



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL**

**REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM ÁGUAS
DE ABASTECIMENTO, ATRAVÉS DE REATORES
GRANULARES DE FLUXO ASCENDENTE:
APLICAÇÃO EM POÇOS PROFUNDOS**

NAYLSON MOREIRA MACIEL

CAMPINAS - SP
JULHO, 1999



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM ÁGUAS
DE ABASTECIMENTO, ATRAVÉS DE REATORES
GRANULARES DE FLUXO ASCENDENTE:
APLICAÇÃO EM POÇOS PROFUNDOS

NAYLSON MOREIRA MACIEL

Orientador: Prof. Dr. Ruben Bresciani Júnior

Atento que esta é a versão definitiva
da dissertação.

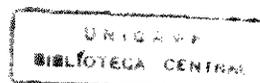
Prof. Dr.

Matrícula:

Dissertação de Mestrado apresentada à
Faculdade de Engenharia Civil da
Universidade de Campinas, como parte dos
requisitos exigidos para a obtenção do título
de Mestre, área de concentração em
Saneamento.

MALOS

CAMPINAS - SP
JULHO, 1999



CHAMADA:	T/UNICAMP
	M119r
Ex.	
UNIVERSIDADE	41092
PROF.	278/00
C	<input type="checkbox"/>
D	<input checked="" type="checkbox"/>
RECEB.	R\$ 11,00
DATA	15-06-00
CPD	

CM-00142437-6

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

M119r Maciel, Naylson Moreira
Remoção de ferro e manganês em águas de abastecimento, através de reatores granulares de fluxo ascendente: aplicação em poços profundos. / Naylson Moreira Maciel.--Campinas, SP: [s.n.], 1999.

Orientador: Ruben Bresaola Júnior.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

1. Abastecimento de água. 2. Água – Purificação – Filtração. 3. Águas subterrâneas. 4. Permanganato de potássio. 5. Cloro. I. Bresaola Júnior, Ruben. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil. III. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL

**REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM ÁGUAS
DE ABASTECIMENTO, ATRAVÉS DE REATORES
GRANULARES DE FLUXO ASCENDENTE:
APLICAÇÃO EM POÇOS PROFUNDOS**

NAYLSON MOREIRA MACIEL

Dissertação de mestrado aprovada pela banca examinadora, constituída por:

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Ruben Bresaola Júnior", is positioned above the name.

Prof. Dr. Ruben Bresaola Júnior
Presidente e Orientador / DSA / FEC

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Carlos Gomes da Nave Mendes", is positioned above the name. A large, sweeping horizontal line is drawn across the signature.

Prof. Dr. Carlos Gomes da Nave Mendes
DSA / FEC

A handwritten signature in black ink, appearing to read "Denis Miguel Roston", is positioned above the name.

Prof. Dr. Denis Miguel Roston
DAGSOL / FEAGRI

CAMPINAS, 20 DE JULHO DE 1999.

Aos meus pais, Emanuel e
Estella, minhas irmãs,
Nayara e Emanoela, e aos
sobrinhos que estão por vir,
dedico

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Ruben Bresola Junior, pela orientação, incentivo, amizade, paciência e apoio durante o curso de mestrado.

Aos amigos Renata Ramos, Dulce, Marcelo Flores, Juliana Tenório, Marcelo Sena, Andréa Graff, Wagner, Janaína, Vitor Epifanio, Fernando Coelho, e aos técnicos do Laboratório de Hidráulica, Carlos e Marcelo, pelo apoio durante a montagem do projeto piloto.

Aos técnicos Marcelo Bartholomeu e Carolina Fahrad, e à estagiária Carolina Stolfi, pela ajuda durante os procedimentos laboratoriais.

À Prof.^a Dr.^a Ana Inés Borri Genovês que, durante a minha graduação, com seu apoio e paciência, ajudou a despertar o meu interesse pela pesquisa científica.

Ao Prof. Dr. Roberto de Andrade Martins, por permitir o meu trabalho no grupo multidisciplinar “História da Ciência”, possibilitando um maior desenvolvimento de meu conhecimento científico.

Ao Prof. Marcílio Flávio Rangel de Farias que, desde cedo, acreditou em meu potencial de aprendizado, e me incentivou.

À Família Pitta, Olívio, Tércia, Mariana, Rafaela, Flora e Luizinha, que criaram condições para minha adaptação, quando da chegada em São Paulo.

Aos colegas de mestrado Ângela, Sérgio, Ana Paula, Tânia, Viviane, Elcy, Cássia Rosa, Cássia Franco, Augusto Stacatto, Sílvia, Rogério Stacciarini, pela companhia e partilha de momentos bons e ruins.

À CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

À FAPESP, pelo auxílio dado para a montagem do experimento piloto. Processo n° 97/10156-3.

Aos professores do Departamento de Saneamento e Ambiente que colaboraram para a realização deste trabalho, seja com seus conhecimentos, seja com seu incentivo, especialmente Bruno, Carlos Gomes, Edson Nour, Eglé, Evaldo, Edevar, bem como aos funcionários da Faculdade de Eng. Civil, onde destaco Noêmia, Paula, Carlos, Benigna e Leninha.

Ao Jens Betcke, Milena Martini, Tuca e Prof. Hegemann, que ofereceram uma “ponte” para concretizar o meu estudo na Alemanha, e sempre acompanharam e apoiaram as minhas decisões.

“A água e seu silêncio
A água me contou muitos segredos
Guardou os meus segredos
Refez os meus desenhos
Trouxe e levou os meus medos”

(EU E ÁGUA - Caetano Veloso)

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	xv
RESUMO	xviii
1. INTRODUÇÃO	01
2. OBJETIVOS	04
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	05
3.1 HISTÓRICO.....	08
3.2 CICLO HIDROLÓGICO.....	10
3.3 ZONAS DE DISTRIBUIÇÃO.....	12
3.4 CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA.....	14
3.4.1 TEMPERATURA.....	16
3.4.2 PH.....	17
3.4.3 DUREZA.....	19
3.4.4 ALCALINIDADE.....	21
3.4.5 ACIDEZ.....	24
3.4.6 TURBIDEZ.....	24
3.4.7 COR.....	26
3.4.8 CONDUTIBILIDADE ELÉTRICA.....	28
3.4.9 GASES DISSOLVIDOS.....	29
3.4.9.1 Oxigênio Dissolvido.....	30
3.4.9.2 Gás Sulfídrico ou Hidrogênio Sulfurado.....	31
3.4.9.3 Gás Carbônico ou Dióxido de Carbono.....	31
3.4.10 CLORETOS.....	32
3.4.11 FLUORETOS.....	32
3.4.12 NITRATOS.....	33

3.4.13 SÍLICA.....	33
3.4.14 SÓDIO.....	34
3.4.15 SÓLIDOS DISSOLVIDOS.....	34
3.5 PADRÕES DE POTABILIDADE.....	35
3.6 FERRO E MANGANÊS.....	37
3.6.1 PROBLEMAS CAUSADOS PELO FERRO E MANGANÊS.....	39
3.6.2 FERROBACTÉRIAS EM POÇOS PROFUNDOS.....	41
3.6.3 SOLUBILIDADE DO FERRO E MANGANÊS.....	43
3.6.4 MÉTODOS PARA REMOÇÃO DO FERRO E MANGANÊS.....	45
3.6.4.1 AERAÇÃO – FILTRAÇÃO.....	45
3.6.4.2 TROCA IÔNICA.....	47
3.6.4.3 ZEÓLITO DE MANGANÊS.....	48
3.6.4.4. ESTABILIZAÇÃO COM POLIFOSFATOS.....	48
3.6.4.5 OXIDAÇÃO COM PERMANGANATO DE POTÁSSIO.....	49
3.6.4.6 OXIDAÇÃO COM CLORO.....	55
3.7 SISTEMAS DE TRATAMENTO – FILTRAÇÃO.....	62
3.7.1 HISTÓRICO.....	64
3.7.2 MECANISMOS DE FILTRAÇÃO.....	65
3.7.2.1 MECANISMOS DE TRANSPORTE.....	65
3.7.2.2 MECANISMOS DE ADERÊNCIA.....	68
3.7.3 SISTEMAS DE PRÉ-CONDICIONAMENTO.....	69
3.7.3.1 SEDIMENTAÇÃO.....	70
3.7.3.2 COAGULAÇÃO – FLOCULAÇÃO.....	70
3.7.3.3 RESERVAÇÃO PROLONGADA.....	71
3.7.3.4 FILTRAÇÃO RÁPIDA EM AREIA.....	72
3.7.3.5 GALERIAS DE INFILTRAÇÃO.....	72
3.7.3.6 PRÉ-FILTROS DINÂMICOS.....	73
3.7.3.7 PRÉ-FILTROS DE PEDREGULHO.....	75
a) Pré-Filtros com Fluxo Horizontal.....	76
b) Pré-Filtros de Pedregulho de Fluxo Vertical Descendente.....	77
c) Pré-Filtros de Pedregulho de Fluxo Vertical Ascendente.....	79

3.7.4 LAVAGEM DOS PRÉ-FILTROS DE PEDREGULHO.....	83
3.7.5 REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS POR FILTRAÇÃO.....	84
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	88
4.1 DESCRIÇÃO GERAL DO SISTEMA DE REATORES GRANULARES.....	91
4.2 CARACTERÍSTICAS DOS FILTROS.....	96
4.3 CARACTERÍSTICAS DO MEIO GRANULAR.....	97
4.4 OPERAÇÃO E TAXAS DE FILTRAÇÃO.....	102
4.5 LIMPEZA.....	103
4.6 PRODUTOS QUÍMICOS UTILIZADOS.....	104
4.7 COLETA DE AMOSTRAS.....	105
4.8 PARÂMETROS DE CONTROLE.....	105
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	109
5.1 PRIMEIRA ETAPA – VERIFICAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DO EXPERIMENTO E ADEQUAÇÃO À METODOLOGIA PROPOSTA.....	109
5.2 SEGUNDA ETAPA – EXPERIMENTAÇÃO DO SISTEMA PARA TAXA DE FILTRAÇÃO DE 100 m ³ /m ² .dia.....	111
5.2.1 RESULTADOS OBTIDOS NA <i>CARREIRA TESTE</i>	111
5.2.2 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS NA <i>CARREIRA TESTE</i>	115
a) PERDA DE CARGA.....	117
b) REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS.....	118
c) TURBIDEZ E COR APARENTE.....	119
d) DUREZA, ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE.....	120
e) LIMPEZA DO MEIO FILTRANTE.....	121
5.3 TERCEIRA ETAPA.....	122
5.3.1 RESULTADOS OBTIDOS COM TAXA DE 100 m ³ /m ² .dia – <i>Carreira 1</i>	122
5.3.2 RESULTADOS OBTIDOS COM TAXA DE 100 m ³ /m ² .dia – <i>Carreira 2</i>	126
5.3.3 ANÁLISE DO FUNCIONAMENTO PARA TAXA DE FILTRAÇÃO DE 100 m ³ /m ² .dia – CARREIRAS 1 E 2.....	130
a) PERDA DE CARGA.....	130
b) REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS.....	131
c) TURBIDEZ E COR APARENTE.....	132
d) DUREZA, ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE.....	132

e) LIMPEZA DO MEIO FILTRANTE.....	132
5.3.4 RESULTADOS OBTIDOS COM TAXA DE 50 m ³ /m ² .DIA.....	134
5.3.5 ANÁLISE DO FUNCIONAMENTO PARA TAXA DE 50 m ³ /m ² .dia.....	138
a) PERDA DE CARGA.....	138
b) REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS.....	139
c) TURBIDEZ E COR APARENTE.....	139
d) DUREZA, ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE.....	140
e) LIMPEZA DO MEIO FILTRANTE.....	140
5.3.6 RESULTADOS OBTIDOS COM TAXA DE 75 m ³ /m ² .dia.....	140
5.3.7 ANÁLISE DO FUNCIONAMENTO PARA TAXA DE 75 m ³ /m ² .dia.....	144
a) PERDA DE CARGA.....	145
b) REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS.....	145
c) TURBIDEZ E COR APARENTE.....	146
d) DUREZA, ALCALINIDADE E CONDUTIVIDADE.....	146
e) CLORO RESIDUAL LIVRE.....	147
5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS – COMPARAÇÃO ENTRE OS TRÊS MÉTODOS DE FILTRAÇÃO ESTUDADOS.....	147
6. CONCLUSÕES.....	149
7. RECOMENDAÇÕES.....	151
ANEXO A.....	152
ANEXO B.....	154
10. BIBLIOGRAFIA.....	180
ABSTRACT.....	187

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Área de abrangência do Aquífero Gigante do Mercosul. Fonte: Adaptado de AGENDA 21, 1996, p.81.....	6
Figura 3.2: Esquema do Ciclo Hidrológico. Fonte: Adaptado de UOP, 1974, p.12.....	10
Figura 3.3: Fases do Ciclo Hidrológico relativas à água subterrânea. Fonte: Adaptado de UOP, 1974, p.14.....	11
Figura 3.4: Zonas de armazenamento da água abaixo da superfície do solo. Fonte: Adaptado de TODD, 1967, p.16.....	13
Figura 3.5: Diagrama de equilíbrio para uma solução de H_2CO_3 , a 10^{-2} Molar. Fonte: Adaptado de BENEFIELD et al., 1982, p.72.....	23
Figura 3.6: Distribuição de tamanhos das partículas na água. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993a, p.22.....	26
Figura 3.7: Diagrama de solubilidade para o sistema $FeCO_3-H_2O$ para $C_t = 10^{-2}$ M. Fonte: Adaptado de BENEFIELD (1982).....	44
Figura 3.8: Diagrama de solubilidade para o sistema $MnCO_3-H_2O$ para $C_t = 10^{-2}$ M. Fonte: Adaptado de BENEFIELD (1982).....	44
Figura 3.9: Otimização de valores de pH para oxidação de sais de manganês. Dosagem de cloro de 3 mg/L. Fonte: Adaptado de BRATBY, 1987, p.572.....	47
Figura 3.10: Curvas mostrando o efeito da variação do pH da solução na oxidação do Mn II pelo permanganato de potássio (temperatura = 25°C; COD < 1 mg/L). Fonte: Adaptado de KNOCKE, 1991, p.81.....	52
Figura 3.11: Curvas mostrando a variação do tempo de oxidação do Mn II, em função da dosagem aplicada de permanganato de potássio, na presença de diferentes concentrações de ácidos fúlvicos (temperatura = 25°C; pH = 7,0). Fonte: Adaptado de KNOCKE, 1991, p.81.....	53
Figura 3.12: Dissociação do ácido hipocloroso e do íon hipoclorito em função da variação do pH e temperatura. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.406.....	56

Figura 3.13: Porcentagem de remoção do ferro em função do tempo, com a utilização de soda cáustica para o ajuste de pH. (taxa de filtração de 3,4 mm/s). Fonte: Adaptado de WONG, 1984, p.78.....	61
Figura 3.14: Porcentagem da remoção do manganês em função do tempo, de acordo com o composto de ajuste de pH, e o tipo de filtro utilizados (taxa de filtração de 3,4 mm/s). Fonte: Adaptado de WONG, 1984, p.78.....	62
Figura 3.15: Tamanho das partículas e processos de tratamento. Fonte: Adaptado de WEGELIN et al., 1991, p.306	64
Figura 3.16: Esquema dos mecanismos de sedimentação (a), impacto inercial (b), interceptação (c) e difusão (d), na filtração com ação de profundidade. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, v.2, p.4.....	67
Figura 3.17: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, e sua relação com o potencial zeta. Fonte: Adaptado de TAMBO e WANG (1993).....	71
Figura 3.18: Esquema geral de um filtro dinâmico com drenagem lateral, em planta e em corte. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p. 334.....	73
Figura 3.19: Esquema em perspectiva de um pré-filtro de fluxo horizontal. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.352.....	77
Figura 3.20: Esquema em corte longitudinal de um pré-filtro de escoamento descendente. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.334.....	78
Figura 3.21: Esquema em corte longitudinal de um pré-filtro de escoamento ascendente. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.346.....	79
Figura 3.22: Esquema em corte longitudinal da planta-piloto de um sistema de pré-filtração por escoamento ascendente. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1988, p.131.....	81
Figura 3.23: Variação da remoção de manganês em função do pH, utilizando diferentes meios sólidos (concentração inicial de manganês = 1 mg/L). Fonte: Adaptado de AZIZ e SMITH. 1992, p.854.....	86
Figura 3.24: Variação da remoção de manganês em função do pH final, utilizando meio sólido de pedregulho e aditivos químicos (concentração inicial de manganês = 1 mg/L). Fonte: Adaptado de AZIZ e SMITH. 1992, p.854.....	86
Figura 3.25: Exemplos dos estados do manganês presentes nos experimentos utilizando pedra calcária, pedregulho e sem meio filtrante. Fonte: Adaptado de AZIZ e SMITH. 1992, p.854.....	87
Figura 4.1: Planta esquemática da área do sistema de reatores utilizados no trabalho, delimitado pelo sistema de alambrados.....	89
Figura 4.2: Foto da vista geral da instalação experimental.....	90
Figura 4.3: Foto da derivação da tubulação, para alimentação do experimento.....	91

Figura 4.4: Foto mostrando o momento de preparação da solução de sulfato ferroso heptahidratado e sulfato manganoso monohidratado, com água derivada do reservatório de 1000 litros.....	93
Figura 4.5: Foto do sistema de <i>Reservatório de Passagem (R2)</i> , <i>Reservatório de Armazenamento (R3)</i> e bóias, para adição contínua de solução de sais de ferro e manganês ao <i>Reservatório de Alimentação (R4)</i>	94
Figura 4.6: Esquema isométrico geral da instalação piloto.....	95
Figura 4.7: Detalhe esquematizado, com visão em planta, da ligação da tubulação ao reator, com função de alimentação e descarga.....	96
Figura 4.8: Vista lateral, esquematizada, do sistema proposto.....	98
Figura 4.9: Corte esquemático de um dos reatores, mostrando disposição das camadas de pedregulho, espessura, granulometria e localização dos pontos de tomada de pressão – 1 ^ª e 2 ^ª etapas.....	99
Figura 4.10: Quadro piezométrico, fixado à parede, contendo mangueiras nomeadas de acordo com o piezômetro referente, para acompanhamento diário da perda de carga das três unidades de filtração em meio granular.....	100
Figura 4.11: Corte esquemático de um dos reatores, mostrando disposição das camadas de pedregulho, espessura, granulometria e localização dos pontos de tomada de pressão – 3 ^ª etapa.....	101
Figura 4.11: Foto da bancada para análise de ferro, manganês, turbidez e cor. Da esquerda para a direita, espectrofotômetro MICRONAL (a), turbidímetro HACH (b) e espectrofotômetro DR-4000U-HACH (c).....	107
Figura 4.12: Foto da bancada para análise de pH, alcalinidade e condutividade. Da esquerda para a direita, potenciômetro ANALION (a), agitador magnético e bureta contendo ácido sulfúrico 0,018N (b), e condutivímetro METROHM HERISAU (c).....	108
Figura 5.1: Evolução da perda de carga ao longo do tempo no <i>Reator 1</i> , na 2 ^ª etapa, e taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	112
Figura 5.2: Evolução da perda de carga ao longo do tempo no <i>Reator 2</i> , na 2 ^ª etapa, e taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	113
Figura 5.3: Evolução da perda de carga ao longo do tempo no <i>Reator 3</i> , na 2 ^ª etapa, e taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	113
Figura 5.4: Turbidez da água bruta, e das amostras retiradas dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 2 ^ª etapa, e taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	114
Figura 5.5: Cor aparente da água bruta, e das amostras retiradas dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 2 ^ª etapa, e taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	114

Figura 5.6: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 1</i> , 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	123
Figura 5.7: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 2</i> , 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	124
Figura 5.8: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 3</i> , 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	124
Figura 5.9: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	125
Figura 5.10: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	125
Figura 5.11: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 1</i> , na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 2</i>	127
Figura 5.12: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 2</i> , na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 2</i>	127
Figura 5.13: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 3</i> , na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 2</i>	128
Figura 5.14: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 2</i>	128
Figura 5.15: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 2</i>	129
Figura 5.16: Vista de cima da superfície superior do <i>Reator 2</i> , com camada de lodo, após o traspasse.....	133
Figura 5.17: Vista lateral do <i>Reator 2</i> , com camada de lodo após o traspasse.....	134
Figura 5.18: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 1</i> , na 3ª etapa, e taxa de 50 m ³ /m ² .dia.....	135
Figura 5.19: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 2</i> , na 3ª etapa, e taxa de 50 m ³ /m ² .dia.....	135
Figura 5.20: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 3</i> , na 3ª etapa, e taxa de 50 m ³ /m ² .dia.....	136
Figura 5.21: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de 50 m ³ /m ² .dia.....	136
Figura 5.22: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de 50 m ³ /m ² .dia.....	137
Figura 5.23: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 1</i> , na 3ª etapa, e taxa de 75 m ³ /m ² .dia.....	141
Figura 5.24: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator 2</i> , na 3ª etapa, e taxa de 75 m ³ /m ² .dia.....	142

Figura 5.25: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do <i>Reator3</i> , na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	142
Figura 5.26: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	143
Figura 5.27: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	143
Figura A.1: Curva de calibração do ferro obtida pelo método da fenantrolina.....	153
Figura A.2: Curva de calibração do manganês obtida pelo método do persulfato.....	153

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Valores de temperatura da água emergente de diferentes poços pertencentes ao Aquífero Botucatu/SP, em alguns municípios brasileiros. Fonte: Adaptado de ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA, 1988, n.13, p.17.....	17
Tabela 3.2: Classificação das águas com relação ao teor de carbonato de cálcio (dureza total). Fonte: Adaptado de RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991, p. 31.....	20
Tabela 3.3: Condições de alcalinidade previstas pelos valores de pH, para temperatura de 25°C e pressão de 1 atm. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993a, p.39.....	23
Tabela 3.4: Forma física preponderante representada pelos parâmetros de qualidade. Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996, p.39.....	35
Tabela 3.5: Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes, segundo Resolução CONAMA nº20. Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996, p. 42.....	36
Tabela 3.6: Padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Fonte: Adaptado da VON SPERLING, 1996, p.45 (Portaria nº36, 19/01/90, Ministério da Saúde. 1990).....	37
Tabela 3.7: Processos utilizados para remoção de ferro e manganês de águas de abastecimento. Fonte: Adaptado de FICEK (1978), BENEFIELD (1982) e DI BERNARDO (1993a).....	45
Tabela 3.8: Quantidade de oxidante necessária, estequiometricamente, para oxidação de 1 mg de Ferro ou de Manganês. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993a.....	46
Tabela 3.9: Remoção de ferro por permanganato de potássio nos testes. Fonte: Adaptado de JOHN e AHAMMED, 1998.....	54
Tabela 3.10: Granulometrias e espessuras das camadas de pedregulho nas duas fases do projeto experimental. Fonte: Adaptado de RUGNO (1989).....	82

Tabela 3.11: Valores médios de turbidez, cor e ferro total da Água Bruta (AB), do Efluente do Pré-Filtro de Pedregulho (EF) e da porcentagem de Remoção (%R), para pré-filtro de pedregulho de fluxo ascendente. Fonte: Adaptado de RUGNO, 1989.....	82
Tabela 3.12: Espessura e granulometria das diferentes subcamadas constituintes dos pré-filtros de pedregulho, de fluxo ascendente e descendente. Fonte: Adaptado de COLAZZOS, 1990.....	82
Tabela 3.13: Valores médios de ferro total presentes na água bruta (AB), nos efluentes do pré-filtro de pedregulho e areia grossa de fluxo ascendente (EF(A)) e nos de fluxo descendente (EF(D)) e da porcentagem de remoção (% R). Fonte: Adaptado de COLAZZOS, 1990.....	83
Tabela 4.1: Granulometria e espessuras das camadas de pedregulho dos reatores.....	102
Tabela 4.2: Relação entre a taxa de filtração e a vazão utilizada nos reatores, no desenvolvimento do trabalho prático.....	103
Tabela 4.2: Características dos produtos químicos a serem utilizados durante a investigação experimental.....	104
Tabela 5.1: Ajuste da taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia, para o <i>Reator 1</i> , com volume em mL, tempo em segundos, vazão referente em L/s, e a taxa de filtração em m ³ /m ² .dia.....	110
Tabela 5.2: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos <i>Reatores 1</i> (EF1 – sem oxidantes), 2 (EF2 – Permanganato de Potássio) e 3 (EF3 – Hipoclorito de Sódio), em mg/L, bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 2 ^a etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia.....	115
Tabela 5.3: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos <i>Reatores 1</i> (EF1 – sem oxidantes), 2 (EF2 – Permanganato de Potássio) e 3 (EF3 – Hipoclorito de Sódio), em mg/L, bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 3 ^a etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	126
Tabela 5.4: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos <i>Reatores 1</i> (EF1 – sem oxidantes), 2 (EF2 – Permanganato de Potássio) e 3 (EF3 – Hipoclorito de Sódio), em mg/L, bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 3 ^a etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 2</i>	129

Tabela 5.5: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos <i>Reatores 1</i> (EF1 – sem oxidantes), 2 (EF2 – Permanganato de Potássio) e 3 (EF3 – Hipoclorito de Sódio), em mg/L, bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 3ª etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 50 m ³ /m ² .dia.....	137
Tabela 5.6: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos <i>Reatores 1</i> (EF1 – sem oxidantes), 2 (EF2 – Permanganato de Potássio) e 3 (EF3 – Hipoclorito de Sódio), em mg/L, bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 3ª etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 75 m ³ /m ² .dia.....	144
Tabela 5.7: Quantidade de cloro residual livre, medido na água filtrada do <i>Reator 3</i> , durante a 3ª etapa, com taxa de 75 m ³ /m ² .dia	144
Tabela B.1: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ _{ij} , para as diferentes subcamadas, durante a segunda etapa, com taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia.....	155
Tabela B.2: Perdas de Carga (Δh) total e nas <i>Camadas 1, 2, 3 e 4</i> do leito filtrante dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na segunda etapa, com taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia.....	157
Tabela B.3: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da segunda etapa, com taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	159
Tabela B.4 : Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da segunda etapa, com taxa de 100 m ³ /m ² .dia.....	160
Tabela B.5: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ _{ij} , para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	162
Tabela B.6: Perdas de Carga (Δh) total e nas <i>Camadas 1, 2, 3 e 4</i> do leito filtrante dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	163
Tabela B.7: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês e pH analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	164
Tabela B.8 : Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 100 m ³ /m ² .dia, <i>Carreira 1</i>	165

Tabela B.9: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij} , para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, <i>Carreira 2</i>	166
Tabela B.10: Perdas de Carga (Δh) total e nas <i>Camadas 1, 2, 3 e 4</i> do leito filtrante dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, <i>Carreira 2</i>	167
Tabela B.11: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, <i>Carreira 2</i>	168
Tabela B.12 : Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, <i>Carreira 2</i>	169
Tabela B.13: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij} , para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	170
Tabela B.14: Perdas de Carga (Δh) total e nas <i>Camadas 1, 2, 3 e 4</i> do leito filtrante dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	171
Tabela B.15: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	172
Tabela B.16 : Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	173
Tabela B. 17: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij} , para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	175
Tabela B.18: Perdas de Carga (Δh) total e nas <i>Camadas 1, 2, 3 e 4</i> do leito filtrante dos <i>Reatores 1, 2 e 3</i> , ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	176
Tabela B.19: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	177
Tabela B.20 : Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$	178

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AB	→	água bruta
Am	→	amostra
atm	→	atmosfera (pressão)
°C	→	grau Celsius
cm	→	centímetro
COD	→	carbono orgânico dissolvido
C _t	→	carbono total
d	→	dia
<i>d</i>	→	diâmetro das partículas
EDTA	→	ácido etilenodiaminotetra-acético
EF	→	efluente do pré-filtro de pedregulho
EF1	→	efluente do <i>Reator 1</i> , sem adição de oxidantes químicos
EF2	→	efluente do <i>Reator 2</i> , com adição de permanganato de potássio como oxidante químico
EF3	→	efluente do <i>Reator 3</i> , com adição de hipoclorito de sódio como oxidante químico
EF (A)	→	efluente do pré-filtro de pedregulho e areia grossa com fluxo ascendente
EF (D)	→	efluente do pré-filtro de pedregulho e areia grossa com fluxo descendente
Eng°	→	engenheiro
Eq.	→	equação
F _A	→	filtro de antracito
F _{DP}	→	filtro de dupla camada
Fe II	→	ferro II (solúvel)
Fe III	→	ferro III (insolúvel)

Fig.	→	figura
g	→	aceleração da gravidade (9,8 m/s ²)
h	→	hora
k	→	condutividade
K	→	constante de dissociação
K_w	→	constante de dissociação da água, a 25°C, $K_w = 1,01 \cdot 10^{-14}$
Kg	→	quilograma
Km ²	→	quilômetro quadrado
Km ³	→	quilômetro cúbico
L	→	litro
log	→	logarítmo
m	→	metro
M	→	molar
m ²	→	metro quadrado
m ³	→	metro cúbico
meq	→	miliequivalente grama
mg	→	miligrama
μ	→	viscosidade da água
μm	→	micrômetro ou micron
min	→	minuto
mm	→	milímetro
Mn II	→	manganês II (solúvel)
Mn IV	→	manganês IV (insolúvel)
n.	→	número
n.d.	→	não detectável
N. D.	→	nível dinâmico
nm	→	nanômetro
org	→	organismos
ρ_a	→	densidade da água
ρ_s	→	densidade das partículas
(p)	→	precipitado

p.	→	página
P. A.	→	(grau de pureza) para análise
pH	→	potencial hidrogeniônico da água, $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$
PZ	→	potencial zeta
PZ_{ij}	→	piezômetro localizado na interface inferior da <i>Camada j</i> , do <i>Reator ii</i>
%R	→	porcentagem de remoção
q_1	→	vazão líquida no <i>Reator 1</i>
q_2	→	vazão líquida no <i>Reator 2</i>
q_3	→	vazão líquida no <i>Reator 3</i>
rpm	→	rotações por minuto
s	→	segundo
Tab.	→	tabela
THM	→	trihalometanos
uH	→	unidade Hazen – padrão de platina cobalto
uT	→	unidade de turbidez
v.	→	volume
VMP	→	valor máximo permitido
V_S	→	velocidade de sedimentação das partículas

RESUMO

MACIEL, Naylson M. Remoção de ferro e manganês em águas de abastecimento, através de reatores granulares de fluxo ascendente: Aplicação em poços profundos. Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, ano 1999. 187p. Dissertação (Mestrado).

Muitas regiões brasileiras apresentam problemas qualitativos em seus aquíferos subterrâneos, utilizados para abastecimento público, relacionados à presença de sais de ferro e manganês, que decorrem da dissolução de rochas e minerais. Podem trazer inconvenientes como a formação de precipitados, presença de manchas em sanitários, roupas e utensílios domésticos, problemas de sabor e odor, incrustações nas canalizações, proliferação de bactérias ferruginosas, assim como prejuízos na indústria. O projeto desenvolvido consistiu na adequação e junção das técnicas de pré-filtração, utilizando filtros de pedregulho de fluxo ascendente, com aplicação prévia dos produtos químicos oxidantes, permanganato de potássio e hipoclorito de sódio, visando a remoção dos compostos de ferro e manganês das águas subterrâneas através de um sistema simplificado, de manutenção não complexa e baixo custo de implementação. Tanto o permanganato quanto o cloro proporcionaram remoções de sais de ferro e manganês, para valores abaixo dos recomendados pela Portaria nº36 do Ministério da Saúde do Brasil, e ambos mostraram-se como boa alternativa de tratamento. O uso de uma unidade sem adição de oxidantes indicou a importância do meio filtrante no processo de remoção, atingindo porcentagens de 96 e 94%, para sais ferro e manganês, respectivamente, embora nunca estando abaixo dos mínimos recomendados pela Portaria nº 36.

Palavras Chave: Abastecimento de Água; Purificação de Água; Filtração; Águas Subterrâneas; Permanganato de Potássio; Cloro.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, seguindo uma tendência mundial, tem sido observado grande aumento populacional, além de excessivas taxas de migração dos campos para as cidades, resultando em várias regiões metropolitanas com mais de 1 milhão de habitantes, além de grande número de cidades de médio porte, que agem como pólos de desenvolvimento em diferentes regiões do país.

Esta grande concentração de população em uma sociedade com forte desigualdade social e sem planejamento, tem provocado um agravamento da qualidade de vida, onde o mal uso do solo urbano é um dos grandes responsáveis pela intensa degradação ambiental que é verificada atualmente. No caso da gestão dos recursos hídricos, a escassez, os usos inadequados e a crescente demanda estão prenunciando a questão das águas como um dos mais graves problemas da humanidade no século XXI (TUCCI, 1995).

A água é o principal agente responsável pela manutenção dos ecossistemas e preservação da vida. Hipócrates (460-354 a.C.) já afirmava que “o primeiro dever do médico ao chegar a uma comunidade em função profissional era verificar a natureza particular da água que é utilizada” (AZEVEDO NETTO, 1991). Estima-se que 80% de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos ocorridos nos países em desenvolvimento sejam causados pelo consumo de fontes contaminadas e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa se perde devido a doenças de veiculação hídrica (AGENDA 21, 1996). A deteriorização dos mananciais de superfície e a conseqüente diminuição das reservas potáveis, ocasionando o encarecimento dos tratamentos e a escassez, têm despertado grande interesse quanto ao uso das águas subterrâneas nas últimas décadas.

A utilização dos recursos hídricos subterrâneos apresenta uma série de vantagens em relação aos mananciais de superfície como, por serem naturalmente mais bem protegidos dos agentes poluidores, quase sempre dispensarem tratamentos mais complexos para fins de abastecimento. Porém, nem todas eles encontram-se livres de serem contaminados por poluentes diversos (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991). A captação realizada próxima ao local de consumo evita grandes custos de adução. Os prazos para execução das obras são mais curtos, e há maior flexibilidade para o escalonamento dos investimentos (ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA, 1988).

O seu uso, sobretudo nos últimos 15 anos, foi acompanhado pelo acentuado desenvolvimento do setor de máquinas e equipamentos. Esta evolução, no entanto, não foi acompanhada pela exploração racional dos recursos. Ao contrário, é realizada de maneira totalmente descontrolada, onde a falta de legislação básica que discipline a pesquisa e a exploração dos aquíferos, aliada à inexistência de normas e diretrizes técnicas de projetos e construção de poços, juntamente com a insuficiência de pessoal técnico habilitado, são fatores que agravam a situação. Mesmo sob maior proteção, os aquíferos sofrem lenta poluição - as velocidades de fluxo em meio poroso variam geralmente de poucos centímetros a alguns metros por dia -, podendo levar alguns anos para que seus efeitos sejam sentidos (ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA, 1988).

Nas áreas urbanas, em especial, é notório o efeito da superposição de alterações das condições naturais e da exploração exagerada, evidenciado por rebaixamentos dinamicamente crescentes dos níveis piezométricos e condução à exaustão dos aquíferos, abundância de vetores e agentes de contaminação e poluição, devidos à infiltração de esgotos, e disposição inadequada de resíduos sólidos. Algumas indústrias exploram as reservas de forma quase sempre predatória, com a extração superando a recarga natural, consumindo as reservas a curto prazo.

No interior dos estados, a utilização crescente de agrotóxicos tem acelerado significativamente a poluição do subsolo, e as novas técnicas de cultivo de cana-de-açúcar podem acarretar problemas a longo prazo, de difícil previsão. São Paulo é o estado brasileiro com maior aproveitamento desse manancial, em termos quantitativos. Essa tendência de

utilização resulta do estágio atual de contaminação das principais reservas superficiais e dos custos baixos do abastecimento público, além da relativa abundância da água nas formações geológicas do subsolo paulista. (AGENDA 21, 1996)

De um modo geral, a água subterrânea é de excelente qualidade na região metropolitana de São Paulo. Entretanto, em alguns poços mais profundos, a SABESP constatou a presença de ferro e manganês em teores restritivos (acima de 0,5 mg/L). A existência destes compostos em quantidades excessivas produzem efeitos prejudiciais nas águas de abastecimento, como problemas de sabor e cor, incrustações nas canalizações, manchas em instalações sanitárias, tecidos, papéis, etc, além de propiciar o desenvolvimento de determinadas espécies de bactérias (PIUCI e FENZL, 1981).

A maioria dos métodos de remoção de ferro e manganês das águas consiste na oxidação de compostos de ferro (II) e manganês (II), ambos solúveis, ou de ferro (III) e manganês (IV), insolúveis. Os agentes oxidantes mais comuns, citados por BENEFIELD et al (1982), são o oxigênio, o cloro e o permanganato de potássio. Estas duas últimas substâncias foram as escolhidas para a realização da investigação experimental do presente trabalho, consistindo na adição dos agentes oxidantes à água bruta e de sua passagem por um reator de contato em meio poroso, de fluxo ascendente. A eficiência do processo foi detectada em termos de remoção de turbidez, cor aparente, ferro e manganês.

2 OBJETIVOS

Este trabalho teve por objetivos:

- Estudar a eficiência do processo de remoção de compostos de ferro e manganês, presentes em águas de abastecimento, utilizando hipoclorito de sódio e permanganato de potássio como oxidantes químicos, seguido de filtração com fluxo ascendente em reatores dotados de meio poroso pedregulho;
- Sugerir a possível aplicação do método a águas oriundas de poços profundos, onde a presença de sais de ferro e manganês tem maior destaque;
- Verificar o comportamento do sistema em diferentes taxas de filtração;
- Analisar a carga hidráulica resultante, quando da aplicação dessa tecnologia de tratamento, e;
- Estudar a participação e adaptação do meio filtrante ao processo de filtração, utilizando o método proposto.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Há uma tendência em considerar os aquíferos subterrâneos como a maior fonte de abastecimento futura, pois além de estarem em constante contato com os mananciais de superfície, dispensam os custos elevados necessários para a construção de represas, barragens, reservatórios, aquedutos e canais de irrigação.

Adicionalmente, menos de 3% da água potável disponível no planeta provém de cursos de escoamento superficial e lagos. A outra parte, mais de 97%, estimada em cerca de 10 quatrilhões de metros cúbicos, se encontra no subsolo. Nem todo volume contido nos aquíferos, entretanto, poderá ser utilizado pelo homem, devido a fatores limitantes, como acessibilidade, segurança, qualidade, custo de exploração e extração (UOP, 1974). Embora os números comparativos das quantidades disponíveis nas fontes de superfície e no subsolo não possam ser usados como índices das reservas reais, eles mostram que a provisão disponível no subterrâneo é muito maior que superficialmente.

O interesse mundial pela exploração deste recurso é crescente. A reunião realizada em 23 de Maio de 1996, em Curitiba, entre a comunidade geocientífica dos países integrantes do Mercosul, objetivou intensificar a divulgação da existência e do aproveitamento do maior reservatório de água doce do mundo, localizado no subsolo sul-americano. O volume total permitiria abastecer quase toda a população brasileira, algo em torno de 150 milhões de habitantes, por 2.500 anos. Somente no Brasil, o manancial conhecido como Sistema Botucatu ou Sistema Guarani, batizado de Aquífero Gigante do Mercosul, cuja extensão é de 1,3 milhões de km² (correspondente às áreas da França, Inglaterra e Espanha), possui volume acumulado de 37.000 km³, onde as reservas ativas devidas à recarga anual natural estão em torno de 160 km³. As vazões dos poços são variáveis, mas sempre elevadas, podendo ser

superiores a 1.000 m³/h (AGENDA 21, 1996). A Fig. 3.1 apresenta, esquematicamente, o local de abrangência do manancial do Aquífero Gigante do Mercosul.

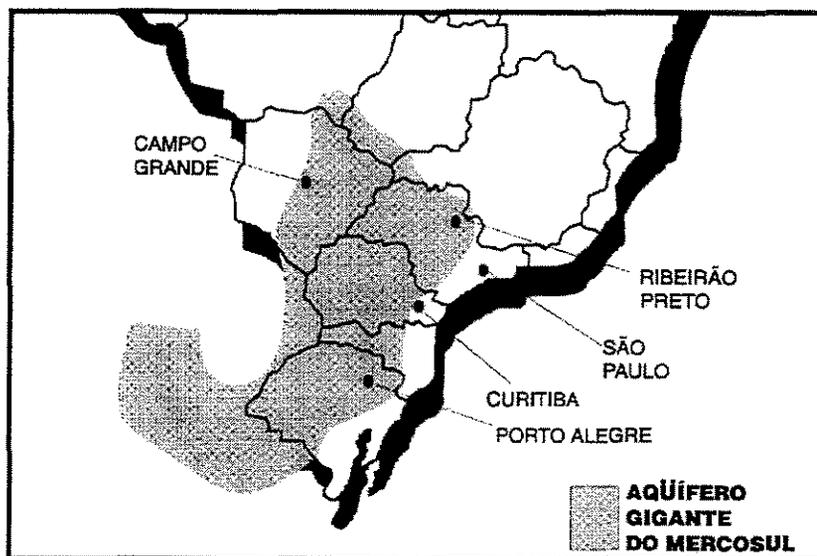


Figura 3.1: Área de abrangência do Aquífero Gigante do Mercosul. Fonte: Adaptado da AGENDA 21, 1996, p. 81.

Vários hotéis em Foz do Iguaçu já usam poços perfurados, alguns com mais de 1.000 m de profundidade, para abastecer suas piscinas com água quente, cuja temperatura varia de 40 a 60°C. Segundo o professor Ernani Francisco da Rosa Filho, do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Paraná, as águas do Aquífero Gigante do Mercosul, quando resfriadas ou em regiões de temperatura não elevada, poderiam ser utilizadas em agroindústrias e na irrigação de culturas estimando-se, neste caso, um aumento da produtividade em até 40% (AGENDA 21, 1996).

No Brasil, não há dados disponíveis sobre o potencial doméstico provido de fontes subterrâneas, mas é estimado que cerca de 51% do abastecimento público e privado são feitos por captações subterrâneas, através de mais de 2000 mil poços tubulares e mais de um milhão de poços/cacimbas escavados (REBOUÇAS, 1997)

No Estado de São Paulo, PINATTI & SILVA (1998) ressaltam que 47,7% ou 308 municípios são totalmente abastecidos por mananciais profundos, enquanto 23,9% ou 154, usam fontes mistas. Ou seja, fica demonstrado que 71,6% dos municípios desse Estado são total ou parcialmente abastecidos por reservas subterrâneas. Segundo ainda os seus estudos, 5,5 milhões de habitantes ou um sexto da população do Estado, têm suas casas abastecidas somente com água de origem subterrânea.

Contudo, alerta-se para a vulnerabilidade dos mananciais à poluição. MELLANBY (1982) lembra que não só a poluição humana é nociva, embora as súbitas mudanças introduzidas por ela sejam freqüentemente mais dramáticas que os lentos efeitos do envenenamento de origem natural, como aqueles resultantes do vapor de um vulcão, da desoxigenação natural de rios, da presença natural de mercúrio nos oceanos, etc. Por isso, deve ser feita a distinção entre os termos poluição e contaminação. BRANCO (1972) define poluição como qualquer modificação de características em um ambiente, de modo a torná-lo impróprio aos seres vivos que ele normalmente abriga, e afetando de maneira nociva, direta ou indiretamente, a vida e o bem estar humano. Já a contaminação seria o efeito de algo que, misturado ao corpo líquido, o tornasse diferente e nocivo, como por exemplo um veneno ou uma bactéria patogênica. Ele ainda aponta que o processo de contaminação é um processo ativo, enquanto que a poluição é um processo passivo. Para CETESB (1978), contaminação possui um sentido restrito ao uso da água diretamente como alimento, e não como ambiente. Ou seja, a contaminação constitui um caso particular de poluição do elemento hídrico. MELLANBY (1982) usa sempre o termo poluição quando algum efeito nocivo for demonstrado.

No caso das reservas subterrâneas, tanto a poluição quanto a contaminação dependem, ao mesmo tempo, das características intrínsecas das estruturas geológicas e hidrogeológicas, e das condições de ocupação e uso do solo. Quanto ao primeiro aspecto são relevantes a forma de ocorrência, a composição litológica, a profundidade dos níveis piezométricos, a velocidade de circulação hídrica no subsolo e sua influência no meio, a interação dos agentes nocivos carregados com o material constituinte dos meios permeáveis, o período de residência dos vetores nas camadas, etc.

Os aquíferos sedimentares, na sua maior área de exposição, são mais suscetíveis à poluição, embora o processo de transferência de poluentes infiltrados seja lento. Já os cristalinos são mais protegidos, pois sua exposição é muito limitada pela cobertura do manto de intemperismo. Entretanto, nas zonas de falha ou de fratura intensa, a estrutura constitui uma verdadeira porta ao ingresso dos poluentes de superfície e com tempos de trânsito relativamente reduzidos (ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA, 1988).

GIAMPÁ & SOUZA (1984) destacam que as rochas cristalinas, tanto ígneas como metamórficas, podem proporcionar um manancial hídrico economicamente explorável, mas há algumas objeções, entre as quais: a) os agentes contaminantes dispersam-se diretamente até o interior das fraturas, podendo atingir o lençol; b) a constância de rendimento não é previsível e, portanto, a distribuição não é confiável em termos de quantidade; c) os agentes contaminantes podem ser transportados ao longo de fraturas e falhas desconhecidas, procedentes de fontes situadas a vários quilômetros dos poços; e d) o perímetro de proteção necessário para os poços é indeterminado, devido às objeções citadas em a) e c).

3.1 HISTÓRICO

O aproveitamento das águas subterrâneas data de tempos antigos. Muitas civilizações antigas fundamentavam-se tanto nos amplos suprimentos de seus sistemas profundos como nos de superfície. Várias declinaram pelo desconhecimento dessas reservas.

Os antigos persas construíram túneis e poços para atingirem os lençóis. Em tempos remotos, egípcios e chineses estavam bastante familiarizados com os métodos de perfuração. O Velho Testamento contém numerosas referências a corpos hídricos subterrâneos, nascentes e poços. Uma das mais remotas referências bíblicas é a história de Moisés batendo a rocha com seu bordão, e fazendo surgir uma fonte (UOP, 1974).

A perfuração de poços, em substituição à escavação foi iniciada no século XII, com o sucesso do poço de Artois, na França, em 1126, dando origem à palavra “artesiano”, derivado do nome da localidade (UOP, 1974).

A utilização dos mananciais subterrâneos precedeu a compreensão de sua origem, ocorrência e movimento. Tal fato pode ser constatado nas obras dos filósofos gregos do século dezessete, onde as explicações de suas origens variavam da fantasia a considerações quase corretas. Era admitido que a água que brotava das nascentes não podia ser proveniente das chuvas, pois a quantidade era inadequada e a terra excessivamente impermeável, para permitir sua penetração muito abaixo da superfície (TODD, 1967).

As teorias gregas persistiram ao longo da Idade Média, sem avanço até o fim da Renascença. Uma melhor compreensão do ciclo hidrológico foi iniciada na última metade do século dezessete, quando, pela primeira vez as teorias se basearam em observações e dados quantitativos. Durante o século XVIII foram estabelecidos os fundamentos da geologia, que forneceram uma base para a compreensão da ocorrência do movimento hídrico no subsolo. A perfuração, durante a primeira metade do século XIX, de vários poços artesianos na França, estimulou o interesse por esta fonte, levando o engenheiro hidráulico francês Henry Darcy (1803-1858) a estudar seu movimento através da areia. Seu tratado, de 1856, definiu a relação, ora conhecida como Lei de Darcy, que governa o fluxo aquático subterrâneo na maioria das formações aluvionais e sedimentares (TODD, 1967).

O êxito alcançado na França prosseguiu com perfurações profundas na Inglaterra e Alemanha. As proporções relativamente grandes de alguns desses poços possibilitou aos geólogos a oportunidade de examinarem a crosta terrestre em maiores profundidades.

As contribuições americanas datam do fim do século XIX. Muito do progresso neste campo pode ser atribuído ao Dr. Oscar E. Menzier, geólogo e primeiro chefe do Setor de Águas Subterrâneas do U. S. Geological Survey, que muito fez para que a hidrologia geológica fosse reconhecida nos E.U.A. como uma ciência. Em 1937, falando na Convenção da Associação Americana de Perfuradores de Poços, profetizou com exatidão o importante papel dos aquíferos subterrâneos no progresso social e econômico dos Estados Unidos, abrangendo desde a evolução do consumo no país, até a modernização das técnicas de extração e procedimentos necessários para utilização racional dos recursos hídricos (UOP, 1974).

3.2 CICLO HIDROLÓGICO

O ciclo hidrológico é o sistema pelo qual a natureza faz a água circular da superfície terrestre para a atmosfera e retornar, superficial ou subterraneamente, ao oceano. Os agentes que participam deste processo são a irradiação solar, a gravidade, a atração molecular e a capilaridade (UOP, 1974).

Os mananciais subterrâneos constituem uma porção deste sistema circulatório na terra. A Fig. 3.2 ilustra esquematicamente este ciclo. A precipitação sobre a superfície do solo é a origem de todos os suprimentos aquáticos. A parte que se infiltra no solo chama-se subsuperficial, e nem toda ela torna-se intraterrena. Fundamentalmente, três acontecimentos podem resultar. Primeiro, ela pode voltar à superfície por capilaridade e se evaporar na atmosfera, desviando-se bastante da seqüência do ciclo hidrológico. Segundo, pode ser absorvida pelas raízes das plantas e retornar à atmosfera pela transpiração vegetal. Terceiro, a quota que penetrou mais profundamente por gravidade atinge o nível da zona de saturação, que constitui o reservatório abastecedor dos poços (UOP, 1974). Segundo este autor, o tempo necessário para uma molécula hídrica passar por uma ou mais fases do ciclo hidrológico varia de poucas horas a meses e, mesmo, séculos.

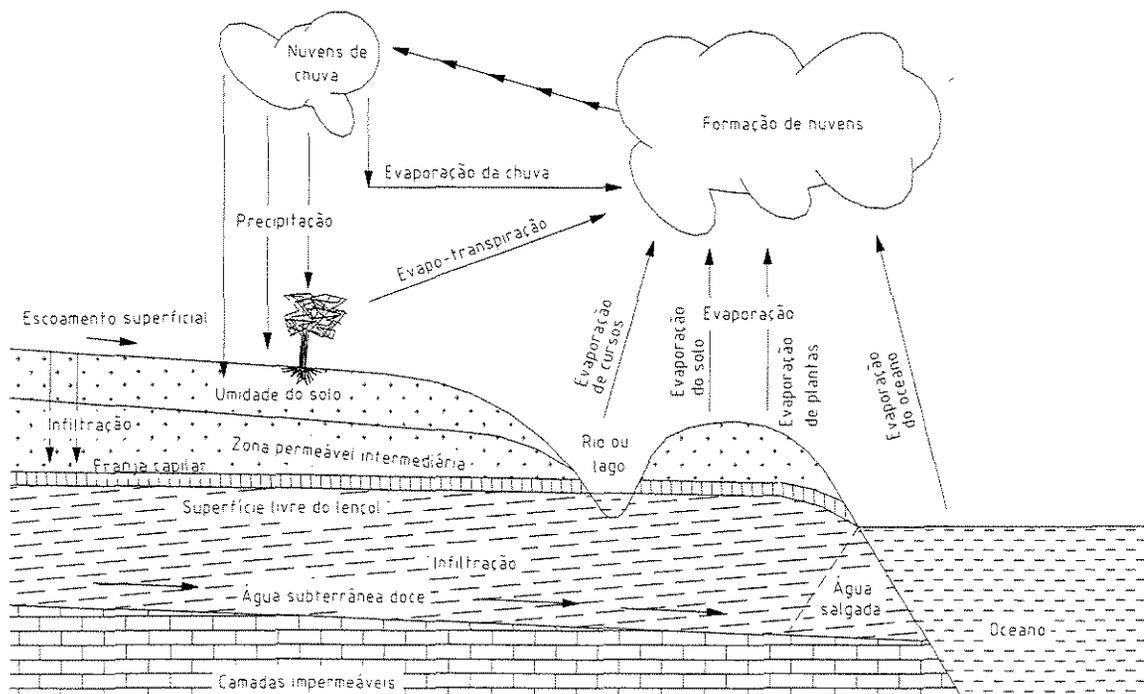


Figura 3.2: Esquema do Ciclo Hidrológico. Fonte: Adaptado de UOP, 1974, p. 12.

Praticamente todo volume líquido subterrâneo se origina do escoamento superficial. As principais fontes de reabastecimento natural incluem a precipitação, os cursos hídricos, os lagos e os reservatórios. Outras contribuições, conhecidas como reabastecimento artificial, ocorrem do excesso de irrigação, percolação proveniente de canais, e águas propositadamente injetadas. Até mesmo fluxos marítimos podem penetrar no subsolo ao longo das costas.

A descarga ocorre quando há a movimentação do líquido para a superfície, aflorando em nascentes. A maior parte ocorre como fluxo para elementos como rios, lagos e oceanos. A Fig. 3.3 apresenta, esquematicamente, as fases do ciclo hidrológico relativas à água subterrânea, onde podem ser observados os poços freáticos à pressão atmosférica, e os artesianos, jorrantes e não jorrantes.

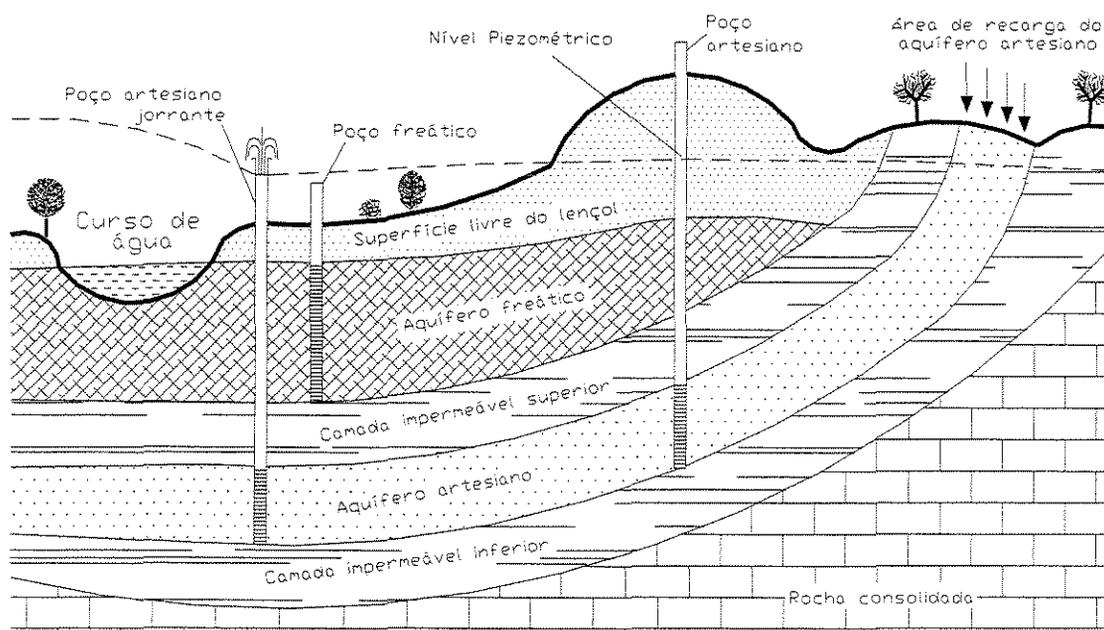


Figura 3.3: Fases do ciclo hidrológico relativas à água subterrânea. Fonte: Adaptado de UOP, 1974, p.14.

O conhecimento da ocorrência de porções hídricas no subterrâneo requer um estudo da distribuição vertical das mesmas nos materiais ou formações geológicas da subsuperfície. São encontradas em solos permeáveis conhecidos como aquíferos, formações da

natureza que permitem a movimentação de um volume aquático apreciável através deles, sob condições usuais de campo. Qualquer tipo de rocha, seja ígnea, sedimentar ou metamórfica, desde que suficientemente porosa e permeável, pode constituir um aquífero. Em termos de abastecimento, os depósitos sedimentares são da maior importância, devido à sua porosidade e facilidade de extração dos recursos. Correspondem a apenas 5% da crosta terrestre, mas comportam cerca de 95% do volume aquático subterrâneo (UOP, 1974).

3.3 ZONAS DE DISTRIBUIÇÃO

A ocorrência hídrica no subsolo pode ser dividida em duas zonas. A parte mais externa da crosta terrestre é normalmente porosa até uma maior ou menor profundidade. Segundo TODD et al. (1967), a camada superior, onde os poros estão parcialmente cheios, é designada “zona de aeração”. Imediatamente abaixo, onde os interstícios estão repletos, está a “zona de saturação”.

A “zona de aeração” é dividida em três faixas:

- *faixa da água do solo*, de particular importância para a agricultura por fornecer líquido para o crescimento das plantas, podendo ir de menos de um a muitos metros abaixo da superfície do terreno, dependendo do tipo de solo e da vegetação. Ela se mantém nesta faixa do solo pela atração molecular e pela ação da capilaridade, agindo contra a força da gravidade;

- *faixa intermediária*, que retém a água também por atração molecular e capilaridade, sendo esta a principal força atuante. O volume líquido armazenado nesta faixa é praticamente sem uso, visto não poder ser aproveitado para qualquer fim. Sua espessura é bastante variável, o que redundará em um significativo efeito sobre o tempo que as moléculas despendem para atravessá-la; e

- *franja da capilaridade*, retendo o fluido acima da zona de saturação por capilaridade. A espessura e a quantidade retidas nesta faixa dependerá da granulometria do

material. Por exemplo, para um material argiloso, ou silte, poderá atingir até 2,5 m, enquanto que para uma areia grossa ou cascalho, pode não passar de 2 cm.

Segundo TODD (1967) e UOP (1974), a parte hídrica presente na “zona de saturação” é a única dentre as subsuperficiais que propriamente constitui o manancial subterrâneo. A zona saturada pode ser considerada como um enorme reservatório, ou um sistema de reservatórios naturais, cuja capacidade e espaço total dos poros, ou interstícios, estão repletos. O manancial pode se encontrar em uma única coleção contínua ou em muitas camadas separadas. A espessura dessa zona pode variar de centímetros a dezenas, ou mesmo centenas de metros, em função da geologia local; da porosidade e permeabilidade das formações; da recarga ou continuidade da impregnação e do deslocamento hídrico dentro da zona entre os locais de recarga e pontos, ou área, de descarga. A Fig. 3.4 mostra as posições relativas das zonas de armazenamento no subsolo e os pontos de equilíbrio.

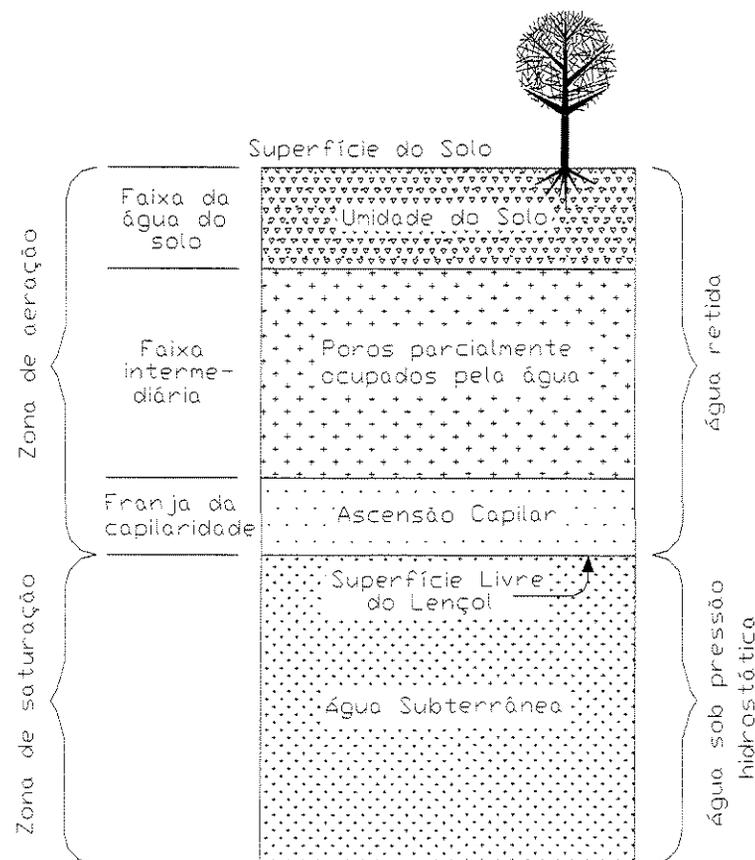


Figura 3.4: Zonas de armazenamento da água abaixo da superfície do solo. Fonte: Adaptado de TODD, 1967, p.16.

3.4 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS

De acordo com RICHTER & AZEVEDO NETTO (1991), a água é um líquido incolor, inodoro, insípido e transparente. Por ser ótimo solvente, nunca é encontrada em estado totalmente puro, contendo várias impurezas que podem variar desde alguns miligramas por litro, na chuva, a mais de 30.000 mg/L nas águas marinhas.

Geralmente, encontram-se maiores proporções de sais dissolvidos em mananciais subterrâneos do que em superficiais, devido à maior exposição dos extratos geológicos a solventes, resultando em materiais solúveis. O movimento relativamente lento do fluido no solo propicia-lhe íntimo, e longo contato com os minerais que formam a crosta terrestre, e que nele vão se dissolvendo em maior ou menor proporção, aumentando o seu teor em substâncias dissolvidas à medida que caminha (UOP, 1974). Quando em contato com rochas do tipo ígneas, esses fluidos dissolvem apenas pequenas quantidades de substâncias minerais, devido à relativa insolubilidade da composição rochosa. O dióxido de carbono presente nas chuvas, proveniente da atmosfera, aumenta sua ação solvente, resultando na presença de sílica nos aquíferos subterrâneos (TODD, 1967).

Devido à elevada solubilidade das rochas sedimentares, combinada à sua grande abundância na crosta terrestre, estas fornecem a maior parte dos constituintes solúveis ao lençol subterrâneo. O sódio e o cálcio são cátions comumente adicionados. O bicarbonato, o carbonato e o sulfato são os ânions correspondentes. O cloreto ocorre em extensão limitada, sob condições normais. Entretanto, há a possibilidade de infiltração de importantes fontes de cloretos, através dos esgotos sanitários e de fluxos marinhos. O nitrato raramente é um constituinte natural importante. Elevadas concentrações destes compostos podem indicar fonte de poluição passada ou presente (TODD, 1967).

DI BERNARDO (1993a) lembra que o organismo humano necessita uma quantidade variada de substâncias e elementos químicos indispensáveis à manutenção da vida, tais como carbono, oxigênio, cálcio, potássio, cloro, magnésio, e outros, em quantidades muito pequenas, como cromo, ferro, iodo, flúor, etc. Estes elementos compõem a base química do protoplasma e participam dos processos metabólicos vitais. Os mananciais naturais contêm

grande parte das substâncias e elementos nutrientes facilmente absorvidos pelo organismo, constituindo fonte essencial ao desenvolvimento humano.

A qualidade de uma água é definida por sua composição química, física e bacteriológica. Tem um conceito relativo, geralmente associado à finalidade do seu uso. Para o consumo humano, é necessário que seja potável, isto é, livre de matéria suspensa visível, cor, gosto e odor, de quaisquer organismos capazes de provocar enfermidades e de quaisquer outras substâncias, orgânicas ou inorgânicas, que possam produzir efeitos fisiológicos prejudiciais (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991).

JONG et al. (1995) informam que somente neste século começou a haver um consenso em nível global relativo à qualidade das fontes hídricas, e muitos países criaram fundações legais para gerenciamento e manejo de seus mananciais. Porém, todos eles, inclusive os protegidos por lei, estão submetidos em maior ou menor grau aos efeitos da ocupação desordenada e uso inadequado do solo, e aos efeitos da poluição ambiental, não obstante o planejamento metropolitano e a legislação que, segundo a SABESP, tem no Brasil como principal documento a Lei de Proteção dos Mananciais. Eles ainda dizem que somente há duas décadas começou a haver preocupação quanto à escassez de fontes hídricas de boa qualidade, e aos danos causados ao meio ambiente por políticas expansionistas baseadas exclusivamente em interesses pessoais. Sugerem uma gerência integrada dos recursos hídricos, levando em conta aspectos institucionais, de comunicação e sócio-políticos.

Os mananciais subterrâneos são os que, aparentemente, se apresentam de forma mais protegida do ponto de vista sanitário, mas nem todos se encontram livres de serem contaminados por poluentes diversos, e geralmente têm problemas relacionados à questão dos sólidos dissolvidos. A maior parte não contém matéria suspensa e, praticamente, nenhuma bactéria. São características que contrastam com os recursos hídricos superficiais, em geral com alta turbidez e de considerável teor bacteriológico e de outros organismos. As reservas subterrâneas são, pois, em geral, de superior qualidade sanitária, apresentando características físico-químicas que podem dispensar o tratamento antes do consumo, necessitando praticamente apenas da cloração e fluoretação (UOP, 1974).

De acordo com TODD (1959) e VON SPERLING (1996), na especificação das características da qualidade da água, uma apreciação completa requer a análise química, física, sanitária, bacteriológica e biológica. No caso dos mananciais subterrâneos, entretanto, as análises mais importantes são a química, a física e a bacteriológica, envolvendo a determinação de parâmetros como concentrações dos constituintes inorgânicos presentes, pH, condutividade elétrica, temperatura, cor, turbidez, dentre outros.

Dentre os vários parâmetros que podem ser levantados para definir a qualidade, alguns serão mais cuidadosamente discutidos, por terem maior relevância neste trabalho.

3.4.1 Temperatura

A variação de temperatura age acelerando ou inibindo reações químicas, diminuindo ou aumentando a solubilidade de gases e compostos químicos, acentuando ou amenizando sensações de odor e sabor, assim como interferindo no metabolismo de microrganismos. Sua determinação é imprescindível para que as análises laboratoriais sejam bem interpretadas (VON SPERLING, 1996).

Nas águas subterrâneas, esta é uma das propriedades de valor mais constante. A crosta terrestre, trabalhando como isolante, reduz as variações extremas de temperatura encontradas na superfície do terreno. Em geral, há um aumento com o incremento da profundidade, de acordo com o gradiente geotérmico, variando aproximadamente 1°C para cada 30 m. Diferenças deste gradiente podem fornecer informações sobre as condições geológicas e de circulação de água no poço. BAYS (1950)¹, apud TODD (1959), observou que temperaturas menores que o esperado numa determinada profundidade podem indicar a presença de gás ou, em poços profundos, podem sugerir contaminação próxima à superfície. De forma semelhante, temperaturas muito altas podem indicar águas de diferentes aquíferos

¹ BAYS, C. A. Prospecting for groundwater – geophysical methods. *Journal American Water Works Association*. v.42, p.947-956. 1950.

interceptadas por um poço. A Tab. 3.1 apresenta dados de valores de temperatura médias para poços de diferentes profundidades em diversas localidades.

Tabela 3.1: Valores de temperatura da água emergente de diferentes poços pertencentes ao Aquífero Botucatu/SP, em alguns municípios brasileiros.

Poço	Temperatura (°C)	Profundidade do poço (m)
Bauru	24,2	354
Novo Horizonte	34,5	860
Barretos	36,0	720
Três Lagoas	45,5	4560
Fernandópolis	58,7	1460
Presidente Prudente	63,0	1800

Fonte: Adaptado de ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA, 1988, n.13,p.17.

3.4.2 pH

O pH é um parâmetro utilizado universalmente para indicar a intensidade da condição ácida ou alcalina de uma solução. Mais precisamente, é um modo de se expressar a “concentração hidrogeniônica”. Deve-se, porém, tomar o cuidado de não considerá-lo um parâmetro de potabilidade. Através dele, mede-se a concentração de íons H^+ presentes na solução (CETESB, 1978). Uma solução neutra possui iguais quantidades de íons H^+ e OH^- , em equilíbrio, com concentrações iguais a 10^{-7} mol/L, ou pH igual 7,0, segundo as Eqs. 3.1 a 3.9. Por meio da Eq. 3.8, vê-se que à medida que o pH aumenta, o pOH irá diminuir proporcionalmente, visto que sua soma é uma constante (pK_w), em dada temperatura. Contudo, APHA, AWWA & WEF (1995) lembram que isso será válido para uma temperatura de 25°C mas, por exemplo, numa temperatura de 0°C o ponto neutro terá valor de pH 7,5, e a 60°C, pH 6,5. Em qualquer valor abaixo ou acima do ponto neutro, a solução será ácida ou alcalina, respectivamente.



A constante de dissociação é dada por:

$$K = \frac{[H^+] \cdot [OH^-]}{[H_2O]} \quad (3.2)$$

$$K \cdot [H_2O] = K_w = [H^+] \cdot [OH^-] \quad (3.3)$$

a 25 ° C, tem-se:

$$[H^+] \cdot [OH^-] = (1,005 \cdot 10^{-7})^2 = K_w = 1,01 \cdot 10^{-14} \quad (3.4)$$

Tomando-se os logaritmos, resulta:

$$-\log[H^+] + (-\log[OH^-]) = \log K_w = \log 1,01 \cdot 10^{-14} \quad (3.5)$$

Por definição:

$$pH = -\log[H^+] \quad (3.6)$$

$$pOH = -\log[OH^-] \quad (3.7)$$

Assim:

$$pH + pOH = pK_w = 14 \quad (3.8)$$

Em um valor neutro, a 25°C:

$$pH = pOH = 7 \quad (3.9)$$

O pH pode ser determinado pelos métodos potenciométrico e colorimétrico. O método colorimétrico comporta diversos graus de sofisticação, que vão desde o emprego de espectrofotômetros à simples utilização de papéis (tiras) indicadoras de pH.

O valor de pH, ou seja, a concentração de íons H^+ , influencia de maneira significativa várias reações de carácter físico, químico e atividades metabólicas em microrganismos e organismos superiores (DI BERNARDO, 1993b). Entre algumas destas principais influências podem ser citados o aumento na velocidade de oxidação (corrosão) de metais com diminuição do valor de pH; a atuação das enzimas participantes de atividades

metabólicas das células, que são inativadas em valores de pH menores do que 4,0; a sensibilidade dos microrganismos anaeróbios, que necessitam que o valor do pH do meio esteja situado na faixa de 6,3 a 7,8.

O valor de pH da maior parte das águas subterrâneas é controlado por seu teor de dióxido de carbono (CO_2) dissolvido e de carbonatos. O sistema dióxido de carbonato-bicarbonatos não é estável, havendo mudanças em função da variação de pressão e de temperatura. A redução de pressão, por exemplo, permite o desprendimento de gás carbônico. O bombeamento de um poço pode causar exalação de gás carbônico, desde que a pressão na massa da água subterrânea seja reduzida em virtude do abaixamento do nível piezométrico (UOP, 1974). Por esta razão, a análise de uma amostra colhida em um poço pode não representar a verdadeira qualidade química da água deste aquífero.

Valores de pH diferentes do ponto de equilíbrio ácido-base tendem também a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos. Estudos realizados por CARVALHO e LEÃO (1987) demonstraram que o pH é um dos principais reguladores do crescimento de ferrobactérias em ambientes aquáticos. Foi observado um maior crescimento em valores próximos de pH igual a 6,5, sendo este claramente inibido quando ultrapassados valores de 7,5. Na faixa entre 8,0 a 8,3 o desenvolvimento foi praticamente nulo.

3.4.3 Dureza

A dureza da água é comumente definida como sua propriedade de precipitar sabões de sódio. Deve-se à presença dos cátions polivalentes alcalinos-terrosos e alguns metais em menor intensidade, tais como cálcio, magnésio, ferro, alumínio, manganês, estrôncio e zinco, originados de sais como bicarbonatos, sulfatos, cloretos, nitratos e silicatos (UOP, 1974). Esses provêm da erosão do solo e das formações rochosas. Como o cálcio e o magnésio são íons que ocorrem, relativamente, em teores mais significativos, a dureza total é medida em função da soma das concentrações de bicarbonato de cálcio, bicarbonato de magnésio, sulfato

de cálcio e sulfato de magnésio (CETESB, 1978). Comumente, é expressa em termos de miligramas por litro de carbonato de cálcio (mg/L de CaCO_3).

APHA, AWWA & WEF (1995) acrescentam que, quando a dureza é numericamente maior que a soma das alcalinidades dos carbonatos e bicarbonatos, ela é chamada dureza “de carbonatos” ou “temporária”. A quantidade em excesso é nomeada “de não-carbonatos” ou “permanente”. Se esta tiver valor igual ou menor que a alcalinidade, ela será toda “de carbonatos”, e a “de não-carbonatos estará ausente. A dureza pode variar de zero a centenas de miligramas por litro, dependendo da origem e tratamento ao qual a água foi submetida.

Segundo DI BERNARDO (1993a), dureza elevada em águas de abastecimento pode ser responsável por doenças cardiovasculares e pelo aumento do teor de colesterol. Concentrações entre 50 a 150 mg/L CaCO_3 não são objetáveis para a maioria dos usos da água. Lavanderias e indústrias que se utilizam de grandes quantidades de sabão consideram proveitoso baixar a dureza para 50 mg/L CaCO_3 . Teores entre 100 a 150 mg/L originam incrustações consideráveis, e que devem ser evitadas, em caldeiras a vapor (UOP, 1974).

Alguns autores adotam faixas de classificação diferentes para a dureza. A Tab. 3.2 apresenta uma classificação das águas em relação ao teor de carbonato de cálcio.

Tabela 3.2: Classificação das águas com relação ao teor de carbonato de cálcio (dureza total).

Classificação das Águas	Dureza Total (mg/L CaCO_3)
Mole (normal)	0 a 50
Moderadamente dura	51 a 150
Duras	151 a 300
Muito Duras	> 300

Fonte: Adaptado de RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991, p.31.

APHA, AWWA & WEF (1995) apontam dois métodos de determinação de dureza: método do cálculo e método compleximétrico ou EDTA. Este último é um dos mais utilizados, e envolve o uso de soluções de ácido etilodiamino tetracético ou seus sais de sódio como

agente titulante. O EDTA forma um quelato extremamente estável, quando adicionado a certos cátions (especialmente o Ca^{2+} e Mg^{2+}). Como indicador de reação, usa-se o indicador negro de ericromo, que muda a solução de vermelho para azul, na presença de dureza.

De acordo com RICHTER & AZEVEDO NETTO (1991) e APHA, AWWA & WEF (1995), a retirada ou redução da dureza da água, para uso em geral, pode ser feita através de processos químicos de cal e soda ou por zeólitos. O primeiro consiste na aplicação de substâncias reagentes, tais como hidróxido de sódio (NaOH), e carbonato de sódio (Na_2CO_3), os quais reagem com os compostos de cálcio e magnésio, precipitando-os. A eliminação por zeólitos, silicatos complexos de sódio e alumínio ou compostos sintéticos como as resinas, baseia-se na capacidade desses compostos em trocar os cátions associados por outros, formando compostos mais estáveis. Os autores lembram que a existência de um certo valor de dureza provocada por carbonatos é desejável para se evitar a corrosão em dutos de aço e ferro, sem que seja necessário adicionar soluções de substâncias alcalinas, tais como hidróxido de sódio ou carbonato de sódio, para este fim.

Os íons bicarbonatos estão presentes nas águas subterrâneas como resultado da liberação do dióxido de carbono no meio, o qual favorece a dissolução do calcário ou da dolomita. As rochas dissolvem-se ao entrar em contato com esta água, liberando os íons cálcio e magnésio, que causam dureza. Os seus respectivos carbonatos de origem combinam-se com o dióxido de carbono, transformando-se em bicarbonatos (UOP, 1974).

3.4.4 Alcalinidade

A alcalinidade é a quantidade de íons H^+ necessária para trazer uma água de um valor de pH original para o valor de 4,5. Pode ser entendida como a capacidade da solução em neutralizar ácidos (APHA, AWWA & WEF, 1995). Tem sua origem na dissolução de rochas e na reação do CO_2 com a água, ou em despejos industriais. VON SPERLING (1996) lembra que o conhecimento deste parâmetro é importante no controle dos processos de coagulação química, no tratamento de esgotos sanitários e de despejos residuários em geral, na redução de

dureza e na prevenção da corrosão de canalizações de ferro fundido e aço da rede de distribuição. Quando seu valor for elevado, pode haver alteração no sabor. Desde que não influa sobre a salinidade, não constitui problema isolado. A alcalinidade tem seus valores apresentados geralmente em mg/L de CaCO_3 .

De acordo com APHA, AWWA & WEF (1995), a alcalinidade de muitas águas superficiais é preferencialmente medida em função da presença e variação de compostos como bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) ou hidróxidos (OH^-). Os primeiros são mais significativos que os outros dois, devido às altas taxas de formação desses elementos, através da reação do gás carbônico com os carbonatos presentes no solo. Todavia, os autores alertam que os valores medidos poderão ainda incluir contribuições de outras bases, como boratos, fosfatos, ou silicatos, se essas estiverem presentes no meio. A Eq. 3.10 mostra, esquematicamente, uma possível reação química desse processo.



Segundo BENEFIELD et al. (1982), a alcalinidade e a acidez de soluções aquosas são devidas, principalmente, ao sistema do ácido carbônico (H_2CO_3), um ácido diprótico fraco. Esta particularidade faz com que o sistema do ácido carbônico tenha três pontos de equivalência (A, B e C), apresentados na Fig. 3.5. As principais reações apresentadas pelos autores são esquematicamente mostradas através das Eqs. 3.11, 3.12 e 3.13, representando as expressões químicas do sistema carbonato e as respectivas constantes de dissociação.



De acordo com DI BERNARDO (1993b), para se distinguir as alcalinidades devidas à presença de bicarbonato, carbonato e hidróxidos, é utilizado como indicadores a

fenolftaleína e o metil orange e como titulante, o H_2SO_4 . As condições possíveis de alcalinidade que podem ser previstas em função dos valores de pH, são apresentadas na Tab. 3.3.

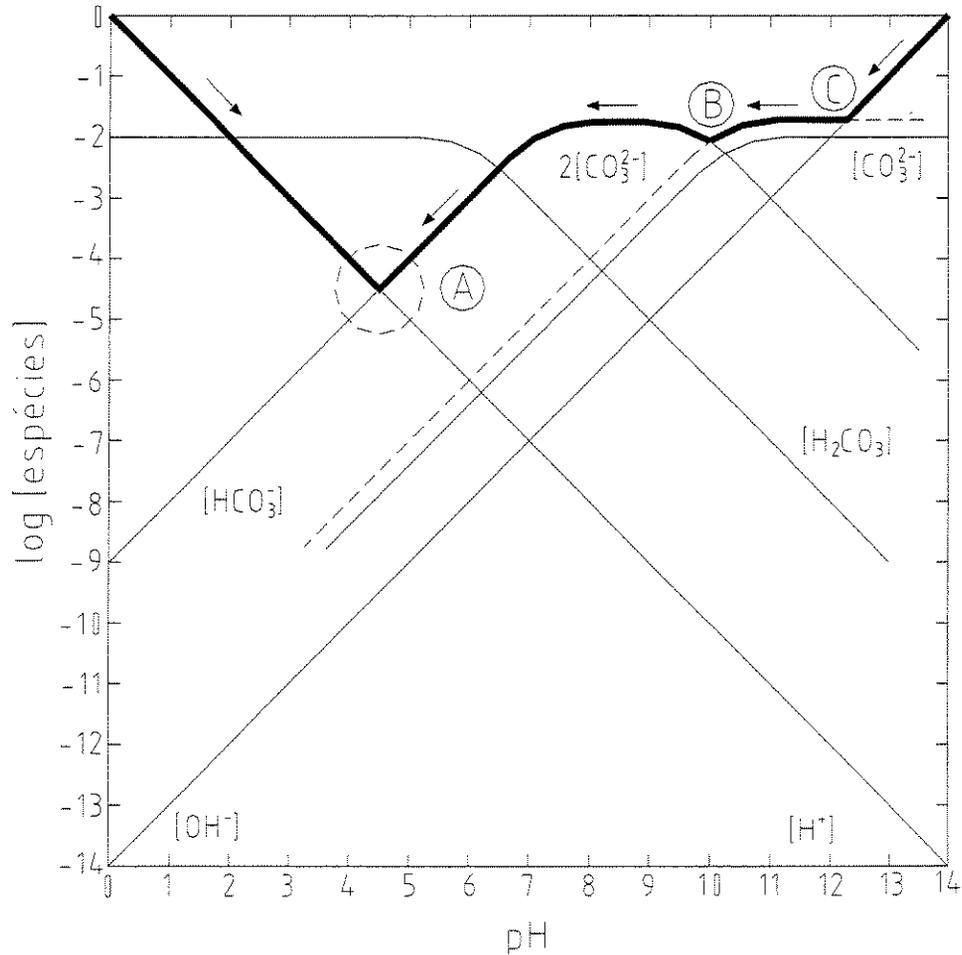


Figura 3.5: Diagrama de equilíbrio para uma solução de H_2CO_3 a 10^{-2} Molar. Fonte: Adaptado de BENEFIELD et al., 1982, p.72. (adaptado)

Tabela 3.3: Condições de alcalinidade previstas em função dos valores de pH, para temperatura de $25^\circ C$ e pressão de 1 atm.

Condições de Alcalinidade	Valores de pH
1 - OH^- e CO_3^{2-} (hidróxidos e carbonatos)	$9,4 \leq \text{pH} \leq 12,3$
2 - CO_3^{2-} e HCO_3^- (carbonatos e bicarbonatos)	$8,3 \leq \text{pH} \leq 9,4$
3 - HCO_3^- (bicarbonato)	$4,3 \leq \text{pH} \leq 8,3$

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993a, p. 39.

3.4.5 Acidez

De acordo com APHA, AWWA & WEF (1995), a acidez pode ser entendida como a capacidade da água em reagir com uma base forte, em determinado pH. Sua presença, além de promover maior corrosão de materiais metálicos, também influencia taxas de reações químicas e processos biológicos. DI BERNARDO (1993a) acrescenta que, porque a alcalinidade baseia-se, geralmente, na existência do sistema de ácido carbônico (H_2CO_3), ácido fraco, e por ser devida à presença do CO_2 , estará presente na água para valores de pH inferiores a 8,3 e superiores a 4,4 pois, abaixo deste, a acidez decorre da existência de ácidos fortes, não comumente presentes.

A presença de ácidos minerais em águas de mananciais subterrâneos não é usual, podendo ser mencionadas as oriundas de minas em regiões de mineração do carvão de pedra. O ácido é quase sempre o sulfúrico, resultante da transformação química de pirita e de outros sulfetos metálicos, com a participação da água e oxigênio (UOP, 1974).

Na questão da potabilidade, a determinação da acidez é importante no controle das características das águas para abastecimento, podendo exigir a adição de alcalinizantes para manter a estabilidade do carbonato de cálcio, de modo a evitar possíveis corrosões nas canalizações metálicas na rede de distribuição.

3.4.6 Turbidez

A turbidez é um parâmetro que mede a maior ou a menor interferência que a água opõe à passagem dos raios luminosos, em consequência da presença de partículas ou matéria coloidal em suspensão, tais como argila, silte, limo, matéria orgânica, plâncton, organismos microscópicos, carbonatos de cálcio, bolhas de ar finamente divididas, etc. Essas partículas podem ter origem na erosão, na lixiviação do solo, bem como em despejos industriais e sanitários (APHA, AWWA & WEF (1995). DI BERNARDO (1993b) alerta que a presença da turbidez pode afetar a qualidade e a própria existência da vida aquática, numa primeira etapa sobre a vegetal e conseqüentemente, devido à cadeia alimentar, sobre a vida animal, através da

diminuição da penetração dos raios de luz nas águas de rios e lagos, inibindo a fotossíntese. Indica ainda problemas de asfixia, devido à deposição de partículas nos órgãos respiratórios dos animais aquáticos, e o arraste de matéria orgânica para o fundo dos leitos, diminuindo a disponibilidade de alimentos. É expressa em termos de unidades de turbidez, uT.

A distinção entre dispersão coloidal e suspensão é arbitrária, porém, tem sido adotado o tamanho de uma esfera com diâmetro de 1 μm como a fronteira entre as duas classificações. (DI BERNARDO, 1993a). Na Fig. 3.6 é mostrada a distribuição e classificação das partículas, moléculas e átomos que podem estar presentes nas águas, segundo seu tamanho médio.

JANSSENS & BUCKENS (1993) ressaltam que a remoção dos elementos que causam a turbidez no tratamento de águas para abastecimento não só melhora a sua aparência, como também promove a remoção de cistos, esporos, ovos, bactérias e vírus, garantindo uma maior eficiência do processo de desinfecção. Valores excessivos podem favorecer proteção contra o agente desinfetante, permitindo desenvolvimento de vírus e, em menor grau, de bactérias. Partículas com substâncias orgânicas adsorvidas também estimulam o crescimento de bactérias, e ainda aumentam a demanda quando da utilização de produtos químicos desinfetantes.

APHA, AWWA & WEF (1995) sugerem o uso do Método Nefelométrico em laboratório, para estimar medidas de turbidez. Baseia-se na medida da quantidade de luz que é dispersa no interior da amostra, em ângulo reto com a direção da luz incidente, em função da concentração da fase dispersa, comparando-a com a intensidade de luz espalhada por uma suspensão padrão de referência.

A turbidez é um parâmetro de controle de qualidade da água, que pode ser usado quando da adoção de uma adequada tecnologia para tratamento da mesma. Águas com turbidez igual a 10 uT, permitem que seja notada a presença de uma ligeira nebulosidade, permitindo a passagem de luz. Com valor igual a 500 uT, elas são praticamente opacas. DI BERNARDO (1993a) aconselha que se dirija águas brutas com valores de turbidez inferiores a 20 uT diretamente à filtração lenta, dispensando a coagulação química. Para valores superiores

a 50 uT, é requerida uma etapa de tratamento antes da filtração, que pode ser a coagulação química ou um pré-filtro grosseiro. Segundo o autor, a portaria 36/GM de 26/01/1990 do Ministério da Saúde determina que a turbidez da água, quando tratada por processos físico-químicos, deve ser menor ou igual a 1,0 uT ao entrar na rede de distribuição, e até 5 uT para quaisquer pontos desta rede.

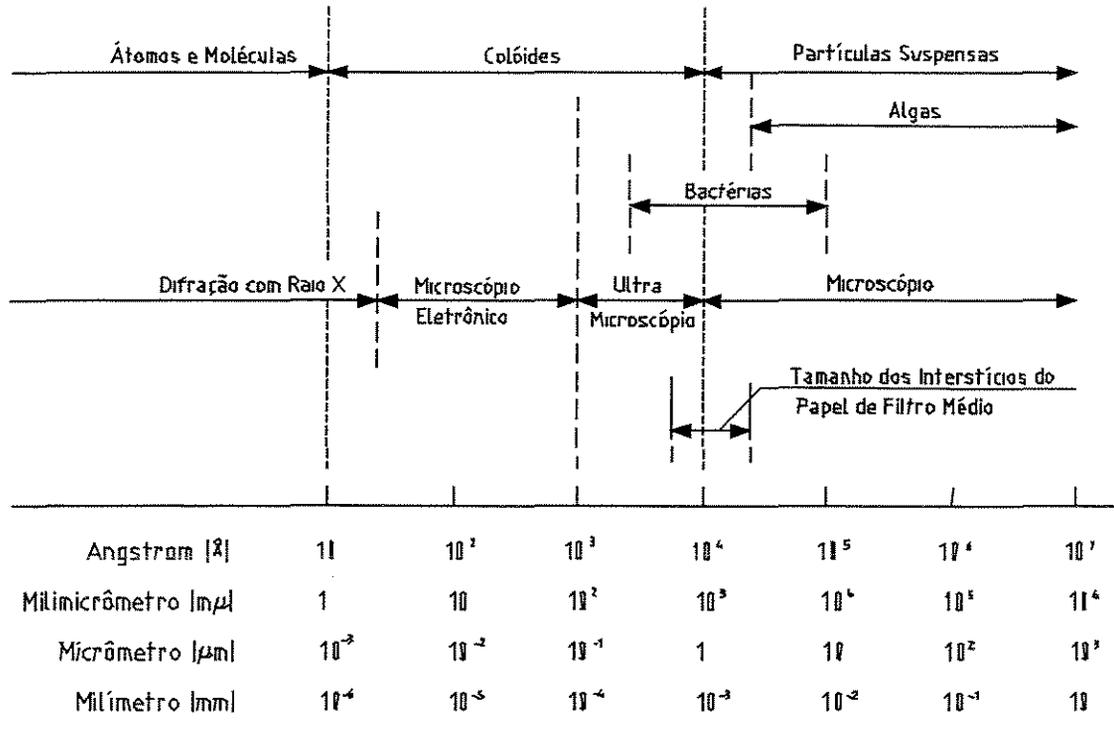


Figura 3.6: Distribuição de tamanhos das partículas na água. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993a, p.22.

3.4.7 Cor

A presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão na água altera a sua cor, dependendo da quantidade e da natureza do material presente. É definida como a propriedade que têm os materiais de emitir radiação eletromagnética dentro de uma faixa do espectro visível, e que depende da intensidade do fluxo luminoso e da composição espectral da luz. DI

BERNARDO (1993a) diz que, normalmente, ela é devida à presença de ácidos húmicos, ou tanino, originados da decomposição de vegetais. Pode também ser devida à presença de compostos de origem metálica, como sais de ferro e de manganês, algas, plantas aquáticas e protozoários. Segundo o autor, em combinação com o ferro, a matéria orgânica pode produzir coloração de elevada intensidade.

EDWARDS & AMIRTHARAJAH (1985) classificam as substâncias húmicas de acordo com sua solubilidade em ácidos húmicos (solúveis em meio alcalino e insolúveis em ácido), ácidos fúlvicos (solúveis em meios alcalinos e ácidos), ácidos himatomelânicos (solúveis em meios alcalino e em álcool, insolúveis em ácido) e humina (insolúveis em ambos os meios).

Segundo VON SPERLING (1996) a cor não representa risco direto à saúde, mas consumidores podem questionar a sua confiabilidade. Além disso, a cloração em meio líquido contendo ácidos húmicos dissolvidos, pode gerar produtos potencialmente carcinogênicos. Ainda segundo o autor, deve ser diferenciada a cor aparente da verdadeira. Quando a água apresenta turbidez adicional, que pode ser removida por centrifugação, diz-se que sua cor é *aparente*. Após a centrifugação, o residual que se mede é a *cor verdadeira*, devida a partículas coloidais carregadas negativamente em solução. Não há uma correspondência direta entre a concentração das substâncias corantes e a coloração resultante. Em combinação com sais de ferro, a matéria orgânica pode produzir compostos resultando cor de elevada intensidade. Sendo sensível à variação de pH, e intimamente dependente dele, sua remoção é facilitada quando em valores baixos, no processo de coagulação.

Segundo APHA, AWWA & WEF (1995), o método de comparação visual, em geral, pode ser aplicado para qualquer amostra líquida, desde que dentro da faixa permitida pelos valores de platina cobalto, que vai de 5 a 70 unidades de cor, e cuja unidade-padrão é obtida quando se dissolve 1 mg de cloroplatinado de potássio e 0,5 mg de cloreto de cobalto em 1 litro de água destilada, com pH igual a 7. Uma aproximação pelos métodos espectrofotométrico e tristimulus permite a determinação por um processo mais simples, representando diferenças de cromaticidade uniformes, mesmo quando as amostras exibem

valores diferentes do padrão do platina cobalto. Em qualquer um dos métodos, se a cor estiver fora da faixa de medição, ela deverá ser diluída. Os resultados das análises são apresentados em uH (unidade Hazen -padrão de platina cobalto) ou mg Pt/l (mg de platina por litro de amostra).

A cor, quando de origem húmica, só pode ser removida da água por processo de coagulação química. Em alguns casos de valores extremamente elevados, a remoção pode ser auxiliada, ou realizada integralmente, através do processo de oxidação química, utilizando-se permanganato de potássio, cloro, ozônio, etc.

Pela portaria 36/GM de 26/01/1990 do Ministério da Saúde, o valor máximo permitido (VMP) é de 5 unidades de cor para água tratada por processos físicos e entrando em uma rede de distribuição, e de 15 unidades para quaisquer pontos desta rede. A coagulação e filtração devem reduzir seu valor a 5 unidades. O aumento da coloração entre o ponto de início da rede e o sistema de distribuição pode ser causado por corrosão, ou proliferação de organismos na tubulação.

3.4.8 Condutibilidade elétrica

Refere-se à propriedade que tem uma solução aquosa em conduzir corrente elétrica, ou seja, a definição oposta de resistência elétrica. É função da concentração de sais dissolvidos, sendo proporcional à sua quantidade. Dessa forma, é um parâmetro que indica a presença de cargas iônicas em uma amostra, dependendo não só da concentração da substância ionizada, como também da temperatura. Quanto maior esta temperatura, maior o valor da condutividade elétrica, da mobilidade, da valência, das concentrações real e relativa de cada íon (VON SPERLING, 1996).

CETESB (1978) define condutividade (k) como a capacidade que tem uma unidade de volume de uma solução, de conduzir corrente elétrica, sendo expressa em mho.m^{-1} ou Siemens.m^{-1} , sendo que $1 \text{ m.S/m (S. I.)} = 10 \text{ } \mu\text{mhos/cm}$. APHA, AWWA & WEF (1995) citam como exemplo a condutividade da água destilada produzida em laboratório, cujo valor k ,

em geral, varia entre 0,5 e 3 $\mu\text{mhos/cm}$. Este aumenta rapidamente quando a água é exposta ao ar ou entra em contato com um recipiente. Águas potáveis costumam ter o k variando entre 50 e 1500 $\mu\text{mhos/cm}$, enquanto que em esgotos domésticos e alguns despejos industriais, ele pode chegar a 10.000 $\mu\text{mhos/cm}$.

A água livre de partículas ionizadas tem baixa condutância elétrica, sendo um bom isolante. Basta, porém, uma pequeníssima quantidade de mineral dissolvido para torná-la condutora. Para a maior parte dos recursos hídricos subterrâneos, a medida da condutância fornece uma boa estimativa do total dos sólidos dissolvidos (UOP, 1974). Esta avaliação, através da condutibilidade, é conveniente por ser feita rapidamente, possibilitando a verificação do grau de mineralização, da estimativa total de resíduos filtráveis de uma amostra, da verificação de pureza da amostra destilada e deionizada, e a indicação rápida de variações nas concentrações de minerais dissolvidos. Valores de condutância específica refletem a atividade iônica, donde se deduz que quanto mais alta, maior será a ação eletrolítica, e maior a corrosão dos dutos de metais (UOP, 1974).

O método utilizado para determinação da condutividade consiste basicamente em uma ponte de Wheatstone, alimentada por uma corrente alternada, e uma célula na qual os eletrodos guardam entre si uma distância de 1 cm. Os eletrodos podem ser revestidos de platina, tungstênio ou de aço inoxidável, para minimizar efeitos de polarização. Cada célula possui uma constante, a qual está relacionada com a distância entre os eletrodos. A temperatura interfere na medição. À medida que esta cresce, o valor da condutividade aumenta, a uma taxa de 1,9 % para cada $^{\circ}\text{C}$. Para trabalhos precisos, é conveniente determiná-la a 25°C . Se o valor a ser medido excede 10.000 $\mu\text{mhos/cm}$, ou for inferior a 10 $\mu\text{mhos/cm}$, não é aconselhável usar o método aqui descrito (APHA, AWWA & WEF, 1995).

3.4.9 Gases Dissolvidos

UOP (1974) diz que os gases dissolvidos não são normalmente investigados nas análises de rotina. Os mais comuns são o oxigênio, o gás sulfídrico, o dióxido de carbono, o

nitrogênio, o gás sulfuroso e o gás amoníaco. Desses, os três primeiros são os de maior interesse ao se estudar reservas subterrâneas. Segundo ainda o autor, a solubilidade dos gases varia no sentido inverso da temperatura e aumenta com a pressão. A sua presença influi nos problemas de corrosão em acessórios metálicos do revestimento e dos filtros dos poços, bem como na deposição de materiais incrustantes.

3.4.9.1 Oxigênio Dissolvido

Segundo UOP (1974), o teor de oxigênio dissolvido das águas subterrâneas é geralmente bastante baixo. Presume-se que a maior parte que infiltra juntamente com a água no solo é consumida na oxidação da matéria orgânica, durante o processo de percolação através da zona de aeração. Contudo, uma parcela poderá ser encontrada a 30 ou mais metros de profundidade.

A solubilidade do oxigênio na água varia com altitude e temperatura. Ao nível do mar, à temperatura de 20°C, a concentração de saturação é igual a 9,1 mg/L (VON SPERLING, 1996). A solubilidade decresce com a elevação da temperatura e aumenta com a elevação da pressão (UOP, 1974).

O oxigênio dissolvido presente na água gera compostos que podem atuar na corrosão do ferro, aço e latão. A corrosão é mais acentuada à medida que se abaixa os valores de pH. Todavia, uma solução com condutividade elétrica relativamente alta contendo oxigênio será agressiva, mesmo com pH igual a 8 ou maior. Se a temperatura aumenta, o ataque corrosivo tende a aumentar, mas isso não ocorre porque as concentrações de gás dissolvido tendem a diminuir (UOP, 1974).

3.4.9.2 Gás Sulfídrico ou Hidrogênio Sulfurado

Os aquíferos subterrâneos que contêm gás sulfídrico são logo reconhecidos pelo seu cheiro de “ovo podre”, que é conferido por este gás. Basta um teor de 0,5 mg/L para que o odor seja percebido e com 1,0 mg/L, o odor é extremamente desagradável. É menos percebido quanto maior for o pH do meio (UOP, 1974).

Este gás, em solução aquosa, forma um ácido fraco, tornando o meio potencialmente corrosivo e, deste modo, podendo oxidar até mesmo as ligas de cobre dos filtros de poços profundos. Bactérias redutoras de sulfatos são encontradas em alguns mananciais subterrâneos. O seu desenvolvimento é favorecido com a ausência de oxigênio, e com a presença de sulfato. Segundo CHERNICHARO (1997), as principais produtos finais de seu metabolismo são o gás metano (CH_4), gás carbônico (CO_2) e gás sulfídrico (H_2S). Este último, em solução aquosa e combinando-se com o oxigênio livre do meio, poderá oxidar tubulações de ferro, formando sulfeto de ferro que, sendo insolúvel, formará uma crosta na tubulação a partir de sua deposição (UOP, 1974).

3.4.9.3 Gás Carbônico ou Dióxido de Carbono

O gás carbônico pode ser trazido para a superfície e pela chuva, mas uma maior proporção está dissolvida nas águas que correm sobre e através do solo. As raízes das plantas e o apodrecimento dos vegetais aumentam a quantidade desse gás na parte acima da superfície do lençol (UOP, 1974).

A presença desse gás em corpos hídricos subterrâneos é significativa quando há cálcio e bicarbonato em solução. Esta será estável se a pressão a que for submetida for suficiente para prevenir o desprendimento do gás, o que pode não acontecer na proximidade de um poço. Essa poderá diminuir devido ao bombeamento quando, então, o gás pode desprender-se do líquido sob a forma de bolhas. Se isso ocorre, o carbonato de cálcio pode precipitar até que o equilíbrio entre o gás carbônico, que se mantém dissolvido pela pressão atmosférica, e o líquido seja restabelecido.

Para se retardar a deposição do carbonato de cálcio quando o poço é bombeado, deve-se tentar manter a perda de carga a menor possível, assim como as velocidades de entrada nas aberturas do filtro do poço. Estas são conseguidas com o uso de filtros com a máxima área de passagem (UOP, 1974).

3.4.10 Cloretos

Os cloretos podem ser considerados abundantes na água do mar, com um teor médio de cerca de 19.000 mg/L. Concentrações de cloretos em aquíferos subterrâneos comumente são baixos, inferiores a 5 mg/L, a menos que o manancial tenha sido contaminado pela proximidade do mar ou efluente industrial. O registro contínuo do teor de cloretos das amostras retiradas de poços fornece informação da ocorrência ou não da contaminação do aquífero (UOP, 1974).

Segundo UOP (1974), uma água que contenha teor maior que 250 mg/L torna-se, em geral, objetável para o serviço de abastecimento público. Contendo mais de 350 mg/L, é contra-indicada para a maior parte das irrigações e usos industriais. Valores iguais ou superiores a 500 mg/L tornam seu o sabor desagradável (UOP, 1974).

3.4.11 Fluoretos

Os fluoretos geralmente são encontrados nos aquíferos subterrâneos em pequenas concentrações. Podem derivar da fluorita, principal minério de flúor presente nas rochas ígneas, ou de algum dos outros consideráveis complexos minerais em que os fluoretos participam (UOP, 1974).

AZEVEDO NETTO (1966) cita que os fluoretos com dosagens maiores que 1,0 mg/L em flúor podem causar prejuízos na estrutura dos dentes das crianças em desenvolvimento, isto é, em idade de formação da dentição. Tais defeitos consistem no ataque

ao esmalte, resultando colorações amareladas, sépias ou branco-opacas. É a chamada “fluorose”. Vale lembrar que, uma vez adquirida a resistência à cárie pela calcificação conjunta com o flúor, esta perdurará pelo resto da vida cessando, a partir daí, a influência do flúor sobre a estrutura do esmalte dos dentes, sendo então eliminado do organismo. A ausência ou carência de fluoretos pode ser uma das causas de maior incidência de cáries.

3.4.12 Nitratos

A variação do teor de nitratos (NO_3) nos diversos corpos aquáticos é grande. Em muitas fontes subterrâneas, parece não haver relação com as formações geológicas. Altas concentrações de nitratos em análises de amostras retiradas de poços podem ser resultantes da penetração direta das águas de superfície, ou da infiltração de cursos de água poluídos no aquífero, através das camadas do solo. Os nitratos presentes podem ter sido originados a partir de despejos domésticos ou industriais, excrementos de animais ou fertilizantes. As concentrações de nitrato podem fornecer um índice, e uma advertência, da possibilidade de presença de bactérias patogênicas nas águas para abastecimento (UOP, 1974).

Nitratos em concentrações superiores a 45 mg/L são indesejáveis na água de uso doméstico devido a um possível efeito tóxico sobre crianças, a metemoglobinemia ou cianose. Os nitratos só podem ser removidos por processos de destilação ou desmineralização da água (UOP, 1974).

3.4.13 Sílica

O silício é o segundo mais abundante dos elementos que participam da formação da crosta terrestre. Combinado com o oxigênio, o primeiro em ocorrência, forma o óxido de silício SiO_2 , chamado sílica (UOP, 1974).

A temperatura, a quantidade e o tipo de fluxo de água, através das rochas, afetam o desgaste, e favorecem a dissolução da sílica. Apesar de não contribuir para a dureza, tem importante papel na formação de incrustações. Quando depositada, normalmente como silicato de cálcio ou magnésio, resiste ao ataque de ácidos e de outros produtos químicos utilizados no tratamento de águas de poços (UOP, 1974).

3.4.14 Sódio

O sódio é um metal alcalino encontrado em mananciais naturais, sendo notoriamente o mais abundante íon metálico na água do mar, com uma concentração média de 10.000 mg/L. Em aquíferos subterrâneos de formações calcárias, encontram-se apenas umas poucas partes por milhão, entre as muitas centenas de mg/L do total dos sólidos dissolvidos. Os compostos de sódio não concorrem para a dureza, nem precipitam, de modo a formar espuma ou incrustações nos poços. Todavia, a água subterrânea de elevado teor de carbonato ou bicarbonato de sódio é alcalina, podendo ter pH igual a 9, ou maior (UOP, 1974).

3.4.15 Sólidos Dissolvidos

Podem ser definidos como a parcela de sólidos que continuam na água, mesmo depois que ela foi passada por um filtro de fibra de vidro tipo Whatman GF/C, que retém partículas de 2,0 μ m ou de maior tamanho (APHA, AWWA & WEF, 1995)

Águas subterrâneas com alta taxa de minerais dissolvidos não são convenientes para certos usos. Até 500 mg/L, geralmente, elas são satisfatórias para uso doméstico e industrial. Em torno de 1000 mg/L, elas apresentarão sabor desagradável e, com valores acima deste, devem ser encaradas como potencialmente corrosivas para os filtros e outras partes da estrutura dos poços, mesmo abstraindo-se outras características (UOP, 1974). A Tab. 3.4 caracteriza alguns parâmetros de controle de qualidade da água, e a sua forma física preponderante, para diferentes tipos de águas.

3.5 PADRÕES DE POTABILIDADE

A Resolução CONAMA nº 20, de 18/06/86, dividiu as águas do território nacional em doces (teor de sólidos dissolvidos totais < 0,05%), salobras (teor entre 0,05 e 3%) e salinas (teor > 3%). Os requisitos de qualidade da água relacionam-se aos usos previstos e, em função destes, foram criadas nove classes. A Tab. 3.5 apresenta os usos preponderantes em função da classe. A classe especial pressupõe os usos mais nobres, como o abastecimento público, e a 4, os menos nobres.

Tabela 3.4: Forma física preponderante representada pelos parâmetros de qualidade.

Características	Parâmetro	Sólidos em suspensão	Sólidos dissolvidos	Gases dissolvidos
Físicas	Cor	-	X	-
	Turbidez	X	-	-
	Sabor e Odor	X	X	X
Químicas	pH	-	X	X
	Alcalinidade	-	X	-
	Acidez	-	X	X
	Dureza	-	X	-
	Ferro e manganês	X	X	-
	Cloretos	-	X	-
	Nitrogênio	X	X	-
	Fósforo	X	X	-
	Oxigênio Dissolvido	-	-	X
	Matéria orgânica	X	X	-
	Metais pesados	X	X	-
Micropoluentes orgânicos	-	X	-	
Biológicas	Organismos indicadores	X	-	-
	Algas	X	-	-
	Bactérias	X	-	-

Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996, pg.39.

Tabela 3.5: Classificação das águas doces em função dos usos preponderantes, segundo Resolução CONAMA nº20.

USO	CLASSE				
	Especial	1	2	3	4
Abastecimento doméstico	X	X (a)	X (b)	X (b)	-
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X	-	-	-	-
Recreação de contato primário	X	X	X	-	-
Proteção das comunidades aquáticas	X	X	X	-	-
Irrigação	X	X (c)	X (d)	X (e)	-
Criação de espécies (aquicultura)	X	X	X	-	-
Dessedentação de animais	X	X	X	X	-
Navegação	X	X	X	X	X
Harmonia paisagística	X	X	X	X	X
Usos menos exigentes	X	X	X	X	X

Notas: (a) após tratamento simples; (b) após tratamento convencional; (c) hortaliças e frutas rentes ao solo; (d) hortaliças e plantas frutíferas; (e) culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996, pg.42.

Além dos requisitos que expressam a qualidade de forma genérica e conceitual, há a necessidade de estabelecer também padrões segundo um suporte legal e em função do uso previsto, e que devem ser cumpridos por força da legislação e pelas entidades envolvidas. Em termos práticos, há três tipos de interesse direto dentro da questão ambiental, no que tange a qualidade da água, que são os requeridos para lançamento no corpo receptor, de qualidade do corpo receptor, e de uso imediato, que é o caso dos padrões de potabilidade. Estes são diretamente associados à água fornecida ao consumidor, ou seja, na própria ligação domiciliar, e foram definidos na Portaria nº 36, de 19/01/90, do Ministério da Saúde. A Tab. 3.6 apresenta os limites máximos permitidos para os principais parâmetros considerados, ao se destinar uma água para consumo humano.

Tabela 3.6: Padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano.

Parâmetro	Unidade	Valor Máximo Permissível
<i>Características físicas e organolépticas</i>		
Cor aparente	uH	5
Odor	-	Não objetável
Sabor	-	Não objetável
Turbidez	uT	1
<i>Componentes que afetam a Qualidade organoléptica</i>		
Alumínio	mg/L	0,2
Cloretos	mg/L	250
Cobre	mg/L	1,0
Dureza total	mg/L de CaCO ₃	500
Ferro total	mg/L	0,3
Manganês	mg/L	0,1
Sólidos totais dissolvidos	mg/L	1000
<i>Componentes inorgânicos que afetam a saúde</i>		
Arsênio	mg/L	0,05
Chumbo	mg/L	0,05
Cianetos	mg/L	0,1
Mercúrio	mg/L	0,001
Prata	mg/L	0,05
<i>Componentes orgânicos que afetam a saúde</i>		
Diversos: consultar o padrão	-	-
<i>Bacteriológicas</i>		
Coliformes fecais	org/100 mL	Ausentes
Coliformes totais	org/100 mL	Diversas combinações (consultar o padrão)

Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996, pg.45 (Portaria n°36, 19/01/ 90, Ministério da Saúde. 1990).

3.6 FERRO E MANGANÊS

MORANDI (1987) diz que compostos de ferro e de manganês são constituintes naturais do solo e das rochas. A presença dos mesmos em mananciais subterrâneos pode ser atribuída à dissolução de rochas e minerais, principalmente na forma de óxidos, sulfetos, carbonatos e silicatos, que contêm estes minerais, por intermédio do fluxo de água. O ferro se encontra nos minerais de silicato de rochas ígneas, sob a forma de diversos óxidos, tais como a magnetita, hematita e limonita. Os minerais sulfurados e carbonatados também são

importantes fontes de sais de ferro, tais como a pirita e a siderita. O manganês é encontrado em maiores proporções nas rochas metamórficas e sedimentares. Os óxidos de manganês, tais como a manganita e pirolusita, se acumulam nos solos à medida que os constituintes mais solúveis são separados, por lixiviação, das rochas expostas a intempéries.

De acordo com UOP (1974) e BENEFIELD (1982), duas espécies de cátions ferro ocorrem comumente em fontes naturais: o íon ferroso, com estado de valência +2, e o férrico, com +3. O manganês, quimicamente, se assemelha ao ferro quanto à sua ocorrência. Por ser menos abundante, sua presença não é tão comum e a sua concentração, em geral, muito menor (UOP, 1974). Pode ser encontrado com cargas elétricas iguais a +2, +3, +4, +6 ou +7.

MORGAN e STUMM (1964)², apud BENEFIELD (1982), verificaram que em águas contendo oxigênio dissolvido, os compostos que têm Fe III e Mn IV são os únicos que apresentam estados de oxidação estáveis, para estes dois elementos. As formas químicas associadas a estas duas espécies são altamente insolúveis, indicando que haverá relativamente muito pouco ferro ou manganês em solução. Por outro lado, segundo estes autores, níveis apreciáveis destes íons podem ser encontrados em mananciais subterrâneos e em níveis mais profundos dos lagos e reservatórios, onde condições anaeróbicas favorecem a redução do Fe III e do Mn IV para as formas solúveis Fe II e Mn II, respectivamente. Em contato com o ar, o ferro dissolvido, no estado ferroso, passa para o estado férrico, precipita e deixa de estar presente na solução. Os compostos assim formados são o óxido férrico e o hidróxido férrico, conhecidos comumente como ferrugem (UOP, 1974).

De acordo com MORANDI (1987) e BENEFIELD (1982), os hidróxidos e carbonatos de Mn II são mais solúveis que os de Fe II. Apesar disto, as concentrações de ferro e manganês em aquíferos subterrâneos raramente são superiores a 10,0 e 2,0 mg/L, respectivamente.

² MORGAN, J. J. & STUMM, W. "The role of multivalent metal oxides in limnological transformation, as exemplified by iron and manganese". Second International Water Pollution Research Conference. Proc... New York. 1964.

O íon ferroso pode ser dissolvido até 50 mg/L, aproximadamente, para pH igual 7, e em maior proporção, se a solução for levemente ácida. Ao contrário, o íon férrico é praticamente insolúvel em ambiente alcalino ou fracamente ácido (UOP, 1974). Os líquidos subterrâneos podem adquirir sais de ferro pelo contato com o revestimento do poço, partes da bomba e encanamentos, quando metálicos. Quanto mais corrosiva, mais dissolve o ferro das superfícies com as quais estabelece contato (UOP, 1974).

3.6.1 Problemas Causados pelo Ferro e Manganês

De acordo com DI BERNARDO (1993A) e UOP (1974), praticamente todos os suprimentos de água potável contêm frações de ferro e manganês, sendo de considerável interesse, pois pequenas quantidades afetam seriamente sua utilidade para algumas finalidades domésticas e industriais.

A Portaria nº 36, de 19/01/ 90 do Ministério da Saúde, fixa a concentração máxima de ferro nas redes de abastecimento em 0,3 mg/L, e 0,1 mg/L para o manganês. Não é por razões fisiológicas que esse limite é fixado, considerando que muitas vezes essa quantidade não é prejudicial nem ao homem nem aos animais. Realmente, o corpo humano requer 5 a 6 miligramas de ferro por dia, correspondentes a um volume de 17 a 20 litros de água com 0,3 mg/L (UOP, 1974).

De acordo com PIUCI & FENZL (1981) e MORANDI (1987), teores excessivos de sais com esses elementos, em geral acima de 0,5 mg/L, produzem efeitos prejudiciais de várias ordens. Os principais problemas que podem ser atribuídos à presença de ferro quando do abastecimento são:

- Sabor metálico, medicinal ou adstringente, em concentrações acima de 1 mg/L, ou sensações de náusea, em concentrações de 2 a 4 mg/L;
- Prejuízos em indústrias de papel, tecidos ou couro, devido ao surgimento de manchas em seus produtos;

- Aparecimento de manchas em utensílios domésticos, como porcelanas e vidrarias, e em aparelhos sanitários (bacias, pias, azulejos, pisos, etc...);

- Roupas podem apresentar manchas amarelas ou marrons;

- Precipitados de ferro ocasionam obstrução em canalizações e promovem o crescimento de massas gelatinosas de ferrobactérias, como as *Crenothrix*. A proliferação é tão abundante nos encanamentos, nos sistemas de recirculação e em outros sistemas, que promovem uma notória ação obstrutiva e a redução da vazão. Frequentemente, as proliferações se rompem, despreendendo-se em grandes massas; e,

- As ferrobactérias quimiossintetizantes podem causar problemas de gosto e odor devido às baixas velocidades de escoamento, que conduzem à sua reprodução.

Segundo BENEFIELD (1982) e UOP (1974), os problemas associados à presença de sais de manganês são muito similares àqueles relacionados ao ferro:

- Problemas de sabor;

- Manchas em produtos industriais, como aqueles produzidos pela presença do ferro;

- Utensílios domésticos com manchas marrons ou pretas;

- Roupas escurecidas; e,

- Bactérias, podendo também oxidar os compostos do manganês, tornando-os insolúveis.

3.6.2 Ferrobactérias em Poços Profundos

As ferrobactérias constituem um grupo amplo de bactérias capazes de promover a oxidação do Fe II, formando precipitados de hidróxido férrico. Quando presentes em águas de aquíferos subterrâneos profundos podem, sob certas condições, causar o desenvolvimento de flocos biológicos com características ferruginosas, que se depositam nos reservatórios e são, por vezes, carregados até o consumidor final (CARVALHO & LEÃO, 1987). Tais organismos podem ser filamentosos ou unicelulares, autotróficos ou heterotróficos, e são classificados em distintos gêneros, famílias e ordens, sendo que a espécie *Crenothrix* é a mais comum. De um modo geral, não são organismos patogênicos, porém formam um material filamentoso, que pode estar fixado às paredes de poços, condutos e galerias de infiltração, bem como nos vazios do aquífero, podendo ocasionar uma séria obstrução dos poros do mesmo e, inclusive, das aberturas do filtro do poço (UOP, 1974).

Segundo CARVALHO e LEÃO (1987), a luz não é considerada um fator limitante do crescimento de ferrobactérias, embora seja observado que, na natureza, elas proliferam melhor em ambientes escuros, sem luminosidade. UOP (1974) diz que são encontradas mais freqüentemente em corpos aquáticos que contêm pouco, ou mesmo nenhum oxigênio, e considerável quantidade de dióxido de carbono conjuntamente aos sais de ferro dissolvidos. Através de estudos realizados pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais, para a determinação dos principais fatores que levam ao crescimento das ferrobactérias em poços profundos, CARVALHO & LEÃO (1987) abordaram as seguintes causas, consideradas como responsáveis pelo problema:

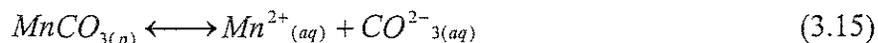
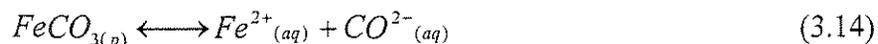
- Contaminação por cursos superficiais, que pode ocorrer de modo direto, eventualmente em épocas de cheias, ou indireto e contínuo, pela infiltração da água de superfície através de camadas de solo ou do pré-filtro do poço. As ferrobactérias estão presentes de forma abundante na grande maioria dos escoamentos superficiais e podem, por isso, ter acesso a poços profundos não protegidos sanitariamente;

- Rebaixamento do Nível Dinâmico (N.D.), que causa a exposição dos filtros ao ar, propiciando condições aeróbias favoráveis para desenvolvimento de bactérias nessa região e conseqüente formação e arraste de flocos biológicos para o interior do aquífero;
- Superexploração do poço, a qual provoca a ocorrência de velocidades excessivas do líquido através dos filtros dos poços, acelerando a erosão dos mesmos pela abrasão do material carregado. Esta erosão, por sua vez, contribui para liberação do ferro, facilitando o desenvolvimento de bactérias, com o conseqüente surgimento de flocos;
- Agressividade da água, que também atua como fator promotor do desenvolvimento de ferrobactérias, uma vez que a liberação do ferro se processa mais acentuadamente, quanto menor for o valor do pH. Há evidências de que as ferrobactérias se desenvolvem, preferencialmente, em meios ácidos. Assim, os autores colocam o pH como um dos principais fatores reguladores do crescimento das ferrobactérias na água;
- Qualidade dos materiais usados nos poços, que está relacionada aos fatores promotores de desenvolvimento dos flocos de ferrobactérias, como o uso de materiais mais facilmente oxidáveis, a falta de proteção contra corrosão, emprego de pré-filtro em toda a extensão do poço sem a construção de selo sanitário com espessura adequada; e,
- Contaminação artificial, ocasionada pela falta de desinfecção dos materiais e equipamentos utilizados nos poços durante as fases de construção, manutenção e operação, contribui para a disseminação de ferrobactérias, posto que estas sobrevivem em condições adversas, durante um tempo relativamente longo.

CARVALHO & LEÃO (1987) dizem que em sistemas de tratamento de água, a presença desses organismos pode ser benéfica, se propiciarem a oxidação do Ferro e Manganês nos filtros rápidos. Por outro lado, se estiverem presentes em grandes concentrações, podem causar a colmatação desses filtros, particularmente nos casos onde flocos leves são formados nos mananciais e levados à filtração sem decantação

3.6.3 Solubilidade do Ferro e Manganês

Na maioria das recursos subterrâneos e superficiais, sais de ferro e de manganês apresentam-se principalmente na forma reduzida. A maior parte dos corpos aquáticos naturais possui quantidade significativa de alcalinidade, isto é, carbonatos e bicarbonatos, o que faz com que a faixa de valores de pH varie entre 6,5 e 9,5. As concentrações de ferro e manganês solúveis contidas nessas águas são freqüentemente controladas pela solubilidade de seus carbonatos (BENEFIELD, 1982). As Eqs. 3.14 e 3.15 apresentam esquematicamente a disposição desses possíveis compostos. De acordo com este autor, quando a fase sólida do carbonato controla o equilíbrio das concentrações de ferro e manganês solúveis, a concentração solúvel dessas espécies, em qualquer valor de pH, pode ser obtida através de diagramas do tipo log[espécies] pela variação do valor de pH. Os diagramas de equilíbrio para os sistemas $FeCO_3-H_2O$ e $MnCO_3-H_2O$ são apresentados nas Figs. 3.7 e 3.8, respectivamente.



Segundo BENEFIELD (1982) e SAMPAIO et al. (1995), o ponto de mínima solubilidade do carbonato ferroso $FeCO_3$ ocorre para valores de pH próximos a 8. Para o $MnCO_3$, o mesmo fenômeno ocorre para valores de pH próximos de 10. Para um determinado valor de pH, as solubilidades do carbonato de Fe II e do carbonato de Mn II são inversamente proporcionais à concentração das espécies de carbono total (C_t). Isto é, quanto maior a concentração das espécies de carbono total, menor é a da espécie metálica solúvel. Como a alcalinidade da maioria das águas naturais é controlada, principalmente, pelo sistema do ácido carbônico, esta relação inversa também existe entre a alcalinidade e a concentração do metal solúvel.

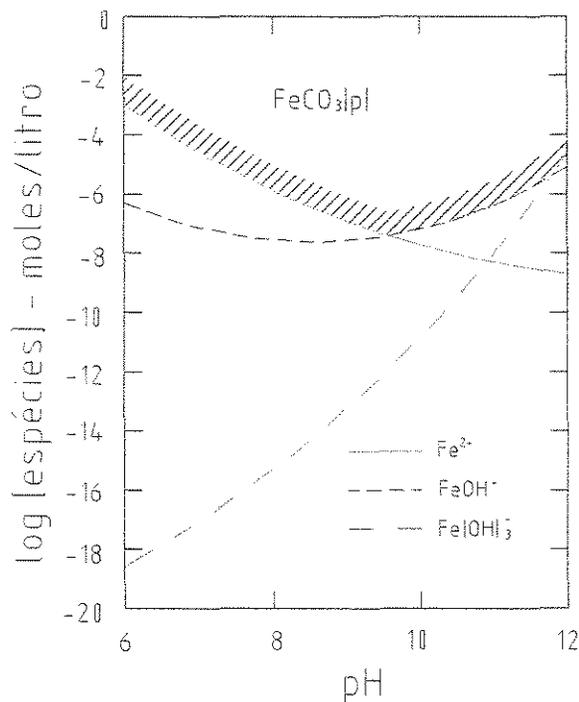


Figura 3.7: Diagrama de solubilidade para o sistema $\text{FeCO}_3\text{-H}_2\text{O}$ para $C_t = 10^{-2}$ M. Fonte: Adaptado de BENEFIELD (1982).

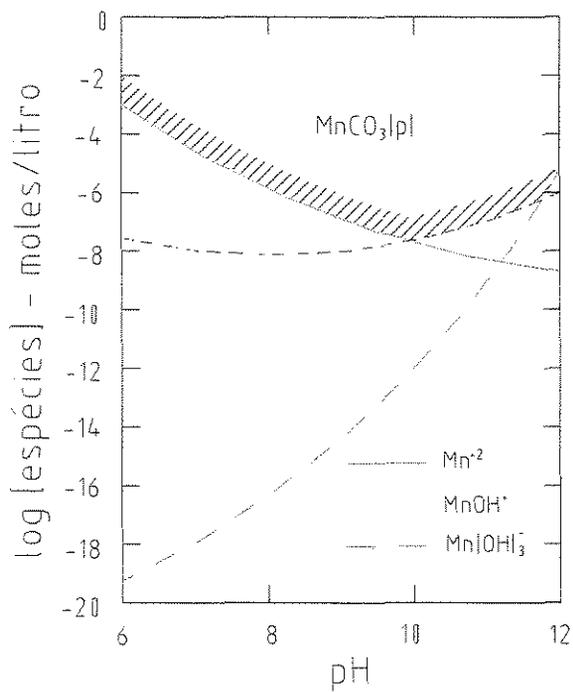


Figura 3.8: Diagrama de solubilidade para o sistema $\text{MnCO}_3\text{-H}_2\text{O}$ para $C_t = 10^{-2}$ M. Fonte: Adaptado de BENEFIELD (1982).

3.6.4 Métodos de Remoção do Ferro e Manganês

A escolha do melhor método para remoção de sais de ferro e manganês não depende somente da forma desses metais presentes no meio, mas também da quantidade presente, da dureza da água, variações de temperatura, e dos valores pH do meio (ácido ou alcalino) (WQA, 1998). A Tab. 3.7 mostra diferentes processos para remoção de ferro e manganês, entre outros.

Tabela 3.7: Processos utilizados para remoção de ferro e manganês de águas de abastecimento.

- Formação de precipitado e filtração;
 - ◆ Aeração, sedimentação e filtração (com ou sem adição de cloro e alcalinizante para ajuste de pH);
 - ◆ Oxidação com permanganato de potássio, cloro, dióxido de cloro, Seguida da filtração (com ou sem a adição de alcalinizante);
- Troca iônica;
- Zeólito de manganês; e,
- Estabilização com polifosfatos.

Fonte: Adaptado de FICEK (1978), BENEFIELD (1982) e DI BERNARDO (1993a).

A Tab. 3.8 fornece, resumidamente, dados relativos à razão estequiométrica das reações para oxidação dos sais de ferro ou manganês, ou seja, a quantidade dos oxidantes oxigênio, permanganato de potássio ou cloro necessária para oxidar 1 miligrama do sal, bem como a taxa de íons hidrogênio resultantes, e a alcalinidade necessária para as reações.

3.6.4.1 Aeração-Filtração

Um sistema típico de aeração-filtração inclui uma unidade de aeração, onde ocorre a oxidação dos solúveis, um tanque de retenção de sólidos, e filtros. O oxigênio presente no ar atmosférico reage com os sais de ferro e o manganês da água bruta, formando Fe III e Mn IV, insolúveis. Quanto maior o valor do pH no meio, maior a taxa de reação. Este processo é geralmente recomendado para águas com altas concentrações de sais de ferro (maior que 5,0 mg/L), possibilitando economia de produtos químicos. De acordo com WILLEY & JENNINGS (1963), este método propicia a efetiva oxidação do ferro em soluções contendo

principalmente sais de bicarbonatos e pouca, ou nenhuma matéria orgânica ou outro agente redutor. Segundo WONG (1984), um tempo de detenção de várias horas pode ser necessário após a aeração, dependendo das características do afluente. CARVALHO & LEÃO (1987) esclarecem que o oxigênio dissolvido apresenta pouca influência sobre as ferrobactérias, e tem importância por oxidar o ferro solúvel antes da utilização pelas mesmas.

Tabela 3.8: Quantidade de oxidante necessária, estequiometricamente, para oxidação de 1 mg de Ferro ou de Manganês.

TIPO DE REAÇÃO	RELAÇÃO ESTEQUIOMÉTRICA (mg de oxidante para remover 1 mg de ferro ou de manganês)	
	FERRO	MANGANÊS
<p><i>Oxidação de Ferro(II) ou Manganês(II) com Oxigênio</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Oxigênio requerido (O₂) • íons hidrogênio produzidos (H⁺) • alcalinidade consumida (CaCO₃) 	<p>0.14</p> <p>0.04</p> <p>1.80</p>	<p>0.29</p> <p>0.04</p> <p>1.80</p>
<p><i>Oxidação de Ferro(II) ou Manganês(II) com Permanganato de Potássio</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • permanganato requerido (KMnO₄) • íons hidrogênio produzidos (H⁺) • alcalinidade consumida (CaCO₃) 	<p>0.94</p> <p>0.03</p> <p>1.49</p>	<p>1.92</p> <p>0.02</p> <p>1.21</p>
<p><i>Oxidação de Ferro(II) ou Manganês(II) com Cloro</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • cloro requerido (Cl₂) • íons hidrogênio produzidos (H⁺) • alcalinidade consumida (CaCO₃) 	<p>0.64</p> <p>0.05</p> <p>2.70</p>	<p>1.29</p> <p>0.07</p> <p>3.64</p>

Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993a.

A metodologia de aeração para a remoção de manganês raramente é um processo completo, necessitando, na maioria dos casos, da adição de um oxidante químico (GRIFFIN, 1960). Utilizando cloreto férrico (FeCl₃) para coagular os precipitados e remover a cor

aparente e turbidez, em concentrações de 2, 3 e 4 mg/L, BRATBY (1987) mediu a remoção de manganês do meio em função do pH, conforme apresentado na Fig. 3.9. Em todos os casos, o autor observou que as reações serão mais rápidas, assim como a eficiência de remoção será crescente a partir do valor de pH 9,0, sugerindo que este seja mantido em pelo menos 9,5. As maiores desvantagens do processo de aeração-filtração são o alto custo inicial e a necessidade de um tempo de detenção adicional e tratamento químico suplementar, se a concentração do sal de manganês for maior que 1,0 mg/L.

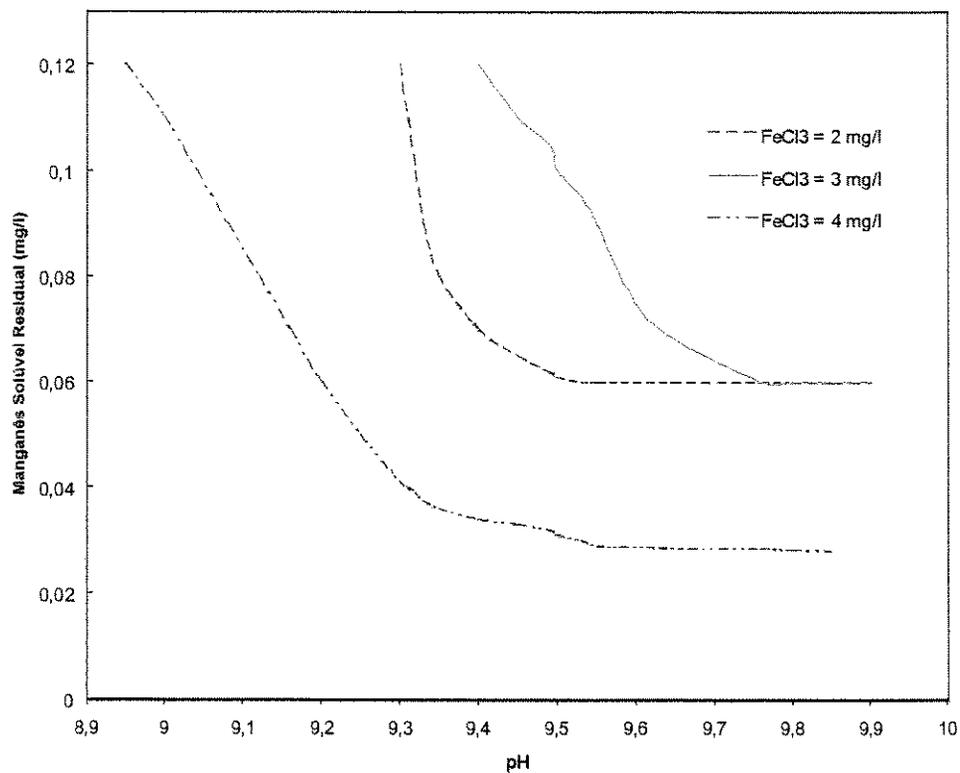


Figura 3.9: Otimização de valores de pH para oxidação de sais de manganês. Dosagem de cloro de 3 mg/L. Fonte: Adaptado de BRATBY, 1987. p.572.

3.6.4.2 Troca Iônica

Resinas de troca iônica são efetivas na remoção de pequenas quantidades de ferro e manganês solúveis, mas são rapidamente impregnadas por óxidos quando utilizadas para tratamento de águas contendo grandes quantidades de contaminantes. (WELCH, 1963).

3.6.4.3 Zeólito de Manganês

De acordo com GRIFFIN (1960) e BENEFIELD (1982), o zeólito de manganês é formado através do zeólito *Greensand de sódio*, refinado e processado por tratamentos alternados com soluções de sulfato de manganês e permanganato de potássio. É um material granular escuro, servindo tanto como meio de contato oxidante, como leito filtrante. Sua capacidade de troca iônica é de cerca de 1,44 kg/m³ para o ferro ou para o manganês. Segundo os autores, a taxa de filtração normalmente utilizada é de aproximadamente 7,33 m³/m².h, mas se a concentração de ferro ou manganês for igual ou inferior a 0,5 mg/L, a taxa pode ser superior a 12,22 m³/m².h. Normalmente, para sua regeneração, utiliza-se uma quantidade de 2,88 kg/m³ de permanganato de potássio, em filtros sob pressão. Quando o poder oxidante deste leito se esgota, ele é regenerado com permanganato, enxaguado e recolocado em serviço. WILLEY & JENNINGS (1963) dizem que estes leitos filtrantes são também muito eficientes para tratamento de águas com altas taxas de bicarbonato, mas perdem suas características rapidamente se outras substâncias redutoras, como matéria orgânica ou substâncias nitrogenadas, estiverem presentes.

Segundo GRIFFIN (1960), para pequenas atividades industriais e usos domésticos, o filtro de zeólito de manganês remove sais de ferro e manganês para concentrações de até 10 mg/L de compostos destes metais. Já para demandas maiores de vazão (municipais ou industriais), este processo é limitado, sendo recomendável quando há concentração desses sais de até 1 mg/L.

3.6.4.4 Estabilização com Polifosfatos

Segundo O'CONNOR (1971), a estabilização ou dispersão é uma forma alternativa de remoção de ferro e manganês. Hexametáfosfatos de sódio, em dosagens de 5 mg/mg de sais de ferro e manganês, têm sido utilizados para este fim.

Este método não é adequado para águas com concentrações de ferro e manganês maiores que 1 mg/L, devido às menores eficiências de remoção. Além disto, quando o meio é

agitado, os polifosfatos se reverterem em ortofosfatos e perdem suas propriedades dispersantes. A aplicação dos polifosfatos deve ser feita antes da aeração ou cloração, pois eles não estabilizam efetivamente precipitados de hidróxido de ferro.

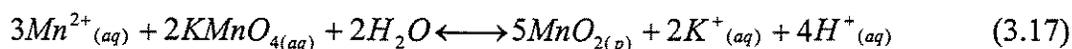
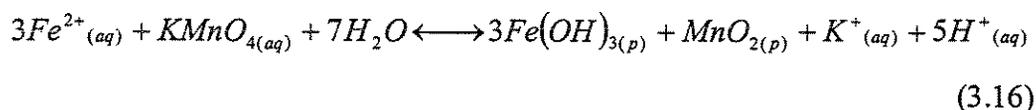
As dosagens de polifosfatos são limitadas ao máximo de 10 mg/L, pois a disponibilidade de fósforo pode estimular o crescimento de bactérias nos sistemas de distribuição. Quando polifosfatos são utilizados para manter a dispersão coloidal do ferro e do manganês, ou para prevenir deposição de carbonato de cálcio, o cloro residual presente no sistema de distribuição deve ser suficiente para controlar o crescimento do lodo biológico (O'CONNOR, 1971).

3.6.4.5 Oxidação com Permanganato de Potássio

De acordo com FICEK (1978), a primeira discussão sobre a aplicação do permanganato de potássio (KMnO_4) no tratamento de água foi promovida por HOUSTON, para controle de gosto e odor, em publicações no London Water Board, de 1920 a 1930. Seu uso não foi muito difundido após a publicação destes trabalhos, exceto para remoção de ferro e manganês até, aproximadamente, 1960. A partir de então, o permanganato passou a ser empregado, principalmente, para prevenção e remoção de gosto e odor, através do desenvolvimento das técnicas para sua aplicação. Segundo o autor, o permanganato de potássio é um agente altamente oxidante, que fornece oxigênio para a troca química entre muitos compostos orgânicos e inorgânicos, quando em soluções aquosas. CARVALHO e LEÃO (1987) concluíram que o permanganato de potássio, como agente oxidante, atua de forma praticamente independente do valor do pH. Já MORANDI (1987) trabalhou em uma ampla faixa de pH, conseguindo redução dos teores de ferro e manganês em torno de pH igual a 7,0. Contudo, os melhores resultados ocorreram em valores de pH mais elevados.

O permanganato de potássio, quando em solução, dá a ela uma cor que pode variar do rosa ao púrpura, dependendo da relativa concentração deste produto químico. Trabalhos de pesquisas realizados com dióxido de manganês e nitrato de potássio demonstraram que,

quando dissolvidos, eles tornam a solução púrpura, depois azul, vermelha e, finalmente, verde. Essa característica fez com que fosse dado o nome de “camaleão” ao permanganato de potássio. As mudanças de cor são devidas aos vários estados de valência que o manganês pode adquirir, variando de 0, quando apresenta-se no estado de elemento metálico, até +7, o de máxima oxidação do íon permanganato (FICEK, 1978). De acordo com este autor, nos processos de tratamento de água, o manganês, no permanganato, é reduzido do estado Mn^{+7} ao estado Mn^{+4} , sendo este, referente ao dióxido de manganês insolúvel. A mudança de cor ocorre de rosa ou púrpura, para amarelo ou marrom, dependendo das relativas concentrações. Em seu trabalho, o autor explica que o uso de $KMnO_4$ para remoção de ferro e manganês é muito atrativo, pois as reações são completas, rápidas e requerem uma quantidade mínima do produto químico. Estequiometricamente, 0,94 mg/L de permanganato de potássio oxida 1 mg/L de Fe II, de acordo com a Eq. 3.16, obtida de BENEFIELD et al. (1982). O autor também fornece a estequiometria da Eq. 3.17, mostrando que, na oxidação do manganês, são requeridos 1,92 mg/L de permanganato de potássio para oxidar 1 mg/L de manganês.



KNOCKE (1991) e colaboradores desenvolveram experimentos para quantificar a cinética de oxidação do Fe II e do Mn II, usando permanganato de potássio ($KMnO_4$) e dióxido de cloro (ClO_2), ilustrando os efeitos da concentração dos íons metálicos reduzidos, pH, temperatura, e da presença de carbono orgânico dissolvido na cinética de oxidação. Foi empregado um aparelho de “Jar Test” para as reações consideradas por eles lentas, com tempo variando de 30 a 120 segundos. O procedimento dos ensaios incluiu a adição do oxidante à solução em agitação para o início da reação, e a adição de um agente para terminar o teste. O experimento foi conduzido utilizando-se soluções preparadas em laboratório, com uma concentração inicial de ferro solúvel (Fe II) de 2 mg/L ou de manganês solúvel (Mn II), de 1 mg/L. As dosagens de oxidante variaram de 105 a 200% da dosagem requerida pelos cálculos estequiométricos, desenvolvidos a partir da Eq. 3.16, para a oxidação do íon metálico

reduzido. As soluções utilizadas nos experimentos de oxidação foram preparadas com água deionizada, adicionadas de 0,25 meq/L de Na_2SO_4 , 1,0 meq/L de CaCl_2 e 1 a 4 meq/L de NaHCO_3 , para proporcionar a capacidade tampão adequada.

Os resultados do trabalho de pesquisa desenvolvido por KNOCKE et al. (1991) permitiram aos autores concluir que a oxidação do Fe II pelo permanganato de potássio, na ausência de matéria orgânica, resultou em velocidades de oxidação extremamente altas (aproximadamente 0,1 segundo). Para valores de pH acima de 5,5 e, sob condições de baixa temperatura (2°C), todo o ferro reduzido foi oxidado durante este período de tempo. Em contraste com a oxidação de Fe II em sistemas inorgânicos, a capacidade do permanganato de potássio para oxidar Fe II complexado com carbono orgânico dissolvido foi acentuadamente diminuída. O autor conduziu testes utilizando ácidos húmicos e fúlvicos, e os resultados obtidos indicaram que o ferro complexado é altamente resistente à oxidação pelo KMnO_4 . Os dados do autor indicaram que o Fe II, complexado pelos ácidos fúlvicos, pode ser oxidado pelo KMnO_4 , desde que haja suficiente tempo de contato (maior que 1 hora) e uma dosagem de oxidante superior àquela requerida estequiometricamente. Para soluções de ferro reduzido contendo ácidos húmicos e fúlvicos, dosagens adicionais de oxidante devem ser aplicadas para satisfazer a demanda competitiva exercida pela matéria orgânica.

Os resultados da investigação experimental de KNOCKE et al. (1991) demonstraram também que para todas as concentrações iniciais utilizadas de Mn II, variando de 0,2 a 1,5 mg/L, a velocidade de oxidação do manganês foi relativamente alta. A completa oxidação, segundo os autores, ocorreu em menos de 10 segundos, sob pH 7.

Analisando a Fig. 3.10, pode-se verificar o comportamento da oxidação do Mn^{2+} em diferentes valores de pH, em águas com baixa concentração de carbono orgânico dissolvido (COD). O tempo de oxidação para pH igual a 9 é extremamente curto, aproximadamente 0,1 segundo. Os autores salientam que, até para baixos valores de pH (5,5), a oxidação do Mn II foi virtualmente completada em menos de 20 segundos. Ainda segundo KNOCKE et al. (1991), a diminuição da temperatura da solução produz um mensurável decréscimo na velocidade de oxidação do Mn II, em todas as condições de pH consideradas.

Os autores também comentam que, apesar do decréscimo da temperatura da solução diminuir consideravelmente a velocidade da reação, ainda foi possível realizar uma oxidação eficiente num tempo relativamente curto. A influência dos efeitos do COD na velocidade de reação do Mn II pelo KMnO_4 , são ilustrados através de curvas na Fig. 3.11. Apesar da adição de substâncias húmicas e fúlvicas resultar em um decréscimo na velocidade de oxidação do Mn II, esta ainda foi alta do ponto de vista das aplicações práticas, até para o nível mais alto de COD. Por exemplo, o tempo de oxidação foi aproximadamente 1 segundo, quando o ácido fúlvico não foi adicionado (pH igual a 7,0), e foi entre 6 e 7 segundos num COD de 10 mg/L. Apesar da maior eficiência apresentada com o uso do KMnO_4 , BRATBY (1987) alerta que ele é um produto ainda caro no Brasil, em relação a outros oxidantes.

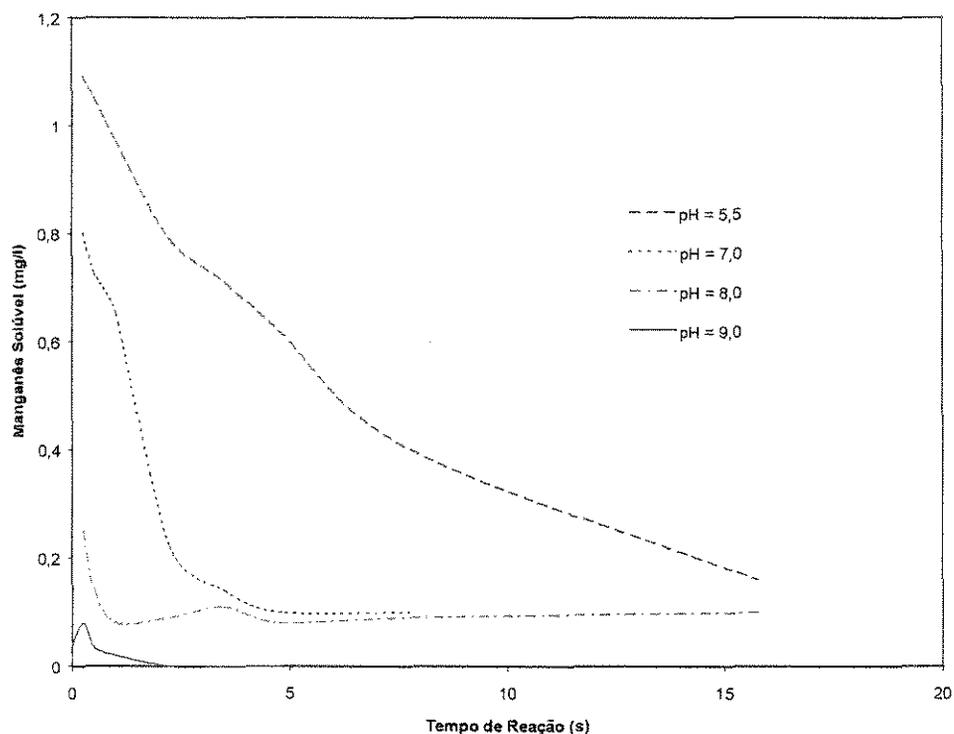


Figura 3.10: Curvas mostrando o efeito da variação do pH da solução na oxidação do Mn II pelo permanganato de potássio (temperatura = 25°C; COD < 1 mg/L). Fonte: Adaptado de KNOCKE, 1991, p.81.

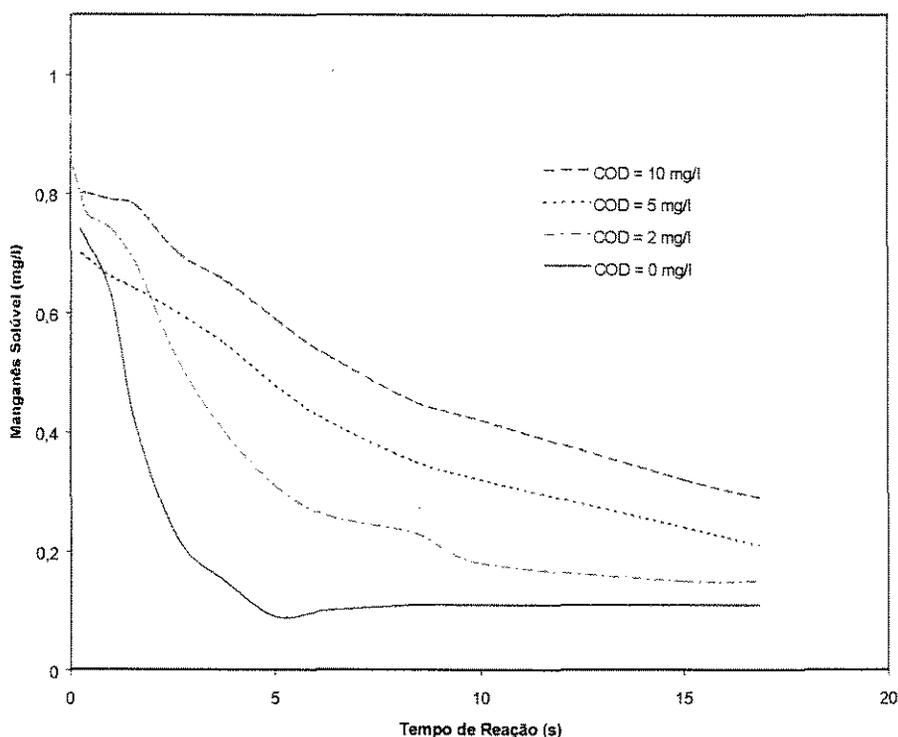


Figura 3.11: Curvas mostrando a variação do tempo de oxidação do Mn II, em função da dosagem aplicada de permanganato de potássio, na presença de diferentes concentrações de ácidos fúlvicos (temperatura = 25°C; pH = 7,0). Fonte: Adaptado de KNOCKE, 1991, p.81.

JOHN & AHAMMED (1998), analisaram a remoção de ferro usando permanganato de potássio, em diferentes dosagens e pHs. Os autores usaram amostras de água, tendo como características típicas pH com valor 8,0, dureza de 23 mg CaCO₃/L e alcalinidade 44 mg CaCO₃/L. O pH era ajustado com adição de solução 1 N de NaOH ou H₂SO₄. As concentrações de ferro eram determinadas pelo método da fenantrolina. As análises eram feitas em beckers de 1 L, usando um aparelho jar-test padronizado, com agitação de 20 r.p.m. por 5 minutos. Em seguida, estes era deixado em repouso para sedimentação. Os sobrenadantes eram coletados em 1 e 2,5 horas, para análise de ferro e pH. A Tab. 3.9 fornece os resultados de seus estudos. A dosagem ótima foi apontada como aquela que fornece a maior remoção de ferro. A adição de excesso de permanganato resultou na diminuição da porcentagem de remoção, assim como uma coloração amarelada na solução final. A remoção situou-se numa faixa de 79 a 99% para as amostras testadas. Os requerimentos de permanganato foram menores em valores de

pH maiores. Da Tab. 3.9, pode-se também ver que a oxidação do Fe II foi acompanhada da redução do pH da água, numa faixa entre 1,0 e 1,5 unidades. Os autores ainda alertam que deve-se levar em conta as interferências quando da coleta das amostras, pois a perturbação do líquido pode ter causado alguma dispersão dos flocos sedimentados, e destacam a importância de se conhecer a concentração inicial de ferro na água bruta, para melhor acerto da dosagem de permanganato requerida.

Tabela 3.9: Remoção de ferro por permanganato de potássio nos testes

Concentração inicial de ferro (mg/L)	PH inicial	Dosagem ótima de permanganato (mg/L)	Remoção de ferro depois do tempo de partida (%)		pH final
			1 hora	2,5 horas	
3,5	6,0	3,0	25	79	4,8
	7,1	2,7	48	79	6,4
	8,2	2,3	59	80	7,2
	10,0	6,0	74	79	8,8
5,0	7,1	3,8	41	90	6,4
	8,5	2,3	50	90	7,2
	10,0	1,6	47	96	8,8
10,0	6,0	8,0	70	81	4,8
	7,5	4,8	72	90	6,1
	8,5	2,6	70	99	6,8

Fonte: Adaptado de JOHN & AHAMMED (1998)

FICEK (1978) diz que, quando se aplica dosagens excessivas de KMnO_4 , ocorre a passagem da água com coloração rosa pelos filtros. Embora isso não cause prejuízos quanto à remoção de ferro e manganês, a água filtrada pode apresentar-se rosa. O permanganato não é tóxico, nos níveis normalmente empregados nas ETAs, mas esse residual pode causar reclamações por parte dos consumidores, e sugere a sua remoção com carvão ativado.

3.6.4.6 Oxidação com Cloro

De acordo com DI BERNARDO (1993b), o cloro na água age de duas formas principais:

- Como desinfetante, para destruir ou inativar os microrganismos de significado sanitário. Neste caso pode-se citar sua ação contra patogênicos, algas e bactérias de vida livre, especialmente as ferro-redutoras do gênero *Crenothrix*;
- Como oxidante de compostos orgânicos e inorgânicos, para retirada do odor, sabor, sais de ferro e manganês, entre outros.

As reações do cloro com sulfetos, sulfitos, Fe II e nitritos são, geralmente, bastante rápidas. Algumas substâncias orgânicas reagem rapidamente com o cloro. Entretanto, para a maior parte dos compostos orgânicos, essas reações podem demorar várias horas (APHA, AWWA & WEF, 1995).

Segundo DI BERNARDO (1993b), quando o cloro é adicionado à água quimicamente pura, na ausência de amônia, ocorre a reação esquematizada pela Eq. 3.20. Dependendo do valor do pH da solução, o ácido hipocloroso (HClO) se dissocia, formando o íon hipoclorito (ClO⁻), de acordo com a Eq. 3.21.



Na Fig. 3.12 é mostrada a influência da variação do valor do pH na dissociação do ácido hipocloroso para águas com temperaturas variáveis entre 0 e 20 °C. Observa-se que para valores de pH superiores a 6, diminui a quantidade HClO e aumenta a de íon ClO⁻.

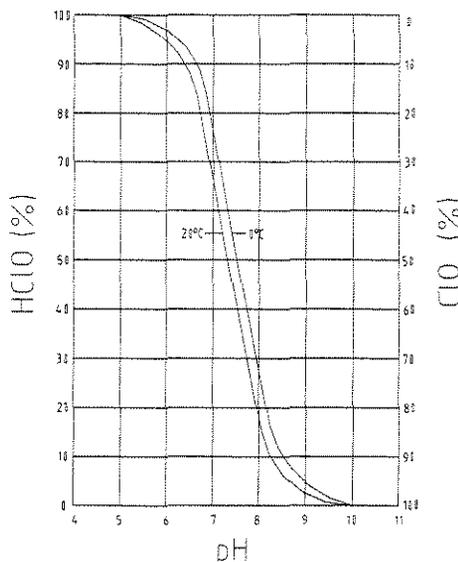
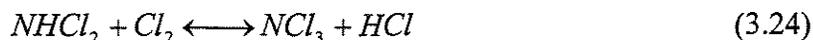
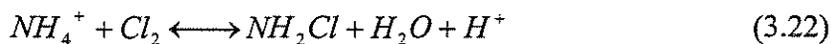


Figura 3.12: Dissociação do ácido hipocloroso e do íon hipoclorito em função da variação do pH e temperatura. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.406.

O cloro presente na água, na forma de ácido hipocloroso e de íon hipoclorito, é denominado cloro residual livre. Esses compostos possuem ação desinfetante e oxidante. Todavia, o ácido hipocloroso (HClO) é mais eficiente que o íon hipoclorito (ClO⁻) na destruição dos organismos em geral. Quando essa água contém amônia ou compostos amoniacais, o ácido hipocloroso reage com tais compostos formando as cloraminas. O cloro apresentado sob esta forma é denominado de cloro combinado. As Eqs. 3.22, 3.23 e 3.24 representam esquematicamente estas reações, quando produzem mono, di e tri cloro aminas, respectivamente.



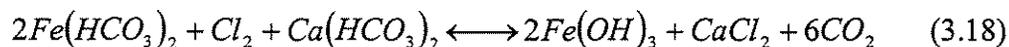
WONG (1984) ainda diz que o clorofórmio, THM de maior frequência em sistemas de abastecimento, é considerado como carcinogênico em cobaias, entre os limites de 90 a 447 miligramas por quilo de peso. Diversos outros estudos desenvolvidos associaram à

cloração os níveis elevados de THMs aos riscos crescentes de câncer da bexiga, estômago, reto, intestino grosso, esôfago, seios e pulmões. Tais trabalhos levaram a EPA - Environmental Protection Agency, dos Estados Unidos, a estabelecer um limite máximo de 0,1 mg/L de THMs na água potável, distribuída pelos sistemas públicos de abastecimento.

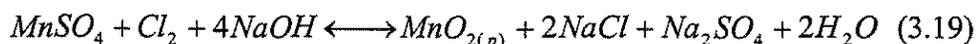
Estudos sobre cloração-filtração têm sido desenvolvidos por vários autores. RUSSELL (1977)³, apud WONG (1984), em seu projeto piloto, pôde verificar que tanto sais de ferro como também de manganês podem ser eficientemente removidos por este processo, quando os valores de pH são iguais ou superiores a 8,4. O meio filtrante, composto por antracito e areia, mostrou-se mais econômico que a utilização de *greensand*. Devido ao maior tamanho dos grãos (0,5 - 0,7mm para a areia e 0,3 mm para o *greensand*), taxas de filtração mais elevadas puderam ser aplicadas, sem causarem grandes perdas de carga. Ainda segundo os autores, na ocorrência de uma dosagem excessiva de oxidante, o cloro é mais tolerável que o permanganato de potássio na água filtrada.

Tratando de águas de abastecimento, compostos de ferro são usualmente associados aos aquíferos subterrâneos, sendo encontrados principalmente na forma de bicarbonato ferroso, pouco solúvel. O cloro reage com o íon ferroso convertendo-o para a forma férrica. Segundo WHITE (1972), dependendo da atividade do íon hidroxila, o cloreto férrico formado será rapidamente hidrolizado para hidróxido férrico. Este último precipita, formando um floco de cor avermelhada pouco denso, dependendo da concentração do íon férrico nele presente. Omitindo a reação parcial para a formação do cloreto férrico, a final pode ser esquematizada de acordo com a Eq. 3.18. Esta reação produz a rápida formação do dióxido de carbono, causando aumento significativo de pH, sendo necessário uma aplicação de cloro igual a 0,64 vezes o teor de ferro a ser removido, com consumo de alcalinidade igual a 0,9 vezes este valor. A reação é instantânea, processando-se em uma faixa de pH entre 4 e 10, sendo o ótimo igual a 7,0. Esta reação será produzida tanto por cloro livre como combinado, sendo instantânea para os íons inorgânicos em solução. Se o ferro estiver na forma de um composto orgânico, a reação será consideravelmente inibida.

³ RUSSELL, L. "Recent pilot studies on the removal of iron and manganese". AWWA California-Nevada Section Conference. Proc... San Jose, California. Out., 1977.



De acordo com os experimentos de MATHEWS (1947), o cloro livre disponível reage para oxidar compostos solúveis de manganês, e atingiu valores ótimos de remoção em seus experimentos quando adicionou dosagem de 9,5 mg/L de cloro na água bruta. Contudo, esse efeito mostrou-se pouco eficaz quando foram usados cloraminas ou cloro combinado residual. O manganês oxidado precipita na forma de dióxido de manganês, obedecendo reação química, como esquematizado pela Eq. 3.19. MANFRINI (1974), WHITE (1972) e BRATBY (1987) concordam que esta reação requer uma aplicação de cloro livre igual a 1,3 vezes o teor de manganês a ser oxidado, consumindo uma alcalinidade igual a 3,4 vezes esse teor. Ocorre no intervalo de pH compreendido entre 7 e 10, com ponto ótimo próximo a 10. O tempo para que a reação se complete varia de 2 a 4 horas, mas se o manganês estiver na forma de um complexo orgânico, este período poderá aumentar muito.



GRIFFIN (1960) diz que o cloro oxida o Mn II para Mn IV em uma ampla faixa de variação de valores de pH. Conforme este aumenta, o tempo de reação diminui. Para pHs iguais ou maiores que 8,0 e alcalinidade em torno de 50 mg/L, o tempo de oxidação é relativamente rápido, aproximadamente 2 a 3 horas. Próximo a 6,0, pode levar 12 horas ou mais. Ainda segundo este autor, o dióxido de cloro (ClO_2), de maneira geral, oxida o Mn II muito mais rapidamente que o cloro. Por esta razão, estes dois compostos são freqüentemente utilizados em conjunto na remoção de manganês. Por ser mais barato, o cloro é adicionado primeiramente na entrada do sistema de tratamento, a fim de satisfazer a demanda inicial de cloro e começar o processo de oxidação. Devido ao seu custo elevado, o dióxido de cloro é pouco empregado, e é indicado somente onde a concentração de manganês for inferior a 1,0 mg/L. Assim como o cloro, a eficiência e a velocidade da oxidação com o dióxido de cloro variam dentro de uma ampla faixa de valores de pH. Os melhores resultados são obtidos para valores de pH maiores que 7,0.

A dosagem estequiométrica do dióxido de cloro (ClO_2) requerida para a oxidação do manganês é de aproximadamente 2,45 mg por mg de Mn II. Entretanto, estudos de laboratório realizados por KNOCKE et al. (1987) mostraram que a dosagem necessária é, em geral, duas vezes maior. Ainda assim, este foi considerado por eles um dos oxidantes mais eficientes, entre os que foram avaliados.

CARVALHO e LEÃO (1987) verificaram em seus estudos, sobre o crescimento e controle do desenvolvimento de ferrobactérias, que o cloro livre mostrou-se mais eficiente na desinfecção em valores de pH abaixo de 7,5. O uso deste oxidante para controle de ferrobactérias requer dosagens mais elevadas, a partir de 4 mg/L, pois ele é mais eficiente no intervalo de variação de pH onde as mesmas se desenvolvem mais facilmente. O cloro combinado mostrou ser um importante desinfetante em faixas mais elevadas de pH, acima de 7,5, e os autores também sugerem dosagens a partir de 4 mg/L. Concluindo, eles dizem que tanto o cloro livre, quanto o combinado podem ser usados para controle do crescimento ou eliminação das ferrobactérias, tendo encontrado dosagens acima de 200 mg/L para total inativação, em laboratório. Contudo, não conseguiram a eliminação completa em poços já contaminados.

Os efeitos do aumento progressivo nas dosagens de cloro, para a retirada de ferro e manganês da solução, foram estudados por MATHEWS (1947). A unidade de tratamento montada incluía clorador, aerador, filtro de contato de dupla camada, (com 49 cm de diâmetro, 1,83m de altura, e leito filtrante com 110 cm de antracito e 30 cm de pedregulho), tanque de sedimentação e filtro rápido de areia convencional (76 cm de areia e 45 cm de pedregulho). Para base de comparação, o projeto piloto foi operado, primeiramente, por um período de duas semanas sem cloração. O autor pôde notar eficiência de 97% na remoção de ferro, mas para o manganês ficou em 31%. Testes preliminares indicaram dosagens ótimas de cloro variando no intervalo de 8 a 10 mg/L, sendo aplicado 9,5 mg/L no projeto experimental. Para o estudo em doses intermediárias de cloro, 5 mg/L foram utilizadas para que se formasse apenas residual de cloraminas. Os resultados mostraram que, quando a aplicação de cloro foi suficiente para a obtenção de cloro residual livre no efluente do filtro, o manganês e o ferro foram completamente removidos. Contudo, quando esta parcela era composta predominantemente

por cloraminas, pouco efeito foi notado na oxidação do manganês, com eficiência de 27%, mas foi de 100% para o ferro.

Um projeto típico ou convencional de cloração-filtração foi desenvolvido para o estudo da remoção de ferro e manganês das águas subterrâneas de Marin County, Califórnia. De acordo com WONG (1984), dois tipos de filtros foram testados durante a pesquisa. O primeiro, composto por dupla camada filtrante, compreendia duas camadas de 300 mm cada, uma de antracito (1,0 - 1,5 mm) e a outra de sílica (0,5 - 0,7 mm). O segundo filtro era composto por uma única camada de 600 mm de antracito (1,0 - 1,5 mm). Testes comparativos englobaram também o uso de solução de cal (Ca(OH)_2) ou de soda cáustica (NaOH) para o ajuste do pH antes da cloração. As concentrações de ferro e manganês variaram no intervalo entre 1,0 a 5,0 mg/L. A taxa de filtração utilizada na maior parte do trabalho experimental foi de $294 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, sendo o valor do pH ajustado acima de 8,5 e o tempo de reação adotado foi de 20 minutos. A remoção obtida no filtro de dupla camada, em relação aos compostos de ferro, atingiu mais de 90%, na maior parte do tempo, produzindo concentrações inferiores ao limite recomendado pelos padrões de potabilidade para abastecimento (0,3 mg/L). A eficiência do filtro de camada simples de antracito foi pequena durante as primeiras horas da carreira de filtração. Conforme as partículas foram se depositando no leito filtrante, esta aumentou. A Fig. 3.13 apresenta curvas de variação de remoção de ferro em função da carreira de filtração aplicada aos filtros. O autor verificou também que o filtro de dupla camada não removeu o manganês adequadamente quando a soda cáustica (NaOH) foi utilizada, mas atingiu melhor eficiência de remoção com o emprego da cal - Ca(OH)_2 . O mesmo fenômeno ocorreu no filtro de antracito, exceto em relação aos compostos de manganês, que não foi adequadamente removido até que se atingisse algumas horas de carreira de filtração. As curvas para diferentes tipos de filtros e compostos químicos utilizados, em função do tempo da carreira de filtração, são mostradas na Fig. 3.14, sendo F_{DC} o filtro de dupla camada, e F_A , o de antracito. O índice 1 define a adição de soda cáustica, e o 2, de cal.

Os resultados deste estudo em projeto piloto demonstraram que a utilização do processo de cloração-filtração é eficiente para a remoção de ferro e manganês em águas relativamente duras, se o pH for mantido em valores acima de 8,5. Se elas forem moles

(dureza ≈ 75 mg/L), o ajuste de pH pode ser feito com adição de Ca(OH)_2 , ou qualquer outro sal de cálcio. O filtro de dupla camada de sílica e antracito mostrou-se apropriado para esta finalidade. Como vantagem do processo, o autor destaca a economia em relação à filtração em *greensand*. Em 1982, o custo do *greensand* era de aproximadamente US\$ 1050/m³, enquanto para a sílica US\$140/m³. Como desvantagem, WONG (1984) explica que o uso da cloração pode favorecer a formação de compostos organoclorados, denominados trihalometanos (tais como o triclorometano ou clorofórmio, CHCl_3). Estes são formados através da ação do cloro sob compostos orgânicos sintéticos (oriundos da atividade industrial) ou naturais (ácidos húmicos, fúlvicos e himatomelânicos).

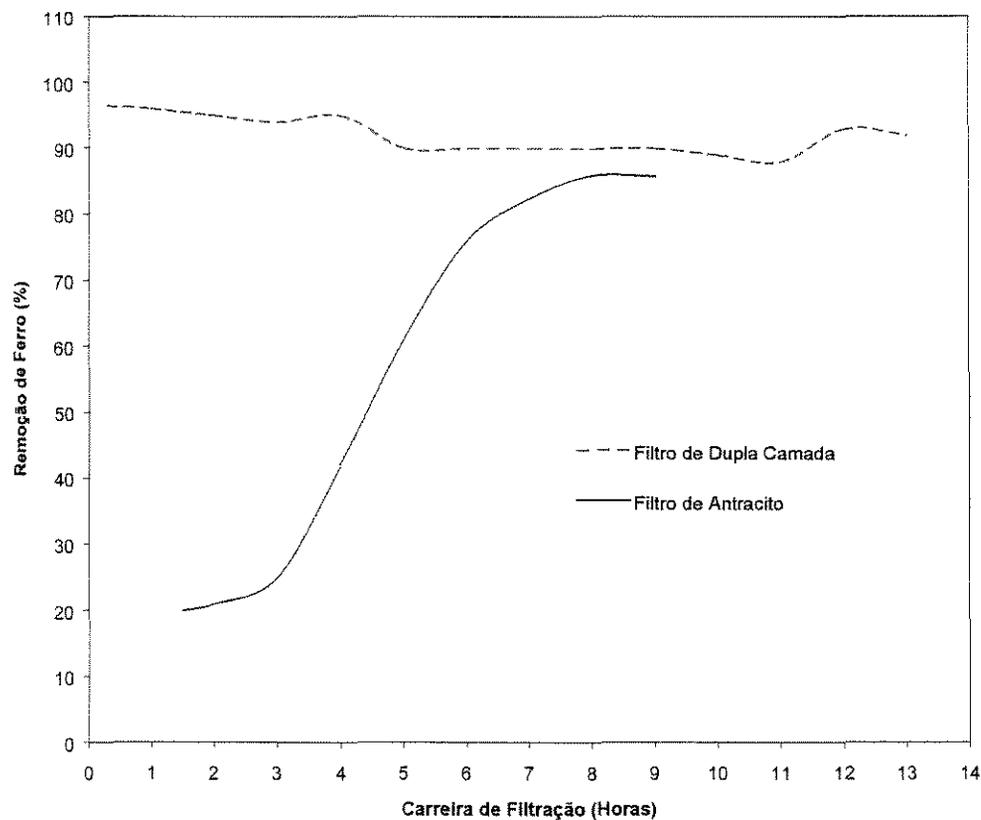


Figura 3.13: Porcentagem de remoção do ferro em função do tempo, com a utilização de soda cáustica para o ajuste de pH. (taxa de filtração de 3,4 mm/s). Fonte: Adaptado de WONG, 1984, p.78.

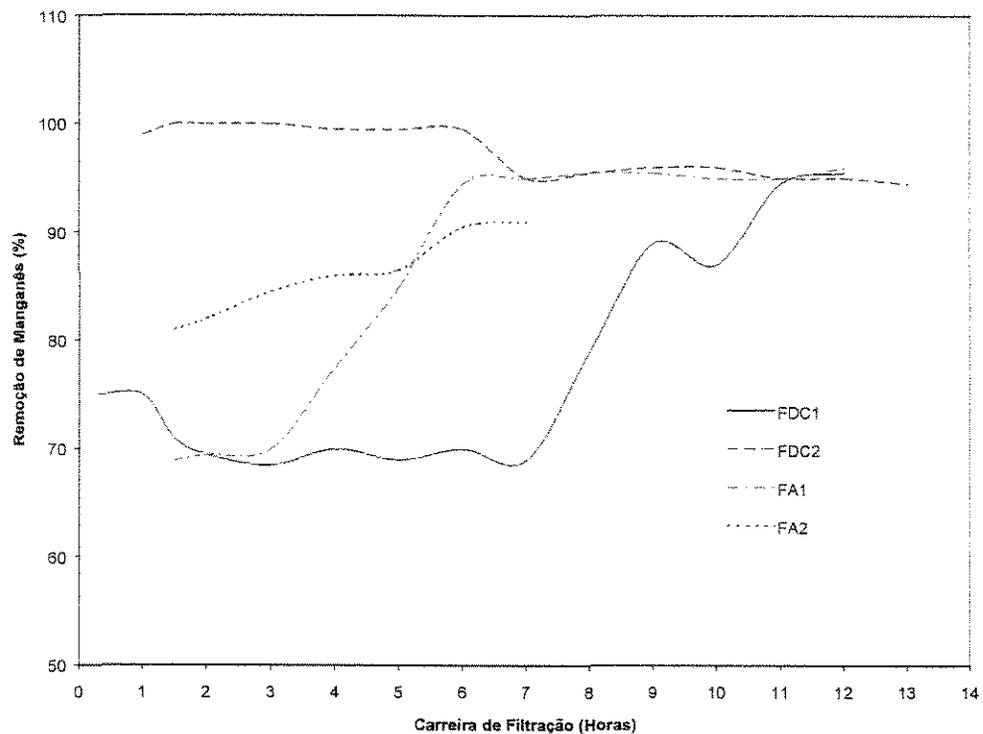


Figura 3.14: Porcentagem da remoção do manganês em função do tempo, de acordo com o composto de ajuste de pH, e o tipo de filtro utilizados. (taxa de filtração de 3,4 mm/s). Fonte: Adaptado de WONG, 1984, p.78.

3.7 SISTEMAS DE TRATAMENTO - FILTRAÇÃO

O considerável aumento de agentes poluentes oriundos de descargas líquidas residuárias nos mananciais, faz com que o tratamento, com fins de potabilização de águas, assumam dimensões cada vez mais complexas. Ainda, à luz da ciência e da pesquisa, o tratamento químico e técnicas fundamentadas na propagação de sistemas completos para tornar potáveis águas para consumo humano, assumiram grandes dimensões. Entram em desuso técnicas mais simples do ponto de vista operacional, e com menor custo de implantação, como a filtração lenta, o que é lamentável principalmente em países em desenvolvimento, como o Brasil (FRANCIS, 1994).

Para a escolha da tecnologia a ser adotada, dizem JANSSENS & BUCKENS (1993), é necessário comparar as existentes com base em seu desempenho, sustentabilidade, dimensões da planta de tratamento, condições de operação requeridas, necessidade de manutenção, compatibilidade com outros processos de tratamento, interação eficiente, otimização integral e ainda, grau de aceitação pela comunidade.

De acordo com BRESAOLA (1990), a filtração é um processo de purificação, onde a água a ser tratada passa através de um meio poroso. Durante a passagem, a qualidade melhora devido à remoção de material suspenso e coloidal. Há uma redução no número de bactérias e outros organismos, assim como ocorrem mudanças nos constituintes químicos. JANSSENS & BUCKENS (1993) ressaltam que é o método de tratamento predominante em sistemas de abastecimento, geralmente combinado com outros métodos, e é também uma etapa desejável em qualquer planta, como uma barreira positiva à passagem de muitas bactérias e vírus (floculados).

WEGELIN (1988) diz que o meio poroso deve ser inerte, limpo, insolúvel e resistente a ações mecânicas, e deve ser levado também em conta considerações econômicas. Os materiais comumente empregados são areia, pedregulho, antracito, vidro, plástico, etc. O processo de tratamento empregado é adotado de acordo com a ordem de grandeza predominante das partículas. A Fig. 3.15 ilustra a relação aproximada entre a classificação do tamanho das partículas, e a escolha do processo de tratamento. Os sólidos retidos no processo de filtração podem ser extremamente menores que os interstícios granulares. Essa remoção é explicada por ações e mecanismos diversos, que atuam simultaneamente, por meio de transporte das partículas ao longo do meio filtrante, aderência destas ao elementos do meio ou por atividade biológica.

BOLLER (1993) ressalta que a separação de sólidos depende da estrutura e operação dos filtros, segundo parâmetros como tamanho, material (rugosidade), estrutura granular e porosidade dos grãos do meio filtrante, espessura da camada, combinação de camadas, taxas de filtração, entre outras. Segundo o autor, a filtração em leito de pedregulhos é um processo de tratamento raramente empregado, embora seja conhecido há um longo tempo.

A razão disso é que ele não é suficiente para a remoção de sólidos, permite taxas de filtração relativamente baixas e, além de tudo, necessita de grandes espaços para sua implantação, mesmo quando usado apenas como pré-tratamento.

3.7.1 Histórico

O tratamento de águas para abastecimento público, segundo RICHTER & AZEVEDO NETTO (1991), originou-se na Escócia, onde John Gibb construiu o primeiro filtro lento. Estas unidades, com estrutura e operação peculiares, forneciam os requerimentos mínimos de higiene, necessários para melhoria da saúde pública, não obstante a teoria da desinfecção só tenha sido desenvolvida no final do século XIX. ZARPELON (1996), na citação histórica de seu trabalho, diz que só em 1828 foi adotado um sistema completo, incluindo a distribuição, em Londres, então a mais rica e importante cidade do mundo, seguindo Paris, em 1840. A filtração rápida apareceu pioneiramente na cidade de Campos, no Estado do Rio de Janeiro, em 1880.

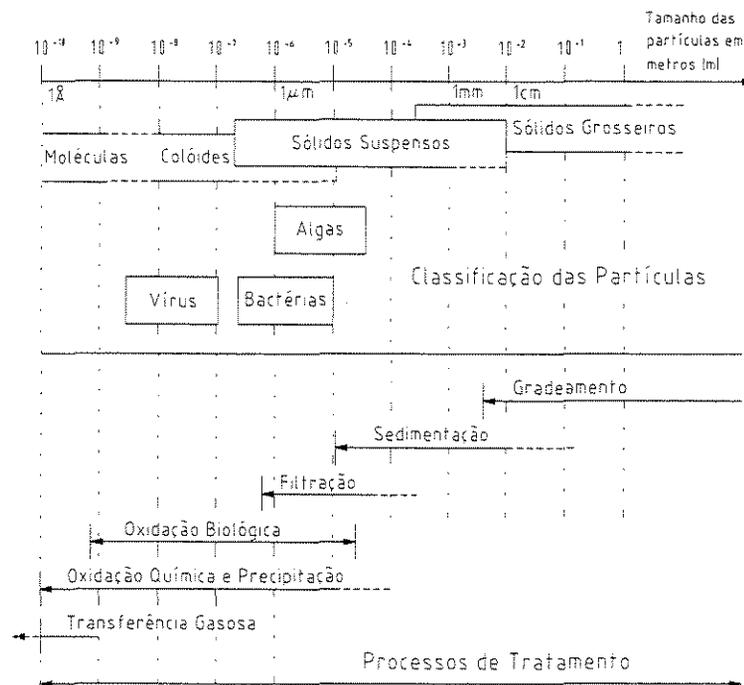


Figura 3.15: Tamanho das partículas e processos de tratamento. Fonte: Adaptado de WEGELIN et al., 1991, p.306.

DI BERNARDO (1993b) acrescenta que a filtração direta ascendente foi amplamente utilizada na extinta União Soviética e Holanda, e introduzida no Brasil em fins da década de sessenta pelo Eng^o Bernardo Grinplasht, na cidade de Colatina, Espírito Santo. A partir desta experiência, foi construída a Estação de Tratamento de Água de Ponta Grossa, Paraná, com custo de implantação correspondente a 40% do tratamento convencional. Estima-se que há de 100 a 150 estações no Brasil realizando satisfatoriamente o tratamento por esse processo. São geralmente construídas em concreto, chapas de aço ou em fibra de vidro, com capacidade de 5 a 2000 l/s, removendo principalmente cor, turbidez e ferro.

As tecnologias de tratamento têm evoluído muito, a ponto de se poder dizer que, conceitualmente, água de qualquer qualidade pode ser tratada, já que a potabilização pode ser conseguida até mesmo pela destilação. Economicamente, no entanto, nem sempre isso é possível. Além disso, no Brasil, há normas que regulamentam o seu uso para abastecimento público, em função das características que apresentam. A escolha do manancial deve ser precedida de um levantamento sanitário da bacia hidrográfica e de um profundo estudo dos componentes presentes, para que o processo de melhoria de qualidade selecionado seja o mais eficiente possível, atentando sempre para aquele que contiver o menor número de etapas, com maior economia de produtos químicos, e alcançando o menor custo (DI BERNARDO, 1993b).

3.7.2 Mecanismos de Filtração

3.7.2.1 Mecanismos de Transporte

Segundo DI BERNARDO (1993b), os mecanismos de transporte são influenciados principalmente, pelas características físicas e químicas do afluente, do pré-tratamento químico, da taxa de filtração e do método de operação. Dentre os mecanismos comumente considerados para explicar a aproximação das partículas aos grãos do meio filtrante, podem ser citados: a ação física de coar, a sedimentação, o impacto inercial e as forças centrífugas, difusão e interceptação.

a) Ação Física de Coar

Consiste, basicamente, na retenção das partículas que excedem as dimensões dos poros do meio filtrante. Atua principalmente nas camadas iniciais do leito filtrante estratificado, sendo independente das taxas de filtração.

b) Sedimentação

A sedimentação é provocada pela ação da gravidade, direcionando as partículas em suspensão para a superfície dos grãos do leito filtrante. Segundo DI BERNARDO (1993B), os poros do leito filtrante podem ser considerados como pequenas unidades de sedimentação, onde toda a superfície dos grãos estaria em condições de atuar como o fundo de um decantador, recebendo o material a sedimentar. A Fig. 3.16a melhor ilustra o fenômeno. As linhas tracejadas apontam a trajetória da partícula suspensa, a ser removida.

A velocidade de sedimentação pode ser calculada segundo a Eq. 3.25, de Stokes:

$$V_s = \frac{g(\rho_s - \rho_a) * d^2}{1,8\mu} \quad (3.25)$$

onde :

V_s - velocidade de sedimentação das partículas (LT^{-1})

ρ_s - densidade das partículas (ML^{-3})

ρ_a - densidade da água (ML^{-3})

d - diâmetro das partículas suspensas (L)

μ - viscosidade da água ($ML^{-1} T^{-1}$)

c) Impacto Inercial e Forças Centrifugas

As partículas com densidade elevada tendem, em consequência da sua inércia, manter a direção do escoamento, abandonando as linhas de corrente na medida em que elas se

desviam dos grãos do leito filtrante. Ao cruzarem as linhas de fluxo transversalmente, aproximam-se e colidem com a superfície dos grãos, onde poderão ficar retidas, como visualizado na Fig. 3.16b (DI BERNARDO, 1993B).

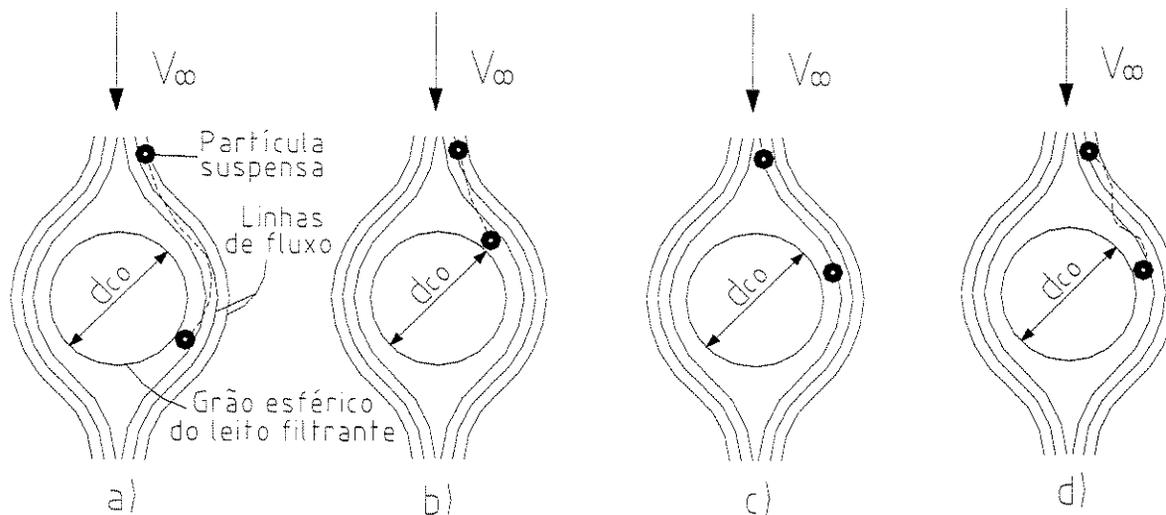


Figura 3.16: Esquema dos mecanismos de sedimentação (a), impacto inercial (b), intercepção (c) e difusão (d), na filtração com ação de profundidade. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, v.2, p.4.

d) Intercepção

Durante a filtração em regime de escoamento laminar, as partículas se movem ao longo de linhas de corrente. As partículas serão retidas quando, em relação à superfície dos grãos do meio filtrante, as linhas se aproximarem a uma distância menor que a metade do diâmetro das partículas suspensas (Fig. 3.16c).

e) Difusão

Segundo DI BERNARDO (1993B), este mecanismo é resultante do movimento aleatório de partículas extremamente pequenas, com diâmetro inferior a $1 \mu\text{m}$, devido ao bombardeamento por moléculas de água, que aumentam a energia termodinâmica e diminuem

a viscosidade da água. É conhecido como movimento browniano. Devido a esta movimentação, as partículas entram em contato com a superfície dos grãos do leito filtrante, quando fica a eles aderida (Fig. 3.16d). Este fenômeno independe da taxa de filtração e atua mesmo quando a água não está escoando.

3.7.2.2 Mecanismos de Aderência

Os mecanismos de transporte possibilitam que as partículas em suspensão se aproximem da superfície dos grãos do meio filtrante, mas não garantem que ali ficarão retidas. Outros mecanismos, além destas ações físicas, interagem para que isso ocorra, sendo os principais: as interações elétricas, forças de Van der Waals e de hidratação.

a) Interações Elétricas

Segundo DI BERNARDO (1993B), as partículas suspensas, presentes na água, possuem quase que predominantemente cargas elétricas em sua superfície, seja devido à dissociação de íons nessa superfície ou a reações químicas com íons específicos em solução, formando ligações químicas. De acordo com o autor, quando estas ligações são responsáveis pela aderência do material em suspensão ao meio filtrante, podem ocorrer três casos:

- A superfície dos grãos do meio filtrante possuem carga negativa e as partículas coloidais positivas, existindo uma força atrativa entre elas. A sua aproximação poderá resultar em atração e aderência;
- Os grãos do meio filtrante possuem superfície com carga negativa, e as partículas coloidais são neutras. Nesse caso, a barreira de energia desaparece e qualquer contato pode resultar em aderência;
- Tanto os grãos do meio quanto as partículas possuem cargas negativas, existindo repulsão entre eles. Porém, as forças hidrodinâmicas podem, ocasionalmente, vencer

a barreira de energia e aproximar as partículas dos grãos suficientemente, de forma a permitir a atuação das forças de Van der Waals.

b) Forças de Van der Waals

As forças de Van der Waals agem causando atração entre átomos e moléculas. Estão presentes na massa líquida, fazendo com que ocorra resultantes atrativas entre as partículas suspensas. Possibilitam maior número de choques entre as mesmas, aumentando a probabilidade de formação de flocos, através de mecanismos de transporte e aderência. Segundo DI BERNARDO (1993B), são independentes das características do líquido e do pH do meio.

c) Hidratação – Pontes de Hidrogênio

Entre a superfície dos grãos do meio filtrante e a das partículas podem ser formadas pontes de íons de Hidrogênio, através das moléculas de água, promovendo a aderência.

3.7.3 Sistemas de pré-condicionamento

BRESAOLA (1990), WEGELIN et al. (1991) e DI BERNARDO (1993b), têm desenvolvido técnicas de pré-condicionamento de águas para abastecimento, a fim de melhorar o desempenho dos filtros lentos de areia.

Apesar de envolver menor número de etapas e parâmetros de projeto, em relação a outros sistemas, como o tratamento completo, o uso da filtração lenta em areia é prejudicado quando do aumento do teor de sólidos suspensos da água bruta, necessitando de tratamento prévio nas épocas de turbidez elevada, e mesmo com problemas de cor. Dentre os diversos processos, podem ser citados: reservação prolongada; sedimentação; coagulação-floculação;

filtração rápida em areia; galerias de infiltração; pré-filtros dinâmicos; e, pré-filtros de pedregulho.

A pré-filtração, ou filtração em reatores de pedregulho, tem recebido atenção especial, por ser uma técnica que “imita” o processo natural que ocorre nos aquíferos subterrâneos, de passar a água entre os vazios de pedregulhos e areia, o qual produz uma água de melhor qualidade do ponto de vista físico, químico e bacteriológico. Como vantagens são destacadas a ausência da necessidade de adição de produtos químicos, o emprego de mão-de-obra e materiais de construção locais, e a não utilização de equipamentos mecânicos como aqueles necessários para a lavagem das unidades de filtração.

3.7.3.1 Sedimentação

Conforme COLLAZOS (1990), DI BERNARDO (1993b) e JANSSENS & BUEKENS (1993), a sedimentação é comumente utilizada para a redução de sólidos suspensos. Os sedimentadores são capazes de separar partículas do fluido com tamanhos maiores que 20 μm , enquanto que as partículas coloidais podem ser, apenas, parcialmente removidas nestas unidades.

KAWAMURA (1996) diz que vários parâmetros influem na eficiência do processo. Entre eles as características de sedimentação, natureza e quantidade das partículas, variações na taxa de escoamento, tipo e forma dos sedimentadores, carga hidráulica dirigida aos tanques, ocorrência de curto-circuitos, monitoração do processo, controle de algas, etc.

3.7.3.2 Coagulação e Floculação

DI BERNARDO (1993a) e JANSSENS & BUEKENS (1993) descreve o mecanismo da coagulação como um processo de pré-condicionamento, resultante da adição e mistura de produtos químicos à água bruta, com o objetivo de desestabilizar e promover o

agrupamento entre as partículas coloidais. Como resultado, haverá a formação de flocos maiores e de maior peso, melhorando suas características de sedimentação. Para uma boa eficiência deste processo, é necessária a utilização de dosagens de soluções coagulantes previamente estabelecidas em testes de laboratórios, e operação correta das instalações. A necessidade de pessoal técnico altamente qualificado pode dificultar seu uso em sistemas rurais e de pequeno porte. A partir dos gráficos de solubilidade do sulfato de alumínio, comumente usado no Brasil para realizar a coagulação, e das condições adotadas no processo, constroem-se o diagrama da Fig. 3.17, que pode ser utilizado para a seleção da melhor dosagem de coagulante, em função do pH da mistura. A curva do potencial zeta fornece indicações do grau de estabilidade do sistema coloidal.

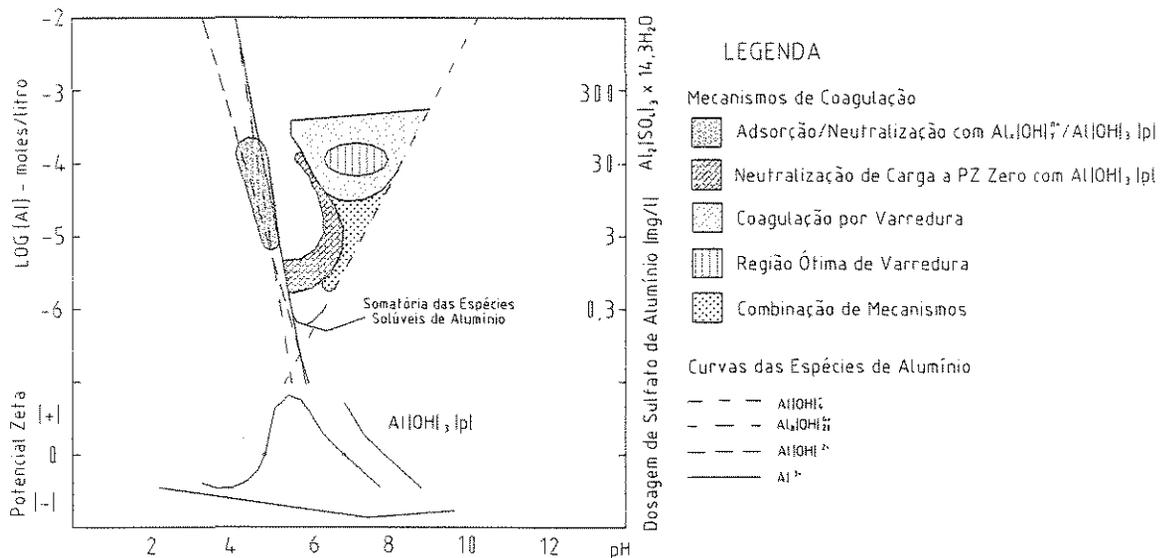


Figura 3.17: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, e sua relação com o potencial zeta. Fonte: Adaptado de TAMBO & WANG (1993).

3.7.3.3 Reservação Prolongada

De acordo com RUGNO (1988), este pré-tratamento opera com o fator tempo. Quanto menor for a partícula e a sua massa específica em relação à da água, menor será a sua velocidade de sedimentação. Por exemplo, uma partícula de argila de 1µm de diâmetro necessitará de cerca de duas semanas para sedimentar 1 metro em água sem movimento. As

turbulências provocadas por ventos e a variação de temperatura da água poderão fazer com que o tempo, de retenção efetivo, aumente para até um intervalo de cerca de 2 meses. O autor diz que, juntamente com o fator tempo, podem ser citados outros inconvenientes deste sistema, como os requerimentos de área para os reservatórios, chegando a ser 50 a 60 vezes maiores que um filtro lento de areia, e o crescimento excessivo de algas. A reservação prolongada é usualmente recomendada em projetos de irrigação, por exemplo.

3.7.3.4 Filtração rápida em areia

Em uso por muitas décadas, conforme BOLLER (1994), esse sistema tornou-se amplamente conhecido, e a cada dia mais unidades são projetadas. AZEVEDO NETTO (1987) e DI BERNARDO (1993a) o descrevem como a passagem da água bruta, com fluxo descendente, em um meio poroso de areia. Estes filtros têm alta capacidade de retenção de matéria em suspensão, exceto para o silte, requerendo lavagens freqüentes. A limpeza é feita com água em sistema de fluxo ascendente, empregando geralmente equipamentos mecânicos para recalque da água de lavagem. A maior complexidade deste sistema, principalmente devido à necessidade de bombas, dificulta sua utilização em meios rurais.

A taxa de filtração é a responsável pela determinação da área do filtro e, por isso, maiores velocidades de fluxo levam a uma redução nos custos de construção desses sistemas. Esse incremento nas taxas é acompanhado pela diminuição da qualidade do filtrado, que pode ser compensada com a utilização de auxiliares de filtração que, no entanto, causam um incremento de custo (BOLLER, 1994).

3.7.3.5 Galerias de infiltração

De acordo com COLLAZOS (1990) e RUGNO (1988), estas galerias operam com o mesmo princípio dos pré-filtros de fluxo horizontal, tratando-se, basicamente, de drenagem sub-superficial. O efluente dessas galerias usualmente atende aos parâmetros estabelecidos

para a aplicação em filtros lentos, porém, a limpeza e a manutenção podem gerar problemas de acesso.

3.7.3.6 Pré-filtros Dinâmicos

Na filtração dinâmica, a água filtrada atravessa o leito natural do rio ou, se a permeabilidade for baixa, um leito artificial de material adequado, como areia grossa e pedregulho. O filtrado é recolhido por meio de dutos perforados, dispostos no fim da camada filtrante, e encaminhado a um poço principal. A parcela excedente é retornada ao rio ou canal. A Fig. 3.18 mostra o esquema geral de um tipo de filtro dinâmico, com esquemas em planta e em corte.

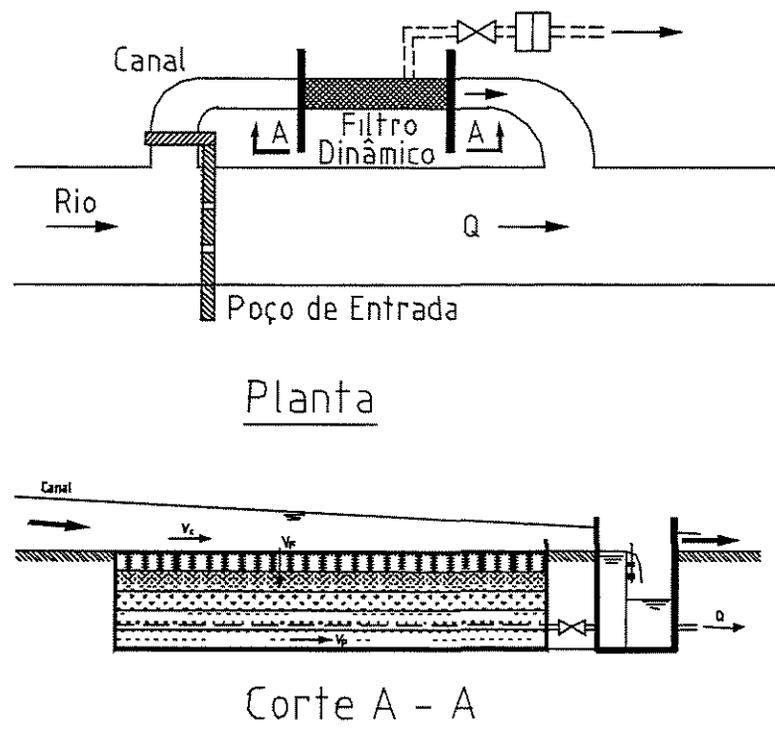


Figura 3.18: Esquema geral de um filtro dinâmico com drenagem lateral, em planta e em corte. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p. 334.

Segundo SMET & VIXCHER (1989)⁴, apud BRESAOLA (1990), uma água de alta turbidez passando através de um filtro dinâmico sofre uma redução substancial na concentração de sólidos suspensos e bactérias. O autor indica redução de turbidez na faixa de 88,2 a 91,5 % nos sistemas existentes na Índia, e de 97,0 a 99,6 % nos localizados na Colômbia. WEGELIN (1988) lembra que, no entanto, o ideal seria ter um afluente pouco turvo, com raras elevações na variação de turbidez.

Conforme sua disposição, os filtros dinâmicos podem ser classificados em quatro diferentes categorias:

- Filtros dinâmicos com drenagem longitudinal. São indicados para uso em pequenas comunidades, pois a taxa de filtração está compreendida em 6 e 36 m³/m².d. A granulometria do filtro é variável, de acordo com a turbidez da água bruta.
- Filtros dinâmicos com drenagem lateral. O sistema de dutos coletores é disposto perpendicularmente à direção do fluxo do manancial. A tubulação principal é conectada a um poço, geralmente localizado à margem do manancial. De acordo com SMET & VIXCHER (1989), apud BRESAOLA (1990), são empregados na Índia, com capacidade de produzir entre 10.000 e 20.000 m³/d de água.
- Filtros dinâmicos com leito filtrante vertical. Consiste em um filtro vertical instalado no leito do rio, utilizando uma profundidade mínima de 1,0 m e taxas de filtração de 6 a 36 m³/m².d. A altura mínima de água sobre o filtro deve ser da ordem de 0,35 m, sendo considerado normal a de 0,70 m. Como o recomendado seria uma lâmina de 1,50, é sugerido a construção de uma barragem de elevação de nível, à jusante do filtro.

⁴ SMET, J. E. M. & VIXCHER, J. T. **Pre-treatments methods for community water supply: an overview of techniques and present experience**. The Netherlands: IRC - Intern Water and Sanitation Centre. Colombia: Univ. del Valle - Fac. de Ingenieria, Cali, 1989. 174 p.

- *Filtros dinâmicos acoplados a uma barragem.* Neste caso, a tubulação drenante e o meio filtrante são instalados na barragem. A água passa através da camada de areia grossa e pedregulho, onde os sólidos suspensos são retidos, sendo recolhida pelos drenos e encaminhada a um poço coletor.

3.7.3.7 Pré-Filtros de Pedregulho

Filtros de pedregulho vêm sendo, ultimamente, investigados em alguns países asiáticos e sul-americanos como unidades de pré-tratamento para a utilização de filtração lenta em areia. São utilizados com a finalidade de reduzir os teores de sólidos suspensos da água bruta, compatibilizando as características de cor aparente e turbidez do efluente àquelas normalmente desejáveis para a filtração lenta (DI BERNARDO et al., 1987).

Para efeito de comparação em termos de eficiência, BOLLER (1994) diz que esses sistemas são melhores que a sedimentação, embora menos eficientes em relação aos filtros rápidos de areia e aos filtros lentos.

BOLLER (1993) destaca algumas vantagens desses sistemas, tais como:

- Asseguram longas carreiras de filtração, devido à sua excelente capacidade de armazenamento de sólidos, com baixa perda de carga;
- Dispensam a adição de floculantes;
- Não requerem pessoal qualificado quando da sua construção e, além disso, podem ter como enchimento material existente no local;
- Devido à baixa evolução de perda de carga durante a carreira de filtração, não necessita de maiores requerimentos energéticos;
- Quando usado como pré-tratamento, protege as etapas subsequentes de rápido entupimento, principalmente no caso dos filtros lentos.

Segundo WEGELIN et al. (1991), essas unidades costumam ter, normalmente, uma seqüência de três etapas de filtração. O meio filtrante é constituído de pedregulho, com tamanhos variando dentro de uma determinada faixa, em uma ou mais subcamadas. As taxas de aplicação variam entre 0,3 e 1,5 m/h. De acordo com a direção e o sentido do fluxo de água, esses filtros podem ser classificados em:

a) Pré-filtros com fluxo horizontal

A direção do fluxo neste tipo de pré-filtro é horizontal. Praticamente consiste em uma caixa em forma de prisma retangular de base trapezoidal, dividida em várias seções preenchidas com meios filtrantes de diferentes granulometrias (WEGELIN et al., 1991). Os materiais mais grosseiros encontram-se dispostos nas seções iniciais, estando o diâmetro dos pedregulhos em torno de 25 mm. A granulometria diminui gradativamente do início para o fim, quando o material mais fino atinge um diâmetro não inferior a 4 mm. O comprimento é teoricamente ilimitado, mas geralmente varia entre 5 e 9m. Agüentam entrada de água bruta, com turbidez variando entre 500 e 1000 uT. WEGELIN (1988) alerta que o topo deve ser mantido seco, com o nível da água imediatamente abaixo da superfície, a fim de evitar o aparecimento de algas. A Fig. 3.19 ilustra um corte esquemático de um pré-filtro de fluxo horizontal. A água bruta verte por uma câmara de entrada, na qual os sólidos maiores podem sedimentar e o afluente, por meio de uma parede com orifício, é distribuído de maneira mais homogênea através de toda a seção transversal do filtro. A massa líquida passa por todas as camadas de diferentes granulometrias, sendo coletada numa câmara de saída, vertendo em um canal que a encaminha ao sistema de filtração lenta.

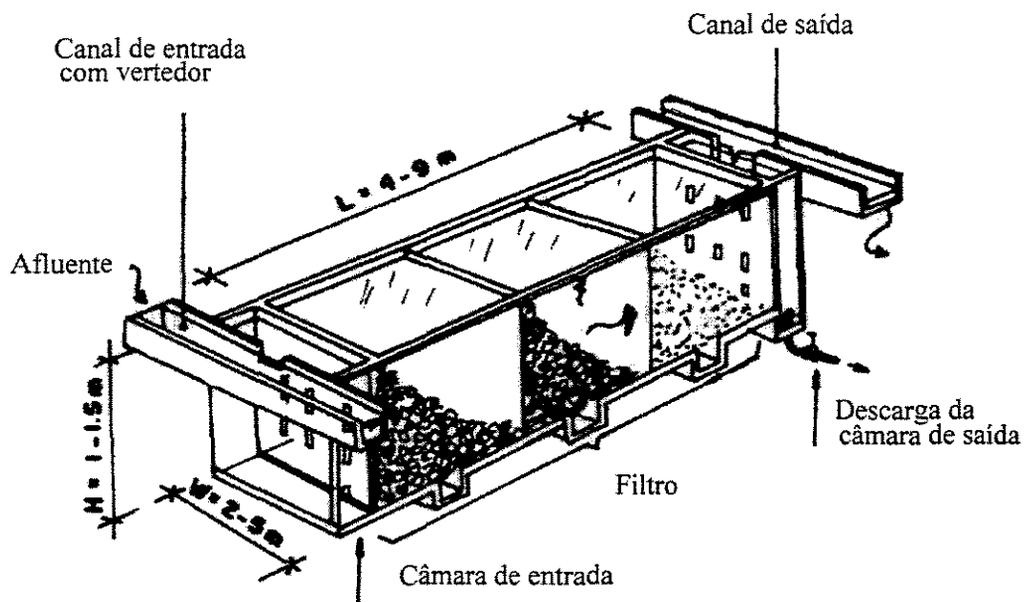


Figura 3.19: Esquema em perspectiva de um pré-filtro de fluxo horizontal. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.352.

Segundo WEGELIN et al. (1991), o comprimento total está compreendido normalmente entre 4 e 9 m, dependendo da qualidade da água bruta, da carga hidráulica e do tamanho dos grãos do material granular. O autor recomenda que a altura seja limitada em 1,5 m, para facilitar a limpeza manual, enquanto a largura deve variar entre 2 e 5 m, dependendo da capacidade de filtração. A granulometria do meio filtrante varia de 4 a 20 mm, e as taxas de filtração são da ordem de 12 a 36 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Segundo o autor, o processo de remoção predominante neste tipo de filtro é a sedimentação, onde a combinação do movimento horizontal do fluxo, com a descida das partículas, garante uma grande capacidade de armazenamento de lodo e, conseqüentemente, uma longa carreira de filtração.

b) Pré-filtros de pedregulho de fluxo vertical descendente

Estes tipos de filtros apresentam o fluxo na direção vertical, de forma semelhante aos filtros lentos e rápidos de gravidade. A Fig. 3.20 ilustra o esquema de um tipo de pré-filtro de escoamento descendente. DI BERNARDO (1993b) sugere para as camadas 1, 2 e 3,

granulometrias de 25,4 a 19,0, 12,7 a 6,4 e 4,8 a 2,4 milímetros, respectivamente, e taxas de aplicação entre 12 e 48 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

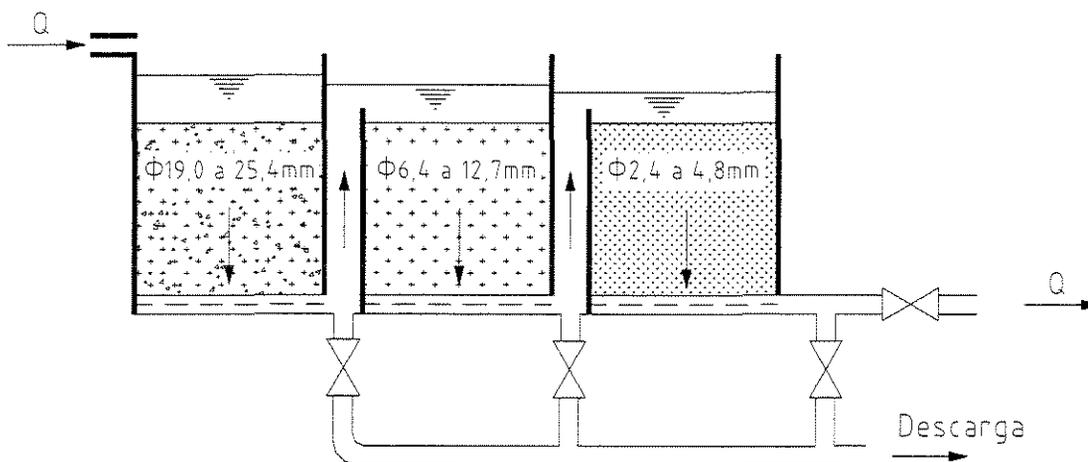


Figura 3.20: Esquema em corte longitudinal de um pré-filtro de escoamento descendente. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.334.

PERES et al. (1985)⁵, apud BRESAOLA (1990), em trabalhos realizados no Peru, investigaram a utilização destes tipos de pré-filtros, em paralelo e em série. Instalaram os filtros-piloto em paralelo, a fim de possibilitar o estudo do comportamento dos diferentes meios filtrantes de cada um, sob a mesma qualidade da água bruta. Variando a espessura do meio filtrante entre 0,50 a 2,00 m e a taxa de filtração de 2,4 a 19,6 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, os autores puderam verificar que a eficiência do processo depende essencialmente da qualidade da água bruta. Constataram ainda que essa eficiência diminui com o aumento da taxa e do tamanho dos pedregulhos, enquanto que ela aumentava ao longo da carreira de filtração. A lavagem dos filtros com água a uma velocidade de 2,0 m/min, durante um intervalo de tempo de 5 minutos, mostrou uma remoção de 25 % do material retido no meio. Este baixo índice demonstra a dificuldade da operação de lavagem neste tipo de unidade.

⁵ PERES J. M. et al. Informe preliminar de la investigacion sobre pre-filtros de grava. Lima, OPS, OMS, 1985.

c) Pré-filtros de pedregulho de fluxo vertical ascendente

WEGELIN (1988) os define como pré-filtros operados e limpos de forma similar aos de escoamento descendente, mudando basicamente o sentido do fluxo. Os filtros de pedregulho de fluxo vertical ascendente têm sido estudados em Cali, Colômbia, de acordo com VISSCHER & GALVIS (1987)⁶, apud BRESAOLA (1990) e também em São Carlos, S.P. - Brasil. Processos físicos, químicos e biológicos tomam lugar nesses reatores, mas os dados são limitados e pouco se conhece sobre os mecanismos responsáveis pela remoção das partículas sólidas e coloidais. A Fig. 3.21 ilustra um esquema, em corte, de um pré-filtro de fluxo vertical ascendente.

Numa unidade de pré-filtro semelhante ao esquematizado na Fig. 3.21, DI BERNARDO et al. (1987) chegaram a até 90% de remoção de ferro e manganês. Entretanto, limitam a taxa de filtração máxima em $24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

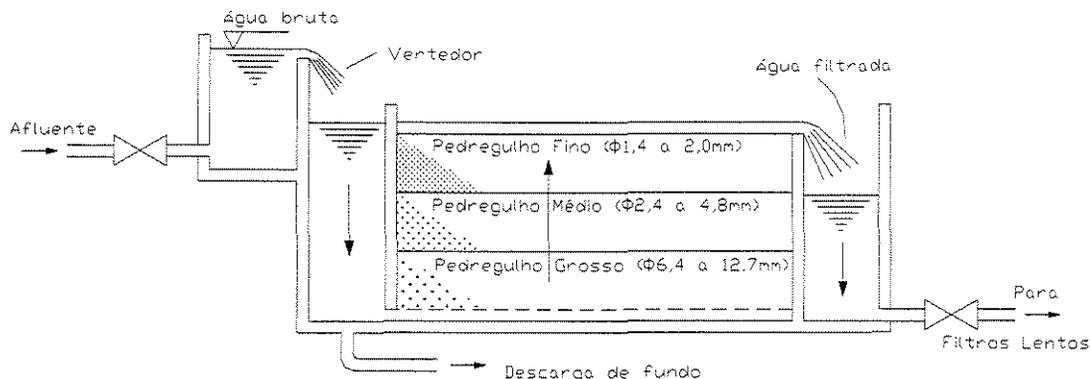


Figura 3.21: Esquema em corte longitudinal de um pré-filtro de escoamento ascendente. Fonte:

Adaptado de DI BERNARDO, 1993b, p.346.

DI BERNARDO (1988) encontrou remoção de até 90% de turbidez, cor, e concentrações de ferro e manganês, usando unidade de pré-filtração com escoamento ascendente por meio de pedregulho. Observou ainda que os máximos valores de sais de ferro e manganês no afluente são acompanhados pelo mesmo fenômeno no efluente, o que indica que

⁶ VISSCHER, J. T. & GALVIS, G. *La filtracion lenta en arena retoma su papel en la potabilizacion del agua*. Cali, Colombia: CIR – UNIVALLE, p.17-21, ago., 1987.

esses sistemas não têm capacidade de atenuar súbitas mudanças na variação da qualidade do afluente. O autor observou ainda que lavagens nas camadas intermediárias do leito filtrante não produzem nenhum benefício, pois a perda de carga no meio é sempre muito baixa, mesmo com taxas de filtração acima de $36 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Ainda assim, uma considerável remoção de sólidos foi observada na descarga, embora tenha havido detrimento da qualidade bacteriológica do efluente. A Fig. 3.22 ilustra esquematicamente a instalação usada pelo autor. A unidade era constituída por um cilindro de aço de 80 cm de diâmetro interno, em chapa de espessura 7,9mm e 1,75m de altura, e na base, um cone de aço invertido e truncado, de 80 a 20cm de diâmetro interno e 60cm de altura.

Têm sido realizadas pesquisas sobre a utilização da pré-filtração na filtração lenta, na Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo, em São Carlos (EESC-USP). RUGNO (1989) estudou a pré-filtração em meio de pedregulho com fluxo ascendente, utilizando unidades de 0,80 m de diâmetro e 3,00 m de altura, construídas em chapa metálica. Foram estudados meios filtrantes com diferentes granulometrias e espessuras. A Tab. 3.10 relaciona as granulometrias e espessuras para as diferentes fases do projeto. A Tab. 3.11 apresenta os resultados obtidos, tais como as porcentagens de remoção de turbidez, cor e ferro para as duas fases do estudo, em diferentes taxas de filtração. O autor pôde concluir que para taxas de filtração inferiores a $24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, tanto na 1ª como na 2ª fase, foram obtidas remoções satisfatórias de turbidez, cor aparente, ferro e manganês.

COLLAZOS (1990) realizou estudos comparativos entre pré-filtros de pedregulho e areia grossa, de fluxo ascendente e descendente, para diversas taxas de filtração. As unidades foram operadas de forma simultânea, ou seja, em paralelo, de modo a serem alimentadas com a mesma água bruta, para uma melhor comparação de resultados. Os pré-filtros foram divididos em quatro subcamadas de diferentes granulometrias e espessuras. Na Tab. 3.12 são descritas as características das diferentes subcamadas constituintes dos pré-filtros de pedregulho. Na Tab. 3.13 são apresentados os valores médios de ferro total e a eficiência de remoção para ambos pré-filtros, para as diferentes taxas de filtração. Os estudos relatados demonstraram uma significativa redução da turbidez, cor aparente e teores de ferro e manganês no efluente dos pré-filtros de pedregulho, sem a adição de qualquer tipo de composto químico.

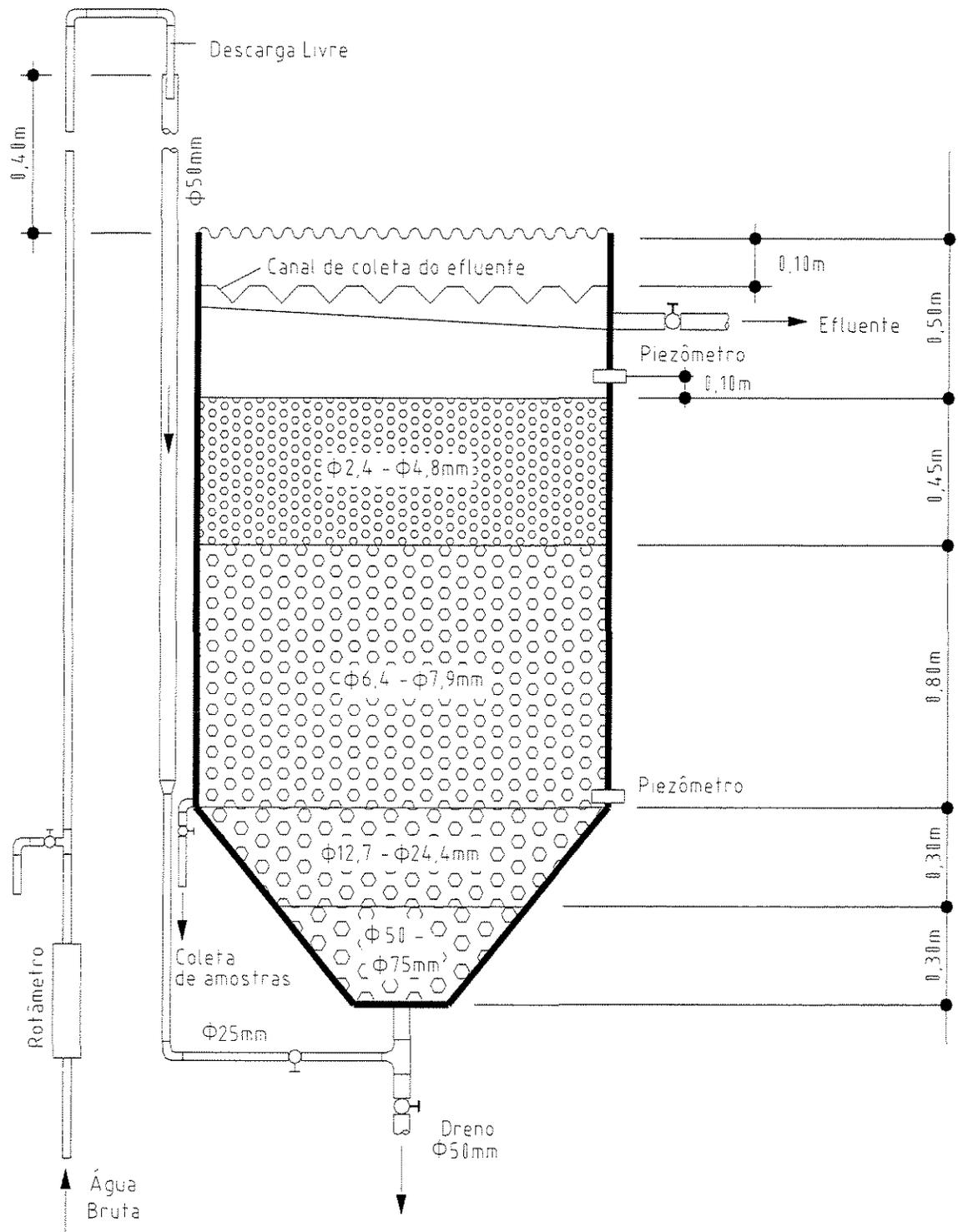


Figura 3.22: Esquema em corte longitudinal da planta-piloto de um sistema de pré-filtração por escoamento ascendente. Fonte: Adaptado de DI BERNARDO, 1988, p.131.

Tabela 3.10: Granulometrias e espessuras das camadas de pedregulho nas duas fases do projeto experimental.

1º Fase:	Camada	Espessura (m)	Granulometria (mm)
	1	0,60	12,5 – 19,0
2	1,25	6,4 – 7,9	
2ª Fase:	1	0,60	12,5 – 19,0
	2	0,80	6,4 – 7,9
	3	0,45	2,4 – 4,8

Fonte: Adaptado de RUGNO (1989)

Tabela 3.11: Valores médios de turbidez, cor e ferro total da Água Bruta (AB), do Efluente do Pré-Filtro de Pedregulho (EF) e da porcentagem de Remoção (%R), para pré-filtro de pedregulho de fluxo ascendente.

Fase	Taxa m ³ /m ² .d	Turbidez (uT)			Cor (uH)			Ferro Total (mg/L)		
		AB	EF	% R	AB	EF	% R	AB	EF	% R
1	12	7.64	4.28	44	36.36	17.28	52	0.96	0.40	58
	18	5.44	3.17	42	30.33	15.50	49	0.78	0.30	62
	24	6.52	3.73	44	36.58	18.95	48	0.85	0.41	52
	36	11.40	8.22	23	57.86	35.63	38	1.20	0.62	48
2	12	21.41	13.2	39	103.06	57.12	45	1.97	1.01	49
	18	28.96	28.96	26	234.44	161.39	31	3.12	1.60	49
	24	18.18	10.74	42	100.00	56.89	43	2.04	1.02	50
	36	16.73	10.07	48	94.78	49.56	48	1.82	0.93	49

Fonte: Adaptado de RUGNO, 1989.

Tabela 3.12: Espessura e granulometria das diferentes subcamadas constituintes dos pré-filtros de pedregulho, de fluxo ascendente e descendente.

Subcamadas	Espessura (m)	Granulometria (mm)
1	0,60	25 – 50
2	0,40	6,4 - 12,7
3	0,40	2,4 - 4,8
4	0,40	1,4 - 2,0

Fonte: Adaptado de COLAZZOS, 1990.

Tabela 3.13: Valores médios de ferro total presentes na água bruta (AB), nos efluentes do pré-filtro de pedregulho e areia grossa de fluxo ascendente (EF(A)) e nos de fluxo descendente (EF(D)), bem como porcentagem de remoção (% R).

Fase	Taxa m ³ /m ² .d	Valores Médios de Ferro Total (mg/L)				
		AB	EF(A)	% R	EF(D)	% R
1	12	1.61	1.01	37	1.18	27
	24	1.76	0.84	52	0.76	57
	36	1.66	0.60	64	0.77	54
2	12	2.67	1.45	46	1.64	39
	24	1.78	0.93	48	1.07	40
	36	4.07	1.81	56	2.23	45
	12	4.29	1.86	57	2.88	33

Fonte: Adaptado de COLAZZOS (1990).

3.7.4 Lavagem dos pré-filtros de pedregulho

Quando o filtro encerra o funcionamento, seja por perda de carga ou diminuição da qualidade do efluente, WEGELIN (1988) diz que é necessário a sua lavagem para que volte a apresentar eficiência adequada. Ele ainda recomenda limpeza manual para pequenas unidades, ou quando a disposição das águas de lavagem for difícil.

BOLLER (1994) diz que a operação dos filtros de pedregulho poderia ser consideravelmente melhorada pela otimização da retro-lavagem. Cita ainda as experiências de WEGELIN (1990)⁷, cujos resultados demonstraram que, em relação à eficiência da retro-lavagem e às facilidades de operação, filtros de fluxo vertical em série são muito mais apropriados que um longo de fluxo horizontal.

⁷ WEGELIN, M. Feldversuche zur Optimierung der Kies- und Sandfilter auf der Grundwasseranreicherungsanlage Aesch/BL, EAWAG-Bericht 15-4740. Basel: Amt f. Umweltschutz und Energie. 1990.

BRATBY (1987) fala que se não houver teores elevados de Fe e Mn, o sistema de lavagem apenas com água seria adequado. Contudo, um dos efeitos notórios decorrentes da presença desses é uma colmatação do meio filtrante muito além da que ocorre apenas devido aos coagulantes metálicos e polieletrólitos. Como consequência, a perda de carga no início de cada lavagem, pode ser muito além da verificada logo depois. Ocorrendo a cimentação dos grãos do leito filtrante, podem ser formados caminhos preferenciais e, portanto, a cada lavagem sucessiva a situação tende a uma degradação progressiva. Como soluções para esse problema, o autor sugere carreiras de filtração limitadas, para evitar o acúmulo excessivo de material e diminuir o material restante após cada lavagem, e limpeza química com ácido sulfúrico como controle na formação de bolas de lodo, a ser feita numa média de cada 6 meses, ou de acordo com a necessidade.

3.7.5 Remoção de ferro e manganês por filtração

AZIZ & SMITH (1992) pesquisaram a remoção de manganês utilizando filtração em meio constituído de materiais sólidos grosseiros. Uma solução de cloreto de manganês na concentração de 1 mg/L foi adicionada a frascos contendo diferentes meios filtrantes (pedra calcária dolomítica, pedregulho e tijolo vermelho moído), ou simplesmente agitada, sem nenhum meio presente e sob diversos valores de pH, para haver parâmetro de comparação. A granulometria dos materiais estava na faixa de 3,35 a 4,76 mm. O pH da solução foi ajustado aos valores desejados através da adição de hidróxido de sódio. Os recipientes contendo as soluções foram submetidos à uma agitação moderada (300 rpm) por 60 minutos, medindo-se então o pH e deixando-os imóveis por 90 minutos, para decantação. As amostras do sobrenadante foram passadas por um filtro-membrana com aberturas de 0,45 µm.

A filtração através da pedra calcária apresentou remoção de 95% de compostos de manganês, com um valor de pH final igual a 8,5. Através do tijolo moído, a eficiência atingiu 82%, enquanto que no pedregulho, cerca de 60%. Por aeração e sedimentação, com ausência de meio sólido, a eficiência foi menor que 15%, conforme observado através dos dados plotados no gráfico da Fig. 3.23. Para saber se a maior remoção com meio pedra calcária era

devida a fenômenos químicos, a solução de Mn^{II} foi agitada, e filtrada através desse meio com adição de solução de 15 mg/L de cloreto de cálcio, ou de 15 mg/L de carbonato de cálcio. A adoção desta metodologia foi para estabelecer o efeito do cálcio solúvel na remoção do manganês. Já a aplicação do carbonato de cálcio, mostraria o efeito do carbonato solúvel, ambos comparados com a solução sem nenhum outro aditivo. Os dados plotados no gráfico da Fig. 3.24 demonstram que a remoção do manganês com adição de carbonato de cálcio foi maior que com o cloreto de cálcio ou nenhuma adição química. Concluíram que a presença do carbonato favorece a precipitação do manganês, enquanto que o cálcio não contribui em nada, resultando em uma remoção praticamente igual ao experimento sem aditivos. Para especificar os precipitados de manganês formados em função do pH e meio filtrante, os autores fizeram pesquisas em uma ampla faixa de variação de pH, e seis exemplos que eles consideraram mais representativos estão apresentados na Fig. 3.25. Os resultados obtidos utilizando pedregulho, com valores de pH iguais a 7,5 e 9,5, e na ausência de materiais sólidos, com pH igual a 10,3, mostram que mais de 20% do manganês foi removido no filtro de 0,45 μm , e não por simples sedimentação, confirmando sua presença na forma de micro-precipitado. Em pH 7,3, a maior parte do manganês permaneceu em solução na ausência de meio sólido, enquanto que para um valor de pH bem próximo a 7,5, utilizando pedregulho como material de contato, este valor caiu para menos de 10%.

AZIZ e SMITH (1992) concluíram que a utilização de material grosseiro e carbonato é benéfica no processo de remoção do manganês por precipitação. A pedra calcária proporciona remoção com um meio de baixo custo efetivo. Sua maior eficiência pode ser explicada pela mistura de dois efeitos. Primeiramente, a superfície rugosa da pedra calcária oferece maior superfície de contato, resultando em uma melhor flocculação para o precipitado de manganês. O segundo fator seria a presença de carbonato de cálcio dissolvido, devido à formação de carbonato de manganês.

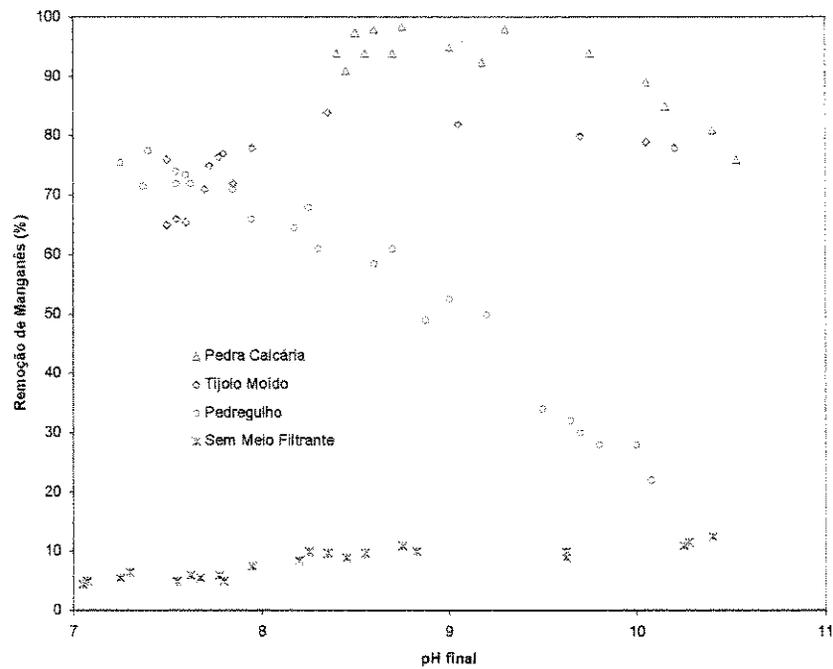


Figura 3.23: Variação da remoção de manganês em função do pH, utilizando diferentes meios sólidos (concentração inicial de manganês = 1 mg/L). Fonte: Adaptado de AZIZ e SMITH. 1992, p.854.

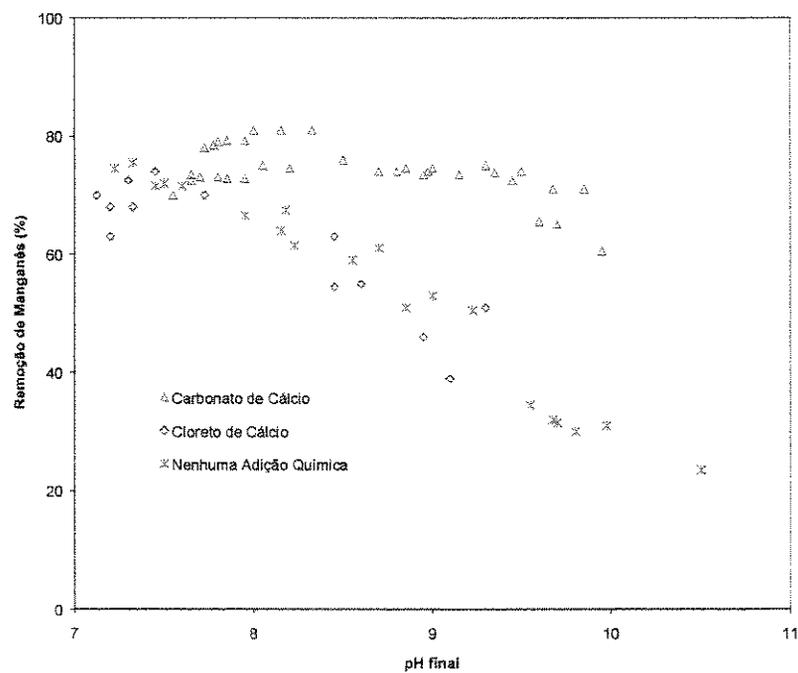


Figura 3.24: Variação da remoção de manganês em função do pH final, utilizando meio sólido de pedregulho e aditivos químicos (concentração inicial de manganês = 1 mg/L). Fonte: Adaptado de AZIZ e SMITH. 1992, p.854.

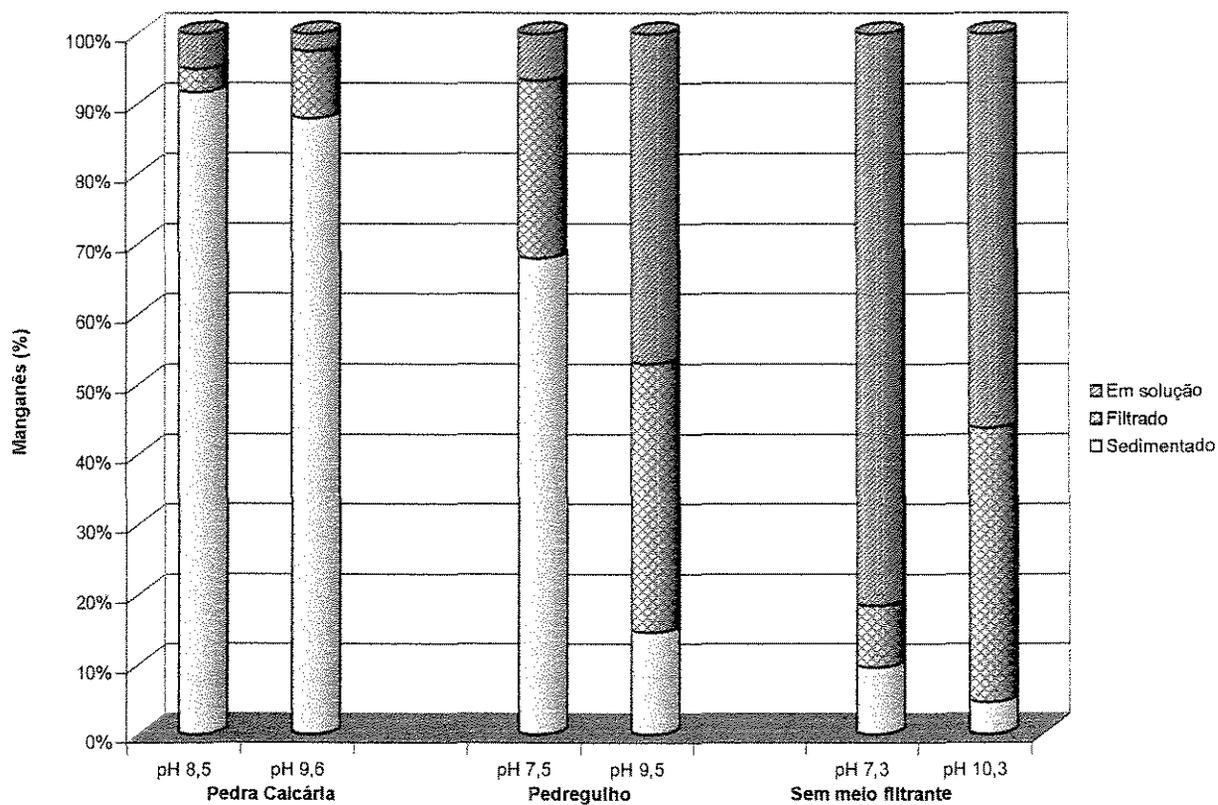


Figura 3.25: Exemplos dos estados do manganês presentes nos experimentos utilizando pedra calcária, pedregulho e sem meio filtrante. Fonte: AZIZ & SMITH. 1992, p.854.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O desenvolvimento da investigação experimental foi realizado com a utilização de uma instalação piloto, construída ao lado do prédio onde encontra-se instalada a reservação de água do Laboratório de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP. Essa localização proporcionou algumas vantagens, tais como: facilidade na coleta de amostras, transporte e monitoramento do sistema, devido à proximidade ao Laboratório; facilidade de acesso ao local; proteção oferecida pela parede do prédio, contra esforços de vento. Por não estar numa área visível, houve segurança contra tentativas de vandalismo ou depredação do equipamento.

O prédio da caixa de água possui área de 3,0 X 6,0 m², e encontra-se a 3,3 metros de distância do edifício do Laboratório. Num pavimento superior, a 6,0 metros do nível do piso, estão localizadas 4 caixas de água de 1000 litros cada, usadas para abastecimento do mesmo, inclusive as áreas dos sanitários. As Fig. 4.1 e Fig. 4.2 fornecem um esquema da disposição, em planta, do sistema, relativamente aos prédios dos laboratórios e da caixa de água, e a foto com a visualização da área do experimento, respectivamente.

Através de dados fornecidos por BARROS (1999), foi detectado que dos cerca de 90 mil m³ de água, que abastece a rede interna da UNICAMP mensalmente, 30% provêm dos 4 poços artesianos existentes dentro do campus. Este aspecto, aliado ao uso de grande volume de água usado no experimento, fez com que houvesse a opção por utilizar a mesma para o desenvolvimento do trabalho. Um desvio, no sistema que abastece as 4 caixas para alimentação do Laboratório, foi providenciado para alimentar a caixa de 100 litros, usada na pesquisa. A foto da Fig. 4.3 mostra a derivação realizada na tubulação, que abastece o prédio das caixas de água, para poder retirar o líquido para o experimento.

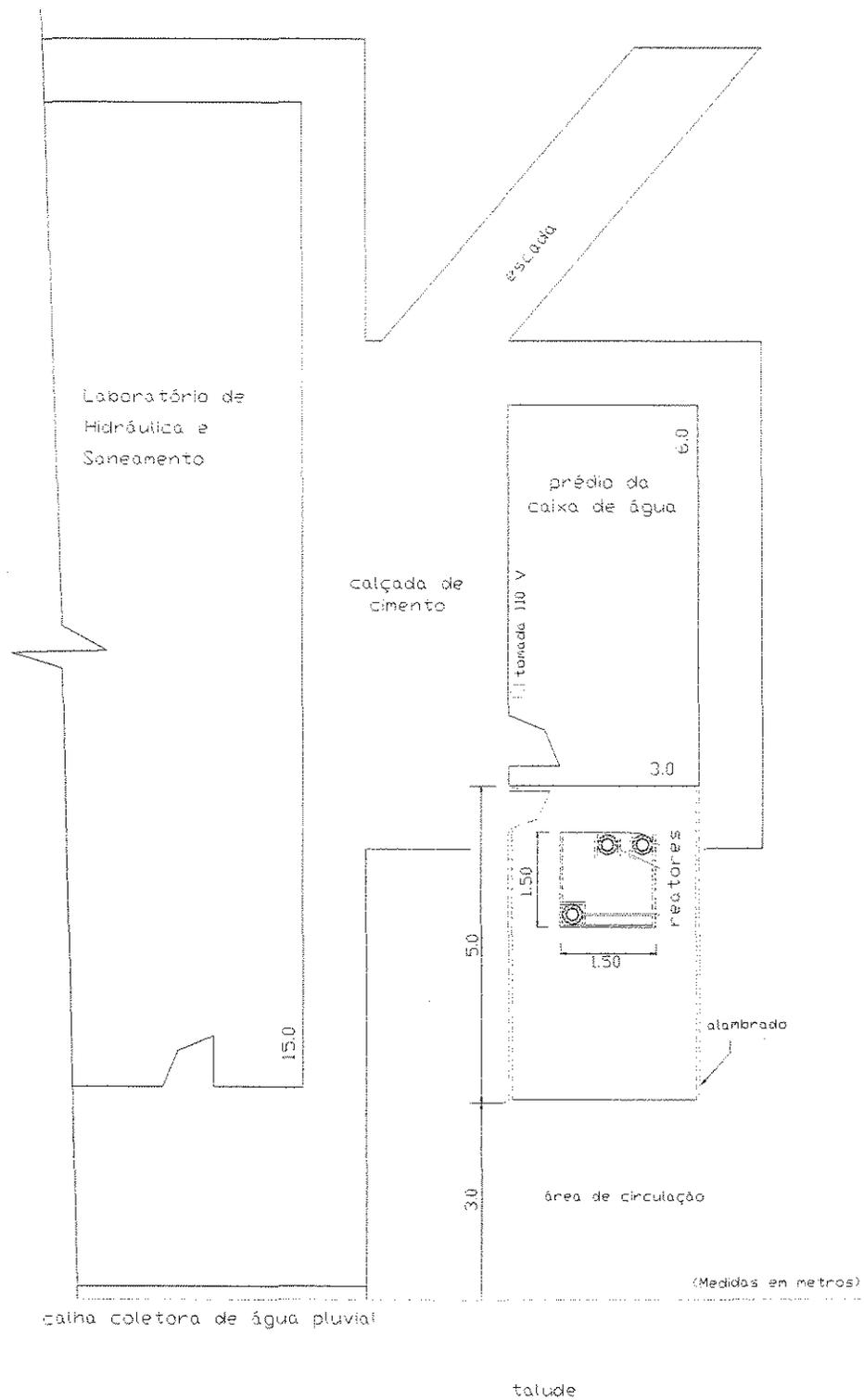


Figura 4.1: Planta esquemática da área do sistema de reatores utilizados no trabalho, delimitado pelo sistema de alambrado.

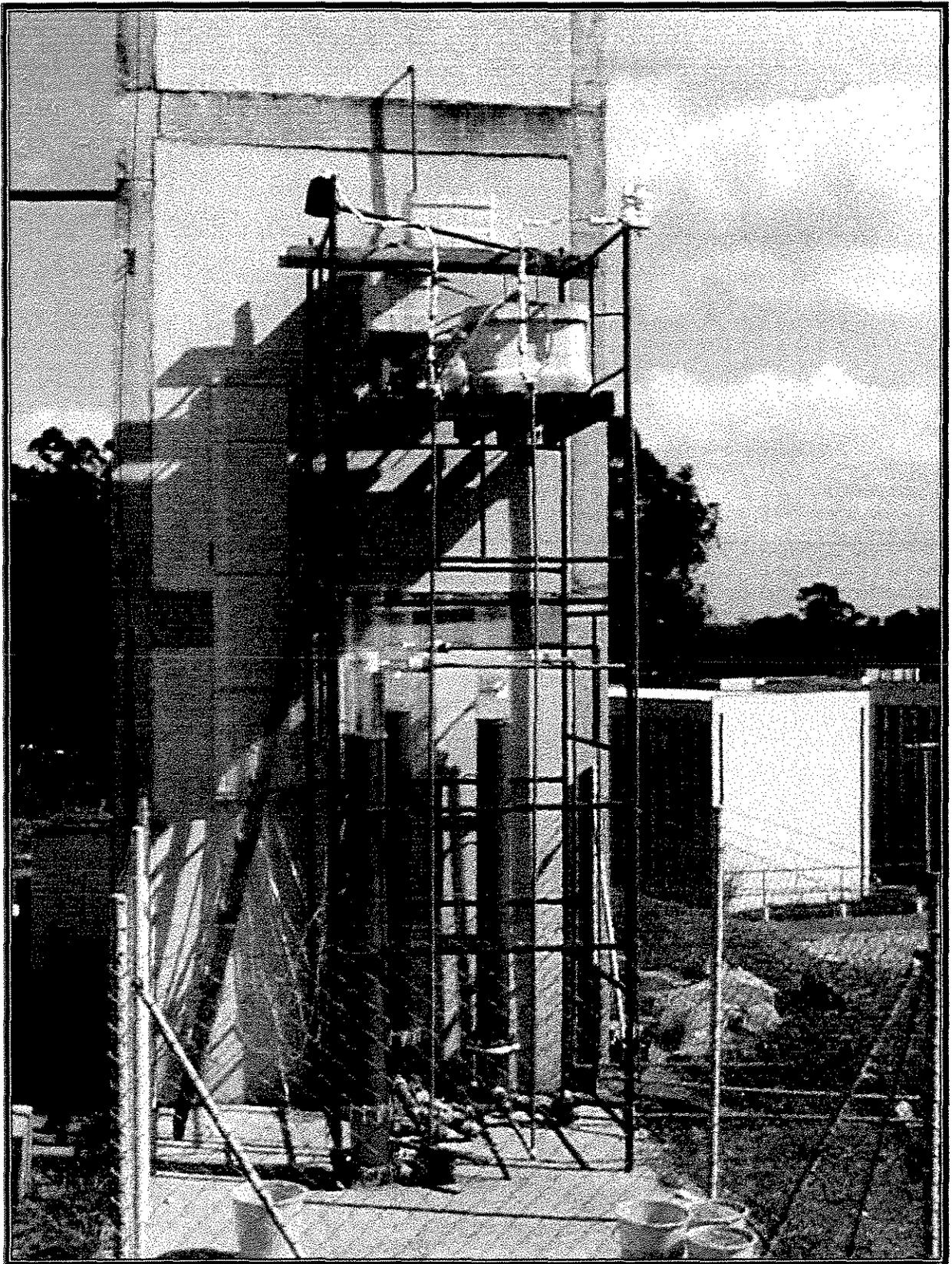


Figura 4.2: Foto da vista geral da instalação experimental.



Figura 4.3: Foto da derivação da tubulação, para alimentação do experimento.

4.1 DESCRIÇÃO GERAL DO SISTEMA DE REATORES GRANULARES

O sistema era composto por três unidades de filtração, com semelhante meio filtrante no que concerne à composição granulométrica, e com escoamento vertical ascendente (reatores de contato). Elas foram instaladas na área explicitada, e alimentadas pela água reservada numa caixa de cimento amianto a 4,0m do solo, fixada sobre vigas de madeira apoiadas na estrutura de andaimes modulados. Uma válvula de bóia na saída de alimentação manteve o nível constante.

Como a concentração de sais de ferro e manganês na água da rede era muito aquém da que se queria trabalhar, e que eram citadas nas referências bibliográficas consultadas, foi utilizado um sistema que permitia variar esses parâmetros, durante a realização do trabalho experimental. Na parte interna do prédio da caixa de água, na laje superior a cerca de 6,0m do solo, foi colocada uma caixa de cimento amianto, com capacidade para 100 litros, onde era preparada a solução de sais de ferro e manganês. Essa unidade foi denominada de *Reservatório de Preparação de Solução (R1)*. Durante o preparo, a tubulação de saída da caixa era fechada por um dispositivo hidráulico do tipo CAP. A água utilizada nessa preparação, era obtida a partir dos próprios reservatórios de abastecimento do Laboratório. O enchimento era feito até um nível pré-determinado, de forma a se ter um volume igual a 80 litros. Os sais sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e sulfato manganoso monohidratado ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) eram previamente pesados no laboratório, e transportados em um becker até o local da preparação. A solução era misturada, agitando-se a mesma com as mãos. Em seguida, o CAP era retirado, e o escoamento se dava para a unidade seguinte. A foto da Fig.4.4 ilustra o momento da preparação da solução, onde é possível ver a mangueira de alimentação introduzindo a água oriunda de um dos quatro reservatórios de cimento amianto de 1000 litros existentes. O nível de água, para ser atingido o volume igual a 80 litros, estava indicado na caixa, como o vértice inferior do triângulo azul, e também é possível vê-lo na foto da Fig. 4.4.

Do reservatório **R1**, canalizações de PVC, com diâmetro de 3/4" conduziam a solução até um *Reservatório de Passagem (R2)*, cuja principal função era, mesmo durante o tempo em que a saída de **R1** era fechada, quando da preparação da solução, garantir o fluxo de solução e o nível constante da unidade seguinte. Em seguida, vinha o *Reservatório de Armazenamento (R3)*, a partir do qual era adicionada continuamente solução de sais à água do *Reservatório de Alimentação (R4)* dos reatores. Nessas duas últimas unidades (**R3** e **R4**), o nível era mantido constante com o auxílio de bóias. A foto da Fig. 4.5 fornece uma vista aérea do sistema aqui descrito.

A alimentação dos filtros foi feita através de mangueiras, funcionando hidráulicamente como um "sifão", que encaminhavam o fluxo para cada uma das três linhas de

alimentação dos reatores, e através das quais era possível o controle da vazão. Uma peça hidráulica do tipo redução 2" / 3/4", colocada para quebra de bolhas de ar, recebia o fluxo dessas mangueiras, e o dirigiam para tubulações de diâmetro 3/4". A água que seguia para o *Reator 1* não recebia nenhum produto oxidante, para que fossem obtidos dados comparativos. Nas linhas de alimentação dos *Reatores 2* e *3*, eram colocadas soluções oxidantes de permanganato de potássio (KMnO_4) e hipoclorito de sódio (NaClO), respectivamente. Após a adição destes produtos químicos, a vazão nos *Reatores 1*, *2* e *3* era denominada, respectivamente, q_1 , q_2 e q_3 . A Fig. 4.6 melhor ilustra o sistema proposto.

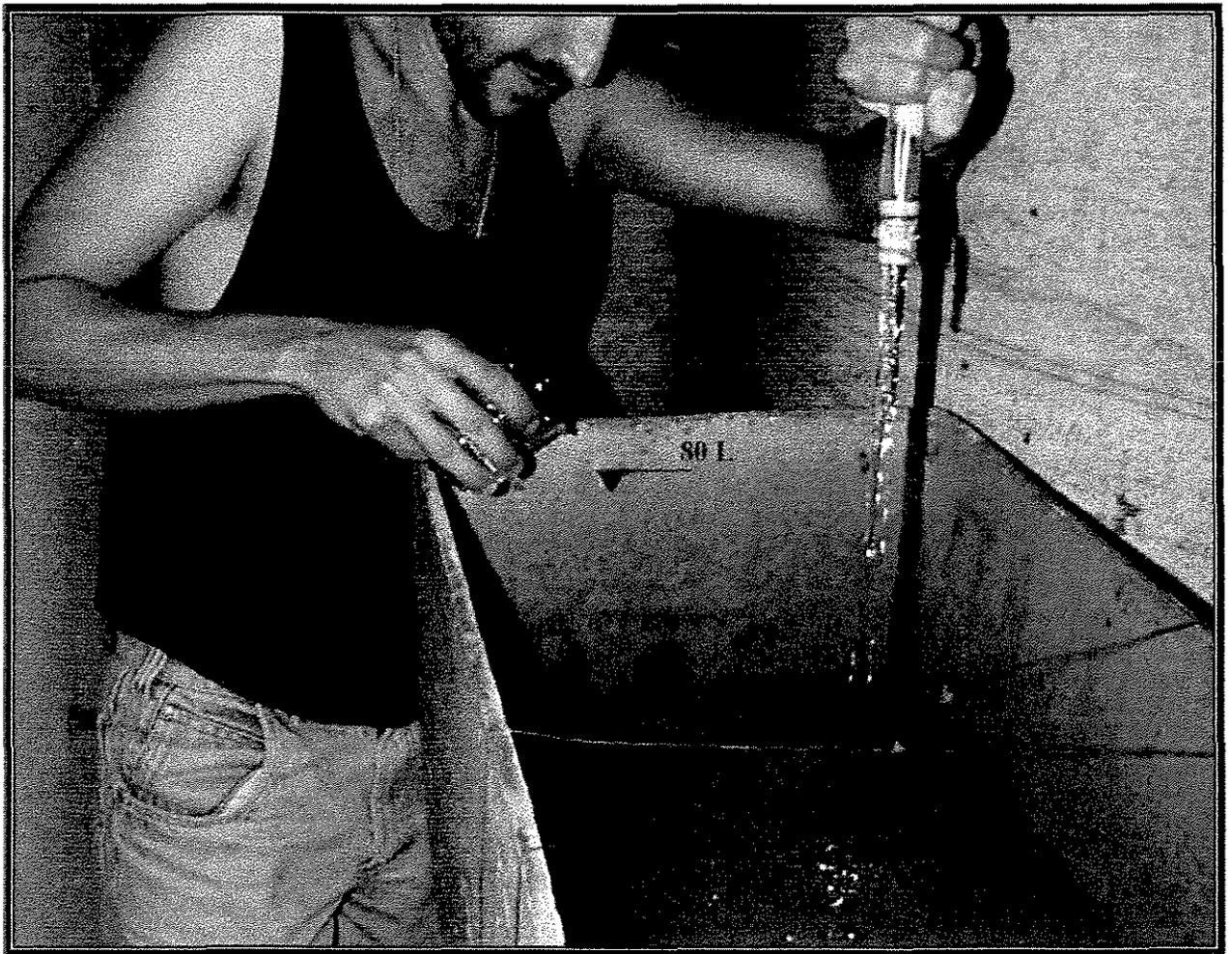


Figura 4.4: Foto mostrando o momento de preparação da solução de sulfato ferroso heptahidratado e sulfato manganoso monohidratado, com água derivada do reservatório de 1000 litros.

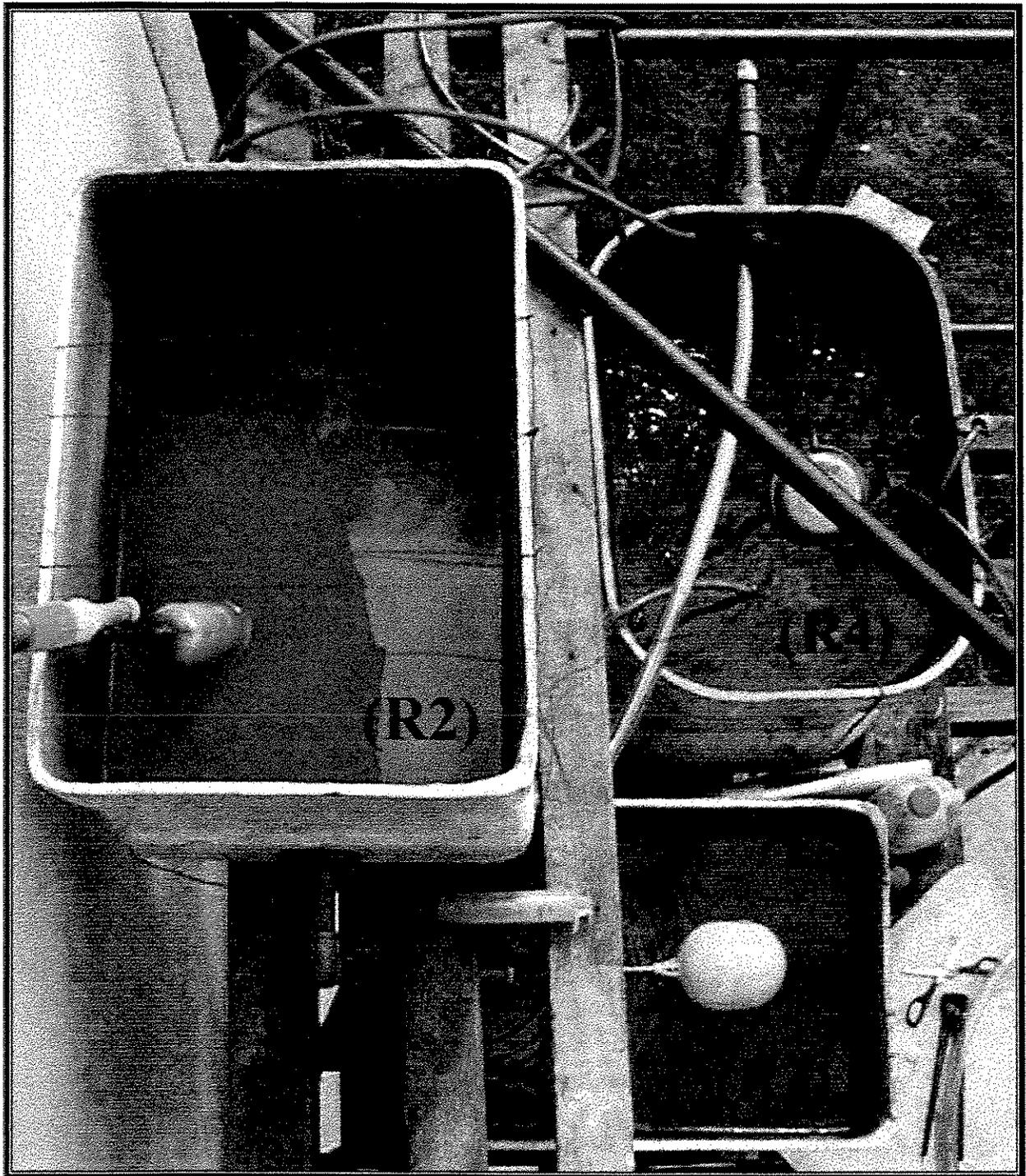


Figura 4.5: Foto do sistema de *Reservatório de Passagem (R2)*, *Reservatório de Armazenamento (R3)* e bóias, para adição contínua de solução de sais de ferro e manganês ao *Reservatório de Alimentação (R4)*.

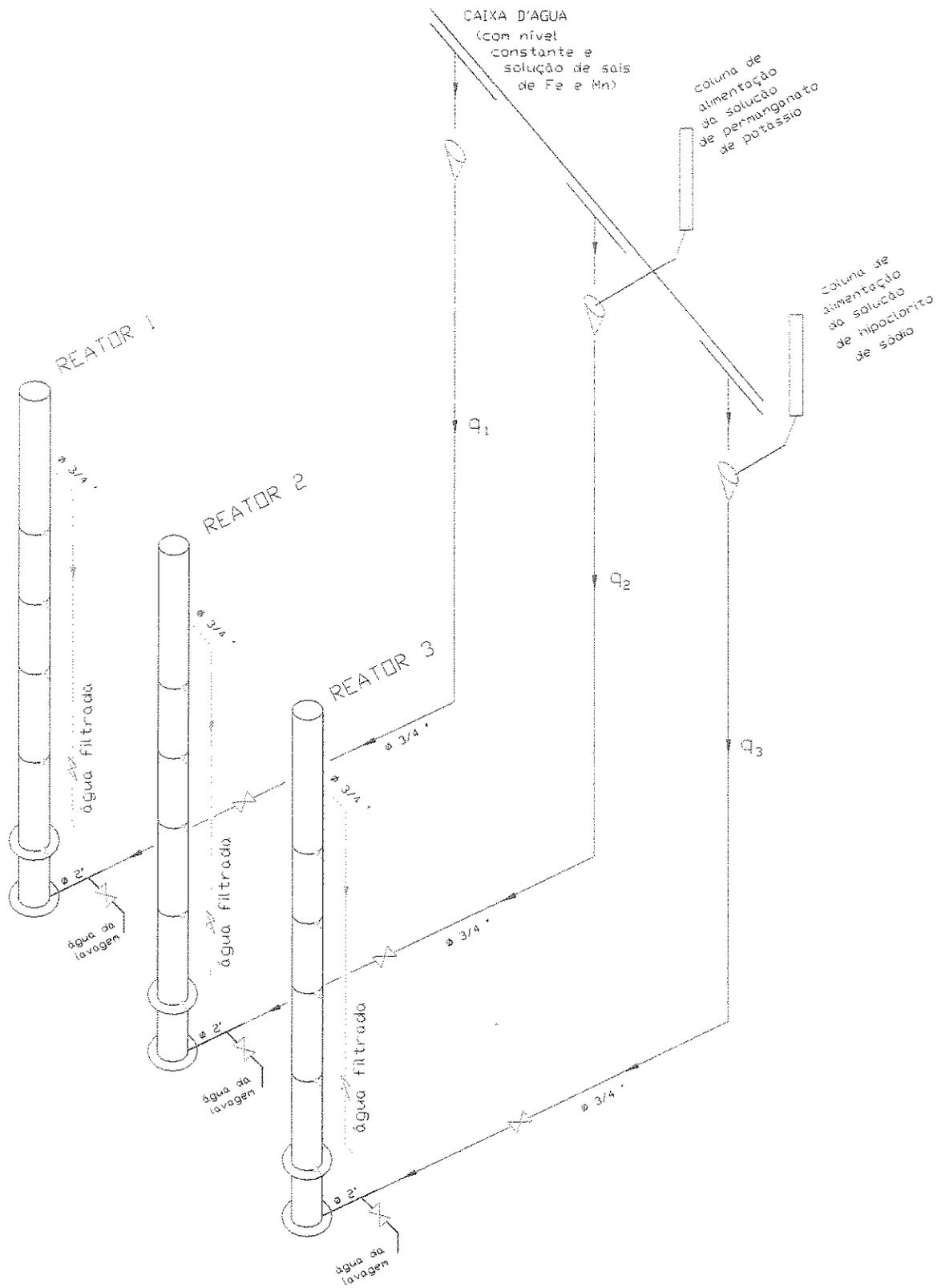


Figura 4.6: Esquema isométrico geral da instalação piloto.

A entrada da água bruta se dava pela parte inferior dos filtros, atravessando o meio poroso em fluxo ascendente, e o efluente filtrado era recolhido na parte superior, por uma saída lateral composta de uma tubulação de PVC rígido de 3/4".

A canalização de entrada em cada um dos reatores foi disposta lateralmente à parede do reator, de tal modo a também possibilitar o desvio do afluente, quando efetuadas as descargas de fundo para limpeza e drenagem das unidades. Esta tubulação possuía diâmetro de 2". A Fig. 4.7 fornece um detalhe esquematizado, em planta, desta ligação.



Figura 4.7: Detalhe esquematizado, com visão em planta da ligação da tubulação ao reator, com função de alimentação e descarga.

4.2 CARACTERÍSTICAS DOS FILTROS

Cada filtro era constituído por tubo de acrílico de cristal transparente, sem costura, de 206 mm de diâmetro externo, 6,5 mm de espessura de parede e comprimento de 3,0 m. Este era composto de elementos flangeados, que podiam ser unidos. De baixo para cima, no segundo elemento estava fixado um disco em acrílico na espessura de 25mm, dotado de 66 furos uniformemente distribuídos, com 3/8" de diâmetro cada, para passagem da água a ser filtrada. Sobre este fundo perfurado, foi acomodada a primeira camada de pedregulho. Na extremidade inferior do filtro, a flange era do tipo "cega", com 40mm de espessura, colocada sobre uma placa de madeira de forma a proteger a peça. Na parede próxima ao fundo, junto à

flange, foi soldado um tubo de 2", por onde passava a água para alimentação ou de descarga. A junta de vedação foi feita com fita de teflon. A fixação das flanges foi feita com 12 parafusos de 5/8" de diâmetro em latão cromado.

De forma a garantir o apoio e a estabilidade, os filtros foram fixados a uma estrutura de andaimes, modulados, com 5,0m de altura e base com 1,5 X 1,5m². O reservatório para alimentação do sistema foi colocado na parte alta do andaime, a 4,0 m do solo, sobre pranchas de madeira. A Fig. 4.8 apresenta uma vista lateral esquemática do sistema, contendo os andaimes suportes, a linha de alimentação vinda do reservatório e subsequente encaminhamento do fluxo, as tubulações de alimentação, de descarga de fundo e de coleta da água tratada do filtro, bem como o perfil do mesmo.

Os reatores foram dotados de cinco tomadas de pressão (piezômetros), nomeados PZ_{ij} , cujo primeiro índice i definia o reator a que se referia a tomada, e o segundo índice, j , definia a camada sobre o piezômetro em questão, conforme esquematizado na Fig. 4.9. Mangueiras plásticas, conectadas a estas tomadas, foram fixadas em um quadro piezométrico, contendo escala milimétrica, para o acompanhamento diário da evolução da perda de carga em cada uma das camadas de pedregulho, durante o andamento da carreira de filtração. Este quadro estava fixado à parede da caixa de água, próximo aos reatores, como visto na Fig. 4.10.

4.3 CARACTERÍSTICAS DO MEIO GRANULAR

Tomando como base os experimentos realizados por RUGNO (1989), BRESAOLA (1990) e COLAZZOS (1990), especificou-se a quantidade, granulometria e a espessura das camadas de pedregulho, componentes do meio filtrante, a serem dispostas nos reatores. Cada um deles recebeu quatro camadas de pedregulhos de diferentes granulometrias, dispostas umas sobre as outras, sendo a *Camada 1* assentada sobre a placa perfurada próxima à base dos reatores, a segunda sobreposta à primeira, e assim sucessivamente. A Tab. 4.1 apresenta a granulometria e as espessuras respectivas de cada uma delas. A Fig. 4.9 mostra esquematicamente o posicionamento das mesmas nos reatores. Após a segunda etapa, foi observada a dificuldade de lavagem da *Camada 4*. Assim, em uma terceira etapa, optou-se por retirar o material constituinte dessa camada, substituindo por outro, com a mesma

granulometria da *Camada 3*. A medida no piezômetro PZ_{14} , que manteve essa denominação, continuou a ser feita pois, com isso, seria possível ver o comportamento da perda de carga no meio dessa nova camada. Para tanto, essa camada foi subdividida em *3a* (*Camada 3*) e *3b* (*Camada 4*). A Fig. 4.11 apresenta, em esquema, o novo posicionamento das camadas nos reatores.

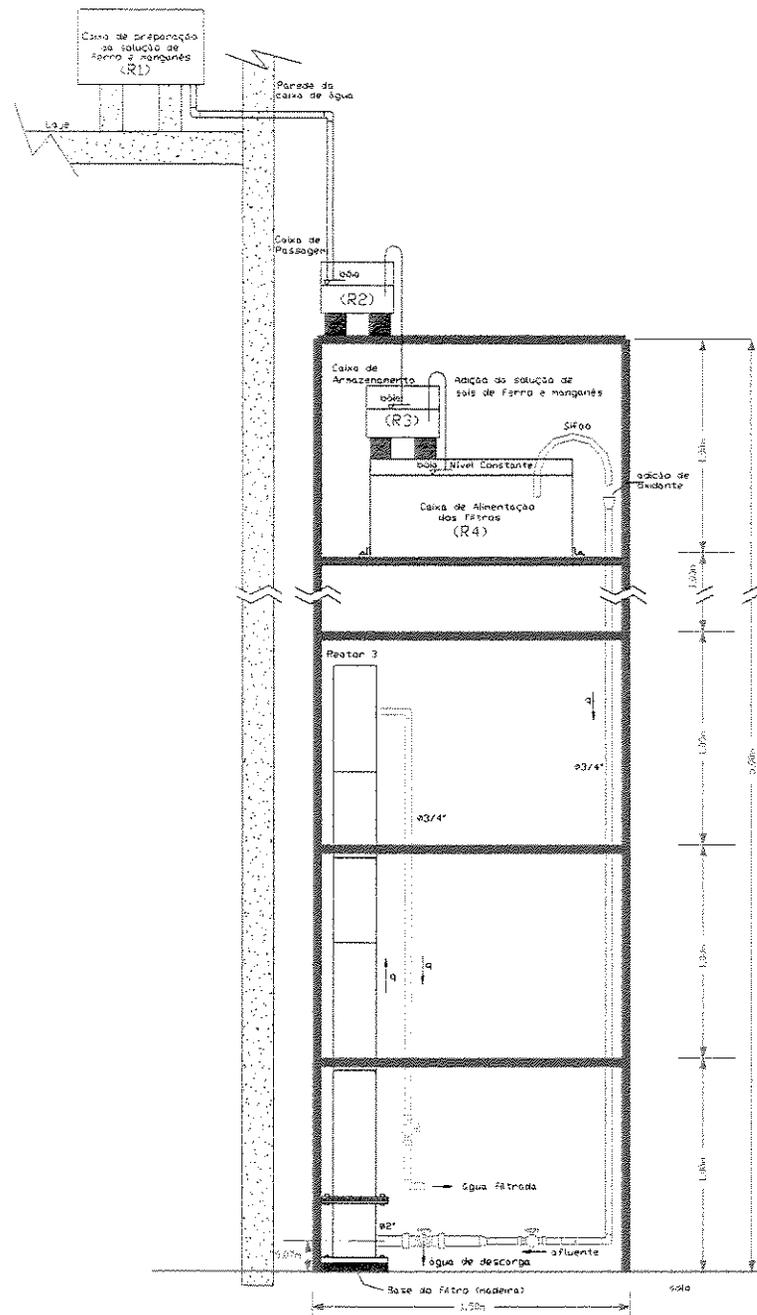


Figura 4.8: Vista lateral, esquematizada, do sistema proposto.

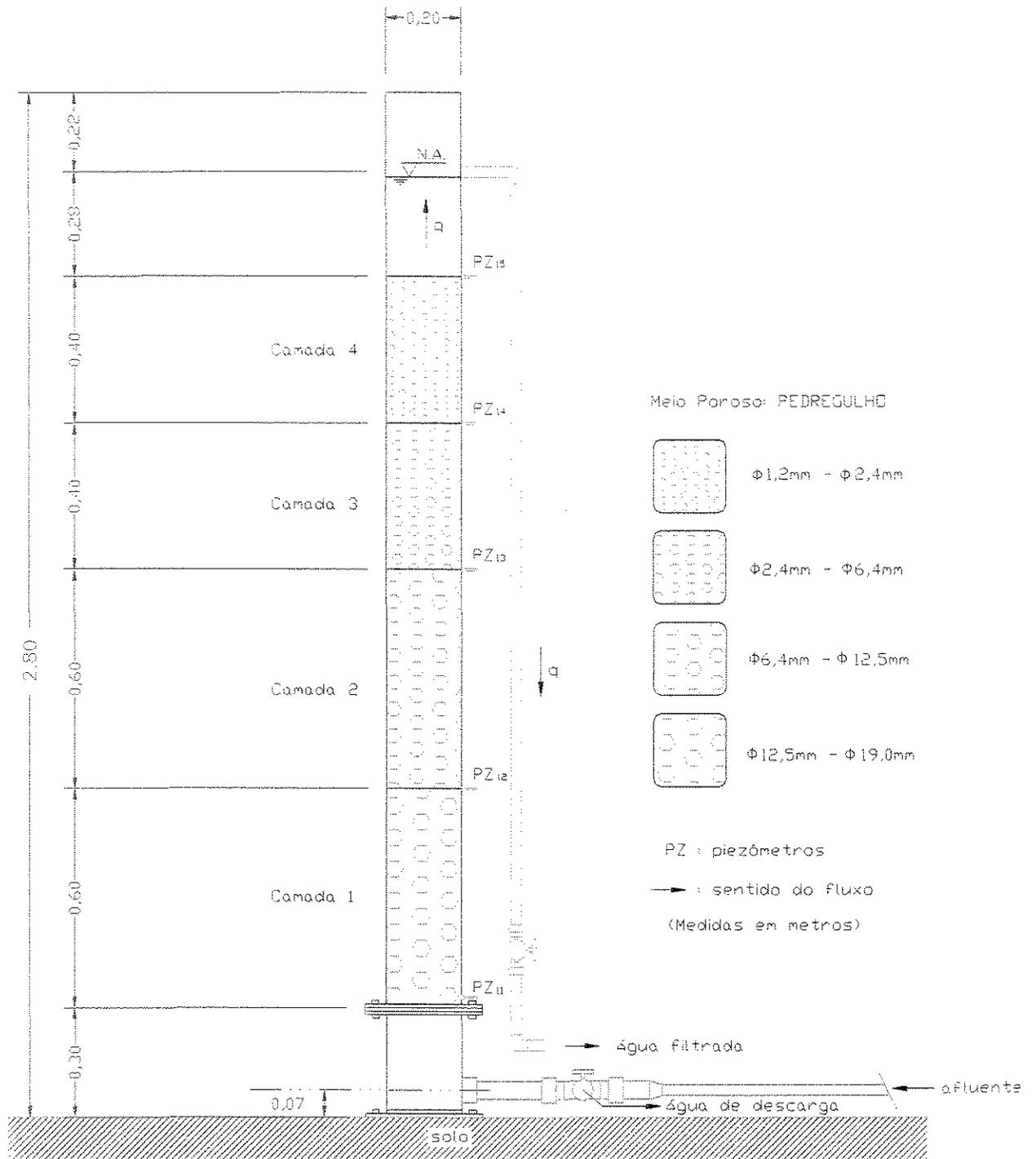


Figura 4.9: Corte esquemático de um dos reatores, mostrando disposição das camadas de pedregulho, espessura, granulometria e localização dos pontos de tomada de pressão – 1ª e 2ª etapas.

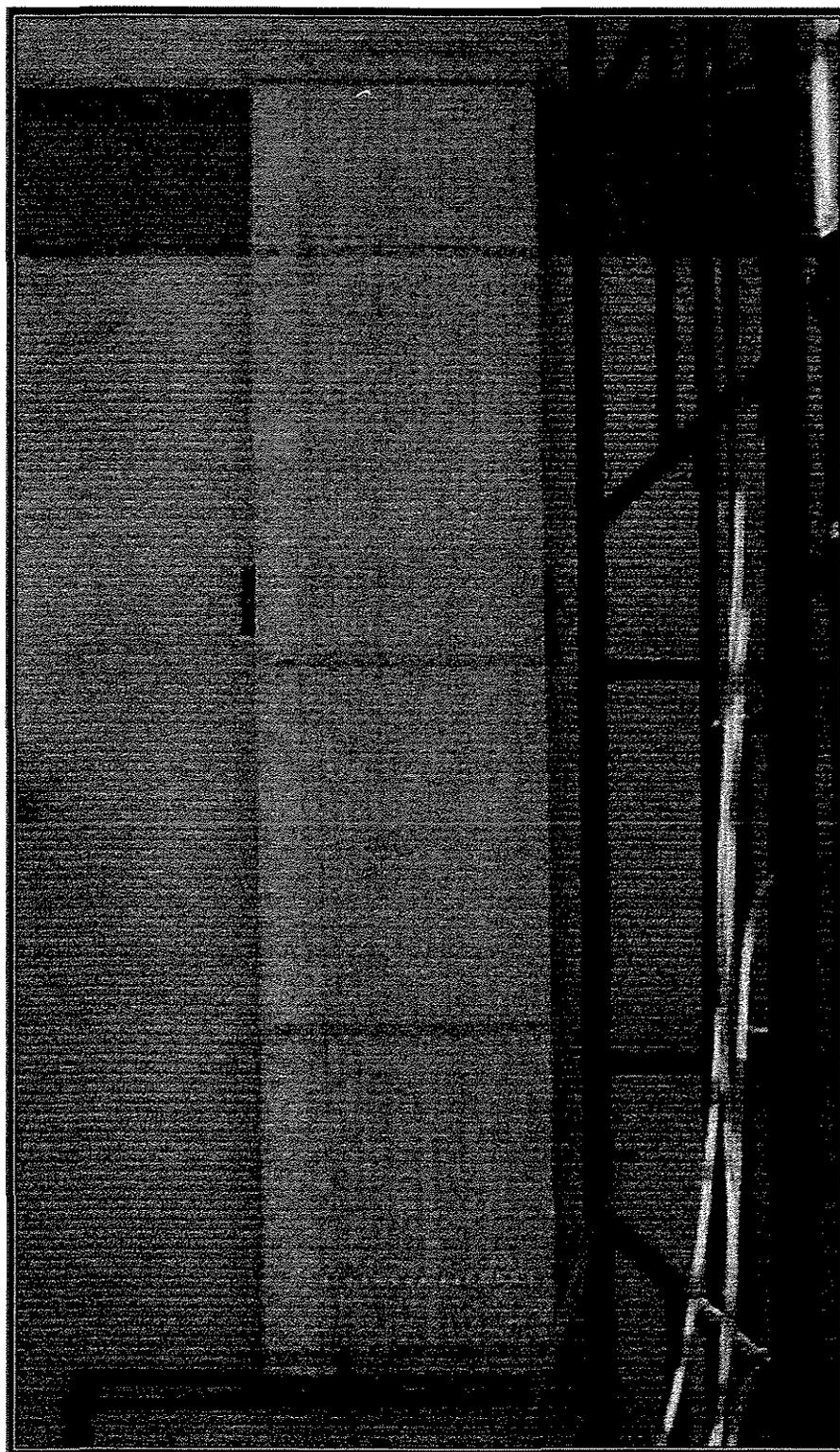


Figura 4.10: Quadro piezométrico, fixado à parede, contendo mangueiras nomeadas de acordo com o piezômetro referente, para acompanhamento diário da perda de carga das 3 unidades de filtração em meio granular.

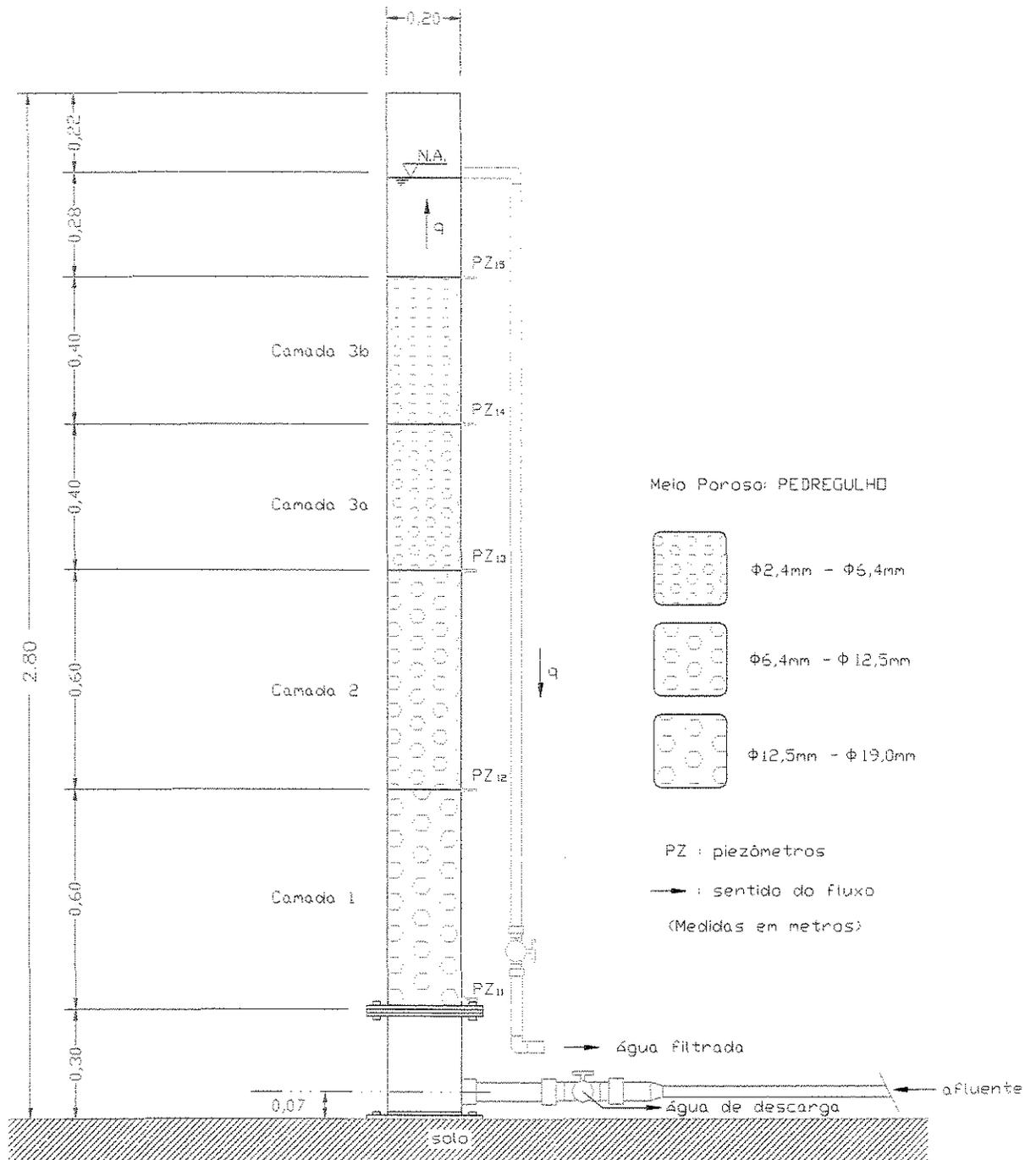


Figura 4.11: Corte esquemático de um dos reatores, mostrando disposição das camadas de pedregulho, espessura, granulometria e localização dos pontos de tomada de pressão – 3ª etapa.

Tabela 4.1: Granulometria e espessuras das camadas de pedregulho dos reatores.

Camada de Pedregulho	Granulometria (mm)	Espessura (cm)
1	12,5 – 19,0	60
2	6,4 – 8,0	60
3	2,4 - 4,8	40
4	1,2 - 2,4	40

4.4 OPERAÇÃO E TAXAS DE FILTRAÇÃO

O procedimento experimental foi dividido em três etapas. Na primeira, foram verificados os vazamentos, realizados ensaios experimentais para análise do funcionamento, e a adequação a possíveis e necessárias mudanças. Na segunda, operou-se os filtros com a disposição granulométrica já apresentada na Fig. 4.9, quando apareceram problemas na lavagem. Em uma terceira etapa, já tendo sido realizada a substituição da *Camada 4*, foram realizados os ensaios com variação das taxas de filtração. As três unidades de filtração foram operadas simultaneamente, com o mesmo tipo e água, modificando somente o agente oxidante ou a ausência dele, permitindo a comparação dos resultados obtidos.

As taxas de filtração e as respectivas vazões nas unidades variaram, ao longo das diferentes fases do projeto experimental, entre os valores de 50, 75 e 100 m³/m².d.

O controle das taxas de filtração, nos sifões, foi feito a partir da medida e regulagem da vazão afluente, em cada unidade do sistema. Com o auxílio de um recipiente de volume conhecido e um cronômetro, foi feito um relacionamento entre a energia disponível, altura *h* do sistema de sifonamento, e a vazão decorrente. Na calibração foram feitas, para cada indicação de vazão, pelo menos três medições do tempo necessário para o preenchimento do recipiente, para determinada altura *h* (energia disponível). A taxa correspondente foi obtida a partir da Eq. 4.1. A Tab. 4.2 relaciona a vazão em função da taxa de filtração.

$$T = \frac{86,4 \cdot Q}{A} \quad (4.1)$$

onde:

T → Taxa de filtração superficial ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$)

Q → Vazão medida, em L/s, e;

A → Área superficial dos reatores, igual a $0,02926\text{m}^2$ ($D = 19,3\text{cm}$).

Tabela 4.2: Relação entre a taxa de filtração e a vazão utilizada nos reatores, no desenvolvimento do trabalho prático.

Taxa ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$)	Vazão (L/s)
50	$1,69.10^{-2}$
75	$2,54.10^{-2}$
100	$3,39.10^{-2}$

4.5 LIMPEZA

A limpeza do meio poroso das unidades foi feita através de descargas de fundo, de forma que ocorresse o arrastamento dos sólidos retidos no mesmo. Depois, os reatores eram novamente preenchidos até o nível de saída do efluente, com água oriunda do reservatório e sem adição de produtos químicos oxidantes. Por último, novas descargas eram dadas, até que a limpeza tivesse sido realizada de modo satisfatório, ou seja, até que a descarga de fundo se tornasse visualmente clarificada ao final da lavagem. Amostras de águas filtradas oriundas dos reatores, no início de cada nova carreira de filtração, após processo de lavagem, foram recolhidas e analisadas, para se verificar a eficiência da mesma, e o arraste de compostos de ferro e manganês.

O esquema apresentado na Fig. 4.7 facilita a exposição seqüencial da metodologia empregada no processo de limpeza do meio filtrante, que foi a seguinte: a) interrupção da entrada do afluente ao filtro, fechando o *Registro 1*; b) abertura da válvula de desvio no fundo - *Registro 2* - até completo esvaziamento do reator; c) enchimento do reator com o afluente, fechando o *Registro 2* e abrindo o *1*; e d) repetição dos itens a), b) e c), até obtenção de descarga com aspecto visual clarificado. A velocidade de descarga (média) adotada estava em torno de 2 m/s, que fornecia um bom arraste de sólidos. Para recolocar o sistema em funcionamento, era seguida a seqüência: a) fechamento da válvula de desvio do efluente (*Registro 2*); b) restabelecimento da entrada do afluente, abrindo o *Registro 1*; e c) enchimento do reator.

4.6 PRODUTOS QUÍMICOS UTILIZADOS

Para que se tenha variação da concentração para valores maiores do que o existente na água utilizada para estudo, tornou-se necessária a adição de sais de ferro e manganês para a realização do trabalho experimental. Foram adotadas as concentrações de 10,0 e 2,0 mg/L para compostos de ferro e manganês na água a ser tratada, respectivamente, que são as máximas comumente encontradas em águas subterrâneas, segundo consta nos dados das revisões bibliográficas acessadas. As soluções de sulfato ferroso heptahidratado e sulfato manganoso monohidratado foram preparadas com produtos de alto grau de pureza, para análise (PA).

Na linha de alimentação do *Reator 2* foi adicionado, segundo os cálculos estequiométricos, permanganato de potássio com concentração de 13,3 mg/L. Ao ser constatadas as baixas taxas de remoção nessa dosagem, a mesma foi aumentada em 30%, para 17,2 mg/L. Como consequência, o efluente apresentou-se com coloração rosada. Por isso, essa dosagem foi diminuída, resultando em 20% daquela requerida estequiometricamente, ou seja, para 15,9 mg/L e, diante dos resultados apresentados, ela foi mantida até o fim da experimentação. Na linha do *Reator 3*, foi colocado hipoclorito de sódio, com concentração de 9,0 mg/L. Os produtos químicos utilizados na parte experimental da pesquisa, bem como as concentrações e procedências, estão explicitados na Tab. 4.3.

Tabela 4.3: Características dos produtos químicos utilizados durante a investigação experimental.

Produto Químico	Origem	Grau de Pureza	Concentração da Solução Aplicada
Sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	SYNTH	P.A.	0,02 %
Sulfato manganoso monohidratado ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$)	MERCK	P.A.	0,02 %
Permanganato de Potássio (KMnO_4)	MERCK	P.A.	0,02 %
Hipoclorito de sódio (NaClO)	SYNTH	P.A.	0,02 %

4.7 COLETA DE AMOSTRAS

A caracterização das amostras foi feita através de análises, realizadas no próprio Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da UNICAMP.

A coleta de amostras de água para análise se dava em dois momentos: uma, logo após a adição da solução de ferro e manganês à água oriunda da rede, no *Reservatório de alimentação (R2)*, que foi denominada de “*água bruta*”, e depois de passar pelo reatores, quando foi dita “*água filtrada*”. As amostras eram coletadas pelo menos uma vez ao dia, para a caracterização. Quando era efetuada a lavagem dos reatores, eram colhidas amostras da água após a lavagem, no início da carreira de filtração, e em períodos de tempo iguais a 10, 30 e 60 min, quando se dizia “*água filtrada de início de carreira*”. A comparação entre os parâmetros de controle e qualidade permitiu avaliar a eficiência do tratamento.

4.8 PARÂMETROS DE CONTROLE

A metodologia e o procedimento laboratorial empregados para a determinação dos padrões de qualidade da água estão de acordo com o *Standart Methods for the Wastewater Examination* (APHA, AWWA e WPCF, 1992). Os parâmetros monitorados, e os respectivos equipamentos de controle, foram:

- **Turbidez.** Sua determinação foi realizada com o emprego de um turbidímetro da marca HACH, modelo 2100A, incluindo padrões de turbidez, tubos para amostras e escalas de turbidez, e dados apresentados em uT. No início de cada carreira, esse parâmetro era medido de hora em hora. Na Fig. 4.12b pode-se ver o aparelho usado para medição da turbidez e cor, bem como o espectrofotômetro utilizado para a medição das concentrações de ferro e manganês.
- **Cor aparente:** Foi determinada pelo método da comparação, utilizando-se o espectrofotômetro DR-4000U, da marca HACH, programa 1680 para análise de cor aparente (Fig. 4.12c). As medidas apresentadas em u.H.

- **pH:** A sua avaliação foi realizada através de um potenciômetro da marca Analion, modelo IA 601, de leitura digital com precisão centesimal e compensação de temperatura. A Fig. 4.13a apresenta o potenciômetro para análise de pH, bem como o condutivímetro para medição de condutividade, e o material usado quando da medida da alcalinidade

- **Alcalinidade e Dureza:** A primeira foi determinada através de titulação potenciométrica da amostra (Fig. 4.13b), enquanto que a segunda era obtida empregando-se o método titulométrico com EDTA. São expressas em termos de mg/L de CaCO_3 .

- **Temperatura:** Foi obtida com termômetro de mercúrio, faixa de medição compreendida entre -10 a 150 °C, com a menor escala de um grau. Os resultados estão apresentados em °C.

- **Condutividade.** Sua determinação foi realizada através de um condutivímetro da marca Metrohm Herisau, modelo E527, com eletrodo EA 608 (Fig. 4.13c). A constante do aparelho possuía o valor de 0,924. Está apresentada em Siemens.m^{-1} .

- **Ferro e Manganês:** O método empregado foi o da espectroscopia ótica, segundo o *Standart Methods for the Wastewater Examination*, que promove a quantificação do analito com base na lei de Beer. Para a realização dos ensaios foi utilizado um espectrofotômetro da marca Micronal, modelo B 382, com comprimento de onda ajustado em 510 nm para o ferro, e 525 nm para o manganês (Fig. 4.12a). Após as leituras, as concentrações eram calculadas a partir das Eqs. 4.2 e 4.3, obtidas a partir das curvas de calibração apresentadas no anexo A. As concentrações estão apresentadas em mg/L.

$$[Fe] = \frac{(A + 0,0086)}{0,2824} \quad (4.2)$$

$$[Mn] = \frac{(A - 0,0201)}{0,0391} \quad (4.3)$$

onde:

$[Fe]$ → Concentração do Ferro em mg/l;
 $[Mn]$ → Concentração do Manganês em mg/l;
 A → Absorvância, lida no espectrofotômetro.

- **Perda de Carga:** Com o auxílio de uma bancada piezométrica, montada ao lado dos reatores, composta de escala milimétrica e mangueiras de plástico transparente, foram medidas as perdas de carga nos pontos situados na interface de mudança da granulometria dos pedregulhos.

- **Vazão:** Foram utilizados um cronômetro manual, da marca MONDAINE, e uma proveta de 500mL para as medidas de vazão, cujos dados são apresentados em função da taxa de filtração, em $m^3/m^2 \cdot dia$.

- **Cloro Residual Livre:** Foi empregado o método da orto-tolidina, com o auxílio de um “Kit teste”, da marca HIDRAMAR. Os resultados são apresentados em mg/L.

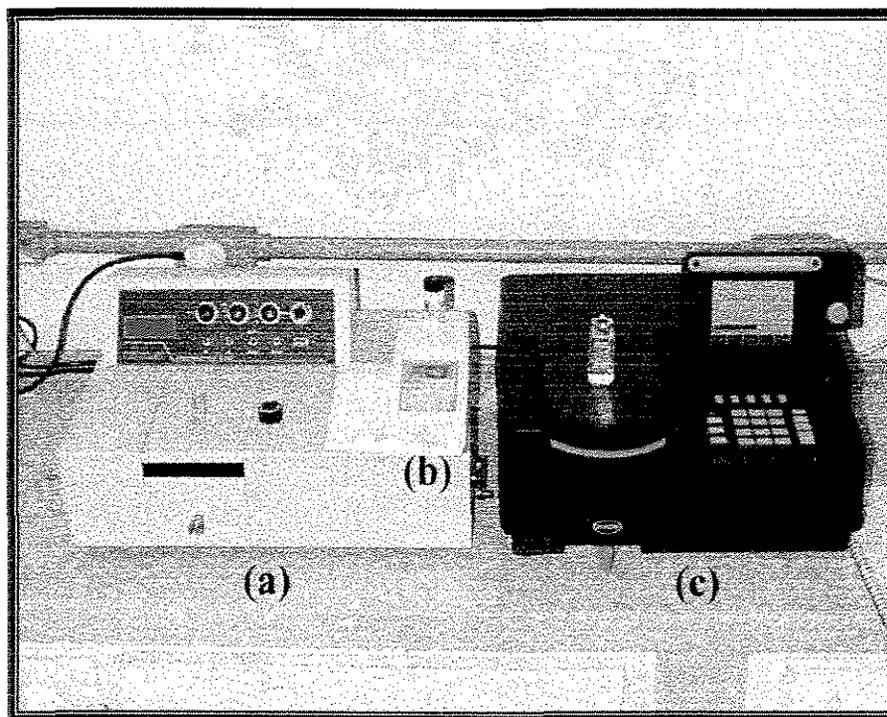


Figura 4.12: Bancada para análise de ferro, manganês, turbidez e cor. Da esquerda para a direita, espectrofotômetro MICRONAL (a), turbidímetro HACH (b) e espectrofotômetro DR-4000U-HACH (c).

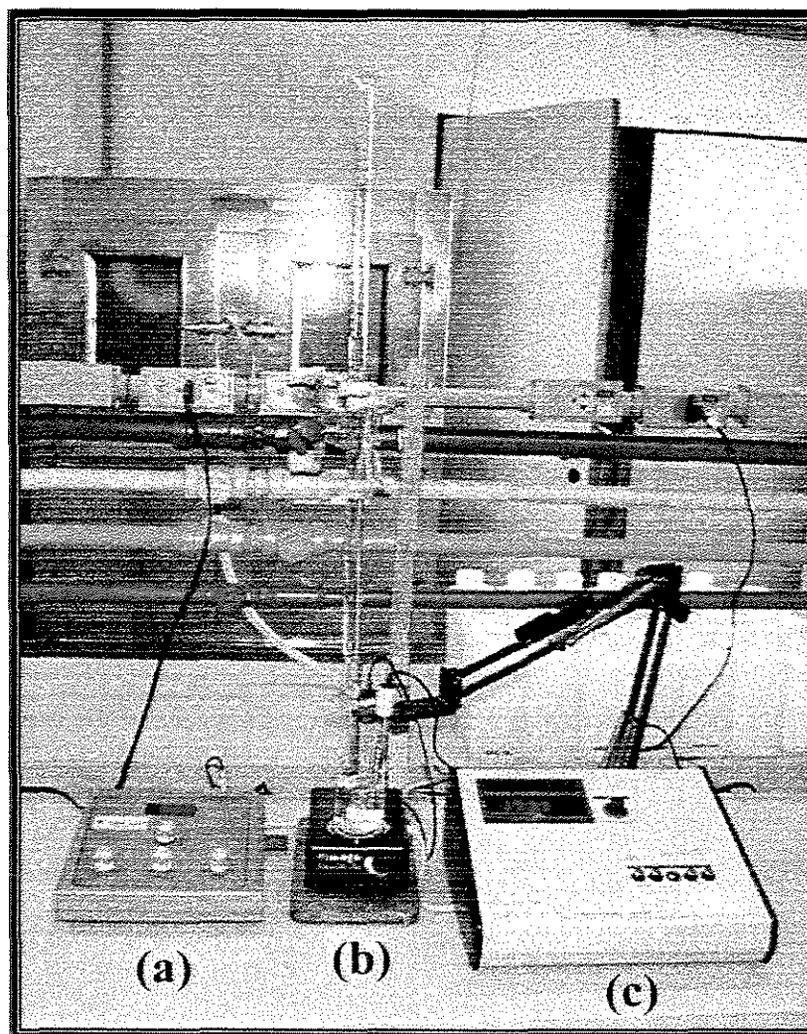


Figura 4.13: Bancada para análise de pH, alcalinidade e condutividade. Da esquerda para a direita, potenciômetro ANALION (a), agitador magnético e bureta contendo ácido sulfúrico 0,018N (b), e condutivímetro METROHM HERISAU (c).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O desenvolvimento do trabalho foi efetuado em três diferentes etapas, conforme já descrito no Capítulo 4. A primeira etapa envolveu a questão de acertos, enquanto a segunda etapa já foi realizada com as modificações necessárias. Na terceira etapa, foi apresentado o desenvolvimento do experimento para diferentes valores de taxas de filtração.

5.1 Primeira etapa – Verificação do funcionamento do experimento e adequação à metodologia proposta

Na primeira etapa da investigação experimental, procurou-se vazamentos, eliminando-os com auxílio de fitas tipo “veda-rosca”, colas para PVC, e adesivos tipo “durepoxi”. Com esses problemas sanados, determinou-se as vazões das soluções de oxidantes, que passavam por um sistema de colunas de vidro, com o auxílio de uma proveta graduada e cronômetro. A partir destas, calculou-se as concentrações nos recipientes de vidro, para alimentação dos *Reatores 2* e *3*. Os resultados destas vazões foram 0,024 e 0,013 mL/s, para o permanganato de potássio e o hipoclorito de sódio, respectivamente.

Por último, com o auxílio da proveta graduada e cronômetro, e da Eq. 4.1, encontrou-se a altura h , em que deveriam ser colocadas as mangueiras, que alimentavam cada reator, trabalhando hidráulicamente em sifão, e que fornecia a taxa de filtração utilizada naquele momento. Com tinta, foram feitas marcas externas às mangueiras, de tal modo que essa diferença energética, necessária à manutenção da taxa, e referente à alimentação do *Reservatório R4* a cada um dos reatores, pudesse ser mais facilmente ajustada e acompanhada. A Tab. 5.1 foi colocada no texto para poder ser dado uma amostra de como foi acertada a

vazão, que fornecia a respectiva taxa de filtração nos reatores. Ela refere-se ao ajuste da vazão de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, no *Reator 1*. Quando a taxa de serviço era alcançada, eram feitas três medições. O cuidado com essa determinação foi tomado durante todo o experimento.

Tabela 5.1: Ajuste da taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, para o *Reator 1*, com volume em mL, tempo em segundos, vazão referente em L/s, e taxa de filtração em $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

V (mL)	t (s)	Q (10^{-2}L/s)	Taxa ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$)
167,5	6,36	2,63	77,77
215,0	7,19	2,99	88,30
315,0	9,90	3,18	93,95
315,0	9,86	3,19	94,34
257,5	8,03	3,21	94,69
122,5	3,72	3,29	97,24
320,0	9,70	3,30	97,41
300,0	8,85	3,39	100,10
320,0	9,40	3,40	100,52
315,0	9,29	3,39	100,12

A composição do meio filtrante dos reatores foi tomada, inicialmente, semelhante ao utilizado por COLAZZOS (1990) em seu experimento. As tomadas piezométricas foram colocadas de modo a se poder observar o trabalho de retenção de cada uma, através das respectivas perdas de carga, durante as carreiras de filtração. Deve ser ressaltado que, para esse tipo de experimento, não foi encontrada alguma referência bibliográfica específica, mas sim trabalhos com reatores de fluxo ascendente no tratamento de água bruta, sem pré-condicionamento com produtos químicos. Isso trouxe expectativas e também dificuldades, para acertos mais pormenorizados de controle operacional.

Deve ser ressaltado, conforme indicado no Capítulo 4, Material e Métodos, que o afluente ao *Reator 1* não recebia qualquer produto químico, sendo a remoção de compostos de ferro e manganês sujeita à oxidação com o oxigênio presente à água, e à retenção dos produtos insolúveis dos mesmos, no meio filtrante. Nos *Reatores 2* e *3*, os produtos oxidantes, respectivamente permanganato de potássio (KMnO_4) e hipoclorito de sódio (NaClO), eram

adicionados à água bruta na unidade de redução de PVC, ligada à tubulação de alimentação dos mesmos. O tempo de reação, para a temperatura registrada, era extremamente pequeno, da ordem de 0,1 a 20 segundos para o KMnO_4 , conforme colocado por KNOCKE (1991). Isto fazia com que a água, ao entrar na câmara de contato, anterior à primeira camada, já estivesse com grande parcela de compostos oxidados. Essa etapa do trabalho teve duração de 7 dias.

5.2 Segunda etapa - Experimentação do sistema para taxa de filtração de $100\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$

Nesta etapa, foi desenvolvida uma carreira de filtração, chamada *Carreira Teste*, para acompanhar o funcionamento dos três reatores, simultaneamente. O seu início se deu no dia 12/05, às 14:20hrs. A taxa de filtração empregada foi de $100\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

5.2.1 Resultados obtidos na *Carreira Teste*

As Figs. 5.1, 5.2 e 5.3 apresentam a evolução da perda de carga ao longo do tempo para cada um dos três reatores, nas diferentes camadas (pontos de tomada de pressão). Os dados para obtenção dessas figuras estão presentes na Tab. B.2. Esta, por sua vez, teve seus resultados obtidos a partir dos registros presentes na Tab. B.1. Ambas tabelas estão no Anexo B. A perda de carga em cada camada era calculada pela diferença entre as alturas manométricas medidas nos piezômetros entre o início e fim daquela camada. Por exemplo, a perda de carga na *Camada 1* do *Reator 1* era igual à diferença ($\text{PZ}_{11} - \text{PZ}_{12}$).

As Figs. 5.4 e 5.5 apresentam a variação dos valores de turbidez, medidas em u.T, e de cor aparente, medidas em u.H., respectivamente, para a carreira de filtração tomada como teste, com taxa de $100\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Nestas figuras estão contidos os valores medidos para a água bruta, e para as amostras oriundas dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*. Os dados para a obtenção das mesmas, estão presentes nas Tabs. B.3 e B.4 do Anexo B. Convém ressaltar que a Tab. B.3 contém os dados de início de carreira, enquanto que a B.4, os obtidos ao longo da carreira.

A Tab. 5.2 apresenta os valores de concentração de ferro e manganês, medidos na água bruta e nas amostras dos efluentes filtrados, ao longo da *Carreira Teste*. Os mesmos são apresentados em concentrações, em mg/L, nas colunas C_i e C_f da mesma, referindo-se, respectivamente, às concentrações medidas na água bruta e nas amostras filtradas. Também são apresentados valores de porcentagens de remoção obtidos, e que nessa tabela são indicados por %R no topo da coluna.

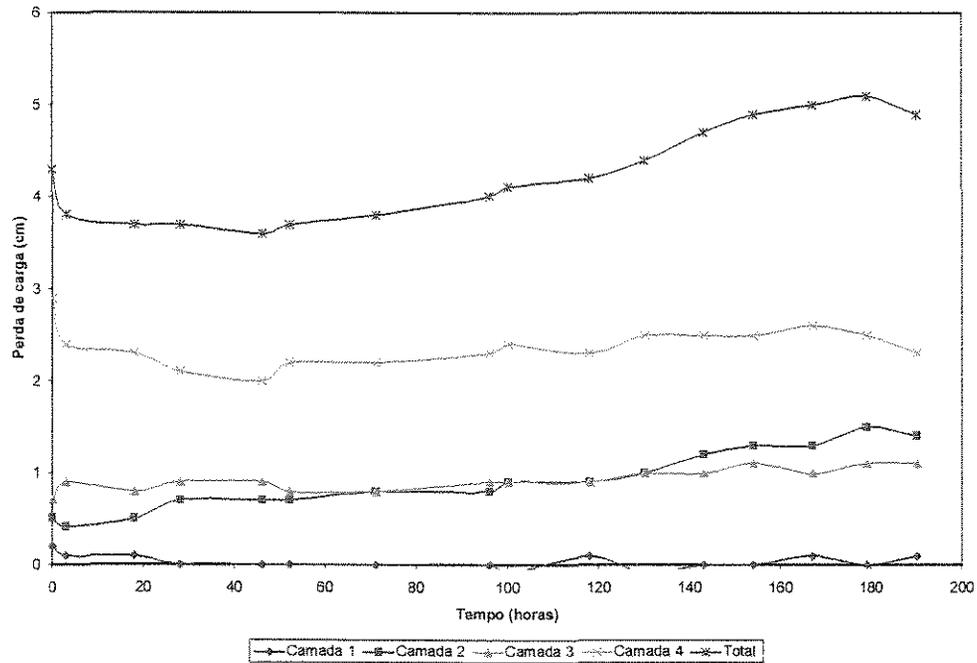


Figura 5.1: Evolução da perda de carga ao longo do tempo no *Reator 1*, na 2ª etapa, e taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

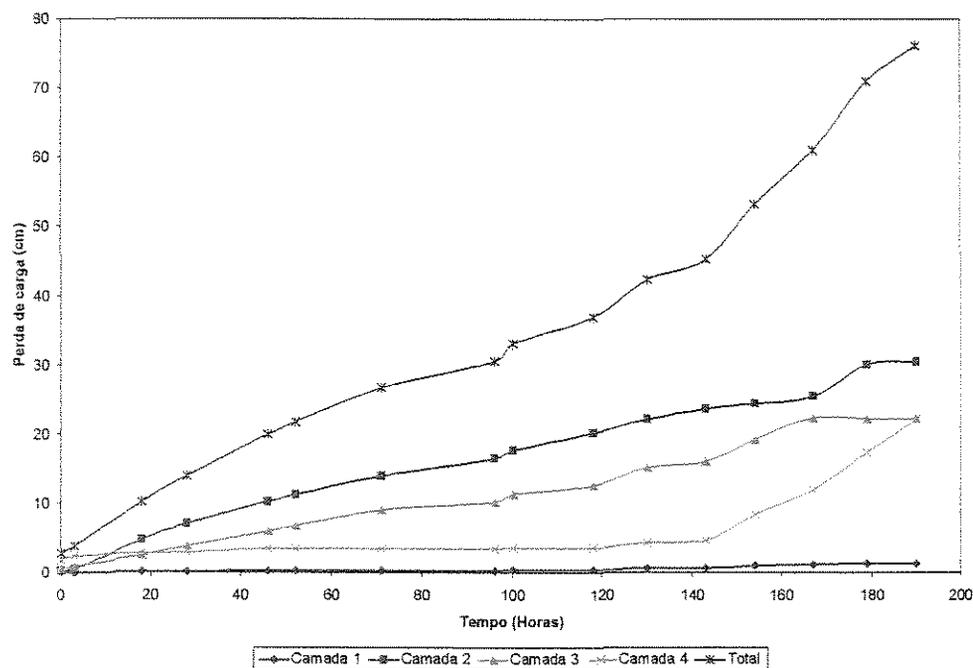


Figura 5.2: Evolução da perda de carga ao longo do tempo no *Reator 2*, na 2ª etapa, e taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

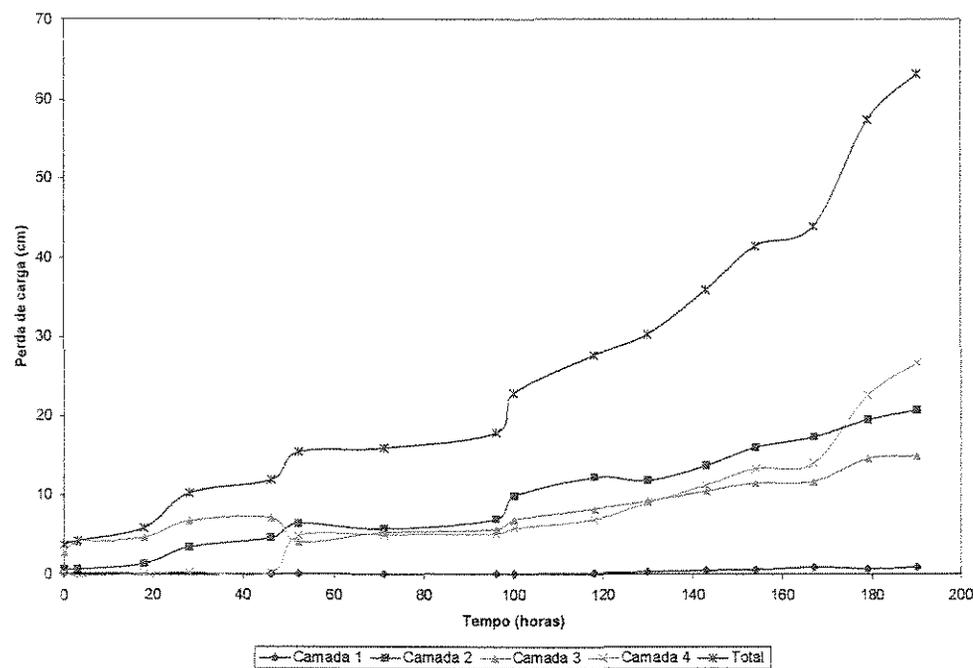


Figura 5.3: Evolução da perda de carga ao longo do tempo no *Reator 3*, na 2ª etapa, e taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

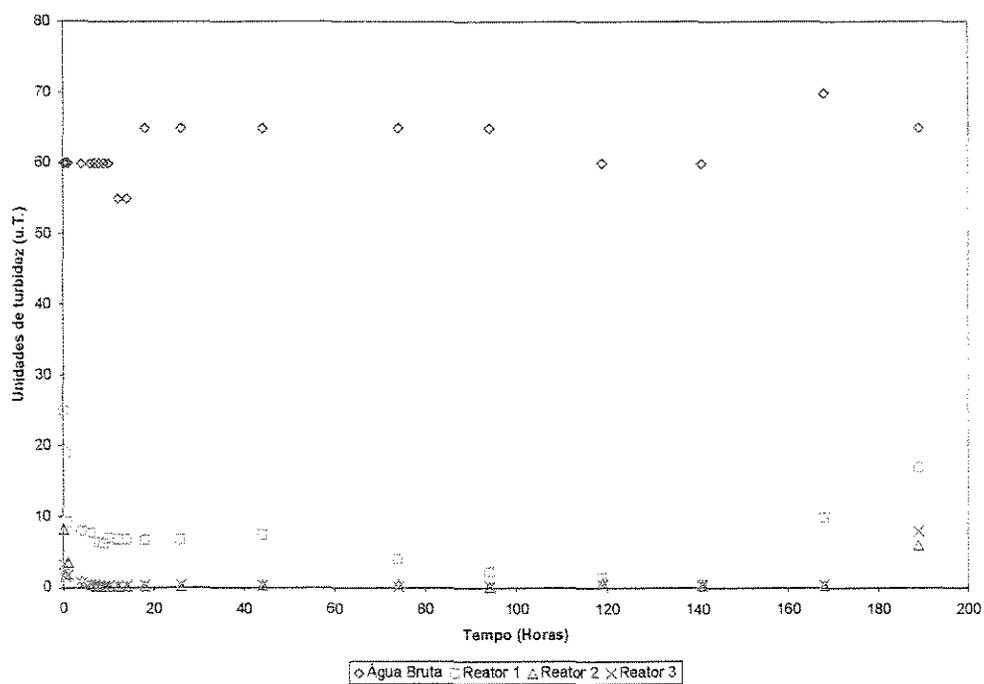


Figura 5.4: Turbidez da água bruta, e das amostras retiradas dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 2ª etapa, e taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

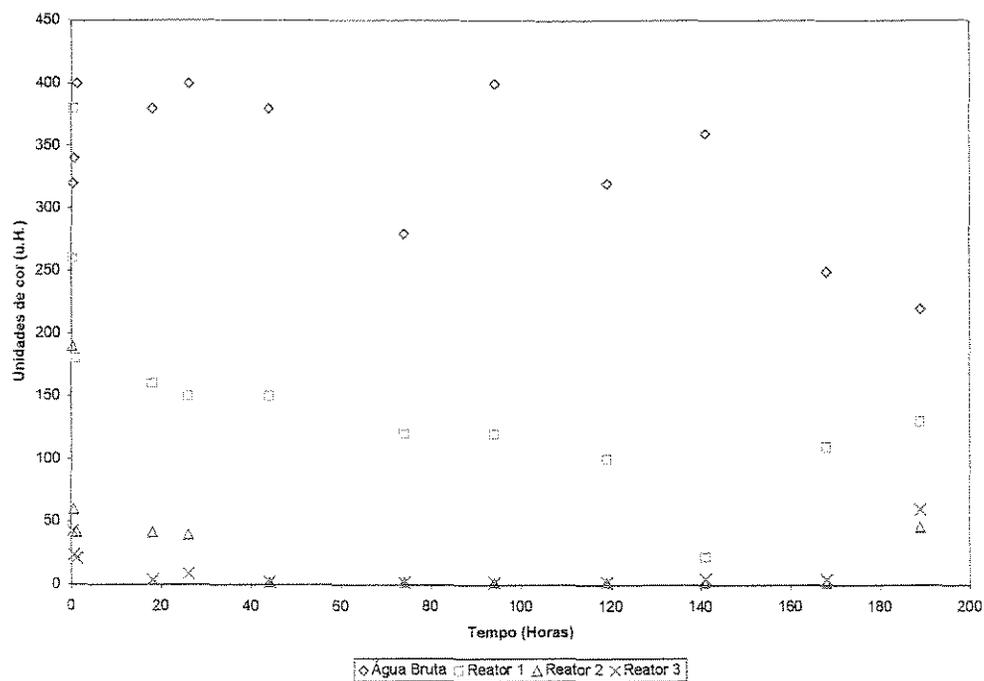


Figura 5.5: Cor aparente da água bruta, e das amostras retiradas dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 2ª etapa, e taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Tabela 5.2: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1* (EF1 – sem oxidantes), *2* (EF2 – Permanganato de Potássio) e *3* (EF3 – Hipoclorito de Sódio), em mg/L, bem como porcentagens de remoção obtidas no mesmo, na 2ª etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 100 m³/m².dia.

Am	t (h)	AB		EF1				EF2				EF3					
		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn	
		C _i	C _f	C _i	C _f	%R	%R	C _f	%R	C _f	%R	C _f	%R	C _f	%R	C _f	%R
1	0,17	3,17	1,12	5,05	0	n.d.	≈100	1,23	61	0,85	24	1,51	52	n.d.	≈100		
2	0,50	2,25	0,58	2,39	0	1,38	0	1,54	32	0,98	0	1,33	41	0,18	69		
3	1,0	17,58	0,45	2,08	88	0,37	18	1,37	92	1,12	0	1,40	92	0,01	98		
4	18	10,42	1,99	4,76	54	0,90	55	3,51	66	3,82	0	3,18	69	0,08	96		
5	26	12,39	1,81	1,90	85	0,73	60	1,47	88	0,70	61	1,26	90	n.d.	≈100		
6	44	12,54	1,69	2,08	83	0,43	75	0,24	98	0,05	97	0,29	98	n.d.	≈100		
7	74	12,25	1,92	1,97	84	0,84	56	0,26	98	1,45	24	0,28	98	n.d.	≈100		
8	94	10,32	1,82	1,72	83	n.d.	≈100	0,24	98	n.d.	≈100	0,25	98	n.d.	≈100		
9	119	10,98	1,94	1,58	86	0,41	79	0,28	97	0,02	99	0,08	99	n.d.	100		
10	141	8,16	1,71	3,15	61	1,42	17	0,30	96	n.d.	≈100	0,27	97	n.d.	≈100		
11	168	4,66	2,02	2,43	48	1,56	23	0,39	92	n.d.	≈100	0,20	96	n.d.	≈100		
12	189	8,56	2,10	1,97	77	2,12	0	1,40	84	0,69	67	1,65	81	0,19	91		

5.2.2 Discussão dos resultados obtidos na *Carreira Teste*

O fato de não se ter o uso desta tecnologia para se tentar resolver a remoção de ferro e manganês, fez com que nas referências bibliográficas não houvesse qualquer indicação mais segura. Estudos de RUGNO (1989), BRESAOLA (1990) e COLAZZOS (1990) continham dados de remoção desses metais em águas de abastecimento, quando usados reatores de fluxo ascendente. Contudo, não havia o processo de oxidação química, e os valores de taxas não ultrapassavam 48 m³/m².dia. Assim, o valor de 100 m³/m².dia para o experimento foi adotado como experiência para serem analisados os resultados obtidos. Os 3 reatores foram operados simultaneamente, com o mesmo tipo de água bruta. Desta forma, foram evitadas ao máximo condições de interferência de fatores tais como temperatura, mudança de

características da água que era preparada para os afluentes dos reatores, variação nas dosagens de sais de ferro e manganês nessas águas de ensaios, etc.

A avaliação da qualidade da água bruta, e dos efluentes dos reatores, foi feita através das análises de cor aparente, turbidez, ferro e manganês. Foi possível acompanhar na carreira, que teve duração de 185 horas nas 3 unidades, a evolução da frente de impurezas. Este fato fez com que ao término da mesma, fosse possível observar o traspasse na qualidade da água, com o arraste de flocos no efluente dos *Reatores 2 e 3*. O mesmo não aconteceu no *Reator 1*, tendo sido o traspasse nessa unidade detectado através das análises laboratoriais, com o aumento dos valores de cor aparente, turbidez, ferro e manganês, e não com o arraste de flocos. Isto porque a quantidade oxidada não deveria formar flocos visíveis, mas sim muito pequenos ou mesmo a presença de compostos solúveis.

Com 71 horas de carreira, já no terceiro dia de operação, foi notada a diminuição do valor das taxas de filtração inicialmente empregadas, em torno de 2 unidades ($m^3/m^2.dia$) por dia. Isso foi, provavelmente, decorrente da ação obstrutiva causada pela precipitação de sais de ferro nas mangueiras usadas no processo de sifão. Esse fenômeno já havia sido citado por PIUCI e FENZL (1981) e MORANDI (1987) em seus estudos, quando a concentração destes sais no meio excede 0,5 mg/L. Assim sendo, para o correto funcionamento no valor de taxa adotado, era feita a verificação diária das vazões em todos os reatores, e efetuados os ajustes necessários. Após o término de cada carreira, as mangueiras, que alimentavam cada um deles, eram lavadas com jato de água da torneira, no Laboratório de Saneamento. Ao serem colocadas em funcionamento, para uma nova carreira, a vazão era calibrada novamente.

A água utilizada no experimento teve valor de pH praticamente constante, durante toda a carreira, em torno de 7,8. Quanto à questão de poder utilizar, em potencial, o processo para remoção de sais de ferro e manganês, em águas subterrâneas, esse valor de pH da água foi benéfico, uma vez que as águas dos aquíferos têm valores de pH variáveis entre 7,5 e 8,0, de acordo com UOP (1974), devido à presença de carbonatos. Deste modo, houve-se por bem não fazer qualquer alteração para correção de pH.

Os valores de pH da água bruta variaram na faixa de 7,3 a 7,7, conforme pode ser visto nos dados da Tab. B.3 e B.4, do Anexo B. Assim sendo, com essa variação de pH, as espécies Fe^{+2} e Mn^{+2} , solúveis, eram as predominantemente presentes, conforme os diagramas de solubilidade apresentados nas Figs. 3.7 e 3.8, fornecidas por BENEFIELD (1982), e expostos na revisão bibliográfica deste trabalho. Já para os efluentes dos reatores, essas variações nos valores de pH foram de 7,3 a 7,5 para o *Reator 1*, de 7,4 a 7,6 para o *Reator 2*, e de 7,7 a 8,9 para o *Reator 3*. Portanto, para os efluentes destes reatores, ainda havia a possibilidade de estarem presentes formas solúveis de ferro e manganês. Portanto, para haver melhor remoção nos mesmos, onde era introduzido oxidantes, era necessário uma adequada mistura do mesmo com a água bruta. O incremento do valor de pH no *Reator 3* foi devido à liberação de íons ClO^- do hipoclorito de sódio (NaClO), que certamente retiravam os íons H^+ do meio, formando ácido hipocloroso, segundo a Eq. 3.21. Esse aspecto não afetou a eficiência do processo no reator, conforme pode-se observar nos dados plotados nas Figs. 5.4 e 5.5, e naqueles apresentados na Tab. 5.2. DI BERNARDO (1993b) já comenta que tanto o ácido hipocloroso como o íon hipoclorito podem atuar como oxidantes de sais de ferro e manganês.

a) Perda de Carga

Analisando as curvas das Figs. 5.1, 5.2 e 5.3, de modo comparativo geral, observa-se que os três reatores apresentaram uma evolução da perda de carga diferente. O *Reator 1*, onde nenhum composto químico foi adicionado, teve uma pequena evolução da perda de carga, quando comparado com resultados dos *Reatores 2* (aplicação de permanganato de potássio) e *3* (utilizando o hipoclorito). A diferença foi significativa, da ordem de 63 e 76 cm, quando o *Reator 1* é comparado respectivamente com os *Reatores 2* e *3*. Este aspecto sinaliza, em consequência, que houve uma maior retenção de sólidos nesses dois últimos reatores. Isso também significa que a introdução dos produtos oxidantes originou uma maior formação de produtos precipitáveis, ou insolúveis, resultantes da oxidação. Deste modo, esses resultados mostraram aspectos animadores para o desenvolvimento da tecnologia em estudo.

Analisando a evolução da perda de carga em cada camada do meio filtrante, de cada reator, através das curvas das Figs. 5.1, 5.2 e 5.3, pode ser detectado a diferente atuação de cada uma. Deve ser destacado que a *Camada 2* sempre sofria uma maior solicitação na retenção de sólidos. Isto pode ser visto através da variação das curvas das Figs. 5.1 a 5.3. Nelas, pode ser visto que o incremento de perda de carga nessa camada foi maior do que na que a sucede, em todos os reatores. A *Camada 1* funcionava, relativamente à 2, como suporte e meio poroso onde era iniciada a floculação, e grande parte dos flocos só começavam a ser retidos na camada seguinte, a 2.

Outro aspecto observado é que a perda de carga nas camadas intermediárias teve valores da ordem de 1 cm nas *Camadas 2 e 3*, e da ordem de 2 cm na *Camada 4*, quando não havia a aplicação de oxidantes químicos, como observado na Fig. 5.1. Efetuando a aplicação de oxidantes, as *Camadas 3 e 4* atingiram valores de perda de carga de 22 cm no *Reator 2* (permanganato de potássio) e de 15 e 27 cm, respectivamente, no *Reator 3* (hipoclorito de sódio), conforme observado nas Figs. 5.2 e 5.3. Em suas pesquisas, DI BERNARDO (1988) observa que a perda de carga nas camadas intermediárias é muito baixa, para taxas de filtração até 48 m³/m².dia. Contudo, esses dados indicam que as camadas intermediárias contribuíram com valores significantes, em relação à perda de carga total, nos três reatores, principalmente quando da aplicação de oxidantes, para valores de taxas de filtração mais elevados do que aqueles aplicados pelo autor.

b) Remoção de ferro e manganês

A análise dos dados presentes na Tab. 5.2 mostram eficiência de remoção máxima de ferro de 88% para o *Reator 1*, e 0 a 100% para os efluentes do demais. A dosagem de produtos oxidantes adotadas, inicialmente, foram as sugeridas por DI BERNARDO (1993a), apresentadas na Tab. 3.8, que indicaram uma proporção estequiométrica, ou seja, 13,2 mg/L de permanganato e 9,0 mg/L de cloro. No entanto, os resultados mostraram, ainda segundo os dados da Tab. 5.2, através dos valores medidos e apresentados nas *Amostras 1 a 5*, que havia a possibilidade de esta não estar sendo suficiente para a completa oxidação do ferro e manganês.

KNOCKE (1991) também encontrou diferentes porcentagens de remoção de ferro e manganês em seus experimentos, variando a dosagem de 105 a 200% da quantidade requerida estequiometricamente. Assim, mesmo durante a carreira, foi aumentada a dosagem de permanganato de potássio a ser adicionada ao afluente do *Reator 2*. A *Amostra 6* da Tab. 5.2 já indicava, para o *Reator 2*, uma remoção acentuada de 98%, para um incremento de 30% da relação proposta estequiometricamente (17,2 mg/L). No entanto, o efluente começou a tomar uma coloração rosa, o que demonstrava o excesso de oxidante

Apesar do permanganato de potássio não ser tóxico, nos níveis normalmente empregados nas ETAs, essa cor não é permitida pelos padrões de potabilidade CONAMA 20, e pode gerar reclamação por parte dos consumidores. Em consequência, foi diminuída a dosagem de oxidante para 20% daquela requerida estequiometricamente (para 15,9 mg/L). Os resultados aparecem a partir da *Amostra 8* da Tab. 5.1, coletada a 94 horas da carreira, quando, a remoção média de sais de ferro e manganês ficou em 98% (de 10,32 mg/L para 0,24 mg/L) e em torno de 100% (de 1,82 mg/L para n.d.). A partir daqui, essa foi a dosagem usada em todas as carreiras seguintes.

c) Turbidez e cor aparente

Esses parâmetros foram utilizados para acompanhamento das características físicas das amostras de modo que pudessem ser atendidos os quesitos exigidos pela Portaria nº36 de 19/01/90, do Ministério da Saúde do Brasil. Houve remoção de 60 u.T. para menos de 1 u. T., nos efluentes dos *Reatores 2 e 3*. Entretanto, no *Reator 1*, o valor mínimo detectado foi de 1,44 u.T, o que indica uma deficiência na remoção desse parâmetro nessa unidade. Quanto à cor aparente, o *Reator 1* apresentou valor mínimo medido de 22 u.H, muito acima do valor recomendado pela Portaria nº 36, de 5 u.H, enquanto que os *Reatores 2 e 3* apresentaram valores satisfatórios, em torno de 1 u.H, ao longo da carreira. Os dados de remoção de turbidez e cor aparente podem ser melhor visualizados através dos dados plotados nas Figs. 5.4 e 5.5, respectivamente.

d) Dureza, alcalinidade e condutividade

Em todos os reatores, tanto as amostras de água bruta quanto as filtradas, na sua quase totalidade, apresentaram valores de dureza abaixo de 50 mg/l de CaCO_3 , para todos os reatores, conforme os dados das Tabs. B.3 e B.4 do Anexo B. De acordo com a Tab. 3.2, fornecida por RICHTER e AZEVEDO NETTO (1991), isso leva a classificá-las como águas moles. Houve uma única exceção, verificada na análise da *Amostra 9*, apresentada na Tab. B.4, do Anexo B, com valores de 64 mg/l de CaCO_3 , em que tanto a água bruta como a filtrada foram classificadas, segundo a mesma Tab. 3.2, como moderadamente duras. De modo geral, segundo DI BERNARDO (1991), essa água pode ser considerada própria para o consumo, quanto à dureza, não devendo apresentar problemas tais como incrustações ou dificuldade de formação de espumas quando do uso de sabões ou detergentes.

Foi verificado que a alcalinidade presente em todas as amostras variou entre os valores de 7,2 a 77,4 mg/L de CaCO_3 , conforme registros observados nas Tabs. B.3 e B.4, do Anexo B. A partir dos valores de pH contidos nessas tabelas, e com o auxílio da Tab. 3.3, apresentada por DI BERNARDO (1993a), pode-se dizer que esta alcalinidade seja devida à presença de bicarbonatos. Os valores encontrados não indicam possibilidade de alteração do sabor, nem de corrosão de canalizações de aço e ferro fundido nas redes de distribuição.

A condutividade da água bruta e dos efluentes dos *Reatores 1 e 2*, variou dentro do intervalo de 154,5 e 210,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No *Reator 3*, entretanto, ela chegou a atingir o valor de 913 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esses dados estão apresentados nas Tabs. B.3 e B.4, no Anexo B. Isso deve ter acontecido devido à liberação de íons Na^+ no meio, que permaneciam dissolvidos no efluente, elevando a concentração de sais dissolvidos, e a propriedade da água em conduzir a corrente elétrica. Contudo, os valores encontraram-se sempre dentro do intervalo recomendado para águas potáveis por CETESB (1978), de 50 a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

e) Limpeza do meio filtrante

No processo de limpeza dos reatores, após a finalização da carreira de filtração, e utilizando a metodologia proposta, foi detectado que o material floculado retido na *Camada 4* não era arrastado durante as descargas de fundo. Mesmo efetuando 5 descargas, os flocos retidos permaneciam nesta camada. Isto é, não havia possibilidade de limpeza da mesma, de modo a tê-la em condições de filtração semelhante ao início da investigação experimental. Ainda, agravando o processo, houve a formação de uma espessa camada de lodo sobre a superfície superior dessa camada. Esse leito de lodo não era removido de maneira alguma, durante as descargas. Isto indicou dois aspectos importantes, que levaram à necessidade de algumas mudanças nos reatores. A primeira, seria a substituição dos pedregulhos de granulometria entre 1,2 e 2,4 mm, constituinte da *Camada 4*, não mais devendo ser aplicado para remoção de ferro e manganês usando reatores granulares de fluxo ascendente. A segunda mudança, seria a adoção de um sistema de descarga de água, localizado próximo à superfície superior do leito filtrante do reator, de forma a permitir a remoção de lodo, que venha a se acumular sobre o leito durante o processo, principalmente ao final da carreira, quando o traspasso ainda não foi detectado. Esses aspectos devem ser considerados quando da adoção dessa tecnologia, no dimensionamento das unidades em escala real.

No lugar da *Camada 4*, foi colocado uma suplementação do meio filtrante, com pedregulhos de granulometria de 2,4 a 6,4mm, semelhante à *Camada 3*. Essa nova camada recebeu a denominação de *3b*, e a *Camada 3* antiga, de *3a*, de acordo com a Fig. 4.11 do Capítulo 4. No entanto, para efeitos de medição da evolução da perda de carga, foi mantida a denominação dos piezômetros com a numeração 4, para distinguir as perdas de carga nas camadas, sem acrescentar demasiadamente as denominações (Exemplo: PZ₁₄ e não PZ_{13b}). Após a remoção do pedregulho da *Camada 4*, os problemas na limpeza ficaram resolvidos, e foi iniciada a terceira etapa do trabalho. O “ficar resolvido” significa que após as descargas de fundo, havia a recuperação da carga hidráulica e não carreamento de flocos.

5.3 Terceira etapa

A terceira etapa de pesquisa foi desenvolvida com a mudança do meio filtrante. Assim é que foi removida a camada de pedregulhos de granulometria variável entre 1,2 e 2,4mm, a *Camada 4*, em de todos os reatores. Esse material foi substituído por outro de granulometria de 2,4 a 6,4mm, semelhante ao material da *Camada 3*. Manteve-se o piezômetro PZ_{i4}. Deste modo, eliminou-se a *Camada 4*, e a *3* foi subdividida em *3a* (metade inferior) e *3b* (metade superior). A Fig. 4.11 mostra o esquema da nova configuração do meio filtrante. A importância do desenvolvimento da terceira etapa está justamente na mudança de composição do meio granulométrico da camada filtrante.

Durante esta etapa, foram desenvolvidos experimentos para taxas de filtração respectivamente iguais a 100, 50 e 75 m³/m².dia. A taxa de 100 m³/m².dia forneceu, após a retirada dos pedregulhos da *Camada 4*, um tempo de carreira de filtração da ordem de 22 h, bem menor do que 185h, observadas quando este tipo de pedregulhos fazia parte do meio filtrante. Deste modo, para se ter conhecimento do tempo de duração maior que 22 horas, de real importância para aspectos operacionais, foram desenvolvidas carreiras de filtração com taxas de 50 e 75 m³/m².dia. Além disso, uma nova carreira com taxa de 100 m³/m².dia foi repetida, para obtenção de um maior número de dados.

5.3.1 Resultados obtidos com taxa de 100 m³/m².dia – *Carreira 1*

A *Carreira 1* foi desenvolvida com taxa de 100 m³/m².dia, e teve seu início no dia 30/05, às 14:40hrs. A evolução da perda de carga, ao longo do tempo, nos reatores 1, 2 e 3, pode ser vista através das curvas presentes nas Figs. 5.6, 5.7 e 5.8, respectivamente. Estas figuras foram obtidas a partir dos dados presentes na Tab. B.6. É conveniente ressaltar que a Tab. B.6 foi montada a partir dos registros encontrados na Tab. B.5, e ambas estão presentes no Anexo B.

A partir dos resultados apresentados nas Tabs. B.7 e B.8, do Anexo B, foi possível plotar os dados apresentados nas Figs. 5.9 e 5.10, onde pode ser verificada a variação da

qualidade de água bruta e dos efluentes dos reatores em função do tempo, nessa carreira, em função dos parâmetros turbidez e cor aparente, respectivamente. De dados contidos nas mesmas Tabs. B.7 e B.8, do Anexo B, foi possível construir a Tab. 5.3, que mostra apresenta os registros da quantidade de ferro e manganês nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, bem como as respectivas porcentagens de remoção, quando correlacionados com a composição inicial na água bruta.

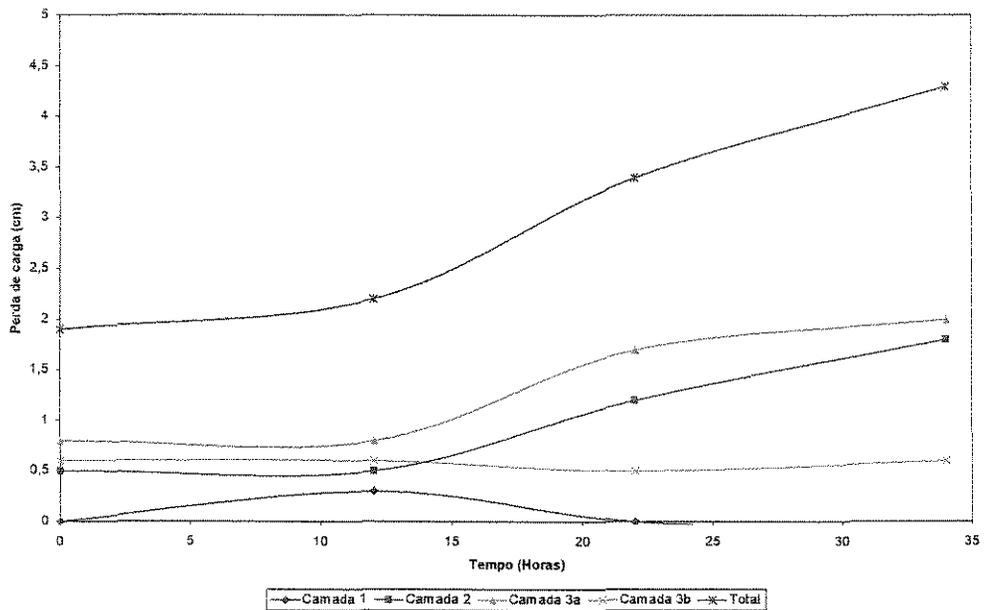


Figura 5.6: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 1, 3ª etapa*, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 1*.

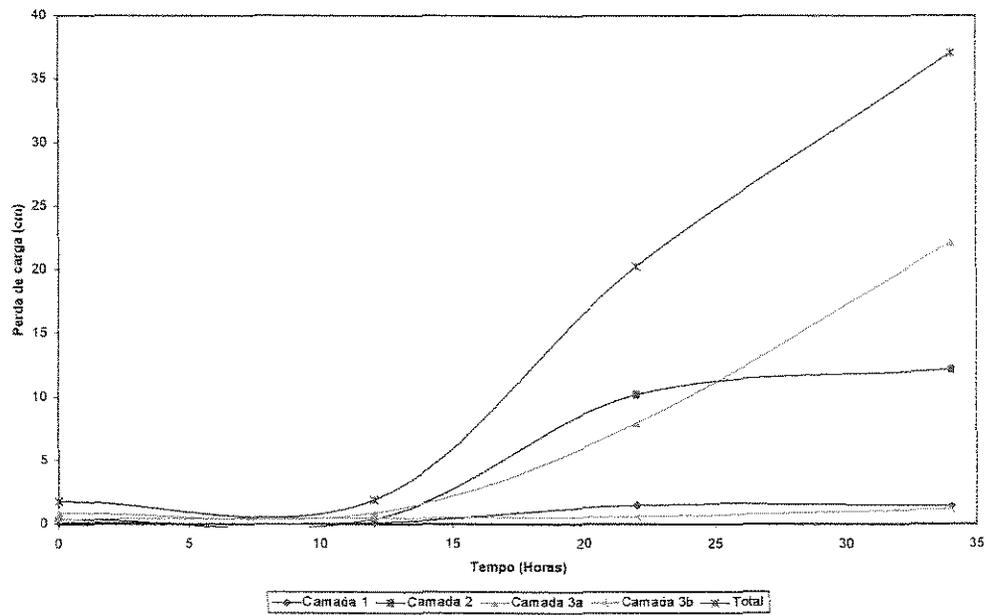


Figura 5.7: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator* 2, 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 1*.

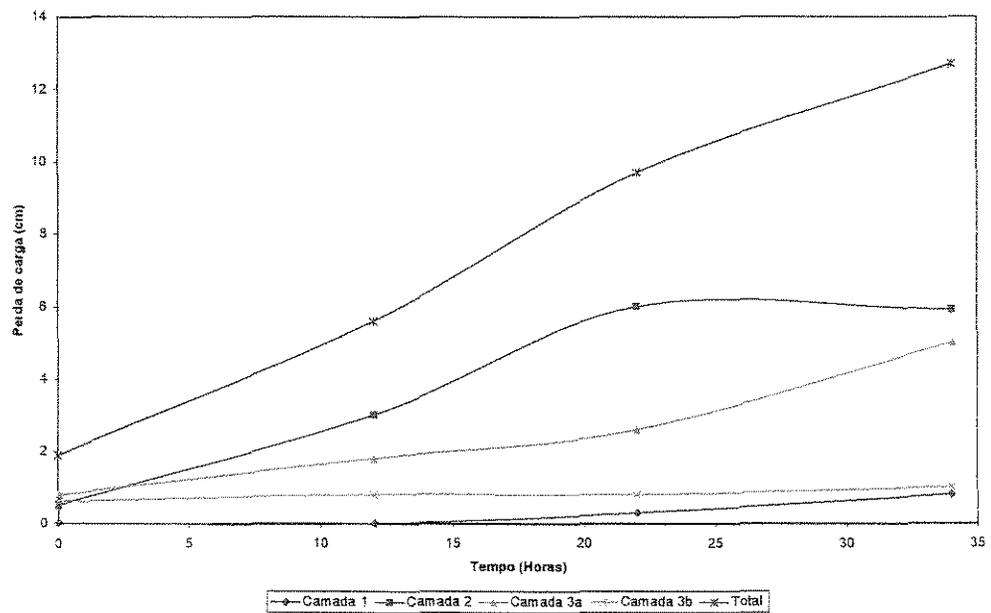


Figura 5.8: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator* 3, na 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 1*.

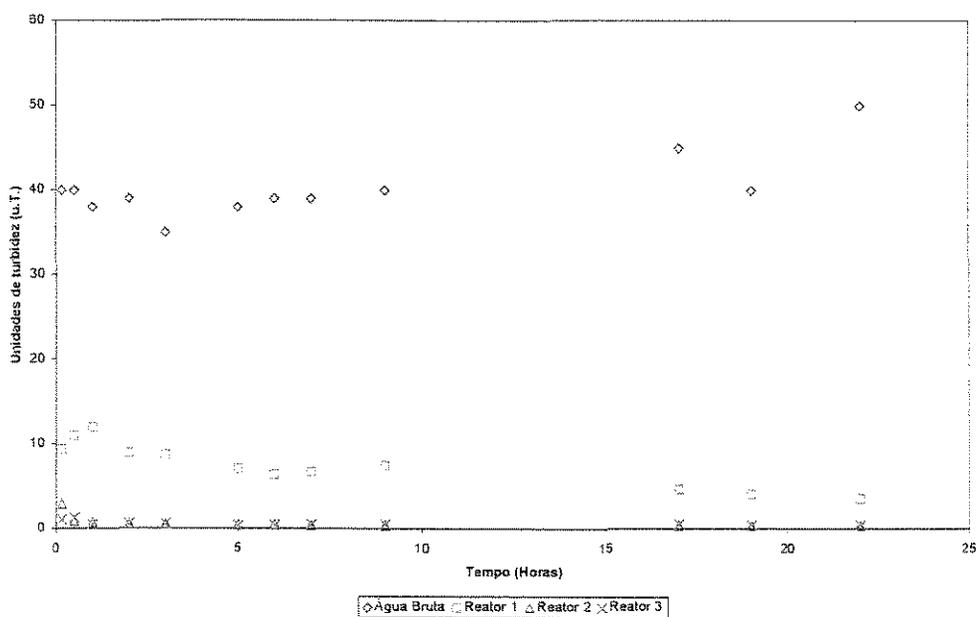


Figura 5.9: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 1*.

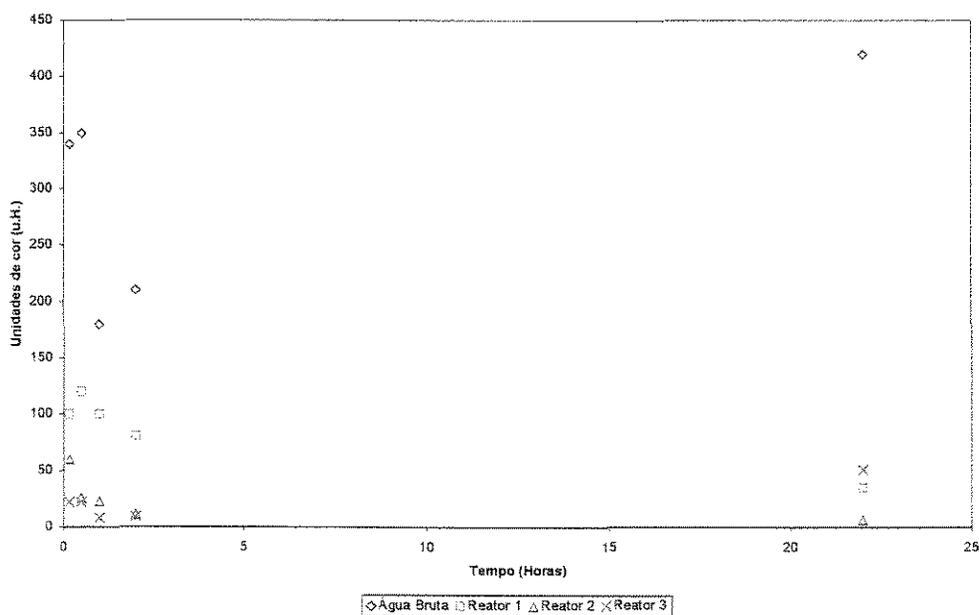


Figura 5.10: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 1*.

Tabela 5.3: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1* (EF1 – Sem Oxidantes), *2* (EF2 – Permanganato de Potássio) e *3* (EF3 – Hipoclorito de Sódio), bem como porcentagens de remoção obtidos nos mesmos, na 3ª etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 100 m³/m².dia, *Carreira 1*.

Am	t (h)	AB		EF1				EF2				EF3					
		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn	
		C _i	C _f	C _i	C _f	%R	C _f	%R									
1	0,17	9,85	2,15	2,31	77	0,51	76	0,74	92	0,17	92	0,31	97	0,08	96		
2	0,50	10,12	2,13	2,81	72	0,59	72	0,23	98	0,05	98	0,21	98	0,07	97		
3	1,0	9,16	1,95	4,12	55	0,83	57	0,15	98	0,04	98	0,12	99	0,02	99		
4	2,0	9,52	1,61	3,03	68	0,74	54	0,15	98	n.d.	≈100	0,21	98	n.d.	≈100		
5	22	10,40	2,31	4,34	58	2,42	0	0,14	99	n.d.	≈100	0,16	98	n.d.	≈100		

5.3.2 Resultados obtidos com taxa de 100 m³/m².dia – *Carreira 2*

Devido ao pouco número de dados obtidos na carreira anterior, foi realizada uma nova, como a mesma taxa de filtração de 100 m³/m².dia. O seu desenvolvimento foi iniciado em 01/06, às 15:35hrs. As Figs. 5.11, 5.12 e 5.13 mostram a evolução da perda de carga nas diferentes camadas dos *Reatores 1, 2 e 3*, respectivamente. Estas figuras foram obtidas com dados presentes na Tab. B.7, do Anexo B. Em relação à variação da qualidade de água em função do tempo nessa carreira, os pontos colocados nas Figs. 5.9 e 5.10, com dados obtidos das Tabs. B.8 e B.9, mostram os parâmetros turbidez e cor aparente, respectivamente, enquanto que a Tab. 5.4 mostra os dados de quantidade de ferro e manganês nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, bem como as respectivas porcentagens de remoção, quando correlacionados com a composição inicial na água bruta.

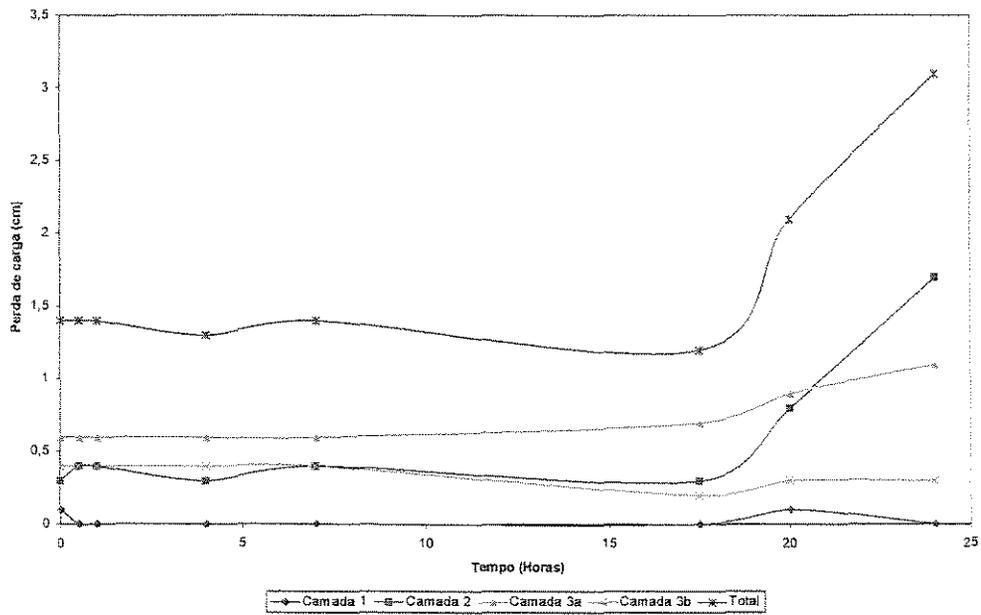


Figura 5.11: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 1*, na 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 2*.

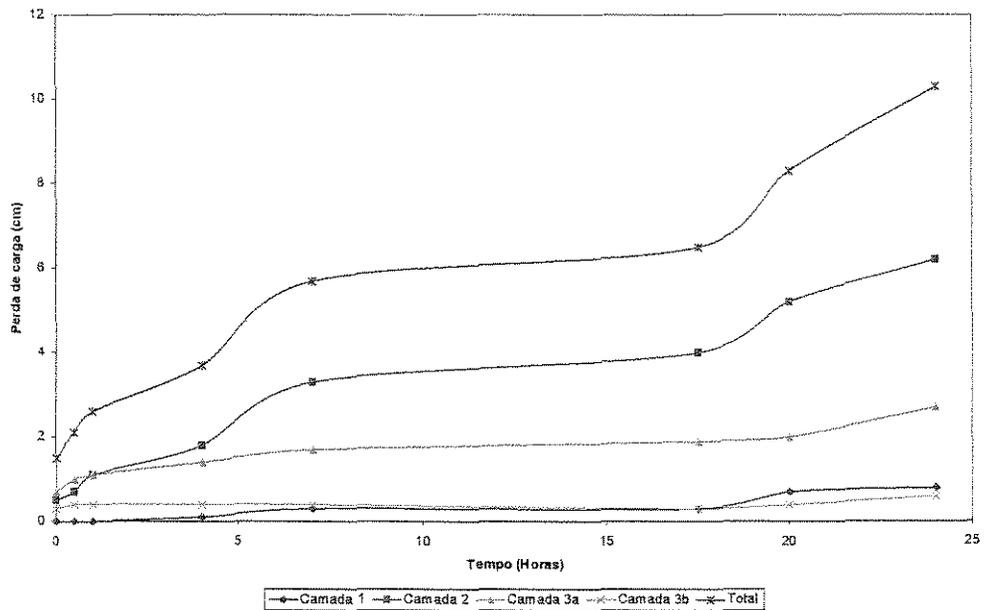


Figura 5.12: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 2*, 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 2*.

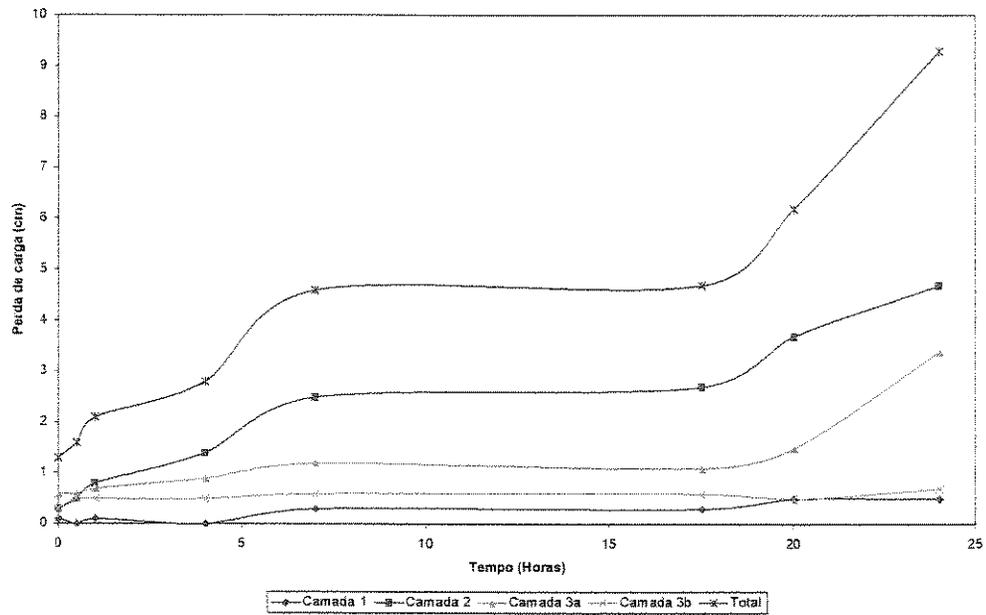


Figura 5.13: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 3*, 3ª etapa, e taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 2*.

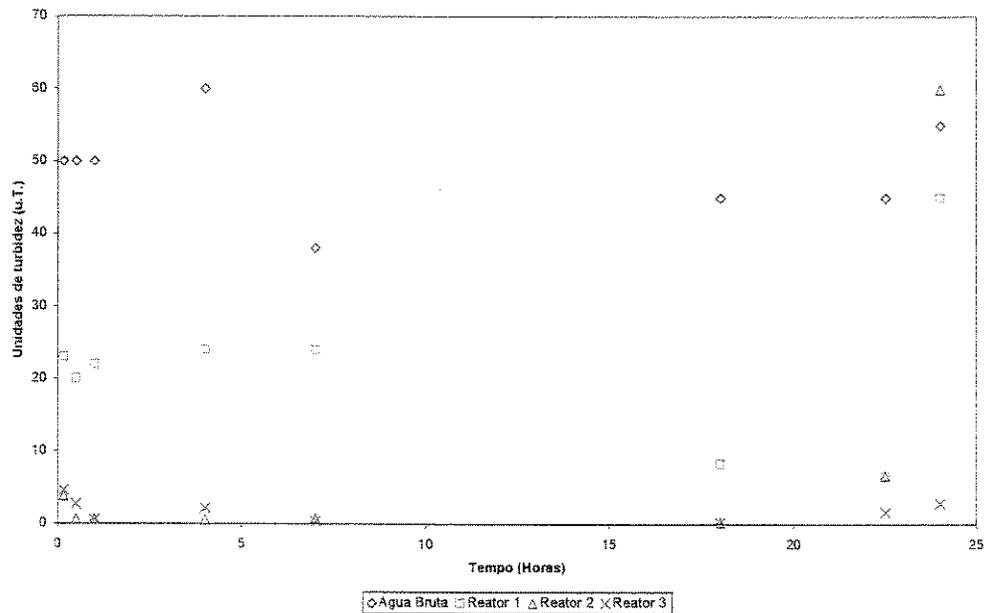


Figura 5.14: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 2*.

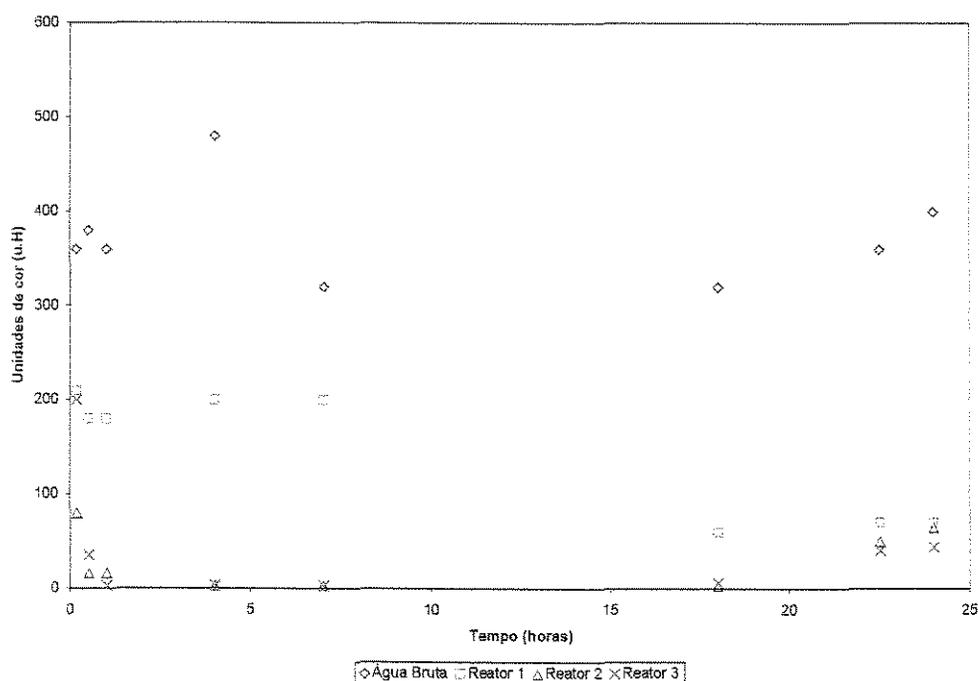


Figura 5.15: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na *3ª etapa*, taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 2*.

Tabela 5.4: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1* (EF1 – Sem Oxidantes), *2* (EF2 – Permanganato de Potássio) e *3* (EF3 – Hipoclorito de Sódio), bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na *3ª etapa*, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 2*.

Am	t (h)	AB		EF1				EF2				EF3					
		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn	
		C_i	C_f	C_i	C_f	C_f	%R	C_f	%R	C_f	%R	C_f	%R	C_f	%R	C_f	%
1	0,17	10,36	2,02	3,88	63	0,71	65	0,30	97	1,63	19	0,51	95	n.d.	≈100		
2	0,50	10,43	2,07	1,79	83	1,66	20	0,14	99	0,41	80	2,54	0	n.d.	≈100		
3	1,0	9,87	1,86	0,53	95	1,35	27	0,08	99	n.d.	≈100	0,07	99	n.d.	≈100		
4	4,0	10,50	2,17	0,42	96	1,25	42	0,13	99	n.d.	≈100	0,20	98	n.d.	≈100		
5	7,0	9,26	1,81	0,40	96	1,23	32	0,16	98	n.d.	≈100	0,15	98	n.d.	≈100		
6	18	9,55	1,92	0,54	94	3,94	0	0,21	98	n.d.	≈100	0,18	98	n.d.	≈100		
7	23	9,83	2,02	0,61	94	5,09	0	1,02	90	4,60	0	0,24	98	n.d.	≈100		
8	24	9,94	2,22	0,69	93	4,27	0	1,45	85	5,55	0	0,33	97	0,10	95		

5.3.3 Análise do funcionamento para taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ – *Carreiras 1 e 2*

Com essa taxa, e tempo de detenção médio igual a 16 minutos nos três reatores, as carreiras tiveram uma duração aproximada de 22 horas, nos 3 reatores. Em função dos dados obtidos na segunda etapa, previa-se uma menor duração e, por isso, foram feitas poucas análises. Como consequência, uma nova carreira com essa taxa foi repetida.

a) Perda de carga

A perda de carga inicial total, na nova estrutura da camada filtrante, ficou bem menor do que a observada na segunda etapa, reduzida de quase 50%, de 3,8 a 2,0 cm, como pode ser visto quando comparadas as curvas das Figs. 5.1 e 5.6, respectivamente. Isto era esperado pois, com o aumento do índice de vazios, a resistência à passagem do escoamento ficaria teoricamente menor.

Mais uma vez foi observada a pouca participação da *Camada 1* na retenção dos flocos, ressaltando a sua importância apenas como suporte das outras camadas, e como meio para início do processo de floculação. A variação da perda de carga nos 3 reatores, apresentada nas Figs. 5.6 a 5.8, *Carreira 1*, e 5.11 a 5.13, *Carreira 2*, indica o aumento inicial desse parâmetro na *Camada 3* e, posteriormente, na *Camada 2*. Isto sugere que, no início da carreira, os flocos só começavam a se depositar ao longo dos pedregulhos da *Camada 3*, até ser formada a frente de impurezas na *Camada 2*, quando efetivamente era iniciada a retenção dos mesmos. Analisando as curvas das mesmas figuras, pode ser verificado que, em determinado momento, durante toda a realização do experimento, a *Camada 2* passava a ser mais solicitada que a 3. Isso porque ela esgotava a sua capacidade de reter flocos, que passavam para a camada seguinte, a 3. Isto foi possível de ser visualizado através das paredes de acrílico dos reatores. O piezômetro colocado na metade da *Camada 3* mostrou a solicitação inicial da metade inferior, para só depois a frente de impurezas avançar para superior. Até isso acontecer, as curvas se desenvolveram praticamente paralelas. As perdas de carga totais máximas verificadas nos *Reatores 1, 2 e 3*, foram de 4, 37 e 12 cm, respectivamente, destacando a maior

retenção de flocos no *Reator 2*. As perdas de carga nas camadas intermediárias demonstram que esse aspecto não deve ser desconsiderado.

b) Remoção de ferro e manganês

A remoção de ferro e manganês com a adição de oxidantes químicos atingiu, no *Reator 2*, 99% para o ferro (de 9,87 mg/L na água bruta a 0,08 mg/L), e próximo a 100% para o manganês (de 2,31 mg/L na água bruta a n.d.), e no *Reator 3*, 99% para o ferro (de 9,87 mg/L no afluente a 0,07 mg/L), e cerca de 100% para o manganês (de 2,31 mg/L na água bruta a n.d.). Além disso, esses valores estavam sempre dentro do limite máximo recomendado pela Portaria nº36, de 19/01/90, do Ministério da Saúde do Brasil, de 0,3mg/L de ferro e 0,1mg/L de manganês, conforme pode ser verificado nas Tabs. 5.3 e 5.4.

No *Reator 1*, contudo, a remoção atingiu valores máximos de 96% para o ferro (10,50 mg/L no afluente para 0,42 mg/L) e de 76% para o manganês (de 2,15 mg/L no afluente para 0,51 mg/L). Os valores de remoção de sais de ferro e manganês encontram-se também apresentados nas Tabs. 5.3 e 5.4. Mesmo nestas taxas máximas de remoção, observa-se que as concentrações finais dos sais estavam acima do máximo recomendado pela Portaria nº36, o que indica que, nessa taxa de 100m³/m².dia, o tratamento sem adição de oxidantes torna-se desaconselhável.

Outro aspecto a ser observado, a partir dos dados apresentados nas Tabs. 5.3 e 5.4, é que os primeiros 10 minutos da carreira, quando é usada taxa de 100 m³/m².dia, não apresentam valores para remoção de ferro e manganês que possam ser considerados satisfatórios, isto é, estes estão acima do permitido pela Portaria nº36 do Ministério da Saúde do Brasil, nas águas filtradas dos *Reatores 2 e 3*. Com isso, é necessário que essa água seja desviada, não sendo inicialmente destinada ao consumo.

c) Turbidez e cor aparente

Analisando as curvas das Figs. 5.9 e 5.14, nota-se que ocorreu a remoção de turbidez entre 39 e 60 u.T., na água bruta, para valores menores que 1,0 u.T, nos *Reatores 2 e 3*, dentro do exigido pela Portaria nº 36. No *Reator 1*, o valor mínimo foi de 1,4 u.T. A partir dos dados plotados nas Figs. 5.10 e 5.15, detecta-se a remoção de cor aparente, de valores entre 180 e 480 u.H., na água bruta, para valores menores que 5 u.H, nos *Reatores 2 e 3*, mas no *Reator 1*, ela apresentou valor mínimo medido de 22 u.H., indicando que, nessa taxa e com a nova espessura da *Camada 3*, composta pelas *Camadas 3a e 3b*, há também uma deficiência na remoção desses parâmetros, quando não há a ação de oxidantes.

d) Dureza, alcalinidade e condutividade elétrica

Nessas duas carreiras, todas as amostras sem exceção, de todos os reatores, como mostram as Tabs. B.7, B.8, B.11 e B.12, do Anexo B, apresentaram-se com valores máximos de 34 mg de CaCO_3/L que, segundo a Tab. 3.2, fornecida por RICHTER e AZEVEDO NETTO (1991), podem ser classificadas como águas moles e, portanto, não desaconselha o uso e o consumo quanto a esse aspecto. Ainda das mesmas tabelas, pode ser visto que a alcalinidade presente variou entre os valores de 18 e 45 mg/L de CaCO_3 , sendo considerada devida à presença de bicarbonatos, de acordo com a Tab. 3.3, exposta por DI BERNARDO (1993a). A condutividade máxima medida na água bruta e nos efluentes dos *Reatores 1 e 2* foi de 191 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que no *Reator 3* foi de 518 $\mu\text{S}/\text{cm}$, estando portanto dentro do intervalo recomendado por CETESB (1978). Esse dados também estão nas Tabs. B.7, B.8, B.11 e B.12, do Anexo B.

e) Limpeza do meio filtrante

Com a substituição do pedregulho da última camada, a limpeza passou a mostrar-se eficiente e, após 2 descargas, não apareciam mais flocos visíveis ao longo do meio filtrante

dos reatores. Nesse processo, seria interessante destacar que o volume de água usado para a limpeza foi de 93 litros (2 descargas), o que implica em uma taxa de 3180 L/m².

Quando ocorria o traspasse nos *Reatores 2 e 3*, foi observado que uma quantidade de lodo continuava se formando sobre a *Camada 3* desses reatores, conforme visto nas fotos das Figs. 5.16 e 5.17, ressaltando a necessidade de uma válvula disposta lateralmente na parede do reator, próxima à superfície superior do leito filtrante.

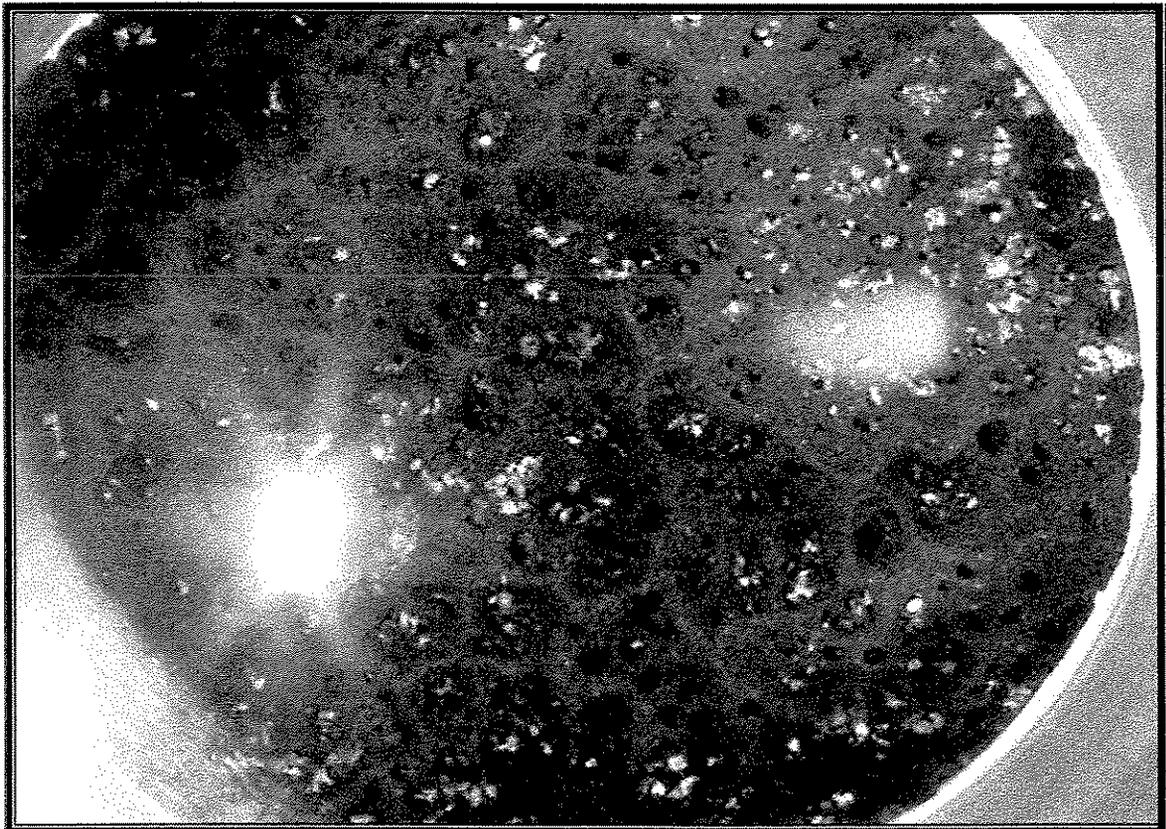


Figura 5.16: Vista de cima da superfície superior do *Reator 2*, com camada de lodo após o traspasse.

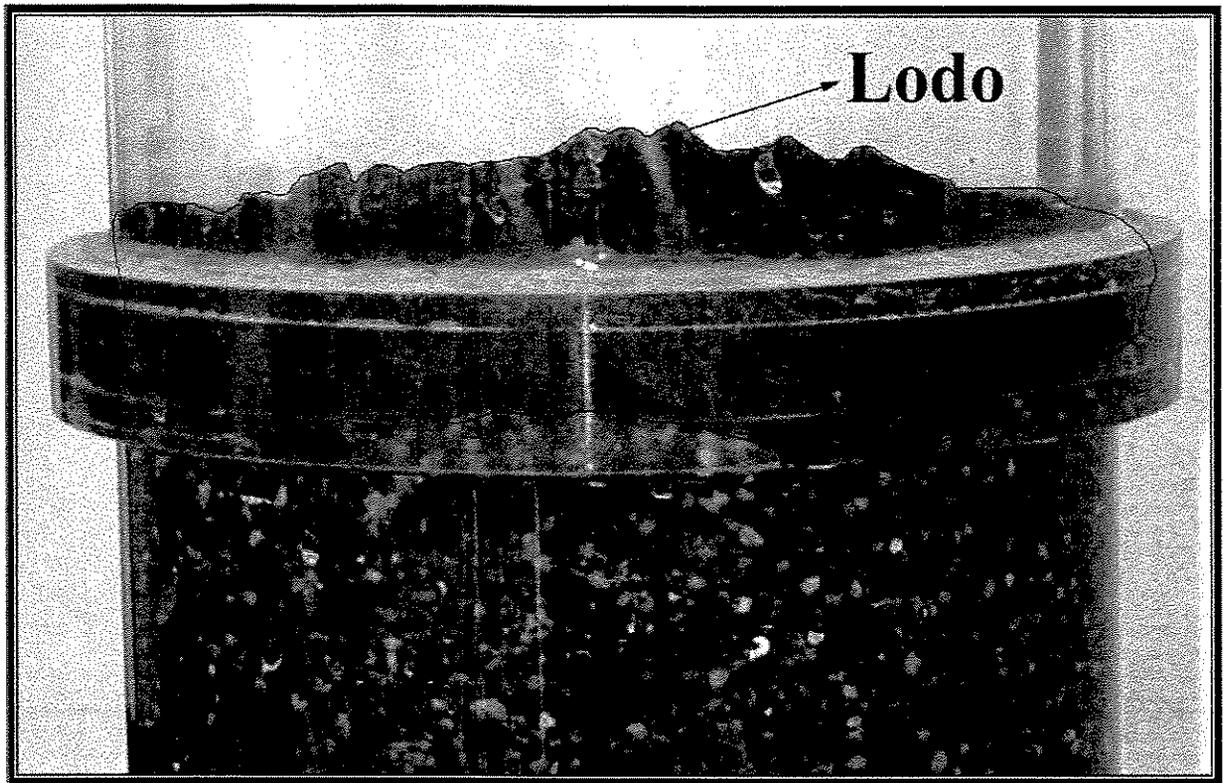


Figura 5.17: Vista lateral do *Reator 2*, com camada de lodo após o traspasse.

5.3.4 Resultados obtidos com taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$

A taxa de filtração realizada nas carreiras anteriores foi reduzida pela metade, para $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, a fim de se verificar o comportamento do sistema. Essa carreira teve seu início em 13/06, às 17:05hrs. A duração da mesma foi de 60 horas, e o tempo médio de detenção estimado para essa taxa foi de 32 minutos. As alturas manométricas, para análise da perda de carga, são mostradas na Tab. B.13, do Anexo B. A partir delas, foi confeccionada a Tab. B.14, no mesmo Anexo. A partir dos dados obtidos na Tab. B.14, foram obtidas curvas mostrando a evolução da perda de carga, nas camadas ao longo da carreira de filtração nos *Reatores 1, 2 e 3*, e que são apresentadas nas Figs. 5.18, 5.19 e 5.20, respectivamente. Os dados sobre a variação da qualidade de água bruta e dos efluentes dos reatores, em função do tempo, estão alocados nas Tabs. B.15 e B.16 do Anexo B. A partir desses valores, foi possível obter os pontos com a variação de turbidez e cor aparente ao longo do tempo, mostradas nas Figs. 5.21

e 5.22, respectivamente. Também dessas tabelas do Anexo B, foi possível coletar os valores das concentrações de ferro e manganês na água bruta e nos efluentes dos reatores. Esses dados são apresentados na Tab. 5.5, onde se tem ainda os valores relativos à porcentagem de remoção, em cada um dos efluentes dos reatores, de ferro e manganês.

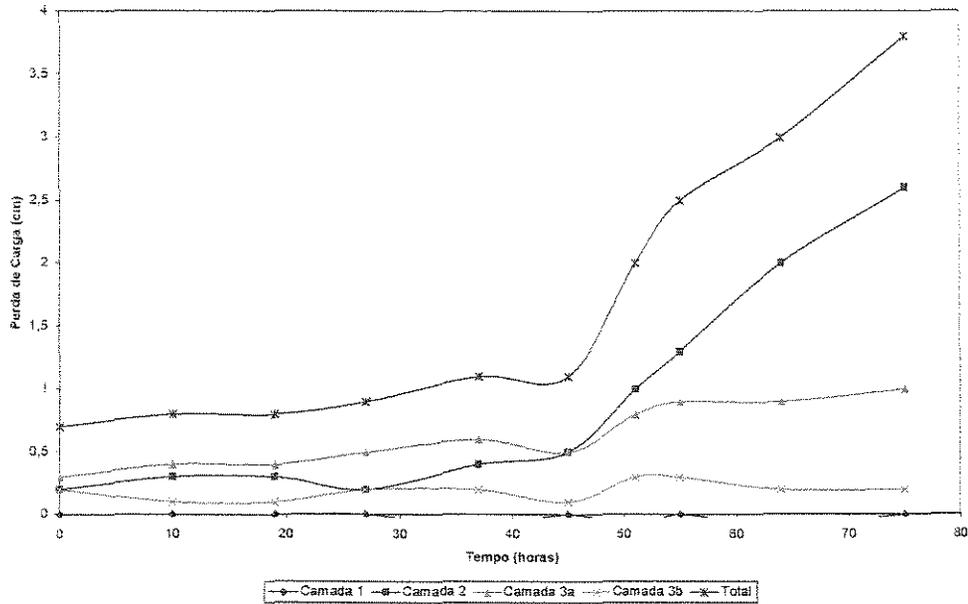


Figura 5.18: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 1*, na 3ª etapa, e taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

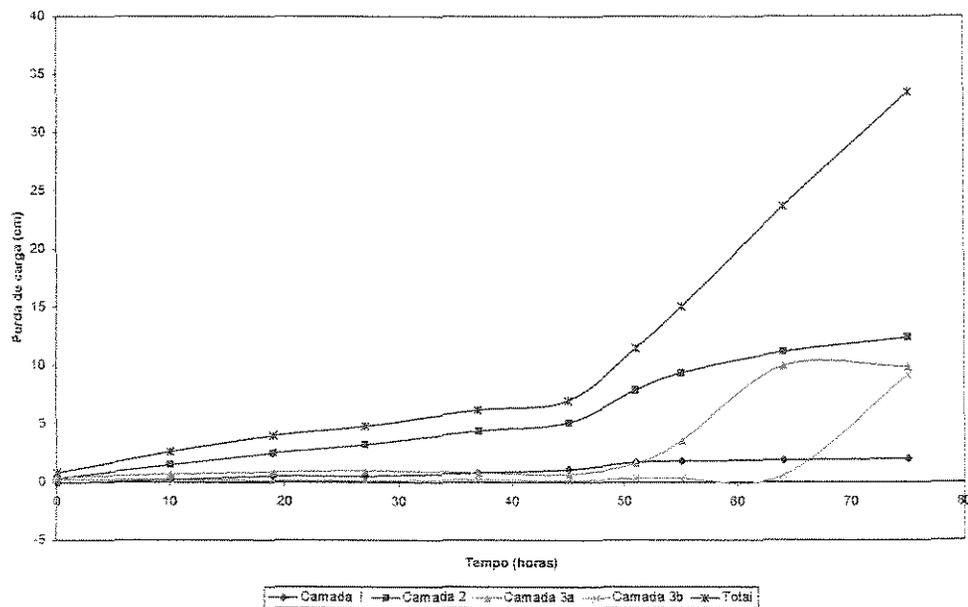


Figura 5.19: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 2*, na 3ª etapa, e taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

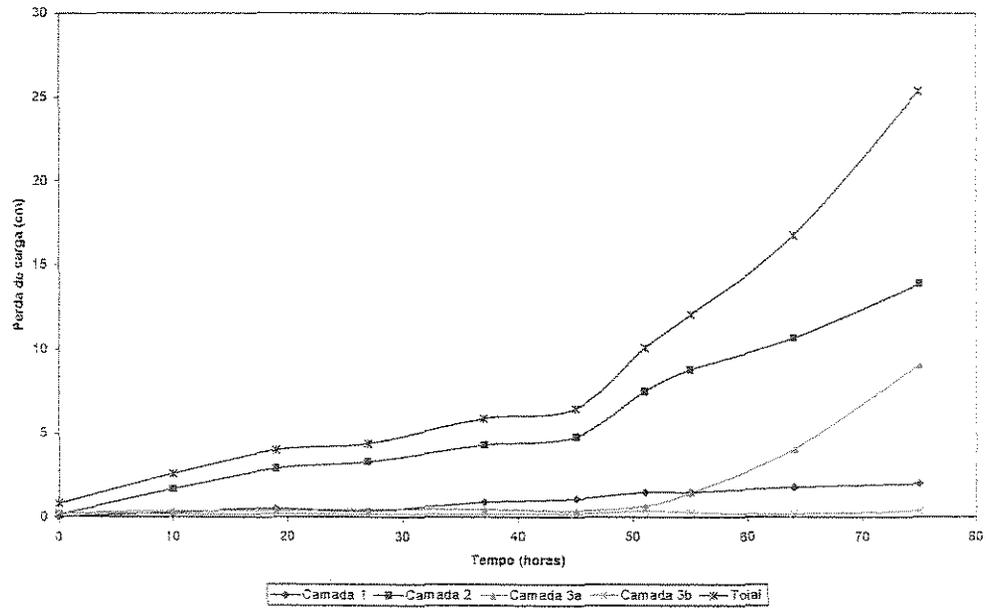


Figura 5.20: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 3*, na 3ª etapa, e taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

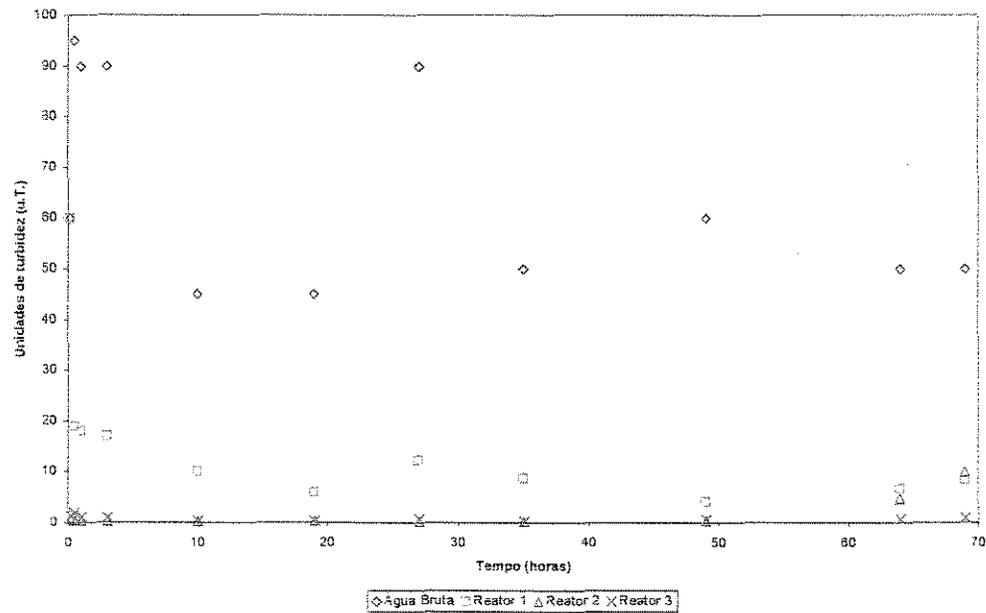


Figura 5.21: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

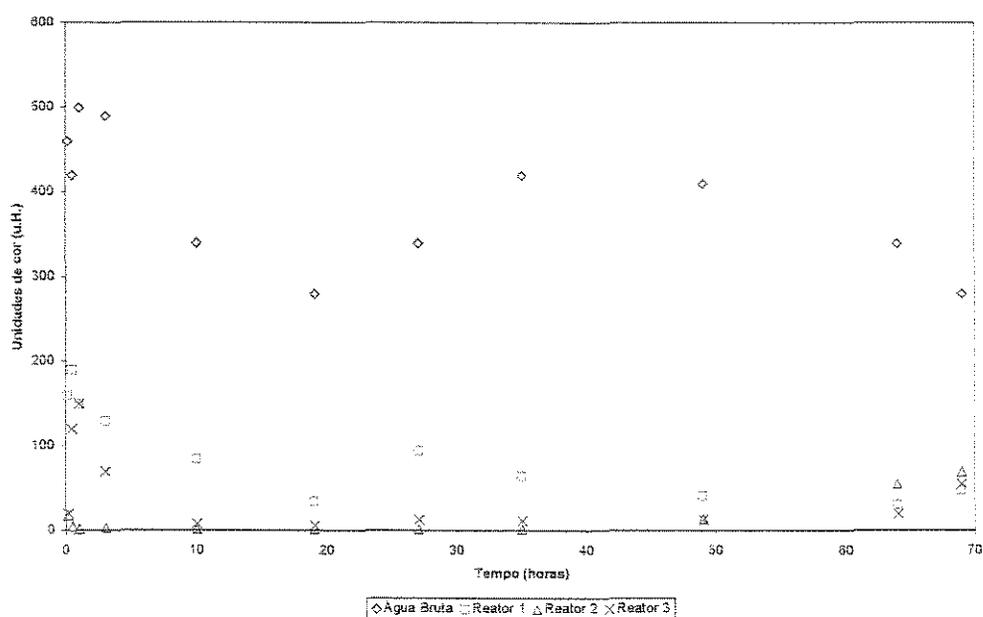


Figura 5.22: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Tabela 5.5: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1* (EF1 – Sem Oxidantes), *2* (EF2 – Permanganato de Potássio) e *3* (EF3 – Hipoclorito de Sódio), bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 3ª etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Am	t (h)	AB		EF1				EF2				EF3					
		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn	
		C_i	C_f	C_i	C_f	C_i	C_f	C_i	C_f	C_i	C_f	C_i	C_f	C_i	C_f	C_i	C_f
1	0,17	7,81	2,50	1,75	78	n.d.	≈ 100	0,21	97	n.d.	≈ 100	0,42	95	0,10	96		
2	0,50	9,23	2,55	1,60	83	1,30	49	0,18	98	n.d.	≈ 100	0,69	93	0,25	90		
3	1,0	9,94	2,35	1,48	85	1,23	48	0,18	98	n.d.	≈ 100	2,58	74	0,28	88		
4	3,0	11,03	3,19	1,97	82	2,17	32	0,15	99	n.d.	≈ 100	0,21	98	n.d.	≈ 100		
5	10	9,33	2,02	0,83	91	1,14	44	0,16	98	n.d.	≈ 100	0,12	99	n.d.	≈ 100		
6	19	9,37	1,97	0,49	95	1,07	46	0,19	98	n.d.	≈ 100	0,12	99	n.d.	≈ 100		
7	27	10,26	2,27	0,89	91	2,20	3	0,17	98	n.d.	≈ 100	0,25	98	n.d.	≈ 100		
8	35	8,56	3,09	0,62	93	1,10	64	0,13	98	n.d.	≈ 100	0,11	99	n.d.	≈ 100		
9	49	10,22	2,17	0,44	96	0,48	78	0,19	98	n.d.	≈ 100	0,32	97	n.d.	≈ 100		
10	64	9,79	2,09	0,59	94	2,43	0	0,98	90	4,41	0	0,23	98	n.d.	≈ 100		
11	69	9,97	2,15	0,70	93	1,99	7	1,38	86	4,65	0	0,34	97	0,20	91		

5.3.5 Análise do funcionamento para taxa de 50 m³/m².dia

Para que se tivesse valores comparativos em outras taxas, e também verificar o tempo de duração da carreira, a taxa adotada inicialmente foi reduzida pela metade, e uma nova carreira foi efetuada. Para uma mesma vazão de água tratada, essa taxa implicaria em uma maior área de implantação, equivalente ao dobro da anterior. Devido à eficiência da limpeza, verificada na taxa de 100 m³/m².dia, não foi feita mais nenhuma substituição dos materiais das camadas. A duração desta carreira foi aproximadamente 60 horas, portanto, bem maior que quando usada a taxa de 100 m³/m².dia.

a) Perda de carga

As considerações feitas acerca da perda de carga na carreira de 100 m³/m².dia, também foram válidas nesta, com destaque para a *Camada 2*, que teve maior solicitação que as demais, e mesmo a *Camada 1*, também apareceu com maior participação quanto à retenção de flocos. Isso porque, com a taxa menor, havia maior tempo para que se formasse a frente de impurezas, e para que ela caminhasse ao longo do reator, conforme observado nas curvas das Figs. 5.18 a 5.20. As perdas de carga máximas observadas nos *Reatores 1, 2 e 3* foram respectivamente iguais a 2,5, 15 e 12 cm.

A partir das curvas das Figs. 5.19 e 5.20, pode-se considerar os valores de perda de carga baixos, se comparados com aquelas na *Camada 2 e Total*, nessa taxa de 50 m³/m².dia. O mesmo não pode ser dito quando não houve aplicação de oxidantes, como mostra a curva da Fig. 5.18. Mesmo assim, foi observado que a partir de um tempo de 50 horas da carreira, em ambas curvas, há um aumento gradual da participação do meio filtrante intermediário, devendo esse ser levado em conta.

b) Remoção de ferro e manganês

Com essa taxa, verificou-se que mais uma vez que a remoção de ferro e manganês no *Reator 1* atingiu valores máximos de 96% para o ferro (de 10,22 mg/L na água bruta para 0,44 mg/L), e de 78% para o manganês (de 2,17 mg/L na água bruta para 0,48 mg/L), valores apresentados na Tab. 5.5. As concentrações finais dos sais na água filtrada, novamente, ficaram acima do máximo recomendado pela Portaria nº36, isto é, mesmo ao ser diminuída a taxa de filtração, o tratamento em reatores granulares de fluxo ascendente sem adição de oxidantes mostrou-se ineficiente e desaconselhável.

No *Reator 2*, a remoção atingiu novamente valores de até 99% para o ferro (de 11,03 mg/L na água bruta para 0,15 mg/L), e cerca de 100% para o manganês (de 3,19 mg/L na água bruta para valores não detectáveis), e no *Reator 3*, 99% para o ferro (de 9,37 mg/L na água bruta até 0,12 mg/L), e próximo a 100% para o manganês (de 3,19 mg/L na água bruta para n.d). A concentração desses sais no efluente continuou dentro do limite máximo recomendado pela Portaria nº36, ao longo da carreira de filtração. A Tab. 5.5 também mostra os resultados aqui discutidos.

A partir dos dados apresentados na Tab. 5.5, foi observado que as concentrações de ferro e manganês nos efluentes dos *Reatores 2 e 3* esteve acima do recomendado pela Portaria nº36, devendo ser desviados do sistema de distribuição.

c) Turbidez e cor aparente

A turbidez e cor aparente no efluente dos *Reatores 2 e 3* ficaram sempre abaixo dos valores mínimos exigidos pela Portaria nº36, de 1,0 u.T e 5 u.H, respectivamente, o mesmo não acontecendo no *Reator 1*, cujos mínimos medidos, partindo de água bruta com valores de turbidez entre 45 e 95 u.T. e de cor entre 280 e 500 na água bruta, foram de 4,1 u.T. e de 31 u.H, respectivamente. A partir dos dados plotados nas Figs. 5.21 e 5.22, pode-se visualizar como se comportou a remoção de turbidez e cor, respectivamente, ao longo desta carreira, nos três reatores.

d) Dureza, alcalinidade e condutividade elétrica

As amostras tiveram valores máximos de 46 mg/L de CaCO_3 , sendo classificadas como moles, segundo a Tab. 3.2, de RICHTER e AZEVEDO NETTO (1991). A alcalinidade presente teve os seus valores variando entre os valores 34 e 45 mg/L de CaCO_3 , e devida a bicarbonatos, de acordo com a Tab. 3.3, de DI BERNARDO (1993a). A condutividade da água bruta e dos efluentes dos *Reatores 1 e 2* foi de no máximo 259 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e de 499 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no *Reator 3*, indicando que os íons Na^+ liberados ainda continuavam dissolvidos nos efluentes, mesmo numa taxa menor de filtração, mas que os efluentes não apresentariam inconvenientes para o consumo, pois estavam dentro dos valores sugeridos por CETESB (1978). Todos os dados aqui citados estão apresentados nas Tabs. B.15 e B.16, do Anexo B.

e) Limpeza

A limpeza do meio filtrante, depois desta carreira, mostrou-se novamente eficiente, com o meio filtrante sendo considerado limpo após 2 descargas, sem flocos visíveis retidos ao longo das camadas de pedregulhos.

5.3.6 Resultados obtidos com taxa de 75 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$

Nesta carreira, com início em 21/06, às 16:00hrs, a taxa empregada foi de 75 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, que corresponde a um valor médio entre aqueles testados até então. Com essa taxa, foi estimado um tempo de detenção de 22 minutos. A duração da carreira de filtração foi de 28 horas. A partir dos dados apresentados na Tab. B.17, do Anexo B, foi possível montar a Tab. B.18 do mesmo Anexo, que fornece a variação da perda de carga nas subcamadas dos reatores, ao longo do tempo de desenvolvimento da carreira de filtração. Com os dados dessa tabela, foi possível construir as curvas de variação de perda de carga total e nas diferentes camadas filtrantes dos *Reatores 1, 2 e 3*. Essas curvas encontram-se nas Figs. 5.23, 5.24 e 5.25, respectivamente para os *Reatores 1, 2 e 3*. Das Tabs. B.19 e B.20, do Anexo B, foram obtidos

os dados para a plotagem dos dados apresentada nas Figs. 5.26 e 5.27, mostrando a variação da qualidade de água em função do tempo nessa carreira, em função da turbidez e da cor aparente, respectivamente. Dessas tabelas do Anexo, foram retirados os dados para a montagem da Tab. 5.6, que apresenta os dados de quantidade de ferro e manganês presente nas amostras da água bruta e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, assim como suas respectivas porcentagens de remoção, em relação às concentrações iniciais desses íons na água bruta.

Do acompanhamento do residual de cloro que poderia estar presente no efluente do *Reator 3*, na última etapa da pesquisa, resultou os dados presentes na Tab. 5.7.

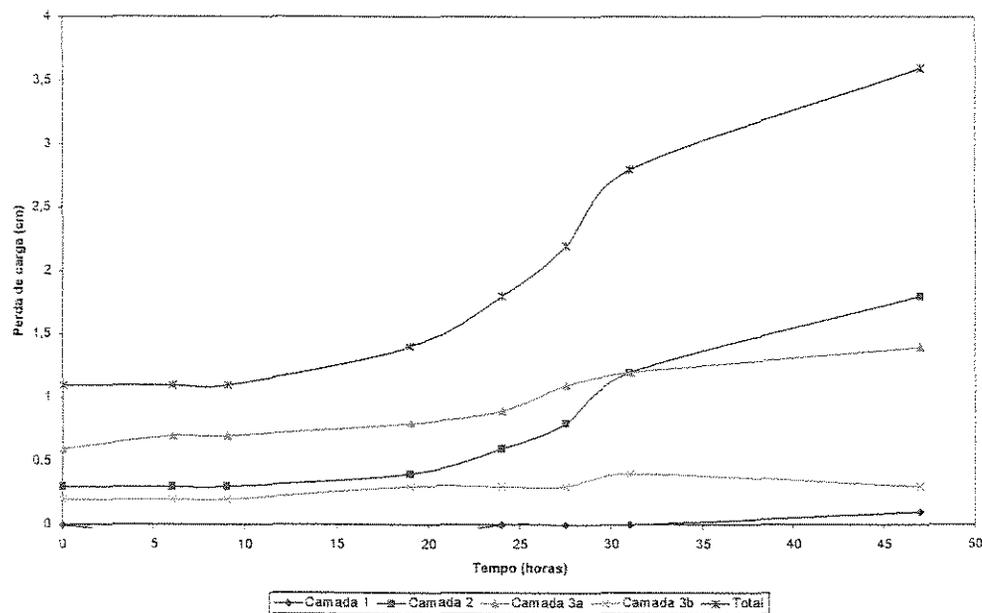


Figura 5.23: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator 1*, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

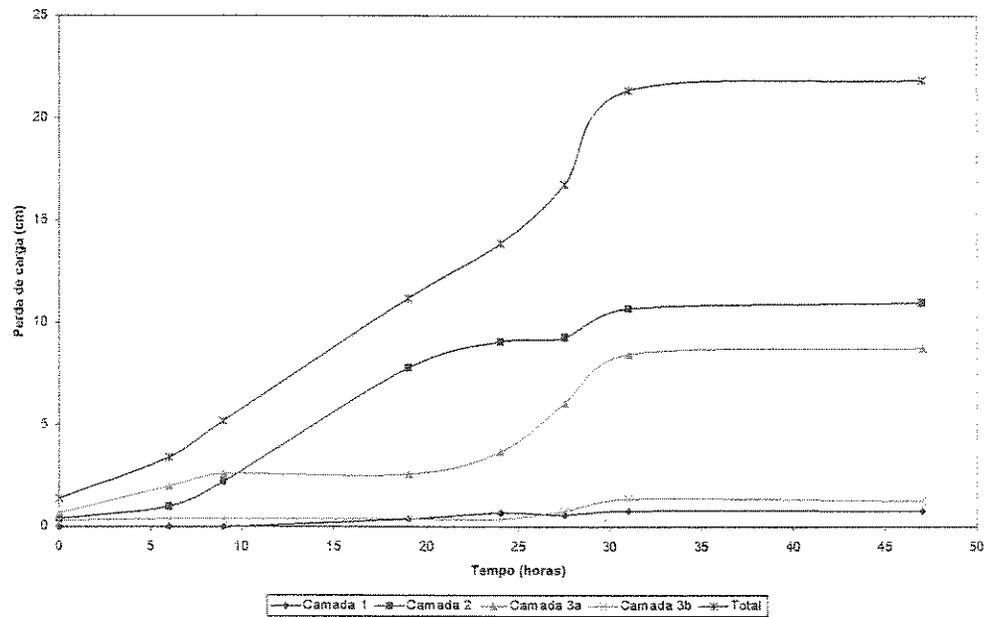


Figura 5.24: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator* 2, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

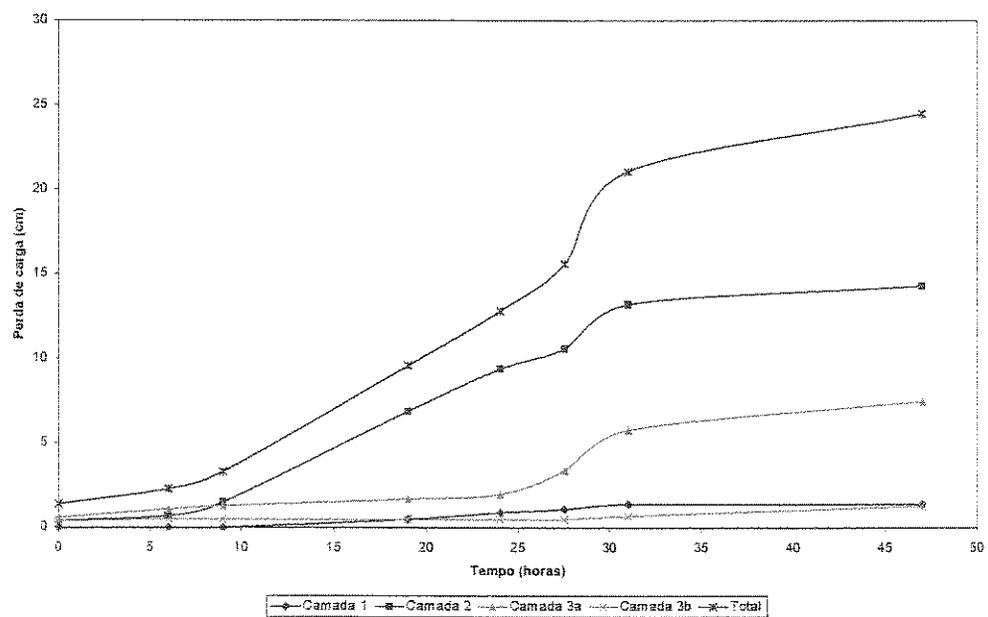


Figura 5.25: Evolução da perda de carga ao longo do tempo, nas diferentes camadas do *Reator* 3, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

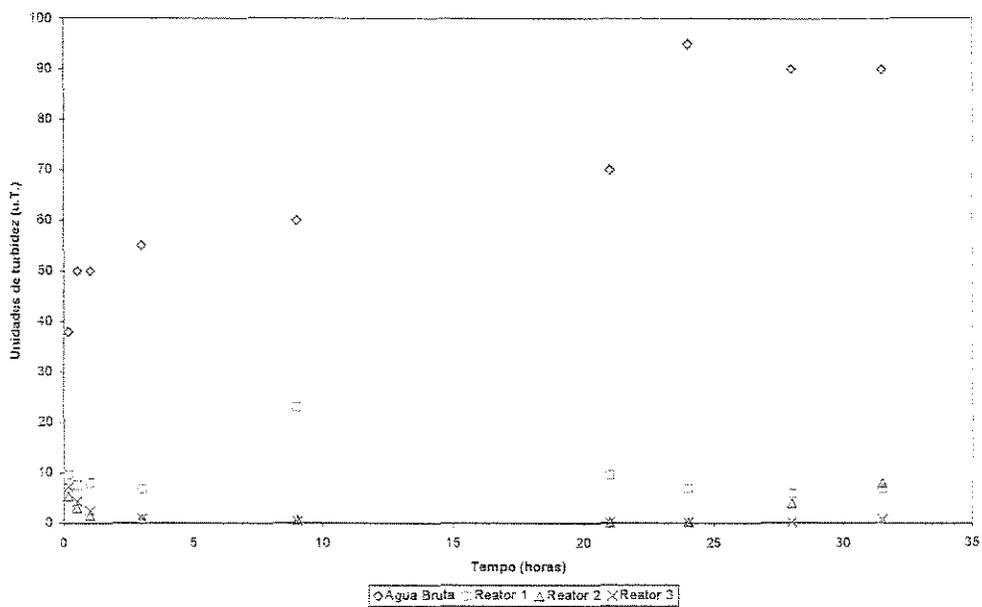


Figura 5.26: Turbidez da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

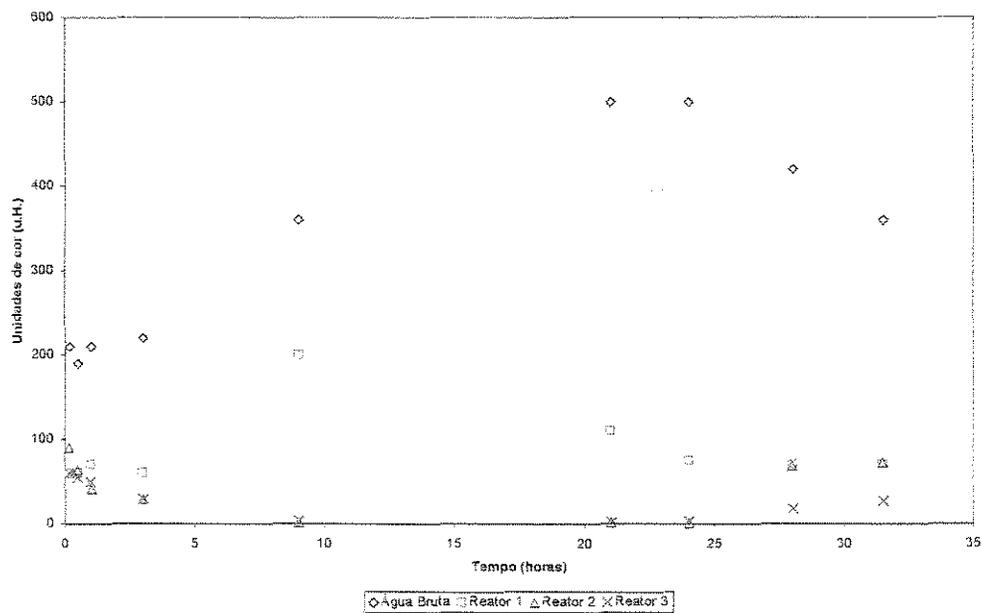


Figura 5.27: Cor aparente da água bruta, e dos efluentes dos *Reatores 1, 2 e 3*, ao longo do tempo, na 3ª etapa, e taxa de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

Tabela 5.6: Concentração de ferro e manganês na água bruta (AB) e nas amostras dos efluentes dos *Reatores 1* (EF1 – Sem Oxidantes), *2* (EF2 – Permanganato de Potássio) e *3* (EF3 – Hipoclorito de Sódio), bem como porcentagens de remoção obtidas nos mesmos, na 3ª etapa, em função da amostra (Am) coletada no tempo t da carreira. Taxa de filtração de 75 m³/m².dia.

Am	t (h)	AB		EF1				EF2				EF3					
		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn		Fe		Mn	
		C _i	C _f	C _i	C _f	%R	C _f	%R									
1	0,17	11,28	2,68	0,77	93	1,10	59	0,48	96	0,51	81	0,51	95	0,13	95		
2	0,50	10,29	2,43	0,63	94	0,53	78	0,41	96	0,15	94	0,43	96	0,07	97		
3	1,0	9,90	2,09	0,83	92	0,18	91	0,48	95	n.d.	≈100	0,44	96	n.d.	≈100		
4	3,0	10,36	1,99	0,69	93	0,15	92	0,23	98	n.d.	≈100	0,24	98	n.d.	≈100		
5	9,0	10,22	2,12	0,39	96	1,12	47	0,14	99	n.d.	≈100	0,15	99	n.d.	≈100		
6	21	10,57	2,17	0,63	94	1,15	47	0,12	99	n.d.	≈100	0,11	99	n.d.	≈100		
7	24	10,75	2,35	0,42	96	0,13	94	0,10	99	n.d.	≈100	0,11	99	n.d.	≈100		
8	28	9,87	2,12	0,41	96	2,04	4	0,97	90	4,06	0	0,22	98	n.d.	≈100		
9	31,5	10,18	2,30	0,71	93	2,43	0	1,14	89	4,60	0	0,37	96	0,23	90		

Tabela 5.7: Quantidade de cloro residual livre, medido na água filtrada do *Reator 3*, durante a 3ª etapa, com taxa de 75 m³/m².dia.

Data	Hora	Cloro Residual Livre (mg/L)
22/06	2:00	2,0
22/06	9:00	1,5
22/06	11:00	2,0
22/06	13:00	2,0
22/06	15:00	1,5
22/06	18:00	2,0

5.3.7 Análise do funcionamento para taxa de 75 m³/m².dia

Foi realizada uma última carreira, com taxa numericamente intermediária entre as outras testadas anteriormente. Assim, procurava-se buscar duas vantagens sobre os resultados observados nas taxas anteriores: a) aumento da duração da carreira, e conseqüente diminuição

do número de limpezas, do que as notadas na taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, e b) a necessidade de menor área de implantação, para determinada quantidade de água tratada, do que na taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. A duração da carreira foi de, aproximadamente, 28 horas.

a) Perda de carga

Mais uma vez, foram verificadas as considerações feitas sobre a perda de carga para a taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, conforme observado nos gráficos das Figs. 5.23 a 5.25. A perda máxima no *Reator 1* foi de cerca de 3,5 cm, enquanto que nos *Reatores 2* e *3* foi de 22 e 24 centímetros, respectivamente, mostrando que nessas unidades, houve maior acúmulo de material floculado retido.

Quanto à perda de carga nas camadas intermediárias, foi notado que houve contribuição de todas as camadas. A partir das Figs. 5.24 e 5.25, foi visto que na *Camada 3a* houve perdas de até 8,8 e 7,5 cm, para perdas totais de 21,9 e 24,5 cm, nos *Reatores 2* e *3*, respectivamente. Mesmo no *Reator 1*, houve perdas de carga nas *Camadas 3a* e *3b* de 1,4 e 0,3 cm, para uma perda total de 3,6cm. Esses valores podem ser considerados significantes, e não devem ser desprezados.

b) Remoção de ferro e manganês

A remoção de ferro e manganês no *Reator 1*, onde não havia adição de oxidantes, atingiu valores máximos de 96% para o ferro (de 10,75 mg/L na água bruta para 0,42 mg/L), e de 94% para o manganês (de 2,35 mg/L na água bruta para 0,13 mg/L), segundo dados da Tab. 5.6, porém nunca abaixo dos níveis máximos recomendado pela Portaria nº36. Como, mesmo na taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, esses níveis não eram atingidos, era previsto que aqui, isso também aconteceria.

No *Reator 2*, a remoção foi de até 99% para o ferro (de 10,75 mg/L na água bruta para 0,10 mg/L), e próximo de 100% para o manganês (de 2,35 mg/L na água bruta para n.d.), e no *Reator 3*, 99% para o ferro (de 10,75 mg/L na água bruta até 0,11 mg/L), e em torno de 100% para o manganês (de 2,35 mg/L na água bruta a n.d.), como visto através dos dados da Tab. 5.6. A concentração dos sais no efluente ficou dentro do limite máximo recomendado pela Portaria nº36, ao longo da carreira de filtração, mas verificou-se que, na primeira hora da carreira, esses índices ainda não havia sido atingidos. A causa possível foi que, mesmo a limpeza tendo sido considerada eficiente depois da carreira anterior, sem a presença de flocos visualmente retidos ao longo dos pedregulhos, eles não tenha sido totalmente removidos quando da lavagem do meio filtrante.

Os dados apresentados na Tab. 5.6 mostram que é aconselhável o desvio dos efluentes dos *Reatores 2 e 3*, nos primeiros 30 minutos da carreira de filtração, pois os valores de concentração de ferro e manganês estavam acima do recomendado pela Portaria nº36, do Ministério da Saúde do Brasil.

c) Turbidez e cor aparente

Os valores mínimos de turbidez e cor aparente observados no *Reator 1* foram de 6 u.T. e 60 u.H., respectivamente. Já nos efluentes dos *Reatores 2 e 3*, ficaram novamente sempre abaixo dos valores mínimos exigidos pela Portaria nº36, de 1,0 u.T e 5 u.H., respectivamente, como visualizado nas Figs. 5.26 e 5.27.

d) Dureza, alcalinidade e condutividade elétrica

As amostras tiveram um valor máximo medido para dureza de 40 mg/L de CaCO_3 . Continuaram dentro da faixa que as classifica como águas moles, segundo a Tab. 3.2, de RICHTER e AZEVEDO NETTO (1991). A alcalinidade presente esteve dentro da faixa de valores de 23,4 a 36 mg/L de CaCO_3 , e, segundo a Tab. 3.3, de DI BERNARDO (1993a), foi

sempre devida à presença de bicarbonatos. A condutividade da água bruta e dos efluentes dos *Reatores 1 e 2* teve um valor máximo de 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e no *Reator 3*, de 337 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e, de acordo com CETESB (1978), podem ser destinadas ao consumo quanto a esse parâmetro. Os dados aqui comentados estão contidos nas Tabs. B.19 e B.20, do Anexo B.

e) Cloro residual livre

Nesta carreira, com o valor da taxa de 75 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$, foi analisado a quantidade de cloro residual livre, encontrado no efluente do *Reator 3*, durante um período da mesma. Quando ocorre excesso de dosagem do hipoclorito de sódio, não há conseqüências diretas à saúde, quanto à toxicidade, mas pode gerar reclamações por parte dos consumidores, devido ao cheiro forte do cloro na água. Por outro lado, é possível, dentro dos valores recomendados, que a água entre na rede já clorada, dispensando a adição de outros agentes desinfetantes. Os resultados apresentados na Tab. 5.6 indicam que as concentrações de cloro residual livre ficaram entre 1,5 e 2,0mg/L, o que constitui um bom valor para entrada na rede.

5.4 Considerações finais - Comparação entre os três métodos de filtração estudados

O desenvolvimento desta investigação experimental demonstrou que o método empregado para a remoção de sais de ferro e manganês de águas de abastecimento, particularmente daquelas oriundas de poços profundos, onde o problema é mais acentuado, usando como oxidantes o permanganato de potássio e o hipoclorito de sódio, foi considerado eficiente, trazendo as concentrações desses sais no afluente, de valores de 10 e 2 mg/L, respectivamente, para índices inferiores aos recomendados pela Portaria nº36, do Ministério da Saúde do Brasil. Porém, devido à tecnologia empregada no experimento, houve dificuldades apresentadas durante o processo de limpeza do meio filtrante das unidades, e é necessária que seja adotado pedregulho de granulometria mínima entre 2,4 e 6,4mm na última camada superior, diferente portanto da sugerida por COLAZZOS (1990).

Quanto à perda de carga, foi observado que quanto maior a taxa empregada, maior a participação das subcamadas no incremento deste valor, levando a crer que descargas intermediárias possam levar a resultados mais benéficos do que os apresentados neste trabalho, quanto à limpeza do meio filtrante.

Os valores medidos para pH, dureza, alcalinidade e condutividade da água bruta encontravam-se dentro daqueles comumente encontrados em águas subterrâneas, o que aponta a boa aplicação desse estudo para afluentes oriundos de poços profundos. Após o tratamento, esses parâmetros, nas amostras filtradas apresentaram pouca variação, encontrando-se sempre dentro das faixas recomendadas pelos Órgãos de Saúde Pública, o que elimina a necessidade da aplicação de outros produtos químicos para correção da qualidade da água.

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados experimentais obtidos na realização deste trabalho, onde as concentrações de ferro e manganês na água bruta foram iguais a 10 mg/L e 2 mg/L, respectivamente, podem ser estabelecidas as seguintes conclusões:

a) A remoção de ferro e manganês mostrou ser semelhante quando se usa permanganato de potássio (KMnO_4) ou hipoclorito de sódio (NaClO) como oxidantes, nas dosagens apresentadas neste trabalho.

b) A máxima remoção de compostos de ferro e manganês foi de cerca de 99% e 100%, respectivamente, quando foi utilizado o permanganato de potássio como agente oxidante, na dosagem de 15,9 mg/L, 20% acima da estequiométrica, ou hipoclorito de sódio na dosagem de 9,0 mg/L, que é a requerida estequiometricamente, para taxas de filtração variando entre 50 e 100 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

c) A porcentagem de remoção, usando permanganato, variou de 90 a 99% para o ferro e de 92 a $\approx 100\%$ para o manganês, para as taxas estudadas, chegando a valores abaixo de 0,3 mg/L e 0,1mg/L, respectivamente, que são os máximos recomendados pelo Ministério da Saúde do Brasil.

d) Usando hipoclorito, a taxa de remoção variou entre 93 e 99% para o ferro e entre 90 a $\approx 100\%$ para o manganês, para as taxas de filtração analisadas, chegando também a valores abaixo dos recomendados pelo Ministério da Saúde do Brasil, de 0,3 mg/L e 0,1mg/L, respectivamente.

e) Embora a remoção sem adição de oxidantes tenha atingido eficiência de até 96% para o ferro, e 94% para o manganês, ela nunca foi abaixo dos valores recomendados pela Portaria n° 36, nas três taxas estudadas, e não representa uma boa alternativa para o tratamento com objetivo de remover ferro e manganês.

f) Não deve ser usado, como meio filtrante, para tecnologias que usem a metodologia do presente trabalho, pedregulho de granulometria variando entre 1,2 e 2,4 mm, não obstante um incremento na carreira de filtração, devido ao problema de ser muito dificultada a limpeza dos reatores.

g) O uso do hipoclorito, além de eficiente remoção de ferro e manganês, conduziu a valores de cloro residual entre 1,5 e 2,0 mg/L, propiciando concentrações nas águas dos efluentes suficientes para manter o residual na rede de distribuição. Também resultou em aumento do pH final da água, bem como de sua condutividade

h) Para as taxas de 50, 75 e 100 m³/m².dia, foram obtidas durações das carreiras de filtração respectivas de 60, 28 e 24 horas.

i) A perda de carga máxima verificada para taxas de 100, 50 e 75 m³/m².dia foram iguais, respectivamente, a 37, 15 e 22 cm, quando se utilizava permanganato como oxidante.

j) A relação de consumo de água para limpeza do meio filtrante foi igual a 3180 L/m², no caso deste experimento.

k) Ao usar essa tecnologia, é necessário um desvio de água filtrada durante os primeiros 30 minutos da carreira de filtração, mesmo usando permanganato ou hipoclorito, quando as taxas aplicadas forem de 50 ou 75 m³/m².dia, e de 10 minutos, para a taxa de filtração de 100 m³/m².dia, não destinado essa água para o consumo.

7 RECOMENDAÇÕES

- a) No dimensionamento de sistemas que utilizam esta tecnologia, deve ser adotada uma válvula de descarga próxima à superfície superior do meio filtrante, para descarte de um possível lodo sobre ela acumulado, antes de ser detectado o traspasse qualitativo.
- b) Sugere-se um estudo onde seja combinado o uso do permanganato como oxidante e, depois do tratamento, que o cloro seja usado como desinfetante, medindo a concentração necessária para a aplicação no início da rede.
- c) A realização do experimento com mudanças nas espessuras das camadas filtrantes.
- d) A realização do experimento com a utilização de outros materiais como constituintes do meio filtrante.
- e) A execução de descargas nas camadas intermediárias, a fim de se verificar a eficiência da limpeza dos pedregulhos constituintes do leito filtrante.

ANEXO A

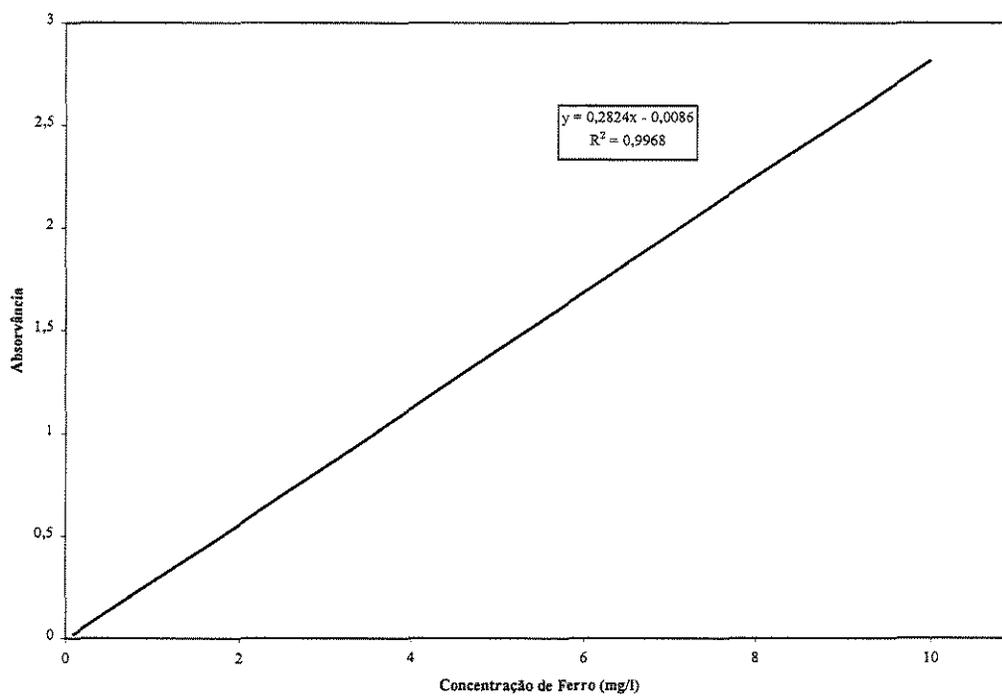


Figura A.1: Curva de Calibração do Ferro obtida pelo método da fenantrolina.

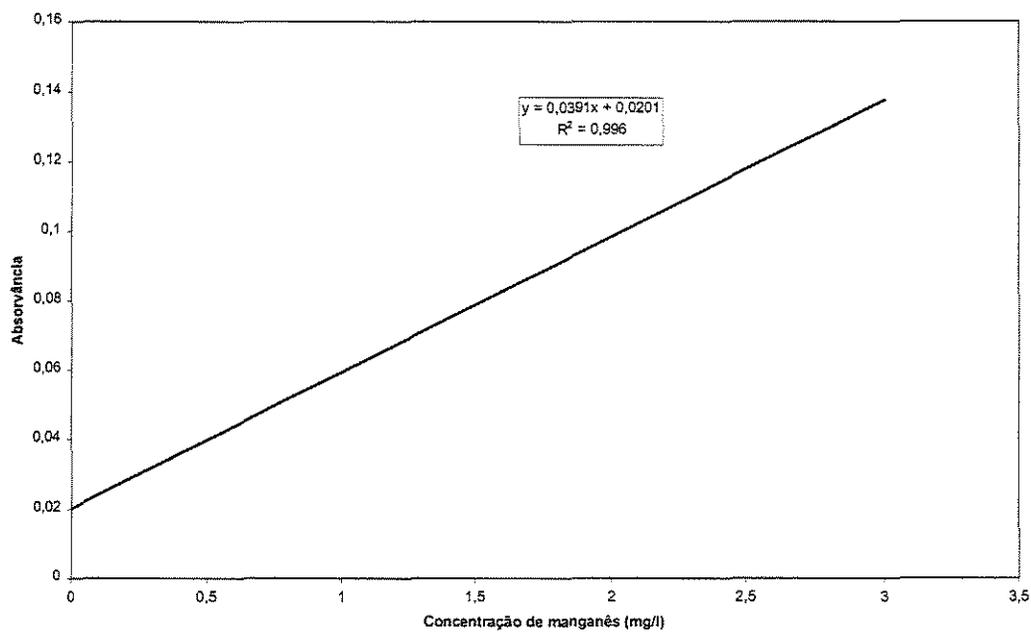


Figura A.2: Curva de Calibração do Manganês obtida pelo método do persulfato.

ANEXO B

Tabela B.1: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij}, para as diferentes subcamadas, durante a segunda etapa, com taxa de filtração de 100 m³/m².dia.

Dia	12/05	12/05	13/05	13/05	14/05	14/05	15/05	16/05
Hora	14:00	17:20	8:20	18:20	12:00	18:30	13:00	14:00
Tempo de Carreira (h)	0	3	18	28	46	52	71	96
Piezômetro								
11	1081,9	1082,3	1081,7	1081,4	1081,3	1081,2	1081,3	1081,6
12	1081,7	1082,2	1081,6	1081,4	1081,3	1081,2	1081,3	1081,6
13	1081,2	1081,8	1081,1	1080,7	1081,2	1080,5	1080,5	1080,8
14	1080,5	1080,9	1080,3	1079,8	1079,7	1079,7	1079,7	1079,9
15	1077,6	1078,5	1078,0	1077,7	1077,7	1077,5	1077,5	1077,6
21	1088,8	1089,5	1095,9	1099,6	1105,5	1107,5	1112,5	1116,3
22	1088,7	1089,5	1095,8	1099,5	1105,3	1107,2	1112,3	1116,0
23	1088,4	1089,0	1091,1	1092,4	1095,0	1096,0	1098,4	1099,5
24	1087,8	1088,1	1088,5	1088,6	1089,0	1089,2	1089,3	1089,2
25	1086,0	1085,7	1085,7	1085,6	1085,5	1085,7	1085,8	1085,7
31	1081,0	1081,5	1083,5	1087,5	1089,3	1092,7	1093,4	1095,4
32	1080,9	1081,6	1083,6	1087,6	1089,3	1092,6	1093,4	1095,3
33	1080,3	1081,0	1082,3	1084,2	1084,7	1086,2	1087,7	1088,3
34	1077,5	1077,0	1077,7	1077,5	1077,6	1082,1	1082,5	1082,6
35	1077,3	1077,3	1077,7	1077,3	1077,4	1077,3	1077,5	1077,5

Tabela B.1: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij}, para as diferentes subcamadas, durante a segunda etapa, com taxa de filtração de 100 m³/m².dia (Continuação).

Dia	16/05	17/05	18/05	18/05	19/05	19/05	20/05	20/05
Hora	18:00	12:00	0:00	13:00	0:00	13:00	1:00	12:00
Tempo de Carreira (h)	100	118	130	143	154	167	179	190
Piezômetro								
11	1081,7	1081,8	1081,9	1082,2	1082,4	1082,5	1082,6	1082,4
12	1081,8	1081,7	1082,0	1082,2	1082,4	1082,4	1082,6	1082,3
13	1080,9	1080,8	1081,0	1081,0	1081,1	1081,1	1081,1	1080,9
14	1080,0	1079,9	1080,0	1080,0	1080,0	1080,1	1080,0	1079,8
15	1077,6	1077,6	1077,5	1077,5	1077,5	1077,5	1077,5	1077,5
21	1118,8	1122,7	1128,1	1131,1	1146,2	1146,8	1156,8	1161,8
22	1118,4	1122,3	1127,5	1130,4	1145,2	1145,7	1155,5	1160,5
23	1100,8	1102,1	1105,3	1106,7	1117,3	1117,2	1125,4	1130,1
24	1089,4	1089,4	1090,1	1090,6	1097,5	1097,8	1103,1	1107,8
25	1085,8	1085,8	1085,7	1085,8	1085,7	1085,8	1085,7	1085,7
31	1095,6	1105,0	1107,6	1106,3	1118,7	1121,2	1134,7	1140,5
32	1095,5	1104,8	1107,3	1105,8	1118,1	1120,3	1134,0	1139,6
33	1090,2	1092,6	1095,5	1099,0	1102,1	1103,0	1114,5	1118,9
34	1083,3	1084,3	1086,3	1085,5	1090,6	1091,3	1099,9	1104,0
35	1077,5	1077,4	1077,3	1077,3	1077,3	1077,3	1077,3	1077,3

Tabela B.2: Perdas de carga (Δh) total e nas *Camadas 1, 2, 3 e 4* do leito filtrante dos Reatores 1, 2 e 3, ao longo do tempo, na segunda etapa, com taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

Tempo (h)	Δh (cm)							
	0	3	18	28	46	52	71	96
Reator 1								
Camada 1	0,2	0,1	0,1	0	0	0	0	0
Camada 2	0,5	0,4	0,5	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8
Camada 3	0,7	0,9	0,8	0,9	0,9	0,8	0,8	0,9
Camada 4	2,9	2,4	2,3	2,1	2	2,2	2,2	2,3
Total	4,3	3,8	3,7	3,7	3,6	3,7	3,8	4
Reator 2								
Camada 1	0,1	0	0,1	0,1	0,2	0,3	0,2	0,3
Camada 2	0,3	0,5	4,7	7,1	10,3	11,2	13,9	16,5
Camada 3	0,6	0,9	2,6	3,8	6	6,8	9,1	10,3
Camada 4	1,8	2,4	2,8	3	3,5	3,5	3,5	3,5
Total	2,8	3,8	10,2	14	20	21,8	26,7	30,6
Reator 3								
Camada 1	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0,1
Camada 2	0,6	0,6	1,3	3,4	4,6	6,4	5,7	7
Camada 3	2,8	4	4,6	6,7	7,1	4,1	5,2	5,7
Camada 4	0,2	0	0	0,2	0,2	4,8	5	5,1
Total	3,7	4,2	5,8	10,2	11,9	15,4	15,9	17,9

Tabela B.2: Perdas de carga (Δh) total e nas *Camadas 1, 2, 3 e 4* do leito filtrante dos Reatores 1, 2 e 3, ao longo do tempo, na segunda etapa, com taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ (Continuação).

Tempo (h)	Δh (cm)							
	100	118	130	143	154	167	179	190
Reator 1								
Camada 1	0	0,1	0	0	0	0,1	0	0,1
Camada 2	0,9	0,9	1	1,2	1,3	1,3	1,5	1,4
Camada 3	0,9	0,9	1	1	1,1	1	1,1	1,1
Camada 4	2,4	2,3	2,5	2,5	2,5	2,6	2,5	2,3
Total	4,1	4,2	4,4	4,7	4,9	5	5,1	4,9
Reator 2								
Camada 1	0,4	0,4	0,6	0,7	1	1,1	1,3	1,3
Camada 2	17,6	20,2	22,2	23,7	24,5	25,5	30,1	30,4
Camada 3	11,4	12,7	15,2	16,1	19,3	22,4	22,3	22,3
Camada 4	3,6	3,6	4,4	4,8	8,5	12	17,4	22,1
Total	33	36,9	42,4	45,3	53,3	61	71,1	76,1
Reator 3								
Camada 1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,6	0,9	0,7	0,9
Camada 2	9,9	12,2	11,8	13,7	16	17,3	19,5	20,7
Camada 3	6,9	8,3	9,2	10,5	11,5	11,7	14,6	14,9
Camada 4	5,8	6,9	9	11,2	13,3	14	22,6	26,7
Total	22,7	27,6	30,3	35,9	41,4	43,9	57,4	63,2

Tabela B.3: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da segunda etapa, com taxa de 100 m³/m².dia.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 1: Dia: 12/05 Hora: 14:30 t=10 minutos de carreira									
AF1	19	320	60	3,17	1,12	7,3	-	197,2	-
EF1	22	260	25	5,05	n.d.	7,4	-	210,0	-
EF2	22	190	8,2	1,23	0,85	7,4	-	204,0	-
EF3	22	43	3,2	1,51	n.d.	7,7	-	360,0	-
Amostra 2: Dia: 12/05 Hora: 14:50 t=30 minutos de carreira									
AF1	19	340	60	2,25	0,58	7,6	-	184,0	-
EF1	21	180	19	2,39	1,38	7,5	-	189,6	-
EF2	21	60	1,9	1,54	0,98	7,3	-	191,1	-
EF3	21	24	1,5	1,33	0,18	7,8	-	653,0	-
Amostra 3: Dia: 12/05 Hora: 15:20 t=1 hora de carreira									
AF1	19	400	60	17,58	0,45	7,6	45,0	184,0	14
EF1	21	380	9,2	2,08	0,37	7,5	30,6	189,6	22
EF2	21	42	3,5	1,37	1,12	7,3	28,8	191,1	22
EF3	21	21	1,7	1,40	0,01	7,8	36,0	653,0	14

Tabela B.4: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da segunda etapa, com taxa de 100 m³/m².dia.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 4: Dia: 13/05 Hora: 8:20 t=18 horas de carreira									
AF1	18	380	65	10,42	1,99	7,7	30,6	171,7	8
EF1	19	160	6,7	4,76	0,90	7,7	32,4	171,9	16
EF2	19	42	0,20	3,51	3,82	7,6	30,6	174,7	8
EF3	19	4	0,40	3,18	0,08	7,9	36,0	466,0	12
Amostra 5: Dia: 13/05 Hora: 18:20 t=26 horas de carreira									
AF1	19	400	65	12,39	1,81	7,6	30,6	167,0	16
EF1	20	150	6,7	1,90	0,73	7,7	30,6	166,1	20
EF2	20	40	0,20	1,47	0,70	7,6	28,8	166,5	16
EF3	20	9	0,35	1,26	n.d.	8,8	0/3,6/45,0	767,0	20
Amostra 6: Dia: 14/05 Hora: 12:20 t=44 horas de carreira									
AF1	22	380	65	12,54	1,69	7,6	32,4	157,0	26
EF1	23	150	7,5	2,08	0,43	7,7	32,4	156,0	20
EF2	23	2	0,40	0,24	0,05	7,5	32,4	154,5	24
EF3	23	2	0,30	0,29	n.d	8,1	39,6	528,0	18
Amostra 7: Dia: 15/05 Hora: 18:20 t=74 horas de carreira									
AF1	21	280	65	12,25	1,92	7,3	12,6	183,0	38
EF1	21	120	4	1,97	0,84	7,3	12,6	186,0	30
EF2	22	2	0,55	0,26	1,45	7,2	7,2	174,0	40
EF3	22	2	0,15	0,28	n.d	8,9	0/7,2/23,4	913,0	50
Amostra 8: Dia: 16/05 Hora: 14:20 t=94 horas de carreira									
AF1	22	400	65	10,32	1,816	7,3	14,4	192,0	40
EF1	22	120	2,3	1,72	n.d	7,5	12,6	188,5	40
EF2	22	2	0,15	0,24	n.d	7,5	12,6	199,5	36
EF3	22	2	0,20	0,25	n.d	7,3	12,6	441,0	38

Tabela B.4: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da segunda etapa, com taxa de 100 m³/m².dia (Continuação).

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 9: Dia: 17/05 Hora: 15:20 t=119 horas de carreira									
AF1	22	320	60	10,98	1,94	7,5	12,6	191,0	64
EF1	23	100	1,4	1,58	0,41	7,5	12,6	171,1	64
EF2	23	2	0,65	0,28	0,02	7,5	10,8	186,3	64
EF3	24	2	0,40	0,08	n.d	8,7	0/3,6/18,0	659,0	64
Amostra 10: Dia: 18/05 Hora: 13:00 t=141 horas de carreira									
AF1	21	360	60	8,16	1,71	7,6	28,8	158,0	14
EF1	21	22	0,55	3,15	1,42	7,9	30,6	159,0	16
EF2	21	2	0,40	0,30	n.d.	7,5	27,0	157,0	8
EF3	22	5	0,40	0,27	n.d.	7,9	32,4	271,0	12
Amostra 11: Dia: 19/05 Hora: 16:20 t= 168 horas de carreira									
AF1	23	250	70	4,66	2,02	7,5	61,2	169,8	22
EF1	23	110	10	2,43	1,56	7,8	59,4	171,0	36
EF2	23	2	0,40	0,39	n.d.	7,5	59,4	170,3	32
EF3	23	5	0,50	0,20	n.d	8,0	77,4	372,0	34
Amostra 12: Dia: 20/05 Hora: 13:20 t=189 horas de carreira									
AF1	23	220	65	8,56	2,10	7,5	34,2	172,9	32
EF1	23	130	17	1,97	2,12	7,7	34,2	167,0	38
EF2	23	46	6,0	1,40	0,69	7,5	32,4	171,2	34
EF3	23	60	8,0	1,65	0,19	7,9	45,0	334,0	36

Tabela B.5: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij}, para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de 100 m³/m².dia, *Carreira 1*.

Dia	30/05	31/05	31/05	31/05
Hora	14:00	2:00	12:00	18:00
Tempo de carreira (h)	0	12	22	34
Piezômetro				
11	1079,5	1079,8	1080,9	1081,7
12	1079,5	1079,5	1080,9	1081,8
13	1079,0	1079,0	1079,7	1080,0
14	1078,2	1078,2	1078,0	1078,0
15	1077,6	1077,6	1077,5	1077,4
21	1087,6	1087,6	1106,0	1122,7
22	1087,5	1087,5	1104,5	1121,2
23	1087,1	1087,1	1094,3	1109,0
24	1086,2	1086,2	1086,3	1086,8
25	1085,8	1085,7	1085,7	1085,6
31	1079,4	1083,0	1087,1	1090,0
32	1079,4	1083,0	1086,8	1089,2
33	1078,9	1080,0	1080,8	1083,3
34	1078,1	1078,2	1078,2	1078,3
35	1077,5	1077,4	1077,4	1077,3

Tabela B.6: Perdas de carga (Δh) total e nas *Camadas 1, 2, 3 e 4* do leito filtrante dos Reatores 1, 2 e 3, ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 1*.

Tempo (h)	Δh (cm)			
	0	12	22	34
Reator 1				
Camada 1	0	0,3	0	0
Camada 2	0,5	0,5	1,2	1,8
Camada 3	0,8	0,8	1,7	2
Camada 4	0,6	0,6	0,5	0,6
Total	1,9	2,2	3,4	4,3
Reator 2				
Camada 1	0,1	0,1	1,5	1,5
Camada 2	0,4	0,4	10,2	12,2
Camada 3	0,9	0,9	8	22,2
Camada 4	0,4	0,5	0,6	1,2
Total	1,8	1,9	20,3	37,1
Reator 3				
Camada 1	0	0	0,3	0,8
Camada 2	0,5	3	6	5,9
Camada 3	0,8	1,8	2,6	5
Camada 4	0,6	0,8	0,8	1
Total	1,9	5,6	9,7	12,7

Tabela B.7: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês e pH analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 1*.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH
Amostra 1: Dia: 30/05 Hora: 14:50 t=10 minutos de carreira						
AF1	19	340	40	9,85	2,15	7,2
EF1	19	100	9,4	2,31	0,51	7,2
EF2	19	60	2,9	0,74	0,17	7,2
EF3	19	22	1,1	0,31	0,08	7,6
Amostra 2: Dia: 30/05 Hora: 15:10 t= 30 minutos de carreira						
AF1	19	350	40	10,12	2,13	7,2
EF1	19	120	11	2,81	0,59	7,2
EF2	19	26	0,95	0,23	0,05	7,2
EF3	19	22	1,3	0,21	0,07	7,8
Amostra 3: Dia: 30/05 Hora: 15:40 t=1 hora de carreira						
AF1	19	180	38	9,16	1,95	7,5
EF1	19	100	12	4,12	0,83	7,8
EF2	19	23	0,75	0,04	0,04	7,5
EF3	20	8	0,50	0,12	0,02	8,0

Tabela B.8: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, *Carreira 1*.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 4: Dia: 30/05 Hora: 16:40 t=2 horas de carreira									
AF1	18	210	39	9,52	1,61	7,0	18,0	191,4	56
EF1	18	80	8,9	3,03	0,74	7,2	19,8	184,1	28
EF2	18	11	0,55	0,15	n.d	7,1	19,8	181,7	22
EF3	19	9	0,50	0,21	n.d.	7,6	43,2	518,0	18
Amostra 5: Dia: 31/05 Hora: 12:20 t= 22 horas de carreira									
AF1	17	420	50	10,40	2,31	7,1	21,6	182,3	30
EF1	18	35	3,6	4,34	2,42	7,3	19,8	174,1	10
EF2	18	7	0,40	0,14	n.d.	7,1	18,0	171,6	0
EF3	18	51	0,45	0,16	n.d.	7,6	21,6	218,0	12

Tabela B.9: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij}, para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de 100 m³/m².dia, *Carreira 2*.

Dia	01/06	01/06	01/06	01/06	01/06	02/06	02/06	02/06
Hora	15:00	16:05	16:35	19:35	22:35	9:05	11:35	15:35
Piezômetro \ Tempo de Carreira (h)	0	0,5	1	4	7	17,5	20	24
11	1078,7	1078,7	1078,7	1078,6	1078,6	1078,8	1079,5	1080,5
12	1078,6	1078,7	1078,7	1078,6	1078,6	1078,8	1079,4	1080,5
13	1078,3	1078,3	1078,3	1078,3	1078,2	1078,5	1078,6	1078,8
14	1077,7	1077,7	1077,7	1077,7	1077,6	1077,8	1077,7	1077,7
15	1077,3	1077,3	1077,3	1077,3	1077,2	1077,6	1077,4	1077,4
21	1087,3	1087,8	1088,3	1089,4	1091,3	1092,3	1094,0	1096,0
22	1087,3	1087,8	1088,3	1089,3	1091,0	1092,0	1093,3	1095,2
23	1086,8	1087,1	1087,2	1087,5	1087,7	1088,0	1088,1	1089,0
24	1086,1	1086,1	1086,1	1086,1	1086,0	1086,1	1086,1	1086,3
25	1085,8	1085,7	1085,7	1085,7	1085,6	1085,8	1085,7	1085,7
31	1078,6	1078,8	1079,3	1080,0	1081,7	1082,0	1083,5	1086,6
32	1078,5	1078,8	1079,2	1080,0	1081,4	1081,7	1083,0	1086,1
33	1078,2	1078,3	1078,4	1078,6	1078,9	1079,0	1079,3	1081,4
34	1077,6	1077,7	1077,7	1077,7	1077,7	1077,9	1077,8	1078,0
35	1077,3	1077,2	1077,2	1077,2	1077,1	1077,3	1077,3	1077,3

Tabela B.10: Perdas de carga (Δh) total e nas *Camadas 1, 2, 3 e 4* do leito filtrante dos Reatores 1, 2 e 3, ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 2*.

Tempo (h)	Δh (cm)							
	0	0,5	1	4	7	17,5	20	24
Reator 1								
Camada 1	0,1	0	0	0	0	0	0,1	0
Camada 2	0,3	0,4	0,4	0,3	0,4	0,3	0,8	1,7
Camada 3	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,7	0,9	1,1
Camada 4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,2	0,3	0,3
Total	1,4	1,4	1,4	1,3	1,4	1,2	2,1	3,1
Reator 2								
Camada 1	0	0	0	0,1	0,3	0,3	0,7	0,8
Camada 2	0,5	0,7	1,1	1,8	3,3	4	5,2	6,2
Camada 3	0,7	1	1,1	1,4	1,7	1,9	2	2,7
Camada 4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4	0,6
Total	1,5	2,1	2,6	3,7	5,7	6,5	8,3	10,3
Reator 3								
Camada 1	0,1	0	0,1	0	0,3	0,3	0,5	0,5
Camada 2	0,3	0,5	0,8	1,4	2,5	2,7	3,7	4,7
Camada 3	0,6	0,6	0,7	0,9	1,2	1,1	1,5	3,4
Camada 4	0,3	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,7
Total	1,3	1,6	2,1	2,8	4,6	4,7	6,2	9,3

Tabela B.11: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$, *Carreira 2*.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (μS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 1: Dia: 01/06 Hora: 15:45 t=10 minutos de carreira									
AF1	18	360	50	10,36	2,02	7,5	-	-	-
EF1	18	210	23	3,88	0,71	7,9	-	-	-
EF2	18	80	3,9	0,30	1,63	7,5	-	-	-
EF3	18	200	4,6	0,51	n.d.	8,0	-	-	-
Amostra 2: Dia: 01/06 Hora: 16:05 t= 30 minutos de carreira									
AF1	18	380	50	10,43	2,07	7,5	-	-	-
EF1	18	180	20	1,79	1,66	7,9	-	-	-
EF2	18	16	0,70	0,14	0,41	7,5	-	-	-
EF3	18	35	2,8	2,54	n.d.	7,9	-	-	-
Amostra 3: Dia: 01/06 Hora: 16:35 t=1 hora de carreira									
AF1	18	360	50	9,87	1,86	7,5	37,8	173,8	22
EF1	18	180	22	0,53	1,35	7,7	36,0	175,0	32
EF2	18	16	0,70	0,80	n.d.	7,5	36,0	171,2	32
EF3	18	3	0,60	0,70	n.d.	8,0	45,0	353,0	34

Tabela B.12: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 100 m³/m².dia, *Carreira 2*.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 4: Dia: 01/06 Hora: 19:35 t=4 horas de carreira									
AF1	17	480	60	10,50	2,17	7,6	34,2	153,8	20
EF1	17	200	24	0,42	1,25	7,6	32,4	159,0	32
EF2	17	3	0,60	0,13	n.d.	7,5	34,2	153,0	32
EF3	18	3	2,2	0,20	n.d.	7,9	36,0	267,0	32
Amostra 5: Dia: 01/06 Hora: 18:35 t= 7 horas de carreira									
AF1	17	320	38	9,26	1,81	7,6	37,8	168,3	16
EF1	17	200	24	0,40	1,23	7,7	37,8	169,9	20
EF2	17	3	0,80	0,16	n.d.	7,6	36,0	165,4	22
EF3	17	3	0,40	0,15	n.d.	8,1	39,6	257,0	20
Amostra 6: Dia: 02/06 Hora: 9:35 t=18 horas de carreira									
AF1	16	320	45	9,55	1,92	7,4	34,2	171,2	12
EF1	16	60	8,3	0,54	3,94	7,6	36,0	174,7	16
EF2	17	3	0,30	0,21	n.d.	7,6	36,0	170,8	10
EF3	17	6	0,30	0,18	n.d.	8,2	37,8	242,0	18
Amostra 7: Dia: 02/06 Hora: 14:35 t=23 horas de carreira									
AF1	18	360	45	9,83	2,02	7,4	28,8	169,8	16
EF1	18	70	6,7	0,61	5,09	7,6	30,6	170,9	18
EF2	18	50	6,7	1,02	4,60	7,6	28,8	168,3	12
EF3	19	40	1,7	0,24	n.d.	8,1	32,4	251,0	10
Amostra 8: Dia: 02/06 Hora: 15:35 t= 24 horas de carreira									
AF1	19	400	55	9,94	2,22	7,6	27,0	170,1	18
EF1	19	70	45	0,69	4,27	7,6	28,8	173,7	20
EF2	18	65	60	1,45	5,55	7,8	28,8	169,9	18
EF3	19	44	2,9	0,33	0,10	8,2	30,6	397,0	24

Tabela B.13: Medições das alturas manométricas, medidas nos piezômetros PZ_{ij}, para as diferentes subcamadas, durante a terceira etapa, com taxa de filtração de 50 m³/m².dia.

Dia	13/06	14/06	14/06	14/06	15/06	15/06	15/06	16/06	16/06	16/06
Hora	17:00	3:05	12:05	18:05	4:05	12:05	18:05	0:05	9:05	20:05
Tempo de Carreira (h)	0	10	19	27	37	45	51	55	64	75
Piezômetro										
11	1077,9	1077,8	1077,9	1077,8	1077,9	1078,1	1079,2	1079,5	1080,1	1080,8
12	1077,9	1077,8	1077,9	1077,8	1078,0	1078,1	1079,3	1079,5	1080,2	1080,8
13	1077,7	1077,5	1077,6	1077,6	1077,6	1077,6	1078,3	1078,2	1078,2	1078,2
14	1077,4	1077,1	1077,2	1077,1	1077,0	1077,1	1077,5	1077,3	1077,3	1077,2
15	1077,2	1077,0	1077,1	1076,9	1076,8	1077,0	1077,2	1077,0	1077,1	1077,0
21	1086,4	1088,0	1089,5	1090,2	1091,5	1092,4	1097,1	1100,6	1109,3	1110,3
22	1086,5	1087,8	1089,0	1089,7	1090,7	1091,3	1095,4	1098,8	1107,4	1108,3
23	1086,2	1086,3	1086,5	1086,5	1086,3	1086,2	1087,5	1089,4	1096,2	1095,9
24	1085,8	1085,6	1085,6	1085,5	1085,5	1085,5	1085,9	1085,8	1086,2	1086,0
25	1085,6	1085,4	1085,5	1085,4	1085,3	1085,4	1085,6	1085,5	1085,6	1076,8
31	1077,8	1079,5	1081,0	1081,2	1082,6	1083,3	1087,1	1089,0	1093,8	1102,2
32	1077,8	1079,2	1080,5	1080,8	1081,7	1082,2	1085,6	1087,5	1092,0	1100,2
33	1077,6	1077,5	1077,6	1077,5	1077,4	1077,4	1078,1	1078,7	1081,3	1086,3
34	1077,3	1077,1	1077,2	1077,0	1076,9	1077,0	1077,4	1077,2	1077,2	1077,2
35	1077,0	1076,9	1077,0	1076,8	1076,7	1076,8	1077,0	1076,9	1077,0	1076,8

Tabela B.14: Perdas de carga (Δh) total e nas *Camadas 1, 2, 3 e 4* do leito filtrante dos Reatores 1, 2 e 3, ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Tempo (h)	Δh (cm)									
	0	10	19	27	37	45	51	55	64	75
Reator 1										
Camada 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Camada 2	0,2	0,3	0,3	0,2	0,4	0,5	1	1,3	2	2,6
Camada 3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	0,5	0,8	0,9	0,9	1
Camada 4	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2
Total	0,7	0,8	0,8	0,9	1,1	1,1	2	2,5	3	3,8
Reator 2										
Camada 1	0	0,2	0,5	0,5	0,8	1,1	1,7	1,8	1,9	2
Camada 2	0,3	1,5	2,5	3,2	4,4	5,1	7,9	9,4	11,2	12,4
Camada 3	0,4	0,7	0,9	1	0,8	0,7	1,6	3,6	10	9,9
Camada 4	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,3	0,3	0,6	0,2
Total	0,8	2,6	4	4,8	6,2	7	11,5	15,1	23,7	33,5
Reator 3										
Camada 1	0	0,3	0,5	0,4	0,9	1,1	1,5	1,5	1,8	2
Camada 2	0,2	1,7	2,9	3,3	4,3	4,8	7,5	8,8	10,7	13,9
Camada 3	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,4	0,7	1,5	4,1	9,1
Camada 4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,3	0,2	0,4
Total	0,8	2,6	4	4,4	5,9	6,5	10,1	12,1	16,8	25,4

Tabela B.15: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 50 m³/m².dia.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 1: Dia: 13/06 Hora: 17:15 t=10 minutos de carreira									
AF1	19	460	60	7,81	2,50	7,4	-	-	-
EF1	19	160	60	1,75	n.d.	7,7	-	-	-
EF2	19	18	0,65	0,21	n.d.	7,6	-	-	-
EF3	19	20	1,4	0,42	0,10	7,6	-	-	-
Amostra 2: Dia: 13/06 Hora: 17:35 t= 30 minutos de carreira									
AF1	19	420	95	9,23	2,55	7,5	-	-	-
EF1	20	190	19	1,60	1,30	7,4	-	-	-
EF2	20	5	0,40	0,18	n.d.	7,3	-	-	-
EF3	20	120	1,9	0,69	0,25	7,8	-	-	-
Amostra 3: Dia: 13/06 Hora: 18:05 t=1 hora de carreira									
AF1	19	500	90	9,94	2,35	7,5	45,0	240,0	38
EF1	19	150	18	1,48	1,23	7,6	41,4	247,0	44
EF2	19	2	0,40	0,18	n.d.	7,5	39,6	259,0	44
EF3	20	150	1,1	2,58	0,28	8,0	43,2	483,0	46

Tabela B.16: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 50 m³/m².dia.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 4: Dia: 13/06 Hora: 20:15 t=3 horas de carreira									
AF1	18	490	90	11,03	3,19	7,6	39,6	227,0	36
EF1	19	130	17	1,97	2,17	7,6	34,2	220,0	38
EF2	19	3	0,30	0,15	n.d.	7,5	34,2	225,0	36
EF3	19	70	1	0,21	n.d.	7,8	37,8	444,0	40
Amostra 5: Dia: 14/06 Hora: 3:05 t= 10 horas de carreira									
AF1	17	340	45	9,33	2,02	7,5	37,8	184,0	22
EF1	17	85	10	0,83	1,14	7,5	36,0	180,0	24
EF2	18	2	0,30	0,16	n.d.	7,6	36,0	175,0	24
EF3	18	8	0,30	0,12	n.d.	8,0	41,4	475,0	26
Amostra 6: Dia: 14/06 Hora: 12:05 t=19 horas de carreira									
AF1	17	280	45	9,37	1,97	7,6	37,8	184,0	16
EF1	18	35	6	0,49	1,07	7,6	36,0	181,0	14
EF2	18	2	0,40	0,19	n.d.	7,7	36,0	179,0	10
EF3	18	6	0,35	0,12	n.d.	8,0	36,0	499,0	16
Amostra 7: Dia: 14/06 Hora: 20:05 t=27 horas de carreira									
AF1	19	340	90	10,26	2,27	7,4	43,2	192,0	16
EF1	19	95	12,3	0,89	2,20	7,6	39,6	190,0	16
EF2	19	2	0,35	0,17	n.d.	7,6	36,0	187,0	10
EF3	19	13	0,75	0,25	n.d.	8,2	37,8	203,0	14
Amostra 8: Dia: 15/06 Hora: 4:05 t= 35 horas de carreira									
AF1	17	420	50	8,56	3,09	7,4	45,0	192,0	20
EF1	17	65	8,7	0,62	1,10	7,5	45,0	191,0	24
EF2	17	2	0,25	0,13	n.d.	7,4	39,6	188,0	10
EF3	17	12	0,25	0,11	n.d.	7,9	41,4	447,0	18

Tabela B.16: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de $50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ (Continuação)

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 9: Dia: 15/06 Hora: 18:05 t=49 horas de carreira									
AF1	18	410	60	10,22	2,17	7,5	39,6	180,0	18
EF1	18	41	4,1	0,44	0,48	7,5	37,8	176,0	16
EF2	18	14	0,40	0,19	n.d.	7,5	37,8	179,0	10
EF3	19	13	0,65	0,32	n.d.	8,1	41,4	242,0	18
Amostra 10: Dia: 16/06 Hora: 9:05 t=64 horas de carreira									
AF1	16	340	50	9,79	2,09	7,6	36,0	176,0	18
EF1	17	31	6,7	0,59	2,43	7,6	37,8	174,0	18
EF2	17	55	4,8	0,98	4,41	7,5	37,8	175,0	16
EF3	17	20	0,7	0,23	n.d.	8,0	36,0	262,0	20
Amostra 11: Dia: 16/06 Hora: 14:05 t= 69 horas de carreira									
AF1	17	280	50	9,97	2,15	7,6	28,8	170,0	18
EF1	17	49	8,5	0,70	1,99	7,6	30,6	174,0	18
EF2	18	70	10	1,38	4,65	7,6	30,6	174,0	18
EF3	18	55	0,90	0,34	0,20	8,1	34,2	386,0	20

Tabela B.17: Perdas de carga (Δh) total e nas *Camadas 1, 2, 3 e 4* do leito filtrante dos Reatores 1, 2 e 3, ao longo do tempo, na terceira etapa, com taxa de filtração de $75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$.

Data	21/06	21/06	22/06	22/06	22/06	22/06	22/06	23/06
	15:45	22:00	1:00	11:00	16:00	19:30	23:30	15:30
Tempo de Carreira (h)	0	6	9	19	24	27,5	31	47
Piezômetro								
11	1078,5	1078,4	1078,4	1078,8	1079,2	1079,4	1080,0	1080,9
12	1078,5	1078,5	1078,5	1078,9	1079,2	1079,4	1080,0	1080,8
13	1078,2	1078,2	1078,2	1078,5	1078,6	1078,6	1078,8	1079,0
14	1077,6	1077,5	1077,5	1077,7	1077,7	1077,5	1077,6	1077,6
15	1077,4	1077,3	1077,3	1077,4	1077,4	1077,2	1077,2	1077,3
21	1087,1	1089,0	1090,8	1096,9	1099,6	1102,4	1107,0	1107,6
22	1087,1	1089,0	1090,8	1096,5	1098,9	1101,8	1106,2	1106,8
23	1086,7	1088,0	1088,6	1088,7	1089,8	1092,5	1095,5	1095,8
24	1086,0	1086,0	1086,0	1086,1	1086,1	1086,4	1087,0	1087,0
25	1085,7	1085,6	1085,6	1085,7	1085,7	1085,6	1085,6	1085,7
31	1078,7	1079,5	1080,5	1086,9	1090,1	1092,7	1098,2	1101,7
32	1078,7	1079,5	1080,5	1086,4	1089,2	1091,6	1096,8	1100,3
33	1078,3	1078,8	1079,0	1079,5	1079,8	1081,0	1083,6	1086,0
34	1077,7	1077,7	1077,7	1077,8	1077,8	1077,6	1077,8	1078,5
35	1077,3	1077,2	1077,2	1077,3	1077,3	1077,1	1077,1	1077,2

Tabela B.18: Diferenças entre as perdas de carga (Δh) nas *Camadas 1, 2, 3 e 4*, e no total do leito filtrante, na terceira etapa, taxa de 75 $m^3/m^2.dia$.

Tempo (h)	Δh (cm)							
	0	6	9	19	24	27,5	31	47
Reator 1								
Camada 1	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Camada 2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,6	0,8	1,2	1,8
Camada 3	0,6	0,7	0,7	0,8	0,9	1,1	1,2	1,4
Camada 4	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3
Total	1,1	1,1	1,1	1,4	1,8	2,2	2,8	3,6
Reator 2								
Camada 1	0	0	0	0,4	0,7	0,6	0,8	0,8
Camada 2	0,4	1	2,2	7,8	9,1	9,3	10,7	11
Camada 3	0,7	2	2,6	2,6	3,7	6,1	8,5	8,8
Camada 4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,8	1,4	1,3
Total	1,4	3,4	5,2	11,2	13,9	16,8	21,4	21,9
Reator 3								
Camada 1	0	0	0	0,5	0,9	1,1	1,4	1,4
Camada 2	0,4	0,7	1,5	6,9	9,4	10,6	13,2	14,3
Camada 3	0,6	1,1	1,3	1,7	2	3,4	5,8	7,5
Camada 4	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	1,3
Total	1,4	2,3	3,3	9,6	12,8	15,6	21,1	24,5

Tabela B.19: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza analisados no início da carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 75 m³/m².dia.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 1: Dia: 21/06 Hora: 16:10 t=10 minutos de carreira									
AF1	18	210	38	11,28	2,68	7,2	-	-	-
EF1	18	60	9,7	0,77	1,10	7,5	-	-	-
EF2	18	90	5,5	0,48	0,51	7,4	-	-	-
EF3	18	60	7,3	0,51	0,13	7,5	-	-	-
Amostra 2: Dia: 21/06 Hora: 16:30 t= 30 minutos de carreira									
AF1	18	190	50	10,29	2,43	7,2	-	-	-
EF1	18	60	7,7	0,63	0,53	7,4	-	-	-
EF2	18	64	3,2	0,41	0,15	7,4	-	-	-
EF3	18	55	4,4	0,43	0,07	7,8	-	-	-
Amostra 3: Dia: 21/06 Hora: 17:00 t=1 hora de carreira									
AF1	18	210	50	9,90	2,09	7,2	32,4	165,0	22
EF1	18	70	8	0,83	0,18	7,5	32,4	161,0	20
EF2	18	42	1,6	0,48	n.d.	7,4	27,0	162,0	20
EF3	18	50	2,5	0,44	n.d.	7,9	28,8	337,0	20

Tabela B.20: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 75 m³/m².dia.

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 4: Dia: 21/06 Hora: 19:00 t=3 horas de carreira									
AF1	18	220	55	10,36	1,99	7,2	36,0	162,0	26
EF1	18	60	6,8	0,69	0,15	7,4	36,0	160,0	22
EF2	18	29	0,85	0,23	n.d.	7,3	32,4	161,0	20
EF3	18	29	0,95	0,24	n.d.	7,4	34,2	291,0	22
Amostra 5: Dia: 22/06 Hora: 1:00 t= 9 horas de carreira									
AF1	17	360	60	10,22	2,12	7,2	34,2	168,0	30
EF1	17	200	23	0,39	1,12	7,5	32,4	160,0	26
EF2	17	2	0,70	0,14	n.d.	7,3	28,8	160,0	20
EF3	17	3	0,40	0,15	n.d.	8,0	32,4	297,0	24
Amostra 6: Dia: 22/06 Hora: 13:00 t=21 horas de carreira									
AF1	18	500	70	10,57	2,17	7,3	32,4	165,0	36
EF1	18	110	9,7	0,63	1,15	7,3	32,4	163,0	34
EF2	18	2	0,20	0,12	n.d.	7,4	27,0	160,0	28
EF3	18	2	0,20	0,11	n.d.	8,0	28,8	285,0	30

Tabela B.20: Temperatura, cor aparente, turbidez, ferro, manganês, pH, alcalinidade, condutividade e dureza medidos na carreira de filtração da terceira etapa, com taxa de 75 m³/m².dia (Continuação)

Ponto de Coleta	Temperatura (°C)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Ferro (mg/L)	Manganês (mg/L)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Condutividade (µS/cm)	Dureza (mg/L CaCO ₃)
Amostra 7: Dia: 22/06 Hora: 16:00 t=24 horas de carreira									
AF1	18	500	95	10,75	2,35	7,3	32,4	164,0	40
EF1	19	75	7	0,42	0,13	7,3	30,6	162,0	40
EF2	19	1	0,35	0,10	n.d.	7,3	23,4	161,0	38
EF3	19	3	0,20	0,11	n.d.	8,0	25,2	268,0	38
Amostra 8: Dia: 22/06 Hora: 20:00 t= 28 horas de carreira									
AF1	18	420	90	9,87	2,12	7,4	36,0	161,0	40
EF1	18	70	6	0,41	2,04	7,5	36,0	161,0	40
EF2	18	69	4,1	0,97	4,06	7,4	34,2	159,0	34
EF3	19	18	0,2	0,22	n.d.	8,0	36,0	253,0	36
Amostra 9: Dia: 22/06 Hora: 23:30 t=31,5 horas de carreira									
AF1	17	360	90	10,18	2,30	7,4	32,4	163,0	28
EF1	18	70	7	0,71	2,43	7,6	32,4	163,0	30
EF2	18	73	8,1	1,14	4,60	7,5	32,4	165,0	26
EF3	18	27	0,95	0,37	0,23	8,2	36,0	298,0	38

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENDA 21. Proteção da Qualidade e do Abastecimento dos Recursos Hídricos: Aplicação de Critérios Integrados no Desenvolvimento, Manejo e Uso dos Recursos Hídricos. **A ÁGUA EM REVISTA**, maio, 1996.

ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. São Paulo, n.14, 1988.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) e WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19ª edição. Washington, USA. 1995.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Filtros de fluxo ascendente**. Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água, 1ª edição. São Paulo: CETESB/FSUSP, 1973.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Técnicas de abastecimento e tratamento de água**. CETESB. v.1 e v.2. 1987. São Paulo.

AZEVEDO NETTO, J. M. Saneamento Ambiental na América Latina. **ECORIO**. Ano I, n.3, p. 9-11, 1991.

AZIZ, H. A. e SMITH, P. G. The influence of pH and coarse media on manganese precipitation from water. **Water Research**, v.26, n.6, p.853-855, 1992.

BARROS, Vicente. **Comunicação pessoal**. Engenheiro do ESTEC - Escritório Técnico de Obras -UNICAMP. 22 de Maio de 1999.

- BENEFIELD, L. D., JUDKINS JR., J. F. e WEAN, B. L. **Process chemistry for water and wastewater treatment**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1982. 510 p.
- BOLLER, M. Filter mechanisms in roughing filters. **Journal Water SRT - Aqua**. v.42, n.3, p.174-185. 1993.
- BOLLER, M. Trends in water filtration technology. **Journal Water SRT - Aqua**. v.43, n.2, p.65-75. 1994.
- BRANCO, S. M. **Poluição: A morte de nossos rios**. Rio de Janeiro: Ed. Ao Livro Técnico S. A., 1972.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 36/GM de 19 de janeiro de 1990. Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano, a serem observados em todo o território nacional. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 20 jan., 1990.
- BRATBY, J. R. Otimização do pré-tratamento para a remoção de ferro e manganês, da filtração direta e da recuperação da água de lavagem, no sistema de filtração ascendente da ETA - Serra Azul da COPASA-MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, 1987, São Paulo. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1987. p.544-584.
- BRESAOLA JR., R. **Estudos Comparativos do Desempenho de Sistemas Constituídos de Pré-Filtro de Pedregulho-Filtro Lento de Areia e Pré-Filtro Lento de Areia para Tratamento de Águas de Abastecimento**. São Carlos: EESC-USP, julho, 1993. Tese (Doutorado) - Biblioteca da Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1990.
- CARVALHO, C. T. e LEÃO, S. F. A ocorrência de ferrobactérias em poços profundos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, 1987, São Paulo. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1987. p.483-497.

- CETESB. **Técnica de abastecimento e tratamento de água.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1978.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores anaeróbios.** DESA/UFMG. 1997. 246p.
- COLLAZOS, A. E. A. P. **Pré-Filtração em Pedregulho e Areia Grossa de Fluxo Ascendente e Fluxo Descendente como Pré-Tratamento de filtros Lentos de Areia.** São Carlos: EESC-USP, Fev., 1990. Dissertação (Mestrado) - Biblioteca da Escola de Engenharia de São Carlos - USP. 1990.
- DI BERNARDO, L., BRESAOLA JR., R., RUGNO, O. R. Considerações sobre o uso da pré-filtração em pedregulho para a remoção de impurezas das águas de abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, 1987, São Paulo. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1987. p.351-364.
- DI BERNARDO, L. Upflow coarse-grained prefilter for slow sand filtration. In: GRAHAM, N. J. D. **Slow sand filtration - Recent developments in water treatment technology.** p.123-140. Nov/Dez. 1988.
- DI BERNARDO, L. (a) **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** Rio de Janeiro: ABES, v.1, 1993. 481 p.
- DI BERNARDO, L. (b) **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.** Rio de Janeiro: ABES, v.2, 1993. 496 p.
- EDWARDS, G. A. e AMIRTHARAJAH, A. Removing color caused by humic acids. **Journal of American Water Works Association,** Denver, v.77, n.3, p.50-57, Mar. 1985.

- FICEK, K. J. Potassium permanganate for Iron and manganese removal and taste and odor control. In: SANKS, R. L. (ed.). **Water treatment plant design; for the practicing engineer**. Boston: Butterworth, 1978. Cap 21, p. 461-479.
- FRANCIS, Chris. Fabric of Society. **Water e Environment - International**. v.3, n.31, p.31-32. November. 1994.
- GIAMPÁ e SOUZA. Potencial aquífero do cristalino no Estado de São Paulo. **Revista DAE**, v.44, n.139, p.317-321, Dez/1984.
- GRIFFIN, A. E. Significance and removal of manganese in water supplies. **Journal of AWWA**, p.1326-1334, Out. 1960.
- JANSSENS, J. G. e BUCKENS, A. Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. **Journal of Water Supply Research and Technology - AQUA**. v.42, n.5, p.279-288. 1993.
- JONG, J., ROOY, P. T. J. C. Van e HOSPER, S. H. Living with water: at the cross-roads of change. **Water Science e Technology - IAWQ**. v.31, n.8, p.393-400. 1995.
- JOHN, S. e AHAMMED M. A simple household method for the removal of iron from water. **Journal of Water Supply Research and Technology - AQUA**. v.47, n.2, p.47-49. 1998.
- KAWAMURA, S. Optimisation of basic water-treatment processes - Design and operation: sedimentation and filtration. **Journal Water SRT - Aqua**. v.45, n.3, p.130-142. 1996.
- KNOCKE, W. R., BENSCHOTEN, J. E. Van, KEARNEY, M. J., SOBORSKI, A. W. e RECKHOW, D. A. Kinetics of manganese and iron oxidation by potassium permanganate and chlorine dioxide. **Journal of AWWA**, Denver, v.83, n.6, p.80-87, June, 1991.

- KNOCKE, W. R., HOEHN, R. C. e SINSABAUGH, R. L. Using Alternative Oxidants to Remove Dissolved Manganese from Waters Laden With Organics. **Journal of AWWA**, Denver, v.79, n.3, p.75-79, Mar. 1987.
- MANFRINI, C. **Técnicas de Cloração**. In: Desinfecção de águas. CETESB - Secretaria dos Serviços e Obras Públicas. São Paulo. 1974, 210p.
- MATHEWS, E. R. Iron and Manganese Removal by Free Residual Chlorine. **Journal of AWWA**, v.39, p.680-686, Jul. 1947.
- MORANDI, I. C. Emprego do permanganato de potássio para remoção de ferro e manganês em águas destinadas ao abastecimento público. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14, 1987, São Paulo. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1987. p.585-591.
- O'CONNOR, J. T. **Water Quality and Treatment - A handbook of public water supplies**. 3rd. New York: American Water Works Association (AWWA), Inc., McGraw-Hill, H. B. Crawford and D. N. Fischel, editors, 1971. Cap. 11: Iron and Manganese. p.378-396.
- PINATTI, D. C. e SILVA, M. F. B. **Uso das águas subterrâneas para abastecimento público no Estado de São Paulo**. Disponível na Internet. <http://www.abas.org.br/informativos/73/espaco.htm>. 26 jun. 1998.
- PIUCI, J. e FENZL, N. Ocorrência, conseqüência e remoção do ferro nas águas subterrâneas. **Revista Águas Subterrâneas**, p. 29-40. 1981.
- REBOUÇAS, A. Água Subterrânea – Fonte mal explorada no conhecimento e na sua utilização. **A ÁGUA EM REVISTA**, ano V, n. 8, p.84-87, março, 1997.
- RICHTER, C. A. e AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de Água - Tecnologia atualizada**. São Paulo: Ed. Edgard Blücher, 1991, p.24-27.

- SAMPAIO, C. A. A. **Influência do uso do permanganato de potássio na coagulação-floculação de águas de abastecimento.** Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, 1995.
- TAMBO, N e WANG, X. C. Control of coagulation condition for treatment of high-turbidity water by fluidized pellet bed separation. **Journal Water SRT - Aqua.** v.42, n.4, p.212-222. 1993.
- TODD, D. K. **Hidrologia de águas subterrâneas.** Agência Norte Americana para o Desenvolvimento Internacional - USAID. Rio de Janeiro: Ed. Edgard Blücher Ltda, 1967.
- TUCCI, C. E. M. Alguns Desafios em Recursos Hídricos e Meio Ambiente. **A Água em Revista,** Belo Horizonte, CPRM, v.3, n.6, p.11, nov. 1995.
- UOP JOHNSON DIVISION. **Água Subterrânea e Poços Tubulares.** Tradução da primeira edição do original norte-americano publicado pela UOP Johnson Division Saint Paul. Minnesota. 2ª ed. rev. São Paulo: CETESB, 1974. 392p.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 2ª edição, 1996, v.1, 243 p.
- Water Quality Association (WQA). **The Stainers - Iron and Manganese. What you should know.** Disponível na Internet. <http://www.wqa.org/Consumer/the-stainers.html>. 1997.
- WEGELIN, M. Roughing gravel filters for suspended solids removal. In: GRAHAM, N. J. D. **Slow sand filtration - Recent developments in water treatment technology.** p.103-122. Nov/Dez. 1988.
- WEGELIN, M., SCHERTENLEIB, R. e BOLLER, M. The decade of roughing filters - development of a rural water-treatment process for developing countries. **J. Water SRT - Aqua,** v.40, n.5, p.304-316. 1991.

- WELCH, W. A. Potassium Permanganate in Water Treatment. **Journal of AWWA**, v.55, n.6, p.735-741. Jun. 1963.
- WHITE, G. C. **The handbook of chlorination**. New York: Van Nostrand Reinhold Co. 1972.
- WILLEY, B. F., JENNINGS, H. Iron and Manganese Removal With Potassium Permanganate. **Journal of AWWA**, v.55, n.6, p.729-734, Jun. 1963.
- WONG, M. Chlorination-filtration for iron and manganese removal. **Journal of AWWA**, n.76, p.76-79, 1984.
- ZARPELON, Agenor. Água: Preservar é preciso. **SANARE - Revista Técnica da Sanepar**. v.5, n.5, p.6-7. Jan, Fev, Mar, Abr, Mai, Jun. 1996.

ABSTRACT

MACIEL, Naylson M. Iron and manganese removal from water supply, by pebble filters of ascendent stream: Application in groundwaters. Campinas, Civil Engineering Department, University of Campinas, year: 1999. 187p. Dissertation (Master Science).

Many Brazilian regions present qualitative problems in their groundwaters, used for public supply, due to the presence of iron and manganese, that come from the dissolution of rocks and minerals. They can bring inconveniences as the formation of precipitated material, presence of spots in toilets, clothes and domestic utensils, problems of flavor and smell, incrustations in pipes, proliferation of ironbacterium, as well as damages in the industry. Different processes for the removal of these elements from water are known. This present design consisted of the adequacy and junction of the filtration techniques, using pebble filters with ascending stream, with previous application of the chemical products, potassium permanganate and sodium hipoclorite, aiming at the removal of iron and manganese composites from underground waters throught a simplified system, that presents not complex maintenance and low cost of implementation. As much the permanganate as the chlorine had provided removals of iron and manganese, to values below of that recommended by Brazilian Health Ministry, and the both had revealed good as an alternative of treatment. The use of an unit without oxidants products showed the importance of the filter media in remotion, going to taxes of 96 and 94%, for iron and manganese salts, respectivily, spite of never being under the minimals recommeded by Brazilian Health Ministry.

Keywords: Water supply; Water purification; Filtration; groundwater; potassium permanganate, chlorine.