

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

DENISE CONCEIÇÃO DE GOIS SANTOS MICHELAN

**FILTRAÇÃO EM MARGEM DE RIO PRECEDENDO A
FILTRAÇÃO LENTA, PARA REMOÇÃO DE CARBOFURANO,
EM TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**

Florianópolis, maio de 2010

DENISE CONCEIÇÃO DE GOIS SANTOS MICHELAN

**FILTRAÇÃO EM MARGEM DE RIO PRECEDENDO A
FILTRAÇÃO LENTA, PARA REMOÇÃO DE CARBOFURANO,
EM TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Dr. Maurício Luiz Sens
Co-orientador: Dr. Ramon Lucas Dalsasso

Florianópolis, maio de 2010

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina

M623f Michelin, Denise Conceição de Gois Santos

Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano [tese] / Denise Conceição de Gois Santos Michelin ; orientador, Maurício Luiz Sens, co-orientador, Ramon Lucas Dalsasso. - Florianópolis, SC 2010.

342 p.: il., grafs., tabs., plantas

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia ambiental. 2. Carbofurano. 3. Filtração em margem. 4. Filtração lenta. 5. Limpeza convencional. 6. Limpeza retrolavável. I. Sens, Mauricio Luiz. II. Dalsasso, Ramon Lucas. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

CDU 628.4

**FILTRAÇÃO EM MARGEM DE RIO PRECEDENDO A
FILTRAÇÃO LENTA, PARA REMOÇÃO DE CARBOFURANO,
EM TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**

DENISE CONCEIÇÃO DE GOIS SANTOS MICHELAN

Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de:

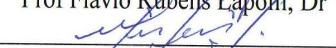
DOUTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de Saneamento Ambiental.

Aprovada por:



Profª Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato, Drª


Prof José Carlos Mierzwa, Dr
Profª Rejane Helena Ribeiro da Costa, Drª
Prof Flávio Rubens Lapolli, Dr
Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.
(Orientador)
Prof. Ramon Lucas Dalsasso, Dr.
(Co-orientador)
Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Coordenador do PPGEA

FLORIANÓPOLIS, SC, BRASIL

Maio/2010.

Dedicatória

“Que darei eu ao Senhor por todos os benefícios que me tem feito?

Salmo 116:12”

“Em tudo daí graças” 1 Tes 5:18

“Ao Pai dos Céus e a Nossa Senhora da Conceição e de Fátima, eu dou graças por tudo que me têm feito”.

Dedico este trabalho em especial a cinco pessoas fundamentais na minha trajetória, sem as quais eu não teria alcançado êxito:

Aos meus pais terrenos, Maria José de Gois Santos e Manoel Messias dos Santos presentes mesmo à distância, sempre bons e firmes em todas as situações; às minhas irmãs Danielle de Gois Santos e Débora de Gois Santos, pelo carinho, apoio e incentivo sempre; e por último, mas não menos importante, ao meu esposo Rogério Michelin por ter me mostrado o quanto a vida pode ser bela, pelo incentivo, compreensão e companheirismo.

Agradecimentos

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela concessão de bolsa de doutorado.

Ao PROSAB 5 – FINEP, (Programa de Pesquisa em saneamento Básico – Financiadora de Estudos e projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia) pelo financiamento à pesquisa.

Aos Professores Maurício Luiz Sens e Ramon Lucas Dalsasso pela orientação e oportunidade de desenvolver este trabalho.

Ao Professor, da Universidade Federal de Sergipe, José Daltro Filho, por acreditar em mim e me incentivar sempre.

Ao ENS/UFSC (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina) pela oportunidade de crescimento científica, didática e pessoal.

Ao Laboratório de Mecânica dos Solos da UFSC, do Departamento de Engenharia Civil, principalmente ao professor Marciano Maccarine e a Karina Lopes, que me ajudaram nas análises granulométrica do solo da região de estudo.

Ao Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA), pelos equipamentos, reagentes e oportunidade de realização deste trabalho, principalmente às funcionárias Arlete Malvina Medeiros e Eliane Onelia Vieira.

Aos bolsistas que me acompanharam nas etapas para a realização deste doutorado: Alex Benedet, Fernanda Souza Lenzi, Fernando Hymnô de Souza, Júlia Lorenzetti e Nathália Brum Costa – vocês fizeram a diferença.

Aos antigos e atuais membros do Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOA), que contribuíram para a concretização deste trabalho: Bequi Barros Behar, Clarissa Soares, Luis de Melo Filho, Luis Guillermo Romero Esquivel, Marcelo Emmendoerfer e Renata Iza Mondardo, pelo companheirismo.

Aos colegas, mais que colegas: João Paulo Borges Pedro, Lucila Coral, Maria Cecília Posinski Gomes, Marilda Fernandes, Renata Martins e Suhita Monteiro Ramos – obrigada pela amizade e momentos de descontração.

A Bianca Coelho Machado pela amizade.

Ao Bruno Segalla Pizzolatti pela amizade ilimitada, bons conselhos, momentos de descontração e participação ativa nos trabalhos de campo e laboratorial.

À Cátia Pinto pela amizade, conselhos e presença de espírito sempre.

Ao Dimas Tadao Murakami pela amizade, paciência e companheirismo nos trabalhos de campo em Ituporanga.

À Kelly de Araújo Rodrigues, que apesar da distância, sempre continuou com sua amizade presente e participativa na vida acadêmica.

Ao Marcus Bruno Domingues Soares pela amizade, companheirismo nos trabalhos árduos em Ituporanga e momentos de descontração nas refeições em Ituporanga.

À Maria da Glória Silva Santos por ter me instruído e auxiliado nas etapas cromatográficas, com toda paciência e perseverança.

À Silvia Pedroso Melegari pela amiga, irmã e professora (porque, não?). A esta supermulher, que me ensinou diversas coisas ao longo da nossa convivência e vivência, dentre estas, a capacidade de conseguir vencer.

Ao Zacarias Navarro Roa pela amizade e companhia dentro e fora do laboratório.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram com este trabalho.

Conquistas

Conquistas foram todas as tentativas iniciadas, reformuladas e descartadas;

Conquistas acompanharam todos os projetos, sonhos e palavras pensadas para iniciar uma frase, um parágrafo, um capítulo;

Conquistas foram, até mesmo, aquilo que não teve força suficiente para se transformar em matéria, informação ou conhecimento;

Em todo esforço desmedido entre leituras intermináveis, nas deduções solitárias e manipulações de variáveis, em tudo há um tanto de conquista;

Aos desafios que estimularam;

Tudo isso fez dessa etapa uma vitória que por mais desejada era impensável antecipar, sentir e prever o quanto custaria;

O quanto de importância ganharia aos dias;

Entre as poucas certezas,

Acredito que não faltou uma ilimitada coragem;

Coragem para sonhar;

Para transformar sonho em sucesso;

Para encarar com seriedade o que parecia simples e aquilo que deixava uma sensação de incompletude;

Essa obra reúne conquista e um tanto de coragem.

*À minha irmã, Denise Conceição de
Gois Santos Michelin.*

Danielle de Gois Santos.

SUMÁRIO

SUMÁRIO	xv
LISTA DE FIGURAS	xix
LISTA DE TABELAS	xxiii
LISTA DE QUADROS	xxv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xxvii
RESUMO	xxix
ABSTRACT	xxxi
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Justificativa e Questão da Pesquisa	1
1.2 Hipóteses da Pesquisa	4
1.3 Limitações da Pesquisa	5
2 OBJETIVOS: GERAL e ESPECÍFICOS	7
2.1 Objetivo Geral	7
2.2 Objetivos Específicos	7
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
3.1 Filtração em Margem	9
3.1.1 Histórico	9
3.1.2 Definição e Técnica da Filtração em Margem	11
3.1.3 Vantagens e Limitações da tecnologia de Filtração em Margem	15
3.1.4 Hidráulica de um Poço de Filtração em Margem	16
3.1.5 Tipos de poços	17
3.1.6 Tipo de solo na aplicação da Filtração em Margem	19
3.1.7 Contaminantes nas águas de superfície	23
3.1.7.1 Contaminantes físicos	23
3.1.7.2 Contaminantes químicos	24
3.1.7.3 Contaminantes microbianos	25
3.1.8 Remoção dos contaminantes	27
3.1.8.1 Remoção de contaminantes inorgânicos	28
3.1.8.2 Remoção de contaminantes microbianos	29
3.1.8.3 Remoção de contaminantes orgânicos	29

3.1.9	Modelos Matemáticos para aplicação da Filtração em Margem	30
3.1.10	Exemplo da utilização da Filtração em Margem de Rio	34
3.2	Filtração Lenta	36
3.2.1	Histórico	36
3.2.2	Definição.....	38
3.2.3	Fatores influentes no desempenho da Filtração Lenta	39
3.2.4	Características básicas da Filtração Lenta	41
3.2.5	Exemplo de alguns estudos com Filtração Lenta.....	43
3.2.6	Vantagens e Limitações da Filtração Lenta	46
3.2.7	Filtração em Múltiplas Etapas (FiME).....	47
3.2.8	Filtração Lenta com limpeza retrolavável (FLR).....	49
3.3	Similaridade e Diferenças entre Filtração em Margem e Filtração Lenta	51
3.4	Considerações Sobre o Sistema de Tratamento Filtração em Margem – Filtração Lenta (FM/FL)	52
3.5	Agrotóxico	53
3.5.1	Introdução do agrotóxico no Brasil.....	53
3.5.2	Definição de agrotóxicos	56
3.5.3	Legislação Sobre Agrotóxicos	57
3.5.4	Classificação de agrotóxicos.....	57
3.5.5	Mecanismos de Transformação de Agrotóxicos.....	59
3.5.6	Propriedades e Informações do Carbofurano.....	60
3.5.7	Síntese da Análise de Agrotóxicos por Cromatografia Líquida	67
3.5.8	Validação de métodos analíticos.....	70
4	MATERIAIS E MÉTODOS	75
4.1	Área de Estudo.....	75
4.1.1	Localização e Caracterização da área de estudo	75
4.1.2	Escolha do Local em Estudo.....	79
4.1.3	Escolha do Agrotóxico.....	80
4.2	Implantação dos Sistemas Piloto de tratamento de água	82
4.2.1	Estudo investigativo das características do solo (Etapa 1)....	82
4.2.2	Ensaio de Permeabilidade hidráulica (Etapa 2)	84
4.2.3	Implantação do poço de produção e piezômetros (Etapa 3) .	86
4.2.4	Teste de bombeamento (Etapa 4).....	88
4.2.5	Tempo de residência da água no solo – t (Etapa 5).....	89
4.2.6	Parâmetros construtivos dos filtros lentos: Convencional e Retrolavável (Etapa 6)	89

4.2.7	Sistema piloto de tratamento de água em campo (Etapa 7)...	92
4.2.8	Montagem do sistema em Colunas Filtrantes de sedimentos (Etapa 8).....	94
4.2.9	Testes preliminares (Etapa 9).....	98
4.3	Variáveis Analisadas.....	100
4.4	Determinação do Carbofurano	102
4.4.1	Preparo das amostras.....	103
4.4.2	Técnica cromatográfica utilizada	107
4.4.3	Validação do método.....	108
4.4.4	Equipamento e reagentes utilizados	108
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	111
5.1	Crerios definidos na área de estudo	111
5.2	Resultado da implantação dos Sistemas piloto de tratamento de água	112
5.3	Calibração das Curvas Cromatográficas	119
5.4	Avaliação da Qualidade da água do rio Itajaí do Sul e da água Filtrada em Margem de Rio	121
5.4.1	Observações gerais.....	121
5.4.2	Estudo do Carbofurano e influência das variáveis: temperatura, pH e matéria orgânica.	124
5.4.2.1	Influência da Temperatura e do pH.....	127
5.4.2.2	Influência da matéria orgânica	130
5.4.3	Outras variáveis: estudo físico-químico e bacteriano.....	132
5.4.3.1	Oxigênio dissolvido (OD mg/L)	132
5.4.3.2	Dureza (mg CaCO ₃ /L).....	133
5.4.3.3	Sólidos totais dissolvidos (STD).....	135
5.4.3.4	Coliformes Totais (CT) e <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	136
5.4.3.5	Compostos nitrogenados	139
5.4.3.6	Ferro Total (mg/L)	143
5.4.3.7	Turbidez	146
5.4.3.8	Cor aparente e verdadeira.....	147
5.5	Avaliação da qualidade da água dos filtros lentos com limpeza: Convencional e Retrolavável.....	149
5.5.1	Estudo do carbofurano e a influência do pH.....	150
5.5.2	Outras variáveis: estudo físico-químico e bacteriano.....	153
5.5.2.1	Temperatura (°C)	153
5.5.2.2	Oxigênio dissolvido (OD mg/L)	154
5.5.2.3	Dureza (mg/L).....	154
5.5.2.4	Sólidos totais dissolvidos (STD).....	156

5.5.2.5	Coliformes Totais (CT) e <i>Escherichia Coli</i>	158
5.5.2.6	Absorvância a 254 nm e Carbono Orgânico Total (COT) ..	162
5.5.2.7	Compostos nitrogenados.....	163
5.5.2.8	Ferro Total	166
5.5.2.9	Turbidez.....	168
5.5.2.10	Cor aparente e verdadeira	170
5.5.3	Carreiras de filtração.....	173
5.5.4	Microscopia das camadas microbianas dos sistemas.....	176
5.6	Análise da água de lavagem do Sistema 2: sistema com limpeza retrolavável.....	177
5.7	Comparação do Filtro Lento com limpeza Convencional e Retrolavável em termos de custos de implantação e manutenção (limpeza da areia)	180
5.8	Avaliação da qualidade do Sistema em Colunas Filtrantes em sedimentos	186
5.8.1	Estudo do carbofurano e a influência do pH.....	186
5.8.2	Estudo físico-químico	189
5.8.2.1	Ferro Total	189
5.8.2.2	Turbidez.....	191
5.8.2.3	Cor aparente e verdadeira	192
5.9	Comparativo da qualidade da água dos sistemas em estudo	193
6	CONCLUSÕES	195
7	RECOMENDAÇÕES	197
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	199
	APÊNDICES.....	215
	ANEXOS	285

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama esquemático da filtração em margem.	12
Figura 2: Filtração em margem por meio de recarga induzida.	16
Figura 3: Poço vertical ou tubular.....	18
Figura 4: Poço de coletores horizontais.....	18
Figura 5: Secção transversal esquemática de um sistema de captação em margem de rio.....	32
Figura 6: Apresentação gráfica do método de Pochet.....	34
Figura 7: Filtro Lento com limpeza convencional com detalhe na camada microbiana.....	39
Figura 8: Estrutura molecular do Carbofurano.....	61
Figura 9: Representação dos processos de extração em fase sólida da amostra aquosa.....	70
Figura 10: Desenvolvimento, validação e utilização de um método analítico.....	71
Figura 11: Localização geográfica do rio Itajaí do Sul.....	75
Figura 12: Localização do trecho do rio Itajaí do Sul / Ituporanga.	76
Figura 13: Foto da plantação de arroz próxima à zona ciliar do rio.	78
Figura 14: Esquema da planta de situação dos furos realizados na sondagem.....	83
Figura 15: Foto da sondagem a percussão com circulação de água.	84
Figura 16: Esquema do permeâmetro de nível.....	85
Figura 17: Foto do tubo de PVC ranhurado com bidim.....	88
Figura 18: Fotos de alguns detalhes dos filtros lentos.....	92
Figura 19: Foto da câmara de carga amortecedora de vazão.	93
Figura 20: Esquema do Sistema 1 (FMR seguida de FLC).	93
Figura 21: Esquema do Sistema 2 (FMR seguida de FLR).	94
Figura 22: Esquema do sistema em colunas filtrantes de sedimentos.	96

Figura 23: Foto dos piezômetros localizados na primeira coluna do sistema.....	97
Figura 24: Foto da leitura piezométrica do sistema em colunas de sedimentos.....	97
Figura 25: Foto do ponto de coleta por meio de seringas.....	97
Figura 26: Foto da grade suporte do solo/subsolo.....	98
Figura 27: Esquema da calha dosadora de vazão.....	98
Figura 28: Foto do sistema de filtração das amostras.....	104
Figura 29: Foto do <i>manifold</i> conectado à bomba de vácuo para extração do carbofurano.....	105
Figura 30: Foto das minicolunas em processo de eluição.....	106
Figura 31: Foto do sistema rota-vapor.....	106
Figura 32: Esquema do processo: extração, eluição e concentração.....	106
Figura 33: Esquema das etapas cromatográficas.....	107
Figura 34: Perfil estratificado dos furos realizados na sondagem.....	113
Figura 35: Curva referente ao teste de bombeamento do poço de produção.....	115
Figura 36: Fotos da areia do meio filtrante.....	119
Figura 37: Curvas do padrão de carbofurano utilizadas na pesquisa.....	120
Figura 38: Cromatograma com indicação do pico do carbofurano no tempo de 7,807 minutos.....	121
Figura 39: Foto da bomba submersa obstruída com ferro.....	123
Figura 40: Foto do tubo de sucção com seção transversal obstruída.....	123
Figura 41: Monitoramento do carbofurano, após a implantação do sistema de FMR.....	126
Figura 42: Comportamento da temperatura da água bruta (água I) e da filtrada em margem de rio (água II).....	127
Figura 43: pH das amostras do sistema de FMR.....	127
Figura 44: Dados de ABS da água bruta e água I do sistema de estudo.....	131
Figura 45: Dados de COT e remoção da água I em relação à bruta.....	131
Figura 46: Dados de oxigênio dissolvido da água do manancial e do poço de produção.....	132
Figura 47: Variação da dureza no sistema.....	134

Figura 48: Sólidos totais dissolvidos do sistema de filtração em margem.	135
Figura 49: Dados de Coliformes Totais e Remoção da água I em relação à bruta.	137
Figura 50: Dados de <i>E. coli</i> e remoção da água I em relação à bruta.	138
Figura 51: Dados de amônia das amostras de estudo.	140
Figura 52: Concentração do nitrito e nitrato da água bruta e água I.	142
Figura 53: Concentração do ferro na água bruta e água I.	144
Figura 54: Turbidez das águas do sistema de filtração em margem.	146
Figura 55: Dados de cor aparente e verdadeira da água bruta e I.	148
Figura 56: Monitoramento do carbofurano: água I, II e III.	150
Figura 57: Intervalo das diferenças de remoção que corresponde a 95 % de confiança para o carbofurano.	151
Figura 58: pH das amostras das água I, II e III.	152
Figura 59: Variação da temperatura das águas I, II e III.	153
Figura 60: Dados de OD das águas de estudo: I, II e III.	154
Figura 61: Variação da dureza no sistema.	155
Figura 62: Intervalo de confiança de 95 % da diferença da eficiência na remoção da dureza.	156
Figura 63: Sólidos totais dissolvidos dos sistemas 1 e 2.	157
Figura 64: Intervalo de confiança de 95 % da diferença da eficiência dos Sólidos totais dissolvidos, entre a água II e III.	158
Figura 65: Dados de Coliformes totais e remoção.	159
Figura 66: Intervalo de confiança de 95 % da diferença da eficiência coliformes totais.	160
Figura 67: Dados de <i>E. coli</i> da água I, II e III e remoção.	161
Figura 68: Resultados do teste t-pareado para as diferenças de remoção de <i>E. coli</i>.	162
Figura 69: Dados de ABS da água I, II e III do sistema de estudo.	163
Figura 70: Dados de COT e remoção da água II e III.	163
Figura 71: Dados de amônia das águas I, II e III.	164
Figura 72: Concentração do nitrito e nitrato das águas I, II e III.	165
Figura 73: Concentração do ferro nas águas I, II e III.	167

Figura 74: Resultado do teste t-pareado para as diferenças de remoção do ferro nas águas II e III.	168
Figura 75: Dados de turbidez das águas I, II e III.	169
Figura 76: Intervalo de confiança de 95 % das diferenças de remoção das águas II e III.	170
Figura 77: Dados de cor aparente e verdadeira da água I, II e III.	171
Figura 78: Intervalo das diferenças de remoção que corresponde a 95 % de confiança para cor aparente.	173
Figura 79: Intervalo das diferenças de remoção que corresponde a 95 % de confiança para a cor verdadeira.	173
Figura 80: Monitoramento da perda de carga nas carreiras de filtração do FLC.	175
Figura 81: Monitoramento da perda de carga nas carreiras de filtração do FLR.	175
Figura 82: Foto de fungos e verme encontrado na camada microbiana dos filtros lentos.	177
Figura 83: Diagrama <i>boxplot</i> da turbidez da água de lavagem do FLR.	179
Figura 84: Diagrama <i>boxplot</i> da cor aparente da água de lavagem do FLR.	179
Figura 85: Monitoramento do carbofurano no sistema em colunas filtrantes.	187
Figura 86: Curva de degradação cinética do carbofurano no sistema em colunas filtrantes.	187
Figura 87: pH das amostras do sistema em colunas filtrantes.	189
Figura 88: Concentração do ferro nas águas de estudo do sistema em colunas.	190
Figura 89: Turbidez das águas do sistema de FM.	191
Figura 90: Dados de cor aparente e verdadeira do sistema em colunas filtrantes.	192

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores da condutividade hidráulica para os tipos de solo....	22
Tabela 2: Eficiência na remoção de resíduos de pesticidas através da recarga artificial de águas subterrâneas.....	30
Tabela 3: Classificação toxicológica em função da dosagem letal ₅₀	58
Tabela 4: Concentração de carbofurano em mananciais com potencial para abastecimento.	63
Tabela 5: Safra de 2008 referente ao município de Ituporanga.....	77
Tabela 6: Classificação do solo e relevo da região de Ituporanga.....	79
Tabela 7: Dosagem, classe toxicológica e agrotóxicos usados nas culturas de cebola, milho e fumo, na bacia Itajaí-Açú.	80
Tabela 8: Dados de produção de cebola nos Estados mais produtores do Brasil.	81
Tabela 9: Análises desenvolvidas na pesquisa em campo.....	101
Tabela 10: Análises desenvolvidas na pesquisa laboratorial.....	102
Tabela 11: Meses de monitoramento do carbofurano, antes da implantação do sistema.	125
Tabela 12: Dados estatísticos do carbofurano: água bruta e água I.....	126
Tabela 13: Dados estatísticos de pH.....	129
Tabela 14: Dados estatísticos da dureza (mgCaCO ₃ /L).	135
Tabela 15: Dados estatísticos de STD (mg/L).....	136
Tabela 16: Dados estatísticos dos coliformes totais (NMP/100 mL). .	137
Tabela 17: Dados estatísticos dos <i>E. coli</i> (NMP/100 mL).	139
Tabela 18: Dados estatísticos da amônia (mg/L).	141
Tabela 19: Dados estatísticos do nitrito (mg/L).	143
Tabela 20: Dados estatísticos do nitrato (mg/L).....	143
Tabela 21: Dados estatísticos de ferro total.....	145
Tabela 22: Dados estatísticos de turbidez (uT).	147
Tabela 23: Dados estatísticos da cor aparente (uH).	149
Tabela 24: Dados estatísticos da cor verdadeira (uH).	149
Tabela 25: Dados estatísticos do carbofurano das águas II e III.	151

Tabela 26: Dados estatísticos de pH.	152
Tabela 27: Dados estatísticos da dureza (mg CaCO ₃ /L).	155
Tabela 28: Dados estatísticos de STD (mg/L).	157
Tabela 29: Dados estatísticos dos coliformes totais (NMP/100 mL). .	159
Tabela 30: Dados estatísticos de <i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL). ...	161
Tabela 31: Dados estatísticos da amônia (mg/L).	165
Tabela 32: Dados estatísticos do nitrito (mg/L).	166
Tabela 33: Dados estatísticos do nitrato (mg/L).	166
Tabela 34: Dados estatísticos de ferro total (mg/L).	168
Tabela 35: Dados estatísticos de turbidez (uT).	170
Tabela 36: Dados estatísticos da cor aparente (uH).	172
Tabela 37: Dados estatísticos da cor verdadeira (uH).....	172
Tabela 38: Duração das carreiras de filtração nos filtros lentos.....	174
Tabela 39: Despesas de implantação e manutenção do FL com limpeza Convencional e Retrolavável.	180
Tabela 40: Comparativo entre despesas de implantação e o custo de manutenção, no decorrer dos meses de operação.....	185
Tabela 41: Valores médios das variáveis analisada por cada sistema em estudo.	194

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Meses de maior consumo de agrotóxicos, associados às culturas de cebola, milho e fumo.	111
---	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABS – Absorvância
ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BHC – 1,2,3,4,5,6 – hexaclorociclo-hexano
CLAE – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
COD – Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT – Carbono Orgânico Total
CT – Coliformes Totais
DDT – Dicloro-Difenil Tricloroetano
DL₅₀ – Dose Letal 50
E. coli – *Escherichia coli*
EESC/USP – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade Federal de São Paulo
ENS/UFSC – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina
EPAGRI – Empresa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A.
ETAs – Estações de tratamento de água
FiME – Filtração em Múltiplas Etapas
FL – Filtração Lenta
FLC – Filtro Lento com limpeza Convencional
FLR – Filtro Lento com limpeza Retrolavável
FM – Filtração em margem
FML – Filtração em margem de lago
FMR – Filtração em margem de rio
HAAs – Haloáceticos
HLPC – *High Performance Liquid Chromatography*
IBAMA – Instituto Brasileiro de Meio Ambiente
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
InMETRO – Instituto Nacional de Metrologia

LAPOA – Laboratório de Potabilização de Águas
LD – Limite de Detecção
LIMA – Laboratório Integrado do Meio Ambiente
LQ – Limite de Quantificação
MCPA – Ácido acético 2 metil – 4 cloro fenol
MON – Matéria Orgânica Natural
NMP – Número Mais Provável
OD – Oxigênio Dissolvido
OMS – Organização Mundial de Saúde
PFD – Pré-filtro Dinâmico em Pedregulho
PFV – Pré-filtro Vertical
PFVA – Pré-filtro Vertical Ascendente
PFVD – Pré-filtro Vertical descendente
PIB – Produto Interno Bruto
PND – Plano Nacional de Desenvolvimento
POA – Processos Oxidativos Avançados
PPA – Potencial de Periculosidade Ambiental
PVC – Policloreto de Vinila
SPT – *Standard Penetration Test*
STD – Sólidos Totais Dissolvidos
TAM – Trialometanos
TZW – Centro Tecnológico de Água da Alemanha
UFC – Unidade Formadora de Colônias
USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UV – Ultravioleta

MICHELAN, D. C. G. S.; Filtração em margem de rio precedendo a filtração lenta, para remoção de carbofurano, em tratamento de água para consumo humano. Tese de Doutorado apresenta ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

RESUMO

A cidade de Ituporanga/SC é caracterizado pela produção agrícola, marcada por utilização de mata ciliar como lavoura e uso intensivo de agrotóxicos. Para viabilizar o consumo potável de água para os agricultores, propôs-se o estudo da filtração em margem de rio seguida de filtração lenta para remoção de carbofurano, no rio Itajaí do Sul. Nesse estudo, foram montados três sistemas piloto: o Sistema 1, que correspondeu à filtração em margem de rio seguida de filtração lenta com limpeza retro-lavável; o Sistema 2, referente à filtração em margem seguida de filtração lenta com limpeza convencional; e o sistema em colunas filtrantes de sedimentos, que correspondeu à simulação da filtração em margem em escala laboratorial. Como o rio Itajaí do Sul está contaminado, a filtração em margem, não era recomendado como tratamento único. Apesar de ter removido em média 59 % de carbofurano da água filtrada em margem, esta não se enquadrou abaixo do limite de 0,1 µg/L definido pela Portaria da Comunidade Européia. No estudo, o Sistema 1 obteve-se remoção média de carbofurano de 54%, o que enquadrou a água filtrada final média deste sistema em 0,1 µg/L, abaixo de limite da Portaria. Além disso, as variáveis físico-químicas: dureza, STD, amônia, nitrito, nitrato, pH, ferro, turbidez e cor aparente, se enquadraram abaixo dos limites estabelecidos pela Portaria n^o 518. Como exceção, as variáveis bacterianas analisadas (coliformes totais e *E. coli*), não se enquadraram nesta Portaria. O Sistema 2 obteve remoção média de 64 % de carbofurano (0,1 µg/L) e também forneceu água filtrada abaixo do limite estabelecido. As variáveis: dureza, STD, nitrito, nitrato, pH, ferro, turbidez e cor aparente, ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela Portaria n^o 518. A exceção é a mesma registrada para o Sistema 1, mais a amônia, que também não se enquadrou nos limites dessa Portaria. O sistema em Colunas filtrantes de sedimentos, apesar de ter obtido picos de eficiência de remoção de até 82 % para o carbofurano, teve média de

0,1 µg/L, o que estava abaixo do limite determinado pela Comunidade Européia. Com esse estudo, verificou-se que a filtração em margem seguida de filtração lenta, são tecnologias eficientes na remoção do carbofurano e para variáveis de potabilidade, logo estas podem ser utilizadas em áreas rurais por serem consideradas de fácil operação e manutenção.

Palavras-chave: carbofurano, agrotóxico, tratamento de água, filtração em margem, filtração lenta, limpeza convencional, limpeza retrolavável.

MICHELAN, D. C. G. S. Riverbank filtration followed slow sand filter, for carbofuran removal, water treatment for human consumption. Doctoral dissertation presented to the Graduate Program in Environmental Engineering. Department of Sanitary and Environmental Engineering. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.

ABSTRACT

The city of Ituporanga/SC is characterized by crop production, marked for use of bush as crop and intensive use of pesticides. The riverbank filtration study followed of slow sand filter for carbofuran removal was considered to make possible the potable water consumption for croppers, in the South Itajaí river. In this study, three pilot systems were constructed: system 1, that correspond to riverbank filtration followed of backwashed slow sand filter; system 2, referring to riverbank filtration followed of slow sand filter with conventional cleaning; and the filter columns system of sediments, that correspond to the simulation of bank filtration in laboratory scale. The South Itajaí river is contaminated so the bank filtration, was not recommended as unique treatment. Despite having average removed 59% of carbofuran from bank filtration water, this wasn't fit below European Community Regulation limit in 0,1 µg/L. In the System 1 study the average removal of carbofuran reached 54%, that framed the last average of the filtered water in 0,06 µg/L, below of limit of the Regulation. Besides, the variables physicist-chemistries: hardness, STD, ammonia, nitrite, nitrate, pH, iron, turbidity and apparent color, framed below the Regulation n° 518 limits. As exception, the analyzed bacterial variable (total coliforms and *E.coli*), not frame this Regulation. System 2 take average removal of 64% of carbofuran (0,05 µg/L) and also supplied filtered water below of the established limit. The variables: hardness, STD, nitrite, nitrate, pH, iron, turbidity and apparent color, if frame below of the Regulation n°518 limits. Like System 1 ammonia also did not frame this Regulation limits. The system in filter Columns of sediments, despite to have gotten peaks of removal efficiency up to 82% for the carbofuran, had average of 0,13 µg/L, what was not below the European Community limit. With this study was verified that the bank filtration followed for slow sand filtration are

efficient technologies for carbofuran removal and to frame water potability, so these techniques can be used in rural areas for their capability and for being considered of easy operation and maintenance.

Key-words: carbofuran, pesticides, water treatment, bankfiltration, slow filtration, conventional cleaning, backwashed.

1 INTRODUÇÃO

1.1 *Justificativa e Questão da Pesquisa*

As questões ambientais que preocupam o mundo fazem parte das linhas de pesquisa do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Dentre estes problemas, destaca-se a questão do abastecimento público de água por mananciais contaminados. O uso de agrotóxico tornou-se significativo na agricultura a partir de 1939 (OPAS, 1997). Deste modo, cada vez mais se empregam os agrotóxicos, os quais provocam problemas de saúde ambiental e pública, cujos resíduos contaminam as águas dos mananciais. O despejo de substâncias tóxicas na agricultura está relacionado com a precária proteção dada pelos agricultores às culturas e ao meio ambiente. Impelidos pela necessidade de produzir mais na mesma área (aumento de produtividade), os agricultores têm utilizado cada vez mais não só os fertilizantes, como também inseticidas, herbicidas, fungicidas e praguicida, para defender as lavouras de seus inimigos naturais – insetos, ervas daninhas, fungos, entre outros (ANDEF, 2005).

Por outro lado, os recursos hídricos urbano são de grande importância para os municípios, que têm desenvolvimento econômico crescente e aumento demográfico. Ao passo em que, a manutenção da qualidade da água dos mananciais de abastecimento para a população é imprescindível para a saúde e para diminuir seu custo. Esta é a realidade que foi pesquisada na sub-bacia Itajaí do Sul, também chamada de Alto Vale do Itajaí, a qual tem o rio Itajaí do Sul como principal fonte de abastecimento de água para a região.

As atividades agrícolas predominantes na sub-bacia do Vale do Itajaí caracterizam-se pela produção intensiva de fumo e cebola. Assim, em combate às pragas e doenças, e, principalmente, preocupados com a elevada produção agrícola, têm-se cada vez mais utilizado agrotóxicos, com predominância do carbofurano.

Em maio de 2007, foi noticiado em rede nacional, o comércio ilegal de agrotóxico na região sul, denominado de Operação Pó da China. Na ocasião, agrotóxicos não registrados no Brasil foram trazidos da China para o Uruguai e distribuídos nos três Estados da região Sul do país, com notas fiscais frias e rotulagens fraudulentas. A operação foi desencadeada nos municípios catarinenses de Rio do Sul, Maçarambuba e Ituporanga; gaúchos de Bagé e Pelotas; além do município paranaense de Curitiba. Nesta operação foi apreendida uma carga de 1,2 toneladas de agrotóxicos, avaliada em R\$ 200 mil (RBS, 2007).

O Rio Itajaí do Sul banha 10 municípios catarinenses, dentre eles, Rio do Sul e Ituporanga, fizeram parte do comércio ilegal de agrotóxicos. Ambos têm como fonte econômica a agricultura, na qual se faz largo uso de agrotóxico para manter em ascensão esta fonte econômica. Além disso, essas cidades cultivam também suas culturas nas regiões ciliares deste rio, facilitando assim, o acesso do agrotóxico ao mesmo.

Neste contexto, o presente trabalho coloca como questão de pesquisa, “que tipo(s) de tratamento(s) seria(m) mais adequados para promover a descontaminação de águas para abastecimento humano, devido ao uso de agrotóxicos nas culturas, de forma segura e eficiente, considerando-se aspectos econômicos e de acessibilidade à população, como alternativa aos tratamentos realizados pela concessionária de água da região de estudo”.

A fim de aliviar o problema de carga de agrotóxico em água de abastecimento, a tecnologia que se apresenta neste estudo tem como finalidade remover ou minimizar os agrotóxicos, bem como a remoção de elevada turbidez da água de rio, por meio da filtração em margem de rio, seguida de filtração lenta. Estas são consideradas tecnologias simples em termos de qualificação técnica de seus operadores, manutenção e construção, se comparadas a tratamentos convencionais. Porém, na literatura, este tipo de tratamento, de forma combinada, ainda não foi estudado e sua implantação é facilitada justamente pelo uso de tecnologias simples, acessíveis à comunidade, em termos de custo reduzido e facilidade de aplicação.

Em geral, os tratamentos convencionais são encontrados nas Estações de Tratamento de Água (ETA's) nas grandes cidades. Entretanto, muitas vezes as técnicas apresentadas para proporcionar um tratamento satisfatório são inviáveis, uma vez que o retorno do investimento inicial demorará muito mais, se implantado em cidades pequenas (menor consumo), especialmente em cidades do interior do país, como é o caso de

Ituporanga, Alfredo Wagner, entre outras. As técnicas aplicadas usualmente nas ETA's convencionais apresentam ainda tecnologia complexa, dificultando sua operação em pequenas comunidades. Torna-se, desta forma, crescente a necessidade de se buscar alternativas de tratamento de água de modo simples e sem incrementos tecnológicos, como é o caso da filtração em margem e da filtração lenta. Vale lembrar que a filtração em margem não é uma tecnologia restrita às cidades pequenas.

A tecnologia filtração em margem se utiliza de mananciais superficiais e subterrâneos para a remoção dos contaminantes. A filtração em margem de rios consiste na retirada de água do manancial em um local adjacente a um corpo de água, de modo que o rebaixamento do nível da água subterrânea induza a água da fonte superficial a escoar pelo solo. A idéia básica da filtração em margem incide na utilização dos sedimentos de um manancial superficial como meio filtrante. Os possíveis contaminantes presentes na água superficial serão então removidos neste percurso.

Podem ser implantadas em regiões que apresentem estiagens prolongadas, utilizando-se, principalmente os mananciais subterrâneos. O estado de Santa Catarina passou por estiagens, com pouca ou má distribuição de chuvas desde outubro de 2003 até outubro de 2008, principalmente no extremo oeste. Esta situação crítica resultou em racionamento de água tanto doméstico, quanto nas atividades agropecuárias. Em 2004, 133 municípios catarinenses divulgaram situação de emergência ou calamidade pública por causa da estiagem que já durava cerca de sete meses, em aproximadamente 38% dos municípios do Estado (DESER, 2004). É importante o desenvolvimento do estudo da filtração em margem seja de lagoa, lago ou rio, para tentar suprir a população com água de qualidade.

No Brasil, já se tem estudos desenvolvidos com filtração em margem de lagoa para remoção de cianobactérias (RABELO, 2006) e saxitoxinas (MONDARDO, 2009). Existem também estudos preliminares da filtração em margem de lago de piscicultura extensiva (SOARES, 2009). Contudo, existe uma lacuna de conhecimento sobre o estudo da filtração em margem de rio, sendo o mesmo iniciado nesta tese. Deste modo, o trabalho tem caráter inovador pelo tipo de filtração adotada e também pela tecnologia adotada na remoção de agrotóxico.

Além do estudo da filtração em margem, a tese engloba a filtração lenta, que tem sido muito utilizada em comunidades rurais, devido à

disposição de áreas para a implantação e por remover satisfatoriamente materiais em suspensão e bactérias (Di BERNARDO, 1993).

A filtração lenta com limpeza retrolavável, proposta do grupo LAPOA/ENS/CTC/UFSC¹, vem mostrar que é tão eficiente quanto à filtração lenta com limpeza convencional, além de apresentar praticidade em termos de limpeza do filtro.

O uso da filtração em margem seguida de filtração lenta com limpeza retrolavável surge como solução tecnológica muito apropriada para países como o Brasil, que possui regiões de acentuadas diferenças sócio-econômicas, haja vista que as tecnologias usuais de tratamento requerem custos de instalação, além de dificuldade no suprimento de consumíveis (a exemplo, sulfato de alumínio, sulfato ferroso), em função da distância de pólos distribuidores e necessidade de pessoal com qualificação técnica elevada para sua operação.

1.2 Hipóteses da Pesquisa

Torna-se necessário, elaborar hipóteses de trabalho que contribuirão para o esclarecimento desta e de outras questões, descritas a seguir.

Neste cenário, é colocada as seguinte hipótese:

Segundo a literatura, a filtração em margem de lagoa seguida de filtração direta remove diversos microcontaminantes, como exemplo: microalgas, toxinas, metais pesados, fármaco, patogênicos etc. (SENS *et al.*, 2006). Considerando o agrotóxico como microcontaminante e, partindo da afirmação de que o rio Itajaí do Sul recebe significantes carga de agrotóxico, proveniente das culturas plantadas muito próximo a este rio, acredita-se que a filtração em margem de rio seguida de filtração lenta com limpeza retrolavável, reduzirá e/ou removerá o agrotóxico carbofurano, bastante utilizado na região e contaminador do meio. Com isto, espera-se enquadrar a água tratada por estes processos, dentro dos padrões de potabilização em termos de carbofurano.

¹ LAPOA – Laboratório de Potabilização de águas; ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; CTC – Centro Tecnológico; UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina.

1.3 Limitações da Pesquisa

Quando se desenvolve estudo voltado ao meio ambiente, percebe-se que são diversos os fatores que podem influenciar. Deste modo, torna-se necessário restringir as variáveis intervenientes para se obter respostas seguras às questões levantadas. Assim, o trabalho exclui a abordagem dos diversos impactos que o cultivo e o uso do agrotóxico, causam ao meio. Impactos sócio-ambientais, por exemplo, é um destes fatores. Sendo assim, por ser considerado um amplo campo de estudo, optou-se por não os incluir na presente tese.

Impactos sociais como o manejo do solo nas diversas lavouras, apesar de influenciarem no acúmulo de agrotóxicos, não serão objeto de estudo deste trabalho, uma vez que os mesmos se destinam a avaliar metodologias de tratamento em áreas agrícolas.

Logo, esta tese vem enfatizar a implantação da tecnologia Filtração em Margem de rio seguida de Filtração Lenta, cuja problemática principal é a presença de carbofurano na água do rio Itajaí do Sul. Este é um fator que vem mostrar se as tecnologias aqui apresentadas são eficientes ou não. Por causa disso, foi estudado, apenas, um tipo de agrotóxico; vale lembrar que o rio em estudo, não recebe apenas cargas de carbofurano. O mesmo foi escolhido por ser um dos agrotóxicos mais predominantes.

2 OBJETIVOS: GERAL E ESPECÍFICOS

2.1 *Objetivo Geral*

A presente pesquisa objetivou estudar a eficiência da filtração em margem (pré-tratamento) seguida de filtração lenta com limpeza retrolavável como tecnologias de tratamento de água do manancial rio Itajaí do Sul (Ituporanga/SC), na remoção de carbofurano da água de abastecimento para comunidades rurais de base familiar.

2.2 *Objetivos Específicos*

Para desenvolver o estudo de filtração em margem e da filtração lenta, o presente trabalho teve como objetivos específicos:

- Avaliar a eficiência da filtração em margem de rio quanto à redução da turbidez da água, como pré-tratamento à filtração lenta;
- Avaliar a eficiência da filtração em margem de rio quanto à remoção ou minimização de carbofurano na água do manancial, como pré-tratamento à filtração lenta;
- Avaliar a filtração em margem em laboratório, por meio do sistema piloto em colunas filtrantes sedimentares;
- Comparar a eficiência da filtração lenta com limpeza retrolavável e convencional, em termos de qualidade da água, custo de implantação e manutenção;
- Avaliar o sistema de lavagem do filtro lento através da retrolavagem.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Filtração em Margem

3.1.1 Histórico

A Filtração em Margem (FM) foi empregada ao longo dos rios Reno, Elba e Danúbio (Alemanha) há mais de 100 anos, para fornecimento de água de abastecimento. Embora a FM não seja utilizada nos Estados Unidos, o interesse pelo uso desta técnica tem aumentado no referido país, por ser um tratamento de baixo custo, completo ou alternativo aos sistemas de filtração para remover microrganismos da água (RAY *et al.*, 2003).

A primeira utilização da FM para água de abastecimento foi na Companhia do Reino Unido (*Glasgow Waterworks*), que construiu uma tubulação drenante paralela ao rio de Clyde em 1810, para extração de água filtrada da margem do rio. Em meados do século XIX, a FM foi adotada oficialmente na Europa para produzir água para abastecimento.

Segundo este autor, na Europa Ocidental, uma das primeiras instalações de FM foi na região do vale do Reno em Dusseldorf, Alemanha, que fica situada em ambos os lados do rio Reno. Por causa dos recursos limitados de águas subterrâneas na região, foi usada a FM para fornecer água potável à população de 600.000 habitantes.

Em 1892, houve uma epidemia de cólera em Hamburgo, Alemanha, causada pelo uso direto das águas do rio Elba para abastecimento público. Isto conduziu ao uso de passagens artificiais ou naturais da água do rio pelo subsolo como nova forma de captação ou como suplemento à captação direta para a fonte da água pública. Em decorrência da deterioração na qualidade da água de superfície, sua aplicação na Europa vem sendo bastante usada como pré-tratamento ou como uma das etapas adicionais do tratamento (RAY, *et al.*, 2003; BANKFILTRATION, 2005).

A quantidade de água filtrada em margem de rio usada para abastecimento ao longo do rio Reno totaliza aproximadamente 250 milhões m³/ano (dados de 1998). A parte principal desta quantidade era extraída ao longo de uma seção de 120 km do vale mais baixo do rio Reno, entre o Sieg e os rios de Ruhr (RAY *et al.*, 2003). A distância entre os poços e a margem do rio ao longo do Reno varia de 50 m a aproximadamente 250 m.

Outras instalações de FM de grande porte na Alemanha ficam situadas ao longo do rio Elba (trecho superior) em torno das cidades de Dresden, Meissen e Torgau (RAY *et al.*, 2003). Na década de 1990, apenas 16 % da água de abastecimento da Alemanha era produzida por Filtração em Margem, por conta da degradação dos mananciais abastecedores ao longo dos anos, a FM passou a fornecer aproximadamente 75 % da produção de água potável (SHMIDT *et al.*, 2003).

Da mesma forma, algumas instalações de FM no Danúbio operam há mais de um século, como em torno de Viena, Áustria e cidade de Bratislava na República Slovakia. Outros projetos importantes de FM podem ser encontrados em Budapeste, e na cidade de Belgrado na Iugoslavia.

Nos Estados Unidos, os poços com coletores horizontais são usados frequentemente na FM, para captar grandes vazões em pequenas áreas geométricas (por exemplo, Lincoln, Nebraska; Louisville, Kentucky; e cidade de Kansas em Kansas). Estes poços com coletores horizontais são compreendidos por uma caixa central e uma série de tubulações perfuradas conectadas à caixa (RAY *et al.*, 2003).

No Brasil, a tecnologia FM é aplicada inconscientemente, ou seja, sem levar em considerações fatores de estudo necessários para a sua aplicação. Como exemplo, na região nordeste brasileira, tem-se os barreiros açudes, poços (amazonas e cacimbas) e poços tubulares. Todavia, estes são provenientes de ações governamentais para o fornecimento de água para o abastecimento da população rural, muitas vezes, sem apresentar parâmetros potáveis para consumo humano. Esta região brasileira é caracterizada por baixa pluviosidade, irregularidade das chuvas e também por causa da formação geológica da região – estrutura cristalina. A soma desses fatores leva ao baixo acúmulo de água no subsolo, necessitando assim desses artifícios para obtenção de água.

Outro exemplo no Brasil, porém na região Sul, ocorre no Alto Vale do Itajaí, Estado de Santa Catarina, onde a população costuma abastecer-se com água de boa qualidade, fazendo poços normalmente de

1,2 a 1,5 m de diâmetro, ao longo de todos os rios afluentes do rio Itajaí Açu. Os poços, na maioria dos casos, distanciam-se das margens dos rios de 15 a 50 m, ou podem estar mais longe das margens – 100 a 150 m (SENS *et al.*, 2006).

Estes poços variam sua profundidade, em relação ao nível do solo de 7 a 15 m e ao nível do solo/nível do rio de 4 a 8 m, provocando um desnível entre o fundo do poço e o nível da água do rio de 3 a 7 m. Este desnível aumenta em momentos de enchentes, e, dependendo da vazão de bombeamento, parte da água vem provavelmente do rio e parte do lençol freático alimentado por águas de chuvas (SENS *et al.*, 2006).

Estudo preliminar para a implantação da FM foi desenvolvido por Rabelo (2006), na lagoa do Peri (Santa Catarina), como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton. Assim, a referida autora comparou dados da FM de lago com dados em colunas sedimentares, desenvolveu ensaios de permeabilidade em permeâmetro de nível constante e analisou o solo da lagoa contido nas colunas filtrantes após 6 meses de estudo.

Como se pode perceber, a FM tem sido utilizada em muitos países, baseando seu desenvolvimento tecnológico quase que exclusivamente em conhecimento empírico desenvolvido ao longo dos anos. Entretanto, apenas nos últimos 20 anos, a Europa tem desenvolvido projetos de pesquisa voltados à FM, uma vez que já se tem conhecimento dos problemas nos mananciais abastecedores, que se relacionam com os aspectos geológicos, hidrológicos e hidroquímicos do local de estudo. Já no Brasil, não se sabe quando se iniciou a busca, principalmente no meio rural, de água para abastecimento oriundo do solo, principalmente no nordeste. Sabe-se apenas que muitas formas de captação da água são utilizadas para satisfazer o homem rural. Contudo, estas não são consideradas tecnologias consolidadas; por isso, acredita-se que a FM, na maioria das vezes, foi utilizada de forma inconsciente. Vale lembrar que a FM utiliza poço freático e não artesianos.

3.1.2 Definição e Técnica da Filtração em Margem

Em termos conceituais, a FM consiste na retirada de água subterrânea em um local adjacente, que corresponde à formação geológica, próxima ao corpo de água, de modo que o rebaixamento do nível da água subterrânea induza a água da fonte superficial a escoar pelo solo. Para isto, constroem-se poços de captação nas margens do manancial,

criando artificialmente uma diferença de nível entre o manancial e o lençol freático, mudando o sentido do escoamento em direção ao poço. Os possíveis contaminantes presentes na água superficial serão removidos no percurso entre o manancial e o poço, e ficarão retidos nos sedimentos do solo (SENS *et al.*, 2006).

Em regiões úmidas, a água é filtrada através do meio filtrante, embora o solo nos aquíferos conduza à quantidade elevada de fluxo de água, se comparado com regiões semi-áridas. Este meio filtrante trata-se das camadas de areia e de cascalho que contêm a água sob o solo.

Nas regiões com predominância de secas, a maioria dos mananciais perde o fluxo e, embora a passagem da água seja dificultada pelo material seco no solo, esta terá que percorrer essas regiões até alcançar o poço (RAY *et al.*, 2003).

Durante os processos de percolação, os contaminantes potenciais presentes na água dos mananciais são filtrados e atenuados. Se não houver nenhum outro contaminante existente no aquífero ou se os contaminantes respectivos estiverem em concentrações mais baixas, a qualidade da água no aquífero pode ser melhor do que aquela encontrada no rio ou lago. Deste modo, dependendo do uso da água, é necessário fazer tratamentos adicionais antes da distribuição; ou seja, sugere-se a FM como pré-tratamento em função do uso da água (RAY *et al.*, 2003). Na **Figura 1** pode ser observado o diagrama esquemático da FM.

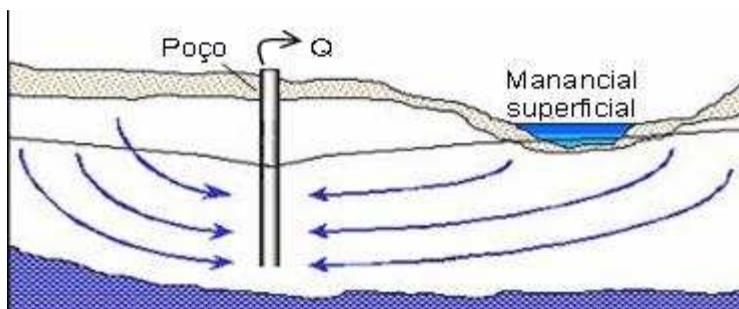


Figura 1: Diagrama esquemático da filtração em margem.

Fonte: RAY *et al.* (2003)

A FM, natural ou induzida tem fornecido meios para fontes de águas públicas. Este tratamento depende das atividades microbianas e das transformações físico-químicas nas camadas do meio filtrante, que

vem a colmatá-lo. As interações biogeoquímicas sustentam a qualidade do filtrado do leito do manancial e dependem da mineralogia do aquífero, das concentrações presentes, do oxigênio e da matéria orgânica e do uso do solo no entorno do manancial (HISCOCK e GRISCHEK, 2002).

A técnica utilizada para tratamento de água através da FM, seja de rio (FMR) ou de lago (FML), depende de ações de purificação natural. A intensidade do processo natural de purificação depende de diversas características do solo ou do material granular que constitui o aquífero arenoso. O estudo da percolação ou infiltração da água por intermédio do solo ou outro meio poroso é, portanto, fundamental para a compreensão de como se processa a purificação natural (KÜEHN e MÜELLER, 2000).

No início de seu trajeto, toda a água que se infiltra no solo é contaminada ou poluída pela superfície do terreno. A água de chuva recolhe então os minerais e as bactérias do solo que lhe faz interface. O grau de poluição da água nessa fase depende, principalmente, das atividades nele desenvolvidas, do número e espécie de bactérias patogênicas depositadas no solo, consequência de sua utilização (SENS *et al.*, 2006).

A água de um manancial perene é proveniente da alimentação pelo lençol freático, do escoamento superficial no solo e de lançamentos de esgotos (clandestinos ou tratados). A purificação natural que essa água recebe, quando da infiltração nas margens do manancial, é semelhante a que recebe pela infiltração direta no solo. Na infiltração direta em contato com o solo, inicialmente a água é purificada em um meio não saturado (predominantemente aeróbio) e depois em um meio saturado (predominantemente anaeróbio).

Com o passar do tempo, as margens e base dos mananciais tendem a ficar obstruídas, porque os vazios dos poros do solo ficam acumulados com impurezas. Estas, segundo Kühn e Müller (2000), podem ser provenientes de processos físicos, microbianos ou químicos.

Quando o acúmulo de impurezas ocorre, com predominância de sólidos suspensos (argila, limo), na forma de flocos, diz-se que ocorreu o processo físico. A presença de algas, bactérias e o crescimento de microrganismo caracteriza o processo biológico. Quando acontece precipitação de carbonato de cálcio, fosfatos ou outro composto, diz-se que ocorreu o processo químico (BOUWER, 2002). Em geral, a colmatação ocorre como combinação destes processos.

Quanto mais elevada for a concentração de sólidos suspensos, microrganismos ou sais solúveis na água bruta, mais acelerada será o

processo de colmatação do meio filtrante. Quando o manancial é um rio, o movimento das águas por causa do aumento de vazão ajuda a diminuir o processo de colmatação, por causa do aumento da força de arraste, o que não acontece quando o manancial é um lago ou córrego.

Em lagos ou lagoas, a presença de organismos bentônicos, ajudam a diminuir o processo de colmatação no fundo e nas margens de lagos, pelo fato desses organismos revolverem as margens e o fundo, ajudando na desobstrução desses (DASH *et al.*, 2008).

Sendo assim, segundo Sens *et al.* (2006), o modo pelo qual a água se move no solo depende de três forças que agem sobre a água:

- Adsorção – por atração molecular, que retém uma fina película de água em volta das partículas do solo;
- Capilaridade – como resultado da tensão superficial, que retém ou move a água em pequenas aberturas;
- Gravidade – que move a água através dos poros maiores, por diferença de carga ou quando existe gradiente hidráulico. A resultante dessas forças depende, em parte, da quantidade de umidade presente em relação ao espaço livre do material poroso.

Os mecanismos envolvidos na filtração em margem de água pelo solo não são completamente conhecidos. Sabe-se, contudo, que o processo da percolação remove contaminantes e poluentes e evita que alcancem o reservatório de água subterrânea ou o poço. Deste modo, os principais processos envolvidos na filtração em margem são filtração (coagem), biodegradação, sedimentação, adsorção, dispersão e diluição (mistura com água subterrânea) (SENS *et al.*, 2006).

Muitos estudos demonstram claramente a capacidade que o solo e outros meios porosos têm de reterem bactérias presentes na água. Vários estudos desenvolvidos nos Estados Unidos (em particular na Califórnia), Alemanha e Holanda evidenciaram a capacidade de purificação da água pelo solo ou por materiais granulares, quando se lança no solo o esgoto doméstico. Entretanto, quando se pensa em sistema de FM, a situação é um pouco diferente. Neste caso, usa-se apenas a camada de solo ou subsolo saturada e pode-se ter elevada velocidade, pois o escoamento é induzido, não ocorre a percolação natural. No escoamento induzido, o bombeamento da água do poço, provoca a diferença de carga hidráulica, elevando-se à velocidade da água no meio filtrante, algo que na percolação natural ocorre com menor significância e, consequentemente, a velocidade da água é menor (SENS *et al.*, 2006).

3.1.3 Vantagens e Limitações da tecnologia de Filtração em Margem

Como todo tratamento de água a FM tem vantagens e limitações (SENS *et al.*, 2006).

As vantagens são:

Minimiza a necessidade de adicionar produtos químicos na coagulação, por reduzir as dosagens de coagulante e alcalinizante, e na pré-oxidação quando é requerida, por reduzir as doses dos oxidantes, como o cloro, ozônio, dióxido de cloro ou outros. Além disso, minimiza o lodo gerado na ETA, pois o tratamento em margem diminui inicialmente a quantidade de sólidos que viria para a mesma;

Reduz os custos de operação, por fazer uso mínimo de produtos químicos e, conseqüentemente, diminui a necessidade de preparação de soluções e reduz o uso de eletricidade e de outros serviços;

Em muitas situações é utilizado como único tratamento, necessitando apenas de desinfecção final. Assim, dependendo do solo da região de captação e dos contaminantes presentes na água do manancial, a água após a FM poderá apresentar-se potável; nos casos em que há necessidade de tratamento, reduz-se o número de etapas do tratamento da água, uma vez que após passagem pela FM o efluente encontra-se pré-tratado, podendo aplicar a filtração direta ou lenta, ao invés de utilizar tratamento convencional, com floculação e decantação; poderá evitar também o uso da adsorção (carvão ativado), pré-oxidação, entre outros;

Apresenta menor risco à saúde humana, por eliminar previamente produtos que lhe são prejudiciais;

Evita a morte de peixes, pois quando se capta água diretamente do manancial, plantas aquáticas e peixes são arrastados ou succionados e mortos na passagem pelas bombas;

Permite a remoção de partículas, bactérias, algas, vírus, parasitas, compostos facilmente biodegradáveis, contaminantes orgânicos persistentes e metais pesados;

Remove matéria orgânica natural, e conseqüentemente precursores de trihalometanos (SCHUBERT, 2006).

Por sua vez, as limitações são:

- Os locais para implantação da FM, que podem estar propensos a enchentes, podem alterar a qualidade da água FM, principalmente quando a captação é através de galerias filtrantes;
- Os sistemas de tratamento por FM dependem intensamente de fatores geológicos e hidrológicos, o que diferencia o sistema de uma região para outra, tanto em quantidade como em qualidade de água;
- A colmatação das margens do manancial atua como limitação, caso não exista um processo de desobstrução das margens (STUYZAND *et al.*, 2006).

3.1.4 Hidráulica de um Poço de Filtração em Margem

As condições de equilíbrio do cone de depressão em torno de um poço bombeado podem ocorrer em diversas situações. Uma destas se depara quando a recarga do aquífero provém de um rio ou lago. A **Figura 2** ilustra tal situação de equilíbrio.

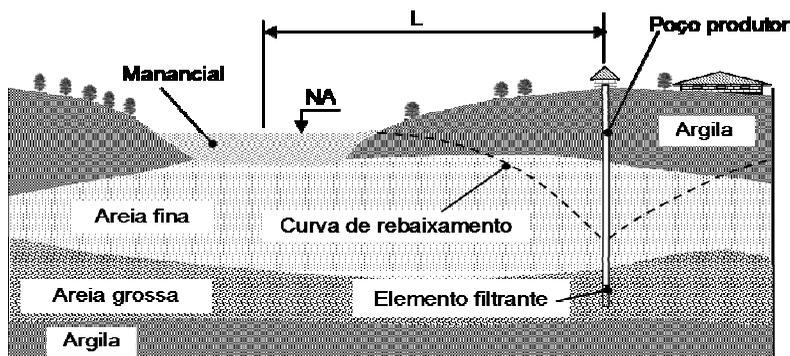


Figura 2: Filtração em margem por meio de recarga induzida.

Fonte: adaptação de Hunt *et al.* (2003) apud Sens *et al.* (2006)

Durante o início do bombeamento, o cone de depressão não atinge o manancial superficial e nenhum efeito de recarga vinda no manancial superficial acontece. Isto ocorre porque o nível dinâmico no poço em bombeamento baixa à medida que o bombeamento prossegue. Quando o cone de depressão se expande por baixo do nível da água do manancial superficial, estabelece-se um gradiente hidráulico entre a

água do aquífero e a do manancial (rio ou lago). A água do manancial superficial, então, se infiltra através do meio permeável se este estiver hidraulicamente conectado com o aquífero. O manancial, desta forma, alimenta o aquífero em uma proporção que cresce com a expansão do cone de depressão (SENS *et al.*, 2006).

Quando a intensidade da recarga do aquífero iguala à vazão do poço de filtração, o cone de depressão e o nível dinâmico tornam-se estáveis.

3.1.5 Tipos de poços

Historicamente, três tipos de poços foram usados para a FM, desde que a tecnologia foi estabelecida primeiramente em 1810 (HUNT *et al.*, 2003; SENS *et al.*, 2006). Eles incluem:

Poço vertical ou poço tubular – poço perfurado verticalmente, podendo ser perfurado no solo, em uma camada suporte de água ou sob o leito do manancial (**Figura 3**). O poço vertical difere de poços coletores horizontais por não ter os drenos laterais no fundo. O poço tubular é um poço vertical. Porém, costuma-se construí-lo com pequenos diâmetros (100 a 300 mm) e mais profundos.

Poço com coletores horizontais – tubulação central de grande diâmetro, cravada na terra com proteção de poços horizontais laterais, cravados no depósito inconsolidado do aquífero; raramente é cravado em depósitos aluviais abaixo de rio ou de lago (**Figura 4**).

Poço escavado – poço raso com grande diâmetro que, na maioria dos casos, é escavado manualmente usando-se maquinário de pequeno porte ou por ferramentas manuais. Tipicamente são construídos para fonte de água residencial individual.

As condições do local de implantação do projeto devem ser analisadas para verificar qual tipo de poço é mais apropriado, poços verticais ou tubulares, ou ainda poços de coletores horizontais, incluindo comparações de custo.

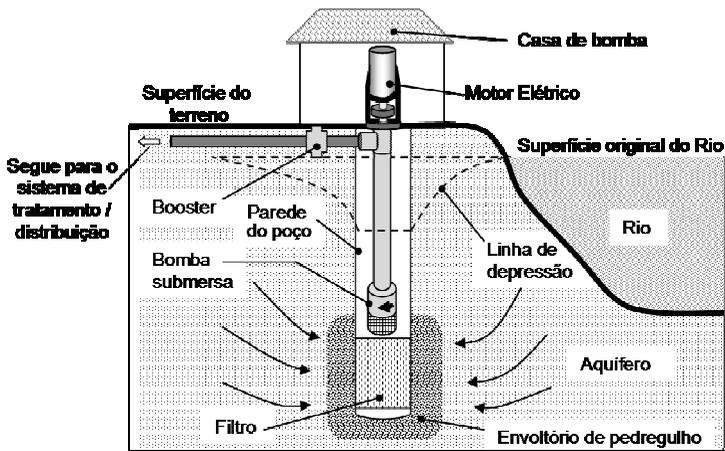


Figura 3: Poço vertical ou tubular.

Fonte: adaptação de Hunt *et al.*, 2003 apud Sens *et al.* (2006)

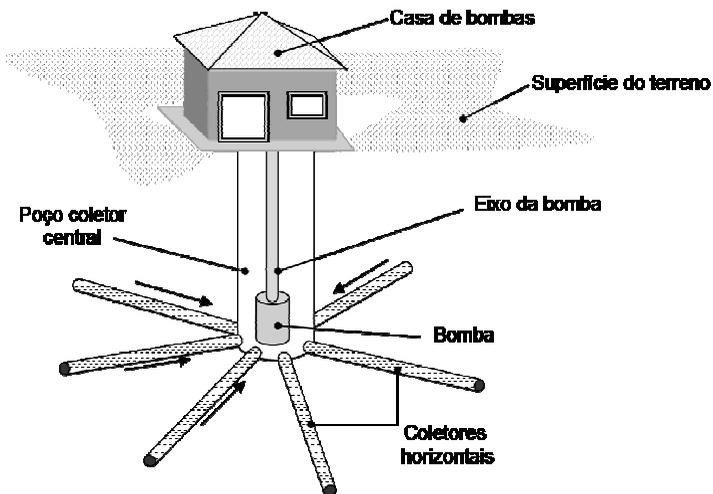


Figura 4: Poço de coletores horizontais.

Fonte: adaptação de Hunt *et al.* (2003) apud Sens *et al.* (2006)

Quando os poços verticais e os poços de coletores horizontais foram usados pela primeira vez para a FM, na Europa, os poços refletiam os meios técnicos disponíveis naquele tempo. Os poços escavados eram em forma cilíndrica e tinham diâmetros 7 a 10 m, com a parede perfurada na parte mais inferior, construída com tijolos de alvenaria. A água subterrânea podia penetrar através da terra por meio da parede perfurada. O rendimento de água daqueles poços simples era de aproximadamente 500 m³/h. A importância do poço de coletores horizontais para a FMR pode ser demonstrada pelo número de poços instalados ao longo dos rios europeus (HUNT *et al.*, 2003):

Ao longo do rio Reno, mais de 50 poços encontram-se em operação. Em Dusseldorf, Alemanha, são 12 poços em operação com uma capacidade entre 900 a 3.000 m³/h cada.

Existem mais de 200 poços em operação na região do Danúbio.

Há também poços de coletores horizontais ao longo do canal principal do Save, Main, Maas, Ruhr, Enns, Elba e dos rios de Oder (República Checa).

Discute-se muito sobre qual tipo de poço seria melhor para as instalações de FM, mas por enquanto a decisão em cada caso particular deve considerar as condições do local, situação hidrogeológica do aquífero e condições hidráulicas no rio, especialmente a respeito do leito do rio poder obstruir-se.

3.1.6 Tipo de solo na aplicação da Filtração em Margem

O solo é um sistema dinâmico e heterogêneo formado por três fases: sólida (cerca de 50 %), líquida (cerca de 25 %) e gasosa (cerca de 25 %). As duas últimas fases são os principais meios de transporte das substâncias solúveis e voláteis no solo. A fase sólida é responsável pela retenção e armazenamento de componentes inorgânicos e orgânicos. Os fenômenos que ocorrem para esta retenção e armazenagem dependem diretamente da granulometria do solo, principalmente do teor de argila e da quantidade de matéria orgânica presente no solo. A granulometria do solo pode ser dividida em cascalho, areia grossa, areia fina, silte e argila (LEÃO, 1997).

Quanto menor e menos uniforme for a granulometria do solo, associado à matéria orgânica presente no solo, maiores são as forças capilares e a tensão superficial, e conseqüentemente dificultará a passa-

gem da água pelo solo/subsolo (NASCIMENTO, 2002). Como exemplo, em regiões rurais, este processo é bastante favorável.

Para avaliar se uma determinada área é ideal para a implantação da FM é importante fazer a associação da composição do solo, sua litologia, com a do aquífero.

A geomorfologia do aquífero, ou seja, a sua constituição geológica (porosidade/permeabilidade intergranular ou de fissuras) definirá a velocidade da água no meio filtrante (solo), a qualidade e quantidade da água (SANTOS, 1977). Essa geomorfologia é decorrente da sua origem geológica, que pode ser fluvial, lacustre, eólica, glacial e aluvial (rochas sedimentares), vulcânica (rochas fraturadas) e metamórfica (RAY *et al.*, 2003; SENS, *et al.*, 2006).

Quanto à porosidade, segundo Santos (1977), existem três tipos aquíferos: poroso, fissural e cárstico.

Aquífero poroso ou sedimentar – formado em rochas sedimentares ou solos arenosos; a circulação da água se faz nos poros formados entre os grãos de areia, silte e/ou argila de granulação variada. Constituem os mais importantes aquíferos, pelo grande volume de água que armazenam e por ocorrerem em grandes áreas. Esses aquíferos ocorrem nas bacias sedimentares e em todas as várzeas onde se acumularam sedimentos arenosos. Esse tipo de aquífero tem porosidade quase sempre homoganeamente distribuída, permitindo que a água flua para qualquer direção, em função apenas dos diferenciais de pressão hidrostática existente. Essa propriedade é conhecida como isotropia.

Aquífero fraturado ou fissural – formado em rochas cristalinas, metamórficas ou ígneas, duras e maciças; a circulação da água se faz nas fendas, fraturas e falhas abertas, devido ao movimento tectônico. Como exemplo, tem-se basalto, gabros, granitos, filões de quartzo, entre outros. A capacidade dessas rochas de acumularem água relaciona-se com a quantidade de fraturas, aberturas e intercomunicação, o que permite a infiltração e o fluxo da água.

Aquífero cárstico (Karst) – formado em rochas calcárias ou carbonáticas; a circulação da água se faz nas fraturas e outras discontinuidades denominadas de diáclases, que resultaram da dissolução do carbonato pela água. As aberturas podem atingir grandes dimensões, o que cria, neste caso, verdadeiros rios subterrâneos. Como exemplo, tem-se as rochas calcárias, dolomitas e mármore.

Segundo Dillon *et al.* (2002), a FM é influenciada, diretamente, em função das características do solo, tanto pela produtividade do siste-

ma, como pelas características da água pretendida. A passagem da água pelos poros pode sofrer as seguintes ações:

Hidrodinâmica – dispersão, advecção e difusão;

Mecânica – arraste de partículas nos espaços porosos, proporcionando a colmatação dos poros;

Biológica – degradação da matéria orgânica e mineralização de substâncias secundárias; e

Físico-química – precipitação, complexação, adsorção, oxiredução, solubilização e troca iônica.

Após análise do solo e caracterização hidrogeológica local, testes de infiltração “saturada” devem ser realizados para determinar qual valor de taxa de infiltração que pode ser esperado. O propósito é estimar a área necessária para uma determinada taxa volumétrica ou taxa de recarga, que pode ser atingida (BOUWER, 2002).

Como exemplo, conforme Rabelo (2006) desenvolveu o estudo preliminar para a implantação da FM, na lagoa do Peri (Santa Catarina), como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton. Como estudo preliminar, a autora realizou ensaios de infiltração *in loco* em ambas as margens do canal sangradouro da lagoa do Peri, e constatou que o lado esquerdo do canal, a taxa de infiltração mínima foi de $22,72 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e máxima de $71,32 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, e a margem direita do canal com taxa de infiltração mínima de $94,63 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e máxima de $209,54 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. A autora concluiu que o fato do lado direito do canal apresentar taxa de infiltração maior que o lado esquerdo, é caracterizado por maior uniformidade granulométrica do solo. A autora também desenvolveu estudos da FM em colunas filtrantes em laboratório. Montou-se 4 colunas filtrantes, onde a 1 e 2 foram preenchidas com solo da margem direita e a 3 e 4 com solo da margem esquerda. Foram realizados 3 ensaios com as 4 colunas, em virtude do processo de colmatação interferir nos resultados da taxa de infiltração.

Entre as características de fluxo está o coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica, que corresponde à taxa de infiltração do fluido em meio poroso.

São muitos os ensaios de campo utilizados para medir a condutividade hidráulica do solo ou da amostra do solo. Estes ensaios são denominados de ensaios de infiltração, de permeabilidade ou de condutividade hidráulica (K). Para obtenção do K, no campo, os ensaios podem ser de furo a trado em presença de lençol freático ou ausência, de piezômetro e de anel permeâmetro.

A condutividade hidráulica de um determinado solo sofre influência de fatores como qualidade da água utilizada: viscosidade da água, textura, estrutura e consistência do solo, efeito da ação de microrganismos, presença de ar nos poros do solo, entre outros (BOUWER, 2002).

Para locação do sistema de FM, é importante obter as seguintes informações sobre o tipo de solo:

Condutividade hidráulica – é recomendável que varie entre 1 a 2 m/d;

Porosidade – quanto maior o valor da porosidade, maior será a vazão específica do aquífero;

Análise granulométrica – quanto maior o tamanho dos grãos maior será o tamanho dos poros; e

Teor de matéria orgânica – camadas de solo com matéria orgânica, podem conferir à água cor, sabor e odor, presença de ferro, manganês e sulfetos (SENS *et al.*, 2006).

Em estudo da implantação em escala real da FM em lago, realizado em 2008 na cidade de Ituporanga, Soares (2009) encontrou para o solo onde foi perfurado o poço da FM, condutividade hidráulica de 46,7 m/d. Este se enquadra nas características de aquífero de boa permeabilidade. Amy *et al.* (2006) consideram que condutividade hidráulica na faixa de 0,3 a 36,3 m/d é de boa qualidade para a implantação de poço para a FM.

Na Tabela 1 são apresentados valores típicos da condutividade hidráulica correspondente ao tipo de solos.

Tabela 1: Valores da condutividade hidráulica para os tipos de solo.

Tipo de solo	m/d
Solo argiloso	< 0,1
Argilas	0,2
Silte arenoso	0,3
Areia siltosa	0,5
Areia fina	1,0
Areia média	5,0
Areia grossa	> 10,0

Fonte: Bouwer (2002)

Desta forma, são preferidos aquíferos em solos aluvionares. Esses aquíferos são relativamente fáceis de explorar, porque são rasos e são altamente produtivos (NASCIMENTO, 2002).

3.1.7 Contaminantes nas águas de superfície

Para que um sistema de FM opere eficazmente, este deve remover os contaminantes da água de superfície, sejam lagos, rios ou reservatórios; consequentemente deve-se assegurar que o sistema de FM esteja corretamente projetado e operado e maximize a remoção de contaminantes. Deve-se também considerar que estes contaminantes podem variar sazonalmente (RAY *et al.*, 2003).

3.1.7.1 Contaminantes físicos

A variação da temperatura, segundo Wang (2003), além da sazonalidade, também é função de bombeamento, posição do ponto de monitoramento, distância do rio ao poço, construção do poço ou outros fatores hidrogeológicos. Adicionalmente, as variações na temperatura alteram o desempenho de operações da unidade da instalação de tratamento de água. A água subterrânea fornece melhor moderação da flutuação da temperatura. A FMR fornece também moderações significativas.

Segundo Soares (2009) em estudo realizado com FM de lago de piscicultura (Ituporanga/Santa Catarina/Brasil), a temperatura da água filtrada foi ligeiramente inferior à da água bruta, como comentado em Wang (2003). A média da temperatura da água bruta foi de 27,5° C e a da água FM foi de 25,5° C, medidas em período de monitoramento entre janeiro e abril de 2009.

Outro elemento importante é a turbidez. Ela é importante para os rios que têm formação argilosa. Os dados de monitoramento para o rio de Ohio perto de Louisville, Kentucky, mostram que a turbidez da água do rio variou entre 1,5 e 2,0 uT, durante um período de 5 anos (1997 a 2002) (WANG, 2003). Entretanto, a filtração do poço coletor em Louisville teve turbidez em torno de 0,1 uT; este valor está significativamente abaixo do padrão de potabilidade dos Estados Unidos, que é 0,5 uT.

Rabelo (2006), em estudo realizado na lagoa do Peri (Santa Catarina – Brasil), analisou a qualidade da água da lagoa por meio de ensaios laboratoriais em 4 colunas filtrantes. Para as colunas, a turbidez da água bruta foi inferior a 6 uT. Como resultados, as colunas obtiveram remoção de turbidez de 81,8; 83,3; 83,7 e 84,9 %, para as colunas 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Vale lembrar que a turbidez é parâmetro dependente da sazonalidade.

No caso do estudo realizado por Soares (2009), a turbidez da água filtrada em margem, apresentou valores maiores que da água bruta. Apesar das coletas de amostra terem ocorrido após 60 dias de implantação do poço em margem, a acomodação natural do solo, no entorno do poço e principalmente impurezas misturadas à camada argilosa espessa, atribuíram à água características do solo, ocasionando turbidez média da água filtrada de 91 uT, enquanto que da água bruta foi de 16,6 uT. Vale lembrar que após 75 dias, a turbidez da água filtrada em margem, tendeu para o decaimento, o que mostra que a acomodação do solo demorou muito para se estabilizar.

3.1.7.2 Contaminantes químicos

Os contaminantes químicos podem ser divididos em quatro grupos principais:

Inorgânicos;

Orgânicos sintéticos (voláteis, semi-voláteis e não voláteis); e

Matéria orgânica natural (MON).

Compostos orgânicos sintéticos têm estado presente em água de mananciais que atravessam áreas agriculturáveis. Por causa da proximidade dessas áreas com os mananciais, estes têm recebido cargas dos compostos orgânicos por escoamento superficial.

A concentração desses compostos em rios pequenos, que passam por regiões agriculturáveis, poderia ser muito mais elevada do que aquela para grandes rios que têm o uso de terra diverso. Isto ocorre a exemplo de grandes rios, tais como os rios Illinois, Platte e Cedar, que atravessam áreas agriculturáveis, recebem carga da atrazina usada no milho, soja e feijão. Ray *et al.* (1998) observaram concentrações pico próxima a 12 µg/L no rio Illinois, no qual tem instalação de FMR na cidade de Jacksonville, Illinois, entre os anos de 1995 e 1996. Para o rio Platte próximo de Lincoln, Nebraska, Verstraeten *et al.* (1999) observaram concentrações pico da atrazina de 13 e 26 µg/L durante períodos de escoamento superficial entre 1995 e 1996, respectivamente.

Essas concentrações são significativamente mais elevadas do que os níveis máximos permitidos do contaminante atrazina de 3 µg/L. Verstraeten *et al.* (1999) também encontraram 6 tipos de pesticidas na água de rio, incluindo a atrazina e dois outros metabólitos (derivados de detilatraxina e deisopopilatrazina), ácido sulfônico alaclor, etano, alaclor (ESA), metolaclor, cianazina, e acetoclor. Wang e Squillace (1994) observaram cargas elevadas dos herbicidas (atrazina, simazina, cianazi-

na, metolaclo, alaclo, propaclo, entre outros) no rio Cedar, próximo a Iowa, durante o escoamento superficial.

Stamaer e Wieczorek (1996) verificaram a presença de grandes concentrações de herbicidas na água do rio Platte durante o monitoramento entre 1992 e 1994. Concluíram que a presença de herbicidas provoca impactos potenciais negativos à saúde, quando esta água é usada diretamente para a finalidade de abastecimento.

Os rios navegáveis estão também sujeitos às liberações acidentais de produtos de petróleo e de outros produtos químicos industriais, tais como compostos clorados. Estes contribuem como cargas de choque (água de rio com quantidade temporária e incomum de poluentes). Além dessas, os rios podem carregar o produto químico residual com quantidade significativa, durante um período de tempo.

A MON na água combinada com o cloro pode formar subprodutos de desinfecção, tais como Trihalometanos (THM's) e os ácidos haloacéticos (HAA's), que são potencialmente carcinogênicos. As concentrações e a especiação (espécie) da MON variam dependendo da estação do ano e de características da água do rio. O carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), carbono orgânico biodegradável e absorvância com radiação ultravioleta da água em 254 nm são parâmetros da qualidade da água usados como indicadores de MON na água.

3.1.7.3 Contaminantes microbianos

Os contaminantes microbianos na água de superfície envolvem principalmente protozoário, bactérias, e vírus. Os coliformes termotolerantes e totais e, em alguns casos, os esporos das bactérias aeróbias e anaeróbias são também monitorados. Além disso, os vírus entéricos humanos são monitorados em alguns locais de FMR europeus e americanos.

Em 5 meses de monitoramento em Louisville, Kentucky, Wang *et al.* (2001) relataram contagens de esporos aeróbias aproximadamente entre 3.000 a 15.000 unidades formadoras de colônias (UFC) por 100 mL da amostra coletada do rio de Ohio, perto da instalação de FMR em Louisville. A contagem média de esporos aeróbia era de 8.700 UFC/100 mL. As concentrações totais de coliformes no rio de Ohio variaram entre 9 e 33.040 NMP/100 mL, para amostras coletadas entre janeiro e julho de 2000. Após a FMR, tanto os esporos, quanto os coliformes totais não foram encontrados na água filtrada.

Medema *et al.* (2001) estudaram as concentrações de diversos protozoários, bactérias e vírus na água do rio Meuse, próximo à cidade de Roosteren nos Países Baixos, entre janeiro 1998 e 1999. As concentrações médias de *Giardia* e *Cryptosporidium* (quatro amostras) foram de 95 e 140/L com máximas concentrações de amostra de 170 e 460/L, respectivamente. As concentrações pico dos enterovírus e reovírus eram 0,9 e 13,5/L da água, respectivamente, e seus valores médios (cinco amostras), no período de amostragem, foram de 0,52 e 7,1/L respectivamente. Após passagem pela FMR, as amostras não apresentaram vestígios dos vírus citados.

Rabelo (2006), no estudo preliminar da filtração em margem de lagoa, estudou os contaminantes microbianos – clorofila *a*, cianobactérias e fitoplâncton, presentes na lagoa do Peri (Florianópolis/Santa Catarina/Brasil). A clorofila *a* foi analisada no período de agosto a dezembro de 2004, pelo método de extração com etanol – NUSCH e medida em espectrofotômetro DR 4000. Obteve-se concentração média da clorofila *a* para a água bruta e para água de 4 colunas filtrantes (1, 2, 3 e 4), que simularam a FM: 15,74 µg/L, 6,18 µg/L, 7,79 µg/L, 5,98 µg/L e 5,78 µg/L, respectivamente. Como média de remoção da clorofila *a* obteve-se 60,8 %, 49,4 %, 62,0 % e 63,3 %, correspondente às colunas 1, 2, 3 e 4, respectivamente. A autora concluiu que as colunas 3 e 4 removeram quantidade maior da clorofila *a*, porque estas apresentaram maior quantidade de matéria orgânica.

A contagem de cianobactérias, nesse mesmo trabalho, no período de agosto a dezembro de 2004, foi bastante satisfatória. A água bruta tinha 49.260 ind./mL e após passar pelas colunas, ficou com apenas 783 ind./mL, 562,8 ind./mL, 434,6 ind./mL e 394 ind./mL, respectivamente, correspondendo à média de remoção de 98,9 %.

Ainda, segundo Rabelo (2006), com relação ao fitoplâncton, foram realizadas 5 contagens de indivíduo por mL, pelo método Utermohl – Hasle e contada no microscópio invertido *Leitz*. Inicialmente a água bruta continha 37.651 ind./mL. Após passar pelas colunas 1, 2, 3 e 4, o número de indivíduo por mL diminuiu para 827; 620,2; 492,2 e 430, respectivamente, com uma média de remoção de 98,45 %. A quase totalidade da remoção nos experimentos com colunas filtrantes indicou que, a FML simulada nessas colunas é um excelente método de remoção de fitoplâncton.

Em continuidade ao trabalho de Rabelo (2006), Dalsasso *et al.* (2006) estudaram a FM como alternativa de pré-tratamento para a filtra-

ção direta descendente, com o objetivo de remover cianobactérias e saxitoxinas. Ambos os estudos foram desenvolvidos na lagoa do Peri. Após passar pela FML, a qualidade físico-química da água, enquadrou-se dentro dos padrões de potabilidade para consumo humano. Além disso, apesar do elevado número de cianobactérias na água bruta (1.376.340 cel/mL), não foi detectado na FM.

Mondardo (2009) também desenvolveu estudo da FM na lagoa do Peri como pré-tratamento à filtração direta descendente (Florianópolis/Santa Catarina/Brasil) para remoção de cianobactérias presentes no manancial. Nesse estudo, a autora quantificou e qualificou as cianobactérias predominantes – *Cylindrospermopsis raciborski* e suas saxitoxinas. O estudo foi realizado entre fevereiro de 2005 e maio de 2008. Neste período de monitoramento, a densidade de fitoplâncton na água bruta foi da ordem de 10^6 cel/mL, enquanto que na água filtrada em margem nenhuma célula foi detectada. Nesse estudo se concluiu que as cianobactérias predominantes na lagoa do Peri eram da espécie *Cylindrospermopsis raciborski* (99 % do total de células), correspondendo também a 10^5 a 10^6 cel/mL, apresentando-se ausente na água filtrada em margem. Pelo fato da FML ter sido muito eficiente, foi desenvolvido também, água de estudo resultante da mistura de 85 % de água filtrada em margem e 15 % da lagoa, para a realização de estudos de adsorção e remoção de saxitoxinas. Utilizou-se o CLAE com derivatização pós-coluna e detecção por fluorescência. Como resultados, em menos de 5 dias, ocorreu a remoção de 100 % da saxitoxina, enquanto que a neosaxitoxina necessitou de aproximadamente, 15 dias para a remoção total. Assim a FML mostrou promissora na remoção de cianobactérias e de saxitoxinas.

Em estudo da FM de lago realizado por Soares (2009), valores médios de 8.380 cel/mL de fitoplâncton por mL, encontrados na água bruta, foram removidos em 100% pela FM. Com relação aos coliformes totais, nesse estudo, após passar pela FM de lago, esses foram removidos em torno de 98,5 % e a *Escherichia Coli* em 100 %.

3.1.8 Remoção dos contaminantes

Por meio da FM, algas, cianobactérias, microrganismos patogênicos e organismos indicadores de contaminação fecal, são removidos através do contato com os materiais do solo ou subsolo e aquífero. O processo de remoção torna-se mais eficiente quanto menor velocidade a

água tiver no solo/subsolo e quando o subsolo é constituído de materiais granulares com interstícios abertos para a água contornar os grãos. Nestes meios porosos granulares, a rota de fluxo é tortuosa, fornecendo uma ampla oportunidade para os organismos entrarem em contato, se aderirem à superfície do grão e consumirem a matéria orgânica presente na água. Mesmo que a velocidade seja lenta, pode ocorrer desprendimento dos grãos. Entretanto, possíveis organismos presentes estarão inativos antes que possam entrar no poço e contaminar a água tratada (KÜEHN e MÜELLER, 2000; SCHIJVEN *et al.*, 2003).

Deste modo, a FM depende da fixação dos microrganismos ao solo e, na sequência, da sua inativação para a efetiva remoção destes da água superficial que se infiltrou no subsolo.

Estudos mostram que a FM remove geralmente porcentagem substancial dos compostos orgânicos encontrados na água bruta de rio ou lago, incluindo patógenos prejudiciais tais como *Giardia*, *Cryptosporidium* e vírus (SCHIJVEN *et al.*, 2003).

3.1.8.1 Remoção de contaminantes inorgânicos

Estudos desenvolvidos pelo Centro Tecnológico de Água (TZW), na Alemanha, mostram que os contaminantes inorgânicos podem ser removidos no processo de FM. Elementos como ferro, manganês e diversos metais pesados são eliminados durante a passagem da água superficial pelo subsolo, geralmente através de processos de adsorção. Neste caso, a remoção ocorre por processos de troca iônica nas superfícies carregadas de minerais argilosos, óxidos de ferro amorfos e alumina, além da matéria orgânica sólida. Já em aquíferos anóxicos, a remoção de íons metálicos se dá por reações de precipitação com o sulfeto. Quando o solo encontra-se saturado, a remoção ocorre bem mais lentamente por causa da quantidade de água no solo (WANG, 2003).

Sontheimer (1980) e Dillon *et al.* (2002) encontraram percentuais de remoção de metais pesados, por meio da FM, no rio Reno, acima de 90 %, para cromo e arsênio, e maiores que 50 % para cádmio, chumbo, zinco, cobre e níquel. Resultados similares foram obtidos por Schmidt *et al.* (2003).

Sabe-se que interações com o solo produzem uma retenção considerável de metais pesados no subsolo. Esses metais podem ser removidos na FM por longo período e não são facilmente remobilizados. A exceção é o caso das condições no aquífero se tornarem anaeróbias, onde o ferro e o manganês passam por redução química e aparecem na

água filtrada. Desta forma, sua eliminação necessitará de tratamentos posteriores. Entretanto, cloreto e sulfato dificilmente são removidos durante a passagem subterrânea. Por sua vez, o fosfato pode ser removido nesta etapa do tratamento devido a sua precipitação na forma de fosfato de cálcio, ferro ou alumínio.

3.1.8.2 Remoção de contaminantes microbianos

As águas superficiais são frequentemente contaminadas por microrganismos patogênicos, excretados por seres humanos e diversos animais domésticos e selvagens. Esta contaminação é ocasionada principalmente pelas descargas de esgoto e escoamentos de estrumes em solo agrícola. Vale lembrar que na relação dos contaminantes microbianos das águas superficiais estão incluídos protozoários, bactérias e vírus, que aparecem em grande quantidade nessas situações.

Segundo pesquisadores alemães, a passagem subterrânea, sob condições ótimas, pode atingir uma remoção de 8 log de vírus à distância de 30 metros, em aproximadamente 25 dias. No entanto, esta eficiência poderá ser diminuída se forem utilizada menores percursos subterrâneos, alta heterogeneidade, matrizes de solos grosseiros, elevado gradiente e, logo, altas velocidades (SCHMIDT *et al.*, 2003).

Assim, para garantir remoção eficiente de organismos patogênicos da água, é necessário favorecer a instalação ou o estabelecimento de passagens no subsolo com longos percursos e tempos de residência.

3.1.8.3 Remoção de contaminantes orgânicos

A remoção dos contaminantes orgânicos, na FM, ocorre em torno da interface rio/lago – aquífero, por processos físicos e bioquímicos. Ao passo que os processos microbianos, responsáveis pela sua eliminação, ocorrem predominantemente nos primeiros metros de infiltração. Por sua vez, a fração biodegradável da matéria orgânica pode ser degradada por bactérias, enquanto a fração refratária é removida por adsorção na fase sólida (MARMONIER *et al.*, 1995).

As moléculas orgânicas polares, como agentes complexantes e agrotóxicos, produtos industriais (sulfonatos aromáticos), compostos farmacêuticos e produtos de higiene pessoal são preocupações recentes. Entretanto, diversos estudos realizados na Alemanha demonstraram a eficiência da FM e infiltração artificial em relação à remoção de compostos orgânicos (SCHUBERT, 2002).

Com relação aos resíduos de agrotóxicos, as eficiências de remoção, através da infiltração artificial, podem variar entre 12 % (atrazina) e 100 % (lindano), dependendo das propriedades do composto, conforme se pode constatar na Tabela 2. Vale lembrar que dos agrotóxicos citados na Tabela 2, apenas a atrazina, simazina e o lindano constam dos padrões de potabilidade brasileira, conforme a Portaria nº. 518 (BRASIL, 2004).

De acordo com os estudos realizados no rio Reno, ficou comprovado a remoção de diferentes micropoluentes polares através da FM. Entretanto, alguns micropoluentes orgânicos móveis e persistentes indicam menor tendência de remoção. No entanto, esses compostos persistentes, encontrados na água filtrada em margem, podem ser removidos quase totalmente através de outras etapas do tratamento, como, por exemplo, a ozonização ou filtração em carvão ativado.

Estudos mais detalhados mostram que concentrações de muitos micropoluentes orgânicos, presentes em rios alemães, podem ser reduzidas ou até eliminadas durante a passagem subterrânea. Entretanto, a eliminação de certos compostos mostrou-se claramente dependente dos potenciais de óxido redução nas águas subterrâneas.

Tabela 2: Eficiência na remoção de resíduos de pesticidas através da recarga artificial de águas subterrâneas.

Agrotóxicos	Eficiência de remoção (%)
Atrazina	12
Simazina	13
Isoproturan	20
Diuron	90
Terbutilazina	90
Clortoluran	100
Dicloroprop	100
Lindano	100
MCPA	100
Metabenziazura	100

Fonte: Schmidt *et al.* (2003).

3.1.9 Modelos Matemáticos para aplicação da Filtração em Margem

Modelos analíticos e numéricos têm sido empregados para estimar aspectos hidráulicos e transporte de contaminantes (DONALD e GRYGASKI, 2002). No entanto, estes modelos podem necessitar de

informações, nem sempre disponíveis ou pouco definidas, a respeito do escoamento subterrâneo. Basicamente os modelos são aplicados para uma das seguintes finalidades: a) determinar o tempo de percurso da água desde o manancial até o ponto de captação; b) determinar a proporção da vazão infiltrada na margem em relação à vazão total extraída do(s) poço(s); c) determinar a redução da concentração de poluentes e contaminantes; d) determinar o rebaixamento do lençol freático e a área de influência em função da vazão extraída, bem como de possíveis implicações com relação à intrusão salina, influência na vegetação e outros impactos ambientais.

O modelo desenvolvido por Dillon *et al.* (2002) permite determinar o efeito da localização do poço e a taxa de bombeamento sobre a proporção da água infiltrada em margem, além do tempo mínimo de percurso da água até o poço de captação. Os resultados fornecidos são indicados para estudos de alternativas antes de iniciar estudos em sistemas piloto, de onde poderão ser extraídas informações mais precisas, que permitirão alimentar os modelos numéricos e fazer simulações tridimensionais.

A **Figura 5** é uma representação esquemática da captação através de um único poço, de água infiltrada na margem.

Assumindo que o sistema está em estado estacionário, o aquífero é homogêneo e não confinado; a espessura e a porosidade da camada saturada são uniformes; a velocidade de escoamento da água subterrânea é pequena e pode ser ignorado, o que resulta na Equação 1:

$$t_{\min} = \frac{\pi \cdot D \cdot n_e \cdot L^2}{3 \cdot Q} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

t_{\min} → tempo mínimo de percurso da água até o poço (dias);

D → altura média do aquífero saturado (m);

n_e → porosidade efetiva do aquífero [relação entre o volume drenável (Vd) e o volume total (Vt), também conhecida como volume específico];

L → distância do poço até a margem (m) e

Q → vazão do poço (m³/d).

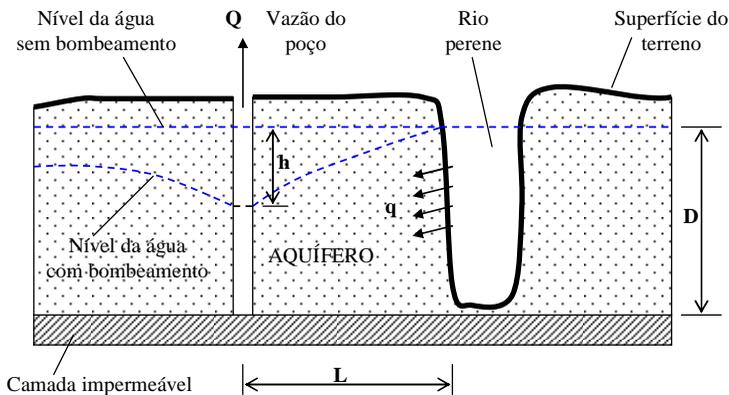


Figura 5: Seção transversal esquemática de um sistema de captação em margem de rio.

Fonte: adaptado de Dillon *et al.* (2002) *apud* Sens *et al.* (2006).

Por sua vez, a relação entre a vazão extraída do poço e a vazão infiltrada na margem é dada pela Equação 2.

$$\frac{q}{Q} = \operatorname{erfc}\left(\frac{L}{\sqrt{4\alpha t}}\right) \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

q → vazão de infiltração induzida através da margem (m^3/d);

α → difusividade do aquífero (m^2/d) = transmissividade / coeficiente de armazenamento.

Para aquíferos não confinados $\alpha = (K.D/n_e)$, sendo:

K → condutividade hidráulica (m/d);

t → tempo decorrido desde o início do bombeamento (dias); e

erfc → função de erro complementar.

O tempo mínimo de percurso da água também pode ser determinado a partir da lei de Darcy, conforme Equação 3:

$$Q = K.I.A \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

$I \rightarrow$ gradiente hidráulico (m/m) = h/L , sendo h = abaixamento do nível freático medido dentro do poço de extração (m);

$K \rightarrow$ condutividade hidráulica (m/d);

$A \rightarrow$ área da secção de escoamento da água (m²);

$Q \rightarrow$ vazão.

Reescrevendo a Equação 3, é expresso na Equação 4:

$$\frac{Q}{A} = K.I = v \quad \text{Equação 4}$$

Sendo v a velocidade de passagem da água pelo meio poroso (m/d) e considerando $v = L / t_{\min}$ e $I = h / L$, substituindo na Equação 4, o resultado é a Equação 5:

$$t_{\min} = \frac{L^2}{K.h} \quad \text{Equação 5}$$

Tanto a Equação 1 como a Equação 5 permitem determinar o tempo mínimo de percurso da água até o poço. Esse tempo deverá ser igual ou superior ao tempo de degradação do composto em questão, para se obter água com qualidade adequada à finalidade a que se destina. O tempo de degradação do composto irá depender de suas propriedades físicas, químicas e bioquímicas, e de suas interações com o meio. No primeiro caso, conforme propõe Dillon *et al.* (2002), o tempo é estimado em função da porosidade efetiva do solo, da vazão a ser explorada, da altura do aquífero e da distância do poço até a margem do manancial superficial. Portanto, não é necessário fazer ensaios de bombeamento para estimar o tempo de percurso da água.

No segundo caso, conhecendo a permeabilidade do solo, que depende da porosidade efetiva entre outros aspectos, medindo o rebaixamento do lençol freático após sua estabilização, em função de uma vazão de bombeamento, e conhecendo a distância do poço até a margem do manancial superficial, determina-se t_{\min} .

Para obter a vazão máxima do poço de produção, utiliza-se o método de *Pochet*. Este método é função do tempo e nível de água em um determinado poço de produção, caracterizado pelo rebaixamento e da recuperação do poço (DACACH, 1990). De acordo com o método de

Pochet, ilustrado pela **Figura 6**, onde a vazão do poço de produção pode ser determinada pela Equação 6:

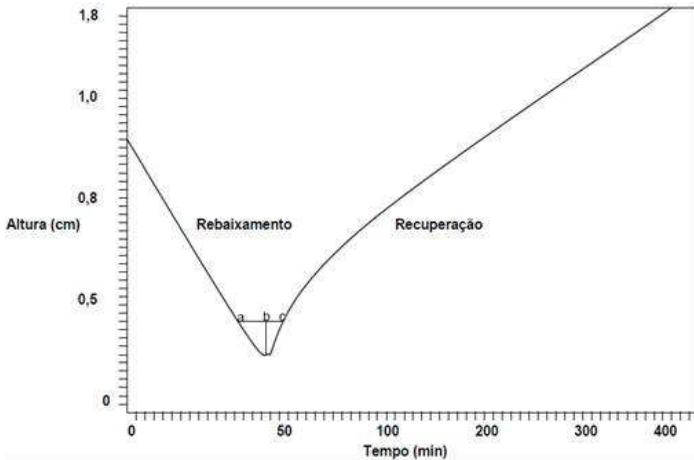


Figura 6: Apresentação gráfica do método de Pochet.

Fonte: Dacach, 1990.

$$q = \frac{ab}{ac} * Q$$

Equação 6

Onde:

q → vazão do poço de produção (L/s);

ab → segmento da reta a-b;

ac → segmento da reta a-c e

Q → vazão da bomba (L/s).

3.1.10 Exemplo da utilização da Filtração em Margem de Rio

Segundo Verstraeten *et al.* (2003), em estudos realizados na água de abastecimento da cidade de Lincoln em Nebraska, EUA, foi observada a presença dos herbicidas atrazina e acetamida. Com o objetivo de avaliar o efeito do tratamento para remoção dessas contaminantes, utilizando FMR, ozonização, filtração e cloração. Coletaram-se então amostras da água de abastecimento doméstico e público no período de

1997 a 1999. Como resultado, os compostos dos herbicidas tiveram redução da sua concentração em 33% por FMR, 41% pela ozonização e 1,5% pela cloração. Os autores sugeriram a combinação da FM e da ozonização para reduzir as concentrações dos herbicidas na água.

Schubert (2002) fez um levantamento dos trabalhos com FMR realizados no rio Reno desde 1870. O referido autor constatou que com o decorrer dos anos a água deste manancial sofreu deterioração e teve o leito do rio obstruído devido a cargas elevadas de contaminantes orgânicos. Em 1986, aplicou-se um projeto de pesquisa na região utilizando os conhecimentos de fluxo e de transporte da FMR e, com isso, desenvolveu-se modelos numéricos para a simulação da dinâmica do fluxo e do transporte dos contaminantes.

Estudo realizado na Dinamarca mostrou a ocorrência de pesticidas em água de abastecimento. Ao todo foram encontrados 46 compostos, dos quais 23 eram pesticidas, a exemplo de atrazina, bentazona, 4-cloro-2 metilfenol, MCPA, isoproturon e simazina (SPLIID e KØPPEN, 1998).

De acordo com Van Gerderen *et al.* (1999), 1328 compostos orgânicos diferentes foram identificados nos rios Reno e Meuse.

Em 1991, aproximadamente 490 mil toneladas de pesticidas, incluindo 285 mil toneladas de herbicidas (58 %), 113 mil toneladas de inseticidas (23 %) e 54 mil toneladas de fungicidas (11 %), foram consumidos, segundo a agência de proteção ambiental de Estados Unidos (ASPELIN *et al.*, 1992).

Ademais, estudos mostram que entre 2 e 8 quilos de pesticidas foram aplicados por hectare (ha) por ano nos Estados da União Européia para fins agrícola, à exceção dos Países Baixos (18 kg/ha). A Alemanha sozinha consumiu na agricultura, em 1991, aproximadamente 30 mil toneladas de pesticidas. Mais de 50 % destes pesticidas são herbicidas e em torno de 10 % desses chegam aos mananciais abastecedores.

Conforme trabalhos citados anteriormente, quando o manancial encontra-se deteriorado, a FM têm pouca eficiência se utilizada como único tratamento de água, apresentando assim coloração, dureza elevada e grande número de produtos orgânicos sintéticos. Paassen *et al.* (1998) desenvolveram estudo em sistema piloto realizado pela companhia de água de Overijssel¹ e Kiwa¹ baseados na combinação entre a FMR com a nanofiltração e com a osmose reversa. Com essas duas técnicas de tratamento avançado, as membranas utilizadas facilmente obstruídas pelas impurezas e compostos presentes na água e, conseqüentemente,

colmatam rapidamente os filtros. Se utilizadas em parceria à FMR, a campanha de operação será maior em função da diminuição da sobrecarga das membranas utilizadas, acarretando maior economia ao sistema.

Os países citados anteriormente (Dinamarca, Estados Unidos, Estados da União Européia, Países Baixos e Alemanha) fazem uso da FM para remoção dos agrotóxicos presentes em água com destino ao abastecimento. Por meio desses trabalhos, observa-se que muitas técnicas são aplicadas para solucionar o problema de contaminação de água de abastecimento com agrotóxicos. Verifica-se ainda que para maior eficiência faz-se necessária a associação de técnicas com a FM, para garantia desta eficiência.

Apesar da FM eliminar certos contaminantes, a exemplo os agrotóxicos, o solo poderá acrescentar compostos inorgânicos, como o ferro, ou mesmo acrescentar matéria orgânica. Por causa disso, após a FM poderá ser necessário adicionar unidade de tratamento, para assim a água filtrada enquadrar-se na finalidade de destino.

3.2 Filtração Lenta

3.2.1 Histórico

O emprego de filtros lentos em areia foi registrado com a construção em 1804 de uma unidade destinada à purificação de água para a cidade escocesa de Paisley. Em 1828, a *Chelsea Water Company* implantou uma segunda unidade em Londres e a partir de 1852 a Filtração Lenta (FL) passou a constar na legislação vigente como forma de tratamento recomendada para as águas naturais, destinadas ao consumo humano. Vinte anos mais tarde, instalou-se a primeira unidade de FL na América do Norte, no estado de Nova York (DI BERNARDO, 1993; FOX *et al.*, 1994; ROCHA *et al.*, 2000).

A eficiência da FL ficou registrada no fim do século XIX, quando comunidades vizinhas – Hamburgo e Altona (Alemanha) utilizavam o rio Elba como fonte de abastecimento. Em Hamburgo, o tratamento da água era apenas por sedimentação simples, enquanto que em Altona o tratamento era por meio de filtros lentos. Com a epidemia de cólera ocorrida nesta época, mais de 7500 pessoas faleceram em Hamburgo, e em Altona não houve registro deste fato, mostrando-se assim a

importância da eficiência da FL, para a comunidade que fez uso desta tecnologia.

A *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) estabeleceu padrões mais restritivos da qualidade de água para consumo humano, especificamente, direcionados aos sistemas de abastecimento, que utilizam mananciais superficiais, provocando um recrudescimento do emprego da FL como tecnologia de tratamento. Como consequência, o mesmo órgão estimou que no ano de 2000 mais de 1000 pequenos sistemas americanos empregavam esta tecnologia. Adicionalmente, vale ressaltar o emprego desta tecnologia com a coagulação em pré-filtros na Colômbia e como unidade polidora à jusante de filtros rápidos em Zúrique (GALVIS *et al.*, 1994).

O Brasil caminhou em direção oposta. Diversas estações de tratamento, que até o início da década de setenta do século passado empregavam a FL, converteram suas instalações à tecnologia convencional, pressionadas pela deterioração dos mananciais e pelo desconhecimento. Haja vista que, como solução, poderia utilizar, à época, unidades de pré-tratamento antes dos filtros lentos, desde que a água bruta não apresentasse adequadas características para serem tratadas diretamente pelo filtro lento, sem comprometimento de suas carreiras de filtração.

Observa-se que a FL é a forma de tratamento de água mais antiga e permanece sendo um dos processos eficientes para o melhoramento da qualidade físico-química e microbiana da água. Porém, enquanto largamente utilizada pelo mundo afora, o conhecimento dos mecanismos de filtração permanece limitado. Este conhecimento é importante para o entendimento e gerenciamento dos processos que são responsáveis por colmatar gradualmente o leito filtrante, reduzindo sua vida operacional e a eficiência da filtração (CAMPOS *et al.*, 2003).

Todavia, mesmo os bons resultados atribuídos a estas instalações não evitaram a supremacia dos Filtros Rápidos, a partir do Século XX, condicionado à elevação da demanda de água. Em vista deste fato, em 1940 haviam nos Estados Unidos mais de 2275 unidades de filtração rápida e somente 100 instalações de FL (FOX *et al.*, 1994).

O surgimento das técnicas de coagulação química no tratamento de água, seguidas pelo desenvolvimento dos filtros rápidos, levou ao declínio o uso da FL em areia. Enquanto a construção de estações tipo FL foi abandonada nos Estados Unidos, muitos outros países (a exemplo de Alemanha, Países Baixos, Reino Unido, França, Índia, Peru e Colômbia) continuaram a usar e a construir filtros lentos. Apesar do recente

avanço tecnológico na área de tratamento de águas, a FL continua sendo estudada e implantada para melhorar a qualidade físico-química e microbiana de água potável (WELTE e MONTIEL, 1996).

Durante as últimas três décadas, houve um ressurgimento de interesse para a aplicação dos sistemas de FL por todo o mundo, pelo reconhecimento como tecnologia apropriada para tratar água para abastecimento de pequenas comunidades devido à simplicidade de construção, operação e manutenção. Avanços têm sido feitos nos métodos de pré-tratamento para superar os problemas com a qualidade da água bruta, especialmente em países em desenvolvimento (GALVIS *et al.*, 1998; DI BERNARDO *et al.*, 1999).

3.2.2 Definição

A FL é um processo de purificação da água eficiente, simples, natural e não poluente. O processo envolve mecanismos de transporte e aderência que se verificam no meio filtrante, somado à biodegradação que se sucede na película, camada microbiana ou biofilme, formada na superfície do meio filtrante. A película compõe-se de matéria orgânica, partículas inertes e por diversas espécies de microrganismos (algas, bactérias, protozoários etc.), que, por ações físicas, químicas e principalmente bioquímicas, utilizam a matéria orgânica presente na água bruta como substrato para seu desenvolvimento, biodegradando assim a matéria orgânica (ROCHA *et al.*, 2000).

Além de microrganismos, quando a água bruta apresenta ferro, manganês e/ou alumínio em estado solúvel, pode ocorrer a precipitação destes metais, os quais passam a fazer parte da película (DI BERNARDO, 1993; DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

Vale lembrar que o excesso de microrganismos presente na água afluyente, bem como material em suspensão (origem mineral), metais, motiva a diminuição da duração da carreira de filtração, causando aumento nos custos de operação e manutenção, além de piorar a qualidade da água (SÁNCHEZ *et al.*, 2006, DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

Com o passar do tempo, a camada de microrganismos cresce (amadurecimento), de forma a dificultar a passagem da água, retendo as impurezas e fornecendo água de qualidade conforme os padrões de potabilidade. Quando o nível de água, no interior do filtro lento alcança um valor pré-fixado, admite-se então, que seja efetuada a limpeza do

filtro, geralmente realizada por meio de raspagem de parte dessa camada. A raspagem é feita entre 1 a 5 cm do topo do meio filtrante. Após raspagem, é necessário um período de amadurecimento que varia de 6 horas a 2 semanas. Isso vai depender da qualidade da água afluyente. Nos primeiros dias após a raspagem (aproximadamente, 2 ou 3 dias), a água tratada não apresenta boa qualidade por causa da insuficiência da camada microbiana. Com o passar do tempo esta camada começa a se desenvolver, melhorando assim a qualidade da água tratada. Na **Figura 7** pode ser observada a película microbiana desenvolvida no filtro lento.

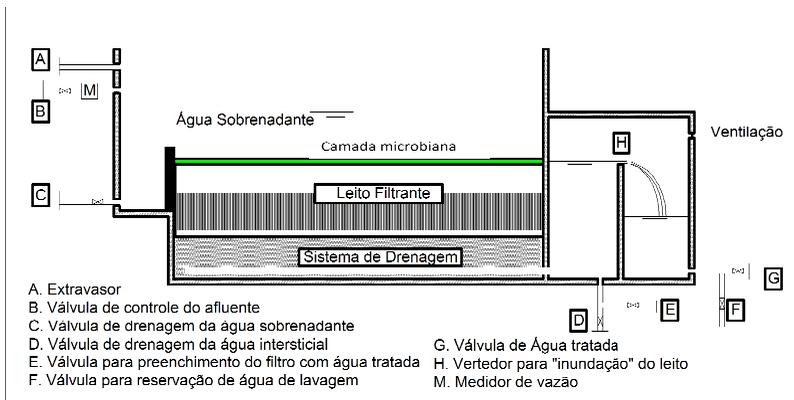


Figura 7: Filtro Lento com limpeza convencional com detalhe na camada microbiana.

Fonte: Pyper e Logsdon (1991).

3.2.3 Fatores influentes no desempenho da Filtração Lenta

A FL tem areia como meio filtrante. Pode ter fluxo descendente ou ascendente. No fluxo descendente a camada microbiana se forma com mais facilidade do que no fluxo ascendente. Com relação à limpeza do meio filtrante, o filtro com fluxo ascendente apresenta melhor vantagem porque a limpeza pode ser realizada por descarga de fundo, e as carreiras são mais longas decorrentes do próprio sentido do fluxo favorável à gravidade, o que não acontece na limpeza de filtros com fluxo descendente.

Com relação à proteção na cobertura dos filtros, segundo Campos (2002) e Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), os filtros lentos podem ser cobertos ou não cobertos. Quando os filtros lentos não são cobertos, a luz solar interfere na formação da camada microbiana, geralmente com predominância de algas filamentosas constituídas de várias camadas. Ao contrário do Filtro não-coberto, o filtro lento coberto é considerado como reator totalmente fechado sem a interceptação da luz solar. Com isto, não há formação acelerada e significativa do filme microbiano onde as partículas são então retidas na camada de areia e pela mesma em sua maior parte. Ou seja, quando o filtro não é coberto, a possibilidade de haver a formação mais acelerada da camada microbiana é maior. A biomassa microbiana que se desenvolve dentro do leito filtrante, contribui em maior intensidade para o progresso da perda de carga.

As ações microbianas que influenciam no processo de FL são caracterizadas pela presença de bactérias aeróbias, formadoras da camada microbiana, responsáveis pela retenção de materiais orgânicos, materiais em suspensão, além de outras bactérias e patógenos, degradando-os e transformando-os em compostos inorgânicos simples. As ações físicas são responsáveis pela retenção e remoção de partículas decantáveis.

As ações bioquímicas estão associadas à liberação de enzimas por parte dos microrganismos presentes na camada microbiana, responsáveis pela quebra e decomposição de moléculas em substâncias mais simples. Esta ação está associada à ação microbiana.

As ações físicas predominante correspondem às forças atuantes entre as partículas e os grãos de areia são de origem elétrica, que causam repulsão, ou de origem de *Van Der Walls*, que causam atração. Como as impurezas presentes na água apresentam carga negativa, ocorrerá repulsão entre estas; os grãos do meio filtrante também apresentam carga negativa, logo também ocorre repulsão entre as impurezas e os grãos de areia. Apesar desta dificuldade, a formação da camada microbiana contribui para a retenção das partículas (DI BERNARDO, 1993).

Segundo Vargas (2004), os fatores que influenciam no desempenho do filtro lento são:

Parâmetros de projeto – perda de carga limite, taxa de aplicação, tamanho dos grãos de areia e coeficiente de desuniformidade;

Parâmetros ambientais do afluente – qualidade da água bruta, temperatura da água, microrganismos presentes, concentra-

ção de algas, tipo e concentração de compostos orgânicos e nutrientes; e

Parâmetros operacionais – periodicidade de limpeza, tempo fora de operação, tempo de maturação da camada filtrante bem como idade da camada microbiana.

De acordo com Di Bernardo (1993), os fatores principais que influenciam o desempenho da FL são: qualidade da água bruta, projeto, operação e manutenção do sistema; os demais são consequências destes.

3.2.4 Características básicas da Filtração Lenta

Os filtros lentos são adequados para remover sólidos em suspensão e contaminantes como os patógenos. Para melhor eficiência, o filtro lento filtra a água com taxa em torno de 2 a 6 m³/m²d, pois caso a água bruta seja filtrada com taxas maiores, a qualidade da água filtrada pode ficar comprometida, causando riscos sanitários. Por apresentar taxa de filtração baixa, é necessário que a água bruta tenha boa qualidade, o que limita a cor verdadeira em 5 uH e a turbidez em 5 uT. Quando a água afluyente tem valores entre 5 e 10 uT de turbidez, é recomendado usar taxa de filtração entre 3 e 5 m³/m²d. Turbidez até 25 uT, recomenda-se que a taxa de filtração esteja entre 2 e 3 m³/m²d. Caso estes parâmetros apresentem valores acima do recomendado, sugere-se a implantação de pré-filtros. O filtro lento permite que o método de nível de controle de água dentro do filtro lento, seja constante ou variável (DI BERNARDO, 1993; DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

Além de limitar a cor verdadeira e a turbidez da água afluyente, Di Bernardo *et al.* (1999), recomendam ainda que, para um bom funcionamento do filtro lento, a presença do ferro seja no máximo de 1 mg Fe/L, manganês de 0,2 mg Mn/L, algas de 250 UPA/mL e Coliformes totais de 1000 NMP/mL.

A perda de carga final pode ser fixada entre 1,0 e 1,5 m, acima do meio filtrante, o que corresponde, em geral, as carreiras de filtração com duração de tempo acima de 30 dias. O tamanho dos grãos da areia destinado à camada filtrante na FL varia em torno de 0,15 e 0,30 mm e o coeficiente de desuniformidade varia entre 1,5 e 3,0. A profundidade da camada filtrante encontra-se em torno de 1,20 m (CLEASBY, 1990).

Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), afirmam que, em função de vários estudos desenvolvidos desde 1829 com a FL, para melhor eficiência, é preciso que o tamanho dos grãos de areia tenham tamanho efe-

tivo entre 0,15 e 0,30 mm, coeficiente de desuniformidade compreendido entre 2 e 5, espessura da camada filtrante variando entre 0,6 e 0,9 m e massa específica de 2,6 a 2,7 T/m³. Para perda de carga final (sistema de drenagem, meio filtrante limpo, camada suporte e retenção de impureza), os autores recomendam valores entre 1,0 e 2,0 m, para se obter carreiras de filtração de pelo menos 30 dias.

No início da carreira de filtração, o meio filtrante encontra-se limpo e o nível de água no interior do filtro encontra-se acima da crista do vertedor de saída. Assim, a perda de carga é determinada pelo somatório das perdas de carga (meio filtrante, camada suporte e altura de água sobre o vertedor). Com o tempo, há aumento do nível de água no interior do filtro para compensar a perda de carga decorrente da retenção de impurezas, até que o nível máximo de água é atingido, quando o filtro deve ser retirado de operação para limpeza.

É importante existir no projeto, sistema de drenagem logo abaixo da camada suporte, com o intuito de drenar toda a água filtrada. Estes drenos podem ser construídos de tubulações (comerciais de PVC) providas de orifício, de canais com placas perfuradas ou drenos especiais. Com relação aos métodos de limpeza dos filtros, na literatura consta que o método tradicional consiste na raspagem de 1 a 2 cm de areia, manual ou mecanicamente, ou mesmo, quando são utilizadas mantas sintética não tecidas. Quando a limpeza é manual, a areia é removida para local específico e lavada com mangueira. Quando é mecanizada, a lavagem é feita por meio de cones especiais. Após seca é armazenada em local adequado. Quando a espessura da areia retirada (raspada) alcança 50 cm apenas, a camada de areia deve ser recomposta (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

Além destes métodos tradicionais, nos Estados Unidos e na Inglaterra, utiliza-se a limpeza por meio de aeração, que consiste em não drenar totalmente o filtro, e com um arado acoplado a um trator revolver o topo da camada de areia.

Segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), outro método de limpeza foi desenvolvido em Londres, no qual não se drena os filtros e, com um equipamento especial de sucção, a camada microbiana é raspada, aspirada e encaminhada para o sistema de lavagem e recuperação da areia.

3.2.5 Exemplo de alguns estudos com Filtração Lenta

Estudos realizados por Bellamy *et al.* (1985), mostram que o meio filtrante do filtro lento limpo pode remover 85 % de coliformes e 98 % de cistos de giárdia na água. Com o amadurecimento, a taxa de remoção excede 99 % de coliformes e aproximadamente 100 % de giárdia.

Forgel *et al.* (1993) relataram que, em estudos desenvolvidos em instalações na Colômbia Britânica (Canadá), a FL apresenta taxa de remoção de 93 % para cistos de giárdia e média em torno de 48 % na remoção de *oocysts* de *Cryptosporidium*. Justifica-se esta diferença nas taxas de remoção, atribuída à uniformidade elevada do coeficiente da areia.

Em 2000, Rocha e colaboradores, avaliaram a influência no sentido do escoamento do filtro lento na remoção da cor, com taxas entre 3 e 6 m³/m²d. Foram construídos 4 unidades piloto em acrílico, com meio filtrante de 75 cm, diâmetro efetivo da areia de 0,23 mm, coeficiente de desuniformidade de 2,4 e camada suporte de 41 cm. Como resultados, a cor aparente no filtro de fluxo descendente apresentou melhor eficiência do que no filtro com o fluxo ascendente. Comportamento semelhante ocorreu com a cor verdadeira.

Por sua vez, Coelho e Di Bernardo (2003) estudaram a FL de areia com carvão ativado granular precedida ou não de oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio, para avaliar a redução de matéria orgânica, microrganismos e atrazina. As unidades de FL foram precedidas de unidades de pré-filtração, enquadrando-se como Filtração em Múltiplas Etapas. A relação ozônio/peróxido de hidrogênio variou de 0,1 a 1,0. Ao todo, foram realizadas duas carreiras de filtração: carreira A – sem pré-oxidação; e carreira B – com pré-oxidação associado ao ozônio e peróxido de hidrogênio. O pré-filtro dinâmico teve taxa de filtração de 18 m³/m²d e a taxa do pré-filtro vertical de fluxo ascendente foi de 12 m³/m²d. O filtro lento com camada intermediária de carvão ativado granular teve taxa de filtração de 4 m³/m²d, tamanho efetivo da camada de areia entre 0,20 e 0,25 mm, coeficiente desuniformidade entre 2 e 3, camada intermediária de carvão ativado com número de iodo superior a 400 mg/g e espessura da camada de 30 cm e tamanho dos grãos variando entre 0,30 e 0,84 mm.

Como resultado da carreira A (sem pré-oxidação) a concentração de atrazina foi inferior a 2,0 µg/L para concentração no afluente entre 52,8 e 101,1 µg/L, em período de 499 dias de operação contínua,

conforme concentração limite estabelecido pela Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde – Brasil, vigente na época (BRASIL, 2000). Na pré-oxidação (carreira B), a concentração de atrazina no efluente foi inferior a 0,1 µg/L para relação O₃/H₂O₂ entre 0,5 e 1,0 e valores no afluente entre 26 e 68 µg/L, atendendo aos padrões mais restritivos como é o caso de padrões Europeu que limita a concentração para pesticidas em 0,1 µg/L.

Foi estudada por Sá *et al.* (2003) o comportamento da FL, também intercalado com carvão ativado granular, para remoção de *Microcystis aeruginosa* e Microcistina e verificaram a ocorrência de lise celular da *Microcystis* no interior do filtro. O filtro lento recebeu água proveniente do lago Paranoá – Brasília/DF com inoculação, em etapas distintas, de células *Microcystis aeruginosa* e com microcistina dissolvida. A taxa de filtração foi de 3,5 m³/m²d, diâmetro efetivo da areia de 0,34 mm, diâmetro dos grãos do carvão ativado entre 1,05 e 1,3 mm e número de iodo do carvão ativado variando no intervalo entre 850 e 950 mgI₂/g. O filtro lento foi construído em colunas de acrílico com diâmetro de 85 mm e comprimento de 1,5 m. O meio filtrante teve espessura de 0,90 m, sendo que 0,30 m de areia, 0,30 m de carvão ativado e 0,30 m de areia. O experimento foi dividido em etapas: A, que correspondeu ao amadurecimento do filtro e durou 14 dias; B, simulação de floração em 3 dias; C, correspondente ao monitoramento da água filtrada em 8 dias; D, outra simulação de floração, também em 3 dias; E, monitoramento da água filtrada em 8 dias; F, adição de microcistina dissolvida na água bruta em 2 dias e G, monitoramento da água filtrada em 7 dias. A remoção da *Microcystis aeruginosa* na etapa A foi de apenas 17% e na etapa seguinte B chegou a 73%. Vale lembrar que entre as etapas A e B, o filtro não foi limpo, o que justificou o aumento da remoção, possivelmente pelo aumento da atividade microbiana. Ocorreu degradação da Microcistina no interior do filtro. Apesar deste bom resultado, a presença da Microcistina afetou a eficiência de remoção de coliformes fecais e totais, o que mostra que quando detectada em água bruta, a desinfecção deve ser monitorada em termos de qualidade microbiana.

Em 2003, Murtha *et al.* estudaram a influência do sentido de fluxo no comportamento dos filtros lentos. Com os experimentos em escala piloto, testou-se o sentido do fluxo descendente (três filtros) e ascendente (apenas um filtro). Foram operados com taxas de filtração de 7,2; 4,7; 2,3 e 2,3 m³/m²d, respectivamente. Todos os filtros tiveram

camada filtrante com 0,75 m de espessura, diâmetro efetivo de 0,25 mm e todos os filtros foram confeccionados em acrílico com diâmetro de 200 mm. A água afluyente recebeu dosagens de esgoto sanitário, rico em bactérias e argila. Como resultados foram observados que a FL desempenha adequada remoção de coliformes totais na ordem de 2 a 3 log, e total remoção da *Escherichia coli*. O filtro ascendente gerou resultados de remoção mais eficiente, para os parâmetros de turbidez e cor verdadeira, com relação aos filtros de fluxo descendente. As taxas de filtração não apresentaram significativa influência nos parâmetros de qualidade de água estudados.

Pereira (2004) estudou a FL com o intuito de mostrar que esta tecnologia remove elevadas concentrações de cianobactérias. O estudo foi dividido em 5 etapas. Para o meio filtrante do filtro, foi utilizada camada de areia com 0,9 m e de pedregulho com 0,1 m, tamanho efetivo da areia de 0,22 mm e coeficiente de desuniformidade de 1,82, para as etapas 1, 2 e 3. Apenas na 2^o etapa utilizou-se 3 mantas sintéticas com diferentes porosidades e espessura de camada. Para a etapa 3, 4 e 5 utilizou-se pré-filtro vertical ascendente em pedregulho. Nas etapas 4 e 5, o meio filtrante teve as mesmas espessuras das etapas, 1, 2 e 3, porém, o tamanho efetivo da areia foi de 0,35 mm e o coeficiente de desuniformidade de 2,5. As taxas de filtração foram 1,8; 3,6; 3,6; 3,6; 3,7; 5,3 e 7,1 m³/m²d, respectivamente. O período de estudo teve início em junho de 2003 e foi finalizado em setembro de 2004. A taxa de filtração na primeira etapa foi de 1,8 m³/m²d. A carreira de filtração teve duração de 15 dias, por causa da água bruta conter *Planktotrix agardhii* (2,8x10⁴ cel/mL), o que indicou necessidade de pré-tratamento antes da FL. Na segunda etapa, com o uso de mantas sintéticas, obtiveram-se resultados satisfatórios de remoção de células de cianobactérias, porém a carreira de filtração foi de apenas 2 dias. Na terceira etapa, utilizou-se pré-filtro vertical ascendente com taxa de funcionamento de 14,4 m³/m²d e taxa do filtro lento de 3,6 m³/m²d, com duração de carreira de 25 dias. A remoção do fitoplâncton foi insuficiente para garantir o aumento da carreira de filtração, com 28.300 cel/mL na entrada do filtro lento e concentração de 7.300 cel/mL. Na quarta etapa, ocorreram interrupções durante o período de monitoramento, em virtude de variações do nível da água bruta, por causa de presença de macrófitas aquáticas. Por fim, a quinta etapa ocorreu com duas carreiras e taxas de filtração maiores que as anteriores. As duas carreiras tiveram comportamento semelhante com relação à eficiente melhora dos parâmetros físico-

químico estudados. Apenas na duração de carreira de filtração houve diferença significativa: 71 dias para a primeira carreira e 52 dias para a segunda carreira. Como conclusão, somente a utilização da FL não motivou resultados satisfatórios, o que necessitou adicionar mantas sintéticas no filtro lento. Isto gerou bons resultados, porém com carreiras de filtração curtas. Finalmente, com o uso de pré-tratamento por meio de pré-filtros verticais de pedregulho com fluxo ascendente, tanto os parâmetros físico-químicos, como a concentração de cianobactérias, apresentaram resultados que atendessem às condições de potabilidade da água. Além disso, as carreiras de filtração tiveram duração condizente com o tipo de tecnologia utilizada.

Na Europa e nos Estados Unidos, a remoção eficiente de matéria orgânica dissolvida depois de pré-oxidação tem sido reconhecida como a principal vantagem da FL comparada com outros métodos avançados de tratamento de água (GRAHAM, 1999). Quando precedido de pré-filtro, a sua aplicação fica mais enriquecida, como é o caso da utilização de FMR.

Verifica-se que a FL é uma alternativa atraente em países em desenvolvimento, principalmente por dispensar coagulante, o lodo gerado nesse sistema pode ser utilizado na agricultura.

3.2.6 Vantagens e Limitações da Filtração Lenta

Como toda tecnologia, a FL apresenta vantagens e limitações (SOLSONA, 1993).

Vantagens:

- Não utilização de produtos químicos;
- Simplicidade na construção, operação e manutenção;
- Não deixa a água com características corrosivas, como no caso quando se emprega a coagulação;
- Menor produção de lodo² e este pode ser utilizado diretamente na agricultura;
- Eficiência na remoção de microrganismos problemáticos (bactérias, vírus e cistos de giardia e *Cryptosporidium*); e
- Eficiência na remoção de alguns compostos orgânicos e inorgânicos.

Limitações:

² Desde que a água afluyente não contenha ferro em elevadas concentrações.

- Necessidades de grandes áreas de implantação por causa da baixa taxa de filtração;
- Limpeza trabalhosa;
- Longo tempo de limpeza do filtro: é necessário aproximadamente 5 horas para realizar a limpeza do filtro para cada área de 100 m² (LOGSDON *et al.*, 2002);
- Custo de limpeza seja essa manual ou mecanizada;
- Limitação das características da água bruta, principalmente turbidez e cor; e
- Necessidade de instalação de unidades de pré-filtração, para obtenção de melhores resultados da qualidade da água, para água bruta que não apresenta características recomendadas.

A operação do filtro lento resume-se então à limpeza periódica, por raspagem da superfície do leito, ao controle da vazão e à eventual cloração da água. Esta é uma forte razão para incentivar seu emprego em comunidades com baixa capacidade operacional, que se enquadram como pequenas comunidades de base familiar. Vale ressaltar que o envolvimento comunitário é de fundamental importância não apenas para a viabilização do abastecimento de água, mas para sua valorização, difusão de hábitos higiênicos, manutenção auto-sustentável e até mesmo para a preservação dos mananciais utilizados (MURTHA *et al.*, 1997).

Levando-se em consideração que muitos municípios brasileiros não possuem mão de obra qualificada para operar estações convencionais, a solução mais adequada é este sistema simplificado, que pode até ser operado e mantido pela própria comunidade de base familiar.

3.2.7 Filtração em Múltiplas Etapas (FiME)

A partir do século XX, percebeu-se que os mananciais abastecedores de água de abastecimento encontravam-se com qualidade de água comprometida. Este fato levou a FL, até então utilizada como tratamento único, a ser precedida por unidades de pré-tratamento, em geral, por pré-filtros de pedregulho, o que resultou na tecnologia – Filtração em Múltiplas Etapas (FiME). Assim, a FL por meio da FiME continua sendo uma das soluções utilizadas em países em desenvolvimento, principalmente por não requerer pessoal qualificado para operar e manter o sistema (DI BERNARDO e SABOGAL PAZ, 2008).

O princípio básico da FiME é fazer com que cada unidade de tratamento (pré-filtro e FL), condicione seu efluente para ser submetido ao tratamento posterior, sem sobrecarregá-lo. Os pré-filtros, geralmente, são filtros dinâmicos em pedregulho (PFD) e também filtros verticais (PFV), que podem estar ou não em série. O filtro lento é considerado a última etapa de tratamento da FiME.

A PFD é utilizada, principalmente, na remoção de material grosseiro e microrganismos. O PFV, também é formado com camadas de pedregulho, porém estes estão distribuídos em subcamadas de tamanho decrescente, com escoamento vertical, ascendente (PFVA) ou descendente (PFVD). Este efluente apresenta qualidades satisfatórias para ser o afluente da FL.

Segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), os fatores que influenciam o desempenho da FiME são:

Características da água bruta, como número e tamanho de partículas, concentração de sólidos suspensos, turbidez, organismos fitoplanctônicos, compostos orgânicos, nutrientes, ferro, manganês;

Tipo de pré-tratamento à FL;

Operação e manutenção;

Características de projeto; e

Uso de mantas sintéticas não tecidas na FL.

Com o propósito de reter parte das impurezas direcionadas à camada filtrante, tendo em vista acréscimo da duração da carreira de filtração, alguns autores sugerem o emprego de mantas sintéticas. Para Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), além deste propósito citado, a utilização de mantas permite menores espessuras da camada de areia, sem prejudicar a qualidade do efluente ou gerar aumento dos custos operacionais. Geralmente as mantas são de fibras de poliéster, poliamida, polipropileno, polietileno e polivinil.

Como exemplo da FiME, tem-se unidades destas tecnologia na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP), no Brasil; no Instituto de *Investigación y Desarrollo em Água Potable, Saneamiento Básico y Conservación Del recursos Hídrico* da Universidade Del Valle, em Cali – Colômbia (CINARA); Imperial *College of Science, Technology and Medicine*, em Londres; *University of Surrey*, no Reino Unido; *Internacional Water and Sanitation Centre*, na Holanda; *Swiss Federal Institute for Environmental Science and*

Technology, na Suíça e *University of New Hampshire*, nos Estados Unidos.

3.2.8 Filtração Lenta com limpeza retrolavável (FLR)

Em sistemas convencionais de tratamento de água utiliza-se o sistema de limpeza retrolavável na filtração rápida, de modo a não ocorrer interrupção significativa no fornecimento de água durante a limpeza, utilizando parte da água filtrada pelo conjunto, para proporcionar a limpeza do filtro por retrolavagem.

O sistema de limpeza do filtro por retrolavagem é um sistema simples onde a água filtrada é armazenada em um reservatório e irá retornar com escoamento ascendente ao filtro, de modo a fluidificar o meio filtrante e, conseqüentemente, remover as impurezas contidas no meio granular.

Normalmente, a retrolavagem é utilizada na filtração rápida que funciona com elevada taxa de filtração. Neste caso, necessita de menor área e menor quantidade de água para lavagem do meio filtrante do que a FL.

O sistema de limpeza por retrolavagem vem a ser alternativa de limpeza no filtro lento, por dispensar raspagem da areia e sua retirada do filtro; em seguida, lavagem da areia em tanque em anexo ou local similar, e posterior recolocação que são necessários no modo tradicional. O procedimento de limpeza convencional não é considerado procedimento atrativo para ser desenvolvido em comunidades rurais de base familiar, por ser considerado trabalhoso.

A proposta de limpeza na FLR foi sugerida inicialmente no Brasil por Sens (1992). Sens, pensando em associar a eficiência da formação da camada microbiana do filtro lento de fluxo descendente, com a eficiência de limpeza do fluxo ascendente, propôs a FL descendente com limpeza retrolavável sem a utilização de reservatório elevado ou bombeamento. Em 2002, desenvolveu com Michielin, estudos das condições hidráulicas para a fluidificação do material filtrante, para sistema de retrolavagem de filtro lento de areia de fluxo descendente (MICHIELIN, 2003). O sistema piloto foi construído de acrílico, com altura máxima de perda de carga de 1,80 m, camada suporte de seixo rolado com espessura de 30 cm, areia filtrante com espessura de 0,50 cm, diâmetro efetivo de 0,2 mm e coeficiente de desuniformidade entre 2 e 3. Os resultados obtidos mostraram que a fluidificação do material filtrante é

obtida, com água filtrada e armazenada no próprio filtro lento, mediante a abertura de apenas uma válvula. Com estes dados de projeto, obteve-se 36% de expansão do meio filtrante em um intervalo de 7 min. Como ressalva tem-se a necessidade de reserva de volume de água para ser utilizado na retrolavagem, o que atua como limitação, uma vez que é necessária área para armazenamento da água, além de grandes áreas para instalação da FL.

Ainda com o estudo de FLR, Emmendoerfer (2006) desenvolveu um estudo para analisar dados de projeto para a implantação do filtro a ser aplicado em propriedades rurais de uso familiar. Foram construídos 6 filtros que operaram em paralelo com o objetivo de avaliar a duração da carreira de filtração, taxa, expansão da areia, variação da perda de carga e também detalhes construtivos em função da altura do meio filtrante: 50, 40 e 25 cm. Como um dos resultados, obteve-se que o tempo de lavagem foi reduzido em até 4 minutos para o meio filtrante de 40 cm de altura, com expansão de 40 a 60% da areia, o que mostra que a filtração pode ser realizada com meio filtrante inferior ao limite de 50 cm definido pela literatura. A velocidade ascensional da água em torno de 0,34 m/min, no momento da expansão do meio filtrante, foi considerada positiva, uma vez que está associada a um menor consumo de água para lavagem de filtros. Concluiu-se que a técnica é válida, porém é preciso desenvolver mais estudos, para saber o que acontece ao longo de meses ou anos, em relação à estratificação do meio filtrante acentuada ou não, o que gera carreiras muito curtas e também em relação ao crescimento da camada microbiana.

Murakami e Sens (2008), em continuidade aos estudos de Emmendoerfer (2006), implantaram um FLR na cidade de Agronômica/SC, localizado no centro de treinamento da EPAGRI, cujo manancial abastecedor de água bruta era um lago, com qualidade de água adequada para ser utilizada na FL. Este filtro, com taxa de $3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, vazão de $2 \text{ m}^3/\text{d}$, tempo de lavagem de 4,5 min, altura do meio filtrante e da camada suporte de 25 cm, tamanho efetivo do material filtrante de 0,3 mm, granulometria da camada suporte entre 1 e 4,5 mm e área interna de $0,40 \text{ m}^2$. Neste estudo obteve-se 11 carreiras de filtração com tempo médio de duração de 16 dias. As grandes diferenças detectadas no tempo de duração das carreiras foram atribuídas, às variações da qualidade da água bruta. O tempo de lavagem de 4,5 min foi considerado eficiente e suficiente para a limpeza do meio filtrante. A partir deste tempo, tanto o valor da cor aparente como a turbidez, se mantiveram, praticamente, constan-

te. Este estudo mostrou que a FLR foi considerado técnica válida, porém ainda precoce para substituir as ETAs, pois, durante o período de estudo, por causa das grandes variações da qualidade da água bruta, constatou-se que necessitaria de pré-tratamento.

Marnoto em pesquisa realizada em 2008 construiu um sistema piloto em escala de bancada para estudar expansão da camada de areia, duração de carreiras de filtração, qualidade de água e tempo de formação da camada microbiana no momento da limpeza por retrolavagem do filtro lento. Os experimentos realizados demonstraram que esta forma de limpeza por retrolavagem é eficiente. Em relação à influência da expansão da areia durante a retrolavagem, variou-se em 5, 10, 15, 20, 25 e 30 %, e foi observado que este fator não interfere na qualidade de água tratada. Entretanto, para as menores expansões de areia (5 e 10%), os resultados de qualidade de água foram melhores, além disso, utiliza-se menos água para a realização da limpeza do meio filtrante.

Pizzolatti em 2010 estudou comparativos entre FL convencional, FLR e FLR com água bruta (limpeza do sistema com água bruta). Os três filtros foram construídos em fibra de vidro, área interna filtrante de $0,64 \text{ m}^2$, taxa constante de $4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e produção de aproximadamente 3 m^3 de água filtrada por dia. Os filtros têm 40 cm de espessura de camada de areia, diâmetro efetivo da areia de 0,55 mm e coeficiente de desuniformidade $< 1,4$. Como resultado dessa avaliação, o filtro convencional apresentou melhor desempenho em termos de remoção de parâmetros de qualidade. Entretanto, do ponto de vista operacional (limpeza do meio filtrante), o sistema com limpeza retrolavável com água filtrada foi mais eficiente.

Como sequência ao estudo do sistema de retrolavagem existem estudos para lavagem de filtro lento após a criação da camada microbiana, porém estes ainda não foram concluídos.

3.3 Similaridade e Diferenças entre Filtração em Margem e Filtração Lenta

A FM e a FL são tecnologias eficientes que apresentam similaridade e diferenças. Ambas as tecnologias removem microrganismos, vírus, bactérias, protozoários e partículas em suspensão, biodegradabilidade da matéria orgânica, entre outros; necessita da formação da camada orgânica denominada camada microbiana, para remoção de impurezas

na água; utilizam o meio filtrante para reter as impurezas; porém, as diferenças são também significativas.

Na FM o filtrante fica no solo da região em estudo, dificilmente terá apenas uma camada filtrante. Em contraponto, a FL é formada apenas por uma única camada filtrante em areia. Não só o material que as compõe como também a granulometria são diferentes no meio filtrante (CLEASBY, 1990).

A velocidade da infiltração em várias interfaces, em relação ao rio/aquífero (FM), depende da posição do poço coletor. Desta forma, Mikels (1992) estimou que a velocidade média de infiltração para um poço coletor de pequena capacidade em Kalama, Washington, era de $3,74 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, em poço de FM, que é substancialmente mais baixo do que as taxas mencionadas para a FL, que é em torno de 2,4 a $4,8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. Assim, observa-se que a velocidade de infiltração na FM é muito menor que na FL.

Além disso, a escolha da FM dependerá da sazonalidade e do material filtrante, enquanto que a FL não depende destes fatores.

Ainda, o tempo de detenção, que corresponde ao tempo em que a água leva para atravessar o meio filtrante da FL e da camada do solo na FM, é diferente para as tecnologias, pois depende da composição do solo adjacente à margem do manancial.

3.4 Considerações Sobre o Sistema de Tratamento Filtração em Margem – Filtração Lenta (FM/FL)

A proposta de usar a FM em conjunto com a FL foi utilizada quando a água a ser tratada por FL necessita de um pré-tratamento. Nesta situação, a FM atua como pré-tratamento e a FL como tratamento propriamente dito.

A necessidade de se ter pré-tratamento antes da FL é caracterizada em função da qualidade da água bruta. Quando a água apresenta cor + turbidez > 50, turbidez acima de 10 uT e presença de algas, a taxa de filtração no filtro lento fica abaixo de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$. A água bruta afluyente com estas características acarretará em filtro lento com diminuição na carreira de filtração e aumento na frequência de limpeza da superfície do meio filtrante, o que traz como consequência aumento no custo de operação e manutenção, bem como diminuição da qualidade da água filtrada (DI BERNARDO *et al.*, 1999).

Com a deterioração da qualidade da água de alguns mananciais, a pré-filtração tem sido intensivamente estudada a partir do final da década de 1970 e foi empregada em países como Colômbia, Peru, Tanzânia, Tailândia, China e Suíça, como alternativa para melhorar a qualidade do afluente aos filtros lentos. Não distante desta situação encontra-se o Brasil, com mananciais deteriorados e que necessitam de pré-filtração para reduzir os riscos sanitários e melhorar a qualidade do afluente ao filtro (DI BERNARDO, 1993).

Assim, a FM irá remover ou minimizar os elevados parâmetros que, a água bruta pode vir a apresentar, para que, quando esta passar pelo filtro lento, apresente características adequadas e proporcione taxa de filtração correspondente à de filtro lento.

Em função da qualidade da água bruta e da finalidade de consumo, a água filtrada em margem poderá apresentar os limites dos parâmetros enquadrados nos padrões de potabilidade, agindo assim como único tratamento.

Como citado no item 3.3, as similaridades apresentadas vêm mostrar que a harmonia existente entre as tecnologias apresentadas, provavelmente, trará bons resultados em sistemas de tratamento FMR seguida de FL.

Desta forma, o conjunto FM/FL (mais desinfecção) fornece água para abastecimento, dentro dos padrões de potabilidade, exigidos pelo Ministério da saúde (BRASIL, 2004).

3.5 Agrotóxico

3.5.1 Introdução do agrotóxico no Brasil

Durante a segunda Guerra Mundial, os agrotóxicos foram utilizados como arma química, expandindo-se na produção industrial mundial, em cerca de dois milhões de toneladas por ano (GOELLNER, 1993).

Nas décadas de 1940 e 1950, a ciência e a tecnologia marcaram um novo período no desenvolvimento agrícola, que se destacou pela incorporação de tecnologias que promoveram o crescimento do produto interno bruto (PIB) nos países desenvolvidos. Apenas no Japão, a riqueza aumentou 2,9 vezes. O desenvolvimento dos agrotóxicos organo-sintéticos e o seu uso na agricultura foi marcante nessa época. Neste contexto, a propriedade inseticida do DDT foi descoberta em 1938, do

herbicida 2,4-D em 1941, do inseticida BHC em 1942, bem como do Aldrin e do Paration em 1948. O consumo destas substâncias então aumentou em larga escala e os agrotóxicos propiciaram incremento significativo na produção agrícola de alimentos, através da redução das perdas ocasionadas por pragas, patógenos, plantas invasoras, entre outros (GOELLNER, 1993; LEÃO, 1997).

A utilização dos agrotóxicos na agricultura iniciou, no Brasil, em torno da década de 1920, época em que eram pouco conhecidos do ponto de vista toxicológico (OPAS, 1997).

Sendo assim, no Brasil, estes agrotóxicos foram primeiramente utilizados em programas de saúde pública, no combate a vetores e controle de parasitas, passando a ser utilizados mais intensivamente na agricultura a partir da década de 1960 (OPAS, 1997). Nesta década, esses agrotóxicos começaram a ser questionados em termos de seus efeitos na saúde humana e no meio ambiente.

Segundo Crestana (2000), após a implantação da ditadura militar, em 1964, a comercialização de agrotóxicos no Brasil foi subsidiada através do crédito rural. No entanto, o Receituário Agrônômico que controlava a venda de agrotóxicos foi criado apenas em 1980. O agricultor da época, “acostumado” a misturar o pesticida organoclorado na água com o braço, girando a mão em um sentido e no outro, passou a compreender que a modernidade havia trazido outros produtos químicos, a exemplo os pesticidas organofosforados e carbamatos.

Neste contexto, de acordo com OPAS (1997), no Paraná, os agrotóxicos aparecem em segundo lugar como causa de intoxicação humana entre 1993 e 1994, com registros de 1141 e 1059 casos, respectivamente. Em relação aos dados ocorridos em 1993, a circunstância de ocorrência das intoxicações por agrotóxicos, 62,45% dos casos, foi registrada como acidente, tendo ainda 17,21% como suicídio e 8,11% como casos profissionais.

Em 1975, o Plano Nacional de Desenvolvimento (PND), responsável pela abertura no Brasil do comércio de agrotóxicos, condicionou o agricultor a comprar o agrotóxico com recursos do crédito rural, ao instituir a inclusão de cota definida de agrotóxico para cada financiamento requerido (OPAS, 1997). Esta obrigatoriedade, somada à propaganda dos fabricantes, determinou incremento e disseminação da utilização dos agrotóxicos no Brasil, que é atualmente um dos maiores consumidores mundiais. Tal situação resultou inúmeros problemas, tanto de saúde da população como do meio ambiental. Além disso, muitos desses

produtos não possuem antídotos e são proibidos em seus países de origem.

Este fato é reforçado quando se observa que, em 2000, o Brasil ocupava o quarto lugar entre os países que mais empregam agrotóxicos, distribuindo no ambiente algo em torno de 150.000 toneladas ao ano, o que equivale à cerca de 10.000 caminhões basculantes de 15 toneladas, formando uma fila de mais ou menos 250 quilômetros de distância (CRESTANA, 2000).

Segundo o SINDAG (2006), o Brasil consumiu em 2003, 3,6 kg/ha³ e foi considerado o oitavo país em consumo mundial de defensivos agrícola, perdendo apenas para Holanda, Bélgica, Itália, Grécia, Alemanha, França e Reino Unido.

Em 2008, Guazzelli declarou em entrevista ao Ecodebate (2009) que o Brasil se tornou o maior consumidor mundial de agrotóxicos (733,9 milhões de toneladas), superando os Estados Unidos (646 milhões de toneladas). Em 2007, as vendas de agrotóxicos no Brasil significaram 5,372 bilhões de dólares e em 2008, 7,125 bilhões. No total, dos agrotóxicos que entra no Brasil, 45% das vendas são de herbicidas, 29% são de inseticidas, 21% de fungicidas e os 5% restante, é a soma dos demais tipos de agrotóxicos.

Esta grande quantidade de agrotóxicos não fica, em sua totalidade nas lavouras. De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), entre 2008 e 2009 mais de 15% dos alimentos, aqui no Brasil, tem resíduos de agrotóxicos (ECODEBATE, 2009).

Guazzelli (ECODEBATE, 2009) afirma ainda que, não é por coincidência que, algumas das maiores empresas de semente do mundo estão entre as maiores empresas de agrotóxicos, a exemplo da Monsanto, Dupont, Bayer e Syngenta. Estas têm o maior interesse em expandir as fronteiras do consumo de agrotóxico pelo mundo.

Porém, este consumo em grande escala, sem o devido treinamento dos aplicadores e dos envolvidos no seu transporte e armazenamento, tem resultado no aparecimento de problemas de intoxicação humana, contaminação do solo, ar e água, presença de resíduos nos alimentos, bioacumulação e efeitos adversos ao ambiente (GOELLNER, 1993).

³ 3,6 kg/ha correspondem a 30,65 mil toneladas em todo território brasileiro (8.514.876,599 km²).

Vale lembrar que na década de 1920, conforme comentado no início deste subitem, que o agrotóxico era utilizado em armas químicas. Porém, a partir da década de 1940, o agrotóxico foi utilizado no combate a insetos, fungos, ervas daninhas, ácaros e roedores. Neste século, o agrotóxico, além de ser usado com a mesma finalidade da década de 1940, desperta hoje a preocupação pelo aumento da produtividade. Torna-se necessário então um maior conhecimento destes agrotóxicos e de seus efeitos na contaminação de solos.

3.5.2 Definição de agrotóxicos

De acordo com o Decreto Federal nº4.074, Artigo 1º, Inciso IV (BRASIL, 2002), “agrotóxicos e afins – produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos – são produtos destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou plantadas e de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos, bem como as substâncias e produtos empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento”.

De acordo com Stoppelli (2005), os agrotóxicos são altamente tóxicos quando utilizados de forma indiscriminada, podendo causar desde asma até lesões nos aparelhos humanos ou morte. A principal via de chegada dos agrotóxicos até o homem são os alimentos, mas, muitas vezes, estes poluentes são encontrados dissolvidos em corpos de água.

Os produtos agrotóxicos são também conhecidos como agroquímicos, pesticidas, inseticidas, fungicidas, herbicidas, praguicidas, adubos agrícolas ou defensivos químicos, ou ainda produtos fitossanitários. Prevalecerá no texto, contudo, a palavra agrotóxico por fazer referência à toxicidade.

Conforme USEPA (2006), eles são formados de compostos com ação tóxica, os quais têm como ingrediente ativo substâncias formuladas para controlar (erradicar), destruir ou atenuar, de modo específico, as doenças e pragas de plantas, bem como os vetores transmissores de doenças no homem. Dependendo da forma em que são empregados na agricultura e pecuária, podem ser levados diretamente às águas por meio de chuva, aerossóis, além de água de drenagem. Cria-se então uma situ-

ação que altera o meio ambiente e, muitas vezes, mata os animais aquáticos que vivem no corpo de água (VLAMING *et al.*, 2004).

Nesta realidade, milhares de compostos orgânicos entram no corpo de água como resultado das atividades humanas, e têm significativamente diferentes propriedades físicas, químicas e toxicológicas.

3.5.3 Legislação Sobre Agrotóxicos

Por causa dos efeitos danosos que o agrotóxico causa no homem e no ambiente, conforme salientado no subitem anterior, existem legislações que regulamentam seu uso e sua produção, com a finalidade de minimizar impactos no homem e no ambiente.

A nível Federal, a Lei nº 4.074, de 04 de janeiro de 2002 (BRASIL, 2002), que regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências.

Por sua vez, conforme SANTA CATARINA (1998), a Lei do Estado de Santa Catarina nº11.069, de 29 de dezembro de 1998, dispõe sobre o controle da produção, comércio, uso, consumo, transporte e armazenamento de agrotóxicos, seus componentes e afins no território do Estado de Santa Catarina e adota outras providências.

A lei Federal tem maior peso que a Lei do Estado de Santa Catarina, com relação às resoluções. Entretanto, em se tratando de algo específico regional, a Lei do Estado de Santa Catarina vigorará.

Por outro lado, a Portaria Normativa nº 84, de 15 de outubro de 1996 (BRASIL, 1996), do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, estabelece critérios a serem utilizados, para efeito de registro e avaliação do potencial de periculosidade ambiental (ppa) de agrotóxicos, seus componentes e afins.

3.5.4 Classificação de agrotóxicos

Quimicamente, segundo OPAS (1997), os agrotóxicos podem ser classificados em: Organoclorados, Organofosforados, Carbamatos e Piretróides (piretrinas) naturais e sintéticos. São descritos como:

Organoclorados – são inseticidas orgânicos sintéticos compostos à base de carbono, com radicais de cloro; a exemplo de: Aldrin, Endrin, BHC, DDT, Endossulfan, Heptacloro, Lindano, Mirex etc.;

Organofosforados – inseticidas orgânicos sintéticos derivados do ácido fosfórico, do ácido tiofosfórico ou do ditiofosfórico; são exemplos: Folidol, Malation, Diazinon, Azodrin, Nuvacron, Tamaron etc.;

Carbamatos – são inseticidas orgânicos derivados do ácido carbâmico; como, por exemplo: Carbaril, Furadan, Temik etc.;

Piretróides (piretrinas) naturais e sintéticos – as piretrinas naturais são ésteres extraídos de flores do gênero *Chrysanthemum*. As piretrinas sintéticas são estáveis à luz. Ambas atingem o sistema nervoso central; podem causar convulsões e paralisias.

Em termos de potencial toxicológico, segundo OPAS (1997) e FioCruz (2006), os agrotóxicos podem ser indicados por meio das cores dos rótulos nas embalagens, como:

Classe I – faixa vermelha (extremamente tóxico);

Classe II – faixa amarela (altamente tóxico);

Classe III – faixa azul (medianamente tóxico); e

Classe IV – faixa verde (pouco ou muito pouco tóxico).

A classificação toxicológica está diretamente relacionada com a dose letal 50⁴ (DL₅₀), comparando-a com a quantidade suficiente para matar um adulto (OPAS, 1997). Na Tabela 3 pode ser observada a toxicidade de um agrotóxico com dosagem.

Tabela 3: Classificação toxicológica em função da dosagem letal₅₀.

Toxicidade	DL50(mg/kg)*	Dose suficiente para matar um adulto
Extremamente Tóxico	≤ 5	1 pitada – algumas gotas
Altamente tóxico	5 – 50	algumas gotas – 1 colher de chá
Medianamente tóxico	50 – 500	1 colher de chá – 2 colheres de sopa
Pouco tóxico	500 – 5000	2 colheres de sopa – 1 copo
Muito pouco tóxico	≥ 5000	1 copo – 1 litro

* mg/kg corpório

Fonte: (OPAS, 1997).

⁴ Dose de uma substância química suficiente para provocar a morte de 50 % de um grupo da mesma espécie.

Os carbamatos pertencem ao grupo químico dos agrotóxicos compostos por ésteres de ácido metilcarbônico ou dimetilcarbônico. Em relação aos agrotóxicos organoclorados e organofosforados, os carbamatos são considerados de toxicidade mediana, biodegradáveis, não acumulativos em tecidos gordurosos, e com baixa estabilidade química. Estes compostos atuam no organismo, inibindo a enzima colinesterase na transmissão dos impulsos nervosos cerebrais, provocam ainda alteração dos glóbulos vermelhos e em alguns órgãos (OPAS, 1997). Como exemplo, cita-se o carbofurano. Este se liga reversivelmente à enzima acetilcolinesterase, inibindo a ação desta sobre a acetilcolina. Esta inibição da acetilcolinesterase provoca o acúmulo de acetilcolina, resultando em uma transmissão contínua e desarranjada do sistema nervoso.

3.5.5 Mecanismos de Transformação de Agrotóxicos

Após serem aplicados nas plantas ou no solo, os agrotóxicos são transformados por microrganismos ou por processos não microbianos, tornam-se metabólitos ou subprodutos, a exemplo de amônia, amina, dióxido de carbono, fenol, alcoóis, entre outros (ARAÚJO *et al.*, 2004).

Quando estas moléculas alcançam o solo, estas podem ficar adsorvidas nas partículas do solo, podem sofrer lixiviação e atingir os lençóis subterrâneos ou serem carregadas e atingir as água superficiais. No ar, as moléculas na forma de vapor ou gás, podem ser transportadas para o solo ou para as águas. Nos ambientes aquáticos, os agrotóxicos podem sofrer sorção⁵, absorção⁶, adsorção⁷ ou dessorção⁸ das partículas de sedimentos, podendo ser degradados de forma química, biologicamente ou por fotólise (GICQUEL, 1998; ARAÚJO *et al.*, 2004).

Segundo Araújo *et al.* (2004), a degradação microbiana ocorre porque os microrganismos utilizam os agrotóxicos como fonte de alimento, gerando metabólitos ou degradando totalmente em compostos simples como água, CO₂, metano ou hidrogênio. Geralmente este processo ocorre no solo e depende de temperatura, umidade, quantidade de matéria orgânica, pH e aeração.

⁵ Passagem de uma determinada molécula da solução para a fase sólida.

⁶ Penetração de um agrotóxico em organismos vivos, caracterizado pelo aumento de volume.

⁷ Processo em que o soluto (moléculas do agrotóxico) disperso na fase líquida associa-se à fase sólida (partículas do solo).

⁸ Processo inverso ao da adsorção.

A degradação química se processa, principalmente em função da hidrólise; geralmente acontece no meio aquoso ácido ou alcalino e depende de características químicas e físicas do agrotóxico para a determinação do tipo e da velocidade da reação.

A degradação fotoquímica ocorre quando a energia é absorvida pela molécula sob ação da luz solar, provocando modificações na mesma que se torna menor e forma fotoprodutos ou produtos de fotólise; comumente ocorre no solo e é influenciada pela intensidade de luz solar, propriedades físicas e químicas do agrotóxico, tipo de solo onde foi aplicado e até mesmo a forma de aplicação do agrotóxico na lavoura.

3.5.6 Propriedades e Informações do Carbofurano

O presente estudo faz referência ao princípio ativo carbofurano, pertencente ao grupamento químico carbamatos e por este motivo terá melhor detalhamento.

O carbofurano é conhecido comercialmente no Brasil por Furadan. Seu nome químico é 2,3-dihidro-2,2-dimetil-benzofuranN-7-YL-metilcarbamato (IUPAC) e 2,3-dihidro-2,2-dimetil-benzofuranil metilcarbamato (C.A.).

Como características do carbofurano têm-se:

Massa molar de 221,26 g/mol;

Densidade 1,18 g/cm³ a 20°C;

Ponto de fusão entre 150 e 153°C;

Pressão de vapor 6x10⁻⁷ mmHg a 25°C;

Solubilidade na água a 25°C é 351 mg/L;

Fórmula molecular C₁₂H₁₅NO₃. Na **Figura 8**, pode ser observada a estrutura molecular do carbofurano;

O carbofurano é registrado no Brasil com número CAS 1563-66-2;

Coefficiente de adsorção a matéria orgânica (K_{oc})⁹: 30;

Coefficiente de partição octanol-água (K_{ow})¹⁰ entre 17 e 26;

Constante da Lei de Henry (K_H)¹¹: 3,9x10⁻⁹ atm.m³.mol⁻¹; e

⁹ K_{oc} – corresponde à adsorção de substâncias não polares pelo carbono orgânico no solo.

¹⁰ K_{ow} – relação da concentração de um composto na fase orgânica com sua concentração na fase aquosa.

¹¹ K_H – relação da concentração de um composto no ar e na água. Obs: constantes obtidas em Schwarzenbach *et al.*, 1993.

Em estado natural é sólido, de cor branca e com leve odor fenólico (CHEMFATE, 2008).

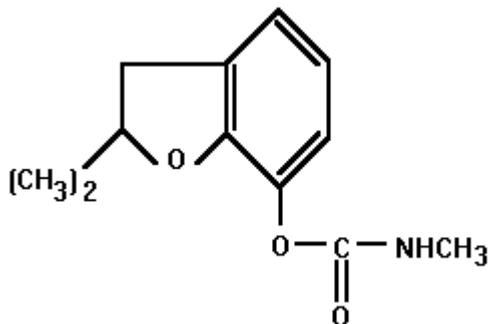


Figura 8: Estrutura molecular do Carbofurano.

Fonte: http://www.inchem.org/documents/pds/pds/pest56_e.htm

O carbofurano padrão (99% de grau de pureza, encontrado em fórmulas comerciais, a exemplo no Furadan 50 G, Furadan 100 G, Furadan 350 SC, Furadan 350 TS), apresenta classes toxicológicas, I, II, e III. A classe toxicológica I significa que o princípio ativo naquele composto é extremamente tóxico e na classe II que é medianamente tóxico e na III que é fracamente tóxico (COMPÊNDIO DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS, 2005).

A meia vida do carbofurano é influenciada pela umidade, temperatura, luz e volatilidade e pode durar em meio aquoso de dias até anos. A meia vida é o tempo necessário para que a concentração do ingrediente ativo seja reduzida à metade, o que estima sua permanência no ambiente sob determinadas condições (LEÃO, 1997).

Segundo Tomlin (2001), a persistência do carbofurano está diretamente relacionada ao pH da água contaminada. A meia vida em água a 22°C em pH 4,0 pode atingir 1 ano, enquanto que em pH básico, em torno de 9,0 pode abranger apenas 31 horas, ou seja, o pH da água delibera se o composto será degradado em horas, dias ou mesmo em anos.

A exemplo, em amostras de campo da água de arroz que utiliza carbofurano na lavoura, o tempo de meia vida para o pH 7,0 foi de 240 horas e para o pH de 10,0 foi de 1,3 horas (SANTOS, 2007).

Verifica-se que a principal fonte de carbofurano de acesso ao meio ambiente é na forma de inseticida, aplicado normalmente na formulação granulada e incorporado ao solo.

No solo, os principais metabólitos ou derivados do carbofurano são o 3-hidroxi carbofurano, 3-cetocarbofurano e o fenol carbofurano. As transformações do carbofurano em metabólitos e de metabólitos em outros metabólitos dependem das condições ambientais e de onde os mesmos estão presentes – ar, água ou solo (SANTOS 2007).

Kale *et al.* (2001) analisaram a degradação do carbofurano e seus metabólitos com solo e vazão contínua dentro de frascos *erlenmeyer* de 250 mL. O carbofurano foi submetido a situações de solos úmidos e solos inundáveis. Para valores de concentração inicial obteve-se: carbofurano – 0,40 µg/L, 3-cetocarbofurano de 0,48 µg/L, 3-hidróxido carbofurano de 0,40 µg/L e para o fenol carbofurano 0,60 µg/L. Após 2 meses de incubação, observou-se que de 100 % da amostra do solo úmido, 55,31 %, parte mais significantes, esteve presente na água de constituição, enquanto que no solo inundado esta participação foi de 41,29 %. A atividade extraída como resíduos em solos úmidos foi de 8,5 %, do qual 5,03 % das atividades encontrou-se com predomínio na forma de carbofurano, os metabólitos não apresentaram atividades significantes. Em solo inundado foi de 7,25 % a atividade extraída dos resíduos, dos quais o mais significativo foi de 2,76 % referente ao metabólito 3-cetocarbofurano. Os metabólitos 3-cetocarbofurano e o 3-hidroxicarbofurano são menos tóxicos que o carbofurano, porém a toxicidade deles, dependendo da concentração, também podem afetar a saúde humana.

No Brasil a Portaria nº 518 de Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), que estabelece procedimentos, responsabilidade, vigilância e padrão de potabilidade para água de consumo humano, não engloba o Carbofurano na listagem dos compostos orgânicos com seus devidos limites de concentração máxima.

Porém, algumas normas internacionais apresentam concentrações limite para o carbofurano para água de abastecimento humano. Entre as comunidades de maior rigor na definição do limite de concentração do carbofurano na água de abastecimento, está a Comunidade Européia que estabelece o limite de 0,1 µg/L para qualquer agrotóxico ou 0,5 µg/L para soma total dos agrotóxicos na água. A Organização Mundial de saúde (OMS, 2006) limitou em 7 µg/L. A agência de proteção Ambiental dos Estados Unidos padronizou como limite máximo de

concentração do carbofurano em 40 µg/L (USEPA, 2006). O Canadá tem menor rigor com o limite de concentração de carbofurano nesse tipo de água, o que corresponde a 90 µg/L (HEALTH CANADA, 2003).

Em trabalho apresentado pela USEPA (2005), foi feito um estudo de monitoramento de rios e lagos que tinham potencial para serem usados como fonte de abastecimento e não incluiu mananciais que eram utilizados para outros fins, a exemplo de irrigação. Foi observado que as concentrações de carbofurano encontradas nesses rios e lagos, variaram de acordo com a carga que o mesmo recebeu. Na Tabela 4, pode ser observado essas concentrações e a quantidade de coletas realizada durante este monitoramento. As concentrações de carbofurano dos mananciais citados nessa tabela variam desde pequenas concentrações 0,019 à concentração significativa de 17 µg/L.

Nos registros da USEPA (NMC, 2007), o carbofurano foi quantificado de forma a se avaliar os efeitos de alguns métodos de tratamento de água da remoção de alguns carbamatos. Os tratamentos estudados foram coagulação/clarificação, adsorção com carvão aditivado em pó, abrandamento por processo de cal, e oxidação com cloro e dióxido de cloro.

Os estudos de abrandamento com cal foram conduzidos também em teste de jarros, com água procedente do aquífero de Miami. Foram monitorados pH, alcalinidade, turbidez, dureza (cálcio, magnésio e a total). Para impedir que houvesse perda do carbofurano por causa de pH acima do neutro, as amostras foram acidificadas.

Tabela 4: Concentração de carbofurano em mananciais com potencial para abastecimento.

Manancial	Concentração (µg/L)	Observação
Iowa, 1986	17,0	15 amostras 5 detecção. LD = 0,1.
Lago Erie, Córrego do Rochedo, 1984	6,04	87 amostras nº de detecção não citado. LD = 0,05.
Lago Erie, Córrego do Mel, 1984	5,75	100 amostras nº de detecção não citado. LD = 0,05.
Lago Erie, Córrego Perdido, 1984	4,05	57 amostras nº de detecção não citado. LD = 0,05.
Lago Erie, Córrego Maumee, 1984	2,72	88 amostras

		n° de detecção não citado. LD = 0,05. 121 amostras
Lago Erie, Córrego do Mel, 1985	2,44	n° de detecção não citado. LD = 0,04. 855 amostras
Lousiana, 1992-1996	2,3	4 detecções. LD = desconhecido.
Ohio, Córrego Maumee, 1988	2,05	20 amostras 8 detecções. LD = desconhecido. 25 amostras
Lago Erie, Rio Cuyohoga, 1983	1,98	n° de detecção não citado. LD = 0,05. 85 amostras
Lago Erie, Córrego Sandusky, 1985	1,61	n° de detecção não citado. LD = 0,05. 25 amostras
Colorado, S Platte, 1994	1,2	12 detecções. LD = 0,013. 19 amostras
Ohio, Rio Sandusky, 1988	1,2	14 detecções. LD = desconhecido. 908 amostras
Nasqan, Mississippi, 1998	1,0	112 detecções. LD = 0,003.
Rio Sacramento, Vale Sacramento, 1990	0,6	LD = 0,003. 32 amostras
Lago Erie, Rio Raisin, 1983	0,58	n° de detecção não citado. LD = 0,05. 249 amostras
Nasqan, Rio Grande, 1998	0,166	17 detecções. LD = 0,003. 26 amostras
Bacia São Joaquim,	0,097	4 detecções. LD = 0,003. 187 amostras
Nasqan, Rio Colorado, 1998	0,06	11 detecções. LD = 0,003. 28 amostras
Bacia San Joaquin, 1993	0,052	5 detecções. LD = 0,003. 48 amostras
Bacia San Joaquin, Orestimba, 1993	0,045	6 detecções. LD = 0,003. 48 amostras
Bacia San Joaquin, Merced, 1993	0,024	4 detecções. LD = 0,003. LD = 0,003.
Bacia San Joaquin, Colômbia, 1993	0,022	278 amostras
Nasqan, Colômbia, 1998	0,022	13 detecções. LD = 0,003.
Monitoramento do reservatório USGS, 2000	0,019	-

LD: Limite de Detecção. Fonte: USEPA (2005).

O carbofurano foi detectado no processo por abrandamento com cal e com carvão ativado em pó com remoção de 57 e 83% para as dosagens de 10 e 30 mg/L, respectivamente. Entretanto, não foi eficiente

no controle por coagulação/clarificação. Com relação à oxidação que recebeu não foi encontrado após ser oxidado com cloro e dióxido de cloro, nas condições do sistema de: 1 mg/L por 24 horas a 20°C em pH 8.

Benitez *et al.* (2002) estudaram a degradação do carbofurano por meio de ozônio, radiação ultravioleta (UV) e reagentes de Fenton (sistema foto-Fenton); e por processos de oxidação avançados (POA's) combinaram o ozônio com a radiação UV, radiação UV com H₂O₂ e radiação UV com reagentes Fenton. O objetivo foi obter a remoção do composto orgânico e relatar as constantes de taxas para as reações de degradação. O reator utilizado em todos os experimentos foi de vidro em formato cilíndrico de 500 mL, provido de: ozonização, decomposição fotoquímica, oxidação com reagente de Fenton e as várias combinações desses oxidantes (ozônio mais radiação UV, radiação UV mais peróxido de hidrogênio e sistema Foto-Fenton). Para os experimentos de ozonização, o ozônio foi procedente de cilindro comercial introduzido por gerador. Nos experimentos fotoquímicos, a fonte de radiação era lâmpada de mercúrio a vapor de alta pressão Hanau TQ 150 (radiação policromática).

O reator foi preenchido com 350 mL de solução aquosa de carbofurano (concentração inicial de 4.52×10^{-4} M), tamponado pela adição de ácido orto-fosfórico e hidróxido de sódio. As quantidades demandadas de sulfato ferroso e peróxido de hidrogênio foram adicionadas ao reator nos experimentos de oxidação com reagente de Fenton e nos experimentos Foto-Fenton, e apenas as quantidades demandadas de peróxido de hidrogênio nos experimentos UV/H₂O₂. Na ozonização e nos experimentos com O₃/UV combinados, a mistura de ozônio-oxigênio foi alimentada ao reator através de uma placa porosa distribuidora de gás localizada no topo do reator. Quando a radiação UV estava presente, sendo sozinha ou combinada, a lâmpada de radiação era conectada no início da reação.

As amostras de carbofurano foram analisadas em CLAE. Como resultado deste estudo foi observado que na ozonização as constantes aparentes de pseudo-primeira-ordem, para a reação de ozonização, são avaliadas e se enquadram em valores entre $5,1 \times 10^{-4}$ a $19,5 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

Ainda, a combinação de ozônio com radiação UV aumenta a taxa de degradação devido à contribuição dos radicais hidroxila, que são gerados neste processo pela fotólise do ozônio. A constante de pseudo-

primeira-ordem derivada desta reação combinada foi $22,8 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ foi três vezes maior do que a obtida quando a ozonização convencional foi aplicada em condições experimentais similares.

Além disso, a decomposição do carbofurano pela radiação UV policromática usada apresentou eficiência menor do que o processo de ozonização, com constante de pseudo-primeira-ordem de $3,3 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$. Por outro lado, a combinação desta radiação UV com peróxido de hidrogênio aumenta os níveis de degradação, com constantes de $7,1 \times 10^{-4}$ e $43,5 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ para concentrações iniciais de peróxido de hidrogênio de 5×10^{-4} e $5 \times 10^{-3} \text{ M}$, respectivamente.

A oxidação do carbofurano somente pelo reagente de Fenton revelou um poder de destruição menor do que os outros oxidantes simples, ozônio e radiação UV, com constantes de pseudo-primeira-ordem na faixa de $2,2 \times 10^{-4}$ a $7,1 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$.

Quando o reagente de Fenton é acompanhado pela radiação UV (Sistema Foto-Fenton), um aumento na constante de pseudo-primeira-ordem aparente é obtido em comparação ao sistema UV/H₂O₂ anterior, devido a uma alta produção de radicais hidroxila. A avaliação das constantes aparentes para a reação radical do mecanismo de reação proposto leva a valores de $17,2 \times 10^{-4}$ e $200 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$, para as concentrações iniciais de oxidantes usadas nesse trabalho. Assim, para as concentrações de oxidante aplicadas nessa pesquisa, a eficiência do sistema Foto-Fenton é maior até do que a eficiência da ozonização convencional e do POA O₃/UV. Então, o processo Foto-Fenton tem potencial para a degradação de poluentes orgânicos refratários.

Dalsasso (1999) estudou o efeito do ozônio no carbofurano, como pré-oxidante, seguido de filtração direta. Utilizou-se como manancial de estudo a água do rio Cubatão Sul. Os sistemas piloto foram montados na Estação de Tratamento de Águas da Casan, situada no Morro dos Quadros (Palhoça/Santa Catarina). A diferença entre o sistema piloto em escala real e o sistema de laboratorial é que o segundo teve a adição de unidade de pré-ozonização. Ambos os filtros tem fluxo ascendente, com material filtrante em areia com diâmetro efetivo de 0,65, altura de 4,0 m cada e construídos em colunas de acrílico com 60 mm de diâmetro interno. A unidade de geração de ozônio tinha capacidade de 10gO₃/h e concentração de 18gO₃/m³ a partir do ar comprimido e 22gO₃/h em contração de 40gO₃/m³ a partir de oxigênio engarrafado. Os

benefícios que o uso do ozônio trouxe no tratamento de água, refletiu principalmente na remoção da cor aparente, absorvância e turbidez. A remoção do carbofurano foi mais significativa à medida que se aumentava a dosagens do ozônio na água bruta. Foi possível eliminar de 90 a 95 % de carbofurano na relação Ozônio /COT da ordem de 0,6. Isso significa que a água que entrava no sistema tinha concentração entre 70 e 80 µg/L.

3.5.7 Síntese da Análise de Agrotóxicos por Cromatografia Líquida

A cromatografia líquida de alto desempenho (HPLC ou CLAE) é uma técnica de separação fundamentada na migração diferencial dos componentes de uma mistura, que ocorre devido às diferentes interações entre duas fases imiscíveis, a fase móvel e as fases estacionárias, contidas em uma coluna (CASS e DEGANI, 2001).

A migração diferencial resulta da diferença de equilíbrio dos analitos entre as duas fases imiscíveis e são determinadas pelos fatores que afetam este equilíbrio, como composição móvel, composição da fase estacionária e temperatura de separação (CASS e DEGANI, 2001).

Segundo Vogel (2008), a separação dos compostos é feita passando-se a fase móvel sobre a fase estacionária. Esta última pode estar em forma de coluna empacotada, de camada fina sobre vidro ou na forma de tira de papel.

A CLAE tem como características: alto poder de resolução, separação rápidas dos compostos, monitoramento contínuo do eluente, medidas quantitativas acuradas, análises repetitivas e reprodutíveis com a mesma coluna, automação do procedimento analítico e do manuseio de dados (VOGEL, 2008).

O método por CLAE é uma técnica muito utilizada em normas internacionais e nacionais para análise de agrotóxicos N-metilcarbamatos (NMC), por injeção direta em cromatógrafo com detector de fluorescência. Este tipo de detector tem sido empregado na análise de Carbofurano, Propoxur, Aldicarb, Carbaril e Metiocarb (*STANDARD METHODS*, 1998).

A CLAE é um método de análise de fácil diagnóstico porque não é limitada pela volatilidade ou estabilidade do composto da amostra. Por isso, é bastante utilizada na detecção de agrotóxico, vantagem esta

do CLAE sobre a cromatografia gasosa para análises de combinações orgânicas (VOGEL, 2008).

A cromatografia líquido-líquido está dividida em duas categorias, de acordo com a polaridade das fases móvel e estacionária. Esta é considerada normal quando a fase estacionária é polar e a fase móvel é não polar; neste caso, os solutos não polares serão eluídos primeiro, e os polares preferirão a fase estacionária para serem eluídos. A cromatografia líquido-líquido é considerada com fase reversa, quando a fase estacionária não é polar e a fase móvel é polar. A eluição dos solutos polares ocorre antes dos solutos não polares. Geralmente as moléculas orgânicas são parcialmente hidrofóbicas, portanto capazes de interagir com as fases estacionárias não polares. Como a fase móvel é polar, e geralmente contém água, a cromatografia com fase reversa é aplicada à separação de substâncias polares insolúveis em solventes orgânicos ou que se ligam fortemente a adsorventes sólidos (VOGEL, 2008).

A CLAE com derivatização pós-coluna, segundo Cass e Degani (2001), é formada pelas seguintes etapas:

Fase móvel – etapa em que ocorre o descolamento da amostra em todo sistema; utiliza uma ou mais substâncias líquidas (água, metanol ou acetonitrila), que são misturadas de forma isocrática (partes iguais) ou com gradiente (aumento ou diminuição do solvente);

Bomba quaternária – a bomba impulsiona a fase móvel, determina o tempo de retenção do analito e permite melhor separação das substâncias analisadas; geralmente operam com pressões máximas de 50 bar (≈ 700 psi) e com fluxo de 0,01 a 10 mL/min;

Injetores – são válvulas responsáveis por receber o volume da amostra injetada por micro-seringas e encaminhar a amostra para a coluna; para os carbamatos, os injetores têm volumes que variam de 25 a 500 μ L;

Coluna analítica ou de separação – separa cada substância para posterior detecção para quantificação;

Pós-coluna – onde ocorre a hidrólise em meio alcalino (solução NaOH) e posteriormente a derivatização das substâncias que não são naturalmente fluorescente;

Detector – equipamento cuja função é detectar os compostos provenientes do eluente da coluna. O detector de fluorescência tem como princípio a captação de luz emitida pelas

moléculas fluorescentes previamente excitadas, identifica a substância analisada; a intensidade luminosa é proporcional à quantidade de moléculas fluorescentes na amostra; quando o detector é de ultravioleta, a absorção desta luz ocorre, por parte da amostra, quando nela passa a radiação eletromagnética.

Integrador – responsável pelo cálculo por integração das áreas dos picos cromatográficos e, conseqüentemente, pela quantificação do material analisado.

As amostras retiradas da natureza sejam estas da água, do solo ou do tecido vegetal, requerem passar por processo de pré-tratamento antes da análise, pois ordinariamente existem interferentes na amostra. Esta preparação, na maioria das vezes, ocorre por meio de extração e purificação. As extrações podem ser por *soxhlet*, em fluído supercrítico, por microondas, acelerado com solvente, com fluidos biológicos, líquido-líquido ou em fase sólida. Geralmente faz-se a purificação da amostra por meio de filtração em membranas (CASS e DEGANI, 2001).

Na **Figura 9** observa-se a representação das etapas do processo de extração em fase sólida em meio aquoso, com certa concentração de carbofurano e interferentes.

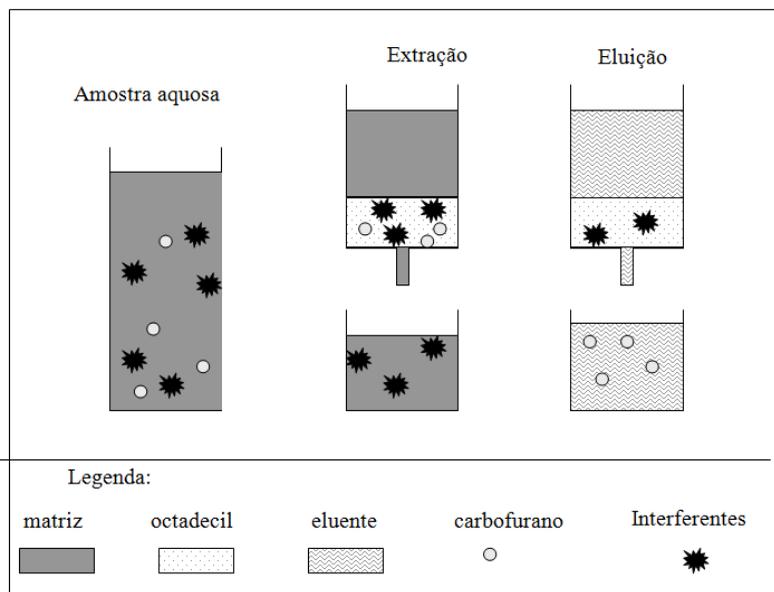


Figura 9: Representação dos processos de extração em fase sólida da amostra aquosa.

Fonte: Adaptação de Cass e Degani (2001).

Em geral, os N-metil-carbamatos são analisados por CLAE, seguindo o método 8318 (USEPA, 2000) ou o *Standard Methods* (1999). Entretanto, pode-se utilizar a metodologia 8318 modificada, por exemplo, como na detecção, comprimento de onda, como foi o caso de Leão (1997) e Santos (2007).

3.5.8 Validação de métodos analíticos

Antes de se analisar o agrotóxico, torna-se necessário mostrar que, para se documentar, deve-se utilizar um método confiável. É preciso seguir então procedimentos que assegurem credibilidade aos resultados obtidos. Assim, desenvolvem-se processos de validação e utilização do método em questão, como pode ser observado na **Figura 10**.



Figura 10: Desenvolvimento, validação e utilização de um método analítico.

Fonte: Adaptação de Cass e Degani (2001).

Para se validar um método, deve-se responder às questões: quais parâmetros de validação devem ser avaliados? Quais os procedimentos serão utilizados para avaliar estes parâmetros? E quais os critérios de aceitação de cada parâmetro? Deve-se estabelecer o modo a ser utilizado para a medida da resposta do detector e a forma de padronização. A resposta do detector pode ser medida por intermédio da altura ou da área dos picos. A medida da altura do pico requer que a composição da fase móvel seja precisamente controlada, ao passo que, para cada medida da área do pico, é necessário um fluxo preciso (CASS e DEGANI, 2001).

A correlação entre a resposta do detector, na forma da altura ou área do pico e a concentração do composto de interesse é denominada de calibração. Para a construção de uma curva de calibração, é necessária a escolha do método a ser utilizado para a preparação dos padrões – padronização. A padronização pode ser por padrão externo, padrão interno ou por adição de padrão (CASS e DEGANI, 2001).

Por padrão externo entende-se que a construção da curva de calibração é feita a partir de soluções-padrão com concentrações conheci-

das. O fator resposta é a média dos valores e é o coeficiente angular da reta.

O padrão interno envolve a adição de padrão a cada amostra analisada. Este é um composto, mas com retenção próxima e boa resolução em relação a este, de alta pureza e estabilidade.

Quando a padronização é por adição de padrão, utiliza-se o método nos casos em que não é possível a obtenção da matriz sem a presença do composto de interesse. Consiste na adição de diferentes concentrações do analito à matriz, que já contém uma quantidade desconhecida do mesmo.

Como critérios, a validação precisa ofertar como resposta a seletividade, linearidade, precisão, exatidão, recuperação e robustez, que são comentados a seguir.

A seletividade que uma das etapas do esquema de validação, corresponde à habilidade de um método separar o composto de interesse de componentes da amostra que podem interferir, quando passar pelo detector. Esta assegura que o sinal medido não é influenciado por substâncias interferentes. A seletividade é determinada analisando diversas amostras da matriz ($n > 6$), para que se investigue a possível presença de compostos que interfiram ou se sobreponham ao sinal do composto de interesse (CASS e DEGANI, 2001; LANÇAS, 2004; RIBANI *et al.*, 2004).

A linearidade, segundo Cass e Degani (2001) e Ribani *et al.*, 2004, corresponde à capacidade de um método analítico gerar resultados proporcionais à concentração do composto em questão, dentro de uma faixa específica, sendo possível relacionar a resposta do detector à concentração. É avaliada por intermédio da construção da curva de calibração. Por isso, encontram-se juntas no esquema da **Figura 10**.

A linearidade é avaliada por intermédio do cálculo de regressão linear pelo método dos mínimos quadrados, e verifica-se o quanto esta reta descreve os pontos, por intermédio de seu coeficiente de correlação (R), com valores aceitáveis de $R > 0,99$ (ANVISA, 2003), embora o Instituto Nacional de Metrologia recomende $R > 0,90$ (INMETRO, 2003).

A precisão refere-se à habilidade que um método tem de reproduzir o mesmo resultado, sempre que o procedimento é executado. A avaliação da precisão é dividida em repetibilidade – uso do mesmo método, para a mesma amostra, no mesmo laboratório, com o mesmo equipamento e em curto intervalo de tempo; reprodutibilidade – uso do

mesmo método, para a mesma amostra, em diferentes laboratórios, usando diferentes equipamentos; e precisão intermediária – medidas em diferentes equipamentos, por diferentes analistas (CASS e DEGANI, 2001; LANÇAS, 2004; RIBANI *et al.*, 2004).

De acordo com Cass e Degani (2001), a exatidão é a relação entre o valor encontrado pelo método e o valor aceito como verdadeiro ou de referência.

A recuperação avalia a eficiência do método de tratamento da amostra. Esta é determinada obtendo-se o valor obtido pelo valor adicionado (CASS e DEGANI, 2001; LANÇAS, 2004).

A avaliação da sensibilidade, segundo Cass e Degani (2001), Lanças (2004) e Ribani *et al.*, (2004), compreende a determinação dos limites de quantificação e detecção. A sensibilidade é a habilidade de um método distinguir, com determinado nível de confiança, concentrações próximas do mesmo analito. O limite de quantificação (LQ) é definido como a menor concentração do composto analito que pode ser quantificado com exatidão ($10 \times s/S$, onde s é o desvio padrão da resposta e S é a inclinação ou coeficiente angular da curva analítica). Já o limite de detecção (LD) é definido como a menor concentração do composto analito, que produz uma resposta maior que três vezes o ruído, que corresponde à amplitude de todas as variações do sinal do detector, cuja frequência esteja na ordem de ciclos por minutos ($3,3 \times s/S$, onde s é o desvio padrão da resposta e S é a inclinação ou coeficiente angular da curva analítica).

Segundo InMetro (2003), a robustez de um método mede a sensibilidade que este apresenta diante de pequenas oscilações. Quando um método não é afetado por pequenas modificações de parâmetros diz-se que este é robusto. Na CLAE, a robustez é avaliada quando se varia concentração de solvente orgânico, pH e força iônica da fase móvel, por exemplo.

Métodos com a devida seleção dos parâmetros de validação e que possuam critérios de aceitação, têm qualidade agregada a estes e transmitem confiabilidade.

Após serem apresentadas as tecnologias que fizeram parte desta pesquisa e também da problemática, será apresentada a metodologia.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

4.1.1 Localização e Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no município de Ituporanga/Santa Catarina, em um trecho do rio Itajaí do Sul, principal curso de água da região, pertencente à sub-bacia Itajaí do Sul (**Figura 11**).

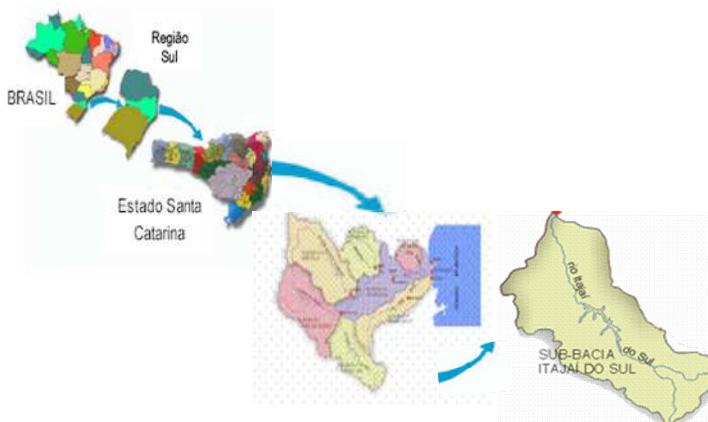


Figura 11: Localização geográfica do rio Itajaí do Sul.

Fonte: Adaptação de Dantas (2005).

O rio Itajaí do Sul enquadra-se na classificação de água doce, segundo o artigo 4º, classe II, da Resolução do CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e também, segundo a Lei nº 9.433/1997 das Águas superficiais de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 1997). Tem comprimento total de aproximadamente 100 km e área drenável de 2.309 km².

A sub-bacia Itajaí do Sul, juntamente com a sub-bacia Itajaí Oeste, são os principais formadores do rio Itajaí-Açu, principal curso da bacia hidrográfica Itajaí Acú.

A sub-bacia do Rio Itajaí do Sul abrange 10 municípios no estado de Santa Catarina: Alfredo Wagner, Agrolândia, Agronômica, Atalanta, Aurora, Chapadão do Lageado, Imbuia, Ituporanga, Petrolândia e Rio do Sul.

O trecho do rio Itajaí do Sul que fez parte da área de estudo, pertencente a Ituporanga, coordenadas geográficas 27°24'48,1''sul, longitude 49°36'19,5'' oeste (**Figura 12**), altitude de 370 m, precipitação pluviométrica anual variando entre 1.300 a 1.500 mm e precipitação máxima diária de 120 mm. Em termos de temperatura, a região apresenta uma média anual entre 18 e 19°C. Quanto aos dados culturais, a religião predominante é a católica e os habitantes são de colonização alemã, italiana e portuguesa (ITUPORANGA, 2003).

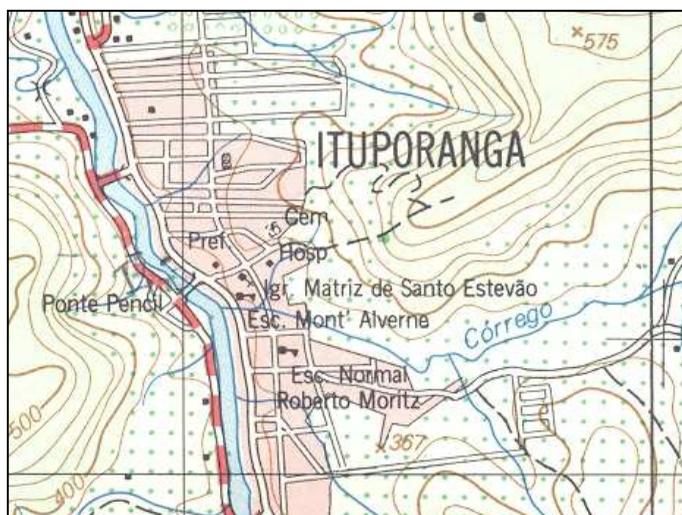


Figura 12: Localização do trecho do rio Itajaí do Sul / Ituporanga.

Fonte: IBGE (1980) – Ituporanga (SC, folha SG-22-Z-C-III-4).

Situada na região centro-leste do estado de Santa Catarina, Ituporanga, segundo IBGE (2007), tem 20.577 habitantes e área de 336,955 km².

A principal fonte econômica é a agricultura, com predomínio de propriedades minifundiárias, o que resulta em trabalho dos proprietários rurais de base familiar. Na região de Ituporanga predominam os plantios de cebola, batata inglesa, milho e fumo, como pode ser observado na Tabela 5 (IBGE, 2008).

Tabela 5: Safra de 2008 referente ao município de Ituporanga.

Produto	Quantidade produzida (t)	Produção R\$ mil reais	Área cultivada (ha)	Rendimento (kg/ha)
Arroz	6	2	5	1.200
Batata-doce	600	474	30	20.000
Batata-inglesa	2300	1090	120	19.166
Cebola	82.800	57.960	4.600	18.000
Feijão	840	1.609	450	1.866
Fumo	8.361	47.156	3.672	2.276
Mandioca	1.000	140	50	20.000
Milho	28.860	10.967	4.900	5.889
Soja	1.080	734	400	2.700
Tomate	1.800	1.260	30	60.000
Trigo	125	55	100	1.250

Fonte: IBGE (2008).

Geralmente, nas cidades pequenas do Brasil, a população urbana é beneficiada pelo abastecimento de água fornecido pela concessionária, enquanto que a população rural, utiliza-se de meios e alternativas para poder se abastecer com água e abastecer a produção animal. O município de Ituporanguense também se enquadra nesse panorama.

De acordo com ITUPORANGA (2003), o município no ano 2000, tinha 5.251 domicílios, dos quais 2.788 eram abastecidos com água da concessionária, o que correspondia a 53% dos domicílios. Os 47 % restante utilizam formas alternativa para abastecer pequenas comunidades. Esse fator chamou atenção para a busca de tecnologias que pudessem ser implantadas, principalmente no meio rural.

Associando-se essa deficiência no abastecimento público e percebendo-se que a região consumia água do rio Itajaí do Sul com ou sem tratamento, além de que as culturas próximas ao rio recebiam significan-

tes cargas de agrotóxico, constatou-se que a água do rio estaria contaminada por agrotóxico.

Além do plantio das culturas predominantes próximo ao rio (**Figura 13**), o fato da topografia da região apresentar elevada porcentagem de solos ondulados (51 %) e solos com declives (34 %), como pode ser observado na Tabela 6, o uso de maquinário nas áreas agrícolas era limitado, prevalecendo o trabalho manual. Em visitas à região, percebeu-se que o plantio das culturas predominantes, além de ser realizado nas áreas planas, também ocorria nessas regiões íngremes e na zona ciliar do manancial. Acredita-se que o plantio dessas culturas ocorre nessas áreas de difícil acesso ou em áreas não recomendada, para aumentar ou manter a produção, significativa para a região.



Figura 13: Foto da plantação de arroz próxima à zona ciliar do rio.

Além disso, o trecho do rio em estudo com largura média de 33 m, localiza-se à jusante das áreas agrícolas aproximadamente 3 km; a aproximadamente 23 m do perímetro urbano; a posição da água de superfície em relação às áreas agriculturáveis encontra-se aproximadamente a 3 m (distância vertical) e 10 m (distância horizontal). De acordo com o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), para cursos de água na faixa de 10 a 50m de largura, é necessário preservar a mata ciliar com 50 m em cada lado.

Essas culturas recebem carga de agrotóxico, aplicada na maioria das vezes, de forma indiscriminada, o que propiciava o acesso do agrotóxico ao manancial de estudo. Devido à má forma de aplicação do agrotóxico, falta de segurança individual ou mesmo falta de cuidados pessoal e com o ambiente, cerca de 50% a 80% do que é aplicado vai para o ambiente, contamina o ar, o solo, a água e a população rural. Isto faz com que trabalhadores rurais fiquem expostos e se contaminem (I-TUPORANGA, 2003).

Tabela 6: Classificação do solo e relevo da região de Ituporanga.

Relevo e Solo	Área (ha)
0,6% solos planos hidromórficos Gleissolos ¹² (Gleis)	1.710
51% solos suaves ondulados e ondulados – Cambissolos ¹³ (113.450 ha) e Argissolos ¹⁴ (Podzólicos – 24.800 ha)	138.250
34% solos declivosos – Cambissolos (75.630 ha) e Argissolos (Podzólicos – 16.540 ha)	92.170
13,5% solos rasos – Neossolos ¹⁵ (Litossolos e solos Litólicos)	36.675
0,9% outros solos, corpos de água e áreas urbanas	2.515
Região	271.320*

* A diferença entre a área total e esta citada é ocupada por estradas
Fonte: EMBRAPA (2000).

4.1.2 Escolha do Local em Estudo

A proximidade do plantio com o rio e área drenante foram dois fatores principais para escolher este trecho do rio no município de Ituporanga. Essas áreas agricultáveis recebem carga de agrotóxicos com predomínio do uso de N-Metilcarbamato, conforme informações recebidas da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S. A (EPAGRI) e também pesquisas em lojas agropecuárias de Ituporanga realizadas pela pesquisadora.

¹² Solo com características de áreas sujeita a alagamento.

¹³ Solo com elevado teor de matéria orgânica denominada – húmica.

¹⁴ Solo com textura média a argilosa.

¹⁵ Solo provindo de sedimentos aluviais.

Os outros fatores incisivos foram as condições geológicas do local, para aplicação da tecnologia proposta, que está entrelaçada à sondagem da área, assim como a infra-estrutura, para as instalações dos sistemas piloto etc.

Assim, escolheu-se o local de estudo, onde foi considerado propício para a implantação da FM, na remoção do carbofurano, aplicado nas culturas da região.

4.1.3 Escolha do Agrotóxico

Através de pesquisas de Mortari Jr. (1995), em estudo realizado em microbacias do Estado de Santa Catarina, inclusive a bacia hidrográfica do rio Itajaí-Açú (região do Alto Vale do Itajaí), observou-se que essa região agrícola utiliza agrotóxicos com predominância dos carbamatos e organofosforados em termos de dosagem de agrotóxico (kg/ha), como pode ser observado na Tabela 7.

Tabela 7: Dosagem, classe toxicológica e agrotóxicos usados nas culturas de cebola, milho e fumo, na bacia Itajaí-Açú.

Agrotóxicos	Classificação química	Classe toxicológica	Agente nocivo	Dosagem kg/ha
Manzate	Carbamato	III	Fungicida	2,00
Furadan	Carbamato	I	Inseticida	10,00
Acefato	Organofosforado	III	Inseticida	1,00
Malathion	Organofosforado	III	inseticida	3,00

Fonte: MORTARI Jr. (1995).

A partir dessa informação, buscou-se junto a EPAGRI e também às lojas comerciais vendedoras de agrotóxico, se estes grupamentos químicos ainda predominavam em termos de consumo nas culturas de cebola, milho e fumo e qual a época do ano referente à predominância.

Com essas respostas, procurou-se quais os princípios ativos predominantes, para a partir de então, ver se a tecnologia proposta seria capaz de remover ou minimizar esse composto da água, fornecendo assim, água com qualidade para o consumo humano e animal.

Comparou-se a produção de cebola de Ituporanga (SC) na região sul, com a produção de municípios em regiões considerados maiores produtores regionais, observou-se que a produção de Ituporanga é signi-

ficativa, enquadrando-a como o município com maior produção do país (Tabela 8). Para manter a produção em ascensão, os produtores produzem cada vez mais na mesma área, além de fazer uso de elevadas cargas de agrotóxico para proteger e manter a produção. Infelizmente, o excedente do agrotóxico, na maioria das vezes, chega ao manancial principal da região – rio Itajaí do Sul.

Tabela 8: Dados de produção de cebola nos Estados mais produtores do Brasil.

Região do Brasil	Estado produtor	Quantidade produzida (T)	Produção R\$ mil reais	Área cultivada (ha)	Rendimento (kg/ha)
Norte	*	*	*	*	*
Nordeste	Sento Sé / Ba	53.100	49.383	2.360	22.500
Sudeste	São João do Rio Pardo / SP	64.130	37.195	1.850	34.664
Sul	Ituporanga / SC	82.800	57.960	4.600	18.000
Centro-Oeste	Cristalina / GO	40.500	49.410	900	45.000

* Não existe produção de cebola na região norte.

Fonte: IBGE (2008).

Com base na cultura predominante da região, aquela que mais utiliza agrotóxicos, foi feito um levantamento de quais os principais princípios ativos, bem como grupos químicos, predominantes nesta cultura.

A EPAGRI considerada um órgão competente responsável pela agricultura da região, forneceu uma lista com nomes comerciais de agrotóxico, dados de 2005, cuja predominância recaiu nos grupos dos organofosforados (30,0 %) e dos carbamatos (23,3 %).

Obteve-se também informações mediante observação direta no campo, através das principais lojas comerciais vendedoras de agrotóxicos que mostraram, por meio de entrevista oral, meses em que se vende mais agrotóxico e qual a predominância dos mesmos, também dados de 2005. As perguntas foram direcionadas em função das culturas predominantes, como:

– Quais os agrotóxicos mais vendidos para as culturas de cebola, fumo e milho?

4.2 Implantação dos Sistemas Piloto de tratamento de água

Para a implantação dos sistemas de tratamento de água foi necessário investigar alguns fatores pertinentes, citados a seguir em forma de etapa. A implantação dos sistemas em campo foi necessário obter resultados das etapas 1 a 5 dos materiais e métodos. A montagem do sistema laboratorial necessitou que as etapas de 1 e 2 fossem concluídas. A obtenção dos resultados só foi iniciada, após a etapa 9.

Etapa 1: sondagem do local a ser implantado no sistema de filtração em margem de rio;

Etapa 2: Ensaio da Permeabilidade Hidráulica;

Etapa 3: Perfuração do poço de produção e piezômetros;

Etapa 4: Teste de bombeamento do poço de produção;

Etapa 5: Tempo de residência da água no solo;

Etapa 6: Parâmetros construtivos dos Filtros Lentos – Convencional e Retrolavável;

Etapa 7: Sistema de tratamento em campo às margens do rio Itajaí do Sul, no município de Ituporanga;

Etapa 8: Montagem do sistema em Colunas Filtrantes de sedimentos no LAPOA/ENS/CTC/UFSC;

Etapa 9: Testes preliminares da FMR, FLR, FLC e Colunas filtrantes de sedimentos.

4.2.1 Estudo investigativo das características do solo (Etapa 1)

A avaliação foi realizada por meio da sondagem do solo próximo à margem direita do rio Itajaí do Sul. Foram executados quatro furos de sondagem (denominados SP 01, SP 02, SP 03 e SP 04), posicionados conforme planta de situação (**Figura 14**), representados individualmente em perfis verticais no Anexo A.

A sondagem foi realizada no mês de dezembro de 2006. O método utilizado foi sondagem (**Figura 15**) a percussão com circulação de água, foi realizada pela empresa MARCON SONDAJENS¹⁶, supervisionada por Engenheira Civil e por Engenheiro Sanitarista. Este método

¹⁶ Procedente de Blumenau (Santa Catarina)

consiste na introdução de um tubo revestido de 2 ½” no solo. A amostragem foi feita mediante a utilização de barrilete amostrador padrão com diâmetro interno de 1 3/8” e externo de 2”. A cravação procedeu-se por meio de golpes cujo peso era de 65 kg que caía em queda livre em torno de 75 cm (CAPUTO, 1996).

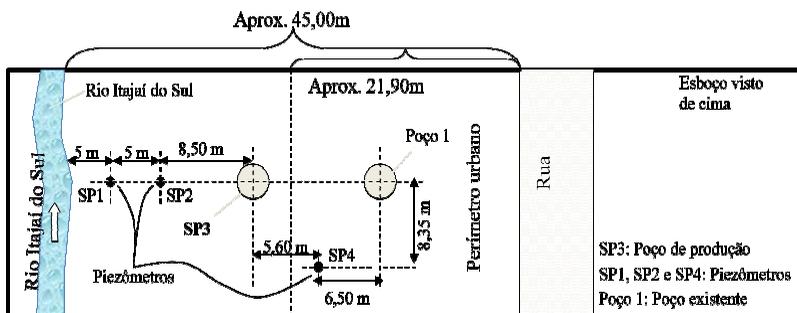


Figura 14: Esquema da planta de situação dos furos realizados na sondagem.

Penetrou-se o tubo de sondagem até encontrar solo ou rocha, impenetráveis à percussão. Para isso, utilizou-se do método “SPT” (*Standard Penetration Test*) que é determinado por meio do número de golpes necessários para a penetração dos últimos 30 cm do amostrador. A cada 15 cm de penetração do amostrador, foi registrado o número de golpes correspondente, até a penetração total de 45 cm. Os números de golpes juntamente com o tipo de amostra da camada são utilizados para estabelecer correlação com a tensão admissível do solo. Os golpes se encerram quando a penetração for menor que 5 cm em 10 golpes consecutivos, impenetrável ao barrilete (ABNT, 2001).

Por meio dessa sondagem do solo foi possível, além de coletar amostras do solo de cada furo de sondagem, caracterizar posteriormente os sedimentos do solo, bem como a profundidade do lençol freático e também forneceu informações de perfil geotécnico estratificado: tipos, espessura e diâmetro efetivo de camadas do solo.



Figura 15: Foto da sondagem a percussão com circulação de água.

Durante a sondagem coletou-se amostras de aproximadamente 1 kg para posteriormente fazer a caracterização dos sedimentos do solo no laboratório de Mecânica dos solos (Engenharia Civil/UFSC).

Por causa da localização de cada furo, adotou-se que os furos SP 01, SP 02 e SP 04 atuassem como piezômetros. Próximo a este local, já existia um poço, que foi utilizado como poço de proteção¹⁷.

4.2.2 Ensaio de Permeabilidade hidráulica (Etapa 2)

Os ensaios de permeabilidade foram realizados em campo, apenas com amostras do SP03 (poço de produção). Para a determinação do índice de permeabilidade (K) do solo/subsolo foi utilizado o permeâmetro com nível variável e com nível constante, para verificar em qual deles a amostragem melhor se enquadrava. O permeâmetro utilizado admitia realizar os ensaios tanto com carga hidráulica variável ou constante. Os ensaios de permeabilidade foram realizados em coluna de permeâmetro *Wille Geotechnik*, modelo D1702 (**Figura 16**).

¹⁷A sua finalidade foi verificar se a água do lençol interferia na filtração em margem de rio. Nos momentos em que isso foi confirmado, existia uma bomba para retirar água desse poço e jogá-la fora.

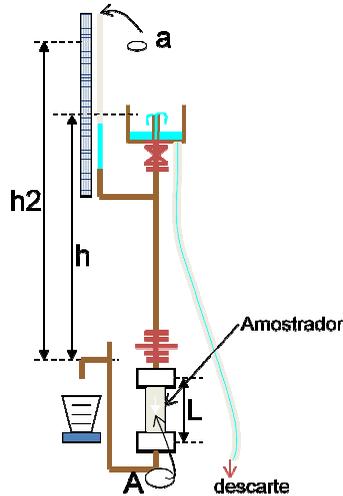


Figura 16: Esquema do permeômetro de nível.

Para melhor representação do solo/subsolo, a amostragem foi retirada com amostrador apropriado para manter sem deformações. A amostra recebeu carga hidráulica constante de 69,8 cm a partir do tubo de coleta (indicado para solos de boa permeabilidade) e também recebeu carga hidráulica variável com limite de 80 cm (indicado para solos de baixa permeabilidade).

Para o cálculo do coeficiente de permeabilidade (K), utilizaram-se derivações da equação de Darcy (Equação 3), para gerar a Equação 7 (DACACH, 1990):

Carga hidráulica variável (solos de baixa permeabilidade)

$$K = \frac{86400 \times L \times a}{A \times t} \times \ln\left(\frac{h_2}{h}\right) \quad \text{Equação 7}$$

Onde,

K → coeficiente de permeabilidade (m/d);

86400 → conversão de unidades;

L → comprimento do amostrador (m);

A → área da seção transversal do amostrador (m²);

h₂ → carga hidráulica inicial (m);

h → carga hidráulica final (m);

t → tempo percolado (s).

Quando foi colocada água no tubo flexível para gerar a carga hidráulica, esta se manteve constante, induzindo assim, o uso do permeâmetro com carga hidráulica constante (Equação 8):

Carga hidráulica constante (solos de boa permeabilidade)

$$K = \frac{VxLx0,864}{Aht} \quad \text{Equação 8}$$

Onde,

K → coeficiente de permeabilidade (m/d);

V → volume de água permeada (mL);

L → comprimento do amostrador (m);

0,864 → conversão de unidades;

A → área da seção transversal do amostrador (m²);

h → carga hidráulica (m);

t → tempo percolado (s).

Foram realizados três ensaios com amostras do furo SP03 da camada compreendidas entre 3,9 e 4,7 m (camada de cascalho). A referida camada teve tempo médio¹⁸ de percolação de 12,91 s, com volume de água permeado de 500 mL. O cilindro amostrador cilíndrico possuía 10 cm de altura e área de $1,8 \times 10^{-3} \text{ m}^2$. Utilizou-se estes dados na Equação 8, que forneceu o coeficiente de permeabilidade hidráulica de 266,7 m/d.

4.2.3 Implantação do poço de produção e piezômetros (Etapa 3)

Definido o local de locação do poço de produção, partiu-se para sua construção. Devido à pequena profundidade do furo SP03 (4,70 m), este foi escavado manualmente, com auxílio de pás e balde. À medida que se escavava, posicionavam-se anéis de concreto, um em cima do outro, com 1,00 m de diâmetro, armado com aço galvanizado. Tomou-se o cuidado de finalizar a altura do poço com 1,00 m acima do nível do terreno, para evitar acesso de animais silvestres e, principalmente, para

¹⁸ Tempo medido em cronômetro digital.

protegê-lo de possíveis enchentes, já que se encontrava a apenas 18,50 m da margem do rio.

Poços com este diâmetro são chamados de poços amazonas, exemplo típico de poços escavados (HUNT *et al.*, 2003 e SENS *et al.*, 2006). O intuito de fazer poço com esse diâmetro foi principalmente, para armazenar a bomba dentro do poço e também para facilitar futuras manutenções.

Os anéis de concreto não foram perfurados, porque se percebeu que a porosidade dos anéis permitia o afluxo da água, sem se tornar obstáculo ao ingresso da mesma ao poço.

O fundo do poço não foi preenchido com brita, porque o último anel de concreto (anel localizado mais distante do nível do terreno) encostou na rocha basáltica, não necessitando assim, colocar brita para dificultar o ingresso solo/subsolo dentro do poço de produção.

Para a retirada da água do poço de produção, inicialmente utilizou-se bomba centrífuga da *schneider*, modelo BCR 2000, 60 HZ, com entrada na sucção e saída no recalque de ¾". A tubulação de sucção da bomba com diâmetro de 25 mm, continha válvula de pé crivo, para sempre manter esta tubulação cheia de água e evitar a necessidade de escorvamento da bomba a cada partida, caso esta sofresse paradas, ou futuras queima. Infelizmente tanto cuidado não foi suficiente para evitar a queima da mesma. Entre março de 2007 a dezembro de 2008, utilizaram-se quatro bombas centrífugas. Em dezembro de 2008, a última foi substituída por bomba submersa JS modelo 650, com capacidade de 1500 L/h correspondente a altura manométrica de 3 metros de coluna de água (mca). O diâmetro de saída era de ¾".

Aproveitando as aberturas feitas nos furos SP01, SP02 e SP 04, posicionou-se os piezômetros nesses furos. Os piezômetros são poços de observação, localizados próximo ao poço cuja finalidade é verificar o nível de água no solo/subsolo, para posterior determinação das direções de escoamento da água do aquífero. Os níveis nos piezômetros foram determinados com utilização de sonda de nível digital. Os piezômetros foram confeccionados em tubo de PVC com diâmetro de 75 mm. Estes tubos foram ranhurados em todo o seu comprimento, para permitir o ingresso da água. Para evitar que o solo/subsolo também ingressasse no piezômetro, o tubo foi revestido com manta sintética permeável, denominada bidim. Na **Figura 17** observa-se um tubo de PVC.



Figura 17: Foto do tubo de PVC ranhurado com bidim.

4.2.4 Teste de bombeamento (Etapa 4)

O teste de bombeamento foi realizado para verificar qual a vazão máxima de produção em função do tempo que registrou a evolução do rebaixamento e recuperação da água no poço. Essa vazão foi determinada pelo método de *Pochet*, citado em Dacach (1990). Para o cálculo da vazão máxima de produção do poço, também foi necessário saber qual a vazão da bomba utilizada para a retirada da água no poço. O ingresso da água ao poço, após o rebaixamento aconteceu naturalmente, ou seja, sem indução de bomba.

A evolução do abaixamento e da recuperação do nível de água no poço de produção foi registrada com auxílio de sonda eletrônica de nível. Os tempos correspondentes a essa evolução e esse rebaixamento foram adquiridos por meio de cronômetro digital.

Vale lembrar que o método de *Pochet* não associa informações de precipitação como variável dependente na determinação da vazão máxima do poço de produção.

A vazão máxima de produção do poço informa o quanto de água está disponível para ser consumida. Com essa informação, pode-se calcular qual a população se pode abastecer com essa água, desde que os parâmetros de qualidade enquadrem-se nos padrões de potabilidade de água para consumo humano, ou mesmo quantidade necessária para diversos fins.

4.2.5 Tempo de residência da água no solo – t (Etapa 5)

Inicialmente, tentou-se determinar o tempo de residência em campo, coletando-se dados de temperatura no rio, nos piezômetros localizados nos furos SP01 e SP02 e no poço de produção. Porém, percebeu-se que essas diferenças de temperatura eram muito pequenas. Por causa disso, preferiu-se determinar esse tempo de residência de forma teórica, através de modelos numéricos. Vale lembrar que os modelos teóricos não são gerados em função de todos os dados hidro-geológicos. Sendo assim, estes dão apenas idéia do tempo mínimo correspondente nas condições associadas às variantes dependentes.

O tempo de residência foi calculado através de modelos numéricos desenvolvidos por Dillon *et al.* (2002), por meio da Equação 1. Determinou-se o tempo mínimo estimando, que a água precisava para sair do rio Itajaí do Sul e chegar ao poço de produção.

4.2.6 Parâmetros construtivos dos filtros lentos: Convencional e Retrolavável (Etapa 6)

A água, após passar pela FMR, foi bombeada para os filtros lentos que funcionaram em paralelo recebendo a mesma vazão.

Os filtros foram construídos em alvenaria armada com tijolos maciços, rebocados com argamassa 1:2:1 (cimento:areia:água)¹⁹. Foram construídos lajes de fundo (**Figura 18A**) em concreto armado de 15 cm, com traço 1:3:2 (cimento: areia média: brita nº2). Além disso, a laje recebeu dosagem de impermeabilizante, com o intuito de evitar vazamento de água pela base. Para a fundação da laje, estaqueou-se com

¹⁹ Como o filtro ia armazenar água, adicionou-se à porção da água da mistura água+cimento, impermeabilizante. Além disso, procurou-se pincelar, em todas as paredes internas do filtro, impermeabilizante no sentido vertical e horizontal, para evitar vazamentos. A argamassa que fez parte do levantamento das paredes do filtro, também teve este traço com adição de impermeabilizante.

toras de madeira de 30 cm de diâmetro, a região onde ficaram os filtros até a profundidade 2,5 m a partir do nível do terreno.

O meio filtrante de ambos os filtros foi composto por camada de areia com diâmetro efetivo de 0,3 mm e coeficiente de desuniformidade $< 1,5$, seguindo recomendações de Cleasby (1990).

A espessura da camada de areia não seguiu as recomendações de Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), que deveria estar compreendida entre 60 e 90 cm. Esta foi adotada seguindo recomendações de Emmendoerfer (2006), que comparou a espessura da camada de areia do FLR (50, 40 e 25 cm) e obteve boa eficiência do filtro com 40 cm.

Como um dos objetivos era comparar a eficiência do filtro retrolavável com o convencional, o parâmetro de espessura da camada filtrante para ambos os filtros foi igual a 40 cm. A camada suporte teve 20 cm de espessura com grãos variando de 1,4 a 4,5 mm.

Os filtros tiveram dimensões internas de 0,80 x 0,80 m. O controle da vazão de alimentação foi realizado através de câmara de nível constante com escoamento por orifício (**Figura 18B**). Os filtros operaram em regime constante e carga hidráulica variável até alcançar a perda de carga final.

Di Bernardo (1993) e Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) recomendam que a taxa de filtração esteja compreendida entre 2 e 3 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, por isso a escolhida foi de 3 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ com vistas a possibilitar uma maior produção de água tratada. Com área interna e taxa definidas, obteve-se vazão de 1920 L/d ou 80 L/h. No Apêndice A, podem ser observadas as plantas dos filtros lentos: retrolavável e convencional.

As carreiras de filtração tiveram acompanhamento da perda de carga por meio de piezômetros. Na **Figura 18C**, pode ser observada a forma como foi representado, o progresso da perda de carga até alcançar 1,00 m, através de piezômetros montados por meio de mangueira plástica e indicação métrica (ambas localizadas na parede externa dos filtros). Este parâmetro também seguiu recomendações de Cleasby (1990), que recomenda que filtros lentos devem ter a perda de carga final fixada entre 1,0 e 1,5 m, que em geral, corresponde à duração de carreira com tempo acima de 30 dias. Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) recomendam que a perda de carga final esteja entre 1,0 e 2,0 m. Logo, o valor definido para a perda de carga máxima, enquadrou-se nas recomendações de ambos os autores. Esta altura de perda de carga é a garantia para que não ocorra transpasse de impurezas.

Em análises preliminares de amostras de água bruta e, consequentemente de água FMR, percebeu-se que essas águas não continham algas, o que indicou a escolha de filtros cobertos, sem penetração de luz solar. O filtro com limpeza retrolavável recebeu tampa de alumínio tanto na câmara filtrante, como no reservatório de água de lavagem. O filtro com limpeza convencional recebeu também tampa de alumínio na câmara filtrante, porém a tampa do reservatório de consumo foi confeccionada de concreto.

A passagem da água filtrada dos filtros lentos para seus respectivos reservatórios ocorreu por meio de tubos drenantes/distribuidores de água. Estes tubos (**Figura 18D**), localizados logo abaixo da camada suporte, distribuíam água para FLR, primeiro para o reservatório de lavagem e em seguida, para o reservatório residencial; no filtro lento com limpeza convencional (FLC) a distribuição de água ocorreu diretamente para o reservatório residencial.

O volume do reservatório de água de lavagem foi de 896 L ou 0,896 m³. Para efeitos construtivos, adotou-se dimensões de 1,5 x 1,5 x 0,5 m, que corresponde ao volume maior do que o calculado, satisfatório para a realização da limpeza da areia de forma eficiente. Esses dados geraram não só a limpeza da camada microbiana, mas também permitiram a permanência de flora microbiana no meio filtrante, para reiniciar o crescimento da biomassa.

Além da praticidade e rapidez de limpeza por retrolavagem, outra vantagem dessa forma de limpeza do meio filtrante foi utilizar água filtrada pelo próprio filtro, para lavagem da areia.



A – Foto da construção da laje de fundo de concreto armado.



B – Foto da câmara de nível constante com escoamento por orifício.



C – Foto do piezômetro construído de mangueira com acompanhamento de carga em fita métrica.



D – Foto dos tubos distribuidores de água.

Figura 18: Fotos de alguns detalhes dos filtros lentos.

4.2.7 Sistema piloto de tratamento de água em campo (Etapa 7)

Esta água infiltrada no solo/subsolo foi captada no poço de produção, que produziu a água I (água filtrada em margem). A tubulação de recalque da bomba que conduzia a água I para os filtros foi de 20 mm, até encontrar a câmara de carga (**Figura 19**) com diâmetro de 100 mm. A finalidade do aumento no diâmetro foi para amortecer a chegada da água. Em seguida a água era encaminhada para os filtros em tubos de 20 mm e vertidas para dentro do filtro, por meio de escoamento por orifício, para assim evitar escarificar a superfície do meio filtrante.

A água I, por sua vez foi encaminhada para o FLC (Sistema 1), denominada de água II. A água I também foi encaminhada para o FLR (Sistema 2), denominada de água III.



Figura 19: Foto da câmara de carga amortecedora de vazão.

As **Figura 20** e **Figura 21** ilustram o Sistema 1 e o Sistema 2, respectivamente.

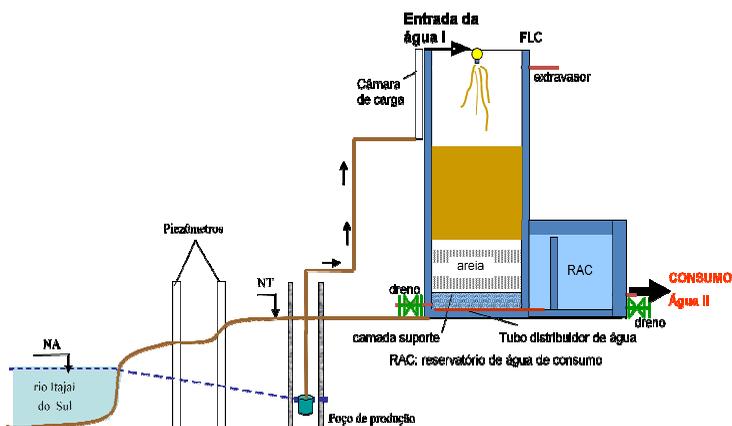


Figura 20: Esquema do Sistema 1 (FMR seguida de FLC).

Como a vazão que saía do poço de produção era maior que a utilizada pelo consumo dos filtros juntos, o excedente da água filtrada em margem em ambos os filtros, após passar pelo orifício, saía pelo extravasor e retornava ao rio. Os filtros recebiam a água I, em igual vazão e taxa de filtração.

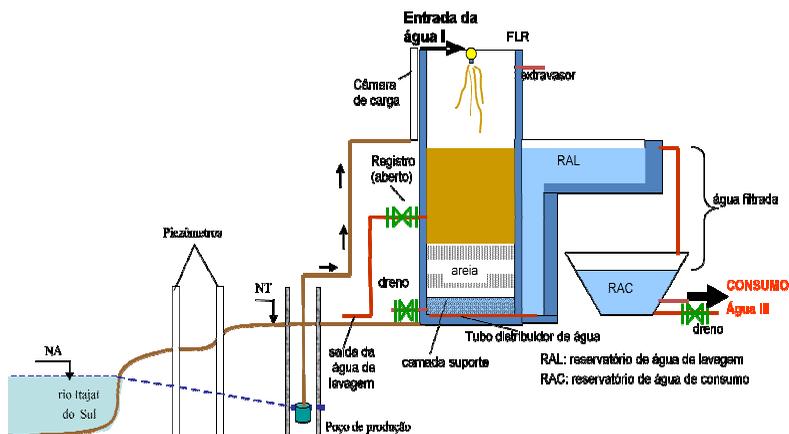


Figura 21: Esquema do Sistema 2 (FMR seguida de FLR).

4.2.8 Montagem do sistema em Colunas Filtrantes de sedimentos (Etapa 8)

O sistema em colunas filtrantes vertical de sedimentos foi montado no laboratório LAPOA/ENS/CTC/UFSC. Esse sistema foi montado para simular em laboratório a FM como tratamento de etapa única e verificar qual seria o tempo de meia vida do composto. Montado com 10 colunas, as colunas deste sistema foram recheadas com material sedimentar²⁰ (solo/subsolo) do furo de sondagem SP03 e alimentada com água do rio Itajaí do Sul enriquecida com carbofurano. O enriquecimento desta água foi realizado com adição de padrão de carbofurano em média de $0,8 \mu\text{g/L}$, dissolvido em acetonitrila. Esta água foi armazenada em bombona de 50 L com tampa.

²⁰ Vale lembrar que as características do solo não foram mantidas nas colunas. O material sedimentar apresentou-se deformável.

Inicialmente, pensou-se em montar esse sistema horizontalmente, para tentar reproduzir o que acontece em campo. Porém percebeu-se que a água percorreria caminho preferencial, não preenchendo totalmente a seção transversal da coluna. Por isso, montou-se o sistema verticalmente, anulando assim essa situação.

Almejou-se preencher essas colunas com material apenas da camada compreendida entre 3,90 e 4,70 m desse furo, porém, percebeu-se que o volume seria insuficiente, para preencher 10 colunas. Logo, optou-se por misturar os sedimentos do SP03 das duas últimas camadas, excluindo apenas destas camadas os pedregulhos grossos porque estes poderiam proporcionar caminhos preferenciais no sistema em colunas. A mistura dessas camadas fez com que não fosse utilizada a porosidade efetiva apenas da camada de cascalho, mas sim porosidade ponderada. Por meio das curvas granulométricas, foi obtida a porosidade da última camada (3,90 a 4,70 m) foi de 0,17 e da penúltima camada (1,20 a 3,90 m) de 0,25. Em função destas, obteve-se a porosidade ponderada de 0,19.

O sistema em colunas foi montado com altura filtrante de 1,50 m cada, em tubos de PVC²¹ e diâmetro comercial de 100 mm, regime constante e carga hidráulica variável, vazão de 0,80 L/d e taxa de filtração de apenas 0,1 m³/m²d. Essa extensão, associada à taxa, à vazão e à porosidade ponderada, forneceu tempo percurso da água de 25 dias. A **Figura 22** mostra o esquema do sistema em colunas filtrantes de sedimentos.

Na primeira coluna, localizada abaixo da câmara de carga foram instalados 4 piezômetros: P1 localizado na interface da camada água/sedimento, seguido do P2 e P3 (totalmente no sedimento) e P4 na interface sedimento/suporte (**Figura 23**). Estes piezômetros foram instalados na coluna 1 e interligados à mangueiras flexíveis para realização da leitura piezométrica. Na **Figura 24** pode ser observada a leitura piezométrica do sistema em colunas de sedimentos.

A cada 3 m de colunas percorrido pela água, existia um ponto de coleta correspondente ao tempo de detenção de 5 dias, até alcançar os 15 m ou 25 dias. As coletas foram realizadas em seringas (**Figura 25**) graduadas em 40 mL. Estas seringas permaneciam fixas com seu êmbolo, nos locais de coleta. Para a realização das coletas, retirava-se a seringa com o êmbolo, desencaixava-se o êmbolo e retornava apenas a serin-

²¹ Para proteção do solo/subsolo à luz solar.

ga para o ponto de coleta. Como a câmara de carga sempre estava com nível de água muito acima do nível da seringa, esta enchia por diferença de carga hidráulica, com o passar do tempo bem lentamente, sem fazer vácuo dentro do sistema.

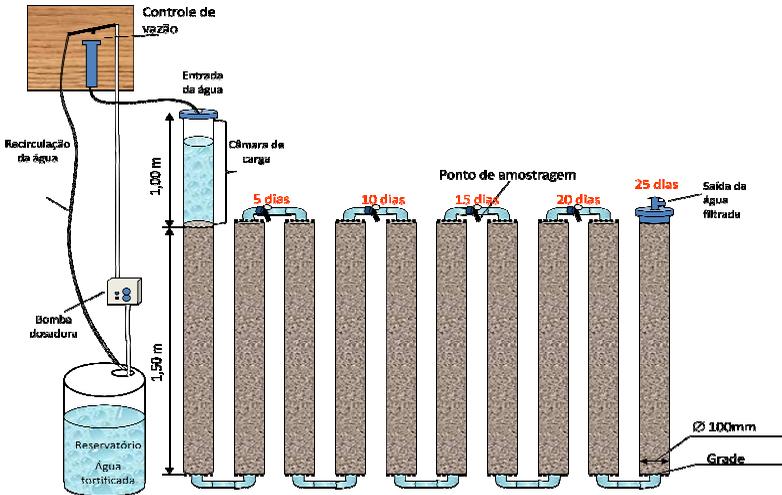


Figura 22: Esquema do sistema em colunas filtrantes de sedimentos.

O meio filtrante ficou preso dentro de cada coluna, por grades suporte em ambas as extremidades (acima e abaixo do meio filtrante), para evitar assoreamento e transporte do material filtrante. As grades foram de aço galvanizado com malha capaz de conter a granulometria do solo/subsolo do meio filtrante como pode ser observado na **Figura 26**.



Figura 23: Foto dos piezômetros localizados na primeira coluna do sistema.



Figura 24: Foto da leitura piezométrica do sistema em colunas de sedimentos.



Figura 25: Foto do ponto de coleta por meio de seringas.

Para conduzir a água do rio Itajaí do Sul, enriquecida com carbófurano, até a câmara de carga (localizada em cima da primeira coluna), utilizou-se bomba dosadora da EMEC Brasil. A aferição da vazão acontecia uma vez por semana, por meio da mensuração volumétrica de seringa de 5 mL, cronometradamente. Como a vazão de entrada no sistema era muito pequena, optou-se regulá-la na calha dosadora. O excedente de água que chegava à calha dosadora retornava para o reservatório de água (**Figura 27**).



Figura 26: Foto da grade suporte do solo/subsolo.

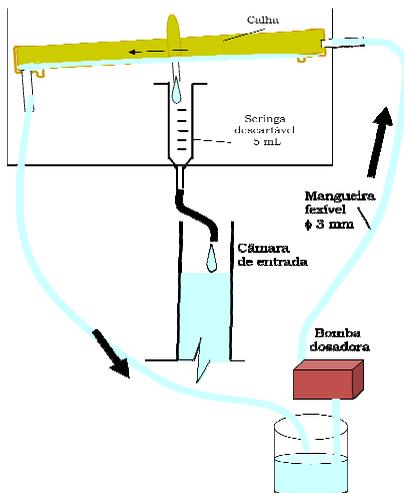


Figura 27: Esquema da calha dosadora de vazão.

4.2.9 Testes preliminares (Etapa 9)

Antes de iniciar a coleta de amostras de água no sistema em colunas filtrantes de sedimentos, filtrada em margem e após os filtros lentos com limpeza retrolavável e convencional, foram realizados alguns testes nos sistemas.

Colunas Filtrantes de sedimentos:

Após vedação das colunas filtrantes de sedimentos, estas passaram por testes de estanqueidade, para verificar se havia vazamentos ao longo das colunas. Foi adicionada água do rio Itajaí do Sul e verificou-

se que nos locais onde foram implantados os piezômetros e em alguns registros, havia vazamento.

A garantia da estanqueidade fornecia ao sistema ausência de bolhas de ar, que consequentemente, ocasionaria caminhos preferenciais.

O sistema em colunas filtrantes de sedimentos permaneceu em testes preliminares entre outubro de 2007 a janeiro de 2008. Entre fevereiro e março de 2008 este sistema permaneceu em fase de aclimação da camada microbiana na superfície de contato entre a água bruta e a interface com a camada filtrante da primeira coluna, e também ao longo da camada filtrante. Este sistema entrou em operação em 31 de março de 2008 e teve seu funcionamento finalizado em 08 de agosto de 2009.

FM:

A montagem do poço de produção foi concluída em setembro de 2007. Como o solo/subsolo ao redor do poço de produção sofreu alteração, por causa da construção do poço, foi necessário esperar um período de acomodação do solo/subsolo, para que isso não interferisse nos resultados da água filtrada em margem. Neste período foi realizado o teste de bombeamento e obtenção da vazão máxima de produção do poço. A partir de fevereiro de 2008 iniciou-se a coleta de dados de água filtrada em margem e finalizou-se a coleta em agosto de 2009. Durante este período, o poço passou por ajuste de bomba e troca da mesma. Isso ocorreu porque ocorria sobrecarga de energia e a bomba era automaticamente desligada, ou porque a quantidade de ferro na água filtrada em margem, obstruía a passagem da água pela tubulação e pela bomba.

Filtros lentos:

Na etapa da construção dos filtros lentos, tomou-se o cuidado de se adicionar impermeabilizante, tanto da parte de alvenaria, como na laje, para evitar vazamentos. Mesmo assim, os filtros passaram 4 meses em manutenção por causa de vazamentos, o que atrasou o início da coleta de dados. Após ajustes hidráulicos e manutenção na estrutura, o sistema foi colocado em operação, porém, como o meio filtrante não tinha flora microbiana crescida nas camadas, foi necessário descartar algumas carreiras de filtração, pois estas, praticamente não estavam removendo as impurezas.

4.3 Variáveis Analisadas

As variáveis analisadas nos sistema em campo estão listadas na Tabela 9, assim como o equipamento e, metodologia e limite de detecção do método. As analisadas no sistema de laboratório estão listadas na Tabela 10.

As coletas de água bruta e água I ocorreram quinzenalmente, enquanto que as coletas de água II e III aconteceram entre 8 a 10 dias de funcionamento da carreira de filtração corrente e no fim dessa carreira. Por questões de viabilidade de tempo, não se coletou água I e II 3 dias após o começo da carreira. Todas as variáveis listadas na Tabela 9, com exceção do carbofurano e do COT, foram analisadas no mesmo dia ou no dia seguinte ao da coleta. O carbofurano e COT foram analisados posteriormente, necessitando de congelamento.

Tanto os parâmetros das amostras de água FMR, quanto os parâmetros das amostras de água do FLC e FLR, foram comparados aos limites máximos que atendem às exigências do padrão de potabilidade de água para consumo humano, expressas na Portaria 518 (BRASIL, 2004). A exceção é para apenas os limites do carbofurano, que não constam nessa portaria, o que necessitou comparar os resultados com limites internacionais – Comunidade Européia.

As análises físico-químicas e bacterianas foram realizadas no laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), localizado no ENS da UFSC. Os dados de turbidez e ferro total foram obtidos em campo e no laboratório.

As amostras foram coletadas a cada dois dias e analisadas em seguida, com exceção também para as análises do carbofurano e do COT, que foram congeladas.

Tabela 9: Análises desenvolvidas na pesquisa em campo.

Variáveis	Equipamento	Referência Metodológica*	Limite de detecção do Método
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro HACH DR/2010, $\lambda=455\text{nm}$	2120	0,1
Cor verdadeira (uH)	Filtração em membrana 0,45 μm , Espectrofotômetro HACH DR/2010 $\lambda=455\text{nm}$	2120	0,1
Ferro total (mg/L)	Espectrofotômetro HACH DR/2010	3500-Fe	0,001
Turbidez (uT)	Turbidímetro HACH 2100P	-	0,1
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	Gravimétrico	2540	0,01
Nitrito (mg/L NO ₂)	Espectrofotômetro HACH DR/2010	4500-NO ₂ ⁻	0,001
Nitrato (mg/L NO ₃)	Espectrofotômetro HACH DR/2010	4500-NO ₃ ⁻	0,001
Amônia	Espectrofotômetro HACH DR/2010	Nessler	0,001
Carbofurano ($\mu\text{g/L}$)	Cromatografia - HPLC	6610	0,05
Coliformes totais (NMP/100mL)	Colimétrico	9222.B	2
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	Colimétrico	9260.F	2
Carbono orgânico Total (mg/L)	Analizador TOC/Shimadzu	5000.A	0,001
Dureza (mg CaCO ₃ /mL)	Titulação e espectrofotômetro HACH DR/2010	2340-C	0,1
Absorvância	Espectrofotômetro HACH DR/2010 $\lambda = 254 \text{ nm}$	-	0,001
pH	pHmetro HACH	4500-H ⁺	0,5 (0 – 14)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Oxímetro/AT130	4500-O	0,1
Temperatura (°C)	Termômetro	-	0,1

* A referência metodológica está detalhada no *Standard Methods* (2005), com exceção apenas para a metodologia da amônia que correspondeu ao método de Nessler.

Tabela 10: Análises desenvolvidas na pesquisa laboratorial.

Variáveis	Equipamento	Referência Metodológica*	Limite de detecção do Método
Cor Aparente (uH)	Espectrofotômetro HACH DR/2010, $\lambda=455\text{nm}$	2120	0,1
Cor verdadeira (uH)	Filtração em membrana 0,45 μm , Espectrofotômetro HACH DR/2010 $\lambda=455\text{nm}$	2120	0,1
Ferro total (mg/L)	Espectrofotômetro HACH DR/2010	3500-Fe	0,001
Turbidez (uT)	Turbidímetro HACH 2100P	-	0,1
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	Gravimétrico	2540	0,01
Carbofurano ($\mu\text{g/L}$)	Cromatografia - HPLC	6610	0,05
pH	pHmetro HACH	4500-H ⁺	0,5 (0 – 14)

* A referência metodológica está detalhada no *Standard Methods* (2005).

4.4 Determinação do Carbofurano

As análises do carbofurano foram realizadas em etapas. As etapas foram divididas no preparo das amostras, técnica cromatográfica e validação.

O desenvolvimento metodológico fundamentou-se em informações metodológicas da EPA 8318 (1994), EPA 8318a (2000) e também em Santos (2007).

A validação metodológica foi realizada por Santos (2007), que utilizou o mesmo cromatógrafo deste estudo e também ocorreu em período em que esta pesquisa estava sendo realizada. Vale ressaltar que a pesquisadora acompanhou Santos (2007) no desenvolvimento da validação.

As amostras de água bruta em campo, tiveram volumes de 1L, enquanto que os volumes de cada amostra de água I, II e III, foram de 500 mL. Com relação às amostras de carbofurano do sistema em colunas filtrantes sedimentares, tanto a água bruta como a filtrada foram coletadas com volume de 100 mL, enquanto que para o ponto amostral correspondente a 5 e 10 dias de percurso, este volume foi de 60 mL. Os pontos amostrais relativos a 15 e 20 dias, tiveram volume de 40 mL.

A partir desta equação da curva de degradação de 1ª ordem, foi possível determinar a taxa de degradação, bem como o tempo de meia vida do carbofurano (em cada amostra analisada), por meio de regressão exponencial, do carbofurano, nas colunas filtrantes, conforme apresentado nas Equações 9 a 11.

$$-dC/dt=kC$$

Equação 9

Integrando, tem-se:

$$C=C_0e^{-kt}$$

Equação 10

Para se obter o tempo da meia vida do carbofurano, tem-se:

$$\ln 1/2 = -kt_{1/2}$$

Equação 11

Onde:

C – concentração do carbofurano ($\mu\text{g/L}$);

t – tempo de contato efetivo (dias);

C_0 – concentração do carbofurano no início do experimento ($\mu\text{g/L}$); e

k – taxa de remoção (dias^{-1}).

4.4.1 Preparo das amostras

O preparo das amostras consiste na coleta, preservação, extração, eluição e concentração, para posteriormente, ser injetada no CLAE/UV.

Coleta, Purificação e Preservação

Amostra coletada em frasco plástico com tampa de rosca e vedação, protegida da luz solar. Vale lembrar que o volume obtido de cada amostra, era para fornecer três amostras (triplicata) e uma reserva;

A amostra foi preservada com a adição de ácido cloroacético a 1N até a faixa de pH 3,5 – 4,0;

O transporte das amostras para o laboratório LIMA ocorreu em caixa de isopor com gelo;

As amostras foram filtradas (**Figura 28**) em membrana de acetato de celulose com diâmetro de 47 mm e porosidade de 0,22 μm .



Figura 28: Foto do sistema de filtração das amostras.

Após a purificação, as amostras estavam desprovidas de impurezas, passando para o processo de extração.

Extração Fase sólida (Método SPE)

Os cartuchos de 500 mg de octadecil-C18 foram ativados com 3 mL de solvente (acetonitrila);

Em seguida, a amostra foi percolada por esse cartucho (minicoluna), que, por sua vez, está conectado ao *manifold* ligado a bomba de vácuo (**Figura 29**), para proporcionar a passagem da amostra pela minicoluna sob pressão e à vazão constante de 1 mL/min;



Figura 29: Foto do *manifold* conectado à bomba de vácuo para extração do carbofurano.

A passagem do solvente no cartucho, fez com que os sítios do cartucho ficassem abertos para receber o carbofurano e deixar passar a água e algumas impurezas que tenham persistido à purificação por meio da filtração. A vazão de passagem foi limitada, para que não houvesse arraste de moléculas de carbofurano para o descarte.

Após passagem de todo o volume da amostra²², o cartucho foi secado à vácuo por 10 min, para assim, seguir para a eluição.

Eluição e Concentração

Passagem pela minicoluna de 5 mL de solvente (acetonitrila) com fluxo de 1 mL/min, cujo efluente é a soma de carbofurano e do solvente orgânico. Este volume foi coletado em tubo de ensaio (**Figura 30**);

A amostra encontrava-se com volume de 5 mL.

Para concentrar ainda mais a amostra, utilizou-se o sistema rotavapor (**Figura 31**), aquecido na temperatura entre 40 e 50°C, com rotação lenta. A amostra foi depositada em balão volumétrico, dentro do banho-maria, sob essas condições. Após a evaporação do solvente, misturou-se ao extrato que ficou no balão, 1 mL de solvente orgânico (acetonitrila), obtendo o volume final de 1 mL.

²² O volume da amostra não foi fixo em toda a amostragem.



Figura 30: Foto das minicolunas em processo de eluição.



Figura 31: Foto do sistema rotavapor.

Para melhor compreensão, a **Figura 32** mostra o esquema dos processos de preparação da amostra, com exceção da coleta e purificação.

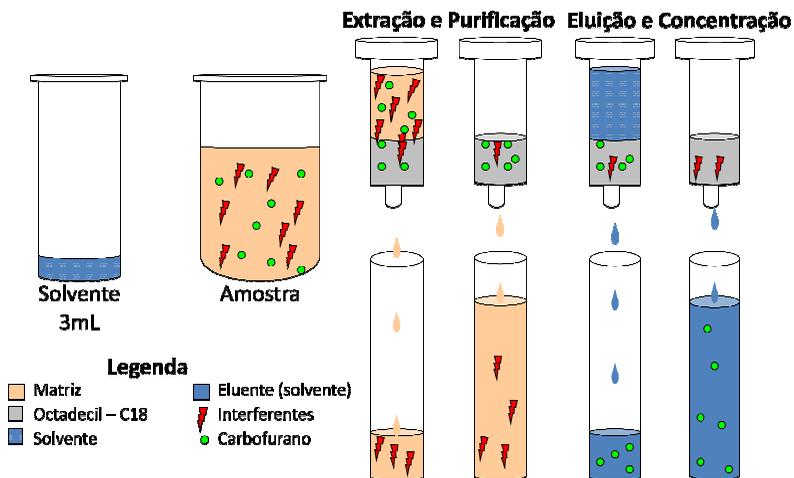


Figura 32: Esquema do processo: extração, eluição e concentração.

4.4.2 Técnica cromatográfica utilizada

A descrição técnica do CLAE, segundo Cass e Degani (2001), se baseia de acordo com o exposto a seguir, porém, a diferença consta no método de detecção, que foi por detecção UV:

Fase móvel – descolamento da amostra em todo sistema; utilizando água e acetonitrila, na proporção de 30 % de acetonitrila e 70 % de água ultrapura filtrada em membrana orgânica de 0,22 μm , até alcançar 100 % de acetonitrila;

Bomba quaternária – proporcionou o fluxo e o gradiente dos líquidos, permitindo melhor separação das substâncias analisadas; programado com pressão máxima de 400 milibar e fluxo de 1 mL/min.

“Loop” de injeção – responsável pela precisão do volume da amostra a ser analisada – 20 μL ; para este volume foi realizada programação de 23 min.

Coluna analítica ou de separação – coluna específica para o carbofurano, com alta eficiência com sílica ultra-pura e base desativada;

Detector UV – detecção da amostra no comprimento de onda de 203nm;

Integrador – responsável pela integração das áreas dos picos do carbofurano e, conseqüentemente quantificação do resíduo analisado.

Na **Figura 33** observa-se a seqüência de etapas ocorrida dentro do cromatógrafo.

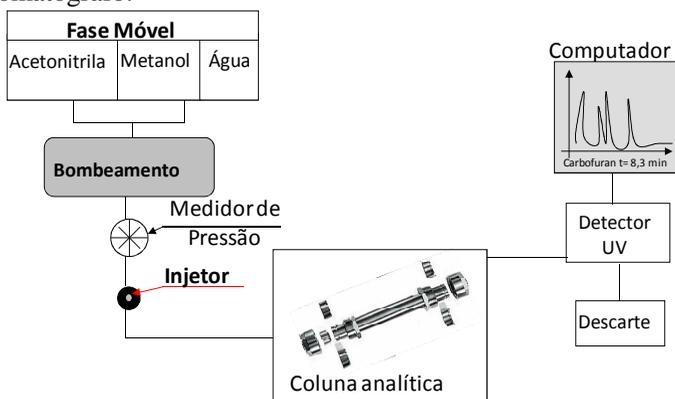


Figura 33: Esquema das etapas cromatográficas.

4.4.3 Validação do método

Para a validação do método SPE/CLAE/UV, seguiu-se a sequência definida por Cass e Degani (2001): seletividade, linearidade e faixa de trabalho, precisão, exatidão e limites de quantificação e detecção do método:

Seletividade – A seletividade ocorreu em função da comparação de amostras de água deionizada com amostras de água com carbofurano;

Linearidade – A linearidade incidiu em função da regressão de área *versus* concentração do carbofurano, por meio de injeção do padrão. Preparou-se seis níveis de concentração com acetonitrila, a partir da solução mãe (100 mg/L): 0,10; 0,25; 0,50; 1,00; 2,50 e 5,00 µg/L. Para cada concentração, injetou-se 3 vezes, para avaliar a precisão do equipamento em função da área obtida e também em função do tempo de retenção do carbofurano. A variação máxima na concentração aceitável para validação da curva foi de 15 %.

Precisão e exatidão – foram analisadas, sucessivamente, três níveis de concentração, por seis vezes para se determinar a precisão e a exatidão do método.

Limites de quantificação – Por meio de testes de quantificação determinou-se a menor concentração obtida com recuperação aceitáveis, obtendo-se LQ de 0,2 µg/L.

Limite de detecção – Obteve-se, por meio de injeções sucessivas do padrão, o menor valor detectável não necessariamente quantificável, observando-se o menor sinal no tempo de retenção, que correspondeu ao LD de 0,05 µg/L.

4.4.4 Equipamento e reagentes utilizados

O cromatógrafo utilizado encontra-se no LIMA/ENS/UFSC, da marca Hawllet PackardTM, modelo HP 1050.

Para a separação do carbofurano, foi utilizada a coluna analítica de 250 x 4,6 mm e porosidade de 5 µm contendo octadecil C18, área superficial de 300 m²/g, carga de carbono de 15,5 % e faixa de pH entre 1,8 e 11. Para a detecção das análises foi empregado o detector ultravioleta também da marca Hawllet PackardTM, modelo HP 1050.

O padrão de carbofurano utilizado foi o *carbofuran* com frasco de 10 mg ACCU P-106N, lote 022400-AG-AC com validade até 28 de

julho de 2015, marca *Accustandard* inc. Os cartuchos C18 foram da marca *Agilent Technologies* ACCU Bond II ODS – C18 188-1350. O metanol e a acetonitrila foram da marca *Merck*, para uso exclusivo para HPLC.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Critérios definidos na área de estudo

Como resultado dos levantamentos realizados na área de estudo os agrotóxicos utilizados, a predominância dos grupamentos químicos foram: organofosforados (35,6 %) e carbamatos (25,7 %). Além disso, gerou-se o Quadro 1, onde mostra, em função dos meses do ano, quais tem a maior e menor venda de agrotóxicos utilizados nas culturas predominantes da região de estudo.

Quadro 1: Meses de maior consumo de agrotóxicos, associados às culturas de cebola, milho e fumo.

Cultura Meses do ano	Cebola 1*	Cebola 2**	Milho 1***	Milho 2****	Fumo
Janeiro					
Fevereiro					
Março					
Abril					
Maió					
Junho					
Julho					
Agosto					
Setembro					
Outubro					
Novembro					
Dezembro					

* Região do baixo.

** Região do alto.

*** Milho safra ou milho do cedo.

**** Milho safrinha ou milho do tarde.

Obs: A batata inglesa não entrou nessa listagem porque em 2005, período em que foi feito o levantamento das culturas mais produtoras da região, esta não fazia parte desse destaque.

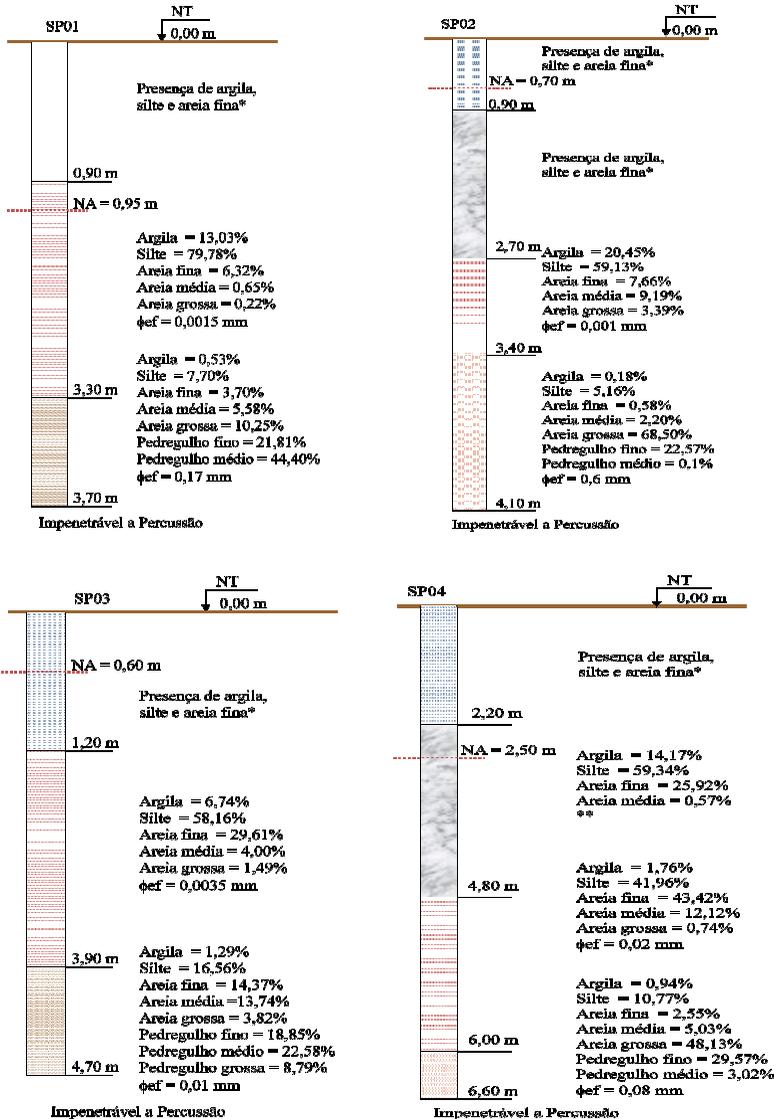
Com base nas informações adquiridas, o agrotóxico escolhido para fazer parte desta pesquisa foi o princípio ativo carbofurano, pertencente ao grupo químico dos carbamatos.

Os principais agrotóxicos utilizados na região, cujo princípio ativo é o carbofurano são: Carboran Fersol 50GR, Carboran Fersol 350SC, Diafuran 50, Furadan 50G, Furadan 100G, Furadan 350G, Furadan 350TS, Furadan 310TS, Ralzer 50TS e Ralzer 50GR. Após chegar a qual grupamento químico, bem como o princípio ativo correspondente ao agrotóxico utilizado, foi feita uma busca junto ao Compêndio de Defensivos Agrícola e ao Ministério da Agricultura, pecuária e Abastecimento (SISTEMA AGROFIT, 2006), com o intuito de verificar qual a classe toxicológica em que o referido agrotóxico se enquadrava. Os agrotóxicos citados anteriormente, enquadram-se na classe toxicológica I, que segundo OPAS (1997) e FioCruz (2006), são considerados extremamente tóxicos; com exceção apenas para o Furadan 350TS e 50GR, que enquadram-se na classe toxicológica III, que segundo os estes autores são considerados medianamente tóxico. Em geral, tanto os agrotóxicos extremamente tóxicos, quanto os medianamente tóxicos, são perigosos à saúde.

5.2 Resultado da implantação dos Sistemas piloto de tratamento de água

Os estudos investigativos das características do solo (Etapa 1) forneceram informações, que geraram em laboratório, as curvas granulométricas, além de fornecer porcentagem de granulometria em cada camada, forneceu também o diâmetro efetivo. Como resultado da caracterização do solo/subsolo obtido dos perfis geotécnico, podem ser observados no Anexo B.

A **Figura 34** mostra, por meio do perfil geotécnico de cada estratificado, o tipo de solo, espessura, diâmetro efetivo de cada camada, bem como a profundidade do nível do lençol freático.



* Caracterização do solo não realizada.

** Amostragem que ficou retido em 10% insuficiente para traçar a curva granulométrica nesse ponto.

Figura 34: Perfil estratificado dos furos realizados na sondagem.

De acordo Sens *et al.* (2006), quanto maiores os grãos do solo/subsolo, maior será a facilidade com que a água contornará os grãos e, conseqüentemente, maior será a vazão do manancial ou aquífero em direção ao poço. Além disso, quanto menos argila uma camada tiver, melhor se conduzirá água nessa camada. Segundo Bouwer (2002), camadas com predominância de argila, com condutividade hidráulica em torno de 0,2 m/d, que dificulta a passagem de água porque a argila tem a capacidade de reter a mesma.

Com base na referência desses autores, observou-se qual furo continha solo/subsolo com grãos maiores. Em análise aos perfis estratificados, percebeu-se que o furo SP03, tinha maior variação dos grãos. Logo, escolheu-se o SP03 para implantação do poço de produção, não apenas por causa da localização, mas também porque apresentava uma camada de cascalho mais desuniforme que os demais furos, fator este que facilita a passagem da água procedente do manancial até o poço de produção.

Apesar de não ter sido realizado ensaios granulométricos da primeira camada dos 4 furos sondados, isso não influenciou na escolha da camada e do furo porque, a partir do momento em que se inicia o bombeamento do poço de produção, segundo Sens *et al.* (2006), o cone de depressão se forma em apenas uma parte da margem do manancial, parte essa mais inferior da margem. Além disso, a predominância das camadas superficiais dos 4 furos foi de argila e silte, que apresentam condutividade hidráulica em torno de 0,2 e 0,3 m/d (BOUWER, 2002), condutividades essas, muito pequenas para conduzir água na produção de poço. Logo, pode-se descartar os cálculos de permeabilidade dessa camada.

Os ensaios de permeabilidade hidráulica (Etapa 2) foram realizados apenas na camada de cascalho, já que se tinha indícios que esta apresentaria comportamento de solos de boa permeabilidade, o que foi comprovado, ao se realizar os ensaios.

Na Tabela 1, citada Bouwer (2002) consta classificação de solos até areia grossa, com coeficiente de permeabilidade >10 m/d. Seguindo a lógica de classificação, a camada com predominância de cascalho (profundidade entre 3,90 e 4,70 m) do furo SP03, inicialmente furo escolhido pela localização, com $K = 266,7$ m/d, apresentou dados de permeabilidade muito maior que a permeabilidade da areia grossa (> 10 m/d), apresentado nessa Tabela. Esse K é superior à faixa de valor recomendada por Sens *et al.* (2006), que está entre 1 e 2 m/d. Vale res-

saltar que o K da camada de cascalho foi bem elevado, porque esta camada tem mais de 50 % de pedregulho (fino, médio e grosso) e mais de 30 % de areia, o que resultou nesse valor. Não foi considerada a permeabilidade da margem e do fundo do rio.

Pelo fato do coeficiente de permeabilidade da camada de cascalho ter sido elevado, esta forneceu grande vazão. Vale lembrar que apenas se conseguiu autorização para implantação do sistema nessa região, nessa área onde foram realizadas as sondagens.

Assim, com as informações geológicas, sondagens e o coeficiente de permeabilidade, verificou-se que o local do furo SP03 até então escolhido por causa da localização, era de fato um bom local para a implantação do poço para filtração em margem, quando comparado com os outros furos de sondagem.

Os testes de bombeamento (Etapa 4), representado pelo método de *Pochet* (**Figura 35**), foi plotado em função da variação do nível de água pelo tempo.

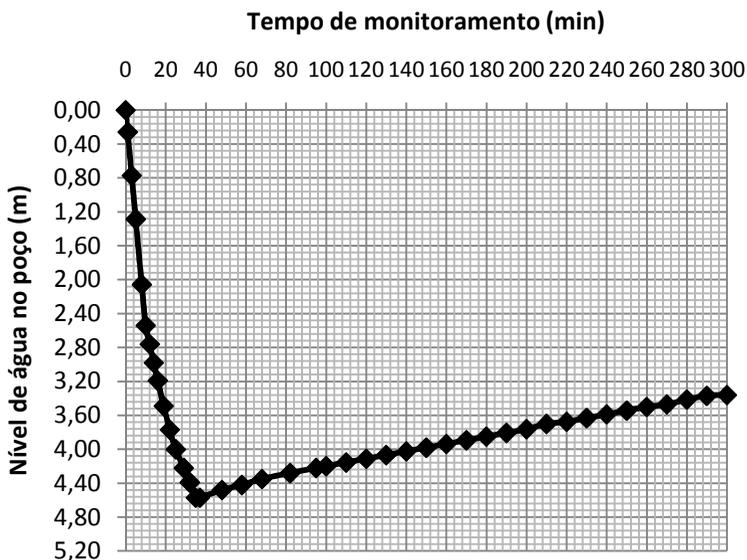


Figura 35: Curva referente ao teste de bombeamento do poço de produção.

O tempo decorrido para rebaixar o nível de água no poço de produção foi de 35 min. O tempo de recuperação foi de 4 horas e 23 min, até alcançar o nível estático. Segundo Dacach (1990), por meio desse método, representado pela Equação 6, obteve-se a vazão máxima de produção. O segmento *ab* dessa equação, correspondeu a 0,05 e o *ac* a 0,5417. A vazão da bomba foi de 1,6 L/s, o que forneceu vazão de produção máxima de 531,66 L/h. A vazão do poço de produção (12.759,84 L/d) é uma vazão suficiente para abastecer, na zona rural mais de 10 propriedades familiares formadas por 6 pessoas cada (consumo individual médio de 100 L/d), somada à produção pecuária: 50 aves (consumo máximo por animal de 1 L/d), 50 suínos em marternidade (consumo máximo por animal de 50 L), 50 bovinos de corte adulto (consumo máximo por animal de 70 L/d) e 50 suínos em fase de terminação (consumo máximo por animal de 10 L/d). Os dados de consumo humano são recomendados por Dacach (1990) e os dados de consumo animal obtidos em Santa Catarina pela EPAGRI (2005).

Caso esse poço fosse implantado em zona urbana, o consumo humano que corresponde a 200 L/d (DACACH, 1990), poderia abastecer 15 residências composta de 4 pessoas cada. Vale ressaltar que este poço de produção foi utilizado como sistema piloto e não como poço de abastecimento. O comparativo da vazão com consumo foi realizado, apenas para mostrar o quanto significativa é a vazão do poço.

Como o método de *Pochet* não faz associação de variável temporal, vale lembrar que essa produção do poço pode ser afetada em período chuvoso ou de seca.

Com a vazão de produção de 531,66 L/h (12,76 m³/d), porosidade efetiva ponderada de 0,19, distância do manancial ao poço de produção de 18,5 m, altura média da camada saturada de 2,80 m, obteve-se o tempo mínimo de percurso de 14,9 dias, que correspondeu ao tempo de residência da água no solo (Etapa 5).

Segundo Wang (2002) esse tempo de percurso foi o tempo mínimo necessário para que, nas condições de vazão, porosidade, distância do manancial, altura média saturada da área e local onde se implantou o poço de produção, fossem removidas impurezas presentes na água do rio e, principalmente, o composto orgânico analisado.

Dash *et al.* (2008) consideraram que esse tempo mínimo de remoção ou inativação de bactérias patogênicas, deveria corresponder a 60 dias. Entretanto no experimento estudado por eles com manancial em

lago, obtiveram remoção de patógenos na ordem de 4 a 5 log com tempo de percurso, variando entre 10 e 20 dias.

Também em filtração em margem de lago, Soares (2009) obteve o tempo de percurso mínimo de 70 dias e remoção de patógenos em 100 %.

Apesar da pesquisa em questão ter sido desenvolvida na mesma região que o estudo de Soares (2009), este foi em lago e aquele em rio. Os tempos de percurso desse trabalho (70 dias) e do trabalho em questão (em torno de 15 dias), apresentaram diferenças uma vez que todos os parâmetros para a determinação do tempo mínimo foram diferentes.

Se comparado o tempo mínimo do trabalho em questão, com o tempo recomendado por Dash *et al.* (2008), aquele tempo foi considerado muito menor do que o sugerido que é de 60 dias, apesar desses pesquisadores terem obtido excelente resultado de remoção de patógenos, em tempo mínimo entre 10 e 20 dias. Isso mostra que é possível obter bons resultados de remoção com tempo de duração inferior a 60 dias, desde que as variantes do sistema influenciem de forma positiva para bons resultados de remoção.

Apesar de trabalhar com um tempo mínimo de 15 dias, inferior ao recomendado, foi possível obter água com a qualidade necessária para o tratamento com FL em margem de rio. Como poderá ser observado no decorrer deste trabalho.

Com relação à limpeza dos filtros lentos (Convencional e Retrolavável), a limpeza do convencional foi realizada cada vez que o nível de água no filtro alcançava a perda de carga máxima. Quando esta situação acontecia, era aberto um registro de fundo, para facilitar a saída da água. Segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), esta limpeza deve ser realizada entre 1 e 5 cm. Na prática, seguiu-se as recomendações dos autores, raspando-se 5 cm. Entretanto, o volume de material retirado do filtro com limpeza convencional foi muito maior, porque na superfície da camada filtrante, se formou uma espessa camada gelatinosa de ferro misturado à camada microbiana (**Figura 36A**), com espessura média de 8 cm. Só depois da retirada dessa camada que se realizou a raspagem da areia (**Figura 36B**).

A areia retirada do filtro foi armazenada em sacos de ráfia, lavada com água filtrada em margem de rio e repostada ao filtro, antes dele ser colocado novamente em operação, para não comprometer a qualidade da água filtrada por estar com espessura de areia reduzida e também para sempre ter a mesma espessura que o filtro com limpeza retrolavá-

vel. A retirada da camada gelatinosa+camada microbiana e raspagem da areia, ocorreu em tempo médio de 1 hora. A lavagem era mais demorada, porque a camada raspada de areia, continha flocos de ferro gelatinoso (**Figura 36C**), o que compreendeu tempo médio de 2 horas. A reposição dessa areia, de forma nivelada, durou apenas 20 min. Ou seja, ao todo, a etapa da limpeza do filtro convencional durou, em média, 3 horas e 20 min. Na **Figura 36D** pode ser visualizada como ficou a superfície da areia após a raspagem, e na **Figura 36E** pode ser observado a areia lavada. Acredita-se que a reposição da areia à camada filtrante do FLC tenha comprometido negativamente, a eficiência do crescimento microbiano e seu crescimento. Porém, a reposição aconteceu para poder deixar o meio filtrante de ambos os filtros, com a mesma espessura.

Segundo Solsona (1993), a duração da limpeza realizada manualmente varia entre 4 e 8 horas e segundo Logsdon *et al.* (2002) a área de 100 m² precisa de pelo menos 5 horas. O FLC em estudo teve duração de limpeza média inferior a esses dados, apesar de se tratar de filtro com área superficial pequena (0,64 m²), não se dispunha de acessórios manuais que facilitassem a retirada da areia de dentro do filtro, seguida de sua limpeza e reposição.

A limpeza do filtro por retrolavagem também foi realizada com perda de carga máxima. Nessa situação, não era aberto o registro de fundo e sim, o registro de saída da água localizado logo acima do meio filtrante. Nesse filtro foi calculado o volume do reservatório de água de lavagem, porque esse volume de água tinha a função de limpar o meio filtrante. Esta limpeza teve duração de apenas 4 minutos. Segundo Emmendoerfer (2006), à medida que a água presente no filtro saia dele, por diferença de carga hidráulica e por contra fluxo (sem uso de bomba), a água de lavagem retornava ao filtro, expandindo a areia em torno de 40 %, velocidade da água de 0,35 m/min no contra fluxo, proveniente da água de lavagem e vazão de 224 L/min ou 13440 L/h.



A – Foto da camada gelatinosa+camada microbiana.



B – Foto da retirada da areia raspada.



C – Foto da areia com flocos de ferro.



D – Foto da areia após a raspagem dos 5 cm de areia.



E – Foto da areia após a lavagem.

Figura 36: Fotos da areia do meio filtrante.

5.3 Calibração das Curvas Cromatográficas

Durante todo o período de análises cromatográficas, traçou-se quatro curvas do padrão. A necessidade de se construir outra curva de

calibração aconteceu, à medida que outro usuário utilizava o cromatógrafo, ou quando se injetava uma concentração conhecida, e obtinha-se resultado com variação maior de 15 %. Na **Figura 37** são apresentadas as curvas do padrão utilizadas nessa pesquisa.

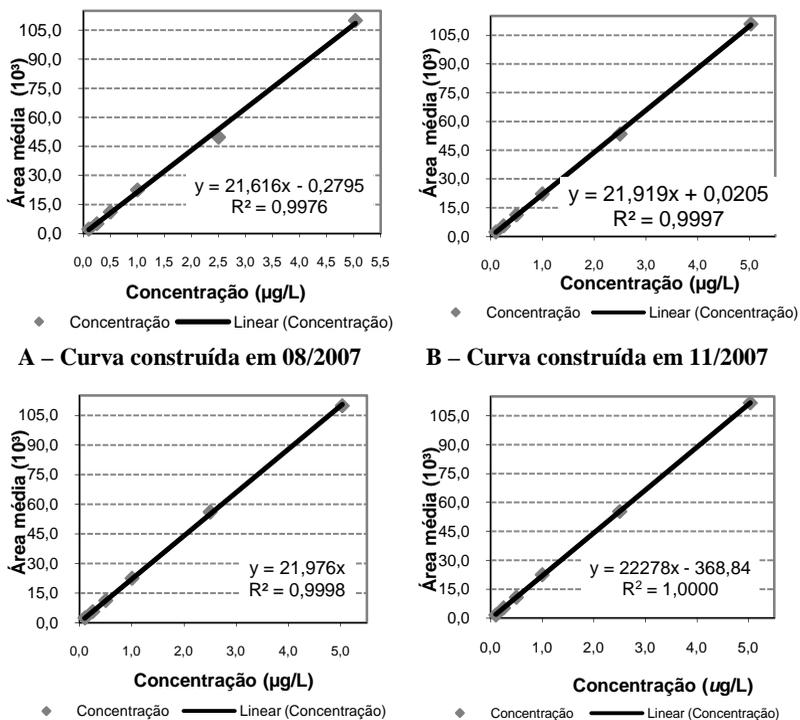


Figura 37: Curvas do padrão de carbendazim utilizadas na pesquisa.

Na **Figura 38** pode ser observado um cromatograma gerado nesta pesquisa, com identificação do tempo em que foi lido o pico do carbendazim, bem como o formato do pico. No apêndice H são apresentados alguns cromatogramas gerados neste estudo.

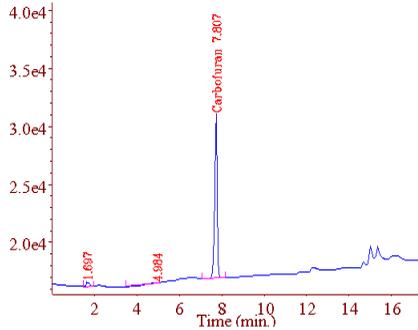


Figura 38: Cromatograma com indicação do pico do carbofurano no tempo de 7,807 minutos.

5.4 Avaliação da Qualidade da água do rio Itajaí do Sul e da água Filtrada em Margem de Rio

A qualidade da água do rio Itajaí do Sul e da filtrada em margem de rio foram avaliadas em função das análises do carbofurano e das variáveis físico-químicas. A avaliação da qualidade da água foi acompanhada de dados pluviométrico da região de Ituporanga, que podem ser observados no Anexo C.

5.4.1 Observações gerais

Em observação aos dados pluviométricos, percebe-se que de março a julho de 2008 não ocorreram períodos concentrados de chuva, o que gerou pluviosidade mensal, em geral, abaixo de 185 mm. Como as chuvas que ocorreram durante esse período foram bem espaçadas, não influenciou diretamente nos dados de água bruta e água I.

A partir de agosto de 2008, as chuvas se tornaram mais intensas e mais concentradas, ou seja, precipitou quantidade maior de chuva em intervalo de tempo menor. A partir desse mês, percebeu-se que os dados de água bruta e água I, sofrerem influência das intempéries.

Em meados do mês de outubro, Ituporanga recebeu elevada intensidade de precipitação, o que ocasionou abertura da barragem que fica à montante da cidade, aumentando assim a vazão do rio. Como se não bastasse esse aumento pluviométrico na cidade, a região do alto Vale do Itajaí sofreu ainda mais que a cidade de Ituporanga. Por causa da pluviosidade e por questões de localização, os locais de acesso à

Ituporanga tiveram deslizamento de terra e queda de barreiras, o que impediu que se fizesse coletas nas áreas de estudo durante o mês de novembro de 2008.

Por segurança, quando foi construído o poço de produção, deixou-se anéis de concreto em torno de 1,00 m acima no nível do terreno, com o intuito de, caso acontecesse enchente na região, não fosse inviabilizada a utilização do poço. Graças à segurança tomada no início, o sistema FMR não foi desativado nesse momento.

As visitas ao sistema foram retomadas no começo de dezembro, quando os acessos estavam mais estáveis e havia segurança de trabalho no local dos sistemas. As chuvas intensas continuaram até fevereiro de 2009, porém melhor distribuídas. Assim, seguiu-se com as coletas até o mês de agosto de 2009.

Em setembro, como de costume nos meses anteriores, foram programadas duas vistorias aos sistemas, o que correspondia ao período quinzenal previsto na metodologia. As chuvas voltaram a causar estragos nos acessos, dessa vez, em menor gravidade que no fim de 2008, porém o poço de produção apresentou concentração de ferro, que estava na forma insolúvel no solo.

A bomba submersa teve suas entradas obstruídas com ferro (**Figura 39**), com obstrução das seções das tubulações de sucção (**Figura 40**), o que ocasionou a parada da mesma e a interdição do poço. Esgotou-se por completo o poço com o intuito de limpá-lo. Em ambas as visitas à Ituporanga nesse mês de setembro, realizou-se a limpeza, seguido de reativação do sistema. No mês de outubro, repetiu-se o problema com precipitação de ferro ocasionando a inutilização de mais uma bomba submersa por sobre-corrente (queima da bomba).

As chuvas intensas e concentradas retornaram de forma semelhante ao período de outubro de 2008, obrigando a parada total do sistema.



Figura 39: Foto da bomba submersa obstruída com ferro.



Figura 40: Foto do tubo de sucção com seção transversal obstruída.

Após o registro da situação de coleta de dados, são apresentados dados comparativos entre água bruta e água filtrada em margem para as variáveis analisadas nesta pesquisa.

5.4.2 Estudo do Carbofurano e influência das variáveis: temperatura, pH e matéria orgânica.

O estudo do carbofurano nesta avaliação, envolveu o transporte pelo ar, água e solo. Pelo ar porque, após a aspersão do composto na cultura, o carbofurano poderia alcançar o corpo receptor, localizado bem próximo das culturas. Entretanto, como a pressão de vapor a 25°C é de 6×10^{-7} mmHg e a constante da Lei de Henry é de $3,9 \times 10^{-9}$ atm.m³.mol⁻¹, o transporte do carbofurano por volatilização não é verificado tendo em vista sua baixa pressão de vapor e baixa constante da Lei de Henry (DEUEL *et al.*, 1979).

O transporte pela água pode ocorrer, por meio do transporte superficial e conseqüentemente alcance o rio e/ou como consequência do transporte pelo ar. A solubilidade em água afeta o equilíbrio da partição pelo controle das concentrações no meio difuso ar/água, como também afeta as velocidades de processos de transferências como a evaporação do carbofurano que está presente no solo ou na água para o ar, ou a adsorção do produto que está presente na água. Assim, a solubilidade indica a facilidade do composto em lixiviar (FERRACINI *et al.*, 2007). Com solubilidade em água a 25°C de 351 mg/L, o carbofurano apresenta elevada solubilidade, o que indica tendências a ser distribuído facilmente na água.

Além destes transporte, poderia por meio da água ou do ar, ser transportado pelo solo. Segundo o autor, o carbofurano apresenta médio potencial de transporte associado ao sedimento (FERRACINI *et al.*, 2007).

Os resultados do carbofurano além de terem sido influenciados pela pluviosidade, também tiveram interferência dos períodos de aplicação de agrotóxico na região (maio e novembro), apresentados no Quadro 1.

Antes mesmo da implantação do poço de produção, iniciou-se o monitoramento da água bruta – maio de 2007. Deste mês até janeiro de 2008, a concentração de carbofurano teve média de 0,4 µg/L e desvio padrão de 0,2 µg/L (Tabela 11). Se comparado as concentrações de carbofurano entre maio 2007 e janeiro 2008, com os períodos de aplicação do mesmo nas lavouras, observa-se que nos meses de maior concentração do carbofurano, foram os meses que corresponderam à aplicação do mesmo, principalmente na cebola. Vale lembrar que é nesta cultura onde se aplicam as maiores dosagens do composto, entre os meses de

maio a novembro, deveria se encontrar maior concentração na água bruta.

Tabela 11: Meses de monitoramento do carbofurano, antes da implantação do sistema.

Meses monitorados antes do início da implantação do sistema de Filtração em margem de rio.	Carbofurano na água bruta ($\mu\text{g/L}$)
Maio 2007	0,6
Junho 2007	0,6
Julho 2007	0,5
Agosto 2007	0,5
Setembro 2007	0,5
Outubro 2007	0,5
Novembro 2007	0,3
Dezembro 2007	0,3
Janeiro 2008	0,2
Média das concentrações	0,4
Desvio Padrão	0,2

Com este monitoramento, percebeu-se que realmente as dosagens de carbofurano chegam ao rio ou por meio de escoamento superficial ou por infiltração no solo, haja vista que a solubilidade em água e a constante de adsorção à matéria orgânica do composto fornece evidência desses meios de transporte.

O poço de produção foi construído em novembro e dezembro de 2007. A partir de dezembro, este passou por período de acomodação do solo/subsolo do entorno do poço. Assim, apenas a partir de fevereiro de 2008 foram iniciadas as coletas de água I para amostras de carbofurano (sistema FMR).

A **Figura 41** mostra os valores de concentração do carbofurano no período de tempo monitorado.

De fevereiro a junho de 2008, acredita-se que a remoção do carbofurano foi registrada, por adsorção do composto ao solo, inicialmente com 99 % seguido de queda da adsorção no solo (20 % em junho de 2008). Em seguida, deve ter havido reinício do processo microbiano, registrado com o aumento na remoção do composto na água I. Assim, em grande parte dos meses analisados, o sistema obteve remoção do carbofurano, com registro de remoção média superior a 59 %.

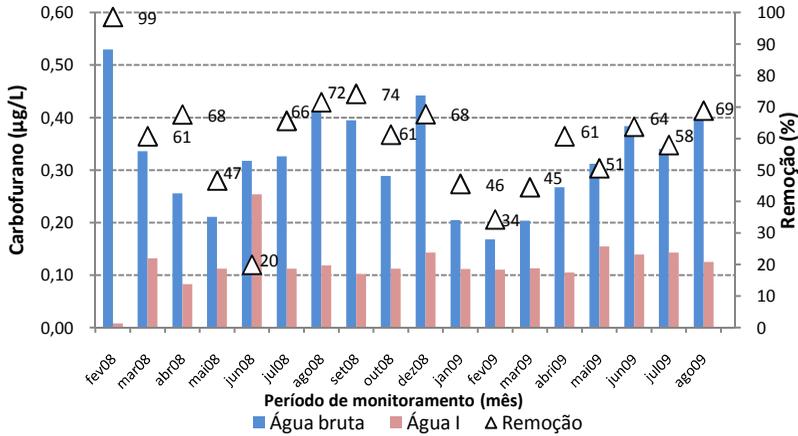


Figura 41: Monitoramento do carbofurano, após a implantação do sistema de FMR.

A água bruta teve média de carbofurano, durante o monitoramento, de 0,3 µg/L e a água I de 0,1 µg/L, como pode ser observado na Tabela 12. O valor médio da água I, não enquadrado a água FM dentro do limite da Portaria da Comunidade Européia.

Tabela 12: Dados estatísticos do carbofurano: água bruta e água I.

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	0,3	0,1
Desvio padrão	0,1	0,1
Variância	0,0	0,0
Índice assimétrico da distribuição	0,3	0,6
N (amostragem)	18	18
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,28– 0,4	0,1 – 0,1
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,36 – 0,4	0,1 – 0,1
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,1 – 0,1	0,0 – 0,1

5.4.2.1 Influência da Temperatura e do pH

Segundo Araújo *et al.* (2004) a remoção do carbofurano, com predomínio da degradação microbiana, quando ocorre no solo depende diretamente de temperatura, umidade, quantidade de matéria orgânica, pH e aeração. Dentre estes fatores influentes, foram medidos, juntamente com os dados de carbofurano analisados, a temperatura (**Figura 42**) e o pH (**Figura 43**).

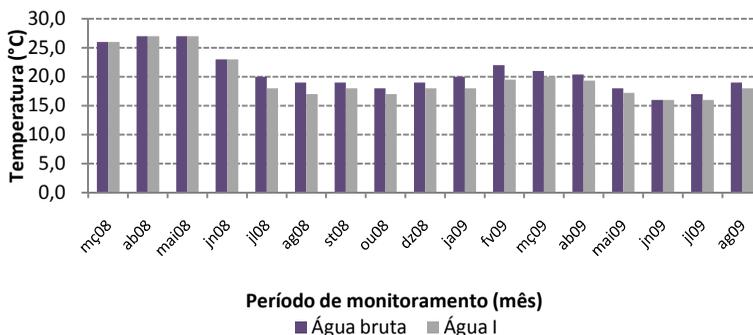


Figura 42: Comportamento da temperatura da água bruta (água I) e da filtrada em margem de rio (água II).

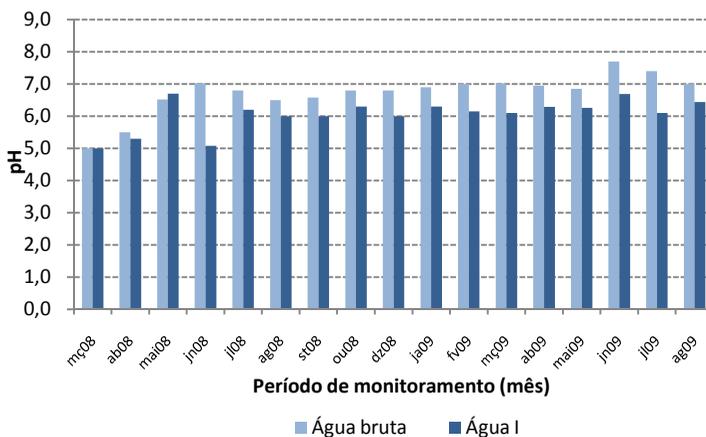


Figura 43: pH das amostras do sistema de FMR.

Em meses de verão, considerados meses quentes, a temperatura da água pode influenciar na quebra ou rearranjo das moléculas de carbofurano, transformando-o em metabólitos. Nos meses de inverno, essa influência é menos significativa. Sendo assim, os meses em que se quantificou menor concentração de carbofurano foram os meses de março, abril e maio de 2008 e de janeiro a maio de 2009 – considerados meses quentes. Entretanto, os demais meses, considerados não tão quentes, obtiveram concentração do composto menos significativa. Vale ressaltar que o mês de fevereiro de 2008, mês em que não há aplicação do carbofurano, atuou como exceção em relação à temperatura e também em relação à aplicação de dosagem nas culturas. Possivelmente, deve ter havido aplicação indevida, registrada fora do período das culturas predominantes.

A temperatura da água bruta foi diretamente influenciada por fatores sazonais. Em meses quentes, a temperatura da água tendeu a ficar mais elevada que nos meses frios. Esse comportamento pode ser observado na **Figura 42**. De posse dos dados coletados, observa-se também que em 2009 as estações do ano tiveram temperaturas inferiores aos valores observados em 2008 e que as diferenças são maiores no período de verão do que no período de inverno.

Com relação à temperatura da água filtrada em margem (água I), Wang (2002) afirma a variação dessa água com relação à bruta, além de sofrer fatores sazonais, também é influenciado pelo bombeamento, distância do rio ao poço e fatores hidrológicos. Geralmente a temperatura da água filtrada em margem é ligeiramente inferior à água bruta, conforme foi comprovado na presente pesquisa.

Este estudo foi composto de 17 pontos amostrais. Em geral, a média da temperatura da água bruta foi ligeiramente maior (20,7 °C) que a da água I (19,7 °C). Estes dados corroboram o exposto por Wang (2002) e estão em consonância com os dados de temperatura de Soares (2009), que também tiveram o mesmo desempenho em sistema de filtração de lago em Ituporanga/SC.

Com relação ao pH, este influencia na meia vida do carbofurano, de forma a ficar mais persistente no ambiente com duração em torno de anos, se o pH estiver ácido; ou se o pH estiver básico, a persistência fica reduzida a horas. A exemplo, segundo Santos (2007), em amostras de água na cultura de arroz, o tempo de meia vida do carbofurano no pH 7,0 foi de 10 dias e para o pH de 10,0 apenas 1,3 horas.

Com influência do pH e temperatura, de acordo com Tomlin (2001), a persistência do carbofurano está diretamente relacionada ao pH da água contaminada. A meia vida em água a 22°C em pH 4,0 pode atingir 1 ano, enquanto que em pH básico, em torno de 9,0, pode abranger apenas 31 horas.

Assim, como observado na **Figura 43**, o pH da água bruta e da água I mantiveram-se na faixa do pH abaixo do neutro (≈ 6), não influenciando na persistência do composto no ambiente.

O limite estabelecido pelo CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para o pH, varia entre 6 e 9. As amostras de água bruta, nos meses de março e abril de 2008, ficaram abaixo desse limite. As demais amostras enquadraram-se dentro dessa variação (**Figura 43**).

A portaria n° 518 (BRASIL, 2004) limita a faixa do pH para água de consumo humano entre 6,0 e 9,5. Nos meses março, abril e junho de 2008, o pH das amostras de água I ficaram abaixo desse limite (**Figura 43**).

Apesar de ter havido amostras de água bruta e água I fora da faixa recomendada, a média de ambas enquadraram-se dentro da faixa, como pode ser observado na Tabela 13. Os dados de pH da água bruta e da água I apresentaram pequena dispersão, o que mostra que seus valores estavam próximos da média.

Tabela 13: Dados estatísticos de pH.

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	6,7	6,1
Desvio padrão	0,6	0,5
Variância	0,4	0,2
Índice assimétrico da distribuição	1,6	1,1
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	6,4– 7,1	5,8– 6,3
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	6,6– 7,0	6,0– 6,3
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,5– 1,0	0,4– 0,7

5.4.2.2 Influência da matéria orgânica

A matéria orgânica corresponde a todos os elementos vivos e não vivos do solo que contêm compostos de carbono. Para que se forme a matéria orgânica, o carbono associa-se ao oxigênio, hidrogênio, nitrogênio etc. Como o carbofurano tem o elemento carbono na sua fórmula ($C_{12}H_{15}NO_3$), associado a água (H_2O), propicia a formação da matéria orgânica. No solo, a constante de adsorção à matéria orgânica (K_{oc}) do carbofurano corresponde a 30. Esta constante indica a tendência que o carbofurano tem de sofrer partição entre a fase sólida e a solução do solo no sistema solo-água, ou seja, mede a quantidade de carbono orgânico adsorvido ao solo (FERRACINI *et al.*, 2007).

A matéria orgânica das amostras em estudo, foi quantificada de forma indireta, por meio da absorvância a 254 nm e ao carbono orgânico total (COT).

Em se tratando de dados de água, a absorvância a 254 nm e o COT não representam apenas contaminação da água com carga de esgoto proveniente das residências que margeiam o rio Itajaí do Sul, mas principalmente indicadores de matéria orgânica natural (MON).

A absorvância, segundo Kühn e Müeller (2000), Wang (2002), Hiscock e Grischek (2002) e Sens *et al.* (2006), é quantificada pela presença de ácidos húmicos na água filtrada em margem. Na **Figura 44** podem ser observados os dados de absorvância da água bruta e água I. Durante o período monitorado, a absorvância foi reduzida pela filtração em margem em 70 % do período analisado. Um desses períodos foi no início do funcionamento do sistema. Apesar de se ter esperado o período de adaptação do solo/subsolo após a escavação do poço de produção, o mês de abril de 2008, apresentou absorvância da água I maior que a da água bruta. Acredita-se que isso aconteceu, porque o solo/subsolo ainda estava em processo de acomodação. Além desse mês, de março a maio de 2009, a absorvância a 254 nm da água I apresentou maior concentração em relação à água bruta em virtude de poluição pontual no local área ao redor do sistema piloto.

Devido a problemas no equipamento de leitura de COT e à falta de disponibilidade do mesmo, analisou-se este parâmetro apenas a partir de dezembro de 2008.

O COT presente na água bruta, se decompôs durante o percurso, por meio da oxidação das substâncias orgânicas. Assim, a água I resultante da FM, houve remoção do COT.

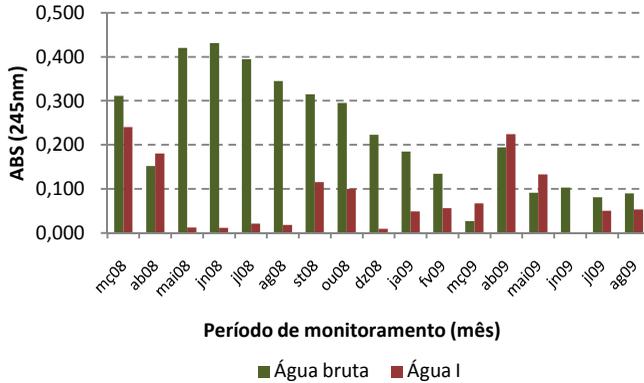


Figura 44: Dados de ABS da água bruta e água I do sistema de estudo.

Com exceção a este comportamento, o mês de dezembro de 2008 não apresentou remoção de COT. Acredita-se que este comportamento tenha acontecido por influência do excesso de chuva ocorrido nos meses antecessores a este.

Apesar de não ter obtido amostragem anual, a princípio observa-se na **Figura 45** que, nos meses de verão e outono houve maior remoção do que nos meses de inverno.

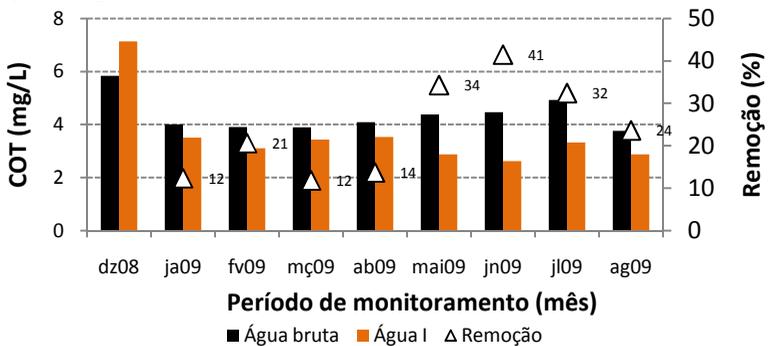


Figura 45: Dados de COT e remoção da água I em relação à bruta.

5.4.3 Outras variáveis: estudo físico-químico e bacteriano

5.4.3.1 Oxigênio dissolvido (OD mg/L)

Na **Figura 46** observa-se a concentração do oxigênio da água do rio Itajaí do Sul (água I) e do poço de produção da filtração em margem de rio (água I). Comparando-se estes dados, com os dados pluviométricos, nota-se que nos períodos chuvosos, registrados entre outubro de 2008 e março de 2009, a concentração de oxigênio dissolvido da água bruta foi mais elevada do que nos demais períodos com menos chuvas. As gotículas de chuvas proporcionam aeração da superfície do manancial, o que justifica que o oxigênio na água bruta ter maior concentração do que na água I.

De acordo com o CONAMA 357 (BRASIL, 2005), o oxigênio dissolvido presente na água doce, classe 2, que é o caso da água bruta, não deve ser inferior à 5 mg/L. Como observado na Figura 46, todas as amostras tiveram valores de oxigênio dissolvido acima desse limite.

Segundo Piveli e Kato (2005) durante os meses quentes, representativos de verão, o oxigênio dissolvido tende a ser ligeiramente menor, comparados aos meses frios, característicos de inverno. Esse comportamento também aconteceu no sistema de filtração em margem, como pode ser observado na **Figura 46**.

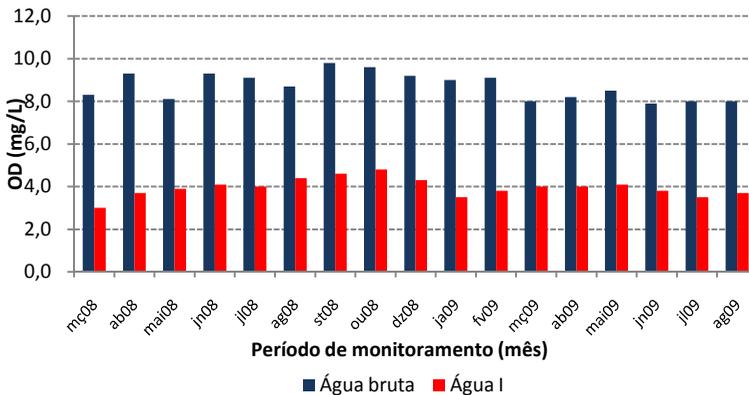


Figura 46: Dados de oxigênio dissolvido da água do manancial e do poço de produção.

Segundo Stuyzand *et al.* (2006), as concentrações de oxigênio dissolvidos tendem a diminuir da direção do manancial para o poço de produção, principalmente se o tempo de residência da água, nesse percurso for elevado. Além disso, Kuehn e Mueller (2000), em seus estudos, associaram as baixas concentrações de oxigênio dissolvidos à presença de ferro e manganês solúveis em água filtrada em margem, desde que o solo/subsolo por onde a água percorreu, contenha íons desses elementos.

Apesar do tempo de residência não ser considerado elevado nesse estudo, a concentração de oxigênio dissolvido diminuiu. Acredita-se que, dentre os fatores interferentes, a grande concentração de ferro na forma insolúvel do solo/subsolo se dissolveu com a passagem da água, consumindo as moléculas de oxigênio. Assim, o OD da água I teve concentração bem inferior à da água bruta.

Soares (2009), em estudo realizado com a FML em Ituporanga, também identificou esse comportamento do OD. Na água bruta obteve OD médio de 9 mg/L, enquanto que a água filtrada em margem diminuiu para 3 mg/L. Essas informações vieram confirmar que a FM realmente provoca uma diminuição no OD.

Este estudo obteve OD médio da água bruta foi de 9 mg/L e da água I de 4 mg/L.

5.4.3.2 Dureza (mg CaCO₃/L)

A principal fonte de dureza nas águas ocorre durante a passagem da água pelo solo, desde que o mesmo seja formado por rochas calcáreas. Na região de Ituporanga não há predomínio dessa rocha, logo, a água filtrada em margem tende a apresentar baixos valores de dureza. Isto pode ser confirmado na **Figura 47**, na qual esta variável encontra-se muito abaixo do limite estabelecido pela Portaria n^o 518 (BRASIL, 2004) que é 500 mg/L.

Entretanto, observando os dados da água I, percebe-se que a partir do mês de fevereiro de 2009, estes tiveram valores que tenderam a se aproximar da dureza da água bruta, superando estes a partir de maio.

Sabe-se também, que a dureza é causada pela presença de cálcio, magnésio (principalmente), além de outros cátions como ferro, manganês, estrôncio, zinco, alumínio, hidrogênio etc., associados a ânions carbonatos, nitrato, silicato e cloreto (PIVELI e KATO, 2005). Como há íons cátions de ferro em quantidades significantes no solo,

estes podem ter influenciado o aumento da concentração da dureza a partir de maio.

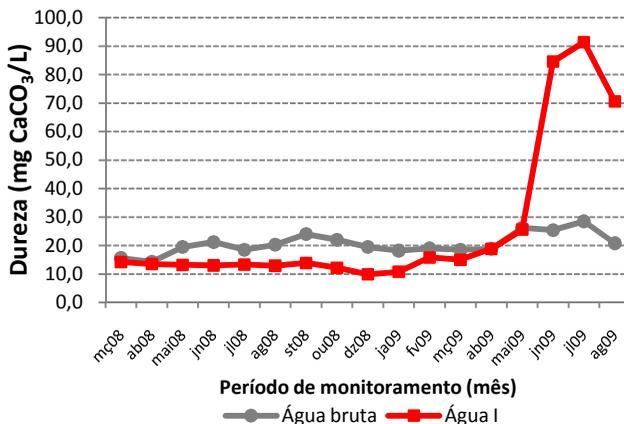


Figura 47: Variação da dureza no sistema.

Por causa dos dados de dureza da água I dos meses junho, julho e agosto de 2009 terem maior concentração de dureza em relação aos outros meses de estudo, os valores da Tabela 14, apresentam desvio padrão e variância significantes, dificultando uma determinação precisa para valores como média, mediana e intervalos de confiança. Nesses meses, a dureza pode ter tido essa elevação de concentração por haver mais íons ferro no solo/subsolo, devido talvez a água ter percorrido novos caminhos.

Os parâmetros estatísticos de água bruta mantiveram-se dentro de intervalos aceitáveis para análise. Sendo que a média se encontra entre 18,7 – 22,5 mgCaCO₃/L (Tabela 14). Um ponto importante a ser observado é que, apesar de pouco significativo, houve um aumento nos valores de dureza da água bruta, e mais intenso no mesmo período em que ocorreu o grande aumento de dureza da água I.

Contudo, vale lembrar que, mesmo havendo essa elevação nos valores de dureza, os valores da água I enquadram-se no limite estabelecido pela Portaria nº 518. Ambas as águas são consideradas água branda ou mole (dureza variando entre 0 a 75 mg/L), com exceção apenas para a dureza dessas águas dos meses junho e julho de 2009, que se enquadra como água moderadamente dura (dureza variando entre 75 e 150 mg/L).

Tabela 14: Dados estatísticos da dureza (mgCaCO₃/L).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	20,6	26,4
Desvio padrão	43,7	27,1
Variância	14	735,2
Índice assimétrico da distribuição	0,6	2
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	18,7 – 22,5	12,5 – 40,3
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	18,5 – 22,0	13,0 – 18,7
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	2,8 – 5,6	20,2 – 41,3

5.4.3.3 Sólidos totais dissolvidos (STD)

Como a água bruta de estudo enquadrou-se com água doce, classe II, o CONAMA 357 (BRASIL, 2005) limita como valor máximo para essa água em 500 mg/L. Ao observar a **Figura 48**, os dados de STD da água bruta estão bem abaixo desse limite.

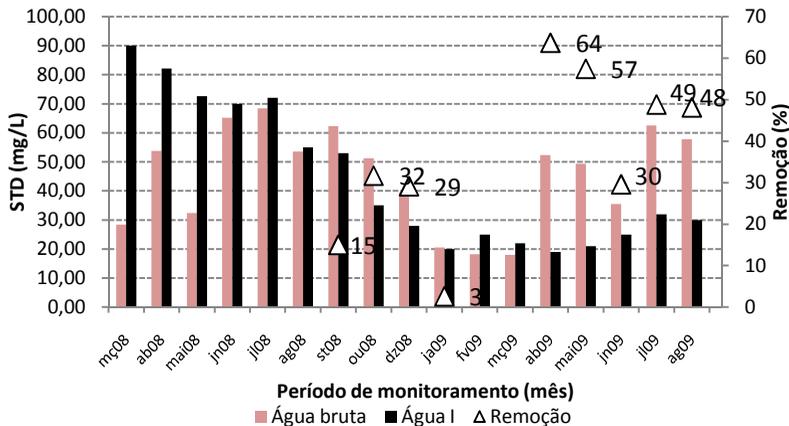


Figura 48: Sólidos totais dissolvidos do sistema de filtração em margem.

Com relação à água abastecimento para consumo humano, a portaria n° 518 estabelece como padrão de potabilidade 1000 mg/L. Todos os valores de STD da água I, ficaram também bem abaixo do

limites fixado pela portaria (**Figura 48**). O que se observa através desta Figura é que houve, ao longo do tempo, aumento da remoção durante o último ano de operação do sistema, mais intensamente nos últimos cinco meses. Naqueles meses em que houve remoção, está não foi tão significativa, diferentemente do estudo de Soares (2009) que conseguiu 99 % de remoção em três meses de monitoramento.

Apesar de em 8 dos 17 meses de estudo, a água I ter apresentado mais STD que a água bruta, estatisticamente (Tabela 15), a média da água I (44,2 mg/L) foi inferior à da água bruta (45,2 mg/L). A variância de ambas as águas de estudo, apresentaram valores elevados, o que indica que, em geral, os valores da unidade amostral estão bem variantes.

Tabela 15: Dados estatísticos de STD (mg/L).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	45,2	44,2
Desvio padrão	16,9	24,6
Variância	286,7	603,7
Índice assimétrico da distribuição	0,4	0,7
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	36,5 – 53,9	31,6 – 56,9
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	32,5 – 57,7	25,0 – 69,6
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	12,6 – 25,8	18,3 – 37,4

5.4.3.4 Coliformes Totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*)

Apesar do percurso percorrido pela água bruta até o poço de produção (água I) ter sido de apenas 18,5 m e tempo de percurso de 14,9 dias, a remoção variou entre 97 e 100 % (**Figura 49**), o que correspondeu em média a 2 log.

Apesar desses resultados de remoção, se a FM fosse usada como único tratamento, não se enquadraria abaixo do limite exigido pela Portaria n° 518, que exige ausência do mesmo em 100 mL.

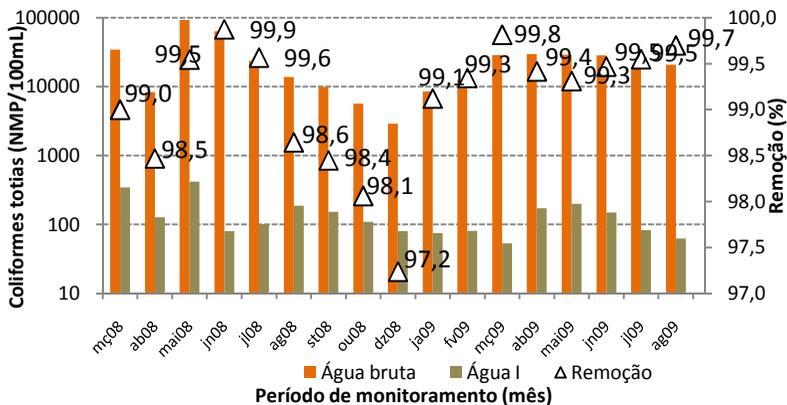


Figura 49: Dados de Coliformes Totais e Remoção da água I em relação à bruta.

Estatisticamente, tanto os dados de coliformes totais de água bruta, como os da água I, apresentaram variância muito grande, o que significa que os dados coletados estão distantes das médias. Além disso, o desvio padrão também mostrou o quanto os valores das águas de estudo estão dispersos.

Na Tabela 16 podem ser observados os dados estatísticos dos coliformes totais.

Tabela 16: Dados estatísticos dos coliformes totais (NMP/100 mL).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	$2,5 \times 10^4$	$1,4 \times 10^2$
Desvio padrão	$2,2 \times 10^4$	$1,0 \times 10^2$
Variância	$5,0 \times 10^8$	$1,0 \times 10^5$
Índice assimétrico da distribuição	2	2
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	$1,3 - 3,6 (10^4)$	$0,9 - 2,0 (10^2)$
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	$1,0 - 2,9 (10^4)$	$0,8 - 1,7 (10^4)$
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	$1,6 - 3,4 (10^4)$	$0,7 - 1,5(10^2)$

Com relação à remoção dos *E. coli*, o sistema foi ainda mais eficiente, com remoção variando entre 99 e 100 % (Figura 50). Vale ressaltar que em mais de 99 % da *E. coli* foram removidas na sua totalidade.

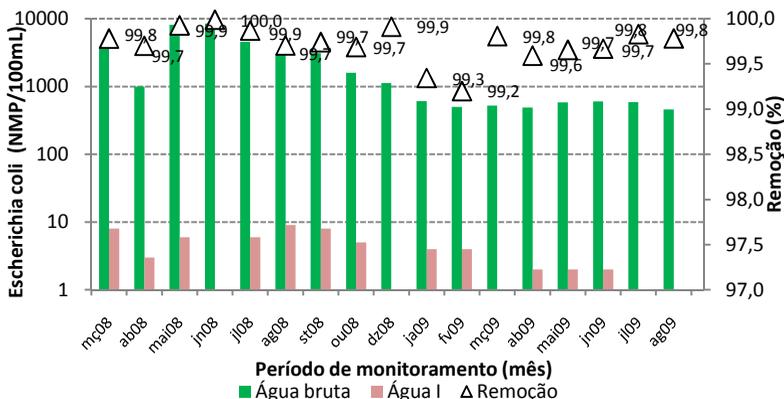


Figura 50: Dados de *E. coli* e remoção da água I em relação à bruta.

A Tabela 17 mostra os dados estatísticos dos resultados de análise de *E. coli* da água bruta e água I, dentre estes dados, a média. Com estes valores, observa-se que houve remoção em torno de 3 log, da água I em relação à bruta. Entretanto, se observado os valores de desvio padrão e variância, nota-se que os valores obtidos estavam muito dispersos, muito afastados do valor da média de cada água. Esta dispersão influenciou, conseqüentemente, nos intervalos de confiança para obter o valor verdadeiro.

Apesar desses resultados, se a FM fosse usada como único tratamento, não se enquadraria no limite da *E. Coli* na Portaria nº 518, que exige ausência do mesmo em 100 mL, porém deve ser considerado que todo tratamento de água de abastecimento público requer a etapa de desinfecção.

Dash *et al.* (2008) obtiveram remoção na ordem de 4 a 5 log em coliformes totais e para os termotolerantes, em estudo na Índia, para tempo de residência variando entre 10 e 20 dias. Como se observa, apesar deste tempo de residência ter como tempo médio valor bem próximo ao encontrado no presente trabalho, a remoção deste foi de apenas 3 log, se comparado com a daquele trabalho. Vale lembrar que a remoção também depende das características do solo.

Tabela 17: Dados estatísticos dos *E. coli* (NMP/100 mL).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	$6,6 \times 10^3$	4×10^0
Desvio padrão	$1,9 \times 10^4$	3×10^0
Variância	$3,8 \times 10^7$	10×10^0
Índice assimétrico da distribuição	4	0
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,3– 1,7 (10^4)	1,9 – 5,2
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,5 – 3,1 (10^4)	0,1 – 6,3
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	1,4 – 3,0 (10^4)	2,4 – 4,8

Soares (2009) obteve remoção entre 98 e 100 % dos coliformes totais e 100 % para *E. coli*, apesar de ter tempo de residência de 70 dias, tempo este 4 vezes maior do que o tempo do presente trabalho, com 10 m de percurso. Isso mostra que os fatores que interferem na remoção, não influenciam individualmente, e sim em conjunto, pois se atuasse de forma individual, com o tempo de residência de 70 dias, Soares (2009) teria obtido 100 % de remoção tanto para os coliformes totais quanto para os fecais.

A remoção poderia ter sido muito maior, se além do percurso e tempo de residência maior, os grãos do solo/subsolo fossem mais uniformes, pois isso proporcionaria velocidade mais lenta da água nos interstícios dos grãos (KÜEHN e MÜELLER, 2000; SCHIJVEN *et al.* 2003). Entretanto, a variação entre as areias (fina, média e grossa) e entre os pedregulhos (fino, médio e grosso) do presente trabalho, apesar de ter sido grande, os grãos pequenos não ocuparam os vazios entre os interstícios dos grandes, o que não proporcionou baixa velocidade da água nos interstícios dos grãos e, conseqüentemente remoção de apenas 2 e 3 log, para os coliformes totais e fecais, respectivamente.

5.4.3.5 Compostos nitrogenados

Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelo solo fertilizado e parte infiltrando no solo/subsolo, contribui para a presença de diversas formas nitrogenadas no manancial próximo, como é o caso do rio Itajaí do Sul no trecho estudado.

A amônia (NH_3) presente nas águas, por processos oxidativos é convertida em nitrito (NO_2), por bactérias nitrificantes e, posteriormen-

te, convertido a nitrato (NO_3), pelas bactérias do grupo nitrobacter. Todo o processo oxidativo ocorre em meio aeróbio – presença de oxigênio.

A amônia em águas naturais, como é o caso da água bruta, ocorre devido ao processo de degeneração biológica de matéria orgânica animal e vegetal. Além disso, é um dos componentes mais importantes nos fertilizantes, bastante usado em áreas agricultáveis, como é o caso da região em estudo.

Na **Figura 51** podem ser observados os dados de amônia desse estudo. A água I apresentou dados superiores, em todo o período estudo, aos da água bruta. Acredita-se que, pelo fato da região de estudo já ter sido sofrido aterramento natural por estar às margens do rio, matéria orgânica animal e vegetal tenha ficado entre as camadas do subsolo, e após a água bruta infiltrar-se, encontrou com esse material e adicionou amônia à água I.

De acordo com o CONAMA 357 (BRASIL, 2005), águas doces, classe 2, que corresponde ao enquadramento da água bruta, é considerado ambiente lótico. Nestas condições, a concentração da amônia deve ser inferior à 2,18 mg/L.

As amostras de amônia da água bruta apresentaram concentrações superiores à 0,1 mg/L, mais precisamente com média de 0,6 mg/L (Tabela 18), o que indica que a água bruta teve baixa contaminação por esgoto doméstico, que é lançado no rio de estudo. Os dados de dispersão da água bruta apresentados nessa Tabela indicaram que as dispersões foram pequenas (desvio padrão e variância), o que indica que os dados de amônia estão bem próximos à média.

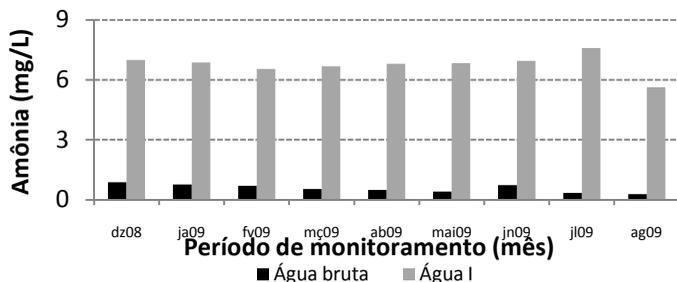


Figura 51: Dados de amônia das amostras de estudo.

Os dados de amônia da água I também apresentaram pequenas dispersões, como podem ser observadas também na Tabela 18. Como consequência, os intervalos de 95 % de confiança também foram mais restritos.

Tabela 18: Dados estatísticos da amônia (mg/L).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	0,6	6,8
Desvio padrão	0,2	0,5
Variância	0,0	0,3
Índice assimétrico da distribuição	0,0	1,2
N (amostragem)	9	9
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,4 – 0,7	6,4 – 7,2
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,4 – 0,8	6,6 – 7,0
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,1 – 0,4	0,4 – 1,0

Com relação às formas oxidadas da amônia, a resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estabeleceu limite de nitrito e nitrato, na água bruta (água doce, classe 2), em 1 e 10 mg/L respectivamente.

Observa-se na **Figura 52** que ambas as formas oxidadas encontram-se abaixo do limite máximo. Observa-se ainda, que a partir de outubro de 2008, a concentração do nitrito da água bruta, tendeu a decair, alcançando zero de concentração em abril de 2009 e em seguida voltou a subir, não foi tanto expressivo como no começo do funcionamento do sistema. O nitrato da água bruta, que não apresentou concentração significativa desde o início do funcionamento do sistema até janeiro de 2009, houve aumento significativo. A presença de nitrito e nitrato também são consequências da decomposição da matéria orgânica e da presença de poluição, nesse caso, doméstica.

A água I, pelo fato de ser produto de tratamento, foi comparada com os limites da Portaria nº 518. Tem também os mesmos limites de concentração estabelecidos pelo CONAMA 357 e igualmente se enquadram abaixo dos limites fixados, como pode ser observado na **Figura 52**.

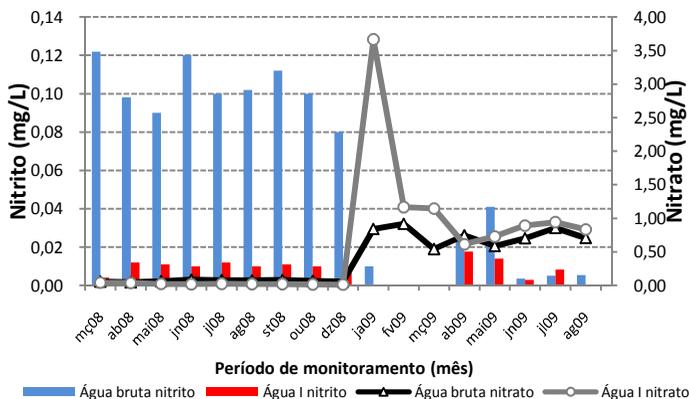


Figura 52: Concentração do nitrito e nitrato da água bruta e água I.

A passagem da água bruta pelo solo/subsolo resultando na água I (poço de produção), geralmente por causa da troca do potencial redox, sofre variações (HICOCK e GRISCHEK, 2002). Comportamento esse também observado nesse estudo e observado no estudo de Soares (2009). As concentrações de nitrito e nitrato geralmente sofrem diminuição da água bruta para água I porque também houve consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos. Entretanto, as amostras de nitrato foram coletadas após a água do poço de produção bombeá-la para o ponto de coleta, o que pode ter adicionado oxigênio na amostra.

Em termos estatísticos (Tabela 19 e Tabela 20), observa-se que as medidas de dispersão, foram significantes. Isso aconteceu, entre os anos 2008 e 2009, houve mudança de comportamento, tanto para o nitrito, quanto para o nitrato, conseqüentemente os intervalos de confiança da média, mediana e desvio padrão também foram significativos. Em geral, os dados, tanto de água bruta como de água I, para nitrito e nitrato, enquadraram-se abaixo dos limites estabelecidos pela Portaria nº518.

Tabela 19: Dados estatísticos do nitrito (mg/L).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	0,060	0,008
Desvio padrão	0,049	0,006
Variância	0,002	0,000
Índice assimétrico da distribuição	0,115	0,234
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,035– 0,085	0,005 – 0,011
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,006 – 0,100	0,293 – 0,011
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,036 – 0,074	0,004 – 0,008

Tabela 20: Dados estatísticos do nitrato (mg/L).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	0,384	0,589
Desvio padrão	0,355	0,905
Variância	0,126	0,820
Índice assimétrico da distribuição	0,131	2,656
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,201– 0,566	0,124 – 1,055
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,068 – 0,708	0,020 – 0,891
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,265 – 0,541	0,674 – 1,378

5.4.3.6 Ferro Total (mg/L)

A resolução do CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estabelece limite para o ferro total em 0,3 mg Fe/L. A água bruta apresentou ferro com concentrações acima do recomendado em todas as amostras, com exceção apenas do mês de janeiro de 2009. Neste mês, observou-se, visivelmente, que o rio em estudo (água bruta) encontra-se com elevada vazão. As comportas da barragem que fica à montante desse sistema encontravam-se totalmente abertas, para permitir a passagem do excesso de água, acumulada nas cidades à montante de Ituporanga. Por causa disso, acredita-se que o ferro presente na água bruta tenha se diluído nesse grande volume de água.

A Portaria nº 518 limita o ferro em água para consumo humano também em 0,3 mg/L. Em todas as amostras de água I, o ferro total não se enquadrou dentro desse limite.

Em geral, o rio fornece água bruta com concentração significativa. Acredita-se que, como há formação de rochas basálticas na região de estudo, ou seja, rochas ricas em Fe^{2+} (forma solúvel). O Fe^{2+} é resultante de ambientes com potencial redox negativo (ambientes redutores). A água, ao chegar ao poço de produção, sofre aeração (oxidação) por causa do sistema de bombeamento. Como ainda há oxigênio na água I, o ambiente é oxidante e o ferro passa da forma Fe^{2+} em Fe^{3+} , que é insolúvel. Assim, a água I tem muito mais ferro do que a água bruta (**Figura 53**). Esse mesmo comportamento foi acompanhado no sistema de filtração de lago por Soares (2009), em que o monitoramento da água bruta teve valores médio de 0,4 mg/L e da água filtrada em margem de 2,8 mg/L.

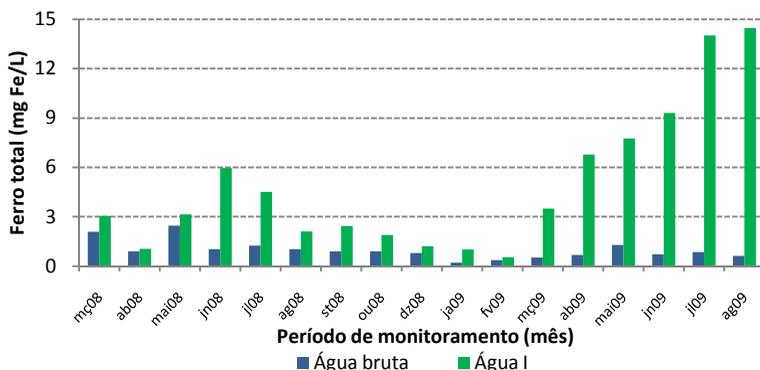


Figura 53: Concentração do ferro na água bruta e água I.

Quanto mais afastada das margens do rio a água se encontrar, maior será a probabilidade da mesma estar em ambiente anaeróbico – baixa presença de oxigênio dissolvido. Assim, quando a água chega ao poço de produção, o ferro que veio junto, carregado do solo, fica na forma Fe^{3+} (KUEHN e MUELLER, 2000). É o que aconteceu nesse sistema. Como, geralmente, a bomba estava ligada, coletava-se a amostra após passar pela bomba. Esta fornecia oxigênio à amostra, que continha Fe^{2+} e passava para a forma Fe^{3+} , que é insolúvel.

Uma das limitações da FM, segundo Stuyzand *et al.* (2006) é o aumento de alguns íons na água filtrada em margem, como é o caso do ferro, não enquadrando a água filtrada em margem dentro dos padrões de potabilidade. Os autores ainda fazem referência de que o aumento do ferro na água filtrada em margem pode ser por causa da colmatação das margens do rio.

Os meses de dezembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009 foram os que apresentaram menor concentração de ferro nas águas que os demais. Esse comportamento vem a corroborar com o período seguinte ao chuvoso, em que o excesso de chuva, diluiu o ferro tanto na água bruta, quanto na água I. Após esses meses, o ferro da água I registrou as maiores concentrações do período de estudo. Este aumento pode estar associado à colmatação das margens do rio.

Apesar de ter havido várias oscilações de ferro na água bruta e água I, as mesmas tiveram como médias 1,1 e 4,9 mg/L, respectivamente; ambas com valores acima do estabelecido (Tabela 21).

Tabela 21: Dados estatísticos de ferro total.

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	1,1	4,9
Desvio padrão	0,6	4,3
Variância	0,3	18,8
Índice assimétrico da distribuição	1,6	1,3
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,8 – 1,4	2,6 – 7,1
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,8 – 1,2	1,9 – 6,8
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,4 – 0,9	3,2 – 6,6

As oscilações foram mais significativas na água I, na qual apresentou valores de dispersão expressivos, como pode ser observado nos dados estatísticos do desvio padrão e variância. Como consequência, o intervalo de 95 % de confiança para a média, mediana e desvio padrão, também foram mais expressivos que o da água bruta.

5.4.3.7 Turbidez

A presença da turbidez nas águas bruta e I foi caracterizada não apenas por causa dos sólidos em suspensão, mas principalmente por causa do ferro existente nas águas.

A água bruta enquadrou-se, em todos os meses de estudo, abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), que para água doce, classe 2, deve estar abaixo de 100 uT (Figura 54). Entretanto, a água I não se enquadrou abaixo do limite estabelecido pela Portaria n° 518 (BRASIL, 2004) que é de 5 uT na rede de distribuição e 2 uT após tratamento por FL.

Geralmente, em períodos chuvosos, a turbidez tende a valores mais agravantes do que em período de seca ou de poucas chuvas. Entretanto, como a turbidez era caracterizada não apenas por causa dos sólidos, mas principalmente por causa do ferro, na presença da chuva este se diluía, proporcionando à turbidez diminuição. Foi o que aconteceu entre setembro de 2008 e abril de 2009. Nos meses de maio e junho de 2009, apesar de ter havido precipitação mensal de 178 e 111 mm, respectivamente, a chuva foi distribuída, não arrastando de forma diluída o ferro para o poço de produção. Assim, o ferro presente na água I nesses meses, foi resultado apenas do ferro insolúvel sendo arrastado pela água bruta infiltrada no solo/subsolo.

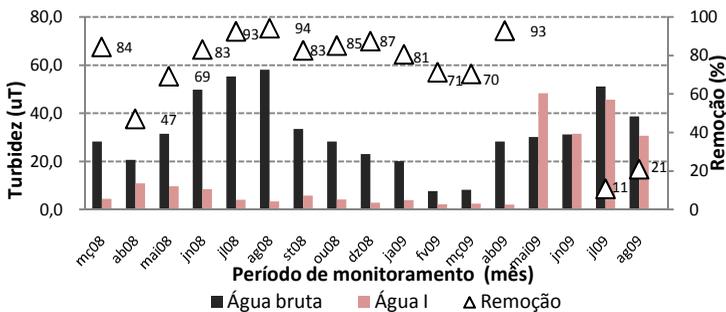


Figura 54: Turbidez das águas do sistema de filtração em margem.

A turbidez média da água bruta, assim como da água I, ficou acima dos limites estabelecidos. As variâncias das águas indicaram o quão longe os valores das amostras encontram-se das médias apresenta-

das na Tabela 22 e, conseqüentemente, os valores dos intervalos de confiança.

Tabela 22: Dados estatísticos de turbidez (uT).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	32,0	13,0
Desvio padrão	14,8	15,6
Variância	219,4	243,9
Índice assimétrico da distribuição	0,3	1,5
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	24,4– 39,6	4,9 – 21,0
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	23,2 – 38,6	3,4 – 10,9
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	11,0 – 22,5	11,6 – 23,8

5.4.3.8 Cor aparente e verdadeira

A cor da água pode se originar de minerais ou vegetais naturais, tais como substâncias metálicas (compostos de ferro e manganês), húmus, algas etc., ou ainda de despejos industriais.

A cor aparente é mais caracterizada por causa das substâncias dissolvidas e substâncias em suspensão. Contudo, a cor verdadeira é caracterizada apenas pelas substâncias dissolvidas. Logo, tanto a cor aparente quanto a cor verdadeira da água bruta e da água I, tiveram influência do ferro insolúvel.

Como pode ser observada na **Figura 55**, a cor aparente apresentou valores bem significativos. O CONAMA 357 não apresenta limite para água bruta. Entretanto, a água I tem como limite máximo estabelecido pela Portaria nº 518 o valor de 15 uH. Verifica-se que nenhuma das amostras de cor aparente da água I enquadraram-se dentro desse limite.

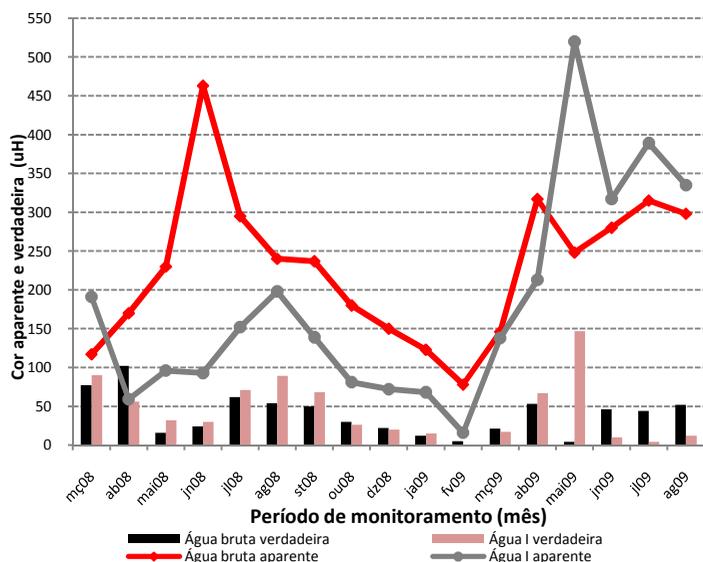


Figura 55: Dados de cor aparente e verdadeira da água bruta e I.

Contudo, a cor verdadeira está limitada em 75 uH na resolução CONAMA 357, para água bruta; para a água I, não existe limite na Portaria n° 518.

Se observado a diferença entre a cor aparente da água bruta e água I e a verdadeira, em cada mês, avalia-se o quanto de sólidos em suspensão teve cada amostra. Como exemplo, os meses de abril de 2008 e fevereiro de 2009, tiveram a cor aparente da água I muito próxima à cor verdadeira. Comportamento este que não foi reproduzido nos demais meses de estudo.

No mês de fevereiro de 2009, a cor verdadeira da água bruta foi de 16 uH, valor este acima do limite, enquanto que a da água I foi nulo. Neste mesmo mês, o ferro apresentou baixa concentração, como pode ser observado na figura representativa de ferro total.

Os dados de cor aparente, tanto de água bruta quanto da água I apresentaram valores bem dispersos, como pode ser observada a variância na Tabela 23. Por causa dessa dispersão nos dados, a faixa que indica o intervalo de confiança de 95 % para a média, mediana e desvio padrão também foi considerada dispersa.

Tabela 23: Dados estatísticos da cor aparente (uH).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	229	181
Desvio padrão	96	136
Variância	9234	18624
Índice assimétrico da distribuição	1	1
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	179 – 278	110– 251
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	150 – 295	81 – 213
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	72 – 146	102 – 208

A cor verdadeira da água bruta e água I, como podem ser observadas na **Figura 55**, também apresentou comportamento semelhante.

Tabela 24: Dados estatísticos da cor verdadeira (uH).

Dados estatísticos	Água bruta	Água I
Média	40	44
Desvio padrão	27	40
Variância	705	1578
Índice assimétrico da distribuição	1	1
N (amostragem)	17	17
Intervalo de 95 % de confiança para média	26 – 53	24 – 65
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	21 – 53	15 – 68
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	20– 40	30 – 60

5.5 Avaliação da qualidade da água dos filtros lentos com limpeza: Convencional e Retrolavável

Com relação à avaliação da qualidade da água dos filtros lentos, observa-se que, como os filtros lentos com limpeza convencional e retrolavável eram cobertos, a precipitação pluviométrica não interferiu nos resultados. A pluviosidade interferiu apenas no mês de novembro, quando o período de chuvas histórico afetou no ciclo hidrológico da região, chegando a impedir o trânsito nas estradas e, conseqüentemente, as visitas técnicas à Ituporanga.

5.5.1 Estudo do carbofurano e a influência do pH

Os dados de carbofurano obtidos no período de monitoramento podem ser observados na **Figura 56**. Em todo este período houve remoção do carbofurano, com valores médios de 54 e 64 % para a água II e III, respectivamente.

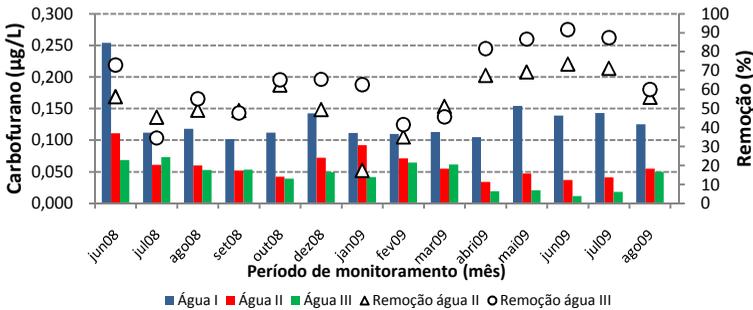


Figura 56: Monitoramento do carbofurano: água I, II e III.

Na Tabela 25 são apresentados alguns dados estatísticos das águas II e III. Entre estes são apresentados dados da média de carbofurano das águas II e III de 0,1 µg/L. Ambos os valores enquadram-se abaixo do limite estabelecido pela Portaria da Comunidade Européia.

Na plotagem dos dados de diferenças de remoção no intervalo de confiança de 95 %, obteve-se a faixa de confiança de 2,44 a 18,18 (**Figura 57**). Como o valor zero ficou fora desta faixa, isso exprime que existe diferença significativa de remoção, o que se afirma que o filtro com limpeza retrolavável foi mais eficiente que o com limpeza convencional.

Tabela 25: Dados estatísticos do carbofurano das águas II e III.

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	0,1	0,1
Desvio padrão	0,0	0,0
Variância	0,0	0,0
Índice assimétrico da distribuição	1,2	0,4
N (amostragem)	14	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,05 – 0,07	0,03 – 0,06
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,04 – 0,07	0,02 – 0,06
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,02 – 0,04	0,02 – 0,03

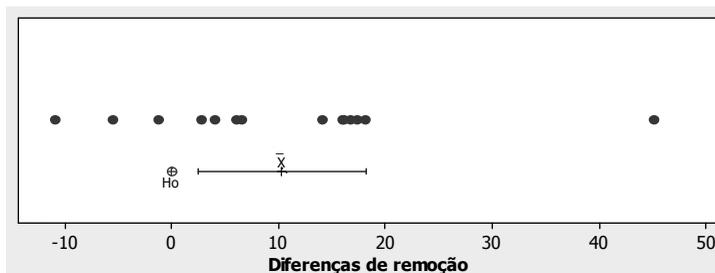


Figura 57: Intervalo das diferenças de remoção que corresponde a 95 % de confiança para o carbofurano.

O pH das amostras esteve em torno do neutro, com exceção apenas das amostras de março e abril de 2009, que ficaram alcalinas. Apesar disso, a remoção do carbofurano nestes meses não ficou comprometida. O carbofurano presente na água I, ao passar pelo meio filtrante dos filtros lentos, ficaram aí retidos. Como não houve influência de fatores externos, a remoção foi em função da eficiência de cada filtro.

A Portaria nº 518 (BRASIL, 2004) limita a faixa do pH para água de consumo humano entre 6,0 e 9,5. Em todo o período de monitoramento, o pH das águas II e III enquadrou-se nesta faixa de limite, com exceção aos dados de pH do mês de março de 2009, com valores acima do limite (**Figura 58**).

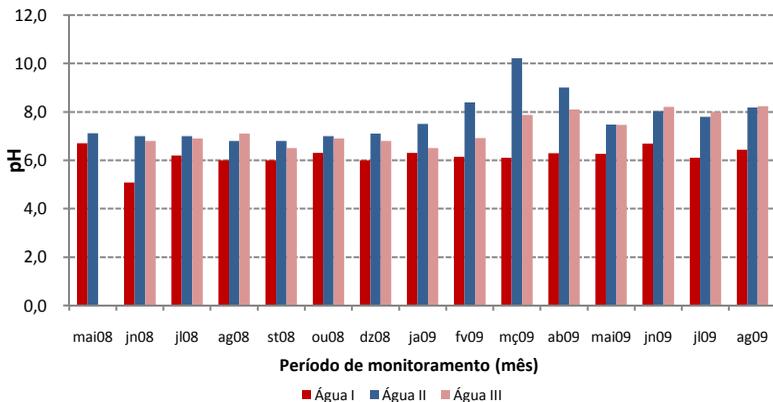


Figura 58: pH das amostras das água I, II e III.

Apesar dessa exceção, em geral os dados de pH das águas II e III tiveram médias dentro da faixa limite, como pode ser observada na Tabela 26. Os valores obtidos no período de monitoramento foram valores bem próximos à média, caracterizado por medidas de dispersão pouco significantes.

Tabela 26: Dados estatísticos de pH.

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	7,7	7,3
Desvio padrão	1,0	0,6
Variância	0,9	0,4
Índice assimétrico da distribuição	1,5	0,3
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	7,2 – 8,2	6,9 – 7,7
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	7,0 – 8,1	6,8 – 8,0
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,7 – 1,5	0,5 – 1,0

5.5.2 Outras variáveis: estudo físico-químico e bacteriano

Uma das avaliações da qualidade da água dos filtros lentos foi obtida pelo estudo físico-químico. Nesta avaliação, a água I, que antes era o produto do sistema de FMR, passa a ser a água de alimentação, tanto do FLC (saída: água II) como do FLR (saída: água III).

Em geral, as diferenças de eficiência entre os filtros lentos com limpeza convencional e retrolavável, em relação às variáveis analisadas, foram pequenas. Por causa disso, utilizou-se o programa estatístico Minitab para tratar os dados com estatística básica e também se utilizou o teste t-pareado, para verificar se haviam diferenças significativas, e em caso afirmativo, qual dos filtros lentos era mais eficiente.

5.5.2.1 Temperatura (°C)

Na **Figura 59** são apresentados os dados de temperatura da água afluenta água I e das águas, produto dos filtros lentos – água II e III. Observa-se que como a água I (poço de produção) ficava no nível do solo, separada deste apenas pelos anéis de concreto, a temperatura era relativamente mais baixa que as das águas II e III.

Em geral, a temperatura das águas II e III oscilou ao longo do período de monitoramento de acordo com a sazonalidade. Nos meses quentes – período de verão, as temperaturas foram mais elevadas que nos meses considerados frios, característicos do inverno, conforme era esperado.

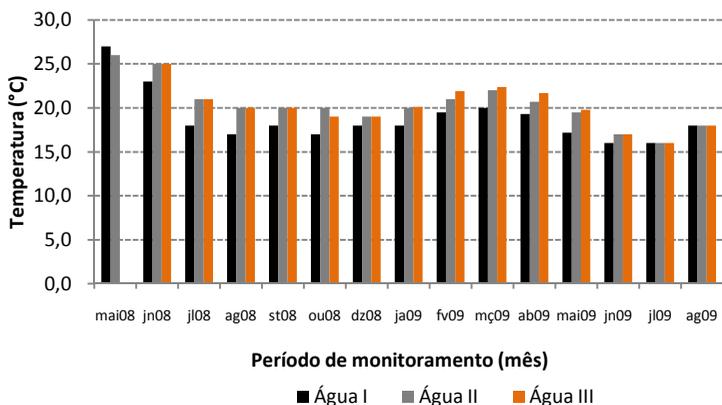


Figura 59: Variação da temperatura das águas I, II e III.

5.5.2.2 Oxigênio dissolvido (OD mg/L)

Outra variável analisada é o oxigênio dissolvido. Na **Figura 60**, observa-se a concentração do oxigênio das águas I, II e III. A água I era conduzida para os filtros lentos em tubulação fechada. A entrada dela nos filtros era por meio de orifício, o que proporcionava aeração da mesma, conferindo assim oxigênio. Após passar pelos filtros, ser conduzida por tubulação e ser armazenada nos devidos reservatórios, as águas II e III já tinham adquirido mais oxigênio, por isso os níveis de OD nestas águas foram maiores que da água I, como pode ser observado na **Figura 60**.

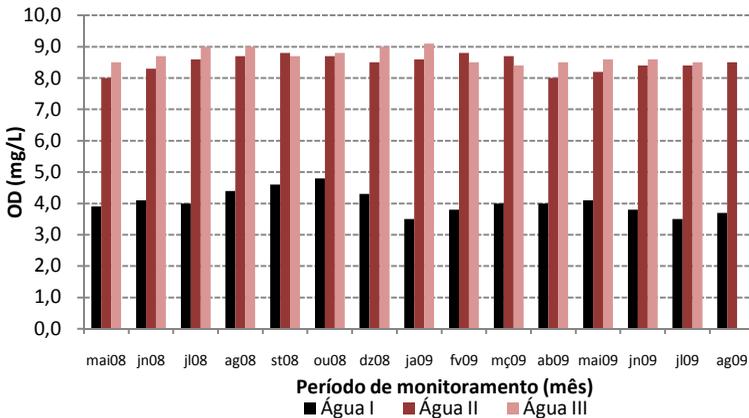


Figura 60: Dados de OD das águas de estudo: I, II e III.

5.5.2.3 Dureza (mg/L)

A Portaria nº 518 (BRASIL 2004) estabelece como limite de dureza para água de consumo humano o valor de 500 mg/L. Como a água afluyente já apresentava dureza bem abaixo deste limite, as águas II e III também se enquadraram dentro do limite (**Figura 61**).

Em geral, houve remoção média da água II em 60 % e da água III em 55 %, o que indicou que ambos são eficientes.

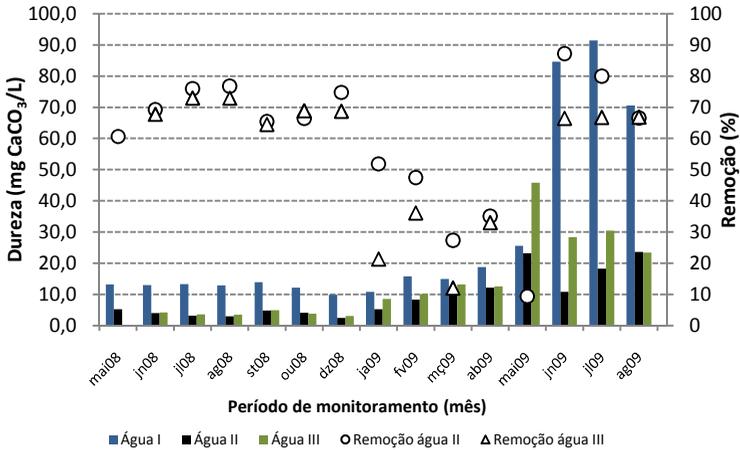


Figura 61: Variação da dureza no sistema.

As médias de dureza da água II e III, 9,3 e 14,0 mg/L (Tabela 27), respectivamente, tiveram pequena diferença. Além disso, os dados de variância apresentaram valores bem dispersos, o que mostrou que a amostragem está distante da média.

Tabela 27: Dados estatísticos da dureza (mg CaCO₃/L).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	9,3	14,0
Desvio padrão	7,2	13,1
Variância	51,8	172,6
Índice assimétrico da distribuição	1,2	1,3
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	5,3 – 13,3	6,4 – 21,6
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	4,0 – 11,7	3,8 – 23,7
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	5,3 – 11,4	9,5 – 21,2

Por causa disso, aplicou-se ao teste t-pareado na diferença das remoções (Figura 62). O intervalo das diferenças de remoção da dureza para água II e III enquadrou-se na faixa de -21,91 a 3,68. Isso significa que não existe evidência sistêmica de que um filtro lento seja mais efici-

ente que o outro, dentro desse período de monitoramento. O que se sabe é que, houve períodos que o sistema 1 (água II) foi mais eficiente que o sistema 2 (água III) e a recíproca também foi verdadeira.

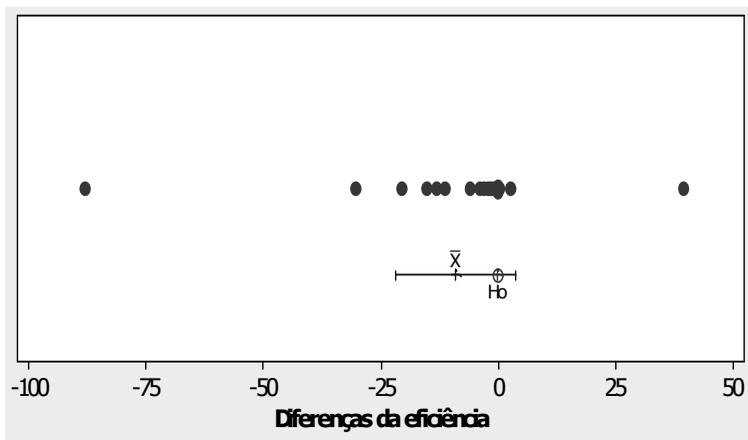


Figura 62: Intervalo de confiança de 95 % da diferença da eficiência na remoção da dureza.

5.5.2.4 Sólidos totais dissolvidos (STD)

Com relação à água de abastecimento para consumo humano, a Portaria nº 518 estabelece como padrão de potabilidade 1000 mg/L. Tanto os dados da água de entrada (água I) como os dados de saída (água II e III) ficaram abaixo deste limite, como pode ser observado na **Figura 63**, demonstrando que a FL pode melhorar muito a qualidade da água sob o ponto de vista de sólidos totais dissolvidos.

A média dos STD da água II (4,6 mg/L) e da água III (5,2 mg/L), apresentadas na Tabela 28, também tiveram comportamento semelhante, apesar de terem variâncias significativas. Estas variâncias podem ser explicadas pela estabilização dos sistemas durante os oito primeiros meses.

Como observado anteriormente, relativo aos STD, a FM reduziu os efeitos da sazonalidade e os FLs foram capazes de praticamente anular estes efeitos, propiciando valores muito próximos a 100% de remoção.

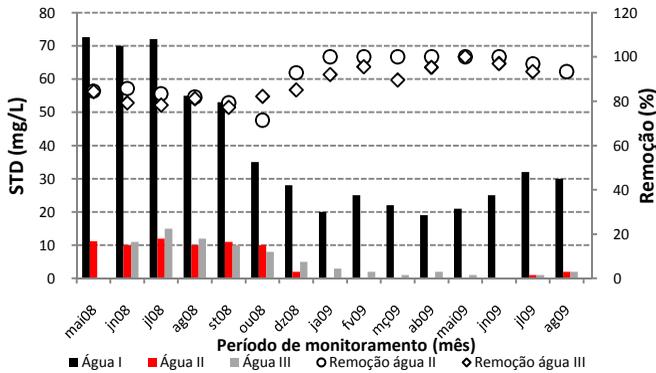


Figura 63: Sólidos totais dissolvidos dos sistemas 1 e 2.

Tabela 28: Dados estatísticos de STD (mg/L).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	4,6	5,2
Desvio padrão	5,2	5,0
Variância	27,2	24,8
Índice assimétrico da distribuição	0,4	0,8
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	1,7 – 7,5	2,3 – 8,1
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,0 – 10,0	1,0 – 10,1
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	3,8 – 8,2	3,6 – 8,0

A água II apresentou média de eficiência de 91 % e a da água III de 88 %. Por causa desta semelhança de valores, plotou-se no t-pareado a diferença das eficiências entre a água II e III. A faixa da diferença das eficiências, que corresponde aos 95 % do intervalo de confiança foi de -5,91 a 1,23 (**Figura 64**). Isso indica que, em alguns períodos de monitoramento um sistema foi mais eficiente que outro, e a recíproca também é verdadeira.

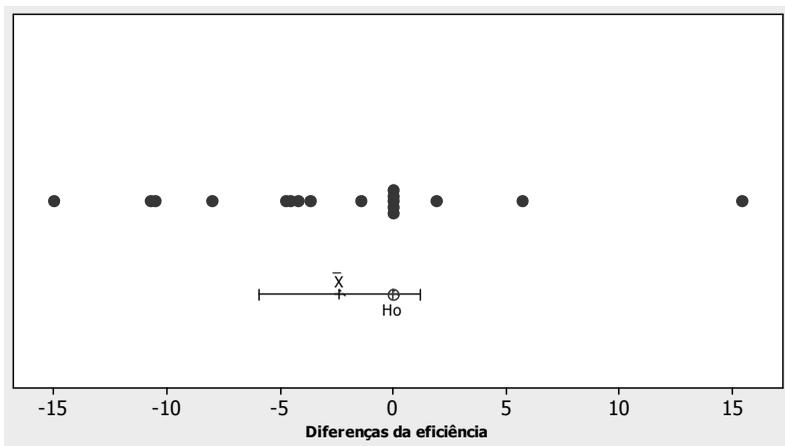


Figura 64: Intervalo de confiança de 95 % da diferença da eficiência dos Sólidos totais dissolvidos, entre a água II e III.

5.5.2.5 Coliformes Totais (CT) e *Escherichia Coli*

Os sistemas de FL, em geral, costumam apresentar excelente remoção de coliformes totais e de *E. coli*. Murtha *et al* (2003), em estudos com filtros, obtiveram remoção total dos coliformes fecais e remoção na ordem de 2 a 3 log para coliformes totais.

Di Bernardo *et al.* (1999) recomendam que a água afluyente à FL esteja limitada em NMP/1000 mL. Apesar da água I apresentar em todas as amostras de coliformes totais inferiores a este valor, os sistemas não apresentaram boa eficiência.

Os sistemas 1 e 2 não apresentaram eficiência na remoção dos coliformes totais, como obtidas por Murtha *et al.* (2003). As remoções foram na ordem de 1 log. Na **Figura 65** pode ser observado o comportamento dos coliformes totais em ambos os sistemas. Esta baixa eficiência de remoção correspondeu a apenas 87 % para a água II e 83 % para água III. Com estes resultados, os sistemas não se enquadraram dentro da Portaria nº 518, que exige ausência de coliformes totais no final do tratamento.

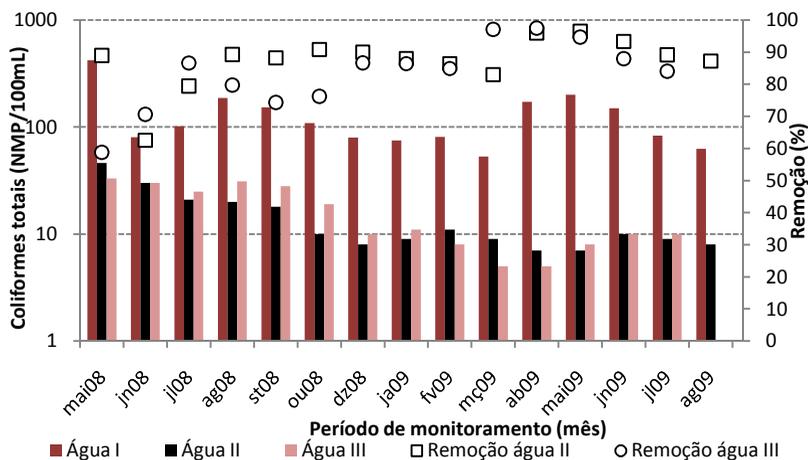


Figura 65: Dados de Coliformes totais e remoção.

Estatisticamente, como pode ser observado na Tabela 29, a média dos CT da água II ($1,5 \times 10^1$ NMP/100 mL) não apresentou diferença significativa da média da água III ($1,8 \times 10^1$ NMP/100 mL). Além disso, ambas as variâncias apresentaram grandes dispersões, o que indica influência da sazonalidade. Assim, aplicou-se a diferença das remoções (**Figura 66**) para as águas II e III, para saber se os filtros podem ser considerados semelhantes ou diferentes.

Tabela 29: Dados estatísticos dos coliformes totais (NMP/100 mL).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	$1,5 \times 10^1$	$1,8 \times 10^1$
Desvio padrão	11	2
Variância	119	133
Índice assimétrico da distribuição	2	1
N (amostragem)	15	15
Intervalo de 95 % de confiança para média	9 – 21	12 – 24
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	8 – 19	9 – 29
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	8 – 17	8 – 18

O estudo estatístico dos CT teve como intervalo da diferença de remoções a probabilidade de estar entre -5,92 e -0,19, isto é, existe 95 % de chances de a diferença entre as médias dos dois filtros estar entre 5,92 e 0,19 com vantagem para a FL com limpeza convencional. Como o valor zero, representado na **Figura 66** por “Ho” encontra-se fora deste intervalo, pode-se afirmar que existem evidências de que os sistemas apresentam eficiências de remoção diferente, ou seja, que o filtro que forneceu água II foi mais eficiente que o que forneceu água III.

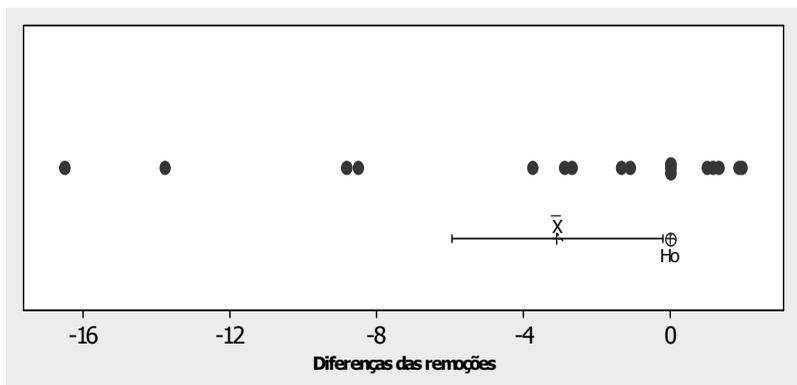


Figura 66: Intervalo de confiança de 95 % da diferença da eficiência coliformes totais.

Os dados de *E. coli* para água II e III são apresentados na **Figura 67**. Com relação à remoção do *E. Coli*, os sistemas foram ainda menos eficientes, com remoção média de 49 % para água II e 47 % para água III.

Assim como nos CT, a média dos dados de *E. coli* para água II ($0,1 \times 10^1$ NMP/100 mL) foi igual à média da água III ($0,1 \times 10^1$ NMP/100 mL), como pode ser observado na Tabela 30. Contudo, para saber qual dos sistemas era mais eficiente, aplicou-se o teste t-pareado, cujo produto pode ser analisado na **Figura 68**.

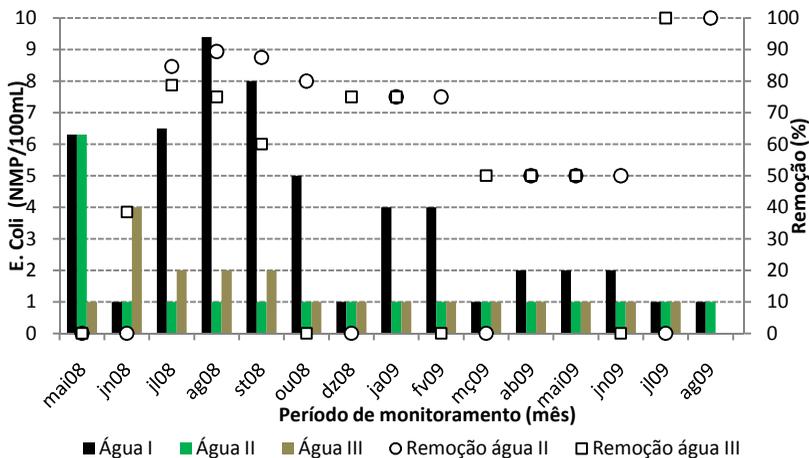


Figura 67: Dados de *E. coli* da água I, II e III e remoção.

Tabela 30: Dados estatísticos de *Escherichia coli* (NMP/100 mL).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	1×10^1	1×10^1
Desvio padrão	2	1
Variância	3	2
Índice assimétrico da distribuição	4	2
N (amostragem)	15	15
Intervalo de 95 % de confiança para média	0 – 1	0 – 2
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0	0 – 2
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	1 – 3	2

Em análise aos dados das diferenças de remoção, observou-se que no nível de 95 % de confiança, as diferenças de remoção enquadraram-se na faixa de -18,59 a 9,38. Esta faixa sugere que há semelhanças entre as remoções.

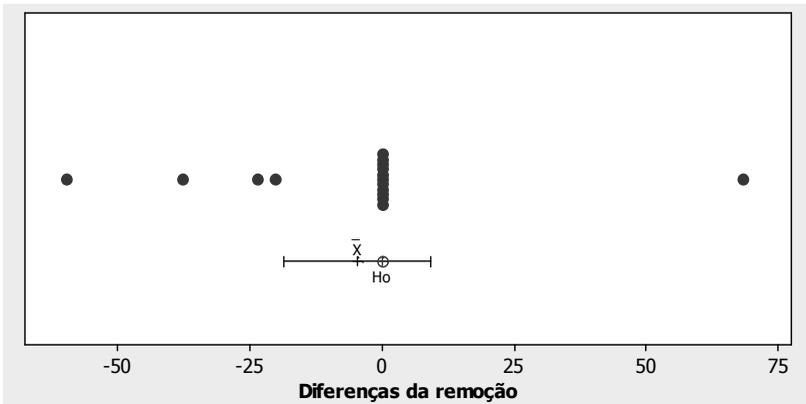


Figura 68: Resultados do teste t-pareado para as diferenças de remoção de *E. coli*.

5.5.2.6 Absorvância a 254 nm e Carbono Orgânico Total (COT)

Os dados de absorvância das águas I, II e III estão apresentados na **Figura 69**. Observa-se que, de modo geral, a absorvância a 254 nm da água I (afluente), dos 15 meses de monitoramento, em apenas 4 deles foi maior que a de ambas as águas do filtro lento. Outra observação feita é que geralmente, a água III apresentava maior valor para a absorvância, do que a água II.

Coelho *et al.* (2001) em estudo da avaliação da FL com camada intermediária de carvão orgânico granular, precedido de pré-filtro dinâmico em pedregulho e pré-filtro em pedregulho ascendente, na remoção de MON, obtiveram remoção da matéria orgânica em ambos os filtros, tanto pela absorvância a 254 nm como pelo COT. Este comportamento não foi observado em todos os períodos de monitoramento do presente estudo, tanto para a absorvância como para o COT (**Figura 69** e **Figura 70**, respectivamente).

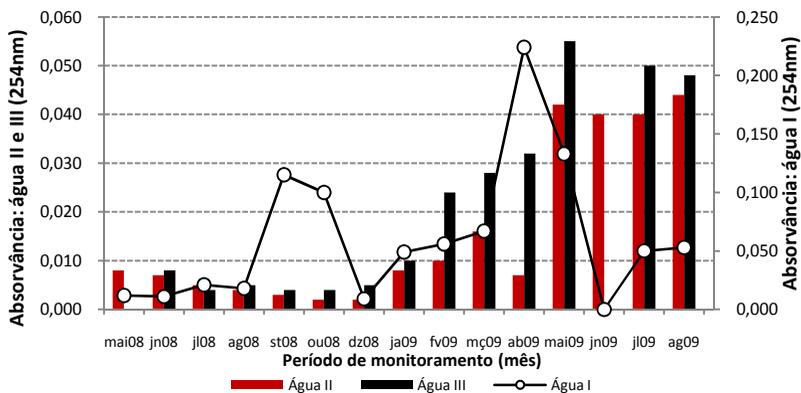


Figura 69: Dados de ABS da água I, II e III do sistema de estudo.

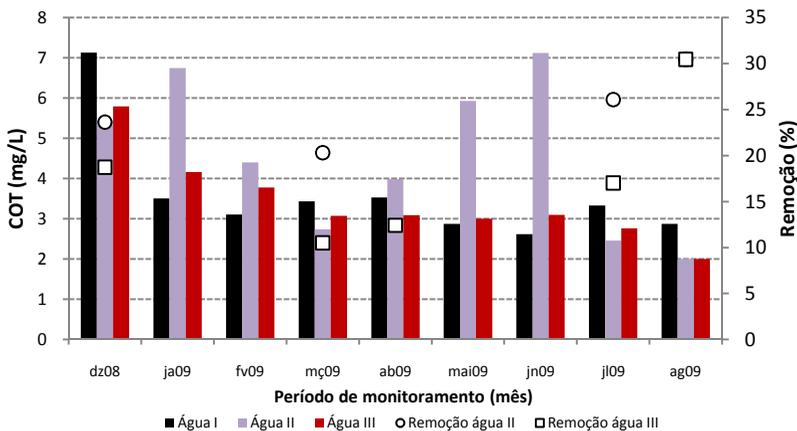


Figura 70: Dados de COT e remoção da água II e III.

5.5.2.7 Compostos nitrogenados

Para águas destinadas ao consumo humano, a Portaria nº 518 exige a concentração máxima da amônia seja de 1,5 mg/L. Assim, na

Figura 71 são apresentados os dados de amônia das águas I, II e III. A água afluente teve em média, concentração de amônia acima de 6 mg/L. Os FLs que forneceram águas II e III removeram parte desta amônia, porém a água II removeu em média 96 %, enquanto que a água III, apenas 72 %. Com os resultados de remoção da água II, esta se enquadrou abaixo do limite estabelecido pela portaria de potabilização de águas. Entretanto, a água III, apresentou valor médio (1,9 mg/L) que não se enquadravam abaixo deste limite (Tabela 31).

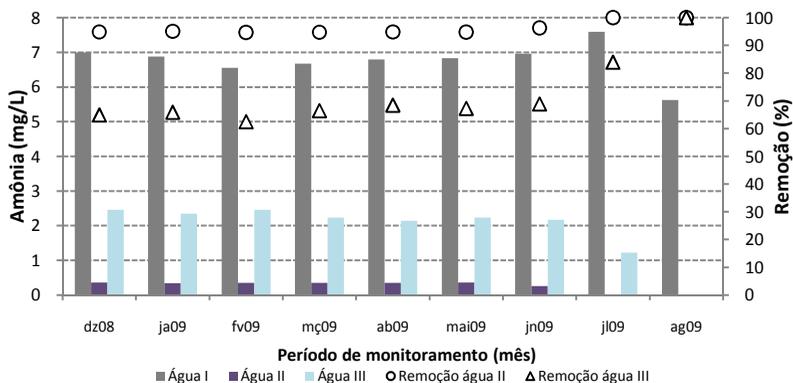


Figura 71: Dados de amônia das águas I, II e III.

Os dados de dispersão das águas II e III não apresentaram valores significativos, o que indica que os valores encontrados estão bem próximos ao valor da média (Tabela 31).

Com relação às formas oxidadas da amônia, a Portaria nº 518 (BRASIL, 2004) estabeleceu limite do nitrito e nitrato, em 1 e 10 mg/L respectivamente.

A **Figura 72** mostra os dados de nitrito e nitrato das águas I, II e III. Tanto a água afluente, como as efluentes enquadraram-se abaixo do limite estabelecido.

A água II removeu em 100 % o nitrito no período de monitoramento entre maio de 2008 a fevereiro de 2009. Em março de 2009, esta água apresentou concentração de nitrito de 0,146 mg/L, na qual a água afluente tinha sido zero. Possivelmente deve ter havido alguma contaminação. Nos meses seguintes continuaram havendo remoções. Com

relação à água III, houve remoção do nitrito em todos os meses de estudo.

Tabela 31: Dados estatísticos da amônia (mg/L).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	0,3	1,9
Desvio padrão	0,3	0,8
Variância	0,0	0,7
Índice assimétrico da distribuição	1,5	2,1
N (amostragem)	9	9
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,1 – 0,4	1,3 – 2,5
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,1 – 0,4	1,4 – 2,4
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,1 – 0,3	0,5 – 1,6

O nitrato teve o mesmo comportamento para as águas II e III no período entre maio e dezembro de 2008, com realização de remoção destas águas. Em janeiro e fevereiro de 2009, o nitrato da água I foi mais significativo, porém as águas II e III removeram o nitrato.

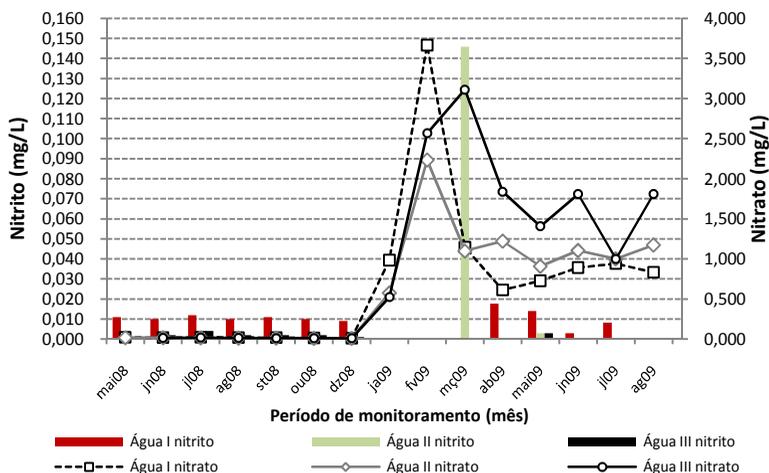


Figura 72: Concentração do nitrito e nitrato das águas I, II e III.

Em termos estatísticos (Tabela 32 e Tabela 33), observa-se que as medidas de dispersão, foram significantes. Isso ocorreu porque, entre os anos 2008 e 2009, houve mudança de comportamento, tanto para o nitrito, quanto para o nitrato, conseqüentemente os intervalos de confiança da média, mediana e desvio padrão, também foram significativos.

Tabela 32: Dados estatísticos do nitrito (mg/L).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	0,011	0,0011
Desvio padrão	0,037	0,0014
Variância	0,001	0,000
Índice assimétrico da distribuição	3,865	0,794
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,010 – 0,032	0,000 – 0,001
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,000 – 0,003	0,00
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,027 – 0,059	0,001 – 0,002

Tabela 33: Dados estatísticos do nitrato (mg/L).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	0,628	1,011
Desvio padrão	0,683	1,080
Variância	0,467	1,166
Índice assimétrico da distribuição	0,823	0,615
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,250 – 1,006	0,387 – 1,634
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,015 – 1,103	0,015 – 1,812
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,500 – 1,078	0,783 – 1,740

5.5.2.8 Ferro Total

A portaria nº 518 limita o ferro em água para consumo humano em 0,3 mg/L. Os dados de ferro total nas águas I, II e III estão apresentados na **Figura 73**. Em observação a estes dados, nota-se que os filtros desenvolveram excelente desempenho na remoção do ferro, com médias de remoção para água II e III de 98 e 92 %, entretanto, houve momentos

em que a remoção do ferro na água II foi de apenas 80 %. Apesar da água afluyente ter quantidade de ferro elevada, o mesmo ficou retido acima do meio filtrante na forma gelatinosa e nos primeiros centímetros da areia.

Di Bernardo (1993) e Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) relataram que além de microrganismos formarem a camada microbiana, quando a água afluyente é enriquecida em ferro e/ou alumínio em estado solúvel, pode ocorrer a precipitação destes, os quais passam a fazer parte da camada microbiana. Foi o que aconteceu com o ferro da água afluyente. Como este ficou na forma gelatinosa, com aproximadamente 8 cm de espessura (medido no filtro lento), isso interferiu na duração das carreiras de filtração.

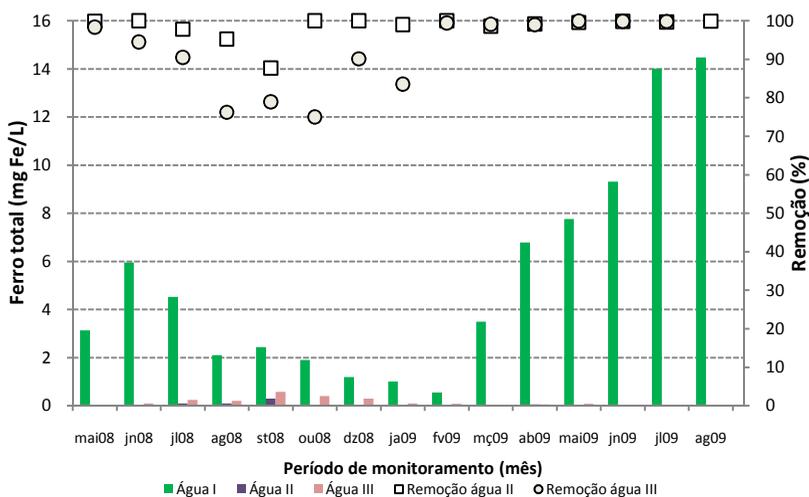


Figura 73: Concentração do ferro nas águas I, II e III.

Na Tabela 34 são apresentados alguns dados estatísticos de ferro total, obtidos neste estudo. Nesta tabela observa-se que os valores médios de ferro para água II e III estão bem abaixo do que a portaria de potabilização de água exige como limite máximo: 0,1 e 0,2 mg/L, respectivamente. Além disso, em geral, os valores encontrados, estavam bem próximo às suas médias, caracterizadas por desvio padrão e variância pouco significantes.

Tabela 34: Dados estatísticos de ferro total (mg/L).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	0,1	0,2
Desvio padrão	0,1	0,2
Variância	0,0	0,0
Índice assimétrico da distribuição	2,7	1,5
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,0 – 0,1	0,1 – 0,3
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,0 – 0,1	0,0 – 0,3
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,1	0,1 – 0,3

Para verificar se o FLC foi mais eficiente que o retrolavável, utilizou-se o teste t-pareado, cujo resultado é apresentado na **Figura 74**. O intervalo de confiança de 95 % para a diferença das remoções foi de -34,51 a 6,21. Este resultado não permite afirmar qual foi o mais eficiente, porém houve momentos em que um filtro foi mais eficiente que o outro, e a recíproca é verdadeira.

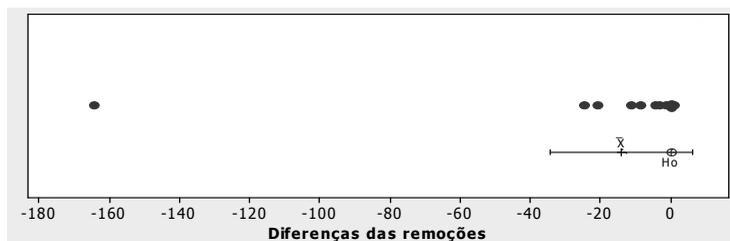


Figura 74: Resultado do teste t-pareado para as diferenças de remoção do ferro nas águas II e III.

5.5.2.9 Turbidez

Segundo Di Bernardo (1993) e Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), quando o sistema de FL é precedido de pré-tratamento (filtro de pedra), a turbidez afluente pode ser de 25 uT. Nos meses de maio de 2008 a abril de 2009, a turbidez de entrada foi inferior a este valor, co-

mo pode ser observado na **Figura 75**. Porém, a partir de maio de 2009, a água afluenta ao sistema não se enquadrou abaixo deste valor.

Apesar da elevação da turbidez a partir de maio de 2009, os filtros continuaram com boa eficiência na remoção de turbidez, como pode ser verificado na **Figura 75**.

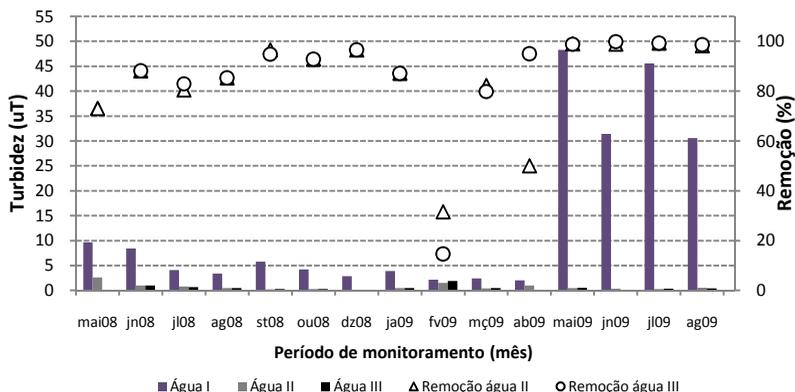


Figura 75: Dados de turbidez das águas I, II e III.

A Portaria nº 518 (BRASIL, 2004) estabelece que a água efluente do filtro lento tenha turbidez inferior a 2 uT (após desinfecção). Em todos os períodos de monitoramento, a turbidez dos filtros lentos, apresentou valores abaixo deste limite, com valores médio para água II de 0,7 uT e para água III de 0,5 uT, como pode ser observado na Tabela 35. Os valores de turbidez para água II e III, obtidos durante o período de monitoramento, não apresentaram grandes dispersões, o que mostra que os valores estavam distribuídos próximos da média.

Para saber se era possível avaliar qual dos dois filtros lentos foi o mais eficiente, utilizou-se o teste t-pareado, cujo resultado foi o intervalo das diferenças de remoção de 95 % de confiança entre -3,69 e 10,10 (**Figura 76**). Como o zero fez parte deste intervalo, não se pode afirmar qual dos dois filtros foi mais eficiente, apesar de ter médias de remoção de 84 % para o convencional e 87 % para o retrolavável. O que se pode assegurar é que houve períodos em que um foi mais eficiente que o outro, com recíproca verdadeira.

Tabela 35: Dados estatísticos de turbidez (uT).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	0,7	0,5
Desvio padrão	0,6	0,5
Variância	0,4	0,2
Índice assimétrico da distribuição	2,1	2,1
N (amostragem)	15	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	0,4 – 1,1	0,2 – 0,8
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0,3 – 0,9	0,3 – 0,6
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	0,5 – 1,0	0,3 – 0,8

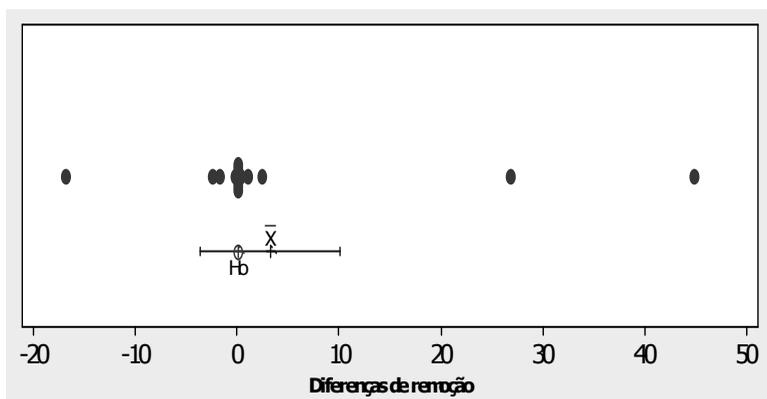


Figura 76: Intervalo de confiança de 95 % das diferenças de remoção das águas II e III.

5.5.2.10 Cor aparente e verdadeira

A Portaria nº 518 estabelece como limite para a cor aparente em 15 uH. Nos meses de maio a agosto de 2008, os filtros forneceram cor aparente acima deste valor, justamente nos períodos em que as carreiras de filtração tiveram curta duração. Na **Figura 77** são apresentados os dados de cor aparente e verdadeira, para as águas I, II e III.

Com estes dados obteve-se remoção da cor aparente e verdadeira para água II de 85 e 89 %, respectivamente; e para a água III 85 e 88 %, respectivamente.

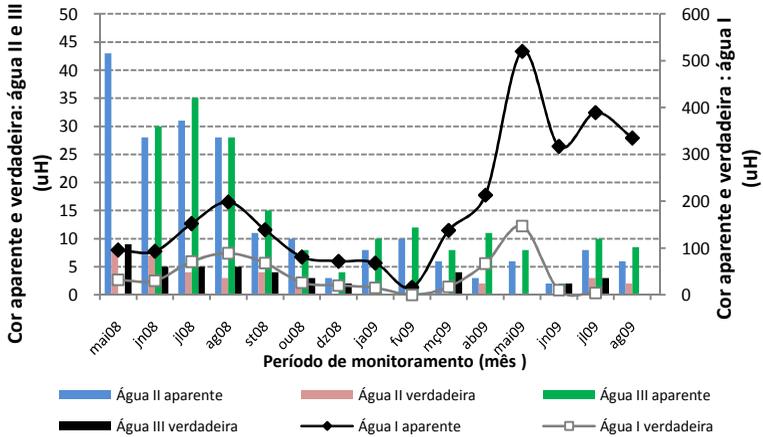


Figura 77: Dados de cor aparente e verdadeira da água I, II e III.

Apesar dos 4 primeiros meses de estudo, a cor aparente das água II e III tem ficado acima do valor limite estabelecido, as médias (14 e 13 uH), respectivamente, enquadraram-se dentro deste limite, como pode ser verificado na Tabela 36. Os valores de cor aparente obtidos durante o estudo foram valores dispersos, o que indica que estavam distantes da média. A cor verdadeira das águas II e III também teve comportamento semelhante à cor aparente, com dispersão significativa, como pode ser observado na Tabela 37.

Tabela 36: Dados estatísticos da cor aparente (uH).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	14	13
Desvio padrão	13	10
Variância	165	101
Índice assimétrico da distribuição	1	1
N (amostragem)	14	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	7 – 22	8 – 19
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	6 – 28	8 – 16
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	9 – 21	7 – 16

Tabela 37: Dados estatísticos da cor verdadeira (uH).

Dados estatísticos	Água II	Água III
Média	2	3
Desvio padrão	3	3
Variância	7	7
Índice assimétrico da distribuição	1	1
N (amostragem)	14	14
Intervalo de 95 % de confiança para média	1 – 4	1 – 4
Intervalo de 95 % de confiança da mediana	0 – 4	0 – 5
Intervalo de 95 % de confiança para desvio padrão	2 – 4	2 – 4

Por causa das semelhanças na remoção da cor aparente e verdadeira, aplicou-se o teste t-pareado, cujo resultado foi o intervalo das diferenças de remoção de 95 % de confiança de -5,21 a 6,87 (**Figura 78**) para cor aparente; para a cor verdadeira foi de -8,01 a 5,26 (**Figura 79**). Em ambas as situações não se pode afirmar qual dos filtros foi mais eficiente na remoção da cor aparente e verdadeira. Estes dados asseguraram apenas que em alguns períodos um filtro foi mais eficiente que o outro, com a recíproca verdadeira.

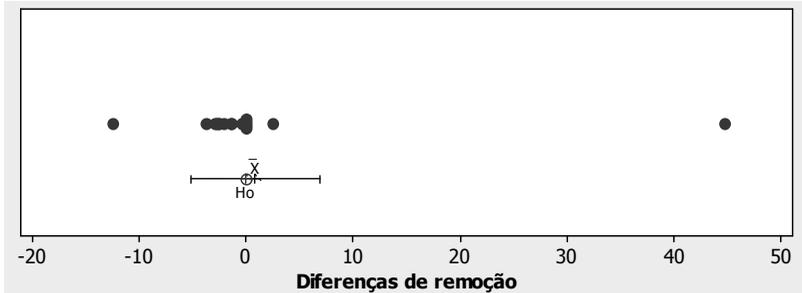


Figura 78: Intervalo das diferenças de remoção que corresponde a 95 % de confiança para cor aparente.

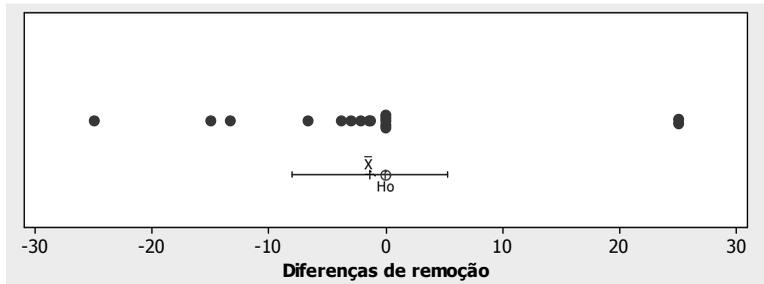


Figura 79: Intervalo das diferenças de remoção que corresponde a 95 % de confiança para a cor verdadeira.

5.5.3 Carreiras de filtração

A partir do momento em que a perda de carga nos sistemas 1 e 2 alcançaram 1,0 m, era considerado final da carreira de filtração. Como foram coletadas amostras depois do início e no final da carreira, os valores das variáveis não apresentaram diferenças significativas, o que indicou que com 1,0 m de perda de carga, não aconteceu o transpasse de impurezas (ou deterioração da qualidade da água), apesar da camada de areia ser de apenas 40 cm.

Na Tabela 38 é apresentado o tempo de duração das carreiras de filtração para cada sistema. Nesta tabela, observa-se que inicialmente as carreiras de filtração foram pouco duradouras, com duração de até

10 dias para o filtro com limpeza retrolavável e com 13 dias para o de limpeza convencional. Acredita-se que, apesar de se ter esperado o tempo de acomodação da camada de areia de cada filtro e também o crescimento da flora microbiana na mesma, estas carreiras ainda não estavam aclimatadas, ou seja, ainda não havia formação de microrganismos suficiente para o tratamento de água.

Geralmente, os filtros lentos têm duração média de carreira de filtração de 30 dias. Em nenhum período de monitoramento, alcançou este tempo. Acredita-se que, como o ferro total da água I (afluente aos filtros) apresentou valores significativos ao longo do período em estudo, este tenha interferido na duração as carreiras de filtração. Além disso, a curta duração das carreiras de filtração pode estar associada à espessura do meio filtrante. Nas **Figura 80** e **Figura 81** são apresentados o comportamento das carreiras de filtração dos sistemas 1 e 2, respectivamente, com o correspondente progresso da perda de carga.

Tabela 38: Duração das carreiras de filtração nos filtros lentos.

Carreiras de filtração	Sistema 1: FLC duração (dias)	Sistema 2: FLR duração (dias)
1°	12	8
2°	13	10
3°	21	20
4°	28	20
5°	26	21
6°	27	20
7°	24	20
8°	23	23
9°	24	22
10°	23	23
11°	27	23
12°	16	20
13°	27	16
14°	-	16

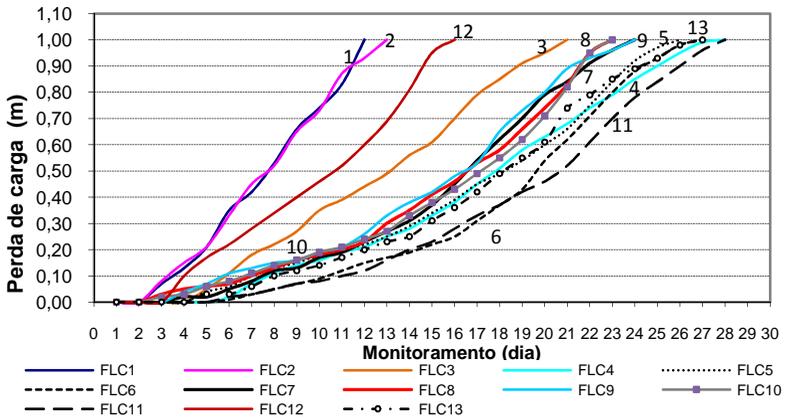


Figura 80: Monitoramento da perda de carga nas carreiras de filtração do FLC.

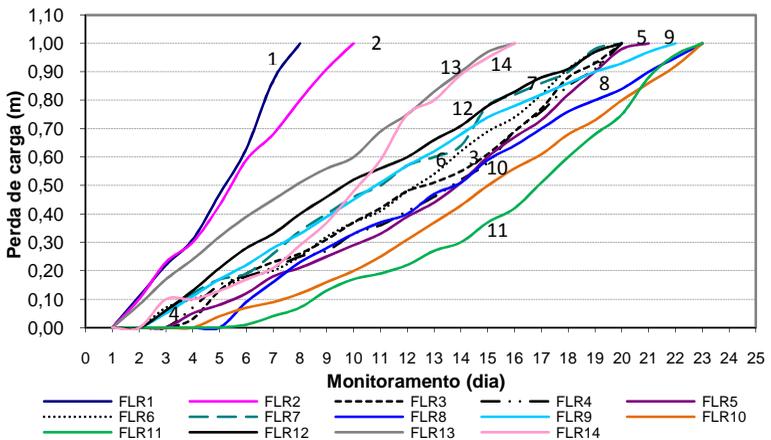


Figura 81: Monitoramento da perda de carga nas carreiras de filtração do FLR.

O acompanhamento do progresso da perda de carga foi realizado diariamente ou no máximo a cada dois dias. Enquanto o sistema 1 teve em média, duração de carreiras de filtração de 22 dias, e o sistema 2

teve tempo médio de duração das carreiras de apenas 17 dias. Como ambos os sistemas receberam a mesma água I em qualidade e vazão, o sistema 1 teve uma quantidade maior de carreiras mais duradouras, do que o sistema 2.

A duração de carreiras de filtração pode estar associada à melhor limpeza do meio filtrante do sistema 1 do que no 2, devido ao ferro depositado acima da camada filtrante.

5.5.4 Microscopia das camadas microbianas dos sistemas

Após a paralisação dos sistemas, coletou-se amostras da camada microbiana, em seguida à realização de raspagem da camada gelatinosa de ferro, formada acima da camada microbiana. Observou-se que esta camada gelatinosa, inibiu a formação da microbiana. Esta inibição, segundo Di Bernardo (1993) ocorre quando a água afluyente ao filtro lento é enriquecida de metais solúveis. Foi o que aconteceu nesta camada microbiana, por causa da presença do ferro na forma insolúvel.

As amostras foram coletadas em placas de Petri descartáveis, com dimensões de 60 x 15 mm, para posterior microscopia. As leituras foram realizadas em Microscópio óptico, marca Olympus, modelo BX40, localizado no LIMA/ENS/UFSC.

Na **Figura 82** são apresentadas algumas fotos obtidas da microscopia. Foram encontrados hifas de fungos (**Figura 82A**), que são colônias de fungos filamentosos. Os fungos se nutriram na camada microbiana, por matéria orgânica morta que veio na água I.

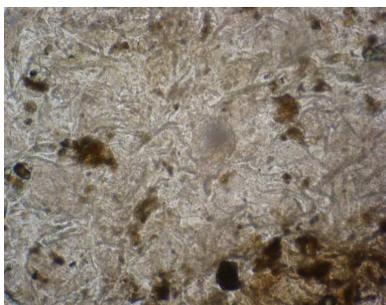
Os fatores oxigênio, amônia, nitritos, presença do ferro, temperatura e pH, das amostras da água I, no período de monitoramento, contribuíram para o crescimento dos fungos no interior dos filtros.

Os fungos germinam mais lentamente em atmosfera reduzida de oxigênio, porém crescem em ambiente rico em oxigênio. Apesar da água I ter em média 4 mg/L de oxigênio, a entrada dessa água nos filtros foi por meio de orifício, o que proporcionou aeração. Muitas espécies fúngicas podem se desenvolver em meios que contenham amônia ou nitritos, como fontes de nitrogênio. Além disso, os fungos exigem pequenas quantidades de oligoelementos como ferro, manganês etc. Como a água I era enriquecida de ferro, os fungos puderam se desenvolver. Apesar da temperatura média da água I ser em torno de 19,7°C, esta temperatura é muito próxima à temperatura considerada ideal de crescimento deles, que se enquadra na faixa de 20 a 30°C. Para finalizar, a faixa de pH

mais favorável para seu crescimento é entre 5 e 7. As amostras de água I tiveram pH médio de 6,1 (LOPES, 1995).

Além de hifas de fungos, encontraram-se também vermes (**Figura 82B**). Os vermes são característicos de ambientes enriquecidos de formas nitrogenadas, micronutrientes e presença de oxigênio. As formas nitrogenadas que fizeram parte deste estudo apresentaram concentrações significativas, contribuindo para o crescimento dos vermes. Os micronutrientes foram representativos por causa do ferro insolúvel, proveniente do solo/subsolo por onde a água bruta percorreu até o poço de produção, antes de ser conduzido para os filtros lentos. A soma destes fatores contribuiu para o crescimento e desenvolvimentos dos vermes, na camada microbiana (LOPES, 1995).

Tais evidências ficam constatadas porque tanto as hifas de fungos como os vermes são característicos de local úmido e sombrio, como é o caso do interior dos filtros.



A – Hifas de fungos



B – Verme

Figura 82: Foto de fungos e verme encontrado na camada microbiana dos filtros lentos.

5.6 *Análise da água de lavagem do Sistema 2: sistema com limpeza retrolavável*

Foram realizadas análises da água de lavagem do FLR, em termos de turbidez e cor aparente. Esta água de lavagem é a água que ficou acima da camada microbiana e que ocupou o volume formado pela perda de carga correspondente a 1,00 m, somada à água do reservatório de água de lavagem. Vale lembrar que, o tempo estimado lavagem foi de

4 minutos e a taxa ascensional da água no meio filtrante de 0,35 m/min, o que gerou o volume do reservatório de água de lavagem de 896 m³. Para facilitar questões construtivas, o reservatório foi construído com 1.125 m³, que correspondeu às dimensões de 1,5 x 1,5 x 0,5 m. Isso significa que houve saída da água de lavagem além de 4 minutos. Porém, após este tempo, a vazão de saída foi bastante reduzida.

Para análise da água de retrolavagem, coletaram-se amostras a cada 0,5 minutos, no período total de 9 minutos. Estendeu-se a coleta além de 4 minutos, para observar a partir de que ponto os parâmetros analisados passariam a fornecer dados estáveis.

Inicialmente, a água que saía pela saída de água de lavagem era aquela que entrou no filtro – sobrenadante. Esta água corresponde à água I. Por isso, no tempo 0 (zero) tanto a turbidez como a cor aparente, são valores pouco significativos, como pode ser observado nas **Figura 83** e **Figura 84**, respectivamente. De zero a 2 minutos, a carga hidráulica que estava dentro do filtro baixou de nível de água até a tubulação correspondente à saída de água de lavagem. Neste momento a água filtrada que estava no reservatório de lavagem, agora com diferença de carga hidráulica positiva, fez com que esta água retornasse ao filtro, com fluxo ascendente, proporcionando expansão da areia em 40 %, e conseqüentemente, rompendo a camada microbiana.

As **Figura 83** e **Figura 84** correspondem ao diagrama *boxplot* da turbidez e da cor aparente da água de lavagem, referente à lavagem de todas as carreiras de filtração do FLR.

Tanto a turbidez, quanto a cor aparente, neste intervalo de tempo, apresentam aumento significativo. Entre 2 e 5 minutos boa parte das impurezas que ficaram retidas na camada microbiana e também na camada gelatinosa de ferro já tinham saído do filtro lento. Este comportamento pode ser observado pela mudança de angulação linear nas curvas das **Figura 83** e **Figura 84**. A partir de 5 minutos, com vazão bem mais reduzida do que aquela inicial, continuou passando a água excedente do reservatório de lavagem, com redução da expansão de areia. Neste momento, houve outra mudança angular da reta, o que caracteriza mudança de comportamento, com tendência à estabilização da turbidez e cor aparente.

Este comportamento das curvas mostrou que, ambos os parâmetros inicialmente estavam com baixos valores, aumentaram até 2 minutos e, em seguida, decaíram. O que indicou a limpeza da camada microbiana do sistema de retrolavagem. Esta limpeza deixou o meio

filtrante com flora microbiana suficiente para reiniciar a carreira de filtração seguinte, além de se mostrar eficiente uma vez que a turbidez voltou ao final do processo de lavagem aos valores iniciais.

Este método de lavagem veio mostrar a praticidade da realização da limpeza do meio filtrante, além de consumir pouco tempo de operação.

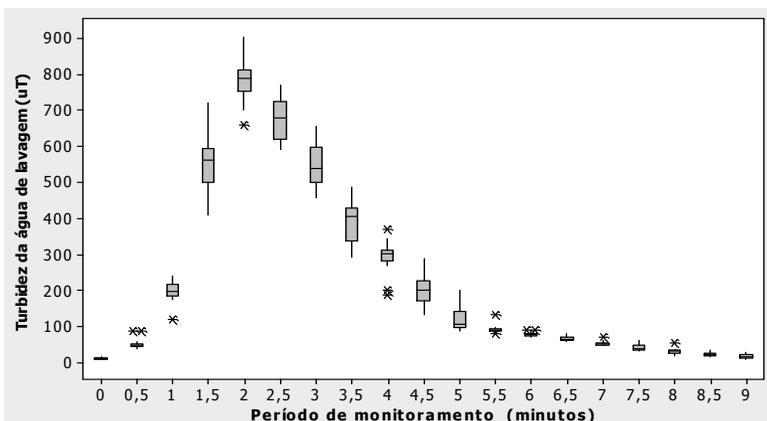


Figura 83: Diagrama *boxplot* da turbidez da água de lavagem do FLR.

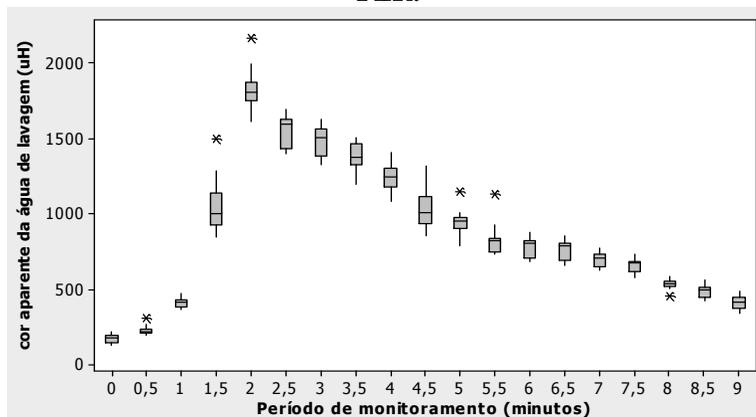


Figura 84: Diagrama *boxplot* da cor aparente da água de lavagem do FLR.

5.7 Comparação do Filtro Lento com limpeza Convencional e Retrolavável em termos de custos de implantação e manutenção (limpeza da areia)

Como a FL com limpeza retrolavável foi proposta recente do grupo de pesquisa LAPOA, procurou-se compará-la com a FL com limpeza convencional, para verificar até que ponto a praticidade daquela poderia ser compensada com esta, em termos de custo de implantação e manutenção.

Foram listadas despesas com materiais de construção, mão de obra, a partir da bomba submersa utilizada para puxar a água do poço de produção até o reservatório residencial. Esta lista quantificada na Tabela 39, com valores em reais está discriminada por finalidades.

A lista de despesas foi realizada sem levar em consideração a construção do outro filtro. Por isso, tem itens que a compra foi repedita para ambos. Com relação à mão de obra na manutenção, foi adotado o valor de R\$ 100,00/dia e para a implantação, considerando 8 horas de trabalho diário, correspondente a R\$ 60,00.

Tabela 39: Despesas de implantação e manutenção do FL com limpeza Convencional e Retrolavável.

Despesas		FLR		FLC	
Itens	Valor unitário (R\$)**	Quantidade	Total	Quantidade	Total
Vedação (alvenaria)					
Areia grossa (sc)	3,80	12	45,60	08	30,40
Areia média (sc)	3,80	12	45,60	08	30,40
Argamassa pronta (sc)	4,50	07	31,50	04	18,00
Brita 2 (sc)	5,10	14	71,40	10	51,10
Cimento (50 kg)	17,95	05	89,75	03	53,85
Tijolo maciço (milheiro)	100,00	1,3	130,00	01	100,00
Impermeabilizante (2 L)	21,00	02	42,00	01	21,00
<i>Subtotal</i>			455,85		304,75
Armação					
Barra de aço CA50 8 mm	17,20	13	223,6	05	86,00

Barra de aço CA60 4,2 mm	5,25	13	68,25	06	31,50
<i>Subtotal</i>			291,85		117,50
Madeiramento					
Réguas pinus 10 x 2 x 1 cm (pç)	2,00	07	14,00	-	-
Ripas Angelim pedra 5 x 2 cm (pç)	2,50	04	10,00	-	-
Tábua angelim pedra 15 x 2 x 2 cm (pç)	9,00	05	45,00	-	-
Tábua Angelim pedra 30 x 2 x 0,7 cm (pç)	12,00	01	12,00	-	-
Tábua pinus 30 x 2 x 2 cm (pç)	15,00	01	15,00	-	-
Toras de madeira para Fundação (2,50 m x ϕ 30 cm)	35,00	08	280,00	04	140,00
<i>Subtotal</i>			376,00		140,00
Instalação hidráulica e Sanitária					
Adaptador 20 x 1/2" (pç)	4,40	02	8,80	02	8,80
Adaptador flange 25 x 3/4" (pç)	5,70	01	5,70	01	5,70
Adaptador soldado curto 25 x 3/4" (pç)	0,60	01	0,60	01	0,60
Anel de esgoto 100 mm (pç)	0,90	02	1,80	02	1,80
Cap de esgoto 100 mm (pç)	4,30	01	4,30	01	4,30
Joelho 90°soldado 20 mm (pç)	0,20	09	1,80	08	1,60
Joelho 90°soldado 32 mm (pç)	0,80	01	0,80	01	10,80
Joelho 90°soldado 75 mm (pç)	0,99	02	1,98	-	-
Joelho de esgoto 45° 100 mm (pç)	3,90	02	7,80	02	7,80
Luva redução 32 x 3/4" (pç) (pç)	1,00	01	1,00	01	1,00
Luva soldada de redução 32 x 25 mm (pç)	1,20	01	1,20	01	1,20

Registro soldado 20 mm (pç)	6,90	04	27,60	04	27,60
Registro soldado 75 mm (pç)	14,90	01	14,90	-	-
Tê soldado 32 mm (pç)	0,60	02	1,20	02	1,20
Tubo soldado 20 mm (6 m)	7,60	07	53,20	08	60,80
Tubo soldado 32 mm (m)	4,10	03	12,30	03	12,30
Tubo soldado 75 mm (m)	5,20	04	20,80	-	-
Tubo soldado 100 mm (m)	7,24	04	28,96	04	28,96
União soldada 20 mm (pç)	3,30	02	6,60	02	6,60
União soldada 32 mm (pç)	7,40	02	14,80	02	14,80
<i>Subtotal</i>			216,14		195,86
Outros					
Abraçadeira rosca sem fim ¾ x 1" (pç)	0,60	03	1,80	03	1,80
Alicate bico preto (pç)	9,90	01	9,90	01	9,90
Alicate corte diagonal (pç)	12,50	01	12,50	01	12,50
Alicate universal (pç)	15,90	01	15,90	01	15,90
Arame recozido n°.18 (kg)	6,60	01	6,60	01	6,60
Arco serra (pç)	6,90	01	6,90	-	-
Bomba centrífuga (unidade)	250,00	04	1000,00	04	1000,00
Bomba submersa (unidade)	125,00	02	250,00	01	250,00
Caixa de água de fibra 500 L (pç)	135,90	01	135,90	-	-
Chave boca 8 x 9 mm (pç)	2,75	01	2,75	01	2,75
Chave combinada 9 x 9 mm (pç)	3,70	01	3,70	01	3,70
Chave combinada 9 x 9 mm (pç)	3,80	01	3,80	01	3,80
Chave teste 1/8 x 3 (pç)	8,80	01	8,80	01	8,80

Chave toco 3/16 (pç)	3,00	01	3,00	01	3,00
Estilete largo 18 mm (pç)	2,30	01	2,30	01	2,30
Fita isolante preta c/ 20 m (pç)	3,60	02	7,20	02	7,20
Fita veda rosca 18 x 25 mm (pç)	2,20	03	6,60	03	6,60
Jogo de brocas	69,90	01	69,90	01	69,90
Lanterna (pç)	16,90	01	16,90	01	16,90
Lima grossa chata (pç)	23,10	01	23,10	01	23,10
Lixa folha papel 150 (pç)	0,80	02	1,60	02	1,60
Mangueira nível 5/16 (m)	0,75	03	2,25	02	1,50
Mangueira cristal 1” (m)	6,00	03	18,00	02	12,00
Martelo 23 mm (pç)	12,60	01	12,60	01	12,60
Martelo 40 mm (pç)	6,20	01	6,20	01	6,20
Parafuso 5.0 x 60 mm (pç)	0,15	04	0,60	04	0,60
Plug roscável 3/4” (pç)	0,25	03	0,75	03	0,75
Prego 17 x 27 (kg)	7,09	01	7,09	01	7,09
Prego 22 x 54 (kg)	8,45	01	8,45	01	8,45
Silicone 300 g (pç)	9,20	03	27,60	03	27,60
Solda adesiva 175 g	6,00	03	18,00	02	12,00
Torneira jardim 1/2” (pç)	1,80	02	3,60	02	3,60
Trena 5 m (pç)	4,99	01	4,99	01	4,99
<i>Subtotal</i>			1681,28		1523,73
Instalação elétrica					
Cabo PP 2 x 1,5 (pç)	1,75	10	17,50	10	17,50
Chave combinada 11 mm (pç)	4,60	01	4,60	01	4,60
Conector sindal 10 mm (pç)	0,80	01	0,80	01	0,80
Controle automático de nível (pç)	31,40	01	31,40	01	31,40
Interruptor simples (pç)	3,25	01	3,25	01	3,25
Torneira bóia auto- mática elétrica (pç)	25,00	01	25,00	01	25,00
<i>Subtotal</i>			82,55		82,55

Camadas internas do filtro					
Areia filtrante (sc de 20 kg)	24,00	08	192,00	08	192,00
Suporte filtrante (sc de 20 kg)	20,00	04	80,00	04	80,00
<i>Subtotal</i>			272,00		272,00
Mão de obra					
Para implantação (8 horas)	60,00	05 dias	300,00	04 dias	240,00
Para manutenção (hora x meses)*	100,00	0,167	250,50	3,33	4995,00
<i>Subtotal</i>			550,50		5235,00
Total			3.926,17		7.871,39

* Horas de manutenção vezes os 15 meses de operação do filtro.

* Valores unitários referentes a 2007.

Obs: o tempo gasto no filtro lento para a realização da limpeza convencional correspondeu a 3,33 h; para a limpeza por retrolavagem foi de 10 minutos, que correspondeu ao momento em que não se saia mais água do filtro lento.

A Tabela 39 mostra a sintetização das despesas obtidas com a implantação do filtro com limpeza retrolavável e sua manutenção em R\$ 3.926,17, sendo que esta manutenção foi de apenas R\$ 250,50. As despesas de implantação do filtro com limpeza convencional corresponderam a R\$ 2.876,39 e para a manutenção, durante 15 meses correspondentes ao funcionamento deste filtro, foi de R\$ 5235,00, totalizando R\$ 7.871,39.

Como pode ser observado, custa mais construir o filtro com limpeza retrolavável, porque este necessita de reservatório de água de lavagem. Além disso, o reservatório deste projeto foi construído de forma suspensa, o que necessitou de maior proteção na fundação e construção de laje. Custo este, não adicionado ao filtro com limpeza convencional.

Entretanto, como a limpeza do filtro é realizada por lavagem da areia com água filtrada, este necessitou de menor tempo de manutenção para a limpeza (4 min de expansão e mais 6 min até a saída final da água de lavagem), do que o filtro com limpeza convencional, que teve limpeza com tempo de duração maior.

Vale ressaltar que o importante nesta listagem de despesas não é o quanto cada filtro custou para ser implantado e mantido, mas sim,

quantas vezes um foi mais econômico que o outro. Assim, com os dados totalizados, verificou-se que o filtro com limpeza convencional é aproximadamente 2 vezes mais caro do que o retrolavável, durante o período de 15 meses de operação, correspondente ao período em que os filtros funcionaram. Vale lembrar que os sistema em estudo são sistema piloto, e que, para a comparação entre esses filtros em escala real de estação de tratamento de água, possivelmente seria diferente.

Foi possível também verificar a partir de quantos meses de operação, o filtro retrolavável foi menos dispendioso do que o convencional (Tabela 40).

Tabela 40: Comparativo entre despesas de implantação e o custo de manutenção, no decorrer dos meses de operação.

Período de funcionamento do filtro lento (mês)	FLR	FLC	Diferença entre Despesa total do FLR e do FLC R\$
Sem manutenção	3675,67	2876,39	799,28
1 ^o	3692,07	3209,39	482,98
2 ^o	3709,07	3542,39	166,68
3 ^o	3725,77	3875,39	-149,62
4 ^o	3742,47	4208,39	-465,92
5 ^o	3759,17	4541,39	-782,22
6 ^o	3775,87	4874,39	-1098,52
7 ^o	3792,57	5207,39	-1414,82
8 ^o	3809,27	5540,39	-1731,12
9 ^o	3825,97	5873,39	-2047,42
10 ^o	3842,67	6206,39	-2363,72
11 ^o	3859,37	6539,39	-2680,02
12 ^o	3876,07	6872,39	-2996,32
13 ^o	3892,77	7205,39	-3312,62
14 ^o	3909,47	7538,39	-3628,92
15 ^o	3926,17	7871,39	-3945,22

Observa-se que, a partir do 3^o mês de operação, o filtro com limpeza retrolavável passou a ser mais econômico que o filtro com limpeza convencional. O que mostra que a implantação e operação do FLR é realmente viável.

5.8 Avaliação da qualidade do Sistema em Colunas Filtrantes em sedimentos

Nesta avaliação, a água afluyente, denominada de água bruta enriquecida com carbofurano, percolou pelo sistema em colunas, até a saída final, denominada de água filtrada. Neste estudo, não houve fatores externo que viessem a interferir nos resultados.

Este sistema funcionou do dia 31 de março de 2008 a 08 de setembro de 2009, totalizando 527 dias. Sua paralisação foi consequência da parada dos sistemas em campo, pois com isso, não houve mais viagens à Ituporanga para coletar água de alimentação para este sistema.

5.8.1 Estudo do carbofurano e a influência do pH

Os dados de carbofurano obtidos no período de monitoramento podem ser observados na **Figura 85**. O período de monitoramento ocorreu de junho de 2008 a agosto de 2009. Em cada mês, foi adicionado padrão de carbofurano à água bruta oriunda de Ituporanga. Era coletada amostra no primeiro dia de adição do carbofurano, seguido do 5°, 10°, 15°, 20° e 25° dia. Estes dias de coleta, foram definidos em função da distância percorrida nas colunas filtrantes. Observou-se que no percurso da água dentro das colunas, o carbofurano ia sendo removido.

Este sistema forneceu dados médios de água bruta de 0,7 µg/L e de água filtrada 0,1 µg/L, com remoção (microbiana, química e/ou fotoquímica) aproximada de 82 % associada . Bailey *et al.* (1996), em estudos realizados para determinar a velocidade de degradação do carbofurano, encontraram remoção entre 80 e 95 %. A velocidade de degradação, expressa por meio da remoção do sistema em colunas, apresentou remoção condizente com Bailey e colaboradores. Isso indicou que o sistema em colunas, foi eficiente na remoção do carbofurano.

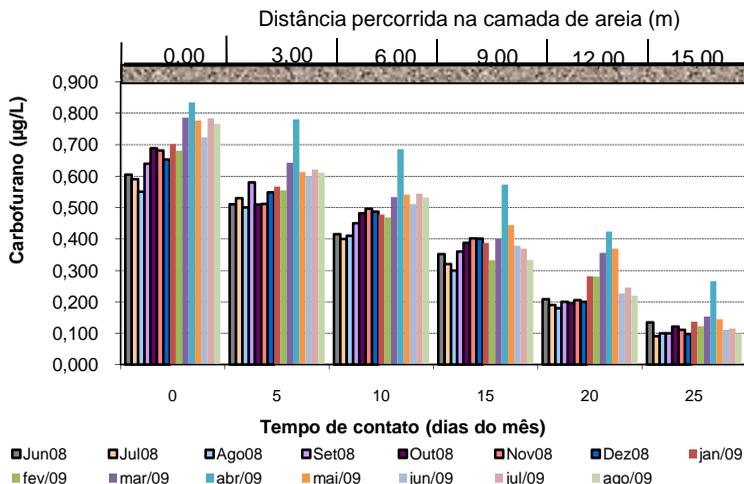


Figura 85: Monitoramento do carbofurano no sistema em colunas filtrantes.

Neste sistema foi possível coletar amostras em pontos intermediários, além da água bruta e filtrada. Com estes dados, foi possível traçar a curva de degradação cinética do composto, como pode ser observado na **Figura 86**.

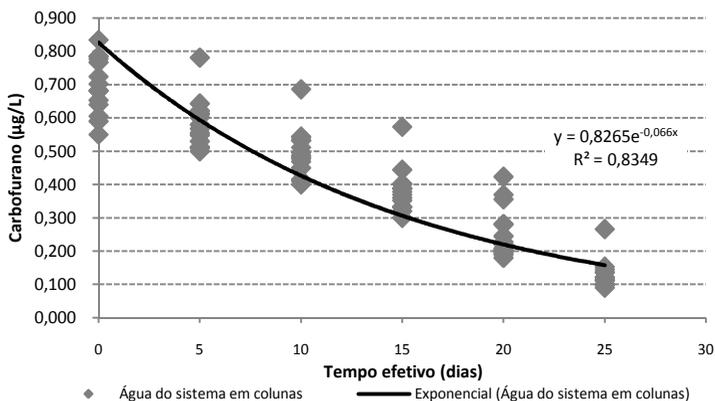


Figura 86: Curva de degradação cinética do carbofurano no sistema em colunas filtrantes.

A curva de degradação foi uma curva cinética de primeira ordem, representada pela Equação 12:

$$y = 0,8265e^{-0,066x} \text{ e } R^2 = 0,8349 \quad \text{Equação 12}$$

Assim, comparando-se a Equação 11 com 12, obtêm a concentração inicial do conjunto de dados que foi de 0,8 µg/L, em que a taxa de degradação foi 0,07 dia. Aplicando-se a taxa de degradação na Equação 12, obtêm-se o tempo de meia vida do carbofurano, no sistema em colunas de 10,5 dias.

Vale lembrar que este tempo de meia vida foi obtido no pH médio da água bruta foi de 6,7. Como o pH é considerado neutro entre 6,5 e 7, o tempo de meia vida tinha pH neutro. Conforme a literatura, o carbofurano é considerado estável neste pH, e instável em pH ácido. Caso o pH da água tendesse a ficar mais ácido, o tempo de meia vida seria maior, pois o composto se tornaria mais persistente.

Tomlin (2001) associou a persistência do carbofurano ao pH da água contaminada, no qual o pH da água delibera se o composto será degradado em horas, dias ou mesmo em anos. A meia vida em água a 22°C em pH 4,0 pode atingir 1 ano, enquanto que em pH básico, em torno de 9,0, pode abranger apenas 31 horas. Santos 2007, em estudo com água de arroz contaminada com carbofurano, obteve meia vida no pH 7 de 10 dias e no pH 10, apenas 1,3 horas.

Assim, com o pH próximos ao neutro, o tempo de meia vida do composto foi muito semelhante ao tempo de meia vida encontrado por Santos (2007).

Durante todo o período de funcionamento, houve oscilações significativas no pH das águas bruta e filtrada (**Figura 87**). O pH das amostras de água bruta oscilaram entre 5,4 e 8,4, ou seja, teve momentos em que o meio esteve ácido e outros momentos básico, o que gerou pH médio de 7,1. As amostras filtradas ficaram mais restritas ao pH ácido, variando entre 2,3 e 5,4, cuja média foi de $3,4 \pm 0,8$.

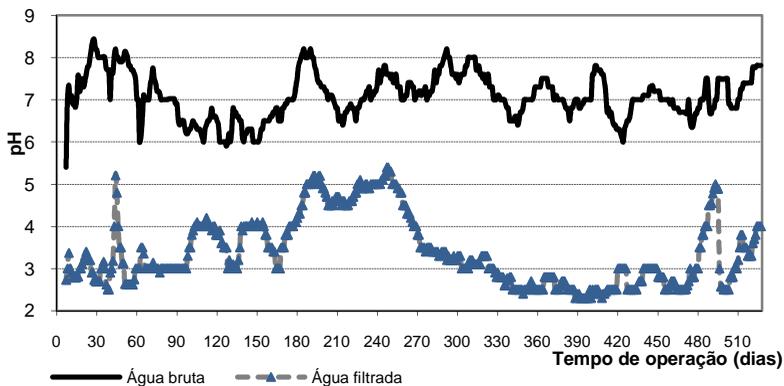


Figura 87: pH das amostras do sistema em colunas filtrantes.

A portaria n^o 518 limita a faixa do pH para água de consumo humano entre 6,0 e 9,5. Em todo o período de monitoramento, o pH da água filtrada ficou bem abaixo deste limite, o que não seria recomendado para esta fim de consumo. Acredita-se que bactérias acidificadoras fizeram parte da flora microbiana do sistema em colunas. Para que estas se alimentassem, a quebra das moléculas acontecia com liberação de ácidos, responsáveis pela diminuição do pH na água filtrada.

5.8.2 Estudo físico-químico

Além do estudo do carbofurano e a influência do pH, foram analisadas também as variáveis físico-químicas: ferro total, turbidez, cor aparente e verdadeira.

5.8.2.1 Ferro Total

A portaria n^o 518 limita o ferro em água para consumo humano em 0,3 mg/L. Os dados de ferro total nas águas bruta e filtrada estão apresentados na **Figura 88** e não enquadram-se abaixo deste limite.

Além de a água bruta ser enriquecida com ferro insolúvel, o material que foi preenchido nas colunas filtrantes, proveniente do solo/subsolo de Ituporanga, também estava enriquecido com ferro insolúvel. Assim, a água filtrada teve mais ferro do que a água bruta, como pode ser observada na **Figura 88**.

Percebeu-se que nas colunas a água filtrada, em geral, teve mais ferro ($7,1 \pm 1,5 \text{ mg/L}$) do que a água bruta ($3,6 \pm 1,0 \text{ mg/L}$), algo que não aconteceu no sistema em campo. Logo, questionou-se o porquê de tamanha diferença. Como resposta, observou-se que tanto o sistema em campo, como o sistema em colunas receberam a água com os mesmos parâmetros físico-químicos. Porém notou-se que o percurso da água bruta em campo e nas colunas, aconteceu de forma diferente. Em campo, a água bruta infiltrava-se pelas margens do rio e atravessa as camadas do solo/subsolo até chegar ao poço de produção, enquanto que nas colunas, o material filtrante foi obtido apenas do perfil do furo SP03. Esta diferença pode ter influenciado na variação de ferro na água filtrada em colunas.

Como exceção a essa situação, entre os dias 261 e 276º dias de operação, houve remoção média do ferro em 8,2 %. Remoção esta, pouco significativa, para enquadrar a água filtrada dentro dos padrões de potabilidade.

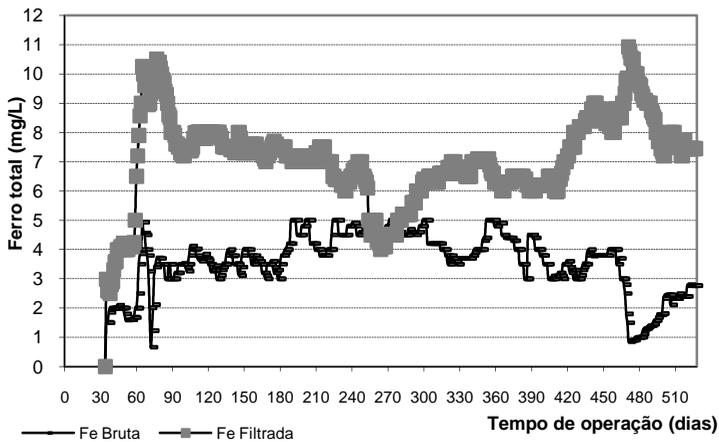


Figura 88: Concentração do ferro nas águas de estudo do sistema em colunas.

5.8.2.2 Turbidez

Embora do sistema em colunas filtrantes tenha sido construído para simular a FMR em campo, a remoção da turbidez não foi seguida neste sistema em colunas. Este sistema teve turbidez média bruta de $12,7 \pm 15,4$ uT e da água filtrada de $12,5 \pm 7,9$ uT.

Apesar de o sistema em colunas ter passado por 4 meses de acomodação, os 90 dias após esta fase, teve turbidez da água bruta e filtrada oscilante e elevados. A partir do 91 dias até os 527 dias de operação, a turbidez da água bruta foi ligeiramente inferior à da água filtrada (**Figura 89**).

Mondardo *et al.* (2008) e Mondardo (2009) desenvolveram estudo em colunas filtrantes, para simular a filtração em margem de lagoa enriquecida de fitoplânctons. Neste estudo, os autores analisaram a turbidez da água bruta e da água filtrada em colunas, cujo resultado foi a remoção média de 89,3 %.

Acredita-se que, assim como Mondardo *et al.* (2008) e Mondardo (2009) obtiveram excelente remoção da turbidez, fornecendo água com 0,5 uT, o sistema proposto poderia também ter fornecido água filtrada com turbidez abaixo do limite estabelecido pela portaria, desde que a presença do ferro fosse menos significante. O ferro insolúvel na água filtrada contribuiu para que a turbidez desta água fosse superior à da água bruta.

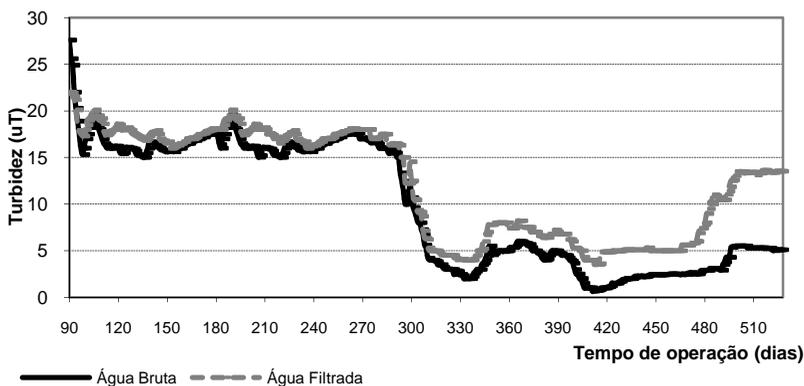


Figura 89: Turbidez das águas do sistema de FM.

5.8.2.3 Cor aparente e verdadeira

O comportamento da cor aparente e verdadeira da água bruta e filtrada, até os 90 dias de operação, foi semelhante ao da turbidez, sendo assim, descartados. Logo os dados de cor aparente e verdadeira da água bruta e filtrada são apresentados na **Figura 90** no período de operação entre 90 e 527 dias. Apesar deste descarte, os valores obtidos de cor, continuaram oscilantes. Estes também tiveram interferência do ferro dissolvido.

Mondardo *et al.*(2008) e Mondardo (2009) além de obterem remoção da turbidez, também obtiveram cor aparente, em torno de 73,4 %. Esta remoção veio afirmar que, se não por causa do ferro dissolvido, o sistema proposto também forneceria dados de remoção para a cor, já que no sistema em campo houve remoção.

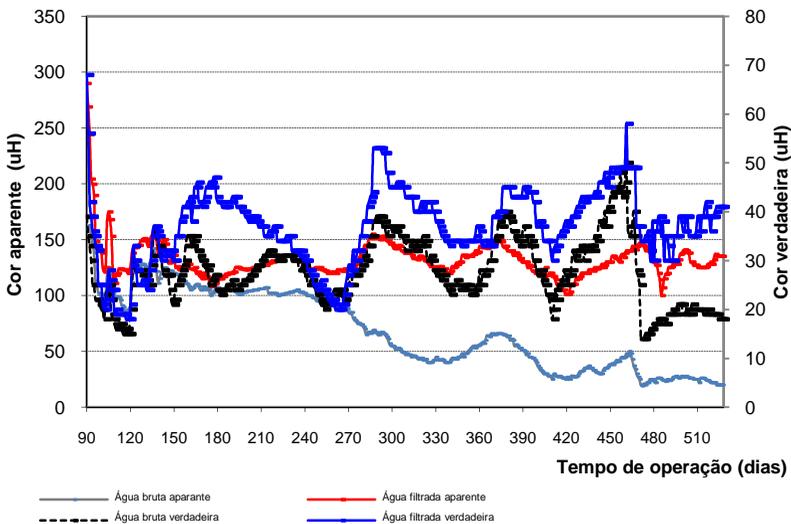


Figura 90: Dados de cor aparente e verdadeira do sistema em colunas filtrantes.

5.9 Comparativo da qualidade da água dos sistemas em estudo

Após fazer a avaliação da qualidade das águas de estudo em subitens, pensou-se em mostrar um estudo comparativo da água bruta e dos sistemas estudados com a Portaria de potabilidade de água vigente. Na Tabela 41 são apresentados os valores médios de cada variável analisada por sistema em estudo.

Se fosse utilizada a FMR como único tratamento, as variáveis: coliformes totais, *E. coli*, amônia, ferro, turbidez, cor aparente e verdadeira, não se enquadrariam abaixo do limite estabelecido pela Portaria nº 518. Os demais parâmetros: temperatura, OD, dureza, STD, Absorvância, COT, nitrito, nitrato, pH enquadrariam-se nesta Portaria, ou a mesma não define limite. Com relação ao carbofurano, este sistema forneceu água filtrada com concentração média de $0,1 \pm 0,1 \mu\text{g/L}$, valor este que se enquadra abaixo do limite estabelecido pela Portaria da comunidade Européia.

Utilizando-se a FMR como pré-tratamento, propôs-se o Sistema 1, que corresponde à FMR seguida de FLC. Das variáveis físico-químicas analisadas, os coliformes totais e a *E. coli* foram os únicos que não se enquadraram dentro dos limites estabelecidos pela Portaria vigente. Vale ressaltar que os resultados desses dois parâmetros não passaram pela desinfecção. Com relação ao composto orgânico carbofurano, este sistema forneceu água filtrada final média com concentração de $0,1 \pm 0,0 \mu\text{g/L}$, o que enquadrou esta água dentro dos limites estabelecidos pela Portaria Européia.

Além do Sistema 1, também propôs-se o Sistema 2, que tem como pré-tratamento a FMR seguida de FLR. Neste sistema, além dos coliformes totais e *E. coli*, a amônia também não se enquadrou abaixo dos limites estabelecidos pela Portaria de potabilização de água vigente. as demais variáveis analisadas enquadraram-se dentro dos limites estabelecidos para tal finalidade. Como concentração média do carbofurano, obteve-se, durante o período de monitoramento, $0,1 \pm 0,0 \mu\text{g/L}$, o que enquadra esta água dentro dos limites estabelecidos pela Portaria Européia.

No sistema em colunas filtrantes de sedimentos, todas as variáveis físico-químicas analisadas e do carbofurano, ficaram acima dos limites estabelecidos pela Portaria nº 518.

Tabela 41: Valores médios das variáveis analisada por cada sistema em estudo.

Variáveis analisadas	SISTEMAS ESTUDADOS NESTA PESQUISA					Portarias	
	Água Bruta	FMR	Sistema 1	Sistema 2	Sistema em Colunas Filtrantes	n° 518	Euro-péa
Temperatura (°C)	20,7 (±3,3)	19,7 (±3,71)	20,4 (±2,6)	20,1 (±2,3)	*	**	**
OD (mg/L)	8,7 (±0,6)	4,0 (±0,4)	8,5 (±2,3)	8,7 (±0,2)	*	**	**
Dureza (mg/L)	20,6 (3,7)	26,4 (±27,1)	9,3 (±7,2)	13,9 (±13,1)	*	500	**
STD (mg/L)	45,2 (±16,93)	44,2 (±24,57)	4,6 (±5,21)	5,2 (±4,98)	*	1000	**
CT (NMP/100 mL)	25272 (±22534)	146 (±100)	15 (±11)	18 (±12)	*	Ausência em 100 mL	**
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	2301 (2617)	4 (±3)	1 (±2)	1 (±1)	*	Ausência em 100 mL	**
ABS (254 nm)	0,220 (0,130)	0,079 (±0,076)	0,016 (±0,016)	0,021 (±0,017)	*	**	**
COT (mg/L)	4,4 (±0,7)	3,7 (±1,4)	4,5 (±1,9)	3,4 (±1,1)	*	**	**
Amônia (mg/L)	0,6 (0,5)	6,8 (±0,5)	0,3 (±0,2)	1,9 (±0,8)	*	1,5	**
Nitrito (mg/L)	0,060 (±0,049)	0,008 (±0,006)	0,011 (±0,037)	0,001 (±0,001)	*	1	**
Nitrato (mg/L)	0,380 (0,355)	0,589 (±0,905)	0,628 (±0,683)	1,011 (±1,080)	*	10	**
pH	6,7 (±0,6)	6,1 (±0,5)	7,7 (±1,0)	7,3 (±0,7)	3,4 (±0,8)	6,0–9,5	**
Ferro total (mg/L)	0,97 (±0,56)	4,87 (±4,33)	0,05 (±0,08)	0,16 (±0,17)	7,06 (±1,46)	0,30	**
Turbidez (uT)	32,0 (±14,81)	13,0 (±15,6)	0,7 (±0,6)	0,5 (±0,5)	12,5 (±7,9)	2	**
Cor aparente (uH)	229 (±96)	181 (±136)	14 (±13)	14 (±10)	145 (±69)	15	**
Cor verdadeira (uH)	40 (±27)	44 (±40)	2 (±3)	3 (±3)	44 (±19)	**	**
Carbofurano (µg/L)	0,4 (±0,1)	0,1 (±0,1)	01 (±0,0)	0,1 (±0,0)	0,1 (±0,0)	**	0,1

* Variável não analisado no sistema.

**Portaria não limita a respectiva variável.

6 CONCLUSÕES

Como finalizações deste trabalho, concluiu-se que:

- A remoção do carbofurano nos filtros lentos foi significativa: no filtro lento com limpeza convencional foi em média 54 % e no retrolavável 64 %, relativo à concentração de carbofurano após a filtração em margem, demonstrando que a combinação filtração em margem seguida de filtração lenta (pré-tratamento e tratamento), atendeu aos critérios da Comunidade Européia para os níveis de contaminação encontrados no rio.

- A Filtração em Margem de rio seguida de Filtração Lenta com limpeza convencional (Sistema 1) teve as variáveis: oxigênio dissolvido, dureza, sólidos totais dissolvidos, amônia, nitrito, nitrato, pH, ferro, turbidez e cor aparente, enquadradas abaixo dos limites estabelecido pela Portaria n° 518. Entretanto, os coliformes totais e *E. coli* não se enquadraram nesta Portaria. Possivelmente, se fosse realizada a desinfecção obrigatório na água essas variáveis se enquadrariam.

- No Sistema 2 que correspondeu à Filtração em margem de rio seguida de Filtração Lenta com limpeza Retrolavável, das variáveis analisadas, apenas os coliformes totais, *E. coli* e amônia, não se enquadraram abaixo do limite definido pela Portaria de potabilização de água.

- A simulação da filtração em margem de rio por meio de colunas filtrantes de sedimentos foi eficiente na remoção de carbofurano (82 %). Esta boa eficiência, apresentou concentração média de carbofurano de 0,1 µg/L, o que enquadrou esta água dentro do limites estabelecido pela Portaria da Comunidade Européia que de 0,1 µg/L. Este sistema não apresentou boa eficiência com relação às variáveis analisada, não se enquadram abaixo dos limites estabelecidos pela Portaria n° 518.

- Em termos de praticidade de lavagem, a limpeza da areia foi o fator diferenciador entre o filtro lento com limpeza retrolavável e o convencional. O filtro com limpeza retrolavável consumiu 50 vezes menos tempo para realizar que o convencional. Com apenas 4 minutos foi realizado a limpeza do meio filtrante do filtro lento com limpeza retrolavável.

vel, enquanto que a limpeza foi realizada no filtro lento com limpeza convencional em 3 horas e 20 minutos.

- O sistema de lavagem do filtro lento com limpeza retrolavável foi considerado rápido na limpeza do meio filtrante. Entretanto, pelo fato da duração média das carreiras de filtração ter sido de apenas 17 dias, isso pode ser indicador de que o perfil da camada filtrante continuou enriquecido de flora microbiana, necessário para a carreira de filtração seguinte.

- Em relação ao custo de implantação, o filtro lento com limpeza retrolavável foi mais dispendioso que o convencional. O retrolavável necessita de construção de reservatório para armazenamento de água de lavagem e o convencional não. Entretanto, como o tempo para a manutenção (limpeza da areia) foi bem menor no retrolavável, a diferença no custo total (implantação e manutenção) foi compensada, a partir do 3º mês de operação do sistema.

7 RECOMENDAÇÕES

Com base no trabalho realizado, recomenda-se que:

- Realizar ensaios de degradação do carbofurano para verificar qual a forma de degradação predominante: microbiana, química ou fotoquímica;
- Construção da filtração lenta em fibra de vidro, pois com este material reduz-se os vazamentos, que podem ocorrer em uma tecnologia de construção convencional. Além disso, deve facilitar a limpeza do filtro;
- Seja realizada a avaliação da viabilidade de aumento do volume de água para filtração com limpeza por retrolavagem para possibilitar maior tempo de lavagem e garantir maiores carreiras de filtração.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas – **Solo – Sondagens de Simples Reconhecimento com SPT – Método de Ensaio.** Norma 6484. Fevereiro de 2001.

AMY, G., CARLSON, K., COLLINS, M. R., DREWES, J., GRUENHEID, S., JEKEL, M. Integrated comparison of biofiltration in engineered versus natural systems. In: Gimbel, R.; Graham, N. J. D.; Collins, M. R. **Recent Progress in Slow Sand and alternative Biofiltration Processes.** IWA Publishing, London, p.1-11, 2006.

ANDEF. **Manual de uso correto e seguro de produtos fitossanitários/agrotóxicos.** Disponível: www.andef.com.br/usoseguro/index.htm. Acesso em 28 de março de 2005 às 10:26 h.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução nº. 899 de 29 de março de 2003.** Guia para validação de métodos Analíticos e Bioanalíticos. 2003.

ARAÚJO, A.B., FELIX, E.P., BRITO, N.M. AMARANTE JR, O.P. Interações e destino de pesticidas no ambiente. In: ESPÍNDOLA, E. e WENDLAND, E. **Bacia Hidrográfica – Diversas Abordagens em Pesquisa.** cap.2, v.3, p.17-32, 412p. São Carlos: RiMA, 2004.

ASPELIN, A. L., GRUBE, A. H., TORIA, R. **Pesticide industry Sales and usage: 1990 and 1991 market estimates.** U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C., 37p, 1992.

BAILEY, H. C., DIGIORGIO, C., KROLL, K., MILLER, J. L., HINTON, D. E., STARRETT, G. Development of procedures for identifying pesticide toxicity in ambient waters: carbofurano, diazinon, chlorpyri-

fos. **Environmental Toxicology and Chemistry**. New York 15(6), p.837-845, 1996.

BANKFILTRATION. **Bankfiltration**. Disponível: www.bankfiltration.org. Acesso em 30 de maio de 2005 às 11:35 h.

BELLAMY, W. D., HENDRICKS, D. W., LOGSDON, G. S. Slow sand filtration: Influences of selected process variables, **Journal of the American Water Works Association**, v.77, n.12, p.62-66, 1985.

BENITEZ, F. J., ACERO, J. L., REAL, F. J. Degradation of carbofuran by using ozone, UV radiation and advanced oxidation processes. **Journal of Hazardous Materials**. p.51-65, 2002.

BOUWER, H. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. **Journal of Hydrogeology**, v.10, p.121-142, 2002.

BRASIL. Decreto Federal nº 4.074 de 04 de janeiro de 2002 do Ministério da Saúde. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. 2002.

BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Código Florestal do Brasileiro. 1965.

BRASIL. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 do Ministério da Saúde. Estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e das outras providências. 2004.

BRASIL. Portaria normativa nº 84 de 15 de outubro de 1996 do IBAMA. Estabelece critérios a serem utilizados para efeito de registro e avaliação de potencial de periculosidade ambiental (ppa) de agrotóxicos, seus componentes e afins. 1996.

BRASIL. Portaria n° 1469, de dezembro de 2000 do Ministério do Meio Ambiente. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. 2000.

BRASIL. Resolução CONAMA n°357 de 17 de março de 2005 do Ministério do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, padrão de potabilidade de água para consumo animal e dá outras providências. 2005.

CAMPOS, L. C. Modelling and simulation of the biological and physical processes of slow sand filtration. 2002. Thesis PhD, University of London. London.

CAMPOS, L. C., SMITH, S., GRAHAM, N. J. D. Modelação matemática da filtração Lenta de águas para abastecimento. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22°, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville, 2003, CD-ROM.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações: fundamentos.** 6ª edição revisada. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, v.1, 234p, 1996.

CASS, Q. B., DEGABI, A. L. G. **Desenvolvimento de métodos por HLPC: fundamentos, estratégias e validação.** São Carlos: EdUFSCar, 77p, 2001.

CHEMFATE – **Syracuse research corporation: CAS 001563-66-2 Carbofuran.** Disponível em <http://esc.syrres.com/scripts/CHFchi.exe/>. Acesso em 30 de maio de 2008.

CLEASBY, J. L. Filtração. **Water quality and treatment.**, F.W. Pontius, New York: McGraw Hill, 1990.

COELHO, E. R. C., DI BERNARDO, L. Avaliação da Filtração Lenta de areia e carvão ativado e da pré-oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio na remoção de matéria orgânica, microrganismos e atrazina. .

In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22º, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville, 2003, CD-ROM.

COELHO, E. R. C., DI BERNARDO, L., ALMEIDA, H., LANDGRAF, M. D., TANGERINO, E. P. Avaliação da filtração lenta na remoção de matéria orgânica natural, microrganismos e atrazina. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21º, 2001, João pessoa. **Anais...** João pessoa, 2001, CD-ROM.

COMPÊNDIO DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS. **Guia prático de produtos fitossanitários para uso agrícola.** São Paulo: Editora Andrei, 7ª edição. 2005. 1141p.

CRESTANA, S. Harmonia e respeito entre homens e natureza: uma questão de vida – A contribuição da agricultura. In: CASTELLANO, E. G.; CHAIDHRY, F. H. **Desenvolvimento Sustentado: problemas e Estratégias.** São Carlos: EESC-USP. p.169–180, 2000.

DACACH, N. G. **Saneamento Básico.** 3. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 1990.

DALSASSO, R. L. **Pré-ozonização de águas contendo agrotóxico, seguida de filtração direta.** 1999. 135p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DALSASSO, R. L., MONDARDO, R. I., SENS, M. L., MELO FILHO, L. C. Remoção de cianobactérias e cianotoxinas através da filtração em margem. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, VIII, 2006, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, CD-ROM.

DANTAS, A. L. F. L. **O uso de indicadores sócio-ambientais para análise da atividade turística na ilha de Santa Catarina, Município de Florianópolis/SC.** 2005. 238p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DASH, R.R., MEHROTRA, I., KUMAR, P., GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water-quality evaluation. **Hydrogeology Journal**, v.16, n.6, p.1089-1099, 2008.

DESER. **Departamento de Estudos Sócio-Econômico da região Sul, 2004.** A seca em Santa Catarina em 24 de março de 2004. Disponível em: http://www.deser.org.br/noticias_read.asp?id=775. Site acessado em 16 de março de 2006 às 13:08h.

DEUEL, L.E.; PRICE, J.D.; TURNER, F.T.; BROWN, K.W.; Persistence of carbofuran and its metabolites, 3-keto and 3-hydroxy carbofuran, under flooded rice culture. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v.8, n.1, p. 23-26, 1979.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** Rio de Janeiro: ABES, v.2, 503p, 1993.

DI BERNARDO, L., BRANDÃO, C. C. S., HELLER, L. **Tratamento de Água de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas.** Ed. ABES, Rio de Janeiro, 1999, 114p.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água.** São Carlos: Editora LDIBE LTDA, v1, 878p e v2, 682p, 2008.

DILLON, P. J., MILLER, M., FALLOWFIELD, H., HUTSON, J. The potential of riverbank filtration for drinking water supplies in relation to microcystin removal in brackish aquifers. **Journal of Hydrology**, v.266, n.3-4, p.209-221, 2002.

DONALD, D., GRYGASKI, T. **Development of a Sustainable Potable Water Supply for Rural Villages in the Coastal Region of Tanzania, Africa.** Ontario: WW Engineering, 2002. 36p. Disponível em: <[http://uwaterloo.ewb.ca/Research/results/Development%20of%20potable%20water%20supply%20Tanzania-partII.pdf](http://uwaterloo.ebw.ca/Research/results/Development%20of%20potable%20water%20supply%20Tanzania-partII.pdf)>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2006.

ECODEBATE. Brasil – **O maior consumidor de agrotóxicos.** Entrevista com Maria José Guazzelli em 09/06/09, publicada no Instituto

Humanistas Unisinos – IHU, da Universidade do vale do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul – São Leopoldo, 2009.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de reconhecimento de solos de alta intensidade de Santa Catarina.** 2000.

EMMENDOERFER, M. L. **Filtração lenta com retrolavagem para propriedades rurais de uso familiar.** 2006. 48p. TCC (Trabalho de Conclusão de Curso). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

EPAGRI - EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA, 2005. **Produção Animal.** Disponível em: <http://www.epagri.rct-sc.br/epagri>. Acesso em: janeiro de 2007.

FERRACINI, V. L., PESSOA, M. C. Y. P., SILVA, A. S., SPADOTTO, C. A. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v.11, p 1-16, 2001.

FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz. **Intoxicação por agrotóxico no Brasil.** Disponível em <http://www.fiocruz.br/>. Acesso em maio de 2006.

FOGEL, D., ISSAC-RENTON, J., GUASPIRINI, R., MOOREHEAD, W., ONGERTH, J. Removing giardia and cryptosporidium by slow sand filtration. **Journal American Water Works Association**, v.85, n.11, p.77-84, 1993.

FOX, K. R., GRAHAM, N. J. D., COLLINS, M. R. Slow sand Filtration Today: Introductory Review. In: **Slow Sand Filtration**, Ed. American Water Works Association, Denver, USA, 1994, 322 p.

GALVIS, G., VISSCHER, J. T., LLOYD, B. J. Pre-Treatment and Developments – Particulate Removals. In: **Slow Sand Filtration**, Ed. American Water Works Association, Denver, USA, 1994, 322 p.

GALVIS, G., LATORRE, J. VISSCHER, J.T. **Multi-stage filtration: an innovative water treatment technology**. IRC, The Hague, The Netherlands and CINARA, Cali, Colombia, 1998.

GICQUEL, L. **Curso Agrotóxico**. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1998, 43p.

GOELLNER, C. I. **Utilização dos defensivos agrícolas no Brasil: análise do seu impacto sobre o ambiente e a saúde humana**. São Paulo: Artgraph. 1993. 102p.

GRAHAM, N. J. D. Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes – a review. **Water Science Technology**, v.40, n.9, p.141-148, 1999.

HEALTH CANADA. **Summary of guidelines for Canadian drinking water**. Disponível em http://www.hcsc.gc.ca/ehp/ehd/catalogue/bch_pubs/dwgsup_doc/dwgsup_doc.htm, atualizado em 7/9/2003 consultado em 09/03/2007).

HISCOCK, K. M., GRISCHEK, T. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. **Journal of Hydrology**, v.266, p.139-144, September, 2002.

HUNT, H., SCHUBERT, J., RAY, C. Conceptual Design of Riverbank Filtration Systems. In: **Riverbank Filtration: Improving source-water quality**, v.43, cap.1, p.19–27, 2003.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censos Demográficos 2007**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 05 de janeiro de 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Região Sul do Brasil – Ituporanga**, folha SG-22-Z-C-III-4, MI-2892/4, ESCALA 1:50.000. 1980.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Safra por estado, dados de 2008**. Disponível em:

<<http://www.ibge.gov.br/estadosat/>>. Acesso em: 15 de novembro de 2009.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia. **Normalização e Qualidade Industrial: orientação sobre Validação de Métodos de Ensaios Químicos**, DOQ-CGCRE-008, 2003.

ITUPORANGA. **Caracterização Regional** – Secretaria de Estado do Planejamento, Orçamento e Gestão “Ituporanga”. 37p, 2003.

KALE, S.P., MURTHY, N.B.K., RAGHU, K. Degradation of ¹⁴C-carbofuran in soil using a continuous flow system. **Chemosphere**, v.44, p.893-895, 2001.

KUEHN, W., MUELLER, U. Riverbank filtration. An overview. **Journal American Water Works Association**, v.92, n.12, p.60-69, 2000.

LANÇAS, F.M. **Validação de métodos cromatográficos de análise**. São Carlos: RiMA, 2004. 62p.

LEÃO, J. C. **Estudo do movimento do carbofuran no perfil de um solo agrícola**. 1997. 96p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

LOGSDON, G. S., KOHNE, R., SOLOMON, A., LaBONDE, S. Slow sand filtration for small water systems. **Journal Environ. Eng. Science**, v.1, p.339-348, 2002.

LOPES, S. G. B. C. **Introdução a biologia e origem da vida, citologia, embriologia, histologia**. São Paulo, 13ª edição, 1995, 269p.

MARMONIER, P., FONTVIEILLE, D., GIBERT, J., VANEK, V. Distribution of dissolved organic carbon and bacteria at the interface between the Rhône River and its alluvial aquifer. **Journal of the North American Benthological Society**, v.14, n.3, p.2-392, 1995.

MARNOTO, M. J. E. **Expansão da areia durante a retrolavagem dos filtros lentos – influência sobre a qualidade da água para abasteci-**

mento e a duração das carreiras. 2008. 79p. TCC (Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis.

MEDEMA, G. J., JUHASZ-HOLTERMAN, M. H. A., LUIJTEN, J. A. Removal of microorganisms by bank filtration in a gravel-sand soil. **Proceedings, International Riverbank Filtration Conference.** Amsterdam: The Netherlands, p.161-168, 2001.

MICHIELIN, A. K. **Filtro Lento com Retrolavagem.** 2003. 49p. TCC (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis.

MIKELS, M. S. Characterizing the influence of surface water on water produced by collector wells. **Journal American Water Works Association**, v.84, n.9, p.77-84, 1992.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas.** 2009. 201p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MONDARDO, R. I., SENS, M. L., DALSSASSO, R. L., SILVA, R. L., PROENÇA, L. A. O. Filtração em margem: alternativa como um pré-tratamento à filtração direta na remoção de cianobactérias e saxitoxinas. In: congreso Interamericano Asociación Dominicana de Ingeniería sanitaria y Ambiental, 31°, 2008, Santiago – Chile, **Anais...** Santiago – Chile, 2008, CD-ROM.

MURAKAMI, D. T., SENS, M. L. Filtração lenta com retrolavagem para tratamento de água em pequenas comunidades rurais. In: Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 13°, 2008, Belém – PA, **Anais...** Belém, CD-ROM.

MORTARI Jr, J. R. **Simulação do Potencial de Contaminação de Agrotóxicos nas Microbacias Hidrográficas de Santa Catarina.**

1995. 39p. TCC (Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis.

MURTHA, N. A., HELLER, L, LIBANIO, M. A filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para tratamento de águas de abastecimento no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19º, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu, CD-ROM.

MURTHA, N. A., HÉLLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.8, n.4, p.257-267, outubro/novembro, 2003.

NASCIMENTO, K. R. F. **Modelagem matemática do uso conjunto das águas superficiais e subterrâneas da sub-bacia do rio das fêmeas-bahia**. Salvador: SRH – Superintendência de Recursos Hídricos da Bahia, 2002, 48p.

NMC – **Revised NMC Cumulative risk assessment**. Disponível em www.epa.gov . acessado em abril de 2008: EPA-HQ-OPP-2007-0935-0020.pdf. 2007.

OPAS. Organização Pan-Americana de saúde. **Manual de Vigilância da saúde de populações expostas a agrotóxicos**. Brasília, edição de 2000. 1997, 72p.

OMS – World Health Organization, 2006.**Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]:incorporating first addendum**. Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed.2006. Disponível em: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf Acesso em 06 de agosto de 2008.

PAASSEN, J. A. M., KRUTHOF, J. C., BAKKER, S. M., KEGEL, F. S. Integrated multi-objective membrane systems for surface water treatment: pre-treatment of nanofiltration by riverbank filtration and conventional ground water treatment. **Desalination**, v.118, p.239-248, September, 1998.

PEREIRA, S. P. **Tratamento de água com alta concentração de cianobactérias por meio da Filtração Lenta**. 2004, 99p. Dissertação de Mestrado do Curso de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

PIVELI, R. P., KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. SÃO Paulo: ABES, 2005. 285p.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudo de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

PYPER, R. G. LOGSDON, G. S. Slow sand filter design, in Logsdon, G. S. in: Slow Sand Filtration. **American Society of Civil Engineers**, New York. 1991. p.122-148, 1991.

RABELO, L. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na Lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton**. 2006. 152p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

RAY, C., BORAH, D. K., SOONG, D., ROADCAP, G. S. Agricultural chemicals: Impacts on riparian municipal wells during floods. **Journal American Water Works Association**, v.90, n.7, p.90-100, 1998.

RAY, C., MELIN, G., LINSKY, R. B. Introduction. In: **Riverbank Filtration: Improving Source-Water Quality**, v. 43, cap. introduction, p.1-15, 2003.

RBS. **Operação Pó da China**. Disponível: <http://www.clicrbs.com.br/clicnoticias/jsp/default.jsp?tab=00002&newsID=a1503836.htm&subTab=02618&uf=2&local=18&l=&template=2503.dwt§ion=Not%EDcias>. Acesso em 15 de maio de 2007 às 12:03 h.

RIBANI, M., BOTTOLI, C. B. G., COLLINS, C. H., JARDIM, I. C. S. F., MELO, L. F. C. Validação em Métodos Cromatográficos e Eletroforéticos. **Química Nova**. v.27, n.5, p.771-780, 2004.

ROCHA, V. C., HELLER, L., COSTA, B. M. P., LIBANIO, M. Avaliação da influência do sentido do escoamento na filtração lenta na remoção de cor em água de abastecimento. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, IX, 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro, 2000, CD-ROM.

SÁ, J. C., OLIVEIRA, A. C. P., OLIVEIRA E AZEVEDO, S.M.F., BRANDÃO, C.C.S. Remoção de *Microcystis aeruginosa* e Microcistina com a utilização de Filtro lento sanduíche. . In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22º, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville, 2003, CD-ROM.

SÁNCHEZ, L.D. *et al.* – **Multi-Stage Filtration: Thematic Overview** Paper 15. Cali: Irc International Water And Sanitation Centre, 2006. 64 p. Disponível em: <http://www.irc.nl/content/download/28202/297431/file/TOP15_MFS_06.pdf>. Acesso março de 2009.

SANTA CATARINA. **Lei Estadual de Santa Catarina nº11.069 de 29 de dezembro de 1998**. Dispõe sobre o controle da produção, comércio, uso, consumo, transporte e armazenamento de agrotóxicos, seus componentes e afins no território do estado de Santa Catarina e adota outras providências. 1998.

SANTA CATARINA. **Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos** – Lei das Águas superficiais de Santa Catarina. 1997.

SANTOS, M. G. S. (2007). **Determinação de resíduos de carbofurano e do metabólito 3-hidroxi-carbofurano e do 3-hidroxi-carbofurani em águas de lavouras de arroz irrigado em Santa Catarina**. 2007. 123p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis – Santa Catarina/Brasil.

SANTOS, J. P. Hidráulica de Poços I. In: BRASIL. Gerência de Apoio A Treinamento e Divulgação. CETESB. **Construção, operação e manutenção de poços**. São Paulo: CETESB, 1977, p.56-62.

SCHIJVEN, J., BERGER, P., MIETTIEN, I. Removal of pathogens, surrogates, indicators and toxins using Riverbank Filtration. In: **Riverbank Filtration: Improving source-water quality**. Alemanha, v.43, cap.6, p.73-116, 2003.

SCHMIDT C. K., LANGE, F. T., SACHER, F., BAUS C., BRAUCH, H-J.; Assessing the fate of organic micropollutants during Riverbank filtration utilizing field studies and laboratory test systems, **Geophysical Research Abstracts**, v.5, p.85-95, 2003.

SCHUBERT, J. Hydraulic aspects of riverbank filtration – field studies. **Journal of Hidrology**, v.266, p.145-161, September, 2002.

SCHUBERT, J. Significance of hydrologic aspects on the RBF performance. **Nato Scienceseries IV: Earth and Environmental Sciences**. Riverbank Filtration Hydrologic, v.60, p. 1-20, 2006.

SCHWARZENBACH, R. P., GSCHWEND, P.M., IMBODEN, D.M. **Environmental Organic Chemistry**. New York: Wiley&Sons. 1993. 681p.

SENS, M. L. **Água de consumo: Alternativas de Tratamento**. Capacitação de Extensionistas Rurais da EPAGRI. Florianópolis, 1992.

SENS, M. L., DALSSASSO, R. L., MONDARDO, R. I., MELO FILHO, L. C. de. Filtração em Margem. In: **Remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Livro em fase de publicação – PROSAB 4. São Paulo, v.1, cap5, p.400-492, setembro de 2006.

SENS, M. L., DALSSASSO, R. L., MONDARDO, R. I., MELO FILHO, L. C. **Filtração em Margem**. In: Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento da água para consumo humano. PROSAB 4. Rio de Janeiro: ABES, v.1, cap.5, p. 173-236, 2006.

SINDAG. Consumo de defensivo agrícola. Disponível em: www.sindag.com.br/new/setor/interna. Acesso em: 11/05/2007 às 16:53h.

SISTEMA AGROFIT – Sistema de agrotóxicos fitossanitários. Disponível em www.agricultura.gov.br. Acesso em novembro de 2006.

SOARES, M. B. D. **Estudo da implantação em escala real da filtração em margem em algo de piscicultura extensiva para dessedimentação animal.** 2009, 134p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis.

SOLSONA, F. **GUIDE TECHINAL – Dynamic Filtration.** Pretoria, South Africa. 1993, 75p.

SONTHEIMER, H. Experiences with riverbank filtration along the Rhine river. **Journal AWWA**, v.72, p. 386-390, 1980.

SPLIID, N. H., KØPPEN, B. Occurrence of pesticides in Danish shallow groundwater. **Chemosphere**, v.37, n.7, p.1307-1316, 1998.

STAMAER, J. K., WIECZOREK, M. E. Pesticide distribution in surface water. **Journal American Water Works Association**, v.88, n.11, p.79-87, 1996.

STANDARD Methods for examination of water and wastewater. 21thed. Washington: APHA. 2005.

STANDARD Methods for examination of water and wastewater. Carbamates Pesticides: 6610. 21thed. Washington: APHA. 1999.

STOPPELLI, I. M. de B. **Agricultura, ambiente e saúde: uma abordagem sobre o risco do conato com os agrotóxicos a partir de um registro hospitalar de referência regional.** 2005. 155 p. Tese (Doutorado em Ciências da engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos.

STUYFZAND, P.J., JUHÁSZ-HOLTERMAN, M. H.A., LANGE, W.J. **Riverbank filtration in the Netherlands: well fields, clogging and geochemical reactions.** Netherlands(Amsterdam): Stephen A. Hubbs (Editora), p. 119-153, 2006.

TOMLIN, C.D.S. **The pesticide manual.** 12a ed. Farnham: British Crop protection Council. 2001.

USEPA. **What is a Pesticide?** Disponível em: <http://www.epa.gov/pesticides/whatis.html>. Acesso em: 24 de maio de 2006.

USEPA – **Environmental protection Agency. Method 8318: N-Methyl carbamatos by High Performance Liquid Chromatography (HPLC).** Disponível em www.epa.gov/sw-846/pfds/8318a.pfd. Acessado em 29 de março de 2007. Método revisado de 1994. 2000

USEPA – Environmental Protection Agency. **Method 8318: N-Methylcarbamates by High Performance Liquid Chromatography (HPLC).** September, 1994.

USEPA – **Environmental protection Agency. Carbofuran Drinking Water Estimated Concentrations.** Disponível em www.epa.gov . Acessado em maio de 2008: EPA-HQ-OPP-2005-0162-0033carbofuran.pdf. 2005.

VARGAS, L. C. **Filtración lenta como proceso de desinfección.** Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Simposio regional sobre calidad del agua: desinfección efectiva. Lima, CEPIS/OPS, 2004, p.1-17.

VAN GENDEREN, J., MONS, M. N., VAN LEERDAM, J. A. **Inventory and toxicological evaluation of organic micropollutants – Revision.** Netherlands, 160p, 1999.

VERSTRAETEN, I. M., CARR J. D., STEELE G. V., THURMAN E. M., BASTIAN K. C., DORMEDY D. F. Surface water – ground water

interaction: Herbicide transport into municipal collector wells. **Journal of Environmental Quality**, v.28, p.1396–1405, 1999.

VERSTRAETEN, I. M., THURMAN, E. M., LINDSEY, M. E., LEE, E. C., SMITH, R. D. Changes in concentrations of triazine and acetamide herbicides by bank filtration, ozonation, and chlorination in a public water supply. **Journal of Hydrology**, v.276, p.287-288, May, 2003.

VLAMING, V., DIGIORGIO, C., FONG, S. Irrigation runoff insecticide pollution of rivers in the Imperial Valley California. **Environmental Pollution**, v.132, p.213-229, November, 2004.

VOGEL, A. I. **Análise química quantitativa**. Rio de Janeiro: LTC, 6ª edição, 2008. 488p.

WANG, J. Riverbank Filtration case study at Louisville, Kentucky. In: **Riverbank Filtration: Improving source-water quality**. Alemanha, v.43, cap.7, p.117-146, 2002.

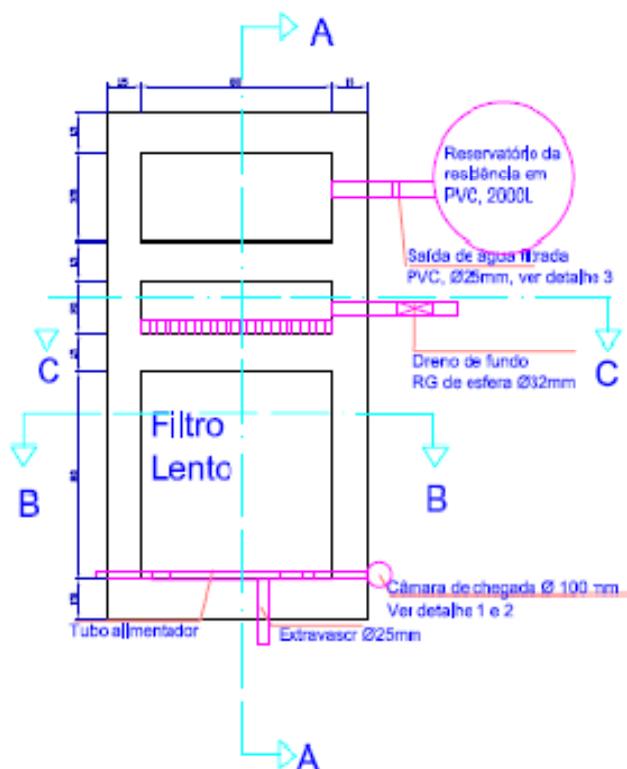
WANG, J., SONG, S., HUBBS, S. **Particle removal through riverbank filtration process. Proceedings, International Riverbank Filtration, Conference**. W. Julich and J. Schubert, eds, Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR), Amsterdam, The Netherlands, p.127-138, 2001.

WANG, W., SQUILLACE, P. Herbicide interaction between a stream and an adjacent alluvial aquifer. **Environmental Science and Technology**, v.28, p.2336-2344, 1994.

WELTE, B., MONTIEL, A. Removal of BDOC by slow sand filtration: comparison with granular activated carbon and effect of temperature. In: **Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration**. N. J. D. Graham and R. Collins (Eds.), John Wiley & Sons, UK, p.95-104, 1996.

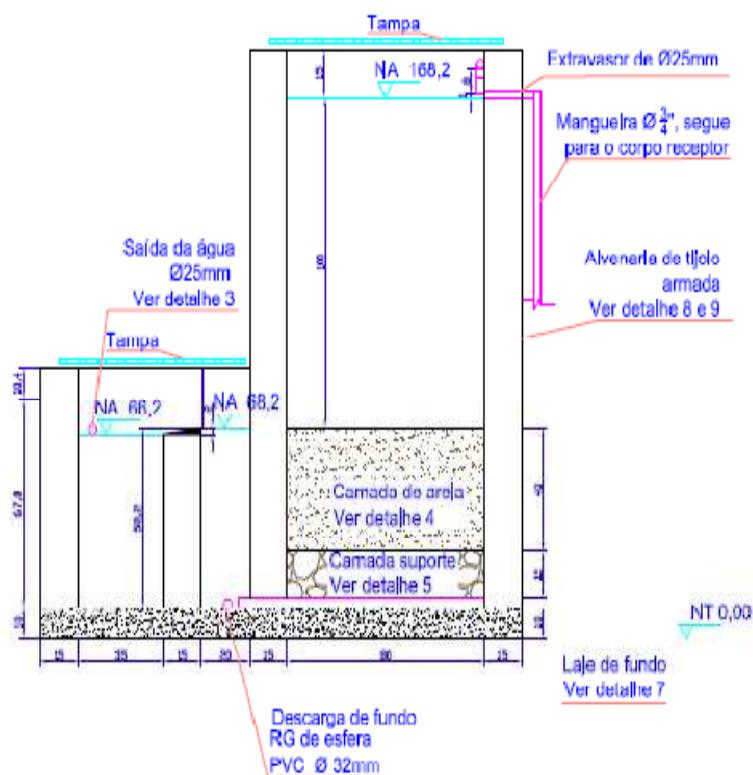
APÊNDICES

Apêndice A – Plantas dos filtros lentos com limpeza convencional e retrolavável.

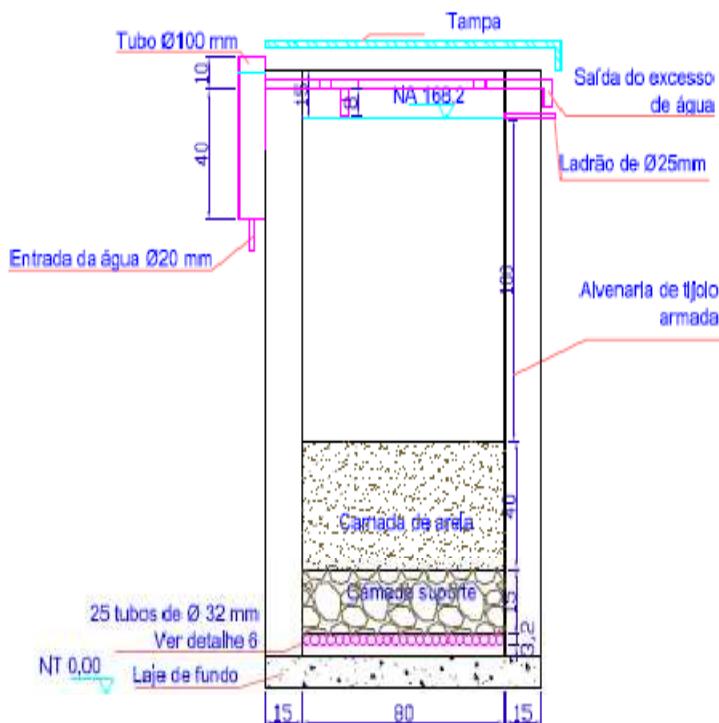


Planta Baixa a 1,50 m da base
Cotas em cm

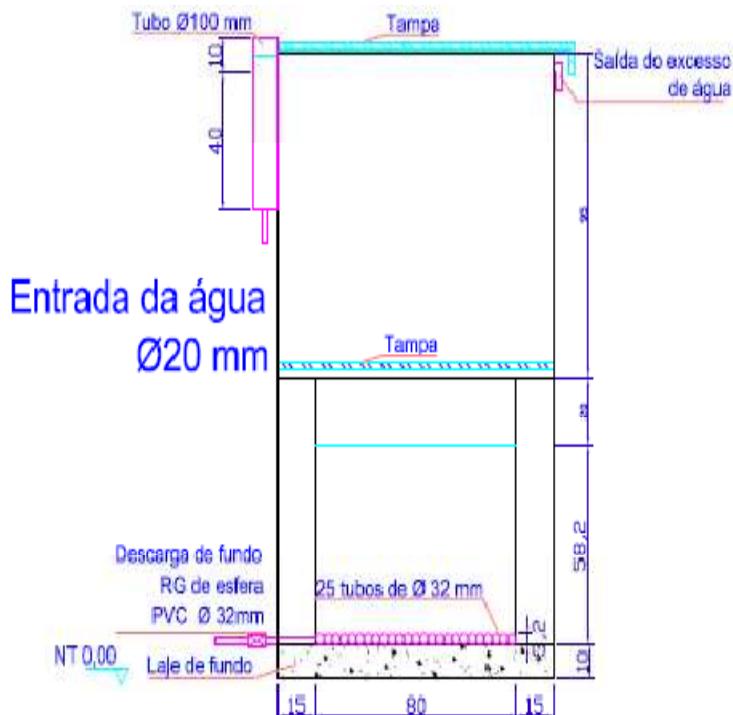
DESCRIÇÃO	PLANTA BAIXA	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	01
Desenhista	Denise Conceição de Gois Santos Michelin		



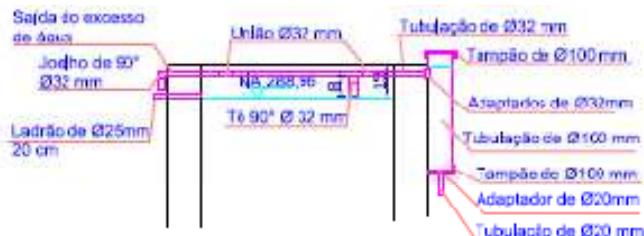
DESCRIÇÃO	CORTE A-A	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	02
Desenhista	Denise Conceição de Gois Santos Michelan		



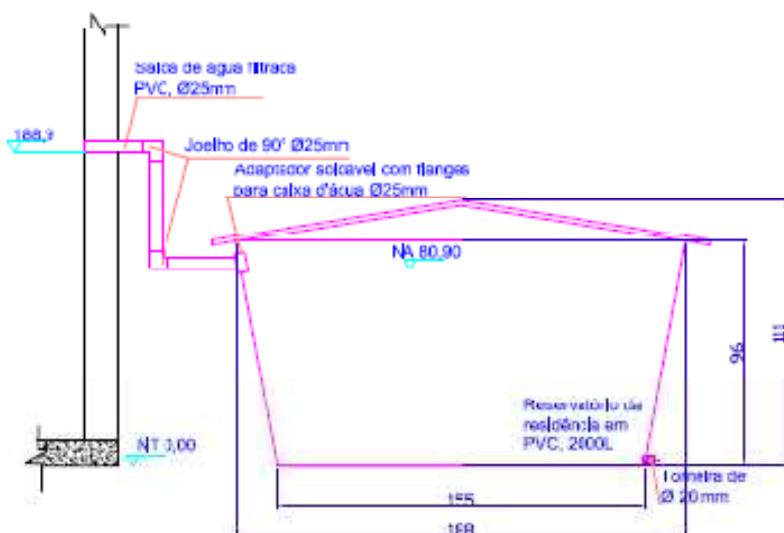
DESCRIÇÃO	CORTE B-B	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	03
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelan		



DESCRIÇÃO	CORTE C-C	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	04
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelan		

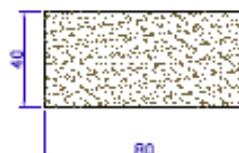


Detalhe 1 e 2 - Câmara de chegada e Tubo de alimentação



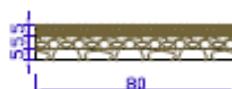
Detalhe 3 - Saída de água filtrada para o reservatório

DESCRIÇÃO	DETALHES: 1, 2 e 3	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	05
Desenhista	Denise Conceição de Gois Santos Michelin		



Diâmetro efetivo da areia 0,3 mm
Coeficiente de desuniformidade $CU < 1,5$

Detalhe 4 - Camada de areia



Grãos \varnothing 1,4 a 1,68 mm
Grãos \varnothing 1,68 a 3,2 mm
Grãos \varnothing 3,2 a 4,5 mm

Detalhe 5 - Camada suporte

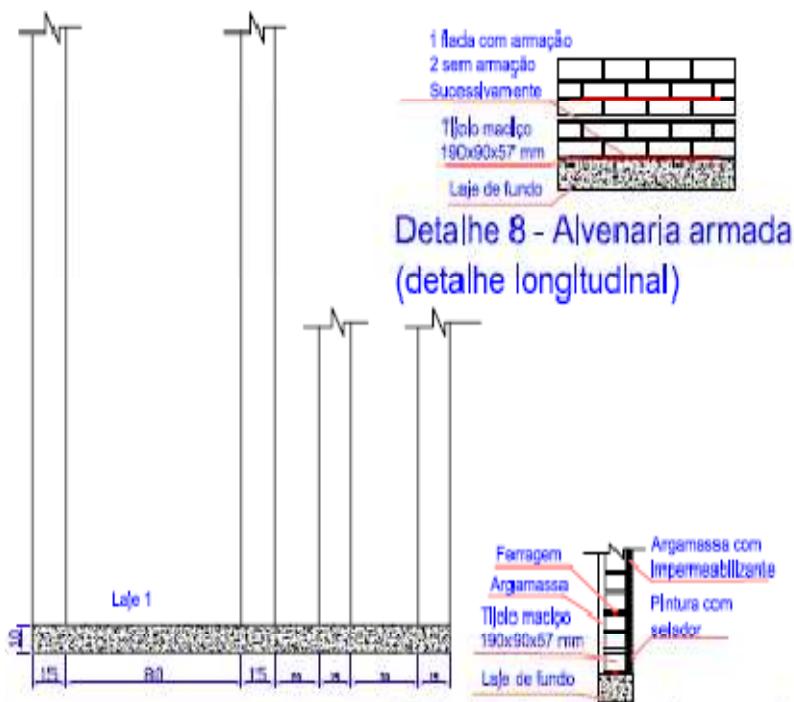
Tubo de \varnothing 32 mm

25 tubos. Cada um com: 24 furos
de \varnothing 3mm, espaçados em 3 cm



Detalhe 6 - Tubos perfurados

DESCRIÇÃO	DETALHES:4, 5 e 6	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	
Desenhista	Denise Conceição de Gois Santos Michelin		06

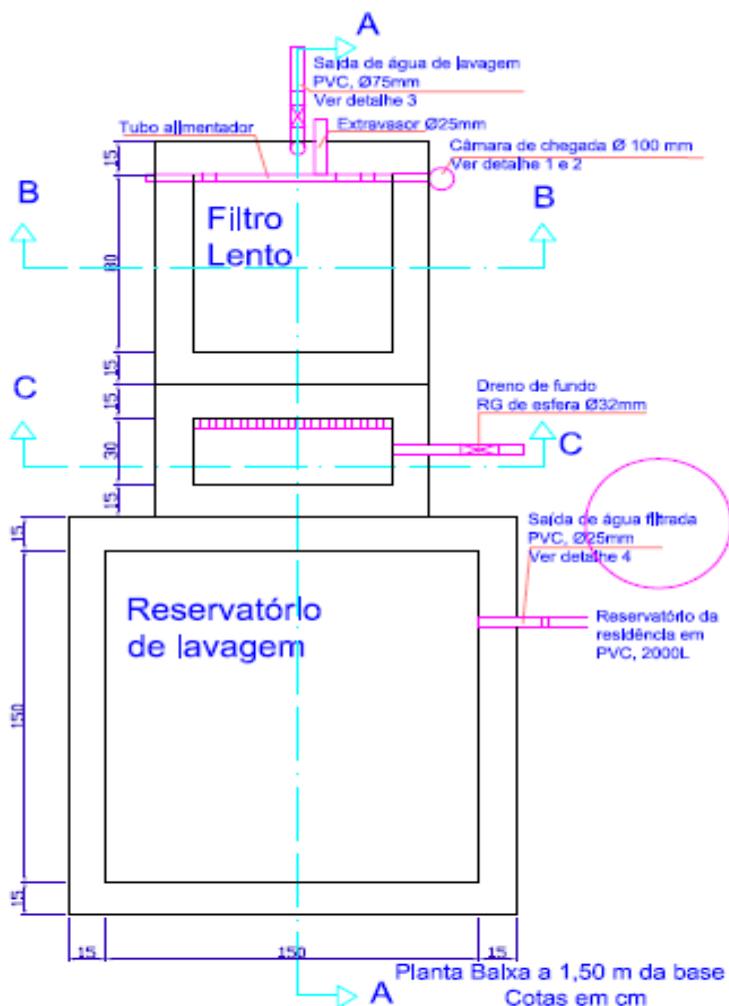


Detalhe 8 - Alvenaria armada (detalhe longitudinal)

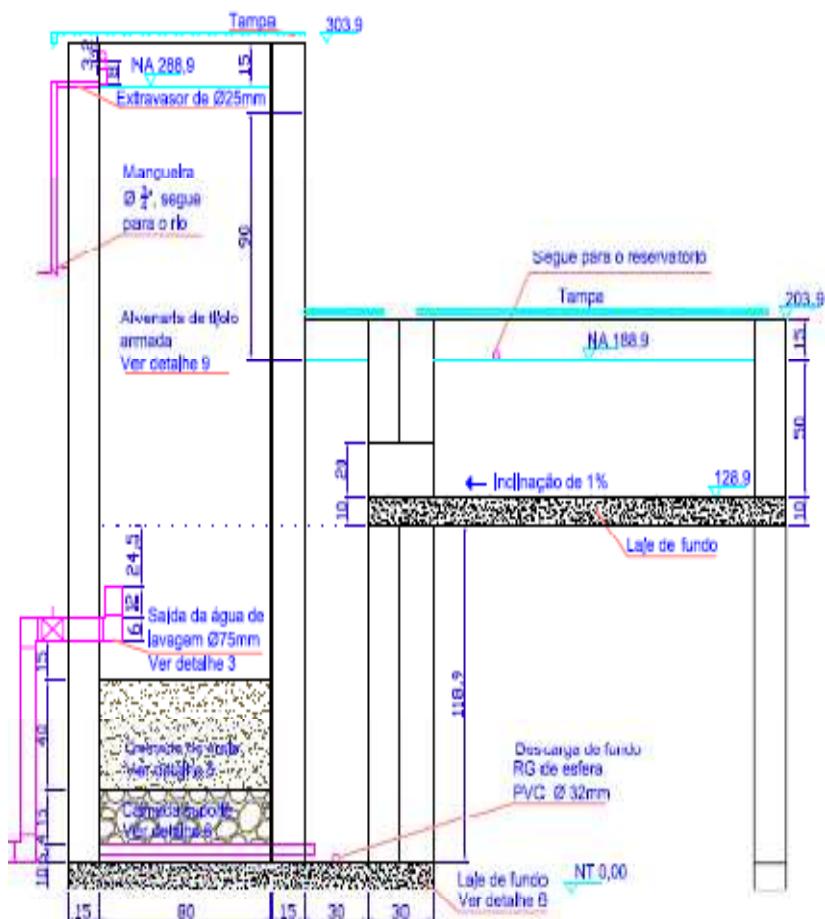
Detalhe 9 - Alvenaria armada (detalhe transversal)

Detalhe 7 - Lajes

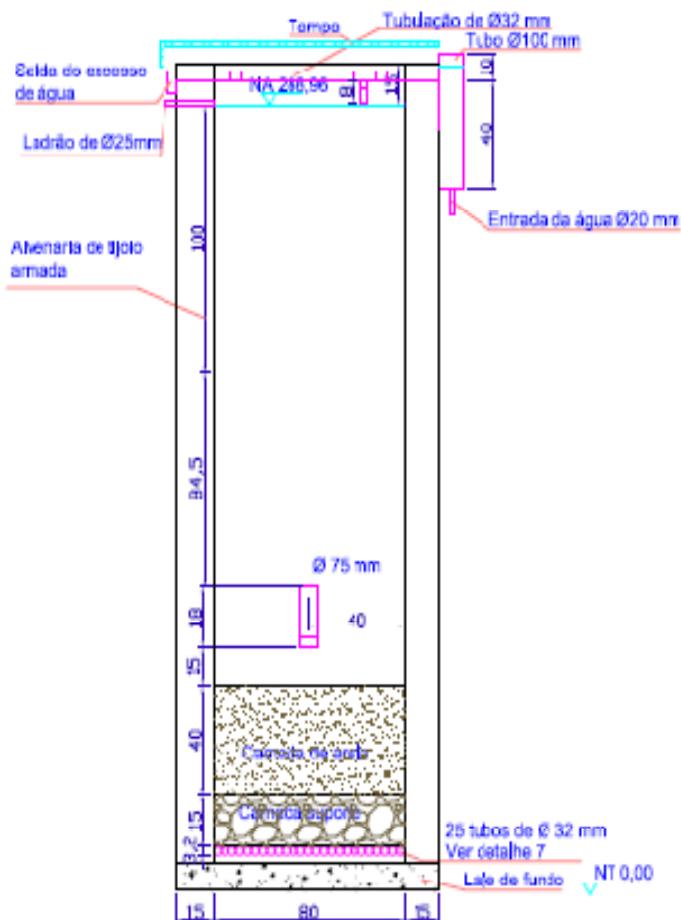
DESCRIÇÃO	DETALHES: 7, 8 e 9	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza convencional	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	07
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelin		



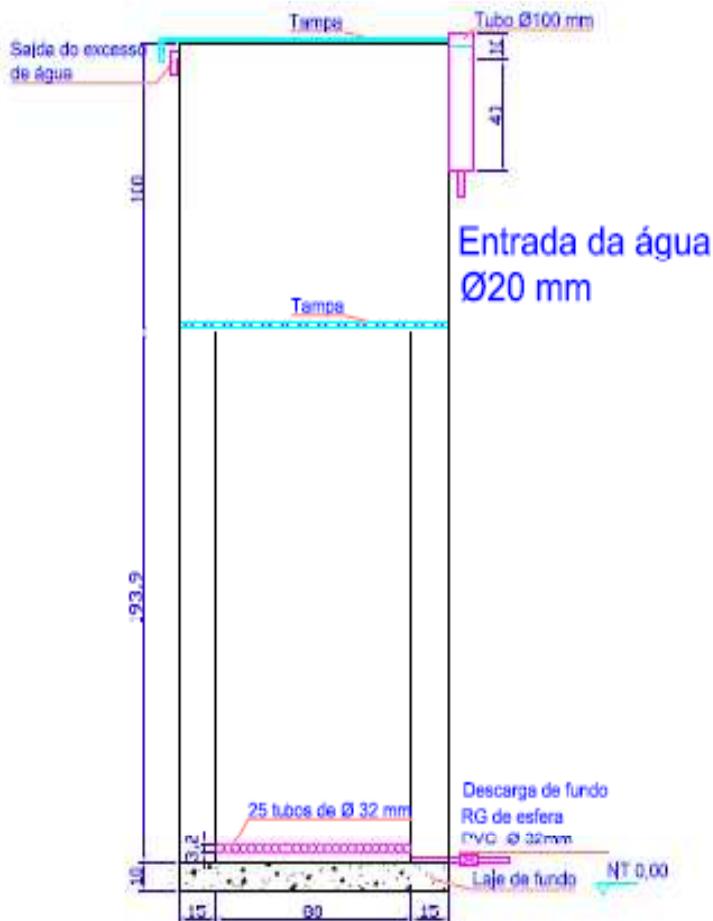
DESCRIÇÃO	PLANTA BAIXA	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza retrilavável	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	08
Desenhista	Denise Conceição de Gois Santos Michelin		



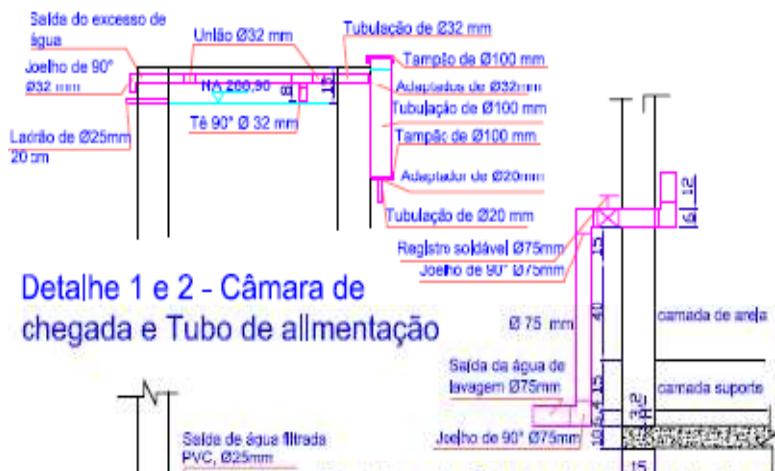
DESCRIÇÃO	CORTE A-A	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza retrilavável	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	09
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelin		



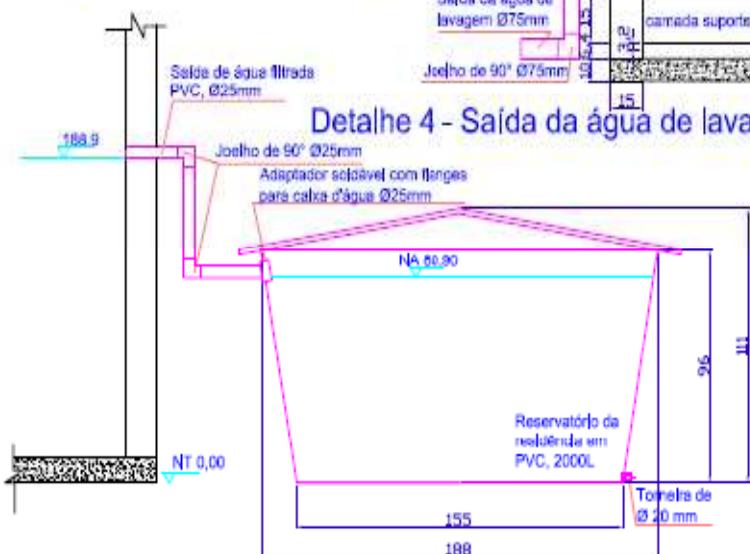
DESCRIÇÃO	CORTE B-B	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com linpeza retrolavável	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	10
Desenhista	Denise Conceição de Gas Santos Michelin		



DESCRIÇÃO	CORTE C-C	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza retrilavável	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	11
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelin		



Detalhe 1 e 2 - Câmara de chegada e Tubo de alimentação



Detalhe 4 - Saída da água de lavagem

Detalhe 3 - Saída de água filtrada para o reservatório

DESCRIÇÃO	DETALHES: 1, 2, 3 e 4	Do Lu	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza retralavável	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	12
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelin		

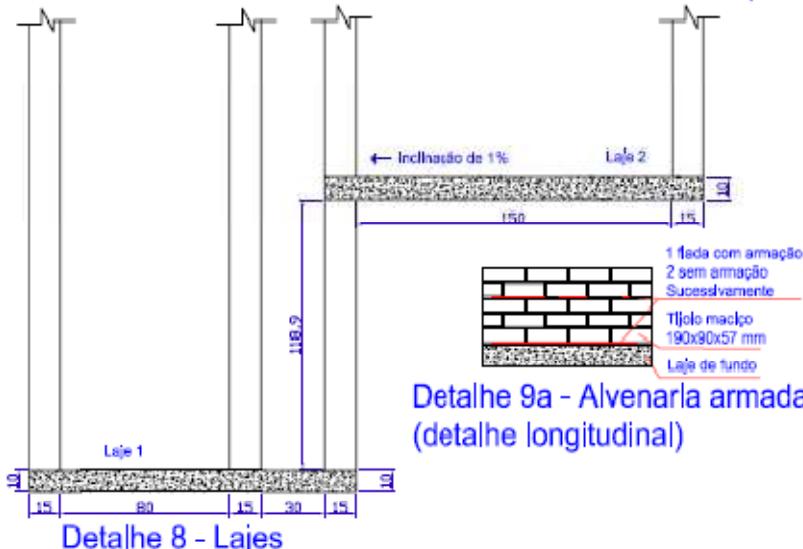


Diâmetro efetivo da areia 0,3 mm
Coeficiente de desuniformidade CU < 1,5

Detalhe 5 - Camada de areia



Detalhe 6 - Camada suporte

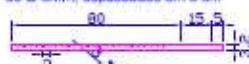


Detalhe 8 - Lajes

Detalhe 9a - Alvenaria armada (detalhe longitudinal)

Tubo de Ø 32 mm

25 tubos. Cada um com 24 furos de Ø 3mm, espaçados em 3 cm



Detalhe 7 - Tubos perfurados



Detalhe 9b - Alvenaria armada (detalhe transversal)

DESCRIÇÃO	DETALHES: 5, 6, 7, 8 e 9	Data	2006/2007
Projeto	Filtro lento com limpeza retrilavável	ESCALA	1:20
Finalidade	Componente da tese de doutorado LAPDA/ENS/UFSC	PRANCHA	13
Desenhista	Denise Conceição de Góis Santos Michelin		

Apêndice B – Dados físico-químicos do sistema em campo.

Dados de Água bruta – água do rio Itajaí do Sul. * Dados não coletados.

Período de coleta	Cor aparente	Cor verdadeira	Turbidez	Nitrito	Nitrato	STD	Abs	pH	Temp.	Dureza	Ferro	Coliformes totais	E. Coli	Amônia	COT	OD
mç08	117	77	28,3	0,122	0,059	28,40	0,311	5,0	26,0	15,6	2,08	34480	3640	*	*	8,3
ab08	170	102	20,6	0,098	0,049	53,80	0,152	5,5	27,0	14,3	0,90	8330	1000	*	*	9,3
mai08	230	16	31,4	0,090	0,065	32,40	0,420	6,5	27,0	19,5	2,45	92080	8160	*	*	8,1
jn08	463	24	49,8	0,120	0,085	65,21	0,431	7,0	23,0	21,2	1,02	63524	8532	*	*	9,3
jl08	295	62	55,3	0,100	0,079	68,40	0,395	6,8	20,0	18,5	1,25	23562	4563	*	*	9,1
ag08	240	54	58,1	0,102	0,075	53,50	0,345	6,5	19,0	20,3	1,03	13760	3050	*	*	8,7
st08	237	50	33,4	0,112	0,081	62,35	0,315	6,6	19,0	24,0	0,90	9857	3102	*	*	9,8
ou08	180	30	28,3	0,100	0,068	51,20	0,295	6,8	18,0	22,0	0,89	5632	1598	*	*	9,6
dz08	150	22	23,1	0,080	0,057	39,50	0,223	6,8	19,0	19,5	0,79	2895	1124	0,876	5,837	9,2
jn09	123	12	20,1	0,010	0,842	20,53	0,185	6,9	20,0	18,2	0,20	8530	610	0,765	3,998	9,0
fv09	78	5	7,6	0,000	0,918	18,20	0,134	7,0	22,0	19,0	0,36	12356	500	0,698	3,911	9,1
mç09	146	21	8,2	0,000	0,544	18,00	0,027	7,0	21,0	18,5	0,53	28630	520	0,543	3,897	8,0
ab09	317	53	28,2	0,026	0,745	52,30	0,194	7,0	20,4	18,8	0,68	29480	490	0,489	4,087	8,2
mai09	248	4	30,1	0,041	0,588	49,30	0,091	6,9	18,0	26,2	1,28	29080	581	0,407	4,378	8,5
jn09	280	46	31,2	0,004	0,703	35,50	0,103	7,7	16,0	25,4	0,72	28235	602	0,738	4,468	7,9
jl09	315	44	51,1	0,005	0,856	62,50	0,081	7,4	17,0	28,5	0,85	18390	587	0,350	4,925	8,0
ag09	298	52	38,7	0,005	0,708	57,80	0,090	7,0	19,0	20,8	0,61	20800	458	0,279	3,765	8,0

Dados da Água I – água filtrada em margem de rio.

Período de coleta	Cor aparente	Cor verdadeira	Turbidez	Nitrito	Nitrato	STD	Abs	pH	Temp.	Dureza	Ferro	Coliformes totais	E. Coli	Amônia	COT	OD
mç08	191	90	4,4	0,004	0,041	90,0	0,240	5,0	26,0	14,2	3,04	345	8	*	*	3,0
ab08	59	56	10,9	0,012	0,038	82,0	0,180	5,3	27,0	13,5	1,05	128	3	*	*	3,7
mai08	96	32	9,7	0,011	0,022	73,0	0,012	6,7	27,0	13,2	3,14	420	6	*	*	3,9
jn08	93	30	8,4	0,010	0,018	70,0	0,011	5,1	23,0	13,0	5,95	80	0	*	*	4,1
jl08	152	71	4,1	0,012	0,024	72,0	0,021	6,2	18,0	13,3	4,52	100	7	*	*	4,0
ag08	198	89	3,4	0,010	0,020	55,0	0,018	6,0	17,0	12,9	2,10	187	9	*	*	4,4
st08	139	68	5,8	0,011	0,019	53,0	0,115	6,0	18,0	13,9	2,44	153	8	*	*	4,6
ou08	81	26	4,2	0,010	0,015	35,0	0,100	6,3	17,0	12,2	1,90	109	5	*	*	4,8
dz08	72	20	2,9	0,009	0,011	28,0	0,009	6,0	18,0	9,9	1,20	80	0	6,998	7,132	4,3
jn09	68	15	3,9	0,000	3,666	20,0	0,049	6,3	18,0	10,8	1,01	75	4	6,874	3,506	3,5
fv09	16	0	2,2	0,000	1,166	25,0	0,056	6,2	19,5	15,8	0,55	81	4	6,549	3,105	3,8
mç09	138	17	2,4	0,000	1,146	22,0	0,067	6,1	20,0	15,0	3,50	53	0	6,678	3,437	4,0
ab09	213	67	2,0	0,018	0,613	19,0	0,224	6,3	19,3	18,8	6,79	172	2	6,799	3,528	4,0
mai09	520	147	48,3	0,014	0,728	21,0	0,133	6,3	17,2	25,6	7,76	200	2	6,836	2,876	4,1
jn09	317	10	31,4	0,003	0,892	25,0	0,000	6,7	16,0	84,6	9,31	150	2	6,957	2,614	3,8
jl09	389	4	45,6	0,008	0,942	32,0	0,050	6,1	16,0	91,4	14,01	83	0	7,593	3,328	3,5
ag09	335	12	30,6	0,000	0,833	30,0	0,053	6,4	18,0	70,6	14,47	63	0	5,623	2,876	3,7

* Dados não coletados.

Dados da Água II- água do filtro lento convencional.

Período de coleta	Cor aparente	Cor verdadeira	Turbidez	Nitrito	Nitrato	STD	Abs	pH	Temp	Dureza	Ferro	Coliformes totais	E. Coli	Amônia	COT	OD
mai08	43	8	2,6	0,002	0,020	11	0,008	7,1	26,0	5,2	0,00	46	6	*	*	8,0
jn08	28	7	1,0	0,002	0,018	10	0,007	7,0	25,0	4,0	0,00	30	0	*	*	8,3
jl08	31	4	0,8	0,004	0,018	12	0,005	7,0	21,0	3,2	0,10	21	0	*	*	8,6
ag08	28	3	0,5	0,003	0,014	10	0,004	6,8	20,0	3,0	0,10	20	0	*	*	8,7
st08	11	4	0,2	0,002	0,013	11	0,003	6,8	20,0	4,8	0,30	18	0	*	*	8,8
ou08	10	3	0,3	0,001	0,011	10	0,002	7,0	20,0	4,1	0,00	10	0	*	*	8,7
dz08	3	0	0,1	0,001	0,010	2	0,002	7,1	19,0	2,5	0,00	8	0	0,359	5,45	8,5
jn09	8	0	0,5	0,000	0,575	0	0,008	7,5	20,0	5,2	0,01	9	0	0,339	6,75	8,6
fv09	10	0	1,5	0,000	2,234	0	0,010	8,4 10,	21,0	8,3	0,00	11	0	0,348	4,40	8,8
mç09	6	0	0,4	0,146	1,099	0	0,016	2	22,0	10,9	0,05	9	0	0,351	2,74	8,7
ab09	3	2	1,0	0,000	1,222	0	0,007	9,0	20,7	12,2	0,06	7	0	0,349	3,99	8,0
mai09	6	0	0,5	0,003	0,910	0	0,042	7,5	19,5	23,2	0,04	7	0	0,356	5,93	8,2
jn09	2	0	0,4	0,000	1,105	0	0,040	8,0	17,0	10,8	0,01	10	0	0,259	7,12	8,4
jl09	8	3	0,3	0,000	1,000	1	0,040	7,8	16,0	18,3	0,05	9	0	0,000	2,46	8,4
ag09	6	2	0,5	0,000	1,174	2,00	0,044	8,2	18,0	23,6	0,02	8	0	0,000	2,00	8,5

* Dados não coletados.

Dados da Água III- água do filtro lento retrolavável.

Período de coleta	Cor aparente	Cor verdadeira	Turbidez	Nitrito	Nitrato	STD	Abs	pH	Temp	Dureza	Ferro	Coliformes totais	E. Coli	Amônia	COT	OD
jn08	30,00	9,00	1,00	0,002	0,015	11,00	0,01	6,80	25,00	4,20	0,10	33	0	*	*	8,5
jl08	35,00	5,00	0,70	0,004	0,018	15,00	0,00	6,90	21,00	3,60	0,25	30	4	*	*	8,7
ag08	28,00	5,00	0,50	0,002	0,015	12,00	0,01	7,10	20,00	3,50	0,20	25	2	*	*	9,0
st08	15,00	5,00	0,30	0,002	0,013	10,00	0,00	6,50	20,00	4,93	0,58	31	2	*	*	9,0
ou08	8,00	4,00	0,30	0,002	0,012	8,00	0,00	6,90	19,00	3,80	0,40	28	2	*	*	8,7
dz08	4,00	3,00	0,10	0,001	0,010	5,00	0,01	6,80	19,00	3,10	0,30	19	0	2,46	5,80	8,8
jn09	10,00	2,00	0,50	0,000	0,523	3,00	0,01	6,50	20,10	8,50	0,10	10	0	2,35	4,16	9,0
fv09	12,00	0,00	1,87	0,000	2,568	2,00	0,02	6,92	21,90	10,10	0,09	11	0	2,46	3,78	9,1
mç09	8,00	0,00	0,49	0,000	3,111	1,00	0,03	7,88	22,40	13,20	0,02	8	0	2,24	3,08	8,5
ab09	11,00	4,00	0,10	0,000	1,839	2,00	0,03	8,10	21,70	12,60	0,06	5	0	2,15	3,09	8,4
mai09	8,00	0,00	0,57	0,003	1,408	1,00	0,06	7,46	19,80	45,80	0,08	5	0	2,24	3,00	8,5
jn09	2,00	0,00	0,04	0,000	1,808	0,00	0,00	8,21	17,00	28,40	0,01	8	0	2,17	3,10	8,6
jl09	10,00	2,00	0,32	0,000	1,000	1,00	0,05	8,00	16,00	30,40	0,02	10	0	1,22	2,76	8,6
ag09	8,50	3,00	0,43	0,000	1,811	2,00	0,05	8,24	18,00	23,40	0,03	10	0	0,00	2,00	8,5

* Dados não coletados.

Apêndice C – Dados de carreiras de filtração (sistema em campo)

Dados do filtro lento convencional.

D	2008				2009								
	I	12-23/05	14-26/05	09-30/08	19/11a16/12	8/01a2/02	2-28/02	28-23/03	23-14/04	14/4a7/5	7a29/05	18/6a15/7	15-30/7
A	Carreira 1	Carreira 2	Carreira 3	Carreira 4	Carreira 5	Carreira 6	Carreira 7	Carreira 8	Carreira 9	Carreira 10	Carreira 11	Carreira 12	Carreira 13
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,07	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
4	0,13	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,05	0,04	0,03	0,00	0,10	0,00
5	0,21	0,21	0,05	0,00	0,04	0,00	0,02	0,06	0,07	0,06	0,00	0,17	0,03
6	0,35	0,33	0,11	0,02	0,06	0,01	0,05	0,07	0,11	0,08	0,02	0,22	0,03
7	0,42	0,45	0,18	0,07	0,10	0,03	0,08	0,10	0,13	0,11	0,03	0,28	0,06
8	0,53	0,52	0,22	0,11	0,13	0,05	0,12	0,13	0,15	0,14	0,05	0,34	0,10
9	0,66	0,65	0,27	0,14	0,15	0,07	0,13	0,16	0,16	0,16	0,07	0,40	0,12
10	0,74	0,73	0,35	0,16	0,18	0,09	0,17	0,18	0,19	0,19	0,08	0,46	0,14
11	0,83	0,87	0,39	0,19	0,20	0,12	0,19	0,20	0,21	0,21	0,10	0,52	0,17
12	1,00	0,93	0,44	0,21	0,22	0,15	0,23	0,23	0,26	0,24	0,12	0,60	0,20
13		1,00	0,49	0,25	0,25	0,17	0,27	0,30	0,33	0,27	0,16	0,69	0,23
14			0,56	0,28	0,29	0,19	0,31	0,35	0,38	0,33	0,20	0,81	0,25
15			0,61	0,33	0,34	0,22	0,37	0,41	0,42	0,38	0,23	0,95	0,31
16			0,70	0,38	0,39	0,25	0,45	0,46	0,48	0,43	0,28	1,00	0,36

Continuação

Continuação dos Dados do filtro lento convencional.

D	2008				2009								
	I	12-23/05	14-26/05	09-30/08	19/11a16/12	8/01a2/02	2-28/02	28-23/03	23-14/04	14/4a7/5	7a29/05	18/6a15/7	15-30/7
A	Carreira 1	Carreira 2	Carreira 3	Carreira 4	Carreira 5	Carreira 6	Carreira 7	Carreira 8	Carreira 9	Carreira 10	Carreira 11	Carreira 12	Carreira 13
17			0,79	0,45	0,45	0,31	0,54	0,53	0,53	0,49	0,33		0,42
18			0,85	0,51	0,49	0,37	0,62	0,58	0,65	0,55	0,37		0,49
19			0,91	0,58	0,54	0,43	0,70	0,66	0,73	0,62	0,42		0,55
20			0,95	0,63	0,60	0,54	0,79	0,74	0,80	0,71	0,46		0,61
21			1,00	0,68	0,66	0,62	0,84	0,83	0,89	0,82	0,52		0,74
22				0,74	0,75	0,71	0,91	0,95	0,93	0,95	0,61		0,79
23				0,79	0,84	0,80	0,96	1,00	0,96	1,00	0,70		0,85
24				0,85	0,92	0,88	1,00		1,00		0,78		0,89
25				0,90	0,97	0,93					0,84		0,93
26				0,95	1,00	0,98					0,90		0,98
27				0,99		1,00					0,96		1,00
28				1,00							1,00		
29													
30													

Dados do filtro lento retrolavável.

D	2008					2009								
	I	12-19/05	14-23/05	09-28/08	31/10a19/11	26-17/12	8-27/1	9-28/2	1-23/3	24/3a14/4	14/04a6/5	7-29/05	29/05-18/6	15-30/7
A	Carreira 1	Carreira 2	Carreira 3	Carreira 4	Carreira 5	Carreira 6	Carreira 7	Carreira 8	Carreira 9	Carreira 10	Carreira 11	Carreira 12	Carreira 13	Carreira 14
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	0,11	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00
3	0,22	0,23	0,00	0,00	0,00	0,07	0,06	0,00	0,05	0,00	0,00	0,06	0,17	0,10
4	0,31	0,30	0,03	0,07	0,05	0,10	0,12	0,00	0,11	0,00	0,00	0,13	0,24	0,10
5	0,47	0,43	0,13	0,15	0,08	0,13	0,17	0,00	0,17	0,04	0,00	0,21	0,32	0,13
6	0,63	0,59	0,19	0,18	0,12	0,18	0,19	0,09	0,22	0,07	0,01	0,28	0,39	0,17
7	0,87	0,68	0,23	0,21	0,18	0,20	0,26	0,16	0,28	0,09	0,04	0,33	0,45	0,21
8	1,00	0,80	0,26	0,25	0,21	0,25	0,34	0,23	0,33	0,12	0,07	0,40	0,51	0,29
9		0,91	0,31	0,27	0,25	0,32	0,40	0,28	0,39	0,16	0,13	0,46	0,56	0,37
10		1,00	0,37	0,33	0,29	0,37	0,46	0,33	0,45	0,20	0,17	0,52	0,60	0,48
11			0,42	0,36	0,33	0,41	0,50	0,37	0,51	0,25	0,19	0,56	0,69	0,59
12			0,48	0,41	0,39	0,48	0,57	0,40	0,57	0,31	0,22	0,60	0,75	0,75
13			0,51	0,46	0,44	0,54	0,60	0,47	0,62	0,37	0,27	0,66	0,83	0,80
14			0,55	0,52	0,51	0,62	0,64	0,51	0,68	0,43	0,30	0,71	0,90	0,89
15			0,61	0,58	0,60	0,69	0,78	0,59	0,74	0,50	0,37	0,78	0,97	0,95
16			0,69	0,69	0,67	0,74	0,82	0,64	0,78	0,56	0,42	0,83	1,00	1,00
17			0,77	0,76	0,73	0,82	0,86	0,70	0,82	0,61	0,51	0,88		
18			0,88	0,85	0,82	0,91	0,90	0,76	0,86	0,68	0,60	0,91		
19			0,93	0,91	0,90	0,97	0,98	0,80	0,90	0,73	0,68	0,97		

20	1,00	1,00	0,98	1,00	1,00	0,84	0,93	0,80	0,75	1,00
21			1,00			0,90	0,97	0,86	0,88	
22					0,95	1,00	0,92	0,96		
23					1,00		1,00	1,00		
24										

Apêndice D – Dados de água de lavagem do filtro lento retrolavável (sistema em campo).

Min	TURBIDEZ													
	Carreira 1	Carreira 2	Carreira 3	Carreira 4	Carreira 5	Carreira 6	Carreira 7	Carreira 8	Carreira 9	Carreira 10	Carreira 11	Carreira 12	Carreira 13	Carreira 14
0	10	11	15	14	11	12	12	11	13	12	12	13	10	11
0,5	57	49	48	47	45	87	87	43	48	40	49	45	50	47
1	240	220	203	199	180	195	235	186	189	121	175	188	214	218
1,5	720	589	602	504	489	576	634	521	538	476	408	563	559	578
2	900	820	805	790	787	795	786	745	756	702	659	777	816	811
2,5	768	729	720	698	677	678	654	611	623	589	601	633	728	722
3	654	602	591	553	523	511	521	492	573	468	456	502	600	595
3,5	485	433	422	409	419	378	359	291	404	319	303	342	430	428
4	370	311	309	301	299	295	295	202	343	187	270	288	310	312
4,5	289	234	221	209	196	188	179	137	225	133	155	180	233	227
5	110	143	101	100	135	99	142	98	162	88	92	144	99	201
5,5	95	89	90	91	90	90	92	90	98	80	85	89	91	132
6	90	78	78	75	72	77	79	88	90	74	76	77	77	79
6,5	82	61	60	58	60	70	63	68	72	69	70	65	60	62
7	70	49	50	51	48	49	47	54	63	55	61	48	51	48
7,5	62	34	38	40	42	37	40	48	50	40	48	39	33	35
8	55	22	32	34	30	33	34	29	33	31	35	35	20	20
8,5	35	18	23	27	25	26	25	15	27	20	22	28	18	17
9	29	15	18	21	14	20	21	9	17	8	8	22	15	17

Mi n	COR APARENTE													
	Carreira 1	Carreira 2	Carreira 3	Carreira 4	Carreira 5	Carreira 6	Carreira 7	Carreira 8	Carreira 9	Carreira 10	Carreira 11	Carreira 12	Carreira 13	Carreira 14
0	220	202	200	192	157	187	181	132	144	140	137	175	166	178
0,5	268	247	238	230	215	231	225	309	202	195	222	220	223	201
1	470	437	429	420	399	417	415	377	386	367	385	404	458	423
1,5	1500	1207	1119	1120	964	1005	1007	845	955	856	864	1288	1116	1002
2	2170	1997	1870	1887	1767	1806	1811	1752	1689	1754	1612	1810	1876	1768
2,5	1700	1629	1628	1616	1488	1600	1607	1411	1439	1424	1405	1555	1598	1634
3	1630	1579	1568	1544	1461	1539	1551	1378	1401	1386	1366	1331	1487	1576
3,5	1510	1489	1466	1476	1377	1433	1439	1322	1354	1332	1303	1201	1378	1366
4	1410	1323	1302	1318	1257	1302	1289	1201	1222	1111	1117	1085	1234	1206
4,5	1325	1128	1111	1009	944	1047	1156	917	935	983	858	961	1100	1007
5	1154	988	980	973	923	980	1008	887	909	892	791	958	952	947
5,5	1132	851	831	837	788	841	928	744	755	747	731	822	822	836
6	850	843	820	819	738	822	879	700	712	703	688	799	800	818
6,5	800	803	812	800	722	815	854	677	695	685	663	783	786	800
7	750	736	723	730	688	719	776	637	654	642	628	707	701	723
7,5	700	701	680	671	635	681	732	601	622	612	581	677	673	677
8	550	542	539	543	511	522	588	456	583	559	539	521	522	509
8,5	550	529	512	503	476	501	561	440	451	447	427	500	511	435
9	490	466	443	430	411	427	401	355	386	360	343	424	460	385

Apêndice E – Dados de Carbofurano (sistema em campo).

Período de Monitoramento	Água Bruta				Água I – Filtrada em margem de rio			
	A	B	C	média	A	B	C	média
Mai/07	0,62	0,64	0,62	0,63	*	*	*	*
Jun/07	0,56	0,9	0,59	0,58	*	*	*	*
Jul/07	0,44	0,48	0,49	0,47	*	*	*	*
Ago/07	0,48	0,51	0,41	0,47	*	*	*	*
Set/07	0,43	0,44	0,48	0,45	*	*	*	*
Out/07	0,48	0,53	0,46	0,49	*	*	*	*
Nov/07	0,31	0,30	0,32	0,31	*	*	*	*
Dez/07	0,20	0,28	0,26	0,25	*	*	*	*
Jan/08	0,18	0,20	0,18	0,18	*	*	*	*
Fev/08	0,54	0,52	0,53	0,53	0,01	0,01	0,01	0,01
Mar/08	0,35	0,32	0,33	0,34	0,14	0,13	0,13	0,13
Abri/08	0,25	0,28	0,23	0,26	0,08	0,09	0,08	0,08
Mai/08	0,24	0,19	0,21	0,21	0,12	0,11	0,10	0,11
Jun/08	0,32	0,32	0,32	0,32	0,25	0,26	0,26	0,25
Jul/08	0,33	0,33	0,33	0,33	0,11	0,11	0,11	0,11
Ago/08	0,28	0,48	0,48	0,41	0,12	0,12	0,12	0,12
Set/08	0,40	0,39	0,40	0,40	0,10	0,10	0,10	0,10
Out/08	0,30	0,28	0,29	0,29	0,11	0,11	0,11	0,11
Dez/08	0,44	0,44	0,44	0,44	0,14	0,15	0,14	0,14
Jan/09	0,21	0,20	0,21	0,21	0,11	0,11	0,12	0,11
Fev/09	0,17	0,17	0,17	0,17	0,11	0,11	0,11	0,11
Mar/09	0,20	0,21	0,20	0,20	0,11	0,11	0,12	0,11
Abr/09	0,27	0,27	0,26	0,27	0,10	0,10	0,11	0,11
Mai/09	0,31	0,31	0,32	0,31	0,15	0,16	0,16	0,15
Jun/09	0,39	0,40	0,37	0,38	0,14	0,14	0,14	0,14
Jul/09	0,33	0,35	0,34	0,34	0,14	0,15	0,14	0,14
Ago/09	0,40	0,40	0,40	0,40	0,13	0,13	0,12	0,13

* Não foi realizado coleta nesse período.

Período de Monitoramento	Água II – Filtro Lento Convencional				Água III– Filtro Lento Retrolavável			
	A	B	C	média	A	B	C	média
Jun/08	0,11	0,11	0,11	0,11	0,10	0,10	0,01	0,07
Jul/08	0,06	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07	0,08	0,07
Ago/08	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05
Set/08	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,05
Out/08	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Dez/08	0,07	0,07	0,07	0,07	0,05	0,05	0,05	0,05
Jan/09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,04	0,04	0,04	0,04
Fev/09	0,07	0,07	0,08	0,07	0,06	0,06	0,07	0,06
Mar/09	0,05	0,06	0,05	0,06	0,06	0,06	0,07	0,06
Abr/09	0,03	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02
Mai/09	0,05	0,03	0,06	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02
Jun/09	0,05	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,00	0,01
Jul/09	0,04	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02
Ago/09	0,06	0,06	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,050

Apêndice F – Dados de leitura piezométrica e dados físico-químicos do sistema em laboratório

Dados de Água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
1	5,0	5,0	5,0	5,0	7,50	15,00	97,0	153,3	40,0	95,0				
2	10,0	10,0	10,0	10,0	7,50	15,50	97,2	163,3	38,0	90,0				
3	15,5	15,5	15,5	15,5	7,60	15,00	97,5	174,2	32,0	85,0				
4	19,8	19,8	19,8	19,8	7,60	15,90	97,8	186,6	26,0	80,0				
5	27,0	27,0	27,0	27,0	7,70	16,00	98,0	196,5	15,0	82,0				
6	31,5	31,5	31,5	31,5	7,80	16,10	98,5	215,4	10,0	65,0				
7	36,3	36,3	36,3	36,3	7,98	15,90	99,0	226,0	0,0	58,0	5,4	2,7		
8	41,5	41,5	41,5	41,5	35,60	8,50	52,0	146,8	5,0	29,0	7,0	3,0		
9	45,2	45,2	45,2	45,2	47,50	0,30	137,0	38,0	13,0	3,0	7,3	3,4		
10	49,4	49,4	49,4	49,4	45,30	1,30	15,9	49,5	15,0	26,0	7,0	3,0		
11	51,0	51,0	51,0	51,0	44,20	2,50	38,0	67,8	18,0	32,0	7,1	2,9		
12	54,8	54,8	54,8	54,8	32,00	5,80	53,0	86,6	26,0	49,0	6,9	2,8		
13	56,2	56,2	56,2	56,2	21,00	8,30	67,0	106,6	35,0	68,0	6,9	2,8		
14	58,8	58,8	58,8	58,8	10,20	9,12	82,0	147,0	47,0	103,0	6,8	2,8		
15	54,9	54,9	54,9	54,9	7,20	53,20	53,2	295,3	29,0	112,0	7,0	2,8		
16	57,8	57,8	57,8	57,8	3,40	86,90	16,0	520,0	15,0	138,0	7,6	2,8		
17	58,9	58,9	58,9	58,9	3,40	64,70	18,6	486,0	15,0	121,0	7,2	3,0		
18	60,3	60,3	60,3	60,3	3,40	35,00	20,0	354,0	15,0	96,0	7,3	3,0		

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
19	59,5	59,5	59,5	59,5	3,30	25,00	22,0	302,7	15,0	85,0	7,5	3,1		
20	57,9	57,9	57,9	57,9	3,10	16,80	23,5	222,6	15,0	79,0	7,3	3,2		
21	57,1	57,1	57,1	57,1	2,50	15,80	23,3	152,3	15,0	68,0	7,4	3,3		
22	56,5	56,5	56,5	56,5	2,30	14,00	24,0	102,6	14,0	65,0	7,6	3,4		
23	52,6	52,6	52,6	52,6	2,00	13,30	24,0	91,0	15,0	63,0	7,8	3,3		
24	58,3	58,3	58,3	58,3	1,80	12,00	22,0	90,0	14,0	60,0	7,8	3,2		
25	57,3	57,3	57,3	57,3	1,60	8,50	17,3	85,0	12,0	56,0	8,0	3,2		
26	57,0	57,0	57,0	57,0	1,50	4,30	15,6	74,0	10,0	45,0	8,2	2,9		
27	54,5	54,5	54,5	54,5	0,90	1,50	13,0	65,0	8,0	41,0	8,4	2,9		
28	50,5	50,5	50,5	50,5	0,40	0,88	11,0	51,0	2,0	40,0	8,4	2,7		
29	46,0	46,0	46,0	46,0	0,20	0,50	15,0	68,0	8,0	59,0	8,2	2,7		
30	38,5	38,5	38,5	38,5	0,14	0,15	16,0	76,0	14,0	72,0	8,2	2,7		
31	45,6	40,2	38,9	38,6	0,13	0,50	15,8	85,0	14,0	79,0	8,0	2,7		
32	44,8	38,7	36,3	36,2	0,14	0,80	15,0	92,0	14,0	83,0	8,0	2,7		
33	40,7	36,1	34,8	34,6	0,15	1,10	13,5	90,0	15,0	85,0	8,0	3,0		
34	38,3	34,2	32,5	32,1	0,16	1,20	13,2	99,2	13,0	89,0	8,0	3,0		
35	37,5	32,2	30,2	30,0	0,17	1,46	13,0	104,0	11,0	99,0	8,0	3,2	1,52	2,99
36	35,6	28,8	26,2	25,9	0,75	0,88	11,0	109,5	8,0	112,0	8,0	3,0	1,50	2,60
37	33,0	26,4	23,7	23,5	0,81	0,16	7,0	120,0	5,0	119,0	7,7	2,6	1,85	2,56
38	38,8	29,6	27,1	28,7	1,30	0,16	23,1	115,4	19,0	115,0	7,7	2,5	2,00	2,50

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
39	41,4	34,0	30,8	30,7	1,50	0,18	43,0	109,8	35,0	111,0	7,7	2,5	2,00	2,80
40	45,5	34,5	31,0	30,7	2,90	0,18	65,0	105,3	40,0	102,0	7,0	2,9	2,00	2,90
41	51,0	40,0	39,8	39,5	5,20	0,20	70,0	101,2	49,0	100,0	7,7	3,0	2,00	3,30
42	54,7	44,3	41,5	41,2	6,37	0,22	74,0	95,0	59,0	95,0	7,6	3,2	2,03	3,57
43	59,4	49,8	46,8	46,4	5,70	0,95	79,5	92,4	67,0	85,0	8,0	4,0	2,00	3,60
44	60,5	51,9	45,9	45,6	5,37	1,28	82,0	89,0	82,0	73,0	8,2	5,2	2,10	3,99
45	63,9	54,5	59,5	59,1	6,30	1,28	89,7	86,0	67,0	72,0	8,0	4,8	2,00	4,00
46	67,1	56,8	52,8	51,5	7,10	1,30	91,5	82,0	49,0	70,0	8,0	4,0	2,00	4,00
47	64,5	57,5	49,7	49,5	9,50	1,30	99,2	78,0	32,0	69,0	7,9	3,5	2,00	4,10
48	67,5	57,7	51,4	50,8	12,50	1,40	106,0	80,0	22,0	62,0	7,9	3,5	2,00	4,10
49	72,5	60,8	59,3	58,9	16,30	1,56	112,0	79,0	14,0	56,0	7,9	3,1	2,01	4,22
50	75,3	63,5	58,6	58,4	25,30	3,50	187,0	89,2	13,0	60,0	8,0	3,1	1,80	4,00
51	78,7	66,2	60,0	59,8	37,50	4,24	240,0	112,0	11,0	64,0	8,1	2,6	1,59	4,00
52	79,9	69,0	65,9	65,7	38,20	5,30	210,0	121,5	19,0	69,0	8,1	2,6	1,60	4,00
53	76,7	69,6	60,8	60,7	39,60	6,20	201,3	129,5	22,0	74,0	8,0	2,6	1,60	4,00
54	73,2	68,8	58,0	57,9	45,20	9,30	196,4	149,5	35,0	76,0	7,8	2,6	1,60	4,10
55	69,3	66,2	52,3	52,6	48,00	10,90	195,3	163,2	40,0	80,0	7,8	2,6	1,60	4,10
56	66,8	64,4	47,7	47,5	52,10	11,30	194,0	180,0	45,0	81,0	7,7	2,6	1,69	4,12
57	70,3	62,9	50,5	50,3	32,10	9,00	153,4	180,0	32,0	79,0	7,7	2,6	1,70	4,10
58	74,7	63,9	54,8	54,5	14,90	8,46	95,0	180,0	6,0	77,0	7,6	2,7	1,68	4,24

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
59	78,5	66,2	55,9	55,7	13,20	8,49	86,3	179,6	6,0	70,0	7,5	3,0	2,00	5,00
60	86,8	70,3	62,9	62,5	13,00	8,60	81,4	166,6	8,0	63,0	7,0	3,0	2,00	6,50
61	91,4	72,0	62,8	62,5	12,50	8,50	65,8	145,3	9,0	51,0	7,0	3,0	2,50	7,20
62	91,4	72,0	62,8	62,5	7,00	9,00	49,2	132,9	10,0	49,0	6,0	3,0	3,50	7,90
63	92,6	73,9	62,3	62,0	2,68	8,55	33,0	122,0	11,0	45,0	6,1	3,5	3,86	8,56
64	94,6	76,1	59,2	58,9	5,20	19,30	256,8	256,8	42,0	89,0	6,5	3,5	4,00	9,00
65	98,7	78,2	62,5	62,4	8,90	25,00	495,0	341,0	71,0	115,0	7,1	3,4	4,94	10,26
66	96,4	80,3	60,8	60,5	12,00	25,80	426,6	337,5	65,0	111,0	7,0	3,0	4,56	10,00
67	92,8	81,4	58,4	58,1	15,00	26,10	356,2	338,5	43,0	101,0	7,0	3,0	4,50	9,60
68	94,6	81,6	54,8	54,5	27,00	27,00	289,8	329,8	25,0	95,0	7,0	3,0	4,00	9,00
69	98,5	82,2	59,5	59,0	38,00	28,10	267,6	315,5	13,0	80,0	7,0	3,0	3,80	9,00
70	103,5	84,1	64,2	64,0	55,70	29,40	257,0	309,0	6,0	70,0	7,4	3,0	3,26	8,95
71	108,8	86,9	58,7	58,5	100,00	16,30	569,3	256,3	10,0	85,0	7,5	3,0	2,01	9,00
72	111,5	88,4	57,8	57,6	120,00	10,30	701,7	167,0	9,0	96,0	7,8	3,1	0,66	9,34
73	115,5	90,4	65,1	64,9	102,00	25,60	865,3	268,8	13,0	95,0	7,5	3,0	1,23	9,50
74	119,5	92,4	66,1	66,0	95,00	20,00	732,5	305,2	22,0	92,0	7,4	3,0	2,12	9,50
75	123,7	95,3	73,0	72,3	91,00	26,50	589,6	465,2	36,0	92,0	7,2	3,0	3,40	9,60
76	128,5	98,2	71,3	70,8	89,00	27,00	452,1	495,0	59,0	89,0	7,2	3,0	3,50	10,10
77	129,8	100,3	57,7	56,3	87,60	27,10	364,0	570,0	71,0	88,0	7,2	2,9	3,71	10,50
78	129,8	100,4	57,9	56,5	86,00	27,00	322,3	555,6	70,0	85,0	7,0	3,0	3,70	10,40

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
79	128,3	100,3	58,0	56,7	85,00	26,80	305,9	536,8	68,0	85,0	7,0	3,0	3,70	10,40
80	128,1	100,5	58,2	56,8	82,00	26,50	299,5	512,3	66,0	82,0	7,0	3,0	3,50	10,20
81	128,1	100,6	58,2	56,9	81,00	25,00	295,3	506,8	65,0	82,0	7,0	3,0	3,50	10,00
82	128,0	100,6	58,4	57,2	75,00	24,90	285,3	491,2	65,0	81,0	7,0	3,0	3,50	9,80
83	127,9	100,4	58,6	57,4	68,00	24,80	276,4	488,3	62,0	81,0	7,0	3,0	3,50	9,70
84	127,9	100,3	58,7	57,5	65,00	24,60	268,7	449,6	59,0	81,0	7,0	3,0	3,00	9,40
85	127,5	100,1	58,9	57,6	52,00	24,30	222,4	409,5	53,0	80,0	7,0	3,0	3,00	9,30
86	127,3	99,8	59,2	57,9	47,00	24,00	211,9	379,9	49,0	80,0	7,0	3,0	3,00	9,00
87	127,0	99,5	59,4	58,0	35,00	23,80	204,7	311,0	45,0	80,0	7,0	3,0	3,50	8,60
88	127,3	99,5	59,5	58,1	32,00	23,50	199,1	309,9	44,0	79,0	7,0	3,0	3,50	8,50
89	127,4	99,4	59,5	58,2	28,60	23,10	189,2	301,5	41,0	68,0	6,9	3,0	3,00	8,00
90	127,5	99,3	59,7	58,4	27,60	22,00	159,6	289,9	39,0	68,0	6,9	3,0	3,00	8,00
91	127,5	99,0	59,8	58,6	25,60	21,90	161,2	268,9	35,0	56,0	6,5	3,0	3,00	8,00
92	127,4	99,0	59,9	58,7	24,90	21,50	162,8	244,1	33,0	42,0	6,4	3,0	3,20	7,90
93	127,5	99,2	60,0	58,8	22,00	21,20	152,9	204,3	30,0	39,0	6,5	3,0	3,20	7,60
94	127,3	99,4	61,2	58,7	20,30	20,10	145,8	199,8	25,0	36,0	6,5	3,0	3,20	7,60
95	127,0	99,7	61,4	58,6	18,90	17,90	138,3	189,5	25,0	35,0	6,5	3,0	3,50	7,50
96	127,0	99,5	61,5	58,9	17,50	17,77	112,5	148,5	22,0	33,0	6,3	3,0	3,50	7,50
97	126,9	99,5	61,5	59,3	16,00	17,50	108,5	139,9	22,0	32,0	6,2	3,0	3,50	7,30
98	126,8	99,4	61,7	59,5	15,30	17,30	102,0	142,0	21,0	25,0	6,2	3,3	3,53	7,24

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
99	126,7	99,3	61,9	59,6	16,00	18,00	101,8	141,0	21,0	25,0	6,3	3,5	3,50	7,20
100	126,8	99,1	62,0	59,8	17,00	18,50	98,0	138,0	20,0	25,0	6,3	3,5	3,50	7,20
101	126,7	99,0	62,0	59,8	17,50	19,00	99,0	125,0	20,0	21,0	6,4	3,8	3,40	7,50
102	126,6	99,0	62,3	59,9	18,20	19,20	99,0	121,0	18,0	20,0	6,5	3,9	3,27	7,54
103	126,4	98,8	62,5	60,1	18,50	19,50	102,5	125,0	23,0	22,0	6,4	4,0	3,50	7,40
104	126,4	98,8	62,7	60,3	18,70	20,00	118,3	168,0	24,0	24,0	6,4	4,0	3,80	7,40
105	126,2	98,7	62,8	60,5	19,60	20,10	125,0	175,0	25,0	28,0	6,3	4,1	4,12	7,37
106	126,1	98,5	62,9	60,6	19,00		118,9	168,0	22,0	26,0	6,3	4,0	4,00	7,40
107	125,9	98,3	62,8	60,9	18,50	19,50	111,3	153,0	19,0	24,0	6,3	4,0	4,00	7,50
108	125,7	98,1	62,9	61,0	18,00	19,00	102,3	119,0	18,0	24,0	6,2	4,0	4,00	7,80
109	125,6	98,0	62,9	61,2	17,50	19,20	99,0	111,0	17,0	19,0	6,1	4,0	4,03	7,99
110	125,6	97,9	63,2	61,3	17,00	18,60	98,0	118,0	16,0	20,0	6,0	4,0	3,80	8,00
111	125,5	98,1	63,4	61,5	16,50	17,80	99,0	120,0	16,0	19,0	6,3	4,0	3,70	8,00
112	125,4	98,2	63,5	61,6	16,30	17,40	98,0	124,0	17,0	19,0	6,4	4,2	3,65	8,02
113	125,2	98,4	63,7	61,8	16,00	17,50	95,9	124,0	17,0	19,0	6,5	4,0	3,60	8,00
114	125,2	98,5	63,8	61,9	16,20	17,70	91,1	123,0	16,0	19,0	6,5	4,0	3,70	8,00
115	125,1	98,6	63,9	62,2	16,00	17,90	89,5	123,0	15,0	19,0	6,6	4,0	3,70	8,00
116	125,0	98,7	64,3	62,2	16,00	18,00	86,0	123,0	15,0	19,0	6,8	3,9	3,85	8,00
117	125,0	98,7	64,5	62,4	16,10	18,20	85,6	123,0	16,0	18,0	6,6	4,0	3,70	7,80
118	124,8	98,9	64,5	62,5	16,20	18,50	87,3	120,0	15,0	18,0	6,6	4,0	3,70	7,80

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
119	124,8	99,0	64,7	62,8	16,20	18,60	88,0	120,0	15,0	18,0	6,6	3,8	3,63	7,85
120	124,7	99,2	64,8	62,9	16,00	18,50	92,2	125,0	20,0	21,0	6,5	3,8	3,50	7,90
121	124,5	99,4	64,9	63,1	15,50	18,00	111,4	138,0	25,0	29,0	6,4	3,8	3,50	8,00
122	124,4	99,5	65,1	63,5	15,40	17,90	121,0	143,0	30,0	33,0	6,0	3,9	3,26	8,02
123	124,3	99,7	65,4	63,7	15,50	18,00	120,3	143,0	28,0	30,0	6,0	3,6	3,30	8,00
124	124,5	99,9	65,6	63,9	16,00	18,00	123,0	144,0	28,0	28,0	6,0	3,6	3,40	8,00
125	124,7	99,7	65,7	63,7	16,10	18,20	123,0	145,0	28,0	25,0	6,0	3,5	3,46	8,00
126	124,9	99,5	65,9	63,8	16,00	18,00	125,0	145,0	28,0	25,0	6,0	3,5	3,30	8,00
127	125,3	99,3	66,0	63,7	16,00	17,90	127,5	149,0	27,0	25,0	5,9	3,5	3,00	8,00
128	125,2	99,1	66,2	63,5	15,90	17,60	128,1	150,0	27,0	26,0	6,0	3,0	3,00	8,00
129	125,0	99,0	66,3	63,3	15,90	17,50	128,0	151,0	28,0	26,0	6,2	3,2	3,12	8,01
130	124,9	99,0	66,5	63,0	15,70	17,40	125,9	150,0	27,0	26,0	6,0	3,0	3,30	7,90
131	124,9	98,8	66,6	62,8	15,30	17,30	123,3	148,0	26,0	24,0	6,3	3,0	3,40	7,80
132	124,9	98,5	66,8	62,5	15,20	17,20	120,0	144,0	25,0	24,0	6,8	3,1	3,52	7,52
133	124,7	98,4	66,9	62,3	15,20	17,00	128,6	145,0	25,0	28,0	6,7	3,0	3,50	7,50
134	124,5	98,5	67,0	62,1	15,10	16,90	131,3	152,0	29,0	30,0	6,7	3,0	3,50	7,50
135	124,5	98,4	66,8	61,8	15,00	16,80	138,6	155,0	31,0	35,0	6,6	3,0	3,80	7,50
136	124,6	98,1	66,7	61,9	15,00	16,80	142,0	159,0	36,0	37,0	6,6	3,2	3,97	7,52
137	124,6	98,1	66,5	61,6	15,50	17,00	135,2	152,0	35,0	37,0	6,5	3,5	4,00	7,50
138	124,5	98,2	66,4	61,5	16,00	17,30	121,6	149,0	35,0	36,0	6,5	4,0	3,80	7,50

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
139	124,3	98,1	66,3	61,5	16,70	17,50	111,0	136,0	33,0	35,0	6,1	3,9	3,78	7,41
140	124,2	98,0	66,2	61,4	16,60	17,70	115,3	139,0	32,0	32,0	6,0	4,0	3,80	7,50
141	124,1	97,8	66,2	61,3	16,50	17,70	119,9	142,0	32,0	30,0	6,2	4,0	3,50	7,40
142	124,2	97,5	66,1	61,1	16,40	17,80	122,9	148,0	28,0	31,0	6,2	4,0	3,50	7,30
143	124,3	97,4	66,0	60,8	16,20	17,90	125,0	150,0	27,0	31,0	6,3	4,0	3,53	7,33
144	124,4	97,3	65,8	60,7	16,10	17,50	124,8	146,0	27,0	31,0	6,3	4,0	3,50	7,50
145	124,6	97,5	65,5	60,6	16,00	17,00	123,3	135,0	27,0	32,0	6,3	4,0	3,20	8,00
146	124,5	97,6	65,4	60,5	15,80	16,80	122,0	129,0	27,0	32,0	6,3	4,1	3,11	8,00
147	124,7	97,7	65,2	60,4	15,80	16,80	122,0	130,0	24,0	32,0	6,0	4,0	3,40	7,80
148	124,5	97,8	65,1	60,2	15,70	16,60	122,0	134,0	22,0	32,0	6,0	4,0	3,80	7,50
149	124,5	97,9	65,0	60,0	15,60	16,50	119,0	136,0	21,0	30,0	6,0	4,0	4,00	7,30
150	124,6	98,0	64,8	61,0	15,60	16,70	120,0	136,0	22,0	30,0	6,0	4,1	4,02	7,33
151	124,7	98,2	64,9	61,3	15,60	16,00	119,0	125,0	25,0	35,0	6,0	4,0	4,00	7,30
152	124,5	98,4	64,9	61,5	15,70	16,00	119,0	126,0	25,0	35,0	6,1	4,0	4,00	7,40
153	124,6	98,5	64,7	61,6	15,80	16,10	118,0	123,0	26,0	35,0	6,3	4,0	4,00	7,40
154	124,5	98,6	64,5	61,8	15,60	16,20	115,0	124,0	27,0	38,0	6,3	4,1	3,80	7,50
155	124,5	98,6	64,4	62,0	15,90	16,40	115,0	125,0	28,0	39,0	6,5	4,0	3,80	7,30
156	124,3	98,6	64,6	62,1	16,10	16,30	118,0	123,0	29,0	41,0	6,5	3,8	3,50	7,60
157	124,1	98,7	64,6	62,1	16,00	16,50	113,0	126,0	30,0	41,0	6,5	3,8	3,50	7,60
158	124,1	98,9	64,8	62,3	16,00	16,50	111,0	130,0	33,0	41,0	6,5	3,5	3,80	7,50

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
159	124,0	99,0	65,0	62,2	16,30	16,70	110,0	130,0	35,0	42,0	6,5	3,5	3,60	7,50
160	123,8	99,0	65,1	62,4	16,40	16,70	108,0	128,0	35,0	42,0	6,6	3,5	3,70	7,60
161	123,5	99,0	65,0	62,4	16,60	17,00	105,0	124,0	35,0	43,0	6,6	3,5	3,60	7,30
162	123,6	99,1	65,3	62,5	16,50	17,00	106,0	124,0	33,0	38,0	6,7	3,4	3,60	7,40
163	123,6	99,3	65,3	62,6	16,50	17,00	107,0	123,0	34,0	41,0	6,7	3,4	3,50	7,40
164	123,4	99,2	65,7	62,5	16,70	17,10	109,0	125,0	35,0	45,0	6,8	3,0	3,50	7,30
165	123,3	99,3	65,8	62,8	16,80	17,00	110,0	120,0	32,0	45,0	6,8	3,0	3,20	7,30
166	123,3	99,5	65,9	62,7	16,90	17,10	110,0	121,0	32,0	46,0	6,5	3,0	3,20	7,20
167	123,1	99,6	66,0	62,9	16,80	17,20	108,0	118,0	31,0	42,0	6,5	3,0	3,10	7,10
168	123,1	99,7	66,1	63,0	17,00	17,50	105,0	117,0	30,0	42,0	6,5	3,5	3,00	7,00
169	123,0	99,7	66,1	63,0	17,00	17,50	105,0	115,0	30,0	41,0	6,8	3,5	3,50	7,20
170	123,2	99,9	66,4	63,2	17,10	17,50	108,0	120,0	29,0	42,0	6,8	3,5	3,50	7,20
171	123,2	99,8	66,5	63,4	17,30	17,60	107,0	119,0	29,0	43,0	6,9	3,8	3,50	7,30
172	123,4	99,5	66,4	63,5	17,20	17,60	105,0	117,0	28,0	45,0	6,9	3,8	3,60	7,40
173	123,3	99,4	66,8	63,4	17,40	17,80	106,0	115,0	29,0	45,0	7,0	3,8	3,60	7,50
174	123,5	99,6	66,7	63,7	17,50	17,80	105,0	115,0	25,0	46,0	7,0	4,0	3,40	7,60
175	123,5	99,7	66,9	63,8	17,50	17,90	100,0	108,0	26,0	46,0	7,0	4,0	3,20	7,70
176	123,6	99,7	67,0	63,8	17,60	17,90	102,0	109,0	26,0	45,0	7,0	4,0	3,30	7,50
177	123,8	99,8	67,1	63,9	17,80	18,10	103,0	110,0	27,0	47,0	7,0	4,0	3,30	7,60
178	123,7	99,5	67,2	64,0	17,50	18,00	105,0	111,0	27,0	47,0	7,1	4,1	3,00	7,40

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
179	123,6	99,3	67,4	64,0	17,50	18,00	107,0	115,0	24,0	43,0	7,3	4,1	3,00	7,40
180	123,8	99,2	67,4	64,3	17,60	18,10	107,0	117,0	24,0	42,0	7,5	4,2	3,50	7,50
181	123,5	99,2	67,5	64,2	17,20	18,00	106,0	115,0	23,0	42,0	7,8	4,3	3,80	7,50
182	123,4	99,4	67,5	64,0	16,40	18,00	106,0	115,0	23,0	42,0	7,9	4,3	3,80	7,50
183	123,5	99,5	67,6	64,0	16,00	18,00	106,0	117,0	24,0	41,0	8,0	4,5	3,90	7,50
184	123,5	99,7	67,6	63,9	17,00	18,50	105,0	117,0	24,0	41,0	8,1	4,5	4,00	7,50
185	123,4	99,9	67,9	63,8	17,50	19,00	105,0	119,0	24,0	41,0	8,2	4,8	4,00	7,20
186	123,2	99,7	68,0	63,7	18,20	19,20	105,0	119,0	25,0	41,0	8,0	4,8	4,20	7,20
187	123,3	99,5	68,0	63,8	18,50	19,50	105,0	120,0	25,0	42,0	8,0	5,0	4,20	7,20
188	123,0	99,3	68,1	63,8	18,70	20,00	104,0	120,0	25,0	42,0	8,0	5,0	4,20	7,20
189	123,1	99,1	68,2	63,6	19,60	20,10	104,0	120,0	26,0	42,0	8,1	5,0	5,00	7,20
190	123,0	99,0	68,0	63,5	19,00	20,00	104,0	121,0	26,0	43,0	8,2	5,0	5,00	7,00
191	123,0	99,0	68,3	63,5	18,50	19,50	104,0	121,0	24,0	43,0	8,0	5,1	5,00	7,00
192	122,9	98,8	68,4	63,4	18,00	19,00	103,0	125,0	24,0	43,0	8,0	5,2	5,00	7,00
193	122,7	98,5	68,5	63,4	17,50	19,20	103,0	125,0	24,0	41,0	7,8	5,2	5,00	7,00
194	122,7	98,4	68,6	63,2	17,00	18,60	101,0	125,0	25,0	41,0	7,7	5,0	4,50	7,00
195	122,5	98,5	68,6	63,2	16,50	17,80	101,0	124,0	25,0	41,0	7,5	5,1	4,50	7,00
196	122,4	98,4	68,7	63,1	16,30	17,40	101,0	124,0	25,0	40,0	7,4	5,2	4,50	7,10
197	122,4	98,1	68,5	63,1	16,00	17,50	103,0	124,0	26,0	40,0	7,4	5,2	4,50	7,10
198	122,3	98,1	68,6	63,0	16,20	17,70	103,0	123,0	26,0	40,0	7,3	5,0	4,80	7,10

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
199	122,0	98,2	68,7	63,0	16,00	17,90	103,0	123,0	26,0	39,0	7,3	4,9	4,80	7,20
200	121,9	98,1	68,7	62,9	16,00	18,00	104,0	123,0	26,0	39,0	7,3	4,9	4,80	7,20
201	121,8	98,0	68,8	62,8	16,10	18,20	104,0	124,0	27,0	38,0	7,2	4,8	5,00	7,20
202	121,5	97,8	68,9	62,7	16,20	18,50	104,0	124,0	27,0	38,0	7,2	4,7	5,00	7,00
203	121,4	97,5	69,0	62,5	16,20	18,60	104,0	124,0	27,0	39,0	7,0	4,5	5,00	7,00
204	121,3	97,7	69,0	62,5	16,00	18,50	105,0	125,0	28,0	39,0	7,1	4,5	5,00	7,00
205	121,3	97,9	69,1	62,4	15,50	18,00	105,0	125,0	28,0	39,0	7,1	4,5	4,20	7,00
206	121,3	98,0	69,2	62,3	15,00	18,00	105,0	125,0	29,0	38,0	7,1	4,6	4,20	7,10
207	121,0	98,0	69,3	62,3	15,20	18,00	105,0	126,0	29,0	38,0	7,0	4,5	4,20	7,10
208	121,0	98,2	69,3	62,2	16,00	18,00	106,0	126,0	29,0	37,0	6,9	4,6	4,20	7,00
209	121,0	100,3	69,0	62,2	16,10	18,20	106,0	126,0	30,0	37,0	6,8	4,7	4,00	7,10
210	121,0	100,4	68,8	62,0	16,00	18,00	106,0	127,0	30,0	37,0	6,8	4,7	4,00	7,30
211	120,9	100,3	68,8	62,0	16,00	17,50	106,0	127,0	31,0	37,0	6,5	4,7	4,00	7,30
212	120,8	100,5	68,7	62,1	15,90	17,60	107,0	127,0	31,0	35,0	6,6	4,6	4,00	7,30
213	120,7	100,6	68,5	62,0	15,90	17,50	107,0	127,0	31,0	35,0	6,6	4,5	3,80	7,50
214	120,7	100,6	68,5	62,0	15,70	17,40	107,0	129,0	32,0	35,0	6,4	4,6	3,80	7,50
215	120,6	100,4	68,4	62,0	15,30	17,00	102,0	129,0	32,0	36,0	6,5	4,6	3,80	7,50
216	120,5	100,3	68,3	61,8	15,20	17,20	102,0	130,0	32,0	36,0	6,7	4,5	3,80	7,50
217	120,5	100,1	68,3	61,8	15,20	17,00	102,0	131,0	31,0	36,0	6,7	4,5	3,80	7,50
218	120,4	99,8	68,2	61,7	15,10	16,50	102,0	130,0	31,0	37,0	6,8	4,5	3,80	7,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
219	120,2	99,5	68,1	61,5	15,00	16,80	102,0	131,0	31,0	37,0	6,8	4,6	4,00	7,00
220	120,2	99,5	68,0	61,5	15,00	16,80	102,0	131,0	30,0	37,0	6,9	4,6	4,00	7,00
221	120,3	99,4	68,0	61,4	15,50	17,00	100,0	132,0	30,0	34,0	6,8	4,6	4,00	7,00
222	120,1	99,3	68,0	61,3	16,00	17,30	100,0	135,0	30,0	34,0	6,8	4,7	4,00	7,00
223	120,0	99,0	67,9	61,5	16,70	17,50	101,0	135,0	30,0	34,0	6,7	4,8	4,50	7,00
224	120,0	99,0	67,9	61,3	16,60	17,70	101,0	136,0	31,0	34,0	6,5	4,8	5,00	6,50
225	119,9	99,0	67,9	61,2	16,50	17,70	101,0	136,0	31,0	34,0	6,8	5,0	5,00	6,50
226	119,8	98,7	67,8	61,2	16,40	17,80	102,0	135,0	31,0	34,0	6,8	5,0	5,00	6,40
227	119,7	98,7	67,7	61,1	16,20	17,90	102,0	135,0	31,0	35,0	6,9	5,1	5,00	6,40
228	119,5	98,6	67,5	61,0	16,10	17,50	102,0	136,0	31,0	35,0	7,0	4,9	5,00	6,40
229	119,7	98,5	67,5	61,0	16,30	17,00	103,0	135,0	31,0	35,0	7,0	4,9	4,50	6,40
230	119,5	98,4	67,4	61,0	15,80	16,80	103,0	136,0	31,0	35,0	7,0	4,9	4,50	6,40
231	119,4	98,5	67,4	61,0	15,80	16,80	103,0	136,0	30,0	32,0	7,1	5,0	4,50	6,20
232	119,3	98,5	67,3	60,8	15,70	16,60	104,0	136,0	30,0	32,0	7,2	5,0	4,50	6,20
233	119,3	98,3	67,3	60,8	15,60	16,50	104,0	132,0	30,0	32,0	7,2	4,9	4,50	6,20
234	119,2	97,9	67,4	60,7	15,60	16,70	105,0	132,0	30,0	32,0	7,3	4,9	4,50	6,00
235	119,2	97,7	67,0	60,8	15,60	16,00	105,0	132,0	30,0	32,0	7,0	5,0	4,50	6,00
236	119,1	97,8	67,0	60,7	15,80	16,00	103,0	130,0	28,0	31,0	7,1	5,0	4,80	6,30
237	119,0	97,5	67,3	60,6	15,80	16,30	103,0	130,0	28,0	32,0	7,1	5,0	4,80	6,30
238	119,0	97,5	67,3	60,5	15,60	16,20	103,0	130,0	29,0	31,0	7,2	5,0	4,80	6,30

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
239	118,9	97,4	67,2	60,4	15,90	16,40	102,0	125,0	29,0	30,0	7,2	5,0	4,80	6,50
240	118,8	97,3	67,2	60,2	16,10	16,30	102,0	125,0	27,0	30,0	7,4	5,0	4,90	6,50
241	118,8	97,4	67,0	60,0	16,00	16,50	100,0	125,0	27,0	30,0	7,7	5,0	4,90	6,70
242	118,6	97,8	68,9	61,0	16,00	16,50	100,0	124,0	25,0	28,0	7,4	5,0	4,80	6,70
243	118,6	97,5	69,0	61,3	16,30	16,70	100,0	123,0	25,0	28,0	7,6	5,1	4,80	6,80
244	118,4	97,7	69,0	61,5	16,40	16,70	100,0	123,0	26,0	27,0	7,6	5,1	4,50	6,80
245	118,4	97,9	69,1	61,6	16,60	17,00	98,0	124,0	25,0	27,0	7,8	5,2	4,50	7,00
246	118,3	98,0	69,2	61,8	16,50	17,00	98,0	124,0	25,0	25,0	7,8	5,2	4,60	7,00
247	118,3	98,0	69,3	62,0	16,50	17,00	97,0	125,0	24,0	25,0	7,6	5,4	4,60	7,00
248	118,2	98,2	69,3	62,1	16,70	17,10	95,0	124,0	23,0	24,0	7,6	5,4	4,60	7,00
249	118,1	100,3	69,0	62,1	16,80	17,00	95,0	124,0	23,0	25,0	7,6	5,3	4,70	6,50
250	118,2	100,4	68,8	62,3	16,90	17,10	94,0	125,0	22,0	25,0	7,5	5,3	4,80	6,50
251	118,2	100,3	68,8	62,2	16,80	17,20	93,0	123,0	21,0	26,0	7,6	5,0	4,80	6,40
252	118,0	100,5	68,7	62,4	17,00	17,50	95,0	123,0	22,0	24,0	7,4	5,0	4,80	6,30
253	118,1	100,6	68,5	62,4	17,00	17,50	95,0	122,0	20,0	24,0	7,5	5,0	4,80	6,10
254	118,2	100,6	68,5	62,5	17,10	17,50	93,0	122,0	21,0	23,0	7,6	5,0	4,80	5,00
255	118,1	100,4	68,4	62,6	17,30	17,60	93,0	120,0	21,0	23,0	7,3	4,9	4,50	5,00
256	118,2	100,3	68,3	62,5	17,20	17,60	94,0	120,0	22,0	22,0	7,3	4,9	4,50	4,50
257	118,4	100,1	68,3	62,8	17,40	17,80	93,0	121,0	22,0	22,0	7,3	4,8	4,50	4,50
258	118,5	99,8	68,2	62,7	17,50	17,80	92,0	120,0	22,0	21,0	7,0	4,8	4,50	5,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
259	118,6	99,5	68,1	62,9	17,50	17,90	92,0	121,0	23,0	22,0	7,0	4,5	4,50	5,00
260	118,6	99,5	68,0	63,0	17,60	17,90	93,0	120,0	24,0	21,0	7,0	4,5	4,50	5,00
261	118,7	99,4	68,0	63,0	17,80	18,10	93,0	120,0	24,0	20,0	7,1	4,5	4,50	4,30
262	118,7	99,3	68,0	63,2	17,50	18,00	92,0	123,0	23,0	20,0	7,1	4,3	4,50	4,30
263	118,8	99,0	67,9	63,4	17,50	18,00	92,0	123,0	23,0	20,0	7,4	4,3	4,50	4,20
264	118,9	99,0	67,9	63,5	17,60	18,10	90,0	123,0	24,0	20,0	7,4	4,3	4,50	4,00
265	118,9	99,0	67,9	63,4	17,50	18,00	91,0	122,0	24,0	21,0	7,4	4,2	4,50	4,10
266	119,0	98,7	67,8	63,7	17,50	18,00	90,0	122,0	22,0	21,0	7,3	4,1	4,50	4,10
267	118,9	98,7	67,7	63,8	17,60	18,00	87,0	124,0	22,0	23,0	7,3	4,0	4,50	4,10
268	119,0	98,6	67,5	63,8	17,00	18,00	88,0	123,0	23,0	25,0	7,0	4,0	4,80	4,10
269	119,2	98,5	67,5	63,9	17,00	18,00	88,0	124,0	25,0	27,0	7,1	4,0	4,80	4,50
270	119,2	98,4	67,4	64,0	17,00	18,00	85,0	125,0	27,0	29,0	7,1	3,8	4,80	4,50
271	119,3	98,4	67,3	63,8	17,00	18,00	84,0	124,0	25,0	28,0	7,2	3,8	5,00	4,50
272	119,4	98,4	67,3	63,9	17,10	18,00	85,0	123,0	25,0	28,0	7,2	3,5	5,00	4,50
273	119,4	98,1	67,0	64,0	16,81	18,00	80,0	126,0	28,0	32,0	7,1	3,5	5,00	4,50
274	119,5	98,1	67,1	64,1	16,77	18,00	78,0	131,0	27,0	30,0	7,2	3,5	4,90	4,50
275	119,7	98,2	67,1	64,2	16,55	17,00	77,0	128,0	27,0	30,0	7,2	3,5	4,80	4,50
276	119,8	98,1	67,1	64,2	16,67	17,10	75,0	130,0	28,0	32,0	7,3	3,4	4,80	4,50
277	119,8	98,1	67,1	64,2	16,88	17,00	75,0	133,0	28,0	32,0	7,0	3,5	4,50	4,50
278	119,5	98,0	67,1	64,2	16,74	17,10	74,0	136,0	29,0	35,0	7,1	3,5	4,50	5,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
279	119,5	98,0	67,3	64,0	16,44	17,20	74,0	141,0	29,0	35,0	7,1	3,5	4,60	5,00
280	119,0	97,3	67,4	64,0	16,00	17,50	72,0	141,0	31,0	38,0	7,2	3,5	4,50	5,00
281	119,0	97,4	67,3	64,0	16,00	17,50	70,0	145,0	30,0	38,0	7,2	3,4	4,50	5,00
282	118,8	97,8	67,3	64,0	16,00	17,50	65,0	144,0	30,0	38,0	7,4	3,4	4,50	5,20
283	118,6	97,5	67,3	64,2	16,00	17,50	67,0	145,0	33,0	41,0	7,7	3,4	4,50	5,20
284	118,6	97,3	67,5	64,2	16,00	17,50	67,0	151,0	33,0	42,0	7,4	3,4	4,50	5,20
285	118,4	97,0	67,5	64,2	15,79	16,40	66,0	151,0	35,0	43,0	7,6	3,4	4,50	5,20
286	118,4	97,6	67,4	64,2	15,42	16,30	68,0	155,0	35,0	44,0	7,6	3,3	4,50	5,20
287	118,3	97,4	67,5	64,4	15,55	16,50	69,0	151,0	38,0	53,0	7,8	3,3	4,70	5,20
288	118,3	97,1	67,5	64,5	15,55	16,50	67,0	151,0	38,0	53,0	7,8	3,4	4,60	5,20
289	118,3	96,0	67,5	64,4	15,83	16,50	67,0	152,0	39,0	53,0	7,9	3,4	4,60	5,20
290	118,1	96,0	67,7	64,4	15,49	16,50	65,0	153,0	39,0	53,0	8,0	3,4	4,60	5,60
291	118,1	96,0	67,7	64,4	15,00	16,40	65,0	150,0	39,0	53,0	8,1	3,4	4,60	5,60
292	118,1	96,8	67,7	64,4	15,00	16,30	67,0	150,0	39,0	53,0	8,2	3,2	4,50	5,60
293	118,2	96,2	68,0	64,4	13,33	15,00	67,0	153,0	37,0	52,0	8,0	3,3	4,60	5,60
294	118,0	94,4	68,0	64,4	12,45	15,00	66,0	153,0	38,0	52,0	8,0	3,2	4,60	6,00
295	118,0	94,8	68,0	64,8	11,34	15,00	65,0	153,0	37,0	52,0	7,8	3,2	4,60	6,00
296	118,0	94,8	68,0	64,9	10,00	12,23	63,0	149,0	35,0	48,0	7,6	3,2	4,80	6,00
297	118,1	95,0	68,0	64,8	10,00	12,23	61,0	149,0	35,0	48,0	7,6	3,3	4,80	6,00
298	118,1	95,0	68,0	64,9	10,00	12,23	57,0	146,0	37,0	45,0	7,6	3,2	4,80	6,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
299	118,1	94,8	67,9	65,0	12,43	14,54	55,0	147,0	37,0	45,0	7,5	3,2	5,00	6,30
300	118,2	94,5	67,9	64,9	10,68	12,50	55,0	145,0	36,0	45,0	7,6	3,3	5,00	6,40
301	117,8	94,5	67,8	64,9	9,65	10,54	54,0	142,0	36,0	45,0	7,4	3,3	5,00	6,30
302	117,8	94,5	67,7	64,9	9,13	10,43	52,0	142,0	36,0	45,0	7,5	3,3	5,00	6,30
303	117,8	94,6	67,8	64,9	8,53	9,33	52,0	142,0	37,0	46,0	7,6	3,0	4,20	6,30
304	117,6	94,7	67,7	64,9	8,00	9,12	53,0	145,0	37,0	46,0	7,6	3,0	4,20	6,50
305	117,4	94,9	67,7	64,9	8,00	9,12	52,0	144,0	35,0	45,0	7,6	3,0	4,20	6,50
306	117,3	96,0	67,7	64,9	7,27	8,68	50,0	140,0	35,0	45,0	7,8	3,0	4,20	6,50
307	117,3	96,0	67,9	65,1	6,73	7,14	49,0	140,0	35,0	45,0	7,8	3,0	4,20	6,50
308	117,0	95,7	67,9	65,1	5,62	6,34	49,0	138,0	34,0	45,0	8,0	3,0	4,20	6,50
309	117,0	95,6	67,8	65,1	5,21	6,20	47,0	138,0	32,0	43,0	8,0	3,2	4,20	6,50
310	117,0	95,2	67,7	65,1	4,20	5,30	48,0	138,0	34,0	43,0	8,0	3,2	4,20	6,30
311	117,0	95,3	67,8	65,1	4,00	5,00	47,0	139,0	34,0	43,0	8,0	3,2	4,20	6,30
312	117,1	95,0	67,8	65,0	4,00	5,00	47,0	139,0	33,0	43,0	8,0	3,1	4,20	6,30
313	117,3	95,2	67,8	65,0	4,00	5,00	45,0	136,0	33,0	43,0	8,0	3,1	4,20	6,60
314	117,3	95,6	68,0	65,0	3,90	5,00	46,0	133,0	34,0	43,0	7,7	3,1	4,00	6,60
315	117,6	95,9	67,9	65,0	3,82	5,00	46,0	133,0	32,0	40,0	7,7	3,1	4,00	6,60
316	117,8	96,0	67,9	65,0	3,50	4,77	45,0	133,0	32,0	40,0	7,8	3,1	4,00	6,60
317	117,8	96,0	67,9	65,0	3,45	4,56	44,0	132,0	34,0	40,0	7,6	3,1	4,00	6,60
318	117,8	96,0	67,9	65,0	3,50	4,50	43,0	135,0	33,0	40,0	7,6	3,3	3,80	6,60

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
319	118,0	96,1	68,0	65,0	3,22	4,50	44,0	135,0	33,0	41,0	7,5	3,3	3,80	6,60
320	117,8	96,2	68,0	65,0	3,05	4,50	44,0	134,0	34,0	42,0	7,6	3,3	3,50	6,80
321	117,8	96,2	68,0	65,1	3,00	4,50	42,0	134,0	35,0	42,0	7,4	3,3	3,50	6,80
322	117,8	96,5	68,0	65,2	3,00	4,50	43,0	131,0	33,0	40,0	7,5	3,3	3,80	6,80
323	117,8	96,5	68,0	65,1	3,00	4,50	43,0	131,0	34,0	40,0	7,6	3,0	3,60	7,00
324	117,5	96,5	68,2	65,1	3,00	4,50	40,0	130,0	30,0	42,0	7,3	3,0	3,70	7,00
325	117,5	96,4	68,1	65,1	3,00	4,50	40,0	128,0	30,0	42,0	7,3	3,0	3,60	7,00
326	117,5	96,2	68,2	65,1	2,43	4,20	40,0	126,0	31,0	42,0	7,3	3,0	3,60	7,00
327	117,5	96,0	68,3	65,1	2,83	4,00	40,0	126,0	30,0	42,0	7,0	3,0	3,50	6,60
328	117,5	96,0	68,2	65,1	2,77	4,10	42,0	125,0	28,0	40,0	7,0	2,9	3,50	6,60
329	117,6	96,1	68,2	65,3	2,43	4,10	42,0	125,0	28,0	40,0	7,0	2,8	3,70	6,80
330	117,5	96,1	68,2	65,3	2,47	4,10	45,0	122,0	27,0	38,0	7,1	2,9	3,70	6,80
331	117,5	95,8	68,2	65,4	2,34	4,10	43,0	126,0	27,0	38,0	7,1	2,8	3,70	6,80
332	117,8	95,5	68,2	65,4	2,00	4,00	42,0	125,0	28,0	37,0	7,0	2,8	3,70	6,80
333	118,0	95,5	68,1	65,4	2,00	4,00	42,0	126,0	26,0	36,0	7,0	2,8	3,70	6,80
334	118,0	95,3	68,2	65,5	2,00	4,00	43,0	123,0	26,0	35,0	7,0	2,8	3,70	6,80
335	118,0	95,2	68,4	65,5	2,00	4,00	42,0	122,0	27,0	35,0	7,0	2,6	3,70	6,50
336	117,8	95,3	68,5	65,5	2,00	4,00	40,0	124,0	25,0	34,0	6,9	2,6	3,70	6,50
337	117,8	95,0	68,4	65,5	2,22	4,00	40,0	120,0	25,0	34,0	6,8	2,8	3,70	6,50
338	117,8	95,0	68,4	65,5	2,57	4,40	40,0	120,0	24,0	34,0	6,8	2,7	3,70	6,50

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
339	117,8	95,2	68,4	65,5	2,80	4,50	40,0	120,0	24,0	33,0	6,5	2,8	3,80	6,50
340	117,6	95,3	68,4	65,8	3,00	5,00	42,0	122,0	23,0	34,0	6,5	2,8	3,80	7,00
341	117,6	95,4	68,5	65,8	3,00	5,00	44,0	126,0	25,0	34,0	6,5	2,5	3,90	7,00
342	117,5	95,2	68,5	65,8	3,00	5,00	44,0	125,0	25,0	34,0	6,5	2,5	4,00	7,00
343	117,5	95,6	68,5	65,8	3,50	5,20	43,0	126,0	26,0	34,0	6,6	2,5	4,00	7,00
344	117,5	95,7	68,7	65,8	3,68	6,00	43,0	129,0	26,0	34,0	6,6	2,5	4,00	7,00
345	117,5	95,7	68,7	65,8	4,01	6,70	45,0	128,0	25,0	34,0	6,4	2,5	4,00	7,10
346	117,6	95,9	68,7	65,8	4,50	7,00	45,0	130,0	24,0	34,0	6,5	2,5	4,00	7,10
347	117,7	96,0	68,7	67,0	5,32	7,80	46,0	130,0	24,0	33,0	6,7	2,5	4,00	7,10
348	117,7	96,0	68,7	67,0	5,50	7,80	48,0	136,0	24,0	33,0	6,7	2,5	4,00	7,10
349	117,6	95,9	68,9	67,0	4,54	7,80	45,0	136,0	25,0	34,0	6,8	2,4	4,30	7,10
350	117,6	95,7	68,8	67,0	4,72	8,00	48,0	134,0	25,0	34,0	7,0	2,5	4,40	7,10
351	117,6	95,7	68,7	67,0	4,93	8,00	48,0	136,0	24,0	34,0	7,0	2,5	4,40	7,10
352	117,5	95,5	68,9	67,0	5,00	8,00	50,0	135,0	25,0	34,0	7,0	2,5	5,00	7,10
353	117,5	95,6	68,9	67,0	5,00	8,00	51,0	135,0	23,0	34,0	7,0	2,5	5,00	7,10
354	117,5	95,3	68,9	67,0	5,00	8,00	53,0	135,0	23,0	34,0	7,0	2,6	5,00	7,10
355	117,3	95,3	68,9	67,0	5,00	8,00	54,0	137,0	23,0	34,0	7,0	2,7	5,00	6,90
356	117,3	95,1	68,9	67,0	4,90	8,00	55,0	137,0	24,0	34,0	7,0	2,5	5,00	6,70
357	117,3	95,0	69,0	67,0	5,00	8,00	53,0	140,0	24,0	35,0	7,1	2,5	5,00	6,60
358	117,3	95,0	69,1	67,2	4,98	8,00	55,0	138,0	25,0	37,0	7,3	2,5	5,00	6,60

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
359	117,2	95,2	69,1	67,3	5,00	7,40	55,0	139,0	25,0	37,0	7,3	2,5	4,80	6,30
360	117,2	95,6	69,1	67,2	5,33	7,40	56,0	144,0	28,0	36,0	7,3	2,5	4,80	6,30
361	117,0	95,9	69,2	67,3	5,33	7,40	57,0	143,0	25,0	34,0	7,3	2,5	4,90	6,30
362	117,0	96,0	69,5	67,3	5,33	7,40	58,0	143,0	27,0	33,0	7,3	2,5	4,90	6,30
363	117,0	96,1	69,5	67,3	5,46	7,60	57,0	143,0	27,0	34,0	7,5	2,5	4,90	6,30
364	117,0	96,1	69,5	67,3	5,67	7,60	60,0	143,0	28,0	34,0	7,5	2,5	4,90	6,30
365	117,1	96,2	69,5	67,3	6,00	8,20	64,0	142,0	28,0	34,0	7,5	2,8	4,50	6,00
366	117,1	96,2	69,5	67,3	6,00	8,20	64,0	144,0	30,0	33,0	7,5	2,8	4,50	6,00
367	117,1	96,0	69,3	67,1	6,00	8,21	63,0	145,0	30,0	33,0	7,5	2,8	4,40	6,00
368	117,2	96,0	69,3	67,2	5,88	7,50	66,0	149,0	30,0	33,0	7,3	2,8	4,40	6,30
369	117,2	96,1	69,3	67,1	5,79	7,50	65,0	148,0	34,0	39,0	7,3	2,8	4,40	6,30
370	117,3	96,2	69,3	67,2	5,79	7,50	66,0	146,0	34,0	39,0	7,3	2,8	4,40	6,30
371	117,3	96,2	69,5	67,2	5,54	7,50	65,0	150,0	35,0	39,0	7,3	2,8	4,40	6,30
372	117,5	96,5	69,5	67,2	5,68	7,50	66,0	150,0	35,0	40,0	7,0	2,8	4,40	6,30
373	117,5	96,5	69,5	67,2	5,33	7,00	66,0	150,0	38,0	40,0	7,0	2,5	4,30	6,30
374	117,6	96,5	69,5	67,2	5,00	7,00	66,0	150,0	37,0	40,0	7,1	2,5	4,30	6,50
375	117,6	96,4	69,4	67,5	5,00	7,00	66,0	148,0	37,0	40,0	7,0	2,5	4,30	6,50
376	117,7	96,4	69,4	67,5	5,00	7,00	65,0	144,0	39,0	45,0	7,0	2,5	4,00	6,50
377	117,7	96,7	69,4	67,5	4,79	6,60	65,0	143,0	39,0	45,0	7,0	2,6	4,00	6,50
378	117,7	97,8	69,4	67,5	4,67	6,60	64,0	144,0	40,0	45,0	7,0	2,7	4,00	6,50

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
379	117,7	97,0	69,4	67,5	4,57	6,60	63,0	140,0	39,0	45,0	7,0	2,7	4,00	6,50
380	117,7	97,0	69,6	67,5	4,20	6,40	64,0	140,0	39,0	45,0	6,9	2,7	3,50	6,40
381	117,7	96,8	69,6	67,5	4,00	6,40	60,0	140,0	38,0	45,0	6,8	2,6	3,50	6,40
382	117,9	96,8	69,6	67,7	4,00	6,40	61,0	140,0	36,0	43,0	6,8	2,5	3,50	6,50
383	117,9	96,8	69,9	67,7	4,11	6,40	60,0	136,0	36,0	43,0	6,7	2,5	3,50	6,50
384	117,9	96,5	69,9	67,6	4,50	6,80	55,0	138,0	35,0	43,0	6,5	2,5	3,00	6,40
385	118,0	96,4	69,9	67,5	4,68	6,80	56,0	138,0	34,0	43,0	6,8	2,5	3,00	6,40
386	118,0	96,5	69,9	67,7	5,00	6,80	55,0	136,0	35,0	43,0	6,8	2,5	3,00	6,20
387	118,0	96,5	69,9	67,7	5,00	7,20	53,0	132,0	33,0	43,0	6,9	2,5	4,50	6,20
388	118,0	96,5	70,0	67,7	5,00	7,20	53,0	133,0	33,0	43,0	7,0	2,3	4,50	6,00
389	118,1	96,5	70,0	67,7	4,99	7,00	51,0	130,0	34,0	43,0	7,0	2,3	4,50	6,00
390	118,1	96,2	70,2	67,7	4,77	6,80	51,0	130,0	37,0	45,0	7,0	2,4	4,50	6,00
391	118,2	96,2	70,2	67,7	4,67	6,80	50,0	130,0	37,0	45,0	6,8	2,4	4,40	6,00
392	118,2	96,0	70,2	68,0	4,50	6,80	47,0	130,0	35,0	44,0	6,8	2,3	4,40	6,00
393	118,2	96,0	70,4	68,0	4,50	6,80	48,0	125,0	35,0	44,0	6,9	2,3	4,00	6,00
394	118,5	96,0	70,3	68,0	4,50	6,80	45,0	127,0	33,0	44,0	6,9	2,3	4,00	6,20
395	118,5	96,0	70,4	68,0	4,46	6,20	45,0	126,0	34,0	44,0	7,0	2,3	4,00	6,20
396	118,6	95,9	70,5	68,0	4,23	6,20	44,0	122,0	33,0	44,0	7,0	2,3	4,00	6,20
397	118,6	95,9	70,6	68,0	4,00	6,20	44,0	122,0	30,0	42,0	7,0	2,3	3,80	6,20
398	118,7	95,7	70,6	68,0	3,87	6,00	42,0	120,0	30,0	42,0	7,0	2,3	3,80	6,20

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
399	118,7	95,7	70,6	68,0	3,65	5,30	40,0	120,0	28,0	37,0	7,0	2,5	3,80	6,20
400	118,8	95,5	70,5	68,4	3,00	5,30	37,0	120,0	27,0	38,0	7,0	2,3	3,50	6,20
401	118,8	95,6	70,5	68,5	2,50	5,20	35,0	123,0	27,0	38,0	7,6	2,5	3,50	6,20
402	118,8	95,3	70,5	68,4	2,50	5,00	33,0	122,0	28,0	37,0	7,6	2,4	3,50	6,20
403	118,8	95,3	70,7	68,5	2,00	5,00	32,0	119,0	26,0	37,0	7,8	2,5	3,50	6,20
404	118,8	95,1	70,8	68,6	2,00	5,00	30,0	116,0	25,0	34,0	7,8	2,5	3,00	6,50
405	119,0	95,1	70,9	68,6	1,50	4,30	30,0	125,0	25,0	34,0	7,7	2,5	3,00	6,50
406	119,0	95,1	70,8	68,5	1,00	4,00	30,0	118,0	23,0	34,0	7,7	2,4	3,00	6,50
407	119,0	95,1	70,9	68,7	1,00	4,00	28,0	118,0	23,0	34,0	7,7	2,4	3,10	6,50
408	119,0	95,0	70,9	68,9	1,00	4,00	28,0	120,0	22,0	34,0	7,6	2,3	3,00	6,50
409	119,2	95,0	70,9	68,9	1,00	4,00	28,0	120,0	20,0	32,0	7,6	2,4	3,10	6,00
410	119,2	95,0	70,9	68,9	1,00	4,00	25,0	117,0	18,0	30,0	7,4	2,4	3,10	6,00
411	119,3	95,0	71,0	68,9	0,63	3,70	30,0	117,0	20,0	32,0	7,1	2,5	3,10	5,97
412	119,4	94,8	71,0	68,9	0,70	3,50	28,0	114,0	24,0	33,0	6,7	2,5	3,20	6,00
413	119,4	94,8	71,0	68,9	0,70	3,50	28,0	110,0	22,0	33,0	6,8	2,5	3,20	6,40
414	119,5	94,8	71,0	69,0	0,77	3,50	27,0	110,0	25,0	35,0	6,6	2,5	3,10	6,40
415	119,7	94,8	71,0	68,9	0,83	3,60	28,0	106,0	25,0	35,0	6,7	2,5	3,00	6,60
416	119,8	94,5	70,9	68,9	1,00	4,87	27,0	109,0	26,0	36,0	6,5	2,5	3,50	6,80
417	119,8	94,5	70,9	68,9	1,00	4,87	26,0	105,0	25,0	36,0	6,4	2,5	3,50	7,00
418	119,8	94,3	70,8	68,9	1,00	4,87	26,0	105,0	28,0	37,0	6,4	2,5	3,50	7,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
419	120,0	94,4	70,9	68,9	1,00	4,87	25,0	101,0	27,0	38,0	6,3	2,5	3,60	7,00
420	120,0	94,4	70,7	68,6	1,11	4,87	27,0	101,0	27,0	38,0	6,3	3,0	3,60	7,20
421	120,0	94,4	70,7	68,5	1,11	4,87	25,0	101,0	25,0	37,0	6,3	3,0	3,40	7,20
422	120,0	94,0	70,7	68,7	1,23	4,87	25,0	103,0	27,0	37,0	6,2	3,0	3,20	7,50
423	119,7	94,1	70,7	68,6	1,54	4,98	28,0	110,0	28,0	39,0	6,1	3,0	3,30	7,50
424	119,5	94,2	70,6	68,5	1,43	4,98	28,0	110,0	32,0	39,0	6,0	3,0	3,30	7,50
425	119,3	94,1	70,6	68,7	1,50	4,98	27,0	110,0	31,0	39,0	6,3	3,0	3,00	8,00
426	119,4	94,5	70,5	68,7	1,50	4,98	27,0	114,0	30,0	40,0	6,4	3,0	3,00	7,50
427	119,4	94,4	70,5	68,7	1,67	4,98	28,0	116,0	32,0	41,0	6,5	2,5	3,30	8,00
428	119,5	94,5	70,5	68,7	1,72	4,98	30,0	115,0	32,0	41,0	6,5	2,5	3,00	8,00
429	119,7	94,5	70,6	68,7	1,88	5,10	32,0	117,0	33,0	42,0	6,6	2,5	3,00	8,00
430	119,8	94,5	70,6	69,0	1,90	5,10	32,0	120,0	32,0	43,0	6,8	2,5	3,12	8,20
431	119,8	94,5	70,5	69,1	2,00	5,10	33,0	120,0	33,0	42,0	7,0	2,5	3,30	8,20
432	119,5	94,6	70,7	69,1	2,00	5,10	35,0	120,0	30,0	42,0	7,0	2,5	3,40	8,20
433	119,5	94,6	70,5	69,1	2,00	5,10	35,0	120,0	32,0	43,0	7,0	2,5	3,52	8,20
434	119,5	94,7	70,4	69,1	2,00	5,10	36,0	120,0	32,0	43,0	7,0	2,5	3,50	8,20
435	119,4	94,7	70,3	69,1	2,00	5,10	37,0	123,0	33,0	43,0	7,0	2,7	3,50	8,40
436	119,3	94,8	70,4	69,1	2,14	5,10	35,0	123,0	33,0	43,0	7,0	2,7	3,80	8,50
437	119,3	95,0	70,4	69,0	2,28	5,10	35,0	123,0	33,0	43,0	7,0	2,7	3,97	8,40
438	119,2	95,0	70,4	69,0	2,28	5,10	33,0	122,0	32,0	43,0	7,0	2,7	4,00	8,40

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
439	119,3	95,0	70,3	69,0	2,30	5,10	33,0	125,0	35,0	44,0	7,1	3,0	3,80	8,40
440	119,3	95,0	70,3	69,0	2,20	5,10	31,0	124,0	34,0	43,0	7,1	3,0	3,78	8,80
441	119,0	95,2	70,2	69,0	2,30	5,10	31,0	124,0	34,0	43,0	7,1	3,0	3,80	8,80
442	119,0	95,0	70,2	68,9	2,20	5,10	30,0	125,0	38,0	46,0	7,1	3,0	3,80	9,00
443	119,0	95,1	70,2	68,9	2,20	5,10	30,0	125,0	38,0	46,0	7,1	3,0	3,80	9,00
444	119,0	95,4	70,2	68,6	2,23	5,30	30,0	128,0	37,0	46,0	7,3	3,0	3,80	9,00
445	118,7	95,4	70,2	68,6	2,35	5,30	33,0	125,0	37,0	46,0	7,3	3,0	3,80	8,80
446	118,7	95,4	70,0	68,6	2,43	5,00	35,0	127,0	40,0	48,0	7,3	3,0	3,80	8,80
447	118,7	95,4	70,0	68,5	2,43	5,00	35,0	130,0	37,0	45,0	7,2	3,0	3,80	8,50
448	118,7	95,4	70,0	68,7	2,43	5,00	36,0	130,0	41,0	47,0	7,2	3,0	3,80	8,40
449	118,8	95,4	70,0	68,6	2,40	5,00	38,0	130,0	40,0	45,0	7,2	3,0	3,80	8,40
450	118,6	95,4	69,9	68,5	2,40	5,00	38,0	130,0	43,0	49,0	7,2	2,8	3,80	8,40
451	118,7	95,5	69,9	68,4	2,42	5,00	39,0	135,0	44,0	48,0	7,2	2,8	3,80	8,80
452	118,6	95,3	69,9	68,4	2,42	5,00	38,0	135,0	44,0	48,0	7,0	2,8	3,80	8,30
453	118,6	95,7	69,7	68,4	2,42	5,00	40,0	133,0	44,0	48,0	7,0	2,8	3,80	8,30
454	118,6	95,8	69,7	68,4	2,41	5,00	42,0	133,0	45,0	49,0	7,0	2,8	4,00	8,40
455	118,6	95,8	69,7	68,4	2,41	5,00	41,0	132,0	45,0	49,0	7,0	2,5	4,00	8,20
456	118,5	95,9	69,7	68,2	2,43	5,00	41,0	130,0	44,0	49,0	7,0	2,5	4,00	8,20
457	118,4	96,0	69,7	68,2	2,47	5,00	44,0	135,0	48,0	49,0	7,0	2,5	4,00	8,00
458	118,4	95,9	69,8	68,0	2,50	5,00	45,0	137,0	43,0	49,0	7,0	2,5	4,00	8,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
459	118,4	95,9	69,9	68,0	2,50	5,00	44,0	134,0	44,0	49,0	6,9	2,6	4,00	8,00
460	118,4	95,9	69,8	68,0	2,50	5,00	45,0	138,0	46,0	49,0	6,9	2,7	4,00	8,80
461	118,3	95,9	69,8	68,0	2,50	5,00	48,0	140,0	50,0	58,0	7,0	2,7	3,50	8,80
462	118,3	95,9	69,8	68,0	2,50	5,00	46,0	140,0	37,0	49,0	6,8	2,7	3,70	8,50
463	118,2	95,9	69,5	68,0	2,48	5,00	50,0	140,0	35,0	49,0	6,8	2,6	3,70	8,80
464	118,2	96,0	69,5	68,0	2,47	5,00	48,0	140,0	35,0	49,0	6,8	2,5	3,00	8,80
465	118,2	96,0	69,3	68,2	2,41	5,00	43,0	144,0	37,0	49,0	6,8	2,5	3,00	8,50
466	118,0	96,0	69,3	68,2	2,50	5,60	37,0	142,0	40,0	49,0	6,7	2,5	3,00	9,00
467	118,0	95,9	69,3	68,1	2,50	5,60	34,0	141,0	35,0	49,0	6,7	2,5	2,80	9,00
468	118,0	95,9	69,3	68,0	2,43	5,60	30,0	144,0	28,0	37,0	6,7	2,5	2,50	9,33
469	118,0	95,9	69,5	68,1	2,57	5,60	27,0	145,0	27,0	37,0	6,7	2,5	1,80	9,77
470	118,0	95,8	69,5	68,1	2,59	5,60	25,0	147,0	25,0	37,0	6,7	2,5	1,50	9,86
471	117,9	95,8	69,5	68,1	2,66	5,82	20,0	145,0	14,0	34,0	6,7	2,5	0,85	10,92
472	117,9	95,9	69,1	68,1	2,50	5,82	19,0	145,0	14,0	34,0	6,7	2,6	0,90	10,77
473	117,7	95,7	69,1	68,1	2,50	5,82	21,0	144,0	14,0	34,0	7,0	2,7	0,90	10,55
474	117,7	95,7	69,1	68,1	2,50	6,02	20,0	140,0	15,0	35,0	6,5	3,0	0,91	10,50
475	117,7	95,7	69,2	68,1	2,50	6,00	22,0	141,0	15,0	35,0	6,4	2,8	0,91	10,50
476	117,7	95,7	69,5	68,1	2,50	6,90	22,0	140,0	15,0	36,0	6,4	2,8	0,98	10,02
477	117,6	95,5	69,5	68,0	2,80	7,40	25,0	138,0	16,0	32,0	6,5	2,8	1,00	10,00
478	117,6	95,5	69,5	68,0	2,90	7,40	24,0	138,0	16,0	30,0	6,7	3,0	1,00	10,00

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
479	117,6	95,3	68,9	68,0	2,90	7,80	25,0	130,0	17,0	38,0	6,7	3,0	1,00	9,70
480	117,5	95,7	68,9	68,0	2,90	8,00	23,0	130,0	17,0	30,0	6,8	3,0	1,01	9,65
481	117,5	95,8	68,9	68,0	2,90	8,98	22,0	127,0	17,0	36,0	6,8	3,5	1,01	9,59
482	117,5	95,8	68,9	68,0	2,90	9,49	26,0	127,0	18,0	36,0	7,0	3,5	1,11	9,33
483	117,3	95,8	68,9	68,3	3,10	10,20	26,0	120,0	18,0	39,0	7,0	3,8	1,26	9,23
484	117,3	95,8	68,7	68,4	3,10	10,00	26,0	114,0	18,0	39,0	7,0	3,8	1,29	9,10
485	117,3	96,0	68,7	68,3	3,10	11,00	25,0	100,0	18,0	35,0	7,2	4,0	1,30	9,10
486	117,3	96,0	68,7	68,3	3,10	10,90	24,0	107,0	17,0	38,0	7,5	4,0	1,35	9,01
487	117,2	96,0	68,7	68,3	3,10	10,67	24,0	115,0	17,0	30,0	7,5	4,0	1,39	9,00
488	117,2	96,0	68,7	68,3	3,00	10,50	23,0	119,0	17,0	35,0	7,0	4,5	1,40	9,00
489	117,2	95,9	68,9	68,3	3,00	10,45	25,0	120,0	19,0	35,0	6,7	4,5	1,40	9,00
490	117,2	95,7	68,5	68,1	2,90	10,45	24,0	125,0	19,0	33,0	6,7	4,6	1,43	8,75
491	117,2	95,7	68,4	68,1	3,50	10,45	24,0	125,0	19,0	30,0	6,8	4,8	1,46	8,66
492	117,0	95,8	68,5	68,1	3,78	10,45	25,0	126,0	20,0	30,0	6,8	4,9	1,57	8,53
493	117,0	95,8	68,4	68,1	4,29	11,04	27,0	128,0	20,0	30,0	7,0	5,0	1,58	8,44
494	117,0	95,8	68,4	68,1	4,29	11,39	27,0	128,0	19,0	35,0	7,0	4,9	1,67	8,00
495	117,0	95,8	68,4	68,1	4,29	11,85	28,0	130,0	19,0	35,0	7,5	4,9	1,78	8,00
496	117,0	96,0	68,4	68,1	5,35	12,48	27,0	128,0	21,0	35,0	7,5	3,0	1,77	7,69
497	117,2	96,0	68,4	68,1	5,45	12,59	26,0	132,0	21,0	39,0	7,5	2,6	1,78	7,86
498	117,2	96,0	68,4	68,1	5,45	13,03	27,0	137,0	21,0	39,0	7,5	2,6	1,80	7,45

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
499	117,2	96,0	68,3	68,0	5,51	13,50	28,0	138,0	21,0	38,0	7,5	2,5	1,82	7,36
500	116,8	96,0	68,3	68,0	5,51	13,50	27,0	140,0	19,0	36,0	7,5	2,5	2,33	7,20
501	116,9	96,0	68,0	68,0	5,51	13,50	27,0	141,0	19,0	36,0	7,5	2,5	2,43	7,20
502	116,9	96,0	68,0	68,2	5,51	13,50	28,0	140,0	20,0	39,0	7,5	2,5	2,45	7,50
503	116,6	96,0	68,0	68,5	5,51	13,50	27,0	138,0	20,0	39,0	6,9	2,5	2,45	7,50
504	116,6	96,0	68,0	68,5	5,51	13,33	26,0	138,0	19,0	35,0	6,9	2,8	2,45	7,50
505	116,6	95,9	67,9	68,5	5,51	13,35	26,0	130,0	19,0	35,0	6,8	2,8	2,45	8,00
506	116,3	95,9	67,9	68,6	5,30	13,40	26,0	130,0	21,0	35,0	6,8	2,8	2,11	7,50
507	116,3	95,9	67,9	68,6	5,30	13,40	25,0	127,0	20,0	35,0	6,8	3,0	2,32	8,00
508	116,0	95,7	67,8	68,6	5,30	13,40	25,0	127,0	20,0	35,0	6,8	3,0	2,32	8,00
509	116,0	95,7	67,7	68,6	5,30	13,40	25,0	127,0	20,0	36,0	6,8	3,0	2,32	8,00
510	116,0	95,8	67,5	68,6	5,30	13,40	25,0	125,0	20,0	39,0	7,0	3,2	2,32	7,50
511	116,0	95,8	67,5	68,9	5,30	13,11	22,0	125,0	20,0	39,0	7,0	3,5	2,32	7,50
512	116,0	95,9	67,4	68,9	5,30	13,32	26,0	125,0	20,0	36,0	7,3	3,8	2,50	7,50
513	115,8	95,9	67,3	68,9	5,30	13,32	26,0	125,0	20,0	39,0	7,3	3,8	2,40	7,50
514	115,8	95,9	67,3	68,9	5,30	13,32	26,0	125,0	19,0	39,0	7,4	3,5	2,40	7,50
515	115,7	95,9	67,5	68,9	5,32	13,61	25,0	125,0	19,0	41,0	7,4	3,5	2,40	7,20
516	115,5	96,0	67,5	68,9	5,25	13,61	24,0	126,0	20,0	42,0	7,4	3,5	2,40	7,20
517	115,3	96,0	67,5	68,9	5,25	13,61	24,0	128,0	20,0	39,0	7,4	3,3	2,40	7,50
518	115,0	96,0	67,5	68,9	5,25	13,42	23,0	128,0	19,0	39,0	7,4	3,3	2,40	7,74

Continuação dos dados da água bruta e água filtrada.

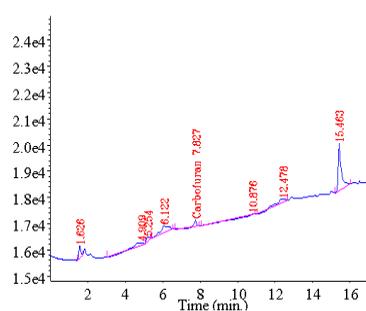
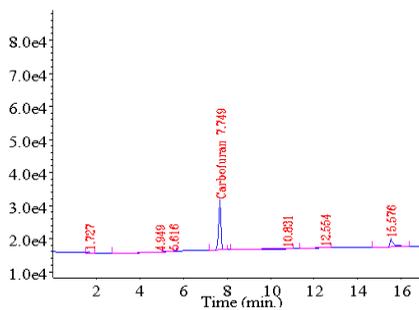
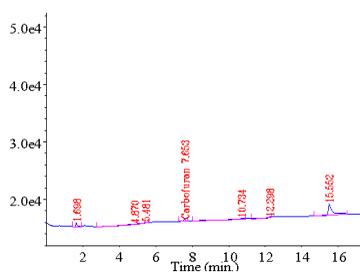
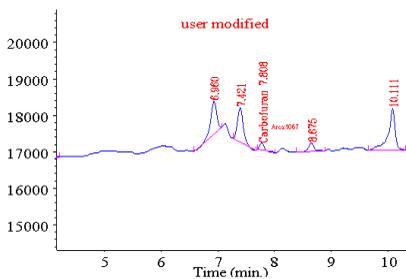
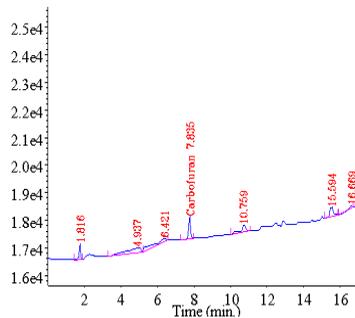
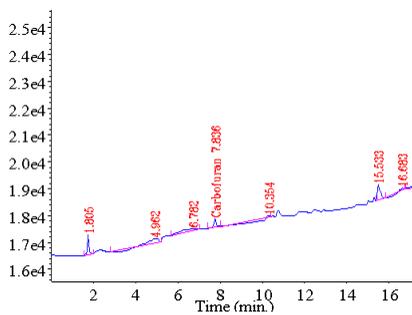
Dias	Leitura piezométrica				Turbidez (uT)		Cor aparente (uH)		Cor verdadeira (uH)		pH		Ferro total (mg/L)	
	P1	P2	P3	P4	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada	Bruta	Filtrada
519	115,0	95,9	67,5	70,0	5,25	13,40	22,0	130,0	19,0	36,0	7,4	3,3	2,40	7,45
520	115,0	95,7	67,5	70,0	5,25	13,40	22,0	128,0	19,0	39,0	7,4	3,3	2,77	7,45
521	115,0	95,7	67,5	70,0	5,10	13,40	22,0	132,0	19,0	39,0	7,8	3,6	2,80	7,45
522	115,0	95,8	67,5	70,0	5,00	13,40	22,0	137,0	19,0	40,0	7,8	3,7	2,77	7,45
523	114,8	95,5	67,9	70,0	5,10	13,52	20,0	135,0	19,0	41,0	7,8	3,8	2,77	7,45
524	114,9	95,4	67,9	70,0	5,10	13,52	20,0	135,0	18,0	41,0	7,8	4,0	2,77	7,45
525	114,8	95,5	67,9	70,0	5,10	13,52	20,0	135,0	18,0	41,0	7,8	4,0	2,77	7,45
526	114,9	95,4	68,0	70,0	5,10	13,52	20,0	135,0	18,0	41,0	7,8	4,0	2,77	7,45
527	114,9	95,4	68,0	70,0	5,10	13,52	20,0	135,0	18,0	41,0	7,8	4,0	2,77	7,45

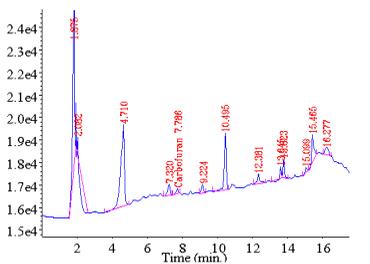
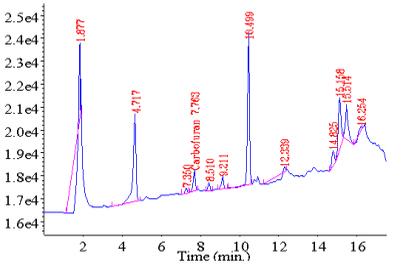
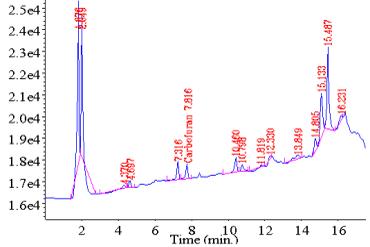
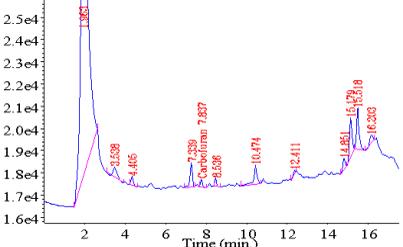
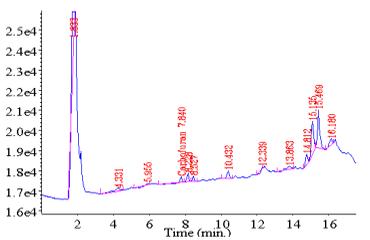
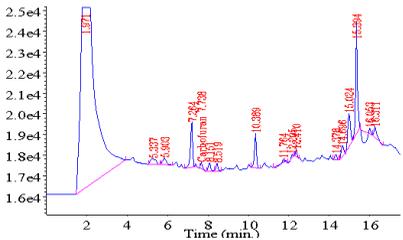
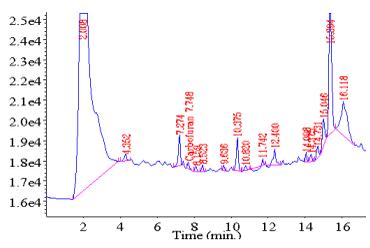
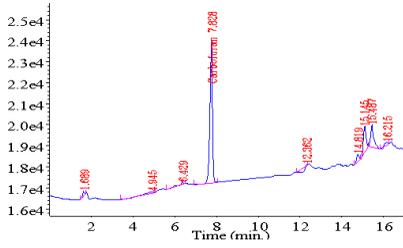
Apêndice G – Dados de Carbofurano do sistema em laboratório

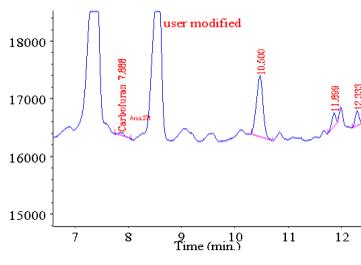
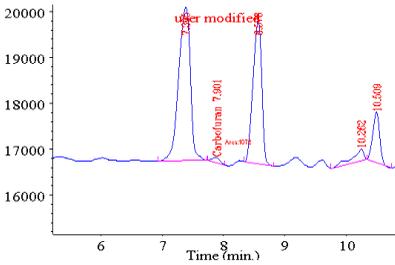
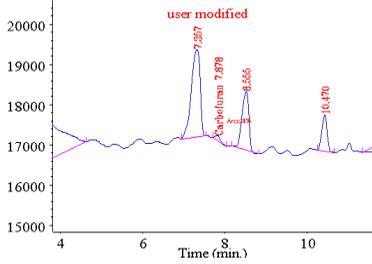
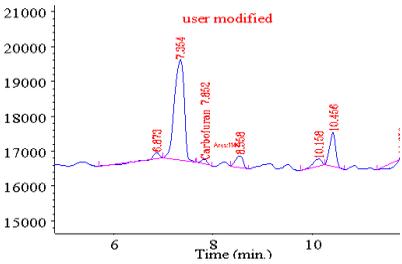
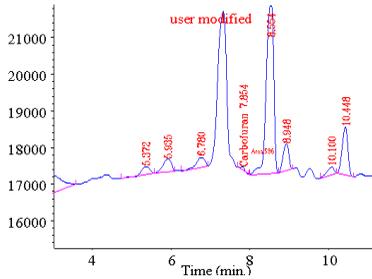
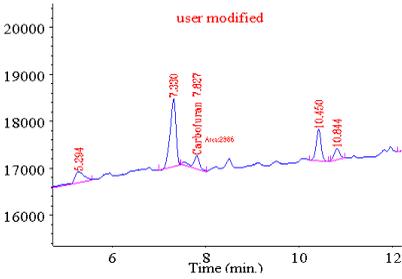
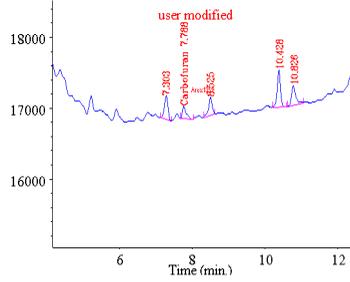
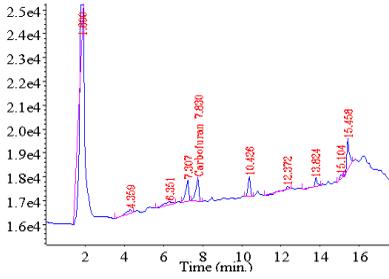
Período de Monitoramento por mês	Período de monitoramento em dias					
	Água Bruta	Dias intermediários				Água filtrada
		0°	5°	10°	15°	
Jun/08	0,61	0,51	0,42	0,35	0,21	0,14
Jul/08	0,59	0,53	0,40	0,32	0,19	0,09
Ago/08	0,55	0,50	0,41	0,30	0,18	0,10
Set/08	0,64	0,58	0,45	0,36	0,20	0,10
Out/08	0,69	0,51	0,48	0,39	0,20	0,12
Nov/08	0,68	0,51	0,50	0,40	0,21	0,11
Dez/08	0,65	0,55	0,49	0,40	0,20	0,10
Jan/09	0,70	0,57	0,48	0,39	0,28	0,14
Fev/09	0,68	0,56	0,47	0,33	0,28	0,12
Mar/09	0,79	0,64	0,53	0,40	0,36	0,15
Abr/09	0,83	0,78	0,69	0,57	0,42	0,27
Mai/09	0,78	0,61	0,54	0,44	0,37	0,15
Jun/09	0,72	0,60	0,51	0,38	0,23	0,11
Jul/09	0,78	0,62	0,54	0,37	0,25	0,12
Ago/09	0,77	0,61	0,53	0,33	0,22	0,10

Apêndice H – Cromatogramas gerados neste estudo.

Sequência por linha dos cromatogramas: 003, 006, 031, 047, 065, 102, 115, 117, 140, 147, 150 171, 172, 192, 194, 224, 227, 234, 239 e 240.



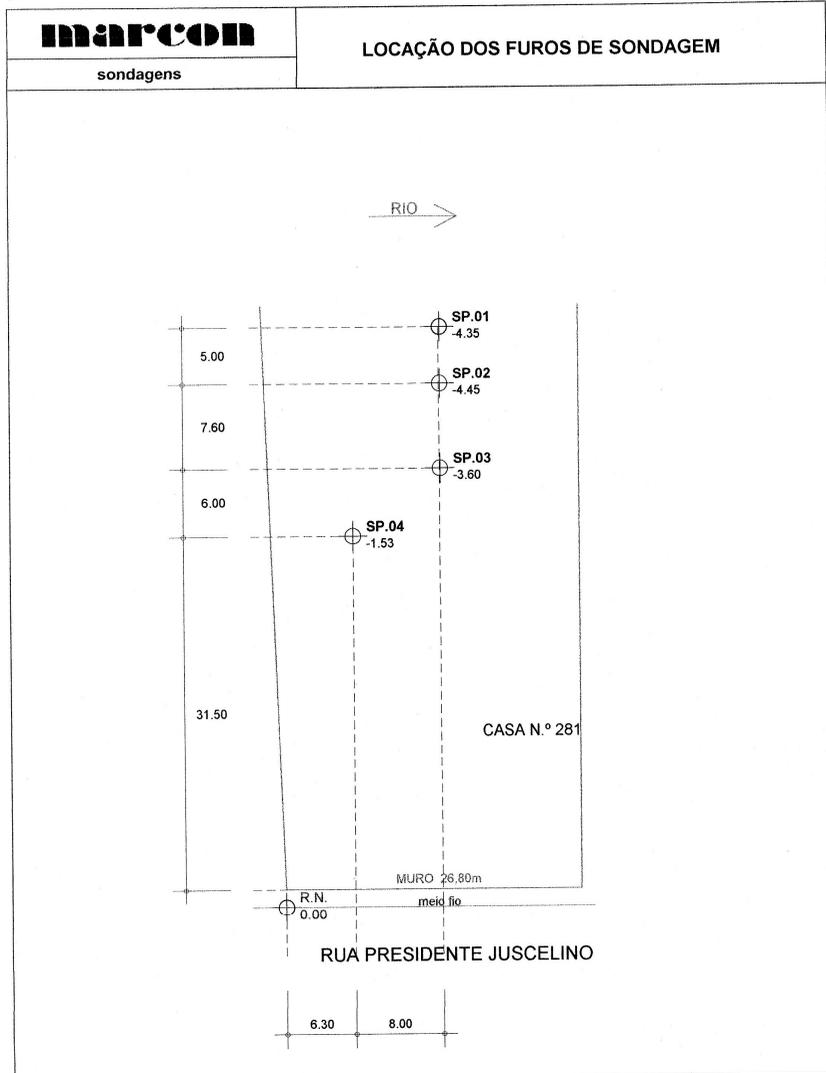




ANEXOS

ANEXO A – Perfis de Sondagens gerados pela Marcon Sondagens.

PROJESOFT (011)6991-5032



CLIENTE	FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERSITÁRIA - FAPEU				ENG. RESP.	 SUELI LORENZETTI MARCON CREA SC S1 8645-2
OBRA	PESQUISA CIENTÍFICA					
LOCAL	RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC					
SONDADOR	ESCALA	DATA	REF.	SPT	FOLHA	
Valdir Costa	1 : 400	08/12/06			1 / 5	

Rua Carlos Rieschbieter, 1123 - CEP 89.012-200 - BLUMENAU-SC Fone (47)3322:3339 - Fax(47)3322:3366 marcon.s@terra.com.br

marcon		SONDAGEM		COTA		INÍCIO		FIM	
sondagens		SP.01		-4.35		06/12/06		06/12/06	
PROF. CAMADAS (m)	PERFIL GEOLÓG.	CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL	CONS.º OU COMP.º	% RECUPERAÇÃO		RECUPERAÇÃO		N.A. (m)	
				N.º GOLPES		PENETRAÇÃO			
0.90		ARGILA SILTOSA, POUCO ARENOSA, COLORAÇÃO MARRON	1	1	47	1	47	0.95	
		ARGILA SILTO-ARENOSA, COM DETRITOS VEGETAIS, COLORAÇÃO CINZA							3
3.30		AREIA GROSSA, COM CASCALHO, COLORAÇÃO CINZA	3	1	15	1	15		
3.70	IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO								
OBS. 3,70m = IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO - PROSSEGUE SOMENTE COM SONDA ROTATIVA						30 cm INICIAIS		30 cm FINAIS	
Leitura	Intervalo	N.A.(m)	Método	Início(m)	Fim(m)	Lavagem por tempo - 10 min.	Profund. de Início (m) : --	SOND. ROTATIVA	SOND. À PERCUSSÃO "
1	--	--	T. Cavadeira	0.00	1.00	Estagio 1 (cm) : --	Estagio 2 (cm) : --	Estagio 3 (cm) : --	Amostrador : ø I = 1 3/8"
2	--	--	T. Espiral	1.00	3.70	ø Revest. :			ø E = 2"
3	12,00hs	0.95	Lavagem	1.00	3.70				ø Revestimento = 2 1/2"
									Peso = 65 kg Alt. Queda = 75 cm
CLIENTE	FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERSITÁRIA - FAPEU								ENG. RESP.
OBRA	PESQUISA CIENTÍFICA								
LOCAL	RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC								SUELI LORENZETTI MARCON CREA SC S1 8645-2
SONDADOR	Validin Costa	ESCALA	1 : 100	DATA	08/12/06	REF.	SPT	FOLHA	2 / 5

Rua Carlos Rieschbieter, 1123 - CEP 89.012-200 - BLUMENAU-SC Fone (47)3322:3339 - Fax(47)3322:3366 marcon.s@terra.com.br

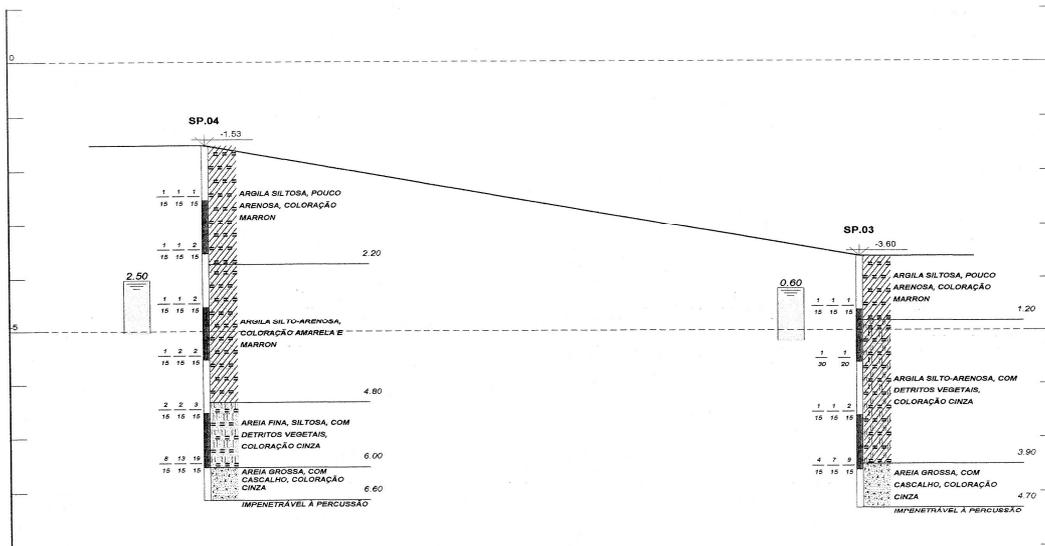
marcon		SONDAGEM		COTA		INÍCIO		FIM		
sondagens		SP.02		-4.45		06/12/06		06/12/06		
PROF. CAMADAS (m)	PERFIL GEOLÓG.	CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL		CONS. OU COMP.**	% RECUPERAÇÃO	RECUPERAÇÃO			N.A.	
					N.º GOLPES	20	40	60	80	(m)
						PENETRAÇÃO				
						10	20	30	40	
0.70		ARGILA SILTOSA, POUCO ARENOSA, COLORAÇÃO MARRON		1						0.90
2.70		ARGILA SILTO-ARENOSA, COM DETRITOS VEGETAIS, COLORAÇÃO CINZA		3	1/50					
3.40		AREIA FINA, SILTOSA, COM DETRITOS VEGETAIS, COLORAÇÃO CINZA		POUCO COMP.*	0/62					
4.10		AREIA GROSSA, COM CASCALHO, COLORAÇÃO CINZA E AMARELA		15	5					
		IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO		COMP.**	20/5					
				5						
				7						
				9						
				11						
				13						
				15						
				17						
OBS. 4,10m = IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO - PROSSEGUE SOMENTE COM SONDA ROTATIVA						30 cm INICIAIS				
						30 cm FINAIS				
Leitura	Intervalo	N.A.(m)	Método	Início(m)	Fim(m)	Lavagem por tempo - 10 min.	SOND. ROTATIVA		SOND. À PERCUSSÃO	
1	--:--	--:--	T. Cavadeira	0.00		Profun. de início (m) : --:--	ø	:	Amostrador :	ø 1 = 1.3/8"
2	--:--	--:--	T. Espiral	1.00	1.00	Estagio 1 (cm) :				ø E = 2"
3	12,00hs	0.90	Lavagem	1.00	4.10	Estagio 2 (cm) :	ø Revest. :			ø Revestimento = 2 1/2"
						Estagio 3 (cm) :				Peso = 65 kg Alt. Queda = 75 cm
CLIENTE	FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERSITÁRIA - FAPEU						Eng. RESP.			
OBRA	PESQUISA CIENTÍFICA									
LOCAL	RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC								SUELI LORENZETTI MARCON CREA SC 51 8645-2	
SONDADOR	ESCALA	DATA	REF.	FOLHA						
Valdir Costa	1 : 100	08/12/06	SPT	3 / 5						

marcon		SONDAGEM		COTA		INÍCIO		FIM				
sondagens		SP.03		-3.60		SP		07/12/06				
PROF. CAMADAS (m)	PERFIL GEOLÓG.	CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL		CONS. OU COMP.**	% RECUPERAÇÃO		RECUPERAÇÃO				N.A. (m)	
					N.º GOLPES		20	40	60	80		
							PENETRAÇÃO					
							10	20	30	40		
1.20		ARGILA SILTOSA, POUCO ARENOSA, COLORAÇÃO MARRON		CONS. MOLE*	1	1	1	2				0.60
		ARGILA SILTO-ARENOSA, COM DETRITOS VEGETAIS, COLORAÇÃO CINZA		CONS. MUITO MOLE*	3	1	1	1/20				
3.90				CONS. MOLE*	3	1	1	2	3			
4.70		AREIA GROSSA, COM CASCALHO, COLORAÇÃO CINZA		MED. COMP.**	4	4	7	9	16			
		IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO			5							
					7							
					9							
					11							
					13							
					15							
					17							
OBS. 4,70m = IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO - PROSSEGUE SOMENTE COM SONDA ROTATIVA										30 cm INICIAIS		
										30 cm FINAIS		
Leitura	Intervalo	N.A.(m)	Método	Início(m)	Fim(m)	Lavagem por tempo - 10 min.	SOND. ROTATIVA		SOND. À PERCUSSÃO			
1	--	--	T. Cavadeira	0.00		Profun. de Início (m) : --	Ø :	Amostrador: Ø = 1 3/8"		Ø E = 2"		
2	--	--	T. Espiral	1.00	4.70	Estagio 1 (cm) : --	Ø Revest. :	Ø Revestimento = 2 1/2"		Peso = 65 kg Alt. Queda = 75 cm		
3	12,00hs	0.60	Lavagem	1.00	4.70	Estagio 2 (cm) : --						
						Estagio 3 (cm) : --						
CLIENTE FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERSITÁRIA - FAPEU										ENCL. RESP.		
OBRA PESQUISA CIENTÍFICA												
LOCAL RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC										SUELI LORENZETTI MARCON		
										CREA SC/S1 8644-2		
SONDADOR	ESCALA	DATA	REF.	SPT	FOLHA							
Valdir Costa	1 : 100	08/12/06			4 / 5							

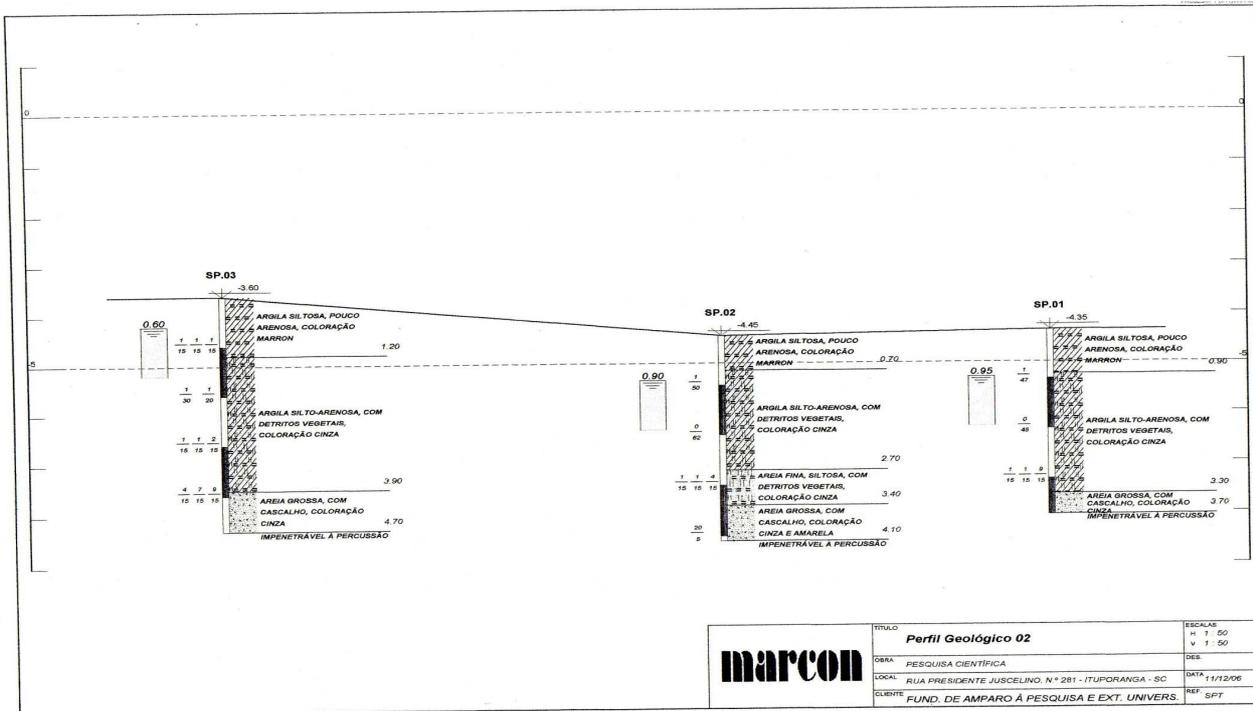
Rua Carlos Rieschbieter, 1123 - CEP 89.012-200 - BLUMENAU-SC Fone (47)3322:3339 - Fax(47)3322:3366 marcon.s@terra.com.br

marcom		SONDAGEM		COTA		INÍCIO		FIM			
sondagens		SP.04		-1.53		07/12/06		07/12/06			
PROF. CAMADAS (m)	PERFIL GEOLÓG.	CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL	CONS.º OU COMP.º	% RECUPERAÇÃO			RECUPERAÇÃO			N.A. (m)	
				N.º GOLPES			PENETRAÇÃO				
				20	40	50	30	40	40		
2.20		ARGILA SILTOSA, POUCA ARENOSA, COLORAÇÃO MARRON	1	1	1	1	2			2.50	
			CONS. MOLE*	1	1	2					
		ARGILA SILTO-ARENOSA, COLORAÇÃO AMARELA E MARRON	3	1	1	2					
4.80				1	1	2					
		AREIA FINA, SILTOSA, COM DETRITOS VEGETAIS, COLORAÇÃO CINZA	5	1	2	2					
6.00			POUCO COMP.º	2	2	3					
6.60		AREIA GROSSA, COM CASCALHO, COLORAÇÃO CINZA	COMP.º	8	13	19					
		IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO	7	15	15	15			32		
			9								
			11								
			13								
			15								
			17								
OBS. 6,60m = IMPENETRÁVEL À PERCUSSÃO - PROSSEGUE SOMENTE COM SONDA ROTATIVA							30 cm INICIAIS				
							30 cm FINAIS				
Leitura	Intervalo	N.A.(m)	Método	Início(m)	Fim(m)	Lavagem por tempo - 10 min.	SOND. ROTATIVA		SOND. À PERCUSSÃO		
1	--	--	T. Cavadeira	0.00		Profun. de início (m) : --	ø	:	Amostrador : ø 1 = 1.38"		
2	--	--	T. Espiral		1.00	Estagio 1 (cm) : --		:	ø E = 2"		
3	12,00hs	2.50	Lavagem	1.00	6.60	Estagio 2 (cm) : --	ø Revest. :		ø Revestimento = 2 1/2"		
						Estagio 3 (cm) : --			Peso = 65 kg Alt. Queda = 75 cm		
CLIENTE FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERSITÁRIA - FAPEU							ENG. RESP.				
OBRA PESQUISA CIENTÍFICA											
LOCAL RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC							SUELI LORENZETTI MARCON CREA SC 31 8645/2				
SONDADOR	ESCALA	DATA	REF.	SPT	FOLHA						
Valdir Costa	1 : 100	08/12/06			5 / 5						

Rua Carlos Rieschbieter, 1123 - CEP 89.012-200 - BLUMENAU-SC Fone (47)3322-3339 - Fax(47)3322-3366 marcon.s@terra.com.br



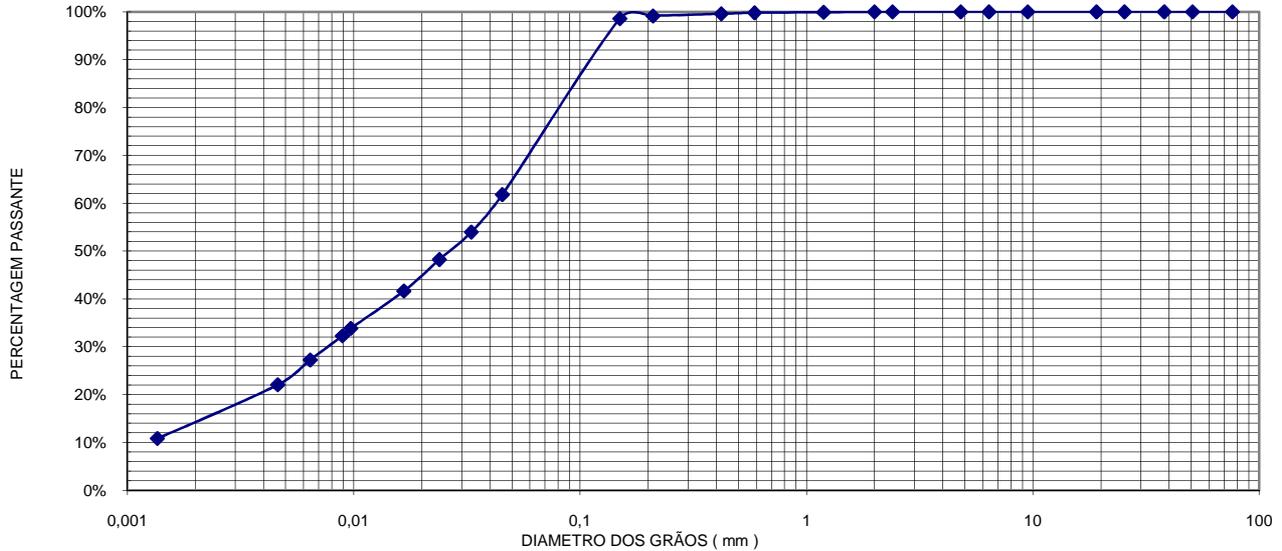
marcon	TÍTULO: Perfil Geológico 01	ESCALA: H 1 : 50 V 1 : 50
	OBRA: PESQUISA CIENTÍFICA	DE:
	LOCAL: RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC	DATA: 11/12/06
	CLIENTE: FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERS.	REF: SPT



marcon	TÍTULO	Perfil Geológico 02	ESCALAS	H 1:50 V 1:50
	OBRA	PESQUISA CIENTÍFICA	DEL.	
	LOCAL	RUA PRESIDENTE JUSCELINO, N.º 281 - ITUPORANGA - SC	DATA	11/12/06
	CLIENTE	FUND. DE AMPARO À PESQUISA E EXT. UNIVERS.	REF.	SPT

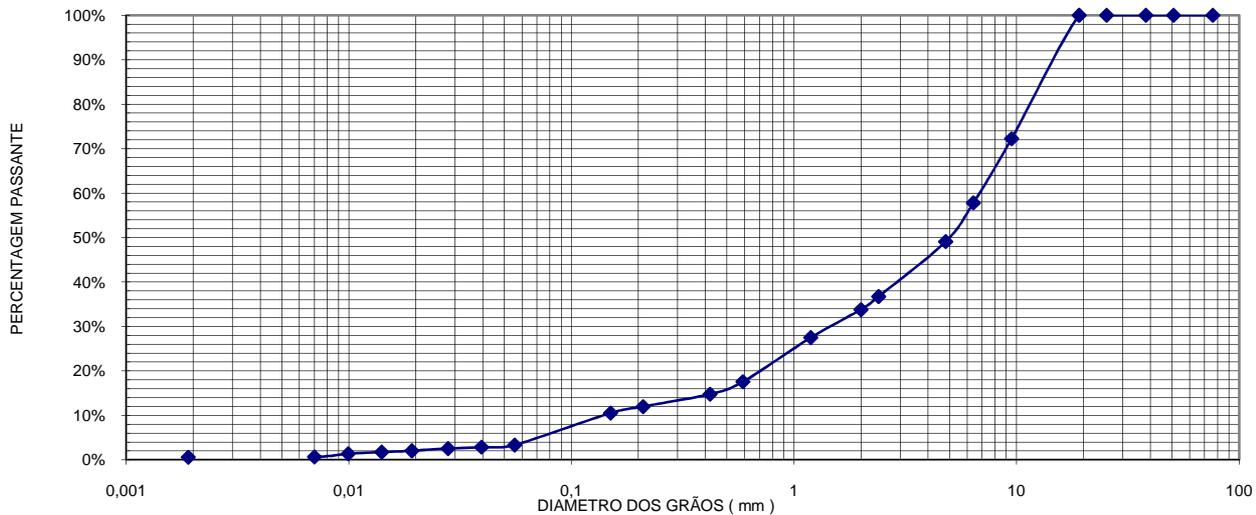
ANEXO B – Curvas granulométricas geradas pelo Laboratório de Mecânica dos Solos, Departamento de Engenharia Civil – Universidade Federal de Santa Catarina.

Curva Granulométrica SP01 → 2,00 – 2,15 m



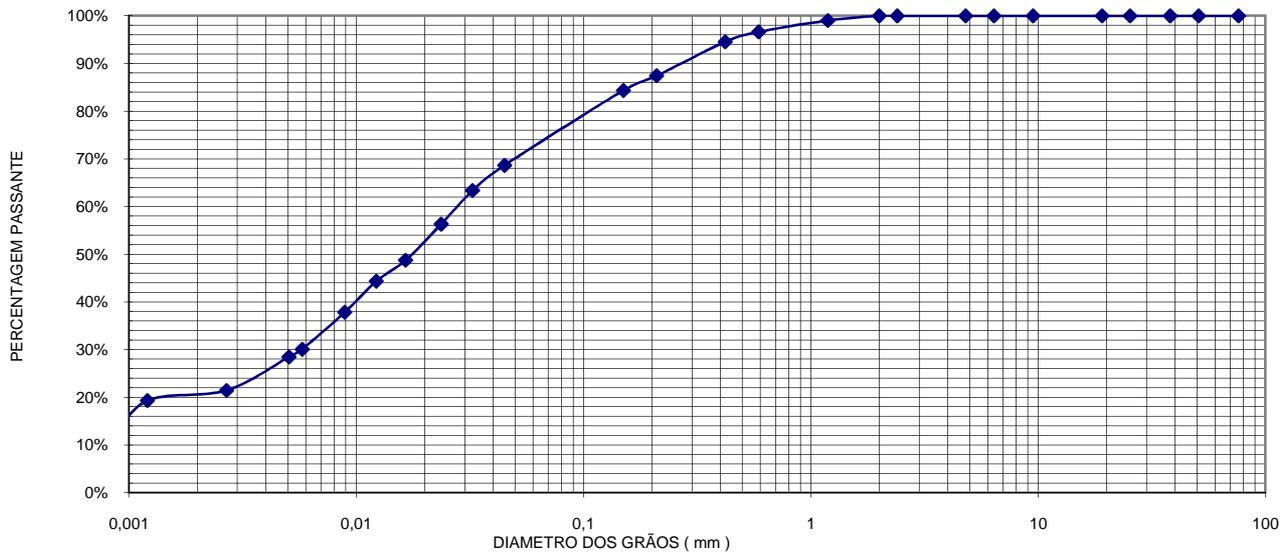
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
13,03%	79,78%	6,32%	0,65%	0,22%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP01 → 3,30 m



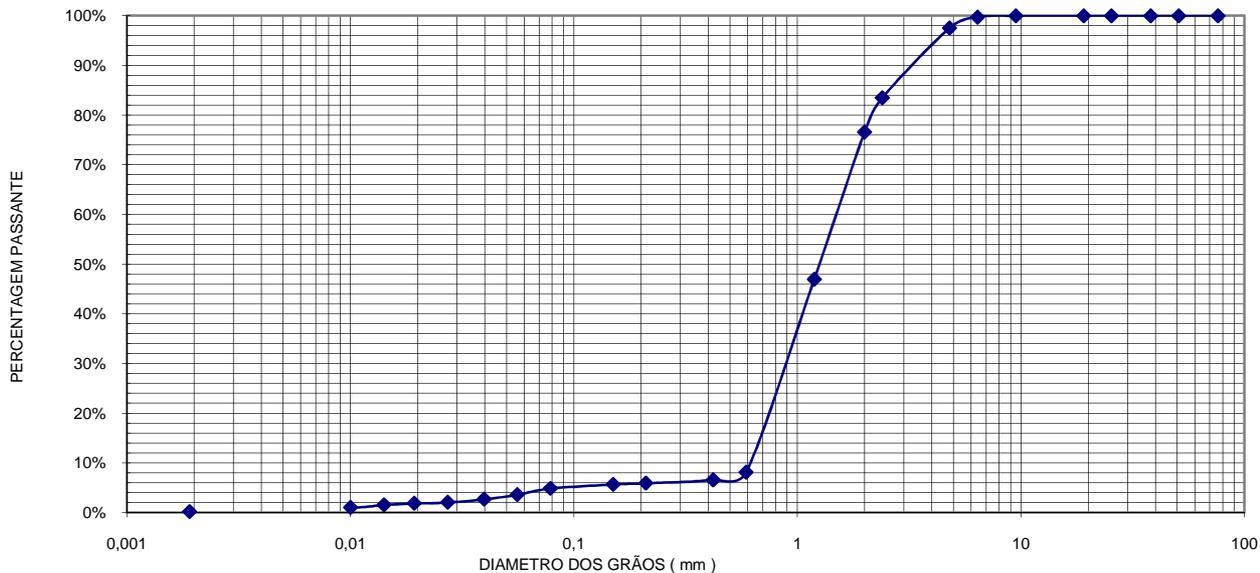
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
0,57%	7,70%	3,70%	5,58%	16,24%	21,81%	44,40%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP02 → 2,00 – 2,45 m



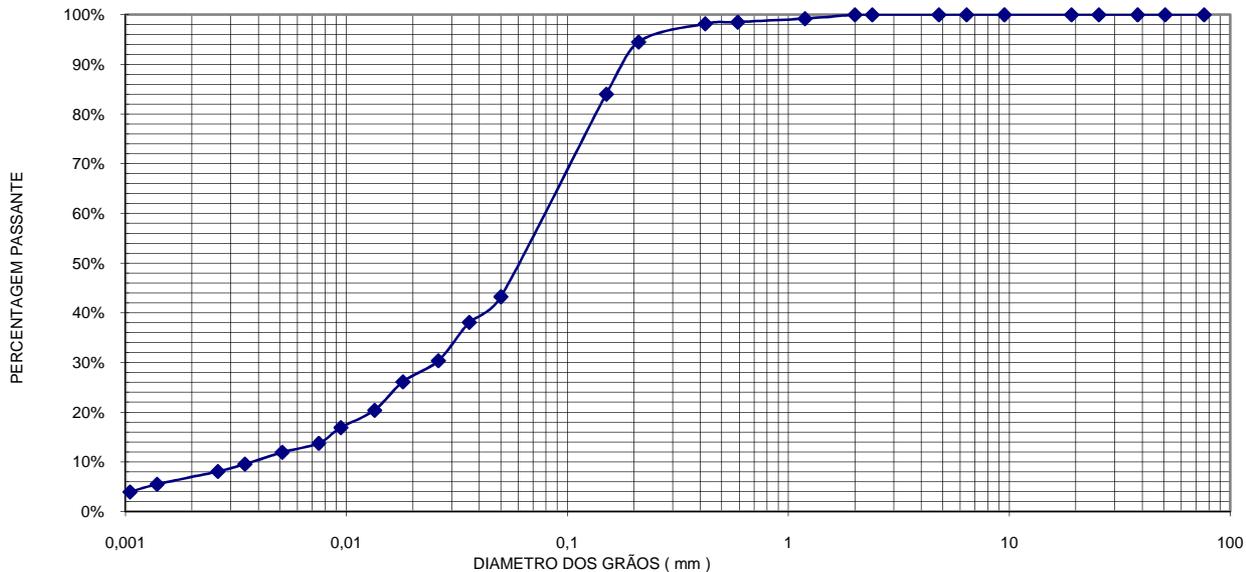
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
20,45%	59,31%	7,66%	9,19%	3,39%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP02 → 3,50 – 3,65 m



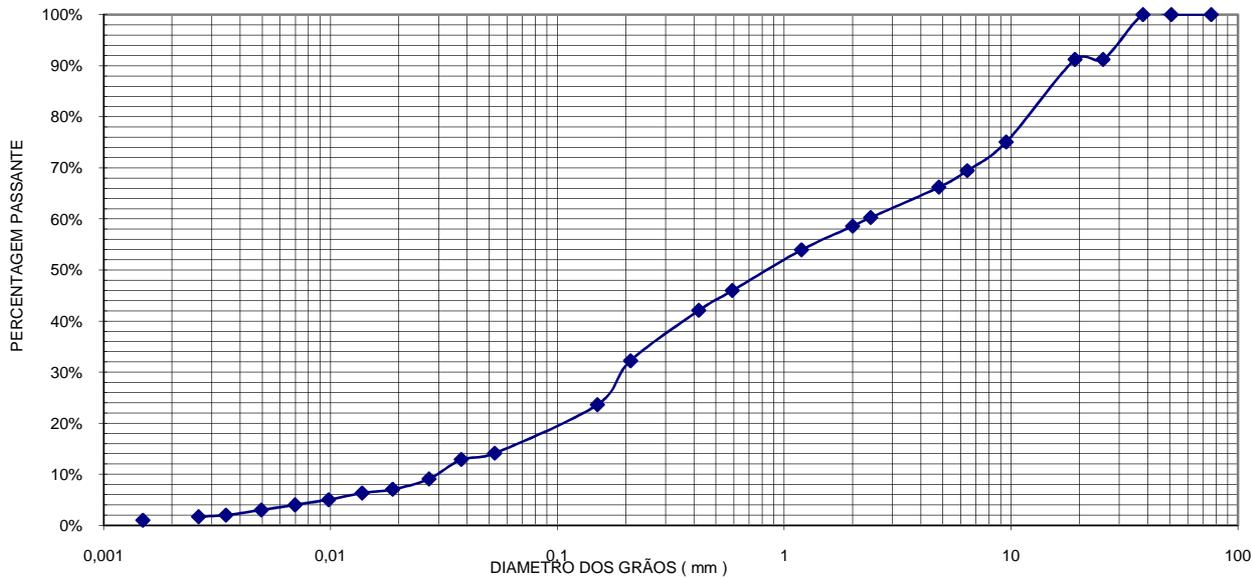
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
0,18%	5,16%	0,58%	2,20%	68,50%	22,57%	0,81%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP03 → 2,00 – 2,45 m



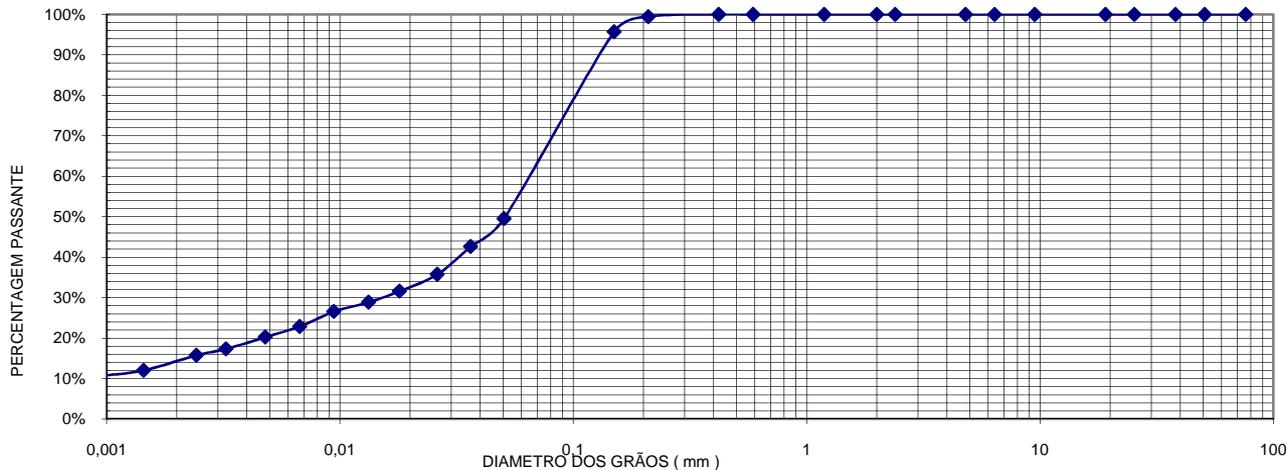
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
6,74%	58,16%	29,61%	4,00%	1,49%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP03 → 4,00 – 4,45 m



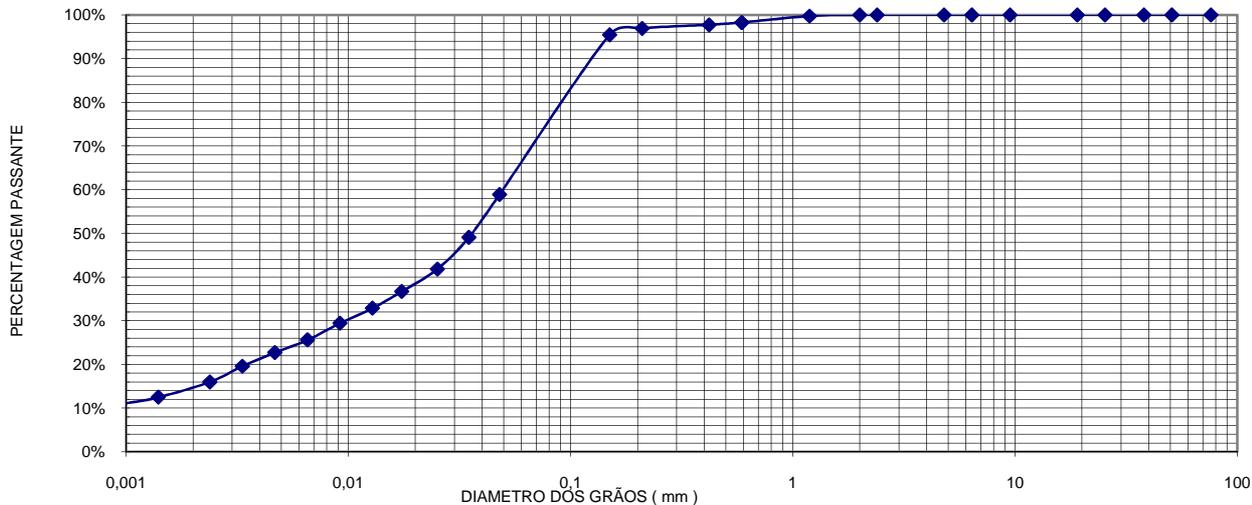
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
1,29%	16,59%	14,37%	13,74%	3,82%	18,85%	22,58%	8,79%	0,00%

Curva Granulométrica SP04 → 2,00 – 2,45 m



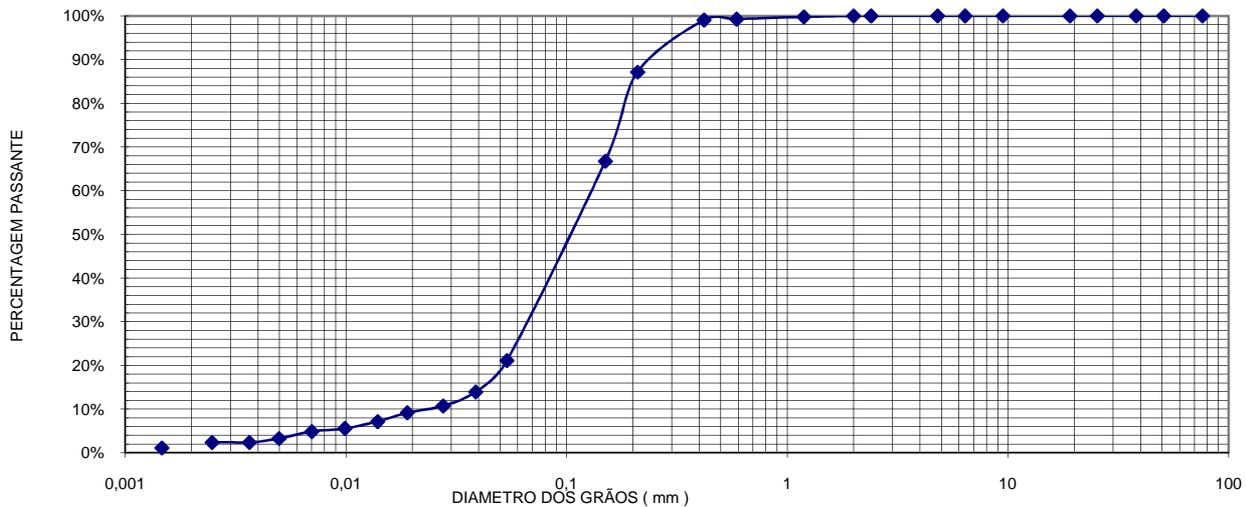
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
14,17%	59,34%	25,92%	0,57%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP04 → 4,50 – 4,80 m



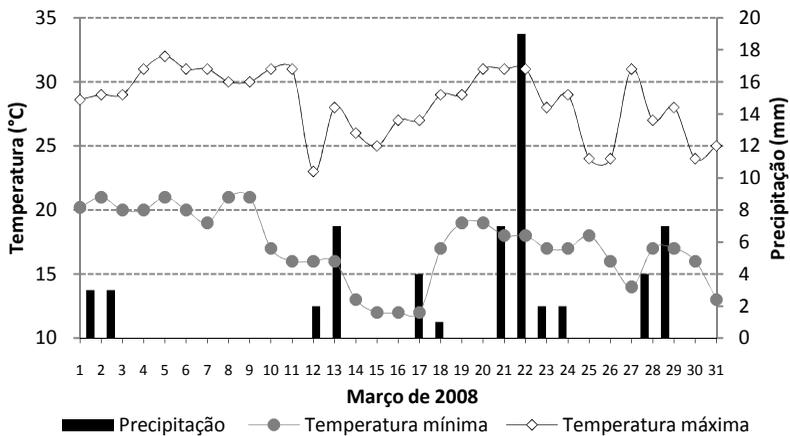
ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
14,62%	65,28%	17,02%	1,34%	1,74%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Curva Granulométrica SP04 → 5,00 – 5,45 m

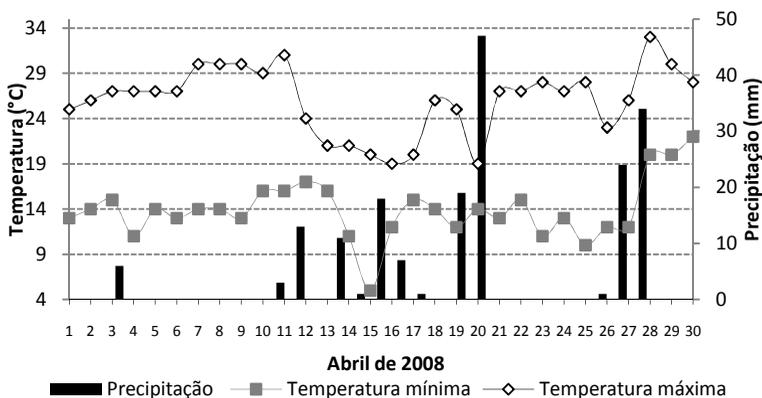


ARGILA	SILTE	A. FINA	A. MÉDIA	A. GROSSA	P. FINO	P. MÉDIO	P.GROSSO	P.MÃO
1,76%	41,96%	43,42%	12,12%	0,74%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%

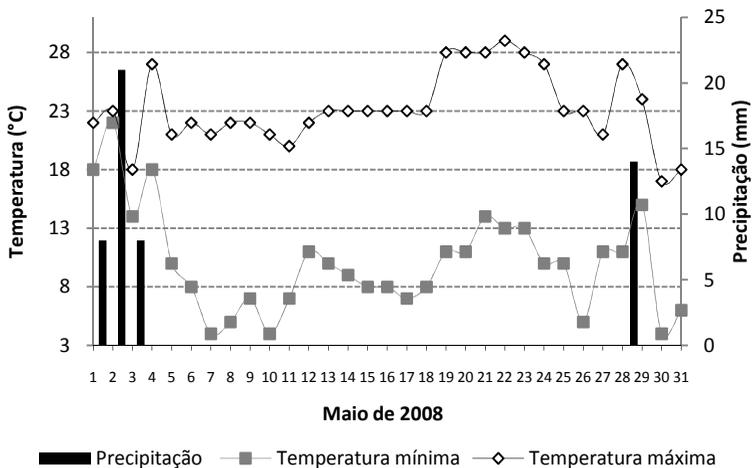
ANEXO C – Precipitação, temperaturas máximas e mínimas registradas em Ituporanga, no período de março de 2008 a agosto de 2009. Dados diários fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (www.inmet.gov.br).



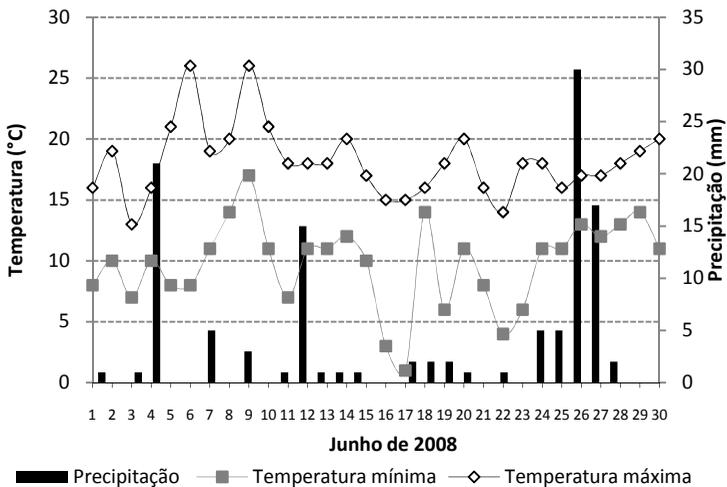
Precipitação mensal de março de 2008 → 61 mm



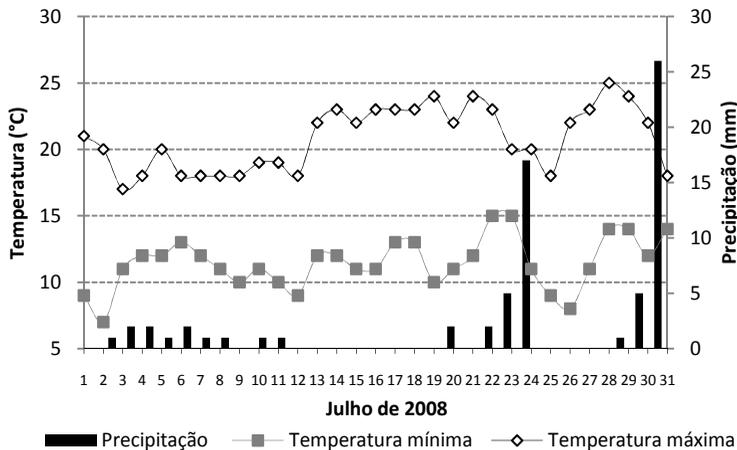
Precipitação mensal de abril de 2008 → 185 mm



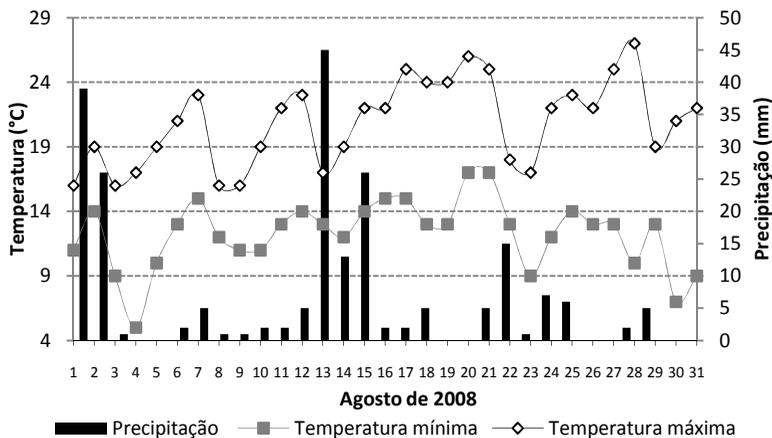
Precipitação mensal de maio de 2008 → 51 mm



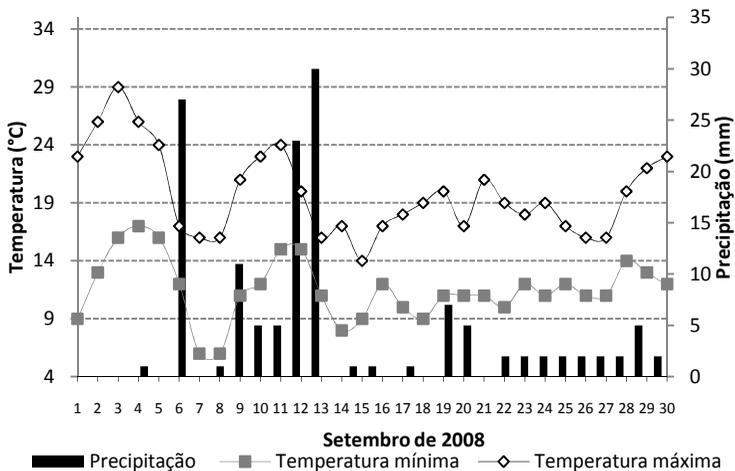
Precipitação mensal de junho de 2008 → 117 mm



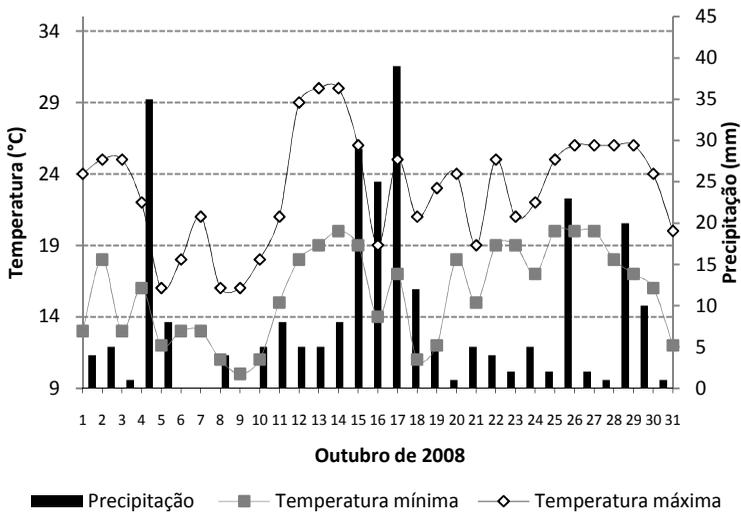
Precipitação mensal de julho de 2008 → 70 mm



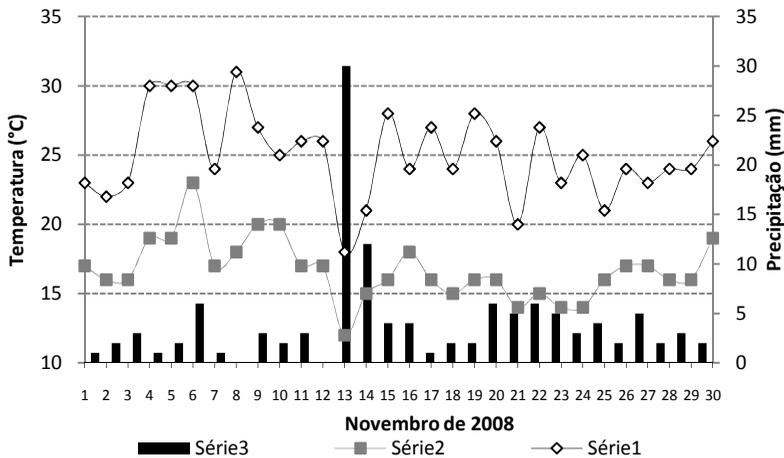
Precipitação mensal de agosto de 2008 → 218 mm



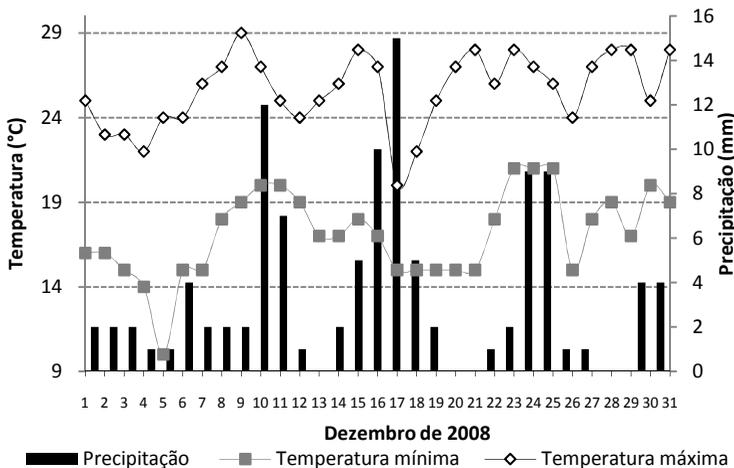
Precipitação mensal de setembro de 2008 → 139 mm



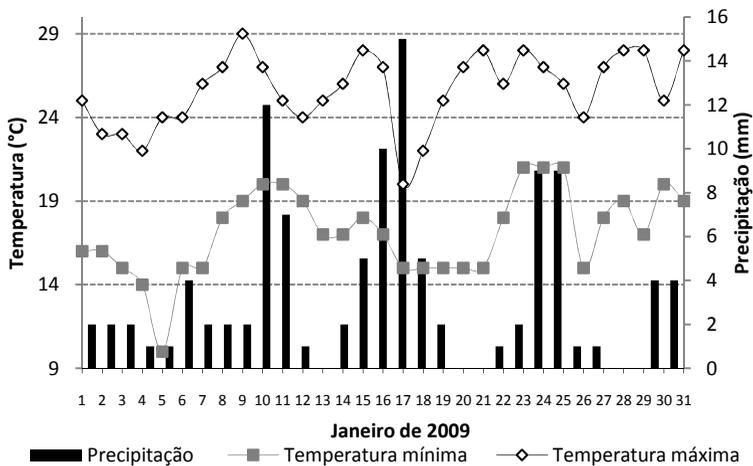
Precipitação mensal de outubro de 2008 → 274 mm



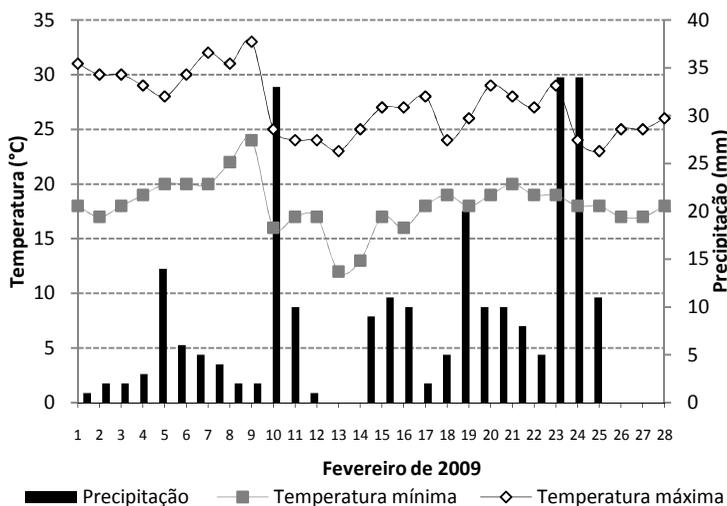
Precipitação mensal de novembro de 2008 → 122 mm



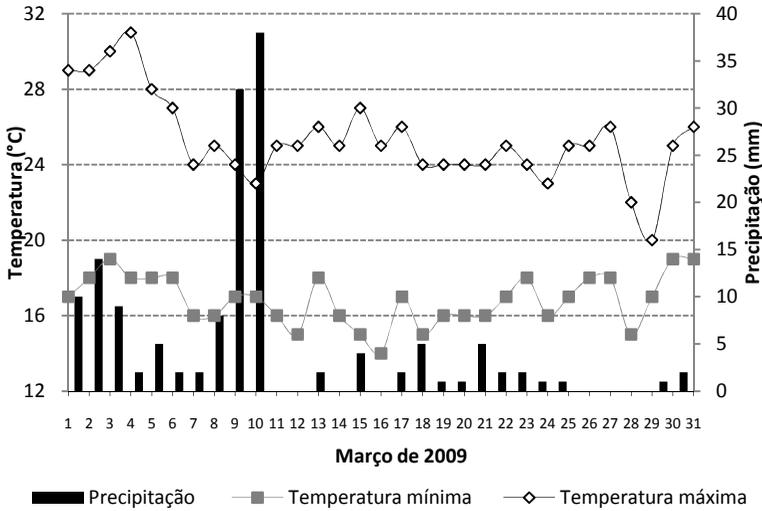
Precipitação mensal de dezembro de 2008 → 108 mm



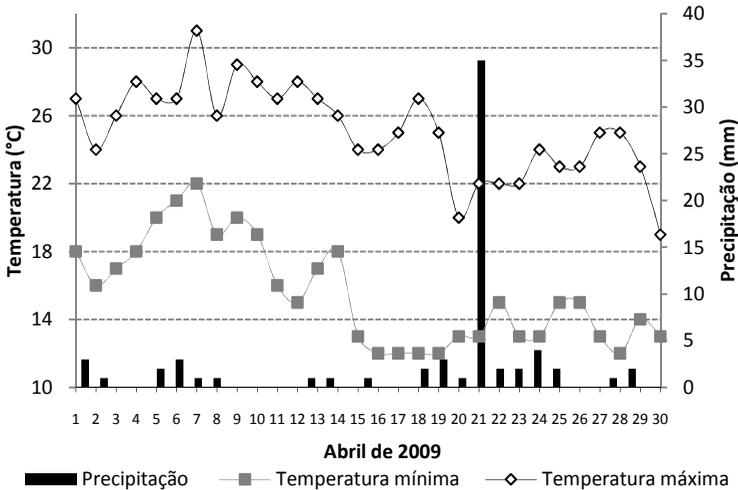
Precipitação mensal de janeiro de 2009 → 279 mm



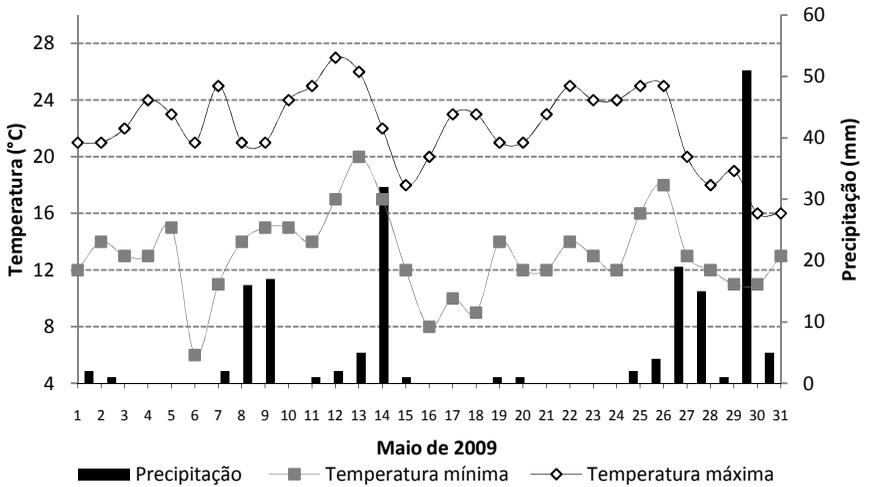
Precipitação mensal de fevereiro de 2009 → 254 mm



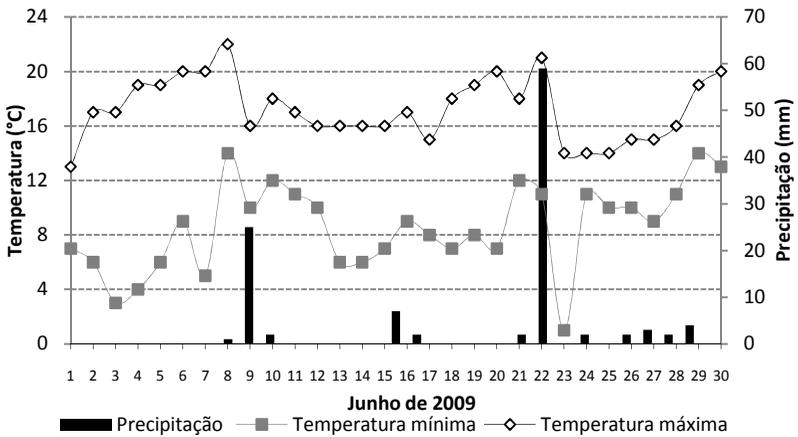
Precipitação mensal de março de 2009 → 151 mm



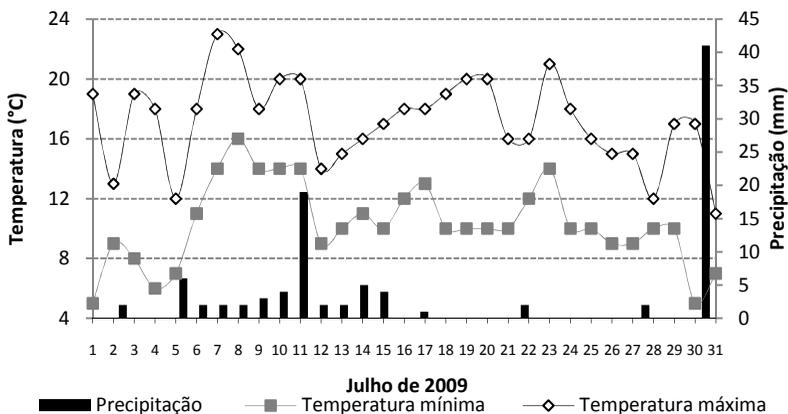
Precipitação mensal de abril de 2009 → 68 mm



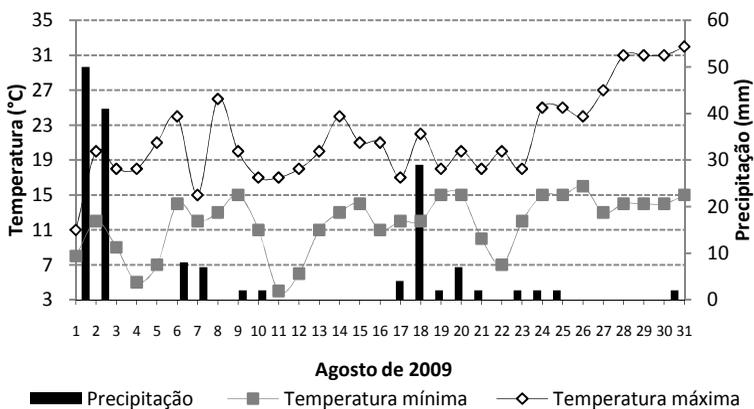
Precipitação mensal de maio de 2009 → 178 mm



Precipitação mensal de junho de 2009 → 111 mm



Precipitação mensal de julho de 2009 → 99 mm



Precipitação mensal de agosto de 2009 → 162 mm