

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR  
FILTRAÇÃO DIRETA – INFLUÊNCIA DE ALGUNS  
ASPECTOS OPERACIONAIS**

**ANDRÉIA PAIVA FAGUNDES**

**ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO  
CO-ORIENTADORA: PATRICIA DE CAMPOS GOMES MONTEIRO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E  
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PTARH.DM – 097/06**

**BRASÍLIA/DF: SETEMBRO – 2006**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

**REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR FILTRAÇÃO  
DIRETA – INFLUÊNCIA DE ALGUNS ASPECTOS OPERACIONAIS**

**ANDRÉIA PAIVA FAGUNDES**

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE  
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE  
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU  
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS  
HÍDRICOS.**

**APROVADA POR:**

---

**Prof<sup>ª</sup> CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO, PhD (ENC-UnB)  
(Orientadora)**

---

**Prof. MARCO ANTÔNIO ALMEIDA DE SOUZA, PhD (ENC-UnB)  
(Examinador Interno)**

---

**Prof. RAFAEL KOPSCHITZ XAVIER BASTOS, PhD (CCE -UFV)  
(Examinador Externo)**

**BRASÍLIA/DF, 05 DE SETEMBRO DE 2006**

## FICHA CATALOGRÁFICA

FAGUNDES, ANDRÉIA PAIVA

Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta – Influência de alguns aspectos operacionais [Distrito Federal] 2006.

xxiii, 143p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2006).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Tratamento de Água

2. Filtração Direta Descendente

3. Remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

4. Sulfato de Alumínio

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FAGUNDES, A. P. (2006). Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta – Influência de alguns aspectos operacionais. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação MTARH.DM-97/06, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 148p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Andréia Paiva Fagundes.

TÍTULO: Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta – Influência de alguns aspectos operacionais

GRAU: Mestre

ANO: 2006

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Andréia Paiva Fagundes  
SQN 316, Bloco J, Apartamento 510 – Asa Norte  
70775-100 Brasília – DF – Brasil  
Endereço Eletrônico: andreiapfagundes@hotmail.com

Aos meus pais, Degmar e Branca,  
por acreditarem na educação  
como instrumento de  
transformação.  
À Fabinho, por todo o apoio,  
amor e incentivo.

Com todo o meu amor, dedico.

## **AGRADECIMENTOS**

A minha mais sincera gratidão a todos que me ajudaram a chegar até aqui.

À Deus.

À minha família, meu pai, Degmar, e minha mãe, Branca, pelo amor, esforço e incentivo. Ao meu irmão, Fábio, pelo apoio e aprendizado. À minha tia Déia, pelos momentos de oração. A todos os meus familiares, por torcerem e acreditarem no meu sucesso.

À professora Cristina, pela orientação, aprendizado, dedicação e compreensão nos momentos difíceis. A professora Patrícia, pela co-orientação, aprendizado e amizade. A todos os professores do PTARH, pela compreensão e pelos conhecimentos transmitidos.

À FINATEC e ao CNPQ, pelo suporte financeiro, com concessão de bolsa de estudos.

À CAESB, pelo apoio operacional, em especial ao Engenheiro Gustavo, gerente da ETA Brasília.

Ao pessoal do laboratório, Boy, Rosely, João, Júnior, Lilica e Carol pelo apoio incondicional e amizade, tão fundamentais para a realização dos trabalhos experimentais. Aos funcionários do Laboratório de Materiais, Xavier e Severino, pelo auxílio e dedicação.

Às amigas Débora Brito e Bianca, por estarem sempre presentes e por dedicarem tempo precioso ao auxílio do desenvolvimento dos trabalhos experimentais.

Às amigas de sala, Ana Elisa, Renata e Deborah pelas valiosas dicas e pelas conversas divertidas e descontraídas em momentos de fundamental importância.

Aos amigos de turma do mestrado, Rafael, José Ricardo, Edson, Mariana, Flávia, Cláudia, Cristina e José Gabriel, pela convivência e aprendizado.

Aos amigos do doutorado, Jussanã, Férrnan, Gustavo, Jaqueline, Ronaldo, Jorge, Domingo, Selma, Luciana e Rosângela pelo carinho.

Aos amigos firmados no PTARH: Fuad, Cristiane, Simone, Simoneli, Jailma, Thales, Camila, Jennifer, Alcione, Michele, Lygia, Andresa, Carol, Neusa, Renan, Eneida, Carlos, Lorena e Elisandra, pelos momentos compartilhados.

A todos os amigos que acreditaram em mim e de alguma forma contribuíram para a minha formação, o meu muito obrigado.

Ao meu namorado, Fabinho, por estar sempre presente, me apoiando nos momentos difíceis, me levantando quando preciso e acreditando, sempre.

## RESUMO

### REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR FILTRAÇÃO DIRETA – INFLUÊNCIA DE ALGUNS ASPECTOS OPERACIONAIS

**Autor(a) : Andréia Paiva Fagundes**

**Orientador(a): Cristina Celia Silveira Brandão**

**Co-Orientador(a): Patrícia de Campos Gomes Monteiro**

**Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos**

**Brasília, Setembro, 2006**

O presente trabalho trata da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente em meio granular praticamente uniforme, verificando a influência de aspectos operacionais como dosagens de coagulante, taxas de filtração e características da água bruta. O trabalho experimental foi desenvolvido em escala piloto composta por dispositivo de mistura rápida e filtro descendente de areia. Os experimentos em escala piloto foram precedidos de estudos em escala de bancada (Testes de Jarros) para a definição da faixa de pH e dosagem de coagulante a serem empregados nos experimentos de filtração. Foram realizados 15 experimentos de filtração direta descendente, utilizando como coagulante o sulfato de alumínio. Optou-se por trabalhar com subdosagens, dosagens “ótimas” e super-dosagens de coagulante. Foram utilizadas águas provenientes do lago Paranoá e do córrego do Torto, sendo que toda a água empregada nos trabalhos de filtração foi inoculada com oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $10^2$  a  $10^3$  oocistos/L. Além disso, o filtro foi operado com taxas constantes de 210 m/dia e 105 m/dia. Os resultados obtidos indicaram que, independente da origem da água bruta e da taxa de filtração utilizada, ao se adotar dosagens “ótimas” e super-dosagens de coagulante, os efluentes apresentaram valores de turbidez inferiores a 0,5 UT e de clorofila-a inferiores a 1,5 µg/L. Quanto à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, para o filtro estudado, não foram observadas diferenças na remoção desse protozoário com a utilização de uma taxa conservadora, 105 m/dia, quando comparada ao valor de 210 m/dia. Por outro lado, para as águas estudadas, a utilização de super-dosagem parece promover uma maior remoção de oocistos de *Cryptosporidium* quando comparada com o uso de dosagem “ótima”. Similarmente, foi observado que durante a operação regular do filtro, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* tende a ser mais elevada do que no período de amadurecimento do mesmo. Entretanto, o fator operacional que influenciou de forma mais determinante a remoção desse protozoário foi a utilização de subdosagem de coagulante. Quando essa condição de coagulação foi adotada, verificou-se, independentemente da água bruta, que a remoção foi significativamente inferior. Dessa forma, pode-se considerar como dois fatores de risco importantes: possíveis falhas na dosagem de coagulante, com a aplicação de subdosagem, e o período de amadurecimento do filtro.

## ABSTRACT

### REMOVAL OF *Cryptosporidium* OOCYSTS BY DIRECT FILTRATION – THE INFLUENCE OF SOME OPERATIONAL ASPECTS

**Author: Andréia Paiva Fagundes**

**Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão**

**Co-Supervisor: Patrícia de Campos Gomes Monteiro**

**Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos  
Brasília, September of 2006.**

The present work deal with the removal of *Cryptosporidium* oocysts by downflow direct filtration with almost uniform filter bed to verify the influence of operational aspects such as coagulant dosage, filtration flow rate and raw waters characteristics. The experimental work was carried out in pilot-plant comprised by a hydraulic flash mixing device and a rapid downflow sand filter column. The studies in pilot-scale were preceded by benches studies (Jar Tests) for the definition of the coagulant dosages and the pH values to be used in the filtration experiments. Fifteen filtration experiments had been carried out, using aluminum sulphate as coagulant. Three different dosage levels were used: suboptimal, "optimal" and overoptimal dosages of coagulant. Raw waters from the Paranoá lake and from the Torto stream were used. During filtration experiments these waters were spiked with *Cryptosporidium* sp. oocysts in the order of  $10^3$  to  $10^2$  oocysts/L and the filter was operated with constant flow rates of 210 m/day and 105 m/day. Independently of the filtration flow rate and the raw water tested, when "optimal" and overoptimal coagulant dosages were used, the filter effluents presented turbidity values lower than 0,5 NTU and values of chlorophyll-a lower than  $1,5\mu\text{g/L}$ . Regarding the removal of *Cryptosporidium* oocysts, for the studied filter, no appreciable differences on the removal of these protozoan were observed with the utilization of conservatives flow rates, 105 m/day, when comparing with 210 m/day.. On the other hand, for the raw waters studied, the use of overoptimal coagulant dosages tends to improve the removal of the *Cryptosporidium* oocysts, when comparing with optimal dosages. Similarly, it was observed that the removal of the *Cryptosporidium* oocysts was lower during ripening period when comparing with the stable filtration operation. However, the operational aspect that placed more influence on the removal of *Cryptosporidium* oocysts was the use suboptimal coagulation dosage. When this condition was adopted, it was verified that, independently of the raw water used, the removal was significant lower. So, failures in the coagulation process, such the use of suboptimal coagulant dosages and the ripening filter period may be considered as the two major operational risk factors.

## SUMÁRIO

<b>1 – INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2 – OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
<b>2.1 – OBJETIVO GERAL.....</b>	<b>3</b>
<b>2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....</b>	<b>3</b>
<b>3 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
<b>3.1 – FILTRAÇÃO.....</b>	<b>4</b>
<b>3.1.1 – Tecnologia de filtração direta.....</b>	<b>7</b>
3.1.1.1 – Considerações iniciais.....	7
3.1.1.2 – Tecnologia de filtração direta descendente.....	9
3.1.1.3 – A coagulação aplicada a filtração direta.....	11
<b>3.2 – O <i>Cryptosporidium</i> .....</b>	<b>15</b>
<b>3.2.1 – Introdução.....</b>	<b>15</b>
<b>3.2.2 – O ciclo de vida dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i>.....</b>	<b>17</b>
<b>3.2.3 – Fontes e ocorrência de <i>Cryptosporidium</i> e surtos de Criptosporidiose.....</b>	<b>17</b>
<b>3.3 – EFEITOS DO TRATAMENTO DE ÁGUA NA REMOÇÃO DE <i>Cryptosporidium</i> .....</b>	<b>21</b>
<b>3.3.1 – Remoção de <i>Cryptosporidium</i> por meio de tratamento convencional e filtração direta.....</b>	<b>22</b>
<b>3.3.2 – Influência da operação de filtração e do mecanismo de coagulação na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>.....</b>	<b>33</b>
<b>3.4 – ASSOCIAÇÃO ENTRE INDICADORES E OOCISTOS DE <i>Cryptosporidium</i>.....</b>	<b>47</b>
<b>4 – METODOLOGIA.....</b>	<b>61</b>
<b>4.1 – ÁGUA DE ESTUDO.....</b>	<b>61</b>
<b>4.2. – EXPERIMENTOS EM ESCADA DE BANCADA.....</b>	<b>62</b>
<b>4.3 – EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO.....</b>	<b>66</b>
<b>4.3.1 – Descrição da instalação piloto.....</b>	<b>66</b>
3.1.1.1 – Sistema de alimentação de água bruta e dosagem de coagulante.....	67
3.1.1.2 – Coluna de filtração.....	70
<b>4.3.2 – Desenvolvimento dos experimentos de filtração.....</b>	<b>72</b>

4.4 – METODOLOGIAS PARA A DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	76
5 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS.....	85
5.1 – ENSAIOS DE BANCADA.....	85
5.1.1 – Água do lago Paranoá.....	85
5.1.2 – Água do córrego do Torto.....	87
5.2 – EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO EM ESCALA PILOTO.....	91
5.2.1 – Vazões e taxas de filtração.....	92
5.2.2 – Residual de alumínio.....	94
5.2.3 – Clorofila-a.....	95
5.2.4 – Coliformes totais e <i>E. coli</i> .....	96
5.2.5 – Turbidez.....	97
5.2.6 – Perdas de carga.....	98
5.2.7 – Experimentos de filtração direta descendente – Água do lago Paranoá.....	103
5.2.8 – Experimentos de Filtração direta descendente – Água do córrego do Torto.....	106
5.2.8.1 – Experimentos de filtração direta descendente – água do córrego do torto – fevereiro e março de 2006.....	106
5.2.8.2 – Experimentos de filtração direta descendente – água do córrego do torto – maio a julho de 2006.....	108
5.2.9 – Influência da qualidade da água na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e parâmetros indicadores.....	112
5.2.10 – Comparação entre as remoções dos parâmetros de qualidade da água no período de inicial de funcionamento do filtro e no período de estabilização do filtro.....	114
6 – CONCLUÇÕES E RECOMENDAÇÕES.....	116
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	119
APÊNDICES.....	127
APÊNDICE A – CÁLCULO DO DISPOSITIVO DE MISTURA RÁPIDA.....	128
APÊNDICE B – VAZÕES EFLUENTES DO FILTRO DESCENDENTE AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA .....	130
APÊNDICE C – TURBIDEZ AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE.....	133

<b>APÊNDICE D – TAXA DE CRESCIMENTO DAS PERDAS DE CARGA NAS CAMADAS DO MEIO FILTRANTE AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE.....</b>	<b>136</b>
--	------------

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Fluxogramas esquemáticos dos sistemas de filtração direta sem pré-floculação (a, b e c) e com pré-floculação (d).....	9
Figura 3.2 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio e potencial zeta – Cleasby, 1990 (modificado).....	12
Figura 3.3 – Seção do diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, indicando a melhor faixa para a filtração direta – Armirtharajah e O’Melia, 1990 (modificado).....	15
Figura 3.4 – Imagem de <i>Cryptosporidium parvum</i> (USEPA, 2006).....	15
Figura 4.1 – Filtro de laboratório de areia (a) esquema; (b) foto.....	63
Figura 4.2 – (a) Adaptação do aparelho de teste de jarros para uso de filtro de laboratório de areia; (b) Detalhe do disco.....	64
Figura 4.3 – Instalação piloto: foto.....	66
Figura 4.4 – Instalação piloto: esquema.....	67
Figura 4.5 – Reservatório de coagulante e bomba dosadora.....	68
Figura 4.6 – Dispositivo de mistura rápida.....	68
Figura 4.7 – Coluna de filtração direta descendente.....	71
Figura 4.8 – Localização dos piezômetros no filtro descendente.....	71
Figura 4.9 – Resumo dos experimentos de filtração realizados durante o desenvolvimento do trabalho em instalação piloto.....	73
Figura 4.10 – Lavagem do fitro.....	76
Figura 4.11 – Filtração com auxílio de bomba peristáltica.....	79
Figura 4.12 – Detalhe do encaixe do Filta-Max <sup>®</sup> , IDEXX.....	79
Figura 4.13 – Estação de eluição: (a) compressão; (b) descompressão.....	79
Figura 4.14 – (a) Filta-Max íntegro; (b) Filta-Max após a eluição.....	80
Figura 4.15 – Filtração a vácuo em membrana utilizando bomba a vácuo manual.....	80
Figura 4.16 – Lavagem da membrana.....	80
Figura 4.17 – Tubos cônicos de 50 mL.....	81
Figura 4.18 – Tubos cônicos de 15 mL.....	81

Figura 4.19 – Etapa de homogeneização.....	81
Figura 4.20 – Concentrador magnético para volume de 10 mL.....	82
Figura 4.21 – Concentrador magnético para volume de 1,5 mL.....	82
Figura 4.22 – Microscópio de epifluorescência.....	84
Figura 4.23 – Oocisto de <i>Cryptosporidium</i> em imunofluorescência (à esquerda) e em contraste de fases (à direita).....	84
Figura 5.1 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água proveniente do lago Paranoá – Janeiro/2006. Turbidez da água bruta: 5,4; UT e pH da água bruta: 6,9.....	86
Figura 5.2 – Estudos preliminares com o coagulante sulfato de alumínio anidro em água proveniente do córrego do Torto – Fevereiro/2006. Água bruta com turbidez: 7,2, pH da água bruta: 5,6 e Alcalinidade da água bruta: 207 mg/L de CaCO <sub>3</sub> .....	88
Figura 5.3 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água proveniente do córrego do Torto – Agosto/2006 (Fernandes, 2006). Água bruta com turbidez: 2,7 UT e pH da água bruta: 6,7.....	89
Figura 5.4 – Ensaio para a verificação da estabilidade do pH e da alcalinidade da água do córrego do Torto após alcalinização com bicarbonato de sódio – Fevereiro/2006.....	91
Figura 5.5 – Concentrações de alumínio em amostras de água bruta e filtrada nos experimentos de filtração direta descendente.....	94
Figura 5.6 – Concentrações de clorofila-a em amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente.....	95
Figura 5.7 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente com água proveniente do lago Paranoá no período de Janeiro e Fevereiro/2006.....	99
Figura 5.8 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente com água proveniente do córrego do Torto no período de Fevereiro e Março/2006.....	101
Figura 5.9 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente com água proveniente do córrego do Torto no período de Maio a Julho/2006.....	102
Figura B.1 – Vazão efluente ao longo do experimento 2.....	130
Figura B.2 – Vazão efluente ao longo do experimento 3.....	130

Figura B.3 – Vazão efluente ao longo do experimento 4.....	130
Figura B.4 – Vazão efluente ao longo do experimento 5.....	130
Figura B.5 – Vazão efluente ao longo do experimento 6.....	130
Figura B.6 – Vazão efluente ao longo do experimento 7.....	130
Figura B.7 – Vazão efluente ao longo do experimento 8.....	131
Figura B.8 – Vazão efluente ao longo do experimento 9.....	131
Figura B.9 – Vazão efluente ao longo do experimento 10.....	131
Figura B.10 – Vazão efluente ao longo do experimento 11.....	131
Figura B.11 – Vazão efluente ao longo do experimento 12.....	131
Figura B.12 – Vazão efluente ao longo do experimento 13.....	131
Figura B.13 – Vazão efluente ao longo do experimento 14.....	132
Figura B.14 – Vazão efluente ao longo do experimento 15.....	132
Figura C.1 – Turbidez da água filtrada ao longo do experimento 1.....	133
Figura C.2 – Turbidez da água filtrada ao longo do experimento 2.....	133
Figura C.3 – Turbidez da água filtrada ao longo do experimento 3.....	133
Figura C.4 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 4.....	133
Figura C.5 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 5.....	133
Figura C.6 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 6.....	133
Figura C.7 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 7.....	134
Figura C.8 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 8.....	134
Figura C.9 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 9.....	134
Figura C.10 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 10...	134
Figura C.11 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 11...	134
Figura C.12 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 12...	134
Figura C.13 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 13...	135
Figura C.14 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 14...	135
Figura C.15 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 15...	135

Figura D.1 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 1 Água do lago Paranoá – Dosagem “ótima” de coagulante.....	136
Figura D.2 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 2 Água do lago Paranoá – Dosagem “ótima” de coagulante.....	136
Figura D.3 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 3 Água do lago Paranoá – Dosagem “ótima” de coagulante.....	137
Figura D.4 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 4 Água do lago Paranoá – Subdosagem de coagulante.....	137
Figura D.5 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 5 Água do córrego do Torto em fevereiro de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante.....	138
Figura D.6 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 6 Água do córrego do Torto em fevereiro de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante.....	138
Figura D.7 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 7 Água do córrego do Torto em fevereiro de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante.....	139
Figura D.8 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 8 Água do córrego do Torto em março de 2006 – Subdosagem de coagulante.....	139
Figura D.9 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 9 Água do córrego do Torto em maio de 2006 – Taxa de filtração reduzida para 105 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> dia.....	140
Figura D.10 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 10 Água do córrego do Torto em maio de 2006 – Taxa de filtração reduzida para 105 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> dia.....	140

Figura D.11 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 11 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Super-dosagem de coagulante.....	141
Figura D.12 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 12 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Super-dosagem de coagulante.....	141
Figura D.13 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 13 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante.....	142
Figura D.14 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 14 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante.....	142
Figura D.15 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 15 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante.....	143

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Resumo de limites para a filtração direta – Carrión e Esparza, 1992 (modificado).....	8
Tabela 3.2 – Resumo de limites para a filtração direta – Cleasby,1990 (modificado)....	8
Tabela 3.3 – Resumo de registros de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> (States <i>et al.</i> , 1997 e Cardoso <i>et al.</i> , 2002).....	19
Tabela 3.4 – Registros de surtos de criptosporidiose e giardiase (Cardoso <i>et al.</i> , 2002)	20
Tabela 3.5 – Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> por meio de tratamento convencional – Hashimoto <i>et al.</i> , 2001 (modificado).....	23
Tabela 3.6 – Ocorrência de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas amostras de água provenientes da seqüência 3 da estação piloto – Hsu e Yeh, 2003 (modificada).....	24
Tabela 3.7 – Ocorrência de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas amostras de água provenientes da seqüência 1 da estação piloto – Hsu e Yeh, 2003 (modificado).....	25
Tabela 3.8 – Ocorrência de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas amostras de água provenientes da seqüência 2 da estação piloto – Hsu e Yeh, 2003 (modificado).....	25
Tabela 3.9 – Remoção de oo(cistos) de <i>Giardia</i> e de <i>Cryptosporidium</i> por tratamento convencional com filtro descendente – Bastos <i>et al.</i> , 2004 (modificado).....	29
Tabela 3.10 – Remoção de oo(cistos) de <i>Giardia</i> e de <i>Cryptosporidium</i> por tratamento convencional por filtro ascendente – Bastos <i>et al.</i> , 2004 (modificado).....	30
Tabela 3.11 – Detecção de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nos diferentes compartimentos da ETA piloto – Marques <i>et al.</i> , 2005 (modificada).....	31
Tabela 3.12 – Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> por meio de tratamento convencional e filtração direta em escala piloto – Nieminski, 1997 (modificado).....	32
Tabela 3.13 – Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> por meio de tratamento convencional e filtração direta em escala real – Nieminski, 1997 (modificado).....	32

Tabela 3.14 – Resumo das características dos filtros utilizados em escala piloto em Ohio Swertfeger <i>et al.</i> ,1999 (modificado).....	35
Tabela 3.15 – Remoção média de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , em escala piloto, para filtros distintos, no verão e no inverno, no estado de Ohio, USA Swertfeger <i>et al.</i> ,1999 (modificado).....	35
Tabela 3.16 – Qualidade da água bruta e parâmetros operacionais utilizados nas estações piloto de tratamento de água – Huck <i>et al.</i> , 2002b (modificado).....	37
Tabela 3.17 – Remoção média de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> – Huck <i>et al.</i> , 2002b (modificado).....	37
Tabela 3.18 – Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> inativados – Emelko, 2003 (modificado).....	38
Tabela 3.19 – Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> viáveis – Emelko, 2003 (modificado).....	39
Tabela 3.20 – Remoções de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> – Dugan e Willimas, 2004 (modificado).....	40
Tabela 3.21 – Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> – States <i>et al.</i> , 2002 (modificado).....	42
Tabela 3.22 – Concentração de turbidez e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em experimentos em escala de bancada – Pereira <i>et al.</i> , 2005 (modificado).....	44
Tabela 3.23 – Condições experimentais e valores dos coeficientes de filtração $k_a$ e $\lambda_0$ – Gistis <i>et al.</i> , 2002 (modificado).....	46
Tabela 3.24 – Remoção média de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> Swertfeger <i>et al.</i> ,1999 (modificado).....	54
Tabela 3.25 – Remoção média de turbidez e de partículas totais – Swertfeger <i>et al.</i> ,1999 (modificado).....	54
Tabela 3.26 – Residual de turbidez, de partículas e remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> – Edzwald <i>et al.</i> , 2001 (modificado).....	55
Tabela 3.27 – Coeficientes de correlação de Pearson Berino e De Luca, 2003 (modificado).....	59
Tabela 4.1 – Características do sulfato de alumínio.....	62

Tabela 4.2 – Características do dispositivo de mistura rápida.....	69
Tabela 4.3 – Características do meio filtrante.....	71
Tabela 4.4 – Frequência de medição dos parâmetros de qualidade da água filtrada.....	74
Tabela 4.5 – Parâmetros avaliados e métodos e equipamentos .....	77
Tabela 5.1 – Caracterização da água bruta do lago Paranoá ao longo dos experimentos de filtração 1, 2, 3 e 4 – Janeiro e Fevereiro/2006.....	86
Tabela 5.2 – Caracterização da água bruta do córrego do Torto ao longo dos experimentos de filtração 5, 6, 7 e 8 – Fevereiro e Março/2006.....	90
Tabela 5.3 – Caracterização da água bruta do córrego do Torto ao longo dos experimentos de filtração 9, 10, 11, 12, 13, 14 e 15 – Maio, Junho e Julho/2006.....	90
Tabela 5.4 – Resumo dos experimentos de filtração direta descendente.....	92
Tabela 5.5 – Vazões médias efluentes nos experimentos de filtração direta descendente.....	93
Tabela 5.6 – Concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> em amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente.....	96
Tabela 5.7 – Turbidez residual nos experimentos de filtração direta descendente.....	98
Tabela 5.8 – Caracterização da água de estudo preparada com água do lago Paranoá utilizada em cada experimento de filtração – Janeiro e Fevereiro/2006.....	103
Tabela 5.9 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, ocistos de <i>Cryptosporidium</i> e <i>E. coli</i> em experimentos com água de estudo preparada com água do lago Paranoá – Janeiro e Fevereiro/2006.....	104
Tabela 5.10 – Caracterização da água de estudo preparada com água do córrego do Torto utilizada em cada experimento de filtração – Fevereiro e Março/2006.....	106
Tabela 5.11 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, ocistos de <i>Cryptosporidium</i> , coliformes totais e <i>E. coli</i> em experimentos com água de estudo preparada com água do córrego do Torto – Fevereiro e Março/2006.....	107
Tabela 5.12 – Caracterização da água de estudo preparada com água do córrego do Torto utilizada em cada experimento de filtração – Maio a Julho/2006.....	109

Tabela 5.13 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, ocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli* nos experimentos 9, 10, 11 e 12, com água de estudo preparada com água do córrego do Torto – Maio a Julho/2006..... 109

Tabela 5.14 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, ocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli* nos experimentos 13, 14 e 15, com água de estudo preparada com água do córrego do Torto – Maio a Julho/2006..... 110

## LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

$A_{665}$ .....	Absorbância da solução de clorofila medida em 665 nm
$A_{750}$ .....	Absorbância da solução de clorofila medida em 750 nm
AB.....	Água Bruta
AE.....	Água de Estudo
AF.....	Água Filtrada
AIDS.....	Síndrome da Imunodeficiência Adquirida
c.....	Diâmetro do Orifício no injetor de perda de carga
CAC.....	Carvão Ativado Granular
d.....	Diâmetro da contração adotado no injetor de perda de carga
D.....	Diâmetro interno da tubulação do injetor de perda de carga
DIC.....	Contraste de Interferência Diferencial
DMR.....	Dispositivo de Mistura Rápida
ETA.....	Estação de Tratamento de Água
EUA.....	Estados Unidos da América
Exp.....	Experimento
F.....	Fator de correção de unidades na detecção de clorofila-a
FDD	Filtro direto descendente
FIME.....	Filtração em Múltiplas Etapas
FLA.....	Filtro de Laboratório de Areia
FMTM.....	Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro
G.....	Gradiente de Velocidade
$H_0$ .....	Hipótese Nuliva
$H_1$ .....	Hipótese Alternativa
IBGE.....	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Kgf.....	Kilograma-força

LAA.....	Laboratório de Análise da Água
log.....	Logaritmo de Base 10
M.....	Molar
MCLs.....	Níveis Máximos de Contaminantes
MF.....	Microfiltração
MON.....	Matéria Orgânica Natural
MS.....	Ministério da Saúde
n.....	Número de amostras
N.....	Normal
N <sup>o</sup> .....	Número de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> quantificados em cada poço
NF.....	Nanofiltração
NMP.....	Número Mais Provável
P.....	Constante de proporcionalidade em mg.cm/L, devido ao coeficiente de extração molar de clorofórmio-metanol
PAC.....	Policloreto de Alumínio
PBS.....	Solução Tampão de Fosfato
pH.....	Potencial Hidrogeniônico
PL.....	Caminho óptico na detecção de clorofila-a (espessura da cubeta utilizada)
ppm.....	Partes por Milhão
PVC.....	Policloreto de Vinila
PZ.....	Potencial Zeta
Qf.....	Vazão no filtro
R <sup>2</sup> .....	Coefficiente de Correlação
rpm.....	Rotações por minuto
S.....	Volume da amostra filtrada (em mL) para detecção de clorofila-a
T.....	Soma do menor rank no teste estatístico de Wilcoxon
t <sub>1</sub> .....	Tempo inicial de coleta de amostra de água filtrada

$t_2$ .....	Tempo final de coleta de amostra de água filtrada
$t_{cal}$ .....	Estatística teste para a distribuição t de Student
TF.....	Taxa de Filtração
UC.....	Unidade de Cor
UT.....	Unidade de Turbidez
USEPA ...	Agência de Proteção Ambiental Americana
V.....	Volume da solução de clorofórmio-metanol usada em mL
$V_c$ .....	Volume final do concentrado após o processo de preparação da amostra
$V_{al}$ .....	Volume do concentrado adicionado a cada poço da lâmina
$V_{am}$ .....	Volume da amostra submetido ao processo de concentração
$\Delta h$ .....	Perda de carga na expansão no injetor de mistura rápida
$\mu$ .....	Média
$\sigma_x$ .....	Desvio Padrão

# 1 – INTRODUÇÃO

O principal objetivo dos sistemas de abastecimento de água potável é proteger a saúde pública pela provisão de água potável. A água para consumo humano é considerada potável se forem atendidos os parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos do padrão de potabilidade e se não oferecer riscos à saúde (Brasil, 2004).

Os oocistos de *Cryptosporidium* são protozoários patogênicos de veiculação hídrica que causam a criptosporidiose, doença de remissão espontânea em adultos saudáveis, mas que pode levar a morte pessoas imunocomprometidas.

A remoção físico-química de protozoários patogênicos, particularmente dos oocistos de *Cryptosporidium parvum*, tem recebido atenção especial devido à dificuldade de inativação química desses organismos (Huck *et al.*, 2002b).

Nos Estados Unidos e outros países chamados desenvolvidos, a proteção das águas para abastecimento contra a veiculação dos protozoários parasitas emergentes, sobretudo o *Cryptosporidium parvum* e a *Giardia lamblia*, é uma das maiores preocupações relativas ao abastecimento de água para consumo humano. O surgimento de epidemias causadas por esses organismos, desencadeou o aumento de estudos com a finalidade de remover patógenos das águas de abastecimento, induzindo assim, a evolução da eficácia dos processos de tratamento de água, incluindo a filtração em meio granular.

No Brasil, o desenvolvimento de pesquisas nessa linha é recente. Dados de ocorrência desses microrganismos em água bruta e tratada são escassos; entretanto, algumas ocorrências já foram relatadas por Vieira *et al.* (2000), Berino e De Luca (2003), Bastos *et al.*, (2005), entre outros.

As regras para prover a água com segurança devem fazer uso do conceito de múltiplas barreiras, que envolvem proteção de água das fontes (superficiais e subterrâneas), otimização dos processos das estações de tratamento de água e a manutenção adequada do sistema de distribuição (Betancourt e Rose, 2004).

A tecnologia de tratamento por ciclo completo composta por coagulação, floculação, sedimentação e filtração rápida é a mais difundida no Brasil, mas é crescente o uso de

sistemas de filtração direta. A não realização de experimentos em escala piloto e a dificuldade de obtenção de dados sobre a qualidade da água bruta, contribuem para que a tecnologia de ciclo completo seja adotada, mesmo em casos em que a qualidade da água permita a adoção de tecnologias mais simplificadas. A opção por ciclo completo, muitas vezes, se dá também pela sua capacidade de tratar águas brutas com maior variação de qualidade.

O uso de filtração direta para tratar águas com turbidez, cor e concentração de algas não elevadas tem sido incentivado no Brasil, principalmente nas pesquisas do Prosab. Isso porque, essa tecnologia quando comparada ao tratamento convencional tem como principais vantagens a utilização de menor número de unidades de tratamento; utilização de menor área física; o menor consumo de produtos químicos no processo de tratamento, operação e manutenção mais simples e menor produção de lodo.

Entretanto, a filtração direta apresenta menos barreiras sanitárias do que o tratamento “convencional” e, dessa forma, atenção especial deve ser dada ao projeto e operação do filtro, para minimizar os riscos de traspasse de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, pois estes não serão efetivamente inativados na desinfecção com cloro.

Sendo assim, o presente trabalho buscou avaliar a utilização de meio granular praticamente uniforme em filtração direta descendente de areia, em instalação piloto, na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

## **2 – OBJETIVOS**

### **2.1 – OBJETIVO GERAL**

O trabalho tem como objetivo geral avaliar o processo de filtração direta descendente utilizando granulometria praticamente uniforme em relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, por meio de estudos em instalação piloto.

### **2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

O estudo em questão tem como objetivos específicos:

- (1) Comparar a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no período de amadurecimento com a remoção com o processo de filtração já estabelecido.
- (2) Avaliar a influência do uso de dosagens não ótimas na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- (3) Avaliar de forma preliminar a influência da utilização de águas distintas na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- (4) Avaliar, também de forma preliminar, a influência da taxa de filtração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

### **3 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 – FILTRAÇÃO**

A filtração é a combinação de processos físicos, químicos e em alguns casos, biológicos, que viabiliza a remoção de partículas suspensas e coloidais e de microorganismos, como os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, presentes na água pela utilização de um meio poroso apropriado.

Reconhecendo a importância da etapa de filtração na produção de água segura para o consumo humano, a Portaria do Ministério da Saúde MS 518/2004 (Brasil, 2004) estabelece que toda a água para consumo humano, suprida por manancial superficial e distribuída por meio de canalização deve incluir tratamento por filtração.

Em linhas gerais, as técnicas de tratamento por filtração podem ser divididas em dois grupos: as que se baseiam na filtração rápida e as que se baseiam na filtração lenta. O primeiro grupo incorpora a coagulação química e a utilização de taxas de filtração elevadas como etapas fundamentais para clarificação da água, ao passo que no segundo grupo a etapa básica é a utilização de taxas baixas e o uso de coagulantes é dispensável. Em ambos os grupos, a filtração pode ou não ser precedida de outros processos de clarificação.

Os mecanismos pelos quais as partículas em suspensão são removidas por meio do processo de filtração são complexos e influenciados pelas características físicas e químicas da suspensão e do meio filtrante, pela taxa de filtração, pelas características químicas da água e pelo método de operação do filtro (Amirtharajah, 1988).

De acordo com Amirtharajah (1988), os mecanismos de remoção têm sido desenvolvidos em duas direções: a teoria fenomenológica com coeficientes empíricos e a teoria da trajetória que tem como princípio que o leito filtrante é um conjunto de coletores e se propõe a determinar a extensão da deposição de partículas nesses coletores.

No princípio, acreditava-se que a filtração em areia era restrita a ação física de coar, mas a retenção de partículas com dimensões menores do que os vazios inter-granulares indicou que seria impossível explicar a remoção das partículas somente por meio desse mecanismo (Ives, 1969). Atualmente, vários autores (Ives, 1969, Cleasby, 1990, entre outros)

descrevem a filtração rápida como sendo a combinação de dois mecanismos distintos: transporte e aderência. A seguir, é apresentado um resumo do discutido nos referidos textos.

Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas suspensas para a proximidade da superfície do meio filtrante, de modo que as partículas pequenas são carregadas para as linhas de correntes mais próximas dos grãos filtrantes. Quando as partículas estão bem próximas do meio filtrante, as forças de superfície favorecem a aderência ao meio, de modo que as forças de aderência resistam às forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento.

Os mecanismos de transporte, que são comumente utilizados para explicar a aproximação das partículas aos meios filtrantes, são: sedimentação, interceptação, difusão, impacto inercial e ação hidrodinâmica.

A difusão é resultante do movimento Browniano aleatório das partículas pelo bombeamento pelas moléculas de água, devido à energia térmica dessas moléculas. Devido ao movimento Browniano, existe uma tendência de as partículas pequenas se difundirem das áreas de maior concentração para as áreas de menor concentração, até encontrar as linhas de correntes mais próximas. Esta é a razão pela qual há a presença de sólidos aderidos ao meio filtrante em pontos onde a velocidade do fluxo é praticamente zero. Este mecanismo é predominante em partículas pequenas, menores do que 1  $\mu\text{m}$  de diâmetro e que não sofrem interferência do movimento da água.

O mecanismo de sedimentação ocorre devido à velocidade de sedimentação inerente às partículas. Nesse mecanismo, o vetor resultante da soma dos vetores velocidade de sedimentação e velocidade de escoamento faz com que as partículas cheguem às linhas de correntes mais próximas, até o momento em que ocorre a aderência. A densidade das partículas e a temperatura são muito importantes para que ocorra este fenômeno. Este mecanismo é importante para a remoção de partículas maiores do que 1  $\mu\text{m}$ , com tamanho médio de 5 a 25  $\mu\text{m}$ . Assim, a sedimentação geralmente ocorre quando há partículas em suspensão relativamente grandes e densas, cuja velocidade de sedimentação seja alta.

Segundo Amirtharajah (1988), a combinação desses dois mecanismos, sedimentação e difusão, resulta no transporte eficiente de partículas com diâmetros de aproximadamente 1

$\mu\text{m}$ . Dessa forma, o autor acredita que esta combinação seja capaz de remover oocistos de *Cryptosporidium* que possuem dimensões entre 3 a 5  $\mu\text{m}$ , enquanto os cistos de *Giardia*, por suas dimensões maiores entre 10 a 15  $\mu\text{m}$ , são provavelmente removidos pelo mecanismo de sedimentação.

O mecanismo da ação hidrodinâmica ocorre devido à rotação das partículas e ao movimento através das linhas de corrente, sendo influenciado pela forma das partículas e pela interação com o campo do fluido. Partículas de tamanhos relativamente grandes ( $\sim 10 \mu\text{m}$ ) em um meio viscoso, em movimento laminar, podem ter em seus extremos, velocidades diferentes devido aos gradientes de velocidades. Esta diferença entre as velocidades irá provocar um giro nas partículas, produzindo uma diferença de pressão perpendicular ao escoamento, fazendo com que a partícula seja conduzida para uma zona de velocidade mais baixa e que partículas passem de uma linha de corrente para a outra mais próxima do meio filtrante.

Quando a velocidade de escoamento no meio poroso da água é baixa, as partículas se movimentam juntamente com as linhas de corrente do escoamento. Entretanto, quando a velocidade é alta e a partícula é grande, o efeito da inércia faz com que as partículas mantenham a trajetória inicial e colidam com o meio filtrante. Dessa forma, as partículas podem seguir uma trajetória distinta das linhas de corrente, se adquirirem suficiente quantidade de movimento para isso. A eficiência desse mecanismo é diretamente proporcional à velocidade do escoamento e inversamente proporcional ao diâmetro do meio filtrante.

A interceptação acontece quando o movimento das partículas ao longo das linhas de correntes ocorre suficientemente perto do meio filtrante para que possa ocorrer a aderência. Este mecanismo atua sobre as partículas que se encontram nas linhas de corrente cuja distância da superfície do coletor é inferior à metade do diâmetro das partículas.

A aderência das partículas suspensas aos meios filtrantes pode ser controlada pelas propriedades superficiais dos meios. Tanto as partículas em suspensão, quanto o meio filtrante granular reagem com espécies dissolvidas orgânicas e inorgânicas (ferro, alumínio e polímeros), presentes na água. Ambos têm carga elétrica superficial negativa que são balanceadas pelo acúmulo do íon soluto de carga oposta formando camadas compactas e

difusas próximas às superfícies do sólido, em que cada região interfacial é eletricamente neutra.

Dessa forma, a desestabilização das partículas é fundamental para minimizar a repulsão entre a partícula de impureza como os oocistos de *Cryptosporidium* e o meio filtrante, e entre as próprias partículas, permitindo uma maior aderência. Então, quando as partículas estão muito próximas do meio filtrante e a distância de separação entre o meio filtrante e as partículas se aproxima de zero, forças de aderência se aproximam do infinito e o contato não pode ocorrer sem a atração das forças de Van der Waals (O'Melia, 1985).

Alguns autores consideram o desprendimento como sendo um mecanismo de filtração. Sendo assim, o mecanismo de desprendimento é resultado da superação das forças de aderência pelas forças de cisalhamento resultante do escoamento, transferindo as partículas retidas para a camada subsequente do meio filtrante (inferiores, no caso de filtros descendentes e superiores, no caso de filtros ascendentes), viabilizando a filtração com ação de profundidade.

Uma discussão mais aprofundada sobre os mecanismos de filtração pode ser encontrada em Ives (1969) e Amirtharajah (1988), entre outros.

### **3.1.1 – Tecnologia de filtração direta**

#### **3.1.1.1 – Considerações iniciais**

A função dos filtros rápidos no tratamento de água é clarificar a água pela remoção de partículas menores, suspensas e coloidais e de microorganismos presentes na água. Em algumas circunstâncias, outros benefícios são obtidos, como a oxidação da amônia ou a remoção de DBO em águas residuárias. A filtração rápida tem grande aplicação na clarificação de águas com partículas em suspensão variando de 0,1  $\mu\text{m}$  até 50  $\mu\text{m}$ . Os principais modos de ação dos filtros rápidos são os processos físicos e físico-químicos, descritos no item 3.1, sendo que os processos biológicos são praticamente ausentes nesta tecnologia de tratamento (Ives, 1969).

A filtração direta é um processo de tratamento que não utiliza a decantação para clarificação da água. Por este motivo, esta tecnologia é geralmente utilizada para tratar

água bruta com baixa turbidez e baixa cor verdadeira. Arboleda (1992) recomenda que a água bruta para a filtração direta possua as mesmas características das águas provenientes do sistema de decantação, isto é, uma turbidez inferior a 10 UT em 90% do tempo e preferencialmente menor que 5 UT e uma cor verdadeira menor do que 10 uC em 90% do tempo. As concentrações de ferro e magnésio devem ser inferiores a 0,3 mg/L.

Outros autores recomendam outros limites de parâmetros de qualidade da água para a filtração direta, porém somente estudos em escala piloto fornecerão informações seguras sobre a pertinência de um tratamento para uma determinada água. As Tabelas 3.1 e 3.2 resumem alguns limites de parâmetros para a filtração direta.

Tabela 3.1 – Resumo de limites para a filtração direta – Carrión e Esparza, 1992 (modificado)

Parâmetros	Filtração Direta			
	Descendente	Ascendente	Ascendente/ Descendente	
Turbidez (UT)	90% ≤ 30	90% ≤ 100	90% ≤ 200	
	80% ≤ 20	80% ≤ 50	80% ≤ 100	
	100% ≤ 50	Esporád. > 200	Esporád. > 200	
Cor Verdadeira (UC)	90% ≤ 40	100% ≤ 60	90% ≤ 100	
	80% ≤ 20	90% ≤ 40	80% ≤ 50	
NMP Coliformes	Fecal/100 mL	MGM ≤ 100	MGM ≤ 100	MGM ≤ 200
	Total/100mL	MGM ≤ 500 (1)	MGM ≤ 500 (1)	MGM ≤ 1000 (1)
Concentração de algas (mg/m <sup>3</sup> )	90% ≤ 100	-	≤ 1000	

Legenda: MGM = Média geométrica mensal

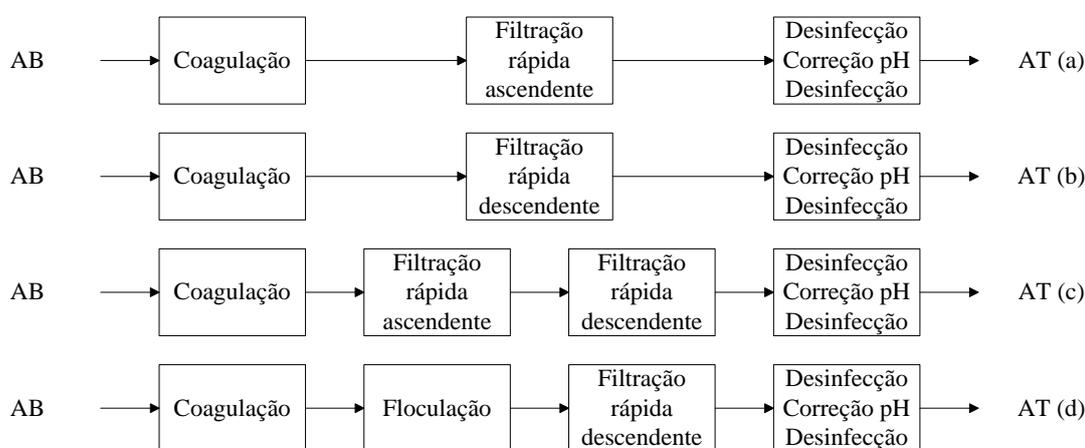
(1) Se o valor de coliformes fecais não for superado, esse valor pode ser aumentado.

Tabela 3.2 – Resumo de limites para a filtração direta – Cleasby, 1990 (modificado)

Parâmetro	Limites para Filtração Direta
Cor (uC)	< 40
Turbidez (UT)	< 5
Algas (asu/mL)	< 2000
Ferro (mg/L)	< 0,3
Manganês (mg/L)	< 0,05

Nas estações de tratamento de água (ETAs) que utilizam o ciclo completo os filtros retêm material que não foi removido no processo de decantação ou flotação. Por não se utilizarem desses processos, as ETAs de filtração direta têm menor capacidade de acumular impurezas que as estações de tratamento que incorporam a etapa de clarificação preliminar (Dugan e Williams, 2004), pois os filtros são as únicas unidades responsáveis pela retenção de material em suspensão presente na água.

A tecnologia de filtração direta pode ser realizada com ou sem a etapa de floculação precedendo a filtração (Figura 3.1).



Legenda: AB = água bruta; AT = água tratada

Figura 3.1 – Fluxogramas esquemáticos dos sistemas de filtração direta sem pré-floculação (a, b e c) e com pré-floculação (d)

### 3.1.1.2 – Tecnologia de filtração direta descendente

Na tecnologia de filtração direta descendente, o fluxo de água passa no sentido descendente através dos poros do meio filtrante. Como no filtro descendente todas as partículas removidas da água ficam retidas no próprio filtro, há necessidade de um bom aproveitamento da profundidade do meio filtrante para que se atinja uma carreira de filtração com duração razoável.

O filtro compreende um meio filtrante granular, que permanece saturado com água contendo material em suspensão, que se move através dos espaços porosos devido à formação de um gradiente de pressão hidráulica. O meio filtrante na filtração direta descendente pode ser constituído de meio granular único, geralmente a areia, meio granular

duplo, constituído geralmente de antracito sobre a areia ou meio granular constituído de múltiplas camadas.

No Brasil, o meio filtrante constituído unicamente de areia ou meio filtrante de camada dupla de antracito e areia são comumente utilizados em filtros descendentes. A vantagem de se utilizar meio filtrante de dupla camada é que em função da diferença de densidade entre os materiais, se consegue uma disposição granulométrica que permita que a filtração ocorra no sentido do maior grão para o menor grão do meio filtrante, permitindo maior aproveitamento do meio filtrante e com isso uma maior carreira de filtração (Di Bernardo *et al.*, 2003).

Segundo Di Bernardo e Prezotti (1991), a utilização de filtros de areia de camada única, com distribuição granulométrica praticamente uniforme, pode levar a um eficiente aproveitamento do meio filtrante, comparável com aquele conseguido com a utilização de filtros de camada dupla. Esses pesquisadores ressaltam que quanto mais uniforme o meio granular utilizado, a penetração de impurezas será mais profunda e mais longa será a duração da carreira de filtração.

Ainda de acordo com Di Bernardo (1993a), quanto maior o tamanho dos grãos do meio filtrante, maior terá que ser a espessura da camada filtrante requerida para obter uma determinada eficiência de remoção e evitar o traspasse de impurezas no filtro.

A filtração direta descendente apresenta algumas vantagens em relação ao tratamento convencional. Normalmente, essa seqüência de tratamento requer baixas dosagens de coagulante, o que acarreta economia de recursos e menor geração de lodo. Além disso, requer menos espaço físico porque há um menor número de unidades envolvidas e resulta em menor custo de implantação, manutenção e operação que o tratamento convencional (Cleasby, 1990).

Em relação ao tratamento convencional, a filtração direta descendente apresenta a desvantagem de ser restritiva em relação à qualidade da água bruta, tendo dificuldade de tratar água bruta com turbidez ou cor verdadeira elevada. Além disso, é necessário um controle cuidadoso da dosagem de coagulante químico, principalmente quando não se utiliza a pré-floculação, porque variações de dosagem podem afetar a qualidade do efluente filtrado.

Outra desvantagem da filtração direta em relação ao tratamento convencional é que mudanças na qualidade da água bruta afetam rapidamente a qualidade do efluente, sendo necessário realizar ajustes rápidos e precisos no controle das dosagens dos coagulantes. Ademais, podem-se produzir carreiras de filtração curtas, em especial quando é preciso utilizar dosagens elevadas de coagulante e/ou quando há grandes concentrações de algas (diatomáceas) que podem causar obstrução nos filtros.

### 3.1.1.3 – A coagulação aplicada à filtração direta

A coagulação consiste na adição de substâncias químicas (coagulantes) na água para que ocorra a alteração das forças iônicas das impurezas presentes na água, como as partículas coloidais, as substâncias húmicas e microorganismos, permitindo a sua agregação e formação de flocos com tamanho e característica compatíveis com o processo de separação sólido-líquido subsequente.

As impurezas presentes na água apresentam cargas superficiais negativas e dificultam o mecanismo de aderência no processo de filtração, pois o meio filtrante, que geralmente é constituído de antracito e areia, também possui carga negativa.

A aplicação de coagulantes é realizada na unidade de mistura rápida e geralmente é a primeira etapa no processo de tratamento de água, sendo muito importante na tecnologia de filtração direta. As reações e mecanismos de coagulação dependem da dosagem “ótima” do coagulante, da faixa “ótima” de pH e da quantidade de partículas coloidais presentes na água a ser tratada.

A literatura considera a coagulação como resultado da ação de quatro mecanismos distintos: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização de cargas, varredura e formação de pontes. No entanto, Amirtharajah e Mills (1982) ressaltam que a coagulação de águas de abastecimento, por sais de ferro e alumínio, é obtida na prática com maior frequência, por adsorção e neutralização de cargas, por varredura ou pela combinação desses mecanismos.

Para prever as condições químicas sob as quais a coagulação ocorre, de forma efetiva, são utilizados os diagramas de coagulação. Esses diagramas são construídos para definir a dosagem do coagulante a ser aplicado e as condições ótimas do pH para o processo.

Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram um diagrama integrado de estabilidade e coagulação do sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) em que são definidas as regiões específicas onde ocorre coagulação efetiva para a remoção de turbidez, assim como os mecanismos atuantes (Figura 3.2).

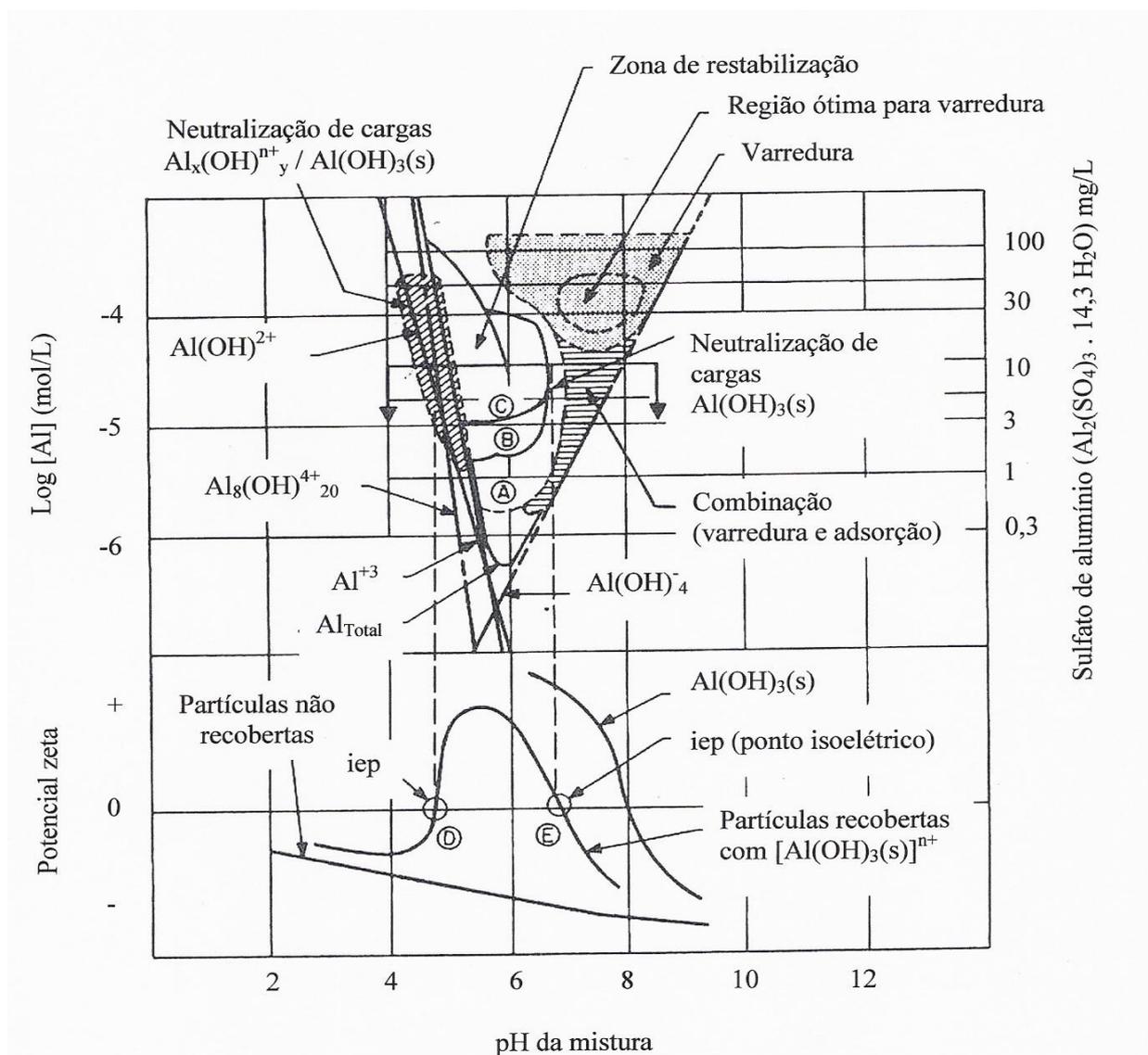


Figura 3.2 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio e potencial zeta – Cleasby, 1990 (modificado)

O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas caracteriza-se pela reação de coagulantes metálicos como os sais de alumínio e de ferro com a água formando espécies hidrolisadas carregadas positivamente. Como as espécies hidrolisadas não são íons indiferentes, elas são adsorvidas na superfície das impurezas dispersas na água, que são carregadas negativamente e pode ocorrer a neutralização das cargas. A neutralização promove a minimização ou eliminação das forças de repulsão eletrostática entre as partículas, permitindo a formação de flocos.

O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas é muito importante quando o tratamento de água é realizado por processo de filtração direta, porque na filtração direta, não há necessidade de formação de flocos grandes para a posterior sedimentação, mas sim da desestabilização das partículas para que estas possam ficar retidas no meio filtrante.

Para Johnson e Amirtharajah (1983), o modelo de adsorção e desestabilização para a coagulação indica que a mesma irá ocorrer quando as forças elétricas repulsivas entre as partículas forem mínimas. A carga das partículas é medida pelo Potencial Zeta (PZ). Quando o PZ é zero, pode-se esperar que a coagulação esteja atuando de forma a atingir o seu valor máximo. Porém, na prática, a coagulação “ótima” pode ocorrer para valores de PZ menores ou maiores do que zero.

De acordo com a Figura 3.2, os mecanismos de adsorção e neutralização para a remoção de turbidez com sais de alumínio geralmente são predominantes em valores de pH entre 4,0 e 7,0 e dosagens de sulfato de alumínio inferiores a 30 mg/L. A interação entre o hidróxido de alumínio carregado positivamente com as partículas carregadas negativamente geram dois pontos de potencial zeta zero para valores de pH 4,8 e 6,8. Nessas circunstâncias, podem ser esperadas condições favoráveis de coagulação.

Para valores de pH entre 4,8 e 6,8, onde os valores de PZ são diferentes de zero, a estequiometria da coagulação pode levar à reversão de carga superficial da partículas e esta passa a ficar carregada positivamente, surgindo nova carga repulsiva entre as partículas.

A relação entre a dosagem de coagulante e a concentração de partículas irá resultar em distintas zonas de reestabilização conforme a Figura 3.2 (A, B e C). Como a região para utilização deste tipo de processo de coagulação é bem restrita em relação à dosagem de coagulante e aos valores de pH, quando comparada às outras regiões, é imprescindível um rigoroso controle operacional para assegurar o correto funcionamento da ETA.

O mecanismo de varredura é frequentemente utilizado em estações de tratamento que utilizam floculação e sedimentação antecedendo a filtração, pois este mecanismo gera flocos de maior tamanho, que apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas. A varredura ocorre quando há a formação de hidróxidos decorrentes da precipitação de

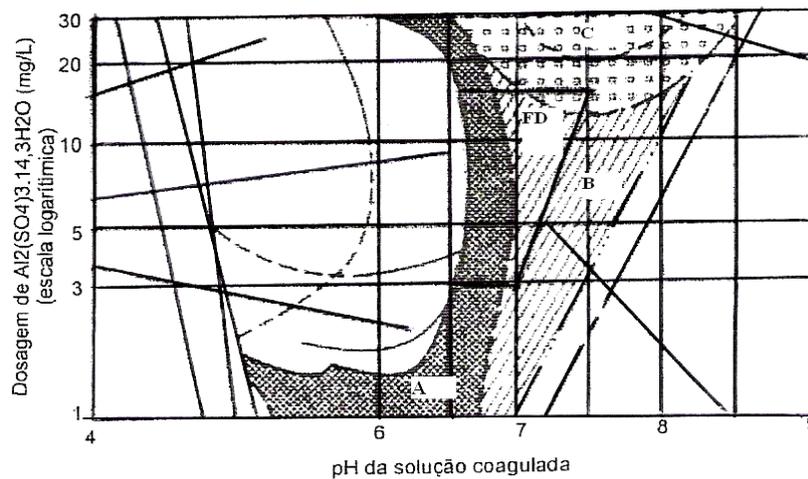
produtos hidrolisados resultantes da reação do coagulante com a água e não há dependência da neutralização de cargas para que ocorra. Os precipitados envolvem as partículas coloidais porque apresentam vazios capazes de “capturar” as impurezas.

De acordo com o diagrama de coagulação mostrado na Figura 3.2, há a predominância da varredura quando são aplicadas dosagens de sulfato de alumínio superiores a 30 mg/L e valores de pH entre 7,0 e 8,0. Amirtharajah e Mills (1982) ressaltam que no mecanismo de varredura, a intensidade da mistura rápida não é tão importante quanto no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas.

Ainda segundo a Figura 3.2, há combinação do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas com o mecanismo de varredura numa região de pH de coagulação entre 7,0 e 8,0, quando se adicionam baixas dosagens de coagulante (até 10 mg/L).

Amirtharajah e O`Melia (1990) destacam no diagrama de coagulação a região “ótima” para a remoção de turbidez com o uso do sulfato de alumínio ao utilizar processo de filtração direta, para baixas concentrações de partículas. Nessa região, o potencial zeta cai para valores próximos de zero. De acordo com a seção do diagrama mostrado na Figura 3.3, existe uma região “ideal” para a remoção de turbidez para essas condições. A região proposta compreende valores de pH entre 6,0 e 7,5 e dosagens de alumínio variando entre 3 e 15 mg/L. Nessa área ocorre predominância de mecanismos de adsorção e neutralização de cargas, mecanismo de varredura e combinação desses dois mecanismos de coagulação.

Sendo assim, em decorrência da grande variedade de coagulantes e da qualidade da água bruta a ser utilizada, é essencial a realização de experimentos em escala de bancada para definir as condições adequadas do coagulante a ser utilizado, de maneira que se obtenha o valor do pH mais apropriado. Quando a coagulação não é realizada de modo adequado, compromete-se o desempenho de todas as unidades de tratamento a jusante, aumentando os riscos sanitários da água produzida.



Legenda: A = adsorção e neutralização de cargas; B = combinação de adsorção e neutralização de cargas com varredura; C = varredura

Figura 3.3 – Seção do diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, indicando a melhor faixa para a filtração direta – Amirtharajah e O'Melia, 1990 (modificado)

## 3.2 – O *Cryptosporidium*

### 3.2.1 – Introdução

O *Cryptosporidium* é um protozoário parasita emergente intracelular, pertence ao filo *Apicomplexa*, classe *Coccidia*, que infecta o trato gastrointestinal de animais e humanos. Os oocistos de *Cryptosporidium* são pequenos, esféricos a ovóides e possuem diâmetros que variam entre 3 a 7  $\mu\text{m}$ , de acordo com a espécie, como pode ser observado na Figura 3.4.

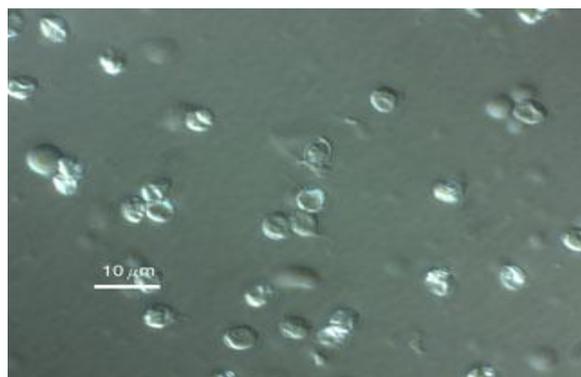


Figura 3.4 – Imagem de *Cryptosporidium parvum* (USEPA, 2006)

O *Cryptosporidium* foi primeiro descrito por Ernest Edward Tyzzer em 1907, sendo observado como um protozoário parasita de animais inferiores, nesta época. Até 1976, todas as infecções causadas por *Cryptosporidium* tinham sido observadas em animais

como vacas e cordeiros até que dois casos foram notificados em seres humanos. Com o aparecimento da Síndrome da Imunodeficiência Adquirida (AIDS) nos anos subsequentes, a criptosporidiose, doença causada por este protozoário, foi reconhecida como o agente causador de diarreia em indivíduos com sistema imunológico debilitado. Entretanto, estes parasitas não foram reconhecidos como agentes causadores de doenças de veiculação hídrica em humanos imunocompetentes até 1987 (Rose, 1988).

Na década de 80, aproximadamente 20 espécies de *Cryptosporidium* foram identificadas e nomeadas de acordo com o parasita hospedeiro, porém estudos posteriores de morfologia e transmissão cruzada constataram a invalidação de muitas destas espécies (Fayer e Ungar, 1986). Segundo Carey *et al.* (2004), apesar das controvérsias quanto a taxonomia do parasita, existem hoje 11 espécies reconhecidas de *Cryptosporidium*. Porém, o *C. parvum* e o *C. hominis* são os agentes causadores da criptosporidiose humana.

Para Carey *et al.* (2004), o *Cryptosporidium* é um patógeno de veiculação hídrica em destaque no mundo. A natureza robusta destes indivíduos, assim como a resistência às técnicas de desinfecção convencionais baseadas no cloro, a habilidade para passar através de processos de tratamento físico da água, a necessidade de baixas dosagens do organismo para causar infecção e os modos de transmissão, contribuem para a persistência desse parasita no meio ambiente.

O Centro de Controle e Prevenção de Doenças em Atlanta, Estados Unidos, atribuiu 71% dos casos de eclosão de doenças de veiculação hídrica em 1993 e 1994 ao *Cryptosporidium parvum* e a *Giardia lamblia*, que causam a criptosporidiose e a giardíase, respectivamente (Gostin *et al.*, 2000 *apud* Carey *et al.*, 2004).

Os sintomas de criptosporidiose podem variar desde suave diarreia a diarreia impactante, acompanhada por desidratação, febre, dor abdominal, estado de gripe, vômitos e perda de peso.

A criptosporidiose é uma doença de remissão espontânea em adultos saudáveis, mas é extremamente grave em grupos mais vulneráveis, tais como crianças, idosos e imunodeprimidos, como os pacientes transplantados, aqueles que estão sendo submetidos a tratamentos para certos tipos de câncer e principalmente aqueles portadores de AIDS.

### **3.2.2 – O Ciclo de vida dos oocistos de *Cryptosporidium***

O complexo ciclo de vida dos oocistos de *C. parvum* e *C. hominis* consiste em estágios de desenvolvimento, que incluem o ciclo sexuado e assexuado. O *Cryptosporidium* difere de outros coccídeos por sua capacidade de desenvolver-se completamente em um único hospedeiro.

O oocisto esporulado é o único estágio exógeno, que consiste em quatro esporozoítos móveis envolvidos por uma dupla camada de parede que confere resistência ao organismo. Os oocistos são excretados nas fezes de um hospedeiro infectado e a fase endógena começa após estes serem ingeridos por um hospedeiro susceptível, que ocorre pela contaminação do meio ambiente, comida ou água. Os esporozoítos são liberados através da ruptura da parede do oocisto quando são expostos a situações favoráveis como temperaturas corporais, pH ácido, tripsina, sais biliares e enzimas pancreáticas e aderem às células epiteliais do trato gastrointestinal e respiratório (mais comum em aves).

O rápido ciclo de vida (onde cada geração de parasita pode se desenvolver e maturar em 12 a 14 horas) e o ciclo autoinfectivo contribuem para que um baixo número de oocistos seja requerido para causar infecção (Carey *et al.*, 2004).

### **3.2.3 – Fontes e ocorrência de *Cryptosporidium* e surtos de Criptosporidiose**

A transmissão do protozoário *Cryptosporidium* ocorre pela rota fecal-oral, por contaminação de nascentes, contaminação de alimentos *in natura* ou contato de pessoa para pessoa.

Pessoas podem ser expostas a oocistos de *Cryptosporidium* ao ingerirem água, alimentos frescos, ao utilizarem águas de recreação, ao entrarem em contato com animais, solos, outras pessoas ou ao terem contato com alguma superfície que não tenha sido desinfetada após ser exposta a fezes.

As fazendas também podem ser consideradas fontes de parasitas, especialmente *Cryptosporidium*. Além disso, esgoto tratado e particularmente não tratado, pode ser fonte de protozoários, principalmente a *Giardia*. Efluentes de estações de tratamento de esgoto podem constituir um abrigo crônico para cistos de *Giardia* (States *et al.*, 1997).

De acordo com Dumoutier e Mandra (1996), os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* são largamente disseminados no meio ambiente aquático quando há lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgoto. Segundo esses pesquisadores, causas indiretas de transmissão de parasitas podem ser devido à insuficiência de saneamento básico e aplicação de estrumes como fertilizantes em lavouras.

As concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* podem variar dependendo do ambiente onde se encontram. Cardoso *et al.* (2002) observaram que em esgoto, geralmente encontram-se 1 a 20 oocistos/L, em efluente filtrado de tratamento secundário, 0,01 a 0,13 oocistos/L, em águas superficiais, 0,001 a 107 oocistos/L, em águas subterrâneas 0,004 a 0,922 oocistos/L e em água potável, 0,001 a 0,72 oocistos/L. No entanto, esses valores podem variar de região para região.

São inúmeros os relatos de ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* encontrados na literatura estrangeira, particularmente oriundos de países desenvolvidos. A Tabela 3.3 apresenta alguns desses exemplos.

No Brasil, por sua vez, esses relatos não são abundantes e são relativamente recentes. Alguns desses estudos são descritos a seguir.

Vieira *et al.* (2000) detectaram concentrações na ordem de  $10^2$  a  $10^4$  oocistos de *Cryptosporidium*/L e  $10^3$  a  $10^5$  cistos de *Giardia*/L em esgotos sanitários da bacia de Ribeirão Arrudas em Belo Horizonte, MG. A detecção dos microorganismos foi baseada em duas técnicas distintas para a concentração da amostra: a centrifugação e a floculação com carbonato de cálcio. A identificação dos protozoários nas amostras foi feita por meio da técnica de imunofluorescência utilizando o kit Merifluor C/G (Meridian Diagnostics, Inc.).

Hachich *et al.* (2000) avaliaram a ocorrência e distribuição de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em águas superficiais captadas para o consumo humano no estado de São Paulo. Segundo esses autores, dos 28 mananciais avaliados, detectou-se a ocorrência de *Cryptosporidium* em 29% dos mananciais e a ocorrência de *Giardia* em 57% dos mananciais estudados, sendo que nenhuma amostra avaliada apresentou concentrações médias de oocistos superiores a 10 oocistos/L.

Tabela 3.3 – Resumo de registros de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* (States *et al.*, 1997 e Cardoso *et al.*, 2002)

Referência	Local	Amostras	Fonte	Registros	
				oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	cistos de <i>Giardia</i>
Rose <i>et al.</i> , 1991		36	AT	17%; 0,5 a 1,17/100L	
LeChevallier, 1991	Canadá	83	AT	26,8%; média 1,52/100L	17,1% média 4,45/100L
LeChevallier, 1992	Canadá	83	AB	média 2,7/L	média 2,8/L
LeChevallier e Norton, 1995	Canadá	266	AB	13,4% - média 3,3/L	4,6% - média 2,6/L
Gimason <i>et al.</i> , 1993	Kenia		ETE	2,25 a 50/L	3,125 - 230,7/L
Kfir <i>et al.</i> , 1995	África do Sul		AT	50%	30%
Chauret <i>et al.</i> , 1995	Canadá		AB	78% - 10 <sup>0</sup> a 10 <sup>2</sup> /100L.	
Hancock <i>et al.</i> , 1996		55	AT	7% - 1 a 26/100L	7% - 2 a 5/100L
Rosen <i>et al.</i> , 1996	USA	1237	AT	7,10%	4,90%
States, 1997	Pittsburg		AT	80%; média 2,01/100L	100% média 28,68/100L
Zuckerman <i>et al.</i> , 1997	Israel		AB	80%	53,30%
Bukhari <i>et al.</i> , 1997	Inglaterra		ETE	10 -170/L	10 - 13.600/L
Karanis <i>et al.</i> , 1998	Alemanha		AT	33,3% - 257/100L	
Robertson <i>et al.</i> , 2000	Scotland		ETE	38%	94%
Hashimoto <i>et al.</i> , 2001	Japão	13	AB	100% - 40/100L	92% -170/1000L
Hashimoto <i>et al.</i> , 2001	Japão	26	AT	35%; média 1,2/1000L	12% média 0,8/1000L
Hsu <i>et al.</i> , 2002	Taiwan	8	AB	60% - 56,1/100L	80% - 11,4/100L
Hsu <i>et al.</i> , 2002	Taiwan	7	AT	4,7/100L	

Legenda: AB = água bruta; AT = água tratada; ETE = estação de tratamento de esgoto.

Berino e De Luca (2003) verificaram a ocorrência de *Cryptosporidium* sp. e *Giardia* sp. em águas brutas dos formadores do lago Guaíba, de onde é captada a água para tratamento e distribuição para a população de Porto Alegre. A detecção dos microorganismos foi baseada no método 1623 da USEPA, com algumas modificações. Os oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* foram detectados em 35% das amostras avaliadas, com variação de 0 a 0,32 oocistos/L.

Bastos *et al.* (2004) avaliaram a ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em dois mananciais superficiais, que abastecem três estações de tratamento de água de uma cidade no estado de Minas Gerais. Para a análise desses protozoários, amostras de água foram concentradas usando o método de centrifugação-floculação e os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foram identificados e enumerados pelo exame de imunofluorescência. Altas concentrações de cistos de *Giardia* e

oocistos de *Cryptosporidium* foram detectados, com variações de 2 a 140 cistos/L e 4 a 510 oocistos/L, respectivamente.

Machado *et al.* (2005) observaram a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* sp. em mananciais da cidade de Divinópolis, MG, na ordem de 0 a 3 oocistos/10L e 3 a 250 cistos/10L. A detecção dos microorganismos foi baseada no método 1623 da USEPA.

Devido à grande ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em águas de mananciais superficiais e águas para consumo humano, como relatado anteriormente, foram documentados na Tabela 3.4 alguns surtos de doenças associadas com a água utilizada para consumo humano causados pela *Giardia lamblia* e pelo *Cryptosporidium parvum*.

Tabela 3.4 – Registros de surtos de criptosporidiose e giardíase (Cardoso *et al.*, 2002)

Referência	Local	Fonte	Registros	
			<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>
Richardson <i>et al.</i> , 1991	Swincon e Oxforsshire	AT	19 surtos	
Rose <i>et al.</i> , 1991	EUA (1965 a 1988)	AR, AT	106 casos	
Gennari-Cardoso <i>et al.</i> , 1996	Uberlândia, MG	AT	4,3% das diarreias agudas	
Goldstein <i>et al.</i> , 1996	Clark County, Nevada	AT	23 casos em 1993 (18 HV)	
Goldstein <i>et al.</i> , 1996	Clark County, Nevada	AT	70 casos em 1994	
Kramer <i>et al.</i> , 1996	Missouri (1994)	AR	101 casos em piscinas	
Kramer <i>et al.</i> , 1996	Wisconsin (1993)	AB	403.000 casos em lagos	
Lemmon <i>et al.</i> , 1996	Sydney (1994 e 1995)	AR	70 casos em piscinas	
Craun <i>et al.</i> , 1998	EUA	AT	19 surtos	
Magara <i>et al.</i> , 1998	Ogose, Japão	AT	8.880 infecções	
Newman <i>et al.</i> , 1999	Brasil (NE)	AT	1.476 diarreias (crianças)	
2000	Flórida	AR	170 surtos	
Barwick <i>et al.</i> , 2000	EUA (1997 e 1998)	AR	49 surtos com 5 mortes	
Genera Technologies, 2000	Milwakee/EUA (1993)	AR	400.000 pessoas com 4.400 hospitalizadas	
2001	EUA	AR	293 surtos	13 surtos
Cartwright e Colbourne, 2001	Mediterrâneo	AR	172 casos	
Kramer <i>et al.</i> , 2001	Inglaterra e País de Gales	AR, AT	13 surtos (1986 a 1996)	1 surto
Kramer <i>et al.</i> , 2001	Espanha	AT	1 surto (1986 a 1996)	7 surtos

Legenda: AB= água bruta; AR = água de recreação; AT = água tratada

### **3.3 – EFEITOS DO TRATAMENTO DE ÁGUA NA REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium***

Pesquisas têm sugerido que a ocorrência e a probabilidade de detecção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em água tratada (por filtração) para abastecimento está relacionada com o número de organismos na água bruta (LeChevalier *et al.*, 1991). Este relato foi comprovado por experimentos com água bruta e tratada, realizados por LeChevallier e Norton (1992) no Canadá e nos Estados Unidos.

A efetividade das técnicas de tratamento convencional e avançada na remoção de oocistos de protozoários tem sido avaliada em estudos em escalas de bancada, piloto e/ou escalas reais (Nieminski e Ongerth, 1995, Swertfeger *et al.*, 1999, Shaw *et al.*, 2000, Huck *et al.*, 2002a, entre outros). Estudos em escala de bancada ou estações piloto proporcionam informações confiáveis sobre a remoção de cistos de protozoários e indicam os processos que podem ser usados como tecnologias de tratamento para controle de protozoários na água para consumo humano

A remoção de protozoários por meio de processos de tratamento é expressa como percentual de remoção ou em termos de reduções logarítmicas (base 10). As reduções logarítmicas são normalmente calculadas como a diferença entre o log das concentrações afluentes e o log do concentrado filtrado (Betancourt e Rose, 2004).

O comportamento do *Cryptosporidium parvum* é similar ao de outras partículas coloidais presentes na água. A sua remoção física requer desestabilização e subsequente separação (French *et al.*, 2000). Devido aos pequenos tamanhos, os oocistos de *C. parvum* e *C. hominis* podem passar através dos filtros convencionais, dificultando a remoção destes organismos pelo processo físico-químico. Filtração em membranas tem sido indicada na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Por outro lado, o desinfetante mais comumente usado no tratamento de água, o cloro, é ineficiente na inativação de oocistos de *Cryptosporidium*, quando utilizado em dosagens e tempos de contato usualmente utilizados nas estações de tratamento. Dessa forma, como essa barreira de desinfecção não pode ser tida como confiável, o controle dos oocistos de *Cryptosporidium* em águas de abastecimento se baseia na remoção física durante o tratamento, por meio de processos de filtração (Hall *et al.*, 1995).

Segundo Hsu e Yeh (2003), a ozonização é mais eficiente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* do que a cloração. Esse fato pôde ser confirmado por experimentos realizados por Dumontier e Mandra (1996), entre outros.

### **3.3.1 – Remoção de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional e filtração direta**

LeChevallier e Norton (1995) analisaram 262 amostras de águas tratadas provenientes de 72 estações de tratamento de água, durante os anos de 1991 à 1993. Foram detectados cistos de *Giardia* em 45% da água bruta, com média geométrica de 2,0 cistos/L e oocistos de *Cryptosporidium* em 51,5%, com média de 2,4 oocistos/L. Quando foram analisadas as amostras de água tratada, encontraram-se cistos de *Giardia* em 4,6% das amostras e oocistos de *Cryptosporidium* em 13,4% das amostras.

Em estudo anterior, LeChevallier *et al.* (1991) haviam analisado 82 amostras de água filtrada para abastecimento, provenientes de 66 estações convencionais de tratamento de água nos EUA e detectaram cistos de *Giardia* em 17,1% e oocistos de *Cryptosporidium* em 26,9% das amostras de água tratada. Segundo esses pesquisadores, a maioria das estações de tratamento atingiu remoção de cistos e oocistos de 2,0 a 2,5 log, ao utilizar o processo de clarificação seguido de filtração, como estabelecido pela Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA).

Para LeChevallier e Norton (1995) a maior eficiência na remoção de cistos de *Giardia*, se comparada com a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, pode ser atribuída ao fato dos oocistos de *Cryptosporidium* serem menores (3-5 mm) do que os cistos de *Giardia* (8-15 mm).

Resultados similares aos obtidos por LeChevallier e colaboradores são reportados por States *et al.* (1997) e Hashimoto *et al.* (2001) em estações de tratamento convencional utilizando, respectivamente, cloreto férrico e sulfato de alumínio.

States *et al.* (1997) analisaram 171 amostras de água durante dois anos e investigaram a eficiência da remoção de parasitas em estações de tratamento convencional, em escala real dotada de coagulação usando cloreto férrico, floculação, sedimentação, filtração rápida em filtro de dupla camada (antracito e areia) e desinfecção por cloro livre. O método usado

para detectar esses parasitas foi a análise por imunofluorescência indireta. As análises indicaram que todos os cistos de *Giardia* foram removidos, enquanto 8% dos oocistos de *Cryptosporidium* estavam presentes ao fim do tratamento.

Hashimoto *et al.* (2001) realizaram experimentos em uma estação de tratamento convencional de água em Kanagawa no Japão para detectar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*. O coagulante utilizado era o sulfato de alumínio e a desinfecção era realizada com cloro. Foram encontrados oocistos de *Cryptosporidium* em todas as amostras de água bruta, com média geométrica de 0,4 oocistos/L e cistos de *Giardia* em 92% dessas amostras, com média geométrica de 0,17 cistos/L. Na água filtrada, foram encontrados oocistos de *Cryptosporidium* em 35% das amostras, enquanto que em 12% das amostras foram encontrados cistos de *Giardia*. As remoções destes protozoários por meio de tratamento convencional, relatadas por Hashimoto *et al.* (2001) são apresentados na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* por meio de tratamento convencional – Hashimoto *et al.*, 2001 (modificado)

	<b>Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (log)</b>	<b>Cistos de <i>Giardia</i> (log)</b>
Média	2,54	2,53
Intervalo	2,00 – 3,18	1,74 – 3,06

Harrington *et al.* (2003) também analisaram os efeitos das condições da filtração na remoção de organismos patogênicos emergentes de veiculação hídrica por meio de seis estações de tratamento piloto ao utilizar processos de coagulação por sulfato de alumínio, floculação, sedimentação e filtração rápida em dupla camada. Os estudos acompanharam a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, de esporos de *Encephalitozoon intestinalis*, *Escherichia coli*. e a *Aeromonas hydrophila*. Foi constatado que, em geral, as taxas de filtração ou as configurações do meio filtrante não apresentaram efeitos na remoção de patogênicos. Também foi indicado que o traspasse da turbidez foi acompanhado pelo traspasse de todos os patógenos testados no estudo. Entretanto, os resultados sugeriram que o traspasse de *Escherichia coli*. e *Aeromonas hydrophila* ocorreram mais rapidamente do que o da turbidez.

Xagorataki *et al.* (2004) também avaliaram a remoção de vários patógenos emergentes de veiculação hídrica. Estes patógenos incluíram os oocistos de *Cryptosporidium parvum*, os

esporos de *Encephalitozoon intestinalis*, *Escherichia coli*. e a *Aeromonas hydrophila*. O experimento foi realizado em escala piloto, por meio de coagulação, floculação, sedimentação e filtração em meio granular. De acordo com os resultados obtidos, pode-se constatar que alguns patógenos foram removidos com maior efetividade que outros organismos. A *A. hydrophila* foi removida com mais eficiência do que o *C. parvum* e por outro lado, a *E. intestinalis* e a *E. coli* foram os organismos patogênicos que apresentaram menor eficiência de remoção.

Se por um lado, Harrington *et al.* (2003) e Xagorataki *et al.* (2004) observaram piores condições de remoção para a *E. coli*, por outro lado eles divergiram quanto à remoção de *A. hydrophila*, porque enquanto os primeiros encontraram piores remoções desses patógenos, os outros constataram que a *A. hydrophila* foi removida com mais eficiência do que o *C. parvum*.

As estações que utilizam o carvão ativado em pó (CAG) são freqüentemente destinadas ao tratamento de águas provenientes de fontes de qualidade pobre (LeChevallier *et al.*, 1991). Segundo Hsu e Yeh (2003) a função principal dos filtros de CAG é adsorver matéria orgânica, porém, como função secundária, estes filtros podem interceptar cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* quando eles passam através dos filtros de dupla camada.

Hsu e Yeh (2003) estudaram em escala piloto a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em três seqüências de tratamento em Taiwan. A primeira seqüência constituiu de tratamento convencional e filtração por CAG. A segunda incluiu o tratamento convencional, a filtração por CAG, e a ozonização. Já na terceira seqüência foi utilizado o tratamento convencional, a microfiltração e a nanofiltração. Foi utilizado o sulfato de alumínio como coagulante. As análises dos protozoários foram feitas a partir dos métodos 1622 e 1623 propostos pela USEPA, com ajustes. Os resultados obtidos podem ser observados nas Tabelas 3.6, 3.7 e 3.8.

Tabela 3.6 – Ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água provenientes da seqüência 3 da estação piloto – Hsu e Yeh, 2003 (modificado)

<b>Tipo de amostra</b>	<b>amostras</b>	<b>cistos /100L</b>	<b>oocistos/100L</b>
Microfiltração	6	ND	ND
Nanofiltração	3	ND	ND

Legenda: ND = Não detectado

Tabela 3.7 – Ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água provenientes da seqüência 1 da estação piloto – Hsu e Yeh, 2003 (modificada)

Tipo de amostra	amostras	cistos /100L	oocistos/100L
Água Bruta	8	11,4	56,1
Sedimentação	1	ND	5,9
Filtração em dupla camada	7	4	4,7
Filtração por CAG	2	ND	ND
Água Tratada	6	ND	4,7

Legenda: ND = Não detectado

Tabela 3.8 – Ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água provenientes da seqüência 2 da estação piloto – Hsu e Yeh, 2003 (modificado)

Tipo de amostra	amostras	cistos /100L	oocistos/100L
Água Bruta	8	11,4	56,1
Pré-ozonização	5	ND	27,4
Sedimentação	1	ND	ND
Filtração em dupla camada	6	ND	4,7
Pós-ozonização	2	ND	4,7
Filtração por GAC	7	ND	4,7

Legenda: ND = Não detectado

De acordo com os resultados, pode-se constatar que na seqüência 1 de tratamento, a maior remoção de oocistos de *Cryptosporidium* ocorreu na etapa de sedimentação. Quando se utilizou a seqüência 2 de tratamento, observou-se que pré-ozonização pode destruir os dois tipos de parasitas, especialmente os cistos de *Giardia*, entretando, não se observou variações nas concentrações de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, quando se utilizou a cloração, o que comprova que a cloração, nas dosagens corriqueiras utilizadas em estações de tratamento, não têm eficiência na inativação desses microorganismos.

Foi observado que a etapa da filtração é a etapa final do processo convencional de tratamento para a interceptação de parasitas, entretanto em ambas as seqüências de tratamento (1 e 2), embora não se tenha detectado cistos de *Giardia* na água tratada, foram detectados 4,7 oocistos/100L de *Cryptosporidium* nessa mesma água. Sendo assim, oocistos de *Cryptosporidium* podem, em algumas situações, passar através do meio filtrante e não se pode afirmar que ao utilizar filtração convencional com filtro de dupla camada ou filtração convencional com filtro de dupla camada e ozonização, a água tratada

esteja livre de oocistos de *Cryptosporidium* e de doenças transmitidas pela ação desses protozoários.

Nas seqüências 1 e 2 de tratamento, também observa-se que a filtração por CAG não foi eficiente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, já que não ocorreram mudanças na remoção desses protozoários quando a água foi submetida a esse tipo de filtração. Finalmente, pode-se constatar que na seqüência 3 de tratamento, com a utilização de sistemas de microfiltração, foi possível interceptar todos os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*.

Com relação aos experimentos realizados por Hsu e Yeh (2003), é importante ressaltar que a não detecção de oocistos de *Cryptosporidium* na etapa de filtração por CAG da seqüência 1 de tratamento e na etapa de sedimentação da seqüência 2, assim como a não detecção de cistos de *Giardia* na etapa de sedimentação da seqüência 1 de tratamento, indicam que falhas no processo de detecção desses microorganismos podem ter ocorrido, sendo necessária a confirmação dos dados apresentados por esses pesquisadores.

Como Hsu e Yeh (2003), Dumoutier e Mandra (1996) observaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* por filtração por CAG. Dumoutier e Mandra (1996) estudaram a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto. O estudo foi conduzido na região de Paris e teve como método analítico de detecção de (oo)cistos a concentração das amostras em filtros de polipropileno seguidos de concentração por centrifugação e detecção por imunofluorescência. A primeira seqüência de tratamento de água avaliada utilizava pré-cloração, coagulação com sulfato de alumínio, decantação, filtração por CAG e cloração final. A segunda seqüência incluía a pré-ozonização, a coagulação por sulfato de alumínio, a sedimentação, a filtração rápida em areia, a pós-ozonização, a filtração por CAG e a desinfecção final. Em uma terceira seqüência de tratamento foi utilizada a filtração por processos de membrana. O tratamento utilizado na estação de esgoto incluiu o pré-tratamento, a sedimentação primária, o tratamento biológico, a clarificação final e a disposição.

De acordo com os experimentos realizados por Dumoutier e Mandra (1996), altas concentrações de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foram detectadas em todas as amostras de água residuárias brutas examinadas e o mesmo ocorreu com as

amostras de águas residuárias tratadas. As quantidades de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* removidas pelo tratamento de esgoto variaram de 0,5 log a 1,5 log e de 0,2 log a 1,0 log, respectivamente, sendo que a média de remoção foi de 1,2 log para cistos de *Giardia* e 0,7 log para oocistos de *Cryptosporidium*.

Na seqüência 1, a pré-cloração promoveu remoção média de 0,9 log de *Giardia* e 0,6 log de *Cryptosporidium*, com variações de 0,08 até 1,5 log para *Giardia* e 0,03 até 1,05 log para *Cryptosporidium*. Após a clarificação, foi observada a remoção de 63% de cistos de *Giardia* e 43% de oocistos de *Cryptosporidium*, entretanto, dos 57% restantes, apenas 1 log foi removido ao fim de todo tratamento. Após a etapa de clarificação, as concentrações máximas de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foram de 200/1000L e de 70/1000L, respectivamente. Então, infere-se que a filtração por CAG pode não ser eficiente na remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. Além disso, a desinfecção por cloração, em condições usuais, não pode ser considerada como processo eficiente no tratamento de água para a inativação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, fatos esses observados também por Hsu e Yeh (2003).

Na seqüência 2, a pré-ozonização foi responsável pela remoção de 0,07 a 1,4 log de cistos de *Giardia*, com média de 0,56 e de 0,33 a 1,45 log de oocistos de *Cryptosporidium*, com média de 0,74. O processo de filtração em areia fez com que 81% das amostras de *Cryptosporidium* e 67% das amostras de *Giardia* ficassem livres destes protozoários. As concentrações máximas de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na água clarificada foram de 75/1000L e 15/1000L, respectivamente. Por fim, após toda a seqüência de tratamento, com a pós-ozonização, foi obtida a remoção total de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. De acordo com esses resultados, infere-se que a remoção por filtro de areia seguida de pós-ozonização pode ser considerada eficiente na remoção desses protozoários patogênicos, fato que não foi comprovado por Hsu e Yeh (2003) em sua seqüência 2 de tratamento de água, já que a utilização de filtro em dupla camada e pós-ozonização não foi suficiente para remover todos os oocistos de *Cryptosporidium*.

Ao avaliarem o tratamento de água por microfiltração e ultrafiltração, na seqüência 3 de tratamento, similarmente a Hsu e Yeh (2003), Dumoutier e Mandra (1996) constataram que a eficiência e a confiabilidade dessas técnicas não dependem da qualidade da água

bruta e nem das condições hidráulicas operacionais. O uso de membranas permite remoção efetiva de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*

A flotação por ar dissolvido (FAD) é um processo de clarificação da água. Este é um método de tratamento de água que tem sido usado para remover partículas de baixa densidade que não são geralmente retiradas no tratamento por sedimentação gravitacional (French *et al.*, 2000). As estações que utilizam a FAD, similarmente às que usam sedimentação, têm duas barreiras efetivas para prevenir a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* para a água tratada: as barreiras de flotação e a de filtração (Edzwald *et al.*, 2001). A seguir será abordada a FAD como instrumento para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Plummer *et al.* (1995) investigaram a efetividade dos processos de clarificação (sedimentação e FAD) para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, com a utilização de cloreto férrico como coagulante, sob uma variedade de condições. Foi utilizada a centrifugação, flotação e análise microscópica para a detecção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Os resultados dessa investigação indicaram que a FAD foi capaz de remover mais do que 2 log de oocistos de *Cryptosporidium* na maioria das condições analisadas (3 a 5 mg/L de cloreto férrico, pH entre 4,3 e 6,2, entre outras). A remoção de oocistos foi maior (3,4 log) para pH 5,0. A sedimentação foi menos efetiva que a FAD em todas as condições testadas, tendo como remoção máxima de oocistos o valor de 0,81 log. Estudos têm mostrado que a clarificação por meio de sedimentação fornece remoção de *Cryptosporidium* de somente 0,5 a 1,0 log (States *et al.*, 1997), no entanto, o processo de FAD tem sido apontado como efetivo para remoções de *C. parvum* superiores a 4 log em estudos de escalas pilotos (French *et al.*, 2000).

Edzwald *et al.* (2001) também avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com uso da FAD e filtros de dupla camada sob condições variáveis. A remoção dos oocistos foi observada a partir de projetos de tempo de detenção e cargas hidráulicas para temperaturas da água no inverno e na primavera. Foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $10^3$  oocistos/L e a coagulação foi otimizada para a remoção de turbidez e matéria orgânica natural.

O desempenho do FAD foi melhor para temperaturas da água na primavera, com remoção de 2,5 log de oocistos comparado com a remoção de 1,7 log de oocistos no inverno. A remoção total de oocistos de *Cryptosporidium* após a filtração excedeu 5,4 log e não foi afetada pela temperatura da água.

De posse dos resultados de Plummer *et al.* (1995) e Edzwald *et al.* (2001) pode-se inferir que a clarificação por FAD é efetiva na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

No Brasil, Bastos *et al.* (2004) analisaram a remoção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*, por tratamento convencional, em três estações de tratamento de água, em Minas Gerais. As Tabelas 3.9 e 3.10 resumem essas remoções ao longo do período de estudo.

Tabela 3.9 – Remoção de oo(cistos) de *Giardia* e de *Cryptosporidium* por tratamento convencional com filtro descendente – Bastos *et al.*, 2004 (modificado)

Amostra	<i>Giardia</i> (cistos/L)			<i>Cryptosporidium</i> (oocistos/L)		
	Água Bruta	Efluente Filtrado	Remoção (%)	Água Bruta	Efluente Filtrado	Remoção (%)
set/00	ND	ND	NA	16,31	13,2	19,06
out/00	56,00	0,09	99,84	2,6x10 <sup>2</sup>	0,15	99,94
dez/00	1,4x10 <sup>2</sup>	ND	100,00	5,1x10 <sup>2</sup>	ND	100,0
jan/01	18,64	2,7	85,50	21,28	1,8	91,54
jan/01	7,00	ND	100,00	ND	ND	NA
fev/01	7,98	ND	100,00	7,98	ND	100,00
mar/01	8,00	0,13	98,38	16,00	0,16	99,00
abr/01	4,62	0,066	98,57	11,62	0,066	99,40
mai/01	ND	ND	NA	ND	0,2	NA
jul/01	ND	ND	NA	ND	ND	100,00
ago/01	ND	ND	NA	ND	ND	NA
dez/01	ND	ND	NA	ND	ND	NA

Legenda: ND = não detectado; NA = não registrado

Como se pode observar nas Tabelas 3.9 e 3.10, esses pesquisadores constataram, que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* aparentaram ser pobres em ambas as estações de tratamento. Foram encontrados cistos de *Giardia* (0,066 a 5,5 cistos/L) e oocistos de *Cryptosporidium* (0,066 a 13,2 oocistos/L) em altas concentrações em duas das três estações de tratamento analisadas.

No entanto, Bastos *et al.* (2004), observaram que as concentrações efluentes de 13,2 oocistos/L encontradas em setembro de 2000, são muito diferentes das concentrações nas outras amostras analisadas. Sendo assim, esses pesquisadores acreditam que problemas analíticos possam ter ocorrido nessa fase da pesquisa.

Esses pesquisadores observaram também, que para se atingir os níveis de risco aceitáveis propostos pela USEPA (1998) de  $10^{-4}$ , seria necessário que fossem atingidas remoções de protozoários entre 4 e 5 log. No entanto, essas remoções variaram entre 1 a 3 log.

Tabela 3.10 – Remoção de oo(cistos) de *Giardia* e de *Cryptosporidium* por tratamento convencional com filtro ascendente – Bastos *et al.*, 2004 (modificado)

Amostra	<i>Giardia</i> (cistos/L)			<i>Cryptosporidium</i> (oocistos/L)		
	Agua Bruta	Efluente Filtrado	Remoção (%)	Agua Bruta	Efluente Filtrado	Remoção (%)
set/00	ND	ND	NA	16,31	ND	100,00
out/00	56,00	ND	100,00	$2,6 \times 10^2$	ND	100,00
dez/00	$1,4 \times 10^2$	5,5	96,07	$5,1 \times 10^2$	ND	100,00
jan/01	18,64	ND	100,00	21,28	ND	100,00
jan/01	7,00	ND	100,00	ND	ND	NA
fev/01	7,98	ND	100,00	7,98	ND	100,00
mar/01	8,00	ND	100,00	16,00	0,66	95,88
abr/01	4,62	ND	100,00	11,62	1,32	88,64
mai/01	ND	ND	NA	ND	0,50	NA
jul/01	ND	ND	NA	2,00	ND	100,00
ago/01	ND	ND	NA	ND	ND	NA
dez/01	ND	ND	NA	ND	0,10	NA

Legenda: ND = não detectado; NA = não registrado

Machado *et al.* (2005) avaliaram a eficiência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em dois sistemas convencionais de tratamento de água na cidade de Divinópolis, MG. Foi utilizado o método 1623 proposto pela USEPA para a detecção desses protozoários. Esses autores constataram que não foram encontrados oocistos de *Cryptosporidium* em amostras de água tratada. Porém, foi registrado ocorrência de 0 a 0,1 cistos/L de *Giardia* nessas mesmas amostras. No entanto, não foi possível avaliar apropriadamente a remoção desses organismos patogênicos, uma vez que as densidades de *Cryptosporidium* no manancial estiveram na ordem de  $10^0$  e  $10^1$ , dificultando a avaliação de sua remoção.

Marques *et al.* (2005) avaliaram o desempenho de uma ETA piloto convencional, instalada na Universidade Federal do Espírito Santo, na remoção de cistos de *Giardia* ssp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. Foram inoculados cistos e oocistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* na ordem de  $10^2$  oocistos e cistos/L. Para a detecção dos protozoários foram utilizados os métodos de concentração de floculação seguidos de centrifugação. A identificação dos protozoários nas amostras foi feita por meio da técnica de imunofluorescência utilizando o kit Merifluor.

Os resultados da avaliação resumidos na Tabela 3.11, indicam a presença desses protozoários na água bruta, na água de lavagem, no lodo e na água filtrada.

Embora se tenha inoculado cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $10^2$ /L, de acordo com a Tabela 3.11, foram identificados na água bruta, cistos de *Giardia* entre 15 e 30 cistos/L e oocistos de *Cryptosporidium* entre 22 e 45 oocistos/L. Esse fato pode indicar possíveis erros de detecção dos protozoários e/ou baixa recuperação do método de análise empregado.

De acordo com os resultados obtidos, observa-se que mesmo que o tratamento convencional tenha promovido eficiente remoção de turbidez, com a diminuição de 32,3 UT para 0,89 UT, menor do que o valor de 1 UT preconizado pela Portaria 518/2004 (Brasil, 2004), a presença de (oo)cistos foi significativa na água filtrada e pode ser suficiente para causar infecção em humanos.

Tabela 3.11 – Detecção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* nos diferentes compartimentos da ETA piloto – Marques *et al.*, 2005 (modificada)

	Água Bruta		Lodo		Água Lavagem		Água Filtrada	
	Cistos/L	Ooc/L	Cistos/L	Ooc/L	Cistos/L	Ooc/L	Cistos/L	Ooc/L
<b>Exp 1</b>	15	30	466,6	793,3	120	180	1,2	1,6
<b>Exp 2</b>	30	45	103,5	145	87,5	225	0,3	1,6
<b>Exp 3</b>	22	22	405	787	108	48	1,5	2,5

Ladeia (2004) avaliou a eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em instalação piloto, em Montes Claros, MG. A análise desses protozoários foi realizada adotando-se a concentração pela técnica de floculação com carbonato de cálcio e identificação e quantificação por imunofluorescência direta, utilizando-se o kit Merifluor<sup>®</sup>. Foram realizados experimentos de filtração em dupla camada de antracito e areia e camada simples de areia e taxas de filtração de  $180\text{m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ ,

270m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia, 400m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia. A água afluyente aos filtros foi a água decantada de uma ETA, contaminada com oocistos de *Cryptosporidium* e alíquota de esgotos sanitários, de modo que a concentração de oocistos afluyente era da ordem de 10<sup>0</sup> e 10<sup>1</sup>.

Segundo Ladeia (2004), não foram detectados oocistos de *Cryptosporidium* na água efluente dos filtros rápidos, não sendo possível inferir sobre a eficiência de remoção do processo. Entretanto, para indicar possíveis remoções desses protozoários, foram realizados cálculos limites de detecção teórica, considerando detecção mínima de 1 oocisto/L. Sendo assim, os filtros estudados teriam alcançado remoção de 0,80 a 1,6 log. Pesquisadores observaram comportamentos similares de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* ao se utilizar tratamento convencional e filtração direta. Alguns desses estudos são apresentados a seguir.

Nieminski (1997) estudou o comportamento da remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* durante dois anos em estações de tratamento do estado de Utah, EUA. Os experimentos foram realizados em escala real e piloto, por meio de tratamento convencional com filtração em dupla camada de antracito e areia e regimes de filtração direta. O método utilizado para a detecção dos oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* foi a filtração por membrana, a centrifugação e a análise por imunofluorescência. Os resultados desses estudos estão resumidos nas Tabelas 3.12 e 3.13.

Tabela 3.12 – Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* por meio de tratamento convencional e filtração direta em escala piloto – Nieminski, 1997 (modificado)

<b>Escala Piloto</b>	<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (log)</b>	<b>Cistos <i>Giardia</i> (log)</b>
Tratamento Convencional	2,98	3,4
Filtração Direta	2,97	3,3

Tabela 3.13 – Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* por meio de tratamento convencional e filtração direta em escala real – Nieminski, 1997 (modificado)

<b>Escala Real</b>	<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (log)</b>	<b>Cistos <i>Giardia</i> (log)</b>
Tratamento Convencional	2,25	3,26
Filtração Direta	2,79	3,87

Como se pode observar nas Tabelas 3.12 e 3.13, não ocorreu diferença nítida na eficiência de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* quando se utilizou filtração direta ou tratamento convencional, nos experimentos realizados em escala piloto.

Quando os experimentos foram realizados em escala real, a remoção de *Cryptosporidium* foi menor do que a remoção na correspondente escala piloto, com valores médios de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* de 2,25 log no tratamento convencional e 2,79 log quando foi utilizada filtração direta. Sendo assim, destaca-se que o processo de tratamento empregado teve pouca influência sobre as remoções desses protozoários.

Ongerth e Percoraro (1995) analisaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em filtro de múltiplas camadas (antracito, areia e granada) em estação de tratamento de água em escala piloto, por processo de filtração direta, sem pré-floculação. Foram inoculados oo(cistos) de *Giardia* e de *Cryptosporidium* na ordem de  $5 \times 10^3$  oo(cistos)/L. Para a detecção desses microorganismos foi utilizada a filtração por membrana, a centrifugação e a análise de imunofluorescência. Foram realizados 4 experimentos de filtração com o sulfato de alumínio como coagulante, sendo que nos 3 primeiros experimentos utilizou-se dosagem “ótima” do coagulante de 10 mg/L. No experimento 4 foi utilizada subdosagem de coagulante de 5 mg/L. Os valores do pH foram mantidos entre 6,4 e 6,6.

O desempenho das estações foi avaliado pela análise de amostras coletadas antes e depois da filtração. Nos experimentos onde se utilizou condições “ótimas” de coagulação, observou-se remoção de oocistos de *Cryptosporidium* entre 2,7 e 3,1 log e de cistos de *Giardia* entre 3,05 e 3,6 log. Entretanto, quando se utilizou subdosagem de coagulante, no experimento 4, a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* foi de 1,5 e de cistos de *Giardia* foi de 1,3.

### **3.3.2 – Influência da operação de filtração e do mecanismo de coagulação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium***

Hall *et al.* (1995) analisaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, em escala piloto, por tratamento convencional com filtro de camada única, de dupla camada ou CAG precedido por FAD e filtração rápida com pré-floculação. Foram testados o sulfato de alumínio, o sulfato férrico e o PAC como coagulantes e taxas de filtração de 5 e de 10 m/h.

Para Hall *et al.* (1995), quando foram inoculados na ordem de  $10^4$  oocistos/L de *Cryptosporidium*, não foi observada diferença significativa entre as remoções dos oocistos desses protozoários, ao utilizar meios filtrantes distintos. Entretanto, apesar das altas remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, os valores residuais de turbidez foram

relativamente elevados (entre 0,7 e 1,0 UT), assim como o número de oocistos de *Cryptosporidium* efluentes (0,8 a 7,3 oocistos/L).

Quando foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* entre 300 e 800 oocistos/L, a presença de oocistos não foi detectada em grande quantidade de amostras. Quando se pôde detectar os oocistos de *Cryptosporidium*, a concentração desses oocistos foi inferior a 0,1 oocistos/L em 70% dos casos. Mais uma vez, não se observou diferenças significativas entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* para filtros com meios distintos. Além disso, também não se observou diferenças significativas de remoção para diferentes coagulantes.

Para a FAD e a sedimentação, foram observadas remoções similares de oocistos de *Cryptosporidium*. Já Plummer *et al.* (1995) observaram remoções superiores de oocistos de *Cryptosporidium*, quando se utilizou o FAD, ao invés da sedimentação.

Segundo esses pesquisadores, não foram detectados oocistos de *Cryptosporidium* no efluente tratado para a taxa de 5 m/h. Além disso, foi observada alta remoção de oocistos de *Cryptosporidium* para a taxa de 10 m/h, com concentração efluente de 0,13 oocistos/L. Sendo assim, com a utilização de taxas de filtração distintas, não ocorreram diferenças nítidas de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Segundo Hall *et al.* (1995), no período de amadurecimento do filtro, a turbidez apresentou valores de 0,6 UT e foram encontrados 0,36 oocistos/L de *Cryptosporidium* na água tratada por tratamento convencional. Já no período de operação regular do filtro, foram observados valores de turbidez entre 0,25 e 0,45 UT e concentração de oocistos de *Cryptosporidium* de 0,16 oocistos/L.

Dessa forma, para esses pesquisadores, pode ocorrer aumento dos riscos de traspasse de oocistos no período de amadurecimento do filtro, quando a turbidez tende a ser mais elevada. Procedimentos lentos de início de funcionamento dos filtros podem ser usados para minimizar a turbidez na água filtrada e reduzir o risco de traspasse de oocistos.

Swertfeger *et al.* (1999) estudaram com detalhes os efeitos do meio filtrante, durante o verão e o inverno, na remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, ao utilizar o sulfato férrico como coagulante, em experimentos em escala piloto. Para a

detecção desses protozoários foi utilizado o método 1622 da USEPA. Nesse estudo foram realizados experimentos em filtro de areia (75 cm), filtro com dupla camada de antracito e areia (90 cm de antracito e 30 cm de areia) e filtro profundo com dupla camada de antracito e areia (150 cm de antracito e 30 cm de areia). A Tabela 3.14 resume as características dos filtros utilizados e a Tabela 3.15 indica as remoções médias desses protozoários durante as estações de verão e inverno.

Tabela 3.14 – Resumo das características dos filtros utilizados em escala piloto em Ohio Swertfeger *et al.*, 1999 (modificado).

<b>Tipo de filtro</b>	<b>Tamanho efetivo (mm)</b>	<b>Vazão do filtro (L/min)</b>
Areia	0,45	0,84
Dupla camada	0,80 e 0,40	1,67
Dupla camada (profundo)	1,00 e 0,45	1,67

Tabela 3.15 – Remoção média de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, em escala piloto, para filtros distintos, no verão e no inverno, no estado de Ohio, USA – Swertfeger *et al.*, 1999 (modificado).

<b>Tipo de filtro</b>	<b>Remoção média cistos <i>Giardia</i></b>		<b>Remoção média oocistos <i>Cryptosporidium</i></b>	
	<b>Verão</b>	<b>Inverno</b>	<b>Verão</b>	<b>Inverno</b>
Areia	> 4,4	2,7	2,7	2,8
Dupla camada	> 4,5	2,9	2,7	3,2
Dupla camada (profundo)	> 4,5	3,0	3,9	3,6

Swertfeger *et al.* (1999) observaram que as remoções de cistos de *Giardia* foram maiores no inverno, quando comparadas com o verão. Entretanto, as médias de remoção do verão foram similares às do inverno, para os oocistos de *Cryptosporidium*. Além disso, os pesquisadores concluíram que todas as configurações de meio avaliadas demonstraram similar capacidade de remoção, com remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* superiores a 3,0 log e 2,0 log, respectivamente, como preconizado pela USEPA.

Dugan *et al.* (2001) também realizaram testes em escala piloto por meio de tratamento convencional para examinar o impacto do meio filtrante, das taxas de filtração e do tipo de coagulante na remoção oocistos de *Cryptosporidium* em altas concentrações na água bruta.

Foram utilizados o sulfato de alumínio, o cloreto férrico e o PAC como coagulantes. Além disso, foram testadas condições de filtração para meio filtrante de camada única de areia e dupla camada de antracito e areia. Os filtros foram operados com taxas de filtração de 5 e 10 m/h. O método usado para detectar os oocistos de *Cryptosporidium* foi o Método 1622 da USEPA.

Assim como Swertfeger *et al.* (1999), Dugan *et al.* (2001) observaram que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração não foi significativamente diferente para meios filtrantes distintos. As remoções também não foram consideradas distintas para diferentes taxas de filtração e para diferentes coagulantes. Porém, a remoção foi afetada pelas condições sub-ótimas de coagulação (média de 1,5 log). As condições “ótimas” e melhoradas de coagulação promoveram o aumento da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e turbidez, com valores de remoção superiores a 3,7 log para oocistos de *Cryptosporidium*.

Huck *et al.* (2002b) avaliaram os efeitos do tratamento convencional em escala piloto na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Para isso, foram examinadas amostras de água proveniente de duas estações de tratamento piloto onde foi utilizada a filtração em dupla camada de antracito e areia para tratar águas com características diversas.

Foram investigadas condições de operação regular do filtro, amadurecimento, subdosagem de coagulante, não utilização de coagulante e traspasse. Foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* inativados na ordem de  $10^5$  oocistos/L. A detecção dos oocistos foi realizada por filtração direta por membrana de poliestileno e análises de imunofluorescência.

A Tabela 3.16 resume a qualidade da água bruta e os parâmetros operacionais utilizados e a Tabela 3.17 resume os resultados obtidos ao longo dos experimentos.

Tabela 3.16 – Qualidade da água bruta e parâmetros operacionais utilizados nas estações piloto de tratamento de água – Huck *et al.*, 2002b (modificado)

<b>Parâmetros</b>	<b>Otawa</b>	<b>MWDSC</b>
Alcalinidade (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	19 - 23	107 - 134
pH	7,1 - 7,4	7,7 - 8,4
Temperatura	1 - 24	13 - 25
Carbono orgânico total (mg/L)	5	2,6 - 2,9
Turbidez (UT)	1,0 - 2,7	0,4 - 2,4
Sulfato de alumínio (mg/L)	38	5
Sílica ativada (mg/L)	2	NA
Polímero catiônico (mg/L)	NA	1,5
Taxa de filtração (m/h)	6,35	9,8
Antracito (espessura do meio)	47,7	50,8
Areia (espessura do meio)	27,9	20,3
CD Antracito	1,35	< 1,65
CD Areia	1,32	< 1,65

Tabela 3.17 – Remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* – Huck *et al.*, 2002b (modificado)

	<b>Remoção média de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (log)</b>	
	<b>Otawa</b>	<b>MWDSC</b>
Condição regular operação	5,5	3
Coagulação sub-ótima	3,1	0,9
Não coagulação	~0,3	~0,1
Amadurecimento do filtro	5,1	2,9
Traspasse do filtro	~1,6	2,2

Segundo Huck *et al.* (2002b), quando o filtro operou em condições regulares, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi de aproximadamente 5,5 log em uma estação de tratamento, enquanto em outra foi de aproximadamente 3 log, não sendo possível identificar os reais motivos entre as diferenças de remoção.

Ao se trabalhar com a não coagulação, os pesquisadores optaram pela pior condição operacional, com total falha no processo de coagulação e remoções praticamente inexistentes podem ser observadas na Tabela 3.17. Nas condições sub-ótimas de coagulação, observou-se, em ambas as localidades, redução de aproximadamente 2 log na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, quando se compara com a situação regular de operação do filtro.

Ao analisar os dados da Tabela 3.17, pode-se constatar que o período de amadurecimento do filtro gerou remoções de oocistos de *Cryptosporidium* moderadamente menores para os experimentos realizados em Otawa, com redução de aproximadamente 0,4 log na remoção, quando comparadas com as condições regulares de operação. Entretanto, na estação de MWDSC, as diferenças de remoção foram ainda menores, em torno de 0,1 log.

Observou-se também, que no fim da carreira de filtração ocorreu um decréscimo substancial na capacidade de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*. Sendo assim, esse período pode ser considerado vulnerável para a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* através do meio filtrante.

Emelko (2003) estudou a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* viáveis e inativados por filtros de camada dupla de antracito e areia (70 cm de antracito e 30 cm de areia) e meio filtrante triplo com areia, antracito e granada (65 cm de antracito, 25 cm de areia e 10 cm de granada), durante o período de amadurecimento, o período de operação regular e durante falhas no processo de coagulação.

Foram inoculados oo(cistos) de *Giardia* e de *Cryptosporidium* na ordem de  $10^5/L$  e utilizou-se o sulfato de alumínio como coagulante. A concentração desses protozoários foi realizada por filtração por membrana de policarbonato e a enumeração foi realizada por análise de imunofluorescência direta. A turbidez da água afluyente aos filtros era em torno de 3,5 UT e foi induzida pela presença de kaolinita. Os resultados obtidos a partir desses experimentos estão resumidos nas Tabelas 3.18 e 3.19.

Tabela 3.18 – Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* inativados – Emelko, 2003 (modificado)

Oocistos inativados	Faixa de remoção e (valor médio) expresso em log					
	Amadurecimento		Operação regular		Falhas de Coagulação	
Meio filtrante duplo	4,0 – 5,1	(4,6)	4,7 – 5,7	(5,3)	0,6 – 1,3	(0,8)
Meio filtrante triplo	4,2 – 5,3	(5,0)	4,9 – 5,8	(5,4)	0,6 – 2,2	(1,1)

Tabela 3.19 – Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* viáveis – Emelko, 2003 (modificado)

Faixa de remoção e (valor médio) expresso em log						
Oocistos viáveis	Amadurecimento		Operação regular		Falhas de Coagulação	
Meio filtrante duplo	4,0 – 5,4	(4,8)	4,7 – 5,7	(5,1)	0,4 – 1,2	(0,6)
Meio filtrante triplo	4,4 – 5,7	(5,1)	4,6 – 5,8	(5,3)	0,5 – 2,5	(0,8)

Ao discutir a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, Emelko (2003) destacou que as estimativas de remoção são freqüentemente limitadas pela concentração dos afluentes. Ao observar as Tabelas 3.18 e 3.19, pode-se constatar que as remoções médias de oocistos de *Cryptosporidium* em condições regulares de operação, variaram entre 5,1 e 5,4 log. Valores de remoção semelhantes foram obtidos por Huck *et al.* (2002b), ao estudarem o comportamento de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* de uma estação piloto em Otawa.

Pode-se notar também que em condições “ótimas” de coagulação, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* durante o período de amadurecimento do filtro não apresentou diferença substancial da remoção quando comparada com o período de operação regular, sendo moderadamente menor no período de amadurecimento. Mais uma vez, os resultados obtidos por Huck *et al.* (2002b) são semelhantes aos resultados apresentados por Emelko (2003). Além disso, nos filtros de meio filtrante triplo a remoção de oocistos foi apenas marginalmente mais alta do que os filtros de camada dupla.

Como era de se esperar, nos momentos em que foram observadas falhas na coagulação, a remoção de oocistos foi severamente comprometida (utilizando qualquer um dos meios filtrantes) quando comparadas com as condições “ótimas” de coagulação. Falhas de coagulação provocaram a diminuição da remoção de *C. parvum* em mais de 3 log em relação ao período de operação regular do filtro. Sendo assim, foi constatado que a remoção do *C. parvum* pode ser afetada pelas condições de operação do processo. Além disso, algumas situações de filtração, como a utilização de condições sub-ótimas de coagulação, favorecem a passagem de patógenos através do meio filtrante.

Ongerth e Percoraro (1995) analisaram a importância de coagulantes químicos no desempenho da filtração direta sem pré-floculação, para remoção de cistos de *Giardia* e

oocistos de *Cryptosporidium*. Foram realizados experimentos em escala piloto com dosagens “ótimas” de 10 mg/L de sulfato de alumínio e sub-ótimas de 5 mg/L, em meio filtrante triplo de antracito, areia e granada., para observar se ocorreram variações nas remoções dos oo(cistos) desses protozoários.

Segundo Ongerth e Percoraro (1995), foi confirmada redução na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* de 3 para 1,5 log e de e cistos de *Giardia* de 3 para 1,3 log, quando utilizou-se subdosagem de coagulante. Para estes pesquisadores, devem ser esperadas altas concentrações de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes tratados em condições de coagulação-floculação pobre e também durante os períodos de amadurecimento e no fim das carreiras de filtração.

Dugan e Williams (2004) realizaram oito experimentos em escala piloto de filtração direta, sem pré-floculação, para analisar os impactos do tipo de coagulante (cloreto férrico e sulfato de alumínio), das taxas de filtração (5m/h e 10 m/h) e da temperatura (20 °C e 4,5 °C) na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Foram inoculados, na água bruta, oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de 10<sup>5</sup>/L. Todos os oocistos foram detectados por meio da técnica citométrica da fase sólida, usando um dispositivo de varredura a laser. A Tabela 3.20 resume as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* do estudo.

Tabela 3.20 – Remoções de oocistos de *Cryptosporidium* – Dugan e Willimas, 2004 (modificado)

<b>Parâmetros avaliados</b>	<b>Remoção média oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (log)</b>
Taxa: 5 m/h; T: 20°C SA 20 mg/L	> 4,2
Taxa: 5 m/h; T: 20°C CF 10 mg/L	>4,1
Taxa: 10 m/h; T: 20°C SA 20 mg/L	1,9
Taxa: 10 m/h; T: 20°C CF 10 mg/L	>4,1
Taxa: 5 m/h; T: 4,5°C SA 20 mg/L	2,5
Taxa: 5 m/h; T: 4,5°C CF 10 mg/L	> 4,2
Taxa: 10 m/h; T: 4,5°C SA 20 mg/L	1,0
Taxa: 10 m/h; T: 4,5°C CF 10 mg/L	1,4

Legenda: T = temperatura; AS = sulfato de alumínio; CF = cloreto férrico

De acordo com a Tabela 3.20, pode-se observar que de forma geral, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram maiores quando se utilizou temperatura de 20°C, quando comparada com a temperatura de 4,5°C, com exceção para a condição de taxa de 5 m/h e cloreto férrico como coagulante, cujas remoções foram consideradas estatisticamente iguais, para grau de significância de 95%. Também foram observadas maiores remoções de oocistos de *Cryptosporidium* ao utilizar o coagulante cloreto férrico, quando comparadas com as remoções obtidas ao se utilizar o sulfato de alumínio. Somente na condição de taxa de filtração de 5 m/h e temperatura de 20°C é que as remoções foram iguais, para coagulantes distintos.

Quanto à taxa de filtração, conclui-se que ao utilizar taxa de 5 m/h, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram maiores do que quando se utilizou taxa de 10 m/h. A única exceção estudada é aquela em que foram testadas condições de temperatura de 20°C e cloreto férrico. Nessa circunstância, as remoções médias dos oocistos de *Cryptosporidium* foram consideradas estatisticamente iguais, para taxas de filtração distintas. Sendo assim, para as condições estudadas, observa-se que a pior situação de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* é aquela em que foram utilizadas taxa de filtração de 10 m/h (mais elevada), temperatura de 4,5°C (mais baixa) e sulfato de alumínio como coagulante.

States *et al.* (2002) também avaliaram a influência do tipo de coagulante e da temperatura na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Contudo, além de estudar esses dois parâmetros de interesse, States *et al.* (2002) analisaram a coagulação melhorada como fator de influência na remoção desses oocistos de protozoários. A coagulação melhorada é um termo usado para definir as modificações na condição de coagulação para obter o aumento da remoção de precursores de sub-produtos da desinfecção no tratamento convencional. Essas modificações incluem a adoção de valores de pH de coagulação de 5 e 6 durante o processo de coagulação e/ou uso de altas dosagens de coagulantes.

Foram realizados experimentos, em escala piloto de tratamento convencional, com filtro de dupla camada de antracito e areia, com a utilização de sulfato de alumínio (17 mg/L), cloreto férrico (18 mg/L) e cloreto de polialumínio (27,5 mg/L) como coagulantes. Para cada coagulante, foram testadas condições de pH de 5,0, 6,5 e 8,0. Foram realizados experimentos em temperatura ambiente (média de 21 °C) e em temperaturas mais baixas.. Foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $2,8 \times 10^4$ /L. A detecção dos

oocistos de *Cryptosporidium* foi realizada pelo método 1623 da USEPA. A Tabela 3.21 resume os resultados de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Tabela 3.21 – Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* – States *et al.*, 2002 (modificado)

Exp	T (°C)	pH	Coagulante	Remoção (log)
1	22	5,0	CF	6,0
2	21	6,5	CF	5,8
3	17	8,0	CF	6,1
4	04	5,0	CF	> 6,6
5	03	6,1	CF	> 6,6
6	04	8,0	CF	>6,6
7	22	7,2 a 9,2	CF	4,8
8	17	5,0	PAC	5,9
9	14	6,5	PAC	5,8
10	17	8,0	PAC	5,9
11	05	5,0	SA	2,3
12	03	5,0	SA	6,0
13	06	5,0	SA	> 6,6
14	13	6,5	SA	5,7
15	11	8,0	SA	> 6,5

Legenda: CF = Cloreto férrico; PAC = policloreto de alumínio; SA = Sulfato de alumínio; T = Temperatura.

De acordo com States *et al.* (2002), ao se utilizar o cloreto férrico como coagulante, não houve diferenças significativas entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, independente da temperatura e dos valores de pH testados. Sendo assim, para esse coagulante, o uso de coagulação melhorada, com pH próximo de 5, não diminuiu a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A única exceção, quando se utilizou o cloreto férrico, foi o experimento 7. Nesse experimento, os valores de pH não foram mantidos constantes ao longo da carreira de filtração e de acordo com a Tabela 3.21, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi de 4,8 log, inferior a média de 6,3 log de remoção alcançada para o cloreto férrico. Segundo os pesquisadores, a queda da remoção ocorreu devido à falta de controle do pH e suas possíveis variações.

Assim como quando se utilizou o cloreto férrico, ao se trabalhar com o policloreto de alumínio como coagulante foram observadas elevadas remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, para todas as variações de pH e de temperatura testadas. Por outro lado, ao se trabalhar com o sulfato de alumínio, com valor de pH 5,0, no experimento 11, obteve-se remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (2,9 log) inferior às remoções alcançadas com o uso de cloreto férrico e PAC. Foram realizadas repetições para pH 5,0 e uso de sulfato de alumínio, com o objetivo de verificar possíveis problemas de operação.

Com as repetições e com a realização de experimentos com pH 6,5 e 8,0, observou-se que mais uma vez, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* não sofreram variações significativas com o uso de sulfato de alumínio como coagulante.

Sendo assim, States *et al.* (2002) concluíram que ocorreu remoção efetiva de oocistos de *Cryptosporidium* ao utilizar a coagulação melhorada em todas as condições testadas, com média de remoção de 5,8 log. Além disso, a utilização de cloreto férrico, cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio resultaram em remoção similar de oocistos de *Cryptosporidium*. Esse fato não foi comprovado por Dugan e Willimas (2004), que observaram tendência de maiores remoções de oocistos de *Cryptosporidium* quando foi utilizado o cloreto férrico, quando comparado com o sulfato de alumínio.

Outro ponto comum abordado por Dugan e Willimas (2004) e States *et al.* (2002), foi a influência da temperatura na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*. Enquanto os primeiros observaram tendências de maiores remoções de oocistos de *Cryptosporidium* com a utilização do cloreto férrico em temperaturas maiores, States *et al.* (2002) não observaram diferenças significativas entre as remoções em experimentos com temperaturas distintas.

No Brasil, Pereira *et al.* (2005), avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por meio de ensaios em escala de bancada de testes de jarros. A água de alimentação utilizada foi a água proveniente do rio Jucu, manancial que abastece a região da Grande Vitória. Foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $10^5$  oocistos/L. A concentração dos oocistos foi feita pela técnica de carbonato de cálcio e sua detecção foi realizada pela análise de imunofluorescência pelo kit Merifluor. Foi utilizado como coagulante o sulfato de alumínio, com dosagens entre 0 e 60 mg/L.

Para o desenvolvimento do estudo, foram recolhidas amostras de água decantada, do sobrenadante e do lodo em duas situações distintas. A primeira situação foi aquela em que se utilizou dosagem “ótima” de coagulante de 40 mg/L e pH de 7,6 (região de varredura). A segunda situação analisada, foi aquela em que se utilizou 9 mg/L de coagulante e pH de 6,3 (fora da região “ótima” para a coagulação). A Tabela 3.22 resume os resultados obtidos no estudo.

Tabela 3.22 – Concentração de turbidez e de oocistos de *Cryptosporidium* em experimentos em escala de bancada – Pereira *et al.*, 2005 (modificado)

	<b>Situação 1</b>		<b>Situação 2</b>	
	<b>Turbidez (UT)</b>	<b>Oocistos/L de <i>Cryptosporidium</i></b>	<b>Turbidez (UT)</b>	<b>Oocistos/L de <i>Cryptosporidium</i></b>
<b>Água alimentação</b>	17,3	10 <sup>5</sup>	17,3	10 <sup>5</sup>
<b>Água decantada</b>	1	400	10	264
<b>Sobrenadante</b>		ND		70.000
<b>Lodo</b>		80.000		13.000

Legenda: ND = Não detectado

De acordo com Pereira *et al.* (2005), na situação 1, onde foi utilizada dosagem “ótima” de coagulante, ocorreu remoção de aproximadamente 94% de turbidez na água decantada. Entretanto, quando se utilizou dosagem de coagulante fora da região “ótima”, na situação 2, observou-se remoção de turbidez de aproximadamente 42%. Além disso, a presença de oocistos de *Cryptosporidium* no lodo, na situação 1, foi muito maior (aproximadamente 84%) do que a presença de oocistos de *Cryptosporidium* no lodo, na situação 2. No entanto, com relação à água decantada, observa-se que a presença de oocistos de *Cryptosporidium* é maior na situação 1, o que contradiz as afirmações anteriores. Os pesquisadores creditaram essas diferenças às limitações do método de detecção utilizado.

Apesar da necessidade da realização de maior número de experimentos, Pereira *et al.* (2005), constataram que a utilização de dosagem de coagulante dentro da região “ótima” proporciona maiores remoções de turbidez e que há uma tendência de maiores remoções de oocistos de *Cryptosporidium* na região “ótima” para a coagulação, haja vista que um grande número de oocistos foi detectado no lodo sedimentado, quando se trabalhou nessas condições.

Shaw *et al.* (2000) investigaram o recobrimento da superfície do meio filtrante (de areia) por óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio em filtração, como meio de promover o aumento de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Os experimentos foram realizados por filtração ascendente em colunas de 10, 20, 30 e 40 cm de comprimento e 15 mm de diâmetro. A areia utilizada possuía diâmetro entre 0,6 e 0,7 mm. Para o recobrimento da areia foram utilizadas soluções de 0,4M AlCl<sub>3</sub> x 6H<sub>2</sub>O e de 0,2M FeCl<sub>3</sub> x 6H<sub>2</sub>O. Foram realizados experimentos em paralelo com areia recoberta e areia sem recobrimento, com taxas de 203,5 m/d, 407 m/d, 610,5 m/d e 814 m/d. A água de alimentação utilizada foi

uma combinação de água deionizada com  $\text{MgSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CaSO}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaCl}$ ,  $\text{KNO}_3$  e oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de 500 a 1000 oocistos/mL, com pH de 7,0.

Shaw *et al.* (2000) observaram que o recobrimento das partículas de areia resultou em maior eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, quando comparadas com as remoções em areia sem recobrimento. Quando se utilizou taxa de filtração de 407 m/d e coluna de filtração com comprimento de 40 cm, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com areia recoberta foi superior a 90%. Entretanto, quando se utilizou areia sem recobrimento, essa remoção foi inferior a 80%. Além disso, nessas condições, o recobrimento das partículas de areia não afetou a duração das carreiras de filtração (420 minutos).

Segundo o estudo, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior em todos os experimentos onde se utilizou areia recoberta, independente do comprimento dos filtros utilizados. No entanto, quanto maior o comprimento do filtro, maior a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Esse fato também foi comprado com a utilização de taxas de filtração distintas. Para todas as taxas de filtração testadas, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi sempre superior quando se utilizou areia recoberta. Entretanto, as remoções foram menores à medida que ocorreu aumento nas taxas de filtração.

Para Shaw *et al.* (2000), o aumento da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi atribuído à mudança no potencial zeta da areia, de eletronegativo para eletropositivo, resultando em uma diminuição da repulsão eletrostática entre a areia e os oocistos eletronegativos de *Cryptosporidium*.

Gitis *et al.* (2002) realizaram experimentos em escala piloto por meio de filtração direta descendente em camada única de areia, sem pré-floculação, para analisar a influência da presença de caulim na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $8 \times 10^6$  oocistos/L. Para a detecção desses oocistos foi utilizada técnica de análise da imunofluorescência. A água utilizada para abastecer o filtro, em alguns experimentos, foi água de torneira desclorada por osmose reversa adicionada de partículas de caulim, na concentração de 10 mg/L. Foi utilizado como coagulante o sulfato de alumínio, com dosagem “ótima” de 20 mg/L. Para efeito de comparação, alguns experimentos de filtração foram realizados sem a adição de

coagulante. Foram realizados experimentos com taxas de filtração de 5 m/h e 10 m/h. A Tabela 3.23 resume as condições experimentais e os valores dos coeficientes de filtração  $k_a$  e  $\lambda_0$ .

Tabela 3.23 – Condições experimentais e valores dos coeficientes de filtração  $k_a$  e  $\lambda_0$  – Gistis *et al.*, 2002 (modificado)

<b>Caulim (mg/L)</b>	<b>Taxa filtração (m/h)</b>	<b>Coagulante (mg/L)</b>	<b><math>\lambda_0</math> (m<sup>-1</sup>)</b>	<b><math>k_r</math> (m<sup>-1</sup>)</b>	<b>Taxa residual aproximada oocistos de <i>Cryptosporidium</i></b>
NA	5	NA	0	0,1	0,6 - 1,0
10	5	NA	2,39	2,95	0,2 - 0,4
NA	10	NA	0,51	0,50	0,7 - 1,2
10	10	NA	2,56	4,15	0,2 - 0,4
NA	5	20	15,54	19,5	0,001 - 0,009
10	5	20	16,91	24,9	0,001 - 0,003
NA	10	20	12,58	24,5	NF
10	10	20	14,58	27,0	NF

Legenda: NA = Não aplicado; NF = Valores não fornecidos.

Os estudos indicaram melhor remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com adição de caulim. Na ausência de floculação, as partículas de caulim são estruturadas como camadas com cargas positivas parciais em sua extremidade, formando um bloco de depósito junto ao meio filtrante. Após o bloco formado, o caulim funciona como “ponte” adesiva eletrostática entre o meio filtrante de areia e os oocistos de *Cryptosporidium*, ambos carregados negativamente.

Quando se adiciona o sulfato de alumínio como coagulante, a presença de caulim ajuda a criar melhores condições hidrodinâmicas por meio da formação de flocos menores e mais densos de caulim-alumínio-oocistos de *Cryptosporidium*. Sendo assim, como se pode observar na Tabela 3.23, a adição de coagulante é imprescindível para proporcionar remoções eficientes de oocistos de *Cryptosporidium*, porém a presença de caulim tende a aumentar essas remoções.

A adesão eletrostática dos oocistos de *C. parvum* nas partículas de caulim fez com que o caulim agisse como um agente retardador nas colunas de filtração. Esse artifício favoreceu a redução do período de amadurecimento da filtração e a diminuição de residual de turbidez e de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente, pela adição de partículas com áreas

superficiais grandes. Esta redução pode ser crucial em países que possuem reservas limitadas de água.

No entanto, é importante destacar que altas concentrações de caulim podem gerar colmatação do meio filtrante e diminuição das carreiras de filtração e dosagens baixas podem não surtir efeito no tratamento por filtração. Segundo Gistis *et al.* (2002), outros estudos devem ser realizados de modo a comprovar a eficiência do caulim em estações de tratamento em escala real.

Ao analisar os dados referentes aos experimentos abordados nessa revisão bibliográfica, pode-se observar que a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* por meio de filtração direta é similar a remoção média por meio de tratamento convencional. Essas remoções são geralmente superiores a 2,0 log, preconizado pela USEPA. Quando a tecnologia de flotação por ar dissolvido é empregada em conjunto com a tecnologia de filtração em dupla camada, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pode ser de aproximadamente 5,0 log. Entretanto, a única tecnologia capaz de garantir total remoção de *Cryptosporidium* é aquela que utiliza membranas no tratamento de águas para abastecimento.

A maioria dos pesquisadores estudados atesta que diferentes meios filtrantes não geram diferenças significativas nas remoções de oocistos de *Cryptosporidium*. Além disso, pode-se observar que oocistos de *Cryptosporidium* são mais difíceis de serem removidos do que os cistos de *Giardia*. Quanto à taxa de filtração, não houve consenso entre os pesquisadores. Enquanto alguns atestaram que taxas distintas podem gerar remoções distintas de organismos patogênicos, outros chegaram à conclusão oposta.

De acordo com os trabalhos avaliados, números reduzidos de oocistos de *Cryptosporidium* já são suficientes para causar infecções. Sendo assim, deve-se continuar investindo em estudos a respeito de tecnologias de filtração para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, principalmente aquelas consideradas alternativas ao tratamento convencional. A filtração direta deve ser avaliada de forma cuidadosa, a fim de chegar a conclusões precisas e seguras quanto à utilização dessa tecnologia para tratar águas destinadas ao consumo humano.

### 3.4 – ASSOCIAÇÃO ENTRE INDICADORES E OOCISTOS DE *Cryptosporidium*

Métodos atualmente utilizados para a detecção e quantificação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em corpos de água e águas de abastecimento apresentam limitações analíticas, consomem tempo e são caros quando comparados com métodos usados para medir outros parâmetros de qualidade da água. Se uma forte associação for estabelecida entre concentrações de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* e um ou mais parâmetros de qualidade da água, então as concentrações de parasitas podem ser estimadas com confiabilidade pelas medidas dos parâmetros correlacionados (Atherholt *et al.*, 1998).

A confiabilidade deve ser observada no momento da escolha de parâmetros substitutos para a avaliação da remoção de *Cryptosporidium*. Segundo Bastos *et al.* (2000), para que um organismo seja considerado indicador de eficiência, é necessário que esse organismo seja mais resistente ao processo de tratamento que os patógenos e que o mecanismo de remoção de ambos seja igual.

A turbidez, contagem de partículas e as bactérias do grupo coliforme são parâmetros frequentemente usados na avaliação da performance dos filtros. Pelo fato das medidas destes parâmetros serem simples e/ou baratas e usadas no dia-a-dia das operações das estações de tratamento de água, são, geralmente, consideradas medidas substitutas para indicar a presença e a remoção de organismos patogênicos como a *Giardia* e o *Cryptosporidium* (Swertfeger *et al.*, 1999). Alguns substitutos como as esferas de poliestireno e algas têm sido sugeridas por diferentes pesquisadores (LeChevallier e Norton, 1992, Li *et al.*, 1997 e Akiba *et al.*, 2002).

Entretanto, segundo Bastos *et al.* (2000), as bactérias do grupo coliforme, indicadores mais comuns para caracterizar a qualidade microbiológica da água, só se prestam como indicadores confiáveis da remoção de bactérias patogênicas, não sendo considerados bons indicadores da presença de cistos e oocistos de protozoários, porque de forma geral, as bactérias são destruídas por desinfecção, enquanto os protozoários são removidos pela filtração. Além disso, enquanto as bactérias não são resistentes aos agentes desinfetantes, os protozoários são praticamente imunes.

Considerando as concentrações usualmente encontradas nos mananciais de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*, os Estados Unidos têm sugerido como risco aceitável  $10^{-4}$  (USEPA, 1998), ou seja, 1 infecção em cada 10.000 pessoas, por ano. Dessa forma, a concentração de *Giardia* e de *Cryptosporidium* em água tratada, não pode exceder  $10^{-2}$  cistos/10L e  $6 \times 10^{-4}$  oocistos/10L, respectivamente (Rose *et al.*, 1991). Sendo assim, para a realidade americana, a USEPA (1998) recomenda a remoção de 99% (2 log) de oocistos de *Cryptosporidium* e a remoção de 99,9% (3 log) de cistos de *Giardia*, assim como a manutenção de turbidez na água filtrada inferior a 0,3 UT, em 95% do tempo.

Xagorataki *et al.* (2004) avaliaram a remoção de organismos patogênicos emergentes (oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Encephalitozoon intestinalis*, *E. coli* e *Aeromonas hydrophila*) e a remoção de indicadores desses patógenos (turbidez e Bacteriófagos MS2) por meio de tratamento convencional, em escala piloto. O trabalho tinha como objetivo verificar a pertinência da recomendação da USEPA (1998) de reduzir a turbidez nos efluentes de filtros de 0,5 UT para 0,3 UT.

Segundo os resultados do estudo, em todas as situações avaliadas, a melhor remoção de organismos patogênicos e aumentos significativos na qualidade microbiológica do efluente ocorreu quando a turbidez do efluente filtrado foi inferior a 0,2 UT. Para esses pesquisadores, quando os valores de turbidez se mantiveram entre 0,3 e 0,5 UT, não ocorreram diferenças significativas entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*. Sendo assim, Xagorataki *et al.* (2004) sugerem que a redução de 0,5 UT para 0,3 UT, como preconizado pela USEPA, pode não significar aumento na confiabilidade do controle de patógenos.

Os resultados obtidos sugeriram também que a otimização das estações de tratamento de água para elevada remoção de turbidez e de matéria orgânica natural (MON) tende a gerar aumento na remoção de patógenos. Dessa forma, segundo esses pesquisadores, ao ocorrer otimização do processo de coagulação para reduzir a turbidez e principalmente a MON, pode-se aumentar a remoção de patógenos emergentes.

Na Inglaterra e País de Gales, mediante a regulação do *The Drinking Water Inspectorate* (1999), o número máximo permitido para oocistos de *Cryptosporidium* em água tratada é de 1 oocisto/10L, o que corresponde a um risco anual de infecção de  $10^{-1}$ , mais tolerante do que o risco assumido nos Estados Unidos.

No Brasil, há escassez de dados sobre ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em águas brutas e tratadas. Embora a presença desses protozoários em águas para consumo gere um importante problema de saúde pública, ainda não se conhecem os riscos potenciais. Sendo assim, a Portaria MS 518 do Ministério da Saúde, em seu artigo 11 recomenda que no controle microbiológico da água para consumo humano devem ser incluídas pesquisas de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp., dentre outros, com o objetivo de atingir, como meta, um padrão de ausência desses microorganismos. O artigo 12 da mesma portaria observa que “com vistas a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp., recomenda-se, enfaticamente, que, para a filtração rápida (no tratamento completo ou na filtração direta), se estabeleça como meta a obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,5 UT em 95% dos dados mensais e nunca superiores a 5,0 UT (Brasil, 2004).

Entretanto, de acordo com os comentários sobre a Portaria MS 518/2004 (Brasil, 2005), embora as evidências indiquem a adoção de um padrão mais rigoroso de turbidez de água filtrada (turbidez inferior a 0,3 UT), argumentos de ordem prático-econômica sustentam a manutenção dos padrões citados anteriormente.

Devido a necessidade de monitorar de forma rápida, precisa, confiável e barata as estações de tratamento de água, estudos foram realizados ao longo dos anos com o objetivo de apontar indicadores confiáveis de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. Esses estudos são relatados a seguir.

LeChevallier *et al.* (1991) estudaram o comportamento da remoção de cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium*, turbidez e partículas em 66 estações de tratamento de águas superficiais nos Estados Unidos e no Canadá. Foram coletadas 82 amostras de água filtrada, sendo 14 provenientes da filtração rápida por camada de areia, 12 provenientes da filtração em dupla camada, 23 provenientes da filtração em múltiplos meios e 33 provenientes da filtração em GAC.

Segundo LeChevallier *et al.* (1991), o valor médio de turbidez para efluentes filtrados, mas que apresentaram a presença de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, foi de 0,19 UT. Cistos de *Giardia* foram encontradas em 17,4% das amostras de água filtrada, com

média geométrica de 4,45 cistos/L, enquanto oocistos de *Cryptosporidium* foram encontrados em 26,8% das amostras com média geométrica de 1,52 oocistos/L.

Esses pesquisadores não encontraram correlação quando compararam as remoções de cistos de *Giardia* com as remoções de turbidez. Entretanto houve correlação positiva entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*, porém pouco significativa, com coeficiente de correlação de 0,412. Quando as estações de tratamento foram analisadas individualmente, houve aumento das correlações entre essas remoções.

Na mesma pesquisa, LeChevallier *et al.* (1991) encontraram correlação estatística significativa entre a remoção de partículas entre 5 e 15  $\mu\text{m}$  e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., com coeficiente de correlação de 0,82 e 0,83, respectivamente. As boas correlações encontradas pelos pesquisadores podem estar relacionadas ao fato da escolha da faixa do tamanho de partículas, que em grande parte contempla a faixa de tamanho dos oocistos de *Cryptosporidium* (2 a 6  $\mu\text{m}$ ) e dos cistos de *Giardia* (8 a 14  $\mu\text{m}$ ).

Já LeChevallier e Norton (1992) examinaram as concentrações de partículas, turbidez, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em amostras de águas brutas e filtradas nos Estados Unidos e no Canadá.

Esses pesquisadores constataram que correlações significativas foram observadas entre as remoções de partículas (maiores do que 5  $\mu\text{m}$ ) e as remoções de cistos de *Giardia* ( $R^2 = 0,879$ ) e as remoções de partículas e as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* ( $R^2 = 0,830$ ). Também foram observadas correlações significativas entre as remoções de turbidez e as remoções de cistos de *Giardia* e as remoções de turbidez e as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*. Os dados indicaram que para 1 log de redução na contagem de partículas, 0,66 log de remoção era alcançada para cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. Os dados de turbidez indicaram que para 1 log de remoção de turbidez, 0,89 log de remoção era alcançada para esses parasitas.

Os experimentos realizados por esses pesquisadores indicaram que a contagem de partículas é sensível a pequenas mudanças na operação das estações de tratamento, dessa forma, os níveis de contagem de partículas e de turbidez podem ser proveitosos indicadores da eficiência dos tratamentos na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de

*Giardia*, quando utilizados em um tratamento isolado, podendo indicar quando os filtros não estão trabalhando corretamente. No entanto, essa relação provavelmente não se mantém para todas as estações de tratamento.

Nieminski e Ongerth (1995) estudaram as remoções de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em estações de tratamento convencional e de filtração direta, em escala piloto e escala real.

Esses pesquisadores observaram que a remoção de partículas com tamanho variando entre 4 a 7  $\mu\text{m}$  apresentou correlação significativa com a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* ( $R^2 = 0,82$ , para  $p < 0,1$ ). Similarmente, a remoção de partículas com tamanho entre 7 e 11  $\mu\text{m}$ , foi significativamente correlacionada com a remoção de cistos de *Giardia* ( $R^2 = 0,79$ , para  $p < 0,1$ ). Menores correlações foram observadas entre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e a turbidez e cistos de *Giardia* e turbidez, com  $R^2 = 0,64$ , para  $p < 0,1$  e  $R^2 = 0,55$ , para  $p < 0,1$ , respectivamente. Entretanto, não foram observadas correlações significativas entre as remoções dos oo(cistos) desses protozoários e bactérias heterotróficas.

Sendo assim, Nieminski e Ongerth (1995) concluíram que a remoção de turbidez pode ser usada como indicador de menor precisão na remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. Entretanto, assim como LeChevallier *et al.* (1991), esses pesquisadores observaram que a remoção de partículas do tamanho dos cistos de *Giardia* e dos oocistos de *Cryptosporidium* pode ser usada como indicador confiável para a remoção desses oo(cistos).

Por fim, Nieminski e Ongerth (1995) constataram que eficiências de remoção consistentes para cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foram atingidas quando as estações de tratamento produziram água de baixa turbidez (0,1 a 0,2 UT). Esse fato também foi comprovado por Xagorataki *et al.* (2004).

Plumer *et al.* (1995), realizaram experimentos em escala de bancada para comparar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* por processo de sedimentação e de flotação, com a utilização de cloreto férrico como coagulante. Segundo esses pesquisadores, a flotação foi mais eficiente do que a sedimentação na remoção de oo(cistos) desses protozoários. Além disso, foi observada correlação entre a remoção de turbidez e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, com  $R^2 = 0,53$ , o que demonstra que

53% da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* podem ser indicados pela remoção de turbidez.

Li *et al.* (1997) avaliaram a confiabilidade do emprego de indicadores na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, em Cincinnati, Ohio. Os experimentos foram realizados por filtração em escala real. Foram inoculados em média  $3 \times 10^4$  oocistos/L de *Cryptosporidium* e  $5,5 \times 10^4$  microesferas de polistireno de 4 a 6  $\mu\text{m}$ .

De acordo com esses pesquisadores, ocorreu correlação significativa entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e a remoção de microesferas de polistireno de 4 a 6  $\mu\text{m}$  ( $R^2 = 0,98$ ). Segundo Li *et al.* (1997), esse fato pode ser explicado porque as microesferas têm dimensões semelhantes às dimensões dos oocistos de *Cryptosporidium* e dessa forma, suas remoções se comportaram de maneira similar. Correlações significativas também foram observadas entre as remoções de turbidez ( $R^2 = 0,969$ ) e contagem de partículas entre 1 e 25  $\mu\text{m}$  ( $R^2 = 0,979$ ). Entretanto, além dessas correlações serem um pouco menos significativas, o comportamento das remoções de turbidez e de partículas entre 1 e 25  $\mu\text{m}$  foi distinto do comportamento das remoções de oocistos de *Cryptosporidium*.

Sendo assim, Li *et al.* (1997) observaram que as microesferas de polistireno de 4 a 6  $\mu\text{m}$  podem ser consideradas bons substitutos para avaliar as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* em filtração física, sem adição de coagulantes químicos. Contudo, a turbidez e a contagem de partículas entre 1 e 25  $\mu\text{m}$ , quando utilizadas, poderão sofrer limitações impostas pelas variações naturais na fonte de água e mudanças sazonais.

Nos estudos realizados por Swertfeger *et al.* (1999) para determinar o efeito dos meios filtrantes na remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, constatou-se que a remoção de partículas (estimada pela contagem de partículas) e a remoção de turbidez foi muito menor que a remoção dos protozoários, como mostrado nas Tabelas 3.24 e 3.25. Estes dados sugerem que o uso da remoção de turbidez e a utilização de contagem de partículas podem subestimar a eficiência dos processos de tratamento de água, como foi demonstrado em estudo piloto realizado. Comparações confiáveis entre a remoção de parasitas e a remoção de parâmetros substitutos estão provavelmente ligadas a locais específicos e condições locais.

Tabela 3.24 – Remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* Swertfeger *et al.*, 1999 (modificado)

Tipo do filtro	Remoção média cistos <i>Giardia</i> (log)		Remoção média oocistos <i>Cryptosporidium</i> (log)	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Camada única	> 4,4	2,7	2,7	2,8
Dupla camada	> 4,5	2,9	2,7	3,2
Dupla camada (profundo)	> 4,5	3	3,9	3,6

Tabela 3.25 – Remoção média de turbidez e de partículas totais – Swertfeger *et al.*, 1999 (modificado)

Tipo do filtro	Remoção média de turbidez (log)		Remoção média partículas totais (> 2µm)	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Camada única	1,45	1,11	1,47	1,16
Dupla camada	1,45	1,08	1,83	0,72
Dupla camada (profundo)	1,5	1,03	1,51	0,99

No Brasil, Vieira *et al.* (2000) avaliaram a associação entre ocorrência de indicadores bacteriológicos (*E.coli*, coliformes totais, Clostrídios sulfito redutores e *Enterococcus* spp.) e a turbidez e os oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* nos esgotos sanitários da bacia de Ribeirão Arrudas, Belo Horizonte, MG. As concentrações dos oo(cistos) de protozoários foram realizados por duas técnicas distintas: centrifugação e floculação, e a identificação foi realizada pela técnica de imunofluorescência utilizando-se o kit Merifluor C/G.

Esses pesquisadores observaram similaridade entre a presença de oocistos de *Cryptosporidium* e de cistos de *Giardia*, com  $R^2 = 0,4132$  para a técnica de floculação e  $R^2 = 0,5212$  para a técnica de centrifugação. Entretanto, não se observou associação entre a ocorrência dos indicadores bacteriológicos pesquisados e os (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* e entre a turbidez e os (oo)cistos desses protozoários. Esses resultados atestam que os indicadores bacterianos não podem ser utilizados como indicadores de presença de protozoários, provavelmente pelo fato de possuírem características físico-morfológicas distintas, o que também foi relatado por Bastos *et. al* (2000).

Hashimoto *et al.* (2001), monitoraram as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, cistos de *Giardia* e turbidez em uma estação de tratamento convencional de água em Kanagawa no Japão, com a utilização de sulfato de alumínio como coagulante.

Esses pesquisadores observaram remoção média de 3,07 log de turbidez (com faixa de variação de 2,54 log a 3,60 log). Foram observadas também remoções semelhantes para os oocistos de *Cryptosporidium* e os cistos de *Giardia*, com valores de remoção média de 2,54 log e 2,53 log, respectivamente (com faixa de variação de 2,00 log a 3,18 log para oocistos de *Cryptosporidium* e 1,74 log a 3,06 log para cistos de *Giardia*). Como se pode observar, a remoção de turbidez foi um pouco maior do que a remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, com aproximadamente 0,5 log de diferença. Entretanto, não foi encontrada significativa correlação estatística entre a remoção da turbidez e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, com  $R^2 = 0,247$ . Além disso, não foi possível realizar comparações entre as remoções de cistos de *Giardia* e a remoção de turbidez devido ao número insuficiente de dados avaliados para cistos de *Giardia*.

Edzwald *et al.* (2001) realizaram experimentos em escala piloto utilizando a coagulação com sulfato de alumínio, clarificação por FAD e filtração em dupla camada, para avaliar as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, turbidez e partículas em diferentes estações do ano. Os resultados desse estudo estão resumidos na Tabela 3.26.

Tabela 3.26 – Residual de turbidez, de partículas e remoção de oocistos de *Cryptosporidium* – Edzwald *et al.*, 2001 (modificado)

Efluente	Turbidez (UT)		Partículas/mL (2 a 15 µm)		Remoção oocistos <i>Cryptosporidium</i>	
	Inverno	Primavera	Inverno	Primavera	Inverno	Primavera
<b>FAD</b>	0,71 - 0,75	0,49 - 0,76	490 - 540	160 - 570	1,7	2,5
<b>Filtro</b>	0,03 - 0,05	0,03 - 0,05	65 - 120	10 - 20	> 5,4	> 5,5

Legenda: FAD = flotação por ar dissolvido

Apesar de não terem sido feitas comparações diretas ou estudos de correlações entre as remoções da turbidez, as remoções da contagem de partículas e as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, Edzwald *et al.* (2001) acreditam que um bom tratamento de água que produza baixos níveis de turbidez e de partículas, condiciona boas remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, como pode ser observado na Tabela 3.22.

States *et al.* (2002) analisaram a utilização da coagulação melhorada na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, turbidez e partículas, por meio de tratamento convencional em escala piloto. Foram realizados experimentos em temperatura ambiente (maior do que 15 °C) e em temperaturas mais baixas (média de 4 °C). Além disso, foram utilizados o

PAC (27,5 mg/L), o sulfato de alumínio (17 mg/L) e o cloreto férrico (18 mg/L) como coagulantes, sendo testados pH de 5,0, 6,5 e 8,0.

Segundo States *et al.* (2002), os níveis de turbidez da água tratada foram considerados uniformemente baixos, com valores menores do que 0,11 UT para todas as condições testadas. Esse fato sugere que o tratamento convencional foi eficiente na remoção de turbidez. Entretanto, ao se utilizar 17 mg/L de sulfato de alumínio como coagulante, para valores de pH 5,0 e temperatura de 5 °C, observou-se menor remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (2,3 log) quando comparados com as outras situações avaliadas. Porém, mesmo para essas condições, a turbidez do efluente se manteve baixa, com valores de 0,062 UT, inclusive inferior a valores obtidos em outras condições. Sendo assim, esses pesquisadores acreditam que a turbidez nem sempre pode ser considerada como um substituto confiável para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Com relação a contagem de partículas, os estudos realizados por States *et al.* (2002) sugeriram que as menores contagens de partículas no efluente filtrado ( $\leq 60$  partículas/mL) tenderam a ocorrer em temperaturas mais baixas ( $< 15$  °C) e que as maiores contagens ( $\geq 60$  partículas/mL) tenderam a ocorrer em condições de temperatura ambiente. Esse fato foi justificado pela presença de maior número de algas no manancial superficial de alimentação dos filtros, nos períodos mais quentes, sendo mais difíceis de serem removidas pelo tratamento convencional e podendo passar através do meio filtrante, sendo contados como partículas.

Similarmente ao que ocorreu com a turbidez, baixas contagens de partículas no efluente tratado (2 partículas/mL, para partículas entre 4 e 6  $\mu\text{m}$  e entre 6 e 18  $\mu\text{m}$ ) foram obtidas no experimento em que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram menores (2,3 log). Então, nas condições estudadas, a contagem de partículas também não pode ser considerada freqüentemente como um bom indicador da eficiência da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, porque em alguns casos, as células das algas, que são registradas na contagem de partículas podem passar através da barreira do tratamento convencional, enquanto os oocistos podem estar sendo removidos.

Huck *et al.* (2002a) avaliaram a relação entre as remoções de turbidez e de partículas e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional em escala piloto com filtros de dupla camada. Na realização dos experimentos foi utilizado o sulfato

de alumínio como coagulante e foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de  $10^5$  oocistos/L. Foram avaliadas condições distintas de operação: amadurecimento, operação regular do filtro e traspasse, bem como os efeitos da utilização de coagulação com dosagens “ótimas” e sub-ótimas.

Dos resultados desse estudo observa-se que durante a operação regular do filtro, a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* para as três localidades estudadas (5,5 log, 3,0 log e 4,1 log) foi superior à remoção média de partículas (3,6 log, 2,5 log e 1,6 log). Além disso, a relação entre esses dois parâmetros não foi uma relação quantitativa. Sendo assim, a contagem de partículas não deve ser considerada como indicador quantitativo para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, sob suspeita de induzir a valores conservativos, nessa etapa do processo. Similarmente, em todos os estudos realizados na condição regular de operação de filtro, as médias da turbidez efluente sempre foram menores do que 0,1 UT, mesmo em situações em que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram menores (3,0 log). Então, a turbidez também não pode ser considerada como indicador quantitativo de oocistos de *Cryptosporidium*, nessas condições.

No período de amadurecimento do filtro, o decréscimo médio de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* ( $< 0,4$  log e  $0,1$  log) foi menor do que o decréscimo médio de remoção das partículas (0,7 log e 0,3 log), nas duas estações estudadas, quando comparados com a operação regular do filtro. Por outro lado, no final da carreira de filtração (traspasse), ocorreu situação inversa da anterior. Foram observados maiores decréscimos médios de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (5,5 log e 0,6 log), quando comparados com os decréscimos observados na remoção de partículas (0,7 log e 0, 2log). Então, pequenos aumentos na contagem de partículas durante esse período podem ser importantes.

Quando foi utilizada a coagulação sub-ótima, houve uma substancial deterioração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e uma similar redução média da remoção de partículas de aproximadamente 2 log. Entretanto, quando todas as condições de coagulação foram consideradas, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi altamente correlacionada com a remoção de partículas em uma dada estação de tratamento, com  $R^2 = 0,87$ . No entanto, em outra estação, essa correlação foi menor, com valores de  $R^2 = 0,60$ .

Sendo assim, como aumentos na turbidez sob condições não-ótimas de coagulação foram menos correlacionados com a deterioração da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, a

contagem de partículas pode ser uma ferramenta mais promissora para monitorar, em escala real, possíveis deteriorações na capacidade de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Kim *et al.* (2002) avaliaram a utilização de *Scenedesmus quadricauda* (tipo de alga verde) como parâmetro substituto para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Para tal, foram introduzidas diferentes concentrações iniciais de algas e de *C. parvum* no afluente de uma instalação piloto de filtração direta em areia. O estudo concluiu que as concentrações de *S. quadricauda* e de oocistos de *C. parvum* dependem da concentração dos afluentes, enquanto as eficiências de remoção parecem ser independentes, com variação de 2,1 log a 2,6 log. Também, foi relatado pelos autores que o comportamento e a eficiência de remoção do *S. quadricauda* foi muito similar à dos oocistos de *Cryptosporidium* com alta correlação ( $R^2 = 0,95$ ). Os resultados sugerem que o uso de *Scenedesmus quadricauda* pode ser confiável e aceitável para estimar a eficiência de remoção de oocistos de *C. parvum* nos processos convencionais de tratamento de água.

Akiba *et al.* (2002) também analisaram o comportamento da remoção de algas (cianofitas, clorofitas e diatomáceas) e de oocistos de *Cryptosporidium* em estações de tratamento convencional. Além disso, esses pesquisadores realizaram experimentos em teste de jarros e em escala piloto de filtração direta para avaliar as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e de algas (*Microcystis viridis*, *Microcystis aeruginosa* e *Selenastrum capricornutum*).

Akiba *et al.* (2002) observaram que a remoção média de algas por tratamento convencional em escala real (2,88 log) foi similar a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* (2,25 log). Além disso, a faixa de remoção das algas clorofitas foi a mais próxima da faixa de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*. Com relação aos experimentos realizados em testes de jarros, pequenas diferenças de remoção foram observadas entre as algas e os oocistos de *Cryptosporidium*. As remoções de algas variaram entre 1,15 log para *M. aeruginosa* a 2,05 log para *M. viridis*. Entretanto, a remoção de *S. capricornutum* (1,51 log) foi a mais próxima da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (1,49 log). Mais uma vez, ao observar as remoções por filtração direta, constatou-se que as características de coagulação e de filtração para os oocistos de *Cryptosporidium* foram similares às características para a *S. capricornutum*.

Dessa forma, assim como Huck *et al.* (2002a) e Kim *et al.* (2002) esses pesquisadores concluíram que, embora o monitoramento e o controle de turbidez em estações de tratamento de água seja um parâmetro constantemente usado como indicador de oocistos de *Cryptosporidium*, o monitoramento da contagem de partículas pode ser uma ferramenta importante para indicar a qualidade dos processos de tratamento de água. Além disso, as algas e principalmente a *S. capricornutum* foram consideradas como substitutos apropriados para a remoção de oocistos desses protozoários.

Hsu e Yeh (2003) observaram a partir de experimentos em estações piloto em Taiwan, uma grande correlação entre a turbidez presente na água e a presença de oocistos de *Cryptosporidium*. Resultados similares também foram encontrados entre partículas de tamanhos entre 3-5 µm, 5-8 µm e 8-10 µm e oocistos de *Cryptosporidium*. Porém, os cistos de *Giardia* não foram correlacionados com os três tamanhos de partículas e nem com a turbidez. Dessa forma, esses pesquisadores concluíram que partículas com tamanhos similares aos oocistos de *Cryptosporidium*, assim como a turbidez, podem ser usadas para indicar a presença de oocistos de *Cryptosporidium* na água, o que já havia sido relatado por LeChevallier *et al.* (1991) e outros.

No Brasil, Berino e De Luca (2003) verificaram a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* sp., cistos de *Giardia* sp., turbidez e coliformes totais, entre outros, em águas brutas dos formadores do lago Guaíba, de modo a observar se houve correlações significativas entre os (oo)cistos desses protozoários e os parâmetros ambientais monitorados. Os oocistos de *Cryptosporidium* e os cistos de *Giardia* foram detectados por meio do método 1623 da USEPA, com alguns variações. A Tabela 3.27 indica os valores de correlação de Pearson encontrados.

Tabela 3.27 – Coeficientes de correlação de Pearson Berino e De Luca, 2003 (modificado)

<b>Coeficientes de Correlação</b>				
	<b>Turbidez</b>	<b>Coliformes Fecais</b>	<b>oocistos <i>Cryptosporidium</i></b>	<b>cistos de <i>Giardia</i></b>
<b>oocistos <i>Cryptosporidium</i></b>	0,235	0,518	1	0,174
<b>cistos de <i>Giardia</i></b>	0,358	0,433	0,174	1

Berino e De Luca (2003) observaram que não ocorreram correlações significativas entre os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* presentes nas águas superficiais avaliadas. Esses pesquisadores constataram também que não ocorreram correlações significativas

entre os (oo)cistos desses protozoários e a turbidez. Correlações pobres, mas superiores às anteriores foram verificadas entre os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* e os coliformes fecais. Sendo assim, a turbidez e os coliformes fecais não podem ser considerados bons indicadores da presença de cistos de *Giardia* sp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp.

Também no Brasil, Ladeia (2004) analisou a presença de cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium*, turbidez e indicadores bacteriológicos de qualidade da água (coliformes totais, *E. coli*, esporos de bactérias anaeróbias e *Clostridium perfringens*, esporos de bactérias aeróbias e *Bacillus subtilis*) em mananciais de Montes Claros, MG.

De acordo com os estudos desenvolvidos por Ladeia (2004), foram encontradas boas correlações entre os oocistos de *Cryptosporidium* e os esporos aeróbios ( $r = 0,630$ ), o *C. perfringens* ( $r = 0,542$ ) e a turbidez ( $r = 0,54$ ) na água bruta. Não foi possível verificar correlações na água filtrada, já que não foi possível detectar a presença de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes tratados. Dessa forma, essa pesquisadora recomenda estudos mais aprofundados entre esses parâmetros, de modo a confirmar se os esporos aeróbios, o *C. perfringens* e a turbidez podem ser considerados indicadores de oocistos de *Cryptosporidium*.

Devido a carência de trabalhos no Brasil para avaliar possíveis indicadores de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* e a dificuldade de obtenção de indicadores seguros e confiáveis, há a necessidade de realização de trabalhos consistentes para obtenção de indicadores apropriados para a remoção desses protozoários patogênicos.

Entretanto, é importante destacar que para condições operacionais apropriadas, principalmente no que se refere ao processo de coagulação empregado, a otimização de estações de tratamento de água para os parâmetros de turbidez e matéria orgânica natural, assim como para partículas, tem gerado níveis eficientes de tratamento para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. E, sendo a turbidez um parâmetro de qualidade da água frequentemente medido em estações de tratamento devido a fácil detecção e ao baixo custo de análise, há a possibilidade de se considerá-lo como substituto na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

## 4 – METODOLOGIA

O presente trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Análise de Águas (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília durante o período de agosto de 2005 à julho de 2006. Para atingir os objetivos propostos, foram realizados experimentos em escala de bancada e em instalação piloto. A etapa efetuada em escala de bancada, consistiu em ensaios de coagulação que forneceram subsídios para a etapa seguinte, que englobou a realização de experimentos de filtração direta descendente em escala piloto. Precedendo essas etapas foi concebida e montada a instalação piloto, além de ter sido realizada a adaptação de teste de jarros para a filtração direta.

### 4.1. – ÁGUA DE ESTUDO

A água de estudo é definida como a água a ser utilizada nos experimentos em escala de bancada e em escala piloto. Devido à segurança e facilidade de obtenção, nas primeiras fases dos trabalhos em bancada e primeiros experimentos de filtração direta foi utilizada água proveniente do lago Paranoá, Brasília/DF. Em fases posteriores, foi empregada água proveniente de outro manancial superficial, com a finalidade de trabalhar com baixas concentrações de clorofila-a. Dessa forma, optou-se por utilizar água proveniente do córrego do Torto, Brasília/DF.

Toda a água utilizada para fins de experimentos em instalação piloto foi inoculada com oocistos de *Cryptosporidium* sp. na ordem de  $10^2$  a  $10^3$  oocistos/L. Desse modo, a água de estudo utilizada na primeira etapa dos trabalhos foi a água captada no lago Paranoá, inoculada com oocistos de *Cryptosporidium*. Já a água utilizada em fases posteriores foi a água proveniente do córrego do Torto e inoculada com oocistos de *Cryptosporidium*.

Os oocistos de *Cryptosporidium* utilizados para produzir a água de estudo foram adquiridos do Laboratório de Parasitologia da Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro (FMTM), na concentração da ordem de  $10^6$  oocistos por mL. Os oocistos foram obtidos a partir de fezes de cabritos recém-nascidos contaminados propositalmente com oocistos viáveis de organismos, de modo que, a sua eliminação em fezes iniciava-se, em média, no terceiro ou quarto dia após a inoculação.

Entretanto, para o desenvolvimento dos ensaios em escala de bancada, não foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* à água bruta. Essa opção foi adotada em função das seguintes razões: (1) os testes de jarros e diagramas de coagulação, no dia-a-dia das ETAs são realizados utilizando parâmetros de qualidade de fácil medição, particularmente a turbidez, de forma que, a tomada de decisão quanto à dosagem de coagulante e o valor de pH são baseados nesse parâmetro; (2) pouca confiabilidade nos resultados de análise de *Cryptosporidium* em função do pequeno volume de amostra utilizado nos ensaios de coagulação/filtração; (3) custo elevado dessas análises uma vez que envolveria aproximadamente 60 determinações de *Cryptosporidium* para a construção de cada diagrama de coagulação; (4) finalmente, o risco de manipulação e contaminação humana considerando a rotina de ensaios de coagulação.

#### 4.2. – EXPERIMENTOS EM ESCADA DE BANCADA

Durante a etapa experimental, em escala de bancada, foram realizados ensaios de coagulação com o objetivo de proceder estudos preliminares e construir diagramas de coagulação para seleção da faixa de pH e da dosagem de coagulante a ser utilizada nos experimentos efetuados em escala piloto.

O coagulante utilizado em todos os experimentos em escala de bancada e, também, em escala piloto, foi o sulfato de alumínio, por ser amplamente utilizado nas estações de tratamento brasileiras. O sulfato de alumínio utilizado foi o Sulfato de Alumínio Hidratado (PA), na forma de pó, fabricado pela Vetec Química Fina Ltda, cujas características fornecidas pelo fabricante encontram-se na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Características do sulfato de alumínio

<b>Características</b>	<b>Referências</b>
Número de moléculas de água	14 a 18 H <sub>2</sub> O
Peso Molecular	56,11
Insolúvel em H <sub>2</sub> O	máximo 0,01%
Cloreto (Cl)	máximo 0,005%
Arsênio (As)	máximo 0,005 ppm
Substâncias não precipitáveis em NH <sub>4</sub> OH	máximo 0,2 %
Metais pesados	máximo 0,002%
Ferro (Fe)	máximo 0,002%

Para a realização dos ensaios em escala de bancada, foi utilizado um aparelho de teste de jarros dotado de seis dispositivos de agitação mecânica com velocidade variável, que permite a variação do gradiente de velocidade nas etapas de coagulação e floculação (Nova Ética, modelo 218LDB).

Usualmente, nos estudos de coagulação para uso em filtração direta, utiliza-se a filtração em papel com o filtro Whatman 40. Porém, de acordo com Di Bernardo *et al.* (2003), para obtenção de resultados mais representativos, recomenda-se que, em lugar do filtro de papel, seja utilizado o chamado filtro de laboratório de areia (FLA). Dessa forma, optou-se por trabalhar com esse tipo de filtro em escala de bancada. Como esse tipo de dispositivo não estava disponível no LAA, o mesmo teve que ser confeccionado e adaptado ao aparelho de teste de jarros convencional.

O FLA utilizado foi confeccionado em acrílico, com comprimento de 30 cm e diâmetro interno de 19 mm. Na parte inferior foi acoplado um *cap* de PVC dotado de tela e de dispositivo de saída, de acordo com a Figura 4.1. A areia empregada nesse filtro tinha granulometria variando entre 0,42 e 0,84 mm, com coeficiente de uniformidade de 1,22 mm e diâmetro efetivo de 0,55 mm. A taxa de filtração do FLA era de aproximadamente 60 m/d e, conseqüentemente, vazão de 12 ml/min, seguindo as recomendações de Di Bernardo *et al.*, 2003.

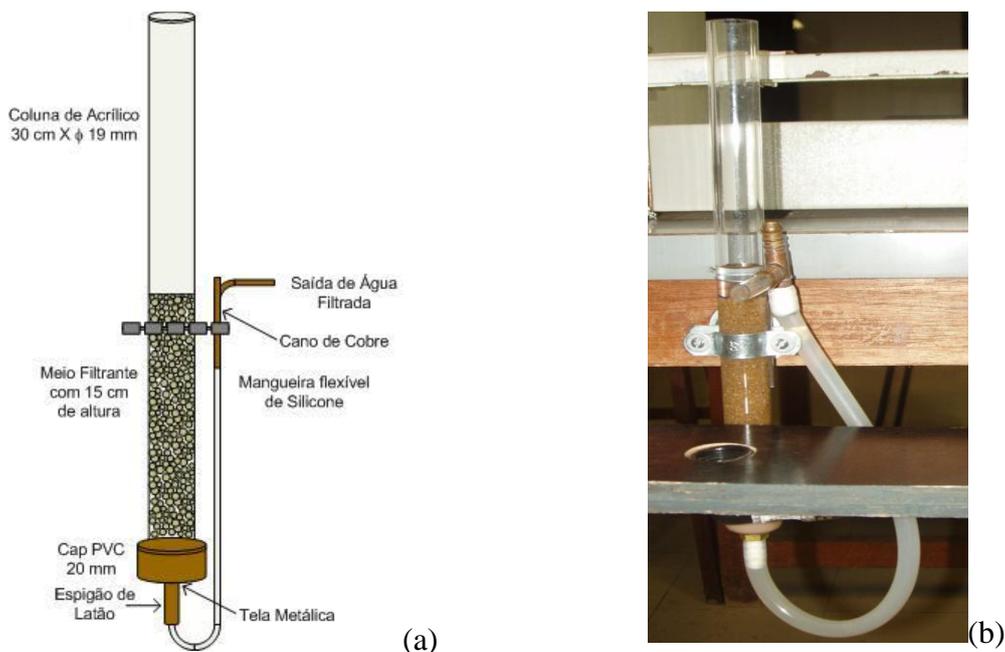


Figura 4.1 – Filtro de laboratório de areia (a) esquema; (b) foto

A Figura 4.2 mostra o equipamento tradicional de teste de jarros e as adaptações realizadas para permitir o uso dos filtros. Pode-se constatar na Figura 4.2a a presença de pequenos funis para evitar perda de água coagulada e filtrada e a utilização de béquers para recolher a água para a análise de turbidez. Percebe-se também, no lado esquerdo do equipamento, a presença do disco graduado utilizado para controlar a vazão efluente.



Figura 4.2 – (a) Adaptação do aparelho de teste de jarros para uso de filtro de laboratório de areia; (b) Detalhe do disco

Os ensaios em escala de bancada seguiram a rotina proposta na literatura. Dessa forma, os ensaios consistiam em variar o valor do pH de coagulação assim como a dosagem de coagulante adicionado à água utilizando-se gradientes de velocidade e tempos de contato pré-determinados para as etapas de coagulação e floculação. Posteriormente, a água floculada era submetida à filtração em filtro de laboratório de areia. Para finalizar, realizava-se a determinação do residual de turbidez das amostras.

O tempo de coagulação adotado nos ensaios de teste de jarros foi de 30 s e o gradiente de velocidade foi de  $1000 \text{ s}^{-1}$ . Embora esse valor seja usual e recomendado na norma brasileira (ABNT, 1992), ele foi utilizado em função da limitação do aparelho de teste de jarros disponível. O valor de  $G = 1000 \text{ s}^{-1}$  é, entretanto, bastante inferior ao valor de  $4000 \text{ s}^{-1}$  indicado por Amirthrajah e Mills (1982) para a coagulação por adsorção e neutralização de cargas que é a mais recomendada para a filtração direta.

O tempo de floculação adotado foi de aproximadamente 4 minutos com um gradiente de velocidade de  $40 \text{ s}^{-1}$ . Muito embora a tecnologia de tratamento que se buscava simular fosse a de filtração direta descendente, o tempo de 4 minutos de floculação foi adotado em função do tempo de trajeto do floco e permanência da lâmina de água sobre o meio

filtrante, na instalação piloto, onde ocorria a floculação das partículas coaguladas. Além disso, esse tempo viabilizava os preparativos para a fase de filtração no FLA.

Após decorridos os tempos relativos aos processos de coagulação e floculação, desligava-se o aparelho de teste de jarros e controlava-se a vazão de alimentação da água filtrada durante um período de 20 minutos. Esse tempo de 20 minutos foi o tempo de filtração estimado para que fosse possível realizar a substituição da água e o amadurecimento do FLA, antes da coleta de água para a análise de turbidez. Para que fosse possível realizar o controle da taxa de filtração, adaptou-se um disco graduado com ângulos variando de 0° a 90° (Figura 4.2b) na extremidade do aparelho de teste de jarros e procedeu-se a calibração dos ângulos para a vazão pré-determinada. Com o aparelho calibrado, à medida que ocorria a diminuição do nível de água nos jarros, as saídas de água filtrada eram inclinadas em ângulo apropriado. Após esse tempo, coletava-se água filtrada e realizava-se a leitura do parâmetro de turbidez.

Posteriormente a cada ensaio de teste de jarros, realizava-se a lavagem de todos os filtros de areia no sentido ascensional, tomando cuidado para evitar formação de bolhas de ar. Cada filtro era lavado até que fosse possível observar, visualmente, que a água de lavagem estava limpa e que fossem atingidos valores baixos de turbidez.

Os ensaios de bancada foram realizados variando o pH de coagulação na faixa de 4,5 a 7,5, buscando-se valores de pH de 5,0, 5,5, 6,0, 6,5 e 7,0. A dosagem de coagulante variou de 0 a 18 mg/L de sulfato de alumínio anidro, sendo utilizado incremento de 1 ou 2 mg/L. A faixa de dosagem adotada baseou-se em estudos anteriores realizados com água do lago Paranoá, particularmente o trabalho de Cezar (2000). Nesse trabalho a autora elaborou diagramas de coagulação para água do lago Paranoá utilizando o sulfato de alumínio como coagulante. Em seus ensaios, foram utilizadas dosagens de sulfato de alumínio variando de 0 a 30 mg/L nas faixas de pH de 5,5 a 7,5, otimizando esses parâmetros para valores de pH variando entre 6,3 e 6,8 e dosagens de coagulante variando entre 5 e 11 mg/L

Aqui é importante mencionar que os ensaios de bancada foram realizados utilizando-se tanto água do lago Paranoá como água do córrego do Torto. Para água do lago Paranoá, foi construído o diagrama de coagulação. Entretanto, um menor número de ensaios foi realizado com água do córrego do Torto, não permitindo a construção do diagrama de coagulação para essa água. Esse ponto será discutido em detalhes no capítulo 5.

## 4.3 – EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO

### 4.3.1 – Descrição da instalação piloto

O desenvolvimento de experimentos em escala piloto é fundamental para estudar alternativas de tratamento por filtração direta, permitindo a avaliação da aplicabilidade dessa tecnologia para o tratamento de águas e a otimização dos parâmetros operacionais e de projeto dos filtros.

A instalação piloto de FDD utilizada no presente trabalho consistia das seguintes unidades: reservatório para armazenamento de água de estudo, reservatório de coagulante, bombas peristáltica e dosadora, unidade de mistura rápida (injetor), uma coluna de filtração descendente, reservatório de água filtrada e reservatório de descarte, conforme mostrado nas Figura 4.3. O detalhamento da instalação é objeto dos itens que seguem.



Figura 4.3 – Instalação piloto: foto

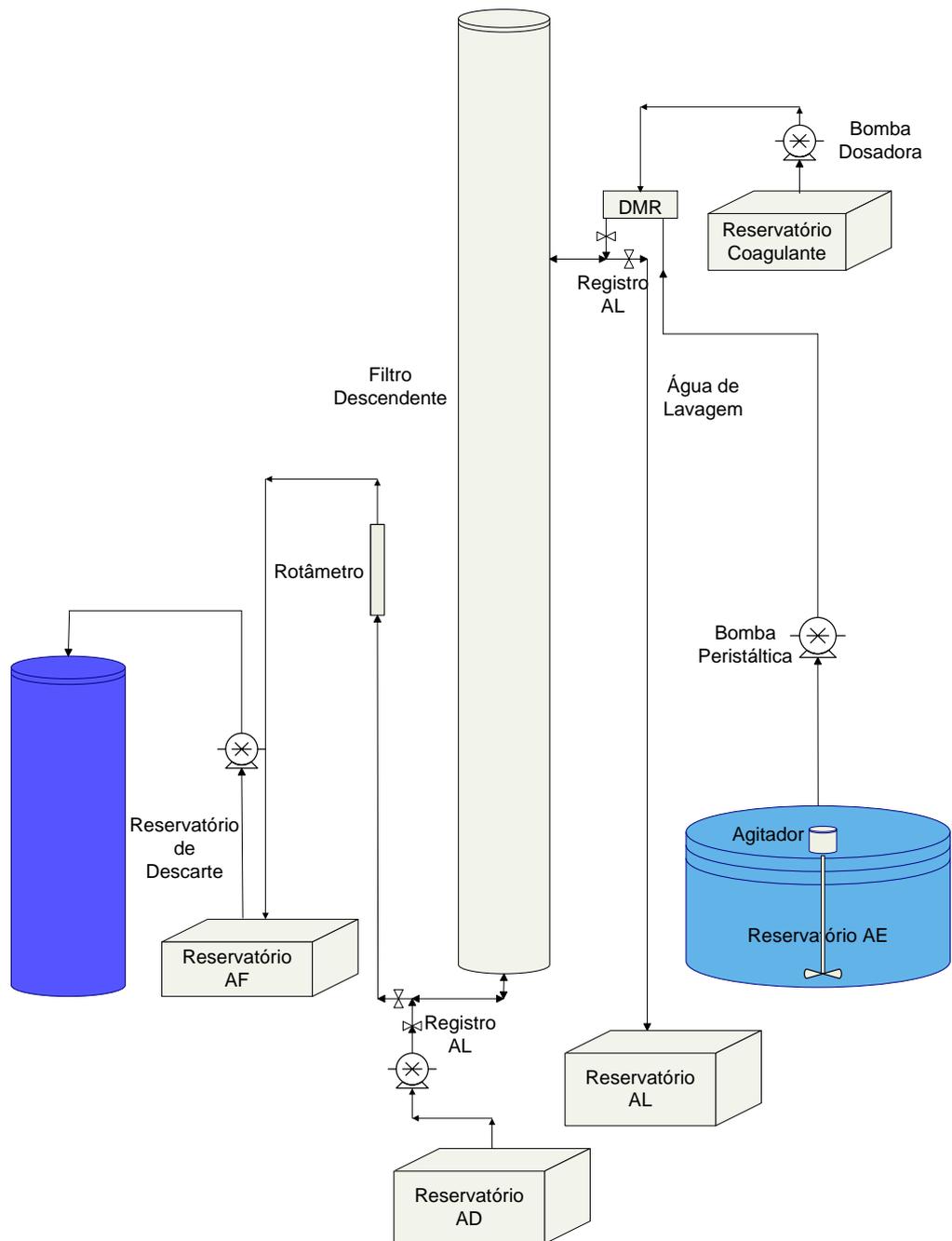


Figura 4.4 – Instalação piloto: esquema

#### 4.3.1.1 – Sistema de alimentação de água bruta e dosagem de coagulante

O sistema de alimentação da instalação piloto era composto de reservatório de água de estudo, reservatório de coagulante, dispositivo de mistura rápida (DMR), assim como bomba de alimentação de água de estudo e bomba para dosagem de coagulante.

O reservatório de alimentação de água de estudo consistia em um tanque de PVC com 500L de capacidade. Esse reservatório era dotado de agitador para minimizar a

sedimentação do material em suspensão presente na água de estudo (inclusive oocistos de *Cryptosporidium*) durante a realização dos experimentos de filtração.

Para alimentar e permitir o controle da vazão afluyente ao filtro foi utilizada uma bomba dosadora (Prominet, Sigma) que opera com precisão para vazões de até 60L/h.

A água de estudo, bombeada do reservatório, era encaminhada ao DMR, que também recebia, com auxílio de uma bomba peristáltica (Heidolph, PD 5001), a solução de sulfato de alumínio proveniente do reservatório de coagulante (ver Figura 4.3, 4.4 e 4.5).



Figura 4.5 – Reservatório de coagulante e bomba dosadora

A Figura 4.6 detalha o dispositivo de mistura rápida que foi utilizado e a Tabela 4.2 apresenta as dimensões do mesmo para as taxas de filtração avaliadas.

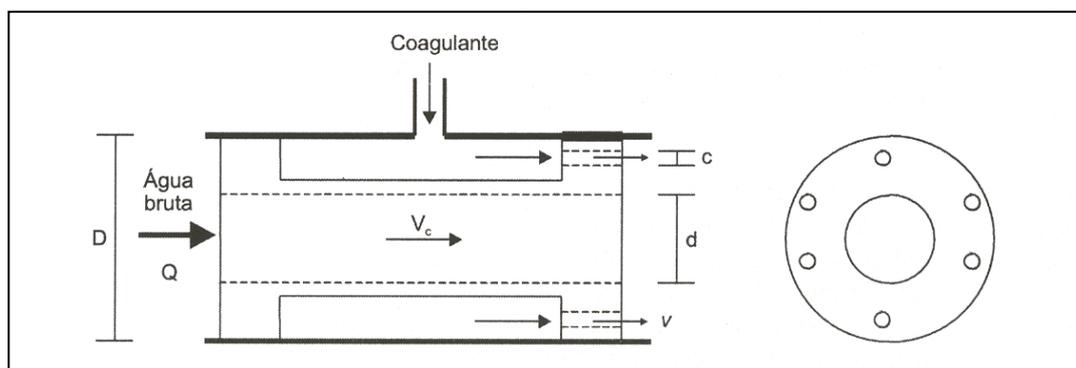


Figura 4.6 – Dispositivo de mistura rápida

Tabela 4.2 – Características do dispositivo de mistura rápida

$TF$ ( $m^3/m^2\text{dia}$ )	$Q_f$ (L/s)	$D$ (mm)	$d$ (mm)	$c$ (mm)	$\Delta h$ (m)	$G$ ( $s^{-1}$ )	$t$ (s)
210	0,83	17	3,60	0,60	0,083	4.132,1	0,21
105	0,415	17	3,60	0,60	0,023	2035,3	0,40

De acordo com Vrale e Jorden (1971), o gradiente de velocidade da mistura não é um critério suficiente para detectar a eficiência do dispositivo de mistura rápida em termos de taxa de agregação das partículas para uma dada dosagem de coagulante. Além disso, segundo esses autores, os dispositivos mecanizados são menos eficientes que os dispositivos hidráulicos injetores, independente dos valores dos gradientes de velocidade encontrados. Sendo assim, optou-se por trabalhar com injetores como dispositivos de mistura rápida para o processo de tratamento de água.

No cálculo de dimensionamento dos injetores, considerou-se que a dissipação de energia correspondente ao jato de coagulante que sai de cada orifício ocorrerá no volume de água situado a até duas vezes e meia o espaçamento linear entre orifícios adjacentes (Vianna, 2002). Considerou-se também, que o tempo decorrente para que ocorra a mistura do coagulante se dará no momento da dissipação de energia do jato de coagulante.

No dispositivo de mistura rápida (Figura 4.6), a água bruta passava por uma contração seguida por expansão da ordem de 7:1. Esta relação garante uma adequada velocidade de aproximação da água na saída do injetor. O produto químico era misturado à água de estudo, por meio de jatos no mesmo sentido do fluxo, no momento da expansão do injetor, por seis orifícios que garantiam a velocidade determinada.

Para a taxa de filtração utilizada na maioria dos experimentos (210 m/d), o gradiente de velocidade neste dispositivo devido à expansão era da ordem de  $4.132,1 s^{-1}$ . Um gradiente de velocidade dessa ordem de grandeza é adotado para garantir elevado grau de mistura e proporcionar coagulação eficiente da água de estudo em ambos os mecanismos de coagulação: adsorção-neutralização de cargas e varredura (Amirthrajah e Mills, 1982; Di Bernardo, 1993b). Os jatos do injetor produzem um gradiente de velocidade, conforme metodologia de cálculo descrita por Vianna (2002). O tempo de mistura entre o produto químico e a água bruta foi calculado de acordo com o que preconiza esse mesmo autor.

#### 4.3.1.2 – Coluna de filtração

A coluna de filtração utilizada possuía diâmetro interno de 8,5 cm. Esse diâmetro está relacionado ao critério empírico estudado por Lang *et al.*, (1993) e sugerido por Ives, de acordo com o qual a distância de parede a parede no modelo deve ser pelo menos de 50 vezes o tamanho do maior grão do meio filtrante. Dessa forma, como foi adotado um diâmetro interno para o filtro piloto de 8,5 cm, o maior grão do meio filtrante deve ter no máximo 1,7 mm. que é compatível com o material filtrante adotado (ver Tabela 4.3). Esse cuidado minimiza os efeitos de parede, ou seja, a existência de escoamento preferencial na interface grão/parede por formação de curtos-circuitos.

É importante ressaltar, que no caso de modelos para filtros, a similaridade dinâmica não é fator de preocupação, porque o movimento do fluido é limitado apenas pelas fronteiras dos grãos do meio filtrante, isto é, pelo tamanho do poro e não pelas fronteiras do recipiente.

De acordo com Di Bernardo (1993a), quanto maior o tamanho dos grãos, maior será a espessura da camada filtrante requerida para se obter uma determinada eficiência de remoção e evitar o traspasse no filtro. À medida que ocorre o aumento do tamanho dos grãos e da espessura da camada filtrante, maior será o volume destinado ao armazenamento das partículas e o tamanho dos vazios intergranulares, obtendo-se deste modo carreiras de filtração mais longas. Por outro lado, a taxa de crescimento de perda de carga devido à retenção de impurezas no meio filtrante é maior quanto maior for a taxa de filtração, resultando em carreiras de filtração mais curtas. Dessa forma, há a necessidade de tentar otimizar o meio filtrante para que seja possível trabalhar com carreiras de filtração maiores sem que ocorra o traspasse de impurezas. Então, devido ao *Cryptosporidium* ser um protozoário pequeno, com diâmetro que varia entre 3 a 7  $\mu\text{m}$ , optou-se por trabalhar com a granulometria indicada na Tabela 4.3.

Segundo Di Bernardo (1993a), a utilização de filtros de areia de camada única, com distribuição granulométrica praticamente uniforme, pode levar a um eficiente aproveitamento do meio filtrante, comparável com aquele conseguido com a utilização de filtros de camada dupla. Di Bernardo e Prezotti (1991) observam que, quanto mais uniforme o meio granular, mais profunda resultará a penetração de impurezas e mais longa será a carreira de filtração. Dessa forma, optou-se por trabalhar com meio granular uniforme de camada única.

Tabela 4.3 – Características do meio filtrante

Características	Meio Filtrante de camada única
Material	Areia
Tamanho efetivo dos grãos (mm)	1,00
Coefficiente de desuniformidade	1,15
Tamanho do menor grão (mm)	0,84
Tamanho do maior grão (mm)	1,19
Porosidade	0,40
Espessura da camada (cm)	110

O filtro piloto foi confeccionado em acrílico e tinha altura de 2,70 m. Foram instalados piezômetros distribuídos ao longo da espessura do meio filtrante para o monitoramento da perda de carga. Pode-se observar na Figura 4.7, a coluna de filtração utilizada e na Figura 4.8, a localização dos piezômetros no filtro descendente.

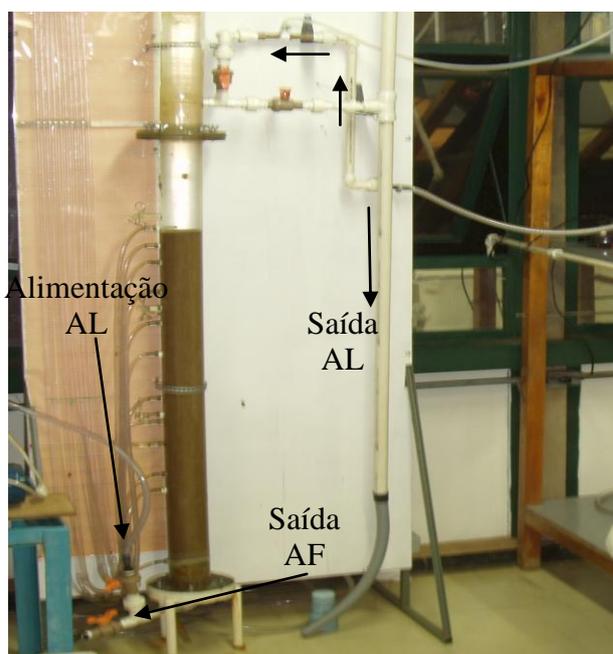


Figura 4.7 – Coluna de filtração direta descendente

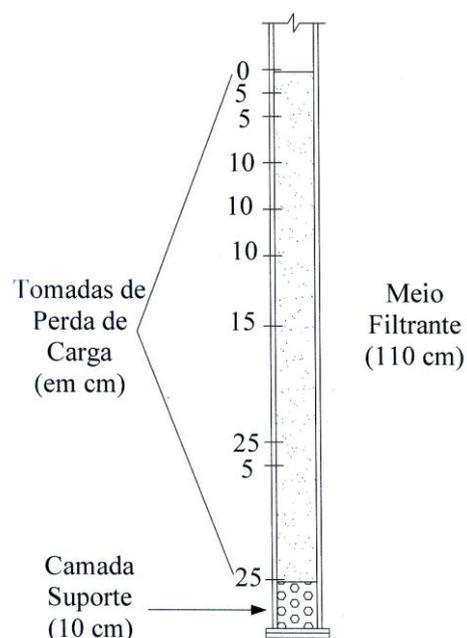


Figura 4.8 – Localização dos piezômetros no filtro descendente

O filtro era operado com taxa de filtração constante e carga hidráulica (nível de água) constante. Para compensar o desenvolvimento da perda de carga no meio filtrante foi instalado na tubulação de saída de água filtrada um rotâmetro dotado de registro tipo agulha. No início da operação esse registro encontrava-se parcialmente fechado e gradativamente ia sendo aberto ao longo do decorrer do experimento. Dessa forma, a vazão de entrada e de saída eram mantidas constantes e por consequência, o nível de água sobre o meio filtrante.

A taxa de filtração adotada na maioria dos experimentos foi de  $210 \text{ m}^3/\text{m}^2$  dia, equivalente a uma vazão de 827 mL/min. Em experimentos específicos (ver item 4.3.2) foi utilizada metade dessa taxa, qual seja  $105 \text{ m}^3/\text{m}^2$  dia (414 mL/min).

#### **4.3.2 – Desenvolvimento dos experimentos de filtração**

Foram realizados quinze experimentos de filtração, sendo quatro experimentos efetuados com água proveniente do lago Paranoá e onze experimentos efetuados com água proveniente do córrego do Torto. Em todos os experimentos foi utilizado o sulfato de alumínio, como coagulante, como especificado na Tabela 4.3.

A Figura 4.9 mostra um resumo da distribuição dos experimentos em função do manancial utilizado para preparação da água de estudo (ver item 4.1) e o período de realização dos experimentos.

A distribuição dos experimentos mostrada na Figura 4.9 está associada aos objetivos específicos do trabalho. A necessidade de se modificar o manancial utilizado para preparação da água de estudo surgiu a partir da análise dos resultados obtidos na Etapa 1 e não era previsto no planejamento inicial dos experimentos. Esse aspecto será discutido com detalhes no Capítulo 5.

Sendo assim, foram realizados três experimentos com dosagem “ótima” de coagulante para a água do lago Paranoá e um experimento com subdosagem de sulfato de alumínio, nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2006, de modo a se observar a influência das dosagens de coagulante na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Optou-se por utilizar água do córrego do Torto, nos meses de Fevereiro e Março de 2006, com a finalidade de observar a influência da água bruta na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Dessa forma, também foram realizados três experimentos com dosagem “ótima” e um experimento com subdosagem de coagulante. No entanto, ao realizar experimentos com água do córrego do Torto entre Maio e Julho de 2006, optou-se por realizar dois experimentos com taxa reduzida de filtração ( $105 \text{ m}^3/\text{m}^2$  dia), dois experimentos com super-dosagem de coagulante e finalmente, três experimentos com dosagem “ótima” de sulfato de alumínio, de modo a observar, de forma preliminar, a influência da taxa de filtração e da utilização de dosagens mais elevadas de coagulante na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

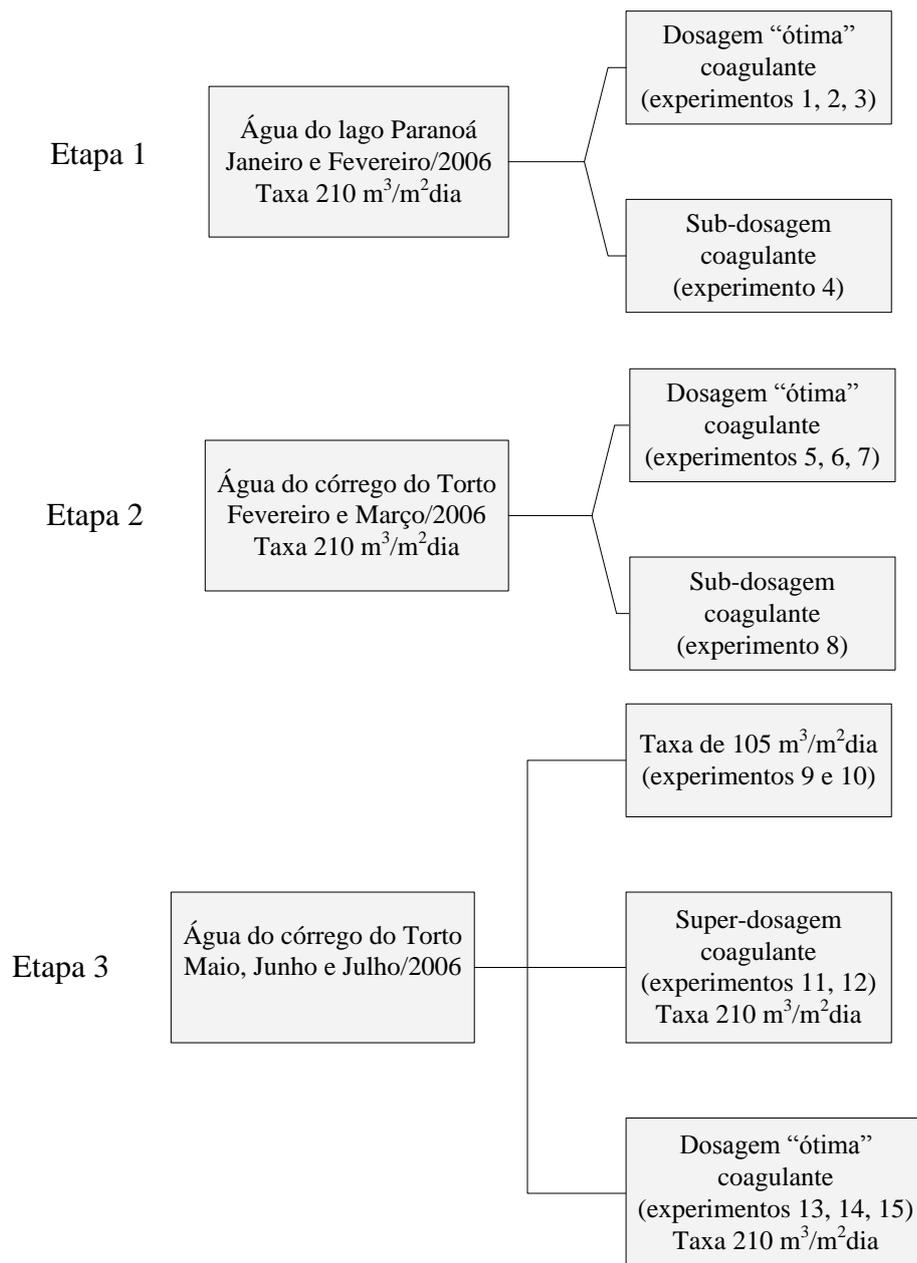


Figura 4.9 – Resumo dos experimentos de filtração realizados durante o desenvolvimento do trabalho em instalação piloto

O desenvolvimento de um experimento de filtração envolvia 7 fases:

- (1) Coleta de aproximadamente 500 L de água do manancial para a preparação da água de estudo. A água era coletada sempre pela manhã e no dia da realização do experimento.
- (2) Caracterização da água bruta com relação aos parâmetros pH, turbidez e alcalinidade.
- (3) Preparação da água de estudo conforme descrito no item 4.1.
- (4) Realização de teste de jarros para a determinação da dosagem a ser usada no experimento. Utilizava-se o pH de coagulação selecionado a partir do diagrama de

coagulação e ensaios preliminares realizados. Para a seleção da dosagem de coagulante, testava-se uma faixa de dosagem baseada também no diagrama de coagulação.

(5) Alcalinização da água de estudo, quando necessário, para obter o pH de coagulação desejado.

(6) Preparação da solução coagulante. A concentração dessa solução variava de acordo com a dosagem de coagulante, uma vez que a vazão dosada era constante para garantir o gradiente de velocidade de projeto.

(7) Realização do experimento de filtração propriamente dito.

Considerando os objetivos do trabalho nos experimentos de filtração, foi testada uma condição crítica de risco de traspasse no processo de filtração rápida, qual seja, o início da carreira de filtração, ou seja, período de amadurecimento do filtro. Com isso, a duração do experimento tinha em média 5 horas, o suficiente para se obter dados de qualidade da água filtrada durante o período de amadurecimento e durante o funcionamento regular. Nesse trabalho, não era avaliada a carreira de filtração e o comportamento do filtro ao longo do total da mesma.

Durante a realização dos experimentos, foram medidos os parâmetros de qualidade da água filtrada de acordo com a frequência indicada na Tabela 4.4. O tempo de referência para início da coleta de amostras era o tempo de detenção hidráulica do sistema, ou seja, as primeiras amostras eram coletadas depois que a água contida no sistema fosse substituída pela água de estudo.

Tabela 4.4 – Frequência de medição dos parâmetros de qualidade da água filtrada

<b>Parâmetro</b>	<b>Frequência</b>
pH e Turbidez	A cada 15 ou 30 minutos, de acordo com o experimento realizado
Alcalinidade, Clorofila-a	Duas amostras (início, no tempo $t_1$ , e após 3h de experimento, no tempo $t_2$ )
Alumínio, Coliforme Total e <i>E. coli</i>	Duas amostras (início, no tempo $t_1$ , e após 3h de experimento, no tempo $t_2$ )
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	Duas amostras (início, no tempo $t_1$ , e após 3h de experimento, no tempo $t_2$ )

Os parâmetros de qualidade da água (clorofila-a, alumínio, coliformes totais, *E. coli*, alcalinidade e oocistos de *Cryptosporidium*) eram medidos na água de estudo (bruta) após aproximadamente 30 minutos de homogeneização da mesma, antes do início do processo

de filtração. As medidas de pH e turbidez da água de estudo (bruta) eram realizadas no mesmo intervalo proposto para as medidas desses parâmetros na água filtrada.

Também na mesma periodicidade das coletas de amostras para a determinação de pH e turbidez, eram realizadas as medidas de pressão nos piezômetros dos filtros para a determinação da perda de carga.

As análises de pH, turbidez e alcalinidade eram realizadas imediatamente após a coleta das amostras. As amostras para a determinação de coliformes totais, *E. coli*, clorofila-a e alumínio eram processadas no final do experimento para proceder leitura no dia seguinte. Já as amostras coletadas para a determinação de oocistos de *Cryptosporidium*, em função da demanda de tempo e complexidade, tinham, de um modo geral, seu processamento iniciado no dia seguinte.

Para o tratamento dos dados foram desenvolvidos gráficos de turbidez, clorofila-a, alumínio, taxa de crescimento de perda de carga e perda de carga específica. Além disso, foram construídas tabelas de todos os parâmetros de qualidade da água avaliados, com valores desses parâmetros na água de estudo e na água filtrada efluente, em dois tempos distintos, no tempo de amadurecimento do filtro e no tempo de operação regular do mesmo. De posse desses gráficos e tabelas, foi possível avaliar a eficiência de remoção do filtro direto descendente, para cada situação testada, nos tempos  $t_1$  de amadurecimento, assim como no tempo  $t_2$  de operação regular.

Após cada experimento, era realizada a lavagem adequada do filtro (Figura 4.10), para garantir a condição de meio filtrante limpo para o experimento seguinte. A lavagem ocorria aplicando-se escoamento ascendente de água destilada, com velocidade capaz de assegurar expansão de 30% do meio. Para assegurar que o meio filtrante estivesse completamente limpo, o tempo de lavagem empregado era superior aos tempos convencionais de 7 a 10 minutos recomendados em Di Bernardo *et al.* (2003), sendo adotado tempo de lavagem de aproximadamente 20 minutos.



Figura 4.10 – Lavagem do fitro

Em função da característica altamente infecciosa dos oocistos de *Cryptosporidium*, todo o efluente resultante dos experimentos de filtração, assim como a água de lavagem do filtro e toda água empregada nos experimentos eram coletadas e acondicionadas em tambores e permaneciam por um período mínimo de 24 horas em contato com elevadas concentrações (aproximadamente 20 mg/L) de cloro livre antes de serem descartados na rede de esgotamento sanitário. Além disso, todo o material utilizado nos experimentos era submetido à autoclavagem com o objetivo de inativar os oocistos pelo efeito da alta temperatura.

#### **4.4 – METODOLOGIAS PARA A DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Foram realizados ensaios de qualidade da água para caracterizar a água de estudo a ser empregada nos experimentos de filtração direta. Os mesmos ensaios realizados na água de estudo foram realizados na água filtrada de modo que fosse possível fazer comparações e observações a respeito do sistema de tratamento de água utilizado. Os parâmetros avaliados estão listados na Tabela 4.5, juntamente com o método e equipamento empregado.

Tabela 4.5 – Parâmetros avaliados e métodos e equipamentos

Parâmetro	Método/Equipamento
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulométrico (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> – 0,02M) Titulador TITREX 2000
Alumínio (mg/L)	Método Hach 8326 – ECR Espectrofotômetro (HACH 2100AN)
Clorofila-a (µg/L)	Extração em clorofórmio-metanol medida de absorvância em λ= 665 e 750nm Espectrofotômetro (HACH/ DR- 4000)
Coliformes Totais (NMP/100mL)	Método do Substrato Cromogênico MUG ONPG Kit Colilert <sup>®</sup>
<i>Cryptosporidium</i> (oocistos/L)	Método 1623 da USEPA
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Método do Substrato Cromogênico MUG ONPG Kit Colilert <sup>®</sup>
pH	Potenciométrico pHmetro Orion – Modelo 310
Turbidez (UT)	Nefelométrico Turbidímetro Nefelométrico (HACH 2100P)

Para a determinação do alumínio residual, o volume de amostra coletado era de 200 mL. As amostras foram devidamente acidificadas com ácido nítrico concentrado até atingir pH inferior ou igual a 2,0 para que fossem conservadas. No momento da realização do ensaio, utilizava-se o hidróxido de potássio para corrigir o pH das amostras conservadas para valores na faixa entre 2,9 e 4,9, estabelecidos pelo método.

O método ECR (*Eriochrome Cyanine R dye*), é baseado na reação entre o íon alumínio e o corante Eriocromocianina R (ECR), que em pH próximo a 6,0, forma um complexo de cor avermelhada na proporção das concentrações de alumínio presentes na amostra. Esse método foi baseado no *Standard Methods* (APHA, AWWA e WEF, 1985).

A metodologia utilizada para a determinação dos teores de clorofila-a foi a extração em solução de clorofórmio-metanol, 2:1, v/v, proposta por Wood (1985).

Para a determinação de clorofila-a era coletado 1 L de amostra e este volume era filtrado em filtro de microfibras de vidro com retenção de partículas de 1 µm. Os filtros eram então enrolados e imersos em 10 mL de solução de clorofórmio-metanol e esse conjunto de filtro e solução era preservado em ambiente escuro por 4 horas, para permitir a extração de clorofila-a. Em seguida, era realizada a leitura da absorção de luz no espectrofotômetro HACH® modelo DR/4000U, em dois comprimentos de onda, 665 e 750 nm.

A concentração de clorofila-a na amostra, foi calculada pela equação proposta por Boyd (1979) *apud* Cezar (2000). É importante observar que essa concentração é proporcional à absorção de luz e é dada pela Equação 4.1.

$$\text{Clorofila-a } (\mu\text{g/L}) = \frac{P \times (A_{665} - A_{750}) \times F \times V}{S \times PL} \dots\dots\dots (\text{Equação 4.1})$$

Onde:

P = Constante de proporcionalidade em mg.cm/L, devido ao coeficiente de extração molar de clorofórmio-metanol: 13,2 mg.cm/L;

A<sub>665</sub> = Absorbância da solução medida em 665 nm;

A<sub>750</sub> = Absorbância da solução medida em 750 nm;

V = Volume da solução de clorofórmio-metanol usada em mL;

S = Volume da amostra filtrada em mL;

PL = Caminho óptico através da solução em cm (espessura da cubeta utilizada);

F = Fator de correção de unidades = 1000 µg/L.

Para a detecção e quantificação dos oocistos de *Cryptosporidium*, foi utilizado o Método 1623 proposto pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA). Este método consiste das seguintes etapas: coleta, filtração, eluição, concentração, separação imunomagnética e enumeração. Face à importância desse parâmetro para o presente trabalho, e também em função da pouca familiaridade dos técnicos da área de saneamento com o método, o mesmo é descrito em detalhes nos parágrafos que se seguem.

As coletas das amostras eram realizadas na água de estudo e na água filtrada. De acordo com o método 1623 da USEPA, devem ser coletadas e filtradas até 50 L de amostra por vez. Os volumes coletados estão relacionados com a quantidade de material particulado e concentração de microorganismos presentes na amostra. Sendo assim, eram coletados, em

média, 6 L de água de estudo e 20 L de água filtrada para a realização do processo de detecção de oocistos de *Cryptosporidium*.

As amostras coletadas eram filtradas em filtro Filta-Max<sup>®</sup> produzido pela IDEXX (EUA) com o auxílio de bomba peristáltica, como pode ser observado na Figura 4.11, com vazão média de 2 L/min e pressão de até 5 kgf/cm<sup>2</sup>. O filtro, Filta-Max<sup>®</sup> (Figura 4.12), é composto por uma série de anéis de espumas comprimidas, sendo capaz de reter em seus poros oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*.



Figura 4.11 – Filtração com auxílio de bomba peristáltica



Figura 4.12 – Detalhe do encaixe do Filta-Max<sup>®</sup>, IDEXX

O Filta-Max era então colocado em uma estrutura de acrílico denominada estação de eluição (IDEXX, EUA). Nesse equipamento o Filta-Max é submetido a um processo de compressão e descompressão (Figura 4.13), com o auxílio de um êmbolo e de uma solução tampão de fosfato (PBS).

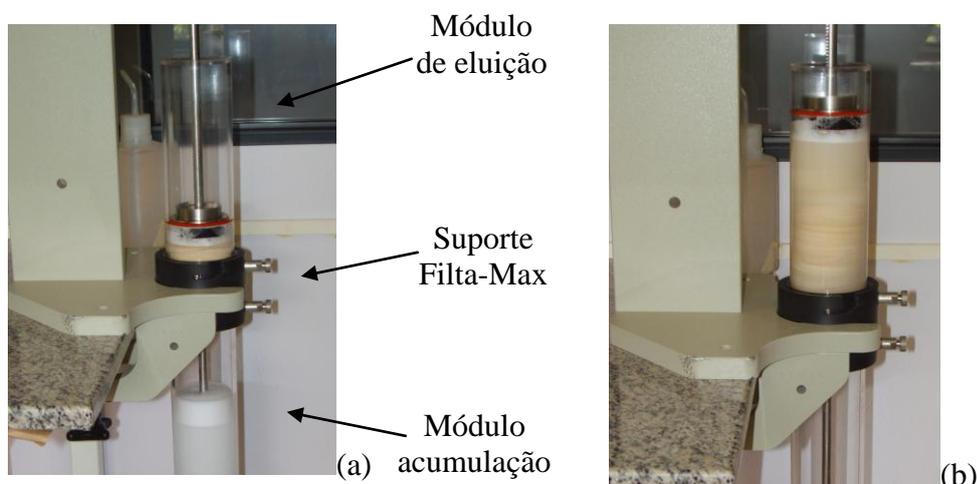


Figura 4.13 – Estação de eluição: (a) compressão; (b) descompressão

A Figura 4.14 mostra o filtro utilizado no processo de detecção de oocistos de *Cryptosporidium* em dois momentos. O primeiro momento (Figura 4.14a) é aquele em que o filtro embora já tivesse sido submetido à etapa de filtração, ainda se encontrava íntegro. No segundo momento, o Filta-Max encontra-se expandido após ser submetido a eluição (compressão e descompressão) e ter sido retirado da estação de eluição.



Figura 4.14 – (a) Filta-Max íntegro; (b) Filta-Max após a eluição

A solução de PBS com a presença do material desprendido do Filta-Max era submetido à filtração a vácuo em membrana de policarbonato de 25 mm de diâmetro e retenção de 1  $\mu\text{m}$  (Figura 4.15). Dessa forma, todo material particulado eluído, inclusive os oocistos de *Cryptosporidium* sp., era retido na membrana. Após a filtração, a membrana era lavada com solução de PBS, como na Figura 4.16, para então ser submetida ao processo de centrifugação.



Figura 4.15 – Filtração a vácuo em membrana utilizando bomba a vácuo manual



Figura 4.16 – Lavagem da membrana

A solução resultante da lavagem da membrana era então transferida para tubos cônicos de 50 mL (Figura 4.17) e colocada em centrífuga (Jouan, modelo C – 3 22, Franca) com rotação de 1500 x G, por um tempo de 15 minutos. Após a primeira centrifugação, parte do líquido sobrenadante era descartada e o concentrado resultante era ressuspensionado e transferido para tubos cônicos de 15 mL (Figura 4.18), para que ocorresse uma segunda etapa de centrifugação, realizada de forma semelhante à primeira.

Ao final da segunda centrifugação, parte do líquido sobrenadante era descartado e aproximadamente 10 mL de concentrado era ressuspensionado e transferido para tubos de faces planas (L10, Dynal, Franca). A esses tubos eram adicionadas soluções (solução tampão 10X SL<sup>TM</sup>-A e 10X SL<sup>TM</sup>-B) responsáveis por manter o pH e a estabilidade da amostra e esferas imunomagnéticas anti-*Cryptosporidium*, responsáveis pela captura dos oocistos de *Cryptosporidium*. Os tubos eram então colocados em um homogeneizador por inversão (Phoenix, AP 22, Brasil) na rotação de 15 a 20 rpm, por aproximadamente 1 hora em temperatura ambiente, para garantir o contato entre as esferas e os oocistos (Figura 4.19).



Figura 4.17 – Tubos cônicos de 50 mL



Figura 4.18 – Tubos cônicos de 15 mL



Figura 4.19 – Etapa de homogeneização

Os tubos eram retirados do homogeneizador e acoplados a um concentrador magnético de partículas (MPC-1, Dynal, Franca) para volume de 10 mL, como mostrado na Figura 4.20. Eram feitos movimentos com inclinação de 90° por aproximadamente 3 minutos para permitir que o material aderido às esferas anti-*Cryptosporidium* ficasse preso na parede plana do tubo que estava em contato com o campo magnético. Todo o líquido clarificado presente nos tubos era descartado e os mesmos eram retirados do concentrador magnético. Em seguida, era realizada a ressuspensão das esferas com o auxílio de solução de 1X SL<sup>TM</sup>-A de modo que ocorresse o total desprendimento das paredes dos tubos.

A solução resultante era transferida para tubos Eppendorf de 1,5 mL e os mesmos eram acoplados a um concentrador magnético de partículas (MPC-S, Dynal, Franca) para volume de 1,5 mL (Figura 4.21) onde eram realizados movimentos com inclinação de 180° para que mais uma vez todo o material aderido às esferas ficasse preso às paredes dos tubos Eppendorf devido ao campo magnético. O líquido sobrenadante era então descartado.



Figura 4.20 – Concentrador magnético para volume de 10 mL



Figura 4.21 – Concentrador magnético para volume de 1,5 mL

Os tubos Eppendorf, que continham as microesferas e oocistos de *Cryptosporidium* recebiam ácido clorídrico a 0,1N para que ocorresse uma reação de separação entre os oocistos e as microesferas. Os tubos de 1,5 mL eram agitados e logo em seguida repousavam por um determinado tempo para que ocorresse a reação de separação dos microorganismos. Os tubos Eppendorf eram novamente colocados no separador magnético e um leve movimento com inclinação de 180° era realizado para que ocorresse a aderência das microesferas, agora livres dos oocistos de *Cryptosporidium*, às paredes dos tubos de

1,5 mL. O líquido separado das microesferas era então transferido para outros tubos de 1,5 mL com presença de Hidróxido de Sódio a 1N, a fim de ajustar o pH da amostra que foi acidificada anteriormente. Esse líquido resultante (aproximadamente 110 µL) representava a amostra concentrada que seria utilizada para a preparação dos slides para a enumeração dos oocistos de *Cryptosporidium*.

A identificação microscópica dos oocistos de *Cryptosporidium* foi realizada por análise de imunofluorescência direta com utilização de kit Merifluor® (Meridian Diagnostics, Inc).

Para preparar os slides para a identificação microscópica dos protozoários, eram adicionados 10 µL da amostra em um poço da lâmina de prova. Acrescentava-se à amostra o reagente de detecção contendo anticorpos monoclonais anti-*Cryptosporidium* marcados com fluoresceína-isotiocianato e o corante de contraste (solução negro de eriocromo). As lâminas eram então mantidas ao abrigo de luz em câmara úmida por 30 minutos e lavadas com solução tampão. Por fim, era acrescentada solução de meio de montagem (solução tampão contendo glicerol e formalina).

A amostra marcada era examinada em um microscópio de epifluorescência (DMLB-2, Leica, Alemanha) (Figura 4.22), equipado com dispositivo de contraste de interferência diferencial (DIC) e fluorescência. Análises quantitativas eram feitas procurando em cada poço partículas que se enquadrassem nas descrições de formatos, tamanho e fluorescência dos oocistos de *Cryptosporidium*, utilizando aumentos de 400X. As partículas identificadas como oocistos potenciais eram submetidas à confirmação por meio do DIC (condensador especial), utilizando aumentos de 1000X. Oocistos eram identificados quanto ao tamanho, forma e morfologia de acordo com critérios específicos e exemplos da biblioteca fotográfica (Figura 4.23). Uma análise quantitativa era feita pela contagem do número total de partículas no visor que fossem confirmados como oocistos de *Cryptosporidium*.

Para a enumeração dos oocistos de *Cryptosporidium*, foi utilizada a Equação 4.2.

$$n^{\circ} \text{ oocistos/L} = \frac{N' \times \left( \frac{V_c}{V_{al}} \right)}{V_{am}} \dots \dots \dots \text{(Equação 4.2)}$$

Onde: (1) N' = número de oocistos quantificados em cada poço; (2) Vc = volume final do concentrado, em µL, obtido após todo o processo de preparação da amostra; (3) Val =

volume do concentrado, em  $\mu\text{L}$ , adicionado a cada poço da lâmina; (4)  $V_{am}$  = Volume da amostra, em L, submetido ao processo de concentração.



Figura 4.22 – Microscópio de epifluorescência

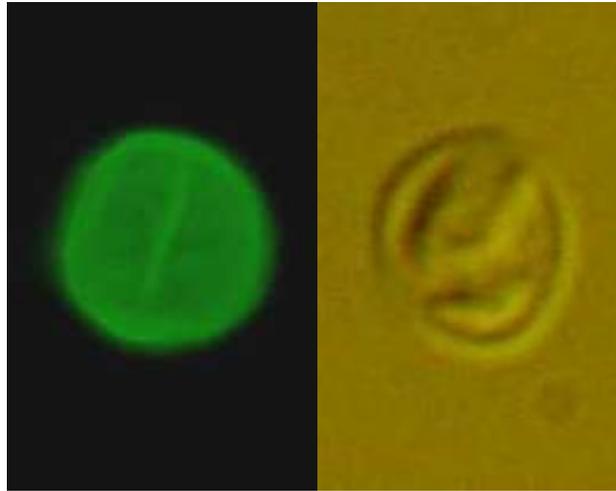


Figura 4.23 – Oocisto de *Cryptosporidium* em imunofluorescência (à esquerda) e em contraste de fases (à direita).

## **5 – APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DE RESULTADOS**

No período de trabalho experimental, foram realizados 15 experimentos de filtração direta descendente, onde se procurou, prioritariamente, comparar a eficiência da filtração, na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, no período de amadurecimento do filtro com o período de operação regular do mesmo. Buscou-se, também, avaliar a influência da taxa de filtração, da dosagem de coagulante e da água utilizada nessas remoções.

Para melhor entendimento dos trabalhos experimentais realizados, a apresentação e a discussão de resultados será subdividida em tópicos que englobam os ensaios em bancada e os experimentos de filtração em escala piloto, em que se procura destacar separadamente os parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Posteriormente, serão realizadas comparações entre os experimentos de filtração direta descendente no que tange às remoções e aos residuais dos parâmetros analisados.

Como forma complementar de tratamento de dados foram realizados testes estatísticos t de Student e de Wilcoxon. Entretanto, observou-se que a utilização desses testes não era condizente com a realidade dos experimentos desenvolvidos, devido ao pequeno número de repetições efetuadas. Sendo assim, a análise e a discussão dos resultados não está pautada nesses testes, e sim na observação direta dos dados.

### **5.1 – ENSAIOS EM BANCADA**

Uma vez montada a instalação piloto e realizadas as alterações no equipamento de teste de jarros, antes de dar início aos experimentos de filtração, foram realizados ensaios em escala de bancada, como descrito no item 4.2, para dar subsídios para definição do pH de coagulação a ser utilizado nos experimentos em escala piloto.

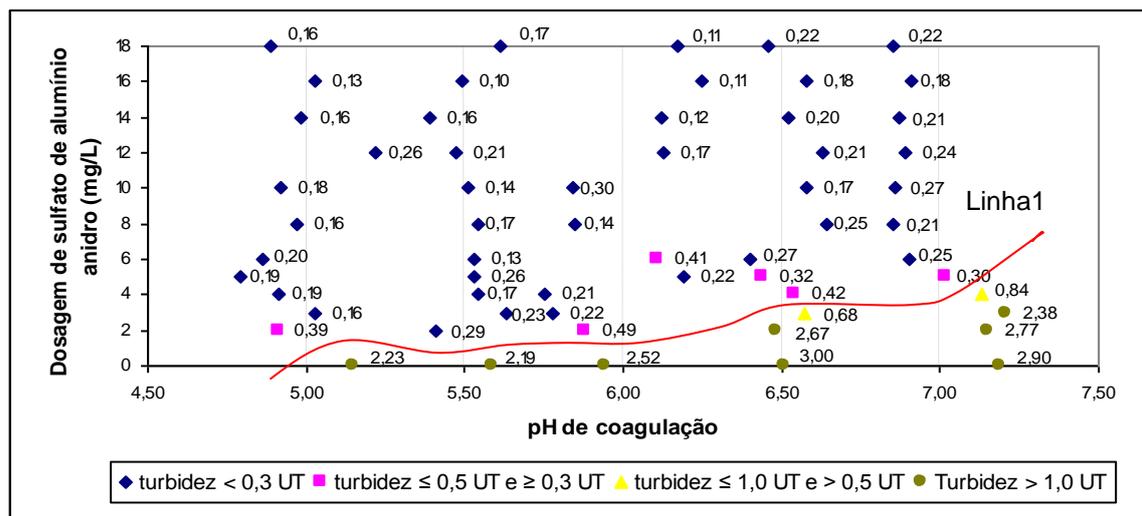
#### **5.1.1 – Água do lago Paranoá**

O diagrama de coagulação para a água do lago Paranoá foi elaborado no mês de Janeiro de 2006 e precedeu os experimentos de filtração direta descendente que foram iniciados no final do mesmo mês. A caracterização da água proveniente do lago Paranoá nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2006 pode ser observada na Tabela 5.1. O diagrama de coagulação de uma amostra de água do lago Paranoá nesse período é apresentado na Figura 5.1.

Tabela 5.1 – Caracterização da água bruta do lago Paranoá ao longo dos experimentos de filtração 1, 2, 3 e 4 – Janeiro e Fevereiro/2006

Parâmetro	Faixa	Média	Desvio Padrão
Turbidez (UT)	3,0 – 5,6	4,0	1,3
pH	6,7 – 7,1	6,9	0,2
Clorofila-a (µg/L)	11,9 – 12,9	12,2	0,5
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	16 – 22	19	3
Coliformes totais (NMP/100ml)	> 2, 4 x 10 <sup>3</sup>	-	-
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	130 – 496	258	206

Da Tabela 5.1 verifica-se que no período de realização dos experimentos de filtração a água do lago Paranoá apresentou pouca variação dos valores de clorofila-a e de pH, além de apresentar valores relativamente baixos de alcalinidade, valores baixos de turbidez e presença de algas.



Legenda: Linha 1 – limite entre os valores de turbidez de 0,5 UT

Figura 5.1 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água proveniente do lago Paranoá – Janeiro/2006. Turbidez da água bruta: 5,4 UT e pH da água bruta: 6,9.

Ao analisar a Figura 5.1, observa-se que há elevada eficiência de remoção de turbidez para uma ampla faixa de dosagem de sulfato de alumínio e para diferentes valores de pH. Valores de turbidez inferiores a 0,3 UT (remoção maior do que 94%), valor atualmente recomendado pela USEPA, podem ser obtidas em toda a faixa de pH avaliada. Entretanto, observa-se tendência de necessidade de dosagens de sulfato de alumínio mais elevadas para atingir esse valor de turbidez, com o aumento do valor de pH de coagulação.

A Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004) no seu artigo 12, tabela 2, exige valores de turbidez  $\leq 1,0$  UT na água filtrada ao utilizar o processo de filtração rápida para o tratamento de água para abastecimento. Além disso, com vistas a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp., recomenda-se enfaticamente, que, para a filtração rápida, se estabeleça como meta a obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,5 UT em 95% dos dados mensais e nunca superiores a 5,0 UT.

Ao observar a Figura 5.1, pode-se concluir que para dosagens de sulfato de alumínio anidro superiores a 4 mg/L, independente do valor do pH de coagulação, é possível se obter valores de turbidez na água filtrada atendendo as recomendações da Portaria MS 518/2004.

Optou-se por adotar valores de pH de coagulação entre 6 e 7 para o desenvolvimento dos experimentos de filtração com água do lago Paranoá. Isso porque, na condição da faixa de dosagem utilizada, não há necessidade de correção do valor do pH da água do lago Paranoá para se obter valores de pH de coagulação entre 6 e 7, o que do ponto de vista prático configura-se em grande facilidade operacional.

### **5.1.2 – Água do córrego do Torto**

Como já comentado, a água do lago Paranoá se caracteriza pela presença de algas e baixa turbidez. Estudos anteriores realizados com água do lago Paranoá (Cezar, 2000; Carvalho, 2000; Melo, 2003 e Braga, 2005) indicam que a turbidez do lago Paranoá é majoritariamente devida a concentração de algas, com pouca contribuição de turbidez mineral.

Os experimentos de filtração realizados com água do lago Paranoá, como será discutido no item 5.2.6, revelaram que não estava ocorrendo filtração em profundidade como desejado, na filtração rápida. Acreditando-se que esse fenômeno estava associado às características da água do lago Paranoá, optou-se por dar prosseguimento ao trabalho utilizando uma água cuja turbidez fosse de origem predominantemente mineral. Assim, foi selecionado como segunda água de estudo, a água do córrego do Torto.

Essa alteração não programada permitiu incluir nos objetivos desse trabalho uma avaliação preliminar da influência da água bruta na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, porém limitou a avaliação da influência da taxa de filtração e, eventualmente, outros parâmetros operacionais, e de projeto, de interesse.

Dada a premência de tempo, não foi realizado, para a água do córrego do Torto, o diagrama de coagulação completo e sim, alguns experimentos de teste de jarros para apoiar a tomada de decisão quanto ao pH de coagulação a ser adotado nos experimentos de filtração. A Figura 5.2 apresenta uma seqüência de experimentos de teste de jarros realizados com água do córrego do Torto sem controle do pH de coagulação.

Ao analisar a Figura 5.2, observa-se que, com o pH e alcalinidade naturais da água do córrego do Torto, a turbidez residual só começa a apresentar valores menores do que 0,5 UT (valor recomendado pela Portaria MS 518/2004), quando são utilizadas dosagens de coagulante superiores a 13 mg/L. Observa-se também, que, para a faixa de dosagem de sulfato de alumínio testada, não foram atingidos valores de turbidez de 0,3 UT (preconizado pela USEPA). Além disso, como o pH natural da água do córrego do Torto era próximo de 5,5, à medida que ocorria aumento de dosagens de coagulante, os valores do pH de coagulação tendiam a se tornar ainda menores, se mantendo em torno de 4,0 quando se adicionou 13 mg/L ou mais de sulfato de alumínio anidro.

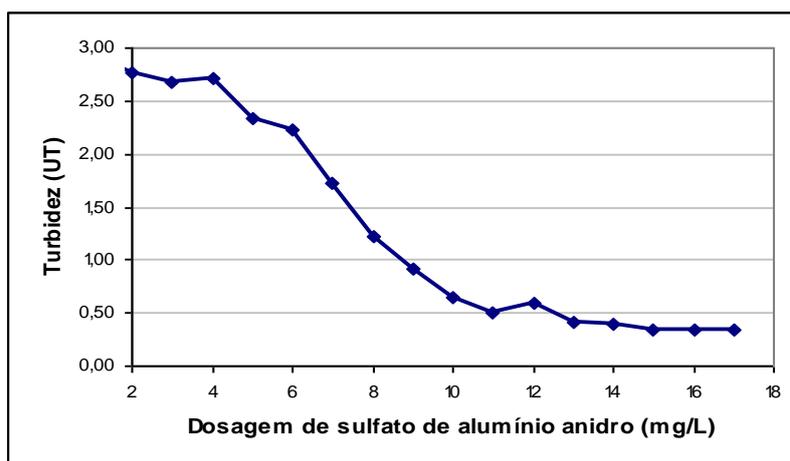


Figura 5.2 – Estudos preliminares com o coagulante sulfato de alumínio anidro em água proveniente do córrego do Torto – Fevereiro/2006. Turbidez água bruta: 7,2 UT, pH água bruta: 5,6 e Alcalinidade da água bruta: 2,7 mg/L CaCO<sub>3</sub>

Na prática, não é comum se adotar valores de pH de coagulação tão baixos. Além disso, em experiências da CAESB na operação da ETA Brasília e da ETA piloto Brasília, que

recebe água do sistema Torto-Santa Maria, foi observado melhor desempenho dos filtros com valores de pH de coagulação próximos de 7,0 quando eram utilizados sais de ferro ou de alumínio como coagulantes.

Dessa forma, para a realização dos experimentos de filtração, optou-se por alcalinizar a água do córrego do Torto com bicarbonato de sódio para que fosse possível atingir valores de pH de coagulação próximos de 7,0.

Mais recentemente, Fernandes (2006) construiu o diagrama de coagulação para água do córrego do Torto, como mostrado na Figura 5.3.

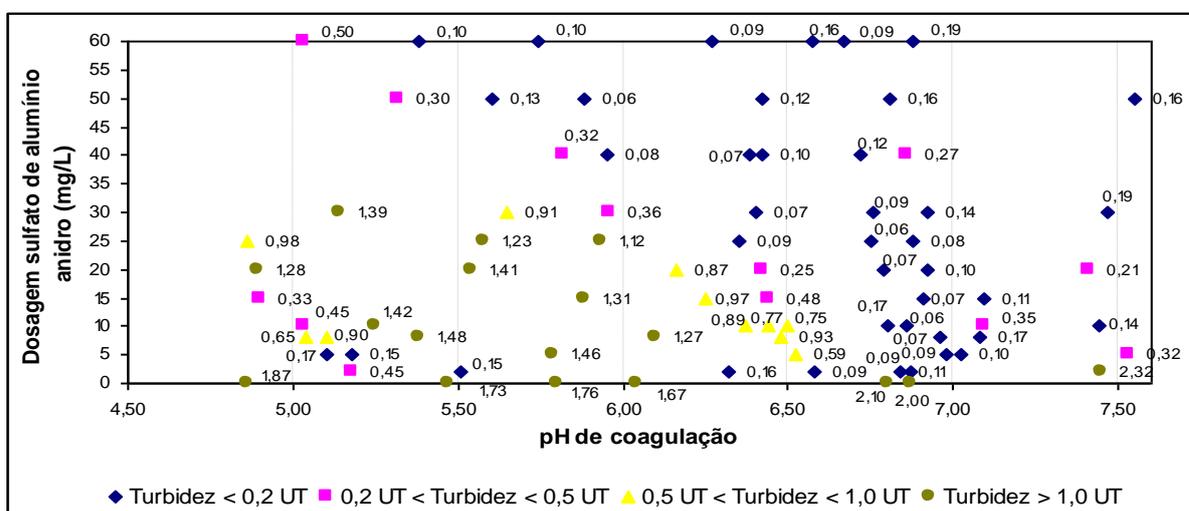


Figura 5.3 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água proveniente do córrego do Torto – Agosto/2006 (Fernandes, 2006). Turbidez da água bruta: 2,7 UT e pH da água bruta: 6,7

Da Figura 5.3, observa-se que é na faixa entre 6,5 e 7,0 que ocorrem, de forma sistemática, valores de turbidez menores do que 0,3 UT, mesmo com baixas dosagens de sulfato de alumínio. Dessa forma, a construção desse diagrama de coagulação veio confirmar o acerto da decisão de se optar por adotar valores de pH de coagulação entre 6,5 e 7,0 para a realização dos experimentos de filtração com essa água.

A caracterização da água proveniente do córrego do Torto nos períodos em que foram realizados os experimentos de filtração direta descendente pode ser observada nas Tabelas 5.2 e 5.3.

Tabela 5.2 – Caracterização da água bruta do córrego do Torto ao longo dos experimentos de filtração 5, 6, 7 e 8 – Fevereiro e Março/2006

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
Turbidez (UT)	5,7 – 9,2	7,9	1,5
pH	5,0 – 5,5	5,3	0,2
Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )	0 – 1,6	0,7	0,8
Alcalinidade ( $\text{mg/L CaCO}_3$ )	2,4 – 2,7	2,5	0,1
Coliformes totais (NMP/100ml)	$(1,6 – 8,7) \times 10^3$	$3,7 \times 10^3$	$3,4 \times 10^3$
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	71 – 148	116	34

Tabela 5.3 – Caracterização da água bruta do córrego do Torto ao longo dos experimentos de filtração 9, 10, 11, 12, 13, 14 e 15 – Maio, Junho e Julho/2006

<b>Parâmetro</b>	<b>Faixa</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
Turbidez (UT)	2,5 – 4,0	3,1	0,6
pH	5,0 – 5,6	5,2	0,2
Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )	0,8 – 1,4	1,3	0,3
Alcalinidade ( $\text{mg/L CaCO}_3$ )	2,2 – 2,7	2,4	0,2
Coliformes totais (NMP/100ml)	$(1,2 – 2,4) \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	$3,9 \times 10^2$
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	31 – 122	61	32

Verifica-se dos dados das Tabelas 5.2 e 5.3 que a água do córrego do Torto apresenta turbidez da mesma ordem de grandeza da água do lago Paranoá, porém, com valores de clorofila-a com uma ordem de grandeza inferior, sugerindo que a natureza da turbidez neste manancial é majoritariamente de origem mineral. Pode-se observar também, que a água do córrego do Torto apresenta, de forma geral, concentrações de *E.coli* e valores de alcalinidade inferiores aos da água do lago Paranoá utilizada nos experimentos 1, 2, 3 e 4.

Devido ao baixo valor da alcalinidade da água do Torto, procurou-se realizar a alcalinização da mesma para valores próximos de 30 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . Essa alcalinização ocorreu em momento anterior ao momento de aplicação do coagulante na água de estudo. Para investigar a estabilidade do valor do pH e da alcalinidade da água alcalinizada com bicarbonato de sódio, realizou-se um experimento preliminar no qual o valor desses parâmetros foi acompanhado ao longo de um tempo equivalente ao tempo máximo dos experimentos de filtração. A Figura 5.4 mostra o resultado do ensaio realizado.

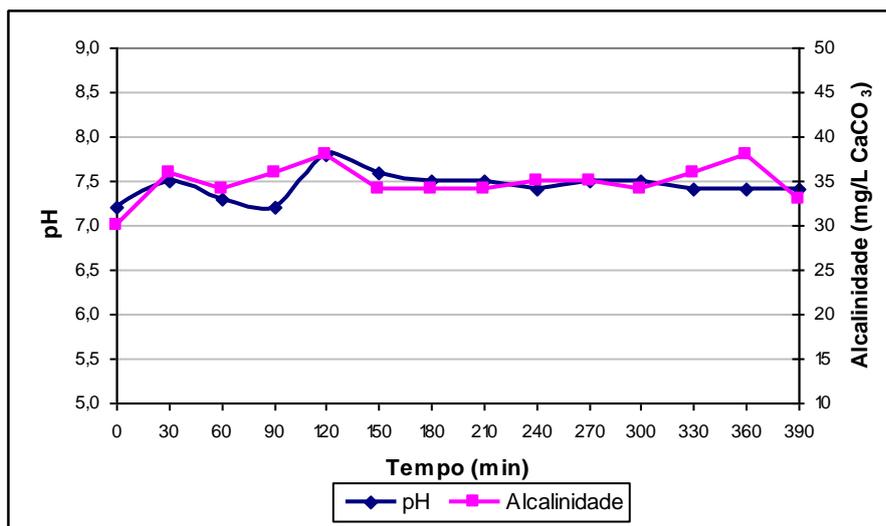


Figura 5.4 – Ensaio para a verificação da estabilidade do pH e da alcalinidade da água do córrego do Torto após alcalinização com bicarbonato de sódio – Fevereiro/2006

Ao se constatar, a partir dos dados da Figura 5.4, que não houve variação considerável do valor do pH e da alcalinidade da água do córrego do Torto após alcalinização em um período de 390 minutos, período máximo de realização dos experimentos de filtração, optou-se por realizar a alcalinização da água do Torto no próprio reservatório de água de estudo, de modo a facilitar os trabalhos experimentais.

## 5.2 – EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO EM ESCALA PILOTO

Ao realizar os experimentos de filtração direta descendente, procurou-se operar o filtro por um período de aproximadamente 5 horas para avaliar as condições de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* no início (período de amadurecimento do filtro –  $t_1$ ) e com 3 horas de filtração (filtração estabelecida ou operação regular do filtro –  $t_2$ ).

O resumo de todos os experimentos realizados é mostrado na Tabela 5.4. Nessa Tabela são apresentados os valores de dosagem do sulfato de alumínio (expresso em mg/L de sulfato de alumínio anidro), do pH da água de estudo e do pH de coagulação adotados em cada experimento, além da taxa de filtração. De posse dos dados da Tabela 5.4, também se pode observar se se optou por utilizar dosagem ótima de coagulante, subdosagem ou super dosagem de sulfato de alumínio ao longo dos experimentos de filtração direta descendente.

Tabela 5.4 – Resumo dos experimentos de filtração direta descendente

Exp.	Data	AB	pH AE	pH coag.	Dosagem de Coagulante (mg/L)	Taxa (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> dia)
1	23/Jan	Paranoá	7,0 – 7,1	6,3	dosagem ótima (5)	210
2	2/Fev	Paranoá	6,7 – 6,9	6,2	dosagem ótima (5)	210
3	7/Fev	Paranoá	6,7 – 6,9	6,1	dosagem ótima (5)	210
4	13/Fev	Paranoá	6,8 – 6,9	6,9	subdosagem (2)	210
5	24/Fev	Torto	7,0 – 7,4	6,5	dosagem ótima (10)	210
6	2/Mar	Torto	7,1 – 7,2	6,6	dosagem ótima (10)	210
7	8/Mar	Torto	7,2 – 7,6	6,7	dosagem ótima (10)	210
8	23/Mar	Torto	7,4 – 7,6	6,8	subdosagem (3)	210
9	24/Mai	Torto	6,7 – 6,9	6,7	dosagem ótima (4)	105
10	29/Mai	Torto	6,8 – 6,9	6,6	dosagem ótima (4)	105
11	5/Jun	Torto	7,0 – 7,2	6,8	super dosagem (8)	210
12	7/Jun	Torto	7,0 – 7,1	6,6	super dosagem (8)	210
13	19/Jun	Torto	6,7 – 7,0	6,6	dosagem ótima (5)	210
14	21/Jun	Torto	7,0 – 7,1	6,8	dosagem ótima (5)	210
15	7/Jul	Torto	7,0 – 7,1	6,7	dosagem ótima (4)	210

Legenda: AB = água bruta; AE = água de estudo

Aqui cabe lembrar que antes da realização de cada experimento de filtração, era feita uma seqüência de testes de jarros em que o pH de coagulação era mantido entre 6,1 a 6,9, para a água do lago Paranoá, e entre 6,5 e 6,8 para a água do córrego do Torto. A dosagem de sulfato de alumínio anidro era variada na faixa de 0 a 6 mg/L nos experimentos com água do lago Paranoá e de 0 a 10 mg/L no caso da água do córrego do Torto.

Essas faixas foram adotadas com base nos resultados mostrados no item 5.1. Ou seja, para a faixa de pH de coagulação selecionada, antes de cada experimento de filtração era realizada uma seqüência de teste de jarros que permitia a determinação da dosagem “ótima” de coagulação para água a ser usada no experimento. Nos experimentos em que foram adotadas subdosagens (dosagens inferiores à dosagem “ótima” determinada) ou super-dosagens (dosagens superiores à dosagem “ótima” determinada), a dosagem “ótima” servia de referencial para a seleção dessas outras dosagens.

### 5.2.1 – Vazões e taxas de filtração

A vazão efluente do filtro descendente era controlada por um rotâmetro dotado de registro tipo agulha, de modo a se manter constante em cada experimento de filtração. As vazões foram monitoradas e controladas durante todo o tempo de filtração, para evitar mudanças significativas na qualidade da água tratada.

A taxa de filtração, e por consequência a vazão efluente, foi um dos parâmetros alterados nos experimentos de filtração direta com a finalidade de observar variações na qualidade da água tratada e principalmente alterações na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. O filtro foi operado com taxas de filtração da ordem de 210 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia e 105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia e vazões de 828 mL/min e 414 mL/min, respectivamente.

A Tabela 5.5 mostra as vazões médias efluentes do filtro e os tempos de duração de cada experimento em escala piloto. Pode-se encontrar a representação gráfica da variação da vazão ao longo de cada experimento de filtração no Apêndice B.

Tabela 5.5 – Vazões médias efluentes nos experimentos de filtração direta descendente

<b>Experimentos</b>	<b>Meta Vazão ( mL/min)</b>	<b>Vazão Média (mL/min)</b>	<b>Desvio Padrão (%)</b>	<b>Duração (min)</b>
1	828	823	2,09	225
2	828	821	2,02	195
3	828	828	1,75	270
4	828	826	0,87	315
5	828	825	1,19	270
6	828	826	1,21	300
7	828	832	0,60	390
8	828	831	0,71	390
9	414	413	0,97	300
10	414	415	0,80	300
11	828	824	1,12	210
12	828	821	1,67	210
13	828	825	0,90	300
14	828	826	0,80	300
15	828	828	0,68	300

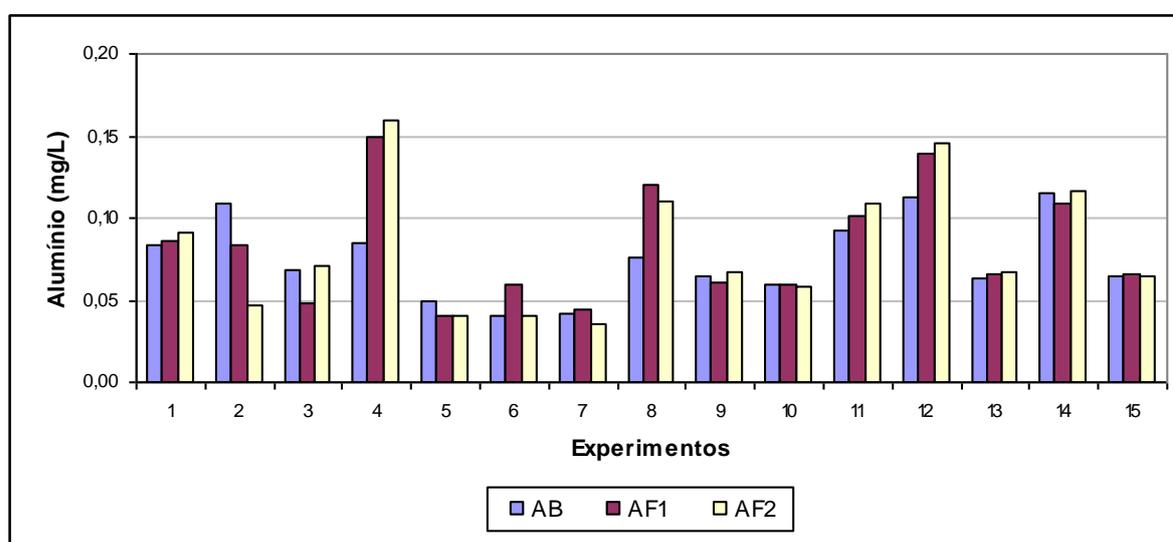
Legenda – Experimentos 1, 2 e 3: lago Paranoá – dosagem “ótima”; Experimento 4: lago Paranoá – sub-dosagem; Experimentos 5, 6 e 7: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – dosagem “ótima”; Experimento 8: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – subdosagem; Experimentos 9 e 10: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – taxa reduzida (105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia); Experimentos 11 e 12: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – super-dosagem; Experimentos 13, 14 e 15: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – dosagem “ótima”.

Observa-se na Tabela 5.5 e no Apêndice B, que foi atingido o objetivo de manter o mais constante possível a vazão efluente ao longo dos trabalhos de filtração. Entretanto, ocorreu maior dificuldade em controlar as vazões nos primeiros experimentos quando comparados com os experimentos finais, à exceção do experimento 12, onde se pode observar desvio padrão mais elevado. Esse fato pode ser explicado pela experiência adquirida ao longo do desenvolvimento dos estudos, já que o controle do rotâmetro era realizado manualmente e estava diretamente relacionado com a experiência e habilidade do operador.

## 5.2.2 – Residual de alumínio

De acordo com a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, a água potável, para estar em conformidade com o padrão de aceitação para consumo humano, deve ter valor máximo permitido de 0,2 mg/L de alumínio.

A Figura 5.5 mostra as concentrações residuais de alumínio encontradas nos experimentos de filtração direta. Foram realizadas análises de alumínio em amostras de água bruta e de água filtrada no início e em três horas de filtração.



Legenda: AB: água bruta; AF<sub>1</sub>: água filtrada no início dos experimentos de filtração (amadurecimento do filtro – t<sub>1</sub>); AF<sub>2</sub>: água filtrada após três horas de filtração (operação regular do filtro – t<sub>2</sub>); Experimentos 1, 2 e 3: lago Paranoá – dosagem “ótima”; Experimento 4: lago Paranoá – subdosagem; Experimentos 5, 6 e 7: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – dosagem “ótima”; Experimento 8 = córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – subdosagem; Experimentos 9 e 10: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – taxa reduzida (105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia); Experimentos 11 e 12: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – super-dosagem; Experimentos 13, 14 e 15: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – dosagem “ótima”.

Figura 5.5 – Concentrações de alumínio em amostras de água bruta e filtrada nos experimentos de filtração direta descendente

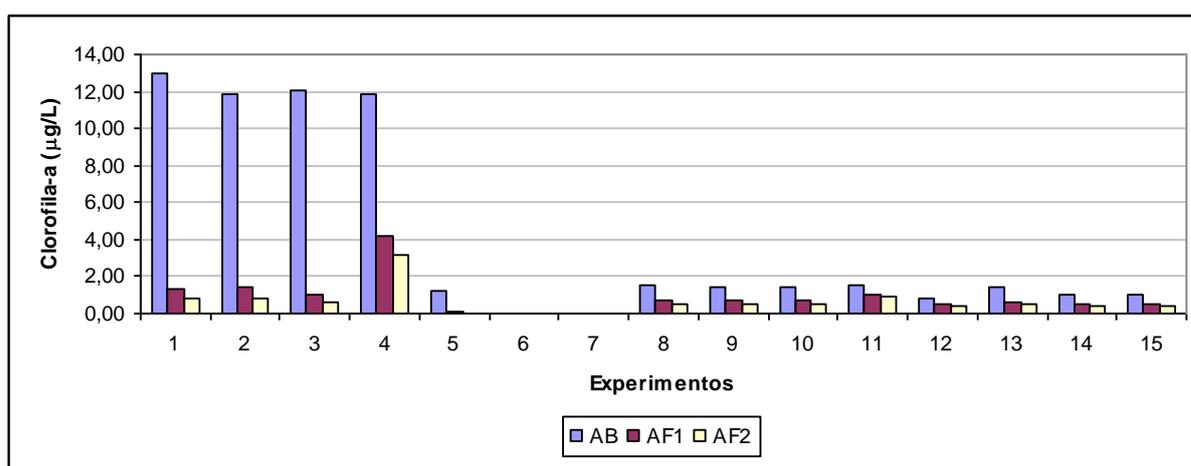
Como revela a Figura 5.5, foi encontrado alumínio em todas as amostras de água bruta analisadas. Há a necessidade de confirmação desses resultados de modo que seja possível verificar se de fato há esses teores de alumínio ou se estes valores são resultados do método analítico utilizado.

Apesar da presença de alumínio na água bruta, nenhuma amostra de água filtrada apresentou concentração de alumínio residual superior ao valor preconizado pela Portaria MS 518/2004. Entretanto, observa-se que nos experimentos em que foi adotada sub-

dosagem (experimentos 4 e 8) ou super dosagem de coagulante (experimentos 11 e 12) o residual de alumínio se mostrou um pouco mais elevado. No primeiro caso, de subdosagem, esses valores estão associados ao traspasse de turbidez. Por outro lado, no caso da super-dosagem, um maior residual de alumínio pode estar associado a alumínio não agregado aos flocos formados, ou seja, alumínio não utilizado na coagulação. Não há explicação aparente para os maiores valores observados no experimento 14, quando comparado aos experimentos 13 e 15, realizados em condições similares.

### 5.2.3 – Clorofila-a

A clorofila-a é um parâmetro de qualidade que fornece a medida da biomassa de algas presentes nas águas. Em todos os experimentos de filtração direta foram monitoradas as concentrações de clorofila-a em amostras de água bruta e de água filtrada, conforme se pode observar na Figura 5.6.



Legenda – AB: água bruta; AF<sub>1</sub>: água filtrada no início dos experimentos de filtração (amadurecimento do filtro – t<sub>1</sub>); AF<sub>2</sub>: água filtrada após três horas de filtração (operação regular do filtro – t<sub>2</sub>); Experimentos 1, 2 e 3: lago Paranoá – dosagem “ótima”; Experimento 4: lago Paranoá – subdosagem; Experimentos 5, 6 e 7: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – dosagem “ótima”; Experimento 8: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – subdosagem; Experimentos 9 e 10: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – taxa reduzida (105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia); Experimentos 11 e 12: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – super-dosagem; Experimentos 13, 14 e 15: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – dosagem “ótima”.

Figura 5.6 – Concentrações de clorofila-a em amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente

Como pode ser visto na Figura 5.6 e na Tabela 5.1, as concentrações de clorofila-a encontradas na água do lago Paranoá possuíam valores entre 11,9 e 12,9 µg/L. Entretanto, a água proveniente do córrego do Torto apresentou valores de clorofila-a inferiores a 1,6

µg/L. Esse fato foi decisivo na opção por trabalhar com água proveniente do córrego do Torto, como já mencionado.

Na mesma Figura 5.6, pode-se observar que com exceção dos experimentos onde foi utilizada subdosagem de coagulante, as concentrações de clorofila-a nas amostras de água filtrada foram inferiores a 1,5 µg/L, independente da água de estudo utilizada.

#### 5.2.4 – Coliformes totais e *E. coli*

Foram realizadas quantificações de coliformes totais e *E. coli* em amostras de água bruta e de água filtrada no tempo inicial de amadurecimento do filtro,  $t_1$ , e em três horas de experimento de filtração,  $t_2$ , como mostrado na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Concentração de coliformes totais e *E. coli* em amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente

Exp	Coliformes Totais (NMP/100 mL)			<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
	AB	AF <sub>1</sub> ( $t_1$ )	AF <sub>2</sub> ( $t_2$ )	AB	AF <sub>1</sub> ( $t_1$ )	AF <sub>2</sub> ( $t_2$ )
1	NR	NR	NR	NR	NR	NR
2	$>2,4 \times 10^3$	56,3	53,7	496,0	9,6	5,2
3	$>2,4 \times 10^3$	156,5	127,4	149,0	2,0	1,0
4	$>2,4 \times 10^3$	$>2,4 \times 10^3$	$>2,4 \times 10^3$	129,6	20,1	16,7
5	$8,7 \times 10^3$	52,8	17,3	148,0	1,0	<1,0
6	$1,6 \times 10^3$	2,0	2,0	134,0	1,0	<1,0
7	$2,9 \times 10^3$	11,0	6,3	109,0	1,0	<1,0
8	$1,7 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$	275,5	71,2	52,0	31,0
9	$1,8 \times 10^3$	26,3	24,3	122,0	1,0	<1,0
10	$1,6 \times 10^3$	24,3	15,8	75,0	1,0	<1,0
11	$1,5 \times 10^3$	13,2	13,5	31,0	1,0	<1,0
12	$1,4 \times 10^3$	15,6	10,8	63,0	1,0	<1,0
13	$1,2 \times 10^3$	4,1	1	63,0	1,0	<1,0
14	$1,2 \times 10^3$	6,2	1	31,0	1,0	<1,0
15	$2,4 \times 10^3$	13,1	3,1	41,0	1,0	<1,0

Legenda: AB: água bruta; AF<sub>1</sub>: água filtrada no início dos experimentos de filtração (amadurecimento do filtro –  $t_1$ ); AF<sub>2</sub>: água filtrada após três horas de filtração (operação regular do filtro –  $t_2$ ); Experimentos 1, 2 e 3: lago Paranoá – dosagem “ótima”; Experimento 4 = lago Paranoá – subdosagem; Experimentos 5, 6 e 7: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – dosagem “ótima”; Experimento 8 = córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – subdosagem; Experimentos 9 e 10: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – taxa reduzida ( $105 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ ); Experimentos 11 e 12: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – super-dosagem; Experimentos 13, 14 e 15: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – dosagem “ótima”.

Como se pode observar na Tabela 5.6, as quantificações de coliformes totais e *E. coli* foram geralmente maiores nas águas provenientes do lago Paranoá devido, provavelmente, ao lançamento de esgoto tratado próximo ao ponto de coleta dessa de água. Verifica-se também, que foram encontradas quantidades superiores desses microorganismos nas águas filtradas dos experimentos onde se utilizou subdosagem de coagulante (experimentos 4 e 8), o que ressalta a importância da etapa de coagulação na eficiência da filtração direta.

Além disso, no período de amadurecimento do filtro (AF<sub>1</sub>), as concentrações de coliformes totais e *E. coli* foram, de forma geral, um pouco superiores às concentrações no período de operação regular do filtro (AF<sub>2</sub>), indicando que no período inicial de funcionamento do filtro há maior probabilidade de traspasse de coliformes.

### 5.2.5 – Turbidez

A turbidez é um parâmetro físico de qualidade da água que fornece um indicativo das condições da água de estudo. Como mencionado, a Portaria MS 518/2004 determina como padrão de turbidez para água após filtração rápida (filtração direta ou por tratamento completo) o valor máximo de 1 UT. Ao mesmo tempo, o parágrafo 2º do artigo 12 dessa Portaria observa que com vistas a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp., que se estabeleça como meta, para a filtração rápida, a obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,5 UT. Com o mesmo objetivo, a USEPA preconiza que o efluente do filtro tenha valores de turbidez inferiores a 0,3 UT em 95% do tempo.

A Tabela 5.7 mostra a faixa de variação dos valores de turbidez efluente do filtro nos experimentos de filtração direta descendente, assim como a média e o desvio padrão.

De acordo com a Tabela 5.7, pode-se observar que independente da água de estudo e da taxa de filtração utilizada, ao trabalhar com condições “ideais” de coagulação, obteve-se valores de turbidez residual inferiores ao recomendado no artigo 12 da Portaria MS 518/2004, indicando que a ação do filtro direto descendente, em condições “ótimas” de coagulação, se mostrou eficiente para remoção de turbidez. Além disso, de forma geral, os valores de turbidez residual foram inferiores a 0,3 UT (valores preconizados pela USEPA, 1998), o que comprova as condições eficientes de remoção para esse parâmetro. O

comportamento da turbidez da água filtrada ao longo de cada experimento de filtração direta descendente é apresentado no Apêndice C.

Tabela 5.7 – Turbidez residual nos experimentos de filtração direta descendente

<b>Turbidez (UT)</b>			
<b>Experimento</b>	<b>Faixa</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
1	0,17 – 0,25	0,20	0,03
2	0,10 – 0,19	0,13	0,03
3	0,13 – 0,30	0,21	0,05
4	1,2 – 1,9	1,5	0,20
5	0,20 – 0,38	0,28	0,06
6	0,13 – 0,28	0,23	0,04
7	0,14 – 0,23	0,18	0,04
8	4,7 – 5,8	5,9	0,36
9	0,06 – 0,18	0,13	0,05
10	0,08 – 0,19	0,12	0,03
11	0,07 – 0,21	0,12	0,05
12	0,09 – 0,16	0,12	0,04
13	0,09 – 0,13	0,11	0,02
14	0,09 – 0,14	0,11	0,02
15	0,09 – 0,13	0,08	0,02

Legenda: Experimentos 1, 2 e 3: lago Paranoá – dosagem “ótima”; Experimento 4: lago Paranoá – sub-dosagem; Experimentos 5, 6 e 7: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – dosagem “ótima”; Experimento 8: córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – subdosagem; Experimentos 9 e 10: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – taxa reduzida ( $105 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ ); Experimentos 11 e 12: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – super-dosagem; Experimentos 13, 14 e 15: córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – dosagem “ótima”.

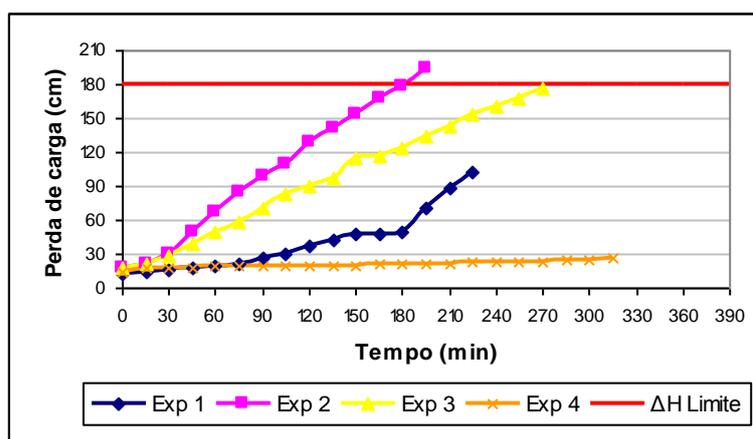
Ao optar por adotar super-dosagens de coagulante, experimentos 11 e 12, os valores da turbidez residual também se mantiveram inferiores a 0,3 UT. Somente quando foram utilizadas subdosagens de coagulante, experimentos 4 e 8, é que a turbidez residual ultrapassou os valores preconizados pela Portaria MS 518/2004 e pela USEPA. Ao observar esses resultados, pode-se constatar o que a literatura técnica preconiza (Huck *et al.*, 2002b; Emelko, 2003 e Pereira *et al.*, 2005), ou seja, falhas na etapa de coagulação, particularmente no caso da filtração direta, afetam de forma notável a qualidade do efluente filtrado.

### 5.2.6 – Perdas de carga

O monitoramento da perda de carga ao longo da duração da carreira de filtração e a profundidade do meio filtrante permitem observar a propagação da frente de impurezas.

Na prática de operação das ETAs, a perda de carga é um dos indicadores do momento de interrupção da carreira de filtração para se proceder a lavagem do filtro. Esse valor é pré-estabelecido no projeto do filtro. O outro indicador da necessidade de se lavar o filtro é a turbidez maior do que 1 UT (Portaria MS 518/2004). Idealmente, para melhorar o aproveitamento do meio filtrante, esses dois indicadores devem ocorrer simultaneamente.

A Figura 5.7 apresenta a evolução da perda de carga ao longo da duração dos experimentos de filtração direta descendente, realizados com água proveniente do lago Paranoá. Nessa Figura se pode observar que a evolução da perda de carga no experimento 1 não foi linear e que a partir de 180 minutos de funcionamento do filtro, a inclinação da curva de perda de carga aumentou bruscamente. Esse fato aparentemente pode ser atribuído a dificuldade inicial de operação do filtro, já que esse foi o primeiro experimento completo realizado ao longo dos trabalhos em escala piloto.



Experimentos 1, 2 e 3 = lago Paranoá – dosagem “ótima”; Experimento 4 = lago Paranoá – subdosagem.  
 Figura 5.7 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente com água proveniente do lago Paranoá no período de Janeiro e Fevereiro/2006

Observa-se também, que não foi possível atingir a meta de 5 horas de trabalhos de filtração ao realizar os experimentos 2 e 3. Atribuiu-se essa rápida colmatação do meio filtrante à característica do lago Paranoá em que a turbidez é basicamente relacionada à presença de algas, nesses experimentos representados por concentração de clorofila-a de cerca de 12 µg/L. Comportamento similar ao mostrado na Figura 5.7 foi observado por Cezar (2000) em experimentos também realizados com água do lago Paranoá e filtro de areia. Entretanto, esperava-se que no presente trabalho, em função das características do meio filtrante adotado, maior granulometria e menor CD, a duração da carreira de filtração seria maior.

Como era de se esperar, a perda de carga observada ao longo do experimento 4 foi bem inferior às observadas nos experimentos anteriores, se mantendo praticamente constante, devido a baixa retenção de impurezas no filtro, causada pelas condições falhas de coagulação (subdosagem).

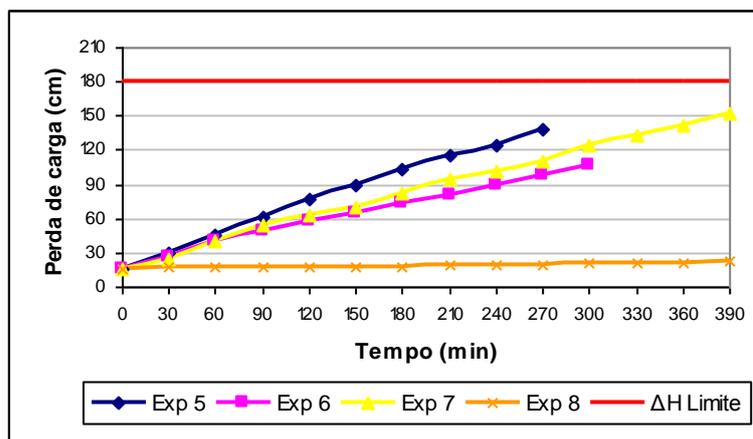
As Figuras D.1 a D.4 do Apêndice D mostram o crescimento da perda de carga nas camadas (profundidade) do meio granular ao longo de cada experimento de filtração direta descendente realizados com água do lago Paranoá. A perda de carga específica para cada camada (profundidade), expressa em centímetro de coluna de água por centímetro de meio filtrante, foi calculada dividindo-se a diferença entre as leituras de pressão nas tomadas piezométricas subseqüentes distribuídas ao longo do meio filtrante pela espessura da camada em questão.

Analisando as Figuras D.1, D.2 e D.3, observa-se que nesses experimentos somente a primeira e a segunda camada do meio filtrante foram efetivas na retenção de impurezas, o que caracteriza um processo de filtração praticamente superficial. Entretanto, esse processo de filtração superficial ocorreu de forma mais acentuada nos experimentos 2 e 3, quando comparados ao experimento 1. Ao observar a Figura D.4, conclui-se que quando se usou subdosagem de coagulante, houve uma ocupação mais uniforme do meio filtrante, já que não ocorreu retenção efetiva de impurezas em nenhuma camada.

Comparando a Figura 5.8, que apresenta os resultados da evolução de perda de carga total para o grupo de experimentos de filtração realizado com água do córrego do Torto, com a Figura 5.7, relativa aos experimentos com água do lago Paranoá, observa-se que a taxa de crescimento das curvas de perda de carga nos experimentos com água do córrego do Torto foi menor, indicando que a duração da carreira de filtração para essa água tende a ser maior do que para a água do lago Paranoá, provavelmente em função da menor presença de algas, (teor de clorofila-a da água bruta em torno de 1 µg/L)

Ao analisar as Figuras D.5, D.6 e D.7 do Apêndice D, observa-se que, diferentemente do observado nos experimentos com água do lago Paranoá, há ocupação da terceira camada e indícios de ocupação da quarta camada, sinalizando que a filtração estava ocorrendo em maior profundidade. É difícil prever se (e como) a ocupação de camada mais profunda que a terceira (profundidade maior do que 20 cm) ocorreria ao longo da duração total da carreira de filtração. Entretanto, prolongando-se as retas de perda de carga total na Figura

5.8, estima-se que a duração da carreira de filtração nesse experimento atingiria entre 7 e 10 horas, considerando uma carga hidráulica disponível de 1,8 m. Os dados da Figura 5.7 para a água do lago Paranoá, mostra que a duração da carreira de filtração não excederia 5 horas, o que é muito pouco se comparado com as carreiras de filtração geralmente obtidas em escala real.



Legenda: Experimentos 5, 6 e 7 = córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – dosagem “ótima”; Experimento 8 = córrego do Torto (Fevereiro e Março/2006) – subdosagem.

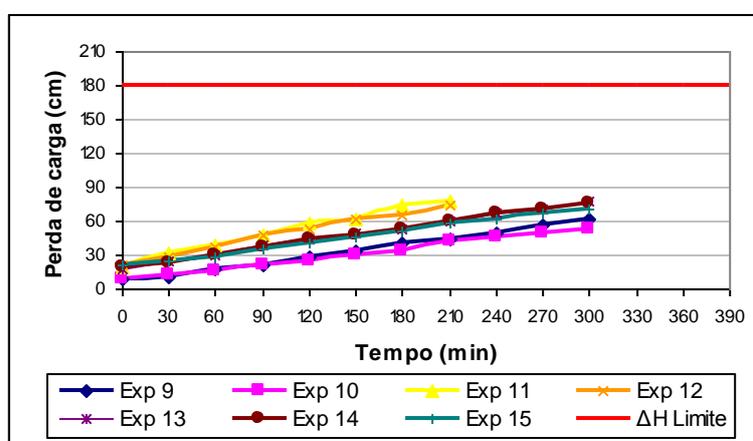
Figura 5.8 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente com água proveniente do córrego do Torto no período de Fevereiro e Março/2006

Quando se observa a Figura D.8 do Apêndice D, conclui-se que houve ocupação mais uniforme do meio ao longo do experimento 8, devido a baixa retenção de impurezas em todas as camadas. Assim como no experimento 4, a perda de carga no experimento 8 se manteve praticamente constante ao longo de todo o tempo de operação do filtro, como resultado da baixa eficiência do filtro em condição de subdosagem de coagulante.

Ao realizar comparações entre os experimentos realizados em condições “ótimas” de coagulação com água proveniente do córrego do Torto em Fevereiro e Março de 2006 e os experimentos realizados com água proveniente do córrego do Torto entre Maio e Julho de 2006, observa-se a partir das Figuras do Apêndice D, que as perdas de carga específicas são menores nos experimentos 13, 14 e 15 do que nos experimentos 5, 6 e 7. Esse fato por ser explicado pelas características da água de estudo e dosagens de coagulante requeridas. Nos experimentos 5, 6 e 7 os valores de turbidez da água do córrego do Torto eram mais elevados e a dosagem “ótima” de coagulante foi o dobro da utilizada nos experimentos 13, 14 e 15, como pode ser observado na Tabela 5.4.

Na Figura 5.9 é possível visualizar que o crescimento da perda de carga ao longo da duração dos experimentos de filtração com taxas de filtração de 210 e 105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia são

praticamente paralelas sugerindo, equivocadamente, que para o filtro utilizado na dosagem “ótima” de coagulante a retenção de impurezas se dá de forma semelhante independente da taxa de filtração. Comparando as Figuras D.9 e D.10 com a Figura D.13, D.14 e D.15, verifica-se que nos experimentos com a menor taxa, a retenção de impurezas está mais concentrada na primeira camada, enquanto que para a maior taxa a retenção está mais distribuída entre a primeira e segunda camada. Cabe ainda lembrar que a carga de material particulado afluente ao filtro no segundo caso é duas vezes maior do que no primeiro e que essa melhor distribuição garante uma taxa de crescimento de perda de carga similar nos dois casos.



Experimentos 9 e 10 = córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – taxa reduzida ( $105 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ ); Experimentos 11 e 12 = córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – super-dosagem; Experimentos 13, 14 e 15 = córrego do Torto (Maio a Julho/2006) – dosagem “ótima”

Figura 5.9 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente com água proveniente do córrego do Torto no período de Maio a Julho/2006

Uma análise superficial das Figuras D.13, D.14 e D.15 pode induzir o observador a sugerir que está ocorrendo nesses casos, uma filtração praticamente de superfície. Entretanto, é necessário observar que a duração da carreira de filtração nesses experimentos, se disponibilizada uma carga hidráulica de 1,8 m, poderia, extrapolando as retas de perda de carga total, atingir cerca de 15 horas, não sendo possível, a partir dos dados obtidos, inferir qual o comportamento da frente de impurezas com a continuação da operação do filtro. Porém, acredita-se que haveria uma ocupação maior do que nos casos anteriores.

Ainda analisando a Figura 5.9, verifica-se que nos experimentos 11 e 12, realizados com super-dosagem de coagulante, a declividade das retas de crescimento da perda de carga é maior (maior ângulo) do que nos experimentos 13 a 15 (dosagem “ótima”). Esse

comportamento era esperado em função da maior carga de sólidos afluentes ao filtro, associada a maior dosagem de coagulante.

Apesar da maior taxa de crescimento da perda de carga total e específica (Figuras D.11 e D.12), observa-se que em termos de avanço da frente de impurezas (expressa pela distribuição da perda de carga específica nas camadas) há semelhança no comportamento dos experimentos 11 e 12 com os experimentos 13, 14 e 15, sugerindo que a penetração das impurezas está sendo regida pela taxa de filtração.

### 5.2.7 – Experimentos de Filtração Direta Descendente – Água do lago Paranoá

Como já foi mencionado, foram realizados quatro experimentos com água proveniente do lago Paranoá. Nos três primeiros experimentos, utilizou-se dosagem “ótima” do coagulante sulfato de alumínio. No quarto experimento, foi utilizada uma subdosagem de coagulante, de modo que fosse possível comparar as remoções dos parâmetros de qualidade da água de ambas as condições de coagulação. As Tabelas 5.1 e 5.8 apresentam a caracterização da água bruta e da água de estudo, respectivamente, ao longo desses experimentos e a Tabela 5.9 fornece os valores residuais e as remoções dos parâmetros de qualidade da água de interesse nos tempos  $t_1$  e  $t_2$ , que equivalem às amostras coletadas no início da filtração (15 minutos) e em 3 horas de experimento de filtração.

Tabela 5.8 – Caracterização da água de estudo preparada com água do lago Paranoá utilizada em cada experimento de filtração – Janeiro e Fevereiro/2006

<b>Experimentos</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Turbidez (UT)</b>	3,1	3	5,6	4,7
<b>pH</b>	7,1	6,7	6,7	6,9
<b>Clorofila-a (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	12,9	11,9	12,0	11,9
<b>Alcalinidade (<math>\text{mg/L CaCO}_3</math>)</b>	21	17	16	22
<b>Coliformes Totais (NMP/100ml)</b>	NR	$> 2,42 \times 10^3$	$> 2,42 \times 10^3$	$> 2,42 \times 10^3$
<b><i>E. coli</i> (NMP/100 mL)</b>	NR	496	149	129,6
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (ooc/L)</b>	1060	860	1050	750

Legenda: NR = não realizado; Experimentos 1, 2 e 3: dosagem “ótima” de coagulante; Experimento 4: subdosagem de coagulante.

Tabela 5.9 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, oocistos de *Cryptosporidium* e *E. coli* em experimentos com água de estudo preparada com água do lago Paranoá – Janeiro e Fevereiro/2006

Experimentos		1	2	3	4
Turbidez Média	Residual (UT)	0,2	0,1	0,2	1,5
	Remoções (%)	93,6	95,5	96,3	67,6
Clorofila-a t <sub>1</sub>	Residual (µg/L)	1,3	1,5	1,1	4,2
	Remoções (%)	89,8	87,5	91,2	64,9
Clorofila-a t <sub>2</sub>	Residual (µg/L)	0,8	0,8	0,7	3,2
	Remoções (%)	93,9	93,4	94,5	73,3
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> t <sub>1</sub>	Residual (ooc/L)	60	18	42	243
	Remoções (% - log)	94,3 – 1,25	97,9 – 1,68	96,0 – 1,40	67,4 – 0,49
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> t <sub>2</sub>	Residual (ooc/L)	20	8	15	167
	Remoções (% - log)	98,1 – 1,72	99,1 – 2,03	98,6 – 1,85	77,8 – 0,65
<i>E. coli</i> t <sub>1</sub>	Residual (NMP/100 mL)	SM	9,6	2,0	20,1
	Remoções (%)	NR	98,1	98,7	84,5
<i>E. coli</i> t <sub>2</sub>	Residual (NMP/100 mL)	SM	5,2	1,0	16,7
	Remoções (%)	NR	98,95	99,33	87,11

Legenda: NR = não realizado; SM = sem monitoramento; Experimentos 1, 2 e 3 = dosagem “ótima” de coagulante; Experimento 4 = subdosagem de coagulante; t<sub>1</sub> = tempo de madurecimento do filtro; t<sub>2</sub> = tempo de operação regular do filtro.

Ao analisar os dados referentes aos experimentos 1, 2 e 3, na Tabela 5.9, pode-se observar remoções dos parâmetros de qualidade da água superiores a 90%, no tempo t<sub>2</sub> de operação regular do filtro. Esses valores podem ser considerados altos para turbidez, clorofila-a e *E. coli*. Com relação aos oocistos de *Cryptosporidium*, as remoções foram, de forma geral, próximas de 2 log, sendo dessa forma inferiores a valores de 3 log encontrados por alguns pesquisadores ao utilizar filtração direta em processo de tratamento de água. Sendo assim, mesmo para remoções elevadas de turbidez, com valores residuais inferiores a 0,3 UT (preconizados pela USEPA), as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* não atingiram 3 log e os valores residuais desses oocistos foram elevados, o que pode acarretar risco de infecção, se concentrações afluentes da ordem de 10<sup>3</sup> oocistos/L fossem as concentrações presentes na natureza.

Como era de se esperar e confirmando o já verificado por Ongerth e Percoraro (1995), Emelko (2003), Huck *et al.* (2002b), Dugan *et al.*, (2001), entre outros, quando foi utilizada dosagem muito inferior a dosagem “ótima” de coagulação, em situações de subdosagem de coagulante, como no experimento 4, as remoções dos parâmetros de qualidade

da água, inclusive os oocistos de *Cryptosporidium*, foram comprometidas, quando comparadas com a operação do filtro em condição de coagulação “ótima”.

Esse resultado é explicado pela teoria de filtração. Ao utilizar subdosagem de sulfato de alumínio no processo de coagulação, não houve a eficiente desestabilização das partículas por quantidade insuficiente de coagulante, e dessa forma, a retenção das impurezas no meio filtrante não é efetiva. Essa retenção não ocorreu porque os mecanismos de aderência não foram eficientes. Segundo Amirtharajah (1988), os mecanismos de aderência são governados pelas características físico-químicas da suspensão e do meio filtrante e são fortemente influenciados pela desestabilização das partículas.

A retenção não eficiente pode ser comprovada na Figura 5.7, onde se verifica o pequeno crescimento da perda de carga ao longo de toda a carreira de filtração, quando comparado com o crescimento obtido nos experimentos com dosagem “ótima” (experimentos 1, 2 e 3).

Ongerth e Percoraro (1995) realizaram experimentos de filtração direta em escala piloto para condições “ótimas” (10 mg/L de sulfato de alumínio anidro) e sub-ótimas (5 mg/L de sulfato de alumínio anidro) de coagulação. Esses pesquisadores utilizaram filtro com tripla camada de antracito, areia e granada, com tamanho dos meios variando entre 1,0 a 1,1 mm, 0,45 a 0,55 mm e 0,18 a 0,22 mm, respectivamente. Ongerth e Percoraro (1995) constataram que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram de 2,7 a 3,1 log para o primeiro caso e 1,5 log para o segundo. Esses valores são superiores aos encontrados na Tabela 5.9. As diferenças de remoção podem estar associadas às múltiplas camadas de filtração, às características da água de estudo e ao meio filtrante utilizado.

Da comparação direta dos dados apresentados na Tabela 5.9, observa-se que, no tempo  $t_1$  de funcionamento do filtro (início dos experimentos), em condições de dosagem “ótima” de coagulante (experimentos 1, 2 e 3), os valores de eficiência de remoção dos parâmetros de qualidade da água foram um pouco menores do que os valores obtidos no tempo  $t_2$  em três horas de experimento.

Na condição de subdosagem (experimento 4), houve um distanciamento maior entre as remoções dos parâmetros de qualidade da água em relação aos tempos  $t_1$  e  $t_2$ . Então, além da eficiência de filtração se tornar severamente comprometida com as falhas de

coagulação, ainda pode ocorrer um maior comprometimento no período inicial de funcionamento do filtro, o que acarreta grande risco microbiológico.

## 5.2.8 – Experimentos de filtração direta descendente – Água do córrego do Torto

### 5.2.8.1 – Experimentos de filtração direta descendente – Água do córrego do Torto – Fevereiro e Março de 2006

Em fevereiro e março de 2006 foram realizados quatro experimentos de filtração direta com água proveniente do córrego do Torto. Nos três primeiros experimentos, utilizou-se dosagem “ótima” do coagulante sulfato de alumínio. No quarto experimento, foi utilizada subdosagem de coagulante. Também se procurou observar as características da água do lago Paranoá e da água do córrego do Torto na remoção das impurezas, particularmente na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

As Tabelas 5.2 e 5.10 mostram a caracterização da água bruta e da água de estudo, respectivamente, ao longo dos experimentos realizados com água do córrego do Torto em Fevereiro e Março/2006 e a Tabela 5.11 fornece os valores residuais e as remoções dos parâmetros de qualidade da água nos tempos de amadurecimento do filtro –  $t_1$  e no tempo de operação regular do mesmo –  $t_2$ .

Tabela 5.10 – Caracterização da água de estudo preparada com água do córrego do Torto utilizada em cada experimento de filtração – Fevereiro e Março/2006

<b>Experimentos</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Turbidez (UT)</b>	5,8	9,2	9,0	7,9
<b>pH</b>	7,3	7,2	7,5	7,5
<b>Clorofila-a (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	1,2	0	0	1,6
<b>Alcalinidade (<math>\text{mg/L CaCO}_3</math>)</b>	36	34	37	35
<b>Coliformes Totais (NMP/100ml)</b>	$8,7 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	$2,9 \times 10^3$	$1,7 \times 10^3$
<b><i>E. coli</i> (NMP/100mL)</b>	148	134	109	71,2
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (ooc/L)</b>	672	1067	640	930

Legenda: Experimentos 5, 6 e 7 = dosagem “ótima” de coagulante; Experimento 8 = subdosagem de coagulante

Tabela 5.11 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli* em experimentos com água de estudo preparada com água do córrego do Torto –Fevereiro e Março/2006

Experimentos		5	6	7	8
Turbidez Média	Residual (UT)	0,28	0,23	0,18	5,90
	Remoções (%)	95,2	97,5	98,0	33,4
Clorofila-a t <sub>1</sub>	Residual (µg/L)	0,09	ND	ND	0,7
	Remoções (%)	92,4	NR	NR	57,0
Clorofila-a t <sub>2</sub>	Residual (µg/L)	0	ND	ND	0,50
	Remoções (% - log)	100	NR	NR	68,4
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> t <sub>1</sub>	Residual (ooc/L)	125	88	64	246
	Remoções (% - log)	81,4 – 0,73	91,7 – 1,08	90,0 – 1,00	73,5 – 0,58
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> t <sub>2</sub>	Residual (ooc/L)	74	64	42	210
	Remoções (% - log)	89,0 – 0,96	94,0 – 1,22	93,4 – 1,18	77,4 – 0,65
Coliformes totais t <sub>1</sub>	Residual (NMP/100 mL)	52,8	2	11	1046,2
	Remoções (%)	99,4	99,9	99,6	37,1
Coliformes totais t <sub>2</sub>	Residual (NMP/100 mL)	17,3	2	6,3	275,5
	Remoções (%)	99,8	99,9	99,8	83,4
<i>E. coli</i> t <sub>1</sub>	Residual (NMP/100 mL)	1,0	1,0	1,0	52,0
	Remoções (%)	99,3	99,2	99,1	27,0
<i>E. coli</i> t <sub>2</sub>	Residual (NMP/100 mL)	<1,0	<1,0	<1,0	31,0
	Remoções (%)	100	100	100	56,5

Legenda: t<sub>1</sub> = tempo de amadurecimento do filtro; t<sub>2</sub> = tempo de operação regular do filtro; Experimentos 5, 6 e 7 = dosagem “ótima” de coagulante; Experimento 8 = subdosagem de coagulante.

Como nos experimentos com água proveniente do lago Paranoá, verifica-se claramente na Tabela 5.11 uma tendência de maiores remoções dos parâmetros de qualidade da água em condições “ótimas” de coagulação (experimentos 5, 6 e 7) quando comparados com a condição de subdosagem de coagulante (experimento 8). Esses resultados são consistentes com os resultados de perda de carga, a partir dos quais se verifica a baixa retenção de impurezas no experimento 8, resultando no não crescimento da perda de carga ao longo do experimento de filtração.

Dos dados da Tabela 5.11 observa-se que, de um modo geral, na condição de dosagem “ótima”, as remoções de coliformes totais e de *E. coli* no filtro foram superiores às remoções de oocistos de *Cryptosporidium*. Já na condição de subdosagem, as remoções de coliformes totais e de *E. coli* foram inferiores as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*.

Da Tabela 5.11, pode-se observar também, que os valores residuais de *E. coli*, para os experimentos onde foi utilizada dosagem “ótima” de coagulante, no tempo de operação regular do filtro, foram menores do que 1 NMP/100 ml. Sendo assim, convencionou-se que as remoções de *E. coli* para a condição testada foi 100%. Dessa forma, esses valores são geralmente superiores aos valores obtidos em estação de tratamento por filtração direta em escala real.

Em relação à comparação entre as eficiências obtidas nos momentos  $t_1$  e  $t_2$  dos experimentos de filtração, observa-se que em termos de valores absolutos, a eficiência no tempo  $t_2$  é um pouco maior do que a eficiência no tempo  $t_1$ , para os parâmetros avaliados. Essa tendência segue o preconizado na teoria de filtração, em função de que nos primeiros momentos da filtração, os mecanismos de aderência não são favorecidos, pois o contato do floco desestabilizado se dá com o meio filtrante não desestabilizado, diferentemente do que ocorre na operação regular do filtro, onde há aderência de floco com floco.

#### 5.2.8.2 – Experimentos de filtração direta descendente – Água do córrego do Torto – Maio a Julho de 2006

Nos meses de Maio a Julho de 2006 foram realizados sete experimentos de filtração direta descendente com água do córrego do Torto. Embora a água de abastecimento do filtro descendente tenha sido proveniente do mesmo manancial superficial que a água utilizada nos experimentos 5, 6, 7 e 8, é importante destacar que devido ao tempo decorrido entre os experimentos, houve mudanças das características da água bruta, principalmente no que tange ao parâmetro turbidez, de modo que ocorreram diminuições dos valores de turbidez em média de aproximadamente 5,0 UT, como pode ser comprovado nas Tabelas 5.2 e 5.3.

Com a mudança nas características da água do córrego do Torto, verificou-se a partir dos ensaios em teste de jarros, alterações significativas da dosagem “ótima” de coagulante, e, por essa razão, foram realizados novos experimentos com dosagem “ótima” e superdosagem de sulfato de alumínio, agregando também, experimentos com redução de taxa de filtração.

A caracterização da água de estudo ao longo dos experimentos realizados com água do córrego do Torto em Maio a Julho/2006 pode ser observada na Tabela 5.12. Os valores

residuais e as remoções dos parâmetros de qualidade da água avaliados são mostrados nas Tabelas 5.13 e 5.14.

Tabela 5.12 – Caracterização da água de estudo preparada com água do córrego do Torto utilizada em cada experimento de filtração – Maio a Julho/2006

Experimentos	9	10	11	12	13	14	15
<b>Turbidez (UT)</b>	4,1	3,7	3,0	3,0	2,7	2,5	2,6
<b>pH</b>	6,8	6,8	7,0	7,0	6,9	7,0	7,0
<b>Clorofila-a (µg/L)</b>	1,4	1,4	1,6	0,8	1,4	1,1	1,1
<b>Alcalinidade (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	31	34	35	31	35	31	31
<b>Coliformes Totais (NMP/100ml)</b>	1,8 x 10 <sup>3</sup>	1,6 x 10 <sup>3</sup>	1,5 x 10 <sup>3</sup>	1,4 x 10 <sup>3</sup>	1,2 x 10 <sup>3</sup>	1,2 x 10 <sup>3</sup>	2,4 x 10 <sup>3</sup>
<b><i>E. coli</i> (NMP/100 mL)</b>	122	75	31	63	63	31	41
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (ooc/L)</b>	638	616	858	959	743	977	944

Legenda: Experimentos 9 e 10 = taxa reduzida de filtração para 105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia; Experimentos 11 e 12 = super-dosagem de coagulante; Experimentos 13, 14 e 15 = dosagem “ótima” de coagulante.

Tabela 5.13 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, oocistos de *Cryptosporidium* e *E. coli* nos experimentos 9, 10, 11 e 12, com água de estudo preparada com água do córrego do Torto – Maio a Julho/2006

Experimentos		9	10	11	12
<b>Turbidez Média</b>	<b>Residual (UT)</b>	0,1	0,1	0,1	0,1
	<b>Remoções (%)</b>	96,9	96,7	96,1	96,1
<b>Clorofila-a a t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (µg/L)</b>	0,7	0,7	1,1	0,6
	<b>Remoções (%)</b>	51,7	53,1	32,9	30,4
<b>Clorofila-a a t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (µg/L)</b>	0,5	0,5	0,9	0,4
	<b>Remoções (%)</b>	63,4	66,9	43,0	45,6
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i></b>	<b>Residual (ooc/L)</b>	SM	SM	228	215
	<b>Remoções (% - log)</b>	NR	NR	73,4 – 0,58	77,5 – 0,65
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i></b>	<b>Residual (ooc/L)</b>	181	182	190	192
	<b>Remoções (% - log)</b>	71,7 – 0,55	70,4 – 0,53	77,9 – 0,65	80,0 – 0,70
<b>Coliformes totais t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	26,3	24,3	13,2	15,6
	<b>Remoções (%)</b>	98,5	98,5	99,1	98,9
<b>Coliformes totais t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	24,3	15,8	13,5	10,8
	<b>Remoções (%)</b>	98,6	99,0	99,1	99,2
<b><i>E. coli</i> t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	1,0	1,0	1,0	1,0
	<b>Remoções (%)</b>	99,2	98,7	96,8	98,4
<b><i>E. coli</i> t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
	<b>Remoções (%)</b>	100	100	100	100

Legenda – NR: não realizado; SM: sem medição; t<sub>1</sub>: tempo de madurecimento do filtro; t<sub>2</sub>: tempo de operação regular do filtro; Experimentos 9 e 10: taxa reduzida de filtração de 105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia; Experimentos 11 e 12: super-dosagem de coagulante.

Tabela 5.14 – Residual e remoções de turbidez, clorofila-a, oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli* nos experimentos 13, 14 e 15, com água de estudo preparada com água do córrego do Torto – Maio a Julho/2006

<b>Experimentos</b>		<b>13</b>	<b>14</b>	<b>15</b>
<b>Turbidez Média</b>	<b>Residual (UT)</b>	0,1	0,1	0,1
	<b>Remoções (%)</b>	95,8	95,5	96,8
<b>Clorofila-a a t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (µg/L)</b>	0,7	0,5	0,5
	<b>Remoções (%)</b>	54,5	51,9	50,0
<b>Clorofila-a a t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (µg/L)</b>	0,5	0,4	0,4
	<b>Remoções (%)</b>	63,4	61,3	62,3
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (ooc/L)</b>	219	342	273
	<b>Remoções (% - log)</b>	70,5 – 0,53	65,0 – 0,46	71,0 – 0,54
<b>Oocistos <i>Cryptosporidium</i> t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (ooc/L)</b>	179	325	255
	<b>Remoções (% - log)</b>	75,9 – 0,62	66,7 – 0,48	73,0 – 0,57
<b>Coliformes totais t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	4,1	6,2	13,1
	<b>Remoções (%)</b>	99,7	99,5	99,4
<b>Coliformes totais t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	1,0	1,0	3,1
	<b>Remoções (%)</b>	99,9	99,9	99,9
<b><i>E. coli</i> t<sub>1</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	1,0	1,0	1,0
	<b>Remoções (%)</b>	98,4	96,8	99,9
<b><i>E. coli</i> t<sub>2</sub></b>	<b>Residual (NMP/100 mL)</b>	<1,0	<1,0	<1,0
	<b>Remoções (%)</b>	100	100	100

Legenda: t<sub>1</sub> = tempo de madurecimento do filtro; t<sub>2</sub> = tempo de operação regular do filtro; Experimentos 13, 14 e 15 = dosagem “ótima” de coagulante.

Ao realizar os experimentos 9 e 10, com taxa de filtração reduzida para 105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia, optou-se por não coletar amostras de água filtrada para efetuar a detecção de oocistos de *Cryptosporidium*, no tempo t<sub>1</sub> do experimento, devido a escassez de material para detecção desses microorganismos.

De acordo com os dados das Tabelas 5.13 (experimentos 9 e 10) e 5.14 (experimentos 13, 14 e 15), é possível observar que os valores de remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, turbidez, coliformes totais e *E. coli* são muito próximos quando se comparam experimentos nos quais foram empregadas taxas de filtração reduzida (105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia) com experimentos onde foram utilizadas taxas de filtração de 210 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/dia. Importante lembrar que nos dois grupos de experimentos foi utilizada dosagem “ótima” de coagulante.

Dugan e Williams (2004), por sua vez, observaram remoções distintas de oocistos de *Cryptosporidium*, ao utilizarem taxas de filtração de 120 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia e 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia, com meio filtrante de dupla camada de antracito e areia e sulfato de alumínio como coagulante, em estações de filtração direta sem pré-floculação. Segundo esses pesquisadores, foram obtidas remoções médias de oocistos de *Cryptosporidium* maiores do que 4,2 log para taxa de filtração de 120 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia e de 1,9 log para taxa de filtração de 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia. Essa diferença de comportamento entre os diferentes trabalhos sugere a necessidade de maior avaliação dos parâmetros operacionais e de projeto.

Ao se comparar, para a mesma taxa de filtração, os experimentos nos quais utilizou super-dosagem de coagulante (experimentos 11 e 12) com os experimentos em que foi utilizada dosagem “ótima” de sulfato de alumínio (experimentos 13, 14 e 15), pode-se constatar que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram um pouco superiores nos experimentos com super-dosagem. Entretanto, não se observou diferenças notáveis entre as remoções de turbidez, coliformes totais e *E. coli*.

Esse fato pode ser explicado por Bustamante *et al.* (2001). Esses pesquisadores observaram a interação entre os oocistos de *Cryptosporidium* e os coagulantes utilizados no processo de tratamento de água. Bustamante *et al.* (2001) utilizaram 6,8 mg/L de sulfato de alumínio anidro, valor próximo ao utilizado nos experimentos de super-dosagem de coagulante (8 mg/L), e observaram o efeito do pH na interação entre os oocistos de *Cryptosporidium* e o alumínio, assim como o efeito da remoção desses microorganismos por filtração.

Para Bustamante *et al.* (2001), com valores de pH próximos de 7 (valores de pH observados nos experimentos 11 e 12 de super-dosagem de coagulante) ocorre o aumento da concentração de espécies hidrolisadas de alumínio. Segundo esses pesquisadores, essas espécies não são apenas eletrostaticamente adsorvidas nos sítios negativamente carregados, mas também interagem quimicamente com os grupos carboxilados e fosfatos da superfície dos oocistos, tornando-os negativos. Essa interação específica das espécies hidrolisadas de alumínio e a superfície dos oocistos resultam em uma forte atração entre os flocos e os oocistos da ordem de 10 kT, de modo que essa força de atração pode ser um fator determinante na habilidade dos flocos de alumínio em reterem os oocistos de *Cryptosporidium* no meio filtrante. Entretanto, esses autores observam que essa interação entre flocos de alumínio e oocistos de *Cryptosporidium* precisa ser testada em

experimentos de filtração para se garantir que essa interação realmente possa ser confirmada em condições de filtração em escala real.

Além disso, mais uma vez, ao utilizar água do córrego do Torto nos meses de Maio a Julho de 2006, observou-se que a remoção de *E. coli*, no tempo de operação regular do filtro, no tempo  $t_2$ , foi de 100%, destacando-se que a remoção completa de *E. coli* não é usual em estações de tratamento de água por filtração direta.

### **5.2.9 – Influência da qualidade da água na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e parâmetros indicadores**

A partir dos dados das Tabelas 5.9, 5.11 e 5.14 é possível observar, que há diferenças entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e *E. coli* quando se compara a água proveniente do lago Paranoá com a água do córrego do Torto, nas condições “ótimas” de coagulação. Contudo, não foram observadas diferenças apreciáveis para as remoções de turbidez, nas condições estudadas. Pode-se observar também, que, sob condições “ótimas” de coagulação, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* foram maiores quando se utilizou água proveniente do lago Paranoá, em operação regular do filtro.

Analisando o comportamento do filtro quando foi utilizada água de estudo preparada a partir da água do lago Paranoá, verifica-se, como já discutido no item 5.2.6, que a remoção de impurezas se concentra nas duas primeiras camadas, com destaque para a primeira camada, gerando assim, valores de perdas de carga específicas muito elevados se comparados aos experimentos com água do córrego do Torto.

A elevada perda de carga específica observada com a água do lago Paranoá sugere que as forças de aderência nesse caso resistam mais às forças de cisalhamento do que na situação do córrego do Torto. Como as forças de aderência são regidas pelas características superficiais das partículas e do meio e, são influenciadas significativamente pela desestabilização das partículas, pode-se inferir que as características da água do lago Paranoá, com presença de algas, juntamente com uma coagulação adequada, promoveram um processo de retenção mais eficiente. Aqui cabe ressaltar que muitas algas, assim como outros organismos, são capazes de produzir matéria orgânica extra-celular, que pode agir como polieletrólitos auxiliares na resistência dos flocos e na aderência entre eles.

Entretanto, as remoções de *E. coli* foram menores quando se utilizou a água do lago Paranoá, o que não é consistente com a explicação anterior. Uma possível explicação para essa inconsistência pode ter origem na precisão do método analítico utilizado tendo em vista as concentrações iniciais de *E. coli* na água do córrego do Torto, como observadas nas Tabelas 5.10 e 5.12. Dos dados dessas Tabelas, observa-se que em alguns experimentos, as concentrações iniciais de *E. coli* foram inferiores a 100 NMP/100mL. Como o método analítico utilizado possui limite inferior de detecção de 1 NMP/100mL, nos casos em que as concentrações iniciais de *E. coli* são baixas, não se pode afirmar com precisão o valor da remoção atingida no experimento de filtração. Como exemplo, pode-se citar o valor inicial de *E. coli* de 31 NMP/100mL presente na água bruta do experimento 14 (Tabela 5.12) e a concentração residual de *E. coli* inferior a 1 NMP/100mL, no tempo  $t_2$  de operação regular do filtro (Tabela 5.14). Nessa situação, remoções de 97%, 98%, 99% e 100%, levariam a valores residuais de *E. coli* inferiores a 1 NMP/100mL, não sendo possível assegurar com precisão a remoção total de *E. coli* para essas condições. Sendo assim, optou-se por admitir remoção de 100%.

A partir dos dados das Tabelas 5.11 e 5.14, pode-se observar que não ocorreram diferenças notáveis entre as remoções de turbidez, coliformes totais e *E. coli*, quando foram utilizadas águas do córrego do Torto, em momentos distintos. Contudo, ocorreram maiores remoções de oocistos de *Cryptosporidium* em Fevereiro e Março de 2006, quando comparadas com as remoções da água do Torto em Maio a Julho de 2006.

Esse fato parece estar associado às diferenças de características da água de estudo nos dois grupos de experimentos (ver Tabelas 5.10 e 5.12) e seus reflexos na coagulação. Comparando as Tabelas 5.10 e 5.12, observam-se maiores valores de turbidez na água do córrego do Torto nos meses de Fevereiro e Março. Sendo assim, como pode ser visto na Tabela 5.4, foram necessárias maiores dosagens de coagulante (aproximadamente 10 mg/L) para que fosse possível realizar o processo de coagulação nesses experimentos (dosagem ótima), ocorrendo maiores taxas de crescimento das perdas de carga e maiores retenções de impurezas nas três primeiras camadas do filtro (Figura D.5 e D.6 do Apêndice D). Nessa situação, provavelmente ocorreu formação de flocos com características mais adequadas para a redução de oocistos de *Cryptosporidium*.

No entanto, quando se utilizou água do córrego do Torto em Maio, Junho e Julho de 2006, com valores mais baixos de turbidez, utilizaram-se menores dosagens de sulfato de

alumínio anidro (aproximadamente 5 mg/L). Esse fato pode estar associado ao que já foi discutido no tópico 5.2.8.2 e por Bustamante *et al.* (2001), o que pode ter levado a menor taxa de crescimento das perdas de carga e menores retenções de impurezas, dando um indicativo da utilização de mecanismos de coagulação distintos dos utilizados anteriormente. Dessa forma, nessas circunstâncias, ocorreram menores remoções de oocistos de *Cryptosporidium*.

#### **5.2.10 – Comparação entre as remoções dos parâmetros de qualidade da água no período de inicial de funcionamento do filtro e no período de estabilização do filtro**

Para avaliar os efeitos do tratamento de água ao longo das carreiras de filtração foram realizadas análises dos parâmetros de qualidade da água em dois tempos distintos: no tempo  $t_1$ , nos 15 minutos iniciais de funcionamento do filtro, período de amadurecimento do filtro, e no tempo  $t_2$ , em três horas de experimento, com o filtro em operação regular.

Como pode ser observado nas Tabelas 5.9, 5.11, 5.13 e 5.14 há diferenças nítidas entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli*, quando se compara o período inicial de funcionamento do filtro, no tempo  $t_1$ , com o período em que o processo de filtração já está operando regularmente, no tempo  $t_2$ .

Esse estudo confirma o que foi constatado por Hall *et al.* (1995), Ongerth e Percoraro (1995), Huck *et al.*, (2002b) e Emelko (2003), entre outros, que afirmaram que pode ocorrer aumento dos riscos de traspasse de oocistos de *Cryptosporidium* no período inicial de funcionamento do filtro, quando se trabalha com tratamento convencional e principalmente com filtração direta para tratamento da água. Essa tendência segue o preconizado na teoria de filtração, em função de que nos primeiros momentos da filtração, os mecanismos de aderência não são favorecidos, pois após o transporte até as imediações do grão filtrante, o contato se dá entre floco (desestabilizado) e o meio filtrante (não desestabilizado) não havendo uma eficiência elevada de aderência. Segundo alguns desses autores, estudos devem ser realizados para inferir se taxas reduzidas de filtração no início do funcionamento dos filtros diretos podem ser usados para reduzir o risco de contaminação da água filtrada por oocistos de *Criptosporidium*.

Entretanto, de acordo com o Apêndice C, não há diferenças marcantes entre os valores de turbidez efluente quando se compara o tempo  $t_1$  e  $t_2$  de operação do filtro. Por

consequência, não há diferenças nítidas entre as remoções desse parâmetro ao se trabalhar em condições de amadurecimento do filtro e em operação regular do mesmo. Durante todo o período de filtração, inclusive na fase de amadurecimento, os valores de turbidez se mantiveram sempre inferiores a 0,5 UT (recomendável pela Portaria MS 518/2004) e, geralmente, inferiores a 0,3 UT (preconizado pela USEPA, 1998) como pode ser comprovado na Tabela 5.6.

Sendo assim, para as condições testadas, elevadas concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* e baixos valores de turbidez na água bruta, a turbidez efluente não pode ser considerada como indicativo da ausência de oocistos de *Cryptosporidium*.

## 6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As remoções de oocistos de *Cryptosporidium* realizados foi geralmente inferior a 2,0 log (valor preconizado pela USEPA). Esses resultados podem estar relacionados com o tipo de meio filtrante utilizado e com o diâmetro efetivo de 1,00, superior aos meios granulares utilizados em países chamados de desenvolvidos, além dos mecanismos de coagulação utilizados. Entretanto, é importante observar que a remoção de 2,0 log preconizada pela USEPA, não necessariamente se aplica ao Brasil. Sendo assim, é necessário realizar monitoramento dos mananciais superficiais e adotar um risco aceitável de infecção, para só então, determinar valores de remoção a serem perseguidos.

Os resultados obtidos ao longo desse estudo confirmam que a remoção de protozoários patogênicos está relacionada com as condições de coagulação empregada. Em situações de subdosagem de coagulação, que na prática pode causar falhas no processo de coagulação, como nos experimentos 4 e 8, houve tendência à diminuição da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de outros parâmetros de qualidade da água, dando uma indicação de que a operação do filtro descendente ficou severamente comprometida nessas circunstâncias.

Embora em todos os experimentos de filtração realizados com dosagem “ótima” de coagulante, com super-dosagem de sulfato de alumínio e com taxa de filtração reduzida, os valores de turbidez no efluente do filtro tenham sido inferiores a 0,5 UT, não foi possível garantir água tratada livre de oocistos de *Cryptosporidium*, nessas condições testadas. Entretanto, é importante enfatizar que foram inoculadas concentrações elevadas desses microorganismos, em torno de  $10^2$  a  $10^3$  oocistos/L, em toda a água afluyente utilizada nos experimentos de filtração direta descendente, o que não representa necessariamente a realidade dos mananciais brasileiros. Contudo, esse fato pode ser um indicativo de que há a necessidade de realizar pesquisas aprofundadas a respeito do risco de se obter efluente tratado por filtração direta descendente contaminado por oocistos de *Cryptosporidium*, mesmo que se tenha atingido valores de turbidez preconizados pela Portaria MS 518/2004 do Ministério da Saúde.

Apesar da turbidez efluente se manter geralmente inferior a 0,3 UT (preconizado pela USEPA, 1998), os resultados experimentais indicam que as remoções dos parâmetros microbiológicos de qualidade da água, *E. coli*, coliformes totais e oocistos de

*Cryptosporidium*, são comprometidas nos primeiros momentos de operação do filtro rápido descendente (período de amadurecimento), quando comparadas com períodos de operação regular do mesmo, sugerindo maior risco de traspasse na água produzida nesse período.

O estudo indica que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* podem estar relacionadas com as características da água afluyente. Embora se tenha inoculado aproximadamente a mesma concentração de oocistos de *Cryptosporidium* em toda a água utilizada nos experimentos, houve indicação de diferenças elevadas entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* quando se trabalha com águas distintas, em condições “ótimas” de coagulação, indicando, que a qualidade da água afluyente influencia a ocupação do meio filtrante e provavelmente influencia os mecanismos de coagulação utilizados e o tamanho dos flocos gerados.

Ao trabalhar com experimentos de filtração direta descendente com taxa reduzida de filtração ( $105 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$ ), não há indicativo de variações significativas nas remoções dos oocistos de *Cryptosporidium* quando se compara com experimentos onde foi empregado taxa de filtração de  $210 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{dia}$  e dosagem “ótima” de coagulante. Entretanto, ao se trabalhar com experimentos com super-dosagem de coagulante, houve tendência de remoções de oocistos de *Cryptosporidium* um pouco mais elevadas que as remoções alcançadas com a utilização de dosagem “ótima” de sulfato de alumínio, dando um indicativo do que a coagulação melhorada por ser favorável à remoção desses microorganismos.

Em função dos resultados obtidos nesse trabalho, verifica-se a necessidade de prosseguir com os estudos referentes à utilização de filtração direta descendente para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e dessa forma, sugere-se:

- (1) Investigar a utilização de meio filtrante de dupla camada de antracito e areia, em situações similares às realizadas nesse trabalho com o objetivo de observar possíveis alterações nas remoções dos oocistos de *Cryptosporidium*.
- (2) Investigar a utilização de meio filtrante mais fino e reproduzir as situações estudadas nesse trabalho, para que se possa observar a influência do diâmetro do meio filtrante na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- (3) Estudar a influência de taxas de filtração mais elevadas na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

- (4) Investigar a utilização de outros tipos de coagulante nos estudos de filtração direta descendente, como o policloreto de alumínio e o cloreto férrico.
- (5) Investigar a influência de distintos mecanismos de coagulação e do tamanho dos flocos na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- (6) Avaliar a influência da pré-floculação associada à filtração direta na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- (7) Estudar o comportamento das últimas horas de filtração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.
- (8) Aumentar o número de repetições para cada situação de filtração direta estudada, para que seja possível inferir com maior segurança a respeito dos resultados obtidos.
- (9) Realizar análises de detecção de *Cryptosporidium* em água de lavagem dos filtros diretos descendentes, com o objetivo de verificar a concentração desses microorganismos e definir qual o destino mais apropriado a ser dado para esse efluente.
- (10) Realizar estudos referentes à presença de oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais para que se possa observar a concentração desses microorganismos na natureza e avaliar possíveis riscos de infecção inerentes às concentrações da água bruta, com o objetivo de perseguir valores apropriados de remoções.
- (11) Realizar estudos mais detalhados de modo que seja possível assegurar indicadores precisos e confiáveis de oocistos de *Cryptosporidium*, porque os métodos de detecção desses microorganismos são difíceis, consomem tempo e têm custo elevado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akiba, M., Kunikane, S., Kim, H. S. e Kitasawa, H. (2002). “Algae as surrogate indices for the removal of *Cryptosporidium* oocysts by direct filtration.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(3), 73-80.
- Amirtharajah, A. e Mills, K.M. (1982). “Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation.” *Journal of the American Water Works Association*, **74**(4), 210-216.
- Amirtharajah, A. (1988). “Some Theoretical and Conceptual Views of Filtration.” *Journal of the American Water Works Association*, **80**(12), 36-46.
- Amirtharajah, A. e O`Melia, C.R. (1990). “Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and Flocculation.” In: Pontius, F.W (ed.). *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4ª edição. American Water Works Association. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A. 269-365.
- APHA, AWWA e WPCF (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 16a Edição, Washington D.C., E.U.A.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). *Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público*. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Arboleda V., J. (1992). *Teoria y Practica de La Purificación Del Agua*, Asociacion Colombiana de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental – ACODAL, Colômbia, 684p.
- Bastos, R.K.X (2000). Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, RS.
- Bastos, R.K.X. (2004). “*Giardia* sp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts dynamics in south-east Brazil: occurrence in surface water and removal in water processes.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **4**(2), 15-22.
- Berino, E. e De Luca, S.J. (2003). “Ocorrência de *Cryptosporidium* sp e *Giardia* sp em águas brutas de formadores de Lago Guaíba.” In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC.
- Betancourt, W.Q. e Rose, J.B. (2004). “Drinking water processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*.” *Veterinary Parasitology*, **126**, 219-234.
- Braga, M.M.G. (2005). *Dupla Filtração em Filtros Ascendentes de Pedregulho e Filtros Descendentes de Areia Aplicada à Remoção de Algas: Influência da Taxa de Filtração e Granulometria do Filtro de Areia*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 174p.

- Brasil (2004). Ministério da Saúde. “Portaria nº 518: Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 de março de 2004.
- Brasil (2005). Ministério da Saúde. “Comentários sobre a Portaria MS nº 518/2004: subsídios para a implementação.” *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo Brasília, DF, 2005.
- Bustamante, H.A., Shanker, S.R., Pashley, R.M. e Karaman, M.E. (2002). “Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants.” *Water Research*, **35**(13), 3179-3189
- Cardoso, L.S., Brino, E., Deus, A.B.S., De Luca, S.J. (2002). “*Cryptosporidium* e *Giardia* em águas e efluentes: estado da arte.” In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Cancun, México, outubro de 2002.
- Cardoso, L.S, De Carli, G.A. e De Luca, S.J. (2003). “*Cryptosporidium* e *Giardia* em efluentes biologicamente tratados e desinfetados.” *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **8**(4), 285-290.
- Carey, C.M., Lee, H. e Trevors, J.T. (2004). “Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium hominis* oocyst.” *Water Research*, **38**, 818-862.
- Carrión, J.P. e Esparza, M.L.C (1992). “Ciclo: Tratamiento. Série: Filtracion rapida. Manual II – Critérios de Selecccion.” *Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciencias del Ambiente (CEPIS)*, 80p.
- Carvalho, R.P.M. (2000). *Aplicabilidade da pré-filtração ascendente em pedregulho com coagulação química, como pré-tratamento para a filtração lenta de águas com presença de algas*, Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 129p.
- Cezar, M.C.M. (2000). *Aplicabilidade da Pré-Filtração Ascendente em Pedregulho como Pré-Tratamento para a Filtração de Águas com Presença de Algas*, Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, 129p.
- Chauret, C., Armstrong, N., Fisher, J., Sharma, R., Springthorpe, S. e Sattar, S. (1995). “Correlating *Cryptosporidium* and *Giardia* with microbial indicators.” *Journal of the American Water Works Association*, **87**(11), 76-83.

- Cleasby, J.L. (1990). "Filtration." In: Pontius, F.W (ed.). *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4ª edição. American Water Works Association. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A. 455-560.
- Dai, X. e Hozalski, R.M. (2002). "Effect of NOM and biofilm on the removal of *Cryptosporidium parvum* oocysts in rapid filters." *Water Research*, **36**, 3523-3532.
- De Luca, S.J., Cardoso, L.S., Brusa, A.B.S.D, Berino, E., Schuck, Padilha, C., Reggio, E., Martins, A., De Carli, G.A. (2002). *Ocorrência de Cryptosporidium e Giardia em águas para abastecimento*. PROSAB, Porto Alegre, Brasil, 53p.
- Di Bernardo, L. e Prezotti, J.C.S. (1991). "Desempenho de Filtros Rápidos de Gravidade com Meio Filtrante de Areia praticamente Uniforme." *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Volume 2, Tomo II, Goiânia, Brasil.
- Di Bernardo, L. (1993a). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. ABES, Vol. II, Rio de Janeiro, Brasil, 498p.
- Di Bernardo, L. (1993b). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. ABES, Vol. I, Rio de Janeiro, Brasil, 496p.
- Di Bernardo, Da Nave Mendes, C.G., Brandão, C.C.S., Sens, M.L., Pádua, V.L. (2003). *Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta*. ABES, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro.
- Dugan, N.R., Fox, K.R., Owens, J.H., Miltner, R.J. (2001). "Controlling *Cryptosporidium* oocysts using Conventional treatment." *Journal of the American Water Works Association*, 93(12), 64-77.
- Dugan, N.R. e Williams, D.J. (2004). "Removal of *Cryptosporidium* by in line filtration: effects of coagulant type, filter loading rate and temperature." *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*.
- Dumoutier, N. e Mandra, V. (1996). "*Giardia* and *Cryptosporidium* removal by water treatment plants." *Water Supply*, **14**(3-4), 387-401.
- Edwards, G.A. e Amirtharajah, A. (1985). Removing Color Caused by Humic Acids (1985). *Journal of the American Water Works Association*, **77**(3), 50-57.
- Edzwald, J.K., Tobasin, J.E., Kaminski, G., Galant, P. (2001). "Removal and fate of *Cryptosporidium* in dissolved air drinking water treatment plants." *Water Science and Technology*, **43**(8), 51-57.
- Emelko, M.B. (2003). "Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual and tri media filtration" *Water Research*, **37**, 2998-3008.
- Fayer, R. e Ungar, L.P. (1986). "*Cryptosporidium* spp. and cryptosporidiosis." *Microbiological Review*, **50**(4), 458-483.

- Fernandes, N.M.G. (2006). *Comunicação pessoal*.
- Fench, K., Guest, R.K, Finch, G.R e Haas, C.N. (2000). “Correlating *Cryptosporidium* removal using dissolved air flotation in water treatment.” *Water Research*, **34**(16), 4116-4119.
- Gitis, V., Haught, R.C. e Krishnan, E.R. (2002). “Depressed filtration ripening enhances removal of *Cryptosporidium parvum*.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(3), 159-168.
- Glasgow, G.D.E. e Wheatley, A.D. (1998). “The effect of surges on the performance of rapid gravity filtration.” In: *Water Science and Technology*, **37**(2), 75-81.
- Hachich, E.M., Galvani, A.T., Padula, J.A., Menegon, N. e Sato, M.I.Z. (2000). “Importância do controle dos parasitas patogênicos *Giardia* e *Cryptosporidium* em águas captadas para consumo humano.” In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, RS.
- Hall, T., Pressdee, J., Gregory, R. e Murray, K. (1995). “*Cryptosporidium* Removal during water treatment using dissolved air flotation.” *Water Science and Technology*, **31**(3-4) 125-135.
- Harrington, G.W., Xagorarakis, I., Assavasilasukul, P. e Standridge, J.H. (2003). “Effect of filtration conditions on removal of emerging waterborne pathogens.” *Journal of the American Water Works Association*, **95**(12), 95-104.
- Hashimoto, A., Hirata, T., Kunikane, S. (2001). “Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in a conventional water purification plant.” *Water Science and Technology*, **43**(12), 89-92.
- Hsu, B.M. e Yeh, H.H. (2003). “Removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water treatment: a pilot scale study.” *Water Research*, **37**, 1111-1117.
- Huck, P.M., Coffeey, B.M., Anderson, W.B, Emelko, M.B., Maurizio, D.D., Slawson, R.M., Douglas, I.P., Jasim, S.Y. e C.R.O`Melia (2002a). “Using turbidity and particle counts to monitor *Cryptosporidium* removals by filters.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(3) 65–71.
- Huck, P.M., Coffey, B.M., Emelko, M.B., Maurizio, D.D., Slawson, R.M., Anderson, W.B., Oever, J.V.D., Douglas, I.P. e O`Melia, C.R. (2002b). “Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal.” *Journal of the American Water Works Association*, **94**(6), 97-111.
- Ives, K.J. (1969). “Rapid filtration.” *Water Research Pergamon Press*, **4**, 201-223.
- Johnson, P.N. e Amirtharajah, A. (1983). “Ferric chloride and alum as single and dual coagulants.” *Journal of the American Water Works Association*, **75**(5), 232-239.

- Kawamura, S. (1999). "Design and operation of high rate filters." *Journal of the American Water Works Association*, **91**(12), 77-90.
- Kim, H.S., Kobayashi, W., Akiba, M., Kunikane, S. (2002). "Evaluation of *Scenedesmus quadricauda* as a surrogate of *Cryptosporidium* oocysts removal in direct filtration." *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(5), 395-402.
- Kuroda, E.K. (2002). *Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 201 p.
- Ladeia, M.M. (2004). *Avaliação da eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de Cryptosporidium sp em instalação piloto*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 80 p.
- Lang, J.S., Giron, J.J., Hansen, A.T., Trussel, R.R. e Hodges Jr., W.E. (1993). "Investigating filter performance as a function of the ratio of filter size to media size." *Journal of the American Water Works Association*, **85**(10), 122-130.
- LeChevallier, M.W., Norton, W.D. e Lee, R.G. (1991). "Giardia and Cryptosporidium spp. in filtered drinking water supplies." *Applied and Environmental Microbiology*, **57**(9), 2617-2621.
- LeChevallier, M.W. e Norton, W.D. (1992). "Examining relationships between particle counts and Giardia, Cryptosporidium and Turbidity." *Research and Technology*, (12), 54-60.
- LeChevallier, M.W. e Norton, W.D. (1995). "Giardia and Cryptosporidium in raw and finished water." *Journal of the American Water Works Association*, **87**(9), 54-68.
- Li, S.Y., Goodrich, J.A., Owens, J.A., Willeke, G.E., Schaefer III, F.W. e Clark, R.M. (1997). "Reliability of surrogates for determining Cryptosporidium removal." *Journal of the American Water Works Association*, **89**(5), 91-99.
- Machado, P.M.R., Cerqueira, D.A., Heller, L. (2005). "Avaliação comparativa da ocorrência de protozoários em dois sistemas de abastecimento de água: um estudo em uma cidade de porte médio do estado de Minas Gerais." In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS.
- Marques, A.D., Pereira, D.S.C. de A., Covre, M.A., Gonçalves, R.F., Keller, R. (2005). "Remoção de Cryptosporidium sp e Giargia lamblia em águas de abastecimento." In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS.

- Melo, A.E.S. (2003). Filtração Direta Ascendente Em Pedregulho seguida de Filtração Rápida Aplicada a Remoção de Algas. Monografia de Estágio supervisionado em Engenharia Civil, Universidade de Brasília, 102p.
- Muller, A.P.B. (1999). *Detecção de oocistos de Cryptosporidium spp. em águas de abastecimento superficiais e tratadas da região metropolitana de São Paulo*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, 108 p.
- Nieminski, E.C. e Ongerth, J.E. (1995). “Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration.” *Journal of the American Water Works Association*, **87**(9), 96-106.
- Nieminski, E.C. (1997). “Removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* through conventional water treatment and direct filtration.” *Environmental Protection Agency*.
- Ongerth, J.E. e Pecoraro, J.P. (1995). “Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters.” *Journal of the American Water Works Association*, **87**(12), 83-89.
- Ongerth, J.E. e Hutton, P.E. (1997). “DE filtration to remove *Cryptosporidium*.” *Journal of the American Water Works Association*, **89**(12) 39-46.
- O’Mélia, C.R. (1985). “Partículas, pretreatment and performance in water filtration.” *Journal of the Environmental Engineer. – ACE*, **111**(6) 874-890.
- Pereira, D.S.C.A. (2005). “Influência do mecanismo de coagulação na remoção de *Cryptosporidium spp* em águas de abastecimento.” In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS.
- Plummer, J.D., Edzwald, J.K. e Kelley, M.B. (1995). “Removing *Cryptosporidium* by dissolved air flotation.” *Journal of the American Water Works Association*, **87**(9), 85-95.
- Povinelli, J., De Andrade Neto, C.O., Pinto, D.L., Montenegro, M.H., Machado, A.V., Bondarovsky, S.H., Claper, J.R. e De Figueiredo, C.M.P. (2003). *Tratamento de Água para abastecimento por filtração direta*. PROSAB, São Paulo, Brasil, 480p.
- Rose, J.B. (1988). “Occurrence and significance of *Cryptosporidium* in water.” *Journal of the American Water Works Association*, **80**(2), 53-58.
- Rose, J.B., Haas, C.N. e Regli, S. (1991). “Risk assessment and control of waterborne giardiasis.” *Am Journal Public Health*, **81**(6), 709-713.
- Sasaki, T., Kobayashi, K., Hanamoto, T. e Nagashio, D. (2000). “An optimized water treatment system incorporating protection against *Cryptosporidium* oocysts.” *IWA*, 422-427.

- Schijven, J.F., DeBruin, H.A.M., Hassanizadeh, S.M. e De Roda Husman, A.M. (2003). “Bacteriophages and *Clostridium* spores as indicator organisms for removal of pathogens by passage through saturated dune sand.” In: *Water Research*, **37**, 2186-2194.
- Shaw, K., Walker, S. e Koopman, B. (2000). “Improving filtration of *Cryptosporidium*.” *Journal of the American Water Works Association*, **92**(12), 103-111.
- States, S., Stadterman, K., Ammon, L., Vogel, P., Baldizar, J., Wright, D., Conley, L. e Sykora, J. (1997). “Protozoa in river water: sources, occurrence and treatment.” *Journal of the American Water Works Association*, **89**(9), 75-82.
- States, S., Tomko, R., Scheuring, M. e Casson, L. (2002). “Enhanced coagulation and removal of *Cryptosporidium*.” *Journal of the American Water Works Association*, **94**(11), 67-77.
- Stevenson, W.J. (1981). *Estatística aplicada à Administração*. Editora Harbra Ltda. São Paulo, SP, Brasil.
- Swertfeger, J., Metz, D.H., DeMarco, J., Braghetta, A. e Jacangelo, J.G. (1999). “Effect of filter media on cyst and oocyst removal.” *Journal of the American Water Works Association*, **91**(9), 90-100.
- USEPA (1998). National primary drinking water regulations: interim enhanced surface water treatment, final rule. *Environmental Protection Agency*, Washington DC. USA.
- USEPA (2001). Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA. *Environmental Protection Agency* – 821-R-01-025.
- USEPA (2006). Foto de *Cryptosporidium parvum*. Disponível em < [http://www.epa.gov/nerlcwww/cpt\\_seq1.htm](http://www.epa.gov/nerlcwww/cpt_seq1.htm) > Acesso em: 22/09/2006, 00h27min.
- The Drinking Water Inspectorate (1999). The water supply (water quality) regulations: *Cryptosporidium* in water supplies. *DWI Information Letters 10/99*, 29 de Junho de 1999.
- Vianna, M.R. (2002). *Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água*. Editora Imprimatur, Belo Horizonte, M.G, Brasil.
- Vieira, M.B.C.M, Brito, L.L.A., Machado, P.M.R, Heller, L. (2000). “Verificação da ocorrência de cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium* e indicadores bacterianos nos esgotos sanitários da bacia do Ribeirão Arrudas, Belo Horizonte, MG.” In: IX SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro, BA.
- Vrale, L. e Jorden, R.M. (1971). “Rapid mixing in water treatment.” *Journal of the American Water Works Association*, **63**(1), 52-58.

- Wood, L.W. (1985). "Chloroform-methanol extraction of chlorophyll a." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **42**, 38-43.
- Xagorarakis, I., Harrington, G.W., Assavasilavasukul, P. e Standridge, J.H. (2004). "Removal of emerging waterborne pathogens and pathogens indicators." *Journal of the American Water Works Association*, **96**(5), 102-113.

## **APÊNDICE**

## APÊNDICE A – CÁLCULO DO DISPOSITIVO DE MISTURA RÁPIDA

Tabela A.1 – Cálculo do dispositivo de mistura rápida para Taxa de 210 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia

Diâmetro do filtro (Df)		0,085	m
Área do filtro (Af)		5,67E-03	m <sup>2</sup>
Taxa de filtração (Tf)		210	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> dia
Vazão do filtro (Qf)	$Qf = Af * Tf$	1,38E-05	m <sup>3</sup> /s
Vazão do coagulante (Qc)	ADOTADO	6,57E-07	m <sup>3</sup> /s
Vazão na saída dos orifícios (Qo)			
Diâmetro externo da tubulação (De)		0,02	m
Espessura da tubulação (e)		0,0015	m
Diâmetro interno da tubulação (D)	$D = De - 2e$	0,017	m
Área da expansão (AD)		2,27E-04	m <sup>2</sup>
Diâmetro da contração (d')	$d'^2 \leq D^2/7$	0,0064	m
Diâmetro da contração adotado (d)		0,0036	m
Área da contração (Ac)		1,02E-05	m <sup>2</sup>
Velocidade da água na contração (Vc)	$Vc = Qf / Ac$	1,35	m/s
Perda de carga na expansão (Δh)	$\Delta h = (Vc^2 / 2g) * (1 - (d^2 / D^2))^2$	9,17E-02	m
Velocidade da água na expansão (VD)	$VD = Qf / AD$	6,08E-02	m/s
Diâmetro do orifício (c)		0,00064	m
Área do orifício (Ao)		3,22E-07	m <sup>2</sup>
Número de orifícios (N)		6	
Espessamento entre D e Dc (E)	$E = ((D - d) / 2) - c$	0,0046	m
Posição dos orifícios (P)	$P = 2/3 * E$	0,0031	m
Raio da circunferência de posição dos orifícios ®	$R = (2/3 * E) + (d/2)$	0,0049	m
Comprimento da circunferência C		0,0397	m
Espaçamento entre orifícios (Eo')	$Eo' = (C - (N * c)) / (N - 1)$	0,0072	m
Espaçamento linear entre orifícios (Eo)	$Eo = R$	0,0049	m
Tempo de mistura (t)	$t = 2,5 * Eo / VD$	0,202	m/s
Velocidade de aproximação (Va)	$Va = Qf / Ac$	1,35	s
Velocidade de saída de cada orifício (Vs)	$Vs = Qc / Ao$	2,04	m/s
Peso específico (γ)		9800	N/m <sup>3</sup>
Viscosidade absoluta (μ)		1,029E-03	Ns/m <sup>2</sup>
Potência dissipada na massa líquida (P)	$P = \gamma * N * Ao * Va * ((Vs + Va)^2 / (2 * g))$	0,02	Nm/s
Gradiente de velocidade da expansão (GD)	$GD = (\gamma (\Delta h / \mu * t))^{1/2}$	2081,38	s <sup>-1</sup>
Volume da água na mistura (Vol)	$Vol = 2,5 * AD * Eo$	2,78E-06	m <sup>3</sup>
Gradiente de velocidade decorrente do injetor (Gi)	$Gi = (P / (\mu * Vol))^{1/2}$	2295,53	s <sup>-1</sup>
Gradiente de velocidade total do dispositivo (Gt)	$Gt = GD + Gi$	4376,91	s <sup>-1</sup>

Tabela A.2 – Cálculo do dispositivo de mistura rápida para Taxa de 105 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>dia

Diâmetro do filtro (Df)		0,085	m
Área do filtro (Af)		5,67E-03	m <sup>2</sup>
Taxa de filtração (Tf)		105	m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> dia
Vazão do filtro (Qf)	$Qf = Af * Tf$	6,90E-06	m <sup>3</sup> /s
Vazão do coagulante (Qc)	ADOTADO	6,57E-07	m <sup>3</sup> /s
Vazão na saída dos orifícios (Qo)			
Diâmetro externo da tubulação (De)		0,02	m
Espessura da tubulação (e)		0,0015	m
Diâmetro interno da tubulação (D)	$D = De - 2e$	0,017	m
Área da expansão (AD)		2,27E-04	m <sup>2</sup>
Diâmetro da contração (d')	$d'^2 \leq D^2/7$	0,0064	m
Diâmetro da contração adotado (d)		0,0036	m
Área da contração (Ac)		1,02E-05	m <sup>2</sup>
Velocidade da água na contração (Vc)	$Vc = Qf/Ac$	0,68	m/s
Perda de carga na expansão (Δh)	$\Delta h = (Vc^2/2g) * (1 - (d^2/D^2))^2$	2,29E-02	m
Velocidade da água na expansão (VD)	$VD = Qf/AD$	3,04E-02	m/s
Diâmetro do orifício (c)		0,00064	m
Área do orifício (Ao)		3,22E-07	m <sup>2</sup>
Número de orifícios (N)		6	
Espassamento entre D e Dc (E)	$E = ((D-d)/2) - c$	0,0046	m
Posição dos orifícios (P)	$P = 2/3 * E$	0,0031	m
Raio da circunferência de posição dos orifícios @	$R = (2/3 * E) + (d/2)$	0,0049	m
Comprimento da circunferência C		0,0397	m
Espaçamento entre orifícios (Eo')	$Eo' = (C - (N * c)) / (N - 1)$	0,0072	m
Espaçamento linear entre orifícios (Eo)	$Eo = R$	0,0049	m
Tempo de mistura (t)	$t = 2,5 * Eo / VD$	0,403	s
Velocidade de aproximação (Va)	$Va = Qf/Ac$	0,68	m/s
Velocidade de saída de cada orifício (Vs)	$Vs = Qc/Ao$	2,04	m/s
Peso específico (γ)		9800	N/m <sup>3</sup>
Viscosidade absoluta (μ)		1,029E-03	Ns/m <sup>2</sup>
Potência dissipada na massa líquida (P)	$P = \gamma * N * Ao * Va * ((Vs + Va)^2 / (2 * g))$	0,0048	Nm/s
Gradiente de velocidade da expansão (GD)	$GD = (\gamma(\Delta h / \mu * t))^{1/2}$	735,88	s <sup>-1</sup>
Volume da água na mistura (Vol)	$Vol = 2,5 * AD * Eo$	2,78E-06	m <sup>3</sup>
Gradiente de velocidade decorrente do injetor (Gi)	$Gi = (P / (\mu * Vol))^{1/2}$	1299,42	s <sup>-1</sup>
Gradiente de velocidade total do dispositivo (Gt)	$Gt = GD + Gi$	2035,30	s <sup>-1</sup>

## APÊNDICE B – VAZÕES EFLUENTES DO FILTRO DESCENDENTE AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA

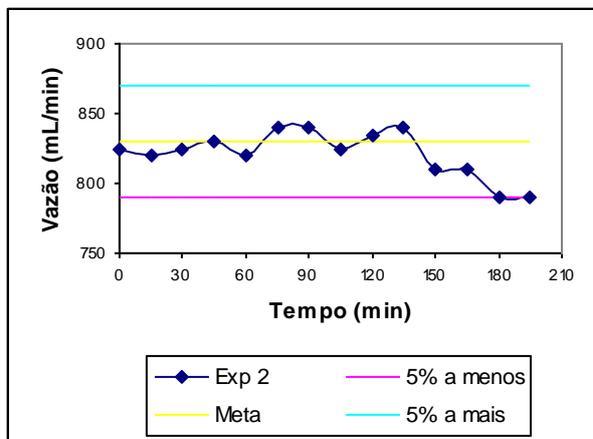


Figura B.1 – Vazão efluente ao longo do experimento 2

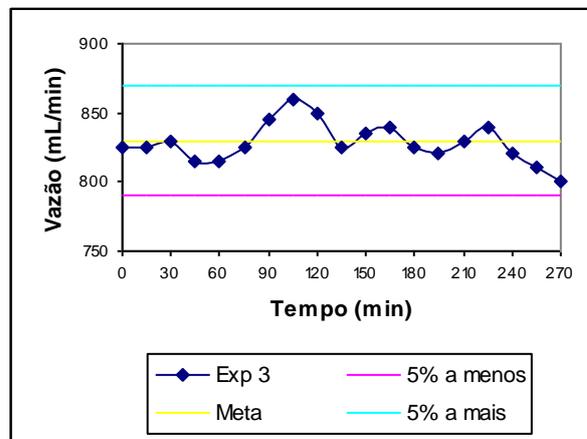


Figura B.2 – Vazão efluente ao longo do experimento 3

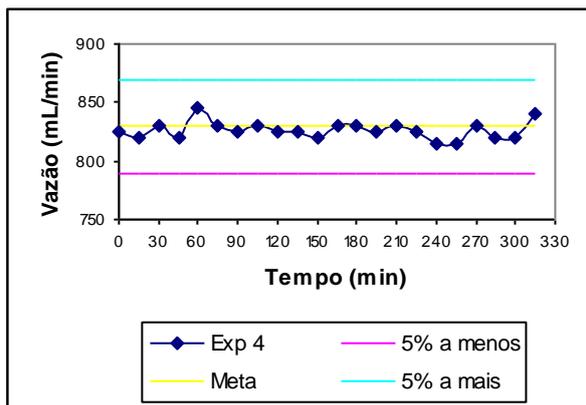


Figura B.3 – Vazão efluente ao longo do experimento 4

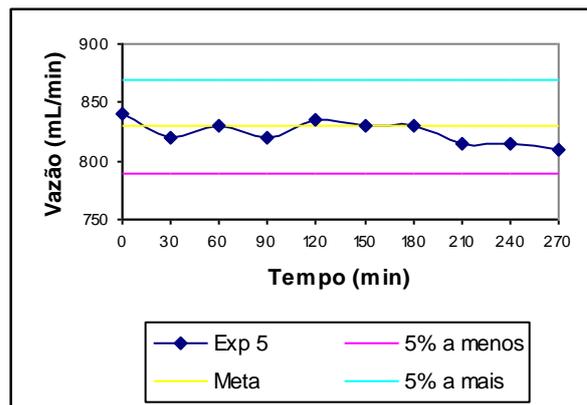


Figura B.4 – Vazão efluente ao longo do experimento 5

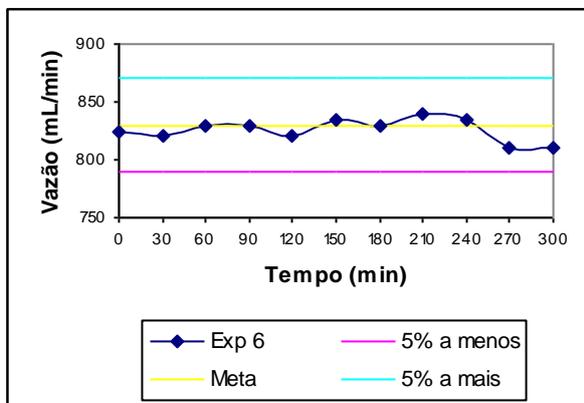


Figura B.5 – Vazão efluente ao longo do experimento 6

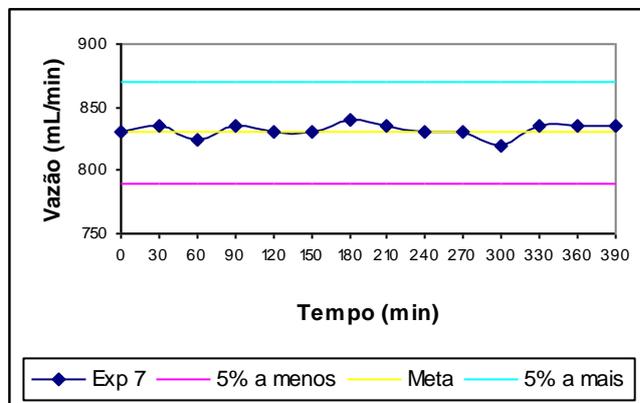


Figura B.6 – Vazão efluente ao longo do experimento 7

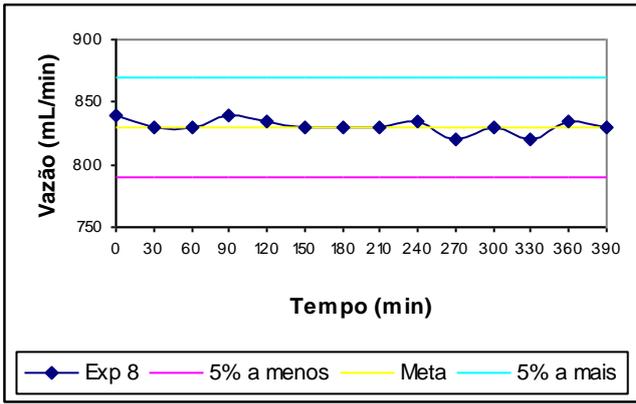


Figura B.7 – Vazão efluente ao longo do experimento 8

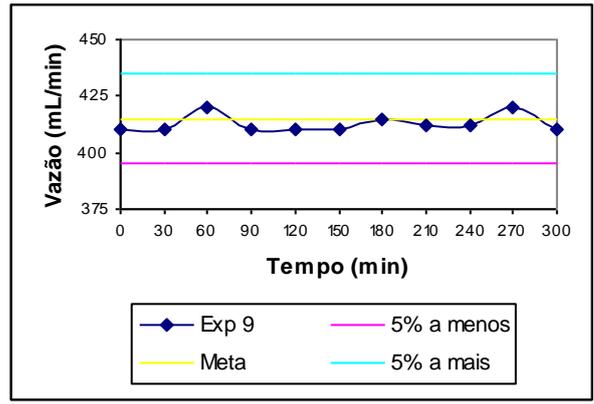


Figura B.8 – Vazão efluente ao longo do experimento 9

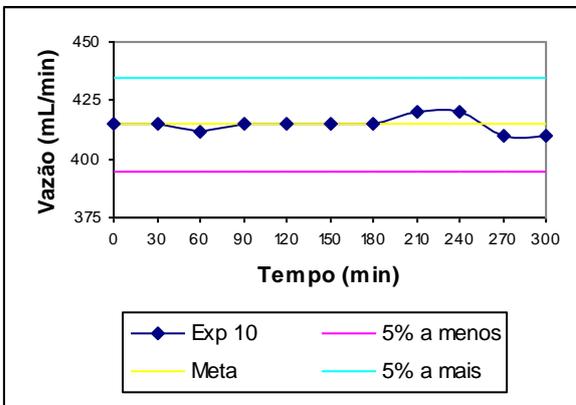


Figura B.9 – Vazão efluente ao longo do experimento 10

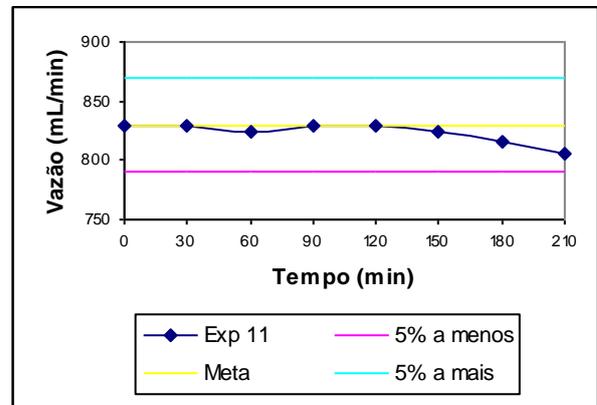


Figura B.10 – Vazão efluente ao longo do experimento 11

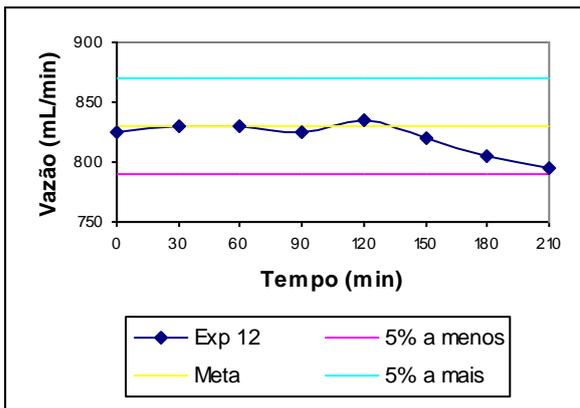


Figura B.11 – Vazão efluente ao longo do experimento 12

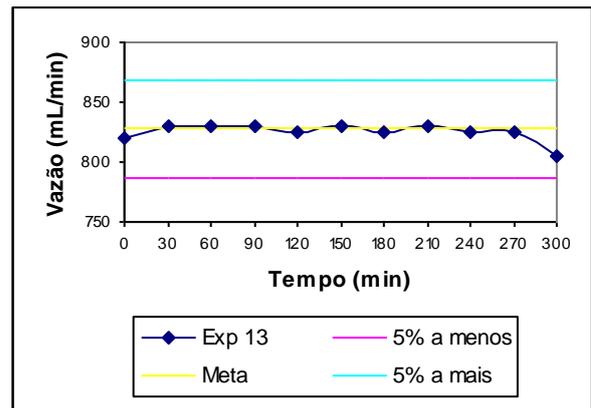


Figura B.12 – Vazão efluente ao longo do experimento 13

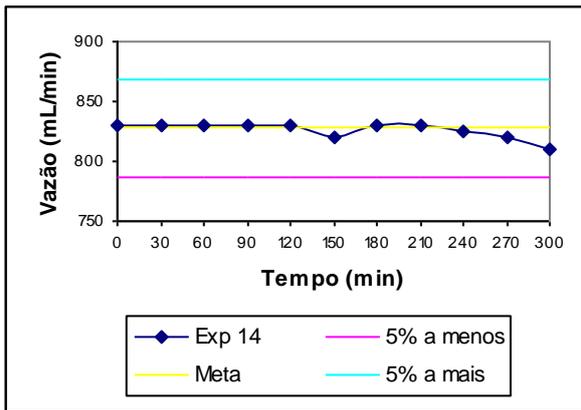


Figura B.13 – Vazão efluente ao longo do experimento 14

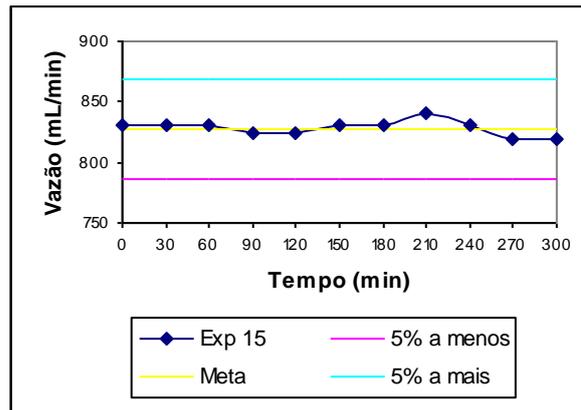


Figura B.14 – Vazão efluente ao longo do experimento 15

## APÊNDICE C – TURBIDEZ AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

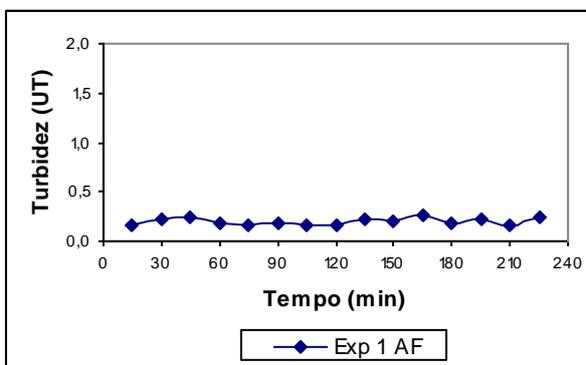


Figura C.1 – Turbidez da água filtrada ao longo do experimento 1

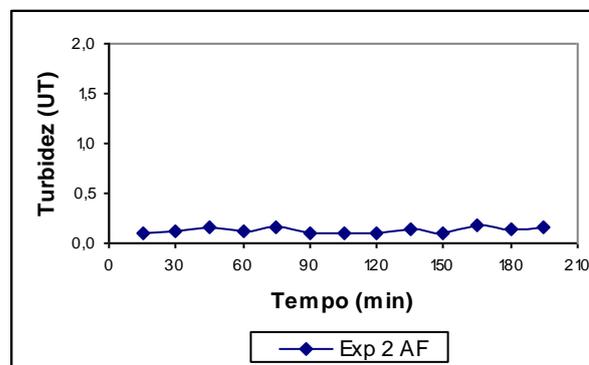


Figura C.2 – Turbidez da água filtrada ao longo do experimento 2

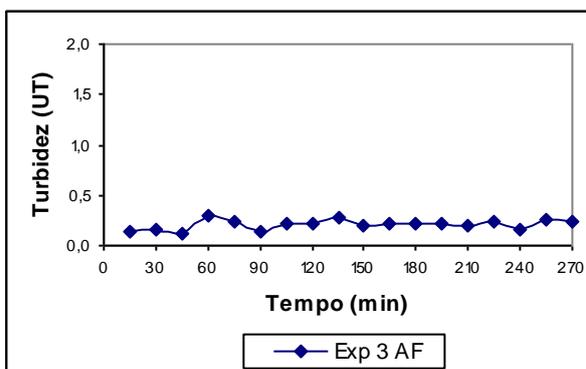


Figura C.3 – Turbidez da água filtrada ao longo do experimento 3

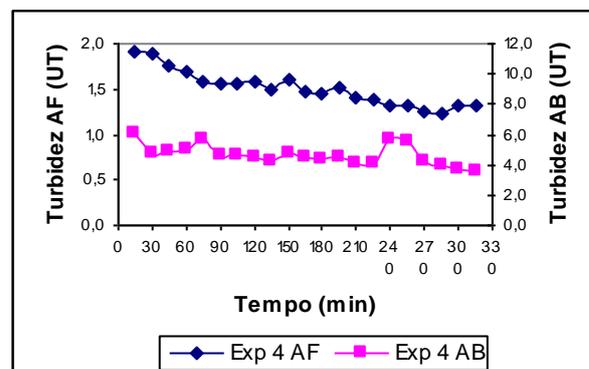


Figura C.4 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 4

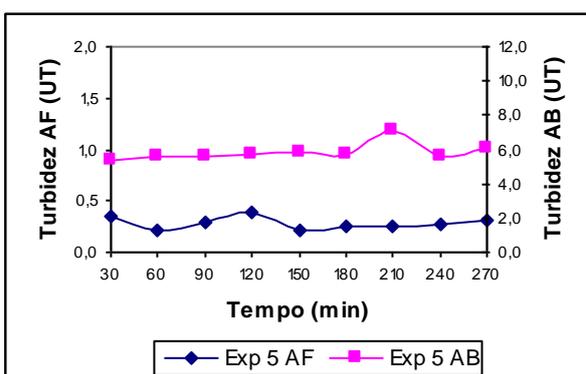


Figura C.5 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 5

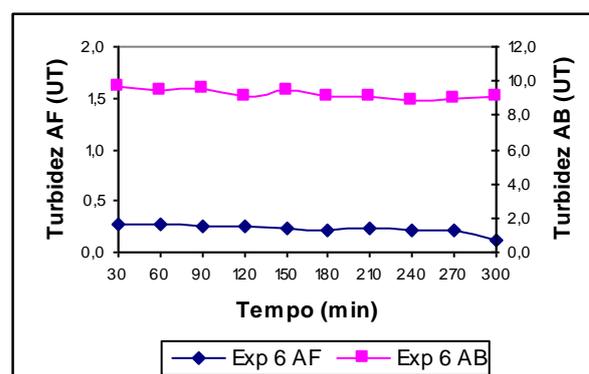


Figura C.6 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 6

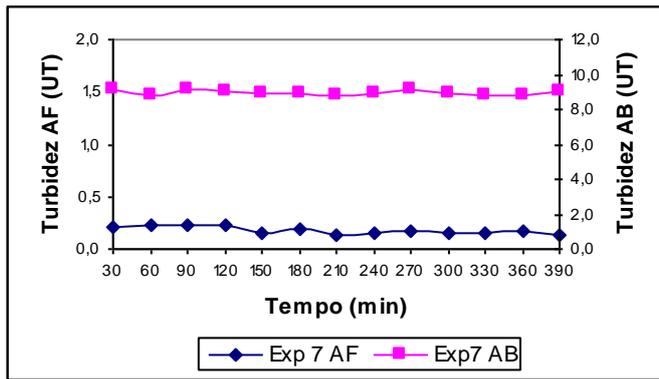


Figura C.7 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 7

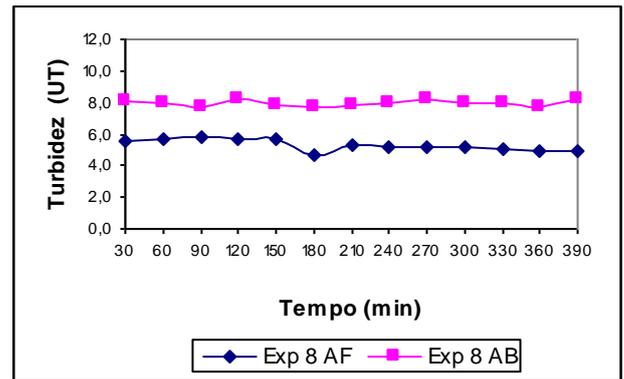


Figura C.8 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 8

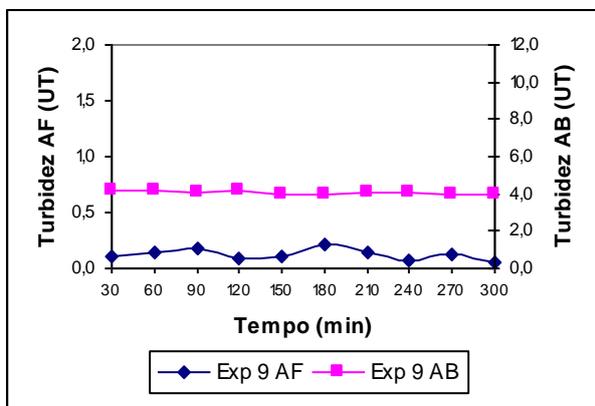


Figura C.9 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 9

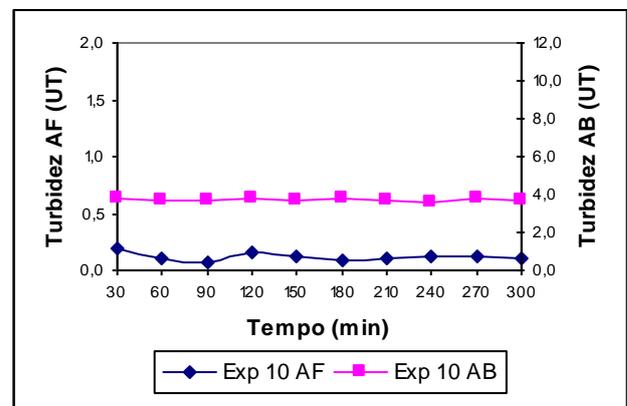


Figura C.10 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 10

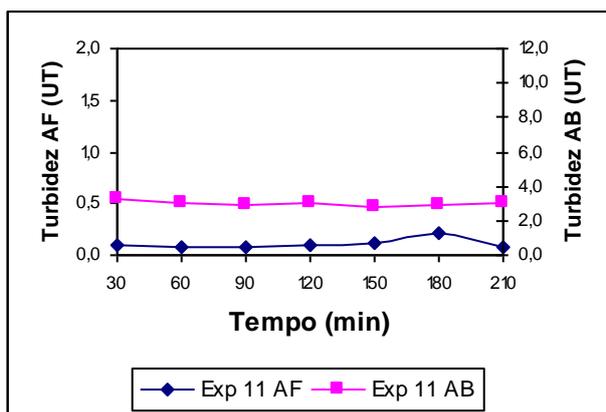


Figura C.11 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 11

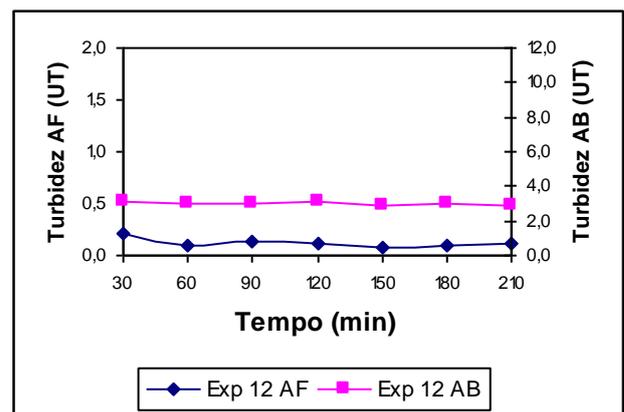


Figura C.12 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 12

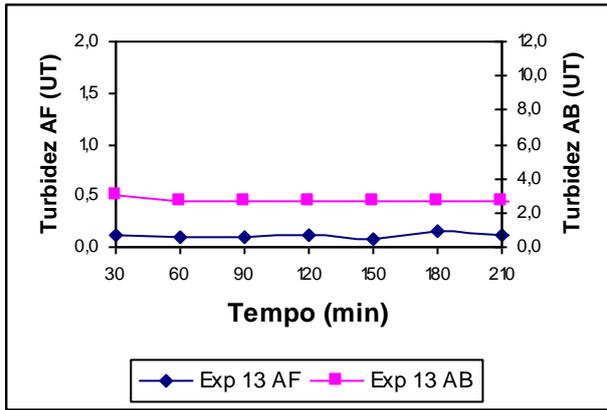


Figura C.13 – Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 13

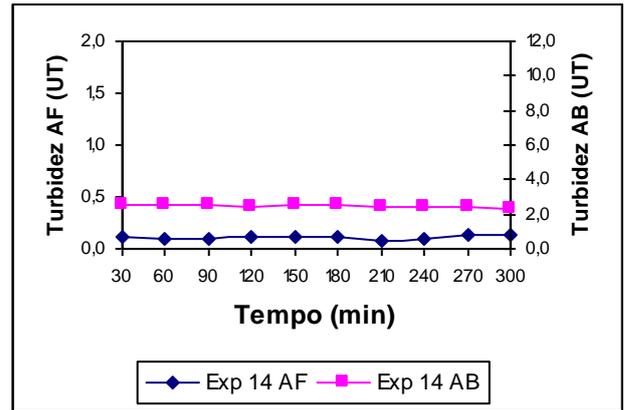


Figura C.14– Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 14

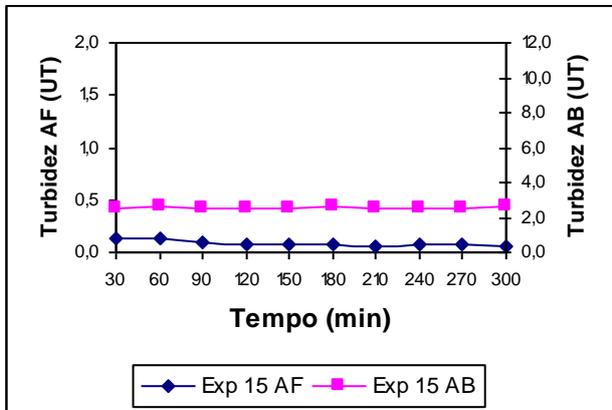


Figura C.15– Turbidez da água bruta e da água filtrada ao longo do experimento 15

**APÊNDICE D – TAXA DE CRESCIMENTO DAS PERDAS DE CARGA NAS CAMADAS DO MEIO FILTRANTE AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE**

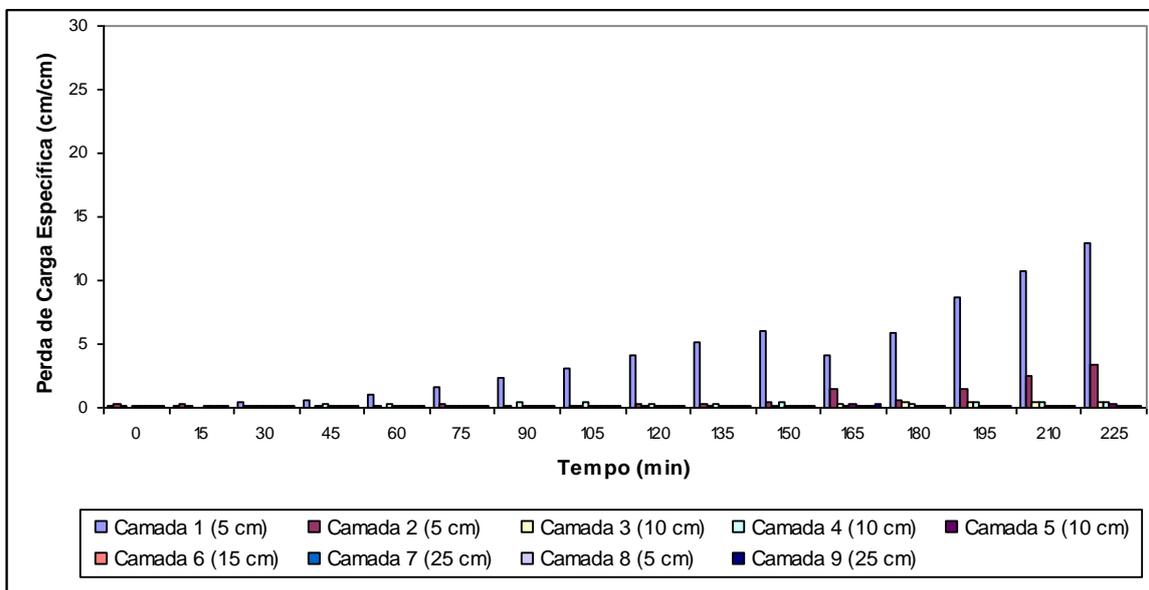


Figura D.1 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 1  
Água do lago Paranoá – Dosagem “ótima” de coagulante

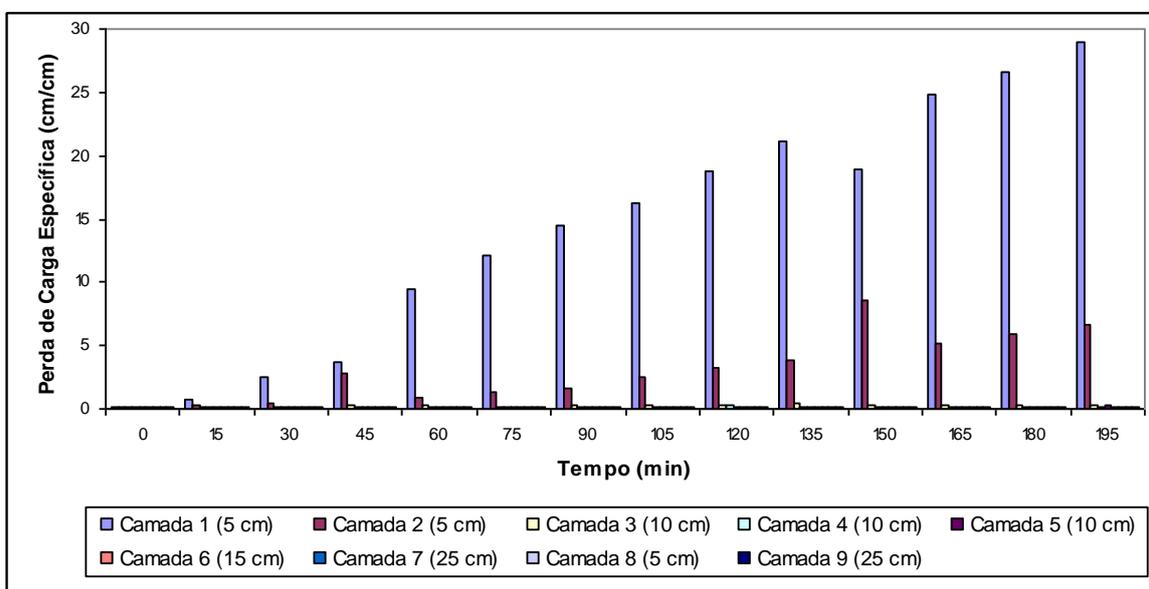


Figura D.2 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 2  
Água do lago Paranoá – Dosagem “ótima” de coagulante

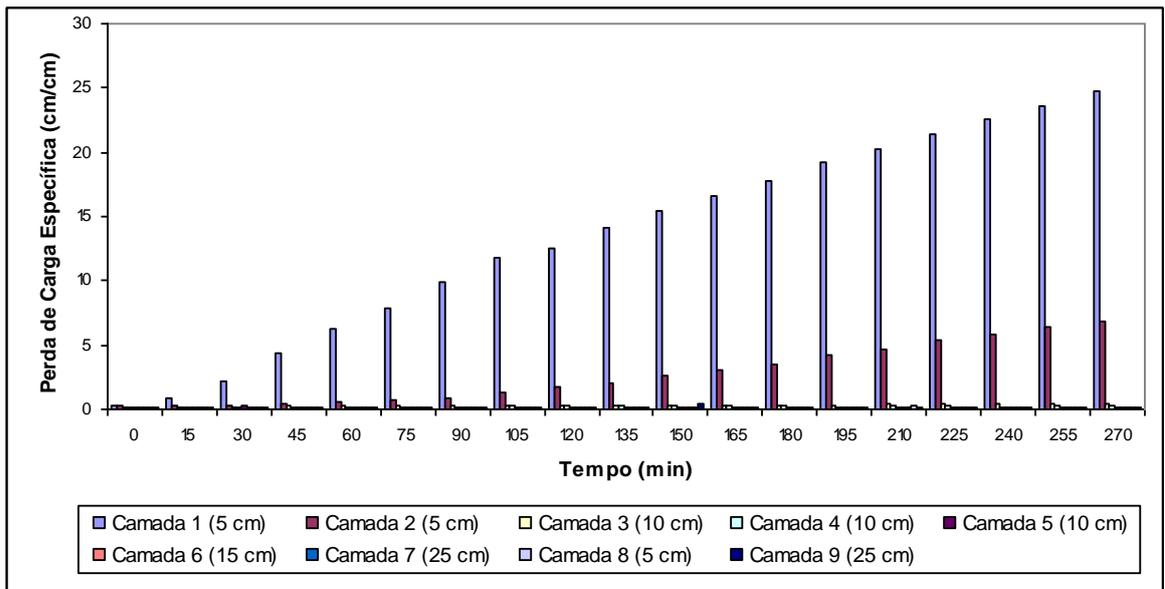


Figura D.3 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 3  
Água do lago Paranoá – Dosagem “ótima” de coagulante

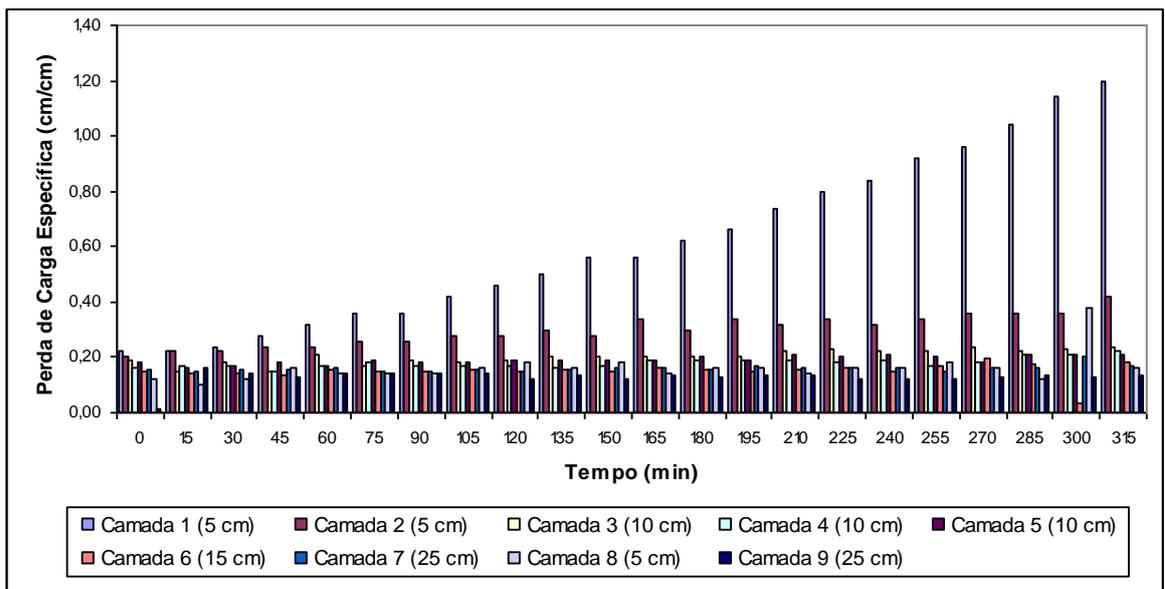


Figura D.4 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 4  
Água do lago Paranoá – Subdosagem de coagulante

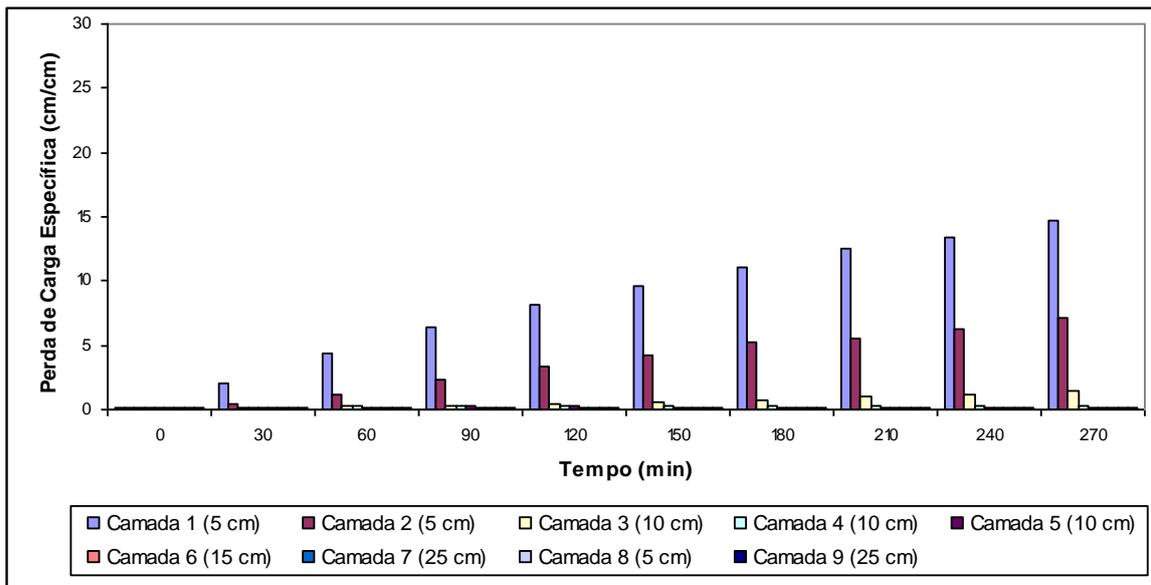


Figura D.5 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 5 Água do córrego do Torto em fevereiro de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante

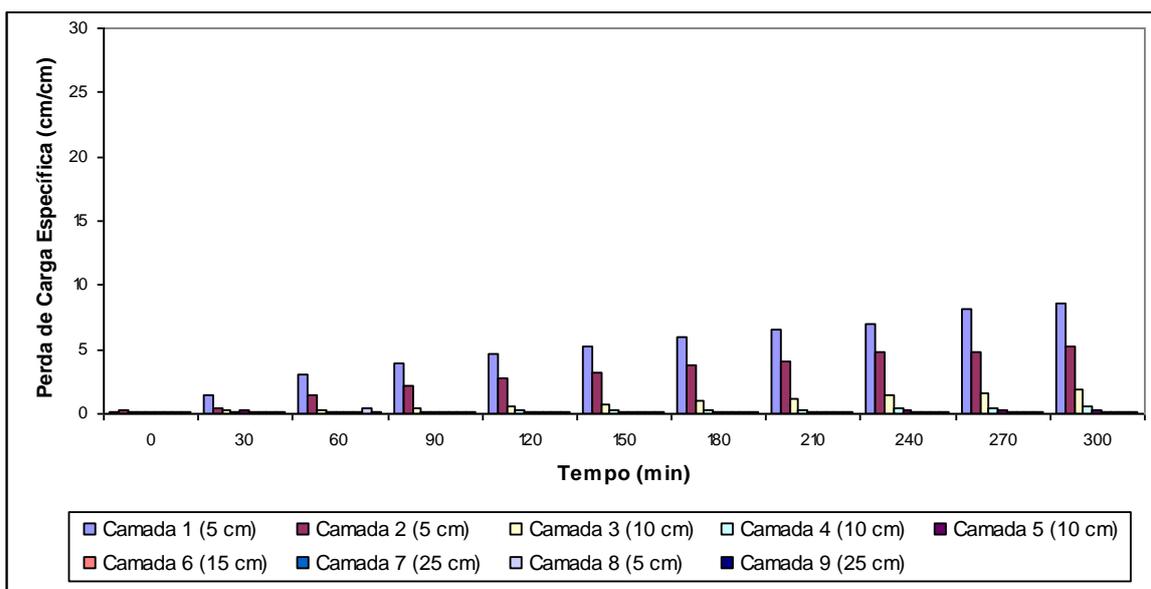


Figura D.6 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 6 Água do córrego do Torto em março de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante

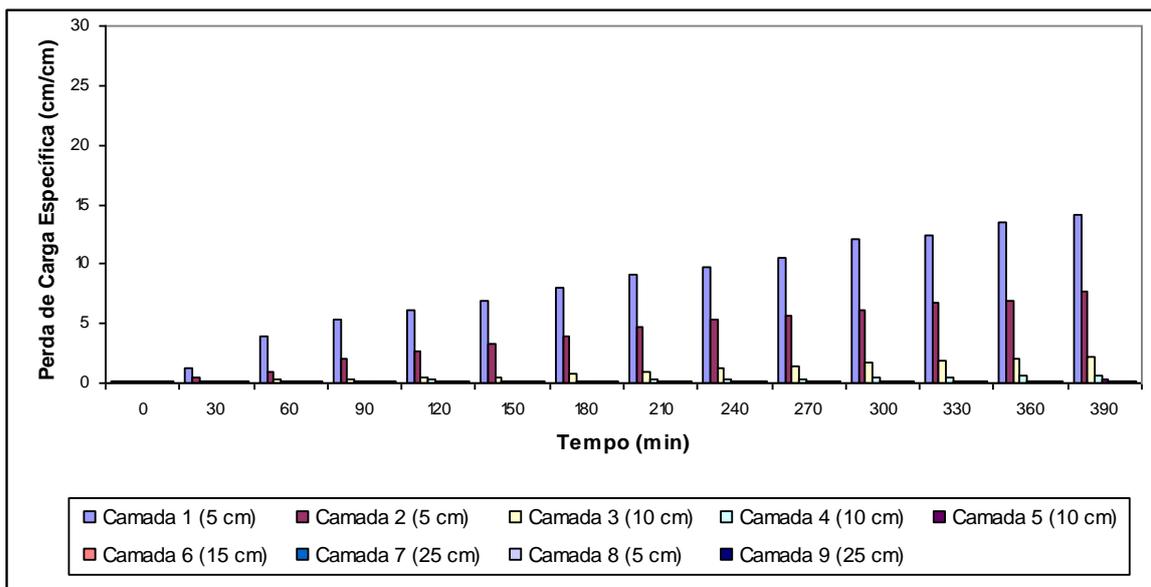


Figura D.7 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 7  
Água do córrego do Torto em março de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante

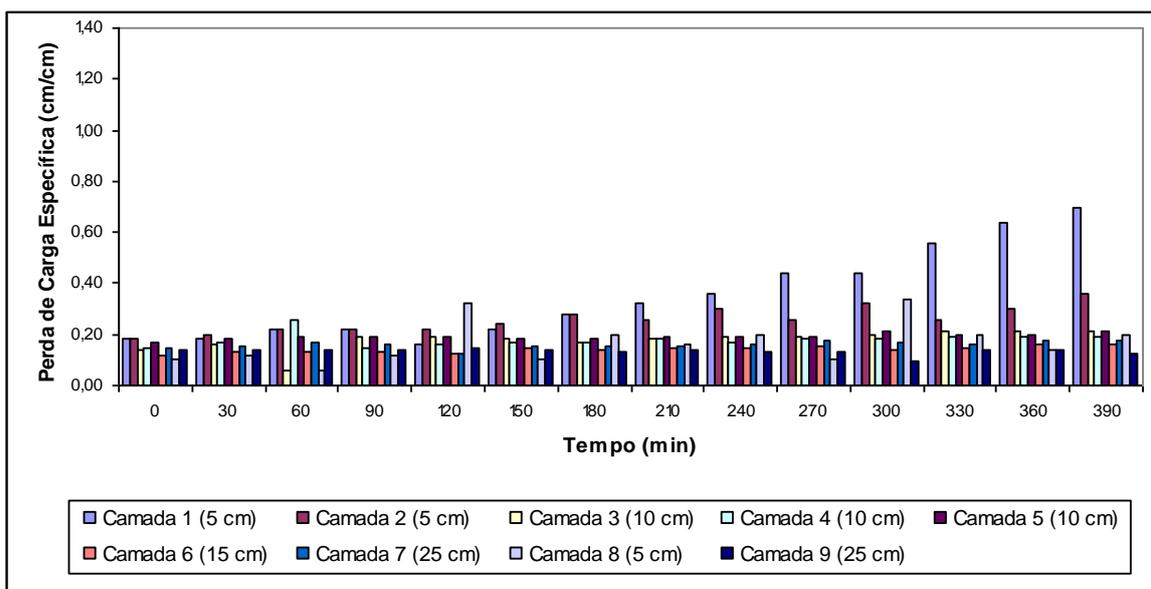


Figura D.8 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 8  
Água do córrego do Torto em março de 2006 – Subdosagem de coagulante

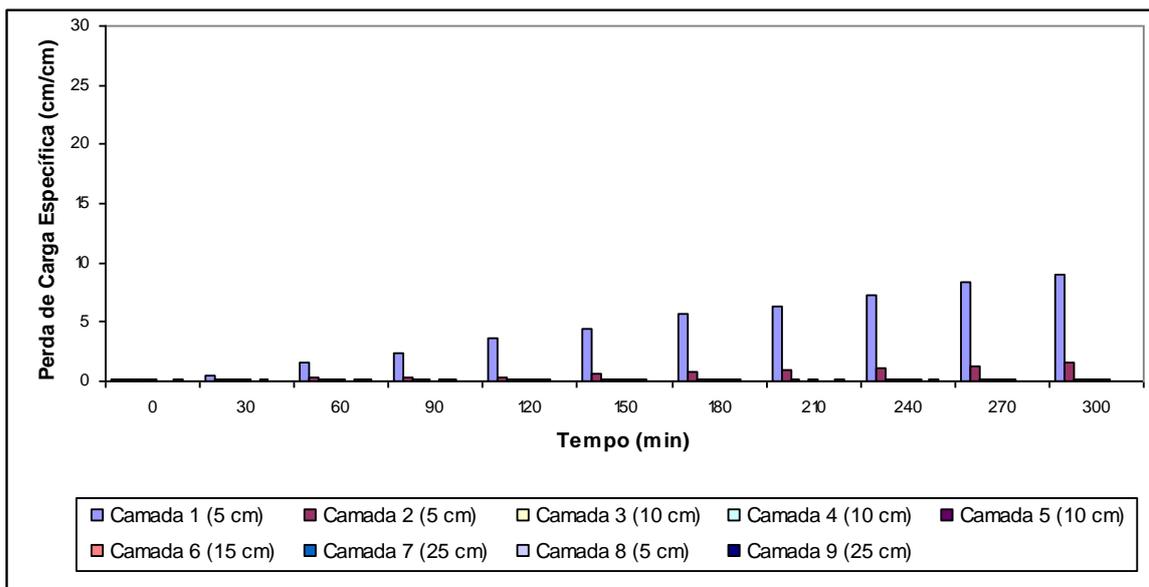


Figura D.9 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 9 Água do córrego do Torto em maio de 2006 – Taxa de filtração reduzida para  $105 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{dia}$

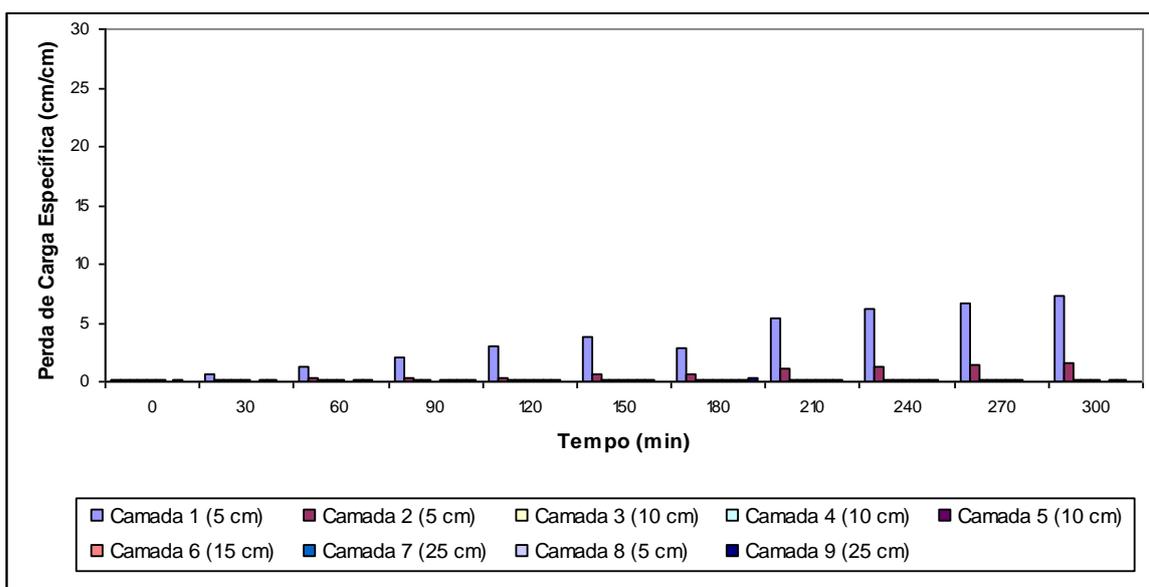


Figura D.10 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 10 Água do córrego do Torto em maio de 2006 – Taxa de filtração reduzida para  $105 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{dia}$

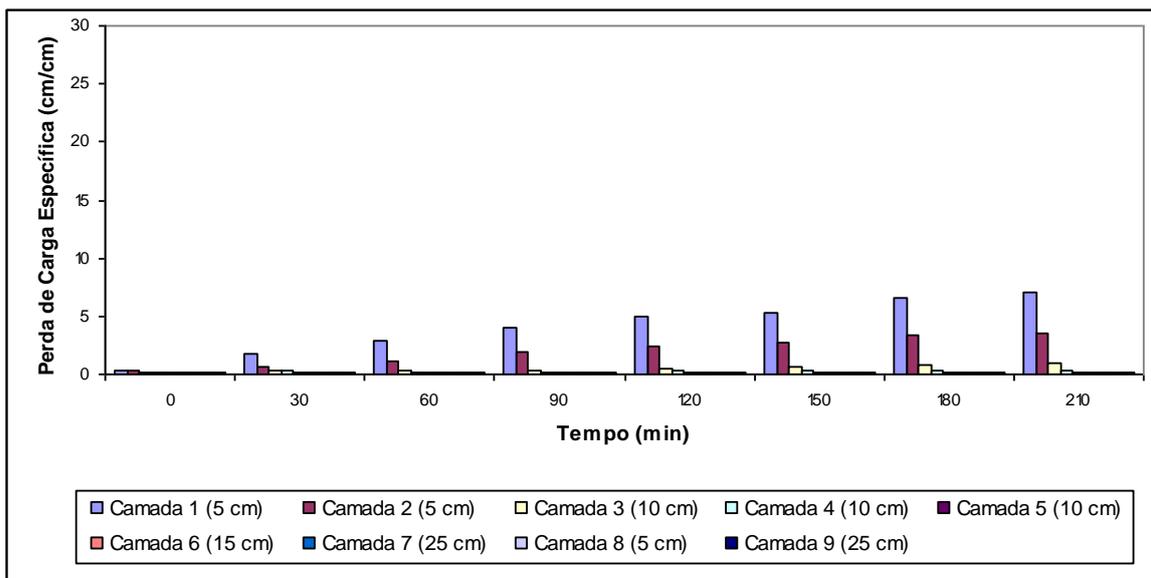


Figura D.11 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 11  
 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Super-dosagem de coagulante

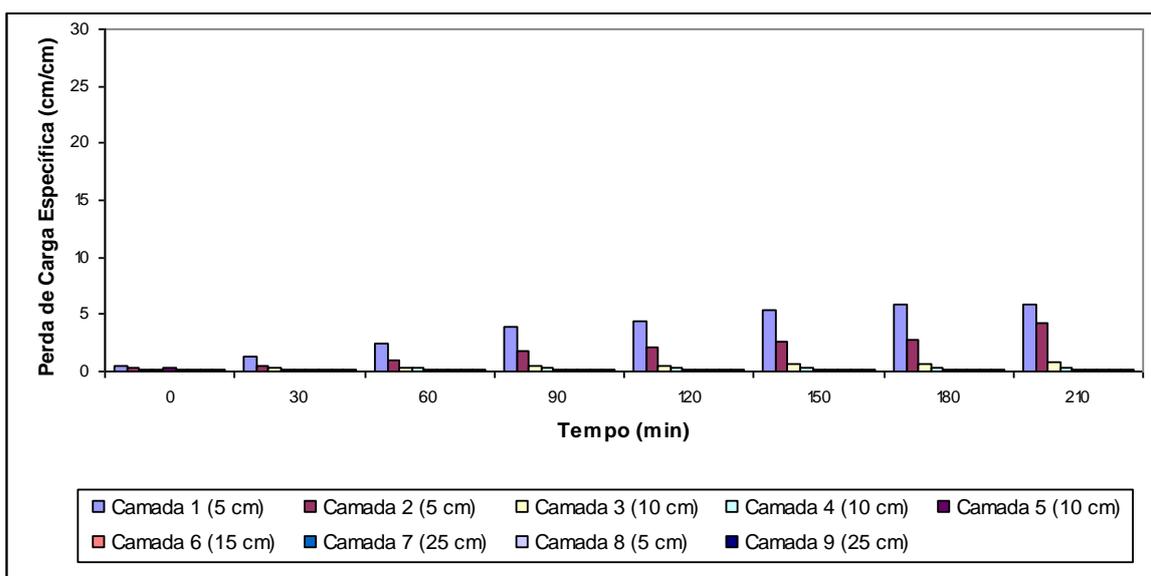


Figura D.12 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 12  
 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Super-dosagem de coagulante

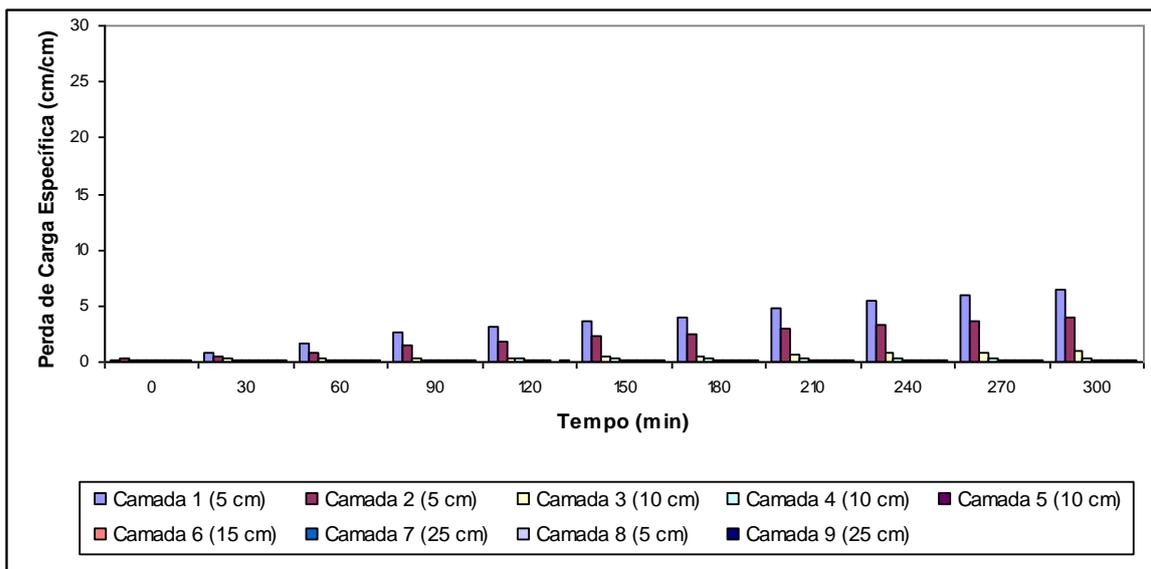


Figura D.13 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 13  
 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante

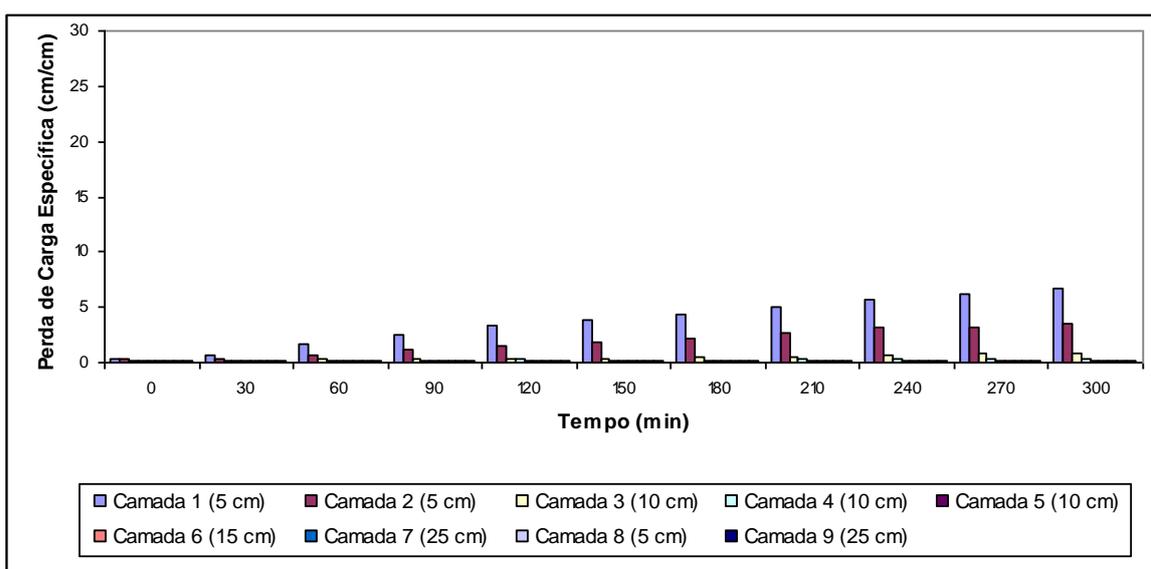


Figura D.14 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 14  
 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante

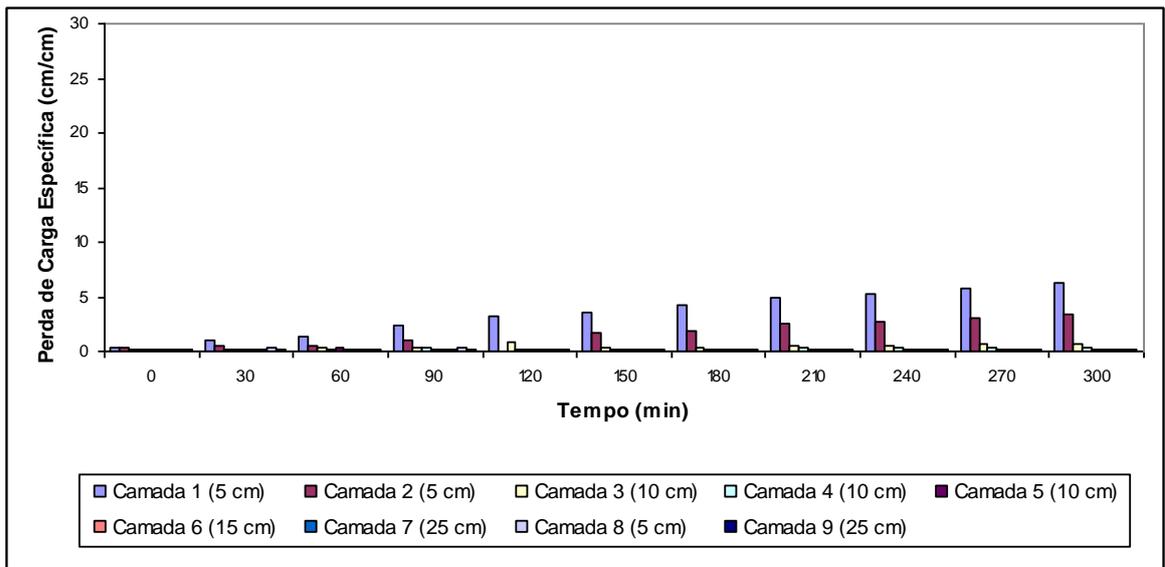


Figura D.15 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de filtração direta descendente – Experimento 15 Água do córrego do Torto em junho de 2006 – Dosagem “ótima” de coagulante