GEHLING (1985) em seu experimento chegou a obter 96% de remoção de DBO_5 para esgoto primário em colunas de areia de 1,0m de espessura. No entanto, a DBO_5 do esgoto decantado aplicado foi de 140mg/l e a granulometria da areia $D_{10} = 0,13$ e $C_u = 1,39$. Neste estudo, a DBO_5 aplicada foi de 250mg/l e a areia utilizada com $C_u = 2,68$ e $D_{10} = 0,22\text{mm}$, granulometria bem mais grossa que a utilizada na pesquisa de GEHLING.

Segundo RICE et al. (1984), no caso dos sólidos suspensos serem na sua totalidade orgânicos, a maior parte se acumulará na superfície do solo, onde são rapidamente decompostos. LEHMAN & WILSON (1971) em seus estudos sobre filtração no solo, concluíram que a camada colmatante, originária da filtração mecânica do material orgânico grosseiro retido na superfície do solo, é rapidamente decomposta. Esse

comportamento foi observado visualmente nos reatores TDV e BIE, e quantificado por SIMÕES (1996) no SI através de medidas de DQO; concluiu que cinco dias de descanso são suficientes para degradar cerca de 94% da matéria orgânica da camada colmatante de superfície. Por esta razão, durante o período de desenvolvimento desta pesquisa, cerca de um ano, não houve necessidade de escarificação ou retirada do material para restabelecer as taxas de infiltração do esgoto no solo.

5.7. Remoção de Nitrogênio

5.7.1 Nitrificação

A remoção de nitrogênio em sistemas IR requer a realização do processo de nitrificação seguido do processo desnitrificação. Segundo o Manual EPS (1984) remoção de nitrogênio depende muito do pré-tratamento, relação de DBO_5/N , ciclo operacional (carga/descanso), taxa de carga hidráulica aplicada. Procurando atender alguns destes requisitos, aplicou-se nos reatores BIE, TDV e RE esgoto decantado (ED) com uma relação $DBO_5/Nitrogênio \geq 3$, ou seja, com concentrações de carbono orgânico suficiente para proporcionar, segundo LOEHR (1974), ambos os processos: nitrificação e desnitrificação. A taxa de DBO_5 aplicada foi de 111kg/ha.dia valor superior ao recomendado pelo EPA (1978) para haver nitrificação que é de 67,2kg/ha.dia. Os ciclos operacionais e taxas de carga hidráulica foram adotados de acordo com as recomendações dos manuais EPA (1981), EPA (1984) e EPA (1992).

Segundo LOEHR (1974), a taxa de aplicação, a temperatura, o grau de aeração, o pH e a umidade do solo influem na taxa de nitrificação. Quanto ao grau de aeração do solo, pode-se afirmar que a porosidade de 42% da areia utilizada foi muito favorável à degradação aeróbia e, portanto, à nitrificação observada nos reatores em estudo. Haja visto que em termos de oxigênio disponível para a nitrificação, valores de 2,0mgO₂/l até um mínimo de 0,5mgO₂/l foram divulgados por CULP (1978), quando os valores medidos nos reatores sempre foram acima de 4,0mgO₂/l.

Quanto à temperatura de 23 a 29 °C, pode-se considerar que os valores medidos foram favoráveis à nitrificação uma vez que valores superiores a 10°C são suficientes e que sob valores críticos de 2°C, segundo EPA (1978), a nitrificação pode ocorrer.

Quanto ao pH, os valores observados variaram entre 5,7 e 7,3 no reator BIE e entre 4,2 e 6,7 no TDV. Estes valores, embora não estejam dentro da faixa ótima recomendada por LOEHR (1974), ou seja, entre 7,5 e 8,5 (sendo o pH ótimo 8,4) atendem plenamente às recomendações de OVERCASH & PAL (1981), quando afirmam que valores de pH menores que 4,5 dificultam a nitrificação. Quanto às observações de Mc GAUHEY (1968), em trabalhos com filtro aeróbico, organismos nitrificantes apresentaram uma boa taxa de oxidação da amônia na faixa de pH entre 5,5 e 6,0 em comparação com a taxa de pH 7,0.

Muito embora os valores do pH do esgoto aplicado nesta pesquisa estivessem próximo de 7,0 conforme TABELAS 5.2 e 5.3, e os das águas receptoras próximos de 6,0, pode-se verificar, conforme FIGURAS 5.5 e 5.11, que nos reatores ocorreram consumos de alcalinidade, devido às reações de nitrificação. Conforme dados das FIGURAS 5.6 e 5.12, concentrações de nitratos de até 40mg/l no poço J (BIE) e de 50mg/l no TDV são diretamente associadas às remoções de nitrogênio amoniacal, conforme FIGURAS 5.5 e 5.10, que variaram de 23 a 92 % na BIE e de 28 a 99 % no TDV respectivamente, como também as remoções de NTK que variaram, conforme FIGURAS 5.4 e 5.10, entre 27 e 99 % na BIE e de 37 a 99 % no TDV. Conforme FIGURAS 5.7 e 5.13, em valores médios, por Fase de aplicação, as remoções de nitrogênio amoniacal variaram de 43 a 82 % na BIE e de 54 a 92 % no TDV, e as remoções de NTK variaram de 45 a 84 % na BIE e de 66 a 92 % no TDV.

5.7.2 Desnitrificação

Segundo RICE & BOUWER (1984), sistemas por IR bem gerenciados podem proporcionar remoções de nitrogênio entre 65 e 90 %. Para isto, os períodos de aplicação de esgoto devem ser longos, o suficiente para que as bactérias do solo depletem todo o oxigênio do solo, resultando numa digestão anaeróbia e o tempo de detenção adequado para que sejam restabelecidas as condições aeróbias. Segundo REED et al. (1988), a remoção de nitrogênio por IR é geralmente pequena, podendo no entanto atingir índices de remoção de até 80%, valor que pode ser alcançado desde que sejam estabelecidos procedimentos operacionais específicos que forneçam condições alternadas de nitrificação e desnitrificação, tais como: ciclos de aplicações ajustados, suprimento de fonte de carbono adicional, uso de vegetação na bacia, taxas de aplicação reduzidas e reciclagem de parte da água tratada.

Após a Fase 1 desta pesquisa, em que os resultados de nitrificação foram excelentes, os reatores foram operados na Fase 2 com um ciclo operacional de 2 dias de aplicação e 12 de repouso recomendados pelo EPA (1981) para propiciar a desnitrificação. Nesta Fase 2 a concentração de nitratos, na BIE, que havia alcançado o valor médio de 7,95mgN/l na fase anterior caiu para 4,0mgN/l. Os nitratos no TDV tiveram também uma queda de 22,3 para 15,2 mgN/l. Considerando que as concentrações de nitrogênio amoniacal e de NTK também caíram, conforme pode ser observado nas FIGURAS 5.7 e 5.13, pode-se concluir que na Fase 2 não houve melhoria de desempenho de remoção de nitrogênio com relação à Fase 1.

Os efeitos causados pelos principais fatores que poderiam indicar desnitrificação nos reatores analisados, se daria pela presença de anaerobiose ou pela tendência de reversão de pH devido ao consumo de alcalinidade ocorrido durante a passagem do esgoto pela coluna de solo.

Considerando que a nitrificação ocorreu mesmo sob condições desfavoráveis, tais como:

- Altas velocidades de aplicação, 1400 litros/9min na Fase 1 e 9000 litros/54min nas Fases 1 e 2, respectivamente;

- Altas velocidades de percolação através dos macroporos (caminhos preferenciais no solo estruturado e desestruturado), com valores superiores aos determinados pela lei de Darcy;
- Ação das chuvas diluindo o esgoto, destruindo a camada colmatante de superfície e proporcionando o aumento da velocidade de percolação do esgoto no solo;
- Destruição do biofilme e a lixiviação do nitrato aprisionado na camada insaturada do solo, com carreamento do mesmo para o lençol freático;

e de forma mais intensa, como na Fase 4, sob condições favoráveis como:

- Procedimento de aplicação feito por inundação, à baixa pressão e em duas doses;
- Distribuição uniforme com esgoto melhor decantado.

Levando ainda em consideração que em todas as fases da pesquisa, o oxigênio medido nos efluentes dos reatores sempre foi superior a zero e que a alta porosidade do solo utilizado é o principal fator responsável pela aerobiose e conseqüentemente pela oxidação quase que total da matéria nitrogenada, conclui-se que:

- Os reatores TDV e BIE não foram eficientes na remoção de nitrogênio por desnitrificação, uma vez que no processo de degradação nos mesmos foram sempre favoráveis à ocorrência de digestão aeróbia;
- Por mais que se aumentasse o tempo de descanso (sem aplicação) no ciclo operacional, como foi feito na Fase 2, ou se aumentasse a carga de esgoto aplicada, a desnitrificação jamais ocorreria. O que poderia se obter era um maior carreamento de $N-NH_4^+$ e de NTK para a água do lençol freático.

5.7.3 Volatilização

Considerando que a remoção de nitrogênio por volatilização é menor que 10% para pH entre 7 e 8, que a proporção de amônia molecular é geralmente pequena em valores de pH abaixo de 7,8, só acima deste valor é que tem-se um aumento significativo do potencial de volatilização. Portanto, para os efluentes dos reatores TDV e BIE, cujo pH sempre esteve abaixo de 7,5, pode-se concluir que não houve remoção de amônia por volatilização.

5.8. Remoção de Fósforo

Conforme TABELA 5.1, o valor médio de P_{total} do esgoto utilizado nesta pesquisa foi de 7,4mg/l.

As remoções de P_{total} obtidas nesta pesquisa variaram em termos de valores pontuais entre 24 e 93 % na BIE e entre 30 e 99 % no TDV, em valores médios por Fase de 55 e 83 % na BIE e entre 52 e 89 % no TDV. Devido às condições ácidas do solo, pH

no capítulo seguinte deste trabalho. Conforme FIGURA 5.14, o Reator E apresenta um formato típico de coluna de laboratório por ter a saída de seu efluente diretamente na atmosfera, o que possibilita ao experimentador um total controle da vazão do efluente tratado como também sua caracterização qualitativa. É um reator bem adequado para simular filtros intermitentes sob forma de tanques artificiais preenchidos com material importado, com paredes laterais e de fundo providos de drenos, aparato semelhante ao utilizado nos estudos de SAMPAIO (1994) e filtros intermitentes naturais com drenos submersos. Embora seja bem diferente de um sistema de campo, este é o tipo de reator de laboratório mais utilizado para fazer sua simulação de sistemas de Infiltração/Percolação em escala real.

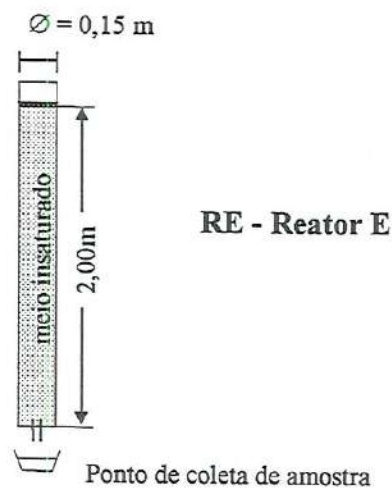


FIGURA 5.14 - Esquema do Perfil Vertical do RE.

Devido ao ponto de coleta de amostra do RE ser na atmosfera, para determinação do seu desempenho deste reator, considerou-se nula a contaminação inicial. Logo, para cálculo de seu desempenho utilizou-se a expressão: Desempenho em % = $(ED_{\text{afluente}} - \text{Efluente}) / ED_{\text{afluente}} \times 100$.

O RE apresentou um desempenho de 95% de remoção de DBO_5 , valor significativo se comparado com os recomendados por IMHOFF (1966), para filtros intermitentes de areia, ou seja, superiores a 90% e os obtidos nos experimentos de GEHLING (1984) que era cerca de 98%. Segundo LIMA (1995), durante o período de experimento, Fases 1 e 2, o OD variou entre 6,0 e 4,2 mg de O_2/l e o pH entre 5,5 e 7,0 condições bastante favoráveis para a nitrificação. Os valores de pH baixos, atribuindo características ácidas ao efluente do RE indicando um alto consumo de alcalinidade pelas reações de nitrificação. GEHLING (1984), constatou que ocorreu nitrificação de modo intenso nos filtros operados em sua pesquisa pela detecção da extinção da alcalinidade, decréscimo de pH e elevados teores de amônia e NTK no efluente após percolar apenas 1,00m. No entanto esta característica ácida é contraditória às afirmações de IMHOFF (1966), sobre os filtros intermitentes, que, segundo ele, apresentam efluente altamente alcalino.

Quanto à desnitrificação no RE, o que se verificou durante o ciclo, previsto para este fim na Fase 2, foi uma pequena redução no material oxidado (NO_2^- e NO_3^-). LIMA atribuiu como causa desta queda de material oxidado à diluição do esgoto afluyente pelas fortes chuvas ocorridas naquela fase. Para comparar os resultados de tratamento entre as Fases 1 e 2 no RE concluiu-se, através de diagramas adimensionais entre nitrogênio oxidado e nitrogênio, que os mesmos eram comparáveis. Para entender melhor o comportamento da desnitrificação, fez um balanço de nitrogênio chegando-se à conclusão de que a remoção na Fase 1 foi de 10% e na Fase 2 foi de 2%. Os valores de remoção nitrogênio, obtidos no referido balanço seriam menores se as parcelas referentes à remoção de nitrogênio pela adsorção e pela lixiviação do nitrato, que certamente ocorre no período de chuva, não fossem consideradas nulas. Desta análise conclui-se que praticamente não houve desnitrificação no RE.

Segundo IMHOFF (1966), o desempenho, em termos de remoção de coliformes, dos Filtros Intermitentes chega a ser superior a 95%. SAMPAIO (1994), obteve reduções de 2 a 3 casas log em termos de coliformes fecais para concentrações de entrada de 10^7 a 10^8 NMP/100ml. BABBIT & BAUMANN (1958), afirmam que cerca de 98 a 99 % de bactérias totais podem ser removidos por Filtros Intermitentes de areia bem operados. No reator RE a remoção média de coliformes fecais na Fase 1 (sem chuvas) foi de 91% e na Fase 2 (com chuvas) foi de 69%, tendo uma eficiência média de 80% nas duas Fases. Este valores de eficiência são bem inferiores aos 99,80% obtidos por GEHLING (1985), num reator de 170cm de espessura. No entanto, há de se ressaltar que pelo fato da areia utilizada por GEHLING ser mais fina que a deste estudo, remoções de até 92,8% de coliformes totais foram obtidas nos primeiros 20cm.

A alta condutividade hidráulica da areia utilizada, a pequena espessura e o pequeno tempo de detenção devido ao escoamento pelos macroporos, além dos efeitos da chuva, foram os principais fatores responsáveis pelo insatisfatório desempenho do RE em termos de remoção de colimetria.

Quanto às concentrações de fósforo, detectadas nos efluentes do RE, ou seja, um pouco acima de 2mg de Ptotal após as chuvas, demonstram a baixa capacidade de adsorção do solo.

5.11. Análise Global do Desempenho dos Reatores BIE, TDV e RE

Para a análise de desempenho dos Reatores E, TDV, e BIE são apresentadas nas TABELAS 5.5, 5.6, 5.7 e 5.8 evoluções comparativas entre os valores médios por Fases desta pesquisa (1, 2 e 4) e valores a seguir itemizados:

- Valores recomendados pelo EPA (1992);
- Dados experimentais obtidos por SAMPAIO (1994), em tanques experimentais;
- Desempenhos do sistema de lagoas de estabilização da ETE de Camburi/ES;
- Parâmetros internacionais para efluentes domésticos tratados, recomendados pela França, EUA e CEE.

TABELA 5.5 - Comparação entre dados típicos recomendados pelo EPA (1992), de desempenho em Sistema IR e os resultados obtidos no TDV, na BIE (Poço J) e no Reator E.

Parâmetros	Valores recomendados pelo EPA (1992)		Remoção (%)			
	Taxa aplicada (kg/ha.dia)	Remoção (%)	Taxa aplicada (kg/ha.dia)	TDV	Poço J	Reator E
DBO ₅	45-158	86-98	111	96	96	95
Nitrogênio Total	3-37	10-80	7,27	52	52	22
Fósforo	1-12	29-99	3,37	75	72	89
Coliforme Fecal	NA	2-4 logs	NA	0	1	0

Obs.: NA - Não Aplicável.

TABELA 5.6 - Comparação entre os desempenhos alcançados nos experimentos de SAMPAIO (1994), na França e no Brasil e os desempenhos alcançados nesta pesquisa.

Parâmetro (mg/l)	Remoção (%) CREATE, CRITER B3 e B4, e CAESB	Remoção (%) nos Reatores do SI								
		Poço J			TDV			Reator E		
		mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo
DQO	77-95	85	93	93	81	93	97	87	88	89
DBO ₅	86-97	89	96	99	89	96	99	95	95	95
SST	66-98	88	95	99	91	95	99	90	91	91
N.Total	16-33	36	49	53	40	58	66	16	34	52
NTK	73-95	45	75	85	66	88	92	90	95	93
N-NH ₄ ⁺	66-95	48	77	81	59	79	84	85	90	96

TABELA 5.7 - Comparação do desempenho típico da ETE de Camburi (fonte do esgoto utilizado nesta pesquisa) e desempenhos alcançados no TDV, BIE e Reator E.

Parâmetros	Entrada: esg. bruto			Entrada: esgoto decantado								
	ETE Camburi			Poço J - BIE			TDV			Reator E		
	Entrada	Saída	(%)	Entrada	Saída	(%)	Entrada	Saída	(%)	Entrada	Saída	(%)
DQO, mg/l	535	250	53	510	36	93	547	39	93	507	58	89
DBO ₅ , mg/l	296	70	76	240	11	96	264	11	96	240	12	95
SST, mg/l	216	144	33	196	8	95	218	10	95	182	16	91
NTK, mg/l	42	44,36	-	63	19	70	61	7,0	88	60	4	93
Fósforo, mg/l	7,5	3,35	55	7,6	2,2	72	8	2,0	75	8	0,9	89
pH	6,79	7,19		7,0	6,42		7,0	5,7		7,0	6,7	
Coliformes, NMP/100ml	4, 6x10 ⁷	3x10 ⁴	99	5,7x10 ⁷	8,0x10 ⁶	86	5,6x10 ⁷	2,8x10 ⁷	50	6,3 x10 ⁷	1,8x10 ⁷	70

TABELA 5.8 - Comparação dos padrões internacionais de qualidade de efluentes tratados. Fonte: ROGALLA (1990) e EPA (1989), e os valores médios obtidos nesta pesquisa.

Parâmetros (mg/l)	Reator E			Países		
	Média	Fase 1	Fase 2	França	EUA	CEE
SST	16	16	17	30	30	30
DBO ₅	11	12	11	30	30	25
DQO	58	51	69	90	-	100

A TABELA 5.9 refere-se aos dados de BRISSAUD et al (1993), para sistemas do tipo Infiltração/Percolação existentes na França, para 250 a 1700 hab., com pré-tratamento primário e com profundidades de leito filtrante entre 0,6 a 2,0 m e taxas de aplicação variando entre 0,07 e 0,77 m/dia.

TABELA 5.9 - Eficiência do Tratamento Infiltração/Percolação. Fonte: BRISSAUD et al (1993).

Cidades	Características dos Efluentes Primários				Caract. da água filtrada		Colif. fecal
	SS (mg/l)	DQO (mg/l)	NTK (mg/l)	DOT (mg/l)	DQO (mg/l)	NTK (mg/l)	Remoção (log)
Sorges	164	824	70	814	109	16	0,5
Souillac	117	580	112	860	201-282	53/75	0,8
St Symphorien	81	334	51	433	53	7	1,4
Arcey	84	273	40	347	68	9	1,0
Fontette	47-56	169-560	20-15	193-405	33-77	7-14	2,0
Limogne	35	153	23	197	77	12	0
Chamouille	22	74	10	90	4	3	2,0

Obs.: DOT = Demanda de Oxigênio Total.

Em termos de remoção de coliformes, os sistemas das cidades de Fontette e Chamouille foram os que apresentaram os melhores resultados: 2 (duas) casas log, no entanto foram aqueles que receberam as menores taxas de aplicação diária, 0,07 a 0,2 m/dia.

5.11.1 Análise dos Desempenhos Alcançados nos Reatores TDV, BIE e Reator E.

Quanto aos melhores desempenhos observados em termos de remoção de nitrogênio e fósforo nos reatores de laboratório em relação ao de campo, atribui-se como causas: a facilidade de controle de sua operação em termos de distribuição uniforme do esgoto na superfície do solo, fluxo pistão devido às suas pequenas dimensões superficiais e o

direcionamento do fluxo pelas paredes laterais; proteção em relação às intempéries climáticas, tais como precipitações atmosféricas, exposição à insolação e variação da temperatura do ar atmosférico, que atuam com maior intensidade nas paredes laterais; à inexistência de influências oriundas da variação de nível e da qualidade d'água do lençol freático uma vez que seus efluentes, de um modo geral, são concentrados.

Quanto aos melhores desempenhos observados, em termos de remoção carbonácea, no reator de campo (BIE) e no reator que simula o campo (TDV), atribui-se à diluição do esgoto, respectivamente, na água do lençol freático ou na água que simula o lençol freático.

Quanto ao baixo índice de desnitrificação, atribui-se ao pequeno período de aplicação do esgoto (de 10 a 54 min), ao alto grau de aeração da areia cuja porosidade era de 42% e às altas velocidades de percolação pelos macroporos.

Quanto à faixa de desfosfatação alcançada, explica-se pela baixa capacidade de adsorção do solo, tendo em vista as características químicas do solo (baixa CTC), e à pequena espessura do leito filtrante (de 1,3 a 2,10 m).

De forma contrária ao que ocorre nos reatores de laboratório, os reatores de campo estão menos sujeitos aos efeitos da temperatura do ar e não têm fluxo pistão. Razões pelas quais apresentam grande dificuldade para realização de distribuição superficial e em profundidade uniforme. Estas mesmas razões, juntamente com alto índice pluviométrico ocorrido na Fase 2, conforme FIGURA 5.1, contribuíram para a uma nitrificação reduzida em relação aos reatores de laboratório, como também contribuíram para a grande queda na eficiência do sistema de campo.

Quanto à remoção de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, constatou-se um desempenho satisfatório, considerando que nenhum outro recurso para melhoria do mesmo, a não ser o aumento do período de repouso de 5 para 12 dias, foi utilizado.

Considerando as condições críticas do estudo, ou seja: condutividade hidráulica da areia utilizada igual a 62,4cm/h, com valor superior ao máximo recomendado pelo EPA (1981) = 50cm/h; e a espessura do leito filtrante que, durante o período de pesquisa, variou entre 1,30 e 2,20, conforme FIGURAS 5.2, 5.8 e 5.14, pode-se concluir, sobre os resultados obtidos neste estudo:

- São compatíveis e próximos aos limites superiores recomendados pelo EPA (1992), vide TABELA 5.5 e divulgados por BRISSAUD et al (1993) na TABELA 5.9;
- São compatíveis e até superiores aos resultados obtidos por SAMPAIO (1994), vide TABELA 5.6;

- São superiores aos obtidos pelo sistema de tratamento (lagoa aerada seguida de lagoa facultativa) da CESAN, vide TABELA 5.7;
- Atendem aos critérios internacionais para efluentes secundários (França, EUA, CEE), vide TABELA 5.8;
- Apresentam remoção bacteriológica média de apenas 1 casa log que, embora insatisfatória, está dentro da faixa de valores esperados conforme dados da TABELA 5.9.

6. REPRESENTATIVIDADE ENTRE OS REATORES: TDV, BIE E RE

6.1. Introdução

Neste capítulo são apresentados os resultados relativos à operação simultânea dos reatores de campo BIE e de laboratório TDV e RE cujas eficiências foram discutidas no capítulo anterior. Serão discutidas as relações de comparações entre as concentrações efluentes e os respectivos desempenhos dos reatores. Na FIGURA 6.1, tem-se os esquemas das principais características físicas dos mesmos

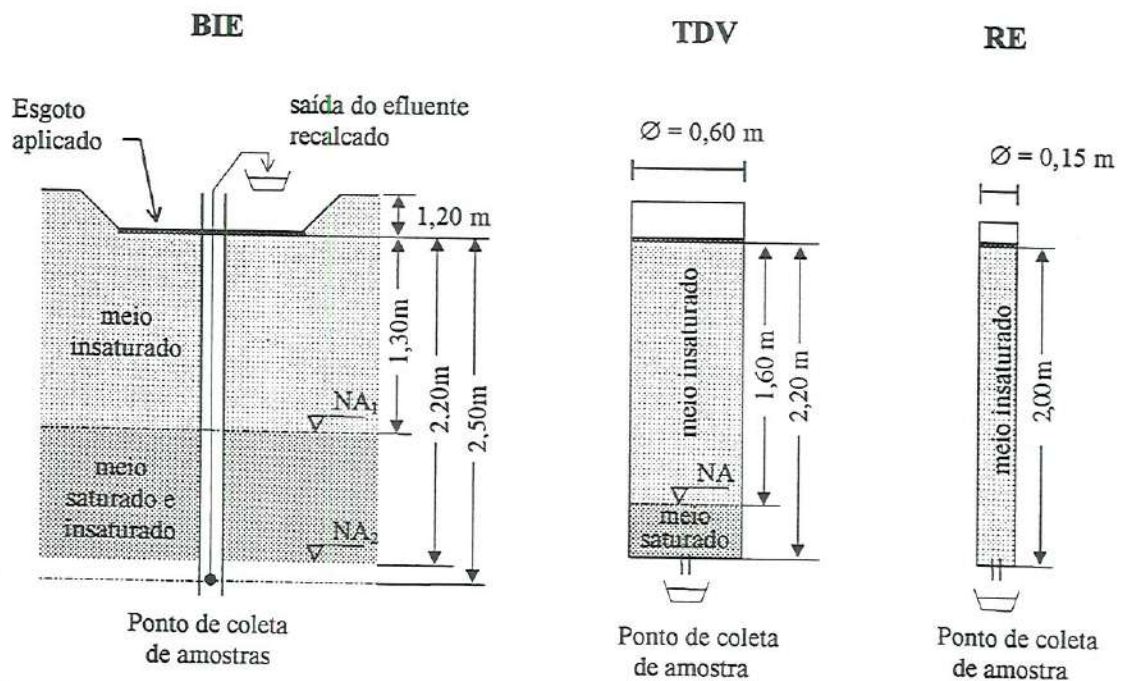


FIGURA 6.1 - Esquemas dos Perfis Verticais da BIE, TDV e RE. NA, NA₁ e NA₂ são níveis de água nos reatores.

Na BIE, o ponto de coleta de amostra, diluída em água do lençol freático, era localizado a uma profundidade média de 1,90m. No TDV, o ponto de coleta de amostra, diluída em água de torneira, era localizado à profundidade média de 1,90m. No reator RE, o ponto de coleta de amostra concentrada era localizado a 2,00m de profundidade.

Os reatores dos tipos da BIE e do RE são os mais utilizados para simular um sistema de aplicação de esgoto em escala real. Para a realização deste estudo incluiu-se, um tipo a mais, o reator de laboratório TDV que consideramos, em princípio, ser do tipo intermediário entre os dois tipos anteriormente citados. Suas diferenças básicas são: dimensões superficiais, estruturação do material de preenchimento (BIE: estruturado e TDV e RE: desestruturado) e contornos laterais e de fundo. As condições de semelhanças operacionais a que foram submetidos são: características do esgoto aplicado, taxas e ciclos operacionais, sazonalidade climática, atividades operacionais de coleta de amostra e de análises laboratoriais. A quantidade de esgoto decantado aplicado por vez nos três reatores correspondia a 18cm de lâmina em cada reator.

6.2. Comparações entre Concentrações dos Efluentes dos Reatores

Os resultados obtidos nos três reatores são referentes aos mesmos dias de operação, ao longo do mesmo período de tempo, Fases 1 e 2, e à mesma metodologia de operação, ou seja, recebendo o mesmo esgoto, a mesma taxa aplicada, no mesmo dia e sob mesmos procedimentos de análises laboratoriais. Nas FIGURAS 6.2, 6.3 e 6.4, são apresentados gráficos determinísticos do comportamento das principais variáveis características do esgoto, os quais são plotados em termos de concentrações dos efluentes e de desempenhos.

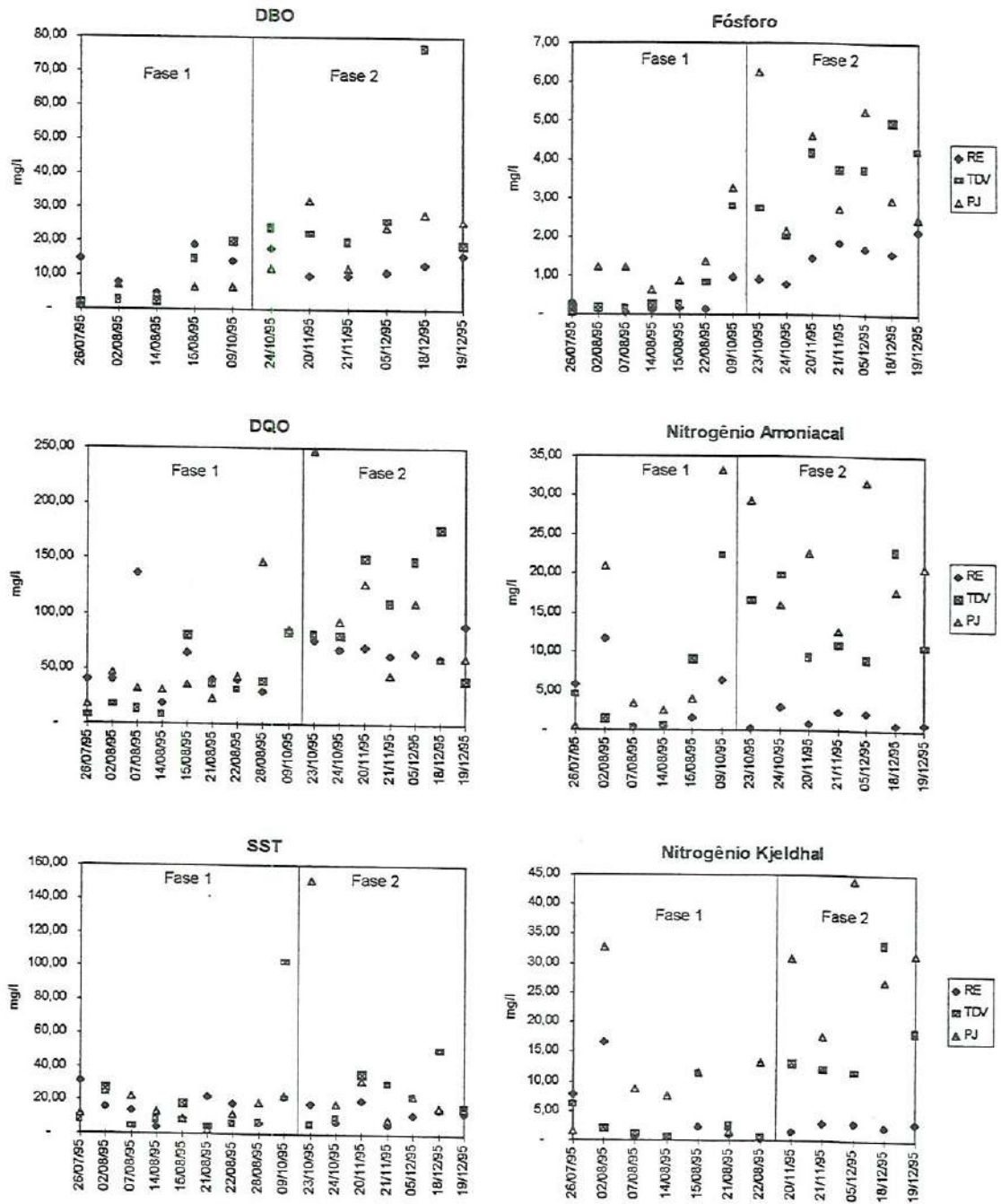


FIGURA 6.2 - Comportamento das variáveis, DBO_5 , DQO, SST, $P-PO_4^{3+}$, NTK e $N-NH_4^+$, características dos efluentes dos reatores: TDV, BIE e RE.

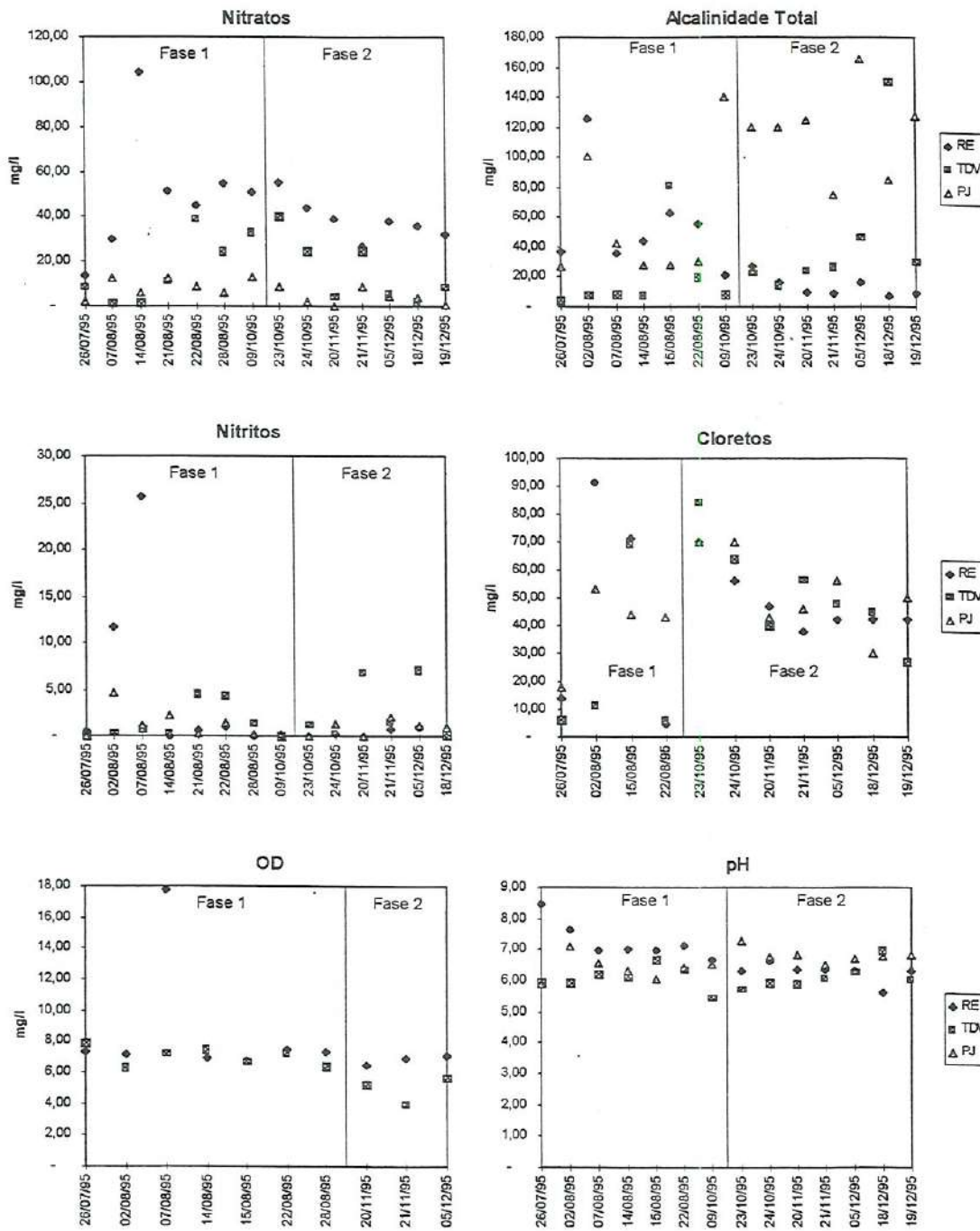


FIGURA 6.3 - Comportamento das variáveis, Cloretos, Nitratos, Nitritos, pH, OD e alcalinidade, características dos efluentes dos reatores: TDV, BIE e RE.

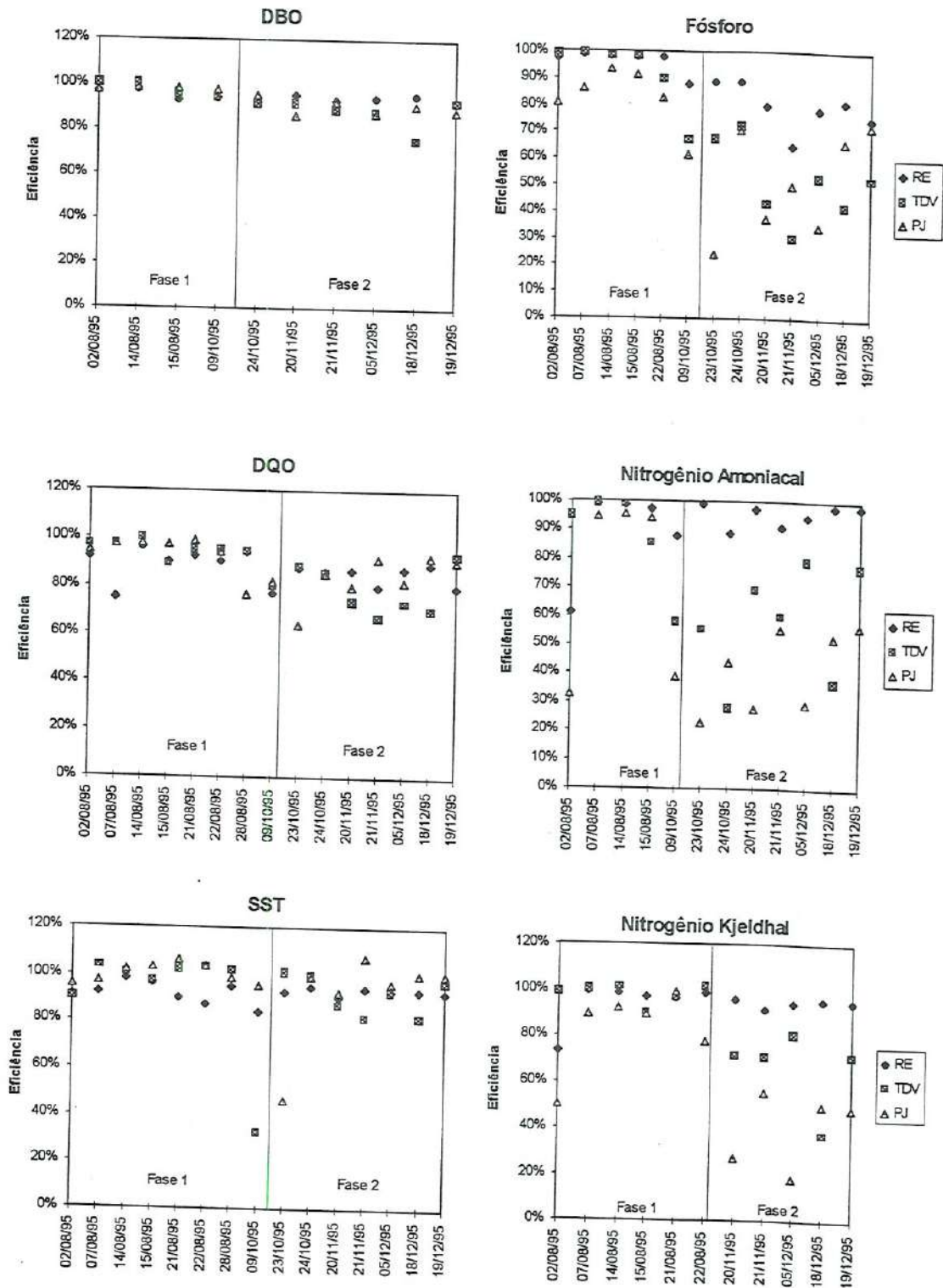


FIGURA 6.4 - Comportamento Determinístico do Desempenho dos Reatores BIE, TDV e RE.

Observa-se que as variáveis DBO₅, DQO e SST, conforme FIGURA 6.2, apresentam, na Fase I, comportamentos semelhantes nos três reatores. Na Fase 2, a variável DQO

apresentou uma maior dispersão que a DBO_5 e que os SST. Considerando que na Fase 1 o SI estava em fase de calibração, os valores altos de DQO no RE, como 137mg/l em 07/08/95, conforme FIGURA 6.2, certamente foram causados devido a uma decantação deficiente para uma concentração de DQO afluente alta, próxima a 700mg/l. Comportamentos semelhantes ocorreram nos dias 15 e 28/08/95. A ocorrência de chuvas durante algumas aplicações, a sobrecarga hidráulica do esgoto aplicado na BIE ou até mesmo falhas de operação, podem ser atribuídas como causas dos discrepantes comportamentos nos reatores.

Na Fase 2 observa-se, conforme FIGURA 6.2, que a dispersão entre os resultados aumentou significativamente. Para a matéria carbonácea a maior dispersão ocorreu na DQO, seguida da DBO_5 e de SST. Tais comportamentos são resultantes da ação efetiva das precipitações sobre estas variáveis. As chuvas destruíam a camada colmatante e carreavam o esgoto "in natura" até o lençol freático. Provocavam a elevação do nível do lençol freático, diluindo e modificando as características do percolado, principalmente os sais existentes no lençol freático. Razão porque afirmar que existe uma forte relação entre as precipitações e o comportamento das significativas perdas de eficiências nos reatores. Observa-se, também na FIGURA 6.2, que apesar do fósforo ser um componente inorgânico, tanto na Fase 1 quanto na Fase 2 o seu comportamento foi semelhante ao da matéria orgânica carbonácea, ou seja, sua eliminação ocorreu quase que totalmente por via biológica. Comportamento este explicado pela baixa capacidade de adsorção dos leitos filtrantes dos reatores, composta por areia quartzosa com baixa CTC.

Nas Fases 1 e 2 as variáveis da série nitrogenada como: NTK, N_{total} , $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$, francamente suscetíveis às transformações por bactérias existentes no interior dos reatores, apresentaram dispersão de resultados bastante significativa. A transformação do nitrogênio amoniacal em nitritos e estes em nitratos apresentaram comportamentos bem dispersos, como podemos observar nas FIGURAS 6.2 e 6.3.

Na Fase 1, praticamente sem chuvas, com umidade do solo bastante reduzida, verificou-se a significativa passagem de esgoto pelas trincas da camada colmatante. Verificou-se também a redução do nível do lençol freático, e o conseqüente aumento da espessura do leito filtrante e das concentrações dos sais existentes na água subterrânea. Características que provocam um acréscimo na oxigenação do leito filtrante e, por conseqüência, uma maior nitrificação.

Observando a dispersão dos resultados nos três reatores, verifica-se que o Reator E apresentou maior eficiência como também comportamento mais estável que o Reator BIE, principalmente em relação às variáveis Nitrogênio Kjeldhal, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato e Nitritos.

A aplicação do esgoto, com concentrações de sais superiores às já existentes na água do lençol freático, fez com que estas concentrações de sais aumentassem. No entanto, na época de chuvas, tanto as concentrações de sais existentes no esgoto quanto as da água subterrânea, podem ser reduzidas a valores tão pequenos a ponto de chegarem a valores inferiores aos das concentrações de efluentes concentrados de Reatores do tipo RE.

Os valores de pH e OD, conforme FIGURA 6.3, se mantiveram estáveis em patamares desejáveis à nitrificação. Os cloretos, considerados como conservativos, na Fase 1, com pouca chuva, apresentaram maiores diferenças entre os três reatores que na Fase 2.

6.3. Comportamento do Desempenho dos Reatores TDV e BIE

Nas FIGURAS 6.5 e 6.6 são apresentados gráficos determinísticos do comportamento das principais variáveis analisadas (características do esgoto) em termos de concentrações dos efluentes nos reatores BIE e TDV.

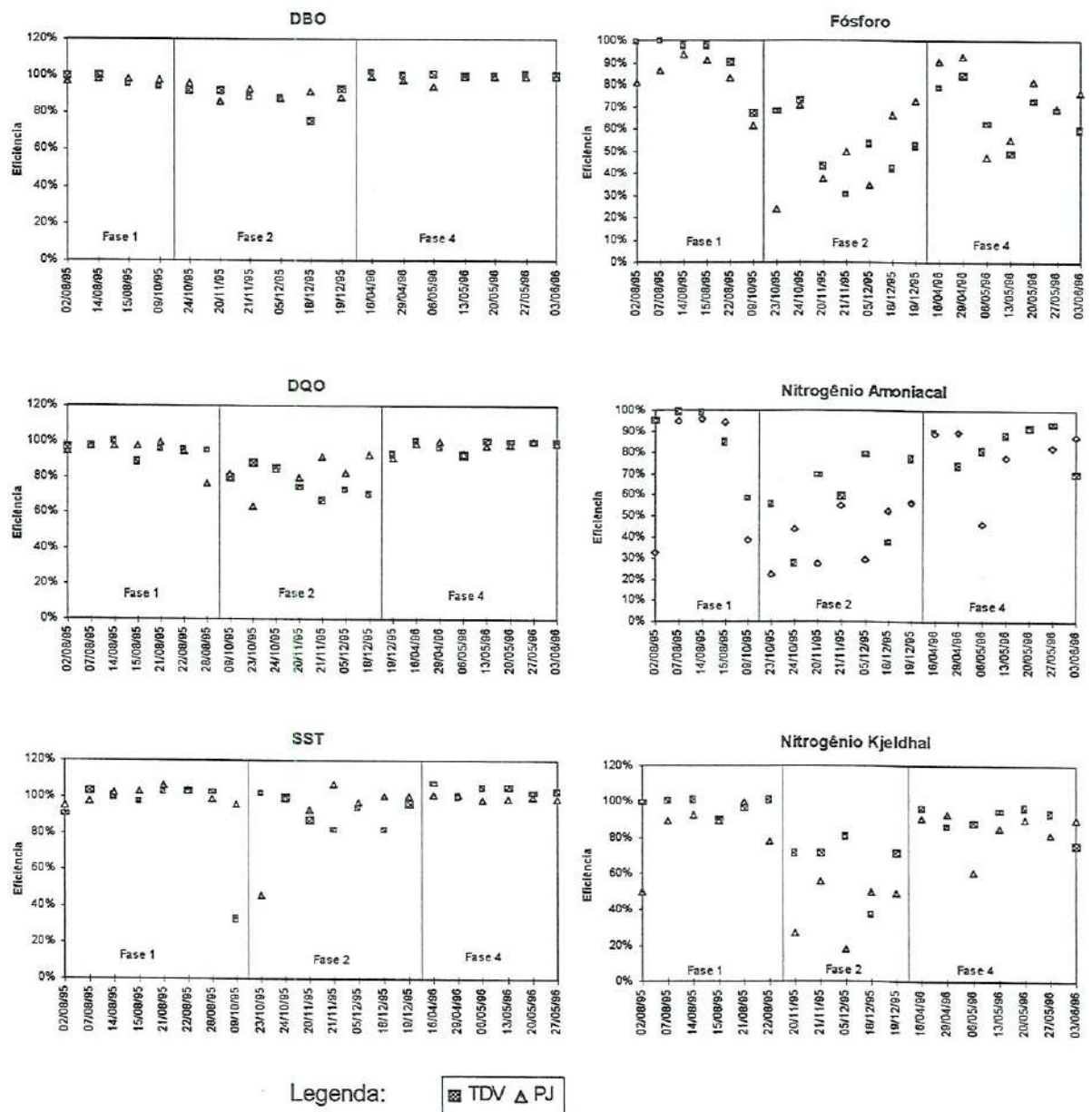


FIGURA 5.5 - Comportamento das variáveis, DBO_5 , DQO, SST, $P-PO_4^{3+}$, NTK e $N-NH_4^+$, características dos efluentes dos reatores: TDV e BIE.

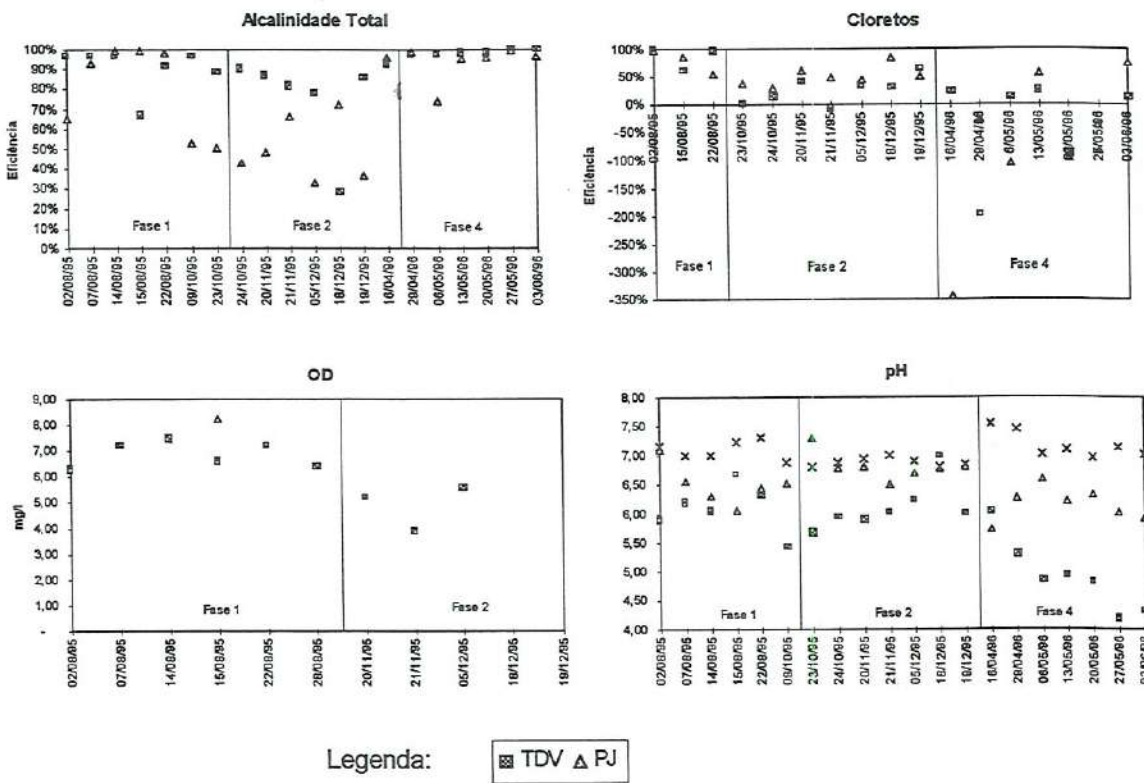


FIGURA 6.6 - Comportamento das variáveis, Cloretos, pH, OD e alcalinidade, características dos efluentes dos reatores: TDV e BIE.

Os resultados de desempenhos, conforme FIGURAS 5.5 e 5.6, correspondem a uma Fase de operação a mais. Os resultados da Fase 4 foram obtidos de forma idêntica que nas Fases 1 e 2, consideradas como fases de calibração dos reatores TDV e BIE, uma vez que foram operados sob melhores condições de semelhança. A rede de alimentação da BIE, com 550m de extensão, só foi operada após estar totalmente limpa. A vazão de abastecimento foi mantida constante, e a distribuição do esgoto na BIE foi melhorada. Nesta fase as aplicações foram feitas em regime de conduto forçado e à baixa carga, em duas doses e de forma bem distribuídas, nas 9 células em que foi dividida a BIE. Observa-se que na Fase 4 o RE não foi operado.

A diferença existente entre os reatores de laboratório TDV e RE, com relação à série nitrogenada, pode ser observada nos gráficos da FIGURA 6.7, nos dando uma idéia da complexidade da interpretação do comportamento do nitrogênio nos reatores.

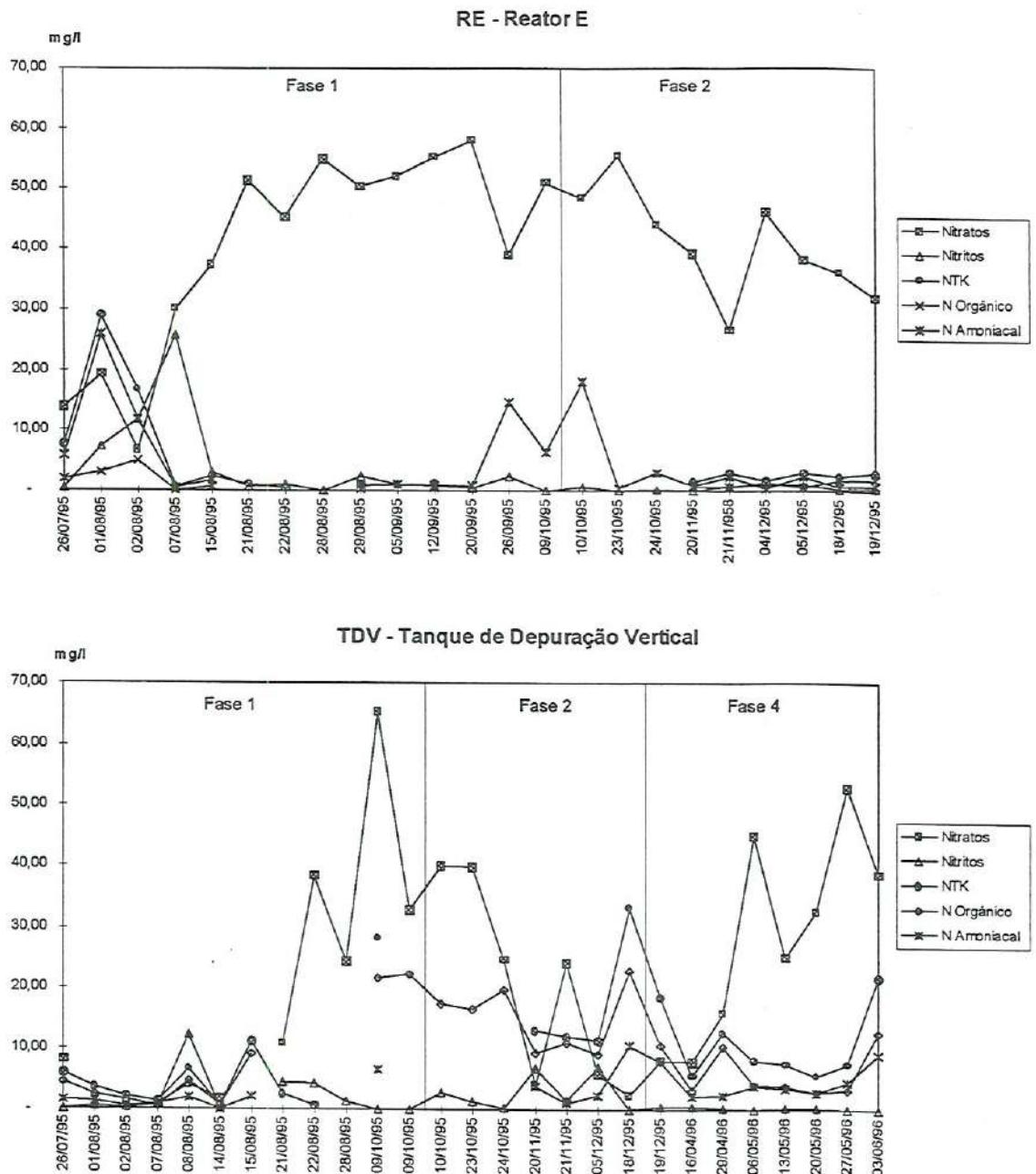


FIGURA 6.7 - Comportamento da Série Nitrogenada nos reatores RE e TDV.

A necessidade de maiores esclarecimentos sobre os referidos resultados antes de se determinar relações matemáticas entre os mesmos, com base apenas na representação gráfica determinística, pode ser evidenciada na FIGURA 6.7, principalmente pela grande dispersão entre os resultados nos três reatores, na época de chuvas, em relação às variáveis da série nitrogenada.

Outras informações podem ser obtidas no Apêndice II.

6.4. Análise de Dados Estatísticos

Para uma melhor visualização e entendimento da dispersão dos dados dos reatores, são apresentados na TABELA 6.1 valores de estimadores estatísticos tais como: média, desvio padrão e coeficiente de variação da DBO_5 e na FIGURA 6.8 gráfico Box Plot com identificação de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos. A análise de resultados será feita na forma de comparações entre os valores das médias, das medianas, dos coeficientes de dispersão CV e as alturas das caixas "Box Plot", buscando, sempre que possível, uma relação unitária entre eles.

TABELA 6.1 - Dados Estatísticos de DBO_5 por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	DBO ₅ (mg/l)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
BIE (PJ)	16	8	4	46	9	29	28	98	15	3	2	59
TDV	8	9	9	97	6	31	21	66	7	4	2	56
Reator E	9	11	4	40	8	13	4	27				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

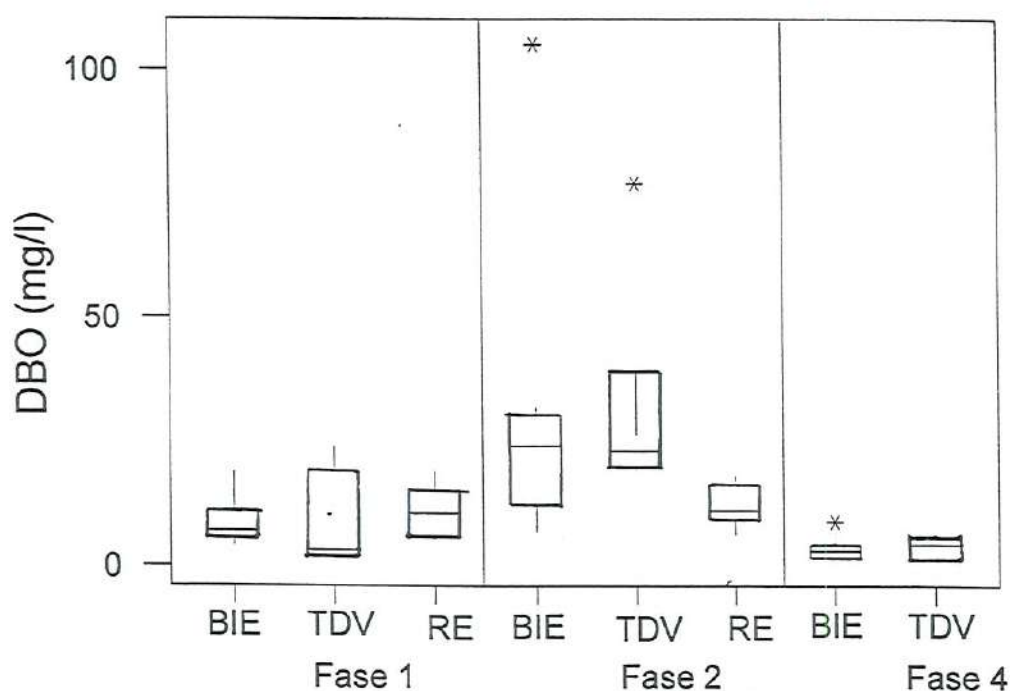


FIGURA 6.8 - Gráfico de caixas (Box Plot) de DBO_5 nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Para a DQO, são apresentados na TABELA 6.2 e na FIGURA 6.9 gráfico Box Plot composto de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos.

TABELA 6.2 - Dados Estatísticos de DQO por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	DQO (mg/l)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
BIE (PJ)	16	52	32	62	9	97	60	62	15	39	11	29
TDV	13	40	29	73	7	113	45	40	7	26	6	22
Reator E	16	51	29	57	8	68	10	15				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

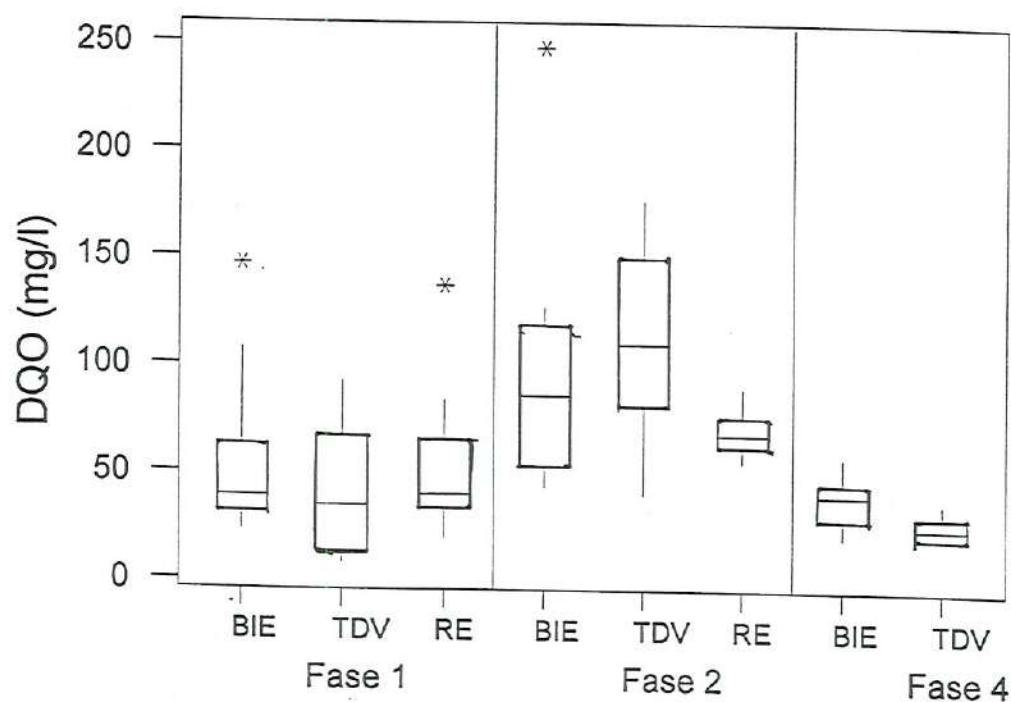


FIGURA 6.9 - Gráfico de caixas (Box Plot) de DQO nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Para os SST, são apresentados na TABELA 6.3 e na FIGURA 6.10 gráfico Box Plot composto de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos.

TABELA 6.3 - Dados Estatísticos de SST por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	SST (mg/l)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
BIE (PJ)	16	19	12	62	9	33	42	129	15	7	2	35
TDV	13	19	25	135	7	24	14	59	7	11	4	35
Reator E	16	16	11	66	8	15	6	41				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

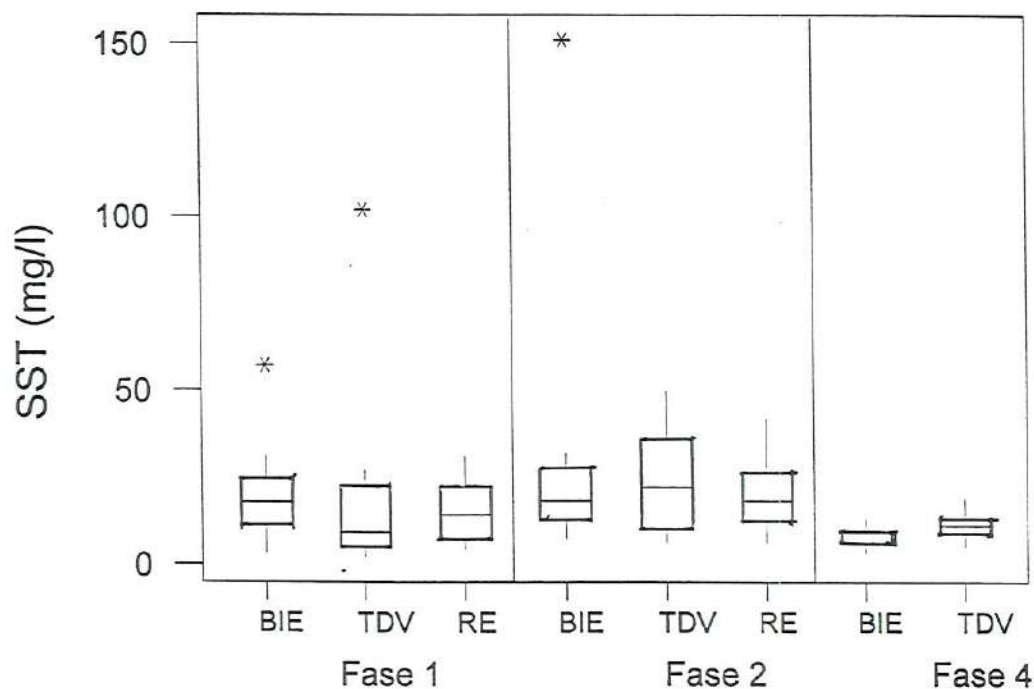


FIGURA 6.10 - Gráfico de caixas (Box Plot) dos SST nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Para o Fósforo, são apresentados na TABELA 6.4 e na FIGURA 6.11 gráfico Box Plot composto de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos.

TABELA 6.4 - Dados Estatísticos de Fósforo por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	Fósforo (mg/l)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
BIE (PJ)	16	1,44	0,6	44,2	9	3,56	1,4	38,6	15	2,42	1,1	45,9
TDV	11	0,98	1,2	127,4	7	3,66	0,9	25,3	7	2,48	1,1	42,8
Reator E	14	0,39	0,5	121,8	8	1,47	0,4	29,4				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

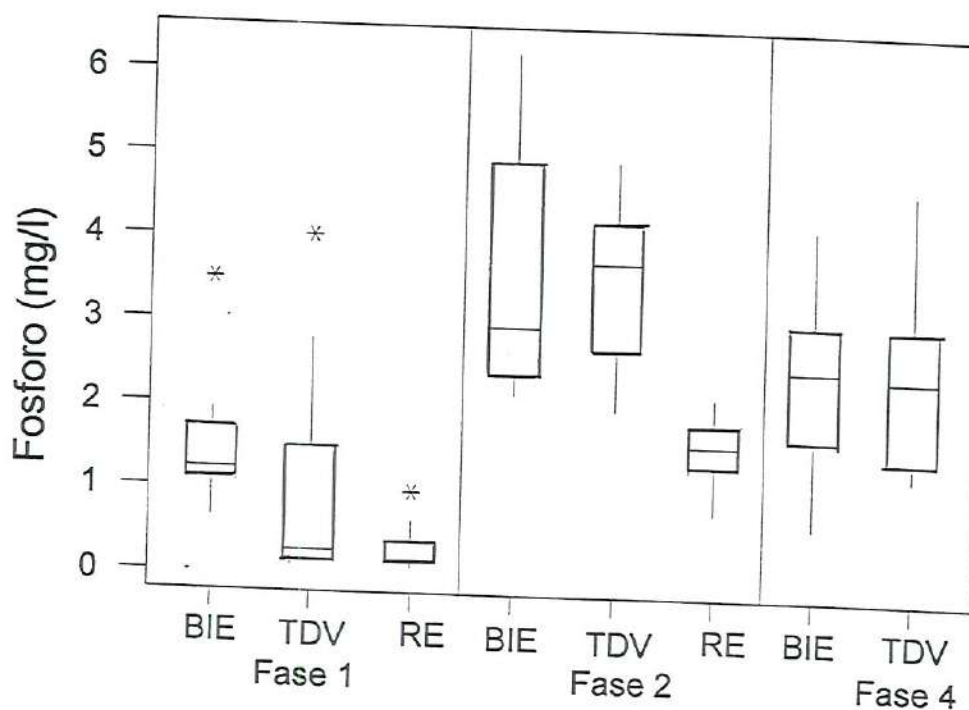


FIGURA 6.11 - Gráfico de caixas (Box Plot) de Fósforo nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Para o NTK são apresentados na TABELA 6.5 e na FIGURA 6.12 gráfico Box Plot composto de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos.

TABELA 6.5 - Dados Estatísticos de Nitrogênio Kjeldhal por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	Nitrogênio Kjeldhal (mg/l)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
BIE (PJ)	16	22,83	13,6	59,6	9	29,72	9,5	31,8	15	11,31	3,5	31,2
TDV	10	6,26	8,0	127,3	5	17,65	8,2	46,7	7	9,75	5,4	55,6
Reator E	10	6,06	9,0	149,3	6	2,42	0,6	24,9				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

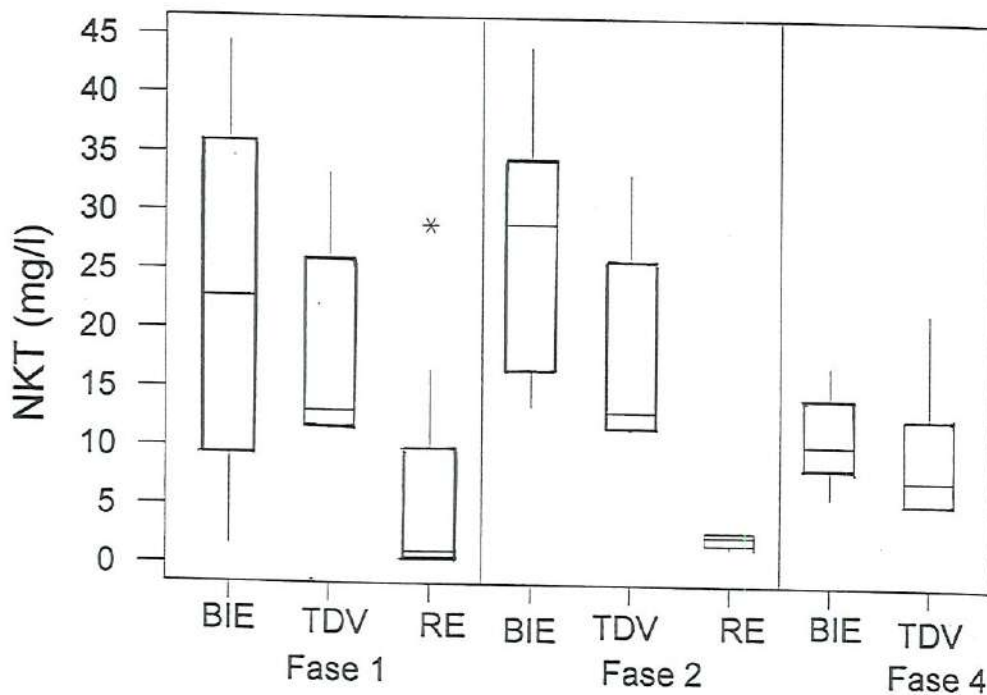


FIGURA 6.12 - Gráfico de caixas (Box Plot) do NTK nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Para o Ntotal são apresentados na TABELA 6.6 e na FIGURA 6.13 gráfico Box Plot composto de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos.

TABELA 6.6 - Dados Estatísticos de Nitrogênio Total por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	Nitrogênio Total (mg/l)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
PJ (BIE)	16	33,75	15,5	45,9	9	35,57	10,6	29,8	15	31,89	11,0	34,4
TDV	12	25,43	25,1	98,7	7	30,64	6,8	22,1	7	41,04	16,5	40,2
Reator E	16	52,18	16,5	31,6	8	41,93	7,3	17,4				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

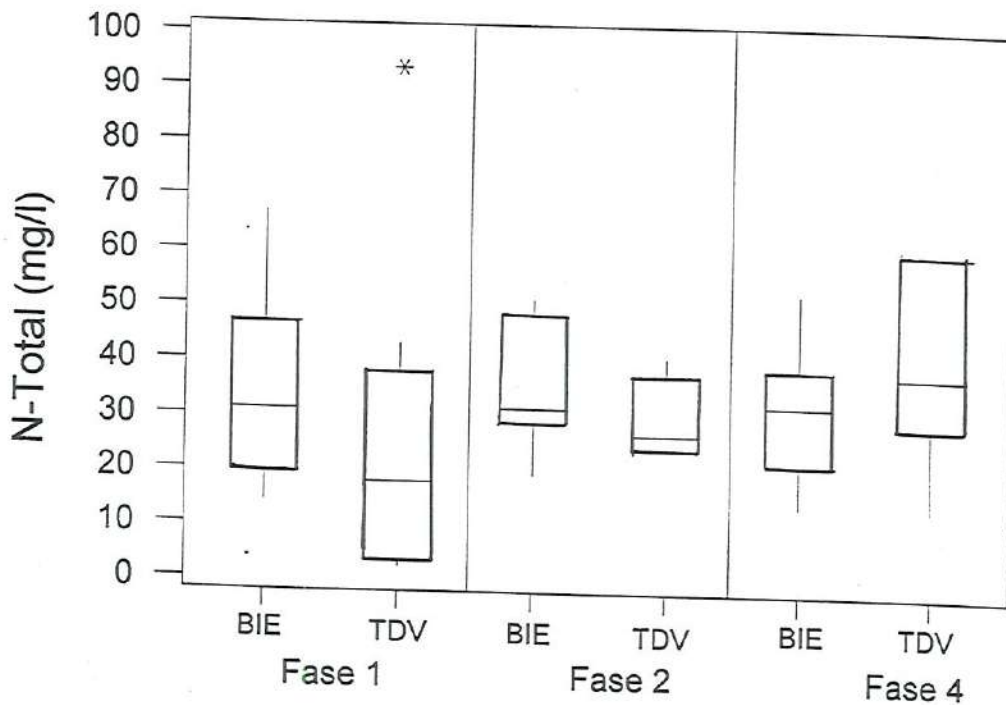


FIGURA 6.13 - Gráfico de caixas (Box Plot) do Ntotal nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Para os Coliformes Fecais são apresentados na TABELA 6.8 e na FIGURA 6.14 gráfico Box Plot composto de mediana, 1° e 2° quartis, tendências e valores extremos.

TABELA 6.7 - Dados Estatísticos de Coliforme Fecal por Fase de operação dos Reatores BIE, TDV e RE.

Reator	Coliforme Fecal (NMP/100ml)											
	Fase 1				Fase 2				Fase 4			
	n	Média	D. padr.	CV	n	Média	D. padr.	CV	n	Média	D. padr.	CV
PJ (BIE)	8	$1,96 \times 10^6$	$1,7 \times 10^6$	85,0	7	$2,46 \times 10^7$	$2,8 \times 10^7$	113,1	9	$1,41 \times 10^6$	$1,5 \times 10^6$	106,4
TDV	13	$4,91 \times 10^6$	$8,3 \times 10^6$	168,5	5	$4,20 \times 10^7$	$3,7 \times 10^7$	87,1	6	$7,12 \times 10^7$	$1,0 \times 10^8$	146,4
Reator E	14	$1,45 \times 10^7$	$2,3 \times 10^7$	155,9	8	$2,59 \times 10^7$	$2,2 \times 10^7$	84,8				

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.

Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias de aplicação/5 dias de repouso.

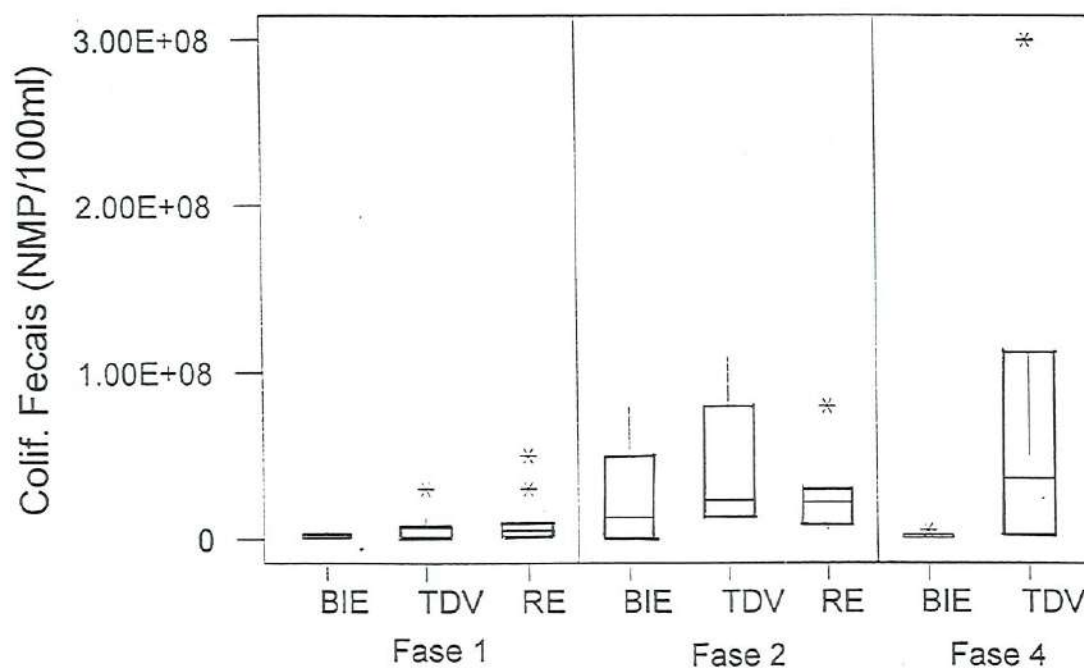


FIGURA 6.14 - Gráfico de caixas (Box Plot) de Coliforme Fecais nos Reatores BIE, TDV e RE para as Fases de aplicação de esgotos.

Na TABELA 6.8 tem-se a apresentação de um resumo qualitativo das relações TDV/BIE e RE/BIE em termos de valores das médias, medianas, coeficientes de variação e alturas das caixas dos “Box Plot”, para as Fases 1 e 2, referentes aos valores mais próximos da unidade, para os parâmetros: DBO₅, DQO, SST, NTK, Ntotal e Coliforme Fecais. O preenchimento de cada célula foi feito pela relação entre os valores próximos da unidade, extraídos da TABELAS: 6.1 a 6.7 e das FIGURAS: 6.8 a 6.14.

TABELA 6.8 - Relações entre médias, medianas, coeficientes de variação e alturas das caixas dos gráficos “Box Plot” entre os Reatores TDV/BIE e RE/BIE.

Parâmetro	Relações - Fase 1				Relações - Fase 2			
	Médias	Medianas	CV	*Alturas	Médias	Medianas	CV	*Alturas
DBO ₅	TDV/BIE	RE/BIE	RE/BIE	RE/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE
DQO	RE/BIE	RE/BIE	RE/BIE ou TDV/BIE	RE/BIE ou TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE
SST	RE/BIE	RE/BIE	RE/BIE	RE/BIE	TDV/BIE	RE/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE
Fósforo	RE/BIE	RE/BIE	RE/BIE	RE/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	RE/BIE	TDV/BIE
NTK	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	TDV/BIE	RE/BIE	TDV/BIE
Ntotal	RE/BIE		RE/BIE		RE/BIE		TDV/BIE	
Coliforme Fecal	TDV/BIE	TDV/BIE	RE/BIE	TDV/BIE	RE/BIE	RE/BIE ou TDV/BIE	RE/BIE ou TDV/BIE	TDV/BIE

* : alturas das caixas “Box Plot”.

Da análise dos dados da TABELA 6.8 verifica-se que:

- DBO₅ e SST apresentaram no Reator E resultados mais próximos aos da BIE na Fase 1 (3/4 relações); e no Reator TDV mais próximos aos da BIE na Fase 2 (4/4 relações).
- DQO apresentou no Reator TDV resultados mais próximos aos da BIE nas duas Fases (4/4 relações na Fase 1 e 3/4 relações na Fase 2).
- Fósforo apresentou no Reator E resultados mais próximos aos da BIE na Fase 1 (4/4 relações) e o Reator TDV mais próximos aos da BIE na Fase 2 (3/4 relações).
- NTK apresentou no Reator TDV resultados mais próximos aos da BIE nas duas Fases (4/4 relações na Fase 1 e 3/4 relações na Fase 2).
- Ntotal apresentou no Reator E resultados mais próximos aos da BIE nas duas Fases (2/2 relações na Fase 1 e 1/2 relações na Fase 2).
- Coliforme Fecal apresentou no TDV resultados mais próximos aos da BIE nas duas Fases (3/4 relações na Fase 1 e 2/4 relações na Fase 2).

Conclui-se, com base nas ponderações anteriores, que: o Reator E é o mais adequado para estudos de Ntotal, o RE ou TDV para estudos de DBO₅, SST e Fósforo, o TDV para estudos de DQO e Coliformes Fecais.

6.5. Representatividade em Função da Contaminação Retida no Solo

Para análise de representatividade entre os Reatores E, TDV e BIE, levou-se em consideração a proximidade dos 100% entre os resultados, com relação aos principais parâmetros de análise da IR, apresentados nas TABELA 6.9. Tal representatividade pode ser estimada pelos Coeficientes de Representatividade de Área (CRA) entre reatores de Laboratório e de Campo, conforme a TABELA 6.9.

TABELA 6.9 - Comparação de representatividade entre o TDV e a BIE, referente a soluções extraídas de amostras de areia (diluição 100g de areia/1000ml de água destilada).

Parâmetros (mg/l)	ED Média	Profundidade: 1,20 m				Represent. (%)	Profundidade: 1,60 m				Represent. (%)
		TDV		*BIE			TDV		**BIE		
		n	Média	n	Média		n	Média	n	Média	
Cloretos	176	9	3,72	9	4,78	78%	9	3,78	8	5,00	76%
N. amoniacal	65	9	0,19	9	0,24	81%	9	0,15	8	0,18	82%
N. Kjeldhal	36	9	1,73	9	2,24	77%	9	1,64	8	1,47	111%
N. Nitrito	< 0,01	9	< 0,01	9	< 0,01	100%	9	< 0,01	8	< 0,01	100%
N. Nitrato	0,02	9	0,15	9	0,23	68%	9	0,17	8	0,20	85%
SST	272	9	812,11	9	802,00	101%	9	973,22	8	831,63	117%
Fósforo	7,25	9	0,55	9	0,38	146%	9	0,29	8	0,19	155%
DQO	561	9	26,56	9	37,33	71%	9	29,44	8	27,63	107%
DBO ₅	273	9	1,93	9	3,42	56%	9	2,49	8	2,11	118%
Alcal. Total	220	9	7,22	9	7,11	102%	9	7,78	8	4,63	168%
PH	7,17	9	6,18	9	6,14	101%	9	5,87	8	5,97	98%

* e ** se referem aos poços secos com profundidade de 1,20 e 1,60 m para coleta de areia.

Da contaminação retida no solo, a relação entre as médias de Alcalinidade Total, 102 a 168 %, e NTK, 77 a 111 %, foram as mais discrepantes, seguida do Fósforo, 146 a 155 %. Os nitratos apresentaram valores de TDV bem mais próximos aos da BIE, ou seja, valores de representatividade próximos a 100%.

6.6. Análise de Variância

Procurando responder à questão: resultados de modelo de laboratório estimam resultados de modelo de campo, procurou-se também buscar esta resposta através da comparação de médias da análise de variância. Consideram-se como variáveis dependentes as concentrações efluentes, como fatores (ou variáveis independentes) os reatores BIE, TDV e RE. Ao tentarmos aplicar esta técnica estatística verifica-se que o comportamento das concentrações era um comportamento normal e considera-se que os reatores eram independentes entre si. A seguir é apresentada a análise de cada variável. Estatisticamente observa-se que existem diferenças conforme discussões a seguir apresentadas:

- A não normalidade das concentrações dos cloretos e dos nitratos;
- A não normalidade das concentrações e desigualdades de variâncias para nível de significância de 5% às distribuições de DBO₅, DQO, Fósforo e Coliformes Fecais;
- Comparação de médias, através de análise de variância, a uma variável, para as amostras referentes às concentrações de Nitrogênio total e SST. Como resultados houve aceitação da igualdade de médias ao nível de significância de 5%;
- Comparação de médias, para as amostras de concentrações de DBO₅, DQO e Coliformes Fecais pelo teste t - Student. Comparando os reatores dois a dois. Como resultado houve aceitação da hipótese nula, ou seja, igualdade de médias a nível de significância de 5%;
- Quanto às amostras de concentrações de NTK, muito embora os dados fossem normais, os tamanhos das amostras eram pequenos (18 e 17) não permitindo o uso do teste t - Student.

Para maiores esclarecimentos, saídas dos cálculos, conforme pacote estatístico SPSS-6.0 for Windows e MiniTAB, são apresentadas no Apêndice II.

6.7. Determinação dos Coeficientes de Representatividade das Médias (CRM) e dos Desempenhos (CRD)

Para análise de representatividade dos resultados obtidos nos experimentos realizados nos aparatos TDV, BIE e Reator E, são apresentadas nas TABELAS: 6.10, 6.11, 6.12, 6.13, 6.14, 6.15, médias de concentrações dos efluentes dos aparatos, porcentagens de remoção e de representatividade entre os valores médio das concentrações e porcentagens de remoção nos aparatos.

TABELA 6.10 - Características médias do esgoto aplicado e dos efluentes dos Reatores.

Parâmetro (mg/l)	Médias dos dados referentes às Fases 1 e 2											
	ED			Efluente BIE			Efluente TDV			Efluente RE		
	mín.	méd.	máx.	mín.	méd.	máx.	mín.	méd.	máx.	mín.	méd.	máx.
DBO ₅	221	232	244	5	13	21	6	17	28	12	12	13
DQO	498	506	514	36	61	87	37	70	103	57	64	74
SST	150	161	181	1,3	18	23	12	16	19	13	13	14
N Amon.	36	42	49	12	16	21	7	11	14	2	3	4
NTK	48	56	65	11	20	29	2	8	16	3	3,5	4
N Total	52	59	66	32	35	37	24	28	31	42	46	49
Fósforo	7,1	7,4	7,7	1,3	2,5	3,7	0,6	2,0	3,5	0,27	0,88	1,5
Nitratos	0,01	0,04	0,07	2	5	8	15	17	18	39	48	56
Cloretos	51	260	469	26	29	31	23	35	47	48	57	55
Coliformes NMP/100ml	2,36 x10 ⁷	4,06 x10 ⁷	7,06 x10 ⁷	2,02 x10 ⁶	1,53 x10 ⁷	2,87 x10 ⁷	4,91 x10 ⁶	2,34 x10 ⁷	4,2 x10 ⁷	5,7 x10 ⁶	1,19 x10 ⁷	1,81 x10 ⁷

TABELA 6.11 - Remoções Médias nos Reatores.

Parâmetro (mg/l)	Dados referentes às Fases 1 e 2								
	% Remoção BIE			% Remoção TDV			% Remoção RE		
	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo
DBO ₅	90	94	98	88	93	97	94	95	95
DQO	84	88	92	87	90	93	85	87	88
SST	92	96	100	92	92	92	92	93	93
N Amoniacal	41	38	71	58	67	76	89	92	95
NTK	40	62	83	66	82	98	94	94	94
Fósforo	51	66	82	52	72	92	79	88	96
Nitratos *	6,7	34	61	33	88	142	50	65	80
N Total	31	39	47	16	34	52	36	50	75
Cloretos	26	42	31	25	56	86	23	41	59
Coliformes, NMP/100ml	59	62	91	40	42	79	71	74	76

Obs.: * Aumento de concentração (x10³).

TABELA 6.12 - Coeficientes de Representatividade das Médias (CRM) entre os Reatores.

Parâmetro (mg/l)	Dados referentes às Fases 1 e 2								
	CRM (TDV/BIE)			CRM (RE/BIE)			CRM (RE/TDV)		
	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo
DBO ₅	1,2	1,3	1,3	0,6	0,9	2,4	0,5	0,7	0,2
DQO	1,0	1,1	1,2	0,8	1,0	1,6	0,7	0,9	1,5
SST	0,8	0,9	9,2	0,6	0,7	10	0,7	0,8	1,1
N Amoniacal	0,7	2,6	5,8	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3
NTK	0,2	0,4	0,6	0,1	0,2	0,3	0,2	0,4	1,5
Fósforo	0,5	0,8	0,9	0,2	0,4	0,4	1,2	1,6	2,1
Nitratos	0,8	2,3	2,4	7,0	10	20	2,6	2,8	3,1
N Total	0,8	0,8	0,8	1,3	1,3	1,3	1,6	1,6	1,6
Cloretos	0,9	1,2	1,5	2,0	2,0	2,0	1,2	1,6	2,1
Coliformes, NMP/100ml	1,4	1,9	2,4	0,73	0,90	1,39	0,39	1,07	2,31

TABELA 6.13 - Coeficiente de Representatividade de Desempenho (CRD).

Parâmetro (mg/l)	Dados referentes às Fases 1 e 2								
	CRD (TDV/BIE)			CRD (RE/BIE)			CRD (RE/TDV)		
	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo
DBO ₅	0,98	0,99	0,99	0,97	1,01	1,04	0,96	1,02	1,07
DQO	1,01	1,02	1,04	0,96	0,96	1,01	0,94	0,96	0,98
SST	0,92	0,96	1,00	0,93	0,97	1,00	1,00	1,01	1,01
N Amoniacal	1,07	1,41	1,76	1,33	2,42	2,87	1,25	1,37	1,53
NTK	1,18	1,32	1,65	1,13	1,52	2,35	0,96	1,14	1,42
Fósforo	1,01	1,09	1,12	1,33	1,54	1,55	1,04	1,22	1,51
Nitratos	2,32	2,58	4,9	1,31	1,91	7,46	0,56	0,74	1,51
N Total	1,16	1,36	1,55	0,42	0,50	0,55	0,36	0,36	0,37
Cloretos	0,9	1,33	2,77	0,88	0,98	1,90	0,69	0,73	0,92
Coliformes, NMP/100ml	0,67	0,67	0,87	0,83	1,19	1,20	0,96	1,76	1,78

TABELA 6.14 - Coeficientes de Representatividade de Médias (CRM) entre os Reatores TDV e BIE.

Parâmetro (mg/l)	Dados referentes às Fases 1, 2 e 4								
	Média - BIE			Média - TDV			CRM (TDV/BIE)		
	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo
DBO ₅	2,7	9,6	21,1	1,85	12,0	29,6	0,7	1,35	1,4
DQO	12,0	45,1	87,0	8,0	49,2	102,6	0,7	1,1	1,2
SST	1,3	7,8	22	7,0	15,0	25,9	1,1	1,9	5,3
N Amoniacal	6,1	13,1	21,0	5,7	8,9	14,2	0,7	0,7	0,9
NTK	9,3	16,4	28,8	1,6	8,1	16,1	0,2	0,6	0,6
Fósforo	1,3	2,3	3,7	0,6	2,0	3,5	0,27	0,88	1,5
Nitratos	2,4	11,1	22,8	15,2	21,1	30,3	1,3	1,9	6,3
N Total	32	37	38	24	31	41	0,75	0,84	1,11
Cloretos	26	85	198	23,0	90,3	201	0,9	1,0	1,1
Coliformes, NMP/100ml	2,02 x10 ⁶	2,87 x10 ⁷	7,1 x10 ⁷	4,91 x10 ⁶	4,2 x10 ⁷	8,0 x10 ⁵	147	244	8898

TABELA 6.15 - Coeficientes de Representatividade dos Desempenhos (CRD) entre os Reatores TDV e BIE.

Parâmetro (mg/l)	Dados referentes às Fases 1, 2 e 4								
	% Remoção - BIE			% Remoção - TDV			CRD (TDV/BIE)		
	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	Máximo
DBO ₅	90	95	90	88	95	100	0,97	1,00	1,11
DQO	84	91	98	92	96	103	0,94	0,99	1,00
SST	92	97	100	92	96	103	0,99	1,00	1,03
N Amoniacal	41	64	81	58	73	84	1,03	1,14	1,41
NTK	40	69	84	66	85	98	1,16	1,23	1,65
Fósforo	51	69	82	52	71	92	1,02	1,02	1,12
Nitratos	33	90	142	6,7	57	103	0,2	0,63	0,72
N Total	31	40	51	36	67	62	0,93	1,16	1,22
Cloretos	-85	15	79	-36	30	86	0,42	1,08	2,00
Coliformes, NMP/100ml	0	29	91	0	0,79	87,5	-	0,03	96

Nota: -: indefinido

Quanto às densidades de coliformes fecais, apesar de terem igualdade estatística de médias, os CRM e CRD obtidos apresentaram valores bem diferentes da unidade, razão pela qual não foi considerado representativo para os resultados de campo e de laboratório.

Da análise da variância verifica-se que o SST é o parâmetro que melhor representa a igualdade de comportamento estatístico entre os três reatores.

Da análise de variância e do teste t de Student verifica-se que a DBO₅, o DQO, Fósforo e os coliformes apresentam igualdade de comportamento estatístico para os reatores comparados dois a dois.

Com base nos testes estatísticos, poderia-se considerar que todas as variáveis, que apresentaram igualdade estatística de médias, deveriam ser consideradas para a determinação de parâmetros de laboratório representativos de parâmetros de campo. No entanto, foram considerados somente aqueles que apresentaram coeficientes (CRM ou CRD) com valores mais próximos da unidade, em pelo menos um deles.

Dos dados das TABELAS: 6.8 e 6.10 a 6.15, verifica-se que os coeficientes de representatividade entre os reatores de laboratório e de campo são apresentados na TABELA 6.16.

TABELA 6.16 - Coeficientes de representatividade entre os reatores de laboratório e de campo: TDV/BIE e RE/BIE.

Parâmetro	CRM (TDV/BIE)			CRD (TDV/BIE)		
	mín.	méd.	máx.	mín.	méd.	máx.
DQO	0,7	1,35	1,4	0,94	0,99	1,00
SST	0,8	0,9	9,2	0,92	0,96	1,00
Ntotal	0,7	1,11	1,2	1,03	1,41	1,76
Fósforo	0,5	0,8	0,9	1,01	1,09	1,12
Parâmetro	CRM (RE/BIE)			CRD (RE/BIE)		
	mín.	méd.	máx.	mín.	méd.	máx.
DBO ₅	0,6	0,9	2,4	0,97	1,01	1,04
SST	0,6	0,7	10,0	0,93	0,97	1,00
Ntotal	1,3	1,3	1,3	0,45	0,50	0,56





7. DETERMINAÇÃO DA DIREÇÃO DO ESCOAMENTO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA

7.1. Introdução

A determinação da direção do escoamento foi obtida levando em consideração a topografia local, o comportamento da superfície potenciométrica natural e modificada pelas cargas de água e de esgoto aplicado, a injeção de cloretos, e análises dos nitratos e cloretos, do efluente tratado. A seguir é apresentado, na FIGURA 7.1 a rede preliminar de poços de monitoramento, operados durante as Fases 1, 2 e 4, deste estudo, com exceção dos poços G e I. (PG e PI).

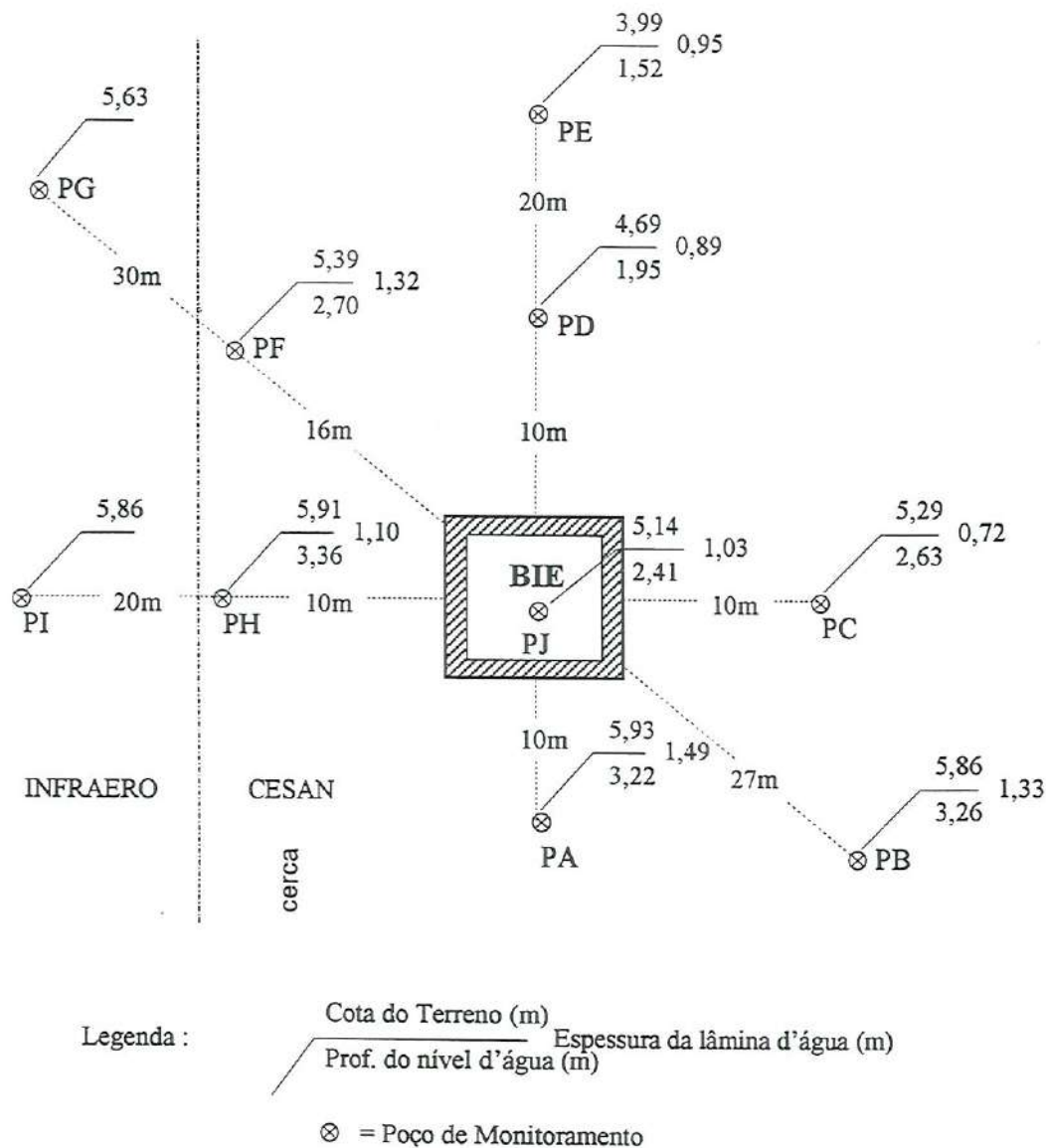


FIGURA 7.1 - Croqui de distribuição dos poços de monitoramento.

Nota: Os dados de profundidade e espessura dos níveis d'água são referentes ao dia 26 de junho de 1995.

Observando as partes das plantas topográficas das FIGURAS 7.1 (topografia local) e FIGURA 7.2 (topografia regional), dentro da área da CESAN, verifica-se que PA, PB e PH são poços de montante e PC, PF, PD e PE poços de jusante. Destas plantas topográficas verifica-se a existência de um gradiente global em relação ao mar e outro local em relação a ETE.

Do mapa potenciométrico da área de estudo, FIGURA 7.3, verifica-se a existência de dois gradientes naturais: um em relação ao mar (direção de PH) e outro em relação à ETE (direção de PE).

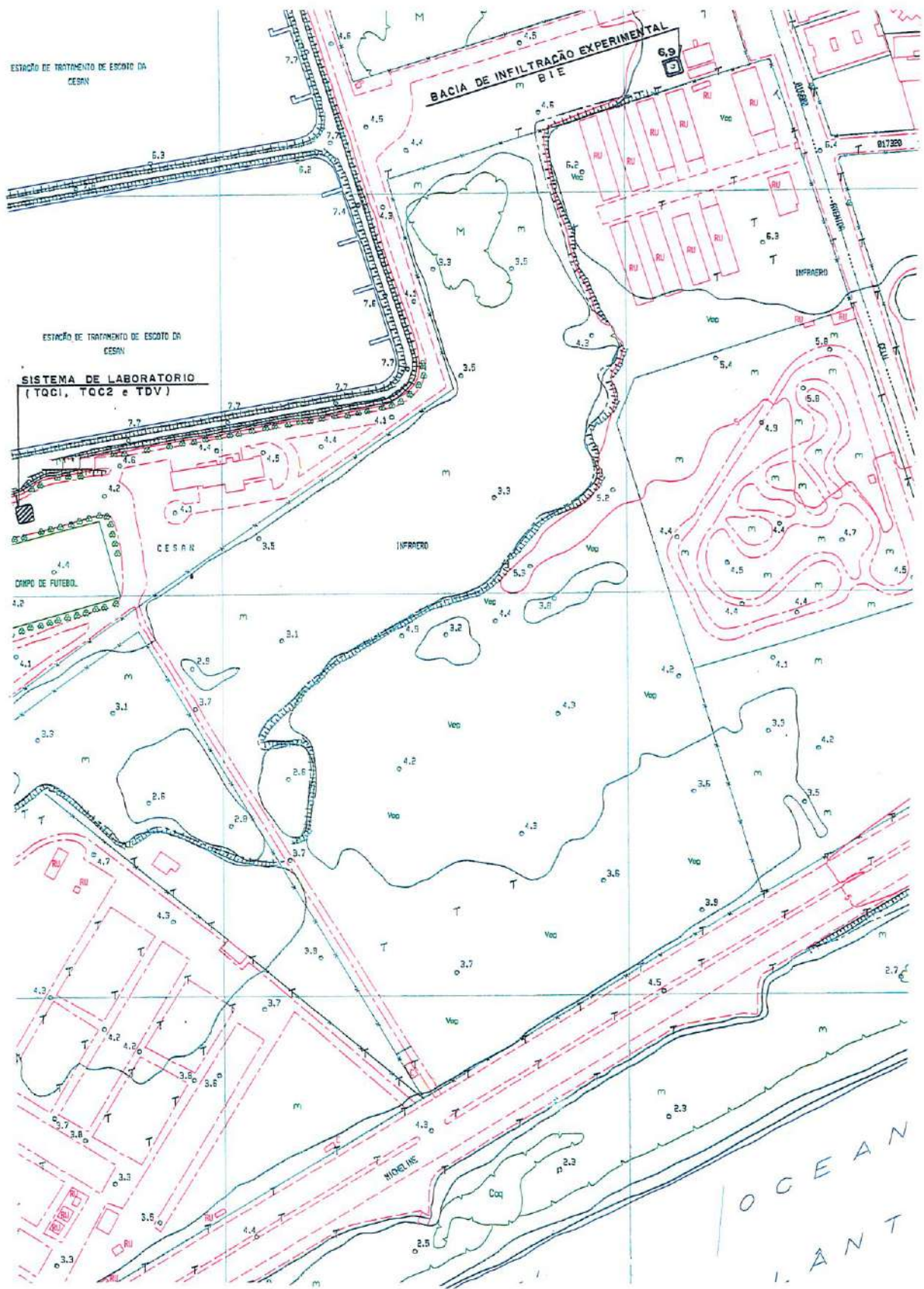


FIGURA 7.2 - Área de localização dos sistemas de campo e de laboratório. Fonte: Convênio MAPLAN/CDV (1993).



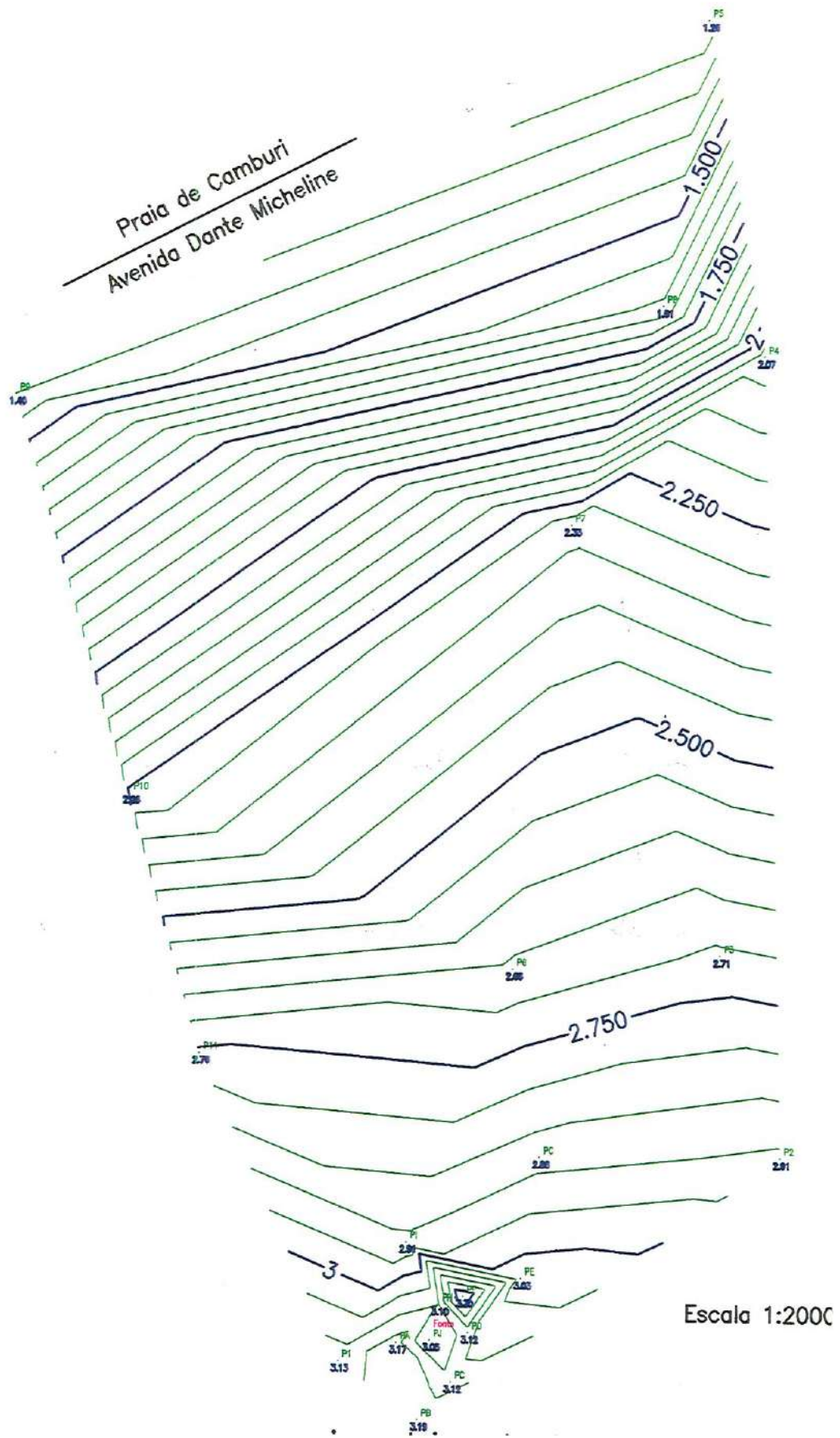


FIGURA 7.3 - Mapa Potenciométrico da Área de Estudo, com localização dos piezômetros.



7.2. Variação de Nível d'Água nos Poços como Indicador da Direção do Escoamento.

Antes de se iniciar a aplicação de esgoto na BIE, procurou-se conhecer o comportamento hidráulico da água subterrânea. Para isto, o primeiro passo consistiu na aplicação de forma pontual de $7,5\text{m}^3$ de água potável no centro da BIE. Durante o período de aplicação, cerca de 1 hora, medidas de nível foram feitas nos poços mais próximos, distantes de $13,4\text{m}$ do centro da BIE. Na FIGURA 7.4 tem-se os resultados que ilustram o referido experimento.

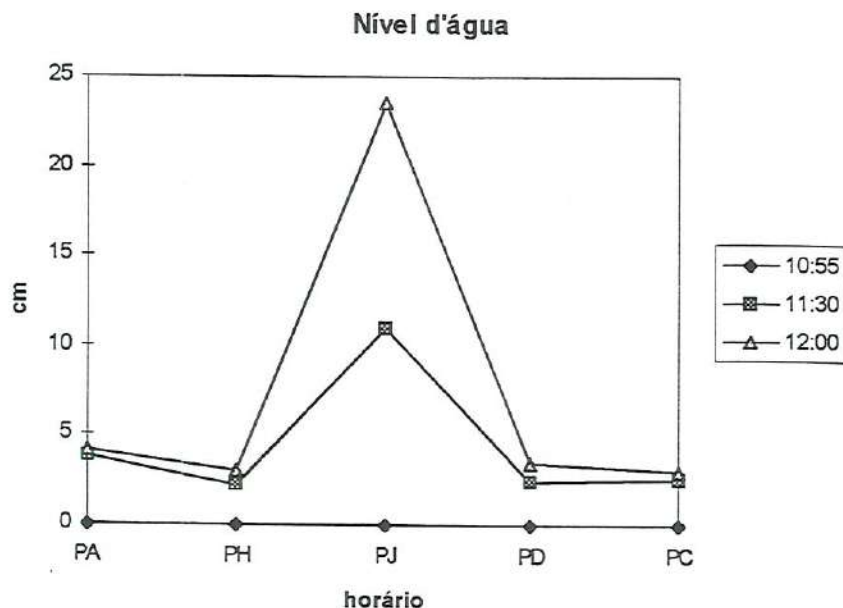


FIGURA 7.4 - Variação do nível d'água após lançamento de $7,5\text{m}^3$ de água potável.

Do teste de aplicação com água, verificou-se um aumento de $23,5\text{cm}$ no poço J, quando nos poços PD e PC a variação foi de $3,5$ e $3,4\text{cm}$ e no poço H foi $3,0\text{cm}$. Desta análise verificou-se que o escoamento foi inicialmente detectado na direção do poço D. Além disto verificou-se que uma hora e vinte cinco minutos após iniciada a aplicação, detectaram-se variações de nível em todos os poços periféricos PA, PC, PD e PH. Verificou-se também que o poço D foi o primeiro a apresentar variação, a cerca de 1 hora após iniciada a aplicação. No entanto, as variações observadas entre os níveis destes poços não puderam ser consideradas significativas, haja visto que os medidores de níveis eram rudimentares. Quanto ao comportamento do escoamento detectado na direção de PD não poderia ser considerado estranho, tendo em vista que o gradiente topográfico local na direção de PD era 5 vezes maior do que o gradiente na direção de PH.

7.3. Medidas de Campo

O segundo passo consistiu no monitoramento de campo utilizando sonda portátil. Nove medidas diárias de temperatura, pH, condutividade elétrica e nível d'água (em relação à boca do poço) referentes ao período de 15 dias, foram feitas uma semana antes da primeira aplicação de esgoto, que ocorreu em 02/08/95. As medidas de campo, com uso de sonda portátil nos poços de monitoramento, conforme FIGURA 7.5, forneceram os dados da TABELA 7.1.

TABELA 7.1 - Medidas de Campo. Período: 10/07/95 a 25/07/95.

PARÂMETRO	Poço A			Poço B			Poço C			Poço D		
	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.
Nível d'água, m	9	32,18	1,27	9	62,56	0,65	9	59,89	0,73	9	69,92	0,68
Temperatura, °C	9	26,27	0,11	9	26,47	0,23	9	25,97	0,11	9	25,70	0,19
pH	9	5,92	0,17	9	6,14	0,33	9	5,52	0,54	9	5,20	0,19
Cond. Elétrica, mS	9	378,33	0,5	9	248,22	1,50	9	0,62	1,20	9	247,11	0,82
PARÂMETRO	Poço E			Poço F			Poço H			Poço J		
	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	n	Média	D pad.
Nível d'água, m	9	61,68	0,76	9	60,13	0,72	9	71,69	2,70	9	52,58	0,70
Temperatura, °C	9	25,30	0,08	9	25,67	0,08	9	25,68	0,20	9	25,96	0,08
pH	9	5,93	0,17	9	4,85	0,21	9	5,84	0,68	9	5,68	0,18
Cond. Elétrica, mS	9	340,22	1,15	9	231,89	0,31	9	225,97	3,01	9	283,11	0,26

Estes dados serviram como linha base deste estudo, ou seja, de "background". Eles caracterizam a heterogeneidade da qualidade da água do aquífero, da seguinte forma: o poço A de maior condutividade, 378mS, seguido do poço D, 247,11mS, do poço H, 225,97mS e do poço C, 194,67mS. Os quatro poços são equidistantes do poço J, 283,11mS. O poço E distante 33,5m do poço J apresenta o segundo maior valor depois do poço A, ou seja, 340,22mS. Quanto ao pH verificaram-se valores baixos, variando entre 5,5 e 6,0. O poço F foi o que apresentou menor valor: pH = 4,85. Quanto à temperatura, os poços mais profundos A e B apresentaram os maiores valores 26,27 e 26,47 °C, respectivamente. Os demais poços apresentaram temperatura que variaram entre 25 e 26 °C. Quanto aos níveis d'água, pode-se observar que o poço H foi o que apresentou maior coeficiente de variação: Cu = 2,7 seguido do poço A: Cu = 1,27. A partir destes dados observam-se que, antes da aplicação de esgotos, havia sob a área de estudo, num raio máximo de apenas 33m, variações significativas de condutividade poço a poço no aquífero.

Na FIGURA 7.6 é apresentado o comportamento da condutividade elétrica, referente aos valores médios da TABELA 7.1 e à Fase 1 de aplicação.

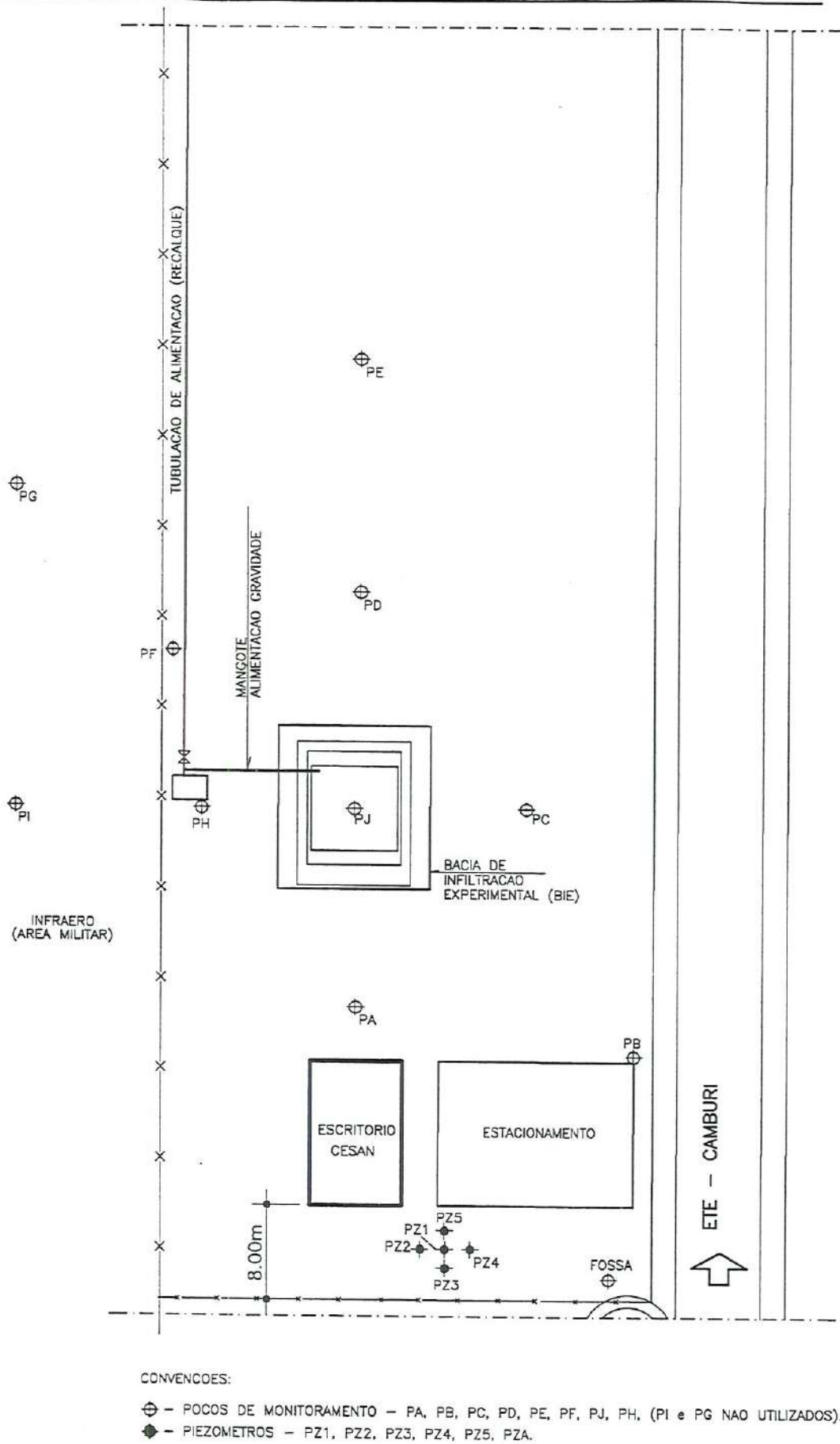


FIGURA 7.5 - Localização dos poços de monitoramento e piezômetros ao redor da Bacia Experimental, Fases: 0, 1, 2 e 3. Escala: 1/500.

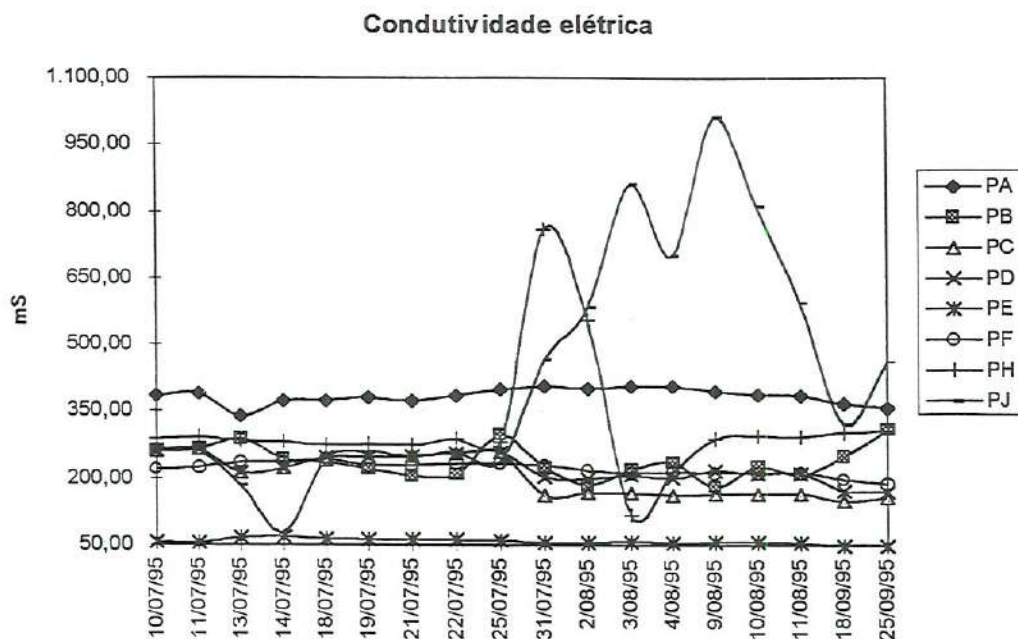


FIGURA 7.6 - Comportamento da Condutividade Elétrica nos poços de monitoramento. Medidas de campo, com sonda portátil.

Os dados da FIGURA 7.6 se referem ao período de duas semanas antes e as oito semanas após iniciada a aplicação do esgoto. A observação dos mesmos nos mostra claramente a resposta do aquífero em termos de contaminação no poço J e a variação do poço H em relação aos demais poços. Tal comportamento nos dá indicação da possível direção do escoamento na direção de PH. Na TABELA 7.2, apresentam-se os dados medidos, nos dias 21 e 22/07/95, final da Fase 1, após aplicação de esgotos.

TABELA 7.2 - Medições realizadas com sonda nos dias 21/07/95 e 22/07/95.

Poço	21/07/95				22/07/95			
	Temper.	pH	Condutiv.	OD	Temper.	pH	Condutiv.	OD
PA	26,6	6,16	209	1,3	27,3	6,10	207	1,0
PB	26,1	6,07	386	1,6	26,6	6,03	374	1,5
PC	25,6	5,82	194	5,7	26,0	5,63	195	4,5
PD	25,0	5,30	256	0,9	25,6	5,27	251	1,9
PE	25,0	6,05	347	0,8	25,3	5,94	347	0,6
PF	25,5	4,85	234	0,6	25,6	4,89	230	1,2
PH	26,0	5,70	289	1,2	26,1	5,76	276	1,5
PJ	25,6	5,70	259	1,9	25,8	5,78	249	2,3
Pz1	25,8	6,41	554	1,4	25,9	6,36	492	1,2
Pz2	26,0	5,83	414	0,9	26,3	5,72	385	1,0
Pz3	25,7	6,43	588	1,4	26,0	6,36	582	0,6
Pz4	24,0	6,25	464	2,4	26,3	6,14	474	1,9
Pz5	26,1	6,09	506	2,3	26,3	6,03	512	2,1
Água potável	27,6	8,31	68,5	7,3	30,0	7,60		

Obs.: Dia 21/07/95 - Início: 13:05 h. Sem chuva. Temperatura do ar: 33 °C.

Dia 22/07/95 - Início: 11:48 h. Com chuva. Temperatura do ar: 24 °C

Os dados da TABELA 7.2 confirmam a heterogeneidade da qualidade da água do aquífero, nos indicando o Poço A como o de maiores temperaturas: 26,6 a 27,3 °C e de menores pH: 4,85 e 4,89; o poço F como o de menores condutividades elétrica: entre 230 e 234 mS; o poço B como o de maiores condutividades elétrica: entre 374 e 386 mS; o poço C como o de maiores concentrações de OD: entre 4,85 e 5 mg OD/l. A partir destes dados pode-se concluir que o poço C é o menos contaminado, e que o poço B é suspeito para ser considerado como poço testemunha. Concluiu-se também que os altos valores de condutividade detectados nos piezômetros, variando entre 385 a 582 mS inviabilizam a utilização dos dados de determinação da direção de escoamento dos estudos preliminares, para se definir a direção de escoamento sob a BIE.

Da análise destes dados verificamos que a temperatura dos poços A e B são as que mais se aproximaram da temperatura da água ambiente, e que o pH da água dos poços é levemente ácido, sendo que o da água potável é levemente alcalino. A razão entre a condutividade elétrica da água subterrânea é no mínimo 3 vezes e no máximo 7 vezes superior ao da água potável. Verificamos também que o OD é superior a 4,5mg/l apenas no poço C.

7.3. Medidas da Variação do Nível do Lençol Freático.

Nos últimos dias de aplicação de esgoto da Fase 2, procurou-se identificar a direção do escoamento através das medidas de variações de níveis nos poços de monitoramento, assim que encerrada uma aplicação. Nas FIGURAS 7.7, 7.8, 7.9 e 7.10 são apresentadas algumas das curvas referentes aos resultados deste monitoramento.

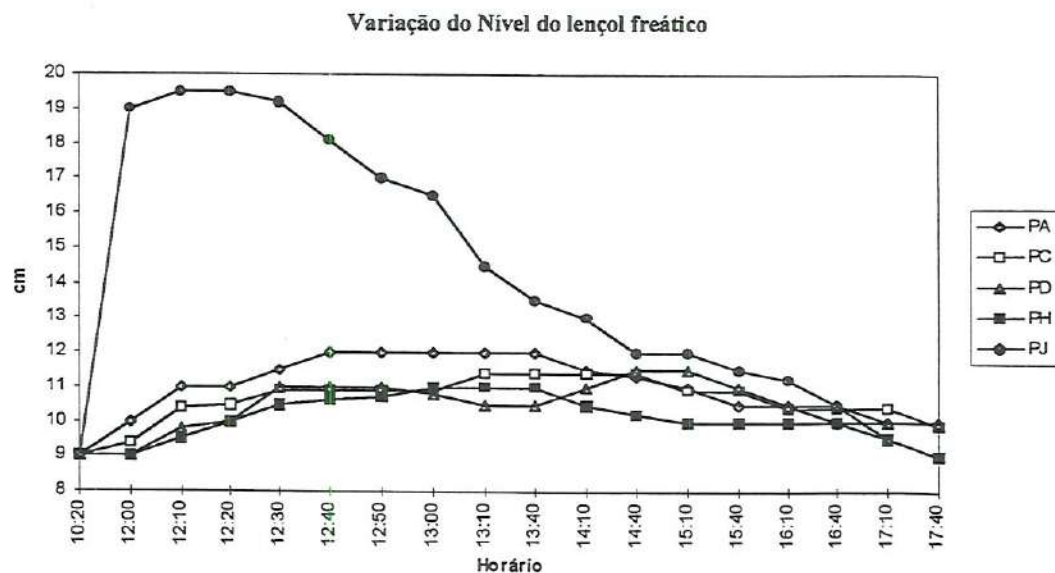


FIGURA 7.7 - Variação no nível do lençol freático nos poços próximos à BIE. Data: 12/05/96. Horários: 10:20 - valores medidos antes do lançamento de esgoto; 12:00 - valores medidos após o lançamento.

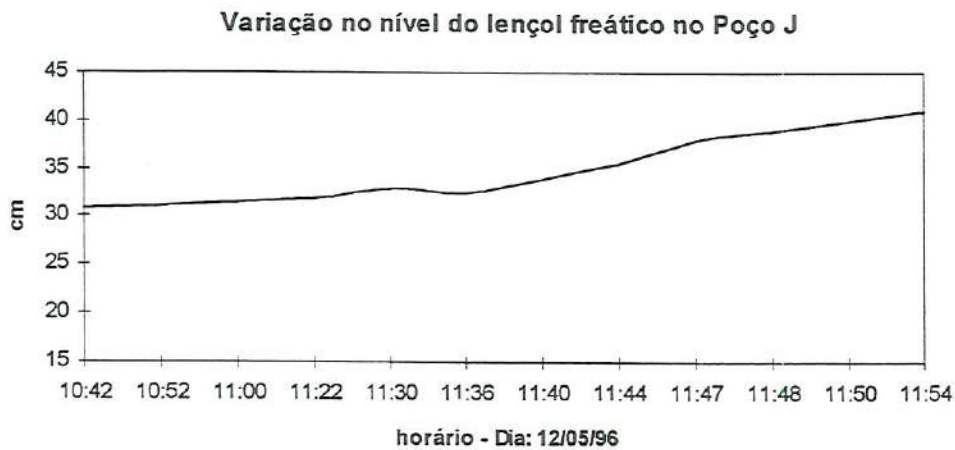


FIGURA 7.8 - Variação do nível do lençol freático no Poço J - centro da BIE. Data: 12/05/96. Horários: 11:42 - valores medidos antes do lançamento de esgoto; 11:54 - valores medidos após o lançamento.

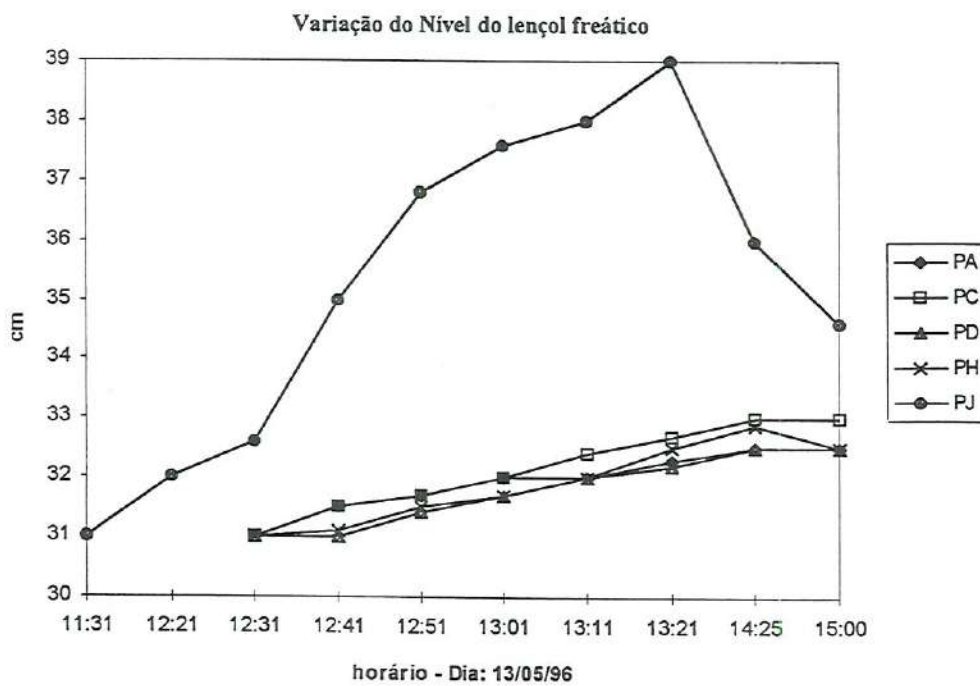


FIGURA 7.9 - Variação no nível do lençol freático nos poços próximos à BIE. Horário: 11:31 - valores medidos após término do lançamento de esgotos no poço J.

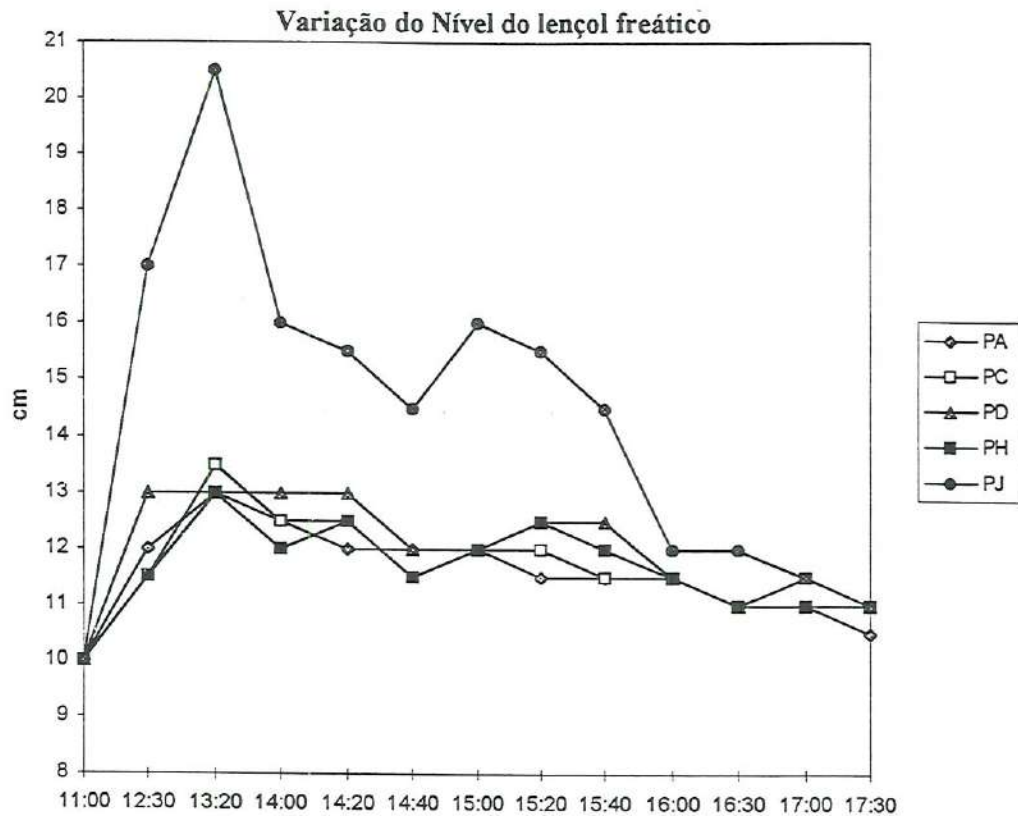


FIGURA 7.10 - Variação no nível do lençol freático nos poços próximos à BIE. Horários: 11:00 - valores medidos antes do lançamento; 12:30 - valores medidos após o lançamento. Data: 20/12/95.

Da FIGURA 7.9 observa-se que num período máximo de 1 hora e 30 minutos, tem-se elevação de nível em todos os poços localizados a 10 m da BIE. Tempo este bastante curto para que o esgoto percolasse cerca 1,50 m na vertical e 10 m na horizontal. Segundo BITTON & GERBA (1975) a velocidade máxima em meio saturado, se comparado com arenoso, é de 20m/dia. Destas medidas pode-se concluir que a chegada da onda e a maior elevação de nível foi inicialmente detectada conforme FIGURA 7.7 no poço A; conforme FIGURA 7.9 a maior elevação de nível e primeira detecção foi no poço C e conforme FIGURA 7.10 a maior elevação de nível foi no poço C sendo a primeira detecção da onda no poço D.

Com base nos dados das FIGURAS 7.7 a 7.10, conclue-se que o período máximo de dissipação do "mound" sob a BIE foi de aproximadamente 8 horas, com elevação máxima de aproximadamente 10cm no PJ. Nos poços periféricos o pico máximo da onda era de aproximadamente 3cm e o tempo de passagem da mesma era de aproximadamente 8 horas. Verificou-se também a existência de oscilação nas ondas de escoamento em função do escoamento de retorno de poços de montante (ex.: poço A) para poços de jusante (ex.: poço D). No entanto dada a imprecisão dos equipamentos utilizados para realizar as medidas, bóias rudimentares conforme descrição no capítulo "Materiais e Métodos", considera-se que, com base neste estudo pouco se pode afirmar a respeito da direção do escoamento. No entanto, estas

informações possibilitaram um melhor entendimento sobre o comportamento do escoamento forçado do lençol freático.

Avaliações feitas após o término da fase 2 através dos mesmos indicadores, ou seja, cloretos, nitratos e condutividade, confirmaram que ao longo do tempo a direção do escoamento era na direção do poço PH, o que pode ser observado na FIGURA 7.6.

7.4. Medidas de Condutividade após Aplicação de Esgoto

Embora houvesse um conhecimento prévio sobre a direção do escoamento obtida nos estudos preliminares, que indicava a direção de PH como a direção potencial do escoamento, logo após uma das aplicações de esgoto, procurou-se monitorar a propagação da contaminação no lençol freático de forma intensiva, ou seja, fazendo medidas de condutividade elétrica, de 10 em 10 min, para melhor definir a direção do escoamento.

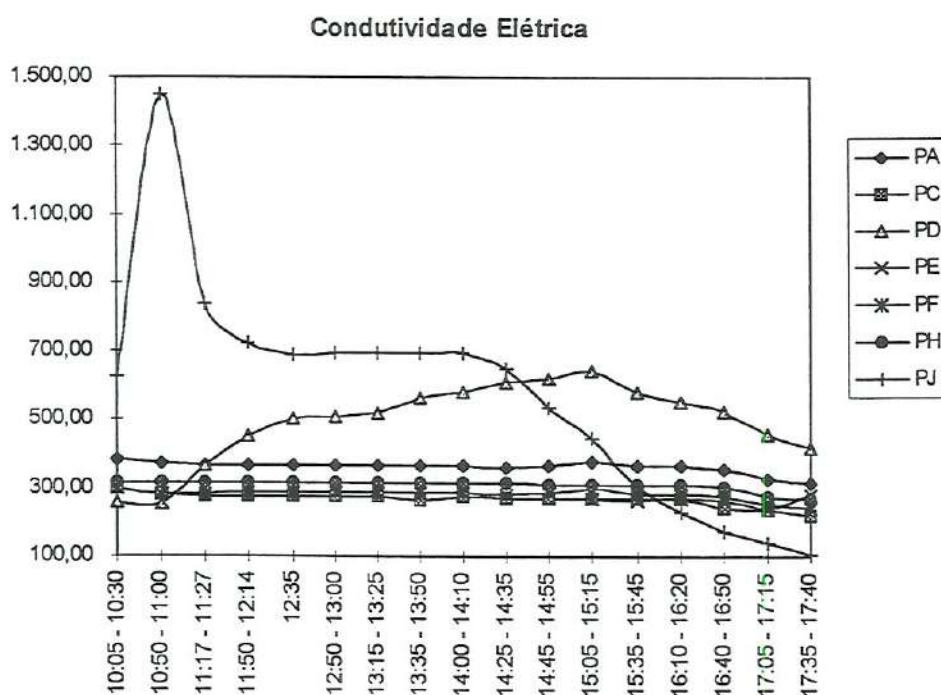


FIGURA 7.11 - Monitoramento intensivo da Condutividade Elétrica no lençol freático sob a BIE, logo após cessada uma aplicação de esgoto. Data: 19/12/95

Desta análise, conforme gráfico da FIGURA 7.11, obteve-se a informação de que a direção do poço PD era a primeira a indicar a direção do escoamento quando se aplicava o esgoto.



7.5. Implantação de Novos Poços na Direção do Poço D

Partindo-se da premissa que a direção do escoamento do poço PD foi a detectada como preferencial, quando aplica-se uma carga hidráulica com esgoto na BIE, procurou-se no início da Fase 4 melhor caracterizar a contaminação na direção do Poço PD, implantando mais cinco poços de monitoramento: PD1, PD2, PD3, PD4 e PD5, conforme FIGURA 7.12, dos quais apenas quatro foram monitorados, conforme dados da TABELA 7.3.

TABELA 7.3 - Análise da água do lençol freático nos poços próximos à BIE.

Parâmetros	Poço D1			Poço D2			Poço D4			Poço D5		
	n	Médias	D pad	n	Médias	D pad	n	Médias	D pad	n	Médias	D pad
Coliforme fecal NMP/100ml	4	8,5E+03	9,4E+3	2	3,5E+03	3,5E+3	8	3,0E+04	5,4E+4	4	5,8E+05	1,1E+6
DQO, mg/l	5	34,40	7,4	3	19,00	8,3	9	27,89	9,4	5	32,60	12,4
DBO, mg/l	5	1,46	1,3	3	0,88	0,5	9	1,64	1,2	5	1,08	0,5
Fósforo, mg/l	5	0,09	0,0	3	0,06	0,0	9	0,06	0,0	5	0,05	0,0
N orgân., mg/l	2	0,54	0,1	2	0,57	0,2	1	0,58	-	1	0,51	-
N-NH ₃ , mg/l	5	0,18	0,1	3	0,18	0,1	9	0,20	0,0	5	0,21	0,0
Nitratos, mg/l	5	0,81	0,3	3	1,43	0,2	9	0,15	0,1	5	0,08	0,1
Nitritos, mg/l	5	< 0,01	-	3	0,01	-	9	< 0,01	-	5	< 0,01	-
Alcalin., mg/l	5	7,00	3,6	3	13,00	1,4	9	38,00	9,5	5	16,20	2,8
Cloretos, mg/l	5	21,00	1,3	3	22,67	2,5	9	17,78	1,2	5	19,40	0,8
SST, mg/l	5	20,20	9,7	3	21,67	11,5	9	32,78	18,5	5	24,00	12,9
N Total, mg/l	2	1,57	0,0	2	2,10	0,1	1	0,87	-	1	0,84	-
NTK, mg/l	5	0,80	0,1	3	0,87	0,2	9	0,81	0,1	5	0,86	0,1
Temperat., °C	1	28,50	-	0			1	28,00	-	1	27,00	-
pH	5	5,25	0,4	3	5,62	0,1	9	5,87	0,2	5	5,55	0,2
OD, mg/l	0			1	3,00	-	2	2,40	0,4	1	3,00	-

Laboratório: CESAN.

Da análise dos dados sobre os novos poços, conclui-se que existe uma verdadeira diversidade de resultados, tais como: maior número coliformes e concentrações de alcalinidade no poço D5, maior concentração de: DQO, Fósforo e Nitratos no poço D1, quanto aos cloretos nada se pode afirmar. A partir destes dados, pouco se pode afirmar quanto à determinação da direção do escoamento, nas proximidades do poço D, tendo em vista que estes poços estavam mais próximos à área de solo contaminado por aterro de lodos da CESAN. Atribui-se também esta condição de indefinição à diluição e à degradação alcançada pelo esgoto antes de atingir estes poços localizados a uma distância superior a 15m da BIE.

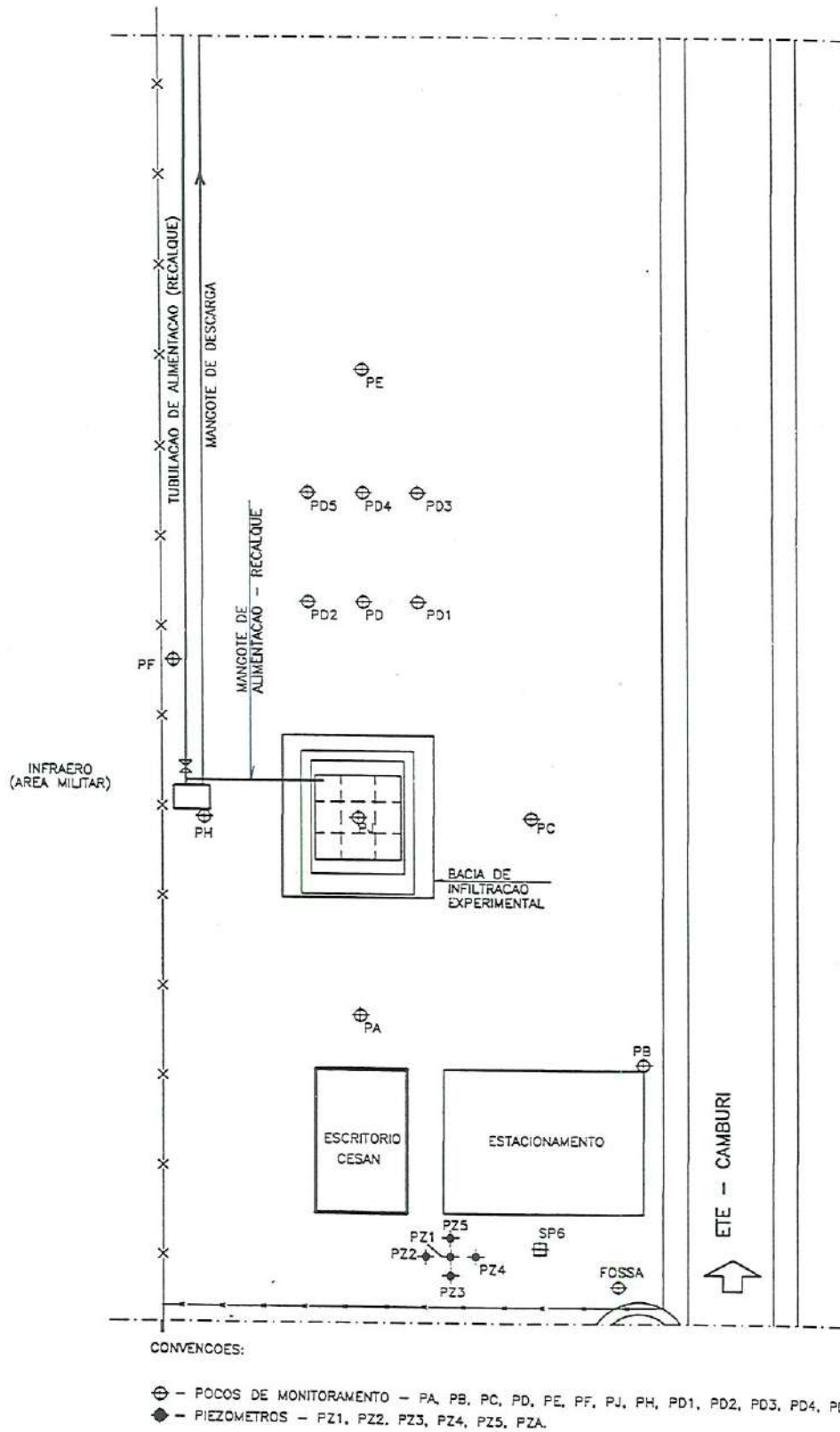


FIGURA 7.12 - Locação dos poços de monitoramento e piezômetros ao redor da Bacia Experimental. Fases: 4 e 5. Escala: 1/500.

7.6. Os cloretos e os Nitratos do Esgoto como Indicadores da Direção do Escoamento.

Tomando por base a descrição apresentada nos Estudos Preliminares e no capítulo “Materiais e Métodos”, sobre a determinação prévia da direção do escoamento e o grau de contaminação do lençol freático por cloretos e nitratos, procurou-se, neste estudo, através da detecção dos cloretos e nitratos constituintes do próprio esgoto aplicado, identificar melhor a direção do escoamento para avaliar o impacto da contaminação provocada pela BIE no lençol freático.

Este procedimento poderia permitir uma avaliação da direção preferencial da contaminação, durante as Fases 1, 2 e 4 do estudo e conseqüentemente dar subsídio para a racionalização e melhor locação da rede de monitoramento implantada. Muito embora fosse observado através de análises gráficas, ao longo das Fases 1, 2 e 4, que o poço H era o que indicava a direção natural do escoamento, após o término de todas estas Fases, apresenta-se os dados conforme FIGURA 7.13 para elucidar a definição da direção do escoamento utilizando os cloretos e os nitratos do próprio esgoto.

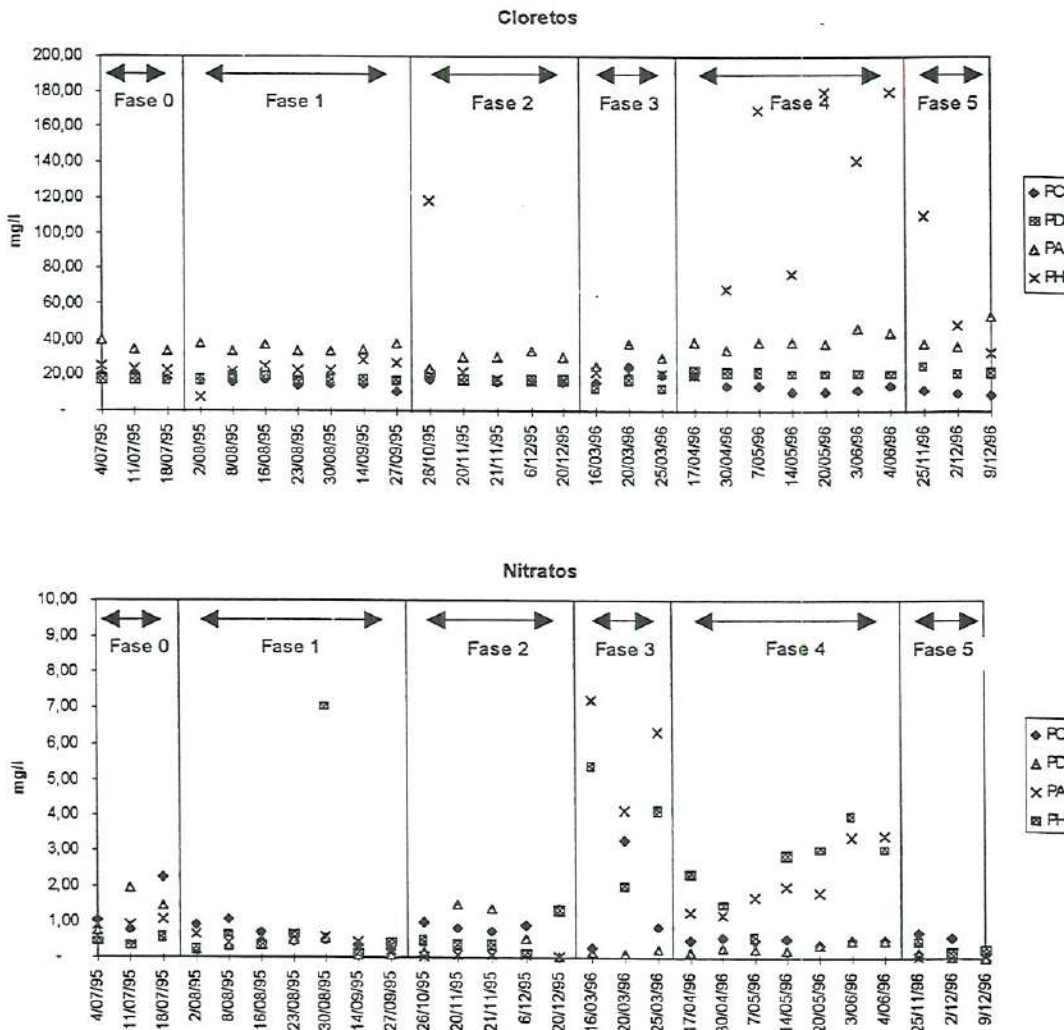


FIGURA 7.13 - Concentrações de cloretos e nitratos nos poços PC, PD, PA e PH nas Fases 0, 1, 2, 3, 4 e 5.

Observando apenas os comportamentos, conforme FIGURA 7.13, nota-se a dificuldade de se definir qual é o poço que corresponde à correta direção do escoamento. Nota-se também que o poço H apresentou-se como indicador da direção do escoamento haja visto que na Fase 3, em que não houve aplicação de esgotos e sim abaixamento do lençol freático, as concentrações de nitrato apresentaram os maiores valores.

7.6.1 Análise de Estatísticas

Para um melhor entendimento do comportamento destes parâmetros foram elaboradas as TABELAS de médias: 7.4 e 7.5 e os gráficos de caixas “Box Plot”, conforme FIGURAS 7.14 e 7.15. O mesmo foi feito para os coliformes fecais, conforme TABELA 7.6 e FIGURA 7.16.

TABELA 7.4 - Dados Estatísticos de monitoramento dos Cloretos referentes às Fases com e sem aplicação de esgotos.

Poço	Cloretos (mg/l)											
	Fase 0				Fase 1				Fase 2			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
PA	3	36,33	2,6	7,2	7	35,71	1,7	4,9	5	29,60	3,2	10,8
PC	3	19,50	1,1	5,5	7	15,14	2,1	13,9	5	17,00	0,9	5,3
PD	3	17,67	0,5	2,7	7	18,00	0,8	4,2	5	18,20	1,0	5,4
PH	3	24,00	0,8	3,4	7	22,43	6,3	28,2	5	38,40	39,8	103,8
Poço	Fase 3				Fase 4				Fase 5			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
	PA	3	31,00	5,4	17,3	10	37,00	11,4	30,9	3	42,33	7,6
PC	3	20,33	3,7	18,1	7	13,71	2,9	20,9	3	10,33	1,2	12,1
PD	3	14,67	2,4	16,1	11	22,09	1,7	7,6	3	22,67	1,7	7,5
PH	3	21,67	0,5	2,2	7	119,43	59,4	49,7	3	63,67	33,3	52,4

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias aplicação/5 dias de repouso.
 Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.
 Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias aplicação/5 dias de repouso.
 Fases: 0, 3 e 5 - Sem aplicação de esgotos.

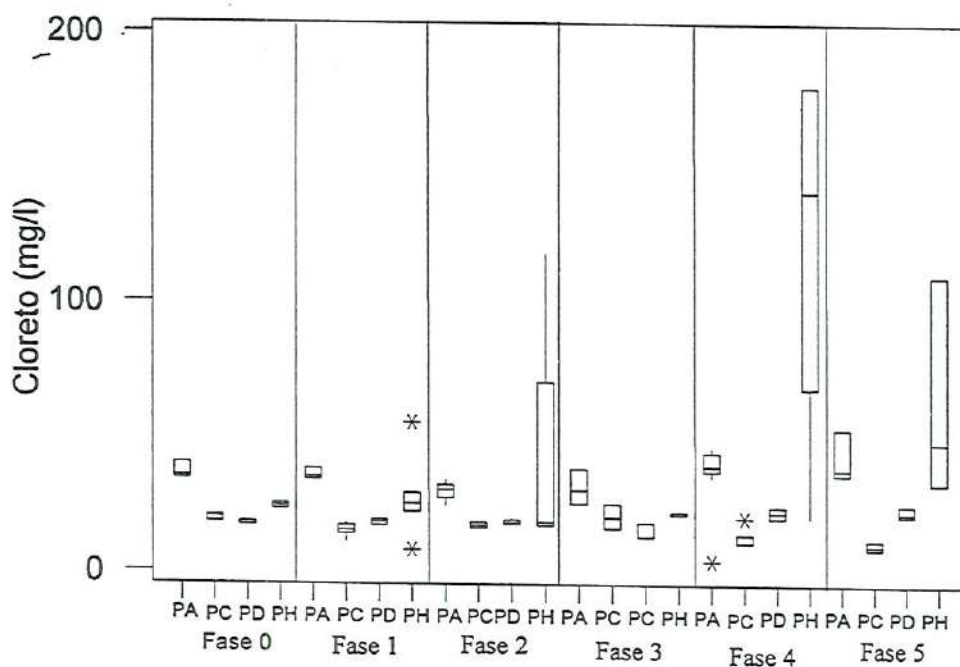


FIGURA 7.14 - Gráfico de caixas (Box Plot) de cloretos nos poços de monitoramento: PA, PC, PD e PH.

TABELA 7.5 - Dados Estatísticos de monitoramento dos Nitratos referentes às Fases com e sem aplicação de esgotos.

Poço	Nitratos (mg/l)											
	Fase 0				Fase 1				Fase 2			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
PA	3	0,96	0,1	7,9	7	0,51	0,2	30,5	5	0,06	0,0	21,1
PC	3	1,37	0,6	46,2	7	0,62	0,3	45,7	5	0,98	0,2	23,2
PD	3	1,40	0,5	34,9	7	0,31	0,2	56,7	5	0,72	0,6	85,0
PH	3	0,44	0,1	23,2	7	0,40	0,2	43,1	5	0,54	0,4	76,2
Poço	Fase 3				Fase 4				Fase 5			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
	PA	3	5,88	1,3	21,9	10	2,06	0,7	35,5	3	0,06	0,0
PC	3	1,50	1,3	87,6	7	0,50	0,1	12,2	3	0,47	0,3	55,6
PD	3	0,18	0,1	30,8	11	0,35	0,1	34,8	3	0,08	0,1	86,7
PH	3	3,83	1,4	36,1	7	2,47	1,0	42,1	3	0,28	0,1	46,0

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias aplicação/5 dias de repouso.
 Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.
 Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias aplicação/5 dias de repouso.

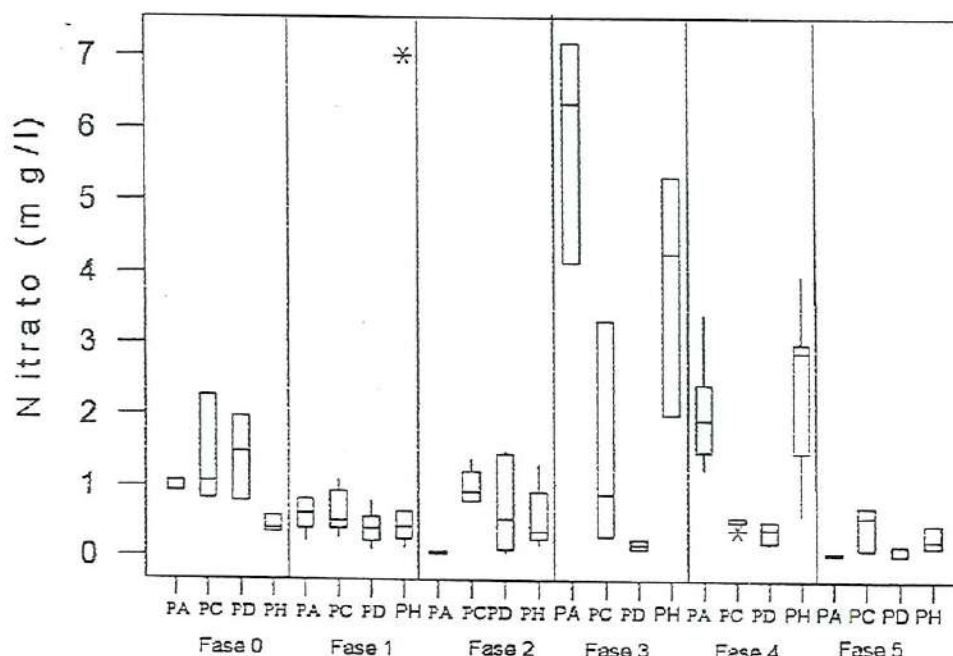


FIGURA 7.15 - Gráfico de caixas (Box Plot) de nitratos nos poços de monitoramento: PA, PC, PD e PH.

TABELA 7.6 - Dados Estatísticos de monitoramento do Coliforme Fecal referentes às Fases com e sem aplicação de esgotos.

Poço	Coliforme Fecal (NMP/100ml)											
	Fase 0				Fase 1				Fase 2			
	n	Média	D. padr.	CV	n	Média	D. padr.	CV	n	Média	D. padr.	CV
PA	1	3,00E+03	-	-	7	6,15E+02	1,0E+03	165,2	5	1,37E+05	1,1E+05	80,2
PC	1	5,00E+02	-	-	7	4,10E+05	7,9E+05	192,5	5	3,22E+05	3,9E+05	121,5
PD	1	3,00E+02	-	-	7	1,66E+03	1,8E+03	106,2	5	2,32E+03	3,0E+03	127,9
PF	1	5,00E+02	-	-	4	7,04E+02	9,4E+02	134,0	4	1,41E+06	2,1E+06	147,9
PH	1	3,00E+02	-	-	7	3,11E+04	4,9E+04	156,1	5	1,08E+05	2,0E+05	181,3
Poço	Fase 3				Fase 4				Fase 5			
	n	Média	D. padr.	CV	n	Média	D. padr.	CV	n	Média	D. padr.	CV
	PA	2	1,16E+02	1,1E+02	98,3	9	1,69E+06	4,1E+06	240,2	3	5,43E+03	7,5E+03
PC	2	1,25E+01	1,1E+01	84,0	6	4,01E+04	8,5E+04	212,0	3	6,17E+03	7,0E+03	113,5
PD	2	2,60E+01	2,4E+01	92,3	9	3,39E+04	8,7E+04	257,3	3	1,10E+04	7,0E+03	63,7
PF	2	1,60E+01	1,4E+01	87,5	6	6,19E+04	9,3E+04	149,8	3	5,97E+03	7,1E+03	119,1
PH	2	1,25E+01	1,1E+01	84,0	5	5,11E+04	9,0E+04	175,9	3	1,11E+03	9,5E+02	85,2

Obs.: Fase 1 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias aplicação/5 dias de repouso.
 Fase 2 - Ciclo operacional de desnitrificação: 2 dias de aplicação/12 de repouso.
 Fase 4 - Ciclo operacional de nitrificação: 2 dias aplicação/5 dias de repouso.
 Fases: 0, 3 e 5 - Sem aplicação de esgotos.

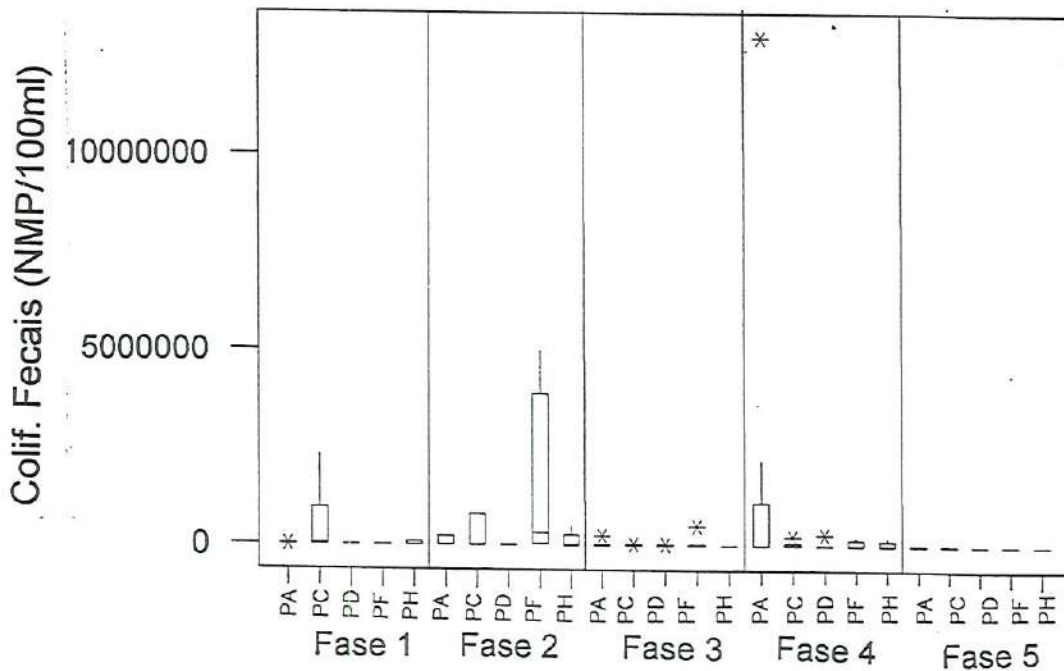


FIGURA 7.16 - Gráfico de caixas (Box Plot) de Coliformes Fecais nos poços de monitoramento: PA, PC, PD, PF e PH.

Da análise dos dados da TABELA 7.4 e da FIGURA 7.14 verificou-se que nas Fases 0, 3 e 5 o poço A apresentou concentrações médias e valores de medianas de cloretos sempre maiores que os demais poços, isto não ocorreu na Fase 5 haja visto que nos seis meses que a antecederam foram realizadas três campanhas de injeção de cloretos como traçador. Observa-se também que nas Fases 1, 2 e 4 o poço H foi o que apresentou maiores valores de CV e valores extremos (Fase 1), maiores valores de mediana e de dispersão em relação aos demais poços.

Da análise dos dados da TABELA 7.5 e da FIGURA 7.15 referentes aos nitratos, verificou-se que nas Fases 0, 3 e 5, sem aplicação de esgotos, os poços C e D apresentaram maiores concentrações e variabilidade em relação aos demais na Fase 1. Na Fase 3 o poço A apresentou maior média e o poço C maior variabilidade. Na Fase 5, o poço C apresentou maior média e maior variabilidade. Nas Fases em que houve aplicação de esgotos, observa-se que na Fase 1 o poço C apresentou maior média e PD maior variabilidade, expressa por CV e pelos gráficos de Box Plot, na Fase 2 o poço C apresentou maior média, maior CV, menor mediana e maior variabilidade que o poço D. Na Fase 4 o poço H apresentou maior média e maior variabilidade que os demais poços.

Observando os dados da TABELA 7.6 e da FIGURA 7.16 referentes aos coliformes fecais, verificou-se que na Fase 1 o poço C foi o que apresentou os maiores valores de média e Coeficientes de Variação. Na Fase 2, o poço F, seguido do poço C, foram os que apresentaram maiores médias, CV, medianas e interquartis. Na Fase 4, o poço A, seguido de PH e de PF, foram os que apresentaram maiores médias e CV. Observa-se também, a partir da FIGURA 4.1, que o período de estiagem na Fase 3 influenciou bastante no aparecimento de valores extremos. Na Fase 5, as densidades de coliformes no Poço A, pouco diferenciaram dos valores da Fase 0. Desta análise, com base nos coliformes, pode-se dizer que a direção do escoamento é entre o poço D e H, isto é, na direção do Poço F.

7.6.2 - Método de Comparação das Variáveis

Observando os dados das FIGURAS: 7.14, 7.15 e 7.16, verifica-se que na Fase 4, o poço H foi o que apresentou maiores concentrações de cloretos e nitratos. Nas Fases 1 e 2, em que houve aplicação, nada se pode afirmar sobre o poço H.

Para melhor avaliar o comportamento dos cloretos e nitratos, são apresentados na FIGURA 7.17 os gráficos de médias e de variâncias ao longo das seis Fases.

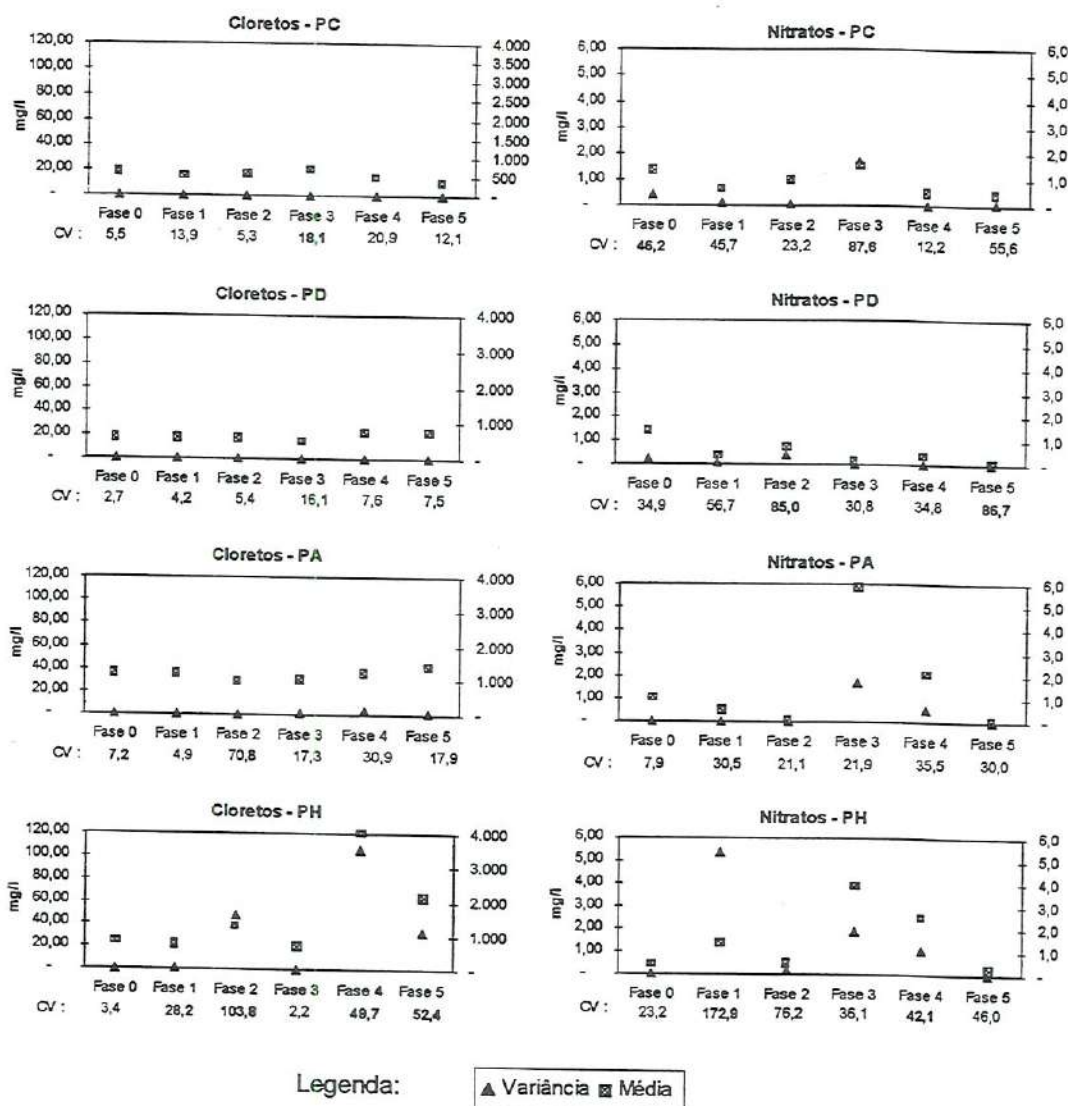


FIGURA 7.17 - Comportamento da média, variância e coeficientes de variação (CV) dos cloretos e nitratos nas Fase 0, 1, 2, 3, 4 e 5.

Os dados da FIGURA 7.17 mostra que o poço H é o que apresentou maiores variações de variâncias em termos de cloretos e nitratos.

Segundo PLUMB (1992), o comportamento destas variáveis indicam a direção do escoamento no sentido do poço H.

7.6.3 Campanhas de Injeção de Cloreto de Sódio para Confirmação da Direção do Escoamento

Para análise das campanhas de cloreto, para determinação da direção do escoamento, são apresentadas, na FIGURA 7.18, as condições de “Backgroud” de condutividade elétrica nos poços de monitoramento.

1ª Campanha de Injeção de Cloretos

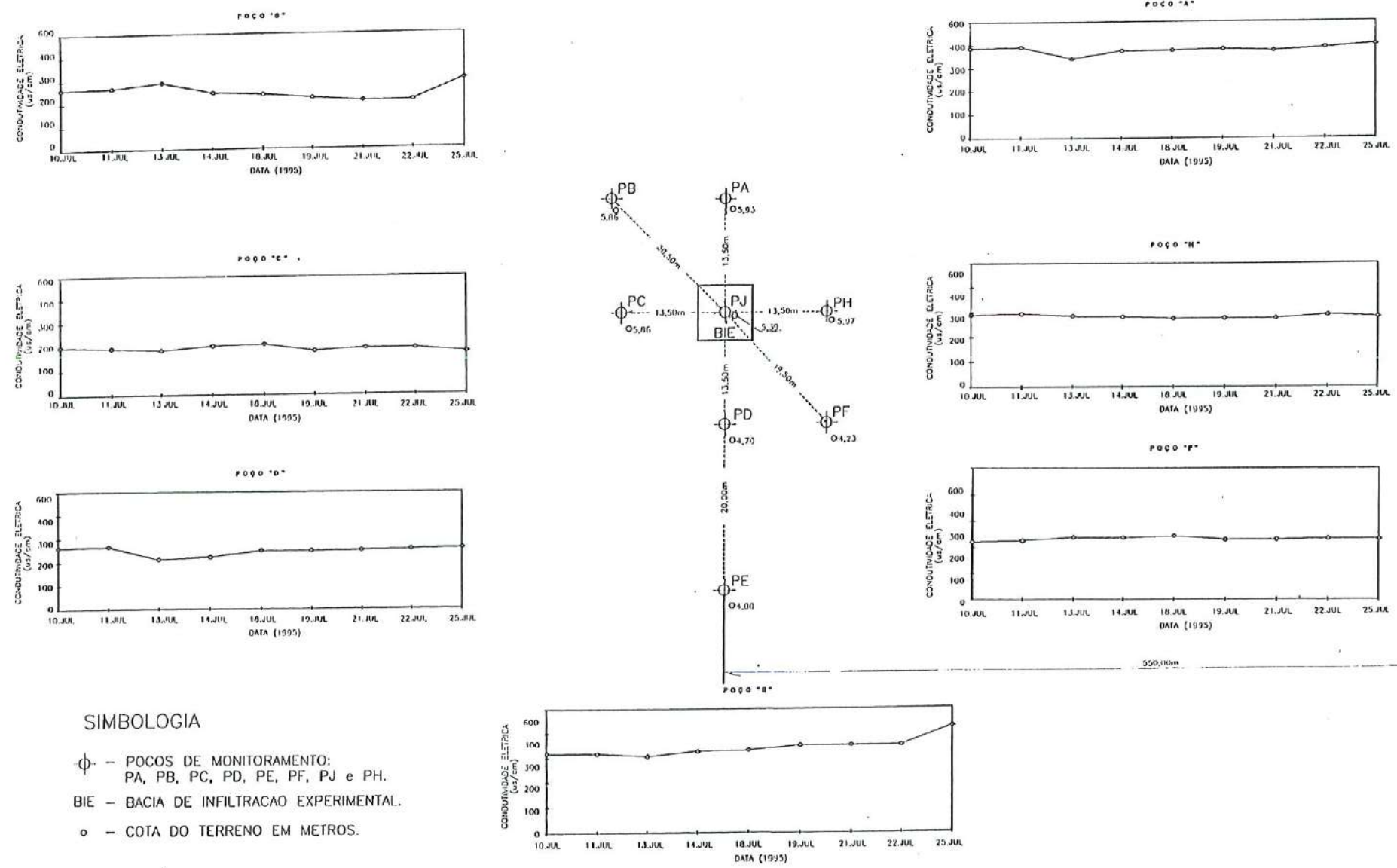
Na primeira campanha de injeção de cloretos, realizada em 12/07/96, conforme dados das FIGURAS: 7.19 e 7.20. Os poços monitorados foram: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PH e PJ. A detecção da condutividade elétrica causada pelos cloretos, no poço H, foi confirmada pelas concentrações de cloretos determinadas em laboratório.

2ª Campanha de Injeção de Cloretos

Na segunda campanha, a injeção de cloretos foi realizada de forma semelhante à primeira campanha. Para melhor identificação da direção do escoamento, além dos poços utilizados na primeira campanha, implantaram-se mais sete, identificados como: PzA1, PzA2, PzH1, PzF1, PzD0, PzD11 e PzC1, conforme FIGURA 7.23. Estes piezômetros, com exceção do PzD0, foram instalados no talude do BIE, a uma distância média de 5 m do poço J. O monitoramento, após o primeiro dia foi feito uma vez por dia, durante 25 dias. Conforme FIGURA 7.21, verifica-se que o Poço H foi o que apresentou maior variação de condutividade elétrica. Observa-se que os resultados desta campanha foram prejudicados, devido aos jatos d'água aplicados 24 horas antes para abertura dos piezômetros anteriormente citados.

3ª Campanha de Injeção de Cloretos

Na terceira campanha, a injeção de cloretos foi realizada em 30/10/96. A quantidade de sal e de água de diluição foi dobrada (180Kg/2000litros) como também o tempo de aplicação. O procedimento de operação de lançamento e coleta foram os mesmos das duas campanhas anteriores. O monitoramento da condutividade após o primeiro dia foi feito uma vez por dia, durante 25 dias. Conforme FIGURA 7.22 as maiores variações de condutividade elétrica se deram na direção do poço H.

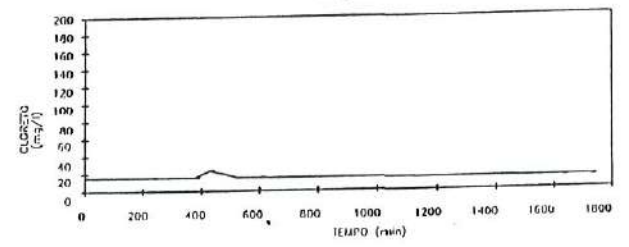
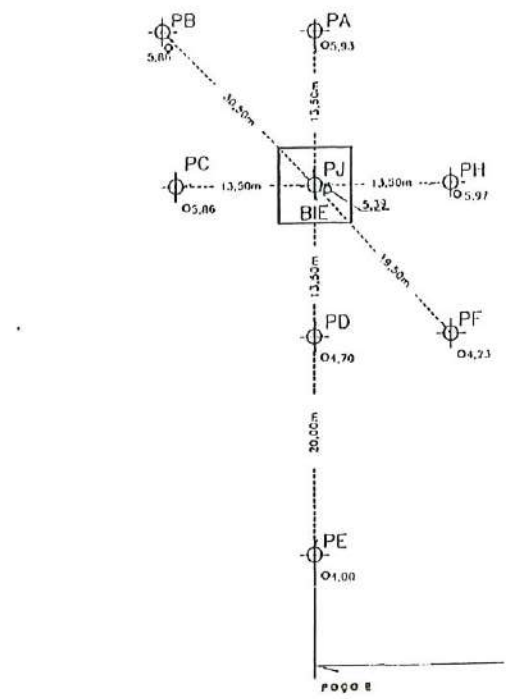
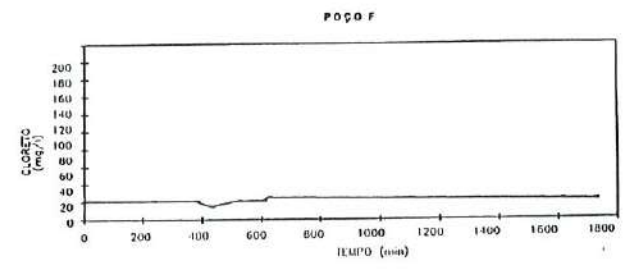
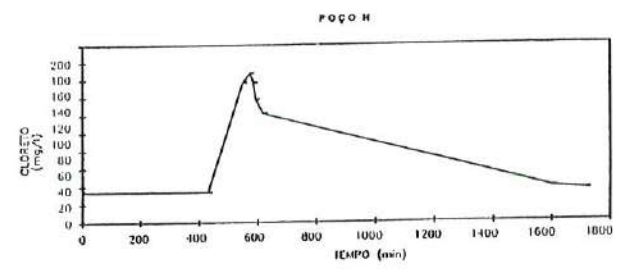
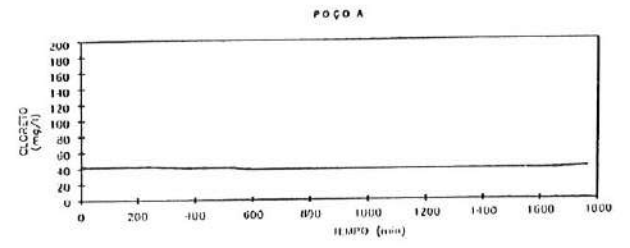
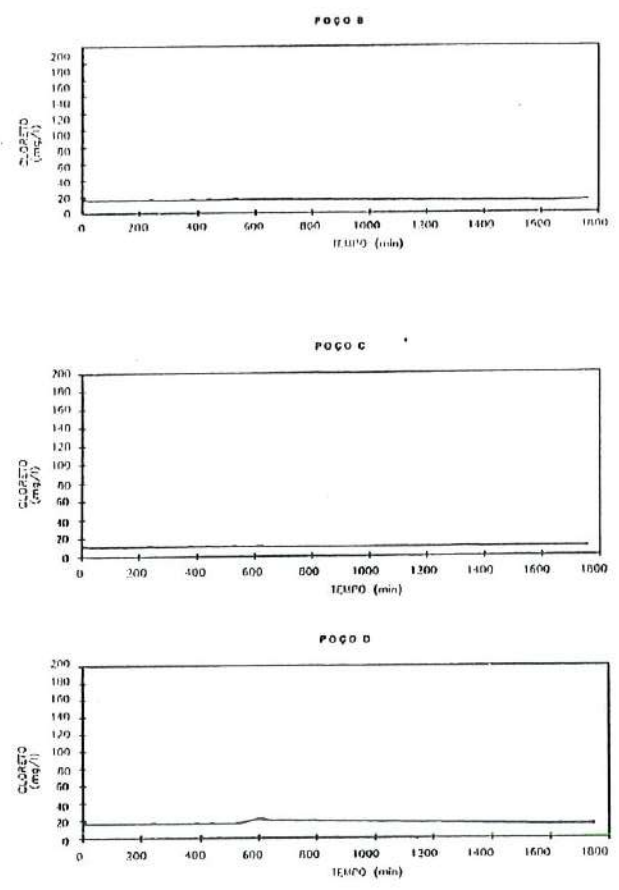


SIMBOLOGIA

- ⊕ - POCOS DE MONITORAMENTO: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PJ e PH.
- BIE - BACIA DE INFILTRACAO EXPERIMENTAL.
- - COTA DO TERRENO EM METROS.

FIGURA 7.18 - Condutividade Elétrica medida antes das campanhas de injeção de cloretos, no poço PJ, como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea. Sem escala.

MAPA - PRAÇA DE COMBUSTÍVEL



SIMBOLOGIA

- ⊕ - POCOS DE MONITORAMENTO: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PJ e PH.
- BIE - BACIA DE INFILTRACAO EXPERIMENTAL.
- o - COTA DO TERRENO EM METROS.

FIGURA 7.19 - Cloretos medido na primeira campanha de injeção no poço PJ, como indicador (traçador) da direção do escoamento da água subterrânea, em 12/07/96. Sem escala.

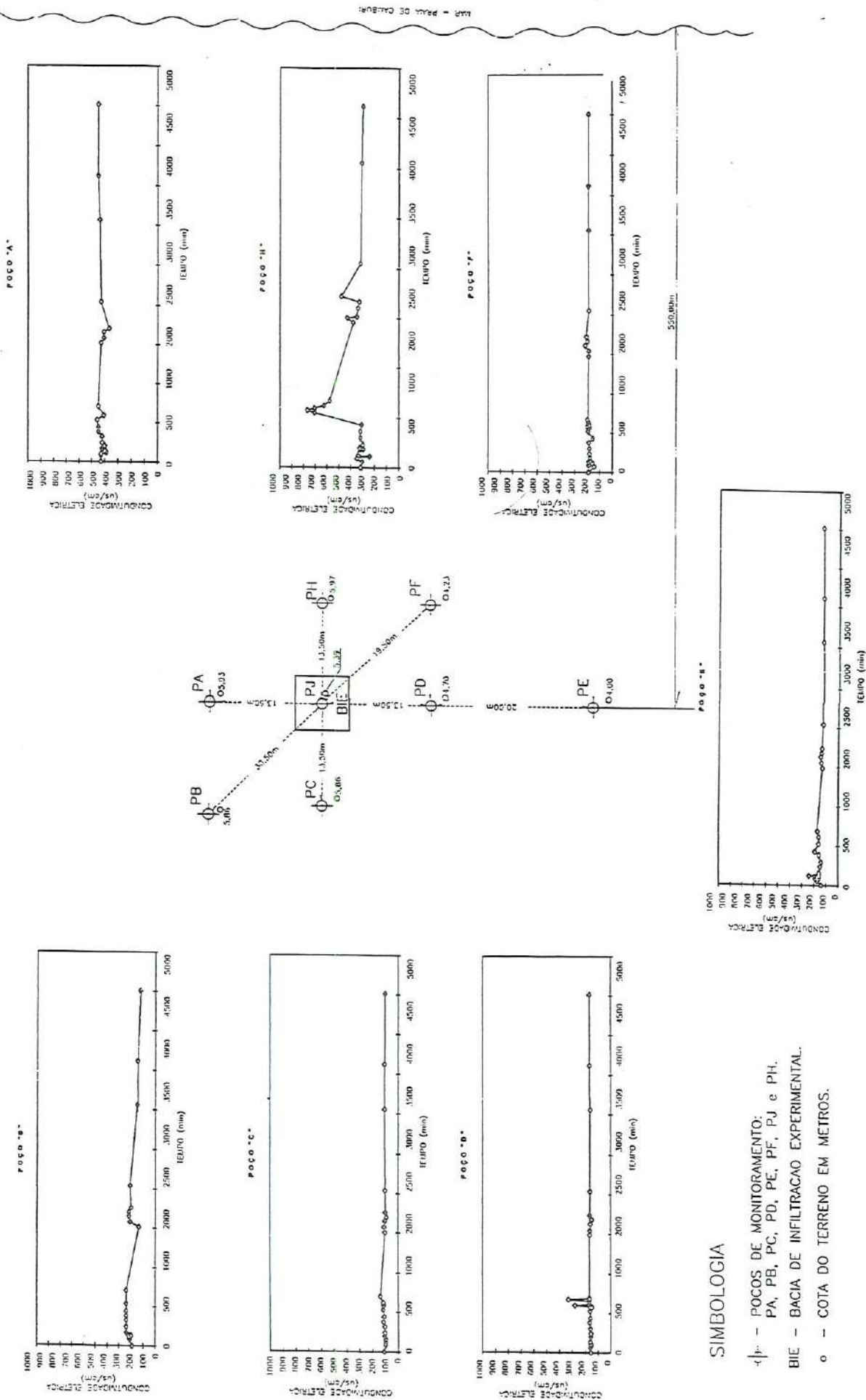
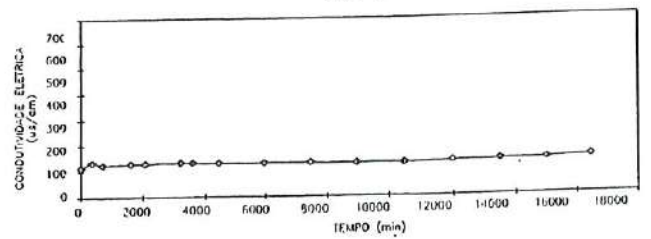
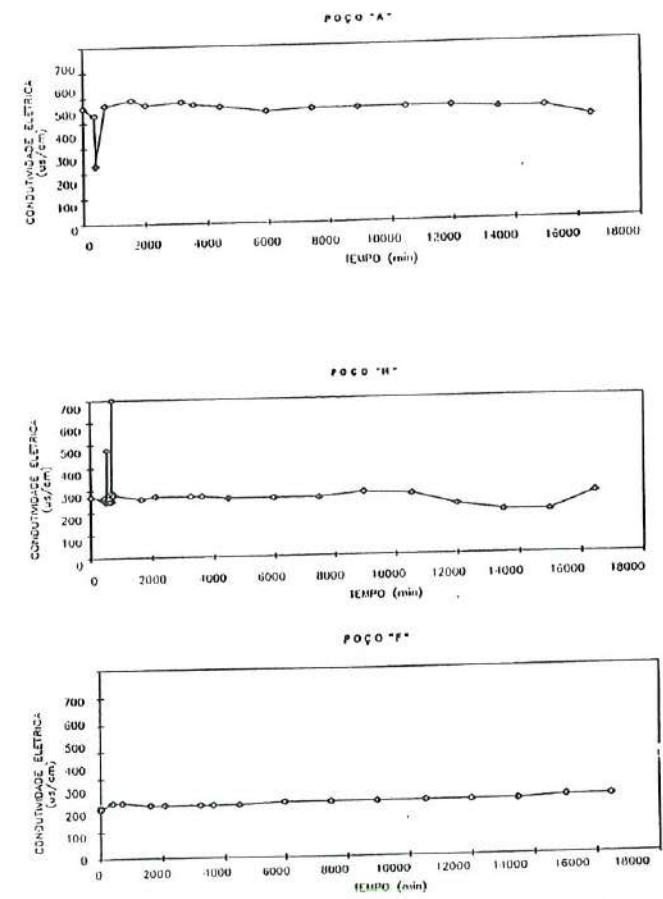
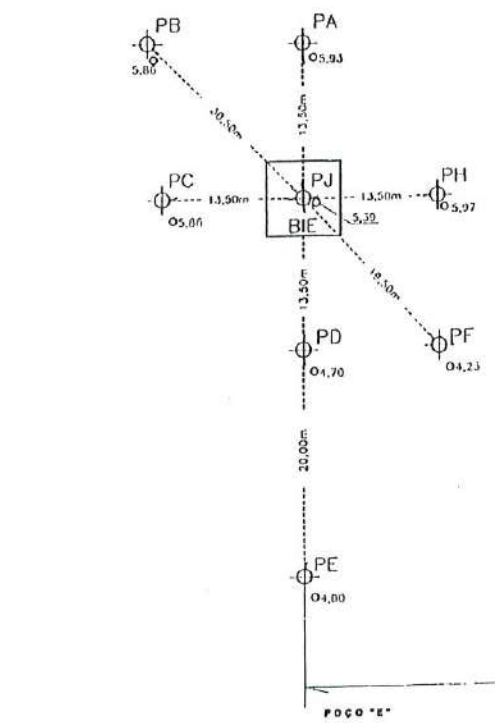
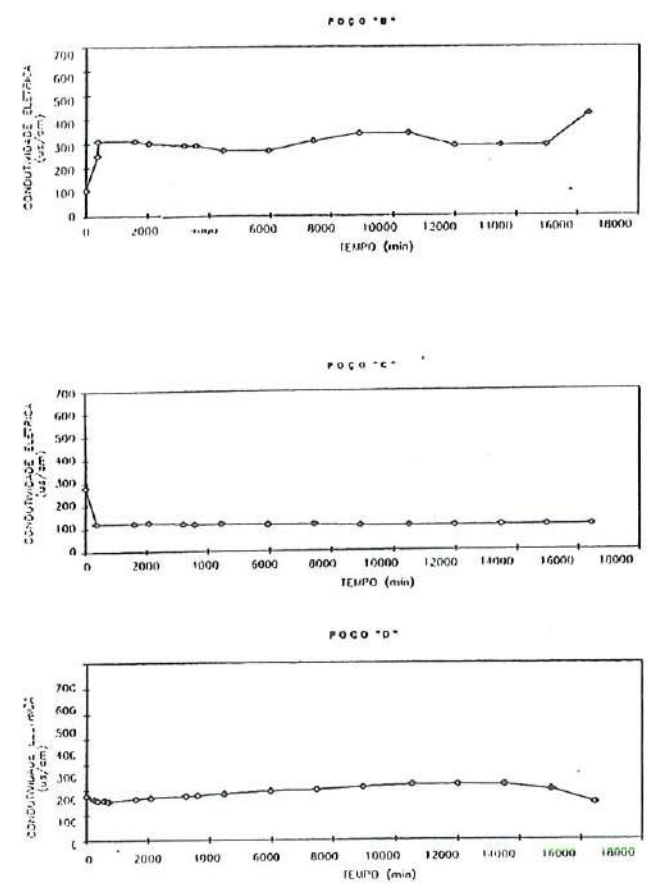


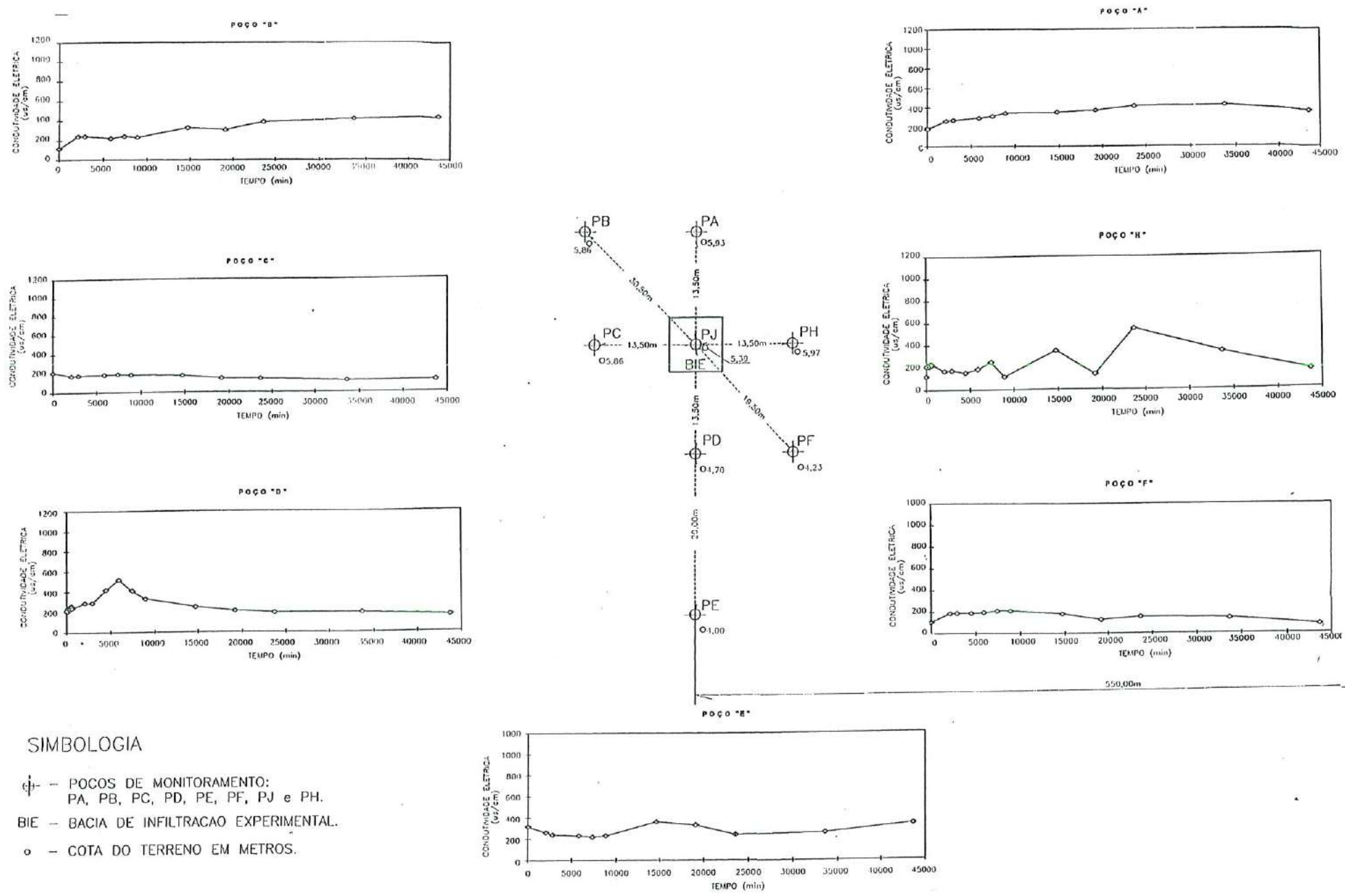
FIGURA 7.20 - Condutividade Elétrica medida na primeira campanha de injeção de cloretos, no poço PJ, como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea, em 12/07/96. Sem escala.



SIMBOLOGIA

- ⊕ - POCOS DE MONITORAMENTO: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PJ e PH.
- BIE - BACIA DE INFILTRAÇÃO EXPERIMENTAL.
- o - COTA DO TERRENO EM METROS.

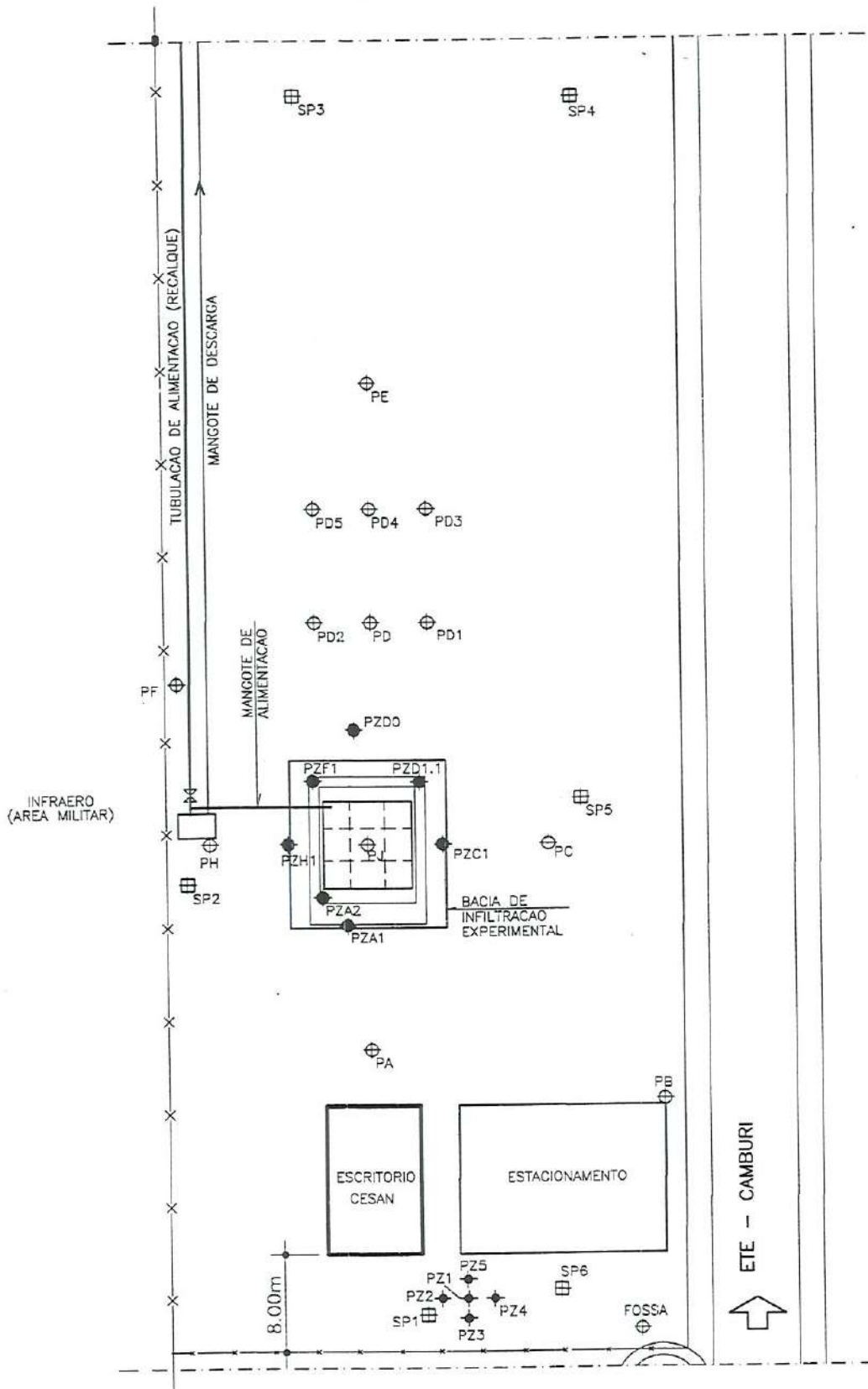
FIGURA 7.21 - Condutividade elétrica medida na segunda campanha de injeção de cloretos no poço PJ, como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea, em 09/08/96. Sem escala.



SIMBOLOGIA

- ⊕ - POCOS DE MONITORAMENTO: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PJ e PH.
- BIE - BACIA DE INFILTRAÇÃO EXPERIMENTAL.
- o - COTA DO TERRENO EM METROS.

FIGURA 7.22 - Condutividade Elétrica medida na terceira campanha de injeção de cloretos, no poço PJ, como indicadora da direção do escoamento da água subterrânea, em 30/10/96. Sem escala.



CONVENCOES:

- ▣ - POCOS DE SONDAGEM GEOLOGICA - SP1, SP2, SP3, SP4, SP5, SP6.
- ⊕ - POCOS DE MONITORAMENTO - PA, PB, PC, PD, PE, PF, PJ, PH, PDA, PD2, PD3, PD4, PD5.
- - PIEZOMETROS - PZ1, PZ2, PZ3, PZ4, PZ5, PZA, PZA2, PZC1, PZD0, PZD1.1, PZF1.

FIGURA 7.23 - Poços de monitoramento ao redor da Bacia Experimental. Fase 5 - 2ª e 3ª Campanhas de Cloretos.

7.7. Definição da Direção do Escoamento

Entre os vários fatores envolvidos na determinação da direção do escoamento foram considerados de importância:

- O posicionamento dos filtros dos poços de monitoramento, em relação às camadas do solo, conforme FIGURAS: 7.24 e 7.25. O posicionamento dos filtros dos poços de monitoramento em diferentes profundidades e em diferentes camadas do solo, explicam a heterogeneidade de condutividades elétricas entre os poços;
- A ocorrência de chuvas na 3ª Campanha, conforme FIGURA 7.26;
- A aplicação de grandes quantidades de água, para perfuração de novos piezômetros, 1 dia antes da 2ª Campanha;
- Os diferentes gradientes topográficos em que o esgoto aplicado encontrou-se submetido;
- Os diferentes regimes hidráulicos em que foram feitos os monitoramentos do esgoto. Monitoramento com carga hidráulica, logo após uma aplicação e monitoramento sem carga hidráulica: um dia depois de uma aplicação ou quando da realização das campanhas de cloretos.

Além desses fatores, que muito contribuíram na determinação da direção do escoamento, outros fatores dificultaram esta tarefa. Entre outros cita-se a degradação da qualidade inicial da água do lençol por ações antrópicas, como: aumento do número de pessoas, do escritório da CESAN, de 7 para 15, contribuintes de uma fossa localizada cerca de 15m dos poços A e B e a instalação de um fossa de um prédio com 60 pessoas, localizada cerca de 50m dos poços A e B.

A BIE foi implantada sobre divisor de água duplo ou seja, regido pela topografia local com gradiente na direção dos poços A e D e outro gradiente regido pela topografia regional com gradiente na direção dos poços C e H. Estes gradientes fizeram com que o escoamento tivesse comportamentos diferentes. Conforme TOTH (1983), quando o lençol estava submetido a uma carga hidráulica de esgoto o escoamento era direcionado na direção A-D, quando a carga hidráulica era nula, a direção do escoamento era a natural, na direção C-H. Na FIGURA 7.27 tem-se a representação esquemática na direção A-D e C-H. Estes esquemas foram montados a partir dos dados de monitoramento, ao longo de 18 meses dos seguintes fatores: nível d'água, condutividade elétrica, concentrações de cloretos e nitratos do esgoto aplicado e da condutividade elétrica e das concentrações de cloretos utilizados como traçador.

Deste estudo, conclui-se que a 1,0m de profundidade do lençol freático, o escoamento natural da água subterrânea se deu na direção do poço H, ou seja na direção do gradiente topográfico regional, em direção ao mar. O escoamento induzido pela carga hidráulica do esgoto aplicado se deu na direção do poço D, até que o "mound" sob a BIE fosse totalmente dissipado. Quanto ao escoamento nas camadas, em profundidades superiores a 1,0m nada se pode afirmar, uma vez que, nestas profundidades, nenhum parâmetro físico-químico foi monitorado e a influência da carga hidráulica, induzida pelo esgoto, é cada vez mais reduzida.

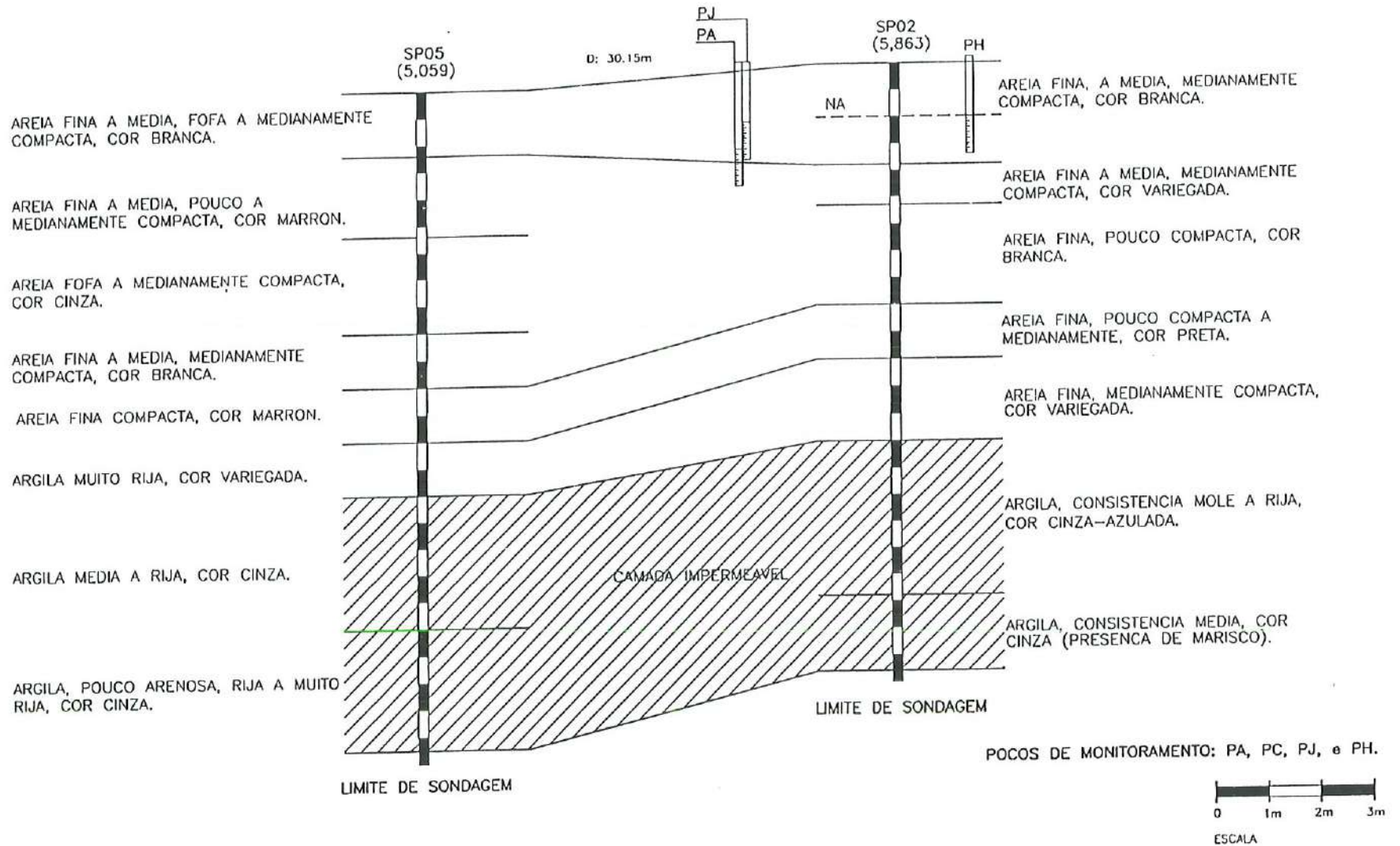


FIGURA 7.24 - Perfil de sondagem e localização dos poços de monitoramento na área da Bacia de Infiltração Experimental (BIE). Seção 2.

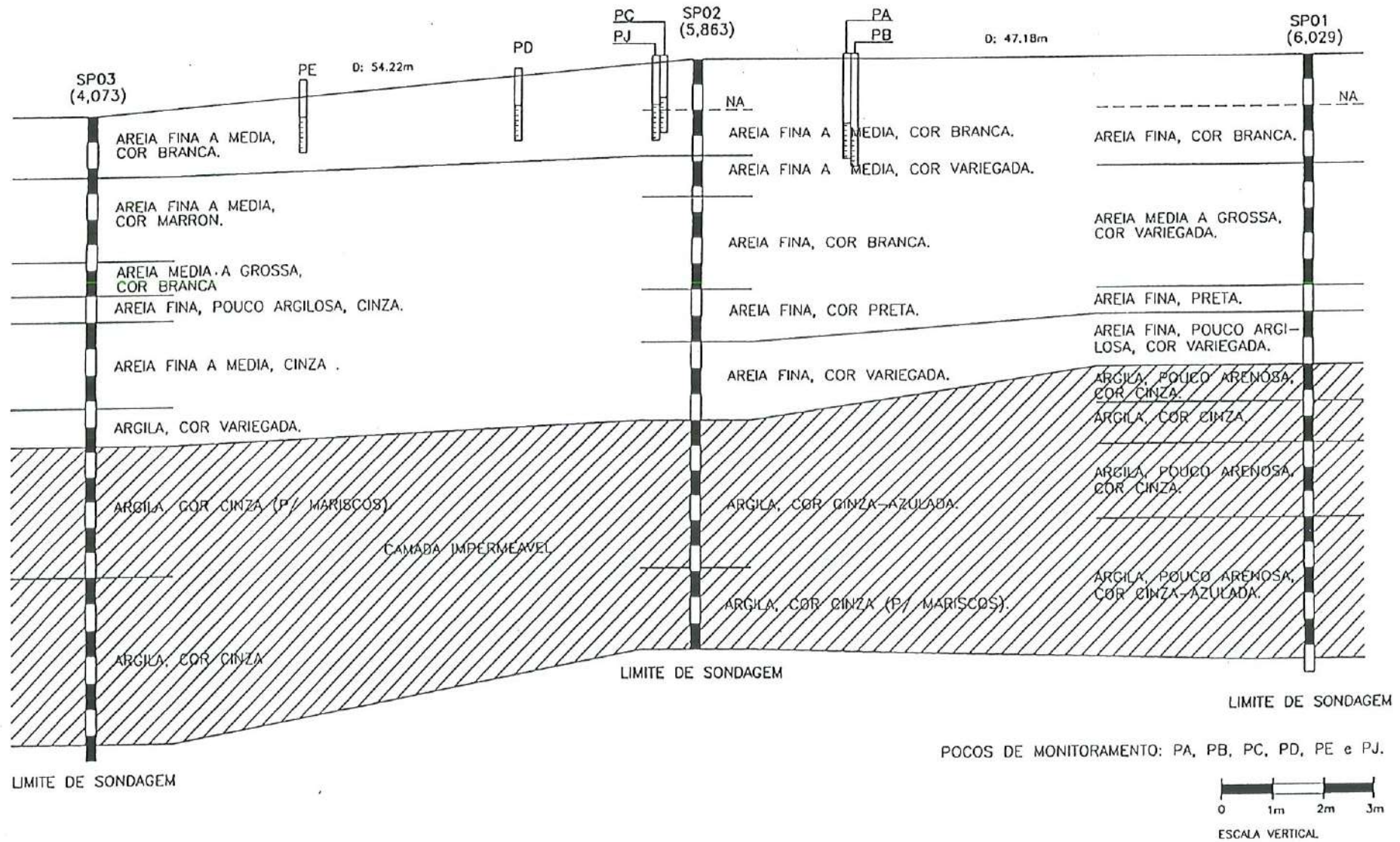


FIGURA 7.25 - Perfil de sondagem e localização dos poços de monitoramento na área da Bacia de Infiltração Experimental (BIE). Seção 5

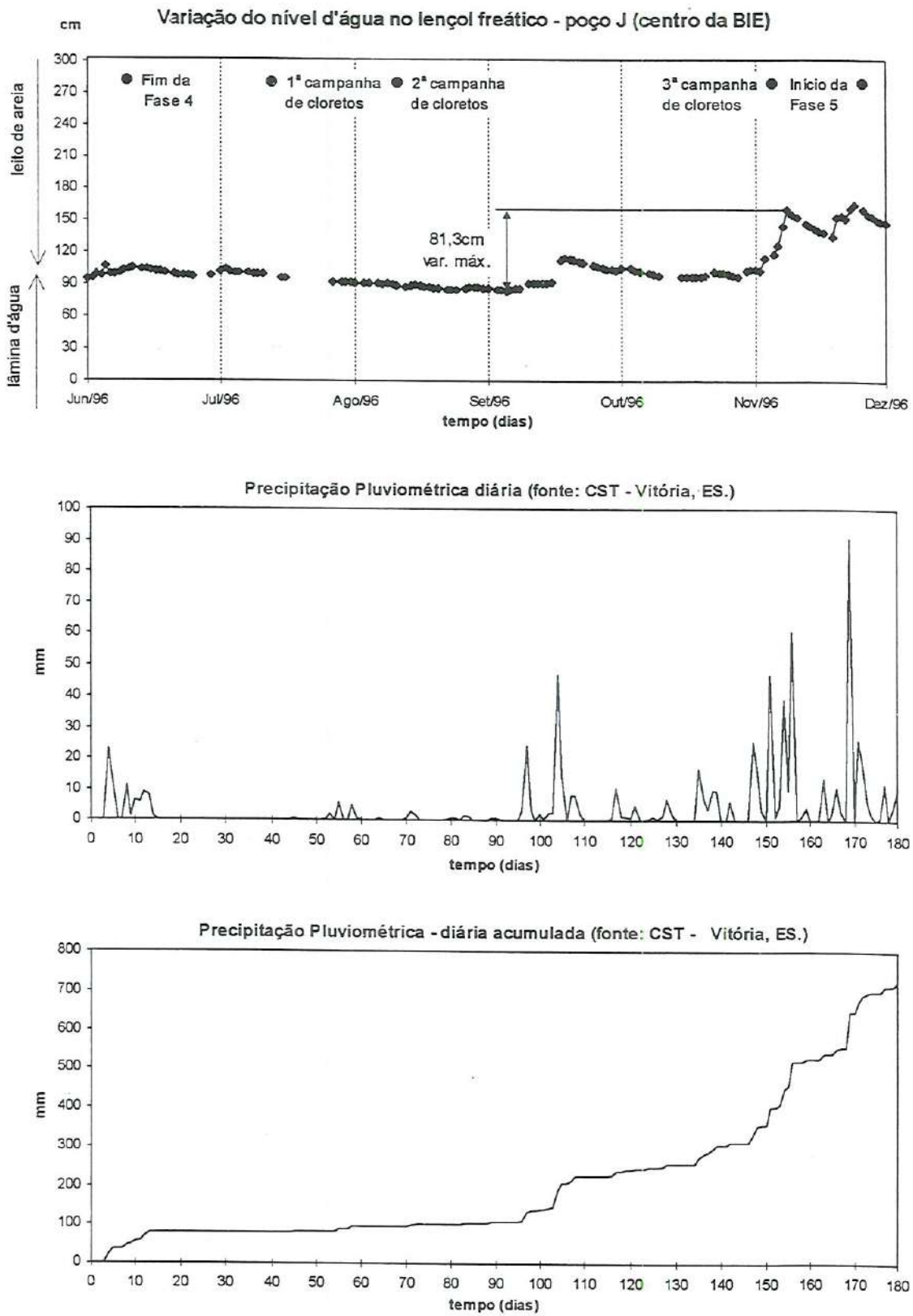
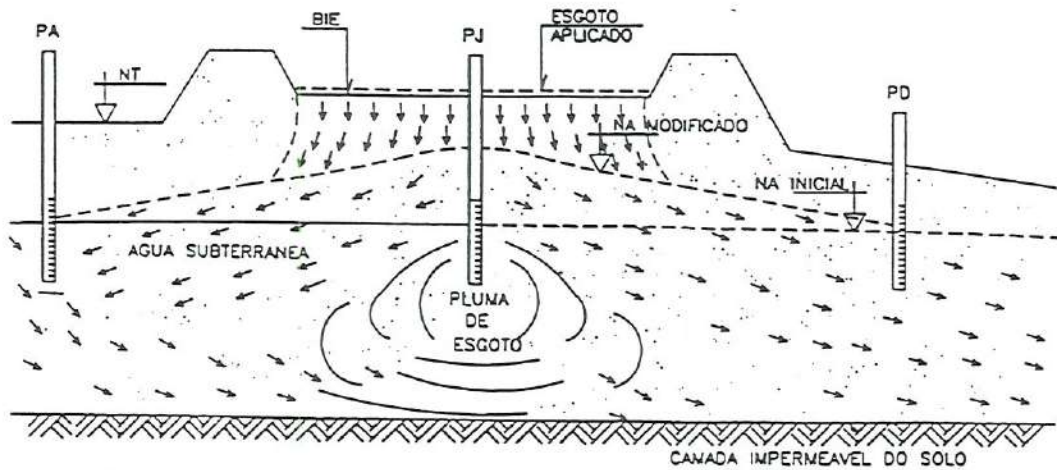
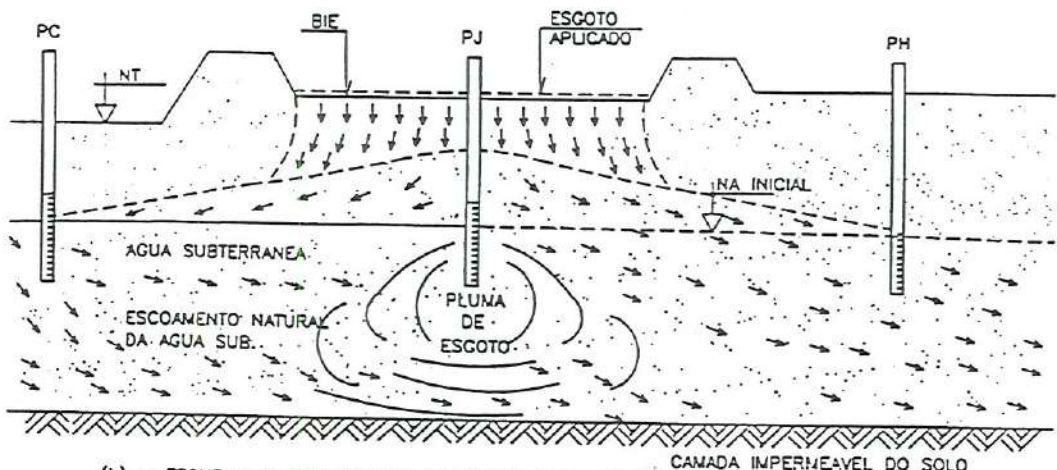


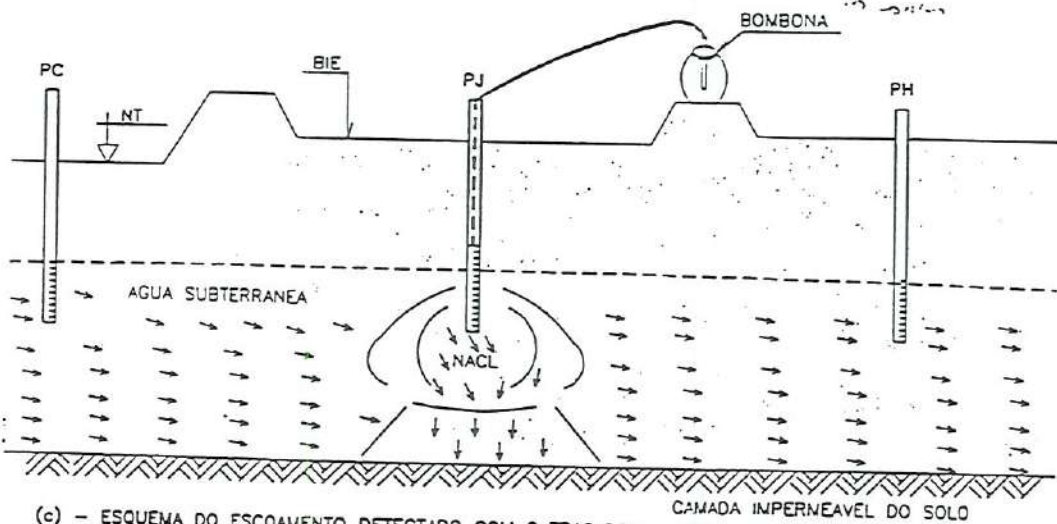
FIGURA 7.26 - Variação do nível d'água, precipitação diária e acumulada no período.



(a) - ESQUEMA DE ESCOAMENTO DETECTADO COM A CARGA INICIAL DE ESGOTO SENTIDO A-D.



(b) - ESQUEMA DE ESCOAMENTO DETECTADO COM A CARGA (SENTIDO C-H) A ... DO TEMPO.



(c) - ESQUEMA DO ESCOAMENTO DETECTADO COM O TRACADOR - NACL

Figura : - ESQUEMA DE ESCOAMENTO.

BIE - BACIA DE INFILT. EXPERIMENTAL.
PA, PC, PH, PJ - POÇOS DE MONITORAMENTO.
NT - NIVEL DO TERRENO.

FIGURA 7.27 - Esquemas do escoamento da água subterrânea na BIE.

8. IMPACTO E TRATAMENTO DO ESGOTO NA ZONA SATURADA

8.1. Considerações Gerais

Para se alcançar os objetivos de um sistema IR, como: tratamento, recuperação do percolado, recarga de aquífero ou outro qualquer, deve-se, em primeiro lugar, considerar a preservação da qualidade da água subterrânea e do solo, de modo a atender os limites máximos de controle ambiental.

Segundo HAMMER (1979) a principal limitação da Infiltração Rápida é o potencial de poluição da água subterrânea. A IR proporciona um risco significativo de transmissão de patogênicos para água subterrânea, particularmente por vírus. Proporciona também contaminação por constituintes do nitrogênio. Principalmente devido a sua limitada capacidade de remoção de nitrogênio inorgânico e ao carreamento de parte do nitrato, produzido no ciclo anterior, até a água subterrânea quando se faz uma nova aplicação.

Como exemplo de avaliação de impacto favorável à IR, METCALF & EDDY (1992) citam que em Calumet, Michigan, após 88 anos de aplicação de esgotos sanitários bruto por Infiltração Rápida, concentrações de fósforo na água subterrânea permaneceram baixas (0,1 a 0,4 mg/l). Os autores concluem que a aplicação de fósforo solúvel, por um longo período de tempo, provocou aumento substancial de fósforo nos primeiros 30cm do solo. Citam também que a aplicação de esgotos na cidade de Nova Iorque, durante 38 anos, resultaram em concentrações de fósforo iguais a 0,01mg/l em pontos a 600m distantes da fonte.

BIDONE et al (1991) divulgaram as altas eficiências alcançadas pelo sistema de Capão de Canoa, no estado do Rio Grande do Sul, em termos de remoção de sólidos, DQO e colimetria a partir de coleta de pontos próximos às bacias.

8.2. Contaminação sob a BIE

Para análise dos impactos causados pela aplicação de esgoto na BIE, foram selecionados o poço PJ, localizado no centro da BIE, e os poços H e PD localizados nas direções do escoamento regional e local, respectivamente. Quanto aos parâmetros a serem avaliados consideramos os: nitritos, nitratos, fósforo total, coliformes fecais, cloretos e DBO₅. Na FIGURA 8.1, são apresentados, com relação ao poço J, os

gráficos de nitritos, nitratos, fósforo, na FIGURA 8.2, os gráficos de cloretos e na FIGURA 8.3, gráficos de coliformes fecais.

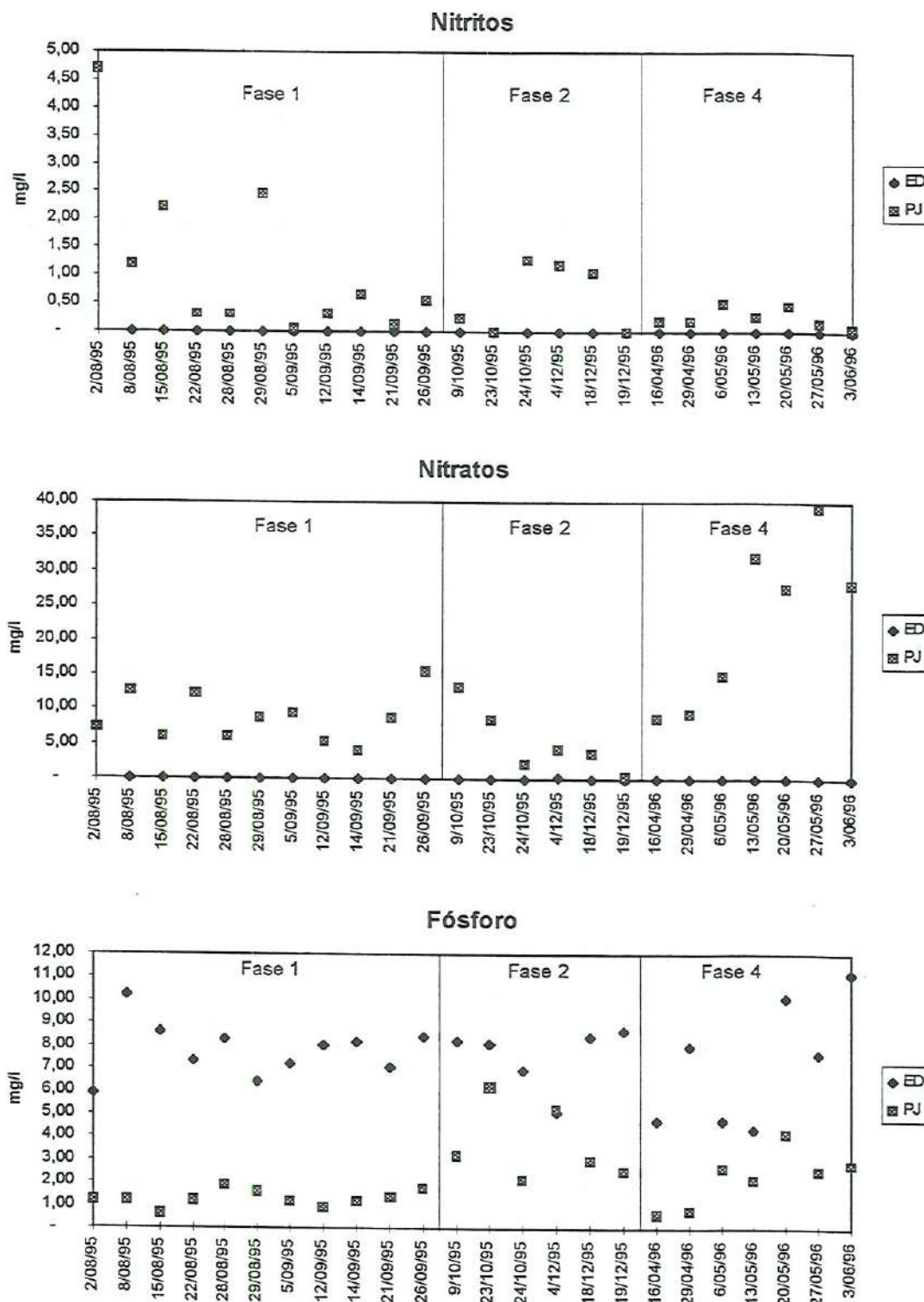


FIGURA 8.1 - Análises de nitritos, nitratos e fósforo do Esgoto Decantado (ED) e da água do Poço J (PJ) no período de ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

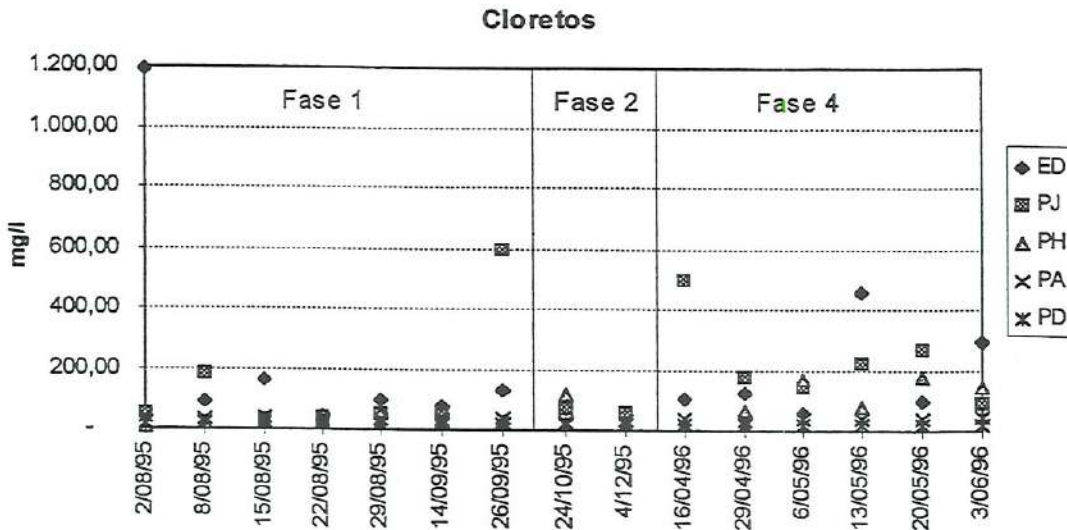


FIGURA 8.2 - Análises de cloretos do ED (esgoto decantado) e dos poços de monitoramento (PJ, PH, PA e PD) da BIE, no período de aplicação de esgotos, ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

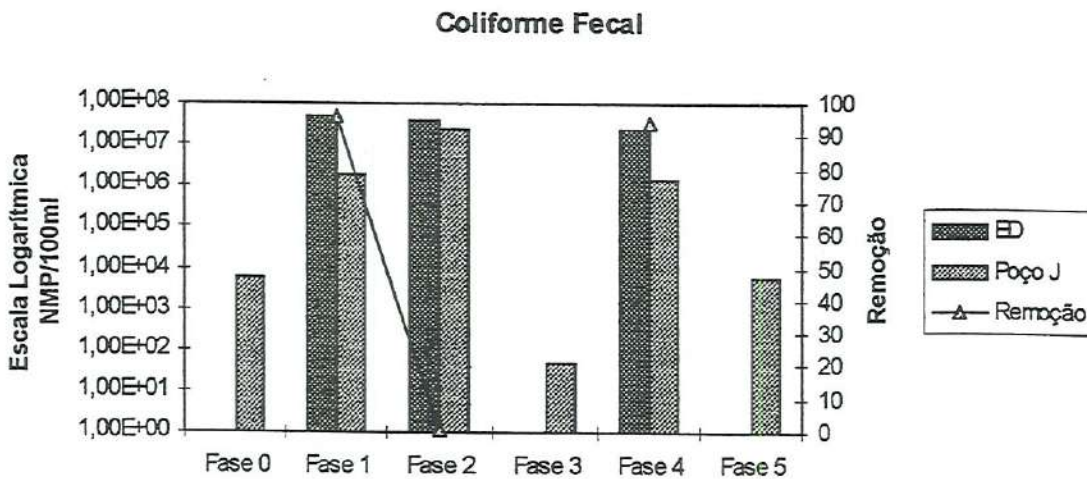


FIGURA 8.3 - Médias e remoções das análises de coliformes fecais do Esgoto Decantado (ED) e da água do Poço J (PJ) no período de ago./95 a jun./96. Laboratório CESAN.

Na TABELA 8.1 apresentamos a evolução da contaminação do lençol freático sob a BIE.

TABELA 8.1 - Evolução da contaminação do lençol freático no Poço PJ - centro da BIE.

Parâmetros (mg/l)	Poço PJ						Limites: Res. CONAMA n° 20 - Águas Classe II
	Fase 0	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	
Nitrato	1,60	9,14	4,98	0,53	20,33	0,90	10,000
Nitrito	< 0,01	1,22	0,87	0,02	0,26	< 0,01	1,00
Fósforo total	0,10	1,38	3,56	0,18	2,42	1,04	-
Cloretos	20,67	195,38	123,33	21,67	223,60	18,67	250,00
DBO ₅	1,20	7,93	28,73	0,43	3,15	1,67	5,00
Coliforme fecal (NMP/100ml)	6,0x10 ³	1,96x10 ⁶	2,48x10 ⁷	5,0x10	1,41x10 ⁶	5,93x10 ³	10 ³

8.3. Contaminação nos Poços Localizados na Direção do Escoamento.

Nas FIGURAS: 8.4, 8.5 e 8.6, têm-se a evolução da contaminação dos poços localizados na direção do escoamento.

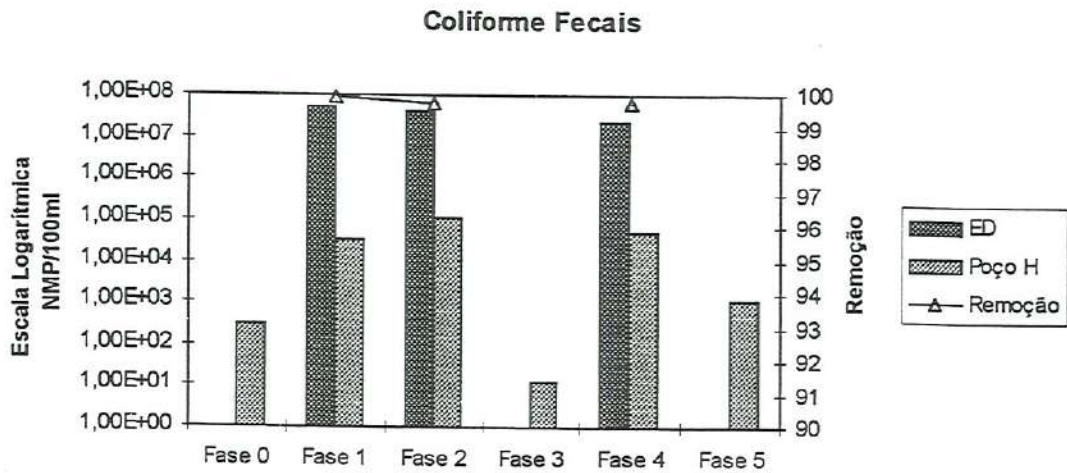


FIGURA 8.4 - Evolução da contaminação por coliformes fecais no Poço H.

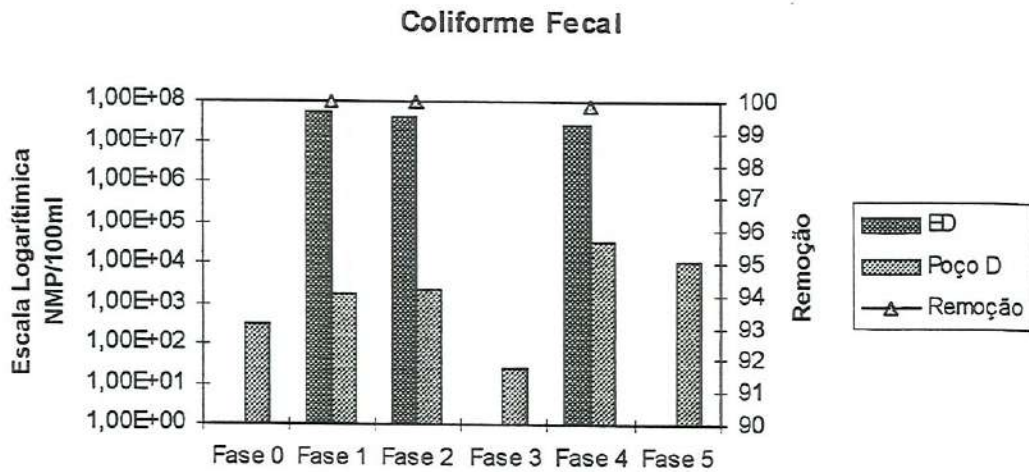


FIGURA 8.5 - Evolução da contaminação por coliformes fecais no Poço D.

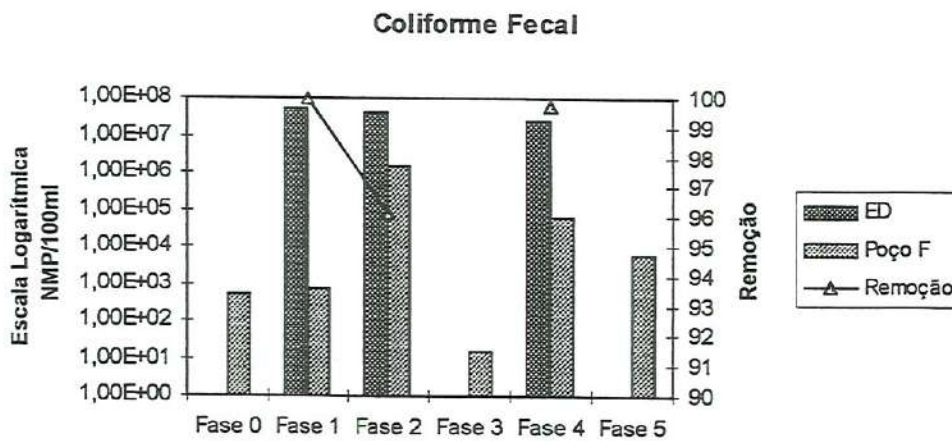


FIGURA 8.6 - Evolução da contaminação por coliformes fecais no Poço F.

Na TABELA 8.2 e 8.3 apresenta-se a evolução da contaminação, por cloretos e por nitratos nos poços mais próximos à BIE.

TABELA 8.2 - Evolução das concentrações de cloretos nas Fases 0, 3 e 5 (sem aplicação de esgoto).

Poço	Cloretos (mg/l)											
	Fase 0				Fase 3				Fase 5			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
PA	3	36,33	2,6	7,2	3	31,00	5,4	17,3	3	42,33	7,6	17,9
PC	3	19,50	1,1	5,5	3	20,33	3,7	18,1	3	10,33	1,2	12,1
PD	3	17,67	0,5	2,7	3	14,67	2,4	16,1	3	22,67	1,7	7,5
PH	3	24,00	0,8	3,4	3	21,67	0,5	2,2	3	63,67	33,3	52,4

Na Fase 0 e na Fase 3, sem aplicações de esgoto, o comportamento das médias foi semelhante em todos os poços. No entanto, a maior dispersão dos dados ocorrida na Fase 3 em relação à Fase 0, caracterizada também pelo aumento da concentração de cloretos teve como causa a falta de chuvas. Na Fase 5, o poço H foi o que apresentou maior variabilidade, e maiores médias 63,67mg/l. Os altos valores de impacto nesta Fase foram certamente causados pelos cloretos utilizados como traçadores, nos meses anteriores. Mesmo assim os valores permaneceram abaixo dos limites recomendados pela Resolução nº 20 do CONAMA que é de 200mg/l.

TABELA 8.3 - Evolução das concentrações de Nitratos nas Fases 0, 3 e 5 (sem aplicação de esgoto).

Poço	Nitratos (mg/l)											
	Fase 0				Fase 3				Fase 5			
	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV	n	Média	D padrão	CV
PA	3	0,96	0,1	7,9	3	5,88	1,3	21,9	3	0,06	0,0	30,0
PC	3	1,37	0,6	46,2	3	1,50	1,3	87,6	3	0,47	0,3	55,6
PD	3	1,40	0,5	34,9	3	0,18	0,1	30,8	3	0,08	0,1	86,7
PH	3	0,44	0,1	23,2	3	3,83	1,4	36,1	3	0,28	0,1	46,0

Dos dados da TABELA 8.3, verifica-se que PC e PD já apresentavam grau de contaminação antes da aplicação de esgoto ou seja na Fase 0. Esta Contaminação aumentou significativamente na Fase 3, não somente pela aplicação de esgoto na Fase 1 e Fase 2, mas também pelo abaixamento do nível d'água do lençol freático, com estiagem de verão. Observa-se que PA e PH, na Fase 3, apresentaram maior dispersão e maiores médias após dois meses sem aplicação de esgotos. Comportamento este dependente do comportamento natural do lençol freático. O PC apresentou grande dispersão, porém menores valores demonstrando sofrer grande influência do escoamento local.

Na TABELA 8.4, tem-se um resumo da evolução da contaminação do lençol freático, no poço H, localizado na direção principal do escoamento.

TABELA 8.4 - Evolução da contaminação na direção principal do escoamento - Poço PH - a 10m do centro do talude interno da BIE.

Parâmetros (mg/l)	Poço PH						Limites: Res. CONAMA nº 20 - Águas Classe II
	Fase 0	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	
Nitrato	0,44	1,34	0,54	3,83	2,47	0,28	10,000
Nítrito	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,07	0,16	< 0,01	1,00
Fósforo total	0,08	0,24	0,26	0,08	0,10	0,22	-
Cloretos	24,00	27,00	38,40	21,67	119,43	63,67	250,00
DBO ₅	0,57	1,53	1,06	0,33	0,89	0,93	5,00
Coliforme fecal (NMP/100ml)	3,0x10 ²	3,11x10 ⁴	1,08x10 ⁵	1,25x10	5,11x10 ⁴	1,11x10 ³	10 ³

Considerando os resultados apresentados e as exigências de padrões de qualidade de água para uso doméstico, uma vez que não existe, até o presente, legislação nacional específica para proteção de água subterrânea, conclui-se que:

- Os parâmetros Coliforme fecal, DBO₅ e Nitrato no poço PJ (poço no centro da Bacia de Infiltração), superaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 20 para as águas de classe II. Os coliformes chegaram a ter quatro casas superiores ao limite de 1000 coliformes (NMP/100ml).
- No poço PH, localizado a 10m da fonte e localizado no sentido do escoamento, observou-se que o teor de coliformes aumentou de $3,0 \times 10^2$ para $1,1 \times 10^3$ NMP/100ml pouco acima do limite CONAMA; densidade que representa 1/6 daquele observado no poço PJ, no centro da bacia, indicando uma redução de teores em função da distância à fonte.
- Quanto aos resultados bacteriológicos, tem-se a dizer que a remoção de 1 casa log no poço J é um desempenho satisfatório, em termos sanitários. Os nitratos (no Poço J) ultrapassaram o valor de 10mg/l, recomendado pela Resolução n° 20 do CONAMA. Concentrações pontuais chegaram a atingir valores de 40mg/l e valores médios de 12,6mg/l. Quanto aos poços localizados na direção do fluxo e à 10m da fonte, conforme TABELA 8.5, verificaram-se os baixos valores de contaminação.

8.4. Tratamento na Zona Saturada (Diluição e Depuração Menos Eficiente)

Discussão dos Resultados do Tratamento na Vertical (sob a BIE) e na Horizontal (Direções Principais do Escoamento)

Na TABELA 8.5 são apresentados os valores médios e os percentuais de remoção dos principais parâmetros de poluição do esgoto decantado aplicado, e da água subterrânea receptora dos efluentes da Bacia de Infiltração.

TABELA 8.5 - Médias e eficiências dos principais parâmetros monitorados na Bacia de Infiltração Experimental (BIE).

Parâmetros	Unid	Médias ED	Poço J F: 1, 2, 4	Remoção (%)	Poço H F: 1, 2, 4	Remoção (%)	Poço D F: 1, 2, 4	Remoção (%)
Coliforme Fecal (NMP/100ml)		5,45E+07	8,36E+06	84,67	5,97E+04	99,89	1,56E+04	99,97
DQO	mg/l	506,98	57,13	89	34,09	93	25,65	95
DBO ₅	mg/l	243,21	10,97	95	0,85	≅ 100	0,77	≅ 100
Fósforo	mg/l	7,39	2,28	69	0,14	98	0,10	99
N Orgânico	mg/l	65,99	8,24	88	1,18	98	0,80	99
N Amoniacal	mg/l	39,54	12,47	68	1,15	97	0,33	99
N-NO ₃ ⁻	mg/l	0,03	12,56		1,20		0,42	
N-NO ₂ ⁻	mg/l	< 0,01	0,82		0,06		0,01	
Alcalinid. Total	mg/l	209,89	59,60	72	29,47	86	7,50	96
Cloretos	mg/l	120,35	190,55	-58	62,37	48	20,00	83
SST	mg/l	210,99	17,70	92	21,00	90	13,17	94
NTK	mg/l	59,67	20,06	66	2,48	96	1,06	98
Condut. Elétrica	μS	787,33	442,79		239,57		164,43	
OD	mg/l		3,61		3,02		3,95	
pH		7,00	6,42		5,95		5,25	
Nitrogênio Total	mg/l	65,06	33,44	49	3,75	94	1,49	98

Nota: ED - Esgoto Decantado; Poço PJ - poço localizado no centro da BIE; Poço PH e Poço PD - poços localizados a 10m do talude interno da BIE e a 13,5m do Poço PJ. Poço PH - com preferência de direção de fluxo em relação ao Poço PD.

Na FIGURA 8.7, é apresentada a ilustração gráfica do tratamento que ocorre na zona saturada, em distância igual a 10m das margens da BIE e 13,5m do centro da mesma.

Os resultados dos principais parâmetros, em termos de eficiências e médias de remoção no centro da Bacia (Poço J) foram: DBO₅ = 95%, SST = 92%, NTK = 96%, P-PO₄³⁺ = 69%, e no poço na direção do fluxo (Poço H), a 13,5m do Poço J, foram: DBO₅ ≅ 100%, SST = 90%, NTK = 96%, P-PO₄³⁺ = 98%. Quanto aos N-NO₃⁻, os valores médios atingidos foram de 12,6mg/l no Poço J e de 1,2mg/l no Poço H. Os resultados obtidos podem ser considerados excelentes, em termos de tratamento secundário de esgoto. Também mostram a necessidade de uma área de proteção, principalmente na direção do escoamento para a viabilização técnica da IR em áreas com características semelhantes à deste estudo.

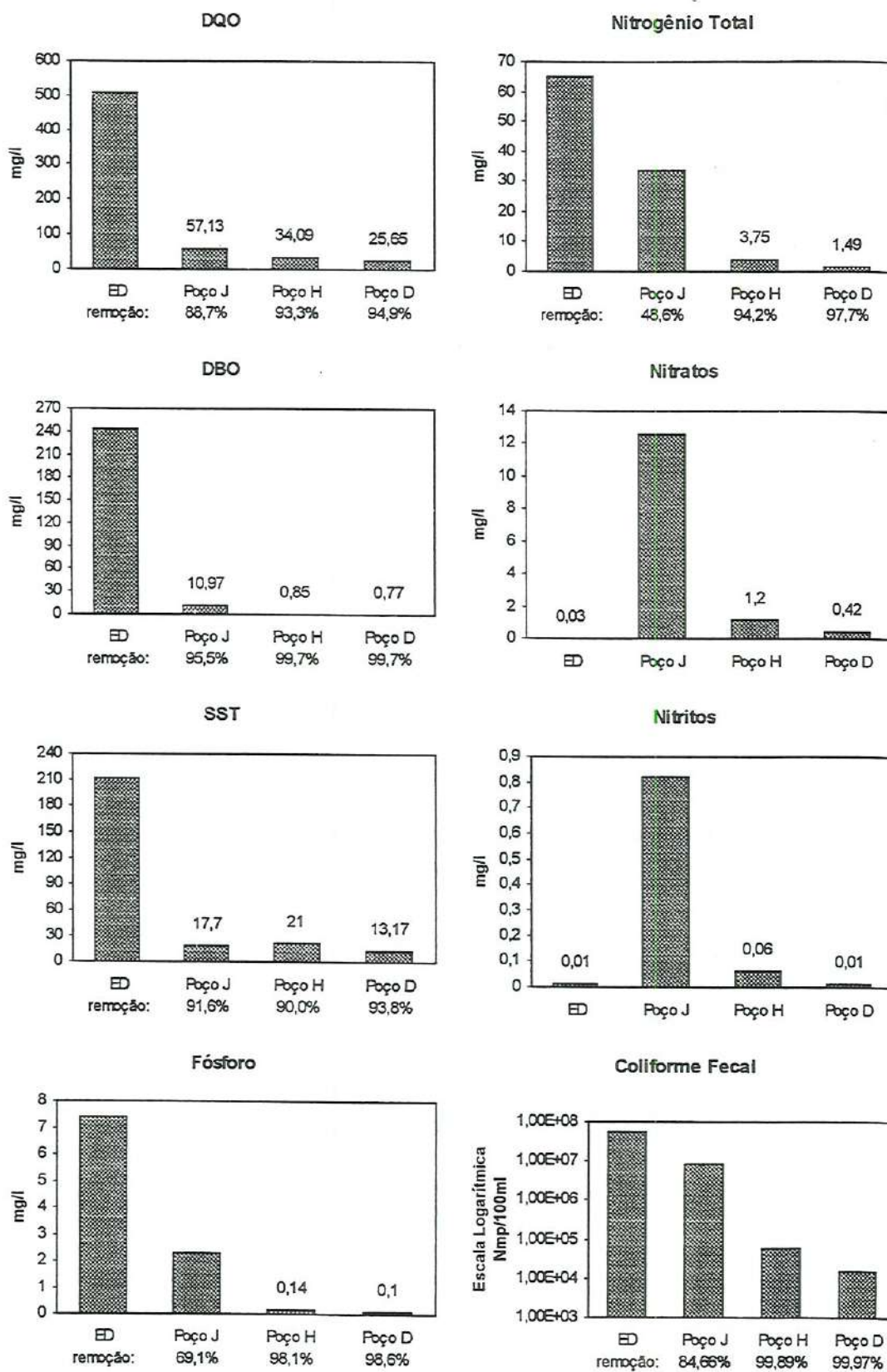


FIGURA 8.7 - Médias e eficiências dos principais parâmetros monitorados na Bacia de Infiltração referentes à TABELA 8.5.

9. APLICABILIDADE PRÁTICA

9.1. Introdução

Para atender ao objetivo de se verificar a aplicabilidade da IR no litoral capixaba, conforme previsto no 3º Módulo deste trabalho, apresentam-se os resultados dos vários estudos específicos desenvolvidos no SI e em parceria com o autor ao longo do desenvolvimento da pesquisa. Estes estudos foram: colmatação, remoção de nutrientes com a profundidade, otimização de taxas e ciclos. O estudo desenvolvido exclusivamente pelo autor foi o uso de grama para melhoria da distribuição do esgoto aplicado e melhoria da eficiência de remoção de nutrientes.

9.2. Análise Integrada dos Estudos Complementares do SI

9.2.1 Colmatação

SIMÕES (1996) e SIMÕES et al (1996), procuraram, dentro do Sistema Integrado, investigar o fenômeno da colmatação. Devido à dificuldade encontrada para se medir a alta velocidade de infiltração, procuraram quantificar a velocidade de colmatação através dos hidrogramas de volumes acumulados dos esgotos tratados (HIVAETs). O estudo foi operado conforme protocolos do SI em uma série de reatores constituídos de tubos de PVC, diâmetro de 100mm, com 50cm de leito filtrante. Para análise dos resultados utilizaram como ferramenta de análise de dados os HIVAETs. Deste estudo concluíram que:

- Nos experimentos com esgoto bruto, a colmatação total se deu em torno da quinta aplicação (90cm de carga total), confirmando os resultados já obtidos nos estudos preliminares desta pesquisa. Período de tempo tão curto, a ponto de se poder considerar as características do esgoto bruto um fator limitante do processo de infiltração rápida;
- A colmatação observada no tratamento de esgoto decantado, em local protegido de chuvas e sob ação direta da luz solar e ventos, apresentou um comportamento cíclico, com recuperação quase total das taxas de infiltração. Uma vez que nos experimentos realizados não houve ocorrência de trincas, principal fator apontado pela literatura como responsável pela recuperação das taxas de infiltração, pode-se

dizer que o comportamento de recuperação observado foi bastante satisfatório em termos de aplicação prática da IR.

- Cinco dias de repouso foram suficientes para uma degradação da matéria orgânica da camada colmatante quase que total. Neste período houve a remoção de 98% da DQO retida na superfície do solo, demonstrando assim a importância do período de repouso do ciclo operacional na recuperação observada das taxas de infiltração.
- O processo de colmatção é sensível às mudanças de condições ambientais e que há de se considerar a importância da manutenção de condições adequadas, favoráveis ao desenvolvimento da atividade biológica na degradação da matéria orgânica aprisionada nos poros do solo, visto que essa forma de degradação se mostrou muito significativa no processo de recuperação das taxas de infiltração;
- Através de análises químicas do solo, após o período de aplicação verificaram que fenômeno de recuperação da capacidade de infiltração da camada colmatante, pouco teve a ver com capacidade de retenção de metais pesados do solo, uma vez que este tinha uma CTC baixa.
- O processo de colmatção é sensível às mudanças de condições ambientais e que há de se considerar a importância da manutenção de condições adequadas, favoráveis ao desenvolvimento da atividade biológica na degradação da matéria orgânica aprisionada nos poros do solo, visto que a degradação biológica foi a mais importante no processo de recuperação das taxas de infiltração;

9.3. Remoção de Nitrogênio

LIMA et al (1996), procuraram investigar o potencial de remoção de nitrogênio e de fósforo do esgoto utilizado no Sistema Integrado durante as Fases 1 e 2, utilizando cinco reatores, construídos com tubos de PVC de 150mm de diâmetro, com alturas de leito filtrante de 40, 80, 120, 160 e 200 cm, denominados A, B, C, D e E. Dos resultados das análises observaram que a nitrificação se iniciou já no reator de 40cm de leito filtrante, com eficiência de remoção de NTK de 63% e concentrações médias no efluente de 3,8mg N-NO₂⁻/l e 2,5mg N-NO₃⁻/l. Nos reatores C (120cm), D (160cm), E (200cm) as eficiências médias de nitrificação foram acima de 80% e concentrações médias de N-NO₃⁻ ≥ 25mg/l.

O reator de 40 cm apresentou maior remoção de Nitrogênio, cerca de 35 a 42 % (sendo atribuído 27 a 39 % à desnitrificação). Os valores de pH sofreram um incremento de 6,2 para 6,85 possivelmente, o que representa uma restituição de alcalinidade devido às atividades das bactérias desnitrificantes no reator de 40cm.

que variaram entre 80 e 90 % para a faixa de profundidade de leito filtrante de 40cm a 120cm. Desta forma as concentrações de DQO e SST resultantes, se enquadraram aos padrões de qualidade preconizados pela CEE (1990). As eficiências de remoção de NTK, para essa mesma faixa de profundidade, variaram entre 67% para profundidade de 40cm, 72% para profundidade de 80cm e 86% para profundidade de 120cm.

Em sua investigação, no sentido de otimizar ciclos da IR para o solo em questão, ANDREOLI (1996), testou mais um ciclo operacional, ou seja, 4 dias de aplicação para 3 dias de descanso. Como resultado disto obteve uma melhoria na tratabilidade do esgoto, em relação ao ciclo operacional até então utilizado. As eficiências em termos de remoção de DQO e SST, embora próximos ao limite, foram superiores a 90%. Os valores absolutos de DQO e SST, atenderam, em geral e com folga, aos padrões de qualidade preconizados pela CEE. Tais aumentos de eficiências foram atribuídos pela autora às condições favoráveis de umidade do solo, pelo fato de se ter mais um dia de aplicação.

ANDREOLI (1996), com base nos resultados obtidos em pesquisa de laboratório, concluiu que existe a viabilidade técnica para implantação de Bacias de Infiltração para a região litorânea do Espírito Santo, de modo a atender ao objetivo de se remover e se mineralizar a matéria orgânica presente no esgoto doméstico, mesmo em leitos de areia de pequena espessura, ou seja, com até 40cm.

9.5. O Uso de Gramas para Melhoria de Distribuição e de Eficiência

Devido a grande dificuldade de se realizar uma aplicação distribuída uniformemente na superfície da areia em estudo, devido a sua alta taxa de infiltração, 375cm/hora, e às altas concentrações de nitratos nos efluentes tratados, testou-se a aplicação do esgoto sobre uma camada de grama plantada nas superfícies dos tanques utilizados nos estudos preliminares. No tanque TQC1 foi plantada a grama de jardim, do tipo Esmeralda, e o mesmo passou a ser denominado TQGR-1. No tanque TQC2 foi plantado o capim silvestre, vulgo grama japonesa, e o mesmo passou a ser denominado TQGR-2. Estes tanques foram operados nos meses de janeiro e fevereiro de 1996. As taxas de aplicação e os ciclos operacionais e o tipo de coleta foram idênticos aos já utilizados na Fase 1 desta pesquisa. Os resultados destes estudos são os apresentados na TABELA 9.1.

Dos resultados obtidos verificaram que quanto mais raso o reator, melhor será o desempenho da desnitrificação. No reator A (40cm) o desempenho alcançado foi de 49% de eficiência na remoção de N, 10% dos quais foram atribuídos à assimilação para o crescimento bacteriano e 39% à desnitrificação. Com relação aos reatores D (160cm), E (200cm), os elevados teores de nitrogênio oxidado encontrados no efluente tratado denotaram a pequena atividade de desnitrificação nas camadas mais profundas do leito filtrante. No tocante à poluição carbonácea, um efluente com concentrações médias compatíveis com padrões de qualidade para tratamento secundário foi produzido pelos reatores com profundidade de leito de areia superior a 160cm com qualidade. A confirmação sobre o maior percentual de desnitrificação nos primeiros 40cm foi obtida através de monitoramento contínuo.

O processo IR para o solo utilizado no SI, areia média de alta permeabilidade, não se mostrou adequado no que se refere à desnitrificação e à desfosfatação, uma vez que o efluente tratado potencializa chances de contaminação do lençol freático pela possível lixiviação dos nitratos. Por outro lado, consideraram o processo de IR como promissor, no que concerne à remoção de matéria orgânica (DQO e SST), porque propiciaram para leitos filtrantes, com espessuras iguais ou superiores a 1,60m, remoções destes parâmetros a níveis próximos aos limites estabelecidos pelos padrões de qualidade da Comunidade Econômica Européia (CEE).

LIMA et al (1995), concluíram que o processo IR entrou em regime permanente em apenas 3 semanas. É bastante eficiente na remoção de matéria carbonácea em leitos de areia de apenas 40 cm. É um processo alternativo adequado para solução de problemas emergenciais, em locais onde águas subterrâneas não precisam ser utilizadas para consumo humano.

Concluíram também que o processo é inadequado para recarga de aquífero em áreas próximas a corpos d'água sensíveis à eutrofização devido aos altos teores de nitratos e à pequena eficiência em termos de remoção de fósforo e de coliformes fecais.

9.4. Taxas e Ciclos

DENADAI et al (1996) e ANDREOLI (1996), utilizando os aparatos operados por LIMA (1996), procuraram dar continuidade a mesma, no sentido de se determinar valores de taxas adequadas para remoção de matéria orgânica em leitos filtrantes inferiores a 1,60m de espessura.

Com base nas taxas de aplicação utilizadas por LIMA et al (1996), e taxas testes obtidas através de relações empíricas, sob a forma de uma função, ANDREOLI (1996), conseguiu, utilizando ciclo operacional de 2 dias de aplicação para 5 de repouso e taxa de aplicação de 14,7cm/dia, obter eficiências de remoção DQO e SST

TABELA 9.1 - TQGR-1 e TQGR-2: Tanques cobertos com grama. Laboratório: CESAN.

Parâmetros (mg/l)	Esgoto Decantado			TQGR - 1				TQGR - 2			
	n	Média	Desvio padrão	n	Média	Desvio padrão	Eficiênc. (%)	n	Média	Desvio padrão	Eficiênc. (%)
Alcalin. Total	11	118,31	29,64	10	87,30	19,41	26,21	10	76,20	18,48	35,59
Cloretos	11	39,94	29,66	10	60,20	11,34	(50,74)	10	59,60	12,78	(49,23)
DBO ₅	11	170,07	55,66	10	39,40	13,54	76,83	10	39,70	10,49	76,66
DQO	11	324,25	102,12	10	144,60	30,56	55,40	10	124,30	15,51	61,67
Fósforo	11	4,66	0,62	10	4,83	0,55	(3,60)	10	3,95	0,76	15,31
N. Amoniacal	11	20,82	8,02	10	12,25	4,59	41,18	10	11,59	2,89	44,34
N. Kjeldahl	11	37,60	13,31	10	24,53	8,78	34,77	10	24,66	4,55	34,42
N. Nitrato	11	0,02	0,01	10	11,53	6,66		10	10,86	8,00	
N. Nitrito	11	< 0,01	-	10	1,56	1,85		10	0,60	0,58	
N. Orgânico	11	22,38	10,31	10	12,38	6,43	44,67	10	13,07	4,13	41,60
N. Total	4	65,06	10,78	3	37,33	8,69	42,61	3	46,53	4,50	28,48
OD	0			4	3,25	0,80		4	3,00	0,51	
pH	11	4,73	0,17	10	6,70	0,11		10	6,60	0,12	
SST	11	159,13	155,94	10	43,00	21,68	72,98	10	39,50	7,93	75,18

As faixas de desempenho para a DBO₅ foram entre 76 a 77 %, para a DQO entre 55 a 62 %, para o NTK de 35%, para os SST de 64% e para o Fósforo de 15%. Estas se comparadas aos valores obtidos por LIMA et al (1995), conforme TABELA 4.2, em que as eficiências variaram para a DBO₅ entre 66 e 69 % para a DQO entre 46 e 49 %, para os SST de 73 a 75 % e para o Fósforo entre 24 e 39 %, verifica-se que os resultados melhoraram de 10 a 20 % em termos de remoção de matéria carbonácea. Em termos de fósforo apresentaram uma queda de remoção superior a 50%.

Quanto aos nitratos, nos TQGR-1 e TQGR-2, variaram de 6,5 a 8,0 mg/l, nos TQAV e TQAA as concentrações variaram de 11 a 13 mg NO₃⁻/l.

Os resultados de remoção de Ntotal foram entre 28 e 43 %, valores próximos aos obtidos por LIMA et al (1996) no Reator de 40 cm que foi de 27 a 42 %, conforme item 9.3 deste capítulo.

Ilustrações sobre este procedimento são apresentadas no Apêndice I.

Observando os resultados verifica-se que a grama tipo Esmeralda, no TQGR-2, propiciou um maior desempenho para todos os parâmetros, exceto para o Nitrogênio total e Orgânico. Nos estudos hidrodinâmicos não verificamos melhoria na redução de velocidade de infiltração.

9.6. Considerações de Aplicação Prática

Neste item serão apresentadas recomendações de aplicação prática da IR na região do litoral capixaba, com base numa avaliação qualitativa e quantitativa dos resultados obtidos nos estudos do SI em relação a resultados divulgados na literatura.

Inicialmente, procurou-se verificar o enquadramento dos resultados da IR obtidos na BIE e no TDV com relação às características dos principais sistemas de esgotos, inclusive a IR, conforme TABELA 9.2.

TABELA 9.2 - Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos.

Sistemas de Tratamento	Eficiência na remoção (%)			Requisito Área (m ² /hab.)
	DBO ₅	N	P	
Tratamento preliminar	0-5	≈ 0	≈ 0	< 0,001
Tratamento primário	35-40	10-25	10-20	0,03-0,05
Lagoa facultativa	70-85	30-50	20-60	2,0-5,0
Lagoa aerada facultativa	70-90	30-50	20-60	0,25-0,5
Infiltração rápida	86-98	10-80	30-99	1-6
TDV e BIE (*)	89-99	16-66	52-55	4

Fontes: EPA (1979), ARCEIVALA (1981), EPA (1981), METCALF & EDDY (1991), EPA (1992), PRIOLI et al. (1993), VIEIRA (1993), informações de terceiros e experiência do autor. (*) valores médios das fases. Nota: Adaptação da TABELA 2.7

A seguir procurou-se dar uma nota ao sistema em estudo, conforme os critérios da TABELA 9.3

TABELA 9.3 - Avaliação relativa dos sistemas de tratamento de esgotos domésticos (fase líquida).

Sistemas de Tratamento	Eficiência na remoção		
	DBO ₅	Nutrientes	Coliformes
Tratamento preliminar	0	0	0
Tratamento primário	1	1	1
Lagoa aerada facultativa	3	2	2/4
Infiltração Rápida	5	4	4
TDV e BIE	5	3	2

Notas: Adaptação da TABELA 2.8.

A gradação é relativa em cada coluna apenas, e não generalizada para todos os itens. As gradações podem variar extremamente com as condições locais.

(0): Péssimo (1): Ruim (2): Regular
(3): Bom (4): Ótimo (5): Excelente

A aplicação de esgoto decantado e os ciclos operacionais adotados proporcionaram, conforme SIMÕES (1996), excelentes recuperações de taxas de infiltração no SI.

O processo IR na BIE demonstrou ser eficiente para a remoção de matéria carbonácea, sem apresentar problemas de colmatção e necessidade de limpeza de superfície por um período de um ano.

Quanto à remoção de nitrogênio, o sistema demonstrou ser insatisfatório, conforme dados de desempenho de estudos detalhados de LIMA et al (1995), principalmente em época de chuvas intensas. Taxas de aplicação 15,33; 18,27 e 30,66 m por ano foram testadas no SI resultando em altas taxas de remoção de matéria carbonácea.

As reações químicas ocorridas no solo em estudo não explicaram bem a recuperação da camada colmatante, e sim a degradação biológica e a teoria dos caminhos preferenciais ou pelos macroporos.

Distribuição: A inundação à baixa pressão, utilizando células menores, proporcionaram melhor distribuição do esgoto aplicado e melhoria de eficiência do processo.

A coleta de amostra composta é a mais adequada para se estimar a eficiência do processo em estudo de laboratório e de campo. No entanto, nos estudos de campo deve-se conhecer inicialmente o tempo e o comportamento hidráulico do escoamento.

Para fins de aplicação prática da IR semelhantes a de estudo, recomenda-se:

- Subdivisão de bacias em áreas menores;
- Aplicação por inundação;
 - à baixa carga, de 14,7 a 18 cm;
 - à baixa pressão: 2,5mca;
 - à vazão de 2,5 a 2,8 litros/6,25m²/3min;
- Ciclos operacionais de 4 dias de aplicação seguidos de 4 dias de descanso;
- Coleta de amostra composta;
- Uso de gramas para reduzir as concentrações de nitratos.

10. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O Sistema de Infiltração Rápida de campo foi investigado sob condições críticas, tais como: areia com condutividade hidráulica igual a 62,4cm/h, valor superior ao máximo recomendado pelo EPA (1981) = 50cm/h; e leito filtrante de pequena espessura variando entre 1,30 a 2,20 m. Foi operado sob protocolo operacional, para tratamento, conforme EPA (1992), à taxa de aplicação de 18cm por dia e ciclos operacionais 2/5 e 2/12 para nitrificação e desnitrificação respectivamente.

Conforme as proposições do presente trabalho, no que diz respeito ao desempenho, representatividade de estudos de laboratório em relação a estudos de campo, ao impacto e à aplicabilidade prática de sistemas de disposição no solo, em solo arenoso da região litorânea do estado do Espírito Santo, Brasil,

conclui-se que:

- Os resultados de tratabilidade encontram-se dentro da faixa e próximos aos limites superiores recomendados pelo EPA (1992), superiores aos do sistema de tratamento (lagoa aerada seguida de lagoa facultativa) da CESAN e atenderam aos critérios internacionais para efluentes secundários. (França, EUA e CEE). As eficiências obtidas no Sistema Integrado foram: redução de DBO₅ entre 89 e 96 %, DQO entre 85 e 97 %, SST entre 91 e 95 %, Ptotal entre 72 e 89 %, NTK entre 45 e 95 %, N-Amoniacal entre 48 e 96 %, Ntotal entre 16 e 66 %. Em termos de remoção de patogênicos e de nitrogênio, por desnitrificação, o Sistema por IR demonstrou ter desempenhos deficientes, ou seja com remoção de 1 casa log para os coliformes, considerada insatisfatória, e concentrações de nitratos superiores aos 10mg/l estabelecidos como valores máximos pela resolução nº 20/86 do CONAMA, para águas de Classe II.
- Os Coeficientes de Representatividade obtidos nesta pesquisa, apresentaram valores médios significativos, com relação aos parâmetros: DQO, SST, Ntotal e Ptotal. Os quais foram: CRM(TDV/BIE) = 1,35; 0,9; 1,1 e 0,8 e CRD(TDV/BIE) = 0,99; 0,96; 1,41 e 1,09 respectivamente. Apresentaram, também, valores médios significativos, com relação aos parâmetros DBO₅, SST e Ntotal. Os quais foram CRM(RE/BIE) = 0,9; 0,7; e 1,3 e CRD(RE/TDV) = 1,01; 0,97 e 0,50 respectivamente. Em valores máximos, apresentaram para o parâmetro SST, CRM(TDV/BIE) = 9,2 e CRM(RE/BIE) = 10, tendo CRD(TDV/BIE) = 1,0 e CRD(RE/BIE) = 1,0. Os valores de CRM para a DQO e Ntotal, em geral, foram

superiores a unidade demonstrando que os reatores de campo são mais eficientes que os de laboratório para estas variáveis. Os valores de CRM menores que a unidade demonstram comportamento contrário.

- Os CRM(RE/BIE) e CRD(RE/BIE) referentes aos efluentes (sem diluição) e os CRM(TDV/BIE) e CRD(TDV/BIE) aos efluentes diluídos em água de torneira, obtidos para as condições de realização desta pesquisa, poderão ser utilizados como fator de estimativa de resultados de sistemas em escala. Ressalva-se que estas estimativas devem ser feitas com cautela, uma vez que apenas uma taxa de aplicação foi investigada na BIE, como também foi curto o período desta pesquisa (cerca de 9 meses).
- Sob a BIE, o impacto na água subterrânea se deu principalmente pelas altas concentrações de nitratos, com valores máximos de 40mg/l e médios de 12,6mg/l e pelas altas densidades de coliformes fecais com valores máximos de 10^7 NMP/100ml. Valores superiores aos recomendados pela Resolução N° 20 do CONAMA para águas de Classe II. Quanto aos poços localizados na direção do fluxo e à 10m da fonte verificam-se os baixos valores de contaminação, atendendo em valores médios os limites estabelecidos pela já citada resolução CONAMA, com exceção dos coliformes na direção do poço F. Durante a realização da pesquisa verificou-se a inexistência de mau cheiro e a presença de vetores como moscas e mosquitos. Quanto aos impactos no solo, as concentrações de metais pesados e de micronutrientes apresentaram baixos teores, em relação às concentrações comumente encontradas no solo.
- A confiabilidade dos resultados neste trabalho, para uso em casos reais, é função da pequena espessura do leito filtrante associada à qualidade do esgoto sanitário, médio a forte, com decantação, juntamente com as condições climáticas e de calibração de operação adversas com que o sistema foi operado no campo, tais como: períodos de estiagem, chuvas intensas; decantação boa e deficiente, distribuição não uniforme.
- As condições que tornam a IR uma alternativa de tratamento tecnicamente viável e recomendável para a Região Costeira do Estado do Espírito Santo, com características semelhantes ao do local de estudo, são: esgoto decantado e aplicado a taxas de 14,7 a 18 cm por dia, ciclo operacional de 4 dias de aplicação para 4 dias de repouso. Aplicação por inundação e à baixa carga de pressão (pressão de 2,50mca) no emissário de alimentação. Bacias subdivididas em células menores e protegidas por distribuidores constituídos de placas de material flutuante (tipo isopor) ou por gramas. Coleta de amostra composta feita sob as Bacias de infiltração, logo após o término da percolação, na zona insaturada. Coleta de amostras nos poços mais distantes feita no momento mais próximo da passagem da pluma de condutividade elétrica.
- Em época de chuvas os resultados de experimentos de laboratório, em reatores tipo coluna (exemplo: RE) preenchidos com areia quartzosa de alta permeabilidade não foram representativos de reatores de campo em termos de

desempenho. As quedas de eficiência na redução dos parâmetros de qualidade analisados no aquífero (exemplo: BIE) foram superiores às quedas de eficiência no RE.

Recomenda-se:

- Utilizar os resultados obtidos em estudos de laboratório, correspondentes à DBO, DQO, Ntotal, para se elaborar projetos de sistemas reais de forma mais racional;
- Melhor gerenciamento da disposição de esgoto em leitos filtrantes de areia quartzosa, média, em época de chuvas, de modo a evitar grandes impactos por elementos patogênicos e componentes do nitrogênio, como os nitratos na água subterrânea;
- Planejar estatisticamente os experimentos antes de se iniciar os trabalhos de campo;
- Coletar amostras da água subterrânea nos sistemas de campo, antes de cada aplicação de esgoto, para melhor determinação do desempenho do tratamento de esgoto na zona insaturada;
- Procurar reduzir os efeitos negativos dos nitratos gerados de forma excessiva, em solo do tipo utilizado, com espessura de leito variando entre 0,40 e 2,20 m, através da coleta e reciclagem do percolado, da redução da taxa de aplicação nos períodos de chuvas, dos ajustes no pH do solo por práticas agronômicas, das alterações dos ciclos operacionais para obtenção de condições anaeróbias, da utilização de gramas para melhor distribuição e maior remoção de nitrogênio;
- Melhorar o desempenho do sistema, em termos de tratamento, através da determinação de taxas ótimas de inundação;
- Simular nível d'água do TDV, variando conforme o nível d'água subterrânea na BIE, se possível com água do lençol freático sob a BIE;
- Aplicação de taxas mais elevadas;
- Associar processos;
- Evitar decantadores;
- Pesquisar uso de plantas associadas ao processo IR.

BIBLIOGRAFIA

- ABNT (1992). *PN:1:603.06-003: Poços de Monitoramento e Amostragem*. São Paulo.
- AGUDO, E.G. et al. (1987). *Guia de Coleta e Preservação de Amostras de água*. São Paulo. CETESB. 150p.
- ALMEIDA, R. (1994). *Análise do Transporte de Solutos em Aquífero Freático Raso Próximo ao Lago Paranoá, Brasília - DF*. Distrito Federal. 86p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. Universidade de Brasília.
- AMRAMY, A. (1964). *Waste Treatment for Groundwater Recharge*. Journal WPCF, v.36, n.3.
- ANDREOLI, F.N. (1996). *Estudo da Influência da Taxa de Aplicação e Profundidade do Leito Filtrante no Desempenho do Processo de Infiltração Rápida, para Tratamento Secundário de Esgoto Sanitário*. Vitória. 132p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
- ANDREOLI, F.N.; BRAGA, F.S.; COSTA, E.T. (1996). An Equation for the Maximum Disposal Rate of Domestic Surcharge into Rapid Infiltration Basins as a Function of the Filter Bed Depth - COD. In: Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais*. ABES/ANDIS/AIDIS. Gramado/RS.
- ANDREOLI, F.N.; BRAGA, F.S.; COSTA, E.T. (1996). Otimização de Taxas de Aplicação de Esgoto Doméstico em Bacias de Infiltração Rápida, Para Remoção de Matéria Orgânica, Considerando a Profundidade do Leito Filtrante. In: Encontro Estadual de Saneamento e Meio Ambiente, 2. *Anais*. ABES. Vitória, ES - Brasil.
- APPLEYARD, S.J. (1992). *Impact of Stormwater Infiltration Basins on Groundwater Quality, Perth Metropolitan Region, Western Australia*. Geological Survey of Western Australia. Environmental Geology, 1993, p.227-36.
- ARCEIVALA, S.J. (1981). *Wastewater Treatment and Disposal*. Engineering and Ecology in Pollution Control. New York, Marcel Dekker. 892p.

- AULENBACH, D.B.; HARRIS, R.R.; REACH, R.C. (1978). *Purification of Secondary Effluent in a Natural Sand Filter*. Journal WPCF, p.86-94, Jan.
- BABBITT, H.E.; BAUMANN, E.R. (1958). *Sewerage and Sewage Treatment* John Wiley. 8.ed. New York, 790p.
- BEAR, J. (1979). *Hydraulics of Groundwater*. Water Resources and Environmental Engineering. Department of Civil Engineering. Technion - Israel Institute of Technology. Haifa, Israel.
- BEAR, J.; VERRUIJT, A. (1987). *Modeling Groundwater Flow and Pollution: Theory and Applications of Transport in Porous Media*. D. Reidel Publishing Company, P.O. Box 17, 3300 AA Dordrecht, Holland.
- BEHNKE, J.J. (1976). *Clogging in Surface Spreading Operations for Artificial Ground-Water Recharge*. Water Resources Research. Fresno, California, v.5, n.4.
- BIDONE, F.R.A.; SANTOS, C.A. (1991). Tratamento de Esgotos por Bacias de Infiltração: Caso Prático de Capão da Canoa/RS. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária da ABES, 16º, Tomo I, 1991. *Anais*. Goiânia, v.2, p.317-26.
- BITTON, G.; GERBA, C.P. (1945). *Groundwater Pollution Microbiology*. Environmental Science and Technology, ISSN 0194-0287. A Wiley-Interscience publication. 7p.
- BONNY, C.L.; LENTON, R.L. (1978). *Contaminación de Águas Subterráneas - Modelos de Simulación*. Cuadernos del Centro Internacional de Formación em Ciências Ambientales (CIFCA). Madrid, n.12, 91p.
- BORGES DE CASTILHOS, A.J. (1991). Estudo da Previsão dos Volumes de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 16º. Goiânia. *Anais*. Goiás. ABES, v.2, tomo III, p.113-20.
- BOUCHARD, D.C.; WILLIAMS, M.K.; SURAMPALLI, R.Y. (1992). *Nitrate Contamination of Groundwater: Sources and Potential Health Effects*. Journal AWWA, p.85-9, Set.
- BOUWER, H.; RICE, R.C.; ESCARCEGA, E.D. (1974). *High-rate Land Treatment I: Infiltration and Hydraulic Aspects of the Flushing Meadows Project*. Journal WPCF, v.46, n.5.
- BOUWER, H.; RICE, R.C.; GILBERT, R.G. (1980). *Rapid-infiltration Research at Flushing Meadows Project, Arizona*. Journal WPCF, v.52, n.10.

- BOUWER, H.F.; RICE, R.C.; ESCARCEGA, E.D. (1974). *High-rate Land Treatment 2: Water Quality and Economics Aspects of the Flushing Meadows Project*. Journal WPCF, v.46, p.844-59.
- BRAILE, P.M. (1979). *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. São Paulo. CETESB. 764p.
- BRAGA, FS; RIGHETTO, A.. (1997). Disposição de Esgotos Sanitários por Infiltração Rápida em Solo Arenoso de Região Litorânea. In: Simposio Internazionale di Engegneria Sanitaria Ambientale - SIDISA. Ravello, Vila Rufolo, 1997. *Anais*. ABES/ANDIS/AIDIS, p.167-74.
- BRANCO, S.M. (1991). *Hidrologia ambiental*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - coleção ABRH de Recursos Hídricos. São Paulo. Editora da Universidade de São Paulo, EDUSP, v. 3. Cap. 3, p.3-25: A Água e o Homem.
- BRISSAUD, F.; LESAVRE, J. (1993). *Infiltration Percolation in France: 10 Years Experience*. Great Britain, v.28, n.10, p.73-81.
- CARLSON, R.R. et al. (1982). *Rapid Infiltration Treatment of Primary and Secondary Effluents*. Journal WPCF, v.54, n.3, p.270-80.
- CARLSON, R.R.; LINSTEDT, K.D.; BENNETT, E.R.; HARTMN, R.B. (1982). *Rapid Infiltration Treatment of Primary an Secondary Effluents*. Journal WPCF. Washington, n.54, p.270-80, Mar.
- CHARBENEAU, R.J et al (1992). *Groundwater Remediation*. Technomic. Lancaster, Pensilvânia, v.8, 188p.
- CHOWDRY, N.A. *Domestic Wastewater Disposal and Nutrient Removal by Septic Tank-sand filter System*. Ministry of Environment Ontário. 24p. Report #77.
- CLEARY, R.W. (1991). *Hidrologia ambiental*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - Coleção ABRH de Recursos Hídricos. São Paulo, EDUSP, v.3. Cap.3, p.211-96: Qualidade da Água Subterrânea.
- COMISSÃO COORDENADORA DO RELATÓRIO ESTADUAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (1991). *Meio Ambiente e Desenvolvimento no Espírito Santo ("ES-ECO92")*. 1ª Fase. Vitória, ES, p.122..
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO BÁSICO E DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS - CETESB (1975). *Lagoas de Estabilização*. 2.ed. São Paulo, 241p.
- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO BÁSICO E DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS - CETESB (1977). *Sistemas de Esgotos Sanitários*. 2.ed. São Paulo, 467p.

- COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO BÁSICO E DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS - CETESB (1993). *Águas Subterrâneas: Controle e prevenção da Poluição*. Programa de Controle de Poluição, São Paulo, 293p.
- COSTA NETO, P.L.O. (1977). *Estatística Matemática*. 10.ed. São Paulo, Edgard Blücher Ltda., v.2, 263p.
- CULP, R.L.; WESNER, G.M.; CULP, L. (1978). *Handbook of Advanced Wastewater Treatment*. 2.ed., New York, Van Nostran Reinhold. 632p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION PROGRAMS DIRECTORATE (1984). *Manual for Land Application of Treated Municipal Wastewater and Sludge, EPS 6-EP-84-1*. Canadá. 216p.
- FAROOQ, S.; AL-YOUSEF, A.K. (1992). *Slow Sand Filtration of Secondary Effluent*. Journal of Environmental Engineering, v.119, n.4.
- FERRARA, R.A.; GRAY, W.G.; PINDER, G.F. (1984). *Groundwater Contamination from Hazardous Wastes*. Princeton University Water Resources Program. Prentice-hall, inc. Englewood Cliffs, New Jersey.
- FERREIRA et al. (1983). Recuperação das Condições de Balneabilidade das Praias de Tramandaí e Cidreira. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12º, Camboriú. *Anais*. Santa Catarina, 15p.
- GEHLING, G.R. (1985). *Disposição de Esgotos Domésticos por Infiltração em Solos Arenosos*. Porto Alegre. 135p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Hidrologia Aplicada. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).
- GEHLING, G.R.; FREITAS, A.R. (1985). Disposição de Esgotos Domésticos por Infiltração em Solos Arenosos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES, 13º. *Anais*. Maceió, 9p.
- GERBA, C.P.; WALLIS, C.; MELNICK, J.L. (1975). *Fate of Wastewater Bacteria and Viruses in Soil*. Journal of Imigation and Drainage Division, Proc. ASCE, 101 (IR3), p.157-74.
- GERMANN, P.F.; EDWARDS, W.M.; OWENS, L.B. (1984). *Profiles of Bromide and Increased Soil Moisture after Infiltration into Soils with Macropores*. Soil Sci. Soc. Am. n.48, p.237-44.
- GERRITSE, R.G. (1992). *Prediction of Travel Times of Phosphate in Soils at a Disposal Site for Wastewater*. CSIRO, Division of Water Resources, Wembley, WA 6014, Austrália, v.27, n.2, p.263-67.

- GONDA, J. (1985). *Contaminação de Solos e de Águas do Lençol Freático por Fossas Absorventes*. São Carlos. 76p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- HASKELL JUNIOR., E.E.; BIANCHI, W.C. (1965). *Development and Dissipation of Ground Water Mounds Beneath Square Recharge Basins*. Journal AWWA, p.349-53, Mar.
- HAMMER, M.J. (1979). *Sistemas de Abastecimento de Água e Esgoto*. Rio de Janeiro e São Paulo. Livros Técnicos e Científicos. 563p.
- HEALY, B.K.A.; LAAK, R. (1974). *Site Evaluation and Design of Seepage Fields*. Journal of the Environmental Engineering Division, v.100, n.EE5.
- HO, G.E.; GIBBS, R.A.; MATHEW, K.; PARKER, W.F. (1991). *Groundwater Recharge of Sewage Effluent Through Amended Sand*. Water Resources, v.26, n.3, p.285-93.
- IDELOVITCH, E.; MICHAIL, M. (1984). *Soil Aquifer Treatment. A new Approach to an Old Method of Water Rense*. Journal Water Pollut Control Federation, v.16, n.8, p.936-43.
- IMHHOF, K. et al. (1966). *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*. São Paulo, Edgard Blücher, 235p.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. (1975). *Tratamento de Esgotos Domésticos; Concepções Clássicas de Tratamento de Esgotos*. São Paulo, CETESB, 544p.
- JOSEPH, C.; RODIER, C. (1994). *Epuración D'Eaux Residuaires par Filtration non Saturée sur un Filtre de Perlite Expansée*. Environmental Tecnology, France, v.15, p.631-43.
- KORFIATIS, G.P. et al. (1984). *Moisture Transport in a Solid Waste Column*. Journal of Environmental Engineering, v.110, n.4.
- KOROM, S.F. (1992). *Natural Denitrification in Saturated Zone: A Review*. Water Resources Research. V. 28, nº 6, p. 1657-68.
- KORMONDY, E.J. (1975). *Concepts de Ecology*. Madrid. Alianza Editorial, 248p.
- KROPF, F.W.; HEALY, K.A.; LAAK, R. (1975). *Soil Logging in Subsurface Absortion Systems for Liquid Domestic Waste Progress in Water Technology*. V.7, n. 3 e 4, p.767-74.
- LANCE, J.C. (1984). *Land Disposal of Sewage Efluents and Residual*. New York. John Wiley & Sons, Inc. Cap.9, p.197-220. Groundwater Pollution Microbiology.

- LANCE, J.C.; WHISLER, F.D.; RICE, R.C. (1976). - *Maximização de Desnitrificação durante Filtração no Solo dos Esgotos*. Journal of Environment Quality. 5:1002.
- LEACH, L.E.; ENFIELD, C.G. (1983). *Nitrogen Control in Domestic Wastewater Rapid Infiltration System*. Journal of Water Pollution Control Federation, Washington, v.55, n.9, p.1150-7.
- LEWIS, W.J.; FOSTER, S.S.D.; DRASAR, B.S. (1982). *O Risco de Poluição do Lençol Freático por Sistemas de Disposição Local de Esgotos*. MDU - Ministério de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Rio de Janeiro, 92p.
- LIMA, M.R.P. (1996). *Estudo da Remoção dos Nutrientes Nitrogênio e Fósforo de Esgoto Sanitário Através de Infiltração Rápida em Solo Arenoso de Alta Permeabilidade*. Vitória. 145p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
- LIMA, M.R.P.; BRAGA, F.S.; GONÇALVES, R.F. (1995). Remoção de Nutrientes de Águas Residuárias através de Infiltração Rápida em Solos Arenosos: Estudo em Modelo Reduzido. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 18º, Salvador, 1995. *Anais*. Bahia, 12p.
- LIMA, M.R.P.; BRAGA, F.S.; GONÇALVES, R.F. (1996). *Estudo da Remoção de Nitrogênio de Esgoto Sanitário em Solos Arenoso de Alta Permeabilidade*. In: Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Gramado. *Anais*. ABES/ANDIS/AIDIS. Gramado/RS.
- LOEHLE, C.; JOHNSON, P. (1993). *A Framework for Modeling Microbial Transport and Dynamics in the Subsurface*. Ecological Modelling 73 (1994) p.31-49.
- LOEHR, R.C. et al. (1979). *Land Application of Wastes*. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series. Canadá, v.1, 308p.
- Mc GAUHEY, P.H. (1968). *Engineering Management of Water Quality*. New York Mc Graw-Hill, 295p.
- Mc GAUHEY, P.H.; WINNEBERGER, J.H. (1964). *Causes and Failure of Failure of Séptic Tanks, Percolation Systems*. A Technical Studies Reported. Federal Housing Administration. Sanitary Engineering Research Laboratory. University of California, California. 66p.
- McKINNEY, D.C.; LOUCKS, D.P. (1992). *Network Designa for Predciting Groundwater Contamination*. Water Resources Research, v.28, n.1, p.133-47.

- MELO, J.A.S. (1977). *Aplicação de Águas Residuárias no Solo como um Método de Trabalho, Disposição Final e Reciclagem das Águas Usadas*. Trabalho apresentado no 9º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. CETESB. Belo Horizonte, 24p. Jul.
- MET-CALF & EDDY (1985). *Tratamiento, Evacuación y Reutilization de Águas Residuales*. segunda edición, Ed. Labor S.A. Ingeniería Sanitária, p.871-81.
- MET-CALF & EDDY (1991). *Wastewater Engineering; Treatment Disposal Reuse*. 3.ed. New York, Mc Graw-Hill. 1334p.
- MILLER, I.; FREUND, J.E. (1990). *Probability and Statistics for Engineers*. Prentice Hall - Englewood Cliffs, New Jersey, 613p.
- MONTEGGIA, L. O. Comunicação pessoal.
- NAYMIK (1987) *Critical Review in Environmental Control*. Review of Geofisical, v.29, n.1.
- NETO ANDRADE C.O. (1994). *Relatório Final*. Pesquisa Referente à Experiência Brasileira Relativa a Sistemas de Baixo Custo para Tratamento de Águas Residuárias. Departamento de Engenharia Civil do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. V.1, p.157-75.
- NIELSEN, D.M. (1991). *Practical Hand Book of Ground Water Monotoring*, Sec. Prichting Lewls, IBSN - 087371 - 124-6. Cap.4, p.97-139.
- NOTODARMOJO, S. et al. (1991). *Modelling Phosphorus Transport in Soils and Groundwater with Two-consecutive Reactions*. Water Resources. v.25, n.10, p.1205-16.
- NUCCI, N.L.R.; ARAÚJO, J.L.B.; SILVA, R.J.C. (1978). *Tratamento de Esgotos por Disposição no Solo no Estado de São Paulo*. São Paulo. Fundação Prefeito Faria Lima. 67p.
- NYER, E.K. (1992). *Séptic Tank (System Effects on Grownd Water Quality) Groundwater Treatment Technology*. 2.ed. Nova York. Van Nostrand Reinhold. Cap.2, 306p.
- OGIL'VI, N.A.; FEDOROVICH, D.I. (1966). *Groundwater Seepage Rates*. A Special Research Report/Translated from Russian. Consultants Bureau. New York, 33p.
- OLSON, J.V.; ASCE, A.M.; CRITES, R.W.; LEVINE, P.E. (1980). *Ground-water Quality at Rapid Infiltration Site*. Journal of the Environmental Engineering Division, v.106, n.EE5.

- OVERCASH, M.R.; PAL, D. (1981). *Design of Land Treatment Systems for Industrial Wastes: Theory and Practice*. Ann Arbor, Ann Arbor Science. 684p.
- PESSOA, C. A.; JORDÃO, E. P. (1982). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. Rio de Janeiro. 2.ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - ABES, v.1, 536p.
- PILUK, R.J.; HAO, O.J. (1989). *Evaluation of on-site Waste Disposal System for Nitrogen Reducion*. Journal of Environmental Engineering, v.115, n.4, p.725-39.
- PINCINCE, A.B.; ASCE, A.M.; MCKEE, J.E.; ASCE, F. (1968). *Oxygen Relationships in Intermittent Sand Filtration*. Journal of the Sanitary Engineering. Division Proceedings of the American Society of Civil Engineers, v.94, n.6, p.1092-118.
- PRIOLI, P.S.; NETO, J.A.; NETTO, M.J. (1993). *Curvas de Custo de Estações de Tratamento de Esgotos para Estimativas de Investimento*. Natal. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, p.641-56.
- PLUMB JUNIOR, R.H. (1992). *An Alternative Data Evaluation Tecniqne for Detecting Disposal Site Leakages Events*. Currents Practices in Ground Water and Vadose Zone Investigations. ASTM STP 1118. David M. Nielsen and Martin N. Sara, Eds., American Society for Testing and Material, Philadelphia. p.391-410.
- PROJETO DE NORMA BRASILEIRA - PN: 1.603.06.-003 (1993). *Poços de Monitoramento e Amostragem*. Anexo 2 - versão final.
- PROJETO MACROZONEAMENTO COSTEIRO (1990). *Memorial Descritivo do Setor V - Vitória*. Brasil, v.1.
- REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E.J.; CRITES, R.W. (1988). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, New York, McGraw-Hill.
- RICE, R.C. (1974). *Soil Cloging During Infiltration of Secondary Effluent*. Journal WPCF, v.46, p.708-16.
- RICE, R.C.; BOUWER, H. (1984). *Soil-Aquifer Treatment Using Primary Effluent*. Journal WPCF, Journal Pollution Control Federation, v.56, n.1, p.84-8.
- ROGALLA, F. (1990). *Les Consequences de la Nouvelle Reglementation Européenne sur Lépuración des EUA Usées*. JIE poitiers.
- SAMPAIO, S.P. (1994). *Contribution a L'etude du Traitement des EUA Residuaires Urbaines par Infiltration-Percolation sur Massif Sableux*. These (Doctorat). L'Universite Paris XII. 293p.

- SANKS, R.L.; ASANO, T. (1976). *Land Treatment and Disposal of Municipal and Industrial Wastewater*. Ann Arbor, Ann Arbor Science, 310p.
- SANTOS, J.A. (1997). *Estudo dos Impactos do Lançamento de Águas Residuárias de Origem Doméstica sobre Aquífero Freático em Solo Arenoso*. Vitória. 161p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
- SILVA, J.M.G.P. (1978). *Viabilidade de Disposição de Esgoto in Natura por Infiltração na Faixa Costeira do Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre. 94p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Hidrologia Aplicada. Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS.
- SILVA, S.R. (1996). *Correlação entre DBO e DQO em Esgotos Domésticos para a Região da Grande Vitória - Espírito Santo*. Vitória. 242p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
- SIMÕES, C.A. (1996). *Estudo da evolução da camada colmatante de leitos de areia quartzosas, utilizados no tratamento de esgotos sanitários, através de infiltração rápida*. Vitória. 113p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Ambiental. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).
- SIMÕES, C.A.; BRAGA, F.S; COSTA, E.T. (1996). Análise da Colmatação no Processo da Infiltração Rápida através de Hidrogramas de Vazão. In: Simpósio Ítalo-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Gramado. *Anais*. ABES/ANDIS/AIDIS. Gramado/RS.
- SIMÕES, C.A.; BRAGA, F.S; COSTA, E.T. (1996). Estudo da Evolução do Processo de Colmatação, no Tratamento de Esgotos Domésticos Por Infiltração Rápida em solos Arenosos, através de Hidrogramas de Volume Acumulado Tratado - HIVETs. In: Encontro Estadual de Saneamento e Meio Ambiente, 2º. Vitória. *Anais*. ABES. Vitória, ES - Brasil.
- SINGH, R. (1976). *Prediction of Mound Geometry Under Recharge Basins*. Water Resources Research. San Jose State University. San Jose, California, v.12, n.4.
- SMITH, R.E.; WOOLHISER, S.A. (1971). *Overland Flow on an Infiltrating Surface*. Water Resources Research, v.7, n.4.
- SOARES, M.I.M.; BRAESTER, C.; BELKIN, S.; ABELIOVICH, A. (1990). *Denitrification in Laboratory Sand Columns: Carbon Regime, Gas Accumulation and hydraulic Properties*. Water Resources, v.25, n.3, p.325-32.
- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. (1985). 16.ed. Manual de Análise Físico-químicas. APHA, AWWA, WPCF.

- SUZUKI, T.; KATSUNO, T.; YAMAURA, G. (1992). *Land Application of Wastewater Using Three Types of Trenches Set in Lysimeters and its Balance of Nitrogen*. Japan. Journal Water Resources, v.26, n.11, p. 433-1444.
- TERADA, M.; ZUCCOLO, A.C.F.; PAGANINI, W.B. (1985). *Tratamento de Esgotos Domésticos*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 13°. Maceió. *Anais*. Alagoas. ABES, ago.
- TÓTH, J. (1963). *A Theoretical Analysis of Groundwater Flow in Small Basins*. Journal of Geophysical Research, v.68, n.16, p.4765-812.
- TRACY, J.C. (1990). *Movement of Nonpoint-Source Contaminants Through heterogeneous Soils*. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v.118, n.1.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1977). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-77-008. Cincinnati, Ohio.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-81-013. Cincinnati, Ohio.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1984). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. Supplement on Rapid Infiltration and Overland Flow, EPA 625/1-81-013a. Cincinnati, Ohio.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1992). *Wastewater Treatment/Disposal for Small Communities*. EPA 625/R-92/005-Cincinnati, Ohio. 110p.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1993). *Nitrogen Control*. EPA 625/R-93/010-Cincinnati, Ohio. 311p.
- UIGA, A.; SLETTEN, R. (1978). *An Overview of Land Treatment from Case Studies of Existing Systems*. Washington. Journal Water Pollution Control Federation, v.50, n. 2, p.277-85.
- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Escola de Engenharia de São Carlos. Serviço de Biblioteca. (1996). *Diretrizes para Elaboração de Dissertações e Teses na EESC-USP*. São Carlos.
- VICTORETTI, B.A. (1973). *Contribuição ao Emprego de Lagoas de Estabilização como Processo para Depuração de Esgotos Domésticos*. Tese (Livre-docência) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. CETESB.
- VIEIRA, S.M.M. (1993). *Tratamento de Esgotos Domésticos em Reator UASB*. Módulo III: Tratamento, COPASA - MG. Curso de Sistema de Esgotos.



- VIRGINIA DEPARTMENT OF HEALTH (1997). *Plan Review and Evaluation Process for Type II and Type III Onsite Wastewater Treatment Systems*. <http://www.vdh.state.va.us/oes/03.htm> (23 jul).
- VON SPERLING, M. (1995). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA da Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais, v.1, 240p.
- WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (1983). *Manual of Practice for Water Pollution Control*. ISBN - 0-943244-44-7. USA, p.79-96.
- YARON, B.; DAGAN, G.; GOLDSHMID, J. (1984). *Pollutants in Porous Media*. Ecological Studies 47. Berlin Heidelberg New York Tokyo. Cap.12
- ZIRSCHKY, J.; CRAWFORD, D. (1989). *Effect of Wastewater Application Device on Ammonia Volatization*. *Journal of Environmental Engineering*, v.115, n.6, p.1258-63.



APÊNDICE I



SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. ESTUDOS PRELIMINARES	2
2.1 Colmatação	5
2.2 Determinação da Direção do Escoamento	7
3. SISTEMA DE ESTUDOS INTEGRADOS (SI)	9
3.1 Operação	10
3.2 Operação Fase 1	14
3.3 Operação Fase 2	19
3.4 Operação Fase 4	20
4. DETERMINAÇÃO DA DIREÇÃO DO ESCOAMENTO	
4.1 Fases 1, 2 e 4	26
4.2 Após Fase 4	28
5. APLICABILIDADE PRÁTICA	
5.1 Colmatação	30
5.2 Remoção de Nitrogênio e Fósforo e Otimização de Taxas e Ciclos	31
5.3 Uso de Gramas	32



1. INTRODUÇÃO

Neste Apêndice I são apresentadas algumas fotos referentes às características do esgoto, da área de estudo, estudos preliminares, Sistema Integrado, operação e manutenção do sistema e aparatos utilizados nos estudos complementares. Embora não hajam textos de interligação entre as fotos a distribuição das mesmas foi feita de modo que o leitor possa esclarecer dúvidas e melhor materializar os experimentos descritos nesta pesquisa.



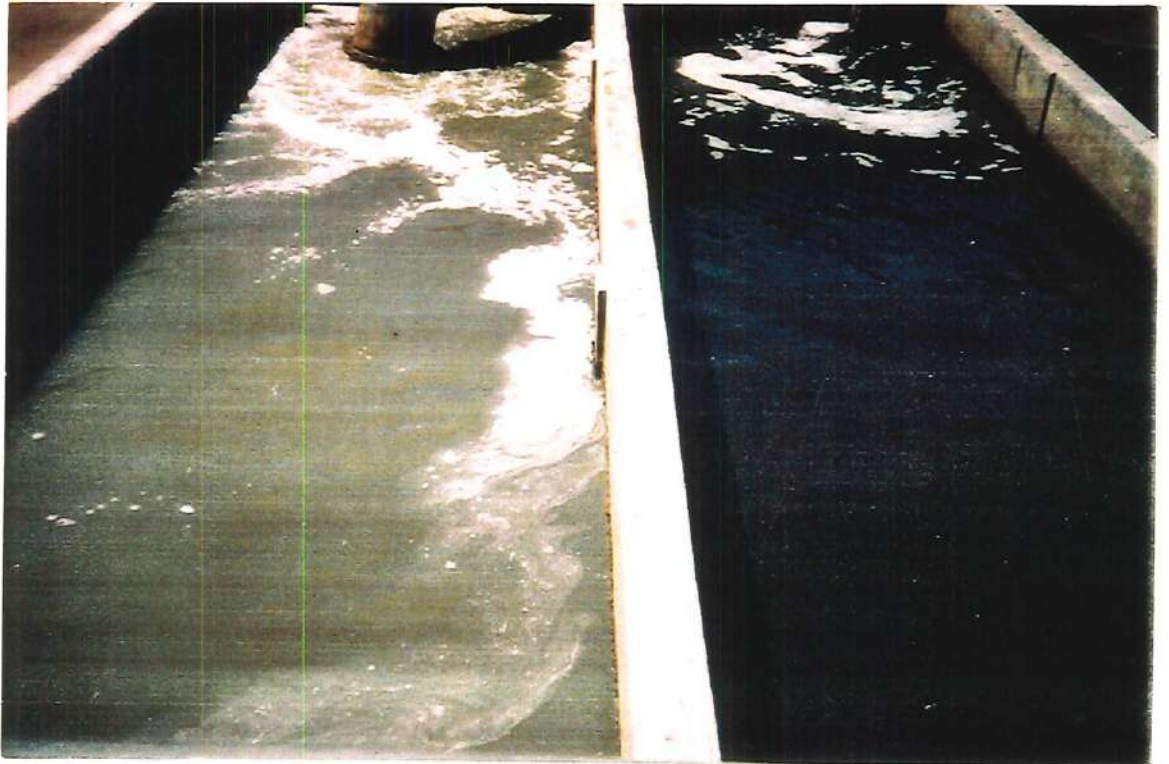


FIGURA A1 - Foto: Características do Esgoto Bruto (EB), Esgoto fresco e velho. Caixa de areia da ETE de Camburi - Vitória/ES.



FIGURA A2 - Foto: Esgoto com grande quantidade de detergentes.





FIGURA A3 - Foto: Tanques de Colmatação - TQC1 e TQC2 utilizados nos Estudos Preliminares munidos de dispositivos de distribuição: placa de isopor perfurada e torneiras para coleta.





FIGURA A4 - Foto: À esquerda: decantadores. À direita: caixa de tomada do Esgoto Bruto.



FIGURA A5 - Foto: Coleta de amostras compostas nos TQAV, TQAC, TQG-R1 e TQG-R2.





FIGURA A6 - Foto: TQC1: Colmatação após 2 meses de aplicação de Esgoto Decantado.

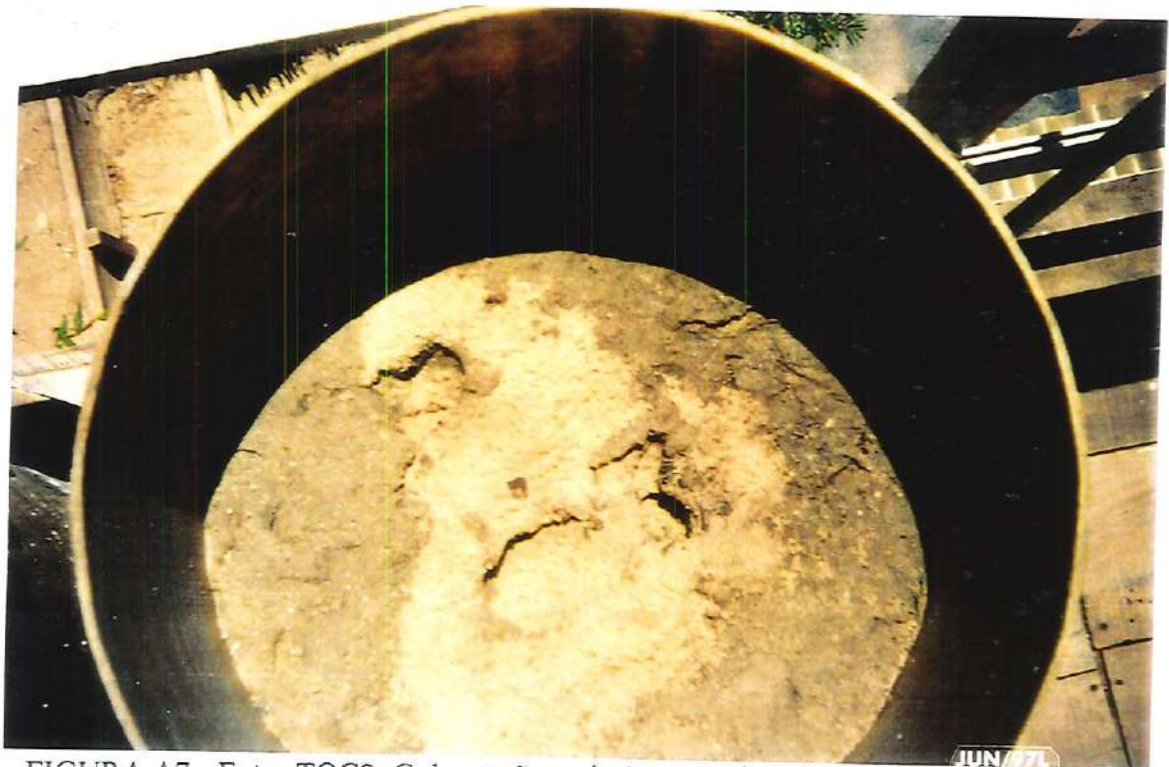


FIGURA A7 - Foto: TQC2: Colmatação após 2 meses de aplicação de Esgoto Bruto.



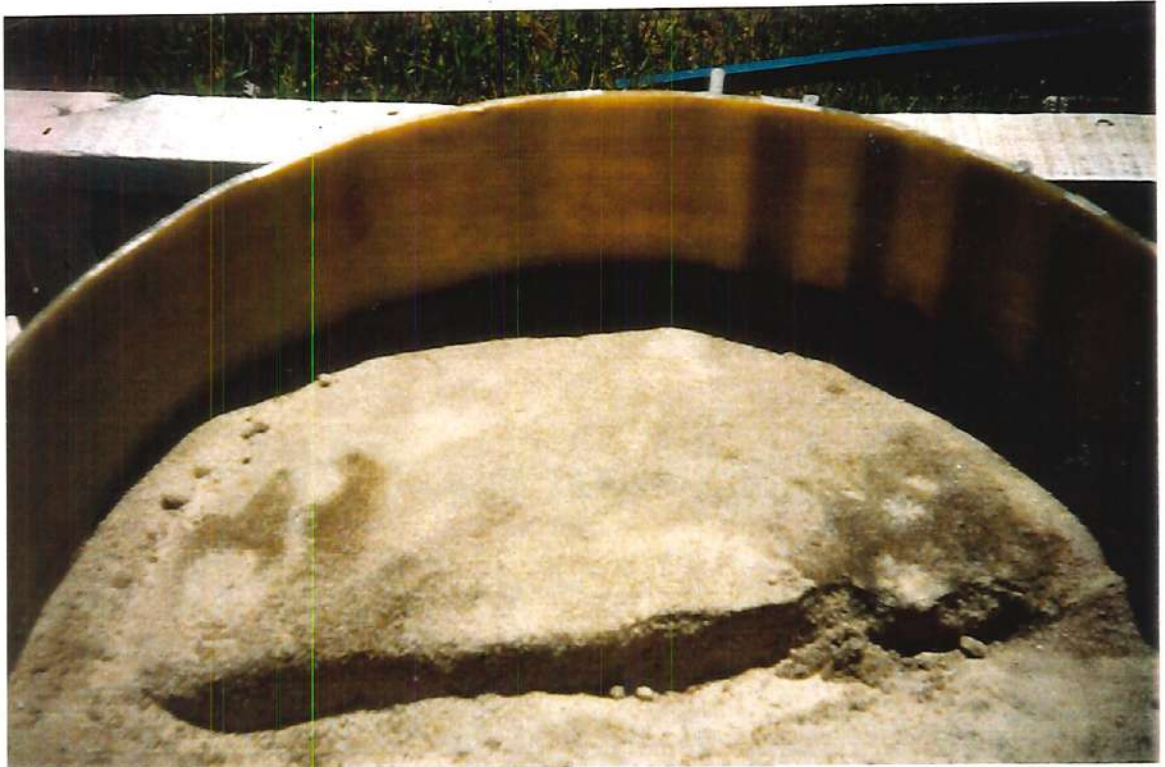


FIGURA A8 - Foto: Colmatação no TQC2 após aplicação de Esgoto Bruto.



FIGURA A9 - Foto: Colmatação no TQC2 após período de chuvas.





FIGURA A10 - Foto: Rede de piezômetros Pz1, Pz2, Pz3, Pz4 e Pz5, utilizada na definição preliminar da direção do escoamento, tendo-se ao fundo a topografia da área da FIGURA A12.



FIGURA A11 - Foto: Bombonas de solução, coletor de amostras nos piezômetros e vasilhames utilizados na coleta de amostras para análise de cloretos.



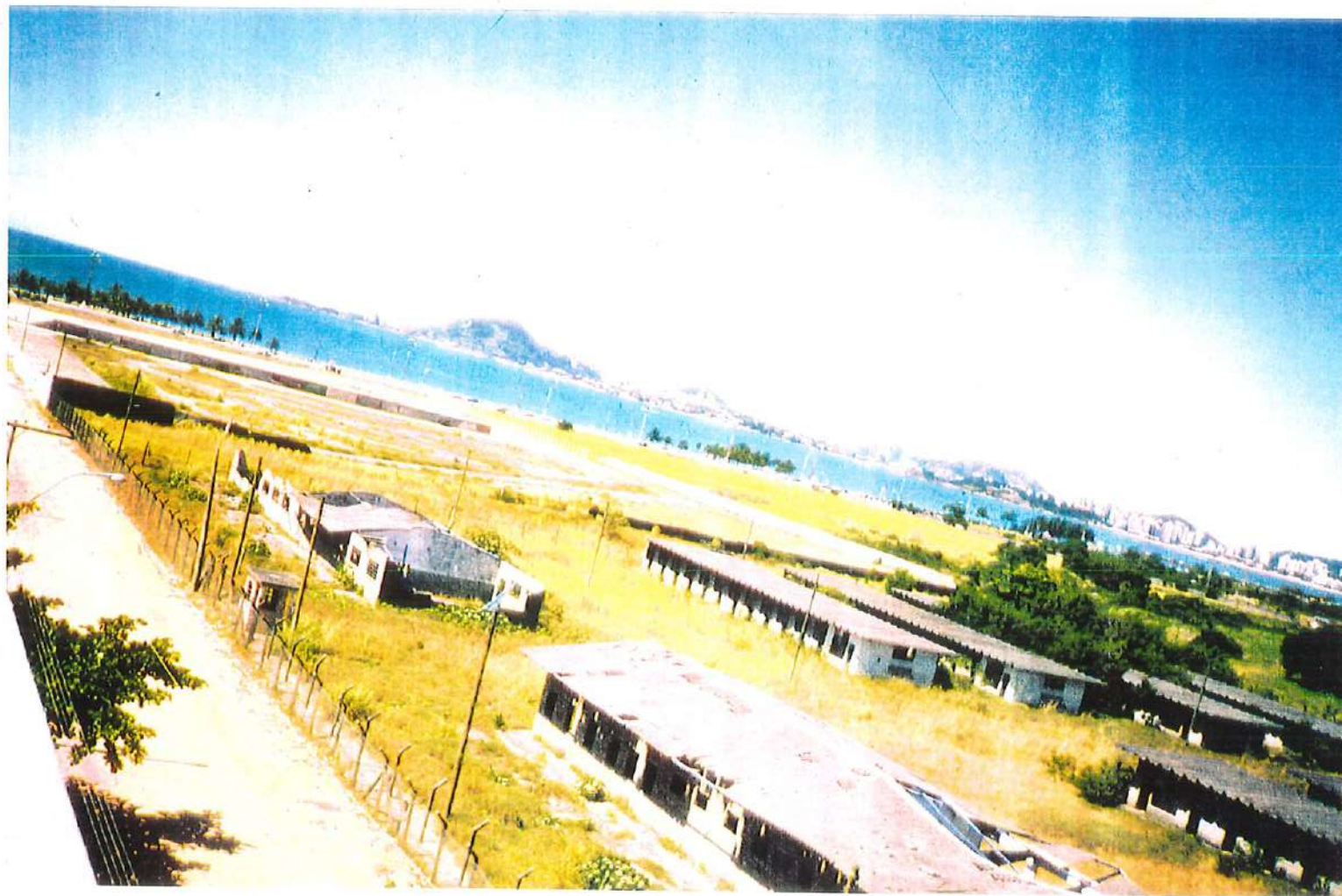


FIGURA A12 - Foto: Área do levantamento do Mapa Potenciométrico.

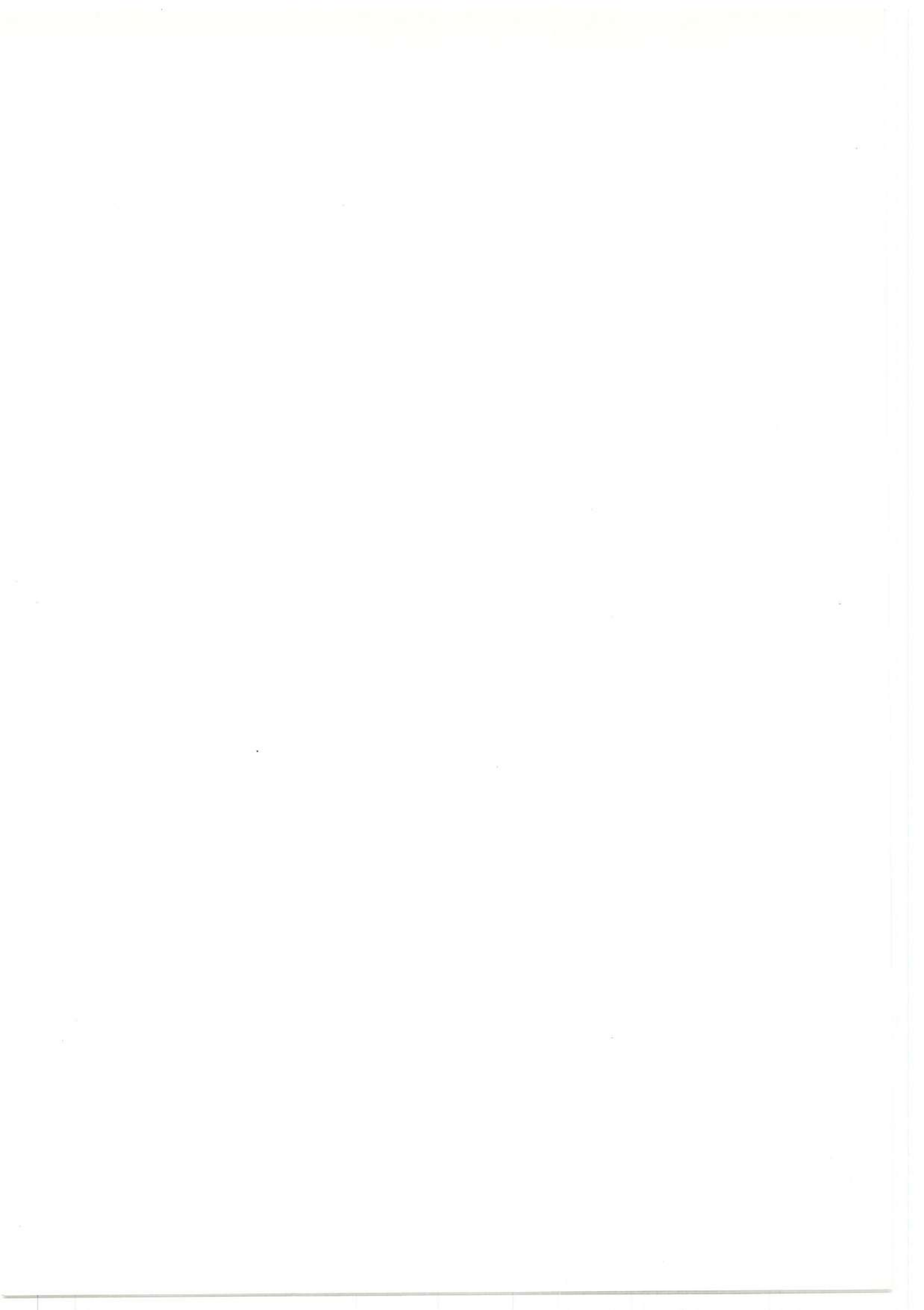




FIGURA A13 - Foto: Vista geral da frente do Sistema de Laboratório.



FIGURA A14 - Foto: Vista geral de cima do Sistema de Laboratório.





FIGURA A15 - Foto: Limpeza da caixa de gordura (tomada de esgoto).

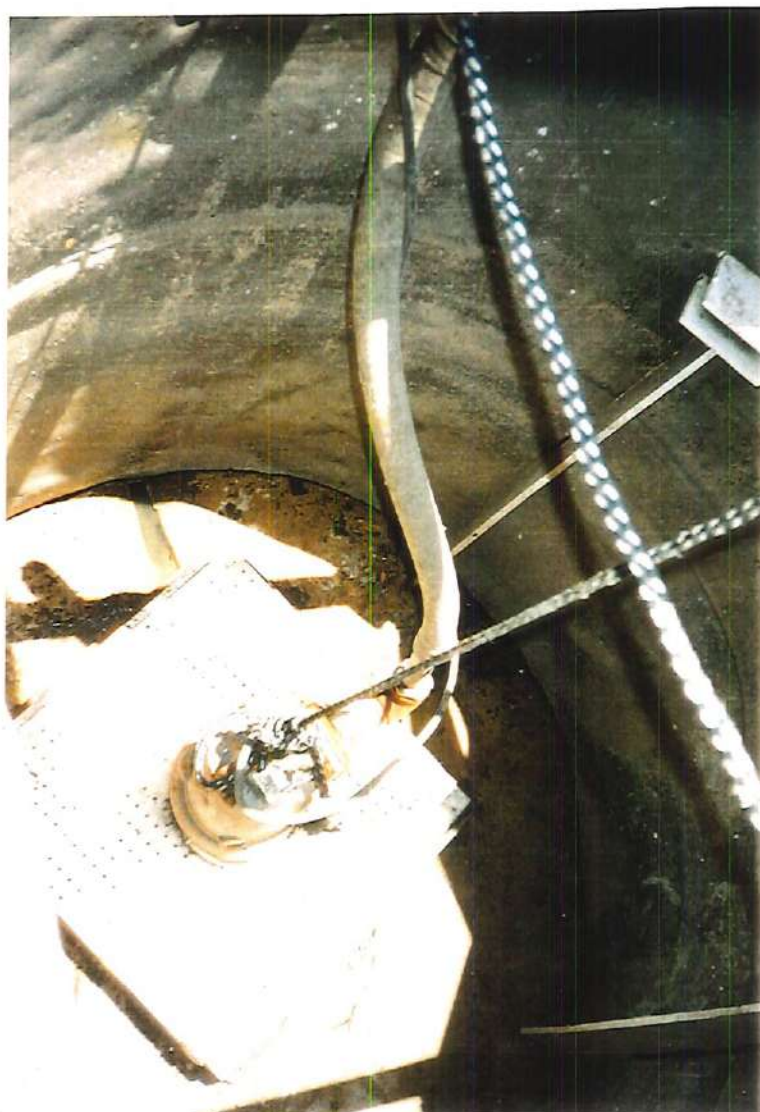


FIGURA A16 - Foto: Tanque de decantação e saída (limpo).





FIGURA A17 - Foto: Vista de cima do preenchimento dos tanques de alimentação.



FIGURA A18 - Foto: Tanque de decantação de entrada (limpo). Dispositivos de entrada e de passagem entre tanques através dos “joelhos”.





FIGURA A19 - Foto: Dispositivo para coleta do Esgoto Decantado.



FIGURA A20 - Foto: Preenchimento dos decantadores que abastecem o TDV.



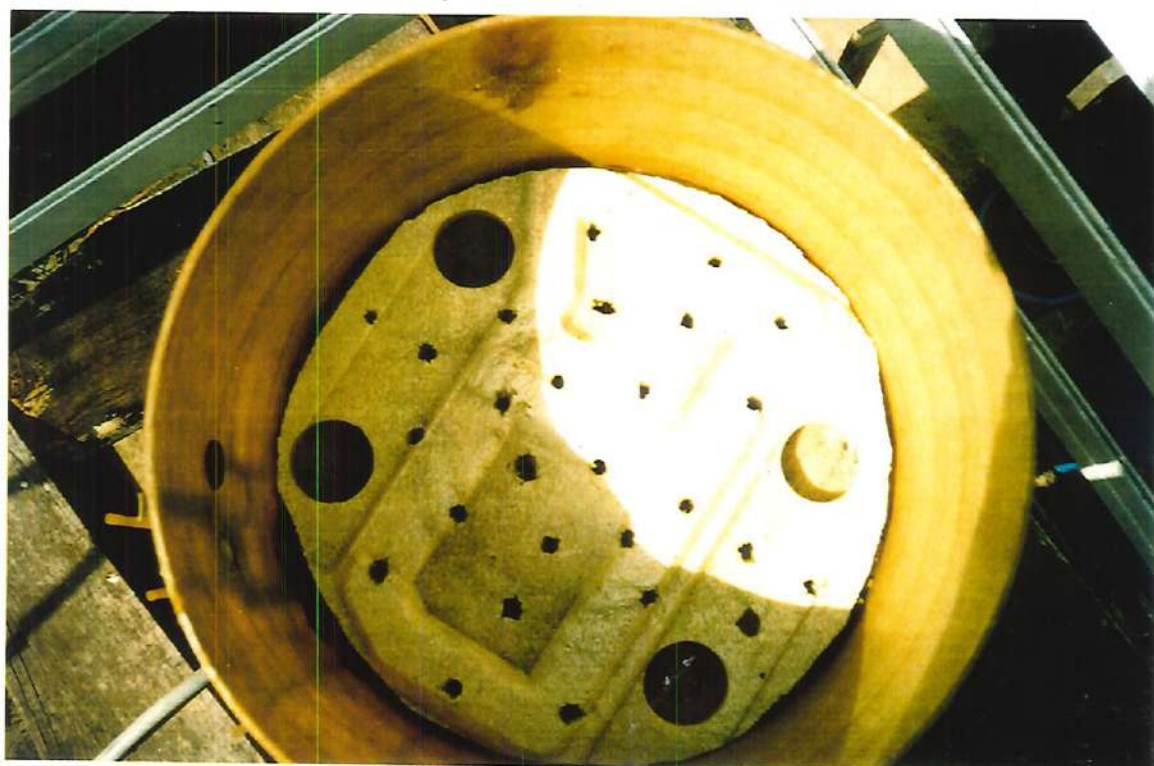


FIGURA A21 - Foto: Distribuidor do TDV: placa de isopor perfurada.



FIGURA A22 - Foto: Aplicação do Esgoto Decantado sobre o distribuidor do TDV através de movimentos circulares.

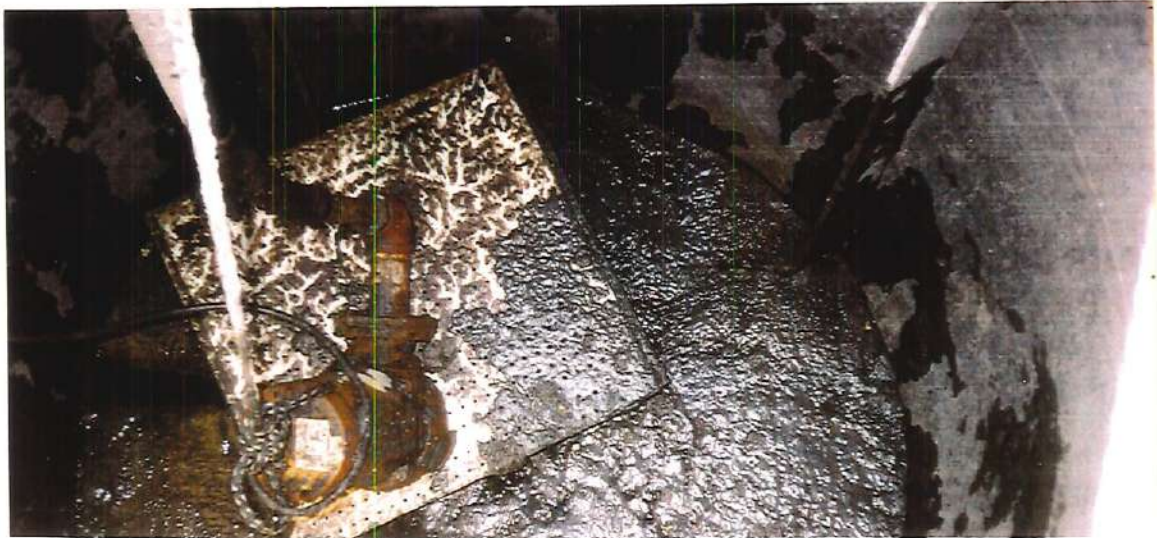


FIGURA A23 - Foto: Fundo do tanque de decantação e de bombeamento. Unidade de recalque e lodo de fundo.

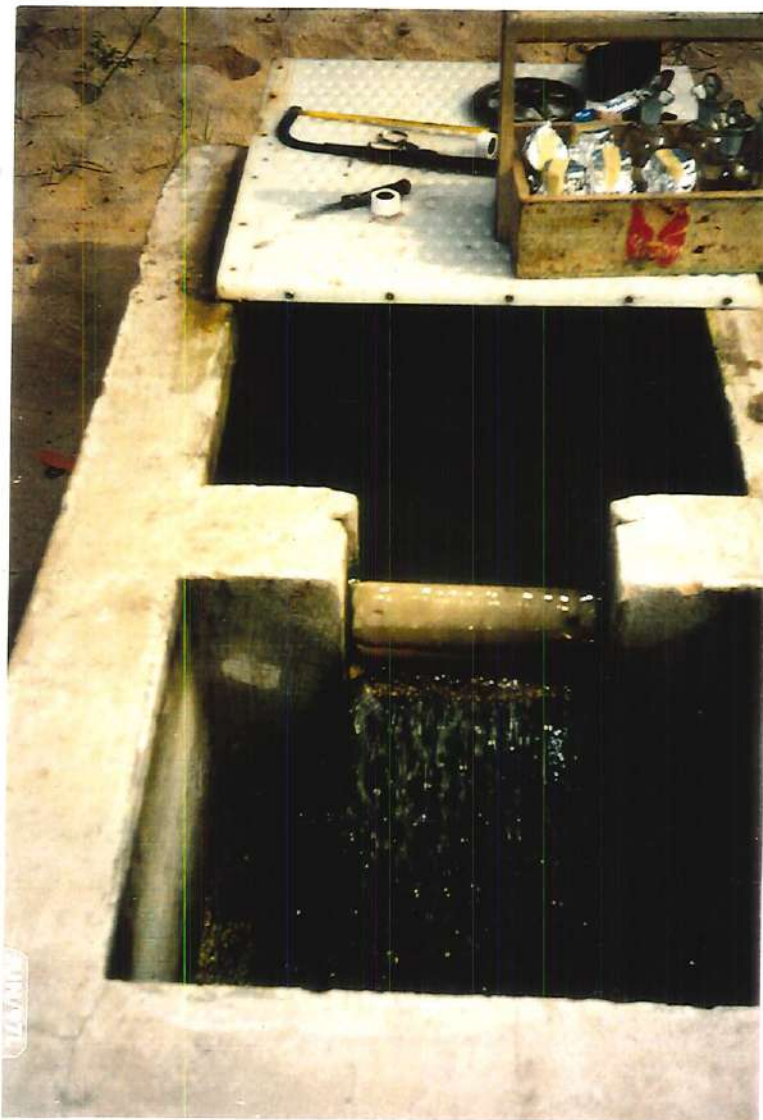


FIGURA A24 - Foto: Caixa de chegada, por gravidade. Fase 1





FIGURA A25 - Foto: Sistema de distribuição utilizado na Fase 1.

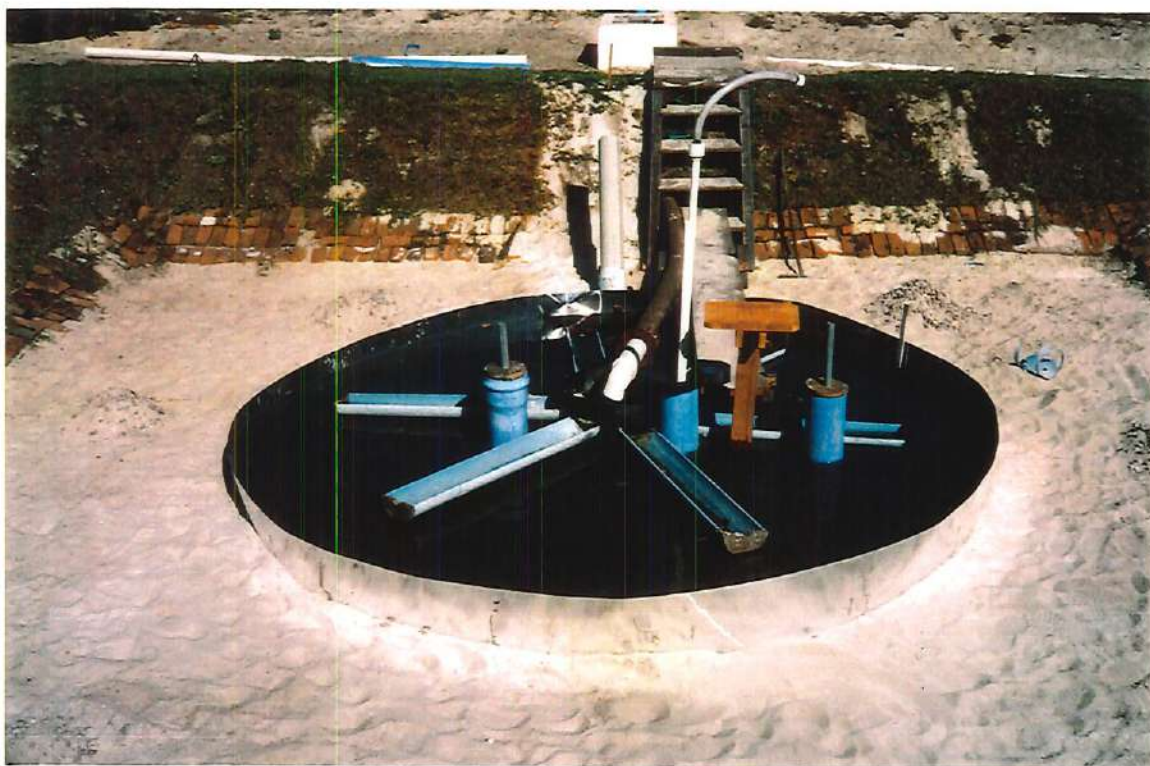
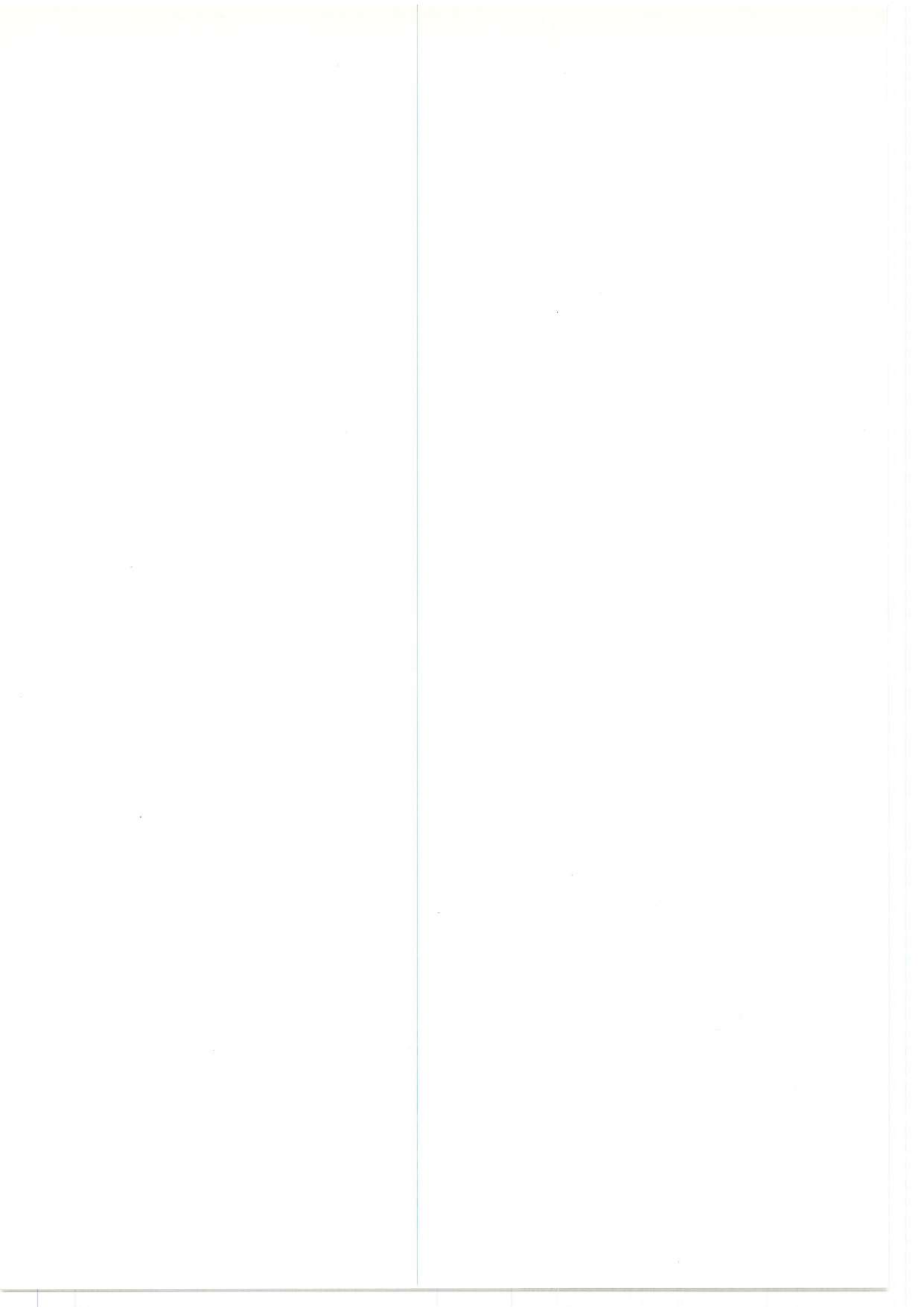


FIGURA A26 - Foto: Colmatação na BIE após aplicação de esgoto com decantação deficiente (Fase 1).



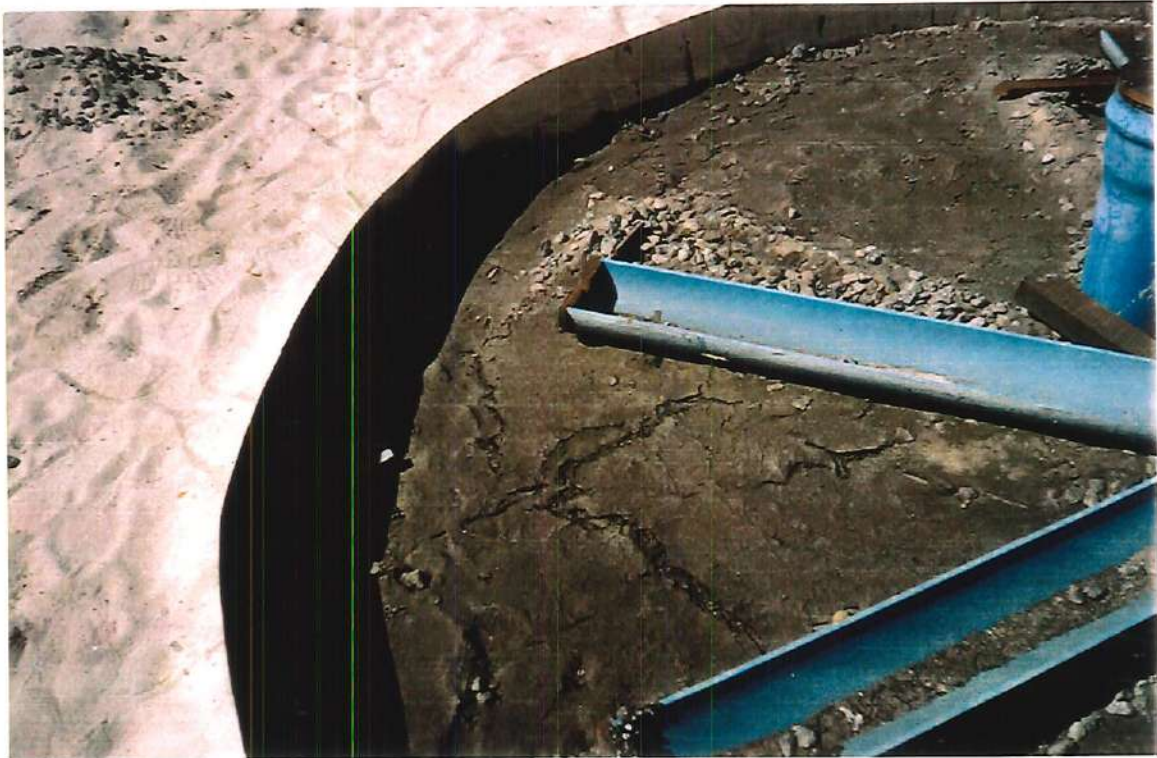


FIGURA A27 - Foto: Colmatção no 4º dia de aplicação.



FIGURA A28 - Foto: Início da degradação da camada colmatante. Quarto dia após aplicação.





FIGURA A29 - Foto: Estado de degradação da camada colmatante no sexto dia após a primeira aplicação do ciclo.



FIGURA A30 - Foto: Colmatção na BIE. Quarto dia após aplicação de esgoto.

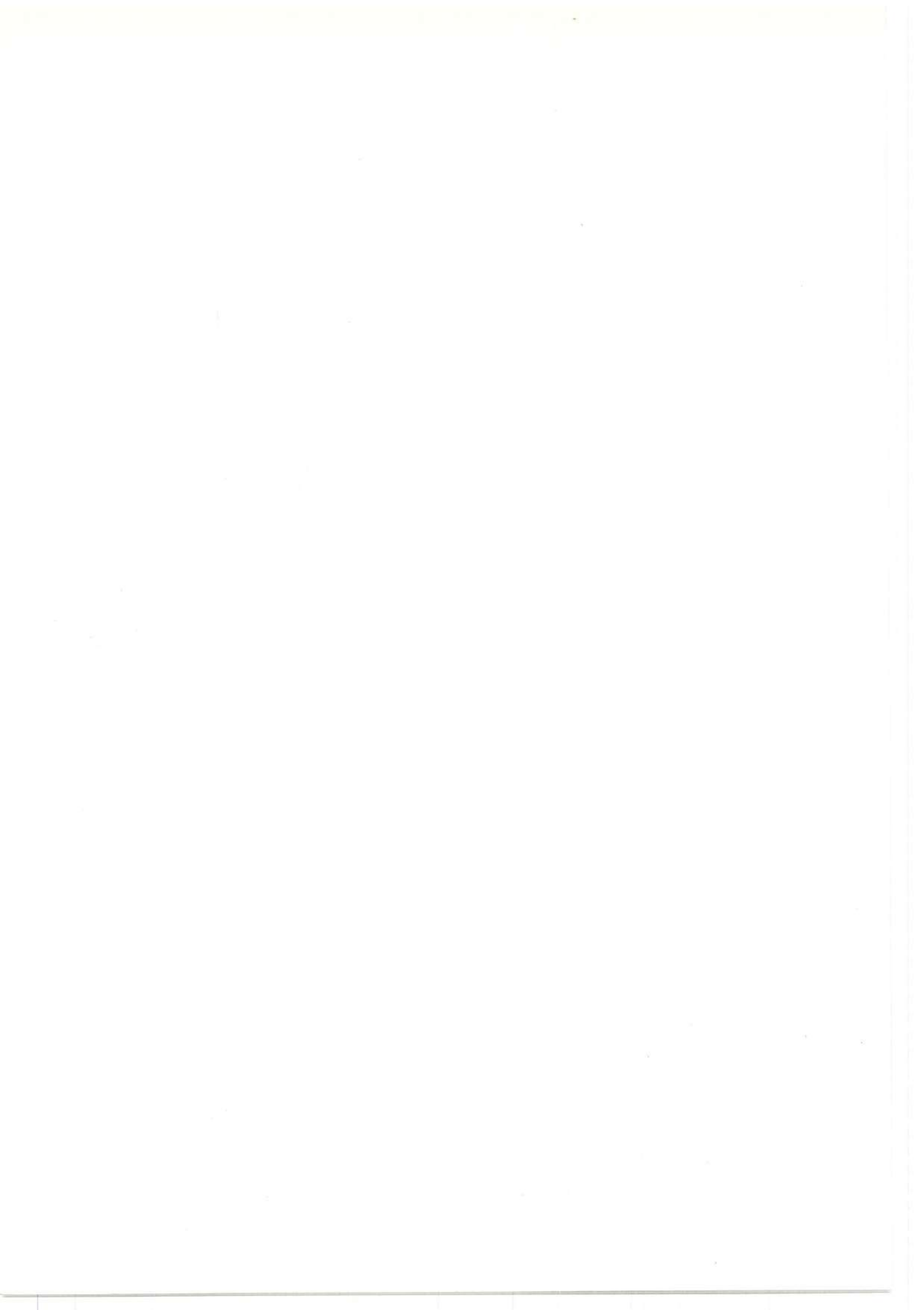




FIGURA A31 - Foto: Colmatação na BIE no quarto dia após aplicação de esgoto e após uma chuva.



FIGURA A32 - Foto: Camada colmatante na BIE de aproximadamente 5cm.



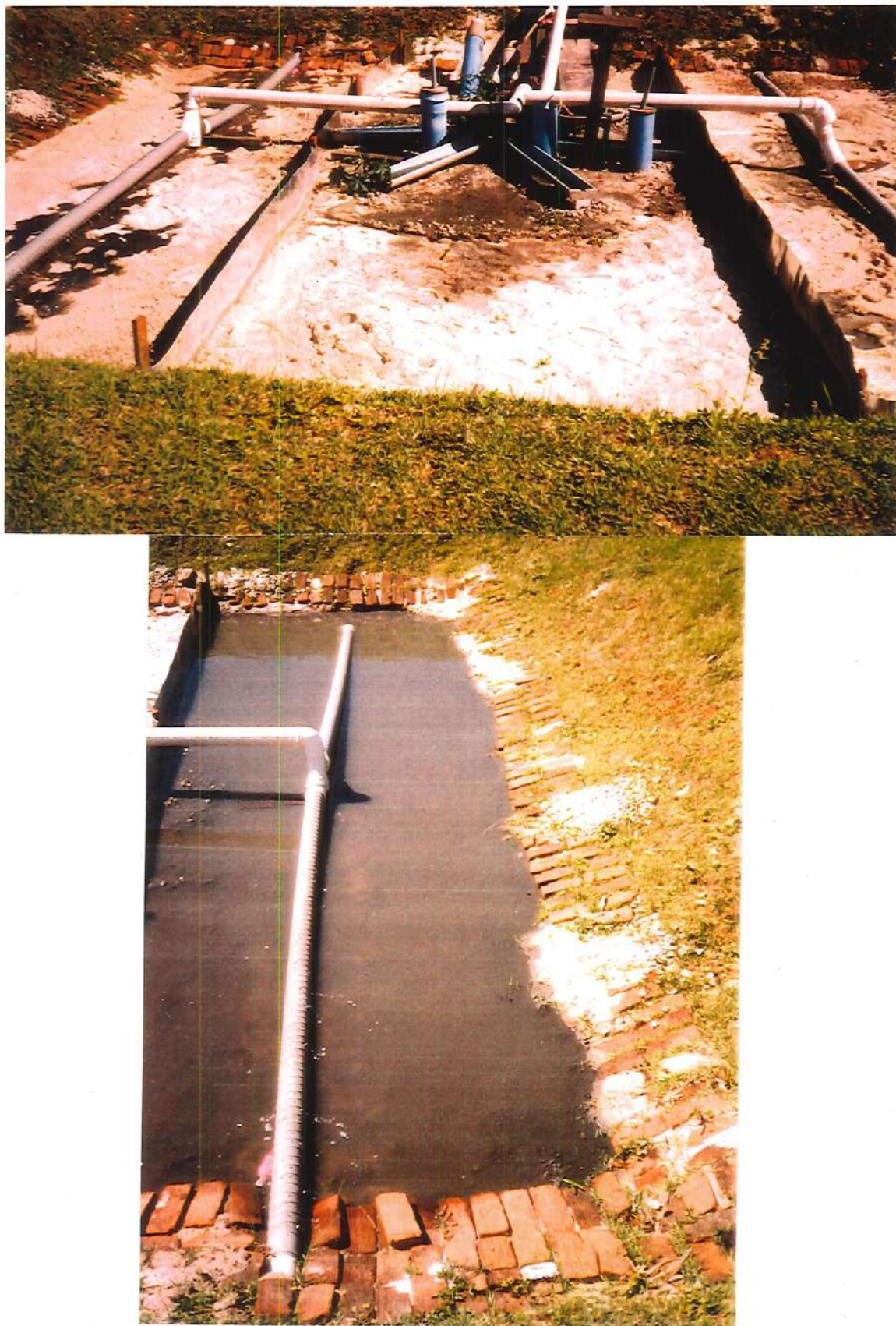


FIGURA A33 - Foto: Colmatação na BIE após aplicação de esgoto com distribuição deficiente.





FIGURA A34 - Foto: Caixa de chegada do esgoto na BIE. À direita: registros de chegada e da descarga da rede. Ao fundo: o poço de monitoramento PH.





FIGURA A35 - Foto: Aplicação por pressão em células.



FIGURA A36 - Foto: Inundação e placas distribuidoras de isopor.





FIGURA A37 - Foto: Colmatação após primeiras aplicações de esgoto.



FIGURA A38 - Foto: Colmatação após 2 meses de aplicação de esgoto.





FIGURA A39 - Foto: Coleta de amostra no poço H.



FIGURA A40 - Foto: Coleta de amostra de areia no centro da BIE.



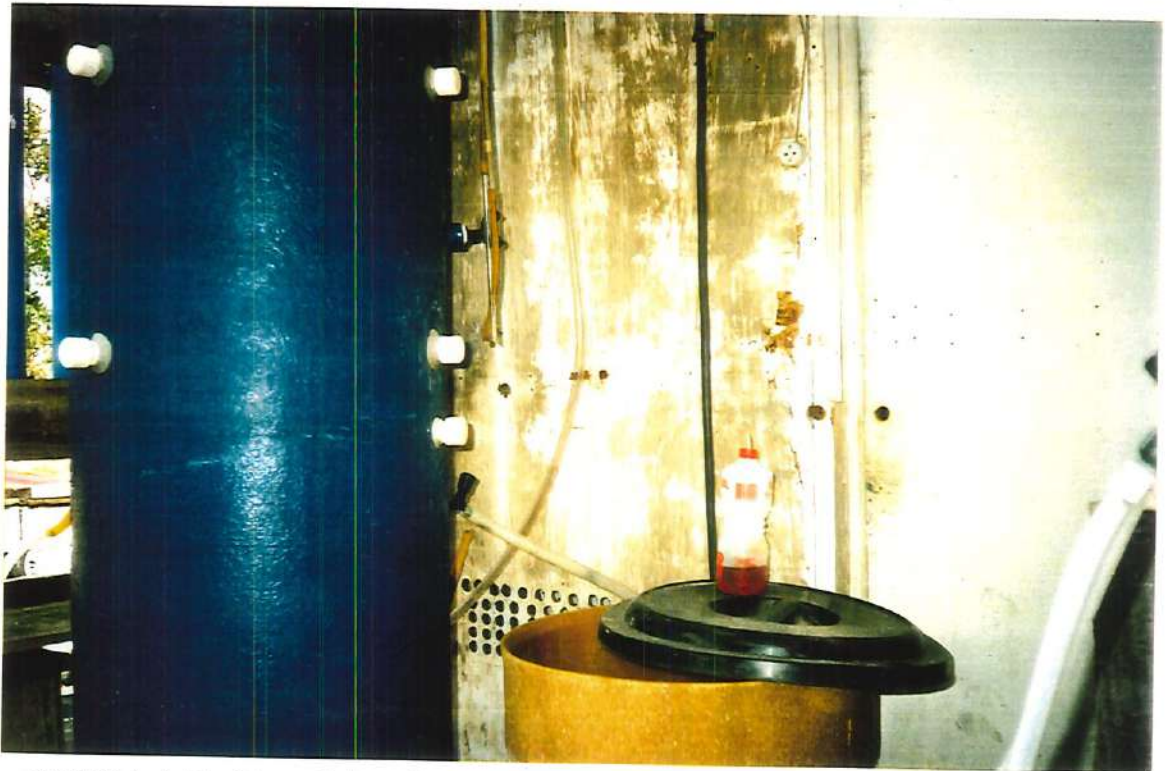


FIGURA A41 - Foto: Coleta de amostra no TDV.



FIGURA A42 - Foto: Coleta de areia no TDV.





FIGURA A43 - Foto: Vegetação após 2 meses de desativação.



FIGURA A44 - Foto: Limpeza da BIE.





FIGURA A43 - Foto: Vegetação após 2 meses de desativação.



FIGURA A44 - Foto: Limpeza da BIE.





FIGURA A45 - Foto: Diferenças de coloração das amostras, na ordem esquerda para a direita: PA, PB, PC, PD, PE, PF, PH e PJ.



FIGURA A46 - Foto: BIE - ao seu redor 4 piezômetros instalados para coleta de dados nos Estudos Preliminares. Ao fundo, nota-se o relevo degradado e as áreas cobertas com e sem barro.





FIGURA A47 - Foto: Coloração escura do material de fundo do poço E.



FIGURA A48 - Foto: Cravação do poço D. Diferença de cor da água de PD em relação à cor da água do poço E.





FIGURA A49 - Foto: Diluição de cloretos nas bombonas.



FIGURA A50 - Foto: Aplicação de cloretos no centro da BIE - Poço J.





FIGURA A51 - Foto: Leitura de condutividade no Poço D.



FIGURA A52 - Foto: Coleta para análise de cloretos - 3ª Campanha.





FIGURA A53 - Foto: Reatores, abrigados do sol e da chuva utilizados nos estudos de colmatação por SIMÕES et al (1996).



FIGURA A54 - Foto: Reatores expostos ao sol e à chuva utilizados nos estudos de colmatação por SIMÕES et al (1996).





FIGURA A55 - Foto: Aparatos do SI, com várias colunas para estudo, a diferentes profundidades, do desempenho do processo IR operado por LIMA (1995) e por DENADAI (1996).



FIGURA A56 - Foto: Coleta de amostras nos aparatos operados.





FIGURA A57 - Foto: Teste de aplicação com grama japonesa (1º tanque) e grama Esmeralda (2º tanque).

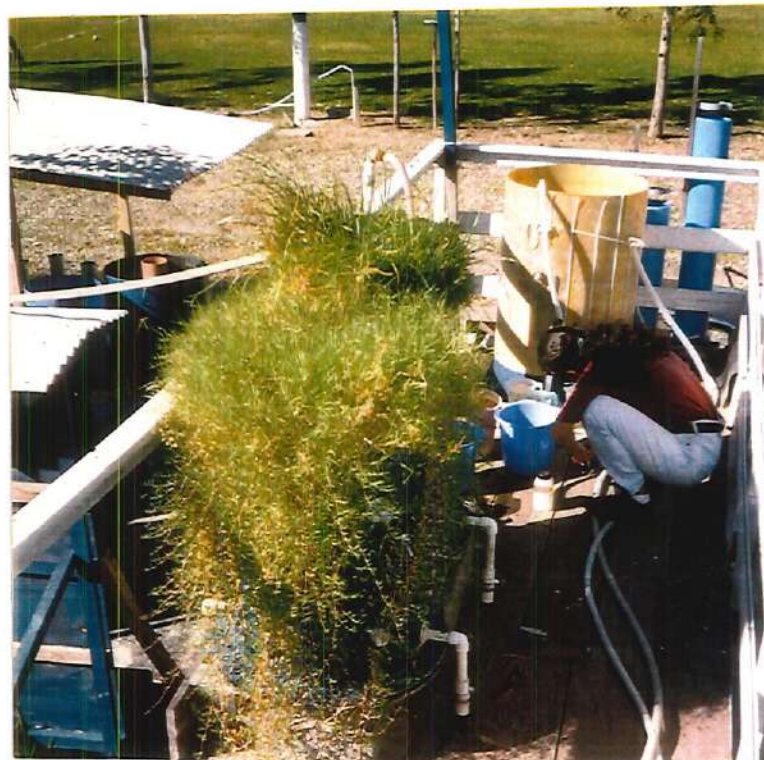


FIGURA A58 - Foto: Grama após 2 meses de aplicação.





FIGURA A59 - Foto: Grama após 2 meses de desativação.

APÊNDICE II



SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. DADOS DO SOLO	
2.1 Granulometria	2
2.2 Permeabilidade	6
2.3 Sondagem, existente próxima à área de estudo	8
2.4 Sondagem, na área de estudo	13
2.5 Análises Químicas do Solo	17
3. DADOS DE CLIMA	
3.1 Precipitações Pluviométricas x Dias de Chuvas	24
3.2 Características Climatológicas Locais	25
4. DADOS DO ESGOTO	
4.1 Características do Esgoto Bruto	29
4.2 Análises de Metais Pesados no Esgoto Bruto	32
5. ANÁLISE ESTATÍSTICA	
5.1 DBO ₅	33
5.2 DQO	35
5.3 SST	37
5.4 Ptotal	38
5.5 NTK	39
5.6 Ptotal	40
5.7 Ntotal	41
5.8 Nitratos	42
5.9 Cloretos	43
5.10 Coliformes Fecais	44
6. APARATOS EXPERIMENTAIS	
6.1 TQC1 e TQC2	46
6.2 TDV	47
6.3 Coletores de Amostra do TDV	48



1. INTRODUÇÃO

Neste Apêndice II são apresentados dados do esgoto, do solo, do clima e análise estatística dos resultados com o objetivo de melhor informar o leitor sobre a pesquisa desenvolvida.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DA UFES

LABORATÓRIO DE MECÂNICA DOS SOLOS ANÁLISE GRANULOMÉTRICA POR PENEIRAMENTO

SOLO: AREIA QUARTZOSA

LOCAL: ETE - JARDIM CAMBURI CLIENTE: FLORINDO

FURO: — AMOSTRA: 02 PROFUNDIDADE: 2,70 Metro(s)

REGISTRO: — TESTE: — DATA: 05 / 02 / 94

LABORATORISTA: _____

UMIDADE HIGROSCÓPICA	
CÁPSULA Nº	—
Pa + Pt + Pe	—
Pa + Pt	—
Pt	—
Pe	—
Ps	—
UMIDADE	—
FAT. CORREÇÃO	$\frac{100}{100 + u}$

AMOSTRA TOTAL SECA	
AMOSTRA + RECIPIENTE	—
RECIPIENTE	—
AMOSTRA TOTAL ÚMIDA	—
RETIDA NA PENEIRA Nº 10	—
PASSA NA PENEIRA Nº 10	—
PASSA NA Nº 10 SECA	—
AMOSTRA TOTAL SECA	—

AM. PARCIAL ÚMIDA — g. AM. PARCIAL SECA 100,41 g. — % AMOSTRA TOTAL

CGS. _____

PENEIRAMENTO GROSSO			
PEN. ASTM	MATERIAL RETIDO	MATERIAL PASSADO	% TOTAL
1 1/2"	—	—	—
1"	—	—	—
3/4"	—	—	—
3/8"	—	—	—
2"	—	—	—
10"	—	—	—

PENEIRAMENTO FINO					
PEN. ASTM	MAT. RETIDO	MAT. PAS.	% PARG.	% TOTAL	φ mm
10	0,97	99,44	—	99,03	2,00
20	34,55	64,89	—	64,62	0,84
40	27,12	37,77	—	37,61	0,42
60	35,81	1,96	—	1,95	0,25
100	1,96	—	—	—	0,15
200	—	—	—	—	0,075

RESUMO DA GRANULOMETRIA

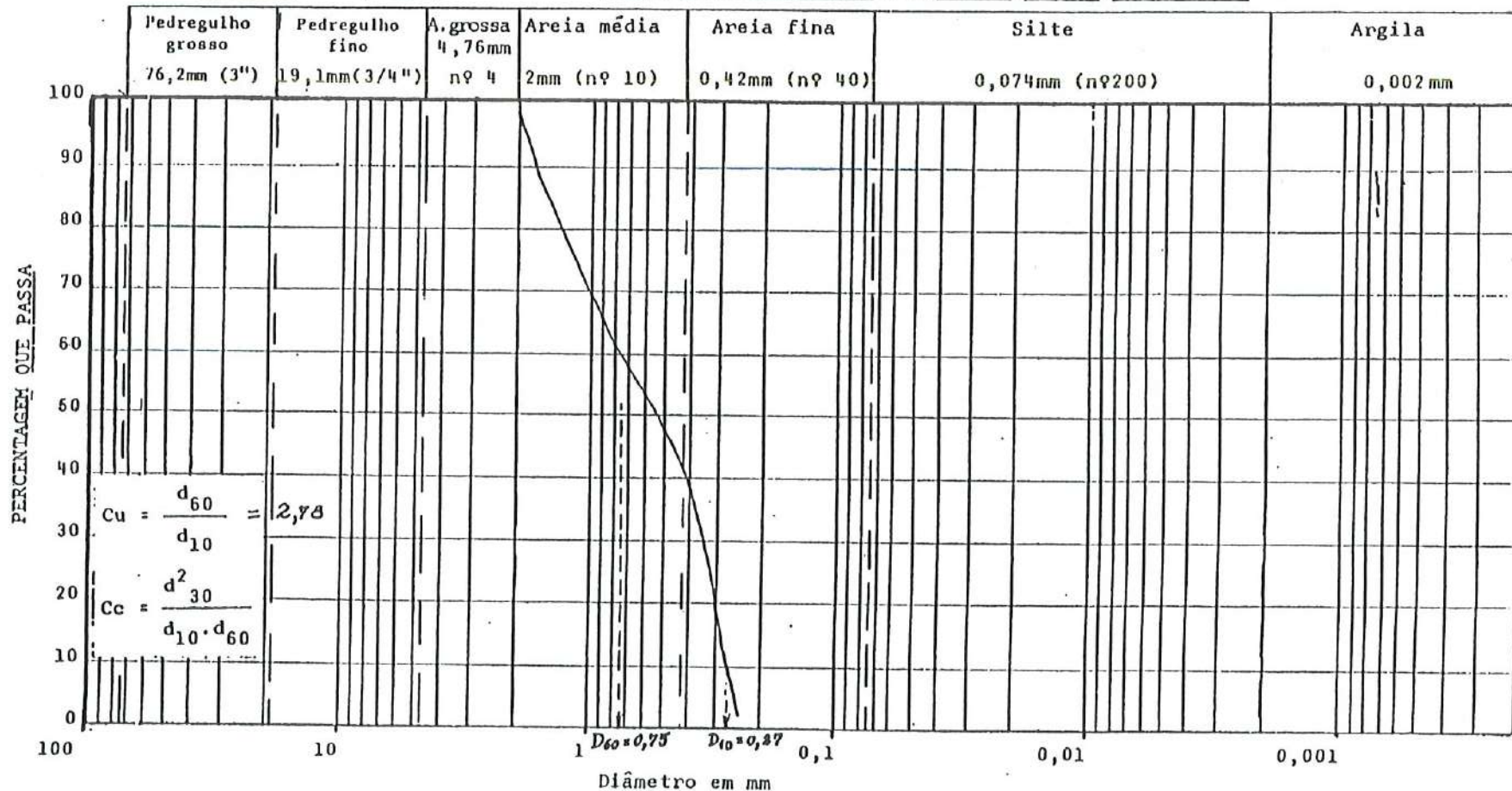
PEDREGULHO GROSSO	76,2 - 19,1 mm	— %
PEDREGULHO FINO	19,1 - 4,76 mm	— %
AREIA GROSSA	4,76 - 2,0 mm	0,97 %

AREIA MÉDIA	2,0 - 0,42 mm	61,42 %
AREIA FINA	0,42 - 0,075 mm	37,61 %
FINOS	MENOR 0,075 mm	— %

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DA UFES
LABORATÓRIO DE MECÂNICA DOS SOLOS - CURVA GRANULOMÉTRICA

Solo: AREIA QUÁRTZOSA Interessado: FLORINDO
 Local: ETE - JARDIM CÂMBURI Furo: — Amostra nº: 02
 Registro: — Teste: — Profundidade: 2,70 m. Data: 05 / 02 / 94

CLASSIFICAÇÃO
A.S.T.M.



Granulometria

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DA UFES

LABORATÓRIO DE MECÂNICA DOS SOLOS ANÁLISE GRANULOMÉTRICA POR PENEIRAMENTO

SOLO: AREIA QUARTZOSA

LOCAL: ETE - JARDIM CAMBURI CLIENTE: FLORINDO

FURO: — AMOSTRA: 01 PROFUNDIDADE: 0,30 Metro(s)

REGISTRO: — TESTE: — DATA: 05 / 02 / 94

LABORATORISTA: _____

UMIDADE HIGROSCÓPICA	
CÁPSULA Nº	—
Ps + Pt + Fe	—
Ps + Pt	—
Pt	—
Pe	—
Po	—
UMIDADE	—
FAT. CORREÇÃO	$\frac{100}{100 + h}$

AMOSTRA TOTAL SECA	
AMOSTRA + RECIPIENTE	—
RECIPIENTE	—
AMOSTRA TOTAL UMIDA	—
RETIDA NA PENEIRA Nº 10	—
PASSA NA PENEIRA Nº 10	—
PASSA NA Nº10 SECA	—
AMOSTRA TOTAL SECA	—

AM. PARCIAL ÚMIDA — g. AM. PARCIAL SECA 100,37 g. — % AMOSTRA TOTAL

OSS. _____

PENEIRAMENTO GROSSO			
PEN. ASTM	MATERIAL RETIDO	MATERIAL PASSADO	% TOTAL
1 1/2"	—	—	—
1"	—	—	—
3/4"	—	—	—
3/8"	—	—	—
4	—	—	—
10	—	—	—

PENEIRAMENTO FINO					
PEN. ASTM	MAT. RETIDO	MAT. PAS.	% PARC.	% TOTAL	φ mm
10	1,00	99,37	—	99,00	2,00
20	32,83	66,54	—	66,29	0,84
40	23,36	43,18	—	43,02	0,42
60	41,28	1,90	—	1,89	0,25
100	1,90	—	—	—	0,15
200	—	—	—	—	0,075

RESUMO DA GRANULOMETRIA

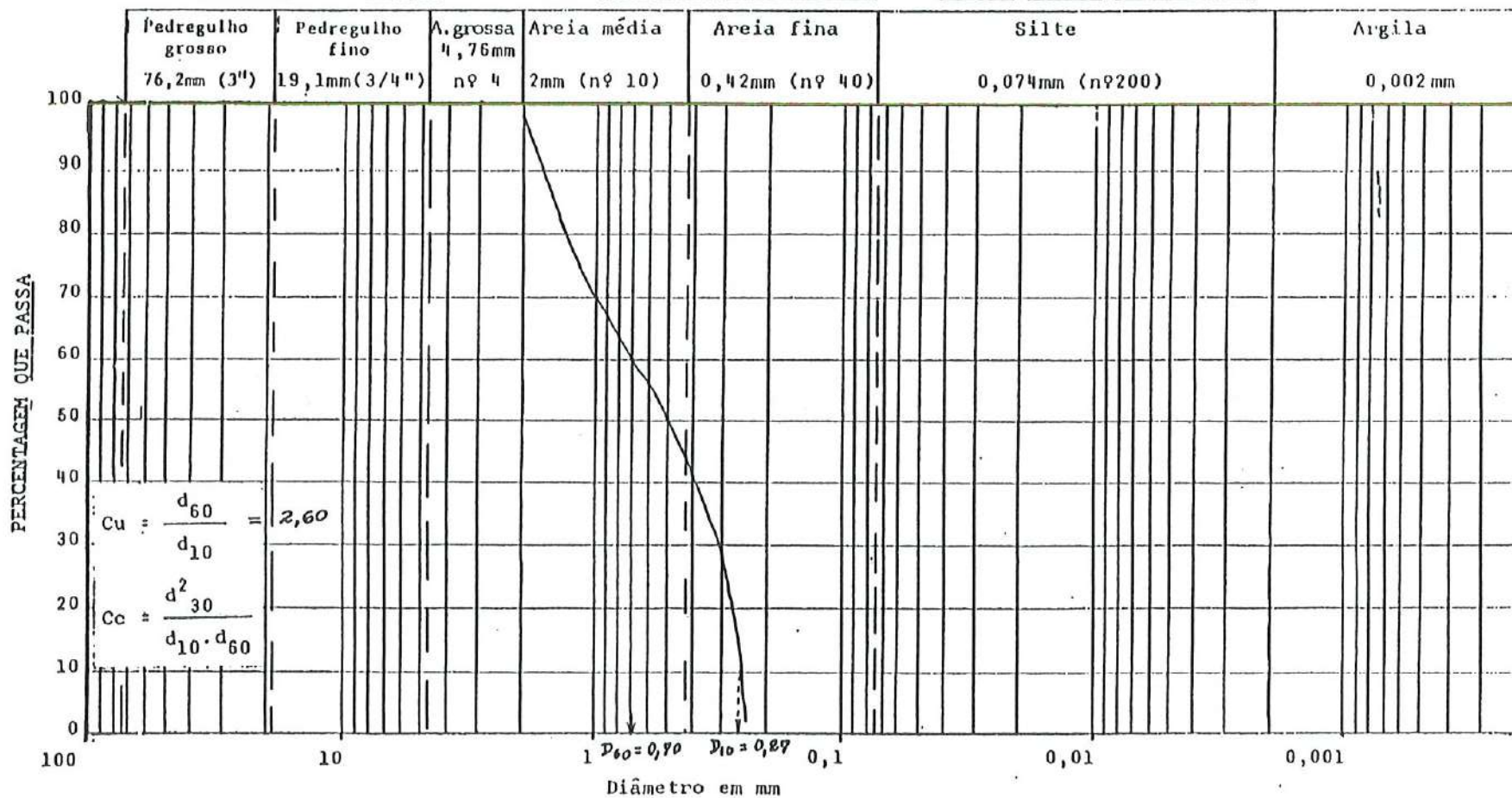
PEDREGULHO GROSSO	76,2-19,1 mm	—	%
PEDREGULHO FINO	19,1-4,76 mm	—	%
AREIA GROSSA	4,76-2,0 mm	1,0	%

AREIA MÉDIA	2,0-0,42 mm	55,98	%
AREIA FINA	0,42-0,075 mm	43,02	%
FINOS	MENOR 0,075 mm	—	%

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DA UFES
LABORATÓRIO DE MECÂNICA DOS SOLOS - CURVA GRANULOMÉTRICA

Solo: AREIA QUARTZOSA Interessado: FLORINDO
 Local: ETE - JARDIM CAMBURI Furo: — Amostra nº: 01
 Registro: — Teste: — Profundidade: 0,30 m. Data: 05 / 02 / 94

CLASSIFICAÇÃO
A.S.T.M.



Granulometria

INSTITUTO DE TECNOLOGIA - UFES
LABORATÓRIO DE MECÂNICA DOS SOLOS

ENSAIO DE PERMEABILIDADE CARGA VARIÁVEL

SOLO AREIA QUARTZOSA
 LOCAL ETE - JARDIM CAMBURI PROFUNDIDADE 0,30m
 FURO — AMOSTRA 01 CLIENTE MÁRCIA
 TESTE — REGISTRO — DATA 13/12/95

Diâmetro (D) <u>15,17</u> cm	Nº do Recipiente <u>—</u>
Área (A) <u>180,65</u> cm ²	Peso do Recipiente <u>—</u> g
Comprimento (L) <u>17,84</u> cm	Peso Rec + Solo, antes <u>—</u> g
Volume (V) <u>3222,817</u> cm ³	Peso Rec + Solo, depois <u>—</u> g
Diâmetro da Bureta (d) <u>2,495</u> cm	Peso de Solo Usado <u>—</u> g
Área da Bureta (a) <u>4,96</u> cm ²	Umidade Higroscópica <u>—</u> %
	Peso Solo Seco <u>4650</u> g

PESO ESPECÍFICO DOS SÓLIDOS - $\gamma_s = \frac{2,65}{1} \text{ gf/cm}^3$
 PESO ESPECÍFICO SECO NATURAL - $\gamma_d = \text{—} \text{ gf/cm}^3$

$$\eta = \frac{V_v}{V_t}$$

$$\gamma_s = \frac{w_s}{V_s}$$

TESTE N ^o	h ₁ (cm)	h ₂ (cm)	t (seg)	V _e (cm ³)	V _s (cm ³)	T (°C)	h ₁ /h ₂	log h ₁ /h ₂	K _T (cm/s)	η_T/η_{20}	K ₂₀ (cm/s)
1	107,1	31,1	27,5	—	—	26	3,44	0,537	0,0220	0,8667	0,0191
2	105,7	42,0	21,5	—	—	26	2,51	0,401	0,0210	0,8667	0,0182
3	96,7	52,8	14,0	—	—	26	1,83	0,263	0,0211	0,8667	0,0183
4	110,4	30,6	28,7	—	—	26	3,61	0,5575	0,0219	0,8667	0,0190
5	76,6	33,7	17,8	—	—	26	2,27	0,3566	0,0226	0,8667	0,0196
6	98,4	49,0	16,4	—	—	26	2,01	0,3028	0,0208	0,8667	0,0180

OBS.: OCORREU UM ABATIMENTO DE 3mm

MÉDIA 0,0187 (cm/s)

$$\eta = 0,45$$

$$K_T = 2,3 \frac{aL}{At} \log \left(\frac{h_1}{h_2} \right)$$

$$K_{20} = K_T \frac{\eta_T}{\eta_{20}}$$

INSTITUTO DE TECNOLOGIA - UFES
LABORATÓRIO DE MECÂNICA DOS SOLOS

ENSAIO DE PERMEABILIDADE CARGA VARIÁVEL

SOLO AREIA QUARTZOSA
 LOCAL ETE - JARDIM CAMBURI PROFUNDIDADE 2,70 m
 FURO — AMOSTRA 02 CLIENTE FLORINDO
 TESTE — REGISTRO — DATA 07/12/94

Diâmetro (D) 15,17 cm
 Área (A) 180,651 cm²
 Comprimento (L) 17,84 cm
 Volume (V) 3222,817 cm³
 Diâmetro da Bureta (d) 2,495 cm
 Área da Bureta (a) 4,96 cm²

Nº do Recipiente —
 Peso do Recipiente — g
 Peso Rec + Solo, antes — g
 Peso Rec + Solo, depois — g
 Peso de Solo Usado — g
 Umidade Higroscópica — %
 Peso Solo Seco 5200 g

PESO ESPECÍFICO DOS SÓLIDOS - $\gamma_s = \underline{2,65}$ gf/cm³
 PESO ESPECÍFICO SECO NATURAL - $\gamma_d = \underline{\quad}$ gf/cm³

$$\eta = \frac{Vv}{Vt}$$

$$\gamma_s = \frac{ws}{Vs}$$

TESTE Nº	h ₁ (cm)	h ₂ (cm)	t (seg)	V _e (cm ³)	V _s (cm ³)	T (°C)	h ₁ /h ₂	log h ₁ /h ₂	K _T (cm/s)	η_T/η_{20}	K ₂₀ (cm/s)
1	107,9	35,8	27,2	—	—	28	3,0	0,477	0,0198	0,828	0,0164
2	109,9	48,8	20,9	—	—	28	2,3	0,362	0,0195	0,828	0,0162
3	105,0	32,1	28,9	—	—	28	3,3	0,519	0,0202	0,828	0,0167
4	102,3	43,9	21,2	—	—	28	2,3	0,362	0,0192	0,828	0,0159
5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
6	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

MÉDIA 0,0163 (cm/s)

$$\eta = 0,39$$

$$K_T = 23 \frac{aL}{At} \log \left(\frac{h_1}{h_2} \right)$$

$$K_{20} = K_T \frac{\eta_T}{\eta_{20}}$$

FundaCONVitória (ES), 08 / 12 / 19 89.RELATÓRIO Nº 89.219

CLIENTE: BAUHAUS ENGENHARIA LTDA

OBRA :

LOCAL : RUA GELU VERVLOET - JARDIM CAMBURÍ - VITÓRIA - ES

Prezados Senhores,

Estamos apresentando nosso relatório referente aos serviços de sondagem de reconhecimento, realizados na obra.

Foram executados 03 furos de sondagem, num total de 58,35 metros.


As perfurações foram feitas pelo processo de percussão com circulação d'água, protegidas por um revestimento de 2 1/2" (63,5mm) de diâmetro nominal e a extração das amostras foi feita com a cravação de um amostrador padrão 1 3/8" (34,9mm) e 2" (50,8mm) de diâmetro interno e externo, respectivamente.

Anotou-se o número de golpes de um peso de 65 Kg, que cai em queda livre de uma altura de 75 cm necessários para cravar 45 cm do amostrador acima descrito, nos camadas de solo atravessadas. O número de golpes obtido nos fornece a indicação da compactidade de (caso dos solos de predominância arenosa ou silteosa) ou de consistência (caso dos solos de predominância argilosa) dos solos em estudo.

A anotação "Impenetrável à Percussão" não significa necessariamente que tenha sido atingida rocha, apenas que foi encontrado obstáculo que impede o prosseguimento da perfuração.

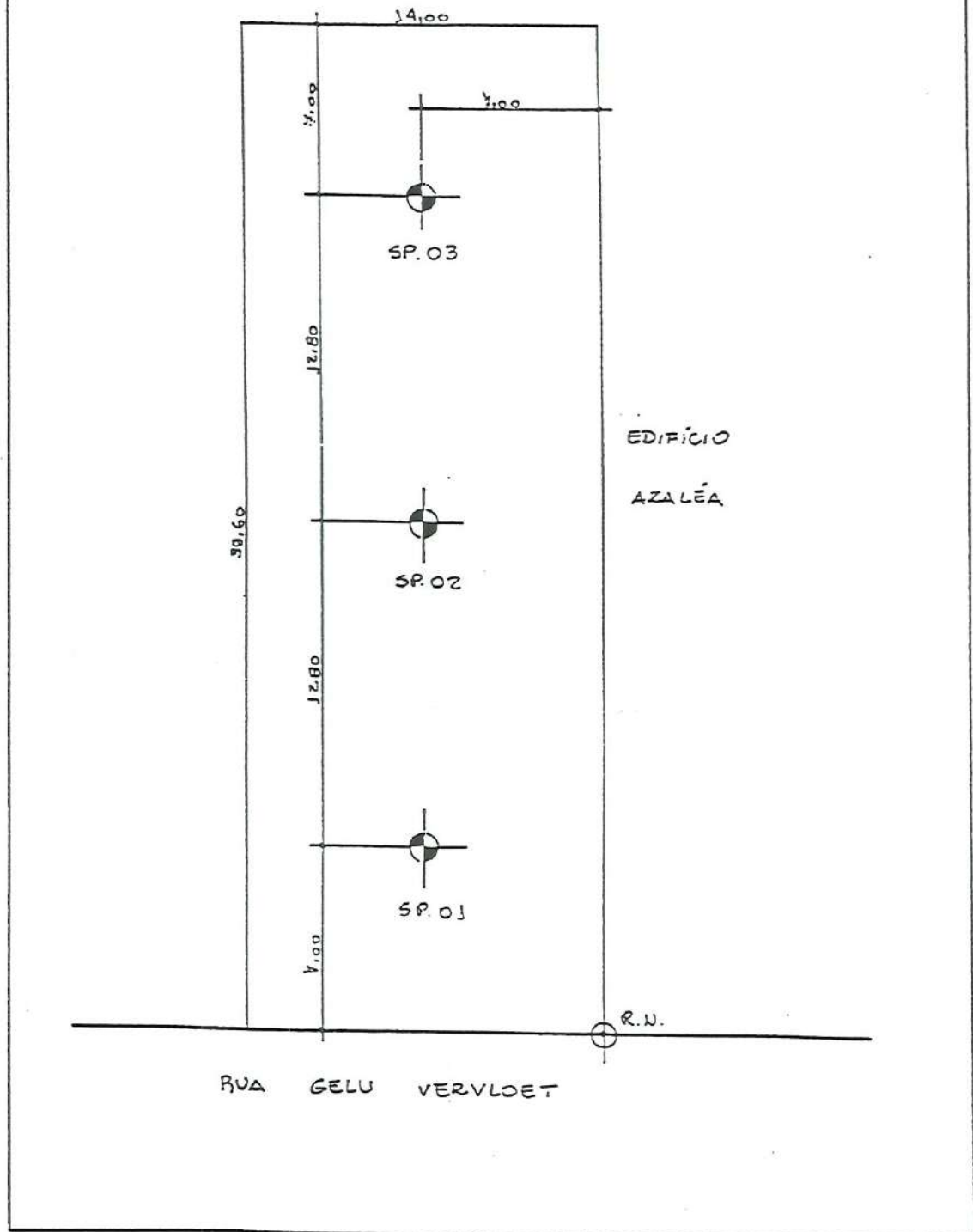
Atenciosamente,

FUNDACON FUNDAÇÕES E CONSTRUÇÕES LTDA.


Diógenes dos Santos
Resp. Técnico - FREA 1086-6 - 11.º R.

Fundacon

PLANTA DE SITUAÇÃO



FUNDAÇON				SONDAGEM - SP Nº 01		DATA			
N.A. INICIAL: N.F.E. - 8,00 MS. 05 / 12 / 89				COTA (m)		R.N.			
(m) FINAL: 2,34 - 15,30 MS. 06 / 12 / 89				- 0,55		Referente à calçada do Ed. Azaléa.			
NIVEL D'ÁGUA	PENETRAÇÃO (golpes / 30 cm)				PROFUNDIDADE DA CAMADA (m)	AMOSTRA	REVESTIMENTO - Ø = 2 1/2" ATÉ A PROF. DE 6,00m		
	_____ 1ª e 2ª PENETRAÇÕES _____ 2ª e 3ª PENETRAÇÕES						AMOSTRADOR - Ø EXT. = 2"		
	Nº DE GOLPES						CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL		
	0	10	20	30	40	1ª e 2ª	2ª e 3ª		
						6	10	0,43	Areia fina e média, pouco argilosa, pouco compacta, cor cinza escura.
						8	11		Areia fina e média, pouco compacta a compacta, cor cinza clara.
						9	17	3,35	
						17	31		Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, medianamente compacta, cor marron escura.
						15	18	4,80	
						13	18	5,98	Areia grossa, fina e média, pouco argilosa, medianamente compacta, cor amarela.
						44	82		Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, com fragmentos de mariscos, medianamente compacta a compacta, cor cinza escura.
						15	23	7,80	
						12	18		Areia fina e média, com fragmentos de mariscos, medianamente compacta a compacta, cor cinza escura.
						11	21	9,75	
						37	40	10,25	Argila organica, com fragmentos de mariscos, consistência rija a dura, cor cinza escura.
						16	15	11,70	Areia grossa, fina e média, pouco argilosa, compacta a medianamente compacta, cor cinza escura.
						5	6	12,80	Areia grossa, fina e média, pouco argilosa, medianamente compacta a pouco compacta, cor marron.
						4	5		Argila siltosa, pouco arenosa, consistência mole, cor variegada.
						2	3	14,60	
						2	2		
						2	3		Argila siltosa, consistência muito mole a média, cor cinza azulada.
						2	2		
						1/20	2		
						14	9	19,50	Areia fina e média, pouco argilosa, com fragmentos de mariscos, medianamente compacta, cor cinza escura.
						9	12	20,65	Areia fina e média, muito argilosa, com fragmentos de mariscos, medianamente compacta, cor cinza escura.
						8	9		
OBSERVAÇÕES:									
CLIENTE: BAUTIAUS ENGENHARIA LTDA				ESCALA: 1/100		CONFERIDO:			
OBRA: Rua Celu Verriboet - Jardim Camburi Vitória - Esp. Santo				ENG. RESPONSÁVEL: Dionéssio dos Santos.					

FUNDAÇON				SONDAGEM - SP Nº 02		DATA			
N.A. INICIAL: N.F.E. - 10,00 MS. 05 / 12 / 89				COTA (m)		R.N.			
(m) FINAL: 2,45 - 15,20 MS. 06 / 12 / 89				- 0,63		Referente à calçada do Ed. Azalã.			
NÍVEL D'ÁGUA	PENETRAÇÃO (golpes / 30 cm)				PROFUNDIDADE DA CAMADA (m)	AMOSTRA	CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL		
	Nº DE GOLPES								
					0,00				
	0	10	20	30	40	19 e 22	29 e 32		
						7	11	0,50	Areia média e fina, pouco compacta a medianamente compacta, cor cinza escura.
						9	12	1,80	Areia média e fina, pouco compacta a medianamente compacta, cor cinza amarelada.
						9	12		
						11	14		Areia fina e média, pouco argilosa, medianamente compacta, cor cinza escura.
						11	13	4,50	
						7	9	5,50	Areia média e fina, pouco argilosa, medianamente compacta, cor marron clara.
						46	106	6,95	Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, com muitos pedregulhos, pouco compacta a muito compacta, cor cinza amarelada.
						51	108		Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, com poucos fragmentos de mariscos, muito compacta a compacta, cor escura.
						18	20	8,50	
						1/20	2	9,70	Areia média e fina, pouco argilosa, pouco siltosa, com poucos fragmentos de mariscos, medianamente compacta a fofa, cor cinza escura.
						36	40	10,55	Argila organica, pouco arenosa, com muitos fragmentos de mariscos, consistência muito mole a dura, cor escura.
						15	17	11,90	Areia fina e média, pouco argilosa, compacta a medianamente compacta, cor cinza escura.
						25	43	12,95	Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, medianamente compacta a muito compacta, cor marron clara.
						3	5	13,30	Areia média e fina, pouco argilosa, compacta a pouco compacta, cor marron clara.
						6	7	13,90	Areia fina e média, pouco argilosa, fofa a pouco compacta, cor cinza azulada.
						3	4		
						3	5		Argila siltosa, pouco arenosa, consistência média a rija, cor cinza azulada.
						4	4		
						20	72	19,20	
						21	11	20,20	Areia média e fina, pouco argilosa, com poucos fragmentos de mariscos, compacta a medianamente compacta, cor cinza.
						10	13	21,50	Areia média e fina, muito argilosa, pouco siltosa, com fragmentos de mariscos, medianamente compacta, cor cinza azulada.
						7	10		Areia grossa e média, muito argilosa, com muitos pedreg-p/compacta a medianamente compacta, cinza azulada.
OBSERVAÇÕES:									
CLIENTE: BAUHAUS ENGENHARIA LTDA				ESCALA: 1/100		CONFERIDO:			
OBRA: Rua Celu Vervloet - Jardim Camburi Vitória - Esp. Santo				ENG. RESPONSÁVEL: Diógenes dos Santos.					

FUNDAÇON				SONDAGEM - SP Nº 02 Cont.		DATA 05.12.89	
N.A. (m)		INICIAL: N.F.E. - 10,00 MS. 05 / 12 / 89 FI: - 2,45 - 15,20 MS. 06 / 12 / 89		COTA (m) - 0,63		R.N. Referente à calçada do Ed. Azalça.	
NÍVEL D'ÁGUA	PENETRAÇÃO (golpes / 30 cm)			PROFUNDIDADE DA CAMADA (m)	AMOSTRA	REVESTIMENTO - p. 2 1/2" ATÉ A PROF. DE 6,00m	
	_____ 1ª e 2ª PENETRAÇÕES _____ 2ª e 3ª PENETRAÇÕES					AMOSTRADOR - # EXT. - 2"	
	Nº DE GOLPES					CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL	
	0	10	20	30	40	1ª e 2ª	2ª e 3ª
				22,90		Areia grossa e média, muito argilosa, com muitos pg dregulhos, pouco compacta a medianamente compacta, cor cinza azulada.	
				23,45		Areia silteosa, pouco argilosa, medianamente compacta a rija, cor cinza azulada.	
						Paralisada por ordem do cliente.	
OBSERVAÇÕES:							
CLIENTE: BAURAUZ ENGENHARIA LTDA					ESCALA: 1/100		CONFERIDO:
OBRA: Rua gelu Vervloet - Jardim Camburi, Vitória - Esp. Santo.					ENG. RESPONSÁVEL: Diógenes dos Santos.		

FUNDAÇON				SONDAGEM - SP Nº 03		DATA			
N.A. INICIAL: N.F.E. - 7,30 MS. 07 / 12 / 89 (m) FINAL: 2,50 - 15,00 MS. 07 / 12 / 89				COTA (m) - 0,55		R.N. Referente à calçada do Ed. Azaléa.			
NÍVEL D'ÁGUA	PENETRAÇÃO (golpes / 30 cm)			PROFUNDIDADE DA CAMADA (m)	AMOSTRA	REVESTIMENTO - S - 2 1/2" ATÉ A PROF. DE 6,00m			
	_____ 1ª e 2ª PENETRAÇÕES _____ 2ª e 3ª PENETRAÇÕES					AMOSTRADOR - S EXT. - 2"			
	Nº DE GOLPES					CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL			
	0	10	20	30	40	1ª e 2ª	2ª e 3ª		
				0,40		Areia média e fina, pouco argilosa, pouco compacta, cor cinza escura.			
								Areia fina e média, pouco compacta, cor cinza amarelada.	
							2,70		Areia fina e média, pouco argilosa, pouco compacta e medianamente compacta, cor cinza clara.
							3,90		Areia média e fina, pouco argilosa, pouco compacta, cor marrom clara.
							5,00		Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, pouco compacta e compacta, cor amarelada.
							7,30		Areia grossa, média e fina, pouco argilosa, compacta, cor escura.
							8,70		Areia média e fina, pouco argilosa, com poucos fragmentos de mariscos, compacta, cor cinza escura.
							10,55		Argila orgânica, pouco arenosa, com poucos fragmentos de mariscos, consistência dura, cor escura.
							10,85		Areia fina, média e grossa, pouco argilosa, compacta, cor cinza escura.
							12,45		Paralisada por ordem do cliente.
OBSERVAÇÕES:									
CLIENTE: BAUHAUS ENGENHARIA LIDA				ESCALA: 1/100		CONFERIDO:			
OBRA: Rua Gelu Vervloet - Jardim Camburi, Vitória - Esp. Santo.				ENG. RESPONSÁVEL: Diógenes dos Santos.					

Vitória, 22 de maio de 1996.

CLIENTE: CESAN
OBRA: PESQUISA
LOCAL: Estação de Tratamento de Esgoto de Camburi

RELATÓRIO DE SONDAGEM

Foram executados 06 (Seis) furos de sondagem de reconhecimento, totalizando 149 m perfurados.

As perfurações foram executadas por percussão, com auxílio de circulação d'água e protegidas por tubos de revestimentos de 2 1/2" de diâmetro nominal.

A extração de amostra foi feita pela utilização de um barrilete amostrador em 3 séries de 15 cm.

O número de golpes (queda livre) obtido, fornece a indicação de compacidade (caso das camadas de solo de predominância arenosa) ou de consistência (caso das camadas de solo de predominância argilosa) do solo em estudo.

O termo "impenetrável a Percussão não significa necessariamente rocha: caracteriza qualquer obstáculo que impeça o prosseguimento.

ANEXOS:

- Plantas de situação dos furos de sondagem.
- Perfis individuais dos furos de sondagem.
- Perfil 1
- Perfil 2

Atenciosamente,


Otivaldo Gomes Lima

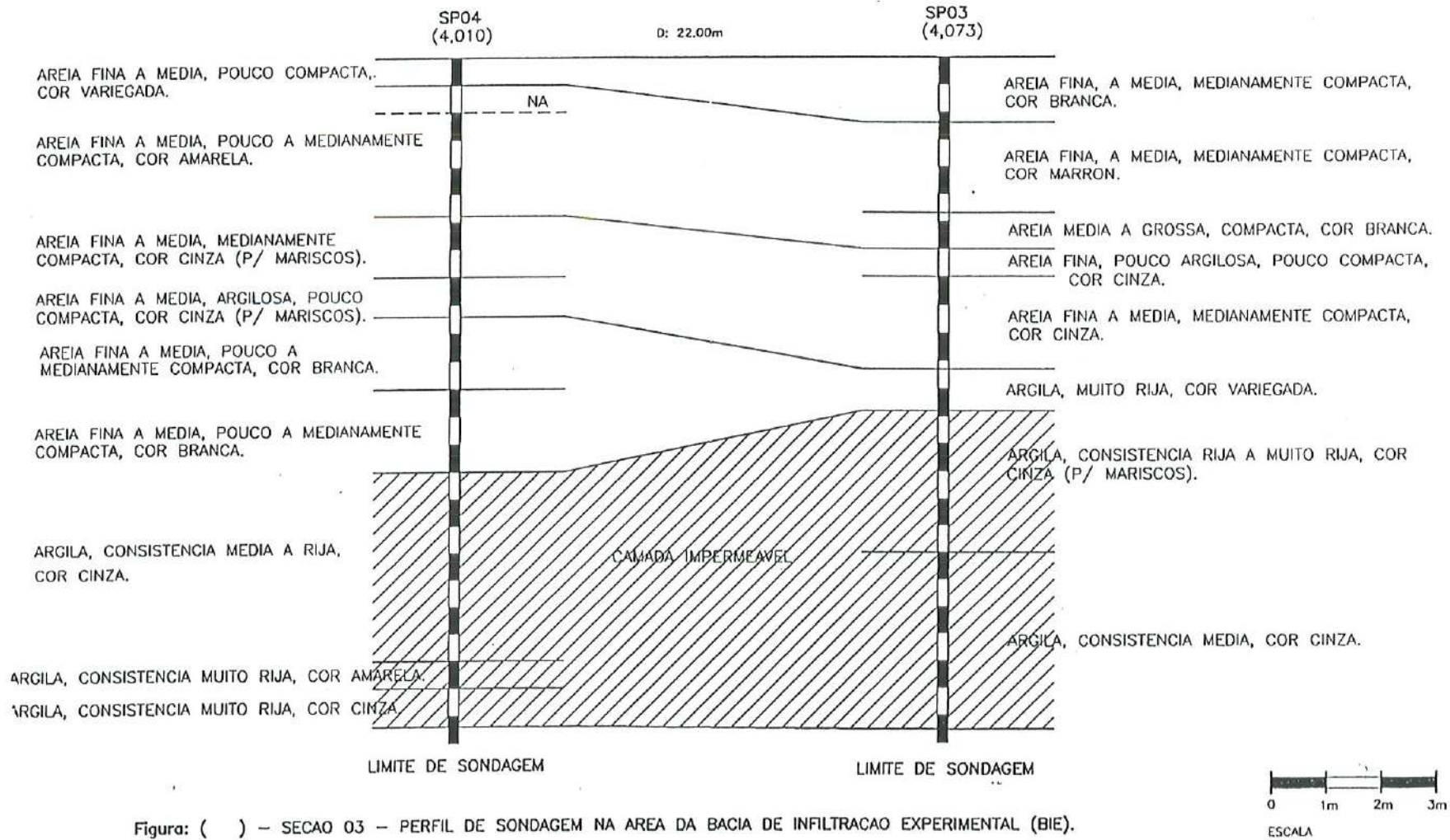


Figura: () - SECAO 03 - PERFIL DE SONDAAGEM NA AREA DA BACIA DE INFILTRACAO EXPERIMENTAL (BIE).

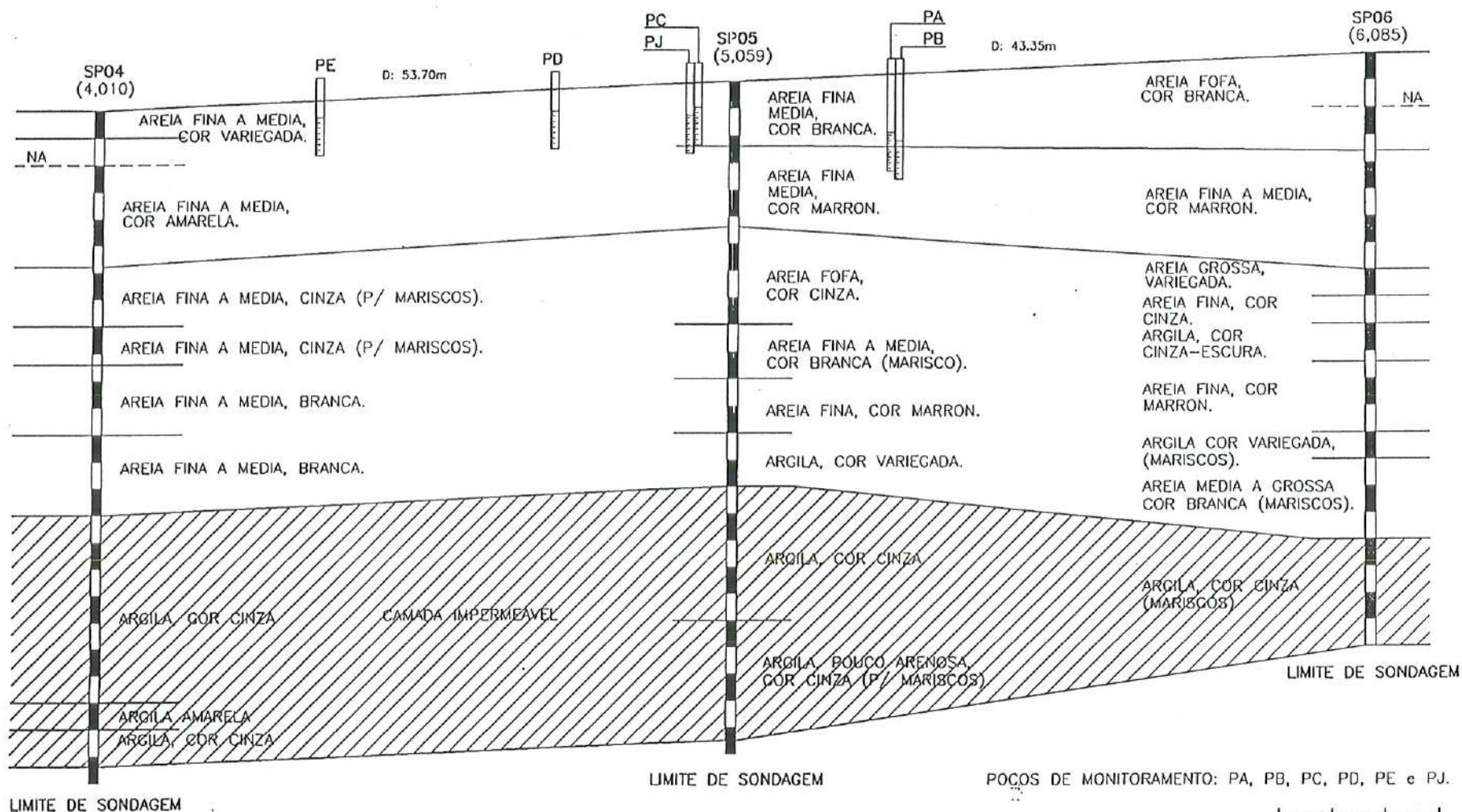


Figura: () - SECAO 04 - PERFIL DE SONDAAGEM E LOCALCAO DOS POCOS DE MONITORAMENTO NA AREA DA BACIA DE INFILTRACAO EXPERIMENTAL (BIE).

=====

ESCOLA SUPERIOR DE AGRICULTURA DE LAURAS
 INSTITUTO DE QUIMICA 'JOHN H. WHEELOCK'
 Caixa Postal 37 37200 LAURAS-MG FONE (035) 821.3700

DEPARTAMENTO DE CIENCIA DO SOLO

=====

BOLETIM	10287	Município	VITORIA - ES
Propriet.	FLORINDO DOS SANTOS BRAGA	Propriedade	AREA ETE DE CAMBUZI
Remet.	PROF. MARCIANO	Endereço	U. F. E. S.
Cidade	VITORIA	CEP:	0 UF: ES
ENTRADA	25/11/94	SAIDA	05/12/94

	Protocolo	72809	72810
Amostra		1	2
Cultura		TANQUE	BACIA
pH em Agua		0.0 AcE	0.0 AcE
P (ppm)		0 B	0 B
K (ppm)		0 B	0 B
Ca (meq/100cc)		0.0 B	0.0 B
Mg "		0.0 B	0.0 B
Al "		0.0 B	0.0 B
H + Al "		0.0 B	0.0 B
S "		0.0 B	0.0 B
t "		0.0 B	0.0 B
T "		0.0 B	0.0 B
m (%)		0 B	0 B
V (%)		0 MB	0 MB

S = soma de bases trocaveis V = saturacao de bases da CTC a pH 7
 m = saturacao de Al da CTC efetiva T = CTC a pH 7 t = CTC efetiva
 AcE = Acidez Elevada AcM = Acidez Media AcF = Acidez Fraca
 Alf = Alcalinidade Fraca AIE = Alcalinidade Elevada N = Neutro
 MB = Muito Baixo B = Baixo H = Medio A = Alto MA = Muito Alto

Wilson Bernardo dos Santos
 ENG.º AGR.º CREA/MG 12587/D
 RESPONSÁVEL LAB. DCS/ESAL

REDUZA GASTO DE CORRETIVO E FERTILIZANTE FAZENDO A CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

15 atm. (%)	0,20	0,04
5 atm. (%)	0,36	0,25
1 atm. (%)	0,52	0,25
0,33 atm. (%)	0,52	0,26
0,10 atm. (%)	0,79	0,43
0,06 atm. (%)	2,22	1,21
0,04 atm. (%)	3,76	2,00
0,02 atm. (%)	4,80	4,41

TABELA - Análise Química do Solo na BIE e no TDV após oito meses de lançamento de esgotos.

Parâmetro	Unidade	BIE - sup.	BIE - 5cm	BIE - 2,5m	TDV - sup.	TDV - 5cm
pH (H ₂ O)		6,55	6,55	7,00	6,30	6,20
pH (SMP)		7,50	7,55	7,60	7,40	7,55
Zn	mg/dm ³	0,98	0,93	0,86	1,12	0,96
Fe	mg/dm ³	9,60	9,60	8,60	12,10	10,20
Mn	mg/dm ³	5,20	5,00	4,60	5,40	5,30
Cu	mg/dm ³	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02
S	mg/dm ³	0,80	0,90	0,50	1,10	0,70
Na	mg/dm ³	6,00	4,00	4,00	2,00	6,00
P	mg/dm ³	38,00	27,00	6,00	69,00	24,00
K	mg/dm ³	7,00	6,00	2,00	8,00	3,00
Ca	mg/dm ³	0,05	0,05	0,03	0,06	0,05
Mg	mg/dm ³	0,01	0,02	0,02	0,06	0,04
Al	mg/dm ³	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
H+Al (acid. pot.)	mg/dm ³	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
Soma de Base	mg/dm ³	0,06	0,07	0,05	0,12	0,09
CTC	mg/dm ³	0,16	0,17	0,15	0,22	0,19
Satur. de Bases	%	38,19	41,7	33,56	54,97	47,58
Mat. Orgânica	%	0,50	0,30	0,10	0,90	0,10

Fonte: Agrolab - Análises e Controle de Qualidade Ltda. Cliente: Florindo dos Santos Braga. Dez./96. Peso específico do solo (areia quartzosa) = 2,65kgf/m³.

TABELA - Análise Química da areia utilizada na IR, antes e após oito meses de aplicação de esgoto.

Identificação	amostra	Unidade: mg/kg								
		Fe	Ca	Mn	Zn	Cu	Cr	Cd	Pb	Hg
Areia virgem a 1,2m	AV-12	2,0	1,1	22,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Areia virgem a 1,6m	AV-16	2,1	1,1	23,2	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Bacia na superfície	BIE-S	2,3	1,1	25,1	13,0	5,1	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Bacia a prof. 1,2m	BIE-12	2,5	1,2	27,7	15,0	7,8	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Bacia a prof. 1,6m	BIE-16	2,2	1,1	24,3	12,0	6,3	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Bacia a prof. 2,0m	BIE-2	1,7	1,1	18,6	< 2,5	3,7	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Tanque na superfície	TDV-S	2,0	1,2	22,3	19,4	7,4	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Tanque a prof. 4,0cm	TDV-12	2,4	1,2	26,4	12,0	5,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Tanque a prof. 1,2m	TDV-16	2,0	1,1	22,7	6,0	3,9	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Tanque a prof. 1,6m	TDV-20	1,8	1,1	19,6	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5
Tanque a prof. 2,0m	TDV-4	1,6	1,1	17,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5	< 2,5

Obs.: A análise do magnésio não foi feita, no entanto indicariam teores menores que os de cálcio. Tal conclusão se baseia na metodologia utilizada: "Titulação com EDTA - Etilenodiaminotetracético".

Procedimento: (ataque sulfúrico) Colocar 2,000 gramas de amostra em um balão de fundo chato de 250 ml provido de refrigerante de refluxo esmerilhado; juntar 50,0ml de H₂SO₄ de peso específico 1,47g/cm³ e ferver durante uma hora. Esfriar. Adicionar ± 50ml de água destilada e filtrar para balão aferido de 250,00ml, lavando com água destilada. Completar o volume do filtrado e homogeneizar. Determinar os elementos por absorção atômica e cálcio por titulação com EDTA.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. *Manual de Métodos e Análise de Solo*. Rio de Janeiro. SNLCS. 1979.



ANÁLISES DE SOLOS

CLIENTE : FLORINDO DOS SANTOS.
 REMETENTE : O MESMO.
 PROPRIEDADE: -
 ENDEREÇO : VILA VELHA/ES
 CONTROLE : 3477/01-96 DATA DE RECEBIMENTO: 12/12/96
 AMOSTRA : TQG SUPERFICIE
 ANÁLISE SOLICITADA: MICROELEMENTOS

R E S U L T A D O S

AMOSTRAS	PARAMETROS ANALISADOS [mg/dm ³ (ppm)]					
	ZINCO (Zn)	FERRO (Fe)	MANGANES (Mn)	COBRE (Cu)	ENXOFRE (S)	SODIO (Na)
01 - SOLO	1,12	12,10	5,40	0,01	1,10	2,00

OBSERVAÇÕES:

- Nota: - Estes resultados referem-se Única e exclusivamente a amostra analisada.
 - A identificação da amostra é de exclusiva responsabilidade do remetente.
 - Amostra coletada pelo cliente.

LOCAL E DATA

Vila Velha (ES), 30 de Dezembro de 1996.


AGROLAB
 Análises e Controle de Qualidade Ltda

Av. Resplendor, 645 - Itapoã - Vila Velha - E. Santo - CEP: 29101-500
 Tel.: (027) 329-3921 - Fax: (027) 329-3921 - Fax: (027) 327-0575 - CGC: 39.267.166/0001-04



ANÁLISES DE SOLOS

CLIENTE : FLORINDO DOS SANTOS.
 REMETENTE : O MESMO.
 PROPRIEDADE: -
 ENDEREÇO : VILA VELHA/ES
 CONTROLE : 3478/02-96 DATA DE RECEBIMENTO: 12/12/96
 AMOSTRA : TQS 5cm PROFUNDIDADE
 ANÁLISE SOLICITADA: MICROELEMENTOS

R E S U L T A D O S

AMOSTRAS	PARAMETROS ANALISADOS [mg/dm ³ (ppm)]					
	ZINCO (Zn)	FERRO (Fe)	MANGANES (Mn)	COBRE (Cu)	ENXOFRE (S)	SODIO (Na)
02 - SOLO	0,96	10,20	5,30	0,02	0,70	6,00

OBSERVAÇÕES:

Nota: - Estes resultados referem-se Unica e exclusivamente a amostra analisada.

- A identificação da amostra é de exclusiva responsabilidade do remetente.

- Amostra coletada pelo cliente.

LOCAL E DATA

Vila Velha (ES), 30 de Dezembro de 1996.


AGROLAB
 Análises e Controle de Qualidade Ltda

Av. Resplendor, 645 - Itapoã - Vila Velha - E. Santo - CEP: 29101-500
 Tel.: (027) 329-3921 - Fax: (027) 329-3921 - Fax: (027) 327-0575 - CGC: 39.267.166/0001-04



ANÁLISES DE SOLOS

CLIENTE : FLORINDO DOS SANTOS.
 REMETENTE : O MESMO.
 PROPRIEDADE: -
 ENDEREÇO : VILA VELHA/ES
 CONTROLE : 3479/03-96 DATA DE RECEBIMENTO: 12/12/96
 AMOSTRA : SUPERFICIE BIE
 ANÁLISE SOLICITADA: MICROELEMENTOS

R E S U L T A D O S

AMOSTRAS	PARAMETROS ANALISADOS [mg/dm ³ (ppm)]					
	ZINCO (Zn)	FERRO (Fe)	MANGANES (Mn)	COBRE (Cu)	ENXOFRE (S)	SODIO (Na)
03 - SOLO	0,98	9,60	5,20	0,01	0,80	6,00

OBSERVAÇÕES:

- Nota: - Estes resultados referem-se Única e exclusivamente a amostra analisada.
 - A identificação da amostra é de exclusiva responsabilidade do remetente.
 - Amostra coletada pelo cliente.

LOCAL E DATA

Vila Velha (ES), 30 de Dezembro de 1996.


AGROLAB
 Análises e Controle de Qualidade Ltda

Av. Resplendor, 645 - Itapoá - Vila Velha - E. Santo - CEP: 29101-500
 Tel.: (027) 329-3921 - Fax: (027) 329-3921 - Fax: (027) 327-0575 - CGC: 39.267.166/0001-04



ANALISE DE SOLO

CLIENTE: FLORINDO DOS SANTOS

CONTROLE: 3477/01-96

REMETENTE: O MESMO

PROPRIEDADE: -

N. DA AMOSTRA: TQG SUPERF.

ENDERECO: VILA VELHA/ES

DATA: 17/12/96

RESULTADO

pH (H ₂ O)	:	6.30	
pH (SMP)	:	7.40	
FOSFORO (P).....	:	69.00	ppm
POTASSIO (K)	:	8.00	ppm
CALCIO (Ca)	:	0.60	meq/100cc
MAGNESIO (Mg)	:	0.60	meq/100cc
ALUMINIO (Al)	:	0.00	meq/100cc
ACIDEZ POTENCIAL (H+Al)	:	1.00	meq/100cc
SOMA DE BASE (S)	:	1.22	meq/100cc
CAPACIDADE DE TROCA DE CATIONS (CTC) :	:	2.22	meq/100cc
SATURACAO DE BASES (V)	:	54.97	%
MATERIA ORGANICA.....	:	0.90	%

Observacoes: -A presente analise tem seu valor restrito a amostra entregue no laboratorio.
 -A identificacao da amostra e' de exclusiva responsabilidade do remetente.
 -Os parametros para interpretacao dos resultados encontram-se no verso.
 -Para a recomendacao de adubacao procure um Engenheiro Agronomo.

John F. Silva
AGROLAB

Análises e Controle de Qualidade Ltda

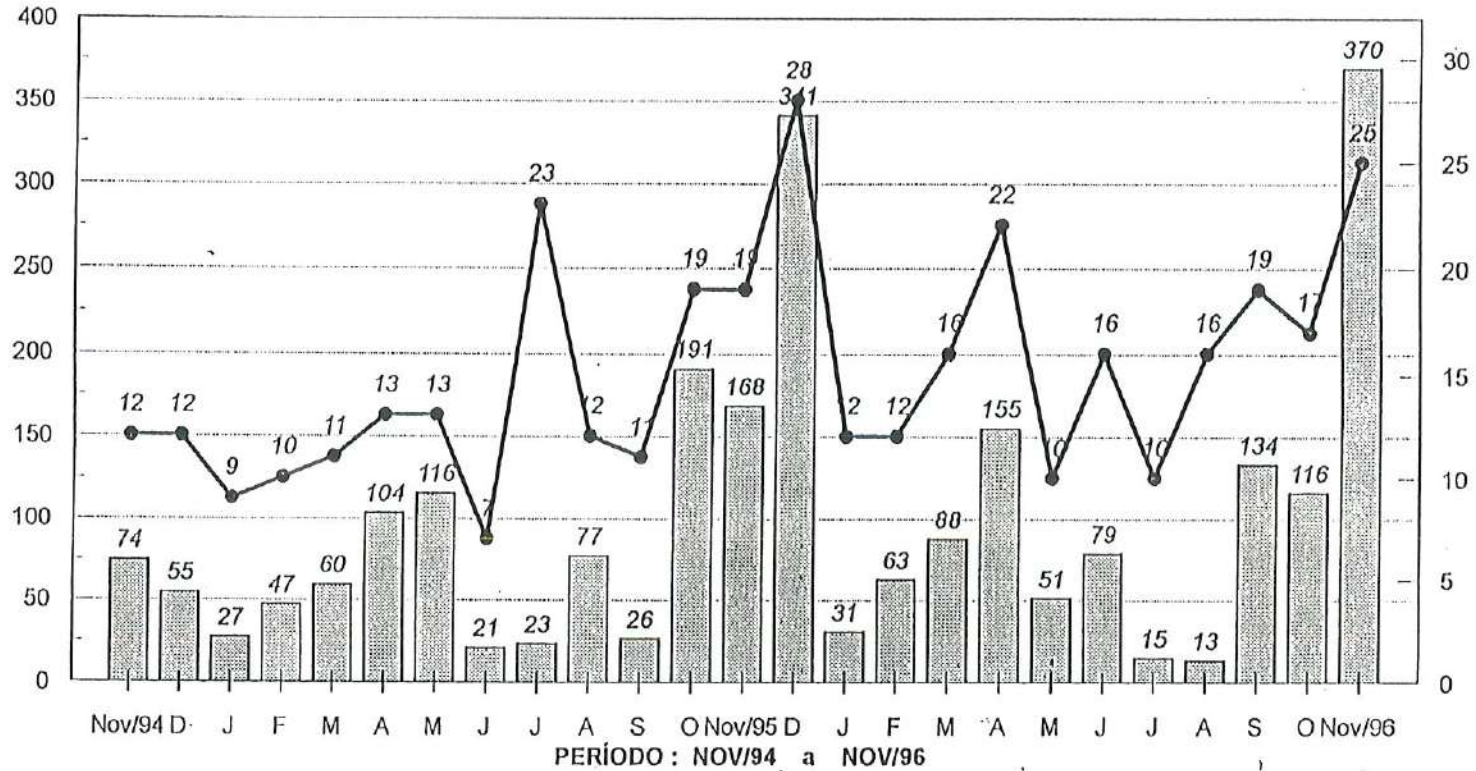
Av. Resplendor, 645 - Itapoá - Vila Velha - E. Santo - CEP: 29101-500
 Tel.: (027) 329-3921 - Fax: (027) 329-3921 - Fax: (027) 327-0575 - CGC: 39.267.166/0001-04

INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS

pH - Até 5.0	Acidez alta		
De 5.1 a 5.9	Acidez média		
De 6.0 a 6.9	Acidez fraca		
Igual a 7.0	Neutro		
De 7.1 a 7.8	Alcalinidade fraca		
Maior que 7.8	Alcalinidade alta		
P - Até 10.0	Baixo	MO - Até 1.5	Baixo
De 10.1 a 20.0 ...	Médio	De 1.6 a 3.0	Médio
Maior que 20.0 ...	Alto	Maior que 3.0 ...	Alto
K - Até 45.0	Baixo	H+A1 - Até 2.5	Baixo
De 45.1 a 80.0 ...	Médio	De 2.6 a 5.0	Médio
Maior que 80.0 ...	Alto	Maior que 5.0 ...	Alto
Ca - Até 1.5	Baixo	S - Até 2.0	Baixo
De 1.6 a 4.0	Médio	De 2.1 a 5.0	Médio
Maior que 4.0	Alto	Maior que 5.0 ...	Alto
Mg - Até 0.5	Baixo	CTC - Até 4.5	Baixo
De 0.6 a 1.0	Médio	De 4.6 a 10.0 ...	Médio
Maior que 1.0	Alto	Maior que 10.0 ..	Alto
Al - Até 0.3	Baixo	V - Até 25.9 ..	Muito Baixo
De 0.4 a 0.9	Médio	De 26.0 a 50.0 ..	Baixo
Maior que 0.9	Alto	De 51.0 a 70.0 ..	Médio
		De 71.0 a 90.0 ..	Alto
		Maior que 90.0 ..	Muito Alto

PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA X DIAS DE CHUVA Estação Meteorológica da CST

Precipitação (mm chuva) Nº dias de chuva



PRECIPITAÇÃO MENSAL Nº DIAS DE CHUVA

Fonte : Assessoria do Controle do Meio Ambiente

TABELA - Características Climatológicas Locais.

Meses	Temperatura			Umidade relativa (%)	Nebulos	Altura total (mm)	Insolação total (hor. e déc.)
	Média máxima	Média mínima	Média compensada				
Janeiro	30,6	23,8	26,6	82	5,7	275,4	-
Fevereiro	32,0	24,6	27,7	73	4,6	31,9	-
Março	30,3	23,5	26,3	79	4,1	187,5	129,9
Abril	28,6	22,4	25,1	80	5,4	136,9	-
Maiο	28,9	22,1	24,9	79	3,3	100,2	-
Junho	26,7	20,2	23,0	76	4,3	82,3	-
Julho	26,2	19,5	22,4	77	4,0	70,9	215,5
Agosto	25,6	19,2	22,0	72	4,0	24,3	213,6
Setembro	26,2	20,1	22,8	73	8,1	35,9	178,2
Outubro	27,6	21,4	24,2	75	5,1	108,7	189,3
Novembro	29,0	22,4	25,2	74	5,7	92,4	167,9
Dezembro	30,4	23,3	26,5	77	4,8	108,5	188,3

Período: ano de 1994.

Fonte: Estação Climatológica de Vitória - ES, nº 531.

Observações Meteorológicas

Estação: Vitória/ ES

Período: 1995

Latitude: 20° 19' S

Longitude: 40° 20' W

Mês	Pressão atmosférica (mb)	Temperatura do ar (°C)						Umidade relativa (%)	Nebulosidade 0-10	Precipitação			Evaporação Total (mm)	Insolação Total (horas e décimos)	Dias de chuva	
		Média das máximas	Média das mínimas	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média compensada	Altura Total (mm)	Máxima em 24 h				
				Graus	Data	Graus	Data					altura (mm)				Data
JAN	1008,0	32,5	24,5	37,0	22	23,6	23	27,8	71	6,3	8,5	6,9	23	145,2	287,2	03
FEV	1009,0	32,1	24,8	34,4	06	22,5	01	27,9	75	4,1	48,7	18,1	17	104,2	196,2	07
MAR	1009,1	31,0	24,5	35,5	05	22,0	14	27,3	76	3,0	134,1	84,6	15	105,6	215,4	10
ABR	1010,2	28,8	22,5	35,5	02	20,4	27	25,3	79	3,6	116,9	58,2	25	78,9	174,9	13
MAI	1011,8	27,8	21,7	33,4	02	19,3	29	23,4	79	6,9	156,3	62,3	12	80,4	188,0	07
JUN	1015,1	27,4	20,1	30,7	17	16,1	06	23,7	74	3,0	6,2	4,8	20	93,9	233,4	03
JUL	1015,5	26,8	20,5	30,8	08	18,9	22	23,2	79	3,2	87,0	32,6	13	78,7	198,4	17
AGO	1014,7	28,0	20,6	31,0	15	17,8	23	23,7	73	2,9	76,0	25,5	22	115,5	247,7	06
SET	1015,6	27,5	20,9	33,6	12	17,6	05	23,5	75	5,1	53,2	21,4	23	109,1	170,7	13
OUT	1010,2	28,0	21,4	34,2	28	17,6	30	24,4	79	4,6	177,1	73,5	31	94,5	158,0	14
NOV	1010,0	27,8	21,6	32,9	10	19,0	22	24,5	78	4,5	318,7	67,4	19	88,2	176,6	17
DEZ	1007,0	28,9	22,6	33,9	29	19,4	01	25,4	82	4,1	241,6	36,3	26	75,9	114,0	26
Médias	1011,4	28,9	22,1	33,6		19,5		25,0	76,7	4,3	Σ: 1424,3			Σ: 1170,1	196,7	Σ: 136

Fonte: Estação Climatológica Pincipal de Vitória - ES - nº 531.

Observações Meteorológicas

Estação: Vitória/ ES

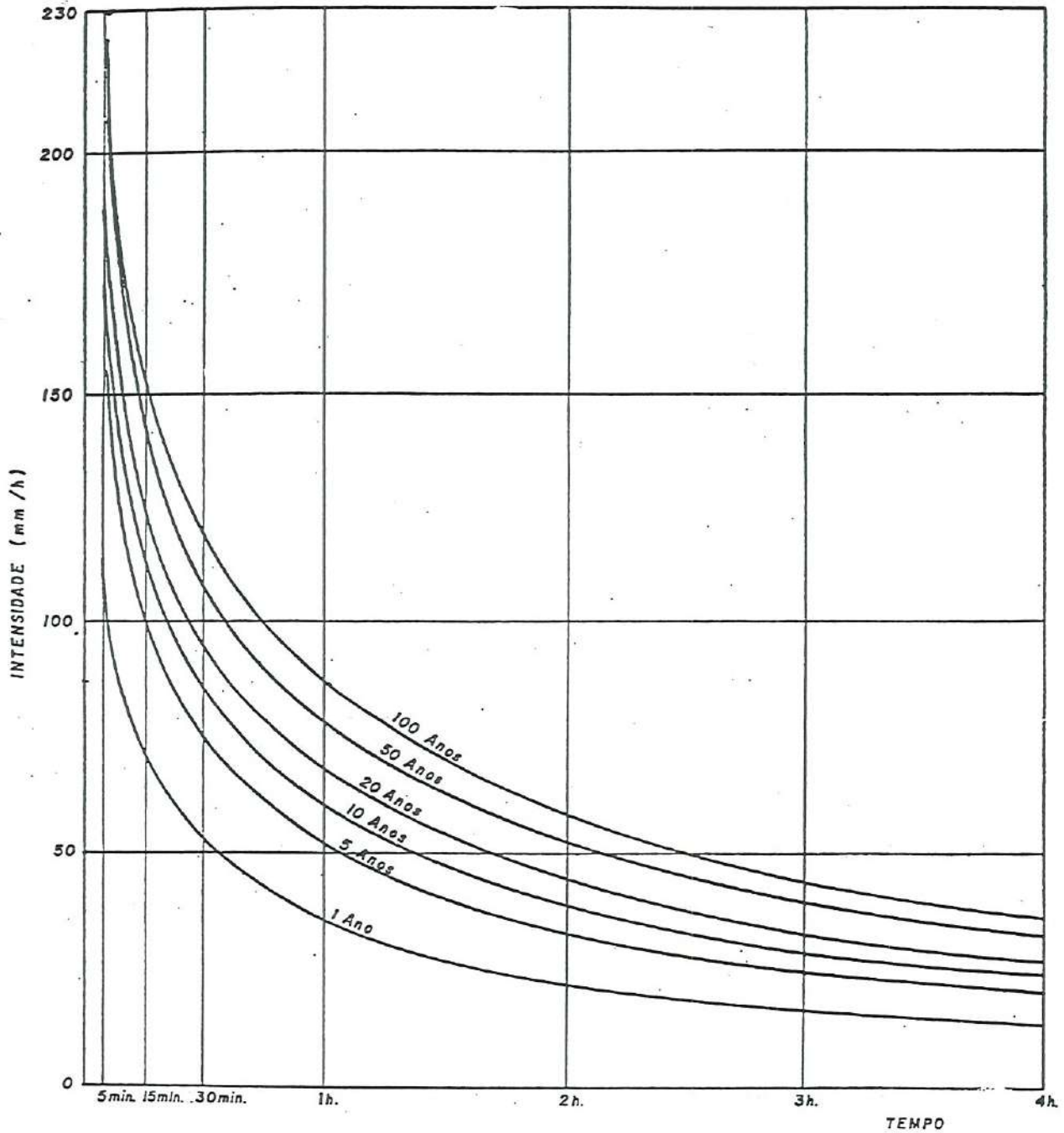
Período: 1996

Latitude: 20° 19' S

Longitude: 40° 20' W

Mês	Pressão atmosférica (mb)	Temperatura do ar (°C)						Umidade relativa (%)	Nebulosidade 0-10	Precipitação			Evaporação Total (mm)	Insolação Total (horas e décimos)	Dias de chuva	
		Média das máximas	Média das mínimas	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média compensada	Altura Total (mm)	Máxima em 24 h				
				Graus	Data	Graus	Data					altura (mm)				Data
JAN	1008,2	31,8	24,1	35,0	28	22,4	11	27,4	74	5,3	67,0	27,9	02	134,0	253,2	06
FEV	1008,3	33,0	24,9	35,0	10	24,0	16	28,3	72	4,7	70,6	46,2	22	137,8	276,9	07
MAR	1008,6	32,1	24,7	35,0	08	22,6	23	27,9	76	4,2	97,0	39,7	13	107,4	236,5	11
ABR	1011,5	29,3	22,6	34,2	16	19,3	20	25,6	77	4,7	157,2	46,1	14	94,8	178,1	15
MAI	1012,9	26,7	20,2	31,0	16	18,2	26	23,2	77	4,4	57,5	24,9	17	83,1	213,3	10
JUN	1015,7	26,3	19,4	30,6	18	17,4	11/30	22,1	79	4,7	72,0	22,3	09	76,2	186,6	12
JUL	1016,8	25,4	18,9	31,5	20	15,2	24	21,7	77	4,5	34,9	10,6	02	91,4	192,1	13
AGO	1016,6	25,0	18,8	29,7	27	17,2	18	21,7	75	4,2	14,6	5,9	11	97,6	176,3	11
SET	1014,7	25,9	20,0	29,3	03	17,6	19	22,6	80	8,5	150,9	77,8	15	76,6	118,0	17
OUT	1011,0	27,6	21,1	32,9	14	16,9	16	24,0	79	4,7	104,3	29,4	28	93,0	160,2	17
NOV	1009,7	27,0	20,3	32,9	18	19,2	25	24,0	83	4,3	393,2	95,7	05	67,9	111,0	22
DEZ	1007,8	30,1	23,4	33,4	20	21,4	02	20,5	79	4,3	131,4	42,7	04	102,4	139,8	16
Médias	1011,8	28,4	21,5	32,5		19,3		24,1	77	4,9	Σ: 1350,6			Σ: 1162,2	186,8	Σ: 157

Fonte: Estação Climatológica Principal de Vitória - ES - nº 531.



SONDOTÉCNICA - ESC. TÊC. ENALDO CRAVO PEIXOTO CONSÓRCIO
AGUA/ESGOTOS - PLANO DIRETOR VITÓRIA, CARIACICA E VILA VELHA
CURVAS DE INTENSIDADE FREQUÊNCIA-DURAÇÃO DAS PRECIPITAÇÕES
FIG. III - 8

Características do Esgoto Bruto

SILVA (1996) mostra, através das TABELAS abaixo, os parâmetros de qualidade do esgoto bruto afluente a ETE de Camburi, através do monitoramento de rotina da CESAN. Nestas TABELAS tem-se os valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros DQO e DBO₅ e da relação DBO₅/DQO, com seus respectivos valores de desvio padrão (s) e coeficiente de variação (v), do esgoto bruto para amostras coletadas no afluente ao sistema, ao longo das estações do ano, respectivamente, para o período de abril de 1991 a outubro de 1994, sendo as amostras coletadas geralmente no horário de 12:00 às 15:00 horas. As características do Sistema de Camburi estão mostrados na TABELA abaixo.

TABELA - Características do Sistema de Camburi

Lagoa	Vazão (1994) (l/s)	Área (m ²)	Profundidade (m)	Tempo de detenção (dias)
Anaeróbia	160	27936	2,30	4,65
Facultativa		26410	2,30	4,39
Facultativa		52800	2,00	4,67

TABELA - Valores médios de DQO e DBO₅ - monitoramento de rotina - esgoto bruto - Sistema de Camburi (estações do ano - abril de 1991 a setembro de 1994).

	Ano	Nº amtr.	DQO (mg/l)					DBO ₅ (mg/l)					DBO ₅ /DQO				
			mín.	méd.	máx.	s	v	mín.	méd.	máx.	s	v	mín.	méd.	máx.	s	v
P	91	4	185	398	752	283	60,37	75	130	228	66	46,52	0,22	0,33	0,42	0,09	26,68
	92	22	232	419	723	102	23,87	84	180	310	54	28,81	0,32	0,43	0,62	0,07	16,31
	93	14	442	566	800	96	16,80	174	251	360	54	20,98	0,33	0,44	0,60	0,08	17,54
	Total	40	185	463	800	139	28,80	75	196	360	66	32,06	0,22	0,42	0,62	0,08	18,71
V	92	4	160	284	466	128	42,11	50	134	228	75	48,62	0,31	0,47	0,62	0,13	26,41
	93	15	200	460	574	89	18,96	69	206	337	60	27,77	0,34	0,45	0,77	0,11	23,24
	94	12	301	497	596	89	17,61	103	204	292	52	24,68	0,34	0,41	0,50	0,06	13,84
	Total	31	160	445	596	111	24,00	50	194	337	61	29,34	0,31	0,44	0,77	0,09	21,16
O	92	7	197	351	564	140	37,58	76	150	232	60	37,13	0,38	0,42	0,47	0,03	8,03
	93	14	418	535	758	89	16,37	158	218	308	46	20,76	0,30	0,41	0,56	0,08	19,98
	94	11	347	502	608	68	13,35	172	239	360	65	26,25	0,32	0,48	0,70	0,13	27,25
	Total	32	197	477	758	113	23,03	76	207	360	63	29,00	0,30	0,43	0,70	0,10	26,66
I	91	4	296	343	476	84	24,07	68	126	225	65	47,41	0,21	0,37	0,47	0,11	30,26
	92	19	99	315	819	209	56,68	37	144	432	114	65,41	0,31	0,46	0,67	0,10	21,16
	93	13	216	509	1109	244	43,95	78	254	525	170	45,58	0,33	0,50	0,68	0,12	22,62
	Total	36	99	378	1109	84	52,62	37	174	525	65	60,47	0,21	0,46	0,68	0,11	23,39

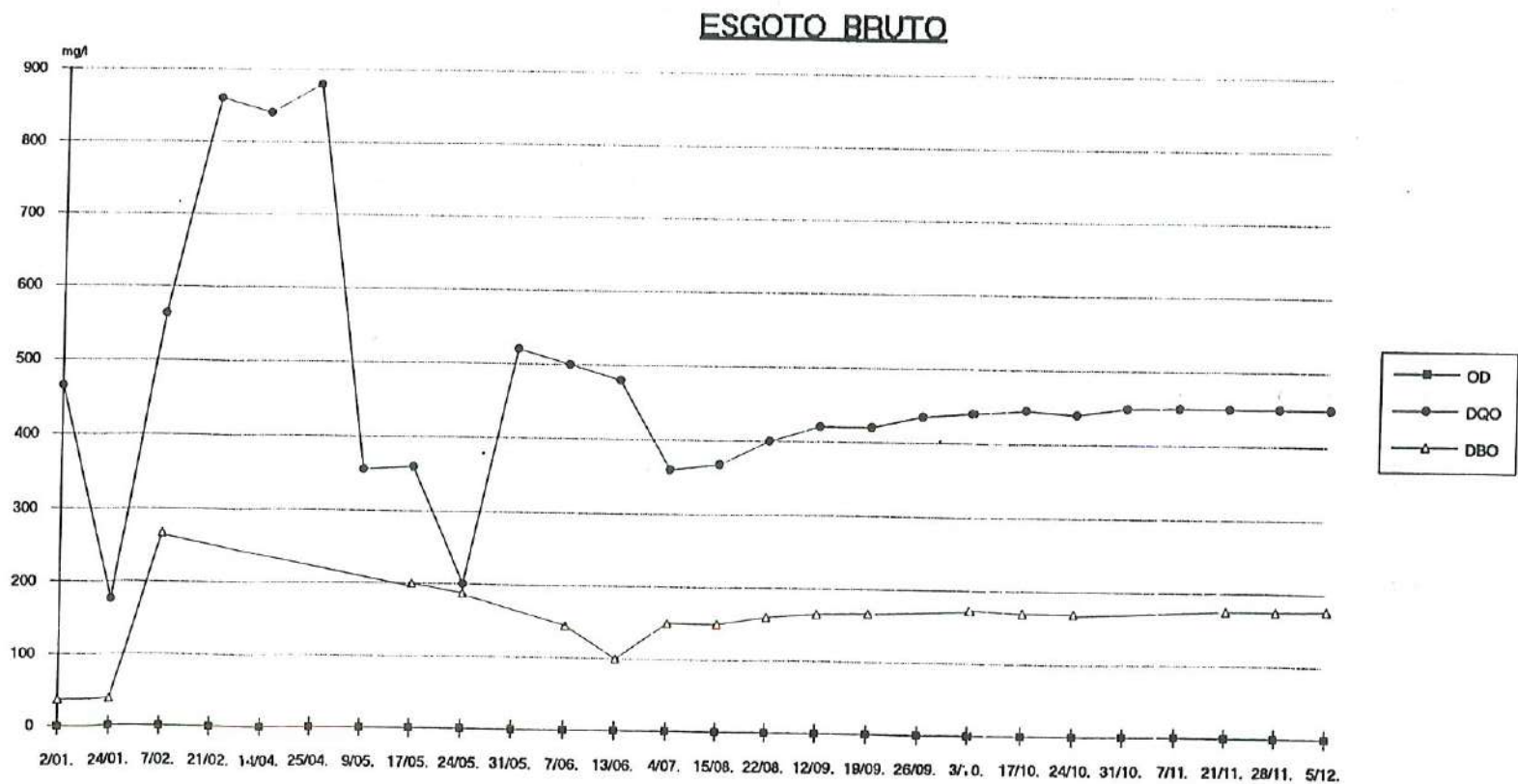
Notas: Estações: P = Primavera; V = Verão; O = Outono; I = Inverno

s : Desvio Padrão

v : Variância

Fonte: Silva (1996).

Os resultados indicam ainda a utilização da relação DBO₅/DQO equacionada por: DBO₅ = 0,45 DQO, a qualquer período do ano, para o Sistema de Camburi.



- Nos dias 21/02, 14/04, 25/04, 9/05, 31/05, 26/09, 31/10, e 7/11/94 o DBO não foi analisado. Laboratório: UFES.

Parâmetros (mg/l)	Esgoto Bruto																			n	Média	Desv. Padrão					
	26/07	01/08	02/08	07/08	08/08	14/08	15/08	22/08	28/08	29/08	05/09	12/09	14/09	21/09	26/09	09/10	10/10	23/10	24/10				04/12	18/12	19/12		
Col. Fecal (Nmp/100ml)	3,00E +07	2,40E +08	5,00E +08	3,00E+ 07	2,30E +07		8,00E +07	5,00E +07	8,00E +06	3,00E +08	3,00E +07	5,00E +07			3,00E +07				3,00E +07					13	1,08E +08	1,4E +08	
DQO	646,40	646,0	576,0	651,0	795,0	775,0	724,0	500,0	639,0	597,0	561,0	663,0	802,0	530,0	642,0	655,0	707,0	760,0	584,0	660,0	669,0	680,0	330,0	22	657,38	79,38	
DBO	368,0	404,0	252,0	295,0	315,0	328,0	318,0	235,0	300,0	225,0	268,0	345,0	418,0	247,0	306,0	270,0	310,0	335,0	285,0	343,0	320,0	330,0		22	309,86	48,72	
Fosfato	7,43	7,92	8,11	6,90	9,86	9,41	8,24	9,22	8,63	8,75	9,15	8,75	9,65	7,95	9,43	8,15	8,20	8,90	7,25	6,34	8,23	8,50		18	8,41	0,88	
Ortof. total				4,85	6,93	6,03	5,50	6,10	6,10	6,20	6,85	7,45	8,35	6,15	8,50	6,99	7,04	5,36	4,68		6,07	5,90		20	6,39	1,02	
N Orgânico	19,58			9,40	14,64	31,70	31,50	7,51	19,95	20,01	23,52	13,73	16,60	6,96	17,71	8,46	7,68	14,00	12,04	24,07	15,30	21,90		22	16,81	7,17	
N Amon.	28,66	30,89	39,47	39,76	56,36	56,80	49,00	41,36	55,22	55,27	49,48	47,37	43,15	37,04	71,29	57,27	52,00	31,69	27,16	35,01	34,20	51,90		22	45,02	11,23	
Nitratos				< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,07	0,01	0,02		19	0,01	0,02	
Nitritos				< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		19	0,00	0,00	
Alcalind.	182,50	171,50	248,50	165,0	270,0	245,0	220,0	213,0	278,0	260,0	250,0	248,0	255,0	230,0	275,0	245,0	245,0	200,0	170,0	162,0	225,0	230,0		22	226,75	35,93	
Cloratos	99,0	67,0	673,0	400,0	90,0	104,0	104,0	34,0	100,0	97,0	60,0	96,0	78,0	60,0	146,0	130,0	96,0	68,0	90,0	52,0	50,0	60,0		22	126,09	138,33	
SST	66,0	432,0	300,0	228,0	362,0	295,0	316,0	290,0	366,0	310,0	358,0	371,0	413,0	342,0	342,0	208,0	286,0	280,0	252,0	320,0	293,0	320,0		12	862,42	298,16	
Condut. (mS)				1.811,0	848,0	797,0	753,0	606,0	836,0	860,0	830,0	785,0	728,0	620,0	875,0										22	63,35	14,09
NKT	48,24	65,30	72,64	49,16	71,00	88,50	80,51	48,87	75,17	75,28	73,00	61,10	59,75	44,00	89,00	65,73	59,68	45,69	39,20	59,08	49,50	73,40		22	63,35	14,09	
pH	6,81	7,00	7,29	6,66	6,95	6,90	7,00	7,18	7,10	7,27	7,10	7,21	7,14	6,95	7,15	6,90	6,40	6,75	6,85	6,68	6,88	6,75		22	6,95	0,22	

Análises Realizadas pelo Laboratório da UFES e da CESAN - Ano :1985

3261040 CESAN


064 P02 23/01/95 16:31

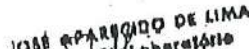
 * I D U C S T - COMPANHIA SIDERURGICA DE TUBARÃO. *
 * I U U LABORATÓRIO DE UTILIDADES E MEIO AMBIENTE. Nº DO BOLETIM: 143/94 *
 * I U U - D RESULTADO DE ANÁLISES DE ÁGUA DATA DE EMISSÃO: 13/12/94 *
 *
 * CLIENTE : CESAN *

PONTO DE COLETA	DATA DE COLETA	DATA
RA- AFLUENTE ETE DE J. CAMBURI	25 a 26 /11/94	27 a 30 /11/94
RA- AFLUENTE ETE DE J. CAMBURI	26 a 27 /11/94	30/11/94 a 01/12/94
RC- AFLUENTE ETE DE J. CAMBURI	27 a 28 /11/94	
RD- AFLUENTE ETE DE J. CAMBURI	30 a 29 /11/94	

PARAMETROS	UNIDADE	A	B	C	D	E	F	G	H
CROMO TOTAL	mg/L	0,34	0,50	1,20	0,40	0,35	0,40		
CORRE TOTAL	mg/l.	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,02		
ZINCO TOTAL	mg/L	0,12	0,10	0,07	0,09	0,10	0,07		

* OBSERVAÇÃO: Na parâmetro CROMO TOTAL, as amostras foram concentradas 100 vezes.
 * A leitura acima não foi dividida por (100 vezes).
 * Não foi possível repetir o resultado do dia 27 a 28/11/94 do parâmetro
 * CROMO TOTAL, devido ao volume da amostra ser insuficiente. Nas próximas coletas
 * enviar 2 Lt de amostra.

* 19 VIA
 * AT. TÉCNICO: 

SUPERVISOR: 
 JOSÉ CARLOS DE LIMA
 Laboratório

GERENTE SEÇÃO


 L. O. Químico - CRQ 033701/95

SSP: 6.0 DBO - Teste de Normalidade
 BIE Reator 1 TDV Reator 2 RE Reator 3

LNBIE

Hi-Res Chart # 7: Normal q-q plot of lnbie
 Hi-Res Chart # 8: Detrended normal q-q plot of lnbie

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9749	40	,5877
K-S (Lilliefors)	,0731	40	> ,2000

LN TDV₅

Shapiro Wilks 0,9404 21 0,2883
 K-S (Lilliefors) 0,1256 21 >0,2000

LNRE

Shapiro Wilks 0,9427 19 0,3573
 K-S (Lilliefors) 0,800 19 >0,2000

H₀: LNBIE ~NORMAL, LNTDV ~NORMAL, LNRE ~NORMAL

Nos três casos aceita-se H₀ com α = 5%

----- O N E W A Y -----

Variable LOGBDO
 By Variable REAT

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	3,4608	1,7304	1,8764	,1601
Within Groups	77	71,0085	,9222		
Total	79	74,4693			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
10,0438	2	77	,000

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \sigma_3^2$$

H₁: pelo menos uma variância é diferente

Rejeita-se H₀ ao nível de 5%

SPSS 6.0 COMAPARAÇÃO DE MÉDIAS

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for DBO12

REAT12	N	Mean	StDev	SE Mean
1	40	11.0	17.0	2.7
2	21	13.5	17.2	3.8

95% C.I. for mu 1 - mu 2: (-11.9, 6.8)

T-Test mu 1 = mu 2 (vs not =): T= -0.56 P=0.58 DF= 40

```
MTB > TwoT 95.0 'DBO13' 'REAT13';
SUBC> Alternative 0.
```

 $H_0: \mu \text{ BIE} = \mu \text{ TDV}$ $H_1: \mu \text{ BIE} \neq \mu \text{ TDV}$ Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for DBO13

REAT13	N	Mean	StDev	SE Mean
1	40	11.0	17.0	2.7
3	18	11.33	4.36	1.0

95% C.I. for mu 1 - mu 3: (-6.2, 5.4)

T-Test mu 1 = mu 3 (vs not =): T= -0.13 P=0.90 DF= 48

```
MTB > TwoT 95.0 'DBO23' 'REAT23';
SUBC> Alternative 0.
```

 $H_0: \mu \text{ BIE} = \mu \text{ RE}$ $H_1: \mu \text{ BIE} \neq \mu \text{ RE}$ Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for DBO23

REAT23	N	Mean	StDev	SE Mean
2	21	13.5	17.2	3.8
3	18	11.33	4.36	1.0

95% C.I. for mu 2 - mu 3: (-5.9, 10.3)

T-Test mu 2 = mu 3 (vs not =): T= 0.57 P=0.58 DF= 22

MTB

 $H_0: \mu \text{ TDV} = \mu \text{ RE}$ $H_1: \mu \text{ RE} \neq \mu \text{ RE}$ Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

SPSS 6.0 DQO - TESTE DE NORMALIDADE

LNBIE

Hi-Res Chart # 28:Normal q-q plot of lnbie
 Hi-Res Chart # 29:Detrended normal q-q plot of lnbie

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9351	40	,0377
K-S (Lilliefors)	,1511	40	,0221

H₀: LNBIE ~NORMAL
 Rejeita-se H₀ ao nível de confiança de 5%.

LNTDV

Shapiro Wilks	0,9668	27	0,3433
K-S (Lilliefors)	0,0903	27	> 0,2000

H₀: LNTDV ~NORMAL
 Aceita-se H₀ com α = 5%

LNRE

Shapiro Wilks	0,9618	29	0,4601
K-S (Lilliefors)	0,1498	26	0,1379

H₀: LNRE ~NORMAL
 Aceita-se H₀ com α = 5%

DQO - TESTE DE IGUALDADE DE VARIÂNCIA

----- O N E W A Y -----

Variable LNDQO
 By Variable REATOR

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	1,3934	,6967	1,6912	,1901
Within Groups	90	37,0752	,4119		
Total	92	38,4686			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
7,1776	2	90	,001

DQO - TESTE DE IGUALDADE DE VARIÂNCIA

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \sigma_3^2$$

H₁: pelo menos uma variância é diferente

Aceita-se H₀ ao nível de 5%

SPSS 6.0 - DQO - COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for DQO12

REAT12	N	Mean	StDev	SE Mean
1	40	55.5	42.5	6.7
2	27	55.1	46.9	9.0

95% C.I. for mu 1 - mu 2: (-22.2, 23.0)

T-Test mu 1 = mu 2 (vs not =): T= 0.04 P=0.97 DF= 52

```
MTB > TwoT 95.0 'DQO13' 'REAT13';
SUBC> Alternative 0.
```

 $H_0: \mu \text{ BIE} = \mu \text{ TDV}$ $H_1: \mu \text{ BIE} \neq \mu \text{ TDV}$ Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for DQO13

REAT13	N	Mean	StDev	SE Mean
1	40	55.5	42.5	6.7
3	26	56.5	27.3	5.4

95% C.I. for mu 1 - mu 3: (-18.2, 16.2)

T-Test mu 1 = mu 3 (vs not =): T= -0.12 P=0.91 DF= 63

```
MTB > TwoT 95.0 'DQO23' 'REAT23';
SUBC> Alternative 0.
```

 $H_0: \mu \text{ BIE} = \mu \text{ RE}$ $H_1: \mu \text{ BIE} \neq \mu \text{ RE}$ Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for DQO23

REAT23	N	Mean	StDev	SE Mean
2	27	55.1	46.9	9.0
3	26	56.5	27.3	5.4

95% C.I. for mu 2 - mu 3: (-22.6, 19.8)

T-Test mu 2 = mu 3 (vs not =): T= -0.14 P=0.89 DF= 42

MTB >

 $H_0: \mu \text{ TDV} = \mu \text{ RE}$ $H_1: \mu \text{ RE} \neq \mu \text{ RE}$ Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

SST - TESTE DE NORMALIDADE

LNBIE

Hi-Res Chart # 1:Normal q-q plot of lnbie
 Hi-Res Chart # 2:Detrended normal q-q plot of lnbie

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9595	40	,2828
K-S (Lilliefors)	,1209	40	,1438

Hi-Res Chart # 3:Boxplot of lnbie

LNTDV

	Statistic	df	Significance	
Shapiro Wilks	0,9876	27	0,9761	H ₀ : LNTDV ~NORMAL Aceita-se H ₀ com α = 5%
K-S (Lilliefors)	0,1149	27	> 0,2000	

LNRE

	Statistic	df	Significance	
Shapiro Wilks	0,9630	26	0,4747	H ₀ : LNRE ~NORMAL Aceita-se H ₀ com α = 5%
K-S (Lilliefors)	0,1065	26	0,1379	

ANÁLISE DE VARIÂNCIAS - COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

Variable LNSST
 By Variable REATOR

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	,2403	,1202	,2011	,8182
Within Groups	90	53,7814	,5976		
Total	92	54,0217			

SPSS 6.0 - TESTE DE IGUALDADE DE VARIÂNCIAS

Levene test for homogeneity of variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
,6420	2	90	,529

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \sigma_3^2$$

H₁: pelo menos uma variância é diferente

Aceita-se H₀ ao nível de significância de 5%

$$\mu_{BIE} = \mu_{TDV} = \mu_{RE}$$

H₁: pelo menos uma delas é diferente

Aceita-se H₀ ao nível de significância de 5%

SPSS 6.0 - FÓSFORO TESTE DE NORMALIDADE

BIE

Hi-Res Chart # 29:Normal q-q plot of bie
 Hi-Res Chart # 30:Detrended normal q-q plot of bie

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9136	40	< ,0100
K-S (Lilliefors)	,1072	40	> ,2000

BIE ~ NORMAL

Hi-Res Chart # 31:Boxplot of bie

TDV

Hi-Res Chart # 32:Normal q-q plot of tdv
 Hi-Res Chart # 33:Detrended normal q-q plot of tdv

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9144	25	,0436
K-S (Lilliefors)	,1347	25	> ,2000

TDV ~ NORMAL

Hi-Res Chart # 34:Boxplot of tdv

RE

Hi-Res Chart # 35:Normal q-q plot of re
 Hi-Res Chart # 36:Detrended normal q-q plot of re

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,8671	24	< ,0100
K-S (Lilliefors)	,1947	24	,0192

RE ~ NORMAL

Hi-Res Chart # 37:Boxplot of re

H_0 : BIE ~ NORMAL, TDV ~ NORMAL, RE ~ NORMAL

Nos três casos aceita-se H_0 com $\alpha = 5\%$

SPSS 6.0 - NTK TESTE DE NORMALIDADE

LNBIE

	Statistic	df	Significance	LNBIE ~NORMAL
Shapiro-Wilks	,9275	40	,0194	
K-S (Lilliefors)	,0924	40	> ,2000	

LNTDV

	Statistic	df	Significance	LNTDV ~NORMAL
Shapiro-Wilks	,9414	18	,3613	
K-S (Lilliefors)	,1679	18	,1942	

LNRE

	Statistic	df	Significance	LNRE Não tem ~NORMAL
Shapiro-Wilks	,8914	17	,0492	
K-S (Lilliefors)	,2411	17	,0097	

H_0 : LN BIE ~NORMAL, LNTDV ~NORMAL e LN RE Não tem ~NORMAL

Nos três casos aceita-se H_0 com $\alpha = 5\%$

Como os dados dos reatores BIE, TDV e RE não passaram no teste de Normalidade e os tamanhos das amostras do TDV e do RE são pequenos (18 e 17) não há condições de se utilizar o teste t de student para fazer comparação de médias.

SPSS 6.0 - FÓSFORO TESTE DE HOMOGENEIDADE

----- O N E R A .

Variable LNFOFPO
By Variable REATOR

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	27,7507	13,8753	14,3063	,0000
Within Groups	86	83,4093	,9699		
Total	88	111,1600			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
16,5975	2	86	,000

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \sigma_3^2$$

H₁: pelo menos uma das variâncias é diferente

Pelo Teste de Levene rejeita-se H₀ ao nível de significância de 5%

SPSS 6.0 - FÓSFORO COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

Two Sample T-Test and Confidence Interval

— BIE, TDV

Twosample T for fosfo

REATOR	N	Mean	StDev	SE Mean
1	40	2.28	1.32	0.21
2	25	2.15	1.62	0.32

95% C.I. for mu 1 - mu 2: (-0.64, 0.91)

T-Test mu 1 = mu 2 (vs not =): T= 0.35 P=0.73 DF= 43

MTB >

H₀: μBIE = μ TDV

H₁: μ BIE ≠ μ TDV

Aceita-se H₀: ao nível de confiança de 5%

SPSS 6.0 - Ntotal - TESTE DE NORMALIDADE

BIE	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9569	40	,2380
K-S (Lilliefors)	,1040	40	> ,2000

Hi-Res Chart # 3:Boxplot of bie

TDV	Statistic	df	Significance
Shapiro Wilks	0,5276	27	0,0693
K-S (Lilliefors)	0,1170	27	0,2000

 $H_0: BIE \sim \text{NORMAL e } TDV \sim \text{NORMAL}$ Aceita-se H_0 com $\alpha = 5\%$

- TESTE DE NORMALIDADE

- - - O N E W A Y - - - - -

Variable NTOTAL
By Variable REATOR

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	1	160,9553	160,9553	,5824	,4481
Within Groups	65	17964,4415	276,3760		
Total	66	18125,3968			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3,4344	1	65	,068

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2$$

$$H_1: \sigma_1^2 \neq \sigma_2^2$$

Aceita-se H_0 ao nível de significância de 5%

COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

$$H_0: \mu_{BIE} = \mu_{TDV}$$

$$H_1: \mu_{BIE} \neq \mu_{TDV}$$

Aceita-se H_0 : ao nível de confiança de 5%

SPSS 6.0 - Nitratos - TESTE DE NORMALIDADE

BIE

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,8805	39	< ,0100
K-S (Lilliefors)	,1772	39	,0034

TDV

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9210	22	,0835
K-S (Lilliefors)	,1480	22	> ,2000

RE

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9267	30	,0494
K-S (Lilliefors)	,1283	30	> ,2000

H_0 : BIE Não tem \sim NORMAL, TDV \sim NORMAL e RE \sim NORMAL

Como BIE não obedece uma \sim NORMAL com $\alpha = 5\%$ só será feita comparação de médias entre TDV e RE

SPSS 6.0 - CLORETOS TESTE DE NORMALIDADE

LNBIE

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9048	38	< ,0100
K-S (Lilliefors)	,1829	38	,0025

Hi-Res Chart # 74:Boxplot of lnbie

LNTDV

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9708	22	,7072
K-S (Lilliefors)	,0935	22	> ,2000

LNRE

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,8343	20	< ,0100
K-S (Lilliefors)	,2473	20	,0024

Hi-Res Chart # 80:Boxplot of lnre

H_0 : LN BIE ~NÃO NORMAL, LNTDV ~NORMAL e LN RE Não tem~ NORMAL

Em dois casos aceita-se H_0 com $\alpha = 5\%$, logo não há condições de análise.

SPSS 6.0 - COLIFORMES FECAIS - TESTE DE NORMALIDADE

LNBIE

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9693	24	,6406
K-S (Lilliefors)	,0953	24	> ,2000

LNTDV

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9675	24	,6001
K-S (Lilliefors)	,0867	24	> ,2000

LNRE

	Statistic	df	Significance
Shapiro-Wilks	,9612	23	,4900
K-S (Lilliefors)	,0656	23	> ,2000

H₀:LN BIE ~ NORMAL, LNTDV ~NORMAL e LNRE ~ NORMAL.

Para as tres distribuições aceita-se H₀ com α = 5%.

COLIFORMES FECAIS - TESTE DE IGUALDADE DE MÉDIAS

----- ONEWAY -----

Variable LNCOLIF
By Variable REATOR

Analysis of Variance

Source	D.F.	Sum of Squares	Mean Squares	F Ratio	F Prob.
Between Groups	2	47,3861	23,6930	5,0981	,0086
Within Groups	68	316,0237	4,6474		
Total	70	363,4098			

Levene Test for Homogeneity of Variances

Statistic	df1	df2	2-tail Sig.
3,2739	2	68	,044

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \sigma_3^2$$

H₁: pelo menos uma variância é diferente

Rejeita-se H₀ ao nível de 5%

COLIFORMES FECAIS - COMPARAÇÃO DE MÉDIAS

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for COLIF12

REAT12	N	Mean	StDev	SE Mean
1	24	8268083	18786870	3834854
2	24	37378208	75464000	15404024

95% C.I. for mu 1 - mu 2: (-61811400, 3591152)

T-Test mu 1 = mu 2 (vs not =): T= -1.83 P=0.079 DF= 25

MTB > TwoT 95.0 'COLIF13' 'REAT13';
SUBC> Alternative 0. $H_0: \mu \text{ BIE} = \mu \text{ TDV}$ $H_1: \mu \text{ BIE} \neq \mu \text{ TDV}$ Aceita-se H_0 : ao nível
de confiança de 5%

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for COLIF13

REAT13	N	Mean	StDev	SE Mean
1	24	8268083	18786870	3834854
3	23	16039130	18779358	3915767

95% C.I. for mu 1 - mu 3: (-18819440, 277347)

T-Test mu 1 = mu 3 (vs not =): T= -1.42 P=0.16 DF= 44

MTB > TwoT 95.0 'COLIF23' 'REAT23';
SUBC> Alternative 0. $H_0: \mu \text{ BIE} = \mu \text{ TDV}$ $H_1: \mu \text{ BIE} \neq \mu \text{ TDV}$ Aceita-se H_0 : ao nível
de confiança de 5%

Two Sample T-Test and Confidence Interval

Twosample T for COLIF23

REAT23	N	Mean	StDev	SE Mean
2	24	37378208	75464000	15404024
3	23	16039130	18779358	3915767

95% C.I. for mu 2 - mu 3: (-11402866, 54081024)

T-Test mu 2 = mu 3 (vs not =): T= 1.34 P=0.19 DF= 25

MTB >

 $H_0: \mu \text{ TDV} = \mu \text{ RE}$ $H_1: \mu \text{ RE} \neq \mu \text{ RE}$ Aceita-se H_0 : ao nível
de confiança de 5%

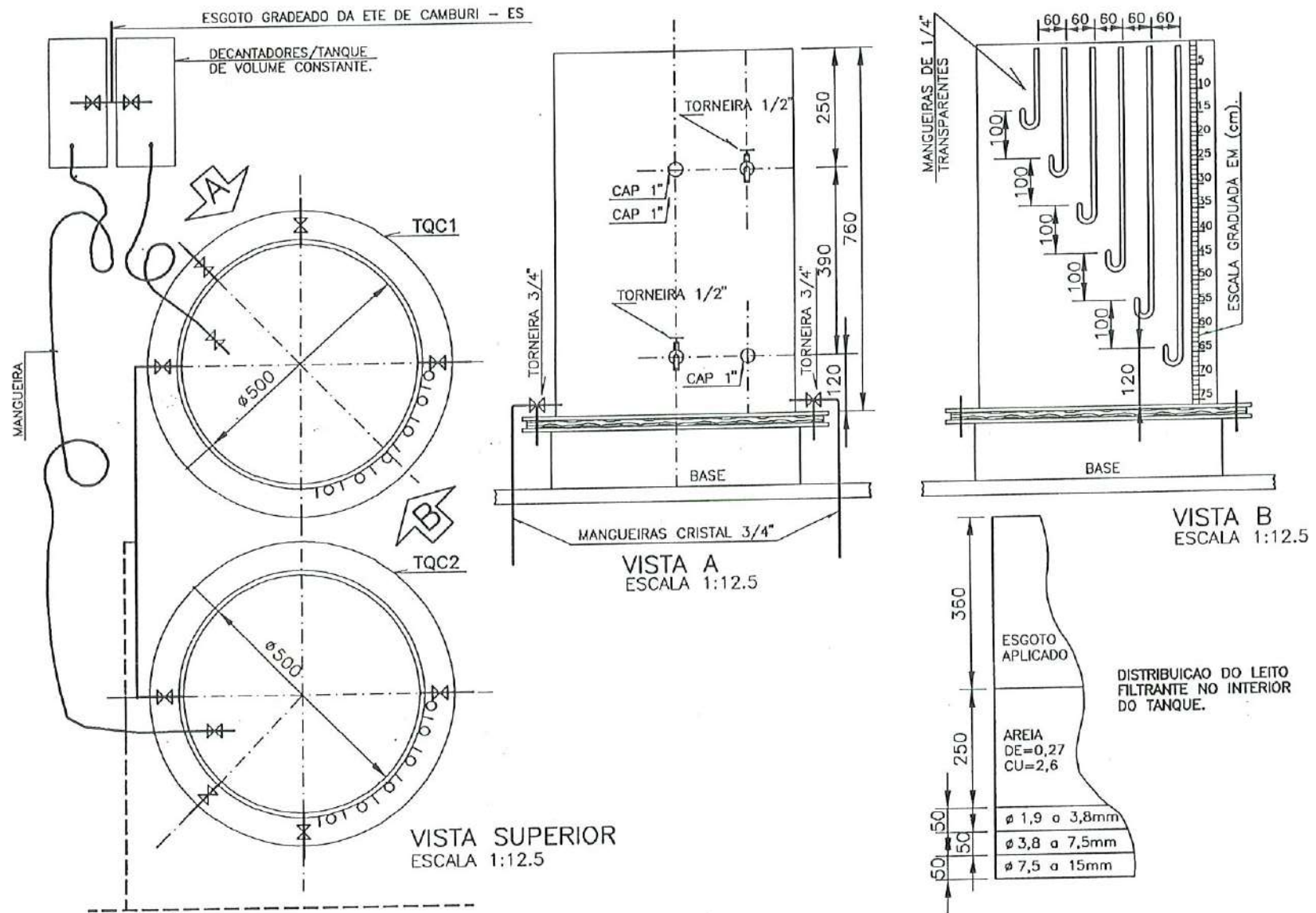
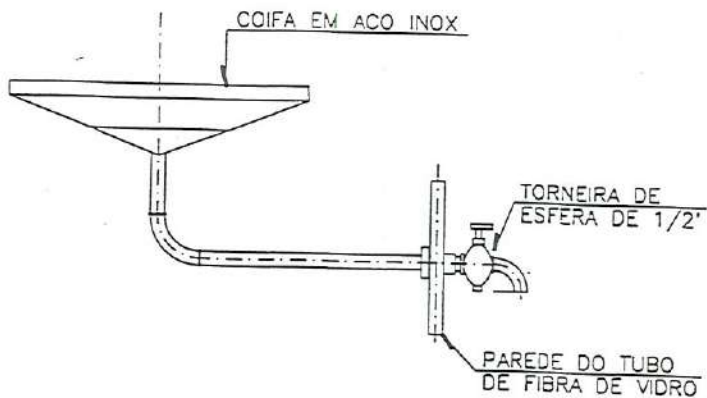
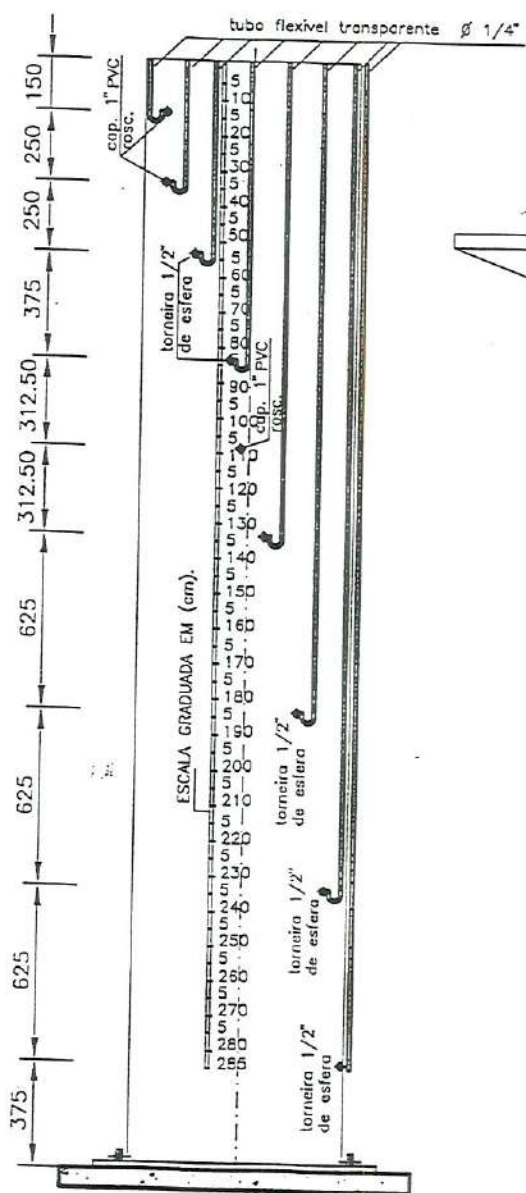
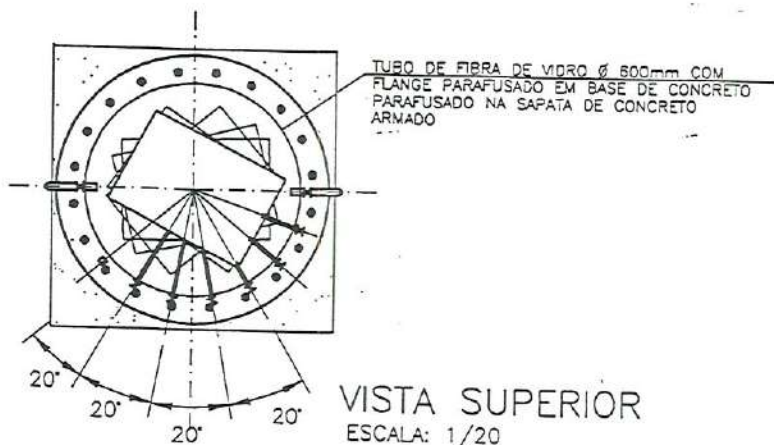


Figura: - SISTEMA DE TRATAMENTO EM REATORES, (COLMATACAO). - TQC1 = TANQUE DE COLMATACAO 1.
 - TQC2 = TANQUE DE COLMATACAO 2.
 DETALHE 01/03



DETALHE 01/04

Figura: - SISTEMA DE TRATAMENTO EM REATORES C/ PROFUNDIDADE VARIÁVEL - TANQUE DE DEPURACAO VERTICAL (TDV).

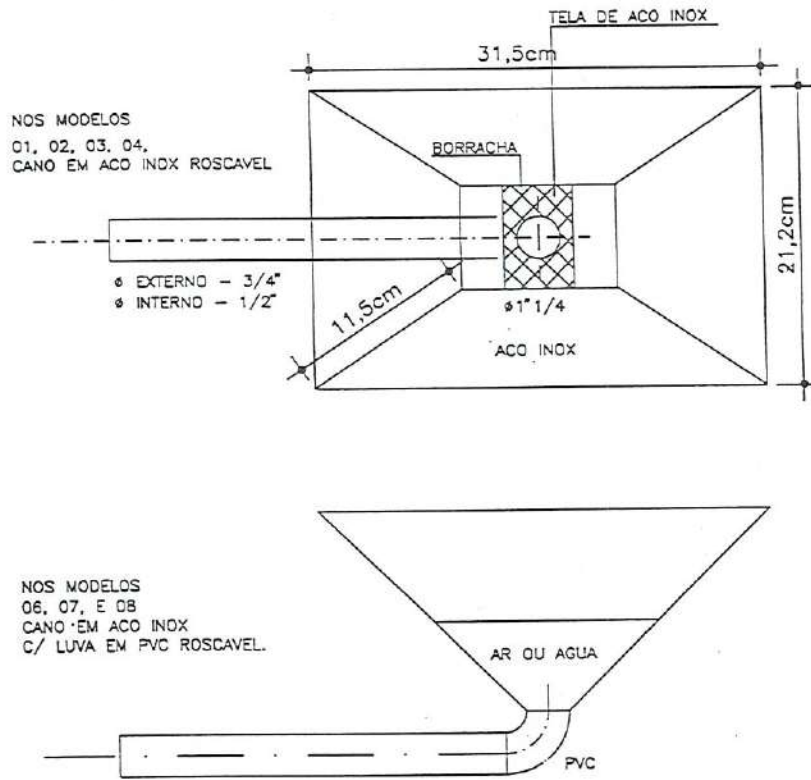


Figura: — DETALHE DE COLETORES TIPO CONCHA
S/ESCALA