

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO

**USO DA FILTRAÇÃO LENTA E TÉCNICAS
DE DESINFECÇÃO PARA ADEQUAÇÃO DE ESGOTOS
SANITÁRIOS AOS PADRÕES DE LANÇAMENTO E
REÚSO**

Aluno: Eng. Agr. MSc. Marcelo Jacomini Moreira da Silva

Orientador: Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani

CAMPINAS
OUTUBRO DE 2006

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO

**USO DA FILTRAÇÃO LENTA E TÉCNICAS
DE DESINFECÇÃO PARA ADEQUAÇÃO DE ESGOTOS
SANITÁRIOS AOS PADRÕES DE LANÇAMENTO E
REÚSO**

Aluno: Eng. Agr. MSc. Marcelo Jacomini Moreira da Silva

Orientador: Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani

Tese de Doutorado apresentada à Comissão de
Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia
Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade
Estadual de Campinas, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em
Engenharia Civil, na área de concentração de
Saneamento e Ambiente

CAMPINAS
OUTUBRO DE 2006

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

Si38u Silva, Marcelo Jacomini Moreira da
Uso da filtração lenta e técnicas de desinfecção para adequação
de esgotos sanitários aos padrões de lançamento e reuso / Marcelo
Jacomini Moreira da Silva.--Campinas, SP: [s.n.], 2006.

Orientador: José Euclides Stipp Paterniani
Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas,
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Energia solar. 2. Água - Qualidade. 3. Saneamento
doméstico. 4. Saneamento rural. 5. Radiação ultravioleta. 6. Filtros
e filtração. I. Paterniani, José Euclides Stipp. II. Universidade
Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura
e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Use of slow sand filters and disinfection for adequate sanitary
effluents to discharge and reuse

Palavras-chave em Inglês: Rural Environmental, SODIS, Trihalomethane

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

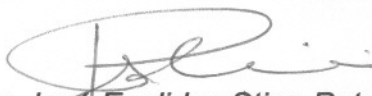
Banca examinadora: Denis Miguel Roston, Marcellus Alexander Acorinte Valentim,
Ricardo de Lima Isaac, Edson Aparecido Abdul Nour

Data da defesa: 27/10/2006

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO

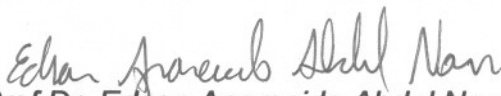
**USO DA FILTRAÇÃO LENTA E TÉCNICAS DE
DESINFECÇÃO PARA ADEQUAÇÃO DE ESGOTOS
SANITÁRIOS AOS PADRÕES DE LANÇAMENTO E
REÚSO**

Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



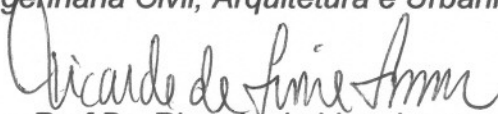
*Prof Dr. José Euclides Stipp Paterniani
Presidente e Orientador*

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP



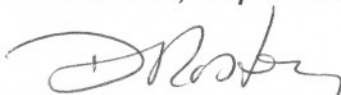
Prof Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP



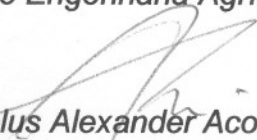
Prof Dr. Ricardo de Lima Isaac

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP



Prof. Dr. Denis Miguel Roston

Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP



Dr. Marcelus Alexander Acorinte Valentim

CAMPINAS, 27 de OUTUBRO DE 2006

200728537

À minha esposa e minha filha

Agradecimentos

Ao Professor e Orientador Paterniani, pelo apoio e confiança em mim depositada para execução deste trabalho.

Aos meus avós Antônio (*in memorian*), Beatriz (*in memorian*), Margot e Renato, pelo incentivo à continuidade nos estudos.

Ao meu mestre Sebastião dos Santos, por todas as vezes que me ouviu e aconselhou, assim como pelos princípios morais e éticos nos quais baseio meus atos e decisões.

Às minhas tias Lúcia e Rozely; Alcindo e Cristina.

À minha mãe, meu irmão e minha irmã,

À FEC pela participação no programa de pós-graduação.

A FAPESP pelo apoio financeiro no decorrer da pesquisa.

Resumo

Palavras-chave: reúso, filtração lenta, desinfecção, SODIS

O presente trabalho estudou a melhoria da qualidade de esgoto sanitário tratado com a utilização de pré-filtração em pedregulho, filtração lenta com e sem carvão ativado, cloração, radiação ultravioleta (UV) e radiação solar em fluxo contínuo (SODIS). A unidade piloto constituía um pré-filtro de pedregulho em camadas com fluxo ascendente cujo efluente é destinado a dois filtros lentos com meio filtrante composto de areia com 40cm de espessura (num dos filtros foi inserida, uma camada de 10cm de espessura de carvão vegetal ativado granulado) e 3 camadas de mantas sintéticas não tecidas instaladas no topo da camada de areia seguindo de desinfecção foi realizada em três sistemas paralelos: cloração com hipoclorito de sódio; radiação UV com reator do tipo tubular e lâmpada bactericida submersa; radiação SODIS em fluxo contínuo. O pré-filtro de pedregulho apresentou eficiência de remoção de sólidos em suspensão, atenuou ainda, os picos de concentração de sólidos em suspensão e turbidez no efluente, garantido ao afluente dos filtros lentos menor variabilidade das suas características qualitativas. Os filtros lentos, com e sem carvão granulado, tiveram comportamentos semelhantes com relação a evolução da perda de carga e os resultados mostraram que a utilização do carvão ativado proporciona melhor remoção das impurezas, avaliadas pelos parâmetros adotados. A desinfecção com radiação UV atingiu eficiência próxima a cloração sendo um processo alternativo com menor risco de formação de produtos carcinogênicos, como os trihalometanos. A radiação solar (SODIS) não atingiu valores adequados, uma vez que a temperatura no efluente não chegou à 50°C, e apresentou problemas relativos à proliferação de algas. Concluiu-se que a utilização de tais tecnologias, além de serem de custo baixo e de simples operação e manutenção, conferem ao efluente melhores características físicas e biológicas, de tal modo que se pode adequar o efluente para o reúso em atividades de irrigação e o lançamento em corpos d'água.

Abstract

Keywords: Reuse, Slow Sand Filters, Disinfection, SODIS

The current work demonstrates the viability of domestic wastewater quality improvement by the slow filtration preceded roughing filtration and disinfection by ultraviolet and solar radiation. The pilot plant is constituted of two slow sand filters with 40 cm sand layer thickness and 3 layers of synthetic non woven fabrics installed in the top of the sand layer. Besides, in one of the filters there was inserted 10 cm thickness of granulated vegetal coal. The roughing filter presented efficiency of 22.5% in suspended solids removal, and 22.8% in turbidity removal. The slow filter with granulated coal s, had similar behaviors with the slow sand filter with only sand, regard to evolution of the head loss, so the initial average value was 6.2cm and 7.1cm, respectively. The average of the filtration run was of 40days. The results showed that the use of granulated coal better provides removal of the water impurities. The disinfections systems are installed after the filters. The efficiencies of removal in the slow filter with sand and blanket and of the slow filter I only contend sand coal and weaveeed blanket had not been, respectively: 28% and 36% for solids in suspension, 33% and 43% for turbidez, 26% and 39% for apparent color, 57% and 74% for total coliformes and 70% and 73% for E.coli. The chlorination has done with pump whose applies $2\text{mg}\ell^{-1}$ NaOHCl. The UV reactor has tubular layout. The SODIS reactor has continuous flow, TDH = 4hours. The use of such technologies was concluded that, beyond being of cost low e of simple operation and maintenance, confers to effluent the better physical and biological characteristics, being possible still to increase this efficiency with the use of granulated coal. The use of any insumo chemical is still standed out not during the treatment of the effluent one, becoming the applicable process in communities whose infrastructure is precarious. The evaluated system if still gives to adjust the water for reúso in activities that do not demand potable quality.

Índice

RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
ÍNDICE	IX
LISTA DE FIGURAS	XIII
LISTA DE TABELAS.....	XVI
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XX
LISTA DE SÍMBOLOS	XXI
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	2
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
3.1. REÚSO DE ÁGUA	3
3.2. LEITOS CULTIVADOS (“CONSTRUCTED WETLANDS”)	3
3.3. TECNOLOGIA DE FILTRAÇÃO LENTA E FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS	5
3.3.1. <i>Histórico da Filtração Lenta</i>	5
3.3.2. <i>Eficiência dos Filtros Lentos</i>	6
3.3.3. <i>Adsorção em Carvão Ativado Granular</i>	9
3.3.3.1. <i>Fatores Atuantes na Adsorção</i>	9
3.3.3.2. <i>Propriedades do Carvão Ativado Granular</i>	10
3.3.4. <i>Filtração em Múltiplas Etapas</i>	11
3.4. DESINFECÇÃO	12
3.4.1. <i>Teoria da Desinfecção</i>	13
3.4.2. <i>Fundamentos dos Reatores</i>	14
3.4.3. <i>Caracterização de Reatores</i>	16
3.5. SISTEMA DE DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO	20
3.5.1. <i>Outros Compostos Clorados</i>	23
3.5.2. <i>Aplicação do Cloro</i>	24
3.5.3. <i>Uso do cloro em sistema de irrigação</i>	26
3.6. SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO - TRIALOMETANOS	28
3.6.1. <i>Análises de THM</i>	30
3.6.2. <i>Formação de THM</i>	32
3.6.3. <i>Controle dos THM</i>	36
3.7. SISTEMA DE DESINFECÇÃO SOLAR (SODIS – SOLAR WATER DISINFECTION)	37
3.7.1. <i>Energia Solar</i>	38
3.7.2. <i>Materiais Empregados no SODIS</i>	41
3.7.3. <i>Eficiência do Sistema SODIS</i>	43
3.7.4. <i>Recomendações para utilização do SODIS</i>	47
3.8. SISTEMA DE DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA	48
3.8.1. <i>Dose de Radiação Ultravioleta</i>	49
3.8.2. <i>Influência da Exposição aos Raios Ultravioleta na Presença de THM em águas</i>	52
3.9. PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA	53
3.9.1. <i>Padrão de Potabilidade da Água</i>	54
3.9.2. <i>Padrão de Lançamento em Corpos d’água</i>	55
3.9.3. <i>Qualidade da Água para Irrigação Localizada:</i>	56

4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	59
4.1. CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	59
4.2. COMPOSIÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS.	60
4.2.1. <i>Pré-filtro de Pedregulho</i>	60
4.2.2. <i>Filtros Lentos</i>	63
4.3. SISTEMAS DE DESINFECÇÃO.....	67
4.3.1. <i>Cloração</i>	67
4.3.1.1. <i>Cálculo da Concentração de Hipoclorito de Sódio</i>	68
4.3.2. <i>Radiação Ultravioleta</i>	69
4.3.2.1. <i>Intensidade da radiação ultravioleta</i>	69
4.3.3. <i>Desinfecção Solar - SODIS</i>	69
4.4. AJUSTES PRELIMINARES E CARACTERIZAÇÃO DA INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL	73
4.4.1. <i>Curva de Calibração do Dosador do Pré Filtro</i>	73
4.4.2. <i>Curva de Calibração do Dosador dos Filtros Lentos</i>	74
4.4.3. <i>Caracterização Hidráulica do Reator Solar</i>	74
4.4.3.1. <i>Tempo de Residência Hidráulico</i>	77
4.4.4. <i>Caracterização Hidráulica da Caixa de Contato de Hipoclorito de Sódio</i>	80
4.4.4.1. <i>Tempo de Residência Hidráulico</i>	80
4.5. OPERAÇÃO DO SISTEMA E AMOSTRAGEM	80
4.6. DADOS DO AFLUENTE E DAS CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS	82
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	87
5.1. ENSAIO 1.....	87
5.1.1. <i>Mantas Sintéticas Não Tecidas</i>	91
5.2. ENSAIO 2.....	92
5.3. ENSAIO 3.....	96
5.3.1. <i>Taxa de Filtração</i>	96
5.3.2. <i>Perda de Carga</i>	96
5.3.3. <i>Sólidos em Suspensão</i>	97
5.3.4. <i>Turbidez</i>	99
5.3.5. <i>Cor Aparente</i>	99
5.3.6. <i>Demanda Química de Oxigênio</i>	100
5.3.7. <i>Coliformes Totais e E.Coli</i>	100
5.3.8. <i>Ferro Total</i>	101
5.3.9. <i>Manganês Total, pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido</i>	101
5.4. ENSAIO 4.....	103
5.4.1. <i>Taxa de Filtração</i>	103
5.4.2. <i>Perda de Carga</i>	104
5.4.3. <i>Sólidos em Suspensão</i>	104
5.4.4. <i>Turbidez</i>	105
5.4.5. <i>Cor Aparente</i>	105
5.4.6. <i>Coliformes Totais e E.Coli</i>	106
5.4.8. <i>Ferro Total</i>	108
5.4.9. <i>Parâmetros de Pequena Variação</i>	108
5.4.9.1. <i>Manganês</i>	108
5.4.9.2. <i>pH</i>	108
5.4.9.3. <i>Temperatura</i>	108
5.4.9.4. <i>Oxigênio Dissolvido</i>	110
5.5. ENSAIO 5.....	110
5.5.1. <i>Taxa de Filtração</i>	110
5.5.2. <i>Perda de Carga</i>	110
5.5.3. <i>Sólidos em Suspensão</i>	111
5.5.4. <i>Turbidez</i>	112
5.5.5. <i>Cor Aparente</i>	112
5.5.6. <i>Demanda Química de Oxigênio</i>	114

5.5.7. Coliformes Totais e E.Coli	114
5.5.8. Ferro Total	115
5.5.9. Parâmetros de Pequena Variação.....	116
5.5.9.1. Manganês	116
5.5.9.2. pH.....	116
5.5.9.3. Temperatura	116
5.5.9.4. Oxigênio Dissolvido	116
5.6.4. ENSAIO 6	118
5.6.1. Taxa de Filtração	118
5.6.2. Perda de Carga	119
5.6.3. Sólidos em Suspensão.....	119
5.6.4. Turbidez.....	120
5.6.5. Cor Aparente	120
5.6.6. Demanda Química de Oxigênio.....	122
5.6.7. Coliformes Totais e E.Coli	122
5.6.8. Ferro Total	123
5.6.9. Parâmetros de Pequena Variação.....	123
5.6.9.1. Manganês	123
5.6.9.2. pH.....	123
5.6.9.3. Temperatura	123
5.6.9.4. Oxigênio Dissolvido	124
5.7. ENSAIO 7.....	126
5.7.1. Taxa de Filtração	126
5.7.2. Perda de Carga	126
5.7.3. Sólidos em Suspensão.....	127
5.7.4. Turbidez.....	127
5.7.5. Cor Aparente	128
5.7.6. Demanda Química de Oxigênio.....	128
5.7.7. Coliformes Totais e E.Coli	130
5.7.8. Ferro Total	131
5.7.9. Parâmetros de Pequena Variação.....	131
5.7.9.1. Manganês	131
5.7.9.2. pH.....	131
5.7.9.3. Temperatura	131
5.7.9.4. Oxigênio Dissolvido	132
5.8. ENSAIO 8.....	133
5.8.1. Taxa de Filtração	133
5.8.2. Perda de Carga	133
5.8.3. Sólidos em Suspensão.....	134
5.8.4. Turbidez.....	134
5.8.5. Cor Aparente	135
5.8.6. Demanda Química de Oxigênio.....	137
5.8.7. Coliformes Totais e E.Coli	137
5.8.8. Ferro Total	138
5.8.9. Parâmetros de Pequena Variação.....	138
5.8.9.1. Manganês	138
5.8.9.2. pH.....	138
5.8.9.3. Temperatura	139
5.8.9.4. Oxigênio Dissolvido	140
5.9. DISCUSSÃO GERAL DAS UNIDADES DE FILTRAÇÃO.....	140
5.9.1. Taxa de Filtração	140
5.9.2. Perda de Carga	141
5.9.3. Sólidos em Suspensão.....	142
5.9.4. Turbidez.....	142
5.9.5. Cor Aparente	143
5.9.6. Demanda Química de Oxigênio.....	144

5.9.7. Coliformes Totais e E.Coli	144
5.9.8. Ferro Total	147
5.9.9. Parâmetros de Pequena Variação.....	148
5.9.9.1. Manganês	148
5.9.9.2. pH.....	148
5.9.9.3. Temperatura	148
5.9.9.4. Oxigênio Dissolvido	149
5.10. DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.....	150
5.10.1. Vazão do Sistema e Dose de Radiação.....	150
5.10.2. Sólidos em Suspensão, Turbidez e Cor Aparente	150
5.10.3. Ferro e Manganês Total.....	151
5.10.4. pH	151
5.10.5. Demanda Química de Oxigênio, Coliformes Totais e E.Coli.....	151
5.10.6. Temperatura e Oxigênio Dissolvido.....	152
5.11. DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO SOLAR (SODIS).....	152
5.11.1. Vazão do Sistema.....	152
5.11.2. Sólidos em Suspensão, Turbidez e Cor Aparente	152
5.11.3. Ferro e Manganês Total.....	154
5.11.4. pH e Oxigênio Dissolvido.....	153
5.11.5. Demanda Química de Oxigênio.....	154
5.11.6. Temperatura , Coliformes Totais e E.Coli.....	154
5.12. DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO.....	157
5.12.1. Vazão do Sistema e Dose de Cloro.....	157
5.12.2. Sólidos em Suspensão, Turbidez e Cor Aparente	157
5.12.3. Ferro e Manganês Total.....	157
5.12.4. pH e Oxigênio Dissolvido.....	158
5.12.5. Demanda Química de Oxigênio, Coliformes Totais e E.Coli.....	158
5.12.6. Temperatura	159
5.12.7. Trialometanos.....	159
5.13. COMPARAÇÃO DAS MÉDIAS DO EXPERIMENTO COM OS PARÂMETROS DE QUALIDADE NA LEGISLAÇÃO VIGENTE	161
5.13.1. Padrão de Potabilidade da Água	161
5.13.2. Padrão de Lançamento em Corpos d'água	161
5.13.3. Qualidade da Água para Irrigação Localizada.....	163
6. CONCLUSÕES	165
7. RECOMENDAÇÕES.....	167
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	168

Lista de Figuras

FIGURA 1 CURVAS TÍPICAS DE TRAÇADORES NO EFLUENTE DE REATORES.....	15
FIGURA 2 REPRESENTAÇÃO DA CURVA DA DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE RESIDÊNCIA	18
FIGURA 3 DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DE HIPOCLORITO E ÁCIDO HIPOCLOROSO NAS ÁGUAS COM PH ENTRE 5 E 10..	22
FIGURA 4 DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DE MONO E DICLORAMINAS NAS ÁGUAS COM PH DESDE 5 ATÉ 10.	22
FIGURA 5 CURVA REPRESENTATIVA DO PONTO DE INFLEXÃO (BREAK POINT) $N = 1 \text{ mg l}^{-1}$	25
FIGURA 6 CLORADOR DE BAIXO CUSTO, DESTINADO ÀS COMUNIDADES RURAIS – MODELO CONSTRUTIVO MAIS SIMPLES	25
FIGURA 7 CLORADOR DE BAIXO CUSTO, DESTINADO ÀS COMUNIDADES RURAIS	25
FIGURA 8 CONCENTRAÇÕES DE CLOROFÓRMIO FORMADOS PARA DIFERENTES VALORES DE PH	35
FIGURA 9 CONCENTRAÇÕES DE CLOROFÓRMIO FORMADOS PARA DIFERENTES TEMPOS DE REAÇÕES	35
FIGURA 10 CONCENTRAÇÕES DE CLOROFÓRMIO FORMADOS PARA DIFERENTES DOSE DE PRECURSORES.....	35
FIGURA 11 CONCENTRAÇÕES DE THM FORMADOS PARA DIFERENTES DOSE DE CLORAÇÃO	35
FIGURA 12 CINÉTICA DE FORMAÇÃO DE THM E DEMANDA DE CLORO	36
FIGURA 13 ESPECTRO ELETROMAGNÉTICO	40
FIGURA 14 VALORES MÉDIOS SEMANAIS (LINHA CHEIA) E MÉDIA MÓVEL (LINHA TRACEJADA) PARA RADIAÇÃO SOLAR UV-A NA REGIÃO DE BEIRUTE - LIBANO	40
FIGURA 15 VARIAÇÃO DIÁRIA DA INTENSIDADE DE RADIAÇÃO SOLAR UV-A EM DUAS ÉPOCAS DIFERENTES DO ANOS NA REGIÃO DE BEIRUTE - LIBANO.....	40
FIGURA 16 SACOLAS PLÁSTICAS UTILIZADAS NO SODIS	42
FIGURA 17 MODELO DE CONCENTRADOR SOLAR PROPOSTO PELO IMTA - INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGIA DE AGUA	42
FIGURA 18 INATIVAÇÃO DE <i>E. COLI</i> EM CONDIÇÕES AERÓBIAS E ANAERÓBIAS	46
FIGURA 19 COMPARAÇÃO ENTRE A INTENSIDADE DE RADIAÇÃO SOLAR EXPERIMENTAL E OBTIDA POR MODELO TEÓRICO DURANTE UM TESTE EM 10 DE JUNHO DE 1999	46
FIGURA 20 EFEITO DO TRATAMENTO UV NA FORMAÇÃO DE THM E NA DEMANDA DE CLORO LIVRE.....	53
FIGURA 21 – FLUXOGRAMA DA INSTALAÇÃO PILOTO.....	59
FIGURA 22 VISTA GERAL DOS FILTROS EM FASE DE MONTAGEM	61
FIGURA 23 ESQUEMA CONSTRUTIVO DO PRÉ FILTRO	61
FIGURA 24 ESQUEMA DO DOSADOR DO PRÉ-FILTRO	61
FIGURA 25 FOTO DO DOSADOR DO PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO.....	61
FIGURA 26 ESQUEMAS CONSTRUTIVOS DOS FILTROS LENTOS	62
FIGURA 27 CURVA GRANULOMÉTRICA DA AREIA DOS FILTROS LENTOS	62
FIGURA 28 CURVA GRANULOMÉTRICA DO CARVÃO ATIVADO DO FILTRO LENTO	62
FIGURA 29 ESQUEMA DA CAIXA DE DERIVAÇÃO DE ENTRADA DOS FILTROS LENTOS	65
FIGURA 30 FOTO DA CAIXA DE DERIVAÇÃO DE ENTRADA DOS FILTROS LENTOS	65
FIGURA 31 ESQUEMA DA INSTALAÇÃO PARA COLETA DO EFLUENTE DOS FILTROS LENTOS	65
FIGURA 32 FOTO SISTEMA DE COLETA DO EFLUENTE DOS FILTROS LENTOS	65
FIGURA 33 FOTO SISTEMA DE DRENAGEM DOS FILTROS LENTOS.....	65
FIGURA 34 CURVA DA BOMBA.....	66
FIGURA 35 INSTALAÇÃO	66
FIGURA 36 FOTO DA CAIXA DE CONTATO USADA NA DESINFECÇÃO COM HIPOCLORITO DE SÓDIO	66
FIGURA 37 ESQUEMA GERAL DO REATOR UV	71

FIGURA 38 FOTO DO REATOR UV	71
FIGURA 39 ESQUEMA DO REATOR SOLAR	71
FIGURA 40 FOTO DO REATOR SOLAR (SEM A PLACA SUPERIOR)	72
FIGURA 41 VERTEDORES DE ENTRADA E SAÍDA DO REATOR SOLAR.....	72
FIGURA 42 TEMPO DE DETENÇÃO TEÓRICO DO REATOR SOLAR.....	72
FIGURA 43 CURVA DE CALIBRAÇÃO DO DOSADOR DO PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO	76
FIGURA 44 CURVA DE CALIBRAÇÃO DOS DOSADORES DOS FILTROS LENTOS	76
FIGURA 45 REPRESENTAÇÃO DA CURVA DA DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE RESIDÊNCIA	77
FIGURA 46 CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO PARA $Q=100 \text{ ℓH}^{-1}$	79
FIGURA 47 CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO PARA $Q=200 \text{ ℓH}^{-1}$	79
FIGURA 48 CURVA DE DISTRIBUIÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO PARA $Q=300 \text{ ℓH}^{-1}$	79
FIGURA 49 VALORES MÉDIOS DE TEMPERATURA, OD, PH E CONCENTRAÇÃO DE SOL. SUSP. NO AFLUENTE DOS ENSAIOS.....	83
FIGURA 50 VALORES MÉDIOS DE COLIFORMES TOTAIS E FECAIS. NO AFLUENTE DOS ENSAIOS	83
FIGURA 51 VALORES MÉDIOS DE FERRO E MANGANÊS TOTAIS NO AFLUENTE DOS ENSAIOS	83
FIGURA 52 VALORES MÉDIOS DE TURBIDEZ, COR APARENTE E DQO NO AFLUENTE DOS ENSAIOS.....	83
FIGURA 53 DADOS CLIMÁTICOS NO PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO ENSAIO 3	86
FIGURA 54 DADOS CLIMÁTICOS NO PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO ENSAIO 4	86
FIGURA 55 DADOS CLIMÁTICOS NO PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO ENSAIO 5	86
FIGURA 56 DADOS CLIMÁTICOS NO PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO ENSAIO 6	86
FIGURA 57 DADOS CLIMÁTICOS NO PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO ENSAIO 7	86
FIGURA 58 DADOS CLIMÁTICOS NO PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO ENSAIO 8	86
FIGURA 59 EFICIÊNCIA DO PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO NO ENSAIO 1	89
FIGURA 60 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ DOS FILTROS LENTOS NO ENSAIO 1.....	89
FIGURA 61 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR DOS FILTROS LENTOS NO ENSAIO 1	89
FIGURA 62 PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS NA PRIMEIRA CARREIRA DE FILTRAÇÃO....	89
FIGURA 63 VISTA GERAL DOS FILTROS RECOBERTOS POR LONAS PRETAS	90
FIGURA 64 TAMPAS DOS FILTROS LENTOS	90
FIGURA 65 MANTAS SUJAS AS DUAS DE BAIXO SÃO AS SUPERFICIAIS E AS DUAS DE CIMA SÃO AS SECUNDÁRIAS - A REGIÃO CENTRAL APRESENTADA NA FOTO JÁ ESTÁ LIMPA.....	90
FIGURA 66 PERDA DE CARGA NOS FILTROS LENTOS DURANTE A SEGUNDA CARREIRA DE FILTRAÇÃO	93
FIGURA 67 EFICIÊNCIA DO PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO NO ENSAIO 2	93
FIGURA 68 VÁLVULA DE DESCARGA DE FUNDO DO PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO.....	94
FIGURA 69 REALIZAÇÃO DE DESCARGA DE FUNDO	94
FIGURA 70 EVOLUÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS DURANTE A CARREIRA DO 3º ENSAIO.	97
FIGURA 71 VALORES DE TURBIDEZ DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO	98
FIGURA 72 VALORES DE COR APARENTE DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO	98
FIGURA 73 VALORES DE PH NO 3º ENSAIO	103
FIGURA 74 VALORES DE TEMPERATURA NO 3º ENSAIO.....	103
FIGURA 75 EVOLUÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS DURANTE A CARREIRA DO 4º ENSAIO.	104
FIGURA 76 VALORES DE TURBIDEZ DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 4º ENSAIO	107
FIGURA 77 VALORES DE COR APARENTE DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 4º ENSAIO	107
FIGURA 78 VALORES DE PH NO 4º ENSAIO	109

FIGURA 79 VALORES DE TEMPERATURA NO 4º ENSAIO	109
FIGURA 80 EVOLUÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS DURANTE A CARREIRA DO 5º ENSAIO.	112
FIGURA 81 VALORES DE TURBIDEZ DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO	113
FIGURA 82 VALORES DE COR APARENTE DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO	113
FIGURA 83 VALORES DE PH NO 5º ENSAIO	117
FIGURA 84 VALORES DE TEMPERATURA NO 5º ENSAIO	117
FIGURA 85 EVOLUÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS DURANTE A CARREIRA DO 6º ENSAIO.	118
FIGURA 86 VALORES DE TURBIDEZ DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO	121
FIGURA 87 VALORES DE COR APARENTE DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO	121
FIGURA 88 VALORES DE PH NO 6º ENSAIO	125
FIGURA 89 VALORES DE TEMPERATURA NO 6º ENSAIO	125
FIGURA 90 EVOLUÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS DURANTE A CARREIRA DO 7º ENSAIO.	126
FIGURA 91 VALORES DE TURBIDEZ DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO	129
FIGURA 92 VALORES DE COR APARENTE DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO	129
FIGURA 93 VALORES DE PH NO 7º ENSAIO	132
FIGURA 94 VALORES DE TEMPERATURA NO 7º ENSAIO	133
FIGURA 95 EVOLUÇÃO DA PERDA DE CARGA DOS FILTROS LENTOS DURANTE A CARREIRA DO 8º ENSAIO.	134
FIGURA 96 VALORES DE TURBIDEZ DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO	135
FIGURA 97 VALORES DE COR APARENTE DAS AMOSTRAS COLETADAS NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO	136
FIGURA 98 VALORES DE PH NO 8º ENSAIO	139
FIGURA 99 VALORES DE TEMPERATURA NO 8º ENSAIO	139
FIGURA 100 VALORES MÉDIOS DE COR APARENTE	145
FIGURA 101 VALORES MÉDIOS DE DQO	145
FIGURA 102 VALORES MÉDIOS DE CONCENTRAÇÃO DE MANGANÊS	149
FIGURA 103 FOTO DO REATOR SODIS APÓS 20 DIAS DE OPERAÇÃO	154
FIGURA 104 FOTO DO REATOR SODIS APÓS 20 DIAS DE OPERAÇÃO	154
FIGURA 105 RELAÇÃO ENTRE EFICIÊNCIA DE INATIVAÇÃO DE BACTÉRIAS DO GRUPO COLIFORMES E TEMPERATURA DO EFLUENTE NO SODIS	156
FIGURA 106 VALORES DE CONCENTRAÇÃO DE TRIALOMETANOS, EM $\mu\text{g}\ell^{-1}$, NO EFLUENTE DO FILTRO DE CARVÃO E AREIA E DA DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO	160
FIGURA 107 RELAÇÃO ENTRE CONCENTRAÇÃO DE CLORO RESIDUAL LIVRE E TRIALOMETANOS.	160

Lista de Tabelas

TABELA 1 PENETRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS, BACTÉRIAS, TURBIDEZ E PARTÍCULAS ORGÂNICAS EM FILTROS LENTOS.....	7
TABELA 2 CARACTERÍSTICAS DAS MANTAS SINTÉTICAS NÃO TECIDAS PARA FILTROS LENTOS	8
TABELA 3 CRITÉRIOS GERAIS DE DIMENSIONAMENTO DOS PRÉ-FILTROS DE FLUXO ASCENDENTE EM CAMADAS	12
TABELA 4 MODELOS DO REATORES NÃO-IDEAIS	17
TABELA 5 DESINFETANTES E SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO SEGUNDO A PORTARIA MS 518/04	26
TABELA 6 VALORES DE REFERÊNCIA DE THM INDICADOS PELA WHO E U.S.EPA	29
TABELA 7 TEMPO NECESSÁRIA PARA INATIVAÇÃO DE 99,9% DE ENTEROVIRUS EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NO SODIS.....	44
TABELA 8 DISTRIBUIÇÃO DE ENERGIA EMITIDA POR UMA LÂMPADA BACTERICIDA.	49
TABELA 9 DOSE DE RADIAÇÃO UV COM COMPRIMENTO DE ONDA DE 253,7MM PARA INATIVAR 99,9% DOS MICROORGANISMOS.....	52
TABELA 10 PADRÃO DE POTABILIDADE DE ÁGUA, ADAPTADO DA PORTARIA MS 518/04.....	54
TABELA 11 CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS DOCES EM FUNÇÃO DOS USOS PREPONDERANTES DO CONAMA 357/05.....	55
TABELA 12 PADRÃO DE QUALIDADE DO EFLUENTE A SER LANÇADO.....	55
TABELA 13 PADRÃO DE ENQUADRAMENTO DO CORPOS D'ÁGUA,.....	56
TABELA 14 INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DA ÁGUA NO SURGIMENTO DE PROBLEMAS DE OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES.....	57
TABELA 15 VALORES MÉDIOS PARÂMETROS ANALISADOS DO POLIMENTO DO EFLUENTE TRATADO COM TAXAS DE FILTRAÇÃO DE 3MD ⁻¹	60
TABELA 16 MEIO FILTRANTE DO PRÉ-FILTRO DE PEDREGULHO.....	63
TABELA 17 DADOS DA BOMBA DOSADOR DE CLORO	67
TABELA 18 DADOS (TEÓRICOS E EXPERIMENTAIS) PARA CALIBRAÇÃO DO DOSADOR DO PRÉ FILTRO DE PEDREGULHO	73
TABELA 19 DADOS (TEÓRICOS E EXPERIMENTAIS) PARA CALIBRAÇÃO DO DOSADOR DO PRÉ FILTRO DE PEDREGULHO	75
TABELA 20 DADOS DA CARACTERIZAÇÃO HIDRÁULICA DO REATOR SOLAR.....	78
TABELA 21 SISTEMATIZAÇÃO DOS PARÂMETROS DE CONTROLE PARA AMOSTRAGEM	81
TABELA 22 DADOS DAS AMOSTRAS DE ÁGUA AFLUENTE.....	82
TABELA 23 VALORES MÁXIMOS RECOMENDADOS PARA 100% DAS AMOSTRAS EM SISTEMAS DE FILTRAÇÃO LENTA E FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS (DI BERNARDO ET AL, 1999) .	84
TABELA 24 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE INTENSIDADE DE RADIAÇÃO SOLAR TOTAL MÉDIA DIÁRIA EM CADA ENSAIO DE FILTRAÇÃO. (CEPAGRI, 2005).....	85
TABELA 25 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TEMPERATURA MÁXIMA DIÁRIA EM CADA ENSAIO DE FILTRAÇÃO.	85
TABELA 26 EFICIÊNCIA OBTIDA NO SISTEMA DE PRÉ-FILTRAÇÃO SEGUIDA DE FILTRAÇÃO LENTA DURANTE O ENSAIO 1	88
TABELA 27 EFICIÊNCIA OBTIDA NO SISTEMA DE PRÉ-FILTRAÇÃO SEGUIDA DE FILTRAÇÃO LENTA DURANTE O ENSAIO 2	92
TABELA 28 VALORES MÉDIOS, INICIAIS, FINAIS, MÍNIMOS E MÁXIMOS DE EFICIÊNCIAS DURANTE O ENSAIO 2.....	95
TABELA 29 VALORES DE CONCENTRAÇÃO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS NO ENSAIO 2	96

TABELA 30 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO, EM $\text{MG}\ell^{-1}$	97
TABELA 31 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO, EM FAU	98
TABELA 32 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR APARENTE NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO, EM %	99
TABELA 33 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO, EM $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$.	100
TABELA 34 VALORES MÉDIOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO, EM %	100
TABELA 35 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO 3º ENSAIO.....	102
TABELA 36 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 4º ENSAIO, EM FAU.....	105
TABELA 37 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR APARENTE NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 4º ENSAIO, EM %	105
TABELA 38 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 4º ENSAIO, EM $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$.	106
TABELA 39 VALORES MÉDIOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 4º ENSAIO, EM %	107
TABELA 40 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO 3º ENSAIO.....	110
TABELA 41 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO, EM $\text{MG}\ell^{-1}$	111
TABELA 42 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO, EM FAU.....	111
TABELA 43 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR APARENTE NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 3º ENSAIO, EM %	114
TABELA 44 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO, EM $\text{MG}[\text{O}_2]\ell^{-1}$	114
TABELA 45 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO, EM $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$.	115
TABELA 46 VALORES MÉDIOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 5º ENSAIO, EM %	115
TABELA 47 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO 3º ENSAIO.....	118
TABELA 48 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO, EM $\text{MG}\ell^{-1}$	119
TABELA 49 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO, EM FAU.....	120
TABELA 50 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR APARENTE NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO, EM %	120
TABELA 51 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO, EM $\text{MG}[\text{O}_2]\ell^{-1}$	122
TABELA 52 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO, EM $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$.	122
TABELA 53 VALORES MÉDIOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 6º ENSAIO, EM %	123
TABELA 54 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO 6º ENSAIO.....	124
TABELA 55 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO, EM $\text{MG}\ell^{-1}$	127
TABELA 56 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO, EM FAU.....	127

TABELA 57 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR APARENTE NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO, EM %	128
TABELA 58 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO, EM $\text{MG}[\text{O}_2]\ell^{-1}$	130
TABELA 59 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO, EM $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$.	130
TABELA 60 VALORES MÉDIOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 7º ENSAIO, EM %	130
TABELA 61 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO 7º ENSAIO.....	132
TABELA 62 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8ª ENSAIO, EM $\text{MG}\ell^{-1}$	134
TABELA 63 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TURBIDEZ NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO, EM FAU	135
TABELA 64 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COR APARENTE NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO, EM %	137
TABELA 65 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO, EM $\text{MG}[\text{O}_2]\ell^{-1}$	137
TABELA 66 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO, EM $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$.	137
TABELA 67 VALORES MÉDIOS DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E <i>E. COLI</i> NO PRÉ-FILTRO E FILTROS LENTOS NO 8º ENSAIO, EM %	138
TABELA 68 VALORES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO 8º ENSAIO [$\text{MG}\ell^{-1}$]	140
TABELA 69 TAXA DE FILTRAÇÃO MÉDIA DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL.....	141
TABELA 70 CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	142
TABELA 71 TURBIDEZ MÉDIAS DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL.....	142
TABELA 72 COR APARENTE MÉDIAS DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL.....	144
TABELA 73 CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS MÉDIAS DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	146
TABELA 74 CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> MÉDIAS DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	146
TABELA 75 EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	146
TABELA 76 EFICIÊNCIA MÉDIA DE REMOÇÃO DE <i>E. COLI</i> DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	147
TABELA 77 CONCENTRAÇÃO DE FERRO TOTAL MÉDIAS DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL.....	147
TABELA 78 TEMPERATURA MÉDIA DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	149
TABELA 79 CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO MÉDIA DOS ENSAIOS E MÉDIA GERAL	150
TABELA 80 CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO, TURBIDEZ E COR APARENTE NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR ULTRAVIOLETA.....	150
TABELA 81 CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE FERRO TOTAL E MANGANÊS TOTAL NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR ULTRAVIOLETA.....	151
TABELA 82 VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE PH NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR ULTRAVIOLETA	151
TABELA 83 VALORES MÉDIOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS, <i>E. COLI</i> E DQO NO AFLUENTE E EFLUENTE DO PROCESSO DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.	151
TABELA 84 VALORES MÉDIOS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO E TEMPERATURA NO AFLUENTE E EFLUENTE DO PROCESSO DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.	152
TABELA 85 CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO, TURBIDEZ E COR APARENTE NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR SODIS	153

TABELA 86 CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE FERRO TOTAL E MANGANÊS TOTAL NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR SODIS	153
TABELA 87 VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE PH NO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR SODIS	153
TABELA 88 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO AFLUENTE E EFLUENTE DO SODIS, EM $\text{MG}[\text{O}_2]\ell^{-1}$	154
TABELA 89 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS, <i>E. COLI</i> E TEMPERATURA NO AFLUENTE E EFLUENTE DO PROCESSO DE DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO SOLAR	156
TABELA 90 CONCENTRAÇÃO MÉDIA, MÁXIMA E MÍNIMA DE SÓLIDOS EM SUSPENSÃO, TURBIDEZ E COR APARENTE NO AFLUENTE E EFLUENTE DO PROCESSO DE CLORAÇÃO	157
TABELA 91 CONCENTRAÇÃO MÉDIA, MÁXIMA E MÍNIMA DE FERRO TOTAL E MANGANÊS TOTAL NO AFLUENTE E EFLUENTE DO PROCESSO DE CLORAÇÃO	158
TABELA 92 VALORES MÁXIMOS E MÍNIMOS DE PH NO AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO	158
TABELA 93 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO, EM $\text{MG}[\text{O}_2]\ell^{-1}$	158
TABELA 94 VALORES MÉDIOS DE CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS, <i>E. COLI</i> E DQO NO AFLUENTE E EFLUENTE DO PROCESSO DE DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO.	159
TABELA 95 VALORES MÉDIOS, MÁXIMOS E MÍNIMOS DE TEMPERATURA DO AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO POR CLORAÇÃO, EM $^{\circ}\text{C}$	159
TABELA 96 PADRÃO DE POTABILIDADE DE ÁGUA, , E VALORES MÉDIOS OBTIDOS NA UNIDADES DE PRÉ-FILTRAÇÃO, FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO	161
TABELA 97 PADRÃO DE LANÇAMENTO EM CORPOS D'ÁGUAS, E VALORES MÉDIOS OBTIDOS NA UNIDADES DE PRÉ-FILTRAÇÃO, FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO.....	162
TABELA 98 PADRÃO DE ENQUADRAMENTO DO CORPOS D'ÁGUA,	163
TABELA 99 CLASSIFICAÇÃO DO RISCO DE OBSTRUÇÃO DE GOTEJADORES, PARA OS VALORES MÉDIOS OBTIDOS NA UNIDADES DE PRÉ-FILTRAÇÃO, FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO	163

Lista de Abreviaturas

APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water and Wastewater Association
CEPAGRI	Centro de Estudos e Pesquisas Agropecuárias
CIAGRO	Centro de Ecofisiologia e Biofísica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CVS	Centro de Vigilância Sanitária da Saúde
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTR	Curva de Distribuição do Tempo de Residência
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FIME	Filtração em Múltiplas Etapas
FL	Filtro Lento
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnologia de Água,
MS	Ministério da Saúde
NMP	Número Mais Provável
PET	Politereftalato de Etileno
PF	Pré-filtro
pH	Potencial Hidrogeniônico
PVC	Policloreto de Vinila
SODIS	Solar Water Disinfection
THM	Trihalometanos
TTHM _T	Trihalometanos totais
U.S.EPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta
VMP	Valor Mais Provável
WEF	World Environmental Foundation
WHO	World Health Organization

Lista de Símbolos

α	coeficiente de absorção ou absorbância	N_i	número de microrganismos viáveis no tempo denotado pelo subíndice i
ϕ	diâmetro	Q	vazão volumétrica
∞	tempo infinito	R^2	coeficiente de correlação
θ	tempo médio (centróide) da curva;	t	tempo
C	concentração de desinfetante	t_0	tempo teórico de residência (V/Q);
C_i	concentração de desinfetante no tempo denotado pelo subíndice i	t_{10}	tempo em que 10% do traçador passou pelo reator;
D	coeficiente de dispersão	t_{50}	tempo em que 50% do traçador passou pelo reator;
d	número de dispersão	t_{90}	tempo em que 90% do traçador passou pelo reator.
D_{10}	diâmetro efetivo	t_f	tempo em que aparece o primeiro sinal do traçador;
D_{60}	diâmetro representando 60% da curva de distribuição granulométrica acumulada	t_p	tempo em que o pico da concentração do traçador é observado;
h	altura da lâmina d'água	u	velocidade
I	intensidade de radiação bactericida	V	volume
i	quantidade indexada	x	espessura da camada de água exposta à radiação
I_0	intensidade da radiação emitida pela fonte	ΔH	perda de carga
k'', K	constantes de decaimento bacteriano	σ	variância
L, b	distância		
n, m	coeficientes		
N	número de microrganismos viáveis		

1. Introdução

Nos dias atuais são cada vez mais constantes as discussões sobre a escassez eminente dos recursos hídricos no planeta. O Brasil, apesar de sua condição aparentemente confortável, não pode ficar alheio a essa questão uma vez que os recursos hídricos brasileiros não estão distribuídos de forma homogênea, fazendo com que muitas regiões brasileiras convivam com problemas de falta de água.

Na grande maioria das regiões onde a água é escassa, a demanda é maior que a oferta ou ainda possui qualidade imprópria, devido ao lançamento de efluentes de esgotos domésticos e industriais nos mananciais, se faz necessário à adequação da qualidade da água para o uso a que se destinará, por meio de técnicas apropriadas de tratamento.

A escassez de água de boa qualidade, aliada a políticas de regulamentações e de cobrança pelo uso da água tem conduzido a uma busca cada vez maior por soluções que visem à reutilização de efluentes de esgotos domésticos ou industriais para uso em atividades menos nobres.

Existem diversas tecnologias disponíveis que melhoram a qualidade da água ou de efluentes adequando-os às necessidades para que são exigidos. Algumas dessas tecnologias são, contudo, caras e sofisticadas, necessitando de grandes investimentos para implantação e para operação, tornando inviável sua aplicação para pequenas comunidades, principalmente localizada em regiões carentes de recursos financeiros, tecnológicos ou de mão de obra especializada.

Nessas situações o emprego de tecnologias simples e com baixo custo traz a possibilidade de viabilizar o reúso de efluentes e minimizar os impactos sobre os recursos hídricos

Assim, o presente projeto de pesquisa visou a realização de investigações experimentais mais detalhadas sobre a filtração em múltiplas etapas (pré-filtro de pedregulho e filtro lento com e sem carvão) de efluentes sanitários tratados por reatores anaeróbios com pós-tratamento e leitos cultivados (constructed wetlands), bem como a avaliação de métodos clássicos (cloração) e alternativos (radiação UV e solar) a fim de melhorar ainda mais a qualidade do efluente final, principalmente no aspecto bacteriológico ampliando, dessa forma, seu leque de utilização e reduzindo o risco de formação de subprodutos tóxicos.

2. Objetivos

- ❖ Avaliar a eficiência da pré-filtração em pedregulho, filtração lenta com e sem carvão ativado e técnicas de desinfecção para polimento de efluentes tratados por reatores anaeróbios e leitos cultivados, observando-se:
 - Cor aparente,
 - Turbidez,
 - Sólidos suspensos,
 - pH,
 - Temperatura,
 - Oxigênio dissolvido,
 - Demanda química de oxigênio,
 - Carbono orgânico total,
 - Coliformes totais e fecais
 - Subprodutos da desinfecção por cloração
 - Eficiência da radiação ultravioleta e solar (SODIS) como alternativa para a cloração.
 - A possibilidade de uso dessas tecnologias para atender os padrões de lançamento em corpos d'água (Resolução CONAMA nº357/05) e os padrões de potabilidade de água para consumo humano (Portaria MS nº518/2004)
 - A viabilidade de reúso do efluente final tratado em sistemas de irrigação localizada, segundo a classificação de risco aos equipamentos de irrigação propostas por NAKAYAMA & BUCKS (1986) e proteção à saúde pública (Portaria CVS 21/91).

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Reúso de Água

O reúso de efluentes municipais tratados vem sendo praticado há muitos anos, em situações menos nobres, como lavagem de ruas, onde a qualidade exigida para este efluente é praticamente nula. (CROOK, 1993), sendo o conceito de tratamento de água ao longo desses anos, baseado apenas em atender os padrões de qualidade exigidos pela legislação, por consequência os estudos e pesquisas tecnológicas foram por muitos anos impulsionados pelas restrições das normas de modo que a qualidade do efluente passasse a atingir tais padrões. (HESPANHOL, 2000)

A necessidade do reaproveitamento do efluente por industriais que almejam ou detêm certificações internacionais ou ainda necessitam desse volume d'água para viabilização de novos, alteraram o conceito de “tratamento no fim de linha” para a nova visão de segregação das correntes de contaminantes, para otimizar a recuperação deste contaminantes. (HESPANHOL, 2000)

No Brasil o reúso de água encontra grande potencial de aplicação devido a existência tanto de áreas áridas e semi-áridas como regiões com grande demanda de água devido a alta concentração populacional e industrial (HESPANHOL, 2002)

O tratamento de efluentes, com objetivo de reúso, deve atender as exigências ambientais considerando o fato do contaminante na maioria dos casos não ser destruídos, mas apenas ser transferido para outro meio como, por exemplo, da fase líquida do efluente para a sólida, podendo gerar outro problema a ser resolvido, reforçando a tendência de segregação dos diferentes contaminantes e a adoção de técnicas específicas de tratamento. (HESPANHOL, 2000)

3.2. Leitos Cultivados (“Constructed Wetlands”)

O uso de leitos cultivados para o tratamento de esgotos é comum no Reino Unido (GRIFFIN & UPTON, 1999), e segundo NEWMAN et al (2000) ganharam mais atenção para o tratamento de fontes de poluição de água, sendo usados para tratamento de águas residuárias em regiões de clima quente, e tendo seu desempenho estudado também em regiões de clima frio.

Três sistemas de leitos cultivados foram estudados por KUUSEMETS & MANDER (1999) com eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ na faixa de 76 - 84%, para nitrogênio total a faixa de eficiência foi de 39 - 70% e para fósforo total entre 73 - 83%. Todos os resultados mostram que o desempenho no inverno não foi reduzido comparado a outras estações do ano.

O uso do sistema de leitos cultivados, segundo GOPAL (1999), foi considerado cada vez mais importante para o tratamento de águas residuárias por causa da habilidade das plantas em absorver grandes quantidades de nutrientes e uma variedade de substâncias tóxicas.

Avaliando as condições existentes em pequenas cidades na região do médio Nilo, Egito, BAHGAT et al (1999) concluíram que as tecnologias convencionais de tratamento de efluentes são inviáveis. Tais conclusões devem-se a pequena escala de tratamento e custo de energia para operar o sistema, sendo indicado como alternativa destinada aos pequenos vilarejos, tecnologias de tratamento com leitos cultivados ou sistemas de hidroponia em leito de pedras.

No Brasil, um sistema de tratamento de esgoto doméstico, instalado na Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP, composto por reator anaeróbio compartimentado e leito cultivado com macrófitas emergentes (*Typha sp.*, *Eleocharis sp.* e *Scirpus sp.*), apresenta efluente com turbidez entre 5 e 20NTU, sólidos em suspensão máximos de $20\text{mg}\ell^{-1}$, DQO variando entre 2 e $246\text{mg}\ell^{-1}$, pH de 6,6 a 7,0; mostrando que o leito cultivado tem excelente eficiência de remoção de sólidos suspensos (entre 40 e 81%), turbidez (entre 39 a 85%) DQO (entre 48 e 77%), sendo os principais contaminantes do efluente de origem biológica. (coliformes totais e fecais) (LONDE, 2002; VALENTIM, 2003).

SANDRI (2003) avaliou o uso do efluente do leito cultivado citado no parágrafo anterior para irrigação de macrófitas observando um bom desempenho do ponto de vista nutricional para a nutrição das culturas, baixo risco de salinização do solo e não havendo risco de contaminação do cultivar com coliformes quando se utiliza sistema por gotejamento ou subterrâneo cultura

3.3. Tecnologia de Filtração Lenta e Filtração em Múltiplas Etapas

3.3.1. Histórico da Filtração Lenta

Desde as civilizações mais remotas, se observa a existência de uma preocupação constante do homem em relação à qualidade da água e à transmissão de doenças. Águas turvas, de superfície, eram utilizadas para dessedentação após filtração em aparelhos domésticos de porcelana porosa ou sedimentação em potes de barro pelos antigos egípcios e pelos japoneses. Outro método de purificação empregado na Antigüidade, baseava-se no transporte por capilaridade, de uma vasilha a outra, empregando tiras de tecido. O objetivo primordial de tais práticas seria, provavelmente, a obtenção de água com boas características estéticas, mas é possível que já então relacionasse o aspecto da água com a transmissão de doenças, relacionamento esse que ainda hoje predomina nos meios menos cultos: “o homem comum prefere a água da fonte, por ser cristalina e rejeita a água dos rios por ser turva, embora, muito freqüentemente, a água cristalina, da fonte, seja transmissora de germes patogênicos e esta última não” (BRANCO, 1978).

O início do uso de filtros no tratamento de água de abastecimento público iniciou-se somente em 1828, em Londres, visando-se apenas à remoção de turbidez. (COSTA, 1980 e HESPANHOL, 1969).

Posteriormente, entre 1914 e 1918 os desenvolvimentos dos filtros rápidos causaram uma diminuição do interesse pela filtração lenta devido à possibilidade a aplicação de taxas mais elevadas e produção de um volume maior de água tratada por unidade de área. (BOLMANN, 1987 e LONDE, 2002),

A filtração lenta voltou a chamar a atenção, a partir de década de 50 devido à intensificação dos estudos em tratamento de águas que buscavam tecnologias de baixo custo e uso mais racional dos recursos naturais disponíveis (VALENZUELA, 1991) e segundo LAY & ALLEN (1992) o projeto de filtros lentos deve ser em casos onde a escala de produção permite a construção de unidades grandes.

Em 1980, no Reino Unido, a filtração lenta era o único processo utilizado em cerca de 27,6 % do total de água tratada, e, além disso, em algumas regiões da Inglaterra mais de 70% da água tratada estava envolvida com a filtração lenta como processo secundário de tratamento. (MBWETTE & GRAHAM, 1987)

O uso da filtração lenta persistiu, principalmente em Londres, onde 80% da água que abastece a cidade é tratada através deste método. (VARECHE, 1989).

Destaca-se por ser um sistema que (AZEVEDO NETTO & HESPANHOL, 1979):

- Não requer uso de coagulantes ou de outro produto químico,
- Simples construção, operação e manutenção,
- Não requer mão de obra especializada para sua operação,
- Produz águas com características menos corrosivas,
- Apresenta custos geralmente acessíveis a pequenas comunidades, e
- Produz menos quantidade de lodo.

3.3.2. Eficiência dos Filtros Lentos

Os filtros lentos consistem em uma unidade de fluxo descendente com taxa de filtração entre 3 e 6 m d^{-1} e meio filtrante composto de areia com curva granulométrica definida entre 0,08mm e 1mm e camada suporte de pedregulho com espessura total entre 0,8 e 1m e carga hidráulica entre 1,4 e 1,9m. A eficiência está diretamente ligada ao desenvolvimento de uma camada biológica na superfície deste denominada “schumtzdecke” (PATERNIANI, 1991)

Descobriu-se que a filtração lenta poderia auxiliar na remoção de bactérias em 1892, quando a cidade de Altona, na Alemanha, que utilizava tais filtros, não foi atingida por uma epidemia de cólera que dizimou outras populações que utilizavam tratamento de água por sedimentação. (HUISMAN, 1982).

Segundo Di BERNARDO et al (1999), o uso de baixas taxas de filtração faz com que a água permaneça mais tempo sobre o meio filtrante, o que favorece uma intensa atividade biológica no filtro lento, atribuindo ao mesmo uma grande vantagem: a elevada eficiência na remoção de bactérias, vírus e cistos de *Giardia*. Contudo, o desempenho dos filtros lentos na remoção de microrganismos depende, além da taxa de filtração, da temperatura, da espessura do meio filtrante, do tamanho dos grãos de areia, da maturidade microbiológica do meio filtrante, entre outros.

Experiências visando à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração lenta obtiveram eficiência de 99,9%. Observando-se que tais oocistos são resistentes à desinfecção pelo cloro, foram comprovadas a importância e eficiência da filtração lenta na remoção de microrganismos. (TIMMS et al, 1995)

GRAHAM (1999) estudou a remoção de substâncias húmicas com uso de pré-ozonização, filtração rápida em carvão ativado granular e filtração lenta. A filtração lenta, com operação isolada, apresenta redução de substâncias húmicas, avaliadas como cor, na faixa entre 5 e 40%, enquanto o uso de pré-ozonização seguida de filtração lenta pode elevar esses valores para 82%. Comparando a combinação ozônio-filtração lenta com ozônio-filtração rápida em carvão ativado tem-se melhor eficiência de remoção de matéria orgânica biodegradável nos filtros lentos que nos filtros de carvão ativado, apesar da cor do efluente do filtro de carvão ativado ser mais baixa.

ELLIS & AYDIN (1995) estudaram a penetração de sólidos e bactérias no meio filtrante de filtros lentos, apenas com areia, e concluíram que existe uma retenção de material nos primeiros 400mm do meio, como mostra a TABELA 1, não sendo necessário portanto espessura maior na operação do filtro lento e quando este atingir 300mm, devido às retiradas de camadas de areia para limpeza, deverá ser reconstituído.

Tabela 1 Penetração de sólidos suspensos, bactérias, turbidez e partículas orgânicas em filtros lentos (ELLIS & AYDIN, 1995)

Profundidade [mm]	Sólidos Suspensos [mgℓ⁻¹]	Turbidez [NTU]	Partículas de carbono orgânico [mg(cm de areia)⁻³]	Bactérias [CFU(cm)⁻³]
Schum.	-	-	5490,0	360
0	123,0	1440	1312,5	77,5
50	32,8	230	1275,0	9,75
100	71,6	250	858,8	4,85
150	86,0	650	716,3	55,75
200	30,6	310	345,0	9,5
300	18,8	160	176,3	3,6
400	16,8	142	135,0	2,425
600	16,2	142	71,3	0,975
800	12,8	140	120,0	0,7225
1000	11,8	136	26,3	0,3775
1200	11,2	138	48,8	0,6625

O entupimento do meio filtrante, dos filtros lentos, pode ocorrer por causas químicas, físicas e biológicas, sendo esta última a principal responsável pela redução da condutividade hidráulica do meio. (MAUCLAIRE et al, 2004). Os autores observaram

também que o entupimento ocorre principalmente na faixa de 5 a 10cm de profundidade e que a pratica da retirada da camada superior de areia é eficiente para o reinício do processo de filtração porém não faz com que a condutividade hidráulica retorne aos valores iniciais.

A espessura da camada de areia pode ser diminuída pois o principio do tratamento consiste em ações biológicas superficiais e não em ações de profundidade como nos filtros rápidos. A espessura do meio filtrante pode ser reduzida à 40cm com o uso de mantas sintéticas não tecidas no topo da camada de areia. (PATERNIANI, 1991 e MURTHA & HELLER, 1999).

Segundo Di BERNARDO (1993), as mantas sintéticas não tecidas (TABELA 2) possuem maior capacidade de retenção de impurezas do que a areia, aumentando a duração da carreira de filtração e possibilitando o emprego de taxa de filtração mais alta e redução da espessura da camada de areia, sem prejuízo da qualidade do efluente, reduzindo, assim, os custos operacionais das estações.

Tabela 2 Características das Mantas Sintéticas Não Tecidas para Filtros Lentos (PATERNIANI, 1991)

Permeabilidade normal	0,5 cms ⁻¹
Permissividade	1,6 s ⁻¹
Abertura dos poros	0,150 mm
Gramatura	380 gm ⁻²
Espessura	3,8 mm

Estudos realizados recentemente mostraram ser viável o uso de mantas sintéticas não tecidas no topo do meio filtrante, permitindo redução da espessura deste para 40cm e também na substituição da camada suporte e também o uso de areia comum de construção peneirada em malha com abertura de 1mm, sem redução da eficiência do filtro. Além da redução da espessura do meio filtrante a manta sintética faz com que o “schmutzdecke” se forme na superfície desta, eliminando a necessidade de raspagem da areia para limpeza do filtro. (PATERNIANI, 1991; FERRAZ & PATERNIANI, 2002; LONDE, 2002 e PATERNIANI & CONCEIÇÃO, 2004)

SOUZA et al (1999) estudou o tratamento de efluentes domésticos em Campina Grande – PB. O efluente era decantado e em seguida aplicado em filtros lentos com taxa de 0,3 a 0,58md⁻¹, em unidades pilotos. O desempenho dos filtros lentos correspondeu a 75% de remoção de matéria orgânica (DQO), 65% de remoção de sólidos suspensos voláteis e

99,9% de remoção de coliformes fecais, entretanto a concentração destes no efluente do filtro lento foi da ordem de $10^4 \text{CFU}(100\text{m}\ell)^{-1}$ podendo, segundo o autor, ser reutilizado em diversas aplicações de qualidade inferior.

LONDE (2002) utilizou um sistema composto apenas de filtro lento com mantas sintéticas não tecidas no tratamento do efluente de mesma estação de tratamento de esgotos que nesta pesquisa obteve eficiência de remoção de sólidos suspensos 67%, eficiência de remoção de turbidez de 72%, eficiência de remoção de cor de 44%, eficiência de remoção de *E.Coli* de 92,57% e eficiência de remoção de coliformes totais de 85,61%.

Na remoção de precursores de trihalometanos o estudo realizado por COLLINS et al (1992) mostra que os filtros lentos possuem uma capacidade média de remoção de $15 \pm 5\%$ sendo esta proporcional ao desenvolvimento biológico do *schmutzdecke*, assim como a remoção de matéria orgânica não volátil.

3.3.3 Adsorção em Carvão Ativado Granular

A adsorção consiste em um processo físico-químico onde substâncias (adsorvato) são acumuladas na interface da fase líquida com a fase sólida (adsorvente), de tal modo o que adsorvato busca um estado de energia termodinamicamente estável (ISAAC, 1993).

O uso do carvão ativado é predominante para remoção de cor, redução do crescimento bacteriano e redução do potencial de formação de sub-produtos tóxicos. (SCHREIBER et al, 2005)

3.3.3.1 Fatores Atuantes na Adsorção

A taxa de adsorção é influenciada e limitada por diversos fatores tais como:

Transporte dos poluentes: O adsorvato é levado ao contato com o adsorvente por diversos mecanismos de transferência e massa, sendo desenvolvidas diversas teorias para explicar o funcionamento deste, tais como “teoria da camada limite”, “teoria do filme” entre outras, sendo relevante o fato que o adsorvato deve ser transportado tão próximo do adsorvente quanto for necessário para que os mecanismos físico-químicos de adsorção atuem. (ISAAC, 1993)

Área Superficial do Adsorvente: A quantidade de substância adsorvida é proporcional à área superficial específica do adsorvente. Essa área é tanto maior quanto menor as partículas e maior a quantidade de poros. (ISAAC, 1993)

Natureza do Adsorvato: A solubilidade do adsorvato no meio líquido, reduz a eficiência da adsorção pois existe a necessidade da quebra da ligação soluto-solvente, obedecendo a Regra de Lundelius que coloca como relação inversa a extensão da adsorção e a solubilidade (ISSAC, 1993)

JUSOH et al (2005) estudou a adsorção de Fe^{+2} e Mn^{+2} por carvão ativado granular observando que ambos os adsorvatos têm comportamento previsto pela regra de Langmuir e Freundlich, uma particularidade da regra de Lundelius, porém o fato do raio iônico do Fe^{+2} ser menor que do Mn^{+2} , justifica melhor remoção deste pois é mais fácil a penetração nos microporos.

pH: O pH afeta a adsorção pelo controle do grau de ionização dos compostos levando estes a serem fortemente adsorvidos por íons H^+ e OH^- da superfície do adsorvente. (ISSAC, 1993)

De um modo geral a adsorção aumenta com a redução do pH. (ISSAC, 1993)

Temperatura: A natureza do processo de adsorção é exotérmica porém não se observa na prática qualquer efeito ou influência na adsorção associada à temperatura, sendo a máxima taxa de adsorção observada no intervalo de 25°C a 40°C (ISAAC, 1993; SCHREIBER et al, 2005)

Adsorção de Múltiplas Substâncias: Em aplicações práticas a composição do meio a ser tratado é complexa podendo haver inibição da capacidade de adsorção pela interação entre diferentes solutos. (ISSAC, 1993).

3.3.3.2 Propriedades do Carvão Ativado Granular

O carvão ativado granular é utilizado no tratamento de água para controle de odor e sabor, bem como de compostos orgânicos dissolvidos atuando por meio de adsorção.

As propriedades físicas mais relevantes são a dureza e o tamanho das partículas, devido à necessidade de se constituir um meio filtrante onde haja pouca perda de material por atrito e pequena perda de carga no meio, para facilitar o transporte de massa do adsorvato. (ISSAC, 1993)

As propriedades adsorptivas do carvão consistem em: área superficial específica tamanho dos poros e natureza química do adsorvente, sendo destas o tamanho dos poros de maior efeito sobre na taxa e capacidade de adsorção.

A distribuição do tamanho dos poros deve ser tal que permita a adsorção de diferentes substâncias, sendo considerado como tamanho mínimo efetivos, poros com diâmetro equivalente de 1nm (ISSAC, 1933).

CHENG et al (2005) estudou a remoção de matéria orgânica dissolvida em carvão ativado granular modificados por hélio, ferro, amônia, sendo preferencialmente removida por poros com diâmetro efetivo entre 1 e 3nm, independente do material impregnado no carvão.

3.3.4 Filtração em Múltiplas Etapas

A degradação e a variação de qualidade dos mananciais limitam o uso de filtros lentos. Com a tecnologia de filtração em múltiplas etapas (FIME), é possível remover gradativamente as impurezas e atenuar picos de concentração de sólidos suspensos. Uma instalação FIME completa é composta por: Pré Filtro Dinâmico, Pré Filtro de Pedregulho e Filtro Lento. (DI BERNARDO et al, 1999)

O pré-filtro dinâmico consiste de uma unidade de fluxo descendente com taxa de filtração entre 18 e 60md⁻¹ onde parte do afluente é utilizada como água de limpeza do topo do meio granular. A função dos pré-filtros dinâmicos é a remoção de materiais mais grosseiros, suportando picos de sólidos em suspensão (DI BERNARDO et al, 1999).

Os pré-filtros de pedregulho com fluxo vertical (descendente ou ascendente) podem ter configuração em camadas ou em série, com taxa de filtração entre 12 e 36md⁻¹ tendo eficiência de remoção de coliformes fecais da ordem de 99,4%, eficiência de remoção de turbidez de 80%, e de sólidos suspensos de 97% (GALVIS et al, 1996), tornando então o efluente do pré-filtro de pedregulho adequado para a filtração lenta.

Segundo DI BERNARDO et al (1999) os pré-filtros de pedregulho, tem sua eficiência praticamente inalterada em função do sentido de fluxo de água e da taxa de filtração, entretanto a capacidade destes para atenuar picos de turbidez da água bruta é muito pequena.

O critério de dimensionamento dos pré-filtros de fluxo ascendente em camadas é mostrado na TABELA 3, as operações de limpeza consistem em descargas de fundo a cada aumento de 10cm na perda de carga deste, segundo DI BERNARDO et al (1999).

Tabela 3 critérios gerais de dimensionamento dos pré-filtros de fluxo ascendente em camadas (DI BERNARDO et al, 1999)

Parâmetro	Recomendações
Método de Operação	Contínuo
Taxa de Aplicação (m^3d^{-1})	12 a 36
Número Mínimo de Unidades em Paralelo	2
Altura Mínima da Lâmina Livre sobre a Superfície do Meio Granular (cm)	20
Taxa Mínima de Descarga para Limpeza (m^3d^{-1})	400
Espessura da Camada Suporte (m)	0,25 a 0,35
Espessura da Camada Inferior, Intermediária 1 e Intermediária 2 (m)	0,2 a 0,3
Espessura da Camada Superior (m)	0,2 a 0,4
Meio Granular da Camada Suporte (mm)	19,0 a 31,0
Meio Granular da Camada Inferior (mm)	12,7 a 19,0
Meio Granular da Camada Intermediária 1 (mm)	6,4 a 12,7
Meio Granular da Camada Intermediária 2 (mm)	3,2 a 6,4
Meio Granular da Camada Superior (mm)	1,68 a 3,2

3.4. Desinfecção

As doenças relacionadas à qualidade da água são conhecidas desde o período grego com relatos de escolha de mananciais feitos por Hipócrates, o pai da medicina, por volta de 2000 aC. (DANIEL et al, 2001) Entretanto a correlação entre água e veiculação de doenças só foi confirmada em 1848 por John Snow, que comparou as populações abastecidas por 2 mananciais diferentes, sendo que a taxa de mortalidade devido à cólera era 6 vezes maior naquele que recebia esgoto a montante e neste contexto desde o início do século XX adota-se técnicas de tratamento de água para garantir o uso seguro das fontes de abastecimento de água. (LUTTENBARCK & COSTA, 1994)

A desinfecção tem por objetivo a destruição dos patógenos presentes na água, constituindo uma parte do tratamento de potabilização da água. (DANIEL et al, 2001)

Os agentes desinfetantes podem atuar por meios físicos ou químicos, podendo ocorrer por 3 mecanismos diferentes: (STANIER et al, 1963 citado por DANIEL et al, 2001)

1. Destruição ou danificação da organização estrutural da célula com atuação na parede celular causando disfunções pela combinação com ácidos ribonucléicos do citoplasma ou do núcleo;
2. Interferência no nível energético do metabolismo pela inativação de enzimas;
3. Interferência na biossíntese e crescimento pela combinação com síntese de proteínas, ácidos nucleicos, enzimas etc

No tratamento de água os mecanismos mais comuns são a oxidação com ruptura da parede celular e a difusão no citoplasma com interferência metabólica. (DANIEL et al, 2001)

A forte ação oxidante dos desinfetantes e a presença de diversas substâncias na água, como ácidos húmicos e fúlvicos, levam a formação de subprodutos tóxicos, onde os mais estudados são os trialometanos (THM), por serem potencialmente carcinogênicos, apesar de representarem apenas 30% dos possíveis subprodutos gerados. (AWWA, 1964).

3.4.1. Teoria da Desinfecção

A eliminação de 100% dos microrganismos presentes na água é realizada pelo processo de esterilização. A desinfecção consiste na inativação de um grupo de microrganismos, os patogênicos, e depende de diferentes fatores como: as interações físicas e químicas que ocorrem entre desinfetante e água, dosagem e tempo de contato e também das características físicas, químicas e microbiológicas dos constituintes da água a ser desinfetada. (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991; DANIEL et al, 2001)

O comportamento do desinfetante pode ser expresso pela lei de HOM que considera tanto a concentração do agente desinfetante como o tempo de contato em um processo do tipo batelada (EQUAÇÃO 1):

$$\frac{dN}{dt} = -k'' C^n t^{m-1} N \quad \text{lei de HOM} \quad (1)$$

Integrando-se para $t = 0, N = N_0$ e t, N temos a EQUAÇÃO 2:

$$\ln \frac{N}{N_0} = \frac{k'' C^n t^m}{m} \quad (2)$$

onde: N, N_0 – número de microrganismos viáveis nos instante t e 0 ;

C – concentração de desinfetante;

n, m, – coeficientes;

t – tempo de contato;

k'' - constantes de decaimento bacteriano.

Aplicando-se a EQUAÇÃO 2 para situações reais em regime permanente utilizando conceito de balanço de massa temos o modelo proposto na EQUAÇÃO 3 para solução numérica de primeira ordem (DANIEL et al, 2001)

$$\ln \frac{N}{N_0} = \left(\frac{m}{nk^*} \right) k C_o^n \left[1 - e^{\left(\frac{-nk^*t}{m} \right)} \right]^m \quad (3)$$

onde: C_0 – concentração de desinfetante no instante $t=0$;

$$k^*t = \left(\frac{dC}{dt} \right);$$

Os valores obtidos para as constantes são obtidos para condições experimentais em condições controladas e conhecidas de pH, temperatura, alcalinidade, cor, turbidez, sólidos suspensos, espécie e idade dos microrganismos. Não se tendo garantia da reprodutibilidade dos resultados em condições reais e podendo levar a falsa idéia de maior resistência dos microrganismos nas condições de campo.

Além dessas propriedades relacionadas ao desinfetante e à água existe também a necessidade de se promover uma homogeneidade de dispersão do desinfetante na água, que é feita nos reatores de desinfecção.

3.4.2. Fundamentos dos Reatores¹

DANIEL et al (2001) definem reator como: “qualquer recipiente no qual estejam ocorrendo reações de consumo ou decaimento de reagentes e formação de produtos”, estando incluído nesta definição portanto as unidades de desinfecção de águas.

A eficiência e a velocidade das reações dependem também das características de escoamento dentro dos reatores. Duas situações limites e ideais são denominadas escoamentos de pistão e mistura completa. (FIGURA 1).

¹ Baseado em SOARES & DANIEL (1987) citado por DANIEL et al (2001)

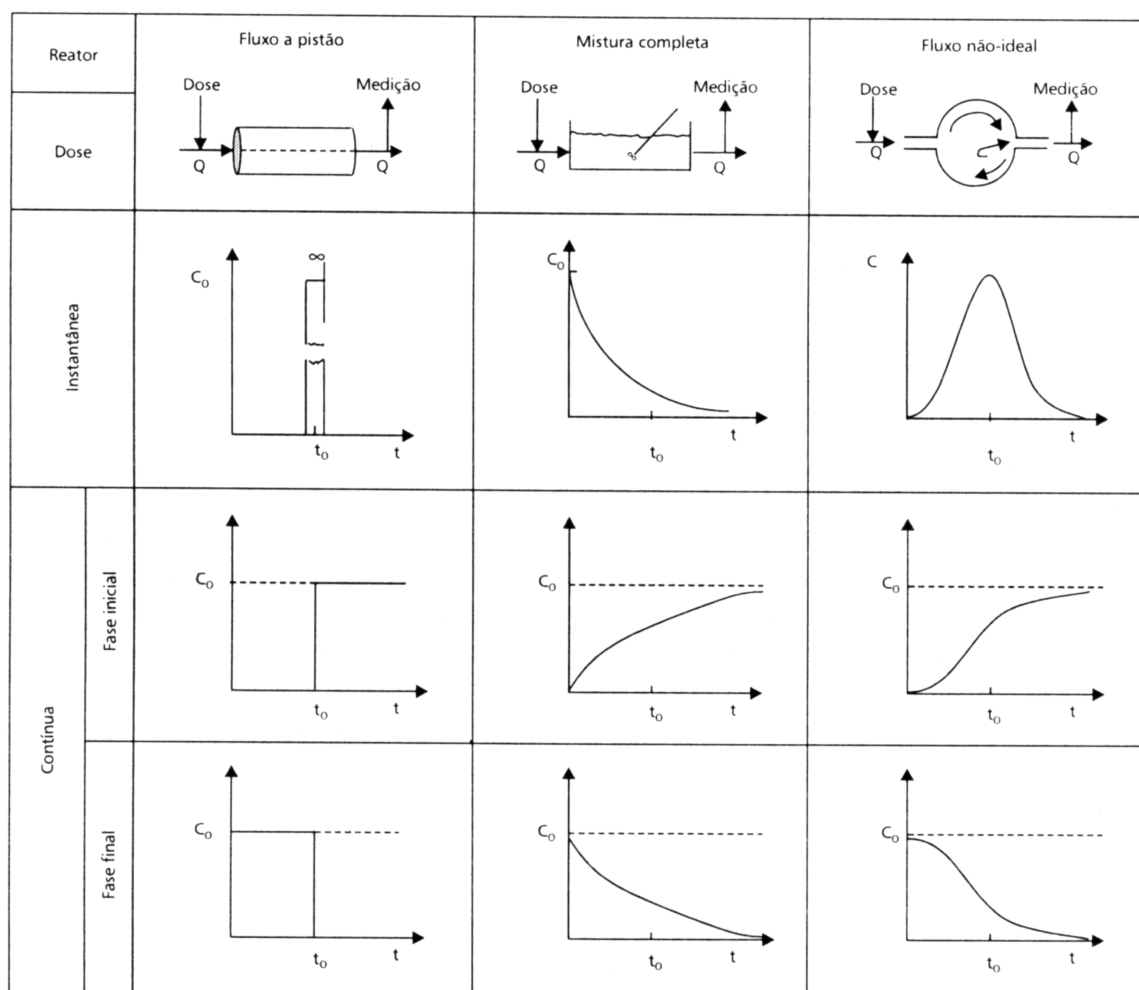


FIGURA 1 Curvas típicas de traçadores no efluente de reatores (GALUIS & PEREZ, 1985 citado por DANIEL et al, 2001)

No escoamento por pistão se for introduzida continuamente uma solução com concentração constante (C_0), após um tempo t , o efluente do reator apresentará concentração também constante. No caso de dosagem instantânea o volume de diluição tende a zero e portanto a concentração da solução tende a ∞ .

Para pistão ideal o tempo t é denominado tempo de detenção hidráulica ($t_0 = \text{Volume} / \text{Vazão}$).

Na mistura completa toda a solução injetada no sistema imediatamente é diluída no volume presente dentro do reator. A concentração do traçador no efluente portanto se altera

de forma contínua até atingir o valor de equilíbrio C_0 , podendo ser modelado para as fases inicial (EQUAÇÃO 4) e final (EQUAÇÃO 5) com dosagem contínua.

$$C = C_o \left[1 - e^{t/t_0} \right] \quad (4)$$

$$C = C_o e^{t/t_0} \quad (5)$$

Os modelos não ideais estão situados entre os dois limites ideais. Nestes cada partícula pode permanecer um tempo diferente dentro do reator conferindo uma situação não ideal porém é encontrada na maioria dos reatores reais.

Esse tempo de permanência é denominado “tempo de residência” e cada reator apresenta uma distribuição do tempo de residência (DTR) conforme as condições de operação a que estão submetidos.

Existem diferentes modelos teóricos de reatores não ideais com diferentes meios de cálculo da concentração do efluente, alguns são mostrados na TABELA 4.

3.4.3. Caracterização de Reatores

Os parâmetros definidos a seguir foram utilizados por PIRES (2002) para caracterizar reatores de desinfecção com radiação ultravioleta utilizado em efluente de estações de tratamento de esgotos (ETE), onde as principais considerações hidráulicas de operação de um reator de ultravioleta são tempo de residência hidráulico; dispersão; turbulência e volume efetivo.

TABELA 4 Modelos do Reatores Não-Ideais

Escoamento Não Ideal Com Dispersão	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\phi\frac{D}{uL}}} \exp\left[-\frac{(1-\phi)^2}{4\phi\frac{D}{uL}}\right]$ D – coeficiente de dispersão [L^2T^{-1}] u – velocidade de escoamento da água [LT^{-1}] L – distância percorrida pela água [L] $\phi = \frac{t}{t_0}$ - Adimensional de tempo t – tempo medido t_0 – Tempo teórico
Reatores de Mistura Completa em Série	$C_i = \frac{C_0 i(i\phi)^{i-1} \exp(-i\phi)}{(i-1)!}$ i – número de reatores
Reator de Pistão com Conversão	$\frac{C}{C_0} = \exp[-kt_0]$
Mistura Completa Ideal com Conversão	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1+kt_0}$
Mistura Completa em Série com Conversão	$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{\left(1+k\frac{V}{iQ}\right)^i}$ V – volume total dos reatores [L^3] Q – vazão [L^3T^{-1}]
Reatores com Dispersão Longitudinal	$\frac{C}{C_0} = \frac{4a \exp\left(\frac{1}{2}\frac{uL}{D}\right)}{(1+a)^2 \exp\left(\frac{a}{2}\frac{uL}{D}\right) - (1-a)^2 \exp\left(-\frac{a}{2}\frac{uL}{D}\right)}$ $a = \sqrt{1+4kt_0\frac{D}{uL}}$

Tempo de Residência Hidráulica: como já mencionado o tempo de detenção das partículas no reator é definido para a condição ideal de escoamento por pistão, sendo então possível à determinação de uma curva de Distribuição do Tempo de Residência (DTR) (FIGURA 2). Pela distribuição normalizada, a área sob esta curva é igual a 1 como mostra a EQUAÇÃO 6

$$\int_0^{\infty} E \cdot dt = 1 \quad (6)$$

onde: E - a Distribuição do Tempo de Residência - DTR.

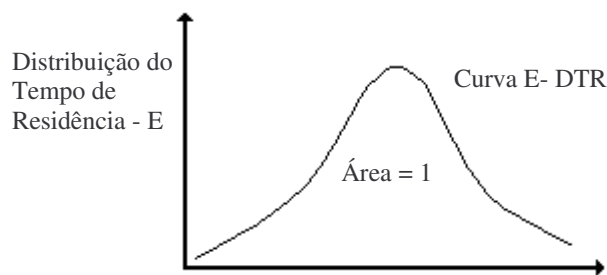


FIGURA 2 Representação da curva da distribuição do tempo de residência (PIRES, 2002)

O tempo de residência médio pode ser determinado por (EQUAÇÃO 7):

$$\theta = \int_0^{\infty} t \cdot E \cdot dt \quad (7)$$

Como as condições ideais não são obtidas em condições reais, haverá um certo grau de dispersão. Um dos aspectos de se avaliar o comportamento hidráulico do reator é minimizar esta dispersão.

A seguir, são definidos alguns parâmetros (PIRES, 2002):

t_f = tempo em que aparece o primeiro sinal do traçador;

t_p = tempo em que o pico da concentração do traçador é observado;

t_{10} = tempo em que 10% do traçador passou pelo reator;

t_{50} = tempo em que 50% do traçador passou pelo reator;

θ = tempo médio (centróide) da curva;

t_0 = tempo teórico de residência (V/Q);

t_{90} = tempo em que 90% do traçador passou pelo reator.

As relações entre o tempo teórico e os parâmetros acima utilizados por PIRES (2002) juntamente com a curva de dispersão do tempo de detenção para obtenção das características reais de operação do reator são:

t_f/t_0 : mede o curto circuito no reator. Para um reator de escoamento por pistão ideal, a razão é 1, aproxima-se de 0, com aumento da mistura;

t_p/t_0 : mede a média do grau de curto-circuito e indica a presença de áreas mortas, estimando o volume efetivo. A razão é de 1 para reator de escoamento por pistão ideal, e 0 com aumento da mistura;

t_{90}/t_{10} : conhecido como Morrill Dispersion Index, mede a dispersão da curva. O valor de 1 é para reator de escoamento por pistão ideal, e 21,9 para mistura ideal.

θ/t_0 : para qualquer reator deveria ser igual a 1, isto implica no uso completo de todo o volume. Para valores significativamente menores que 1, implica em volume efetivo muito menor que o real;

t_{50}/θ : o desvio do valor 1 indica o deslocamento lateral da curva normal de distribuição.

Onde para um reator de escoamento por pistão ideal são recomendados:

$$t_f/t_0 > 0,5$$

$$t_{90}/t_{10} < 1,0$$

$$t_p/t_0 > 0,9$$

$$t_{50}/\theta = 0,9 \text{ a } 1,1$$

Dispersão: O número de dispersão (d) é grupo adimensional formado por (EQUAÇÃO 8):

$$d = \frac{D}{uL} \quad (8)$$

onde: D é definido como coeficiente de dispersão (cm^2s^{-1});

u é a velocidade axial linear, e;

L é comprimento (caminho percorrido pelo fluido).

Nos reatores tipo pistão os valores do número de dispersão podem variar:

$d = 0$ Sem dispersão;

$d < 0,01$ Baixa dispersão;

$0,01 < d < 0,1$ Moderada dispersão;

$d > 0,1$ Alta dispersão.

Outro meio de se obter o número de dispersão é com a variância quando a curva DTR é uma distribuição normal (EQUAÇÃO 9)

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{\theta^2} \approx 2d \quad (9)$$

Turbulência: Em um regime turbulento, todas partículas têm a probabilidade igual de estar em qualquer ponto da seção transversal do reator. A importância da turbulência é grande em reatores de radiação ultravioleta pois o campo de intensidade de radiação ultravioleta não é uniforme, assim, fluxo em regime turbulento, força a partícula a passar por todos os níveis de intensidade. (PIRES, 2002)

Volume Efetivo: É importante que o reator seja projetado para a utilização de todo volume, evitando zonas mortas ou áreas de curto-circuito, que implica na redução da eficiência e no por sua vez aumenta o custo de implantação e de operação.

3.5. Sistema de Desinfecção por Cloração

O cloro é o desinfetante mais utilizado em águas e esgotos, porém, estudos demonstram que o cloro e seus subprodutos podem ser tóxicos à vida aquática. (PIRES, 2002; DANIEL et al, 2001; SOARES & MAIA, 1999; ROOK, 1974).

Dentre os motivos pelo qual o cloro é o desinfetante mais utilizado RICHTER & AZEVEDO NETTO (1991) destacam:

1. É facilmente disponível como gás, líquido ou sólido;
2. É barato;
3. É fácil de aplicar devido à sua alta solubilidade;
4. Deixa residual em solução com fácil detecção;
5. É capaz de destruir a maioria dos microrganismos patogênicos.

Existem vários tipos de compostos de cloro que podem ser aplicados à água. Um dos tipos é o cloro gasoso que é aplicado na forma de gás líquido. Quando o gás é injetado em água pura (ou suficientemente pura) e se dissolve, reagindo completamente para formar ácido hipocloroso (HOCl) (CLARK & SMAJSTRLA, 1992):



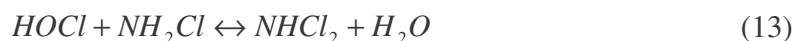
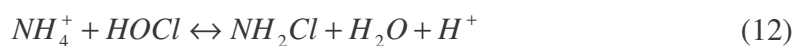
O ácido hipocloroso (HOCl), que é um outro tipo a ser aplicado, dissocia-se em:



A extensão dessa dissociação dependerá do pH da água. A FIGURA 3 mostra a distribuição percentual desses dois compostos em águas com pH de 5 até 10.

1. com pH = 5: apresenta-se apenas HOCl (OCl^- ausente);
2. com pH = 9: apresenta-se cerca de 4% de HOCl e 96%, de OCl^- .

Ambos os compostos são desinfetantes, porém o HOCl é muito mais eficiente do que o OCl^- . O cloro sob a forma de ácido hipocloroso também pode se combinar com a amônia presente na água e formar a monocloramina (NH_2Cl), a dicloramina (NHCl_2) e o tricloreto de nitrogênio (NCl_3), de acordo com as seguintes reações:



Estas reações ocorrem mais rapidamente em valores de pH mais baixo, onde é mais elevada a concentração de ácido hipocloroso não dissociado (BRANCO, 1986).

As monocloraminas apresentam uma constante de hidrólise muito baixa, formando quantidades de ácido hipocloroso muito pequenas, ao passo que as dicloraminas produzem maior quantidade de HOCl e por isso apresentam um efeito bactericida melhor. As cloraminas como desinfetantes diferem do HOCl , pois seus residuais são muito estáveis, porém de ação lenta. (ROSSIN, 1976)

A dicloramina é muito mais ativa do que a monocloramina (em certos casos cerca de 3 vezes). Por outro lado comparando-se a dicloramina com o HOCl , na destruição de esporos do bacilo anthracis, após período de contato de 30 min., a dicloramina mostrou ter um poder desinfetante apenas 15% do correspondente ao HOCl .

Devido à formação de íon OCl^- (pouco eficaz) na cloração com residual livre de cloro, as cloraminas são mais eficientes na destruição de cistos com o pH acima de 7,5.

As cloraminas responsáveis pela desinfecção neste caso têm a sua formação também condicionada pelo pH:

1. pH acima de 8,5 apenas monocloramina,
2. pH = 7,0 cerca de 50% monocloramina e 50% dicloramina

A FIGURA 4 mostra a distribuição percentual de mono e dicloraminas nas águas com pH desde 5 até 10.

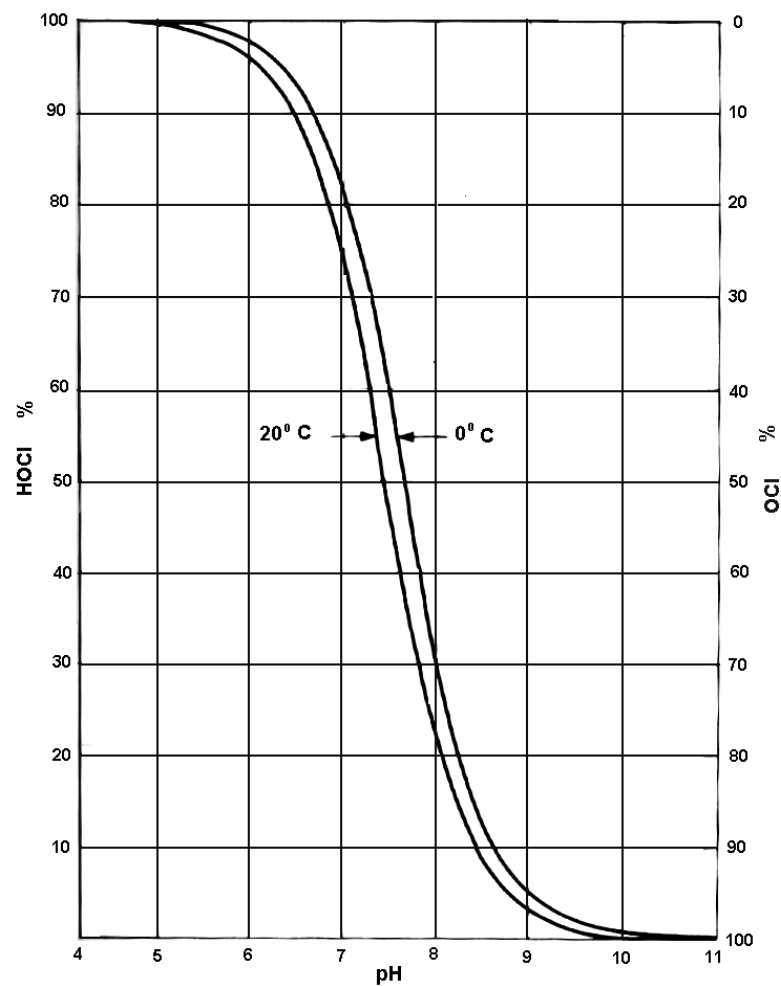


FIGURA 3 Distribuição percentual de hipoclorito e ácido hipocloroso nas águas com pH entre 5 e 10. (LUTTENBARCK & COSTA, 1994).

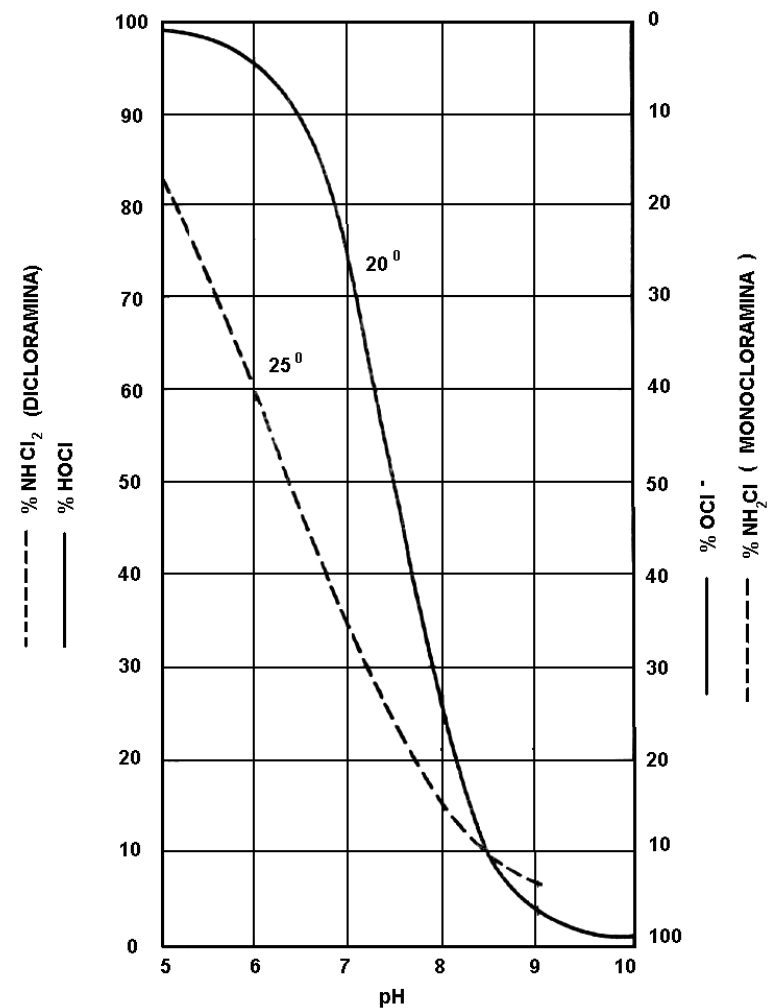
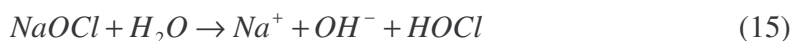


FIGURA 4 Distribuição percentual de mono e dicloraminas nas águas com pH desde 5 até 10. (LUTTENBARCK & COSTA, 1994)

3.5.1. Outros Compostos Clorados

- Hipoclorito de sódio - NaOCl : é aplicado na forma líquida em concentrações de 15% de cloro "disponível". Sua reação é:



Nesta reação ocorre a formação do HOCl que pode dissociar-se. Os íons OH^- e Na^+ se formam, aumentando o pH da água.

- Hipoclorito de cálcio - $\text{Ca}(\text{OCl})_2$: é aplicado na forma de tabletes, pílulas ou granulado, sendo muito utilizado em cloração de piscinas.



Nesta reação ocorre a formação do HOCl que pode dissociar-se. Os íons Ca^{+2} e OH^- se formam, aumentando o pH da água.

- Dióxido de cloro - ClO_2 : é aplicado na forma líquida, mas é a formula mais cara de cloro aplicado na água.

Ao cloro ativo, capaz de exercer ações desinfetante e oxidante residual na água após um certo tempo da aplicação dos compostos citados anteriormente, denomina-se cloro residual. Além dessa designação outras também são adotadas:

- cloro disponível: é a medida de poder de oxidação de um composto de cloro expresso em termos de cloro elementar ;
- cloro residual livre: é o cloro residual presente na água sob a forma de ácido hipocloroso (HOCl) ou ácido hipocloroso dissociado;
- cloro residual combinado: é o cloro residual presente na água, menos o cloro residual livre. (Apresenta-se sob a forma de composto orgânico nitrogenado).
- demanda de cloro: é a diferença entre a quantidade de cloro aplicado e o cloro residual disponível, ao fim de um período de contato especificado.

É importante salientar que o cloro residual combinado inicialmente aumenta com o aumento do cloro dosado, passando por um máximo, e, a seguir, diminui até um mínimo a partir do qual passa novamente a aumentar. Nesse ponto, para cada aumento de cloro dosado corresponde igual aumento de cloro residual livre. Tal fenômeno acha-se

representado na FIGURA 5. O ponto de inflexão encontrado é comumente chamado de “Break Point”, ROSSIN (1976).

De acordo com a AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – AWWA, WEF APHA, (1998), a eficiência da cloração para todos estes compostos é afetada pelos seguintes fatores; cloro disponível (concentração e tipo), pH, tempo de contato e temperatura.

3.5.2. Aplicação do Cloro

As aplicações são usualmente realizadas por bombas injetoras ou dosadores por gravidade.

Na zona rural, principalmente, o custo de um dosador comercial inviabiliza a dosagem de cloro, porém pode-se utilizar um modelo construído no local, conhecido popularmente como “pinga-pinga”. (LUTTENBARCK & COSTA, 1994)

Consiste basicamente em um reservatório, com tampa e volume aproximado de $0,1\text{m}^3$ onde no fundo é feito um orifício no qual introduz-se uma rolha e nesta um tubo de vidro com diâmetro aproximado de 3mm (ou uma torneira resistente à corrosão). O tubo de vidro ligado por uma mangueira de látex a outro tubo, também de vidro, que deverá ser mantido na vertical por um flutuador (bóia) e um lastro. (FIGURA 6) Nesse segundo tubo é feito um orifício por onde é feita a dosagem. Esta é controlada tanto pela diferença de cota entre o furo do vidro que está flutuando e a lâmina d’água como pela abertura da torneira. Um modelo mais completo é mostrado na FIGURA 7.

A dosagem de cloro em água para consumo humano é regulamentada pela Portaria MS nº518/04, que regulamenta a concentração máxima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ de cloro livre e o mínimo de $0,2\text{mg}\ell^{-1}$ na linha de distribuição.

Esses valores são regulamentados para que exista durante todo o abastecimento um efeito bactericida residual e também para evitar os efeitos nocivos do cloro em concentrações mais elevadas.

A portaria ainda controla alguns subprodutos da cloração como mostra TABELA 5.

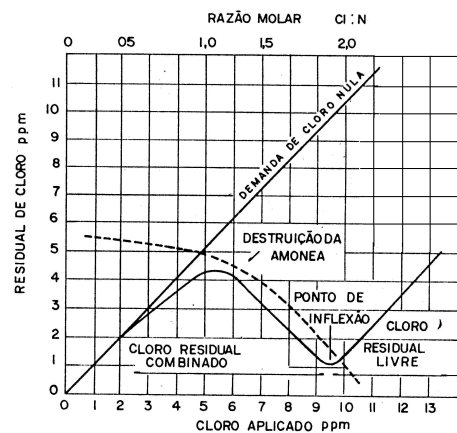


FIGURA 5 Curva representativa do ponto de inflexão (Break Point) $N=1 \text{ mgℓ}^{-1}$. (ROSSIN, 1976)

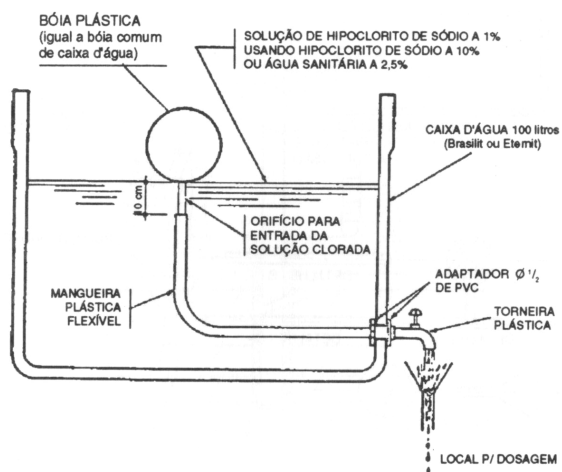


FIGURA 6 Clorador de Baixo Custo, destinado às Comunidades Rurais – modelo construtivo mais simples (LUTTENBARCK & COSTA, 1994)

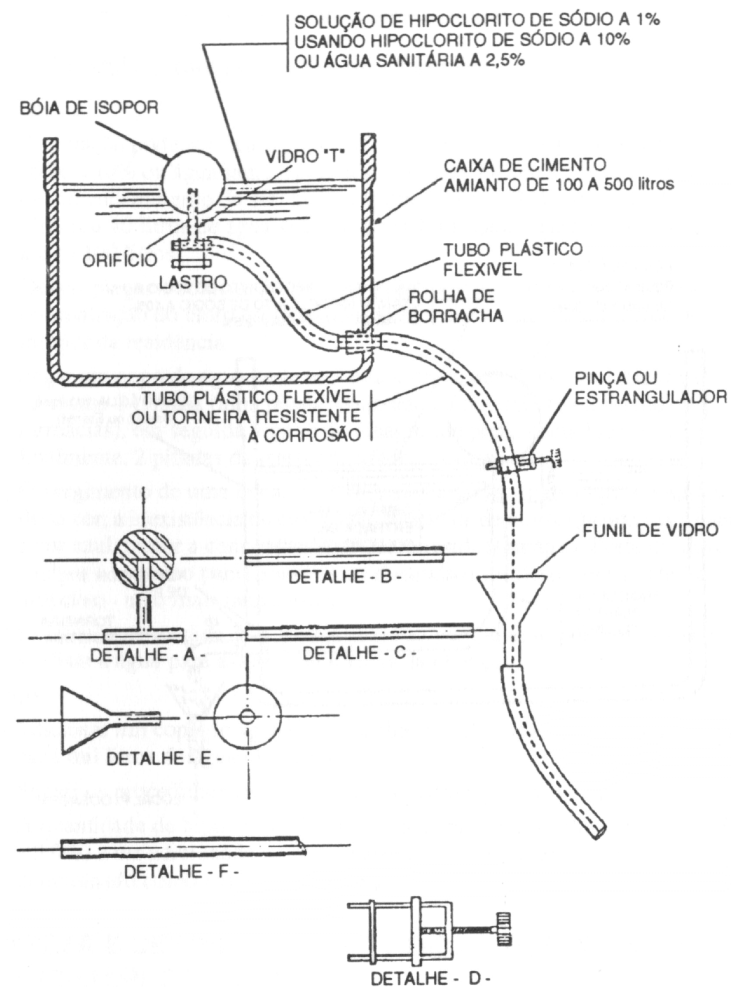


FIGURA 7 Clorador de Baixo Custo, destinado às Comunidades Rurais (LUTTENBARCK & COSTA, 1994)

TABELA 5 Desinfetantes e Subprodutos da Desinfecção segundo a Portaria MS 518/04 (BRASIL, 2004)

Parâmetro	VMP (mgℓ¹)
Bromato	0,025
Clorito	0,2
Cloro Livre	5
Monocloramina	3
2, 4, 6 triclorofenol	0,2
Trialometanos totais	0,1

A formação de subprodutos tóxicos ocorre devido à presença de compostos orgânicos que são oxidados pelos agentes desinfetantes clorados, sendo os mais estudados os trialometanos, por serem comumente encontrados e terem efeito carcinogênicos. (DANIEL et al, 2001)

3.5.3. Uso do cloro em sistema de irrigação

As águas superficiais, geralmente expostas à luz solar, são um meio adequado para o desenvolvimento de algas que, por sua vez, são alimentos para as bactérias.

A ação direta contra as bactérias se consegue com a aplicação de biocidas, sendo o cloro o mais utilizado, na forma gasosa ou como hipoclorito de sódio, injetando-se antes do sistema de filtragem.

Segundo CLARK & SMAJSTRLA, (1992), os sistemas de irrigação localizada podem ser obstruídos parcial ou completamente através do crescimento de bactérias, fungos ou algas; presentes nas fontes hídricas superficiais e subterrâneas e se desenvolvendo com mais facilidade quando se utiliza na água de irrigação elementos químicos como nitrogênio, fósforo, enxofre e ferro como fonte de nutriente para as culturas irrigadas. A cloração pode ser usada para minimizar o crescimento dos microrganismos dentro dos tubos e outros componentes do sistema de irrigação.

Sem um tratamento adequado da água, entupimentos dos tubos, acessórios e emissores (microaspersores, gotejadores, spray jets, etc) podem ocorrer, resultando em uma

diminuição do crescimento e desenvolvimento da cultura irrigada por causa da redução da quantidade de aplicação de água, uniformidade e eficiência.

O princípio da cloração da água para tratamento preventivo ou corretivo nos processos de obstrução dos emissores são os mesmos aplicados ao tratamento de água para consumo humano, industrial e para piscinas. Portanto o entendimento do processo químico ajuda a evitar problemas potenciais do seu uso (NAKAYAMA & BUCKS, 1986).

A aplicação do cloro nas águas de irrigação tem como objetivos principais a redução na quantidade de sólidos em suspensão contidos no sistema de filtração, o controle do crescimento de bactérias no sistema, a sedimentação e/ou dissolução de partículas sólidas contidas na água e a homogeneização máxima da água que esteja sendo filtrada, para se obter uma filtração fixa e uniforme. Para o agricultor que se preocupa em manter altos os níveis de eficiência do seu sistema de irrigação, a cloração cria um ambiente em que não ocorre o desenvolvimento de algas pois atua como agente oxidante, causando a decomposição da matéria orgânica, além de prevenir a aglomeração e sedimentação de matéria orgânica em suspensão. Causa também a oxidação de substâncias tais como o ferro e manganês, produzindo compostos insolúveis que podem logo ser removidos pelo sistema de filtração impedindo entupimentos constantes (PLASTRO, 1994).

ENGLISH (1985) recomenda para um tratamento preventivo de bactérias formadoras de limo, efetuar-se cloração contínua à taxa, de 1 a $2\text{mg}\ell^{-1}$, ou semanalmente a uma concentração de 10 a $20\text{mg}\ell^{-1}$ por 30 a 60min. Sendo que esta última dosagem é também sugerida pelo autor para o tratamento de algas.

De acordo com pesquisas realizadas por KELLER & BLEISNER (1990) e PHENE (1998), existem algumas indicações que tem apresentado bons resultados com a utilização de cloro para problemas de entupimento de emissores que são;

1. para algas, injeção contínua de cloro, que atinja $1\text{ mg}\ell^{-1}$ de cloro livre, no final das mangueiras;
2. para algas, injeção de choque, que atinja $20\text{ mg}\ell^{-1}$ de cloro livre por 20min. no fim da irrigação;
3. para sulfeto de hidrogênio, injetar cloro 3,6 a 8,4 vezes o teor de sulfeto de hidrogênio;

4. para bactérias ferroredutoras usar acima de $1 \text{ mg}\ell^{-1}$ de cloro acima do teor de ferro presente na água;
5. para precipitação de ferro usar 0,64 vezes o teor de Fe^{+2} e manter $1 \text{ mg}\ell^{-1}$ de cloro residual livre no fim da mangueira;
6. para precipitação de manganês, usar 1,3 vezes o teor de Mn^{+2} ;
7. para limbos, manter $1 \text{ mg}\ell^{-1}$ ou até $2 \text{ mg}\ell^{-1}$ de cloro livre no final das linhas laterais.

3.6. Subprodutos da Desinfecção por Cloração - Trialometanos

Os estudos sobre compostos organohalogenados começaram na década de 70, quando se difundiu o uso do cloro nas estações de tratamento de água e esgoto, devido a grande especulação da imprensa americana sobre o possível caráter cancerígeno dos compostos encontrados em águas de abastecimento

Sem conhecimentos específicos sobre o assunto os primeiros estudos revelaram que os compostos cancerígenos mais encontrados eram os trialometanos. (BELLAR et al., 1974, GALLARD & GUNTEN, 2001). Segundo THACKER et al. (2002) e LANTAGNE et al. (2001) os pesquisadores BELLAR et al. (1974) e também ROOK (1974 e 1976) foram os primeiros a comprovarem a formação de THM.

Os trialometanos (THM) são membros da família dos compostos organohalogenados e são denominados de um modo geral como derivados do metano, pois três, dos quatro átomos de hidrogênio, são substituídos por átomos de cloro, bromo ou iodo, gerando dessa forma 10 possíveis combinações, onde as mais comuns na água de consumo são: (APHA, 1999; SOARES & MAIA, 1999)

1. Triclorometano ou clorofórmio (CHCl_3);
2. Bromodiclorometano (CHBrCl_2);
3. Dibromoclorometano (CHBr_2Cl);
4. Tribromometano ou bromofórmio (CHBr_3).

Prevalecendo sempre a concentração de clorofórmio sobre as demais e podendo ser encontrados outros subprodutos como ácidos halocéticos ou halonitrilos que se formam em reações lentas do cloro com os denominados precursores naturais, tais como ácidos

húmicos e fúlvicos. (BELLAR et al, 1974; APHA, 1998; AMIRSARDARI et al, 2001; THACKER et al, 2002).

Os compostos organoclorados contendo bromo são usualmente encontrados em mananciais localizados próximos ao mar ou de aquíferos salinos. (LANTAGNE et al; 2001)

A preocupação com o controle de THM aumentou nos últimos 20 anos, devido a estudos que comprovam o potencial cancerígeno dos THM, sendo os limites recomendados pela U.S.EPA – Environmental Protection Agency em sistemas de tratamento de água entre 25 e $100\mu\text{g}\ell^{-1}$, durante a década de 80. (APHA, 1998; SOARES & MAIA, 1999; TOMINAGA & MIDIO, 1999; GALLARD & GUNTEN, 2001; LANTAGNE et al, 2001; AMIRSARDARI et al, 2001). Os valores máximos de referência admitidos pela U.S.EPA e WHO – World Health Organization divulgados em 1996, segundo LANTAGNE et al (2001) e THACKER et al (2002) estão mostrados na TABELA 6.

TABELA 6 Valores de Referência de THM indicados pela WHO e U.S.EPA (LANTAGNE et al, 2001)

ENTIDADE	THM	Valores de Referência ($\mu\text{g}\ell^{-1}$)
EPA	TOTAL THM	100
WHO	Bromofórmio	100
WHO	Bromodiclorometano	60
WHO	Dibromoclorometano	100
WHO	Clorofórmio	200

A legislação brasileira adotada como concentração máxima de THM na água de abastecimento público de $100\mu\text{g}\ell^{-1}$ para atendimento ao padrão legal de potabilidade. (TOMINAGA & MIDIO; 1999)

A exposição aos THM por tempos prolongados ou concentrações elevadas, além dos problemas cancerígenos (principalmente na bexiga, cólon e reto), é atribuído ao clorofórmio especificamente doenças de fígado, rins e alterações cromossômicas na medula óssea e no desenvolvimento ósseo e muscular de ratos de laboratório. (TOMINAGA & MIDIO, 1999)

Atualmente vários estudos sobre presença e efeito do THM na água potável estão disponíveis para consulta, entretanto o efeito estudos relacionando os efeitos destes nas culturas irrigadas e na microbiologia do solo ainda são muito pouco estudados. (CAIRNS, 1995)

3.6.1. Análises de THM

As análises de THM podem ser realizadas no instante da coleta da amostra ou após a desinfecção um período T, em dias, para se avaliar o efeito deste tratamento. Assim definem-se os termos:

1. THM Total ($TTHM_T$): representa a soma das concentrações dos 4 principais THM no tempo T dias (em subscrito) após a coleta da amostra;
2. Potencial de Formação de THM (THMFP ou $\Delta THMFP$): é a diferença entre as concentrações de $TTHM_T$ nos tempos $T = 7$ dias e $T = 0$;
3. Condição de Reação Padrão: cloro residual livre: entre 3 e 5 $mg\ell^{-1}$;
período de incubação de 7 dias;
temperatura de $25 \pm 2^\circ C$;
pH = $7,0 \pm 0,2$ com solução tampão fosfatada.

A condição de reação padrão não representa a realidade dos pontos de amostragem e sim uma padronização do tratamento dado às amostras para que se possa haver comparação entre os resultados, de tal modo que as medidas para se levar a amostra à esta condição devem ser tomadas logo após a coleta destas.

Para os resultados das análises serem comparáveis e significativos, além da condição padrão devem ser monitorados ou seguintes parâmetros de acordo com a metodologia do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”: (APHA, 1998; GALLARD & GUNTEN, 2001)

1. Temperatura;
2. Tempo de reação;
3. Dose de cloração;
4. Concentração de cloro residual livre;
5. pH.

O controle destes parâmetros pode ser realizado em laboratório facilmente mas, em plantas de tratamento de água o controle de temperatura é economicamente inviável, o pH pode ser mantido sob condições controladas entre 6 e 8, e o tempo de reação deve atender um valor mínimo para desinfetar o efluente. (ROOK, 1976)

A amostragem deve ser feita com o preenchimento de frascos de vidro escuros, com tampa de teflon, sem deixar bolhas de ar, uma vez que os THM são voláteis, e a análise será feita no espaço vazio que é deixado com a retirada de uma alíquota de água do frasco através da tampa de teflon. (APHA, 1998)

As amostras para quantificação da concentração de THM no momento da coleta devem ser analisadas imediatamente ou preservadas com tiosulfato de sódio, que irá anular o efeito do cloro e assim não haverá formação de THM a partir da coleta. e as análises para quantificar a formação de THM devem ser estocadas em condições ambientes que representem a situação real do local onde a amostras foi coletada e se estas forem diferentes da condição padronizada deve ser especificada na apresentação dos resultados. Para comparação da concentração de precursores podem-se utilizar amostras sob condições padronizadas. (APHA 1998).

As análises são feitas para cada um dos quatro componentes principais dos THM, obtendo assim um valor individual para cada um destes, para quantificação da concentração total de THM pode-se adotar 3 formas (APHA 1998):

1. Concentração de clorofórmio: as concentrações de cada componente devem ser somadas com os coeficientes da EQUAÇÃO 17:

$$\begin{aligned} THM [\mu g(CHCl_3)\ell^{-1}] &= \\ &= [\mu g(CHCl_3)\ell^{-1}] + 0,728[\mu g(CHBrCl_2)\ell^{-1}] + 0,575[\mu g(CHBr_2Cl)\ell^{-1}] + 0,472[\mu g(CHBr_3)\ell^{-1}] \end{aligned} \quad (17)$$

2. Conc. molar: o resultado da EQUAÇÃO 10 dividido pelo peso molar (EQUAÇÃO 18):

$$THM [\mu M\ell^{-1}] = \frac{THM [\mu g(CHCl_3)\ell^{-1}]}{119} \quad (18)$$

3. Concentração de massa de THM (EQUAÇÃO 19):

$$\begin{aligned} THM [\mu g\ell^{-1}] &= \\ &= [\mu g(CHCl_3)\ell^{-1}] + [\mu g(CHBrCl_2)\ell^{-1}] + [\mu g(CHBr_2Cl)\ell^{-1}] + [\mu g(CHBr_3)\ell^{-1}] \end{aligned} \quad (19)$$

A quantificação dos THM seguindo as metodologias propostas pela EPA, métodos 524.2, 551.1 e 552.2, baseados em cromatografia gasosa, com resultado final fornecendo inclusive a especiação das espécies químicas. A empresa HACH propõe que a análise seja feita com um método colorimétrico, que apesar de fornecer apenas a concentração total sem especiação, é muito mais simples, rápido e com baixo custo.

Estudos realizados por LORD (2003) e divulgados pela própria empresa HACH, mostram que a correlação entre o método proposto pela U.S.EPA e a nova metodologia proposta pela HACH é de 0,966 para intervalo de confiabilidade de 95.

3.6.2. Formação de THM

ROOK (1974) descobriu que os ácidos hipocloroso e hipobromoso reagem naturalmente com a matéria orgânica criando 4 compostos: clorofórmio, bromofórmio, bromodiclorometano e dibromoclorometano, que são chamados coletivamente como trialometanos (THM).

BELLAR et al. (1974) a partir destas evidências estudaram as origens destes compostos com objetivos de quantificar e identificar estes compostos a partir da água bruta até o efluente final das estações de tratamento de água.

Os estudos de BELLAR et al. (1974), encontraram nas águas brutas, concentrações de álcool etílico, clorofórmio, bromodiclorometano e dibromoclorometano em concentrações da ordem de $50\mu\text{g}\ell^{-1}$ nas amostras coletas em águas superficiais e de $2\mu\text{g}\ell^{-1}$ nas amostras de águas e poços, sendo o clorofórmio o composto de maior frequência e quantidade nas análises. Essa variação da concentração de THM deve-se as diferença do tipo de matéria orgânica encontrados (GALLARD & GUNTEN, 2001)

Nas análises feitas em diferentes etapas do processo de tratamento de águas, novamente o clorofórmio foi o composto que teve maior destaque, sendo que, para a água bruta com $0,9\mu\text{g}[\text{CHCl}_3]\ell^{-1}$, a concentração no efluente final foi de $94\mu\text{g}[\text{CHCl}_3]\ell^{-1}$, tendo picos de até $120\mu\text{g}[\text{CHCl}_3]\ell^{-1}$ nos pontos de coleta onde ainda existia matéria orgânica e foi realizada a cloração, e as menores concentrações durante o tratamento, ocorreram após a filtração com carvão ativado, podendo então descartar os riscos imediatos pois as concentrações letais imediatas encontradas para cobaias (“ratos de laboratórios”) são de $120\text{mg}\ell^{-1}$. (BELLAR et al., 1974)

A formação de THM durante o tratamento de água ocorre na reação entre o cloro livre e compostos orgânicos presentes na água, segundo BELLAR et al. (1974), entretanto até então não haviam sido identificados tais compostos devido a constante alteração na composição das amostras coletas em diferentes pontos do tratamento.

Em 1976 os estudos científicos apontavam que os ácidos fúlvicos eram formadores de THM e ROOK (1976) concluiu que apenas 0,2% (com pH = 7,5), podendo chegar até 0,9% (com pH = 11) da concentração de ácidos fúlvicos, reagem com o cloro livre para formar THM.

Os ácidos húmicos são responsáveis pela formação de uma pequena parcela do total de THM por meio da decomposição de compostos cíclicos, como os fenóis, que resultam em composto organoclorados não voláteis (ROOK, 1976). O tempo de reação para formação de THM com precursores húmicos é em torno 500 horas para estabilização (GALLARD & GUNTEN, 2001). A principal fonte de ácidos húmicos nos cursos d'água é a matéria orgânica de origem humana (ROOK et al, 1982)

Os estudos durante as décadas de 70 a 90 concluíram que a formação dos THM ocorre durante a desinfecção da água bruta com cloro devido a reações entre o cloro residual livre e compostos orgânicos, denominados precursores dos THM, que têm sua origem na decomposição da matéria orgânica presente na água ou do metabolismo da biota aquática. (SOARES & MAIA, 1999; TOMINAGA & MIDIO, 1999).

$$[\text{cloro}, \text{bromo}, \text{iodo}] + [\text{precursores}] = [\text{THMs}] \quad (20)$$

Os precursores nos mananciais originam-se de diversas fontes, como descargas municipais, industriais, decomposição de matéria orgânica, escoamento dos resíduos agrícolas, podendo ser classificados quanto à sua origem como (SOARES & MAIA, 1999):

1. Naturais: geralmente ácidos húmicos e fúlvicos formados pela decomposição de matéria orgânica;
2. Sintéticos: substâncias químicas formadas durante o tratamento da água (ex. THM) ou fontes específicas (Ex. poluição industrial ou agrícola).

A reação mostrada na EQUAÇÃO 20 é favorecida pelo aumento de temperatura, pH alcalino, aumento da concentração de cloro residual livre, quantidade de precursores e tempo de reação. (CAIRNS, 1995; APHA, 1998; SOARES & MAIA, 1999) Sendo que para concentrações de cloro residual livre abaixo de $3\text{mg}\ell^{-1}$ o tempo de reação para haver formação de THM é aumentado (APHA, 1998).

ROOK (1976) também estudou as relações entre diferentes variáveis no processo de formação de THM, chegando a conclusões que relacionam:

1. Concentração de clorofórmio e pH da água (FIGURA 8): onde a influência maior pode ser constatada na faixa de pH entre 8 e 10;
2. Concentração de clorofórmio e tempo de reação (FIGURA 9): assim com no trabalho de BELLAR et al. (1974) a reação total ocorre em aproximadamente 15h de reação e é estabilizada por um tempo de reação de 30h, entretanto ROOK (1976) considera que a concentração significativa da formação de THM é atingida nas primeiras 4 horas de reações;
3. Concentração de clorofórmio e concentração de carbono orgânico total (TOC) (FIGURA 10): apresentando uma relação linear para concentrações de TOC inferiores a $250 \text{ mg } \ell^{-1}$;
4. Concentração de clorofórmio e THM total e dosagem de cloro (FIGURA 11), para concentrações constantes de precursores. AMIRSARDARI et al. (2001) cita o mesmo comportamento mostrado na FIGURA 11.

GALLARD & GUNTEN (2001) estudaram cinética de formação de THM a partir de amostras de águas naturais com concentrações elevadas de precursores húmicos e também a demanda de cloro livre. Os resultados encontrados da taxa constante de segunda ordem de demanda de cloro ($k = 0,020 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$) são muito próximos taxa constante de segunda ordem de formação de THM ($k = 0,017 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$) mostram que a relação entre consumo de cloro e potencial de formação de THM é direta. (FIGURA 12)

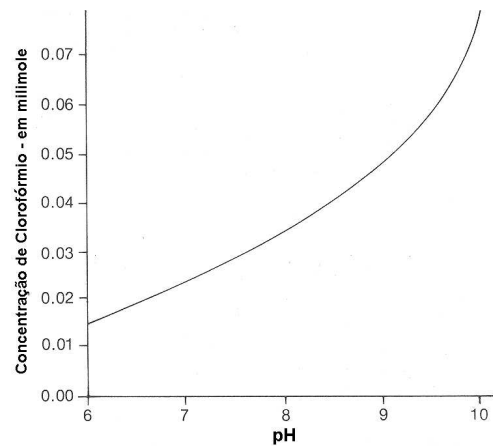


FIGURA 8 Concentrações de clorofórmio formados para diferentes valores de pH (ROOK, 1976)

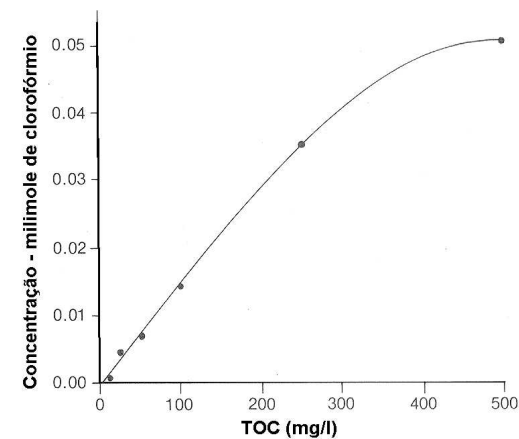


FIGURA 10 Concentrações de clorofórmio formados para diferentes dose de precursores (ROOK, 1976)

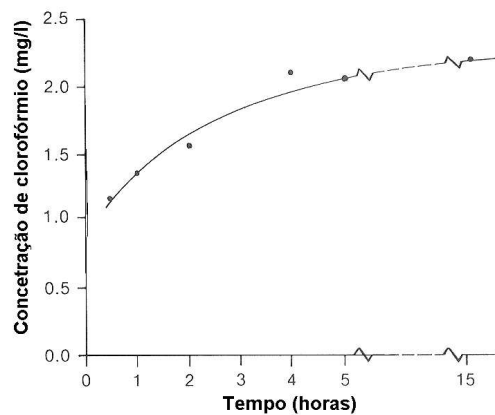


FIGURA 9 Concentrações de clorofórmio formados para diferentes tempos de reações (ROOK, 1976)

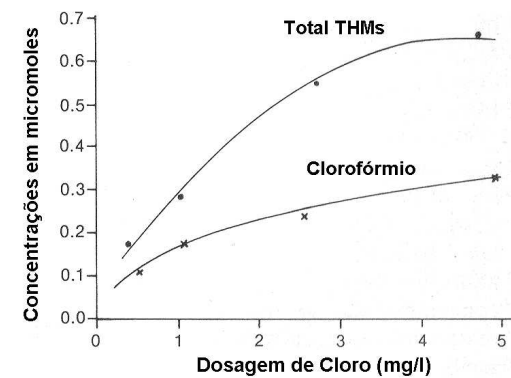


FIGURA 11 Concentrações de THM formados para diferentes dose de cloração (ROOK, 1976)

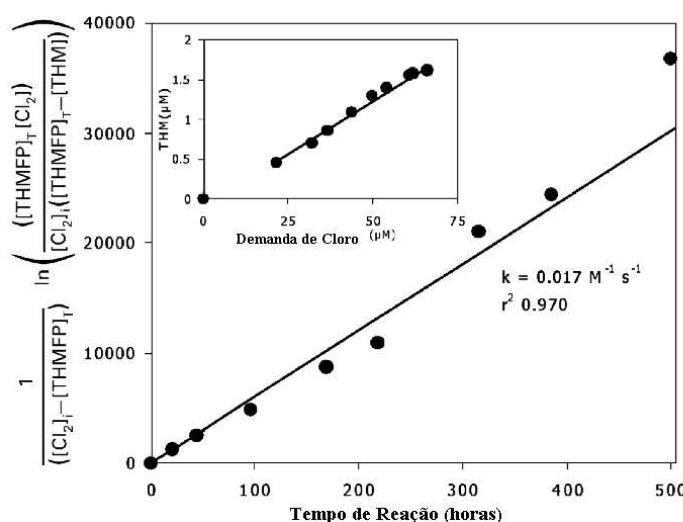


FIGURA 12 Cinética de formação de THM e demanda de Cloro (GALLARD & GUNTEN, 2001)

THACKER et al. (2002) em um trabalho semelhante ao de BELLAR et al. (1974) estudou o potencial de formação de THM em diferentes plantas de tratamento de águas e caixas d'água de distribuição das residências, na Índia, concluiu que os maiores potenciais de formação de THM, valores médios de $200\mu\text{g}\ell^{-1}$, ocorreram nos reservatórios durante a época do ano denominada estação de Monções, caracterizada por baixas temperaturas e chuva intensa.

Os menores potenciais de formação de THM, valores médios de $100\mu\text{g}\ell^{-1}$, que foram encontrados por THACKER et al (2002) ocorreram tanto nos reservatórios como no efluente das plantas de tratamento de água, nas estações de verão e inverno, que na região ambas possuem temperaturas médias acima da estação das Monções. No inverno as concentrações encontradas de bromodiclorometano usualmente excederam os valores de referência da WHO ($60\mu\text{g}\ell^{-1}$).

GALLARD & GUNTEN (2001) não consideram significativa a variação sazonal do potencial de formação de THM nos reservatórios naturais, entretanto o consumo de cloro livre no verão é 27% maior devido à formação de compostos carbônicos de baixo peso molecular pela maior exposição à luz solar.

3.6.3. Controle dos THM

O controle dos THM em águas de sistema que utiliza a cloração é sensivelmente alterada pela simples modificação do ponto de aplicação do cloro, para etapas onde é menor

a concentração de matéria orgânica, segundo trabalho de ROOK et al. (1982) numa estação de tratamento de água em Roterdã, o potencial de formação de THM na pré-cloração da água bruta foi de $70\mu\text{g}\ell^{-1}$ e após a filtração de $25\mu\text{g}\ell^{-1}$ e também pode o controle ser realizados de 3 diferentes formas: (ROOK, 1976; SOARES & MAIA, 1999):

1. Uso de métodos alternativos que não produzam THM, assim a concentração inicial não será aumentada pelo tratamento;
2. Tratamentos para reduzir os precursores do THM na água bruta antes da cloração: esta opção consiste basicamente na remoção de matéria orgânica, para evitar a formação de ácidos húmicos e fúlvicos, por exemplo, por processos de coagulação da matéria orgânica e também redução de precursores sintéticos específicos, se for o caso;
3. Tratamento para reduzir a concentração de THM depois de formados, no caso do Brasil esta opção é favorecida pela rápida volatilização dos halogenados em temperatura ambiente elevada ou também por sistemas artificiais de aeração ou absorção com carbono ativado.

ISAAC (1993) estudou a remoção de THM em leito de carvão ativado granular na estação de tratamento de água do Alto Cotia concluindo que a remoção é viável, sendo removidas também outras substâncias orgânicas possivelmente presentes na água, sem prejuízos à qualidade da água tratada, porém o custo da utilização destes leitos representariam 20% dos custo total do tratamento.

Estudos de TOMINAGA & MIDIO (1999) em sistemas de distribuição de águas do Estado de São Paulo mostraram que em caixas d'água com filtro de carvão ativada a concentração de THM é cerca de 50% menor que nas caixas com entrada direta da água.

O método mais eficiente e econômico de controle dos THM, segundo LANTAGNE et al (2001) é junto aos pontos de utilização, considerando o caso de consumo residencial, o custo total de um filtro com cloração e carvão ativado é de \$15,29 (fixo) e \$0,42 por mês para manutenção.

3.7. Sistema de Desinfecção Solar (SODIS – Solar Water Disinfection)

A exposição ao calor e as radiações ultravioletas, provenientes da radiação solar, são estudadas como processo de desinfecção desde a década de 70 no Líbano, sendo que nos

últimos anos vem sendo dado um enfoque de alternativa de baixo custo para desinfecção de água uma vez que já está comprovada a capacidade de eliminação de patógenos (WEGELIN et al, 1994).

Os processos usuais de tratamento de água em escala doméstica são:

1. Fervura: que tem o custo da energia de aquecimento da água;
2. Cloração: dificultada pela necessidade de controle de dosagem e do tempo de contato, e;
3. Filtração em vela cerâmica: requer um afluente com qualidade adequada para não entupir rapidamente o meio filtrante freqüentemente.

O SODIS torna-se uma alternativa técnica e economicamente viável para o tratamento de água em pequenas quantidades tendo como referência de custo \$3,00 por ano para uma residência de 5 pessoas utilizando garrafas PET (politereftalato de etileno), e também não necessita dosagem de produtos químicos. Essas características fazem com que o sistema tenha aceitação de 84% dos usuários de países em desenvolvimento, como Colômbia, Bolívia, Indonésia, Tailândia e China (WEGELIN et al, 1994; DANIEL et al, 2001; SODIS, 2003j, 2003k, 2003m).

Outro ponto importante é que não ocorre nenhuma alteração nas características químicas e organolépticas da água. Os requisitos para remoção de E.Coli da ordem de 10^3 são: escala de tratamento, turbidez da água que deve ser inferior à 30 NTU, intensidade média de radiação solar seja da ordem de 600 Wm^{-2} e tempo de exposição mínimo de 5 horas com 50% de insolação ou 2 dias consecutivos para 100% de nuvens. Isto faz com que a desinfecção por radiação solar seja apropriada para regiões tropicais. (ZAPP et al, 1987; WEGELIN et al, 1994; SODIS, 2003j, 2003g.)

3.7.1. Energia Solar

O aproveitamento da energia gerada pelo sol, sem sombra de dúvidas, uma das alternativas energéticas mais promissoras para enfrentarmos os desafios de escassez de recursos energéticos no futuro (ELETROBRAS, 2004).

A partir da energia do Sol que se dá a evaporação, origem do ciclo das águas, que possibilita o represamento e a conseqüente geração de eletricidade (hidroeleticidade). A radiação solar também induz a circulação atmosférica em larga escala, causando os ventos.

Petróleo, carvão e gás natural foram gerados a partir de resíduos de plantas e animais que, originalmente, obtiveram a energia necessária ao seu desenvolvimento, da radiação solar (ELETROBRAS, 2004).

No caso de uso da energia solar como energia térmica estamos interessados na quantidade de energia que um determinado corpo é capaz de absorver, sob a forma de calor, a partir da radiação solar incidente no mesmo. A utilização dessa forma de energia implica saber captá-la e armazená-la. Os equipamentos mais difundidos com o objetivo específico de utilizar a energia solar fototérmica são conhecidos como coletores solares (ELETROBRAS, 2004).

O espectro de radiação solar (FIGURA 13) sofre absorção na camada de ozônio presente na atmosfera, de quase toda a faixa entre 200 e 300nm, chegando sobre a superfície terrestre, em quantidade significativa, apenas as radiações com comprimento de ondas UV-A (320 a 400nm) e mais longos.

O efeito bactericida solar corresponde a radiação UV-A do espectro violeta da luz visível, uma vez que as radiações UV-C e UV-B são retidas, quase totalmente, pela camada de ozônio (WEGELIN et al, 1994; SODIS, 2003b).

A distribuição dessa energia sofre ainda efeitos espaciais e sazonais. A região mais apropriada para uso dessa tecnologia compreende a faixa de latitude entre 15° e 35°, principalmente em regiões semi-áridas, porque nas regiões mais chuvosas, entre 15°S e 15°N, a intensidade de chuvas diminui o tempo de insolação. O tempo médio de exposição ao sol entre 15° e 35° é de 3000 horas por ano, enquanto na região entre o meridiano do equador e as latitudes 15°S ou 15°N é de 2500 horas por ano. (SODIS, 2003b, 2003f).

A variação sazonal da intensidade de radiação UV-A solar depende da latitude do local, sendo menor a amplitude nas regiões próximas ao equador. Na região de Beirute - Líbano, localizada na latitude 56°N o valor máximo foi de 18Wm^{-2} em junho e o menor de 5Wm^{-2} em dezembro; a variação de 13Wm^{-2} é considerada significativa (FIGURA 14). A influência de nuvens na intensidade de radiação pode ser notada na FIGURA 15 que permanece mais constante no período de início de inverno, menos chuvoso, apesar da menor intensidade (SODIS, 2003a).

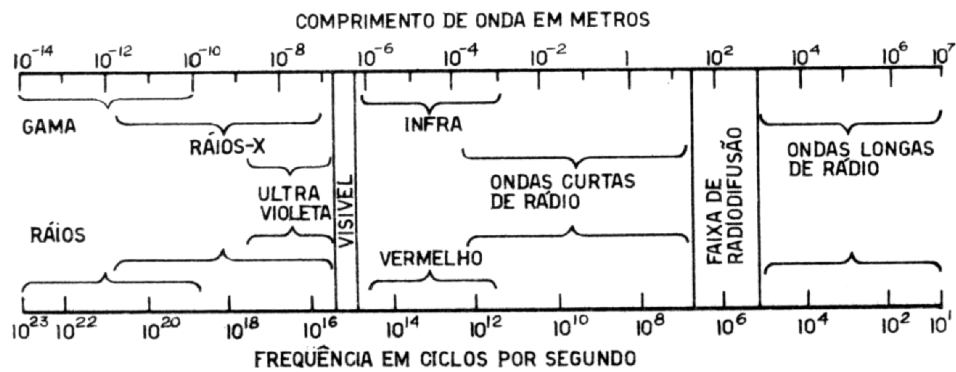


FIGURA 13 Espectro eletromagnético (FERENCE JR et al, 1968).

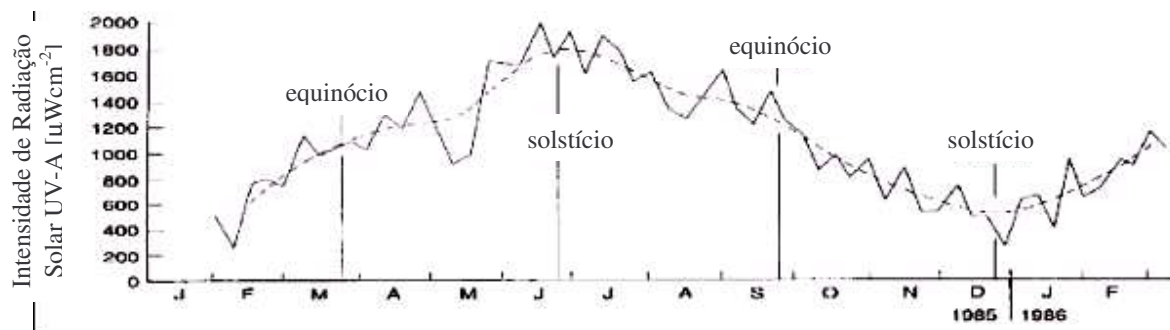


FIGURA 14 Valores médios semanais (linha cheia) e média móvel (linha tracejada) para radiação solar UV-A na região de Beirute - Libano (SODIS, 2003a)

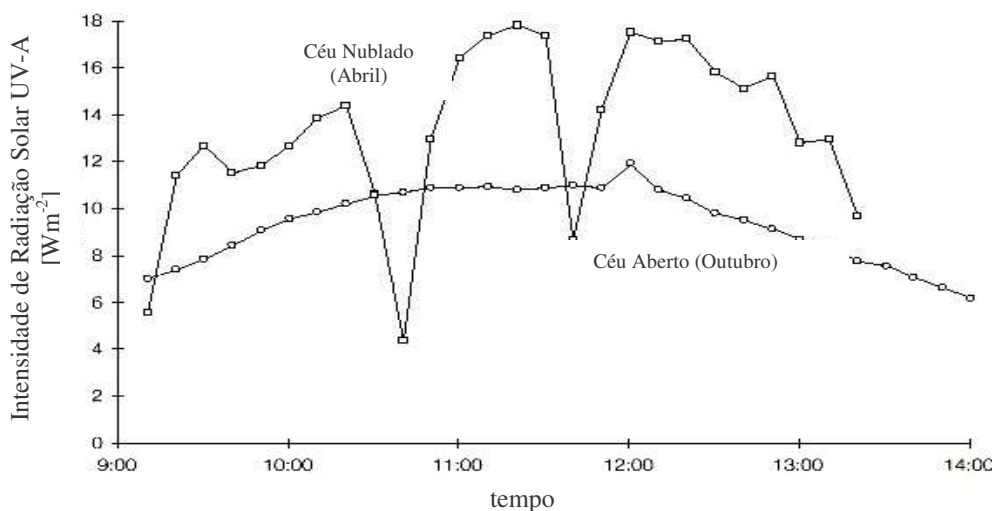


FIGURA 15 Variação diária da intensidade de radiação solar UV-A em duas épocas diferentes do anos na região de Beirute - Libano (SODIS, 2003a)

3.7.2. Materiais Empregados no SODIS

Por ser uma tecnologia destinada às regiões em desenvolvimento; os materiais empregados para o SODIS devem ter baixo custo. Assim, as alternativas já testadas foram: garrafas de vidro, PVC (policloreto de vinila) e PET (politereftalato de etileno) e também sacolas de PET; todos transparentes com a parte inferior pintada de preto. Desses materiais as garrafas de vidro comuns, comumente utilizadas para envazar cerveja, contêm óxido de ferro e espessura média de 2mm sendo praticamente opacas à radiação UV. Dessa forma seriam necessários vidros especiais como Pyrex, Corex entre outros, que têm custo elevado e inviabilizam o objetivo da tecnologia. As garrafas, sejam de PET, PVC ou vidro, devem ser incolores pois as cores marrom e verde absorvem radiação solar UV-A (WEGELIN et al, 2000; SODIS, 2003e).

A vida útil das garrafas de PVC é determinada pela transmitância de UV, que no comprimento de onda de 257nm é reduzido pela metade com 6 meses de uso contínuo, devido às mudanças nas propriedades ópticas e mecânicas das garrafas por reações fotoquímicas. Essas reações entretanto não causam efeitos sobre a água pois alteram apenas a superfície externa do PVC e pelas as moléculas terem alto peso molecular, não há risco da migração dessas para a superfície interna. (WEGELIN et al, 1994; WEGELIN et al, 2000; SODIS, 2003c).

As garrafas PET possuem estabilizantes para conter a degradação devido à exposição aos raios UV, não sofrendo alterações nas características químicas quando testado em laboratório pelo período de 1100 horas de exposição. (FECHINE et al, 2002; GIJSMAN et al, 1999)

Estudos realizados por KOHLER & WOLFENSBEREGER (2003) em amostras de SODIS expostas ao sol por 6 horas encontraram di(2-ethylhexyl)adipate (DEHA) e di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) em concentrações de 0,010 – 0,046 $\mu\text{g}\ell^{-1}$ para DEHA e 0,10 a 0,71 $\mu\text{g}\ell^{-1}$ para DEHP. As amostras com branco apresentaram uma faixa média de níveis 0,018 $\mu\text{g}\ell^{-1}$ de DEHA e 0,11 $\mu\text{g}\ell^{-1}$ de DEHP, valores muito abaixo da referência da WHO para água potável que é 80 $\mu\text{g}\ell^{-1}$ para DEHA e 8 $\mu\text{g}\ell^{-1}$ para DEHP.

Quanto às comparações entre garrafas e sacolas plásticas de PET (FIGURA 16), as sacolas aquecem mais rapidamente e por apresentarem uma superfície de exposição maior resultando num tempo de exposição mais curto para inativação das bactérias. Entretanto é

mais difícil o seu manuseio: a vida útil é no máximo 6 meses, e por necessitar de outro recipiente para o consumo da água existe um ponto de possível contaminação. Por outro lado, as garrafas de PET são mais práticas de manusear, mais duráveis e têm baixo custo, porém dependendo do número de pessoas a serem atendidas é necessário utilizar muitas garrafas (SODIS, 2003d).



Figura 16 Sacolas Plásticas Utilizadas no SODIS (EAWAG/SANDEC 1999)

Deve-se considerar ainda, o destino útil que se dá às garrafas PET, evitando sua disposição em aterros sanitários e minimizando impactos ao meio ambiente face a sua lenta degradação natural

Para aumentar a eficiência do SODIS, o Instituto Mexicano de Tecnologia de Água – IMTA, propõe um concentrador solar, construído com material simples, como chapas de aço ou placas de madeira revestidas com papel alumínio com capacidade para desinfecção de 3 garrafas simultaneamente, conforme mostra a FIGURA 17.



FIGURA 17 Modelo de Concentrador Solar proposto pelo IMTA - Instituto Mexicano de Tecnologia de Agua

O referido concentrador tem as seguintes dimensões:

- ❖ Base = 55 x 55cm
- ❖ Aletas = 35 x 35cm
- ❖ Suportes triangulares = 8,5 x 15 x 17,5cm

A eficiência obtida nos estudos realizados pelo IMTA, mostra remoção de 99,99% de inativação de coliformes totais com 4 horas de exposição, enquanto que, sob as mesmas condições, as garrafas PET sem o concentrador necessitou de 6 horas de exposição para alcançar tal eficiência. (HERRERA, 2003)

Uma alternativa estudada por SOMMER et al (1997) na Colômbia, propõe um concentrador solar com fluxo “contínuo”, entretanto para ocorrer o fluxo existe uma válvula termostática que só é aberta quando a temperatura da água efluente do concentrador atinge 50°C e a água tratada ainda quente passa por um trocador de calor com o objetivo de pré-aquecer a água bruta.

O modelo foi eficiente nos dias com sol para a vazão máxima de 54ℓh⁻¹ (tempo de detenção de 40min); apresentou problemas para estabelecimento do fluxo em regime permanente e inativação de coliformes fecais em dias com 50% com céu coberto por nuvens, redução de 36% da energia solar comparada com os dias ensolarados. (SOMMER et al, 1997).

Também foi utilizado este reator para o sistema de pasteurização com energia solar (SOPAS), cuja diferença consiste na temperatura da água efluente do concentrador solar, 70°C ao invés de 50°C. O resultados foram similares ao SODIS (SOMMER et al, 1997)

SAITOH & EL-GHETANY (2002) também realizaram ensaios no Japão (latitude 38°N) com temperatura de pasteurização de 65°C e fluxo “contínuo”; mas o concentrador utilizado era construído de Pyrex, com pré-aquecimento e válvula termostática para o controle da temperatura do efluente. A desinfecção foi obtida com apenas 3 horas de exposição ao sol, confirmando a possível utilização dessa tecnologia em fluxo “contínuo” apesar do concentrador utilizado ter custo elevado.

3.7.3. Eficiência do Sistema SODIS

A eficiência do sistema depende basicamente da qualidade da água, temperatura, tempo e intensidade de radiação UV. Dentre os microrganismos mais encontrados nas águas a maior resistência térmica é dos coliformes fecais que necessitam de 80°C para

inativação instantânea total. A dose de radiação UV para inativação de 99,9% de coliformes fecais é $24,74\text{Whm}^{-2}$ e para E.Coli $19,08\text{Whm}^{-2}$, existindo ainda na combinação de temperatura e radiação um efeito sinérgico que duplica a taxa de inativação de coliformes fecais (ARAFA, 1985; WEGELIN et al, 1994; SODIS, 2003i).

O estudo realizado por WEGELIN et al (1994), na inativação de enterovirus, obteve resultados mostrados na TABELA 7 para inativação de 99,9%.

TABELA 7 Tempo necessária para inativação de 99,9% de enterovirus em função da temperatura da água no SODIS (WEGELIN et al, 1994)

Temperatura (°C)	63	40	20
Tempo (min)	30	42	150

A restrição quanto à qualidade da água utilizada está no valor da turbidez, profundidade da lâmina d'água e concentração de oxigênio. A recomendação de turbidez é o máximo 30 NTU com lâmina d'água máxima de 10 cm, sendo que ocorre a eliminação de 100% de coliformes fecais com lâmina de 4cm e turbidez de 250NTU. O oxigênio presente na água durante a exposição à luz solar produz radicais livres e peróxidos de hidrogênio que auxiliam na inativação dos microrganismos, este processo é denominado desinfecção foto-oxidativa solar (solar photo-oxidative disinfection) e apesar de não apresentar efeitos residuais quando a água é retirada da presença de luz, reduz o tempo de exposição necessário para inativação de microrganismos, como no caso de E.Coli, mostrado na FIGURA 18. (SODIS, 2003g, 2003o, 2003p, 2003q)

Águas com a bactéria *Shigella dysenteriae*, de difícil controle profilático devido à baixa concentração infectante, tem sua contaminação reduzida em 6 casas logarítmicas quando submetidas ao SODIS por 5 horas e quando o processo é realizado por 6 horas estas águas são totalmente isentas deste microrganismo (KEHOE et al, 2004)

No Brasil, estudos realizados por BRANDÃO (2000), na cidade de Brasília no sistema de batelada com diferentes tempos de exposição e água que apresentava turbidez de 110 NTU e concentração de coliformes totais de $10^6\text{UFC}(100\text{ml})^{-1}$ foram inativados 100% dos coliformes num tempo de exposição de 2 horas e temperatura da água de 50°C. E noutro estudo a autora obteve a desinfecção em sacolas plásticas com lâmina de 5cm e tempo de exposição de 3 horas para águas com concentração de E.Coli da ordem de 10^3 .

Neste também foi confirmada pela autora a maior eficiência de desinfecção obtida com o efeito conjunto de radiação e temperatura. (BRANDÃO et al, 2000)

Em Campinas – SP, LONDE (2002), para águas com turbidez 2NTU e cor 62uC, obteve a inativação de 100% dos coliformes totais, E.Coli e algas, medidas por meio de clorofila a, num período de exposição de 6 horas em um dia nublado.

KEHOE et al (2001), estudaram os efeitos da agitação periódica, turbidez, fundo de papel alumínio e volume das garrafas na inativação de E.Coli, com concentração inicial de $10^6(\text{UFC})\text{m}^{-1}$ com garrafas totalmente cheias de água, concluindo que a agitação das garrafas diminui o oxigênio dissolvido da água fazendo com diminua a taxa de inativação de microrganismos pela menor formação de peróxidos de hidrogênio; entretanto quando não há efeito térmico também não houve influência significativa da concentração de oxigênio dissolvido na eficiência do sistema.

As garrafas que tiveram a folha de papel alumínio apresentaram um decaimento na concentração de E.Coli 1,85 vezes maior que as garrafas que não tinham nada na parte inferior, fato atribuído à reflexão da luz na água atuando como um foto-sensibilizador (KEHOE et al, 2001). Não houve comparação com eficiência das garrafas pintadas de preto.

A turbidez máxima para a eliminação total das bactérias foi de 200NTU com tempo de exposição de 8,5h, em condições do sol durante todo o dia. Não houve influência do volume da garrafa para valores entre 500ml e 1500ml e o consumo da água deve ser feito no máximo em 24h devido ao recrescimento bacteriano. (KEHOE et al, 2001)

OATES et al (2003) realizaram testes no HAITI com apenas 2/3 da garrafa cheia de água e agitadas antes do início da desinfecção para aumentar o teor de oxigênio dissolvido, e utilizou como parâmetros de acompanhamento: a remoção de coliformes totais, E.Coli e bactérias redutoras de enxofre; além de comparar a intensidade de radiação solar teórica e real. As amostras apresentavam turbidez de 1,3NTU.

A inativação de 100% microrganismos ocorre com apenas 1 dia de exposição ao sol sob condições climáticas adequadas, porém devido as possíveis variações climáticas, com 2 dias de exposição ao sol não há risco de sobrevivência microbiológica.

Comparações entre as intensidades de radiação solar real e teórica também foram realizadas no Japão por SAITOH & EL-GHETANY (2002) com resultados semelhantes aos encontrados por OATES et al (2003), mostrado na FIGURA 19.

OATES et al (2003) destacam que se deve ter cuidados para utilização de dados teóricos devido à existência de microclimas nas diferentes regiões de mundo

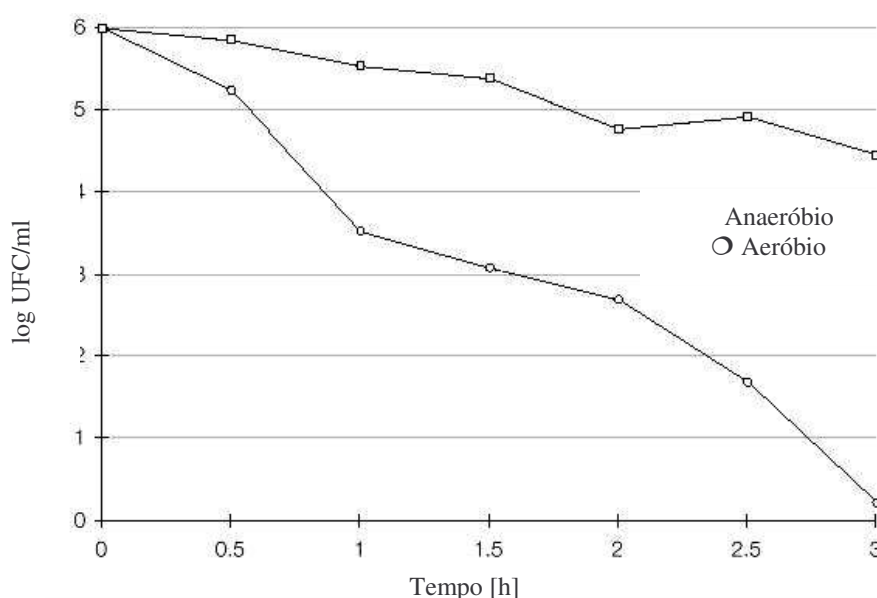


FIGURA 18 Inativação de *E.Coli* em condições aeróbias e anaeróbias (SODIS, 2003p)

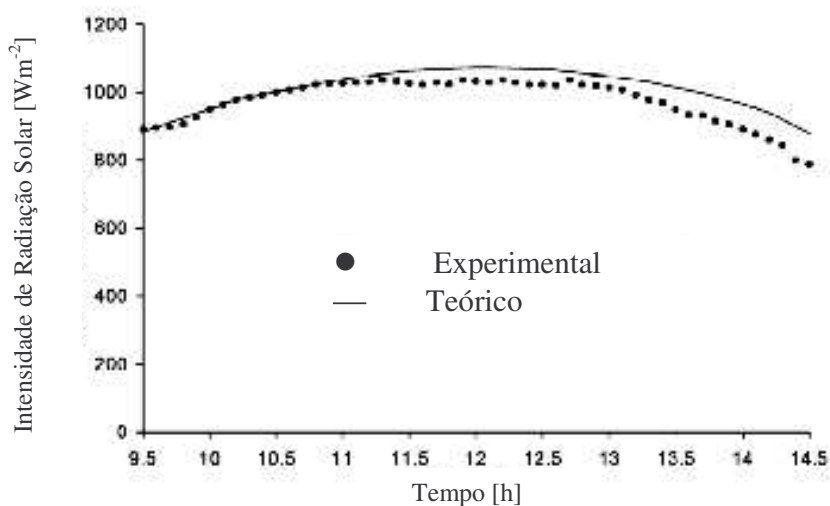


FIGURA 19 Comparação entre a intensidade de radiação solar experimental e obtida por modelo teórico durante um teste em 10 de junho de 1999 realizado por SAITOH & EL-GHETANY (2002)

3.7.4. Recomendações para utilização do SODIS

Apesar de ser um sistema simples, existem algumas recomendações que aumentam sua eficiência. Nas comunidades onde o SODIS foi implementado sem o treinamento da população, a eficiência era reduzida por motivos simples como as garrafas serem colocadas no sol pela manhã e a tarde ficarem na sombra de alguma casa, árvore ou encosto de cadeira (SODIS, 2003h).

Para garantir eficiência as garrafas devem ser preferencialmente de 1ℓ ou 2ℓ, semelhantes às utilizadas em refrigerantes, deve ser verificado se o fechamento hermético da garrafa não está danificado por defeito na tampa; lavar a garrafa interna e externamente; e pintar de preto a metade da garrafa que deverá ficar voltada para baixo no período de exposição.

É recomendado que se preencha todo o conteúdo para aproveitar o volume total da garrafa, e que o procedimento seja iniciado pela manhã para aproveitamento máximo da energia solar e conseqüentemente da eficiência; além disso, colocar as garrafas na horizontal e de preferência sobre placas onduladas ou o beiral de uma cobertura, com a metade pintada de preto para baixo, tendo o cuidado para garantir que no decorrer do dia não exista nada que faça sombra na garrafa, como árvores ou até mesmo que a garrafa gire e fique com a parte pintada de preto voltada para cima. Para o consumo, deve-se esperar que a temperatura volte ao natural e não se recomenda estocar água por mais que 1 dia, pois o SODIS não tem efeito residual e existe possibilidade do recrescimento de microrganismos (SODIS, 2003f, 2003h, 2003l).

Para aumentar a segurança do sistema OATES et al (2003) recomendam o uso de 3 garrafas com o consumo de apenas 1 garrafa por dia e depois retornando essa para o SODIS e retirando outra para consumo. Essa metodologia faz com que cada garrafa fique exposta ao sol por no mínimo 2 dias.

Quando forem utilizadas sacolas deve-se estabelecer a lâmina d'água e retirar o ar excedente pois com o aquecimento ocorre expansão deste podendo romper a embalagem (SODIS, 2003n).

3.8. Sistema de Desinfecção com Radiação Ultravioleta

A desinfecção por radiação ultravioleta atua por meio físico principalmente nos ácidos nucléicos dos microrganismos desencadeando reação fotoquímicas que os inativam. (DANIEL et al, 2001)

As principais dificuldades encontradas no desenvolvimento dessa tecnologia encontravam-se nos reatores e lâmpadas, atualmente já solucionadas, sendo esta uma tecnologia em crescente aplicação tanto para desinfecção de água como de efluente, demonstrando ser uma boa alternativa à cloração, principalmente após a descoberta dos problemas causados pela cloração, como subprodutos indesejáveis com propriedades cancerígenas, além da necessidade de altas dosagens e longo tempo de contato (SEVERIN, 1980; ZUKOVIS et al, 1986; DANIEL et al, 2001).

Apesar da mudança do mecanismo de ação o uso de bactérias do grupo coliforme com microrganismos indicador de qualidade é indicado por YIP & KONASEWICH (1972) que sugerem que a dose necessária para inativação desses seja maior que a necessária para eliminação de outros patógenos, sendo que SHABAN et al (1997) considera o grupo coliforme um indicador mais eficiente nos processos de radiação UV que na cloração.

O espectro ultravioleta corresponde a região com comprimento de ondas entre 40 e 400nm, com mostrou a FIGURA 13, e tem com subdivisão: vácuo (40 a 200nm), UV-C (200 a 280nm), UV-B (280 a 315nm) e UV-A (315 a 400nm) (KOLLER, 1952; SOBOTKA, 1993).

A maior eficiência como bactericida é encontrada no comprimento de onda igual a 253,7nm. (BOLTON, 1999), sendo considerado como intervalo ótimo para inativação de microrganismos a faixa de 245 a 285nm e para promover a fotólise de moléculas de água e oxidação por meio de radicais hidroxila ($\text{OH}\bullet$) e hidrogênio ($\text{H}\bullet$) o comprimento mínimo de onda é 190nm. (DANIEL et al, 2001)

A emissão de raios UV é feita por lâmpadas de arco de mercúrio com bulbo hermético de sílica ou quartzo com eletrodos de tungstênio nas extremidades facilitando a formação de arco elétrico. O gás presente no interior da lâmpada é inerte, geralmente argônio ou mercúrio. As lâmpadas de vapor de mercúrio com baixa pressão (0,001atm) são mais facilmente encontradas no mercado e 95% do seu espectro possui comprimento 253,7nm, como mostra a TABELA 8. (DANIEL et al, 2001)

TABELA 8 Distribuição de energia emitida por uma lâmpada bactericida. (HARM, 1980 citado por PIRES, 2002)

Comprimento de Onda (nm)	Porcentagem relativa de emissão dentro da região	
	248 a 365nm	248 a 313nm
248	0,1	0,1
254	95,2	97,4
265	0,1	0,1
280/289	0,1	0,1
297	0,3	0,3
302	0,2	0,2
313	1,8	1,9
334	0,1	-
365	2,0	-

3.8.1. Dose de Radiação Ultravioleta

A terminologia “dose de radiação” é análoga aos processos de cloração, sendo utilizada para representar a quantidade de radiação à que o microrganismo é exposto; calculada pelo produto entre a intensidade de emissão da lâmpada e o tempo de exposição em unidades de $\text{mWs}(\text{cm})^{-2}$ ou $\text{mJ}(\text{cm})^{-2}$ (EQUAÇÃO 21)

$$\text{dose} = I \cdot t \quad (21)$$

onde: dose : dose de radiação ultravioleta, $\text{Ws}(\text{cm})^{-2}$;

I : intensidade de radiação bactericida, $\text{W}(\text{cm})^{-2}$;

t : tempo de exposição, s;

A fração de sobrevivência N/N_0 é função direta de dosagem de radiação (EQUAÇÃO 22):

$$\frac{N}{N_0} = f(\text{dose}) \quad (22)$$

Onde N_0 e N são, respectivamente, densidade de microrganismos antes e depois da radiação ultravioleta, e;

$f(\text{dose})$ representa a função da dose.

SOMMER et al (1998) trabalhando com processo de desinfecção natural através da radiação ultravioleta solar, utilizando bacteriófagos e E.coli, concluíram que não há evidências para um tempo mínimo ou mínima intensidade de radiação ultravioleta, mas é

essencial que o produto destes dois parâmetros seja suficiente para a inativação. (PIRES, 2002)

Em um sistema de fluxo contínuo uma partícula pode ser submetida à variação de níveis de intensidade durante o período de exposição. A dose de uma partícula durante um pequeno intervalo de tempo $I \cdot dt$ e para o período é (EQUAÇÃO 23):

$$dose_w = \int_0^t I \cdot dt \quad (23)$$

onde w , refere-se à fração de distribuição de intensidades médias

A intensidade média que a partícula é submetida em relação ao período de exposição é definido como (EQUAÇÃO 24):

$$I_w = \frac{1}{t} \int_0^t I \cdot dt \quad (25)$$

De modo que a dose recebida por uma partícula é (EQUAÇÃO 26):

$$dose_w = (I_w) \cdot (t) \quad (26)$$

Nos sistemas tipo batelada onde o sistema é fechado, a dose, como o produto da intensidade pelo tempo de exposição é facilmente entendido.

A inativação de microrganismos é uma função exponencial com respeito a dosagem, em que parte da energia emitida pela fonte de radiação é absorvida por substâncias presentes na água como matérias dissolvidas, partículas em suspensão, e pela própria água. (PIRES, 2002) Esta absorção segue a lei de Beer-Lambert (SOBOTKA, 1993):

$$I = I_0 \cdot e^{-\alpha x} \quad (27)$$

onde: I : intensidade de radiação que passa através da camada de água, $W(\text{cm})^{-2}$;

I_0 : intensidade da radiação emitida pela fonte, $W(\text{cm})^{-2}$;

x : espessura da camada de água exposta à radiação, cm ;

α : coeficiente de absorção ou absorbância, cm^{-1} .

Considerando que na superfície da lâmina d'água ($x = 0$), a intensidade de radiação é máxima ($I = I_0$), desprezando a absorção pelo ar entre a fonte de radiação e a superfície da lâmina d'água, e que a intensidade é mínima na profundidade x , pode-se calcular a intensidade média (I_m) integrando a equação (27), resultando em:

$$I_m = \frac{\int_0^x I_o \cdot e^{-\alpha \cdot x} \cdot dx}{x} \quad (28)$$

Desta forma, a intensidade média resultante é mostrado na EQUAÇÃO 29 e o parâmetro coeficiente de absorção α é função da qualidade da água ou do efluente, turbidez e cor. (PIRES 2002)

$$I_m = \frac{I_0}{\alpha \cdot x} (1 - e^{-\alpha \cdot x}) \quad (29)$$

HILLS et al (2000) estudaram a desinfecção UV em efluentes de tratamento secundário seguido de filtração convencional para utilização em sistemas de irrigação por gotejamento, com dosagem de exposição aos raios UV de $100\text{mWs}(\text{cm})^{-2}$, o sistema é viável, mesmo sendo esta uma aplicação que exige qualidade adequada da água devido ao entupimento dos emissores de gotejamento.

ROBINSON & ADAMS (1978) estudaram a aplicação da radiação UV em águas para irrigação e notaram que as condições reais podem reduzir a eficiência do sistema quando comparado aos resultados em laboratório devido a presença de partículas suspensas e outros materiais presentes no manancial de captação de água.

POZOS et al (2004) estudaram o biofilme formado em reatores UV, comparando com reatores onde não foram acesas as lâmpadas. Nos reatores com emissão de radiação UV a concentração de E.Coli era menor entretanto a densidade de bactérias no biofilme formado era a igual em ambos os reatores assim como a concentração de bactérias heterotróficas.

A empresa SPRINGWAY (2002), produtora de sistemas de potabilização de águas divulga as doses de radiação UV na mostradas na TABELA 9 como adequadas para inativação de 99,9% dos microorganismos.

Tabela 9 Dose de Radiação UV com comprimento de onda de 253,7µm para inativar 99,9% dos microorganismos (SPRINGWAY, 2002)

	Microorganismo	Dose de UV [$\mu\text{Ws}(\text{cm})^{-2}$]
Bactérias	<i>Bacillus Antracis</i>	8500
	<i>Clostridium tetani</i>	22000
	<i>Escherichia coli</i>	7000
	<i>Mycobaterium tuberculosis</i>	10000
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	3900
	<i>Salmonella enteritidis</i>	7600
	<i>Shigella dysenteriae</i>	4200
	<i>Vibrio cholerae</i>	6500
Algas	<i>Chlorella vulgaris</i>	22000
Vírus	<i>Bacterophage</i>	6600
	<i>Hepatitis vírus</i>	8000
	<i>Influenza vírus</i>	6600
	<i>Poliovirus</i>	21000
	<i>Rotavirus</i>	24000
Fungos	<i>Fungos de Baxter</i>	8800
	<i>Fungos de Brewer</i>	6600
	<i>Colônias de fungos comuns</i>	13200
	<i>Saccharomyces var. ellipsoides</i>	13200
	<i>Saccharomyces sp</i>	17600

3.8.2. Influência da Exposição aos Raios Ultravioleta na Presença de THM em águas.

O uso da cloração como desinfetante de águas está diretamente ligado à formação de THM, como já foi relatado até então, os métodos de remoção de precursores, consistem na remoção de matéria orgânica, entretanto no caso de fertirrigação com produtos orgânicos este método é inviável, uma vez que o objetivo principal é a aplicação desta diretamente nas culturas. (SCHWANKL & McGOURT, 1992),

Outro método sugerido pelos autores ROOK (1976) e SOARES & MAIA (1999) é a utilização de desinfetantes alternativos, sendo a exposição a raios UV indicado para desinfecção de águas e não formador de THM. (CAIRNS, 1995; SOARES & MAIA, 1999 e AMIRSARDARI et al, 2001)

O tratamento UV tem sido empregado como alternativa economicamente viável à cloração, uma vez que os estudos sobre exposição ao UV mostram que há não efeitos mutagênicos sobre organismos presentes no efluente deste tratamento nem formação de

THM. Nas instalações que utilizam UV a eficiência deste deve ser imediata, devido ao baixo tempo de retenção e ao tratamento UV não tem efeito residual. (CAIRNS, 1995)

GALLARD & GUNTEN (2001) fazendo pré-tratamento da água com exposição a raios UV e luz visível seguida da cloração de amostra coletadas em poços com profundidade de 32m, concluíram que a exposição aos raios UV não altera o potencial de formação de THM, apenas aumenta da demanda de cloro livre (FIGURA 20)

Os pré-tratamentos como exposição ultravioleta ou ozônio e filtração direta em seguida reduz a concentração inicial de THM em 90% e as concentrações do efluente são inferiores aos encontrados em plantas convencionais que utilizam a cloração. (AMIRSARDARI et al., 2001)

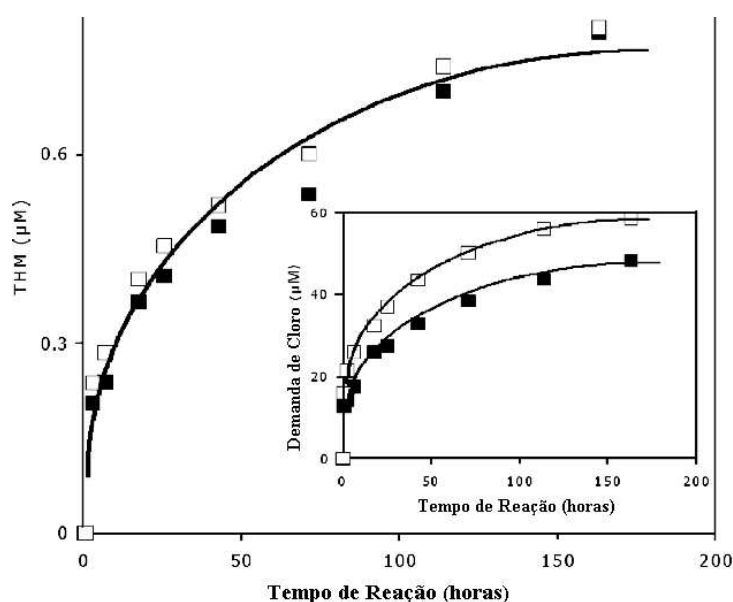


FIGURA 20 Efeito do tratamento UV na formação de THM e na demanda de cloro livre (■ amostras não expostas ao UV, □ amostras expostas ao UV)

3.9. Padrões de Qualidade de Água

A qualidade da água deve atender, no mínimo, os padrões exigidos para a finalidade a que estará sendo destinada.

Nesta condição a minimização do custo de tratamento de água podem ser realizados com o estabelecimento de diferentes padrões de qualidade e o reúso desta.

3.9.1. Padrão de Potabilidade da Água

As águas destinadas ao consumo humano devem ser distribuídas à população sem o risco de veiculação de doenças e com condições organolépticas adequadas, a regulamentação é feita pela Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde.

A legislação citada define como água potável: “Água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão e não ofereça riscos à saúde” (BRASIL, 2004).

Tabela 10 Padrão de Potabilidade de Água, adaptado da Portaria MS 518/04

Parâmetro	Unidade	VMP
pH	-	Entre 6,0 e 9,5
pH para cloração	-	< 8,0
Cor	uH (mg[PtCo]ℓ ⁻¹)	15
Turbidez – após filtração lenta	UT	2,0
Turbidez – água distribuída	UT	5,0
Ferro	mgℓ ⁻¹	0,3
Manganês	mgℓ ⁻¹	0,1
Coliformes Totais – saída do tratamento	NMP(100mℓ) ⁻¹	Ausência em 100mℓ
E.coli – água para consumo humano	NMP(100mℓ) ⁻¹	Ausência em 100mℓ
Cloro Residual Livre	mgℓ ⁻¹	2,0
Cloro Residual Livre – após desinfecção	mgℓ ⁻¹	mínimo de 0,5
Triometanos	mgℓ ⁻¹	0,1

O padrão de potabilidade é definido no capítulo 4 do anexo da portaria, que estabelece os parâmetros com controle obrigatório e também algumas recomendações; que poderão se tornar obrigatórios em futuras revisões dessa portaria. Além da quantificação dos valores máximos de cada parâmetro, os resultados apresentados devem ser representativos e para isso é estabelecido um plano de amostragem baseado tanto na população atendida como no tipo de manancial onde a água é captada e a forma de distribuição. Para os parâmetros que serão estudados nesta pesquisa os valores máximos permitidos são apresentados na TABELA 10.

3.9.2 Padrão de Lançamento em Corpos d'água

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, através da resolução 357/2005, estabelece padrões para enquadramento dos corpos d'água classificados como “água doce” (salinidade < 0,5%) conforme os usos a que se destinam, como mostra a TABELA 11. (BRASIL, 2005)

TABELA 11 Classificação das Águas Doces em função dos Usos Preponderantes do CONAMA 357/05

USO	CLASSES				
	Especial	I	II	III	IV
Abastecimento Doméstico	X (a)	X (b)	X (c)	X (d)	
Preservação das Comunidades Aquáticas	X				
Recreação de Contato Primário		X	X		
Recreação de Contato Secundário				X	
Proteção de Comunidades Aquáticas		X (b)	X		
Irrigação de Culturas Consumidas Cruas		X			
Irrigação de Culturas (ex. hortaliças)			X		
Irrig. de Cult. Arbóreas/Cereais/Forragens				X	
Aqüicultura			X		
Pesca			X		
Pesca Amadora				X	
Dessedentação de Animais				X	
Navegação					X
Harmonia Paisagística					X

(a) com desinfecção, (b) após tratamento simples, (b) também em terras indígenas, (c) após tratamento convencional (d) após tratamento convencional ou avançado

A qualidade dos efluentes no momento do despejo também é controlada, não sendo permitido a diluição com águas consideradas não poluídas como potável, do mar, de refrigeração, etc. Para os parâmetros que serão estudados nesta pesquisa os valores máximos permitidos são apresentados na TABELA 12. (BRASIL, 2005)

Tabela 12 Padrão de Qualidade do Efluente a ser Lançado, adaptado do CONAMA 357/05 Capítulo IV

Parâmetro	Unidade	VMP
pH	-	Entre 5 e 9
Temperatura	°C	40
Ferro Solúvel	mgℓ ⁻¹	15
Manganês Solúvel	mgℓ ⁻¹	1
Sólidos em Suspensão	mgℓ ⁻¹	Ausência
Clorofórmio	mgℓ ⁻¹	1

Além dos parâmetros máximos listados na TABELA 12 o efluente não pode fazer com que o enquadramento do corpo d'água (TABELA 13) não seja alterado após a diluição. A classe especial por ser destinada a manutenção paisagística e ao abastecimento doméstico sem qualquer tipo de tratamento não deve apresentar coliformes totais e não é permitido o despejo de efluente algum, independente da qualidade e a temperatura de qualquer corpo d'água não deve variar mais que 30°C após a diluição do efluente. (BRASIL, 2005)

SPERLING (1996) apresenta o balanço de carga e vazão para diluição na equação 30, sendo então possível calcular a concentração máxima do efluente a ser despejado.

$$C_f Q_f = C_{efl} Q_{efl} + C_{rio} Q_{rio} \quad (30)$$

onde: C_f – concentração da substância estudada no rio após diluição

Q_f – vazão do rio após diluição

C_{efl} – concentração da substância no efluente antes diluição

Q_{efl} – vazão de descarga do efluente

C_{rio} – concentração da substância estudada no rio antes da diluição

Q_{rio} – vazão do rio antes da diluição

Tabela 13 Padrão de Enquadramento do Corpos d'Água, adaptado do CONAMA 357/05

Parâmetro	Unidades	CLASSES - VMP			
		I	II	III	IV
pH	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Cor	uH	Constante	75	75	-
Turbidez	NTU	40	100	100	-
Ferro Solúvel	mgℓ ⁻¹	0,3	0,3	5,0	-
Manganês	mgℓ ⁻¹	0,1	0,1	0,5	-
OD	mgℓ ⁻¹	> 6,0	> 5,0	> 4,0	> 2,0
DBO₅	mgℓ ⁻¹	< 3,0	< 5,0	< 10,0	-
Sólidos Suspensos	-	Visualmente Ausente			
E.coli	NMP(100mℓ) ⁻¹	200	1.000	2.500	-
Cloro Residual	mgℓ ⁻¹	0,01	0,01	-	-

3.9.3. Qualidade da Água para Irrigação Localizada:

De uma maneira geral a qualidade da água refere-se à existência de impurezas de origens físicas, químicas e biológicas. Estes aspectos interferem diretamente na eficiência

dos sistemas de irrigação localizada, podendo causar entupimento dos emissores e assim prejudicar a uniformidade de distribuição de água do equipamento.

No sentido de dar uma orientação de caráter quantitativo, NAKAYAMA & BUCKS (1986), propuseram uma classificação da água, indicando critérios para avaliação do risco de entupimentos de emissores, apresentados na TABELA 14.

A TABELA 14 de acordo com o trabalho de PITTS et al (1990) foi acrescentado o item dureza, com valor de risco baixo para dureza menor que $150\text{mg}\ell^{-1}$; risco moderado para o intervalo entre 150 e $300\text{mg}\ell^{-1}$ e risco severo para dureza maior que $300\text{mg}\ell^{-1}$.

As principais causas de entupimento se devem as partículas em suspensão na água que são maiores que o orifício do gotejador, sendo que as pesquisas têm mostrado que mesmo utilizando águas com mais de $500\text{mg}\ell^{-1}$ de sólidos em suspensão o entupimento pode ser evitado a medida que o tamanho das partículas forem maiores que a malha dos elementos filtrantes. (PITTS et al, 1985)

Tabela 14 Influência da qualidade da água no surgimento de problemas de obstrução de gotejadores (NAKAYAMA & BUCKS, 1986)

Problemas	Unidades	Grau de Restrição de Uso		
		Baixa	Moderada	Severa
Parâmetros Físicos				
Sólidos Suspensos	mgℓ ⁻¹	< 50	50 - 100	> 100
Parâmetros Químicos				
pH	-	< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0
Sólidos Solúveis	mgℓ ⁻¹	< 500	500 - 2000	> 2000
Manganês	mgℓ ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ferro	mgℓ ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Sulf. de Hidrogênio	mgℓ ⁻¹	< 0,5	0,5 – 2,0	> 2,0
Parâmetros Biológicos				
Pop. Bacterianas	UFC(mℓ) ⁻¹	< 10 ⁴	10 ⁴ – 5 x 10 ⁴	> 5 x 10 ⁴

Por esse motivo a turbidez, quando usada com único parâmetro de avaliação da qualidade da água é apenas um indicativo da possibilidade de entupimento, devendo ser usada em conjunto com análises de sólidos suspensos para ser obter uma estimativa real da possibilidade de entupimento dos gotejadores (GILBERT & FORD, 1986).

Os constituintes biológicos da água, (bactérias e algas) mesmo sendo menores que o orifício do gotejador podem causar entupimento dos gotejadores, pois se combinam com partículas de silte e argila formando aglomerados e também podem causar precipitação de manganês, ferro e enxofre. (PITTS et al, 1990)

Outra finalidade do controle da qualidade da água é a não veiculação de doenças, tendo como padrão, definido pela Portaria 21 de 19/12/1991 do Centro de Vigilância Sanitária da Saúde do Estado de São Paulo, o limite para a irrigação em hortaliças e frutas rasteiras ou de consumo in natura, o limite de 1000 coliformes fecais em 100mℓ de amostra.

4. Materiais e Métodos

4.1. Características Gerais

A instalação piloto para a investigação experimental, foi montada no Campo Experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP localizado no município de Campinas, SP, Brasil (Latitude 22°49'05"S e Longitude 47°04'40"W), que recebe no verão a intensidade média de radiação solar total de $763,17\text{Wm}^{-2}$ e no inverno $471,98\text{Wm}^{-2}$, calculado com dados referentes aos últimos 30 anos pelo CIAGRO - Centro de Ecofisiologia e Biofísica (2001).

O afluente do experimento consistiu no esgoto sanitário com tratamento secundário, realizado em reatores anaeróbios e leitos cultivados (constructed wetlands), sendo a primeira parcela com polimento utilizando pré-filtro de pedregulho e filtro lento, a segunda utilizando pré-filtro de pedregulho e filtro lento com carvão, em seguida o efluente foi submetido à processos de desinfecção por radiação ultravioleta, radiação solar (SODIS) e cloração.

O esquema da instalação é mostrado na FIGURA 21, formado por sistemas de filtração em múltiplas etapas e de desinfecção utilizando radiação ultravioleta, radiação solar (SODIS) e solução de hipoclorito de sódio.

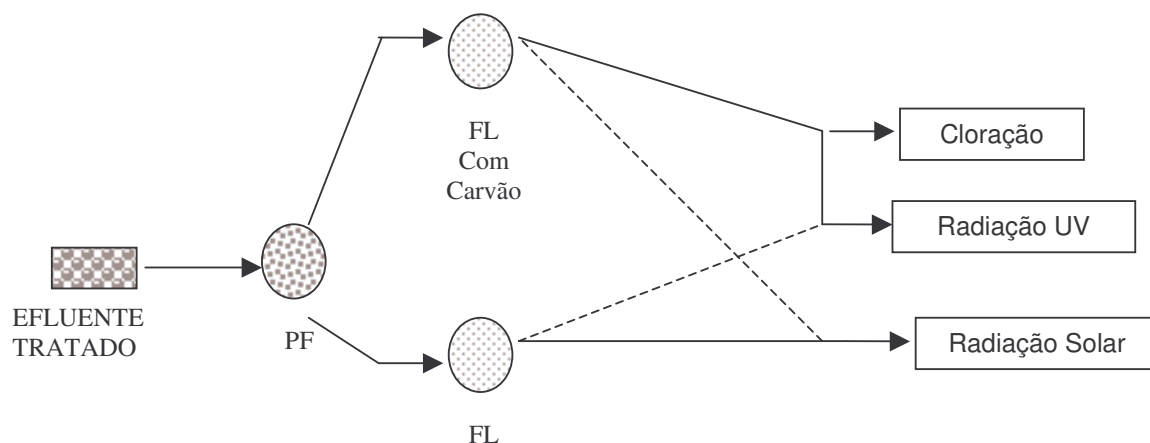


Figura 21 – Fluxograma da Instalação Piloto

A qualidade deste efluente com tratamento terciário realizado em leitos cultivados (wetlands) e polido apenas com filtração lenta já foi estudada por LONDE (2002) sendo

adequada para os processos de desinfecção propostos. Os resultados obtidos pela pesquisadora são mostrados na TABELA 15.

TABELA 15 Valores médios parâmetros analisados do polimento do efluente tratado com taxas de filtração de 3md^{-1} (LONDE, 2002)

Parâmetros	Efluente após reatores anaeróbios e wetlands	Efluente após reatores anaer., wetlands e FL
Turbidez (NTU)	10,22	3,69
Cor (uH)	112,00	69,35
Sólidos Suspensos Totais ($\text{mg}\ell^{-1}$)	0,76	0,29
Oxigênio Dissolvido ($\text{mg}\ell^{-1}$)	2,07	2,06
Ferro ($\text{mg}\ell^{-1}$)	1,06	1,16
Manganês ($\text{mg}\ell^{-1}$)	0,11	0,18
pH	6,93	7,04
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27,58	25,80
DQO ($\text{mg}\ell^{-1}$)	98	84
DBO ₅ ($\text{mg}\ell^{-1}$)	76	76
Coliformes Totais ($\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$)	6×10^6	9×10^5
E. Coli ($\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$)	1×10^6	1×10^5

4.2. Composição do Sistema de Filtração em Múltiplas Etapas.

O sistema de filtração em múltiplas etapas – FIME constituiu-se de um pré-filtro de pedregulho de fluxo ascendente e dois filtros lentos, um de com areia e carvão ativado granulado e outro apenas com areia, como mostra a FIGURA 22.

4.2.1. Pré-filtro de Pedregulho

O pré-filtro de pedregulho, denominado PF, possuiu forma cilíndrica, constituída de polietileno com diâmetro 0,6m e altura útil de 1,2m, apresentando seção circular de $0,28\text{m}^2$. O fundo do recipiente era cônico onde foi apoiada uma grade metálica com a função de suportar o meio filtrante, como mostra a FIGURA 23.



Figura 22 Vista geral dos filtros em fase de montagem

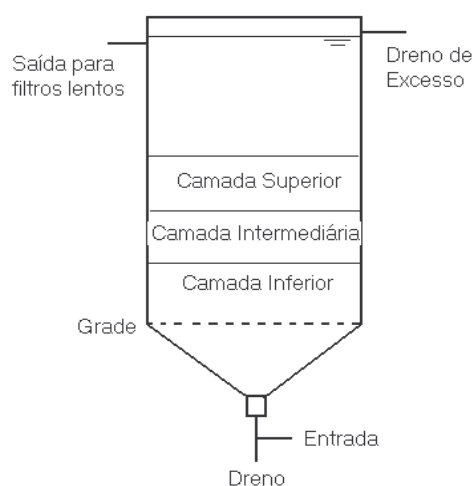


Figura 23 Esquema Construtivo Do Pré Filtro

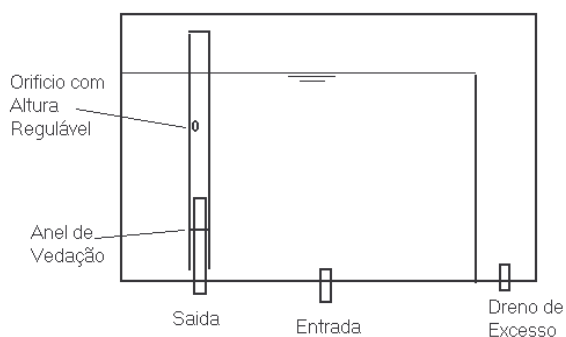


Figura 24 Esquema do dosador do pré-filtro



Figura 25 Foto do dosador do Pré-filtro de Pedregulho

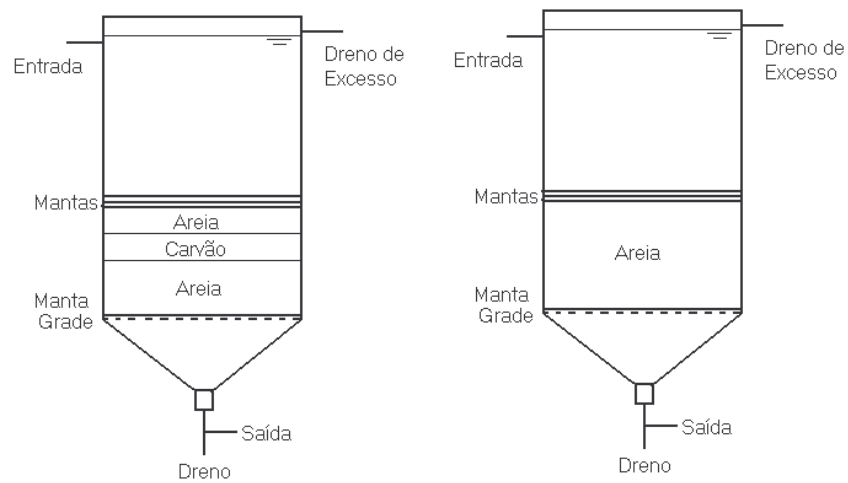


Figura 26 Esquemas construtivos dos filtros lentos

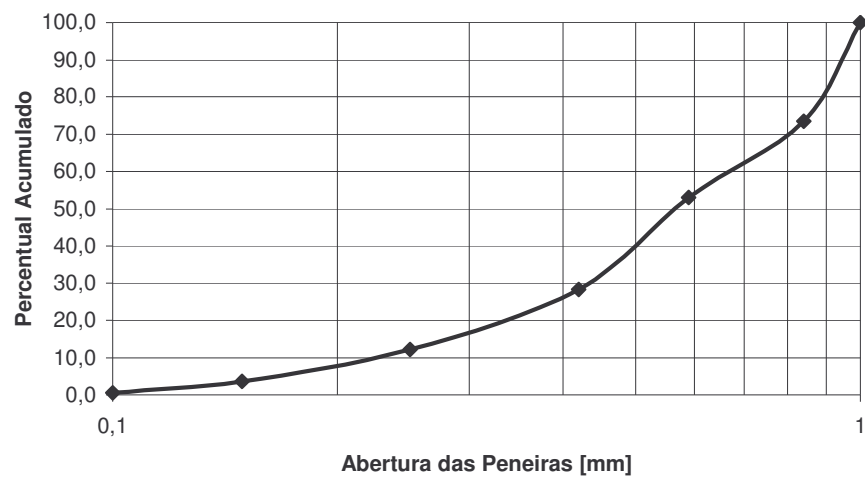


Figura 27 Curva granulométrica da areia dos filtros lentos

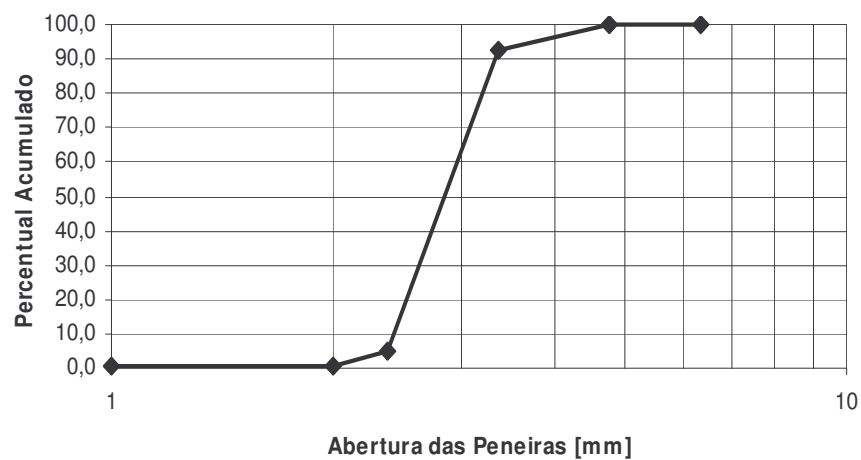


Figura 28 Curva granulométrica do carvão ativado do filtro lento

A alimentação do PF foi feita por um dosador, utilizado por LONDE (2002) composto por uma caixa onde o afluente do PF foi admitido por um orifício mantido sob carga hidráulica constante, de modo que teremos neste projeto a taxa de pré-filtração e 9md^{-1} ;

Na FIGURA 24 é apresentado o esquema da caixa de distribuição e na FIGURA 25 uma fotografia da mesma.

O meio filtrante do PF se constituiu por 3 camadas de pedregulho, cada uma com 0,25cm de espessura, maior granulometria na camada inferior e menor granulometria na camada superior. A TABELA 16 mostra a composição das 3 camadas do PF.

Tabela 16 Meio Filtrante do Pré-Filtro de Pedregulho

	Material Granular (mm)	Espessura (m)
Camada Superior	3,2 a 6,4	0,25
Camada Intermediária	6,4 a 19,0	0,25
Camada Inferior	19,0 a 31,0	0,25

4.2.2. Filtros Lentos

A estrutura construtiva dos filtros lentos foi a mesma utilizada no pré-filtro de pedregulho, sendo colocada sobre a grade uma camada de manta sintética não tecida para atuar como suporte do meio filtrante, conforme recomenda FERRAZ & PATERNIANI (2002). As características da manta utilizada são as mesmas mostradas na TABELA 2.

O meio filtrante do filtro lento de areia denominado FL1 foi composto de 3 mantas sintéticas não tecidas na superfície superior onde se desenvolveu o schmutzdecke e uma camada de areia com espessura de 0,40m e o meio filtrante do filtro lento de areia e carvão, doravante chamado de FL2 também foi composto de 3 mantas sintéticas não tecidas na superfície superior, sendo que existe logo abaixo das mantas uma camada de areia com 0,10m de espessura, abaixo desta uma camada intermediária de carvão ativado granulado com espessura de 0,10m, e uma camada inferior de areia com espessura de 0,20m, totalizado a espessura de 0,40m. (FIGURA 26)

A areia utilizada como meio filtrante foi do tipo grossa, comumente usada em obras de construção civil, peneirada em malha com abertura de 1mm e com a curva granulométrica mostrada na FIGURA 27.

A curva granulométrica da areia apresentou diâmetro efetivo, $D_{10}= 0,225\text{mm}$ e coeficiente de desuniformidade, $D_{60}/D_{10}= 3$, adequados à filtração lenta, segundo DI BERNARDO et al (1999) que recomendam D_{10} entre 0,15 e 0,25mm e D_{60}/D_{10} entre 2 e 5. Seguiu-se, também a recomendação de DI BERNARDO et al (1999) de modo que o maior grão passou pela malha de 1,00mm e o menor grão ficou retido na malha de 0,08mm.

O carvão ativado apresentou a curva granulométrica mostrada na FIGURA 28, que concentra as partículas na faixa entre 2 e 4mm, adotada nesta pesquisa por ser o carvão granular mais facilmente encontrado comercialmente.

A alimentação dos filtros foi feita por uma caixa de derivação que dividiu o fluxo efluente do PF através de orifícios sob carga hidráulica mantida constante devido ao excesso de efluente extravasar pelo vertedor; assim uma vazão constante que entra nos tubos pelos orifícios é dividida igualmente entre o FL1 e o FL2. Um esquema do dosador é mostrado nas FIGURAS 29 e 30. No ponto de coleta efluente dos FL1 e FL2 instalou-se uma válvula de drenagem que pode ser utilizada tanto para drenagem como para enchimento dos filtros no sentido contrário ao fluxo normal para evitar o aparecimento de bolsões de ar e em seguida dois sifões que mantêm uma lâmina d'água sobre a manta sintética não tecida mesmo quando não há fluxo e após estes as tubulações convergem para o sistema de desinfecção e um funil para manter descarga livre e coleta de amostras. (FIGURAS 31, 32 e 33).

A perda de carga nos FLs foi medida pelo desnível entre a lâmina d'água livre e a saída dos filtros, em descarga livre.

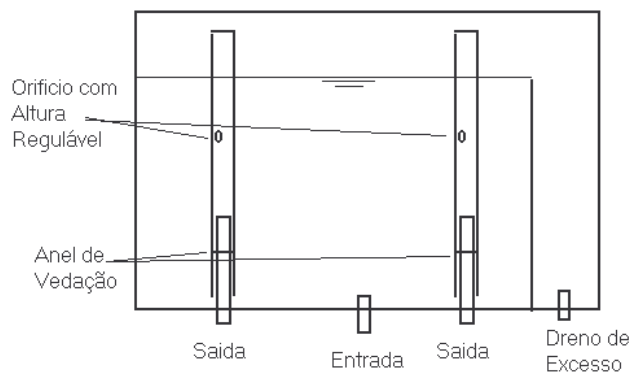


Figura 29 Esquema da caixa de derivação de entrada dos filtros lentos



Figura 30 Foto da caixa de derivação de entrada dos filtros lentos

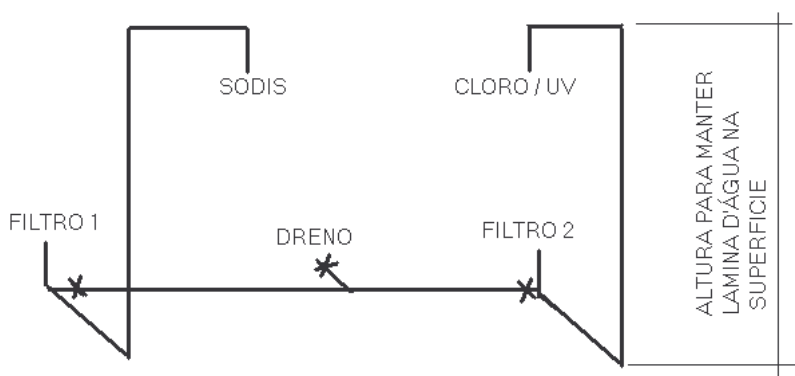


Figura 31 Esquema da instalação para coleta do efluente dos filtros lentos



Figura 32 Foto sistema de coleta do efluente dos filtros lentos



Figura 33 Foto sistema de drenagem dos filtros lentos

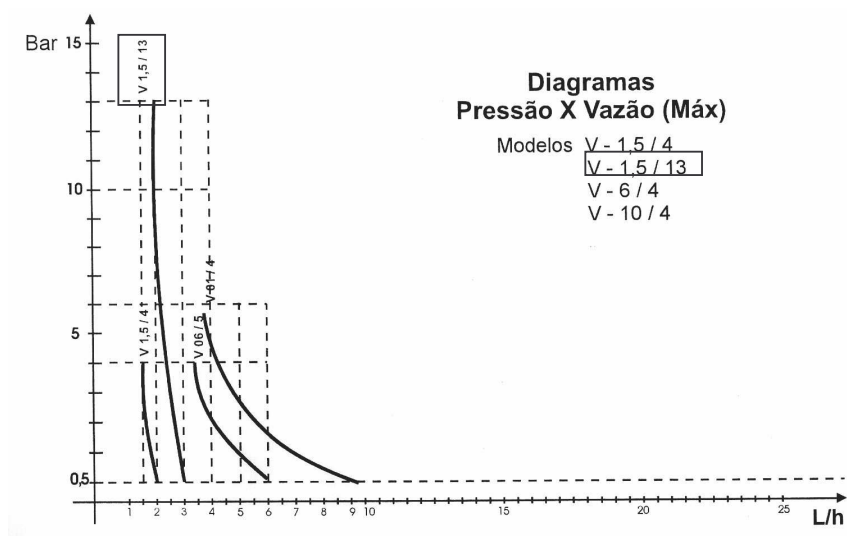


Figura 34 Curva da Bomba

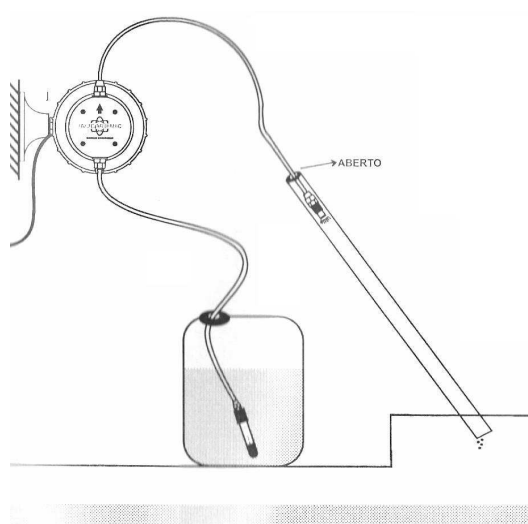


Figura 35 Instalação



Figura 36 Foto da caixa de contato usada na desinfecção com hipoclorito de sódio (PIRES, 2002)

4.3. Sistemas de Desinfecção

4.3.1. Cloração

A cloração foi realizada em fluxo contínuo, com dosagens ajustadas para que a concentração de cloro residual livre fosse próxima à $2\text{mg}\ell^{-1}$.

A escolha do hipoclorito de sódio como composto utilizado devido a facilidade de manuseio, baixo custo, e possibilidade de comparação de resultados com outros estudos uma vez que o produto químico em questão foi utilizado em diversas pesquisas, deste modo o sistema de desinfecção por cloração foi constituído por uma bomba dosadora e uma caixa de contato para aplicação e mistura do hipoclorito do sódio no efluente.

A bomba dosadora utilizada foi fabricada pela INJETRONIC modelo V-1,5/13, e opera acionada eletricamente com o deslocamento da solução clorada realizado por meio de um diafragma.

Os parâmetros da bomba são mostrados na TABELA 17 e na FIGURA 34.

Tabela 17 Dados da Bomba dosador de Cloro (INJETRONIC, 2004)

Vazão mínima [ℓh^{-1}]	0,045
Vazão máxima [ℓh^{-1}]	1,5
Pressão Máxima [bar]	13,0
Injeções por minuto (mínima)	3
Injeções por minuto (máxima)	100
Volume de cada Injeção [$\text{m}\ell$]	0,25
Tensão de alimentação [V]	220
Frequência de alimentação [Hz]	56 – 60
Potência [w]	38
Corrente elétrica [A]	0,16
Fusível [A]	1,0
Peso [kg]	2,7

A instalação da bomba dosadora de cloro é mostrada na FIGURA 35, conforme manual fornecido pelo fabricante.

Após a aplicação do cloro existiu uma caixa de contato com chicanas para que se avalie a ação do cloro no efluente após o tempo de contato de 30min

A caixa de contato utilizada foi estudada por PIRES (2002) consiste em um canal com dimensões externas 120 x 40 x 10cm e subdivide-se com chicanas. A FIGURA 36 apresenta a da caixa de contato, que possui segundo o autor comportamento tipo pistão.

4.3.1.1. Cálculo da Concentração de Hipoclorito de Sódio.

Adotou-se o valor da concentração de cloro necessária no efluente final de $2\text{mg}\ell^{-1}$, porque de acordo com a Portaria MS 518/2004 deve-se ter uma concentração de 1 a $2\text{mg}\ell^{-1}$ de cloro livre nas tubulações de água para o controle bacteriológico preventivo.

A fonte de cloro utilizada foi o hipoclorito de sódio (12%) que para CLARK & SMAJSTRLA (1992), é a forma mais conveniente e segura de utilização do cloro.

O cálculo para a concentração necessária no tanque da bomba dosadora para conhecimento da quantidade de hipoclorito a ser adicionada ao efluente sem considerar a demanda de cloro no processo de desinfecção, foi feita da seguinte maneira:

- Concentração na água desinfetada (C_d) – $2\text{mg}\ell^{-1}$
- Concentração natural de cloro no efluente tratado (C_i) – $0\text{mg}\ell^{-1}$
- Concentração no tanque da bomba dosadora (C_b) - ?
- Vazão do sistema de desinfecção por cloração (Q_d) – $35\ell\text{h}^{-1}$
- Vazão da bomba dosadora (Q_b) – $1\ell\text{h}^{-1}$
- Vazão total ($Q_t = Q_d + Q_b$) – $36\ell\text{h}^{-1}$

Assim deveríamos ter uma solução com $72\text{mg}\ell^{-1}$ de hipoclorito de sódio, como mostrado na EQUAÇÃO 31:

$$\begin{aligned} (C_i * Q_d) + (C_b * Q_b) &= (C_d * Q_t) \\ C_b &= \frac{(C_d * Q_t)}{Q_b} = \frac{(2 * 36)}{1} = 72\text{mg}\ell^{-1} \end{aligned} \quad (31)$$

Considerando que na solução inicial apenas 12% é de hipoclorito de sódio (120.000ppm); no tanque de solução, com volume de 50 litros, é $30\text{m}\ell$, como mostrado na EQUAÇÃO 32.

$$\frac{(V_{\text{solução}} * 0,12)}{50\text{l}} = \frac{(72\text{mg}\ell^{-1})}{1000} \Rightarrow V_{\text{solução}} = 30\text{ml} \quad (32)$$

Mas de acordo com BRANCO (1978), para se determinar corretamente o teor de cloro residual livre deve-se levar em consideração dois fatores importantes: se a água não possui compostos nitrogenados e a carga orgânica presente nesta. Se a água contém tais compostos isto resultará na formação de cloraminas e portanto deverá ser aplicado um

excesso de cloro para a destruição dos compostos e monitorar por meio de análises no efluente da caixa de contato se a dosagem é adequada.

Atendendo tal citação na literatura fez um pequeno ajuste na vazão da bomba dosadora, mantendo estão aproximadamente em $1,2\text{h}^{-1}$

4.3.2. Radiação Ultravioleta

O reator para desinfecção com radiação UV operou com uma lâmpada submersa no fluxo que água que ocorre por um tubo cilíndrico com diâmetro de 6,5cm e comprimento de 85cm, construído em aço inox com uma lâmpada bactericida no interior de diâmetro 2,5cm, possuindo volume interno útil de aproximadamente 2,4 litros.

As disposições das conexões de entrada e saída de água, diametralmente opostas, de modo a manter o reator sempre cheio para evitar o aquecimento excessivo da lâmpada. A FIGURA 37 mostra o esquema geral do reator e a FIGURA 38 uma foto do equipamento.

4.3.2.1. Intensidade da radiação ultravioleta

Para aferição da intensidade da radiação ultravioleta emitida pela lâmpada e que atinge a superfície externa do tubo do reator foi confeccionado uma janela com lente de cristal de quartzo onde colocado o sensor de um radiômetro da marca “Instrutherm”, modelo RS232 MRUR-203, que mede a intensidade de radiação UV, em $\text{mW}(\text{cm}^{-2})$, no comprimento de onda de 254nm.

Este ponto de medição representa a superfície externa do tubo e oposta à lâmpada bactericida, portanto neste o ponto de menor intensidade de radiação, fornecendo assim uma segurança maior na garantia da eficiência pois todos os outros pontos receberam mais energia radiante que no ponto de medição.

4.3.3. Desinfecção Solar - SODIS

Este sistema de desinfecção operou em fluxo contínuo, sem qualquer tipo de restrição de fluxo, com início do processo, aproximadamente a partir das 9 horas da manhã, momento em que se iniciava o fluxo de efluente tratado, sendo coletadas amostras com tempo de detenção de 4h, com altura da lâmina d'água de 6cm.

A desinfecção solar da água tem resultados comprovadamente adequados para a região de Campinas nos processos em batelada (SILVA, 2004), sendo uma das restrições desse processo a escala do sistema.

Os processos em fluxo contínuo vêm sendo estudados pela EAWAG/SANDEC em países como Costa Rica, México e Colômbia, sendo utilizado como parâmetros de processo a altura da lâmina d'água, entre 4 e 8cm, o tempo de detenção hidráulico teórico, entre 4 e 6h e a temperatura do efluente, aprox. 50°C. (WEGELIN, 2000)

Dentre os parâmetros acima citados a temperatura é a única que torna o sistema mais complexo pela necessidade do controle do fluxo, nesta pesquisa existe a particularidade do fluxo cessar durante a noite, portanto optou-se por não controlar o fluxo e apenas monitorar a temperatura da entrada e saída do efluente no reator solar ao longo do dia.

Adotou-se tempo de detenção teórico de 4h e um reator com fundo preto, e laterais e cobertura de acrílico, constituído por 5 canais de largura 0,22m com comprimento total de 10m (FIGURAS 39 e 40). Sendo o controle da altura da lâmina d'água controlada pela altura de vertedores instalados na entrada e saída do reator (FIGURA 41)

Com as características físicas do reator temos o tempo de detenção hidráulica teórico em função da lâmina d'água e da taxa de filtração dos filtros lentos, como mostra a EQUAÇÃO 33. A FIGURA 42 mostra um gráfico do tempo de detenção

$$t = \frac{b * L * h}{Q} = \frac{0,22 * 10 * h}{Q} \quad (33)$$

onde: t = tempo de detenção teórico, em s;

b = largura do canal, 0,22m;

L = comprimento total do canal, 10m;

Q = vazão do filtro lento, $9,72 \times 10^{-6} \text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (1 filtro); $1,944 \times 10^{-5} \text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (2 filtros)

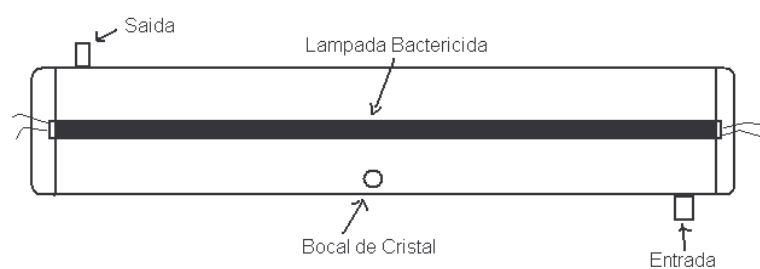


Figura 37 Esquema Geral do Reator UV



Figura 38 Foto do Reator UV



Figura 39 Esquema do Reator Solar



Figura 40 Foto do Reator Solar (sem a placa superior)



Figura 41 Vertedores de Entrada e Saída do Reator Solar

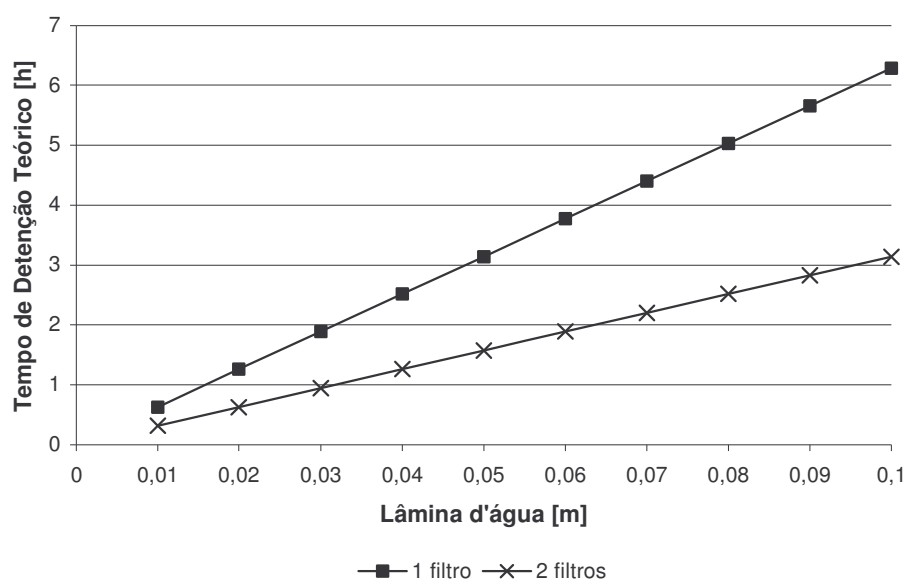


Figura 42 Tempo de Detenção Teórico do Reator Solar

4.4. Ajustes Preliminares e Caracterização da Instalação Experimental

4.4.1. Curva de Calibração do Dosador do Pré Filtro

A vazão afluyente para o PF foi regulada através da variação da altura de um orifício ($\phi = 6\text{mm}$) de descarga livre localizado em um tubo de PVC, que se encontrava dentro de uma caixa de distribuição. A obtenção dos dados experimentais foi realizada por meio do método volumétrico.

As respectivas alturas do orifício em relação ao nível de água da caixa (h) para cada vazão do filtro, podem ser calculadas através da EQUAÇÃO 34:

$$Q = Cd.A.\sqrt{2gh} \quad (34)$$

onde: Q= vazão (m^3s^{-1})

Cd= Coeficiente de descarga = 0,82 (em geral)

A= área do orifício = $2,8277 \times 10^{-5} \text{ (m}^2\text{)}$

g= aceleração da gravidade = $9,81 \text{ (m}^2\text{s}^{-1}\text{)}$

h= altura do orifício em relação ao nível d'água dentro da caixa de distribuição (m).

Tabela 18 Dados (teóricos e experimentais) para calibração do dosador do pré filtro de pedregulho

Pré-Filtro de Pedregulho						
h [cm]	Valores Experimentais			Valores Teóricos		
	Vazão [ℓs^{-1}]	Vazão [m^3d^{-1}]	Taxa [md^{-1}]	Vazão [m^3s^{-1}]	Vazão [m^3d^{-1}]	Taxa [md^{-1}]
8	0,0292	2,52	9,00	$2,9 \times 10^{-5}$	2,51	8,96
9	0,0303	2,62	9,36	$3,1 \times 10^{-5}$	2,66	9,51
10	0,0327	2,82	10,08	$3,2 \times 10^{-5}$	2,81	10,02
11	0,0345	2,98	10,65	$3,4 \times 10^{-5}$	2,94	10,51
12	0,0365	3,15	11,26	$3,6 \times 10^{-5}$	3,07	10,98

A TABELA 18 e a FIGURA 43 mostram os valores obtidos durante o ensaio para determinação do coeficiente de vazão do dosador utilizado no controle de vazão do PF e o valor teórico obtido com o dados acima sendo substituídos na EQUAÇÃO 34, comprovando a validade do modelo teórico.

4.4.2. Curva de Calibração do Dosador dos Filtros Lentos

A vazão afluyente para os FL1 e FL2 foram reguladas noutro conjunto dosador com o mesmo princípio de funcionamento do utilizado no pré-filtro de pedregulho, porém com orifício de descarga de diâmetro 4mm.

A TABELA 19 e a FIGURA 44 mostram os valores obtidos durante o ensaio para determinação do coeficiente de vazão do dosador utilizado no controle de vazão do PF, comprovando, novamente, a validade do modelo teórico.

As diferenças entre os valores teóricos e experimentais dos 2 dosadores ocorreram devido a imperfeições no orifício dosador, portanto utilizar-se-á os valores experimentais na regulação da taxa de filtração a qual será verificada periodicamente durante a realização dos ensaios experimentais.

4.4.3. Caracterização Hidráulica do Reator Solar

O reator solar foi testado com 3 vazões diferentes para ser obter a distribuição do tempo de detenção real do reator. As vazões utilizadas foram 100, 200 e 300 ℓh^{-1} , controlada por um rotâmetro e os vertedores regulados para manter a lâmina d'água com 6cm de altura que representa um volume teórico de 132 litros.

O deslocamento do líquido foi verificado pela injeção pontual de uma solução de NaCl no início de reator e pela medição em diferentes tempos da condutividade elétrica na saída do reator. Para avaliação do comportamento hidrodinâmico do reator utilizou-se o procedimento adotado por PIRES (2002).

Tabela 19 Dados (teóricos e experimentais) para calibração do dosador do pré filtro de pedregulho

Filtro Lento com Meio Filtrante de Areia (FL1)						
h [cm]	Valores Experimentais			Valores Teóricos		
	Vazão [ℓs^{-1}]	Vazão [$m^3 d^{-1}$]	Taxa [md^{-1}]	Vazão [$m^3 s^{-1}$]	Vazão [$m^3 d^{-1}$]	Taxa [md^{-1}]
1	0,0048	0,42	1,49	$4,6 \times 10^{-6}$	0,39	1,41
2	0,0069	0,60	2,14	$6,5 \times 10^{-6}$	0,56	1,99
3	0,0078	0,67	2,40	$7,9 \times 10^{-6}$	0,68	2,44
4	0,0086	0,74	2,66	$9,1 \times 10^{-6}$	0,79	2,82
5	0,0101	0,87	3,12	$1,0 \times 10^{-5}$	0,88	3,15
6	0,0109	0,95	3,38	$1,1 \times 10^{-5}$	0,97	3,45
7	0,0119	1,03	3,67	$1,2 \times 10^{-5}$	1,04	3,73
8	0,0126	1,09	3,89	$1,3 \times 10^{-5}$	1,12	3,98
9	0,0132	1,14	4,08	$1,4 \times 10^{-5}$	1,18	4,23
10	0,0140	1,21	4,32	$1,4 \times 10^{-5}$	1,25	4,45
Filtro Lento com Meio Filtrante de Areia e Carvão (FL2)						
h [cm]	Valores Experimentais			Valores Teóricos		
	Vazão [ℓs^{-1}]	Vazão [$m^3 d^{-1}$]	Taxa [md^{-1}]	Vazão [$m^3 s^{-1}$]	Vazão [$m^3 d^{-1}$]	Taxa [md^{-1}]
1	0,0051	0,44	1,56	$4,6 \times 10^{-6}$	0,39	1,41
2	0,0059	0,51	1,82	$6,5 \times 10^{-6}$	0,56	1,99
3	0,0067	0,58	2,06	$7,9 \times 10^{-6}$	0,68	2,44
4	0,0077	0,66	2,37	$9,1 \times 10^{-6}$	0,79	2,82
5	0,0093	0,81	2,88	$1,0 \times 10^{-5}$	0,88	3,15
6	0,0097	0,84	3,00	$1,1 \times 10^{-5}$	0,97	3,45
7	0,0104	0,90	3,22	$1,2 \times 10^{-5}$	1,04	3,73
8	0,0115	0,99	3,55	$1,3 \times 10^{-5}$	1,12	3,98
9	0,0125	1,08	3,86	$1,4 \times 10^{-5}$	1,18	4,23
10	0,0133	1,15	4,10	$1,4 \times 10^{-5}$	1,25	4,45

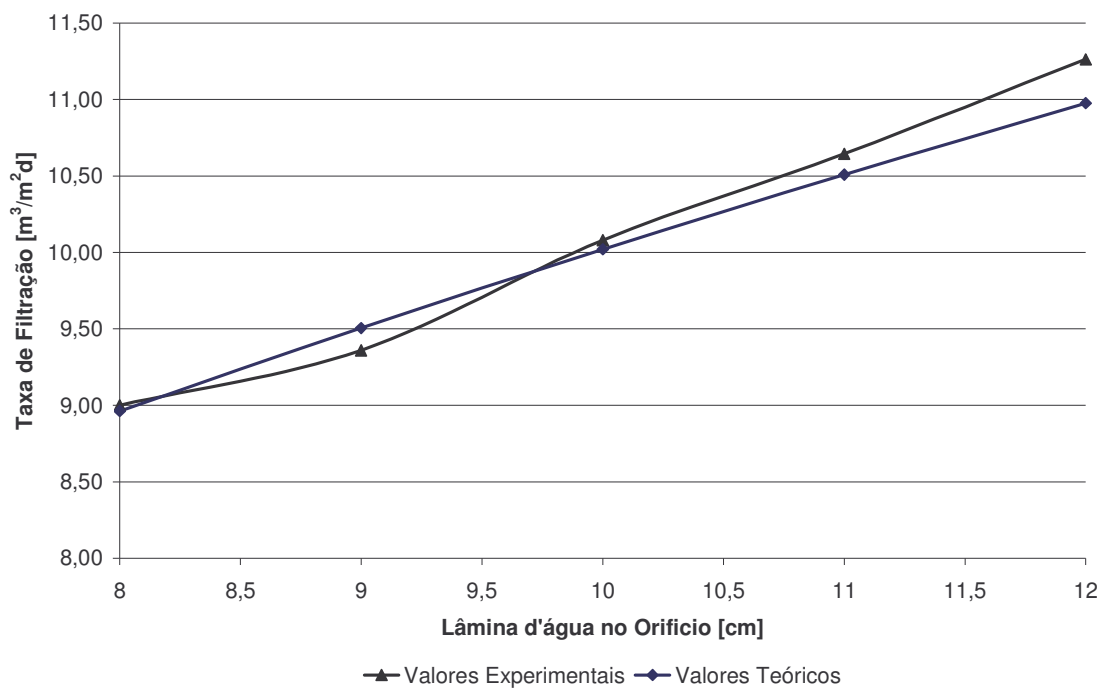


Figura 43 Curva de Calibração do Dosador do Pré-Filtro de Pedregulho

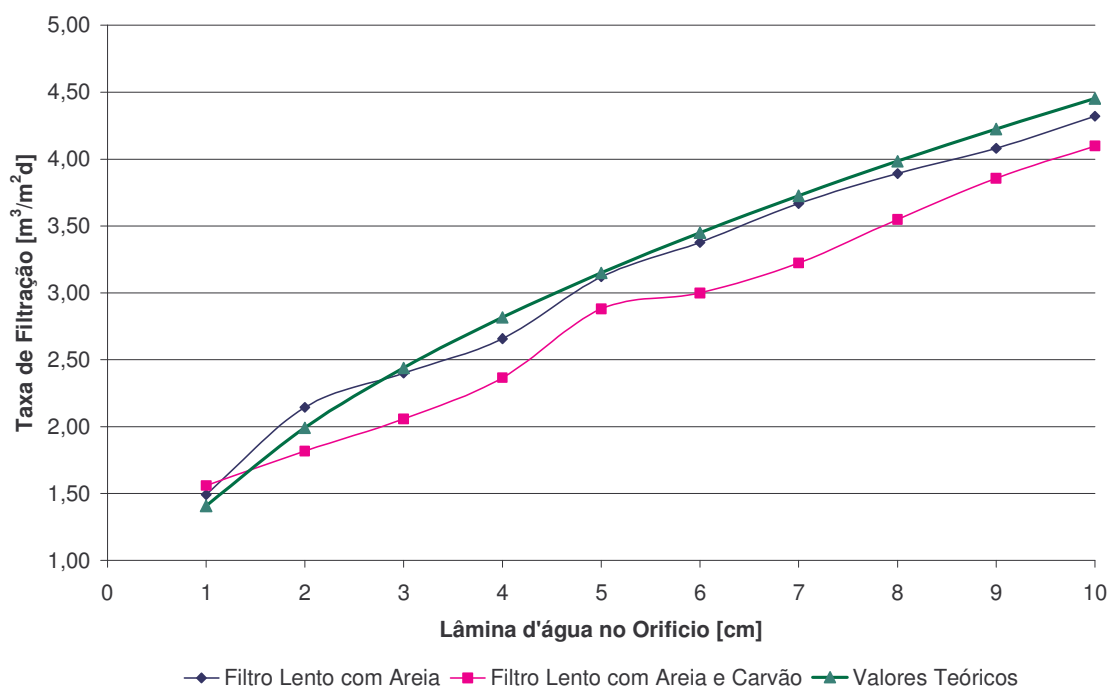


Figura 44 Curva de Calibração dos Dosadores dos Filtros Lentos

4.4.3.1. Tempo de Residência Hidráulico

Em condições ideais, o perfil de velocidade deveria ser conhecido em qualquer ponto, porém, em condições reais as características do fluxo podem ser descritas pela curva de Distribuição do Tempo de Residência - DTR - (FIGURA 45), onde E = Distribuição do Tempo de Residência - DTR. (PIRES, 2002)

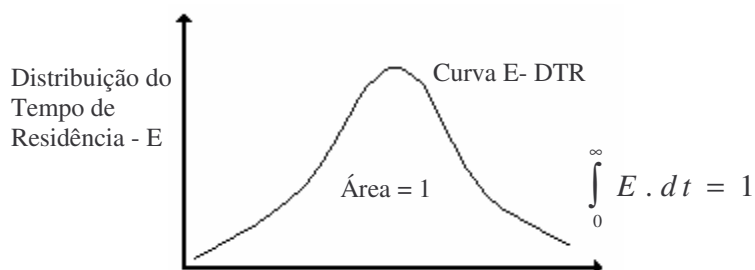


Figura 45 Representação da curva da distribuição do tempo de residência (PIRES, 2002)

Segundo PIRES (2002) a melhor condição de operação do reator de desinfecção por ultravioleta, é *plug-flow* ideal, onde todas partículas residem por um tempo igual, porém esta condição ideal não é obtida em condições reais, pois haverá um certo grau de dispersão e DANIEL et al (2001) relata que na situação real ocorre uma dispersão longitudinal ao longo dos reatores ultravioleta fazendo com que haja uma mistura no meio líquido de modo que todas as partículas ocupem por determinado tempo os diferentes lugares do reator; isso no caso desta pesquisa tornasse uma vantagem pois a fonte de desinfecção está posicionada em único ponto, a superfície superior, evitando que algumas partículas não fiquem expostas à radiação solar.

A TABELA 20 mostra os dados referentes aos ensaios e as FIGURAS 46, 47 e 48 as curvas de distribuição do tempo de detenção do reator para as diferentes vazões ensaiadas.

Os valores encontrados na TABELA 20 mostram que os parâmetros t_f/T , t_{90}/t_{10} e t_p/T estão próximos às referências de fluxo tipo pistão que de mistura completa ideal, sendo os desvios apresentados referentes às características reais do reator sem comprometer o funcionamento deste uma vez de θ/T estão próximos à 1 quando a vazão diminui, indicando pouco volume morto; como o reator solar irá operar com a vazão de apenas 1 FL ($\pm 35\text{h}^{-1}$) está condição deverá ser mais adequada ainda nas condições reais de estudo

As FIGURAS 46 a 48 e os valores de t_{50}/θ mostram, também, que para pequenas vazões a curva tende a se aproximar da distribuição normal.

Tabela 20 Dados da caracterização hidráulica do reator solar

Parâmetro	Vazão [ℓh^{-1}]		
	100	200	300
Volume [ℓ]	132	132	132
t_f [s]	372	264	42
t_p [s]	810	338	172,5
t_{10} [s]	456	276	54
t_{50} [s]	744	372	180
θ [s]	404,6	184,4	88,2
T [s]	475,2	237,6	118,8
t_{90} [s]	1164	468	276
t_f/T	0,78	1,11	0,35
t_{90}/t_{10}	3,13	1,69	6,57
t_p/T	1,70	1,96	0,95
θ/T	0,85	0,77	0,74
t_{50}/θ	1,83	2,01	2,04

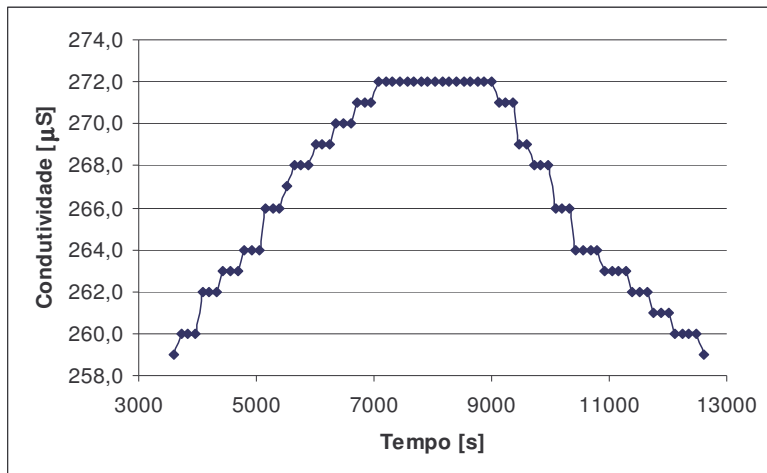


Figura 46 Curva de distribuição do tempo de detenção para $Q=100 \ell h^{-1}$

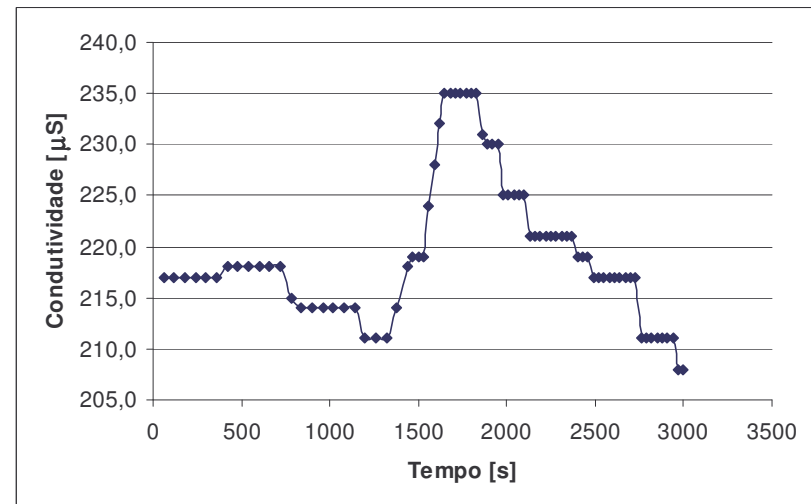


Figura 48 Curva de distribuição do tempo de detenção para $Q=300 \ell h^{-1}$

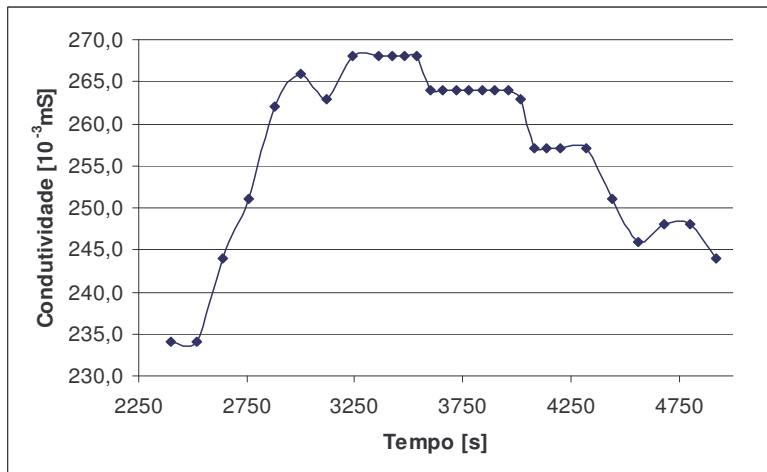


Figura 47 Curva de distribuição do tempo de detenção para $Q=200 \ell h^{-1}$

4.4.4. Caracterização Hidráulica da Caixa de Contato de Hipoclorito de Sódio

A caixa de contato de hipoclorito foi caracterizada por PIRES (2002), que utilizou as mesmas chicanas para desinfecção de efluentes com radiação UV.

4.4.4.1. Tempo de Residência Hidráulico

Por se tratar de um canal com escoamento livre a altura da lâmina d'água e o volume da caixa variam conforme a vazão do efluente (PIRES, 2002)

Com a baixa vazão do sistema, $0,583 \text{ lmin}^{-1}$, considerando-se que a lâmina d'água é pouco maior que a altura dos vertedores, 5cm, o volume do reator é aproximadamente 20ℓ; temos então um tempo de detenção teórico de 34min.

Os dados obtidos por PIRES (2002) mostram que o tempo de detenção médio real é maior que teórico, garantindo então um tempo real maior de 30min.

4.5. Operação do Sistema e Amostragem

No PF o fluxo foi ascendente e a taxa de filtração de 9 md^{-1} , sendo as descargas de fundo realizadas semanalmente.

O efluente do PF foi levado para o conjunto dosador do FL1 e FL2 por uma tubulação reta onde o fluxo ocorre apenas em parte da secção transversal evitando pressurização do sistema.

No dosador do FL1 e FL2 foi fixada a carga hidráulica para que a taxa de filtração seja 3 md^{-1} em cada filtro, sendo nestes acompanhados os valores de perda de carga pela medição do desnível entre a lâmina d'água livre e a saída de efluente que foi mantida em nível constante e sob pressão atmosférica..

A limpeza dos filtros lentos, realizada quando a qualidade do efluente foi inadequada ou perda de carga excessiva; feita com a retirada das mantas sintéticas não tecidas que recobrem o meio filtrante e limpeza dessas com jato d'água pressurizada.

O efluente filtrado foi distribuído para os sistemas de desinfecção que estão sendo estudados: cloração, exposição à radiação UV e exposição à radiação solar.

A desinfecção por radiação ultravioleta foi realizada apenas nos momentos em que serão coletadas as amostras. O sistema foi controlado por meio da vazão do efluente e da medição da intensidade de radiação ultravioleta emitida com comprimento de onda 254nm, assim poder-se-á calcular a dosagem de radiação na qual o efluente foi exposto.

No processo de desinfecção com energia solar o fluxo de água foi contínuo em um canal retangular onde por meio de 2 vertedores a altura da lâmina d'água, mantida em 6cm, sendo o tempo de detenção teórico de 4h.

A cloração foi realizada a partir de uma solução de hipoclorito de sódio por meio de uma bomba de diafragma, após a dosagem o efluente passa por uma caixa de contato com chicanas e tempo de contato superior a 30min onde o objetivo foi homogeneizar a mistura da solução desinfetante e do efluente e na saída desta é coletada as amostras referentes ao efluente do processo de desinfecção para avaliação deste e controle da dosagem de hipoclorito de sódio de modo a permanecer um residual de cloro com concentração $2 \text{ mg}\ell^{-1}$.

O sistema foi testado entre os meses setembro de 2004 e junho de 2005 de modo a se obter dados referentes a diferentes condições climáticas.

A TABELA 21 mostra os pontos de coleta, com as respectivas análises que foram realizadas.

Tabela 21 Sistematização dos parâmetros de controle para amostragem

Parâmetro	Ponto de Amostragem	Frequência
pH	I, II, III e IV	Diária
Cor	I, II, III e IV	Diária
Turbidez	I, II, III e IV	Diária
Temperatura	I, III e IV	Ao longo do dia
Intensidade de Radiação Bactericida Solar	III	Diária
Intens. de Radiação Bactericida Artificial	III	Diária
Ferro	I e III	Semanal
Manganês	I e III	Semanal
Sólidos em Suspensão	I, II, III e IV	2 x por semana
Coliformes Totais	I, II, III e IV	2 x por semana
Coliformes Fecais - E.Coli	I, II, III e IV	2 x por semana
Demanda Química de Oxigênio	I, II, III e IV	2 x por semana
Concentração de Cloro Residual Livre	III e IV	Semanal
Triometanos	IV	Semanal

Onde: I – Afluente do pré-filtro de pedregulho

II - Efluente do pré-filtro de pedregulho

III - Efluente dos filtros lentos

IV – Efluente dos sistemas de desinfecção

4.6. Dados do Afluente e das Condições Experimentais

O afluente utilizado na presente pesquisa foi o tratado por reatores anaeróbios compartimentados seguidos por leitos cultivados. As amostras coletadas ao longo dos ensaios apresentaram os valores mostrados na TABELA 22

Tabela 22 Dados das amostras de água afluente

	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo
Turbidez [FAU]	32,8	16,6	107	10
Cor Aparente [mg(Pt-Co)ℓ⁻¹]	210,2	65	343	10
Temperatura [°C]	23,7	3,2	30,2	17,6
Oxigênio Dissolvido [mg(O₂) ℓ⁻¹]	3,0	1,3	6,3	0,7
pH	7,0	0,2	7,6	6,6
Col. Totais [NMP(100m ℓ)⁻¹]	1,4 x 10 ⁶	1,0 x 10 ⁶	2,4 x 10 ⁶	6,5 x 10 ⁴
Col. Fecais [NMP(100m ℓ)⁻¹]	3,2 x 10 ⁵	5,7 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁶	1,4 x 10 ⁴
Ferro Total [mg(Fe) ℓ⁻¹]	0,8	0,5	1,8	0,3
Manganês Total [mg(Mn) ℓ⁻¹]	0,086	0,019	0,125	0,053
Conc. Sólidos em Suspensão [mg ℓ⁻¹]	12,4	6,8	40,0	5,0
Demanda Quím. de Oxigênio [mg ℓ⁻¹]	50,5	30,3	132,8	8,1

Os valores de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, concentração de sólidos suspensos e manganês total tiveram pouca variabilidade ao longo do experimento, enquanto turbidez, cor aparente, DQO, coliformes (totais e fecais) e ferro total variaram no decorrer dos ensaios, chegando a valores superiores aos recomendados por Di BERNARDO et al (1999) para utilizando em filtros lentos.

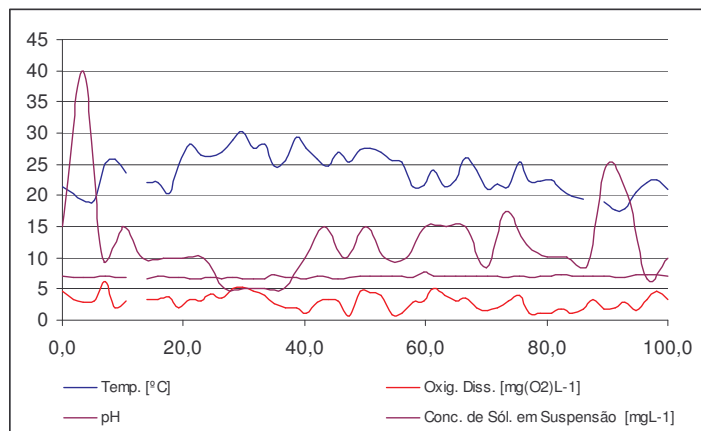


Figura 49 Valores médios de Temperatura, OD, pH e Concentração de Sol. Susp. no afluente dos ensaios (eixo x = amostra coletada)

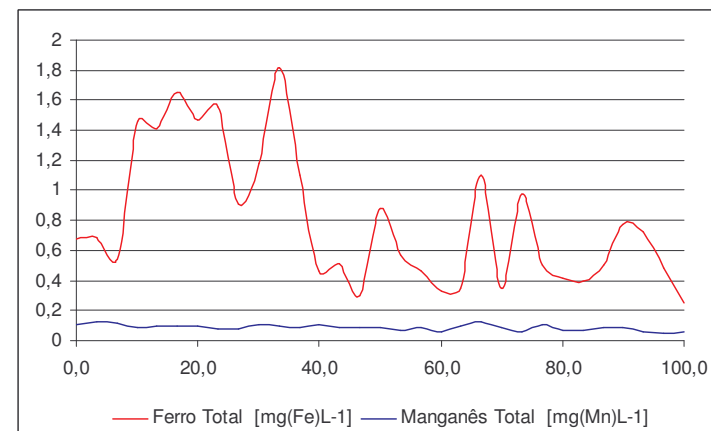


Figura 51 Valores médios de Ferro e Manganês Totais no afluente dos ensaios(eixo x = amostra coletada)

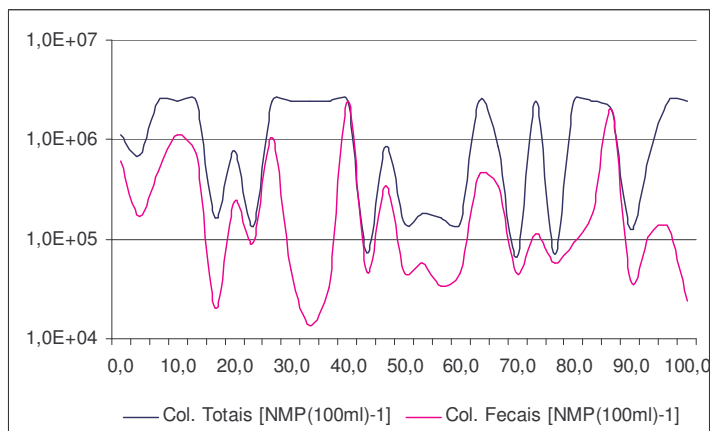


Figura 50 Valores médios de Coliformes Totais e Fecais. no afluente dos ensaios(eixo x = amostra coletada)

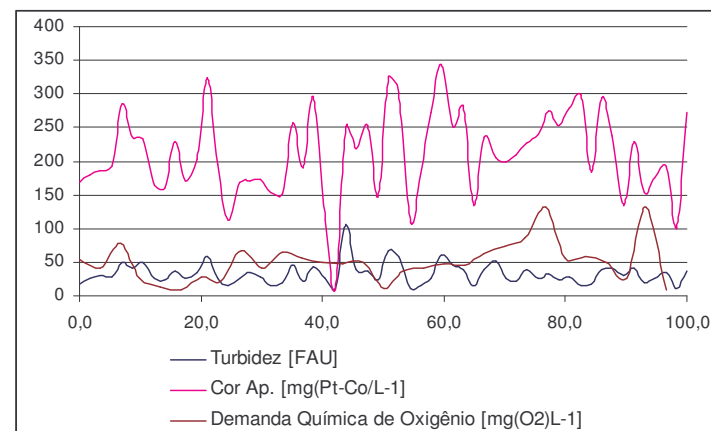


Figura 52 Valores médios de Turbidez, Cor Aparente e DQO no afluente dos ensaios(eixo x = amostra coletada)

As recomendações dadas por Di Bernardo et al (1999), para turbidez, sólidos suspensos, coliformes totais e fecais máximos para sistemas de filtração lenta, mostradas na TABELA 23 referem-se a 100% das amostras, não sendo atendidos deste modo nos parâmetros bacteriológicos, porém é válido lembrar que as recomendações dos autores são feitas para afluentes coletados em corpos d'água naturais com fins de potabilização, e nesta pesquisa está sendo utilizado efluente doméstico tratado onde ainda serão avaliadas as diferentes possibilidades de utilização deste.

Tabela 23 Valores Máximos recomendados para 100% das amostras em sistemas de filtração lenta e filtração em múltiplas etapas (DI BERNARDO et al, 1999)

	Filtro Lento	F.I.M.E.	Máximos obtidos
Turbidez [uT]	< 25	< 200	107
Sólidos Suspensos Totais [mgℓ⁻¹]	< 25	< 200	40
Coliformes Totais [NMP(100mℓ)⁻¹]	< 1 x 10 ³	< 2 x 10 ⁴	2,4 x 10 ⁶
Coliformes Fecais [NMP(100mℓ)⁻¹]	< 5 x 10 ²	< 1 x 10 ⁴	2,4 x 10 ⁶
Ferro Total [mgℓ⁻¹]	< 1,5	<2,0	1,8

As condições experimentais, referentes ao clima, importantes para o processo de desinfecção por radiação solar (SODIS), foram monitoradas pela intensidade de radiação solar total e temperatura ambiente dos dias de duração das carreiras por meio de dados fornecidos pelo Centro de Estudos e Pesquisas Agropecuárias – CEPAGRI - UNICAMP.

As TABELAS 24 e 25 mostram os valores médios, máximos e mínimos para cada ensaio e as FIGURAS 53 a 58 mostram os dados obtidos ao longo de cada ensaio.

Observa-se nos ensaios 3 e 4 uma variação tanto dos valores de radiação como de temperatura maior que nos demais ensaios devido à ocorrência de chuva e presença de nuvens pertinentes à época do ano em que foram realizados.

A intensidade de radiação solar média é menor nestes períodos como mostra a TABELA 24, porém a temperatura máxima do ar é maior, como mostra a TABELA 25.

Os dados climáticos dos ensaios foram semelhantes aos obtidos por SILVA (2004) onde o autor obteve resultados satisfatórios para ensaio de desinfecção solar (SODIS) tradicional, em batelada.

Tabela 24 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Intensidade de Radiação Solar Total Média Diária em cada ensaio de filtração. (CEPAGRI, 2005)

	Período	Média [kWm⁻²]	Máxima [kWm⁻²]	Mínima [kWm⁻²]
Ensaio 3	5/out – 22/out	146	204	67
Ensaio 4	16/fev a 22/mar	-	-	-
Ensaio 5	6/abr a 3/mai	273	329	136
Ensaio 6	17/mai a 18/jun	207	238	106
Ensaio 7	1/jul a 18/jul	208	239	129
Ensaio 8	1/ago a 18/ago	262	286	230

Tabela 25 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Temperatura Máxima Diária em cada ensaio de filtração. (CEPAGRI, 2005)

	Período	Média [°C]	Máxima [°C]	Mínima [°C]
Ensaio 3	5/out – 22/out	27,6	34,0	22,5
Ensaio 4	16/fev a 22/mar	31,5	36,0	23,8
Ensaio 5	6/abr a 3/mai	29,2	33,5	20,3
Ensaio 6	17/mai a 18/jun	27,4	31,4	19,6
Ensaio 7	1/jul a 18/jul	24,4	28,4	16,3
Ensaio 8	1/ago a 18/ago	28,0	30,9	20,9

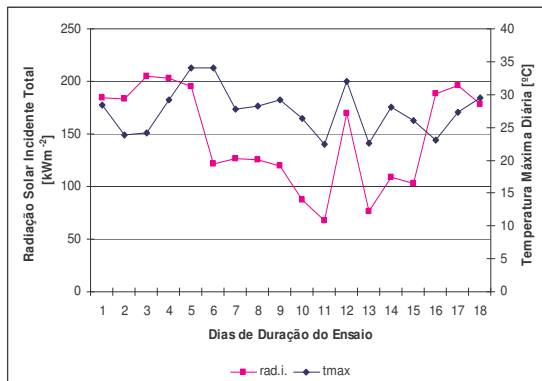


Figura 53 Dados climáticos no período de realização do ensaio 3

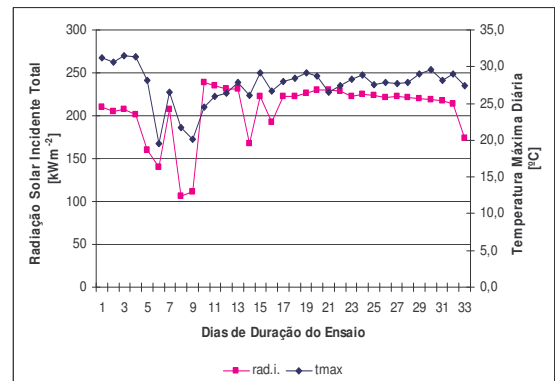


Figura 56 Dados climáticos no período de realização do ensaio 6

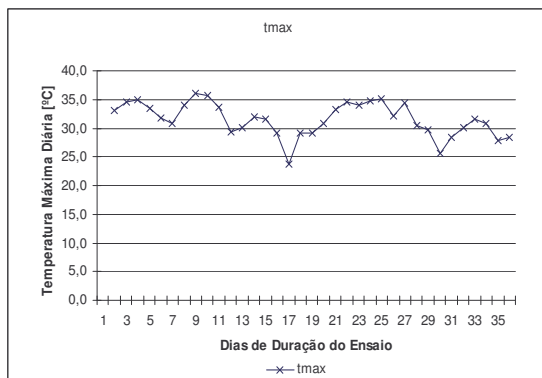


Figura 54 Dados climáticos no período de realização do ensaio 4

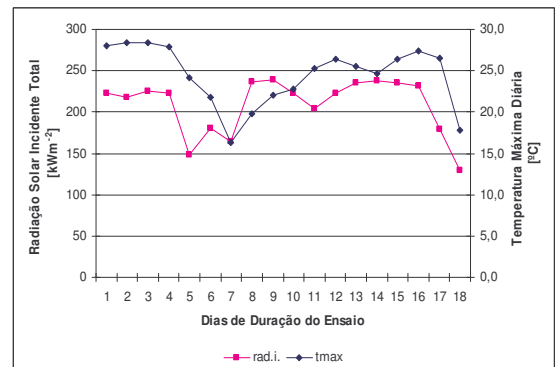


Figura 57 Dados climáticos no período de realização do ensaio 7

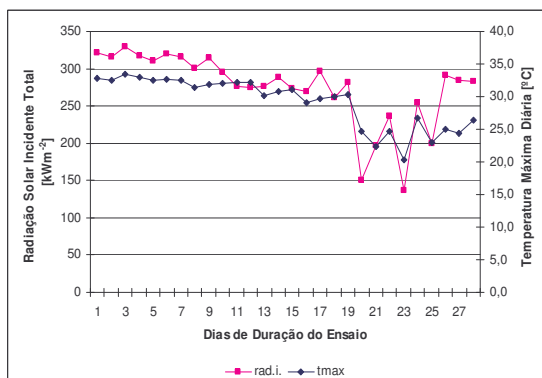


Figura 55 Dados climáticos no período de realização do ensaio 5

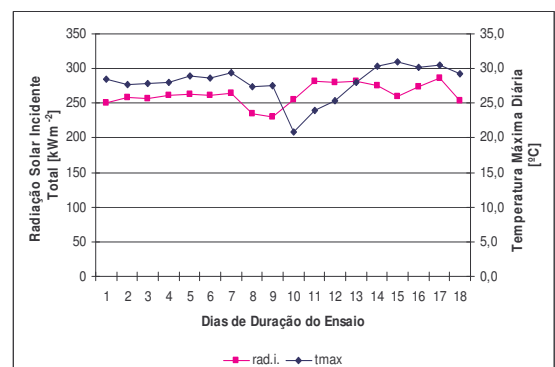


Figura 58 Dados climáticos no período de realização do ensaio 8

5. Resultados e Discussões

Realizaram-se duas carreiras de filtração para teste do sistema e correção de possíveis obstáculos à operação contínua do sistema, onde foram monitorados apenas: turbidez, cor, sólidos suspensos, perda de carga e taxa de filtração.

A taxa de filtração de aplicação do efluente secundário foi 9md^{-1} no pré-filtro de pedregulho (PF) e 3md^{-1} nos filtros lentos (FL). Não foi realizada nenhuma descarga de fundo no pré-filtro.

Os ensaios de números 3 à 8 foram considerados como resultados efetivos dessa pesquisa, uma vez que os dois anteriores foram utilizados para ajustes das instalações experimentais e da metodologia adotada.

5.1. Ensaio 1

Nesse ensaio 1, a carreira de filtração foi realizada entre 06/06/2004 e 30/06/2004, com o efluente sendo tratado apenas por reatores anaeróbios, resultando nos dados mostrados na TABELA 26 e eficiências médias de remoção de 39% para turbidez e 28% para cor aparente no pré-filtro. O acompanhamento da amostragem pode ser observado na FIGURA 59 onde se nota um pequeno aumento de eficiência nos primeiros 7 dias da carreira e após este período a eficiência do pré-filtro mostrou-se muito variável.

Para corrigir este fato optou-se por realizar 2 descargas de fundo por semana no PF durante as carreiras de filtração dos próximos ensaios a serem realizados.

Os filtros lentos apresentaram valores crescentes de eficiência de remoção (FIGURAS 60 e 61), conforme era previsto devido ao amadurecimento dos mesmos com a formação do “*schmutzdeck*”, sendo que após este período inicial a eficiência do filtro contendo carvão ativado foi pouco superior a do filtro com meio filtrante apenas de areia, como era esperado devido à adsorção promovida pelo carvão ativado; principalmente em relação à cor aparente.

Sendo os valores médios de eficiência de remoção de cor 52,8% no filtro lento com carvão e areia e 47,1% no filtro lento com areia e eficiência de remoção de turbidez de 55,6% e 58,1%, respectivamente.

A duração da carreira entretanto foi curta, apenas 25 dias (FIGURA 62), com ambos filtros apresentando valores aproximados da perda de carga, que é condizente com a

expectativa teórica uma vez que esta aumenta em função da formação do “*schmutzdeck*”, e não da composição do meio filtrante.

Tabela 26 Eficiência obtida no sistema de pré-filtração seguida de filtração lenta durante o ensaio 1

Duração da Carreira [dias]	Eficiência de Remoção de Turbidez [%]			Eficiência de Remoção de Cor [%]		
	Pré-filtro	Filtro de Carvão	Filtro de Areia	Pré-filtro	Filtro de Carvão	Filtro de Areia
1	47,5	25,8	25,8	42,3	58,2	43,8
2	60,3	56,0	52,0	48,0	50,3	42,1
10	65,4	22,2	0,0	56,6	27,6	0,0
11	22,1	47,4	42,1	4,4	38,1	33,9
16	25,2	0,0	41,6	6,2	89,8	36,0
17	81,6	59,1	63,6	38,2	45,6	49,5
18	31,6	57,7	62,8	34,2	70,2	70,8
21	32,4	63,8	68,1	44,8	59,4	64,5
22	0,0	48,5	60,4	15,0	41,7	48,2
23	33,0	90,6	95,5	0,0	55,8	68,6
24	7,7	75,4	84,8	25,2	43,0	55,6
25	71,0	52,5	67,2	29,4	54,4	52,4
média	39,8	49,9	55,3	28,7	52,8	47,1

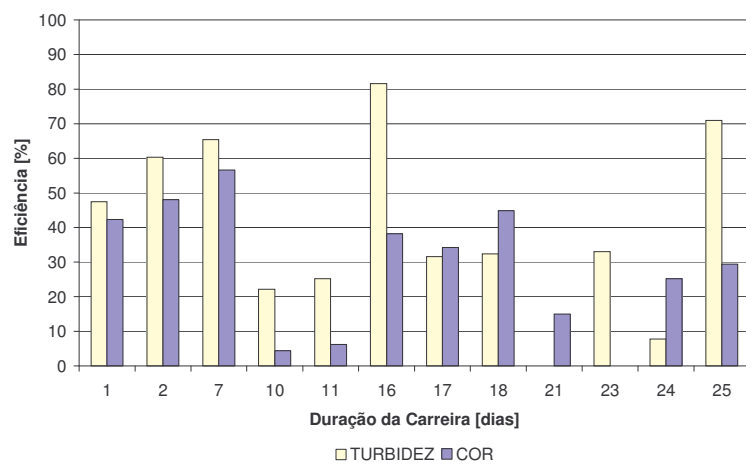


Figura 59 Eficiência do Pré-filtro de pedregulho no ensaio 1

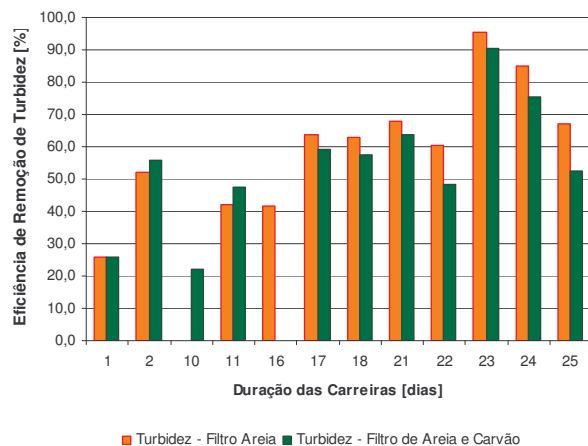


Figura 60 Eficiência de remoção de turbidez dos filtros lentos no ensaio 1

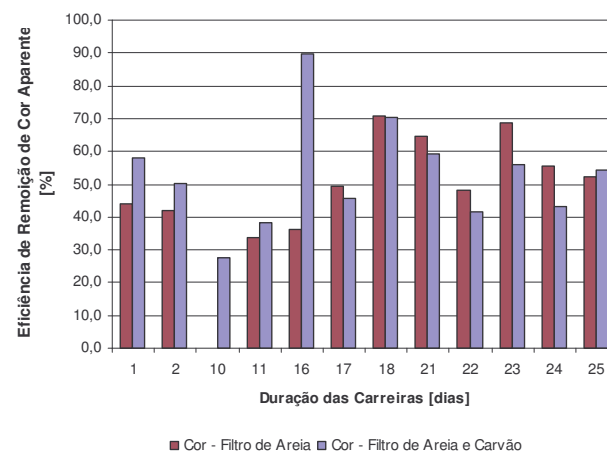


Figura 61 Eficiência de remoção de cor dos filtros lentos no ensaio 1

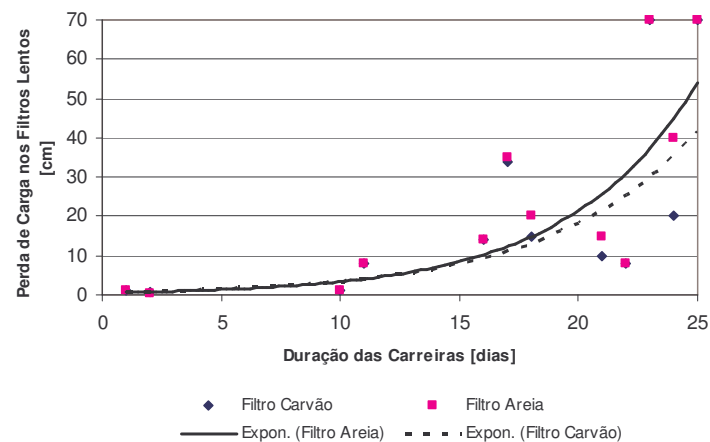


Figura 62 Perda de carga dos filtros lentos na primeira carreira de filtração



Figura 63 Vista geral dos filtros recobertos por lonas pretas



Figura 64 Tampas dos filtros lentos



Figura 65 Mantas Sujas As duas de baixo são as superficiais e as duas de cima são as secundárias - A região central apresentada na foto já está limpa

Dado a pequena quantidade de matéria desenvolvida nas mantas inferiores e a premissa de impedir que o “schmutzdeck” se desenvolva na superfície de areia, optou-se por utilizar 3 ao invés de 2 mantas sintéticas não tecidas, de modo que estando a manta inferior limpa garante-se que não está havendo depósito de matéria sobre a areia.

É importante salientar que o sistema é abastecido com efluente de esgoto tratado proveniente da Faculdade de Engenharia Agrícola e do Departamento de Genética do Instituto de Biologia. Sendo assim durante as noites, finais de semanas e feriados o sistema fica sem contribuição e o fluxo é interrompido.

Nota-se, portanto, que no 15º dia da carreira de filtração (FIGURA 62) o fluxo de efluente bruto foi interrompido devido a um feriado prolongado que acarretou ausência de contribuição de esgoto, portanto a taxa de aplicação de efluente diminuiu até cessar e coluna d'água diminuiu, uma vez que o efluente já aplicado continuou a ser filtrado. A normalização da situação ocorreu no 17º dia.

Essa situação já era esperada devido às características de vazão do efluente bruto.

A curta duração da carreira e baixa eficiência dos filtros podem ter sido causadas pela proliferação de algas, uma vez que os filtros estavam expostos à luminosidade; portanto optou-se por revestimento os FL e o PF com tinta preta e tampar os dosadores com caixas de madeira, com pode ser visto nas FIGURAS 63 e 64 e por utilizar o efluente tratado pelo sistema de leitos cultivados após os reatores anaeróbios

5.1.1. Mantas Sintéticas Não Tecidas

Observou-se nas mantas que estavam na superfície desenvolveram uma camada espessa de “schmutzdeck” e nas mantas abaixo dessas permaneceram quase totalmente limpas (mantas na parte superior da FIGURA 65), mostrando que houve pouca percolação e desenvolvimento de matéria orgânica abaixo da superfície da manta. Essa constatação é de extrema importância quando se utilizam mantas sintéticas não tecidas no topo do leito de areia; pois deve prever apenas a limpeza das mantas e não da areia.

A limpeza das mantas sintéticas não tecidas foi realizada apenas com água pressurizada sem utilização de qualquer produto para limpeza evitando assim qualquer contaminação que possa inibir a formação do “schmutzdeck” na carreira de filtração subsequente.

Pode-se observar, também pela FIGURA 65 que as mantas da superfície estavam mais sujas que as outras. Após a limpeza as mantas foram secas ao sol e recolocadas nos filtros lentos.

5.2. Ensaio 2

Nesse segundo ensaio, a carreira foi realizada entre 20/08/2004 e 15/09/2004 utilizou-se o efluente tratado por reatores anaeróbios seguidos por leitos cultivados, mantendo as mesmas características operacionais do ensaio 1 e implementando as modificações citadas no capítulo anterior.

Foram obtidas carreiras cujas perdas de carga aos 30 dias foi 38cm no filtro lento com carvão e areia e 18cm no filtro lento com areia, enquanto na carreira anterior aos 25 dias a perda de carga atingiu 70cm, que é o valor máximo disponível. (FIGURA 65).

Optou-se por interromper esta carreira com 30 dias de duração mesmo sem a perda de carga atingir o valor máximo disponível (70cm). Este procedimento foi adotado uma vez que, tendo sido constatada melhora na eficiência em virtude das alterações feitas, iniciou-se um novo ensaio com análise dos constituintes previsto na metodologia inicial.

Tabela 27 Eficiência obtida no sistema de pré-filtração seguida de filtração lenta durante o ensaio 2

Duração da Carreira [dias]	Eficiência de Remoção de Turbidez [%]			Eficiência de Remoção de Cor [%]		
	Pré-filtro	Filtro de Areia e Carvão	Filtro de Areia	Pré-filtro	Filtro de Areia e Carvão	Filtro de Areia
4	14,2	40,4	37,6	12,7	30,5	25,6
9	37,0	44,4	44,4	12,0	30,2	35,6
10	31,6	40,3	35,8	24,2	36,3	0,0
14	59,2	43,1	69,0	23,7	45,4	60,4
15	64,1	68,7	62,7	13,9	64,3	55,5
16	77,1	28,7	58,6	20,7	18,5	45,6
17	86,0	0,0	61,5	34,3	8,5	54,6
18	79,6	9,0	50,0	13,7	24,7	42,5
24	65,5	69,0	58,6	49,6	65,1	48,5
25	71,5	64,2	52,2	29,6	62,9	43,9
28	89,5	51,8	60,7	47,8	55,0	56,4
30	52,5	56,1	57,9	33,5	62,3	57,1
média	60,6	43,0	54,1	26,3	42,0	43,8

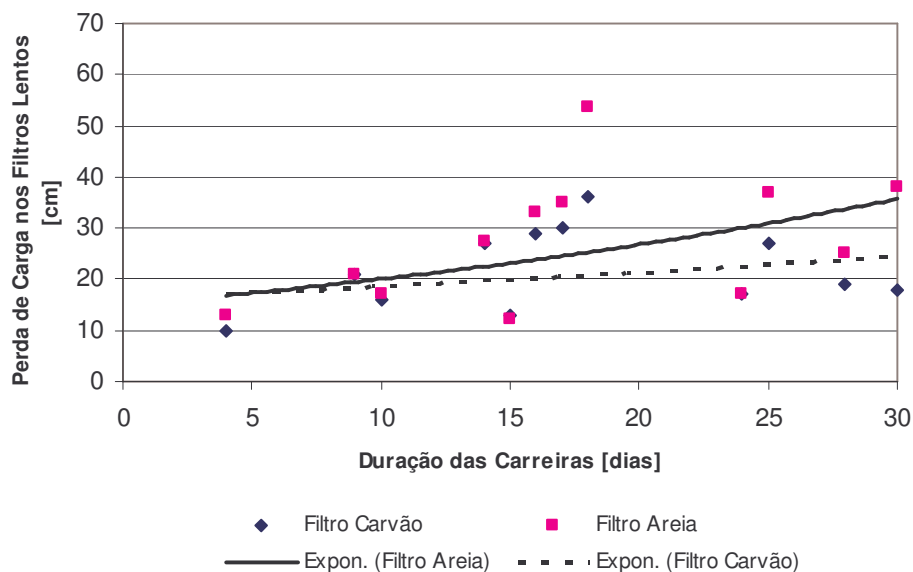


Figura 66 Perda de Carga nos Filtros Lentos durante a segunda carreira de filtração

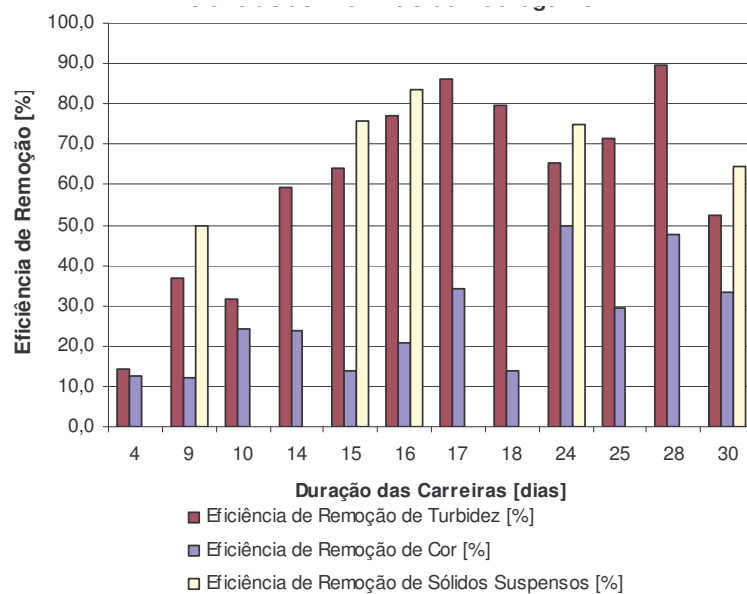


Figura 67 Eficiência do pré-filtro de pedregulho no ensaio 2

Contudo se este ensaio tivesse sido continuada sua duração seria de aproximadamente 70 dias para o filtro de areia atingir a perda de carga de 70cm (igual à carreira do ensaio anterior). Essa constatação é explicada devido à capacidade dos leitos cultivados de reter uma parcela significativa dos sólidos em suspensão, aliviando deste modo a carga aplicada no pré-filtro.

O ensaio 2 (TABELA 27 – FIGURA 67) apresentou uma maior eficiência na remoção de turbidez pelo pré-filtro de pedregulho tendo média de 60,6%, enquanto na carreira anterior foi de 39,8% e a eficiência de remoção de cor manteve-se semelhante, 28% na primeira carreira e 26% na segunda carreira.

Os valores obtidos na remoção de turbidez no ensaio 2 podem ser considerados adequados se comparados aos valores encontrados na literatura, onde se tem eficiência da ordem de 70% para turbidez e entre 10 e 45% para cor verdadeira em unidades isoladas e de 90% de remoção de turbidez em unidades de pré-filtração compostas por 3 etapas. (Di Bernardo et al, 1999).

Ressalta-se, novamente que o presente projeto utiliza efluente doméstico e não na água coletada em mananciais superficiais

A FIGURA 67 mostra que após o 16º dia de duração da carreira a eficiência do pré-filtro passou a oscilar, passando a ter valores entre 52% e 90%. Como a única manutenção realizada durante a operação do pré-filtro de pedregulho são descarga de fundo, substituiu-se o válvula de descarga de 1” para 3”, visando melhorar a eficiência desta operação.

As FIGURAS 68 e 69 mostram a execução da descarga de fundo.



Figura 68 Válvula de descarga de fundo do pré-filtro de pedregulho



Figura 69 Realização de Descarga de Fundo

Neste ensaio as eficiências dos filtros lentos mostraram-se crescente como se pode notar a TABELA 28, atingindo valores da ordem de 60%.

Tabela 28 Valores médios, iniciais, finais, mínimos e máximos de eficiências durante o ensaio 2

	Eficiência de Remoção de Turbidez [%]			Eficiência de Remoção de Cor [%]		
	Pré-filtro	Filtro de Areia e Carvão	Filtro de Areia	Pré-filtro	Filtro de Areia e Carvão	Filtro de Areia
Inicial	14,2	40,4	37,6	12,7	30,5	25,6
Final	52,5	56,1	57,9	33,5	62,3	57,1
Mínimo	14,2	0,0	35,8	12,0	8,5	0,0
Máximo	89,5	69,0	69,0	49,6	65,1	60,4

A interrupção desse segundo ensaio deu-se com perda de carga inferior à finalização da primeira carreira dificultando a comparação entre elas, pois havia ainda tempo disponível para melhor desenvolvimento biológico do “schmutzdecke” que levaria a maiores eficiências dos filtros lentos (PATERNIANI, 1991). Entretanto, comparando os valores médios das TABELAS 27 e 28, tem-se valores da mesma ordem de grandeza para as duas carreiras.

A avaliação baseada em sólidos suspensos apresentado na TABELA 29 mostra que a maior parte de remoção ocorre no pré-filtro de pedregulho, que se reduz em média de $111\text{mg}\ell^{-1}$ para $28,0\text{mg}\ell^{-1}$; representando eficiência média de 69,5%.

As eficiências dos filtros lentos foram menores que a do pré-filtro de pedregulho porém a concentração de sólidos suspensos no efluente a ser filtrado é muito baixa, e o efluente chega a ter próximos $5\text{mg}\ell^{-1}$, que é o menor que valor possível de mensuração com o equipamento e metodologia utilizados, e bem inferior ao valor de referência para reúso desta em sistemas de irrigação localizada ($< 50\text{mg}\ell^{-1}$) (NAKAYAMA & BUCKS, 1986)

Tabela 29 Valores de Concentração e Eficiência de Remoção de Sólidos Suspensos no ensaio 2

Duração da Carreira [dias]	Concentração de Sólidos em Suspensão [mgℓ⁻¹]				Eficiência de Remoção de Sólidos Suspensos [%]		
	Entrada Pré-filtro	Saída Pré-filtro	Saída Filtro de Areia e Carvão	Saída Filtro de Areia	Pré-filtro	Filtro de Areia e Carvão	Filtro de Areia
9	60	30	35	25	50	0	16,5
15	145	35	15	15	75,5	57	57
16	240	40	25	20	83,5	37,5	50
24	40	10	5	5	75	50	50
30	70	25	10	5	64	60	80
Média	111,0	28,0	18,0	14,0	69,5	41	51

5.3. Ensaio 3

5.3.1. Taxa de Filtração

Neste ensaio a taxa média de pré-filtração foi de 7,9md⁻¹, a taxa média de filtração no filtro lento de areia foi de 2,8 md⁻¹ e do filtro lento de areia e carvão foi de 2,9 md⁻¹. Para efeito de comparação pode-se considerar que os dois filtros lentos operaram coma a mesma taxa de filtração.

5.3.2. Perda de Carga

As perdas de cargas dos filtros alcançaram o valor de 70cm, considerado limitante, quando as carreiras de filtração estavam com 18 dias de duração (FIGURA 70).

As curvas desenhadas como tendências da evolução da perda de carga dos filtros podem ser modeladas como exponenciais, sendo o filtro lento de areia representado na EQUAÇÃO 35 e o filtro lento de areia e carvão representado na EQUAÇÃO 36.

$$\Delta H_{Areia} = 7,6716e^{0,1429t} \quad R^2 = 0,65 \quad (35)$$

$$\Delta H_{Areia_Carvão} = 10,005e^{0,1428t} \quad R^2 = 0,86 \quad (36)$$

onde: ΔH = perda de carga, em cm

t = tempo de duração da carreira, em dias

Os valores 0,1429 e 0,1428 mostram que a evolução da perda de carga em ambos os

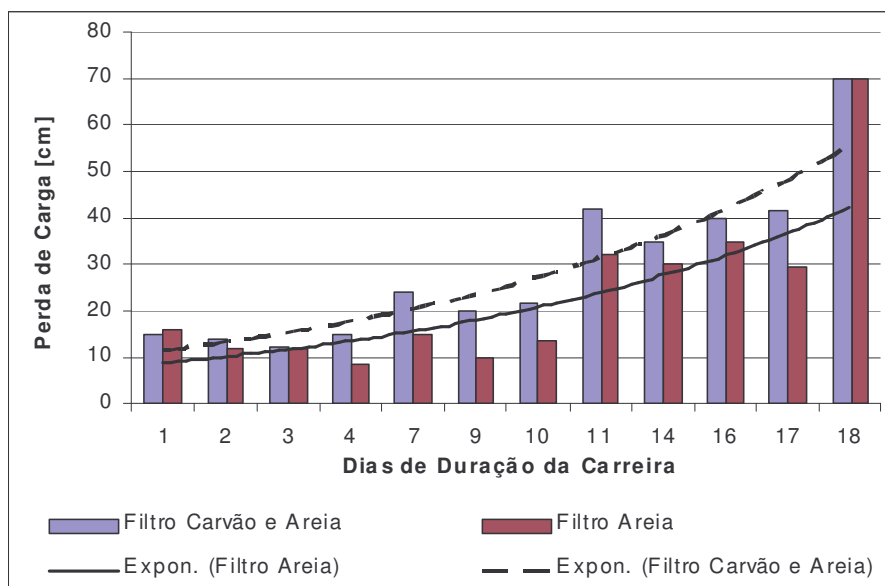


Figura 70 Evolução da perda de carga dos filtros lentos durante a carreira do 3º ensaio.

filtros foi semelhante e a pequena diferença nos valores é decorrente da perda de carga inicial nos filtros, que possuem meios filtrantes distintos.

5.3.3. Sólidos em Suspensão

A remoção de sólidos em suspensão nas unidades de pré-filtração e filtração lenta teve eficiência média de 50% no pré-filtro de pedregulho e no filtro lento de areia e carvão e de 66,7% no filtro lento de areia.

As eficiências, não foram muito altas, porém o efluente a ser tratado possui boa qualidade no que diz respeito aos valores de concentração de sólidos em suspensão, como mostra a TABELA 30, de tal modo que o efluente filtrado também apresentou baixa concentração de sólidos em suspensão.

Tabela 30 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Concentração de Sólidos em Suspensão no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 3º Ensaio, em $\text{mg}\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	21,7	40,0	10,0
Efluente do Pré-Filtro	15,0	20,0	10,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	15,0	25,0	5,0
Efluente do Filtro de Areia	11,7	20,0	5,0

Tabela 31 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Turbidez no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 3º Ensaio, em FAU

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	32,3	50,0	18,0
Efluente do Pré Filtro	23,8	36,0	14,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	16,3	27,0	9,0
Efluente do Filtro de Areia	18,9	25,0	10,0

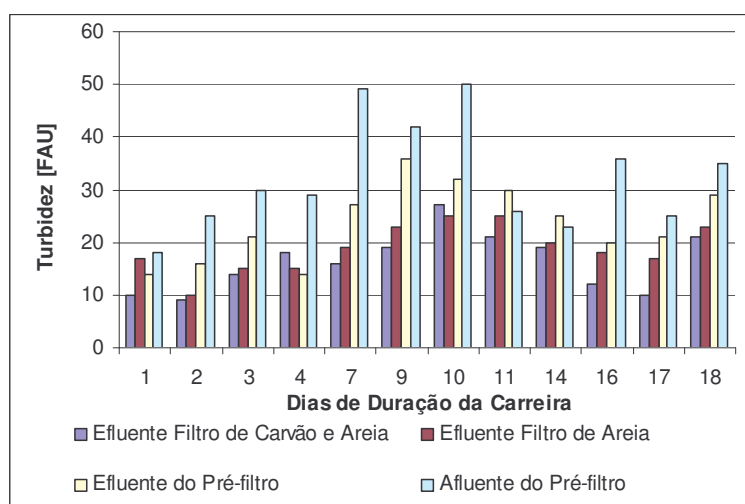


Figura 71 Valores de turbidez das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 3º ensaio

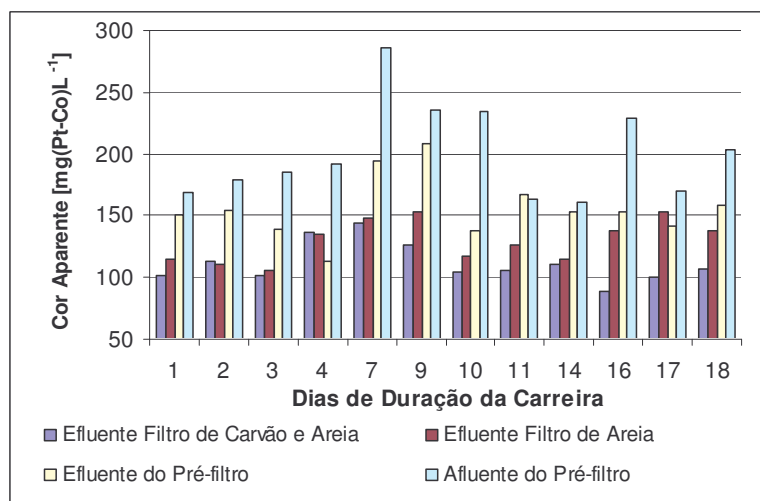


Figura 72 Valores de cor aparente das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 3º ensaio

5.3.4. Turbidez

A remoção da turbidez mostrou-se eficaz ao longo das unidades experimentais de tratamento como mostra a FIGURA 71, onde se nota que em 100% das amostras o efluente dos filtros lentos apresentou turbidez inferior a entrada do pré-filtro e em apenas 2 amostras o pré-filtro não estava apresentando eficiência.

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas no decorrer deste ensaio foram de 31,2% no pré-filtro, 34,8% no filtro lento de carvão e areia e 24,0% no filtro lento de areia, de tal modo que o efluente filtrado possui baixos valores de turbidez, como mostra a TABELA 31.

5.3.5. Cor Aparente

A remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, mostrou-se eficaz ao longo das unidades experimentais como mostra a FIGURA 72, onde se nota que em 100% das amostras o efluente dos filtros lentos possui cor aparente inferior as das entradas do pré-filtro.

As eficiências médias obtidas no decorrer deste ensaio foram de 23,0% no pré-filtro, 31,3% no filtro lento de carvão e areia e 21,3% no filtro lento de areia, de tal modo que o filtro lento com carvão e areia apresentou eficiência 46% maior que a eficiência do filtro lento cujo meio filtrante era composto apenas de areia. Essa melhor eficiência, encontrada no filtro com carvão e areia, já era esperada devido às características de adsorção da matéria orgânica, grande responsável pela presença de cor aparente na água, inerente ao carvão ativo.

A TABELA 32 mostra a eficiência média, máxima e mínima da remoção de cor aparente podendo-se observar que no filtro lento com carvão o valor mínimo manteve-se mais próximo ao médio.

Tabela 32 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Eficiência de Remoção de Cor Aparente no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 3º Ensaio, em %

	Média	Máxima	Mínima
Pré Filtro	23,0	31,3	21,3
Filtro de Carvão e Areia	41,1	41,8	28,4
Filtro de Areia	5,0	24,6	9,8

5.3.6. Demanda Química de Oxigênio

No presente ensaio, bem como no ensaio 4, houve problemas de contaminação dos reagentes utilizados para as análises de DQO, levando a desconsideração desses dados. Nos ensaios de número 5 a 8 os problemas foram posteriormente resolvidos e poder-se-á notar que ocorre uma significativa redução dessa demanda com a utilização da pré-filtração e filtração lenta.

5.3.7. Coliformes Totais e E.Coli

A presença de coliformes totais no efluente tratado pelos leitos cultivados e conseqüentemente no afluente ao Pré-Filtro foi, em média, da ordem 10^6 , e de *E.Coli*, de 10^5 , como mostra a TABELA 33, onde nota-se que os valores máximos e mínimos também tiveram pouco distanciamento do valor médio.

Tabela 33 Valores Médios, Máximos e Mínimos de concentração de coliformes totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 3º Ensaio, em NMP(100ml)⁻¹

	Coliformes Totais			<i>E.Coli</i>		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	$1,4 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$6,9 \times 10^5$	$4,2 \times 10^5$	$6,1 \times 10^5$	$1,7 \times 10^5$
Efluente do Pré Filtro	$4,0 \times 10^5$	$5,5 \times 10^5$	$2,0 \times 10^5$	$1,4 \times 10^5$	$1,7 \times 10^5$	$7,2 \times 10^4$
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	$9,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$	$3,1 \times 10^4$	$6,2 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$
Efluente do Filtro de Areia	$1,3 \times 10^5$	$2,9 \times 10^5$	$4,6 \times 10^4$	$2,9 \times 10^4$	$5,8 \times 10^4$	$1,2 \times 10^4$

O efluente dos filtros lentos apresentaram, em media, concentrações da ordem de 10^5 para coliformes totais e 10^4 para *E.Coli*, tais valores são próximos aos obtidos na pesquisa desenvolvida por LONDE (2002) utilizando apenas filtro lento e representam a eficiência global de remoção mostrada na TABELA 34.

Tabela 34 Valores Médios de Eficiência de Remoção de Coliformes Totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 3º Ensaio, em %

	Col. Totais	<i>E.Coli</i>
Pré Filtro + Filtro de Areia	90	93
Pré Filtro + Filtro de Areia e Carvão	93	92

Embora tenham sido obtidas remoção de Coliformes Totais e *E.Coli*, nota-se que os valores de concentração desses microrganismos no efluente final são ainda elevados, por se tratar de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos domésticos. Assim, pode-se afirmar que se faz necessário à aplicação de algum método de desinfecção para inativar, ou reduzir a concentração desses microrganismos, no efluente final, a fim de minimizar riscos de contaminação de corpos receptores e principalmente de atividades de reúso do efluente.

Será apresentado nos itens 7.8 a 7.10 o estudo sobre a eficiência de diferentes métodos de desinfecção avaliados na presente pesquisa

5.3..8. Ferro Total

Os resultados obtidos neste ensaio mostraram que houve aumento da concentração de ferro total ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta, provavelmente devido existência de partes metálicas na estrutura dos filtros (grade suporte do meio filtrante e caixa dosadora), sendo o máximo valor de com concentração de ferro foi de $1,8\text{mgL}^{-1}$. Essa concentração, no entanto, não compromete a qualidade de corpos receptores no lançamento do efluente, bem como de diversas atividades de reúso.

5.3.9. Manganês Total, pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido

Os resultados desses parâmetros foram reunidos em um único subitem pois não apresentaram variações significativas no efluente a ser filtrado nem ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta, sendo considerados apenas como parâmetros de acompanhamento do processo e não de avaliação de eficiência.

A concentração de manganês total esteve constante entre $0,108$ e $0,11\text{ mg}\ell^{-1}$ ao longo de todo o ensaio.

O pH oscilou entre 6,7 e 7,4 durante todo o período de amostragem, não sendo esta pequena amplitude representativa de alguma variação na composição química do efluente. O valor deste parâmetro manteve-se praticamente constante ao longo do ensaio e do processo de tratamento, ratificando os dados de literatura onde citam a não alteração das

características químicas de efluentes submetidos ao processo de pré-filtração em pedregulho e filtração lenta. (FIGURA 73).

A temperatura oscilou entre 18°C e 26°C, mantendo o valor médio de 22°C, e assim como o pH não teve alteração devido às etapas do processo. (FIGURA 74).

O valor médio do oxigênio dissolvido manteve-se em torno de $3\text{mg}\ell^{-1}$, apresentando poucos valores acima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ ou abaixo de $1\text{mg}\ell^{-1}$, como mostra a TABELA 35. Não foi identificada nenhuma anormalidade que pudesse ser responsável pela pequena variação deste parâmetro.

Tabela 35 Valores de Oxigênio Dissolvido no 3º Ensaio

Amostra	Entrada do Pré-filtro	Saída do Pré-filtro	Saída Filtro de Carvão e Areia	Saída Filtro de Areia
1	4,6	0,4	1,9	2,6
2	3,4	0,4	2	1,6
3	2,8	3,2	2,2	2
4	3,1	3,4	3,1	2
5	6,28	4,38	3,49	3,05
6	2,01	2,71	1,34	1,67
7	3,1	3,6	3	2,8
9	3,3	2,8	2	2,4
10	3,3	3,9	4,8	4,9
11	3,7	2,6	2,8	2,9
12	1,9	2,8	2,4	2,7
Média	3,4	2,7	2,6	2,6
Máxima	6,3	4,4	4,8	4,9
Mínima	1,9	0,4	1,3	1,6

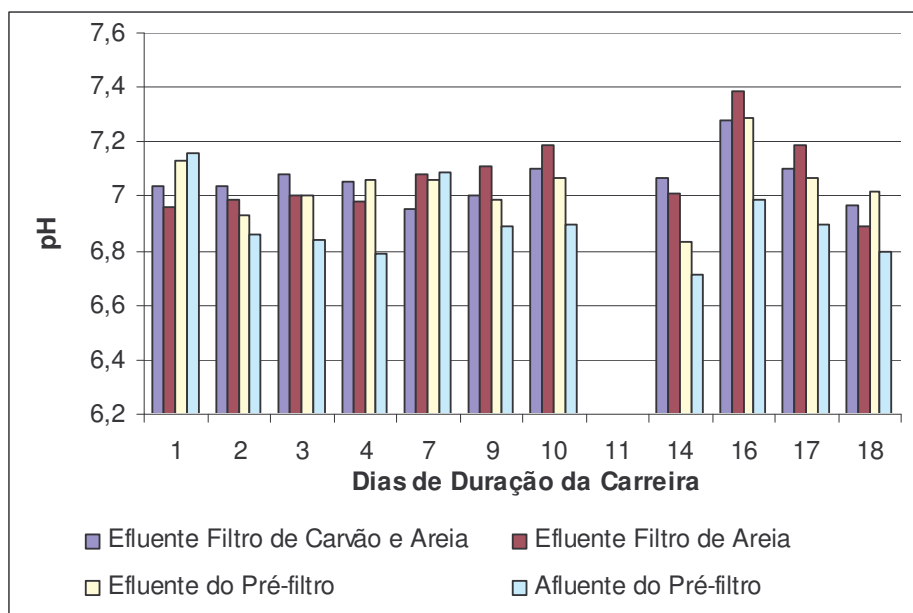


Figura 73 Valores de pH no 3º ensaio

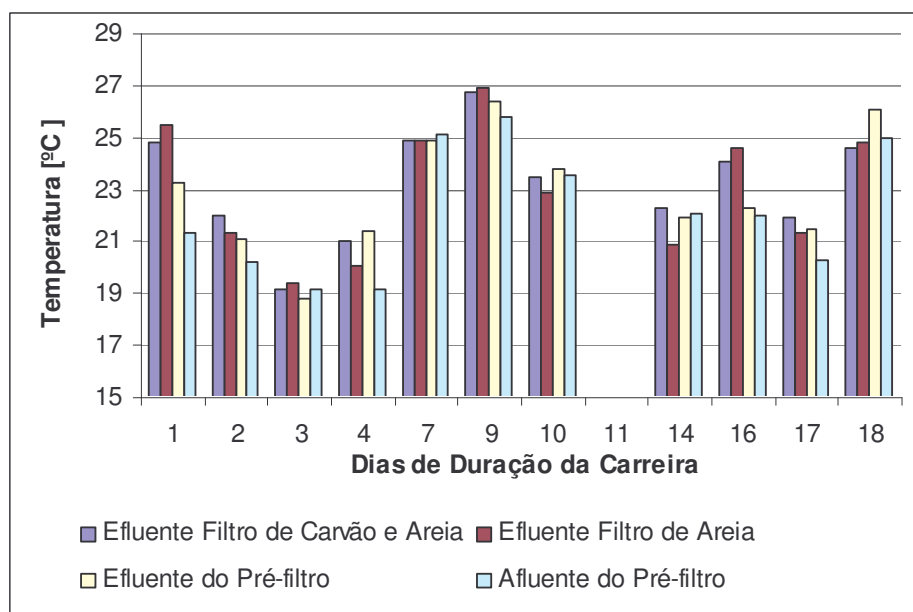


Figura 74 Valores de Temperatura no 3º ensaio

5.4. Ensaio 4

5.4.1. Taxa de Filtração

Neste ensaio a taxa média de pré-filtração foi de $8,9\text{md}^{-1}$, a taxa média de filtração de ambos os filtros lentos foi de $2,7\text{ md}^{-1}$

5.4.2. Perda de Carga

As perdas de carga dos filtros alcançaram o valor de 70cm, considerado limitante, quando as carreiras de filtração estavam com 35 dias de duração (FIGURA 75).

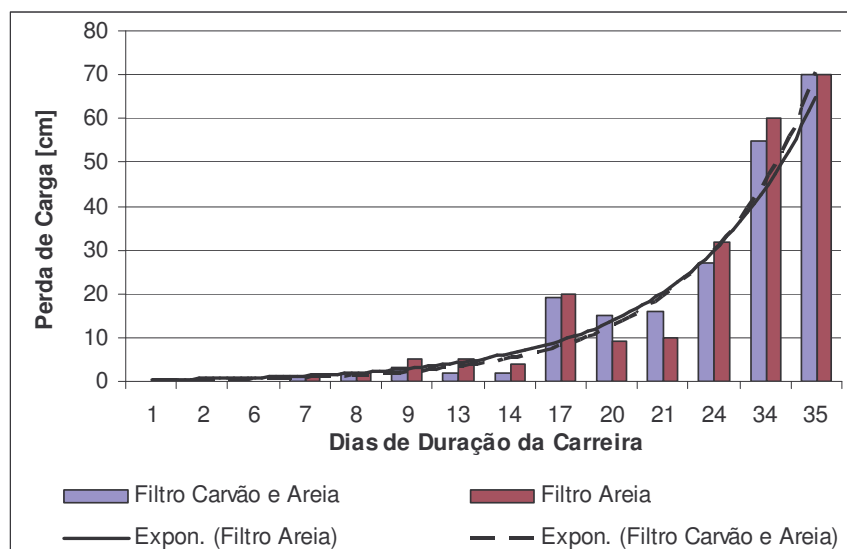


Figura 75 Evolução da perda de carga dos filtros lentos durante a carreira do 4º ensaio.

As curvas desenhadas como tendências da evolução da perda de carga dos filtros podem ser modeladas como exponenciais, sendo o filtro lento de areia representado na EQUAÇÃO 37 e o filtro lento de areia e carvão representado na EQUAÇÃO 38.

$$\Delta H_{Areia} = 0,2865e^{0,3874t} \quad R^2 = 0,89 \quad (37)$$

$$\Delta H_{Areia_Carvão} = 0,1717e^{0,4297t} \quad R^2 = 0,89 \quad (38)$$

onde: ΔH = perda de carga, em cm

t = tempo de duração da carreira, em dias

Os coeficientes das equações e a análises gráficas mostram que neste ensaio ambos os filtros tiveram a evolução da perda de carga muito semelhante.

5.4.3. Sólidos em Suspensão

A remoção média de sólidos em suspensão na unidade de pré-filtração foi de 77,8%, conferindo assim ao efluente um valor médio de concentração de sólidos em suspensão de $6,8\text{mg}\ell^{-1}$ e máximo de $15,0\text{mg}\ell^{-1}$. E portanto o efluente dos filtros lentos possuíam

concentrações próximas ao valor mínimo detectável pela balança, em geral valores 0 ou $5\text{mg}\ell^{-1}$, demonstrando a excelente qualidade do efluente no que diz respeito a tal parâmetro.

5.4.4. Turbidez

O sistema mostrou-se eficaz na remoção da turbidez ao longo das unidades experimentais de tratamento como mostra a FIGURA 76, onde se nota que em apenas 4 amostras o efluente dos filtros lentos apresentou turbidez superior ao afluente do pré-filtro e em apenas 3 amostras o pré-filtro não estava apresentando eficiência.

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas no decorrer deste ensaio foram de 31,0% no pré-filtro, 50,7% no filtro lento de carvão e areia e 54,4% no filtro lento de areia, de tal modo que o efluente filtrado possui baixos valores de turbidez, como mostra a TABELA 36.

Tabela 36 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Turbidez no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 4º Ensaio, em FAU

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	34,1	107,0	10,0
Efluente do Pré Filtro	26,7	50,0	12,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	13,8	33,0	5,0
Efluente do Filtro de Areia	16,5	35,0	7,0

5.4.5. Cor Aparente

A remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, foi significativa ao longo das unidades experimentais como mostra a FIGURA 77, onde se nota que o efluente os filtros lentos possuem cor aparente inferior ao afluente do pré-filtro, exceto em 3 amostras (dias 3, 6 e 34)

As eficiências médias obtidas no decorrer deste ensaio foram de 18,0% no pré-filtro, 42,0% no filtro lento de carvão e areia e 27,7% no filtro lento de areia, de tal modo que, assim como no ensaio 3, o filtro lento com carvão e areia apresentou eficiência 51% maior que a eficiência do filtro lento cujo meio filtrante era composto apenas de areia.

Tabela 37 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Eficiência de Remoção de Cor Aparente no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 4º Ensaio, em %

Média	Máxima	Mínima
--------------	---------------	---------------

Pré Filtro	18,0	34,1	3,3
Filtro de Carvão e Areia	42,0	61,1	8,2
Filtro de Areia	27,7	56,6	12,8

5.4.6. Coliformes Totais e E.Coli

A presença coliformes totais no efluente tratado pelos leitos cultivados e conseqüentemente no afluente ao pré-filtro foi, em média, da ordem 10^6 , e de *E.Coli*, de 10^5 , como mostra a TABELA 38, onde nota-se que os valores máximos e mínimos também tiveram pouco distanciamento do valor médio, como foi observado também no ensaio 3

Tabela 38 Valores Médios, Máximos e Mínimos de concentração de coliformes totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 4º Ensaio, em NMP(100ml)⁻¹

	Coliformes Totais			<i>E.Coli</i>		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	$1,8 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$1,4 \times 10^5$	$5,8 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$1,4 \times 10^4$
Efluente do Pré Filtro	$1,8 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$1,9 \times 10^5$	$1,3 \times 10^6$	$9,8 \times 10^6$	$2,8 \times 10^3$
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	$6,5 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$1,0 \times 10^5$	$3,1 \times 10^5$	$1,6 \times 10^6$	$7,3 \times 10^3$
Efluente do Filtro de Areia	$5,9 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$1,4 \times 10^4$	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$6,3 \times 10^3$

Os efluentes dos filtros lentos apresentaram, em média, concentrações da ordem de 10^5 para coliformes totais e *E.Coli*, representando no ensaio 4 a eficiência global mostrada na TABELA 39.

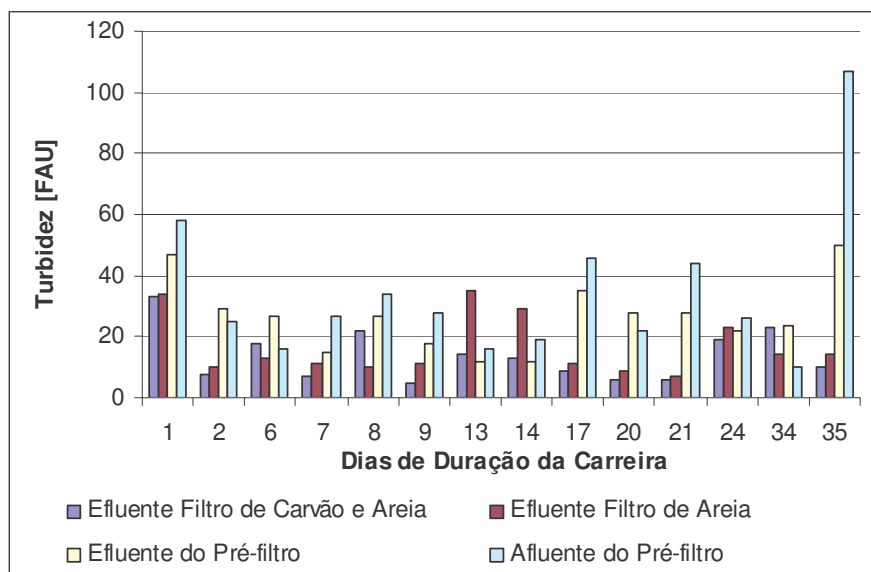


Figura 76 Valores de turbidez das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 4º ensaio

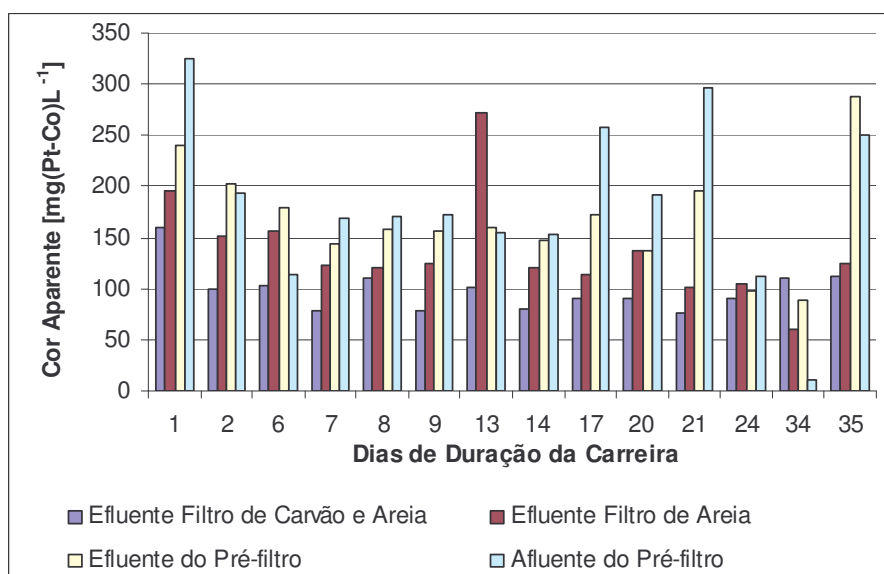


Figura 77 Valores de cor aparente das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 4º ensaio

Tabela 39 Valores Médios de Eficiência de Remoção de Coliformes Totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 4º Ensaio, em %

	Col. Totais	<i>E.Coli</i>
Pré Filtro + Filtro de Areia	67,1	46,5
Pré Filtro + Filtro de Areia e Carvão	63,7	41,3

As porcentagens de eficiências de remoção de Coliformes Totais e *E.Coli*, foram neste ensaio inferiores as do ensaio anterior. Nota-se também que a concentração do afluente é também mais elevada que no ensaio 3, e tal resultado confirma que se faz necessário a aplicação de algum método de desinfecção para inativar, ou reduzir a concentração desses microrganismos, no efluente final.

5.4.8. Ferro Total

Os resultados obtidos neste ensaio, assim com no ensaio anterior, mostram que houve aumento da concentração de ferro total ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta, sendo o máximo valor de com concentração de ferro foi de $2,7\text{mg}\ell^{-1}$. Essa concentração, no entanto, não compromete a qualidade de corpos receptores quando do lançamento do efluente, bem como de atividades de reúso.

5.4.9. Parâmetros de Pequena Variação

5.4.9.1. Manganês

A concentração de manganês total esteve constante entre 0,08 e $0,23\text{mg}\ell^{-1}$ ao longo de todo o ensaio.

5.4.9.2. pH

O pH oscilou entre 5,9 e 7,2 durante todo o período de amostragem, não sendo esta pequena amplitude representativa de alguma variação na composição química o efluente. O valor deste parâmetro manteve-se praticamente constante ao longo do ensaio e do processo de tratamento, ratificando os dados de literatura onde citam a não alteração das características químicas do efluente submetidos à processo de pré-filtração em pedregulho e filtração lenta. (FIGURA 78).

5.4.9.3. Temperatura

A temperatura oscilou entre $23,5^{\circ}\text{C}$ e $31,4^{\circ}\text{C}$, mantendo o valor médio de 28°C , e assim como o pH não teve alteração devido às etapas do processo. (FIGURA 79)

Neste ensaio a temperatura foi em média 6°C maior que no ensaio 3, mas o valor atingido não afeta a camada biológica dos filtros lentos (schmutzdecke) não havendo portanto alteração no processo devido a diferença de temperatura do efluente.

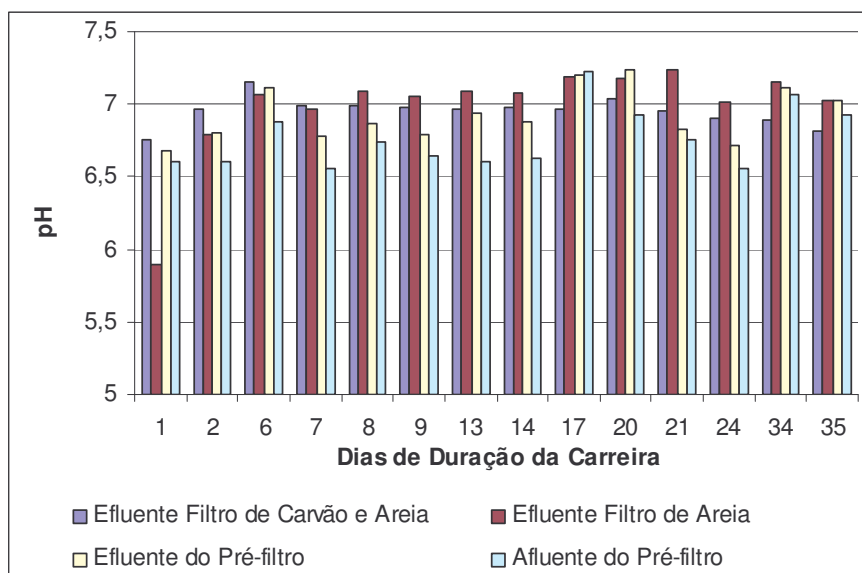


Figura 78 Valores de pH no 4º ensaio

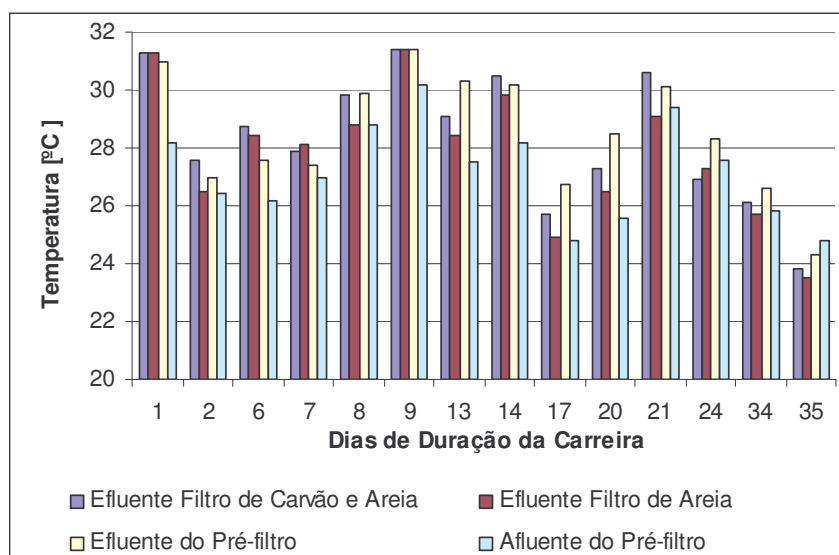


Figura 79 Valores de Temperatura no 4º ensaio

5.4.9.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido manteve valores semelhantes ao ensaio 3, tendo valor médio em torno de $3\text{mg}\ell^{-1}$, apresentado poucos valores acima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ ou abaixo de $1\text{mg}\ell^{-1}$, como mostra a TABELA 40. Não foi identificada nenhuma anormalidade que pudesse ser responsável pela pequena variação deste parâmetro.

Tabela 40 Valores de Oxigênio Dissolvido no 3º Ensaio

Amostra	Entrada do Pré-filtro	Saída do Pré-filtro	Saída Filtro de Carvão e Areia	Saída Filtro de Areia
1	3,22	1,29	2,54	3,27
2	2,98	3,4	1,92	1,58
3	4,1	4,43	4,47	3,12
4	3,62	5,13	4,44	4,28
5	5,05	3,87	2,55	2,61
6	5,2	4,75	4,18	3,75
7	4,58	4,58	2,63	2,11
8	4,01	3,96	4,44	4,01
9	2,7	1,51	3,21	2,16
10	1,98	3,07	3,18	1,95
11	1,94	2,88	2,23	2,3
12	1,21	2,03	1,27	1,62
13	2,88	6,82	6,01	4,53
14	3,35	5,8	3,84	2,89
Média	3,3	3,8	3,4	2,9
Máxima	5,2	6,8	6,0	4,5
Mínima	1,2	1,3	1,3	1,6

5.5.3. Ensaio 5

5.5.1. Taxa de Filtração

Neste ensaio a taxa média de pré-filtração foi de $8,7\text{md}^{-1}$, dos filtros lentos de areia foi $2,7\text{md}^{-1}$ e do filtro lento de areia e carvão foi de $2,6\text{md}^{-1}$. Para efeito de comparação pode-se considerar que os dois filtros lentos operaram com a mesma taxa de filtração.

5.5.2. Perda de Carga

A perda de carga dos filtros alcançou o valor de 70cm, considerado limitante, quando as carreiras de filtração estavam com 28 dias de duração (FIGURA 80).

As curvas desenhadas como tendências da evolução da perda de carga dos filtros podem ser modeladas como exponenciais, sendo o filtro lento de areia representado na EQUAÇÃO 39 e o filtro lento de areia e carvão representado na EQUAÇÃO 40.

$$\Delta H_{\text{Areia}} = 8,3637 e^{0,1210t} \quad R^2 = 0,65 \quad (39)$$

$$\Delta H_{\text{Areia_Carvão}} = 8,0586 e^{0,1379t} \quad R^2 = 0,73 \quad (40)$$

onde: ΔH = perda de carga, em cm

t = tempo de duração da carreira, em dias

Os coeficientes das equações 6 e 7 e a análise gráfica mostram que neste ensaio ambos os filtros tiveram a evolução da perda de carga bastante semelhante, assim como no ensaio 4 e diferentemente do ensaio 3 onde apenas o filtro lento de carvão e areia teve perda de carga inicial próxima à 10cm, neste ensaio ambos os filtros lentos tiveram um valor de perda de carga inicial de 8cm.

5.5.3. Sólidos em Suspensão

A eficiência de remoção de sólidos em suspensão não teve valores significativos quando quantificado em valores numéricos pois o afluente teve concentração inicial média de $10,0 \text{mg}\ell^{-1}$ que é um valor muito baixo, porém o efluente a ser tratado possui concentrações menores que a afluente indicando que houve redução de sólidos em suspensão pelos processos de pré-filtração e filtração lenta, como mostra a TABELA 41.

Tabela 41 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Concentração de Sólidos em Suspensão no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 5º Ensaio, em $\text{mg}\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	10,0	15,0	5,0
Efluente do Pré-Filtro	10,0	15,0	5,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	3,8	5,0	0,0
Efluente do Filtro de Areia	6,3	10,0	5,0

Tabela 42 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Turbidez no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 5º Ensaio, em FAU

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	37,4	67,0	10,0
Efluente do Pré Filtro	25,1	45,0	7,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	10,9	19,0	1,0
Efluente do Filtro de Areia	12,8	22,0	3,0

5.5.4. Turbidez

A remoção da turbidez, assim como nos ensaios anteriores, foi significativa ao longo das unidades experimentais de tratamento como mostra a FIGURA 81.

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas no decorrer deste ensaio foram de 33,4% no pré-filtro, 54,8% no filtro lento de carvão e areia e 59,0% no filtro lento de areia, de tal modo que o efluente filtrado possui baixos valores de turbidez, como mostra a TABELA 42 e como já apresentou os resultados dos ensaios 3 e 4.

5.5.5. Cor Aparente

O sistema apresentou, neste ensaio, eficiência na remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, ao longo das unidades experimentais, principalmente pelos filtros lentos, como mostra a FIGURA 82.

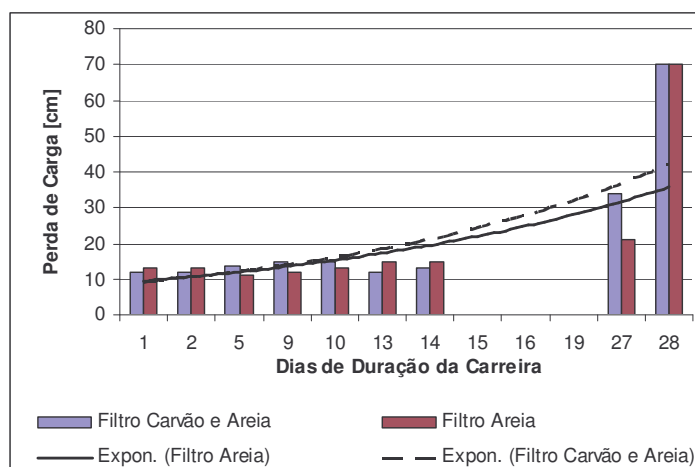


Figura 80 Evolução da perda de carga dos filtros lentos durante a carreira do 5º ensaio.

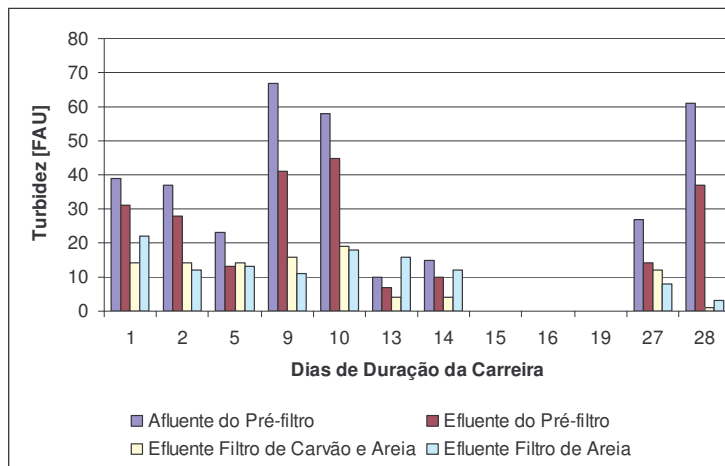


Figura 81 Valores de turbidez das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 5º ensaio

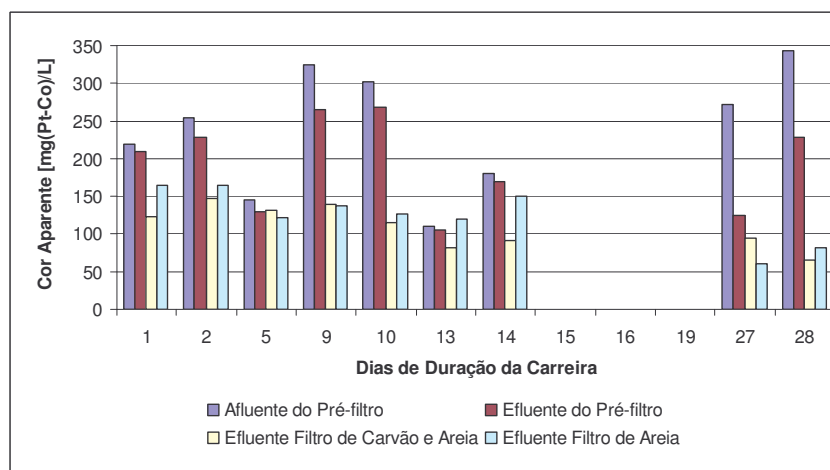


Figura 82 Valores de cor aparente das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 5º ensaio

As eficiências médias obtidas no decorrer deste ensaio foram de 17,1% no pré-filtro, 43,3% no filtro lento de carvão e areia e 35,6% no filtro lento de areia.

A TABELA 43 mostra a eficiência média, máxima e mínima da remoção de cor aparente podendo-se observar que no filtro lento com carvão o valor mínimo manteve mais próximo ao médio.

Tabela 43 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Eficiência de Remoção de Cor Aparente no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 3º Ensaio, em %

	Média	Máxima	Mínima
Pré Filtro	17,1	54,0	4,5
Filtro de Carvão e Areia	43,3	71,6	21,9
Filtro de Areia	35,6	64,2	6,2

5.5.6. Demanda Química de Oxigênio

No decorrer do presente ensaio os problemas operacionais referentes às análises de DQO foram resolvidos.

Os valores obtidos do afluente apresentaram média de 46,9mg ℓ^{-1} , sendo reduzido gradativamente até o efluente dos filtros lentos que apresentaram valores médios de 22,2mg ℓ^{-1} no filtro lento de carvão e areia e 34,6mg ℓ^{-1} no filtro lento de areia (TABELA 44)

Tabela 44 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Demanda Química de Oxigênio no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 5º Ensaio, em mg[O₂] ℓ^{-1}

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	46,9	65,3	22,6
Efluente do Pré Filtro	38,1	60,3	10,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	22,2	38,0	10,0
Efluente do Filtro de Areia	34,6	55,2	4,3

5.5.7. Coliformes Totais e E.Coli

A presença de coliformes totais e *E.Coli* no efluente tratado pelas wetlands e conseqüentemente no afluente ao Pré-Filtro foi, em média, da ordem 10⁵, como mostra a TABELA 45, onde se comparando com os valores dos ensaios anteriores é uma casa logarítmica menor.

Tabela 45 Valores Médios, Máximos e Mínimos de concentração de coliformes totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 5º Ensaio, em NMP(100mℓ)⁻¹

	Coliformes Totais			<i>E.Coli</i>		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	3,2 x 10 ⁵	8,7 x 10 ⁵	7,4 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁵	3,4 x 10 ⁵	4,5 x 10 ⁴
Efluente do Pré Filtro	2,4 x 10 ⁵	6,1 x 10 ⁵	5,2 x 10 ⁴	9,2 x 10 ⁴	2,6 x 10 ⁵	2,2 x 10 ⁴
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	5,7 x 10 ⁴	9,9 x 10 ⁵	1,5 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	3,7 x 10 ⁴	2,9 x 10 ³
Efluente do Filtro de Areia	1,1 x 10 ⁵	2,1 x 10 ⁵	8,3 x 10 ³	2,4 x 10 ⁴	4,0 x 10 ⁴	6,3 x 10 ³

O efluente final dos filtros lentos apresentou, entretanto, concentrações das ordens 10⁵ e 10⁴ como também pode ser visto na TABELA 45, e nos resultados dos ensaios anteriores.

Os valores referentes à eficiência no ensaio 5 pode ser visto na TABELA 46.

Tabela 46 Valores Médios de Eficiência de Remoção de Coliformes Totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 5º Ensaio, em %

	Col. Totais	<i>E.Coli</i>
Pré Filtro + Filtro de Areia	65	80
Pré Filtro + Filtro de Areia e Carvão	82	88

Os valores de eficiência deste ensaio são menores que dos ensaios anteriores, porém essa redução deve-se a menores concentrações no afluente do pré-filtros e valores semelhantes no efluente dos filtros lentos, indicando que pode haver uma limitação na qualidade do efluente dos filtros lentos, para as condições operacionais adotadas nesta pesquisa e justificando novamente a necessidade de sistemas de desinfecção para adequar o efluente final à usos que exigem segurança sanitária.e minimizar riscos de contaminação de corpos receptores

5.5.8. Ferro Total

Os resultados das análises de ferro total tiveram os mesmos valores dos ensaios anteriores, onde houve aumento da concentração de ferro ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta.

Neste ensaio o valor máximo foi de $3,2\text{mg}\ell^{-1}$, obtido no efluente do filtro lento com carvão e areia, indicando um aumento em relação aos ensaios 3 e 4 que foram de $1,8\text{mg}\ell^{-1}$ e $2,7\text{mg}\ell^{-1}$, respectivamente.

5.5.9. Parâmetros de Pequena Variação

5.5.9.1. Manganês

A concentração de manganês total esteve constante entre $0,08$ e $0,17\text{mg}\ell^{-1}$ ao longo de todo o ensaio, mantendo a tendência observada nos ensaios anteriores.

5.5.9.2. pH

O pH das amostras do ensaio 5 oscilou entre 6,7 e 7,8 durante todo o período de amostragem, e do mesmo modo que foi observado nos ensaios 3 e 4 a pequena variação não representou alteração na composição química o efluente. (FIGURA 83).

5.5.9.3. Temperatura

A temperatura oscilou entre $21,3^{\circ}\text{C}$ e $29,4^{\circ}\text{C}$, mantendo o valor médio de 26°C , e assim como o pH não teve alteração devido às etapas do processo. (FIGURA 84)

Neste ensaio a temperatura média e os valores máximos e mínimos não atingiram valores limitantes do desenvolvimento da camada biológica dos filtros lentos (schmutzdecke) não havendo portanto alteração no processo devido à diferença de temperatura do efluente.

5.5.9.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido manteve valores semelhantes aos ensaios 3 e, tendo valor médio em torno de $3\text{mg}\ell^{-1}$, apresentando poucos valores acima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ ou abaixo de $1\text{mg}\ell^{-1}$, como mostra a TABELA 47. Não foi identificada nenhuma anormalidade que pudesse ser responsável pela pequena variação deste parâmetro.

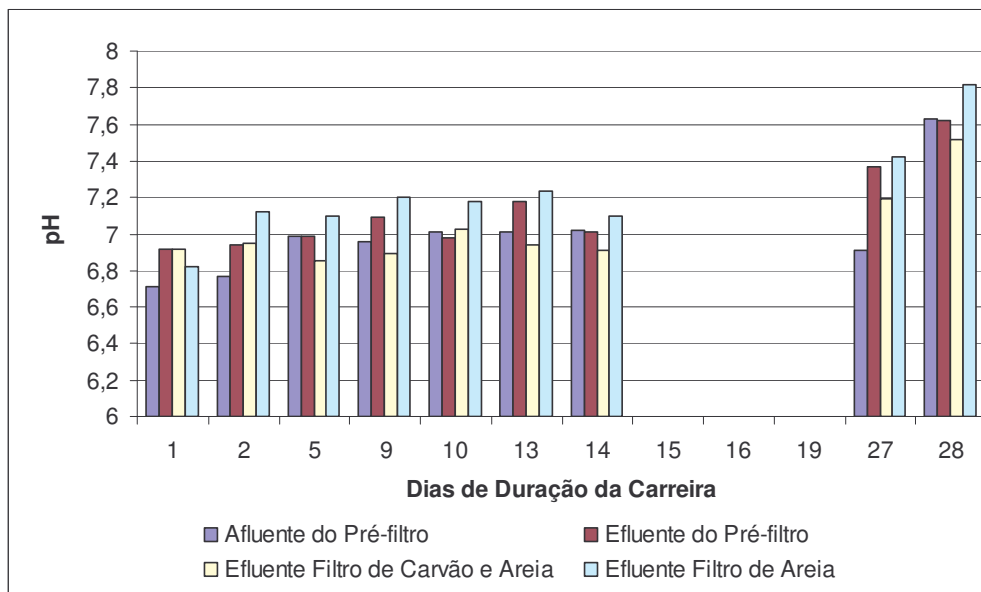


Figura 83 Valores de pH no 5º ensaio

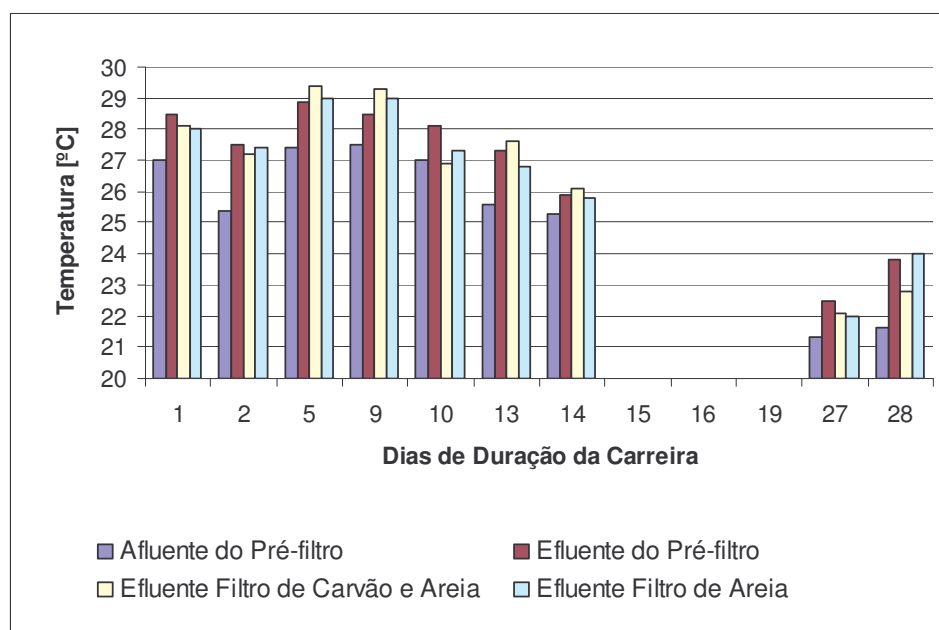


Figura 84 Valores de Temperatura no 5º ensaio

Tabela 47 Valores de Oxigênio Dissolvido no 3º Ensaio

Amostra	Entrada do Pré-filtro	Saída do Pré-filtro	Saída Filtro de Carvão e Areia	Saída Filtro de Areia
1	3,13	4,75	3,95	2,41
2	0,73	2,61	2,35	1,55
5	4,54	3,6	1,44	1,34
9	4,31	3,92	2,08	1,21
10	4,01	3,75	2,01	1,89
13	0,89	3,15	1,58	1,68
14	1,12	2,58	1,96	1,62
27	2,91	3,61	5,62	3,67
28	3,06	2,99	3,55	3,18
Média	2,7	3,4	2,7	2,1
Máxima	4,5	4,8	5,6	3,7
Mínima	0,7	2,6	1,4	1,2

5.6.4. Ensaio 6

5.6.1. Taxa de Filtração

Neste ensaio a taxa média de pré-filtração foi de $8,4\text{md}^{-1}$, e de filtração foi $2,8\text{md}^{-1}$, em ambos os filtros lentos

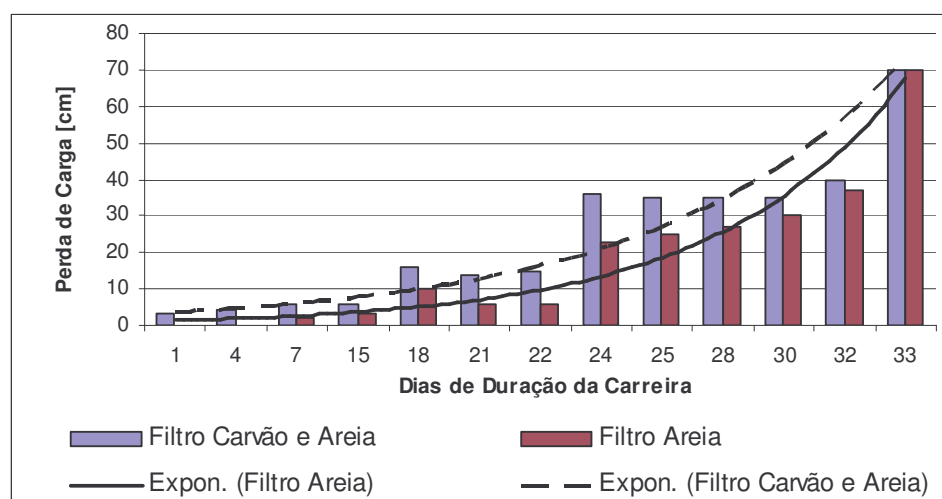


Figura 85 Evolução da perda de carga dos filtros lentos durante a carreira do 6º ensaio.

5.6.2. Perda de Carga

As perdas de carga dos filtros alcançaram o valor de 70cm, considerado limitante, quando as carreiras de filtração estavam com 33 dias de duração (FIGURA 85).

As curvas desenhadas como tendências da evolução da perda de carga dos filtros podem ser modeladas como exponenciais, sendo o filtro lento de areia representado na EQUAÇÃO 41 e o filtro lento de areia e carvão representado na EQUAÇÃO 42.

$$\Delta H_{Areia} = 1,0131e^{0,3232t} \quad R^2 = 0,89 \quad (41)$$

$$\Delta H_{Areia_Carvão} = 2,8778e^{0,2487t} \quad R^2 = 0,92 \quad (42)$$

onde: ΔH = perda de carga, em cm

t = tempo de duração da carreira, em dias

Os coeficientes das equações e a análise gráfica mostram que, também neste ensaio ambos os filtros tiveram a evolução da perda de carga semelhante, assim como no ensaio 4 e diferentemente do ensaio 3 onde apenas o filtro lento de carvão e areia teve perda de carga inicial próxima à 10cm.

5.6.3. Sólidos em Suspensão

A eficiência de remoção de sólidos em suspensão não teve valores significativos quando quantificado em valores numéricos pois o afluente teve concentração inicial média de $13,3\text{mg}\ell^{-1}$ que é um valor muito baixo, porém o efluente a ser tratado possui concentrações menores que a afluente indicando que houve redução de sólidos em suspensão pelos processos de pré-filtração e filtração lenta, como mostra a TABELA 48, do mesmo modo que nos ensaios anteriores.

Tabela 48 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Concentração de Sólidos em Suspensão no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 6º Ensaio, em $\text{mg}\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	13,3	15,0	10,0
Efluente do Pré-Filtro	10,0	15,0	5,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	5,8	10,0	5,0
Efluente do Filtro de Areia	7,5	10,0	5,0

5.6.4. Turbidez

A remoção da turbidez, assim como nos ensaios anteriores, foi significativa ao longo das unidades experimentais de tratamento como mostra a FIGURA 86.

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas no decorrer deste ensaio foram de 23,0% no pré-filtro, 39,2% no filtro lento de carvão e areia e 30,7% no filtro lento de areia, de tal modo que o efluente filtrado possui baixos valores de turbidez, como mostra a TABELA 49, apesar da eficiência apresentada neste ensaio ser inferior aos ensaios anteriores.

Tabela 49 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Turbidez no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 6º Ensaio, em FAU

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	32,3	52,0	15,0
Efluente do Pré Filtro	26,2	36,0	13,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	15,5	21,0	8,0
Efluente do Filtro de Areia	18,7	29,0	8,0

5.6.5. Cor Aparente

A remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, mostrou-se eficaz ao longo das unidades experimentais, principalmente pelos filtros lentos, como mostra a FIGURA 87.

As eficiências médias obtidas no decorrer deste ensaio foram de 12,7% no pré-filtro, 42,3% no filtro lento de carvão e areia e 33,2% no filtro lento de areia.

A TABELA 50 mostra a eficiência média, máxima e mínima da remoção de cor aparente podendo-se observar que os valores de ambos os filtros estão com valores máximos e mínimos similares, diferentemente dos outros ensaios onde o filtro lento com carvão e areia apresentou maior eficiência.

Tabela 50 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Eficiência de Remoção de Cor Aparente no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 6º Ensaio, em %

	Média	Máxima	Mínima
Pré Filtro	12,7	34,1	2,9
Filtro de Carvão e Areia	42,3	59,9	24,6
Filtro de Areia	33,2	56,7	13,4

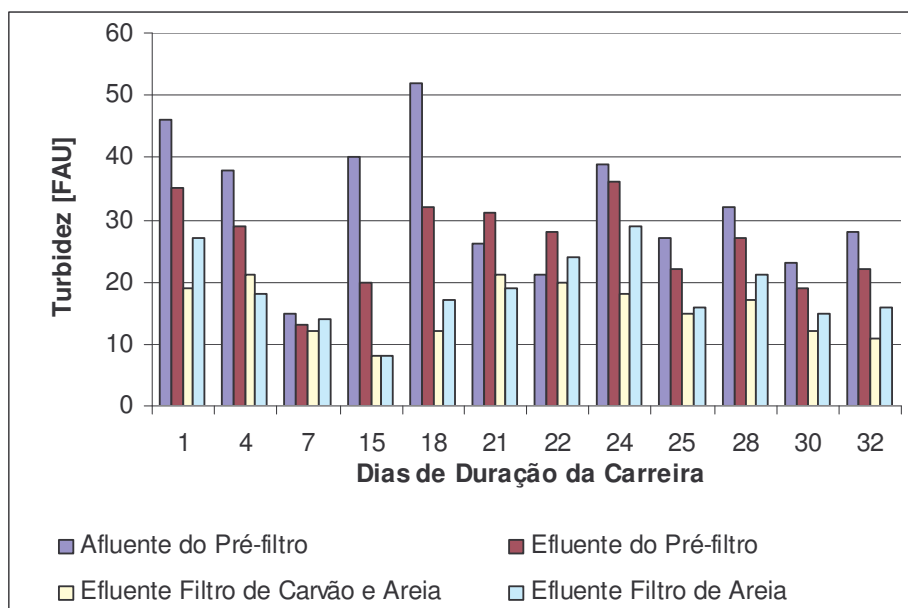


Figura 86 Valores de turbidez das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 6º ensaio

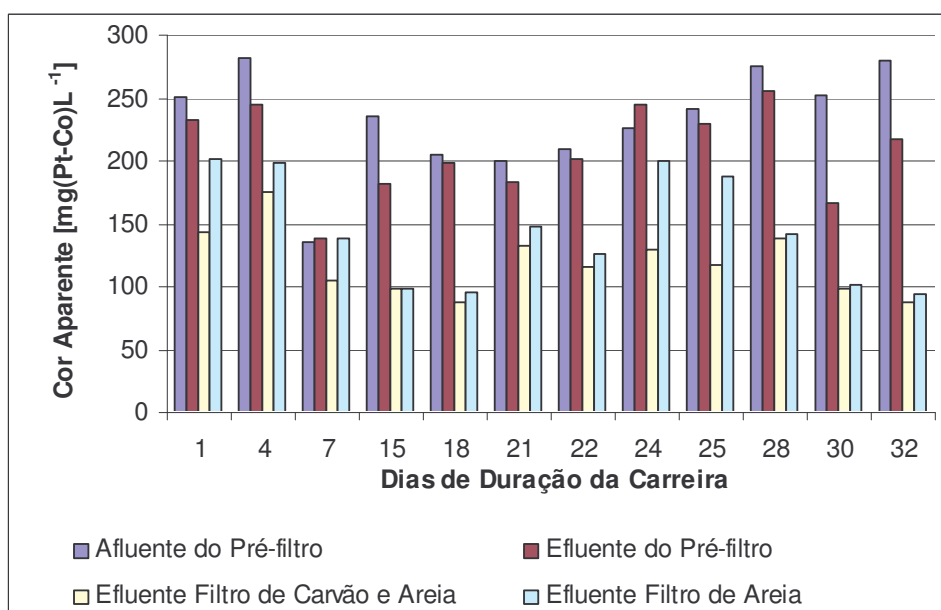


Figura 87 Valores de cor aparente das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 6º ensaio

5.6.6. Demanda Química de Oxigênio

Os valores obtidos do afluente apresentaram média de $38,5\text{mg}\ell^{-1}$, sendo reduzido gradativamente até o efluente dos filtros lentos que apresentaram valores médios de $17,6\text{mg}\ell^{-1}$ no filtro lento de carvão e areia e $21,8\text{mg}\ell^{-1}$ no filtro lento de areia (TABELA 51), que são resultados semelhantes aos obtidos no ensaio 5, representando valores de eficiência de 54,2% no conjunto pré-filtro seguido e filtro lento de carvão e areia e 43,3% no conjunto pré-filtro seguido e filtro lento de areia.

Tabela 51 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Demanda Química de Oxigênio no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 6º Ensaio, em $\text{mg}[\text{O}_2] \ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	38,5	50,2	10,0
Efluente do Pré Filtro	20,5	22,6	15,1
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	17,6	27,6	10,0
Efluente do Filtro de Areia	21,8	45,2	15,1

5.6.7. Coliformes Totais e E.Coli

A presença de coliformes totais no efluente tratado pelos leitos cultivados e conseqüentemente no afluente ao pré-filtro foi, em média, da ordem 10^6 , e de *E.Coli*, de 10^5 , como mostra a TABELA 52, onde nota-se que os valores máximos e mínimos também tiveram pouco distanciamento do valor médio, como foi observado nos ensaios 3 e 4.

Tabela 52 Valores Médios, Máximos e Mínimos de concentração de coliformes totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 6º Ensaio, em $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$

	Coliformes Totais			<i>E.Coli</i>		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	$1,0 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$6,5 \times 10^4$	$1,7 \times 10^5$	$4,4 \times 10^5$	$3,4 \times 10^4$
Efluente do Pré Filtro	$6,3 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$9,9 \times 10^4$	$1,8 \times 10^5$	$3,4 \times 10^5$	$3,4 \times 10^4$
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	$8,4 \times 10^4$	$2,3 \times 10^5$	$1,9 \times 10^4$	$5,3 \times 10^4$	$2,4 \times 10^5$	$2,9 \times 10^3$
Efluente do Filtro de Areia	$4,7 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$4,1 \times 10^4$	$6,8 \times 10^4$	$1,3 \times 10^5$	$1,2 \times 10^4$

Os efluentes finais dos filtros lentos apresentaram, em média, concentrações da ordem de 10^5 para coliformes totais e ordem de 10^4 para *E.Coli*, representando no ensaio 6 valores similares ao ensaio 4, e tendo a eficiência global mostrada na TABELA 53.

Tabela 53 Valores Médios de Eficiência de Remoção de Coliformes Totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 6º Ensaio, em %

	Col. Totais	<i>E.Coli</i>
Pré Filtro + Filtro de Areia	53,4	68,9
Pré Filtro + Filtro de Areia e Carvão	91,7	60,0

Os resultados continuam confirmando que se faz necessário a aplicação de algum método de desinfecção para inativar, ou reduzir a concentração desses microrganismos, no efluente final.

5.6.8. Ferro Total

Os resultados das análises de ferro total tiveram os mesmos valores dos ensaios anteriores, onde houve aumento da concentração de ferro ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta.

Neste ensaio o valor máximo foi de $2,6\text{mg}\ell^{-1}$, obtido no efluente do filtro lento com carvão e areia, indicando uma redução em relação à média do ensaio anterior e concentrações semelhantes aos ensaios 3 e 4.

5.6.9. Parâmetros de Pequena Variação

5.6.9.1. Manganês

A concentração de manganês total esteve constante entre $0,06$ e $0,16\text{mg}\ell^{-1}$ ao longo de todo o ensaio, mantendo a tendência observada nos ensaios anteriores.

5.6.9.2. pH

O pH das amostras do ensaio 6 oscilou entre 6,6 e 7,7 durante todo o período de amostragem, e do mesmo modo que foi observado nos ensaios anteriores, a pequena variação não representou alteração na composição química o efluente. (FIGURA 88).

5.6.9.3. Temperatura

A temperatura oscilou entre $19,7^{\circ}\text{C}$ e $26,8^{\circ}\text{C}$, mantendo o valor médio de 23°C , e assim como o pH não teve alteração devido às etapas do processo. (FIGURA 89)

Neste ensaio, assim como nos anteriores e como se esperava pelas características climáticas da região, a temperatura média e os valores máximos e mínimos não atingiram valores limitantes do desenvolvimento da camada biológica dos filtros lentos

(schmutzdecke) não havendo portanto alteração no processo devido à diferença de temperatura do efluente.

5.6.9.4. Oxigênio Dissolvido

O Oxigênio Dissolvido manteve valores semelhantes aos ensaios anteriores, tendo valor médio em torno de $3\text{mg}\ell^{-1}$, apresentado poucos valores acima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ ou abaixo de $1\text{mg}\ell^{-1}$, como mostra a TABELA 54 Não foi identificada nenhuma anormalidade que pudesse ser responsável pela pequena variação deste parâmetro.

Tabela 54 Valores de Oxigênio Dissolvido no 6º Ensaio

Amostra	Entrada do Pré-filtro	Saída do Pré-filtro	Saída Filtro de Carvão e Areia	Saída Filtro de Areia
1	5,01	3,96	2,25	3,19
4	3,95	3,22	3,41	2,27
7	3,1	3,09	2,4	1,48
15	3,53	2,59	2,08	1,69
18	1,97	2,29	3,19	2,5
21	1,63	2,85	1,46	1,69
22	1,89	2,71	2,02	1,97
24	3,18	4,26	5,23	2,83
25	3,98	3,8	3,95	2,57
28	1,14	4,22	2,79	3,06
30	1,18	2,08	0,94	1
32	1,14	2,64	1,98	1,67
Média	2,6	3,1	2,6	2,2
Máxima	5,0	4,3	5,2	3,2
Mínima	1,1	2,1	0,9	1,0

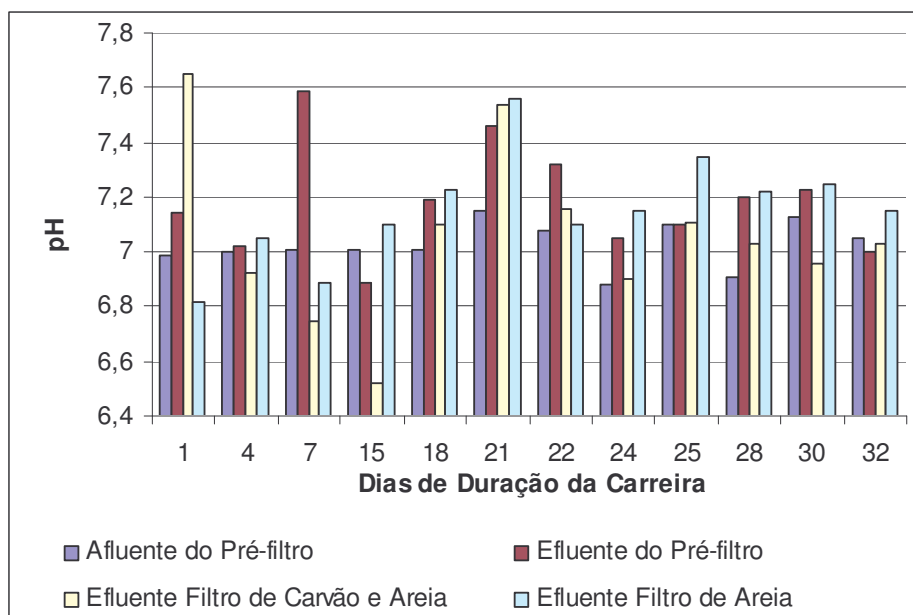


Figura 88 Valores de pH no 6º ensaio

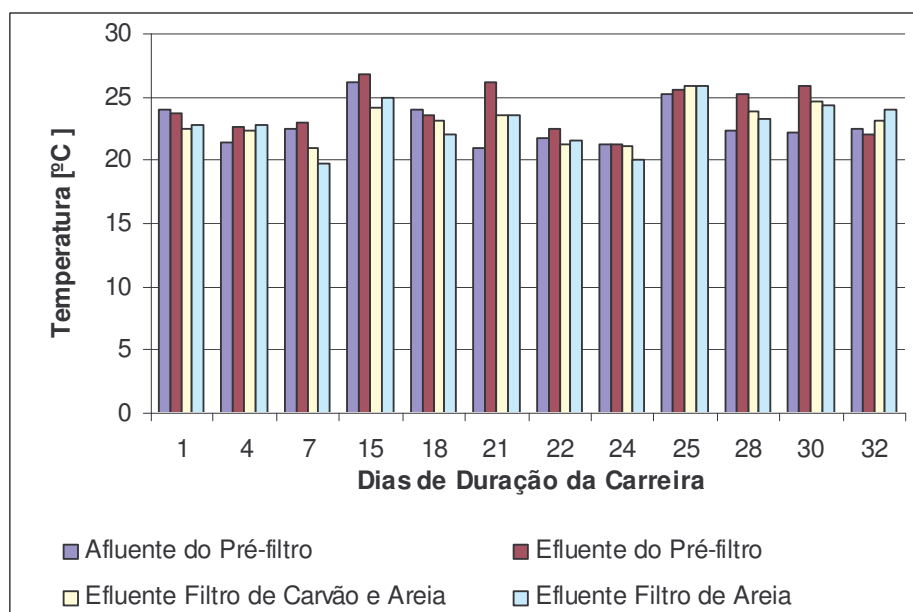


Figura 89 Valores de Temperatura no 6º ensaio

5.7. Ensaio 7

5.7.1. Taxa de Filtração

Neste ensaio a taxa média de pré-filtração foi de $8,5\text{md}^{-1}$, de filtração lenta em carvão e areia $2,7\text{md}^{-1}$ e de filtração lenta em areia de $2,6\text{md}^{-1}$. Para efeito de comparação pode-se considerar que os dois filtros lentos operaram com a mesma taxa de filtração.

5.7.2. Perda de Carga

As perdas de carga dos filtros alcançaram o valor de 70cm, considerado limitante, quando as carreiras de filtração estavam com 18 dias de duração da carreira. (FIGURA 90).

A duração dessa carreira foi mais curta que as anteriores possivelmente pela mudança no regime de geração de efluente para tratamento na instalação experimental pois o ensaio decorreu nos meses de junho e julho, onde partes das instalações prediais estavam fechadas devido ao período de férias escolares.

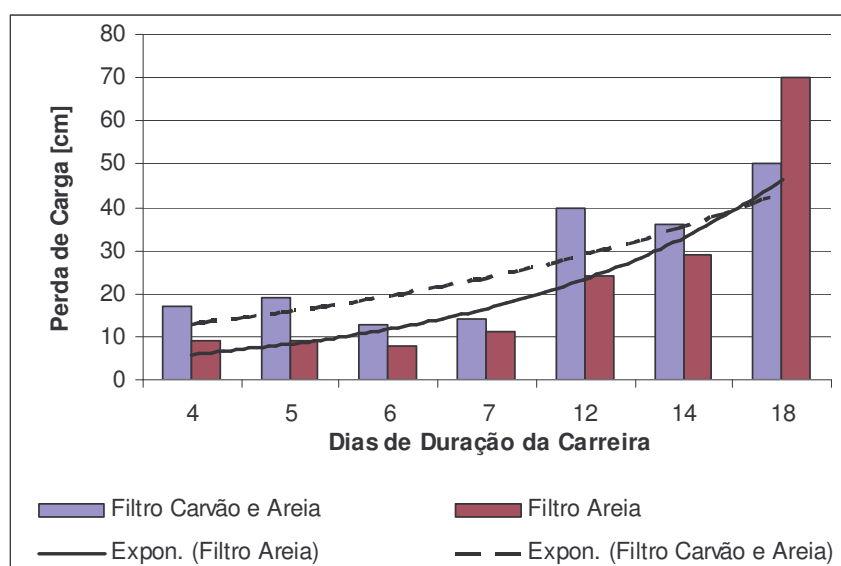


Figura 90 Evolução da perda de carga dos filtros lentos durante a carreira do 7º ensaio.

As curvas desenhadas como tendências da evolução da perda de carga dos filtros podem ser modeladas como exponenciais, sendo o filtro lento de areia representado na EQUAÇÃO 43 e o filtro lento de areia e carvão representado na EQUAÇÃO 44.

$$\Delta H_{\text{Areia}} = 4,2165e^{0,3426t} \quad R^2 = 0,82 \quad (43)$$

$$\Delta H_{\text{Areia_Carvão}} = 10,602e^{0,2014t} \quad R^2 = 0,62 \quad (44)$$

onde: ΔH = perda de carga, em cm

t = tempo de duração da carreira, em dias

Os coeficientes das equações e a análise gráfica mostram que neste ensaio ambos os filtros tiveram a evolução da perda de carga semelhante, apesar da pequena quantidade de dados dificultar uma assertiva mais precisa.

5.7.3. Sólidos em Suspensão

A concentração média de sólidos em suspensão neste ensaio se manteve baixa no afluente do pré-filtro, porém as unidades de pré-filtração e filtração lenta não demonstraram redução desses valores como mostra a TABELA 55.

Este foi o único ensaio onde a concentração de sólidos suspensos não foi reduzida ao longo das unidades experimentais de filtração lenta.

Tabela 55 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Concentração de Sólidos em Suspensão no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 7º Ensaio, em $\text{mg}\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	11,2	17,5	8,3
Efluente do Pré-Filtro	10,9	12,5	8,3
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	8,6	15,6	3,4
Efluente do Filtro de Areia	12,9	17,4	2,5

5.7.4. Turbidez

A remoção da turbidez, assim como nos ensaios anteriores, foi significativa ao longo das unidades experimentais de tratamento como mostra a FIGURA 91.

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas no decorrer deste ensaio foram de 18,5% no pré-filtro, 49,9% no filtro lento de carvão e areia e 42,9% no filtro lento de areia, de tal modo o efluente filtrado possui baixos valores de turbidez (TABELA 56).

Tabela 56 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Turbidez no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 7º Ensaio, em FAU

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	29,4	42	15

Efluente do Pré Filtro	30,1	54	14
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	12,9	22	5
Efluente do Filtro de Areia	17,4	25	9

5.7.5. Cor Aparente

Obteve-se neste ensaio eficaz remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, ao longo das unidades experimentais, principalmente pelos filtros lentos, como mostra a FIGURA 92.

Os valores de cor aparente obtidas no decorrer deste ensaio foram, em média, 175,6mg[Pt-Co]ℓ⁻¹ no pré-filtro, 93,0mg[Pt-Co]ℓ⁻¹ no filtro lento de carvão e areia e 124,3mg[Pt-Co]ℓ⁻¹ no filtro lento de areia.

A TABELA 57 mostra a eficiência média, máxima e mínima da remoção de cor aparente podendo-se observar que a eficiência do filtro de carvão e areia é maior que do filtro de areia, como também se observou nos ensaios 3 a 5.

Tabela 57 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Eficiência de Remoção de Cor Aparente no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 7º Ensaio, em %

	Média	Máxima	Mínima
Pré Filtro	24,0	36,6	12,6
Filtro de Carvão e Areia	56,0	68,9	25,3
Filtro de Areia	26,8	56,1	7,5

5.7.6. Demanda Química de Oxigênio

O valor médio obtido nas amostras do afluente apresentaram média de 89,0mgℓ⁻¹, sendo reduzido gradativamente até o efluente dos filtros lentos que apresentaram valores médios de 45,0mgℓ⁻¹ no filtro lento de carvão e areia e 67,6mgℓ⁻¹ no filtro lento de areia (TABELA 58), indicando uma eficiência de 49,5% no conjunto pré-filtro seguido e filtro lento de carvão e areia e 25% no conjunto pré-filtro seguido e filtro lento de areia.

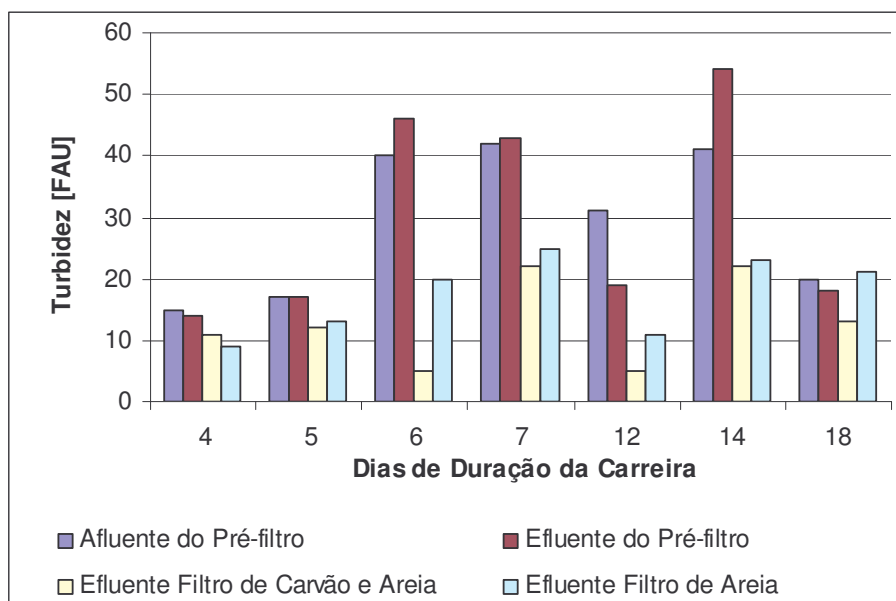


Figura 91 Valores de turbidez das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 7º ensaio

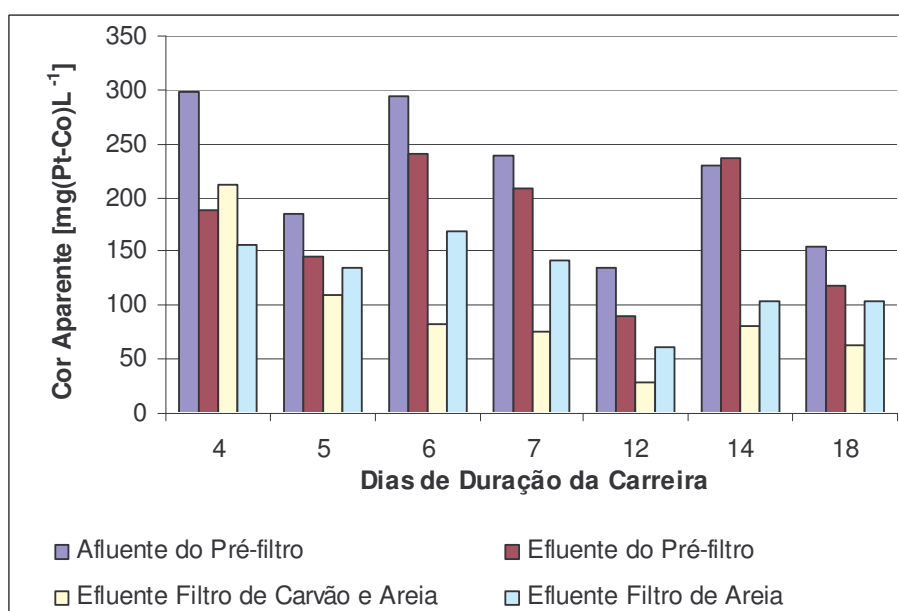


Figura 92 Valores de cor aparente das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 7º ensaio

Tabela 58 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Demanda Química de Oxigênio no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 7º Ensaio, em mg[O₂] ℓ^{-1}

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	89,0	132,8	61,8
Efluente do Pré Filtro	68,9	89,9	46,8
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	45,0	57,0	29,3
Efluente do Filtro de Areia	67,6	74,3	56,8

5.7.7. Coliformes Totais e E.Coli

A presença de coliformes totais no efluente tratado pelos leitos cultivados e conseqüentemente no afluente ao Pré-Filtro foi, em média, da ordem 10⁶, e de *E.Coli*, de 10⁵, como mostra a TABELA 59.

Tabela 59 Valores Médios, Máximos e Mínimos de concentração de coliformes totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 7º Ensaio, em NMP(100m ℓ)⁻¹

	Coliformes Totais			<i>E.Coli</i>		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	1,4 x 10 ⁶	2,4 x 10 ⁶	7,0 x 10 ⁴	4,7 x 10 ⁵	2,0 x 10 ⁶	3,8 x 10 ⁴
Efluente do Pré Filtro	1,5 x 10 ⁶	2,4 x 10 ⁶	1,0 x 10 ⁵	5,4 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁶	3,4 x 10 ⁴
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	1,1 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁴	7,1 x 10 ⁴	2,3 x 10 ⁵	1,7 x 10 ³
Efluente do Filtro de Areia	2,5 x 10 ⁵	5,3 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	1,6 x 10 ³

O efluente final dos filtros lentos apresentou, em média, concentrações da ordem de 10⁵ para coliformes totais. Para *E.Coli* o filtro lento de carvão e areia apresentou em média concentrações da ordem 10⁴ e no filtro lento de areia a concentração média foi da ordem 10⁵, representando neste ensaio valores similares aos ensaios anteriores, e tendo a eficiência global mostrada na TABELA 60.

Tabela 60 Valores Médios de Eficiência de Remoção de Coliformes Totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 7º Ensaio, em %

	Col. Totais	<i>E.Coli</i>
Pré Filtro + Filtro de Areia	81,6	74,4
Pré Filtro + Filtro de Areia e Carvão	92,2	84,8

5.7.8. Ferro Total

Os resultados das análises de ferro total tiveram os mesmos valores dos ensaios anteriores, onde houve aumento da concentração de ferro ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta.

Neste ensaio o valor máximo foi de $3,2\text{mg}\ell^{-1}$, obtido no efluente do filtro lento com carvão e areia, indicando um aumento em relação à média dos ensaios anteriores.

5.7.9. Parâmetros de Pequena Variação

5.7.9.1. Manganês

A concentração de manganês total esteve constante entre $0,05$ e $0,24\text{mg}\ell^{-1}$ durante todo o ensaio, mantendo a tendência constante já observada nos ensaios anteriores.

5.7.9.2. pH

O pH das amostras do ensaio 7 oscilou entre $6,9$ e $7,4$ durante todo o período de amostragem, e do mesmo modo que foi observado nos ensaios anteriores, a pequena variação não representou alteração na composição química o efluente. (FIGURA 93).

5.7.9.3. Temperatura

A temperatura oscilou entre $17,6^{\circ}\text{C}$ e $23,0^{\circ}\text{C}$, mantendo o valor médio de 20°C , e assim como o pH não teve alteração devido às etapas do processo. (FIGURA 94)

Neste ensaio, assim como nos anteriores e como se esperava pelas características climáticas da região, a temperatura média e os valores máximos e mínimos não atingiram valores limitantes do desenvolvimento da camada biológica dos filtros lentos (schmutzdecke) não havendo portanto alteração no processo devido à diferença de temperatura do efluente, do mesmo modo que foi relatado no ensaio anterior.

5.7.9.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido manteve valores semelhantes aos ensaios anteriores, tendo valor médio em torno de $3\text{mg}\ell^{-1}$, apresentado poucos valores acima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ ou próximos de $1\text{mg}\ell^{-1}$, como mostra a TABELA 61. Não foi identificada nenhuma anormalidade que pudesse ser responsável pela pequena variação deste parâmetro.

Tabela 61 Valores de Oxigênio Dissolvido no 7º Ensaio

Amostra	Entrada do Pré-filtro	Saída do Pré-filtro	Saída Filtro de Carvão e Areia	Saída Filtro de Areia
4	1,81	4,61	4,21	1,92
5	1,18	2,52	2,38	1,47
6	1,83	2,55	1,94	1,16
7	3,31	5,77	5,7	4,36
12	1,7	3,55	1,86	1,61
14	2,03	1,18	1,81	1,47
18	2,95	5,76	6,37	5,49
Média	2,1	3,7	3,5	2,5
Máxima	3,31	5,77	6,37	5,49
Mínima	1,18	1,18	1,81	1,16

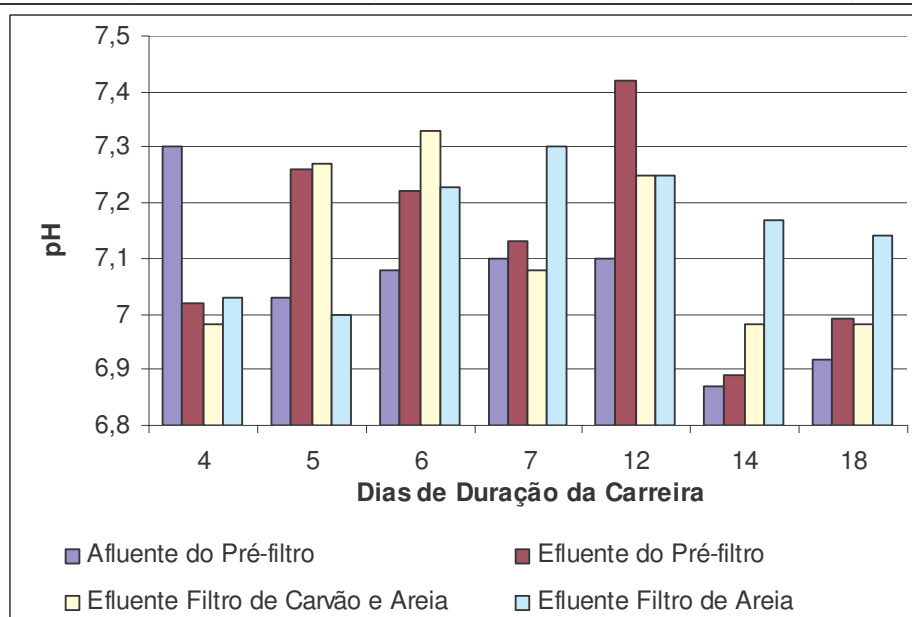


Figura 93 Valores de pH no 7º ensaio

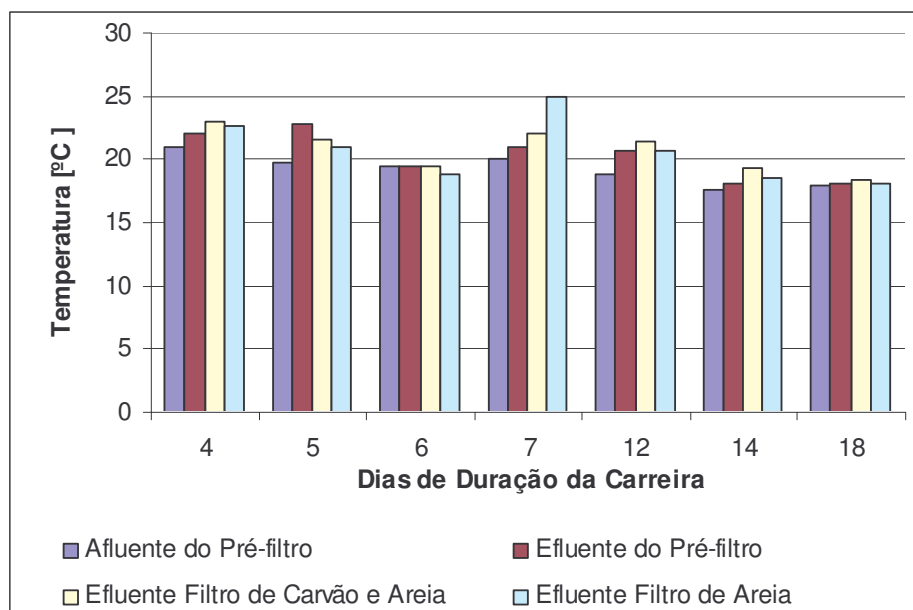


Figura 94 Valores de Temperatura no 7º ensaio

5.8. Ensaio 8

5.8.1. Taxa de Filtração

Neste ensaio a taxa média de pré-filtração foi de $8,3\text{md}^{-1}$, de filtração lenta em carvão e areia $2,8\text{md}^{-1}$ e de filtração lenta em areia de $2,7\text{md}^{-1}$. Para efeito de comparação pode-se considerar que os dois filtros lentos operaram com a mesma taxa de filtração.

5.8.2. Perda de Carga

Este ensaio foi interrompido aos 18 dias de duração da carreira devido à obstrução da tubulação que leva o efluente dos reatores anaeróbios aos leitos cultivados. Nessa situação a perda de carga do filtro de carvão e areia era de 36cm e do filtro lento de areia é de 10cm. (FIGURA 95). Assim optou-se por não determinar a equação de evolução da perda de carga para este ensaio, uma vez que nos ensaios anteriores ficou demonstrada a grande semelhança no comportamento entre os dois filtros relativo a evolução da perda de carga devido ao acúmulo de impurezas.

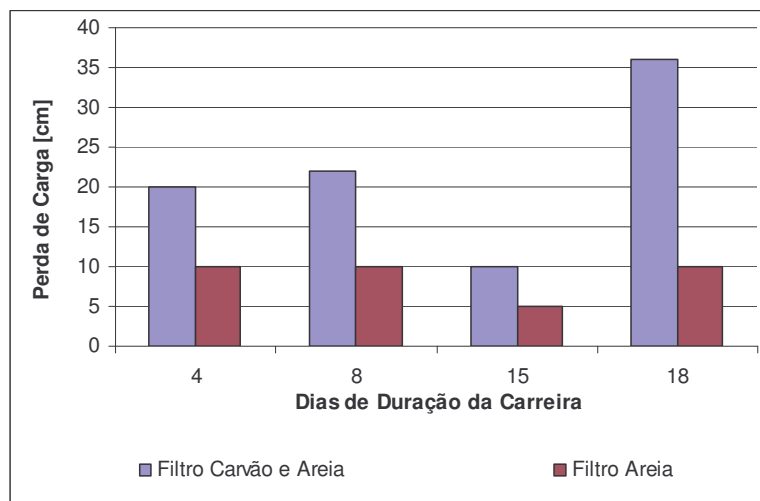


Figura 95 Evolução da perda de carga dos filtros lentos durante a carreira do 8º ensaio.

5.8.3. Sólidos em Suspensão

A eficiência de remoção de sólidos em suspensão deste ensaio comportou-se como nos ensaios anteriores (exceto o ensaio 7).

A concentração média do afluente foi de $15,4 \text{ mg}\ell^{-1}$ que é um valor muito baixo, porém o efluente a ser tratado possui concentrações menores que a afluente, como mostra a TABELA 62.

Tabela 62 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Concentração de Sólidos em Suspensão no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 8º Ensaio, em $\text{mg}\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	15,4	25,0	6,7
Efluente do Pré-Filtro	10,4	20,0	5,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	8,3	10,0	3,3
Efluente do Filtro de Areia	7,5	13,3	5,0

5.8.4. Turbidez

Na remoção da turbidez, observou-se que, houve redução ao longo das unidades experimentais de tratamento como mostra a FIGURA 96.

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas no decorrer deste ensaio foram de 19,3% no pré-filtro, 26,4% no filtro lento de carvão e areia e 33,% no filtro lento de areia, como mostra a TABELA 63.

Tabela 63 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Turbidez no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 8º Ensaio, em FAU

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	27,0	37,0	10,0
Efluente do Pré Filtro	23,3	32,0	9,0
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	17,5	24,0	10,0
Efluente do Filtro de Areia	18,5	24,0	11,0

5.8.5. Cor Aparente

A remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, mostrou-se eficaz ao longo das unidades experimentais, principalmente pelos filtros lentos, como mostra a FIGURA 97.

Os valores de cor aparente obtidas no decorrer deste ensaio foram, em média, 161,5mg[Pt-Co] ℓ^{-1} no pré-filtro, 113,0mg[Pt-Co] ℓ^{-1} no filtro lento de carvão e areia e 126,3mg[Pt-Co] ℓ^{-1} no filtro lento de areia.

A TABELA 64 mostra a eficiência média, máxima e mínima da remoção de cor aparente podendo-se observar que a eficiência do filtro de carvão e areia é maior que do filtro de areia, como já observado anteriormente.

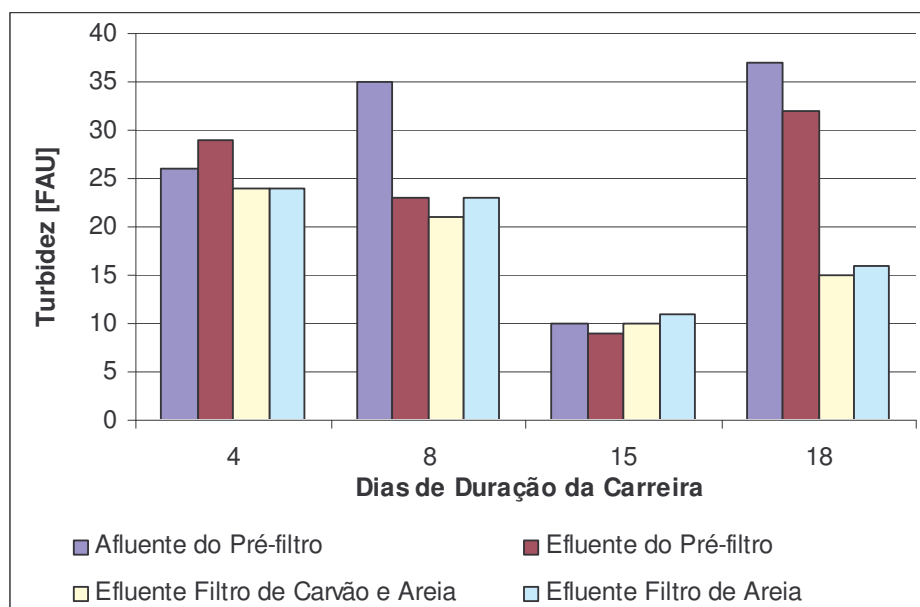


Figura 96 Valores de turbidez das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 8º ensaio

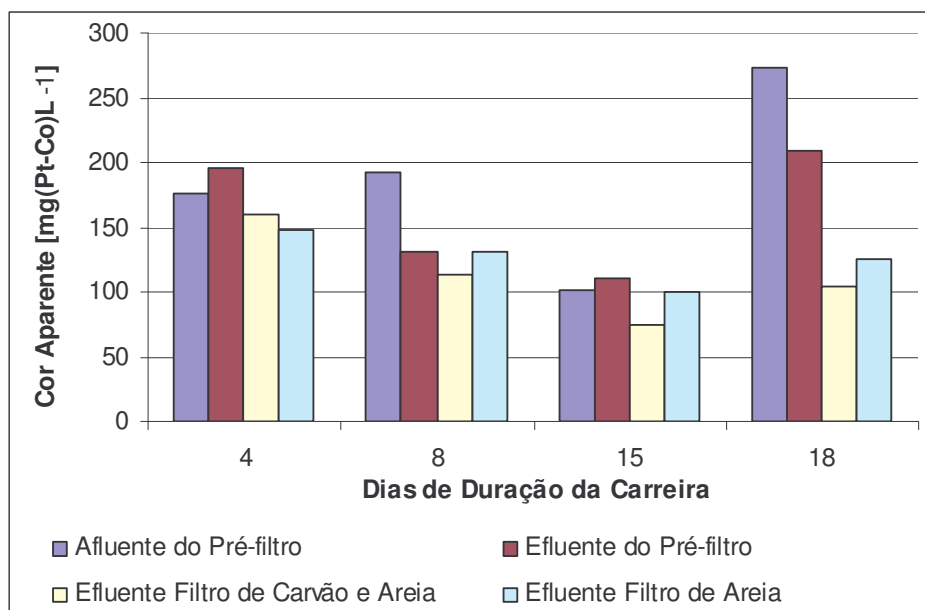


Figura 97 Valores de cor aparente das amostras coletadas no pré-filtro e filtros lentos no 8º ensaio

Tabela 64 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Eficiência de Remoção de Cor Aparente no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 8º Ensaio, em %

	Média	Máxima	Mínima
Pré Filtro	27,6	31,8	23,4
Filtro de Carvão e Areia	28,6	49,8	13,7
Filtro de Areia	24,6	40,2	9,1

5.8.6. Demanda Química de Oxigênio

Os valores obtidos do afluente apresentaram média de $59,2\text{mg}\ell^{-1}$, sendo reduzido gradativamente até o efluente dos filtros lentos que apresentaram valores médios de $27,4\text{mg}\ell^{-1}$ no filtro lento de carvão e areia e $42,5\text{mg}\ell^{-1}$ no filtro lento de areia (TABELA 65), indicando uma eficiência de 53,7% no conjunto pré-filtro seguido e filtro lento de carvão e areia e 28,2% no conjunto pré-filtro seguido e filtro lento de areia.

Tabela 65 Valores Médios, Máximos e Mínimos de Demanda Química de Oxigênio no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 8º Ensaio, em $\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente do Pré-Filtro	59,2	62,3	56,8
Efluente do Pré Filtro	37,5	43,5	24,3
Efluente do Filtro de Carvão e Areia	27,4	28,8	26,8
Efluente do Filtro de Areia	42,5	61,8	34,3

5.8.7. Coliformes Totais e E.Coli

A presença coliformes totais no efluente tratado e conseqüentemente no afluente ao Pré-Filtro foi, em média, da ordem 10^6 , e de *E.Coli*, de 10^4 , como mostra a TABELA 66.

O efluente final dos filtros lentos apresentou, em media, concentrações da ordem de 10^5 para coliformes totais.e 10^4 para *E.Coli*., não sendo a eficiência de remoção de *E.Coli* significativa neste ensaio como mostrado na TABELA 67.

Tabela 66 Valores Médios, Máximos e Mínimos de concentração de coliformes totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 8º Ensaio, em $\text{NMP}(100\text{m}\ell)^{-1}$

	Coliformes Totais			<i>E.Coli</i>		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao Pré-Filtro	$1,8 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$6,9 \times 10^5$	$8,8 \times 10^4$	$1,3 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
Efluente do Pré Filtro	$1,7 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$	$1,2 \times 10^5$	$2,6 \times 10^6$	$1,0 \times 10^0$

Efluente do Filtro de Carvão e Areia	$8,6 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$1,2 \times 10^4$	$7,0 \times 10^4$	$1,4 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$
Efluente do Filtro de Areia	$9,0 \times 10^5$	$2,4 \times 10^6$	$6,2 \times 10^4$	$5,0 \times 10^4$	$1,3 \times 10^5$	$7,7 \times 10^3$

Tabela 67 Valores Médios de Eficiência de Remoção de Coliformes Totais e *E.Coli* no Pré-Filtro e Filtros Lentos no 8º Ensaio, em %

	Col. Totais	<i>E.Coli</i>
Pré Filtro + Filtro de Areia	50,7	43,3
Pré Filtro + Filtro de Areia e Carvão	52,9	20,5

5.8.8. Ferro Total

Os resultados das análises de ferro total tiveram os mesmos valores dos ensaios anteriores, onde houve aumento da concentração de ferro ao longo do processo de pré-filtração e filtração lenta. Neste ensaio o valor máximo foi de $2,5\text{mg}\ell^{-1}$.

5.8.9. Parâmetros de Pequena Variação

5.8.9.1. Manganês

A concentração de manganês total esteve constante entre $0,05$ e $0,25\text{mg}\ell^{-1}$ ao longo de todo o ensaio, mantendo a tendência constante já observada nos ensaios anteriores.

5.8.9.2. pH

O pH das amostras do ensaio 7 oscilou entre 7,0 e 7,5 durante todo o período de amostragem, e do mesmo modo que foi observado nos ensaios anteriores, a pequena variação não representou alteração na composição química o efluente. (FIGURA 98).

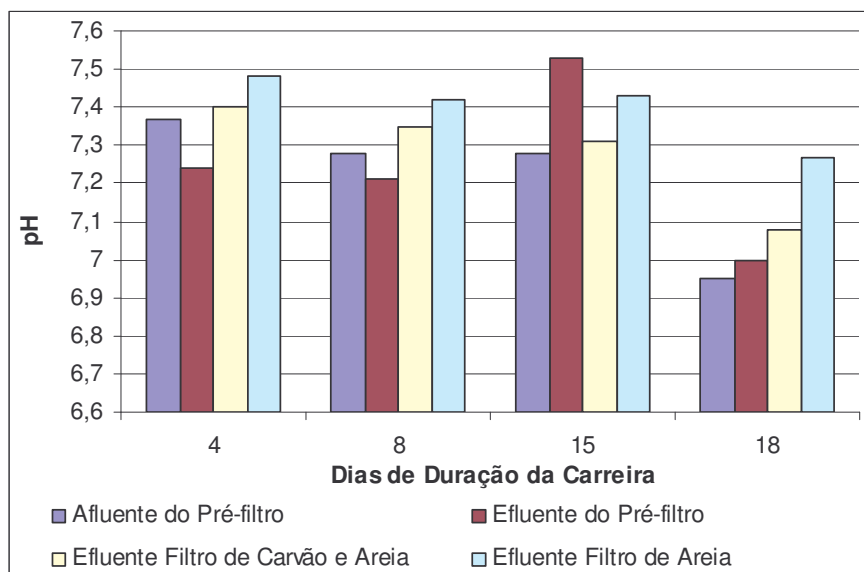


Figura 98 Valores de pH no 8º ensaio

5.8.9.3. Temperatura

A temperatura oscilou entre 20,6°C e 27,8°C, mantendo o valor médio de 22°C, e assim como o pH não teve alteração devido às etapas do processo. (FIGURA 99)

Neste ensaio a temperatura teve o mesmo comportamento que nos ensaios anteriores.

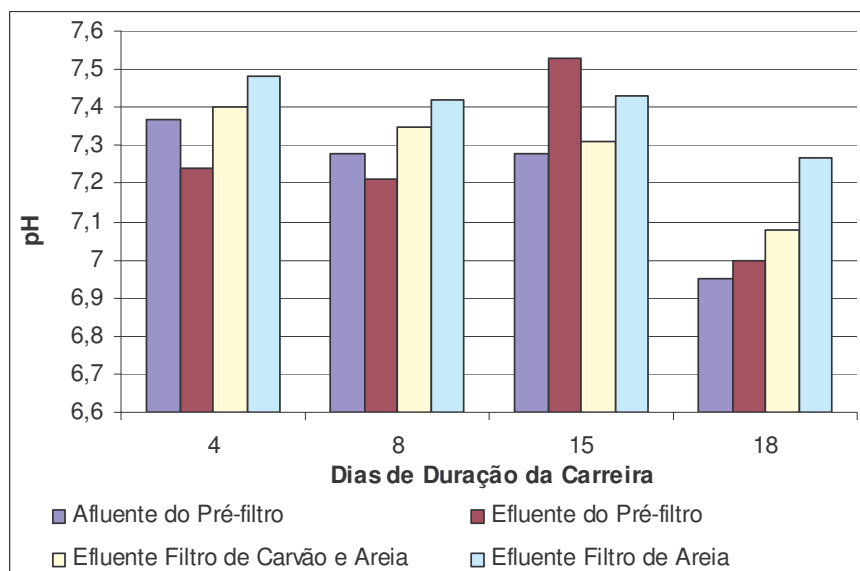


Figura 99 Valores de Temperatura no 8º ensaio

5.8.9.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido manteve valores semelhantes aos ensaios anteriores, tendo valor médio em torno de $3\text{mg}\ell^{-1}$, apresentado poucos valores acima de $5\text{mg}\ell^{-1}$ ou abaixo de $1\text{mg}\ell^{-1}$, como mostra a TABELA 68. Não foi identificada nenhuma anormalidade que pudesse ser responsável pela pequena variação deste parâmetro.

Tabela 68 Valores de Oxigênio Dissolvido no 8º Ensaio [$\text{mg}\ell^{-1}$]

Amostra	Entrada do Pré-filtro	Saída do Pré-filtro	Saída Filtro de Carvão e Areia	Saída Filtro de Areia
4	1,57	0,79	1,11	1,58
8	3,33	5,13	4,84	3,87
15	4,71	5,48	5,35	5,16
18	3,4	5,96	4,19	4,91
Média	3,3	4,3	3,9	3,9
Máxima	4,7	6,0	5,4	5,2
Mínima	1,6	0,8	1,1	1,6

5.9. Discussão Geral das Unidades de Filtração

Os ensaios 3 a 8 mostraram que a pré-filtração e filtração lenta tiveram comportamento semelhante nos diferentes ensaios como se pode observar nos resultados anteriormente apresentados.

5.9.1. Taxa de Filtração

A taxa de filtração manteve-se constante em praticamente todos os ensaios, como mostra a TABELA 69, demonstrando que os dosadores utilizados possuem estabilidade suficiente para utilização em sistemas com pequenas vazões, desde que sejam realizadas verificações frequentes das condições de trabalho destes pois existe o risco de obstrução do orifício presente no tubo dosador.

Tabela 69 Taxa de Filtração Média dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Taxa de Filtração [md ⁻¹]		
	Pré-filtro de Pedregulho	Filtro Lento de Carvão e Areia	Filtro Lento de Areia
3	7,8	2,8	2,9
4	8,9	2,7	2,7
5	8,8	2,5	2,6
6	8,4	2,8	2,8
7	8,5	2,7	2,6
8	8,3	2,8	2,7
Média	8,4	2,7	2,7

5.9.2. Perda de Carga

A perda de carga de ambos os filtros apresentou valores iniciais baixo, próximos à 10cm, em todos os ensaios, indicando que a influência do uso de camada de carvão no meio filtrante é pequena quando comparada com a perda de carga causada pelo desenvolvimento do “schmutzdecke”.

Os valores médios dos coeficientes das curvas de regressão de cada ensaios resultam nas EQUAÇÕES 45 e 46.

$$\Delta H_{Areia} = 6,2e^{0,0565t} \quad (45)$$

$$\Delta H_{Areia_Carvão} = 7,1e^{0,0,591t} \quad (46)$$

onde: ΔH = perda de carga, em cm

t = tempo de duração da carreira, em dias

Substituindo valores nas EQUAÇÕES 34 e 35 teremos no filtro lento de carvão e areia o valor inicial de 7,1148cm e perda de carga de 70cm aos 39 dias de duração da carreira, no filtro de areia o valor inicial de 6,2543 cm e perda de carga de 70cm aos 43 dias de duração da carreira.

5.9.3. Sólidos em Suspensão

A concentração de sólidos em suspensão manteve-se baixa no afluente pois o sistema de leitos cultivados (wetlands) conferiu boa qualidade ao efluente tratado, sendo a concentração média no afluente do pré-filtro de $13,4\text{mg}\ell^{-1}$

Mesmo sendo baixa a concentração de sólidos suspensos no afluente, as unidades de pré-filtração e filtração lenta reduziram essas concentrações, como mostra a TABELA 70, sendo a eficiência média do pré-filtro de 22,5%, do filtro lento de carvão e areia de 36,2% e do filtro lento de areia de 28,2%.

Tabela 70 Concentrações Médias de Sólidos em Suspensão dos Ensaios e Média Geral

Ensaio	Concentração de Sólidos em Suspensão [$\text{mg}\ell^{-1}$]			
	Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	21,7	15,0	15,0	11,7
4	8,8	6,9	8,1	9,4
5	10,0	10,0	3,8	6,3
6	13,3	10,0	5,8	7,5
7	11,2	10,9	8,6	12,9
8	15,4	10,4	8,3	7,5
Média	13,4	10,5	8,3	9,2

5.9.4. Turbidez

A remoção da turbidez pelas unidades experimentais mostrou-se eficiente nos ensaios realizados.

O afluente teve turbidez média de 32,1 FAU sendo esta reduzida para 14,5 FAU no efluente do filtro lento de carvão e areia e 17,1 FAU no efluente do filtro lento de areia, como mostra a TABELA 71, que são valores baixos principalmente se tratando de efluente tratado.

Tabela 71 Turbidez Médias dos Ensaios e Média Geral

Ensaio	Turbidez [FAU]			
	Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	32,3	23,8	16,3	18,9

4	34,1	26,7	13,8	16,5
5	37,4	25,1	10,9	12,8
6	32,3	26,2	15,5	18,7
7	29,4	30,1	12,9	17,4
8	27,0	23,3	17,5	18,5
Média	32,1	25,9	14,5	17,1

As eficiências médias de remoção de turbidez obtidas neste experimento foram de 22,8% no pré-filtro, 43,2% no filtro lento de carvão e areia e 33,2% no filtro lento de areia.

5.9.5. Cor Aparente

A remoção da cor aparente, do mesmo modo que a remoção de turbidez, mostrou-se eficaz ao longo de todos os ensaios sendo ainda os valores médios do filtro lento com carvão e areia sempre menor que o filtro lento de areia e por consequência a eficiência deste superior ao filtro lento cujo meio filtrante composto apenas por areia, como mostra a TABELA 72.

Os valores de cor aparente foram, em média, $177,0\text{mg}[\text{Pt-Co}]\ell^{-1}$ no pré-filtro, $107,4\text{mg}[\text{Pt-Co}]\ell^{-1}$ no filtro lento de carvão e areia e $130,9\text{mg}[\text{Pt-Co}]\ell^{-1}$ no filtro lento de areia.

A FIGURA 100 mostra que não houve nenhuma tendência de redução da eficiência do carvão ativado, que não foi substituído, mesmo depois de 8 ensaios realizados.

Tabela 72 Cor Aparente Médias dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Cor Aparente [mg(Pt-Co)ℓ⁻¹]			
	Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	200,6	155,8	111,4	129,6
4	183,4	169,0	98,6	136,1
5	239,1	192,2	109,7	125,0
6	232,6	207,8	118,8	144,1
7	218,9	175,6	93,0	124,3
8	185,5	161,5	113,0	126,3
Média	210,0	177,0	107,4	130,9

5.9.6. Demanda Química de Oxigênio

A remoção de DQO, assim como nos parâmetros físicos (cor aparente, turbidez e sólidos em suspensão), mostrou-se eficaz ao longo de todos os ensaios sendo ainda os valores médios do filtro lento com carvão e areia sempre menor que o filtro lento de areia e por consequência a eficiência deste superior ao filtro lento cujo meio filtrante composto apenas por areia, como mostra FIGURA 101.

5.9.7. Coliformes Totais e E.Coli

A presença de coliformes totais no efluente tratado e no afluente ao pré-filtro foi, em média, da ordem 10⁶, e de *E.Coli*, de 10⁵, como na maioria dos ensaios, sendo os valores médios mostrados nas TABELA 73 e 74.

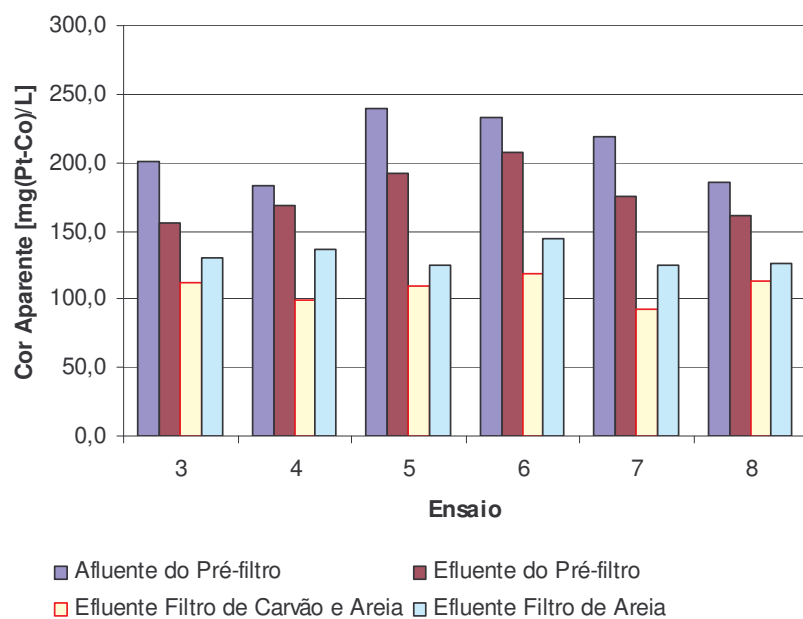


Figura 100 Valores Médios de Cor Aparente

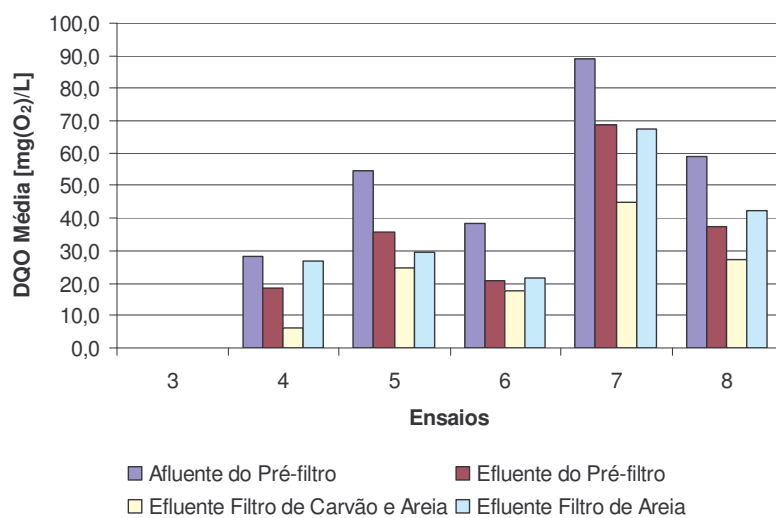


Figura 101 Valores Médios de DQO

Tabela 73 Concentração de Coliformes Totais Médias dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Concentração de Coliformes Totais [NMP(100ml) ⁻¹]			
	Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	1,4 x 10 ⁶	4,0 x 10 ⁵	9,0 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁵
4	1,8 x 10 ⁶	1,8 x 10 ⁶	6,5 x 10 ⁵	5,9 x 10 ⁵
5	3,2 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁵	5,7 x 10 ⁴	1,1 x 10 ⁵
6	1,0 x 10 ⁶	6,3 x 10 ⁵	8,4 x 10 ⁴	4,7 x 10 ⁵
7	1,4 x 10 ⁶	1,5 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁵
8	1,8 x 10 ⁶	1,7 x 10 ⁶	8,6 x 10 ⁵	9,0 x 10 ⁵
Média	1,29 x 10 ⁶	1,06 x 10 ⁶	3,09 x 10 ⁵	4,09 x 10 ⁵

Tabela 74 Concentração de *E.Coli* Médias dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Concentração de <i>E.Coli</i> [NMP(100ml) ⁻¹]			
	Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	4,2 x 10 ⁵	1,4 x 10 ⁵	3,1 x 10 ⁴	2,9 x 10 ⁴
4	5,8 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁶	3,1 x 10 ⁵	3,4 x 10 ⁵
5	1,2 x 10 ⁵	9,2 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	2,4 x 10 ⁴
6	1,7 x 10 ⁵	1,8 x 10 ⁵	5,3 x 10 ⁴	6,8 x 10 ⁴
7	4,7 x 10 ⁵	5,4 x 10 ⁵	7,1 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁵
8	8,8 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁵	7,0 x 10 ⁴	5,0 x 10 ⁴
Média	3,08 x 10 ⁵	3,92 x 10 ⁵	9,13 x 10 ⁴	1,04 x 10 ⁵

Durante todos os ensaios, o pré-filtro de pedregulho não apresentou redução efetiva de coliformes, sejam totais ou *E.Coli*, e a eficiência dos filtros lentos manteve-se próxima à 70%, (TABELAS 75 e 76), não levando o efluente tratado a condição de estéril, mesmo constatando-se redução da concentração bacteriológica no efluente final do sistema, esta ainda permaneceu em média da ordem de 10⁵, necessitando deste modo de uma unidade de desinfecção posterior.

Tabela 75 Eficiência Média de Remoção de Coliformes Totais dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Eficiência de Remoção de Concentração de Coliformes Totais [%]		
	Pré-filtro de Pedregulho	Filtro Lento de Carvão e Areia	Filtro Lento de Areia
3	71,9	77,2	65,9
4	Não Houve	63,9	67,2
5	24,6	76,2	55,4

6	38,0	86,7	25,2
7	Não Houve	92,9	83,4
8	4,7	50,6	48,3
Média	34,8	74,6	57,6

Tabela 76 Eficiência Média de Remoção de E.Coli dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Eficiência de Remoção de Concentração de E.Coli [%]		
	Pré-filtro de Pedregulho	Filtro Lento de Carvão e Areia	Filtro Lento de Areia
3	68,0	76,9	78,7
4	Não Houve	76,0	73,7
5	25,3	84,5	73,9
6	Não Houve	70,3	61,8
7	Não Houve	86,9	78,4
8	Não Houve	41,3	58,2
Média	46,7	72,7	70,8

5.9.8. Ferro Total

Os resultados das análises de ferro total tiveram um acréscimo no decorrer das unidades de filtração, A TABELA 77 mostra os valores obtidos onde se nota que estes não atingiram patamares elevados, resultados semelhantes aos encontrados por LONDE (2002) no qual a concentração de ferro total no afluente do filtro lento era de $1,06\text{mg}\ell^{-1}$ passando para $1,16\text{mg}\ell^{-1}$ no efluente.. Nos itens subsequentes poder-se-á observar que os processos de desinfecção reduziram a concentração de ferro total.

Tabela 77 Concentração de Ferro Total Médias dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Concentração de Ferro Total [$\text{mg}\ell^{-1}$]			
	Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	0,64	0,55	1,19	1,52
4	1,40	1,61	1,52	1,87
5	0,54	0,60	2,39	1,08
6	0,53	0,81	1,63	1,55
7	0,60	1,01	1,54	1,90
8	0,47	1,35	1,59	1,70
Média	0,69	0,99	1,64	1,60

5.9.9. Parâmetros de Pequena Variação

5.9.9.1. Manganês

A concentração de manganês total esteve constante durante os ensaios e entre os ensaios como mostra a FIGURA 102, onde se pode observar que não houve variação na concentração de manganês do afluente, nem qualquer influência dos tratamentos realizados.

5.9.9.2. pH

O pH do efluente ao longo dos ensaios não apresentou variação significativa com comentados nos itens referentes a cada ensaio.

5.9.9.3. Temperatura

As médias de temperatura oscilaram entre 19,2°C e 28,5°C, sendo estes valores resultantes de ensaios realizados em períodos tanto de verão com de inverno, não havendo portanto limitação para desenvolvimento do “schmutzdecke” por temperaturas excessivamente altas ou baixas.

A TABELA 78 mostra os valores médios de cada ensaio e a média geral.

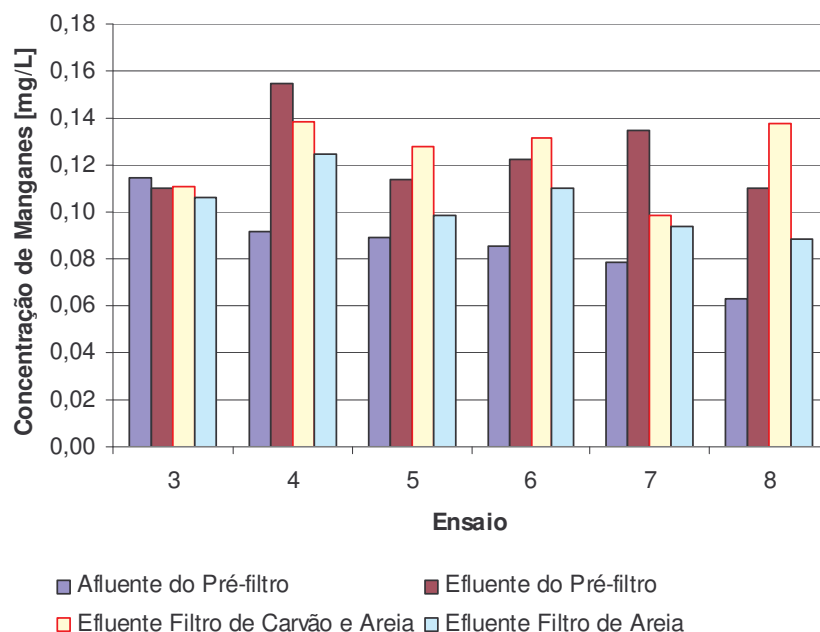


Figura 102 Valores Médios de Concentração de Manganês

Tabela 78 Temperatura Média dos Ensaio e Média Geral

Ensaio	Período	Temperatura [°C]			
		Afluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Pré-filtro de Pedregulho	Efluente do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluente do Filtro Lento de Areia
3	Outubro /04	22,2	22,9	23,2	23,0
4	Fev – Mar /05	27,2	28,5	28,3	27,8
5	Abr – Mai /05	25,3	26,8	26,6	26,6
6	Mai – Jun /05	22,9	24,0	23,0	22,9
7	Julho / 05	19,2	20,3	20,7	20,7
8	Agosto / 05	21,5	22,9	22,9	23,2
Média		23,1	24,2	24,1	24,0

5.9.9.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido, assim como a concentração de manganês, não foi alterada ao longo das unidades pré-filtração e filtração lenta, nem entre os ensaios realizados, a TABELA 79, mostra que a concentração de oxigênio dissolvido se manteve em torno de $3,0\text{mg}\ell^{-1}$ durante todo o período, não havendo alteração no regime de oxigenação do meio biológico desenvolvido no “schmutzdecke”.

Tabela 79 Concentração de Oxigênio Dissolvido Média dos Ensaios e Média Geral

Ensaio	Concentração de Oxigênio Dissolvido [mgℓ⁻¹]			
	Afluentes do Pré-filtro de Pedregulho	Efluentes do Pré-filtro de Pedregulho	Efluentes do Filtro Lento de Carvão e Areia	Efluentes do Filtro Lento de Areia
3	3,4	2,7	2,6	2,6
4	3,3	3,8	3,4	2,9
5	2,7	3,4	2,7	2,1
6	2,6	3,1	2,6	2,2
7	2,1	3,7	3,5	2,5
8	3,3	4,3	3,9	3,9
Média	2,9	3,5	3,1	2,7

5.10. Desinfecção por Radiação Ultravioleta

5.10.1. Vazão do Sistema e Dose de Radiação

A desinfecção por exposição à radiação ultravioleta utilizou o efluente do filtro lento de carvão e areia, sendo a vazão média do sistema 31,5ℓh⁻¹.

O equipamento utilizado é fabricado pela empresa SNatural Tecnologia LTDA, modelo UV-0136/02, cuja dose de radiação ultravioleta é superior à 30.000μWs(cm)⁻², vazão de projeto de 2.000ℓh⁻¹.

A vazão aplicada, bem abaixo da especificada pelo fabricante do equipamento, fez com que a dose de radiação total fosse maior, devido ao maior tempo de detenção do efluente no equipamento. Porém, o regime de fluxo laminar não contribuiu para um maior contato das partículas em suspensão e conseqüentemente microrganismos, com os raios ultravioletas emitidos pela lâmpada. Assim, a baixa eficiência observada nos ensaios foi devido à ocorrência de caminhos preferenciais no interior do equipamento e não da eficiência do processo.

5.10.2. Sólidos em Suspensão, Turbidez e Cor Aparente

Os valores de cor aparente, turbidez e sólidos em suspensão tiveram redução no processo de desinfecção por radiação ultravioleta, como mostra a TABELA 80

Tabela 80 Concentração média de sólidos em suspensão, turbidez e cor aparente no afluente e efluente do reator ultravioleta

	Afluente	Efluente	Eficiência [%]
Conc. de Sol. em Suspensão [mgℓ⁻¹]	9,1	6,5	28,3

Concentração Turbidez [FAU]	14	11	20,1
Concentração Cor Ap. [mg(Pt-Co)ℓ ⁻¹]	107	84	21,2

5.10.3. Ferro e Manganês Total

As concentrações de ferro e manganês total presente do afluente e efluente do reator UV são baixas, como mostra a TABELA 81, não havendo influência do sistema de UV sobre este parâmetro no efluente a ser desinfetado.

Tabela 81 Concentração média de ferro total e manganês total no afluente e efluente do reator ultravioleta

	Afluente	Efluente	Eficiência [%]
Concentração de Ferro Total [mg(Fe)ℓ ⁻¹]	1,64	1,07	34,4
Concentração de Manganês Total [mg(Mn)ℓ ⁻¹]	0,127	0,102	19,3

5.10.4. pH

Os valores de pH do afluente e efluente do sistema de desinfecção não tiveram variação significativa. A TABELA 82 mostra os valores máximo e mínimos de pH, indicando que não houve variação na composição química no efluente.

Tabela 82 Valores máximos e mínimos de pH no afluente e efluente do reator ultravioleta

	Afluente	Efluente
pH - máximo	7,65	7,49
pH - mínimo	6,52	6,87

5.10.5. Demanda Química de Oxigênio, Coliformes Totais e E.Coli

A DQO do efluente teve um aumento com a desinfecção por radiação ultravioleta que era em média de 37,9 mg[O₂]ℓ⁻¹ para 48,8 mg[O₂]ℓ⁻¹, em contrapartida a concentração de bactérias do grupo coliformes e E.Coli tiveram redução média da ordem de 82,4% e 97,7%; respectivamente como mostra a TABELA 83.

Tabela 83 Valores médios de concentração de coliformes totais, E.Coli e DQO no afluente e efluente do processo de desinfecção por radiação ultravioleta.

	Afluente ao reator UV	Efluente ao reator UV
Coliformes totais [NMP(100mℓ) ⁻¹]	3,5 x 10 ⁵	6,1 x 10 ⁴
E. Coli [NMP(100mℓ) ⁻¹]	1,3 x 10 ⁵	2,9 x 10 ³
DQO	37,9	48,8

A concentração de bactérias no efluente já desinfetado mostra que a utilização de radiação ultravioleta reduziu o número de microrganismos, mas não garantiu a inativação na totalidade das amostras como mostrou o valor médio diferente de zero da coluna “Efluente ao Reator UV” na TABELA 83.

5.10.6. Temperatura e Oxigênio Dissolvido

A temperatura e o oxigênio dissolvido não sofreram alteração devido ao processo de desinfecção por radiação ultravioleta, sendo os valores do afluente e do efluente semelhantes, como mostra a TABELA 84.

Tabela 84 Valores médios de oxigênio dissolvido e temperatura no afluente e efluente do processo de desinfecção por radiação ultravioleta.

	Afluente ao reator UV	Efluente ao reator UV
Oxigênio Dissolvido [mg(O₂)ℓ⁻¹]	3,15	4,22
Temperatura [°C]	24,9	23,8

5.11. Desinfecção por Radiação Solar (SODIS)

5.11.1. Vazão do Sistema

A desinfecção por radiação solar pelo método SODIS em fluxo contínuo utilizou o efluente do filtro lento de areia, sendo a vazão média do sistema 31,2ℓh⁻¹, que representa um tempo de detenção teórico de 4,2h, como mostra a EQUAÇÃO 47

$$t = \frac{b * L * h}{Q} = \frac{0,22 * 10 * 0,06}{8,6 * 10^{-6}} = 15348s \Rightarrow 4,2h \quad (47)$$

onde: t = tempo de detenção teórico, em s;

b = largura do canal, 0,22m;

L = comprimento total do canal, 10m;

h = altura da lâmina d'água, 0,06m;

Q = vazão do filtro lento, 8,6 x 10⁻⁶ m³s⁻¹;

5.11.2. Sólidos em Suspensão, Turbidez e Cor Aparente

Os valores de cor aparente, turbidez e sólidos em suspensão (TABELA 85) tiveram aumento no processo de desinfecção por radiação solar SODIS devido à proliferação de

algas dentro do reator, como mostram as FIGURAS 103 e 104. Esse fato comprometeu a eficiência do sistema ao longo do tempo e indica a inviabilidade do método em fluxo contínuo se o desenvolvimento de algas não for controlado.

Tabela 85 Concentração média de sólidos em suspensão, turbidez e cor aparente no afluente e efluente do reator SODIS

	Afluente	Efluente
Concentração de Sol. em Suspensão [$\text{mg}\ell^{-1}$]	8,2	13,0
Concentração Turbidez [FAU]	17,2	42,9
Concentração Cor Aparente [$\text{mg(Pt-Co)}\ell^{-1}$]	130,0	219,1

5.11.3. Ferro e Manganês Total

As concentrações de ferro e manganês total presente do afluente e efluente do reator UV são baixas, como mostra a TABELA 86, não havendo influência do sistema de SODIS sobre este parâmetro no efluente a ser desinfetado.

Tabela 86 Concentração média de ferro total e manganês total no afluente e efluente do reator SODIS

	Afluente	Efluente
Concentração de Ferro Total [$\text{mg(Fe)}\ell^{-1}$]	1,50	1,51
Concentração de Manganês Total [$\text{mg(Mn)}\ell^{-1}$]	0,130	0,129

5.11.4. pH e Oxigênio Dissolvido

Os valores de pH do afluente e efluente do sistema de desinfecção tiveram um aumento com o processo de desinfecção SODIS com mostra a TABELA 87.

Tabela 87 Valores máximos e mínimos de pH no afluente e efluente do reator SODIS

	Afluente	Efluente
pH - máximo	7,48	9,03
pH - mínimo	6,89	6,89

A elevação do pH está ligada à proliferação de algas que durante o processo de fotossíntese há consumo de CO_2 , deslocando o equilíbrio do íon bicarbonato HCO_3^- para OH^- . (SPERLING, 1996)

A alteração do pH é sazonal diária pois com a redução da intensidade de luz e a predominância da respiração sobre a fotossíntese há produção de CO_2 (SPERLING, 1996)

As amostras coletadas entre 10:00 e 12:00 refletem o aumento do pH.

O processo de fotossíntese é notado também pelo aumento da concentração de oxigênio dissolvido, em média, de $2,5\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$ no afluente e de $8,04\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$ no efluente como mostra a TABELA 88, chegando ao valor máximo de $16,70\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$.

Tabela 88 Valores médios, máximos e mínimos de concentração de oxigênio dissolvido no afluente e efluente do SODIS, em $\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$

	Média	Máxima	Mínima
Afluente ao SODIS	2,50	5,49	1,00
Efluente ao SODIS	8,04	16,70	2,42

5.11.5. Demanda Química de Oxigênio

A DQO do efluente sofreu um aumento com a desinfecção SODIS, em média, de $66,3\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$ para $98,1\text{mg}[\text{O}_2]\ell^{-1}$. O ensaio de DQO foi realizado sem a filtração da amostra, sendo neste aumento de DQO inclusa a parcela referente à proliferação algas no reator, como mostrado nas FIGURAS 103 e 104.



Figura 103 Foto do reator SODIS após 20 dias de operação



Figura 104 Foto do reator SODIS após 20 dias de operação

5.11.6. Temperatura , Coliformes Totais e E.Coli

A temperatura e a concentração de bactérias está diretamente relacionada pois a eficiência do SODIS baseia-se apenas na radiação solar, num efeito de sinergismo entre a radiação ultravioleta emitida pelos raios solares e a elevação da temperatura.

Os valores médios de temperatura do efluente e eficiência de inativação média de bactérias do grupo coliformes foram baixos, como pode ser observado na TABELA 89; não

atingindo os valores esperados. A FIGURA 105, indica a existência de relação direta entre a temperatura e a redução de microrganismos.

Tabela 89 Valores médios, máximos e mínimos de concentração de coliformes totais, *E.Coli* e temperatura no afluente e efluente do processo de desinfecção por radiação solar

	Afluente ao reator SODIS			Efluente ao reator SODIS		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Col. totais [NMP(100ml) ⁻¹]	2,4 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁶	8,3 x 10 ³	8,0 x 10 ⁴	5,3 x 10 ⁵	6,3 x 10 ³
E. Coli [NMP(100ml) ⁻¹]	5,9 x 10 ⁴	2,4 x 10 ⁵	1,6 x 10 ³	7,5 x 10 ⁴	6,3 x 10 ⁵	0
Temperatura [°C]	24,1	31,4	18,0	31,5	52,0	17,6

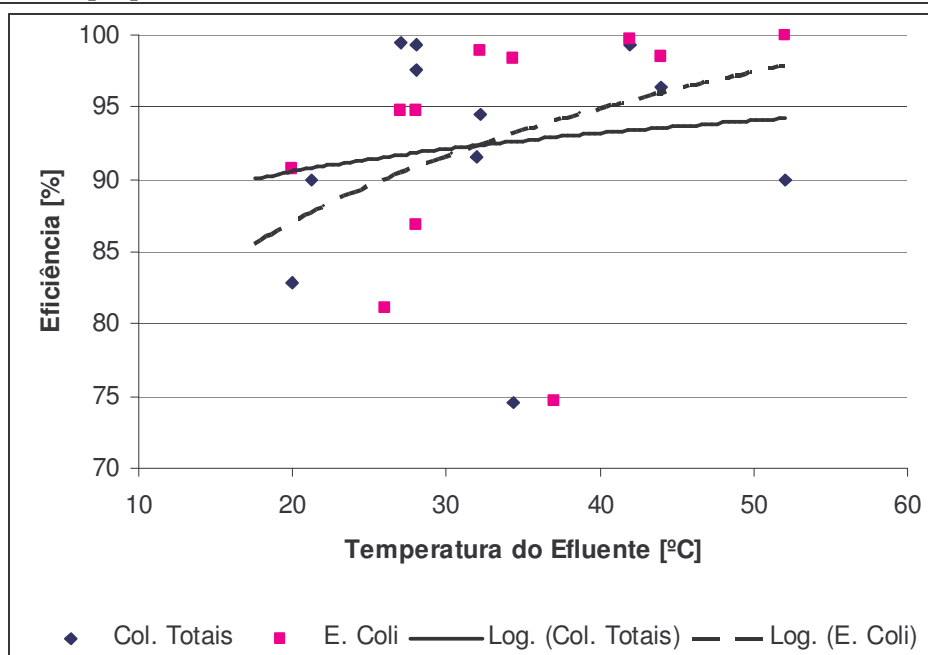


Figura 105 Relação entre eficiência de inativação de bactérias do grupo coliformes e temperatura do efluente no SODIS

Neste ensaio utilizou-se o fluxo contínuo como premissa de funcionamento do sistema, não havendo restrições de vazão no reator SODIS para promover o aquecimento, nem o esvaziamento do reator em períodos noturnos, ficando todo o volume de água no reator mesmo em períodos onde é sabido que não há desinfecção.

5.12. Desinfecção por Cloração

5.12.1. Vazão do Sistema e Dose de Cloro

A desinfecção por cloração com a aplicação de hipoclorito de sódio utilizou o efluente tratado pelo filtro lento de carvão e areia, sendo a vazão média do sistema $31,5 \text{ l h}^{-1}$, o tempo de detenção da caixa de contato superior à 1h e a dose de solução de hipoclorito de sódio aplicada de 2 mg l^{-1}

5.12.2. Sólidos em Suspensão, Turbidez e Cor Aparente

Os valores médios e máximos de cada um desses parâmetros podem ser considerados baixos quando se trata de efluentes domésticos tratados, como mostra a TABELA 90.

Tabela 90 Concentração média, máxima e mínima de sólidos em suspensão, turbidez e cor aparente no afluente e efluente do processo de cloração

	Afluente			Efluente			Eficiência Média [%]
	Média	Máx.	Mín.	Média	Máx.	Mín.	
Sol. Susp. $[\text{mg l}^{-1}]$	8,9	25	3,3	8,5	25	5	4,4
Turbidez [FAU]	13,9	24	4	11,1	45	1	19,9
Cor Aparente $[\text{mg(Pt-Co)} \text{ l}^{-1}]$	106,7	211	28	89,5	190	47	16,2

Numericamente o processo de cloração apresentou eficiência de remoção de turbidez de 19,9%, cor aparente de 16,2% e sólidos em suspensão de 4,4%; porém os valores absolutos mostram que não houve variação significativa no processo de desinfecção por cloração.

5.12.3. Ferro e Manganês Total

As concentrações de ferro e manganês total presente do afluente e efluente ao sistema de cloração, assim como nos processos já discutidos anteriormente são baixas, como mostra a TABELA 91.

Tabela 91 Concentração média, máxima e mínima de ferro total e manganês total no afluente e efluente do processo de cloração

	Afluente			Efluente		
	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima	Mínima
Ferro [mg(Fe)ℓ⁻¹]	1,64	3,20	0,54	1,25	2,57	0,61
Manganês [mg(Mn)ℓ⁻¹]	0,127	0,250	0,072	0,103	0,205	0,037

5.12.4. pH e Oxigênio Dissolvido

Os valores de pH e Oxigênio Dissolvido do efluente do sistema de cloração apresentaram um pequeno aumento em relação ao afluente, como mostram as TABELAS 92 e 93.

Tabela 92 Valores máximos e mínimos de pH no afluente e efluente do sistema de desinfecção por cloração

	Afluente	Efluente
pH - máximo	7,65	7,73
pH - mínimo	6,52	6,28

Tabela 93 Valores médios, máximos e mínimos de concentração de oxigênio dissolvido no afluente e efluente do sistema de desinfecção por cloração, em mg[O₂]ℓ⁻¹

	Média	Máxima	Mínima
Afluente	3,14	6,37	0,94
Efluente	4,76	9,67	2,12

A elevação desses parâmetros, do mesmo modo que no SODIS, está ligado à atividade biológicas de algas no tanque de contato que é aberto ficando este exposto a luminosidade, entretanto, a proliferação de algas no tanque de contato é muito menor que no reator SODIS, sendo observada a presença significativa de algas neste

5.12.5. Demanda Química de Oxigênio, Coliformes Totais e E.Coli

A DQO do efluente clorado, do mesmo modo nos processos de desinfecção por radiação ultravioleta e radiação solar, teve um aumento, sendo no afluente em média de 38,8mg[O₂]ℓ⁻¹ e no efluente de 59,5mg[O₂]ℓ⁻¹.

A concentração de bactérias do grupo coliformes e *E.Coli* tiveram redução média da ordem de 85,5% e 82,0%; respectivamente como mostra a TABELA 94, sendo a concentração de *E.Coli* nula em 35% das amostras

Tabela 94 Valores médios de concentração de coliformes totais, *E.Coli* e DQO no afluente e efluente do processo de desinfecção por cloração.

	Afluente	Efluente
Coliformes totais [NMP(100mℓ)⁻¹]	3,5 x 10 ⁵	5,1 x 10 ⁴
E. Coli [NMP(100mℓ)⁻¹]	1,3 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁴
DQO	38,8	59,5

O aumento da DQO reflete um aumento na matéria orgânica a ser degradada, proveniente do desenvolvimento de algas na caixa de contato.

5.12.6. Temperatura

A temperatura não sofreu alteração devido ao processo de desinfecção por cloração, sendo os valores do afluente e do efluente semelhantes, como mostra a TABELA 95.

Tabela 95 Valores médios, máximos e mínimos de temperatura do afluente e efluente do sistema de desinfecção por cloração, em °C

	Média	Máxima	Mínima
Afluente	25,0	31,4	18,3
Efluente	23,4	29,1	11,0

5.12.7. Trialometanos

A presença de trialometanos totais no efluente antes da cloração teve concentração média de 51,9µgℓ⁻¹, sendo esta oriunda da reação entre o cloro residual e a matéria orgânica presente no efluente, apesar da existência de carvão ativado no meio filtrante.

A formação de trialometanos é influenciada principalmente pelo pH, temperatura, cloro residual, dosagem de cloro no efluente assim como pelo tempo de reação. (ROOK, 1976; APHA, 1999; SOARES & MAIA, 1999).

Nas amostras coletadas mantiveram-se praticamente constantes o pH e temperatura do efluente, a dosagem de cloro foi mantida em 2mgℓ⁻¹ durante todo o período de ensaio, e a análises realizadas logo em seguida da coleta das amostras.

No efluente desinfetado por hipoclorito de sódio a concentração média de THM foi de 129,3µgℓ⁻¹, sendo em muitas amostras obtido o valor de fim de escala, 200µgℓ⁻¹, como mostra a FIGURA 106.

A relação entre a concentração de cloro residual livre e trialometanos no efluente clorado (FIGURA 107) mostra que a relação entre os parâmetros existe, conforme citado na literatura por GALLARD & GUNTEN (2001).

A linha de tendência da FIGURA 107 é apenas indicativa do comportamento, não sendo calculada a equação que a descreve devido a existência de valores com fim de escala de trialometanos.

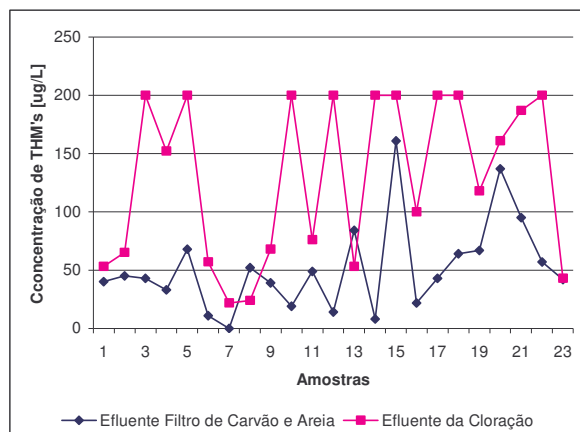


Figura 106 Valores de concentração de trialometanos, em $\mu\text{g}\ell^{-1}$, no efluente do filtro de carvão e areia e da desinfecção por cloração

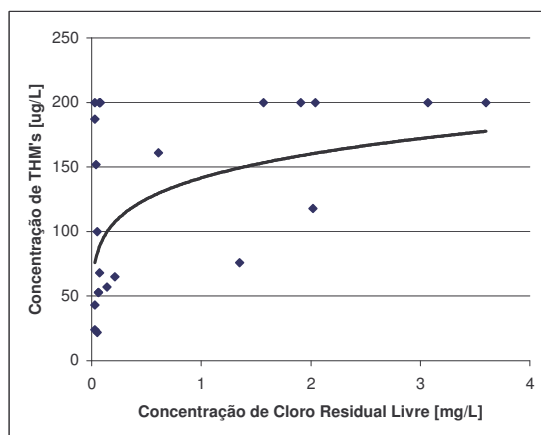


Figura 107 Relação entre concentração de cloro residual livre e trialometanos.

5.13. Comparação das Médias do Experimento com os Parâmetros de Qualidade na Legislação Vigente

5.13.1. Padrão de Potabilidade da Água

O padrão de potabilidade neste estudo é utilizado como referência de qualidade, não sendo objetivo deste, o desenvolvimento de um sistema de produção de água destinada ao consumo humano.

A TABELA 96 mostra que para os parâmetros estudados não são atingidos os padrões da legislação vigente, exceto para pH e cloro residual.

Tabela 96 Padrão de Potabilidade de Água, adaptado da Portaria MS 518/04, e valores médios obtidos na unidades de pré-filtração, filtração e desinfecção

Parâmetro	Pré-Filtro	Filtro Lento Carvão e Areia	Filtro Lento Areia	UV	Sodis	Cloro	Portaria Valor Máximo
PH (máximos)	7,6	7,7	7,8	7,6	9,0	-	Entre 6.0 e 9.5
PH para cloração (máximos)	-	-	-	-	-	7,7	< 8.0
Cor (mg[Pt-Co]ℓ ⁻¹)	177,0	107,4	130,9	83,6	204,7	86,5	15
Turbidez – após filtração lenta (UT)	25,9	14,5	17,1	-	-	-	2,0
Turbidez – água distribuída (UT)	-	-	-	11,9	37,6	11,0	5,0
Ferro (mgℓ ⁻¹)	0,99	1,64	1,60	1,06	1,53	1,25	0,3
Manganês (mgℓ ⁻¹)	0,124	0,124	0,104	0,101	0,125	0,102	0,1
Coliformes Totais – NMP(100mℓ) ⁻¹	1,06 x 10 ⁶	3,09 x 10 ⁵	4,0 x 10 ⁵	4,85 x 10 ⁴	9,31 x 10 ⁴	5,14 x 10 ⁴	Ausência
E. Coli – NMP(100mℓ) ⁻¹	3,92 x 10 ⁵	9,13 x 10 ⁴	1,04 x 10 ⁵	2,20 x 10 ³	8,11 x 10 ⁴	2,42 x 10 ⁴	Ausência
Cloro Residual Livre (mgℓ ⁻¹)						0,72	2,0
Cloro Residual Livre – após desinfecção (mgℓ ⁻¹)							mínimo de 0,5
Trihalometanos - (mgℓ ⁻¹)						0,122	0,1

5.13.2. Padrão de Lançamento em Corpos d'água

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, através da resolução 357/2005, estabelece padrões para enquadramento dos corpos d'água classificados como “água doce” (salinidade < 0,5%).

Tabela 97 Padrão de Lançamento em Corpos D'Águas, adaptado da Resolução CONAMA 357/2005, e valores médios obtidos na unidades de pré-filtração, filtração e desinfecção

Parâmetro	Pré-Filtro	Filtro Lento Carvão e Areia	Filtro Lento Areia	UV	SODIS	Cloro	Portaria Valor Máximo
PH (máximos)	7,6	7,7	7,8	7,6	9,0	7,7	Entre 5 e 8
Temperatura (°C)	24,2	24,1	24,0	22,9	31,1	22,5	40°C
Ferro (mgℓ⁻¹)	0,99	1,64	1,60	1,06	1,53	1,25	15
Manganês (mgℓ⁻¹)	0,124	0,124	0,104	0,101	0,125	0,102	1
Cor (mg[Pt-Co]ℓ⁻¹)	177,0	107,4	130,9	83,6	204,7	86,5	-
Turbidez (FAU)	25,9	14,5	17,1	11,9	37,6	11,0	-
OD (mgℓ⁻¹)	3,5	3,1	2,7	4,3	8,4	5,0	-
DQO (mgℓ⁻¹)	36,2	24,2	37,6	20,3	63,1	34,5	-
Coliformes Totais – NMP(100mℓ)⁻¹	1,06 x 10 ⁶	3,09 x 10 ⁵	4,0 x 10 ⁵	4,85 x 10 ⁴	9,31 x 10 ⁴	5,14 x 10 ⁴	-
E.coli – NMP(100mℓ)⁻¹	3,92 x 10 ⁵	9,13 x 10 ⁴	1,04 x 10 ⁵	2,20 x 10 ³	8,11 x 10 ⁴	2,42 x 10 ⁴	-
Cloro Residual Livre (mgℓ⁻¹)						0,72	-
Triometanos (mgℓ⁻¹)						0,1222	0,1

Diferentemente da comparação com o padrão de potabilidade, neste caso o efluente tratado deve atender a legislação vigente, pois o destino dos efluentes são geralmente os corpos d'águas.

A TABELA 97 mostra os valores máximos para lançamento conforme a resolução CONAMA 357 e os valores médios obtidos no presente projeto de pesquisa, não sendo enquadrados apenas pH do efluente do SODIS e a concentração de triometanos do efluente clorado.

Além dos parâmetros máximos listados na TABELA 82, deve-se atentar para que a classificação do corpo d'água (TABELA 98) não seja alterada com o despejo devendo ser feito o balanço de cargas poluentes para se definir a vazão de lançado do efluente tratado.

Tabela 98 Padrão de Enquadramento do Corpos d'Água, adaptado do CONAMA 357/05

Parâmetro	Unidades	CLASSES - VMP			
		I	II	III	IV
pH	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Cor	(mg[Pt-Co]ℓ ⁻¹)	Constante	75	75	-
Turbidez	NTU	40	100	100	-
Ferro Solúvel	(mgℓ ⁻¹)	0,3	0,3	5,0	-
Manganês	(mgℓ ⁻¹)	0,1	0,1	0,5	-
OD	(mgℓ ⁻¹)	> 6,0	> 5,0	> 4,0	> 2,0
DBO₅	(mgℓ ⁻¹)	< 3,0	< 5,0	< 10,0	-
Sol. Suspensos	-	Visualmente Ausente			
E.Coli	NMP(100mℓ) ⁻¹	200	1.000	2.500	-
Cloro Residual	(mgℓ ⁻¹)	0,01	0,01	-	-

5.13.3. Qualidade da Água para Irrigação Localizada

O acompanhamento da qualidade da água para irrigação deve-se a 2 aspectos:

- Riscos de entupimentos dos sistemas de irrigação localizada; e
- Riscos de proliferação de doenças em culturas consumidas *in natura*.

Para controle do risco de entupimento dos sistemas de irrigação localizada não há legislação específica, o controle é feito baseado em pesquisas já desenvolvidas, sendo estas voltadas para quantificar o risco de entupimento dos emissores, mostradas na TABELA 14.

A TABELA 99 indica a classificação do efluente de cada unidade para cada parâmetro analisado

Tabela 99 Classificação do risco de obstrução de gotejadores, segundo NAKAYAMA & BUCKS (1986) para os valores médios obtidos na unidades de pré-filtração, filtração e desinfecção

Parâmetro	Pré-Filtro	Filtro Lento Carvão e Areia	Filtro Lento Areia	UV	SODIS	Cloro
PH (máximos)	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Alta	Moderada
Sól. Suspensos (mgℓ⁻¹)	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa	Baixa
Ferro (mgℓ⁻¹)	Moderada	Alta	Alta	Moderada	Alta	Moderada
Manganês (mgℓ⁻¹)	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada	Moderada
Pop. Bacteriana	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta

A TABELA 99 mostra que de um modo geral os efluentes tratados devem ser tratados como sendo de risco moderado de entupimento de emissores dos gotejadores, exceto pelo efluente do SODIS cuja classificação é de alto risco de entupimento.

Para o controle sanitário, definido pela Portaria 21 de 19/12/1991 do Centro de Vigilância Sanitária da Saúde do Estado de São Paulo, o limite para a irrigação em hortaliças e frutas rasteiras ou de consumo *in natura*, o limite de 1000 coliformes fecais em 100mℓ de amostra, não devendo ser aplicado o efluente desse sistema nestas culturas, para a dosagem de cloro adotado neste pesquisa, devendo ser aumentada essa dosagem para se garantir a desinfecção do efluente..

6. Conclusões

O presente trabalho mostrou que processos utilizando tecnologia de baixo custo reduzem a concentração dos contaminantes presentes no efluente de esgoto tratado.

As unidades de pré-filtração e filtração lenta mostram que mesmo sendo o efluente doméstico tratado com boa qualidade é possível reduzir ainda mais as concentrações de sólidos em suspensão, turbidez, cor aparente, demanda química de oxigênio, sem adição de produtos químicos ou alteração das características químicas, como se observou pela permanência constante dos valores de pH, temperatura e oxigênio dissolvido. Os valores referentes à manganês total permaneceu constante, entretanto o ferro total teve aumento de concentração devido à utilização de partes metálicas na construção dos protótipos sem que houvesse revestimentos especial dessas.

A carga patogênica no efluente dos filtros lentos foi reduzida em até 2 unidades logarítmicas, tendo ainda concentrações da ordem de 10^4 , indicando a necessidade de desinfecção se o efluente final for destinado ao reúso.

A comparação entre valores de cor aparente mostrou que o uso do carvão ativado granular aumenta a eficiência do filtro lento, a dificuldade prevista nesta instalação foi para substituição deste que se encontrava entre as camadas de areia, devendo ser adotado o uso de carvão ativado em uma coluna separada no meio filtrante de areia.

Os processos de desinfecção utilizados, assim como as filtrações, conferiram ao efluente características mais próximas às desejadas.

A desinfecção por radiação ultravioleta teve como característica principal a não alteração das características físicas e químicas do efluente a ser desinfetado, restringindo sua atuação à inativação de microorganismos, confirmando relatos de literatura, devendo ser estudado um layout de reator adequado à baixas vazões.

A desinfecção por exposição à radiação solar (SODIS) em fluxo contínuo, teve baixa eficiência, sendo esta proporcional à temperatura da água e apresentou grande proliferação de algas.

A desinfecção com aplicação de hipoclorito de sódio teve bons resultados bacteriológicos, não sendo possível esterilizar o efluente devido a premissa deste experimento de se manter a dosagem de cloro constante, mas sendo possível manter um

residual de cloro livre como exige a portaria 518/2004, entretanto a formação de trialometanos é tanto maior quanto for o excedente de cloro residual livre no efluente.

Os dados referentes ao lançamento em corpos d'água, referentes à resolução CONAMA 357 mostram que se deve trabalhar para enquadrar os valores de pH no efluente submetidos ao SODIS e THM no efluente clorado.

7. Recomendações

As seguintes recomendações foram obtidas a partir das conclusões extraídas do presente trabalho:

Empregar uma coluna única de carvão granulado entre o Pré-Filtro e o filtro lento parece ser uma solução para facilitar a substituição do carvão quando este estiver saturado.

Estudar a eficiência de utilização de carvão não ativado, com alternativa de redução de custo e mais fácil obtenção do produto.

O uso de reatores ultravioleta para a desinfecção parece ser uma alternativa a cloração cada vez mais viável. No entanto, garantir um fluxo turbulento no interior do reator favorece um maior contato entre microrganismos com a radiação, aumentando a eficiência de inativações.

O uso do SODIS em fluxo contínuo é ainda uma alternativa que deve ser melhor estudada, principalmente no sentido de evitar a proliferação de algas que reduz a eficiência da inativação bacteriológica e causa outros problemas relativos a eutrofização de mananciais no caso de lançamento e limitações quanto ao reúso do efluente final.

A cloração é ainda um eficaz e econômico método de desinfecção, mas em se tratando de efluentes oriundo de sistemas de tratamento de esgoto, a elevada concentração de matéria orgânica contribui para a formação de trialometanos que podem inviabilizar o reúso.

8. Referências Bibliográficas

- AMIRSARDARI, Y., YU,Q., WILLIAMS,P.; Effect of Ozonation and UV Irradiation with Direct Filtration on Disinfection and Disinfection by-Product Precursors in Drinking Water Treatment; **Environmental Technology**; Austrália; vol.22; p. 1015-1023; 2001
- APHA, AWWA, WEF; **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**; 20th ed.; Washington D. C., 1998, 11p.
- ARAFA, S., **Utilization of Solar Energy and Development of a Egyptian Village**, Cairo, American University of Cairo, 49p., 1985.
- AWWA, American Water Works Association; **Água Tratamento e Qualidade**, tradução Allyrio Macedo Filho e Zadir Castello Branco, Missão Norte Americana de Cooperação Econômica e Técnica, Editora Ao Livro Técnico S.A., Rio de Janeiro, 465p., 1964.
- AZEVEDO NETTO, J.M. & HESPAÑHOL, I. Técnicas de Abastecimento e Tratamento de Água. Cap. 23: **Filtração Lenta**, São Paulo: CETESB, 20 ed., vol 2, p.869-882, 1979.
- BAHGAT, M., DEWEDAR, A., ZAYED, A., Sand-Filters used for Wastewater Treatment: Buildup and Distribution of Microorganisms, **Water Research**, v. 33, n. 8, p. 1949 – 1955, 1999
- BELLAR, T. A., LICHTENBERG, J J., KRONER, R.C.; The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Waters; **Journal of AWWA**, p.703 – 703; december 1974
- BOLLMANN, H. A., **Aplicação da Filtração Lenta na Remoção de Substâncias Contidas em Águas Superficiais**, Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 178p., 1987.
- BOLTON, J. R., Light Compendium: Ultraviolet Principles and Application, **EPA-Newsletter**, n. 66, p. 9-37, 1999.
- BRANCO, S.M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 2^a ed. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, p. 6, 1978.
- BRANDÃO, C.C.S., PROSAB 2, tema 1, Rio de Janeiro. MCT/FINEP/CNPQ/CEF (**relatório final de pesquisa**), 2000.
- BRANDÃO, C.C.S., MONTEIRO, P.C.G., FONSECA, B.M., ARANTES, C., Avaliação da Desinfecção Solar na Região Centro-Oeste do Brasil Usando Diferentes Organismos Indicadores de Contaminação, **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia**

- Sanitária e Ambiental**, ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Estabelece os Procedimentos e Responsabilidades Relativas ao Controle e Vigilância da Qualidade de Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade, e dá outras Providências. **Portaria n. 518/2004**.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Resolução n. 357/2005**.
- CAIRNS, W. J.; **Comparing Disinfection By Ultraviolet Light and Chlorination – The Implication of Mechanism for Practice**; Trojan Technologies Inc.; Canada; 10p.; 1995
- CEPAGRI, Centro de Pesquisas Agropecuárias, **Consulta via email**, 2004
- CHENG, W., DASTGHEIB S. A., KARANFIL, T.; Adsorption of Dissolved Natural Organic Matter by Modified Activated Carbon; **Water Research**; vol. 39, p. 2281 - 2290, 2005
- CIAGRO - Centro de Ecofisiologia e Biofísica, **Instituto Agronômico de Campinas**, disponível em <http://www.CIAGRO.br/~ceb> , para consulta via e-mail, acesso em: 1/10/2001.
- CLARK, A. G., SMAJSTRLA, A. G.. Treating Irrigation Systems with Chlorine. In: **Circular 1039**, Fla. Coop. Ext. Ser. Univ. of Florida, Gainesville, FL. 1992.
- COLLINS, M.R., EIGHMY, T.T, FENSTERMACHER JR, J.M., SPANOS, S.K., Removing Natural Organic Matter by Conventional Slow Sand Filtration, **Journal of AWWA**, v. 84, n.5, p.80 - 90, May / 1992
- COSTA, R. H., **Estudos Comparativos da Eficiência de Filtros Lentos de Areia Convencional e de Fluxo Ascendente**,. Escola de Engenharia de São Carlos – USP. 169p., 1980
- CROOK, J., Critérios de Qualidade da Água para Reúso, **Revista DAE – SABESP**, n.174, p.10-15, nov / dez 1993.
- DANIEL, L.A., BRANDÃO, C.C.S., GUIMARÃES, J.R., LIBÂNIO, M., LUCA, S.J., **Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável** ABES/ PROSAB 2. Rio de Janeiro. 139p., 2001

- DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**, vols. 1 e 2. ABES, Rio de Janeiro. 1993.
- DI BERNARDO, L., BRANDÃO, C.C.S., HELLER, L. **Tratamento de águas de Abastecimento por Filtração em Múltiplas Etapas**. ABES/ PROSAB. Rio de Janeiro. 114p., 1999.
- EAWAG / SANDEC – Swiss Federal Institute for Environmental Science & Technology, **SODIS NEWS**, Suíça, n. 4, 18p., 4 / Maio / 1999
- ELETROBRAS; **Energia Solar: Principios e Aplicações**, Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio de Salvo Brito - CRESESB; <http://www.cresesb.cepel.br>, março de 2004, 28p.
- ELLIS, K. V., AYDIN, M. E., Penetration of Solids And Biological Activity into Slow Sand Filters, **Water Research**, v. 29, n. 5, p. 1333 – 1341, 1995
- ENGLISH, S.D., Filtration and water treatment for micro-irrigation. In. **3. Internacional Drip/Trickle Irrigation Congress**, Fresno, Proceedings. St Joseph: ASAE, p. 50-57., 1985
- FECHINE GJM, RABELLO MS, SOUTO-MAIOR RM, The effect of ultraviolet stabilizers on the photodegradation of poly(ethylene terephthalate); **Polymer Degradation And Stability**, n. 75 v.1, p.153 - 159, 2002
- FERENCE JR., LEMOM, H.B., STEPHENSON, R.J.; **Curso de Física: Ondas (som e luz)**, São Paulo, Ed. Edgard Blücher Ltda, 224p., 1968
- FERRAZ, F.C., PATERNIANI, J.E.S., Redução da Espessura da Camada Suporte através da Substituição por Mantas Sintéticas Não Tecidas na Filtração Lenta de Água de Abastecimento **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental** – ABES, Vol 7, nº 6 e 7, pg 8 – 15, Jan/Jun 2002
- GALLARD, H., GUNTEN, U, V.; Chlorination of Natural Organic Matter: Kinetic of Chlorination and of THM Formation; **Water Research**; Suíça; vol.36; p. 65-74; 2002
- GALUIS, G.C., PEREZ, J.M.C., **Hidraulica Aplicada a Plantas de Tratamento de Água**, Programa Regional OPS/EHP/Cepis de Mejoramiento de Calidad de Água para Consumo Humano, 1985.

- GALVIS, G., LATORRE, J., OCHOA, A. E. VISSHER, J. T., **Comparison os horizontal and upflow roughing filtration**, In: Graham, N. e Collins, R. (eds), *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*, John & Wiley, Inglaterra, 1996.
- GIJSMAN P, MEIJERS G, VITARELLI G, Comparison of the UV-degradation chemistry of polypropylene, polyethylene, polyamide 6 and polybutylene terephthalate; **Polymer Degradation And Stability**, n. 65 v.3, p.433 - 441, 1999
- GILBERT, R.G. & FORD, H.W., **Operational Principles**, chapter 3, *Trickle Irrigation for Crop Production* (ED. Nakayama and Bucks) Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands, 1986.
- GOPAL,B Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potentials and problems **Water Science And Technology**, n. 44 v.40, p.9, 1999
- GRAHAM, N.J.D., Removal of Humic Substances by Oxidation/Biofiltration Process – A Review, **Water Science and Technology**, Londres, v. 40, n. 9, p. 141 – 148, 1999
- GRIFFIN, P. e UPTON, J. Constructed wetlands: A strategy for sustainable wastewater treatment at small treatment works. **J. Chart. Inst. Water** v.13, n. 6, p. 441-446. 1999.
- HARM, W. **Biological effects of ultraviolet radiation**. New York: Cambridge University Press, 1980. 216p.
- HERRERA, A. G., **Desinfección Solar Del Agua**, IMTA – Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Mexico, 2003
- HESPANHOL, I. **Investigação sobre o Comportamento e Aplicabilidade de Filtros Lentos do Brasil**, Faculdade de Higiene e Saúde Pública – USP, São Paulo, 163p., 1969
- HESPANHOL, I.; Potencial e Técnicas de Tratamento de Efluente para Eliminar o Potencial de Risco; **Revista Gerenciamento Ambiental**, v.12, n.2, nov / dez 2000.
- HESPANHOL, I.; Potencial de Reúso de Água no Brasil: Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos; **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** v.7, n.4, p.75-95, out / dez 2002.
- HILLS, D. J., TAJRISHY, M. A., TCHOBANOGLIOUS, G., The Influence of Filtration on Ultraviolet Disinfection of Secondary Effluent for Microirrigation,. **Transactions os ASAE**, v. 43, n. 6, p. 1499 – 1505, 2000
- HUISMAN, L. **Research and Demonstration Project on Slow Sand Filtration**, Reprinted for the AIDIS Congress Health in Panama. 1982, 105p.

- ISAAC, R. L, **Controle de Trihalometanos em Sistemas de Abastecimento: Remoção por Adsorção em Colunas de Carvão Ativado Granular Em Estações de Tratamento de Água**. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica, USP, São Paulo, 1993.
- INJETRONIC, **Manual do Usuário**, 2004
- JUSOH, A., CHENG, W. H., LOW, W. M., NORA'AINI, A., NOOR, M.J.M.M.; Study on the Removal of Iron and Manganese in Groundwater by Granular Activated Carbon; **Desalinisation**; vol. 182, p. 347 - 353, 2005
- KEHOE SC, JOYCE TM, IBRAHIM P, GILLESPIE JB, SHAHAR RA AND MCGUIGAN KG. Effect of Agitation, Turbidity, Aluminium Foil Reflectors and Volume on Inactivation Efficiency of Batch-Process Solar Disinfectors. **Water Research**, vol 35, n.4, p. 1061-1065, 2001
- KEHOE, S.C., BARER, M.R., DEVLIN, L.O., MCGUIGAN, K.G., Batch Process Solar Disinfection is an Efficient Means of Disinfecting Drinking Water Contaminated with Shigella Dysenteriae Type 1, **Letters in Applied Microbiology**, The Society for Applied Microbiology, n. 38, p. 410 – 414, 2004
- KELLER, J. & BLEISNER, R. D. **Sprinkle and trickle irrigation**. New York, Van Nostrand Reinhold.. 1990 652p.
- KOHLER, M., WOLFENSBERGER, M.; **Migration of Organic Components from Polyethylene Terephthalate (PET) bottles to Waterlimatic**, Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research.; <http://www.sodis.ch>, março de 2004, 13p.
- KUUSEMETS, V, MANDER, U Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments **Water Science And Technology** n. 23 p. 8 v. 40 IS 10, 1999.
- LANTAGNE, D., GSCHWEND, P., SHANAHAN, P.; **MIT Environmental Technology: Point-of-use Water Filtration in Rural Haiti: Trihalomethane Production and Factors for Program Success**; <http://home.earthlink.net/~danielelantagne/dyd.pdf>, Acesso em: 30 julho 2002.
- LAY, T., ALLEN, M.J., Slow Sand: Time Less Technology for Modern Applications, **Journal of AWWA**, v. 84, n.5, p.10, May / 1992
- LONDE, L. R. **Eficiência da Filtração Lenta no Tratamento de Efluentes de Leitões Cultivados**. Dissertação de Mestrado, FEAGRI-UNICAMP, Campinas, Abril/2002.

- LORD, T. Determination of Trhalomethanes (THM) Trihalocetic Acids (THAA's) and Other Disinfection By-Products (DBP's) in Drinking Water, **HACH Company**, disponível em: www.hach.com, acessado em 20/11/2003.
- LUTTENBARCK, B.B., COSTA T.C.R.; **Água, Saúde e Desinfecção**, Série Manuais, n.13, CETESB, São Paulo, 59p., 1994.
- MAUCLAIRE, L., SCHÜRMANN, A., THULLNER, M., GAMMETER, S. ZEYER, J.; Sand filtration in water treatment plant: biological parameters responsible for clogging. **Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA**, v. 53, n.2, p. 93 – 108, 2004
- MBWETTE, T. S. A., GRAHAM, N. J. D., **Improving the Efficiency of Slow Sand Filtration with Non-Woven Synthetic Fabrics**, In: Filtration and Separation, vol. 24., p.46 – 50., 1987
- MURTHA, N.A.; HELLER, L., **Avaliação da Eficiência da Filtração Lenta em Areia Segundo a Profundidade do Leito Filtrante**. Anais: 20o. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. 1999
- NAKAYAMA, F. S., & BUCKS, D. A. **Trickle irrigation of crop. Production design, operation and management**. Amsterdam, Elsevier, 383p., 1986.
- NEWMAN, JM CLAUSEN, JC NEAFSEY, JA **Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater** in Connecticut Ecological Engineering, n74, p. 18 nv14. 2000
- OATES, P. M., SHANAHAN, P., POLZ, M.F., Solar Disinfection (SODIS): Simulation of Solar Radiation fot Global Assessment and Aplication foi Point-of-use Water Treatment in Haiti. **Water Research**, vol 37, p. 47-54, 2003
- PATERNIANI, J.E.S. **Utilização de mantas sintéticas não tecidas na filtração em areia de águas de abastecimento**. Tese de doutorado- EESC. USP, São Carlos, 1991.
- PATERNIANI, J.E.S., CONCEIÇÃO C.H.Z., Eficiência da Pré-Filtração e Filtração Lenta no Tratamento de para Pequenas Comunidades. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espirito Santo do Pinhal, SP, Brasil, vol 1, n.1, p. 17-24, 2004
- PHENE, C. J., **Fertilizer Management of Tree and Vine Crops with Surbsurface Drip Irrigation Systems. Proc.**, The Irrigation Association's 19 th Annual, San Diego, CA, November 1-3, p. 229-236., . 1998

- PIRES, M.R., **Desinfecção de Esgotos com Radiação Ultravioleta: Influência da Qualidade do Efluente e da Fotoreativação**. Tese de doutorado – FEAGRI/ UNICAMP, Campinas, 2002.
- PITTS, D.J., FERGUSON, J. A., GILMOUR, J. T., **Plugging Characteristics of Drip-Irrigation Emitters using Backwash from Water-Treatment Plant**, Bulletin 880, Arkansas Agricultural Experiment Station, University of Arkansas, Fayetteville, 1985.
- PITTS, D.J., HAMAN, D.Z., SMAJSTLA, A. G., **Causes and Prevention of Emitter Plugging in Microirrigation Systems**, Bulletin 258, Florida Cooperative Extension Service, University of Florida, April 1990.
- PLASTRO. **Manual de Filtration y Tratamiento de Aguas**. Kibbutz Gvat 30050, Israel, 40p., 1993.
- POZOS, N., SHOW K., WUERTZ, S., DARBY, J.; UV Disinfection in a model Distribution System: Biofilm Growth and Microbial Community; **Water Research**; vol.38; p. 3083 - 3091; 2004
- RICHTER, C.A., AZEVEDO NETTO, J.M., **Tratamento da Água: Tecnologia Atualizada**. Ed. Edgard Blucher, São Paulo, 332p., 1991
- ROBINSON, I., ADAMS, R. P.; Ultra-violet Treatment of Contaminated Irrigation Water and Its Effect on the Bacteriological Quality of Celery at Harvest; **Journal of Applied Bacteriology**; Inglaterra; vol.45; p. 83 - 90; 1978
- ROOK, J. J.; Formation of Haloforms during Chlorination of Natural Water; **Water Treatment Examination**; Washington D. C.; vol.23; p. 234-243; 1974
- ROOK, J. J.; Haloforms in Drinking Water; **Water Technology**; Washington D. C.; vol.68; nº 3; p. 168-172; Março de 1976
- ROOK, J. J.; GRAVELAND, A.; SCHULTINK, L. J.; Considerations on Organic Matter in Drinking Water Treatment; **Water Research**; Inglaterra; vol.16; p. 113-122; 1982;
- ROSSIN, A. C., Desinfecção, in **Técnicas de Abastecimento de Água**, 2ª Ed., V. 2, São Paulo, CETESB, 1976.
- SAITOH, T. S., EL-GHETANY, H. H., Pilot Solar Water Disinfection System: Performance Analysis and Testing. **Solar Energy**, vol 72, nº 3, p. 261-269, 2002

- SANDRI, D., **Irrigação da Cultura da Alface com Água Residuária Tratada com Leitos Cultivados com Macrófitas**, Tese de Doutorado, FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 186p., 2003
- SÃO PAULO. Centro de Vigilância Sanitária da Saúde, **PROÍBE a Irrigação das Plantações com Água Contaminada, Portaria n. 21, de 19 de dezembro de 1991**, Diário Oficial do Estado – DOE, Seção 1, 19/12/91
- SCHREIBER, B.; BRINKMANN, T.; SCHMALZ, V.; WORCH, E.; Adsorption of Dissolved Organic Matter onto Activated Carbon – The Influence of Temperature, Absorption Wavelength and Molecular Size; **Water Research**; vol. 39, p. 3449 – 3456, 2005
- SCHWANKL, L. J.; MCGOURTY G.; Organic Fertilizers can be Injected Through Low-volume Irrigation Systems; **California Agriculture**; vol. 46, nº 50; p. 21 - 23. 1992
- SEVERIN, B.F. Disinfection of municipal wastewater effluents with ultraviolet lights. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 52, n.7, p. 2007-2018, jul. 1980.
- SHABAN, A. M., Taweel, G. E. E., Ali, G. H., UV Ability to Inative Microorganisms Combined with Factors Affecting Radiation, **Water Science and Technology**, v. 35, p. 107 – 112, 1997
- SILVA, M.J.M..**Desinfecção de Água utilizando Energia Solar (SODIS): Inativação e Recrescimento Bacteriano**. Dissertação de Mestrado, FEC, Campinas, Março/2004, 81p.
- SOARES, J. B.: MAIA, A. C. F.; **Água: Microbiologia e Tratamento**, 1ª ed.; Fortaleza; EUFC; 1999; 206p.
- SOBOTKA, J. The efficiency of water treatment and disinfection by means of ultraviolet radiation. **Water Science Technology**. v.27, n.3-4, p.343-346, 1993.
- SODIS; **Climatic Conditions: Seasonal Effects and Weather Changes**, Technical Note #6, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Climatic Conditions: Solar Radiation**, Technical Note #5, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Materials: Ageing Effects on PET Bottles**, Technical Note #3, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Materials: Bottles vs. Bags**, Technical Note #4, <http://www.sodis.ch>, março de 2003

- _____; **Materials: Plastic versus Glass Bottles**, Technical Note #2, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Efficiency: Covered Sky Conditions**, Technical Note #11, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Efficiency: Influence of Turbidity**, Technical Note #10, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Efficiency: Laboratory versus Field Conditions**, Technical Note #12, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Efficiency: The Process**, Technical Note #9, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis in Brief**, Technical Note #1, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Use: Acceptance**, Technical Note #15, <http://www.sodis.ch>, março / 2003
- _____; **Sodis Use: Application Procedure**, Technical Note #13, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Use: Costs**, Technical Note #16, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Use: Sodis Bags and Temperature Sensors**, Technical Note #17, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Sodis Use: Guideliness to Increase Efficiency**, Technical Note #14, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Water Quality: Oxygen Concentration**, Technical Note #8, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- _____; **Water Quality: Turbidity and Water Depth**, Technical Note #7, <http://www.sodis.ch>, março de 2003
- SOMMER, B., MARIÑO, A., SOLARTE, Y., SALAS, M. L., DIEROLF, C., VALIENTE, C., MORA, D., RECHSTEINER, R., SETTER, P., WIROJANAGUD, W., ALARMED, H., AL-HASSAN, A., WEGELIN, M.; **SODIS - an emerging water treatment process**, **Journal of Water Suply: Research and Technology - Aqua**, v. 46, n3, p. 127 – 137, 1997
- SOMMER, R., HAIDER, T., CABAJ, A., PRIBIL, W., LHOTSKY, M. Time dose reciprocity in UV disinfection of water. **Water Science and Technology**. v.38, n.12, p.145-150. 1998.

- SOUZA, J. T.; ARAÚJO, H.W.C.; CATUNDA, P.F.C., **Reúso de Esgotos Sanitários para a Agricultura**. PROSAB, CCT/UFPB, Campina Grande , PB, 1999
- SPERLING,M.V., **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**, DESA/UFMG, Belo Horizonte, vol.1, 243p., 1996
- SPRINGWAY, **Sistemas de Tratamento**, disponível em: www.springway.com/sist/sist0pt1.html, acessado em: 19/08/2002
- STAINER, R. Y., DOUDOROFF, M., ADELBERG, E, A.; **The Microbial World**, New Jersey, Prentice Hall, 1963.
- THACKER, N. P., KAUR, P., RUDRA, A.; Trihalomethane Formation Potential and Concentration Changes During Water Treatment at Mumbai (India); **Environmental Monitoring and Assessment**; Holanda; vol.73; p. 253-262; 2002
- TIMMS, S.; SLADE,J.S.; FRICKER, C.R. **Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration**. Water Science and Technology 31: (5-6), 81-84, 1995.
- TOMINAGA, M. Y. & MIDIO, A. F.; Exposição Humana a Trihalometanos Presentes em Água Tratada; **Revista de Saúde Pública – FSP/USP**; São Paulo; vol.33; nº 4; p. 413-421; Agosto de 1999.
- VALENTIM, M.A.A., **Desempenho de Leitos Cultivados (“Constructed Wetlands”) para Tratamento de Esgoto: Contribuições para Concepção e Operação**, Tese de Doutorado, FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas, SP, 210p., 2003
- VALENZUELA, M. G. R., **Estudo do Desempenho de uma Instalação de Pré-Filtração Lenta com Mantas para o Tratamento de Águas de Abastecimento**, Escola de Engenharia de São Carlos – USP., 1991.
- VARECHE, M. B. A., **Estudo sobre a Interferência de Algas no Sistema de Filtração Lenta em Areia**., Escola de Engenharia de São Carlos – USP., 417p., 1989
- WEGELIN,M., CANONICA,S., MECHSNER,K., FLEISHMANN,T., PESARO,F., METZLER,A., Solar Water Disinfection: Scope on Process and Analysis of Radiation Experiments, **Journal of Water Suply: Research and Technology - Aqua**, v. 43, n3, p. 154 – 169, 1994
- WEGELIN,M., CANONICA,S., ALDER, A. C., MARAZUELA, D., SUTER, M.J.F., BUCHELI, Th. D., HAEFLIGER, O. P. , ZENOBI, R., McGUIGAN, K. G., KELLY, M.

- T., IBRAHIM, P., LARROQUE, M.; Does the Sunlight Change the Material and Content of Polyethylene Terephthalate (PET) Bottles?, **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua**, 30 oct 2000
- YIP, R. W., KONASEWICH, D. E., Ultraviolet Sterilization of Water its Potencial and Limitations, **Water Pollution Control**, Canada, p. 14 – 18, 1972
- ZAPP,J., SANTACRUZ,J., MONCAYO,J.I., MONTES,M.L.,HERNANDEZ,N., **Solar Water Purification in Coffe Growers Climate**, Tokio, United Nations University, 1987.
- ZUKOV, G., KOLLAR, J., MONTEITH, H.D., HO, K.W.A., ROSS, S.A. Disinfection of low quality wastewaters by ultraviolet light irradiation. **Journal Water Pollution Control Federation**. v.58, n.3, p.199-206, mar. 1986.