

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

**REMOÇÃO DE MICROESFERAS DE POLIESTIRENO, EM  
SUBSTITUIÇÃO A OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*,  
POR FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE NO  
TRATAMENTO DE ÁGUA USANDO O COAGULANTE  
QUITOSANA**

**INGRITH MARCELA ROMERO MÉNDEZ**

**ORIENTADORA: YOVANKA PÉREZ GINORIS**

**CO-ORIENTADORA: MARCELY FERREIRA NASCIMENTO**

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

**PUBLICAÇÃO: PTARH.DM 167**

**BRASÍLIA/DF: NOVEMBRO – 2014**

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

**REMOÇÃO DE MICROESFERAS DE POLIESTIRENO, EM  
SUBSTITUIÇÃO A OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*, POR  
FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE NO TRATAMENTO DE ÁGUA  
USANDO O COAGULANTE QUITOSANA**

**INGRITH MARCELA ROMERO MÉNDEZ**

**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. Yovanka Pérez Yinoris, DSc (ENC-UnB)  
(Orientadora)**

---

**Prof. Cristina Celia Silveira Brandão, PhD (ENC-UnB)  
(Examinador Interno)**

---

**Prof. Maurício Luiz Sens, DSc (UFSC)  
(Examinador Externo)**

**BRASÍLIA/DF, 28 DE NOVEMBRO DE 2014**

## FICHA CATALOGRÁFICA

MÉNDEZ, INGRITH MARCELA ROMERO

Remoção de microesferas de poliestireno, em substituição a oocistos de *Cryptosporidium*, por filtração direta ascendente no tratamento de água usando o coagulante quitosana [Distrito Federal] 2014.

xvii, 123p. 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2014).

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

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Tratamento de água

2. Filtração Direta Ascendente

3. Remoção de microesferas

4. Quitosana

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

MÉNDEZ, I.M.R (2014). Remoção de microesferas de poliestireno, em substituição a oocistos de *Cryptosporidium*, por filtração direta ascendente no tratamento de água usando o coagulante quitosana. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM – 167/2014, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 131p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Ingrith Marcela Romero Méndez.

TÍTULO: Remoção de microesferas de poliestireno, em substituição a oocistos de *Cryptosporidium*, por filtração direta ascendente no tratamento de água usando o coagulante quitosana

GRAU: Mestre

ANO: 2014

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.

---

Ingrith Marcela Romero Méndez  
ingrithmr99@gmail.com

*Dedicado aos meus pais,  
Consuelo e Pablo, e ao meu namorado  
Juan Pablo.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus por ter me concedido a vida, a saúde, a inteligência e a força para suportar as adversidades e concluir este trabalho, por me enviar aos seus melhores anjos para me cuidar, por ter me permitido nascer no paraíso, na Colômbia, pela experiência vivida aqui no Brasil, pelas alegrias e tristezas, por todas as bençãos.

Às pessoas que me acolheram, que se tomaram um tempo para me conhecer e trocar histórias, e que fizeram a minha permanência neste lugar mais amena e feliz, obrigada pelo seu apoio e alegria.

A todos aqueles que de alguma ou outra forma contribuíram para a realização deste trabalho, às professoras, Yovanka, Marcelly, Cristina, ao professor Maurício, ao pessoal do laboratório, James, Marci, Boi, Junior, às meninas da graduação. Obrigada pelo seu tempo, esforço e dedicação, Deus os abençoe sempre.

À CAPES pela bolsa de estudo concedida.

## RESUMO

### REMOÇÃO DE MICROESFERAS DE POLIESTIRENO, EM SUBSTITUIÇÃO A OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*, POR FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE NO TRATAMENTO DE ÁGUA USANDO O COAGULANTE QUITOSANA.

**Autora: Ingrith Marcela Romero Méndez**

**Orientadora: Yovanka Pérez Ginoris**

**Co-orientadora: Marcelly Ferreira Nascimento**

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

**Brasília, Novembro de 2014.**

O presente estudo avaliou o desempenho da filtração direta ascendente na remoção de microesferas de poliestireno, em substituição a oocistos de *Cryptosporidium*, no tratamento de águas com turbidez moderada e cor elevada, usando quitosana como coagulante. As águas de estudo tiveram como matriz a água do Lago Paranoá. Na água de estudo I (AEI) a turbidez, induzida com caulinita, era de cerca de 30 uT. A água de estudo II (AEII), apresentava cor próxima de 50 uH e foi induzida com ácidos húmicos. Inicialmente foram elaborados diagramas de coagulação para definir as condições ótimas de coagulação a serem adotadas nos ensaios de filtração. Os ensaios de filtração direta ascendente foram efetuados em uma instalação piloto. Foram efetuados 10 ensaios de filtração com a água AEI e 7 ensaios com a água AEII, inoculando microesferas em concentração de  $10^5$  me./L. A taxa de filtração adotada foi de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . As condições de coagulação testadas incluíram sub-dosagens, dosagens ótimas e super-dosagens de coagulante. Em condições ótimas de coagulação, na maioria dos experimentos com a água AEI os efluentes apresentaram níveis de turbidez inferiores a 0,5 uT com residuais de microesferas (6 a 64 me./L) que corresponderam a remoções entre 3,54 log e 4,91 log durante a operação regular do filtro. Já com a água AEII, foi alcançada menor remoção dessas partículas (3,72 e 4,4 log) e por tanto maiores residuais de microesferas (13 a 96 me./L) mesmo com níveis de turbidez na água filtrada de 0,3 uT. Considerando as microesferas indicadores confiáveis da remoção de oocistos, essas concentrações encontradas nos efluentes do filtro foram bem superiores à concentração limite para um risco mínimo de infecção por oocistos de *Cryptosporidium* de  $10^{-4}$ , prescrito pela OMS. Em geral, o emprego de condições de coagulação não ótimas pode causar decréscimo da eficiência do filtro ascendente na redução dos parâmetros de qualidade da água e o incremento da concentração de partículas com tamanho similar aos oocistos no efluente.

## ABSTRACT

### **MICROSPHERES OF POLYSTYRENE REMOVAL, IN SUBSTITUTION OF *CRYPTOSPORIDIUM* OOCYSTS, BY UP-FLOW IN-LINE FILTRATION IN WATER TREATMENT, USING CHITOSAN COAGULANT.**

**Author: Ingrith Marcela Romero Méndez**

**Supervisor: Yovanka Pérez Ginoris**

**Co-supervisor: Marceley Ferreira Nascimento**

**Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos  
Brasília, November 2014.**

The present study evaluates the up-flow in-line filtration performance in the removal of polystyrene microspheres, in substitution of *Cryptosporidium* oocysts, in the treatment of waters with moderate turbidity and high color, using chitosan as a coagulant. The waters of study had as matrix Lake Paranoá water. In the water of study I the turbidity kaolinite-induced, was of about 30 NTU. The water of study II, presented color next 50 uH by color humic acid-induced. Initially coagulation diagrams were developed to define the optimal coagulation conditions to be adopted in the filtration experiments. The up-flow in-line filtration experiments were performed in a pilot-scale installation. Were performed 10 filtration experiments with the water of study I and 7 experiments with the water of study II, spiking microspheres at a concentration of  $10^5$  me./L. The filtration rate adopted was  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . The tested coagulation conditions included optimal doses, sub-optimal and over-optimal doses of coagulant. Most of the filtration experiments with the water of study I at optimal coagulation conditions presented levels of turbidity lower of 0.5 NTU with microspheres residuals (6 a 64 me./L) that corresponded to removals between 3.54 log and 4.91 log during regular operation of the filter. But, with the water of study II relatively less removals of these particles were observed (3.72 – 4.40 log) and therefore higher microspheres residuals (13 to 96 me./L) even with turbidity levels in the filtered water of 0.3 NTU. Considering the microspheres reliable indicators of removal of oocysts, the concentrations found in the filter effluent were well above the concentration limit for a minimal risk of infection by *Cryptosporidium*  $10^{-4}$  as prescribed by WHO. In general, the use of non-optimal coagulation conditions can cause the up-flow filter efficiency decrease in reducing water quality parameters and the increment of the concentration of oocysts-sized particles in the effluent.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
<b>3.1</b>	<b>FILTRAÇÃO.....</b>	<b>5</b>
<b>3.1.1</b>	<b>Filtração direta ascendente (FDA) .....</b>	<b>8</b>
<b>3.2</b>	<b>MECANISMOS DA COAGULAÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>3.2.1</b>	<b>Desempenho das tecnologias baseadas em filtração direta na remoção de cor e turbidez. ....</b>	<b>13</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Desempenho das tecnologias baseadas em filtração direta na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>.....</b>	<b>16</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Legislação e normas para o controle de <i>Cryptosporidium</i> .....</b>	<b>19</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Indicadores da remoção de <i>Cryptosporidium</i> na filtração rápida.....</b>	<b>22</b>
<b>3.3</b>	<b>Desempenho de coagulantes a base de sais metálicos na remoção de materia orgânica .....</b>	<b>25</b>
<b>3.4</b>	<b>TRATAMENTO DE ÁGUA UTILIZANDO QUITOSANA .....</b>	<b>30</b>
<b>3.4.1</b>	<b>Uso da quitosana na filtração direta .....</b>	<b>38</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>43</b>
<b>4.1</b>	<b>ÁGUAS DE ESTUDO.....</b>	<b>43</b>
<b>4.2</b>	<b>MICROESFERAS .....</b>	<b>45</b>
<b>4.3</b>	<b>COAGULANTE .....</b>	<b>46</b>
<b>4.4</b>	<b>ETAPA I: ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA .....</b>	<b>46</b>
<b>4.5</b>	<b>ETAPA II. EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO EM ESCALA PILOTO.....</b>	<b>48</b>
<b>4.5.1</b>	<b>Características da instalação piloto .....</b>	<b>48</b>
<b>4.5.1.1</b>	<b>Unidade de mistura rápida.....</b>	<b>50</b>
<b>4.5.1.2</b>	<b>Filtro direto ascendente .....</b>	<b>50</b>

4.5.2	Ensaio de filtração em escala piloto.....	52
4.6	PARÂMETROS MONITORADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS.....	55
4.7	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS.....	58
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	59
5.1	DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO.....	59
5.1.1	Água de estudo I .....	59
5.1.2	Água de estudo II.....	66
5.2	Experimentos de filtração direta ascendente.....	70
5.2.1	Experimentos com a água de estudo I (AEI).....	70
5.2.1.1	Perda de carga .....	72
5.2.1.2	Absorbância (UV-254nm).....	77
5.2.1.3	Turbidez .....	79
5.2.1.4	Microesferas .....	81
5.2.2	Experimentos com a água de estudo II (AEII).....	87
5.2.2.1	Perda de carga .....	88
5.2.2.2	Absorbância.....	91
5.2.2.3	Cor aparente .....	93
5.2.2.4	Turbidez .....	94
5.2.2.5	Microesferas .....	96
5.2.3	Análise estatística dos resultados dos ensaios de filtração.....	101
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	104
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	108

<b>APÊNDICES .....</b>	<b>115</b>
<b>APÊNDICE A TESTE COM TRAÇADOR PARA DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO DO FILTRO ASCENDENTE.....</b>	<b>1156</b>
<b>APÊNDICE B PONTOS EXPERIMENTAIS DOS DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO.....</b>	<b>1157</b>
<b>APÊNDICE C VALORES DE PH DE COAGULAÇÃO E TURBIDEZ NO DECORRER DOS EXPERIMENTOS COM A ÁGUA DE ESTUDO I (AEI) .....</b>	<b>11522</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Tipos de sistemas de filtração direta (Di Bernardo <i>et al.</i> , 2003).....	4
Figura 3.2 – Mecanismos de transporte de partículas na filtração em meios porosos (Ives, 1969).....	5
Figura 3.3 – Esquema de um filtro ascendente com calha única para coleta de água filtrada e de lavagem (Di Bernardo <i>et al.</i> ,2003, modificado).....	9
Figura 3.4 – Estrutura molecular da Quitosana (Renault <i>et al.</i> , 2009).....	30
Figura 3.5 - Diagrama de coagulação da água do Lago Paranoá com quitosana - remoção percentual de turbidez após sedimentação (Capelete e Brandão, 2013).....	35
Figura 3.6 - Diagrama de coagulação para água do Lago Paranoá com quitosana: (turbidez inicial = 2,76 uT, pH = 6,9) Fonseca <i>et al.</i> (2014).....	42
Figura 4.1 – Curva granulométrica da caulinita utilizada na maior parte do estudo. ....	44
Figura 4.2 – (a) Equipamento de <i>teste de jarros</i> adaptado para filtração direta e (b) esquema do filtro de areia de laboratório (Fagundes, 2006) .....	47
Figura 4.3 – Condições de coagulação dos ensaios em escala de bancada. ....	48
Figura 4.4 – Instalação piloto .....	49
Figura 4.5 – (a) Imagem interna e (b) externa da instalação piloto.....	49
Figura 4.6 – Unidade de mistura rápida (Fagundes, 2006) .....	50
Figura 4.7 – Especificações do filtro ascendente da instalação piloto (Nascimento, 2009).....	51
Figura 4.8 – Diagrama esquemático referente às condições de coagulação adotadas nos experimentos de filtração ascendente. ....	53
Figura 4.9 – Fluxograma dos experimentos de filtração. ....	55
Figura 4.10 – Esquema de coleta de amostras nos experimentos de filtração.....	56
Figura 5.1 - Diagrama de coagulação da AEI – turbidez residual da água filtrada.....	60
Figura 5.2 – Sítios carregados da caulinita (Gu e Evans, 2008).....	61
Figura 5.3- Diagrama de coagulação da AEI – remoção percentual de matéria orgânica.....	64
Figura 5.4 – Diagrama de coagulação da AEI – remoção percentual de cor verdadeira.....	65
Figura 5.5 - Diagrama de coagulação da AEII – matéria orgânica dissolvida na água filtrada.....	66
Figura 5.6 – Diagrama de coagulação da AEII – Cor verdadeira da água filtrada .....	68
Figura 5.7 – Diagrama de coagulação da AEII – turbidez residual da água filtrada.....	69

Figura 5.8 – a) Perda de carga total nos experimentos em condições ótimas de coagulação; b) perda de carga nos experimentos realizados em condições não ótimas com AEI na taxa de filtração de 120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d .....	73
Figura 5.9 – Variação da perda de carga na camada suporte (camadas 1 a 5) e no meio filtrante (camadas 6 a 10) nos experimentos de filtração com a AEI .....	75
Figura 5.10 – Valores de absorbância (UV-254nm) em amostras de água de estudo e água filtrada nos experimentos de FDA com água de estudo AEI .....	77
Figura 5.11 – Turbidez residual média no período de amadurecimento (AFA) e na operação regular do filtro (AFR) .....	80
Figura 5.12 – Remoções de turbidez e microesferas na água filtrada durante o amadurecimento (AFA) .....	83
Figura 5.13 – Remoções de turbidez e microesferas na água filtrada durante o período regular (AFR_1h).....	83
Figura 5.14 – Remoção (log) de microesferas nos experimentos de FDA com AEI .....	84
Figura 5.15 – Perda de carga total ao longo da carreira de filtração nos experimentos com AEII na taxa de filtração de 120 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d .....	89
Figura 5.16 – Variação da perda de carga na camada suporte (camadas 1 a 5) e no meio filtrante (camadas 6 a 10) nos experimentos de filtração com a AEII .....	90
Figura 5.17 – Medidas de Absorbância nos experimentos de FDA com AEII .....	91
Figura 5.18 – Turbidez média da água filtrada no período de amadurecimento (AFA) e na operação regular do filtro (AFR) nos experimentos com AEII.....	96
Figura 5.19 -Residuais de turbidez e microesferas nas amostras e água filtrada no período de amadurecimento (AFA) .....	96
Figura 5.20 - Residuais de turbidez e microesferas na água filtrada no período de operação regular do filtro (AFR_1h) .....	97
Figura 5.21 – Remoção (log) de microesferas nos experimentos de FDA com AEII.....	98
Figura 5.22 – Gráfico Box plot das remoções log de microesferas em condições ótimas de coagulação, para as águas de estudo AEI e AEII.....	102
Figura A. 1 – Medidas de condutividade na determinação do tempo de detenção do filtro...	116
Figura C.1 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E1 .....	122
Figura C.2 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E2.....	122
Figura C.3 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E3.....	122
Figura C.4 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E4.....	122
Figura C.5 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E5.....	123

Figura C.6 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E6.....	123
Figura C.7 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E7.....	123
Figura C.8 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E8.....	123
Figura C.10 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E4.....	123

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1– Parâmetros de qualidade da água sugeridos para a filtração direta ascendente. Adaptado de (Di Bernardo <i>et al.</i> ,2003) .....	11
Tabela 3.2 – Classificação e tratamento adicional requerido para sistemas de filtração – Adaptado de USEPA (2006) .....	20
Tabela 3.3. – Créditos de eficiência de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> atribuídos pela L2ESWTR às tecnologias baseadas em filtração (USEPA, 2006) .....	21
Tabela 3.4 – Opções “ <i>toolbox</i> ” para adicionar ao tratamento existente – Adaptado de USEPA (2006).....	21
Tabela 3.5 – Remoção de precursores de TAM com coagulação utilizando alumínio sob três diferentes condições de coagulação .....	28
Tabela 3.6 – Remoção de precursores de TAM com coagulação utilizando cloreto férrico sob três diferentes condições de coagulação .....	28
Tabela 3.7 – Características da quitosana como coagulante .....	32
Tabela 4.1 – Tamanho dos grãos e espessura da camada de suporte no filtro piloto. ....	51
Tabela 4.2 – Métodos e equipamentos utilizados na análise dos parâmetros de qualidade da água .....	57
Tabela 5.1 – Características da água de estudo I.....	70
Tabela 5.2 – Resumo dos experimentos de filtração ascendente para AEI.....	71
Tabela 5.3 – Turbidez da água de estudo e turbidez residual nos experimentos de FDA com a água de estudo I.....	79
Tabela 5.4 – Características da AEII .....	87
Tabela 5.5 – Resumo dos experimentos de filtração ascendente com a AEII.....	88
Tabela 5.6 – Residuais e remoções de cor aparente nos experimentos com AEII .....	93
Tabela 5.7 – Turbidez da água de estudo e turbidez residual nos experimentos de FDA com a água de estudo II.....	95
Tabela 5.8 – Comparação das remoções (log) de microesferas com o Teste Mann-Whitney para duas variáveis independentes .....	102
Tabela B.1 – Condições de coagulação testadas com a água de estudo I (AEI) .....	117
Tabela B.2 – Condições de coagulação testadas com a água de estudo I (AEI) .....	119

## LISTA DE SIMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACOES

AFA	gua filtrada no período de amadurecimento
AFR	gua filtrada no período de operação regular
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
SPDs	Subproductos da desinfecção
DD	Grau de desacetilação
DO	Dose ótima
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia Coli</i>
ETA	Estação de Tratamento de gua
FDA	Filtração Direta Ascendente
G	Gradiente de velocidade
NMP	Número mais provável
ooc.	Oocisto
me.	Microesferas
log	Logaritmo de base 10
pH	Potencial Hidrogeniônico
PAC	Hidroxicloreto de alumínio
PBST	Tampão de fosfato com tween 80
rpm	Rotações por minuto
SA	Sulfato de alumínio
SHA	Substâncias Húmicas aquáticas
UV	Radiação ultravioleta
SPD	Super-dosagem
SUB	Sub-dosagem

# 1 INTRODUÇÃO

Impurezas de origem natural ou antropogênica podem estar presentes nas águas superficiais alterando a sua aparência e produzindo efeitos adversos aos consumidores. Como a qualidade da água para consumo está diretamente ligada à saúde da população é importante que toda Estação de Tratamento de Água (ETA) produza água segura e que atenda ao padrão de potabilidade.

Embora a tecnologia convencional de tratamento de água seja a mais difundida no Brasil, a tecnologia de filtração direta ascendente (FDA) também vem sendo utilizada, em função do seu baixo custo de implantação e operação, o que a torna acessível, sobretudo nas regiões com menor disponibilidade de recursos como no Nordeste. Além disso, nesta tecnologia são utilizadas menores concentrações de coagulante, gerando menores quantidades de lodo e, maiores carreiras de filtração, devido à existência de leito de areia estratificado no filtro. Contudo, a FDA apresenta limitações relativas à qualidade microbiológica e quantitativa da água bruta, especificamente para valores de turbidez, cor verdadeira e concentração de algas, além de menor disponibilidade de tempo para possíveis intervenções no tratamento devido às mudanças na qualidade da água bruta. Isso reforça a importância que deve ser dada ao projeto e operação dessa unidade de tratamento, bem como aos processos que antecedem à filtração.

Um dos grandes desafios no tratamento da água e, especificamente, na tecnologia de filtração ascendente, é garantir a qualidade microbiológica da água para consumo, possuindo uma única barreira contra as impurezas. A ocorrência de microrganismos de veiculação hídrica como o *Cryptosporidium parvum*, com oocistos de tamanho reduzido (4 a 6  $\mu\text{m}$ ) e resistentes à desinfecção com cloro, realça a necessidade de garantir condições operacionais que promovam eficiências de remoção desses organismos.

Tradicionalmente, o tratamento da água por meio de tecnologias que empregam coagulação química tem sido realizado usando sais metálicos. Esses coagulantes, quando usados sob condições operacionais adequadas, permitem obter resultados satisfatórios em termos de remoção de patógenos, bem como, de material em suspensão e/ou dissolvido.

O sulfato de alumínio é o coagulante mais comumente utilizado pela sua disponibilidade e baixo custo, entretanto, este coagulante tem como desvantagens seu desempenho altamente

dependente do pH da água, devido às doses elevadas necessárias para efetuar uma coagulação eficiente são gerados volumes de lodo de difícil tratamento e disposição, representando risco para o meio ambiente devido à sua baixa biodegradabilidade.

Assim, têm-se intensificado os esforços da comunidade científica no sentido de desenvolver pesquisas voltadas para a substituição desse coagulante por substâncias cujos impactos ao meio ambiente sejam menores. Nesse sentido, os coagulantes naturais como a quitosana têm sido objeto dessas pesquisas.

A quitosana é um dos polímeros de origem natural que tem despertado muito interesse, pela sua versatilidade, tendo aplicações em múltiplas áreas. No campo do Saneamento (potabilização e tratamento de águas residuárias), os estudos confirmam a sua efetividade na remoção de partículas coloidais e substâncias dissolvidas. A quitosana é considerada um coagulante eficaz por apresentar alta densidade de carga catiônica e longas cadeias poliméricas. Além disso, pode ser utilizada como agente coagulante no tratamento de águas, gerando menor quantidade de lodo que o tratamento com sulfato de alumínio. Ainda apresenta a vantagem de formar um lodo orgânico biodegradável, de menor toxicidade e que pode ser disposto em aterro sanitário comum.

O uso da quitosana como coagulante tem sido avaliado nas tecnologias convencionais e não convencionais de tratamento de água, com resultados satisfatórios em termos de remoção de turbidez, matéria orgânica e microrganismos. Porém, são escassos os estudos que avaliam o desempenho desse biopolímero no tratamento de água por FDA.

Os elevados custos na consecução e detecção de oocistos, além do risco à saúde pela sua manipulação, têm levado à avaliação de parâmetros indicadores da remoção destes microrganismos como a turbidez e a contagem de partículas, os esporos de bactérias e microesferas de poliestireno. Em relação às microesferas as pesquisas realizadas em sistemas de filtração apontam que essas partículas podem ser consideradas indicadores conservadores dos oocistos. Contudo, até o momento, não existem relatos de estudos que tenham avaliado o desempenho de FDA usando microesferas.

Dessa forma, o presente trabalho propõe avaliar, o potencial de uso da quitosana como coagulante no tratamento de água por filtração direta ascendente, utilizando água com turbidez e cor variáveis, contendo microesferas de poliestireno como substitutas dos oocistos de *Cryptosporidium*.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O presente trabalho tem como objetivo a avaliação, em escala piloto, do desempenho da filtração direta ascendente no tratamento de água com diferentes valores de turbidez e cor verdadeira na remoção de microesferas de poliestireno como substitutas dos oocistos de *Cryptosporidium*, utilizando quitosana como coagulante.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Para atingir o objetivo geral são propostos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a influência da turbidez e da cor verdadeira da água de estudo no desempenho do filtro ascendente em termos de remoção de microesferas de poliestireno e matéria orgânica.
- Verificar o efeito das condições não ótimas de coagulação, sub e super-dosagem de quitosana, na remoção de microesferas de poliestireno, turbidez, cor e matéria orgânica no tratamento de água pelo filtro direto ascendente.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Hoje em dia se dispõe de várias alternativas para o tratamento de água para consumo, sendo as principais: a tecnologia de ciclo completo ou tratamento convencional (coagulação/floculação/sedimentação/filtração/desinfecção), a floto-filtração, também as tecnologias simplificadas de tratamento, dentre elas a filtração em múltiplas etapas (FIME), a filtração lenta e as tecnologias baseadas na filtração direta que podem se apresentar em três configurações distintas conforme ilustrado na Figura 3.1.

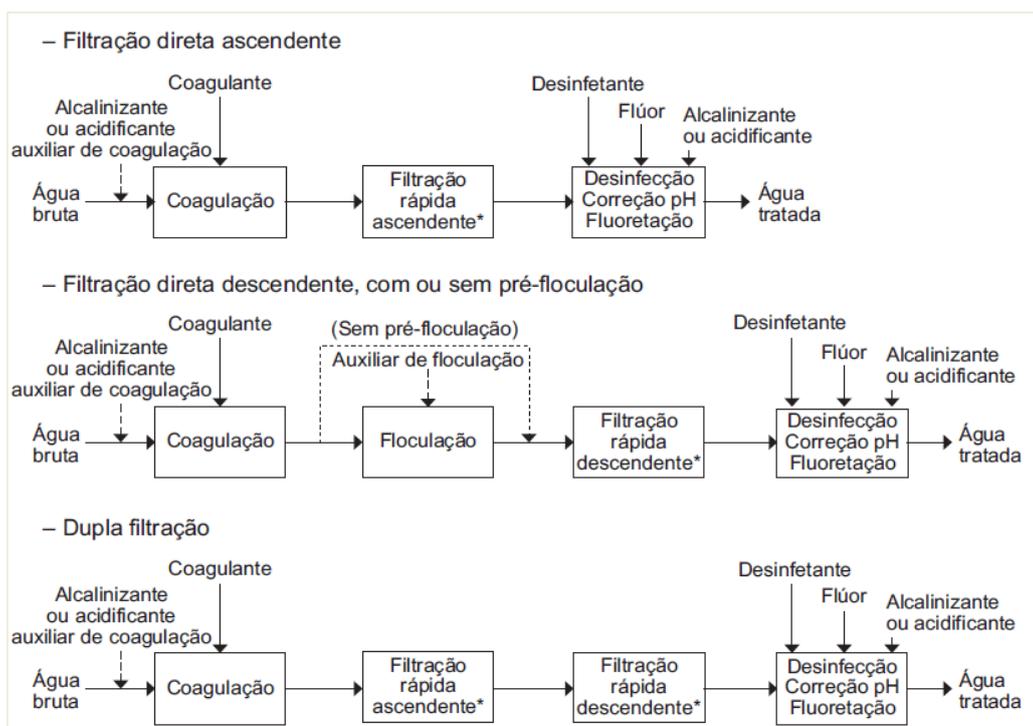


Figura 3.1 – Tipos de sistemas de filtração direta (Di Bernardo *et al.*, 2003).

Essas tecnologias apresentam em comum a filtração em meio granular. Nas tecnologias em que é incluída a coagulação química é empregada a filtração rápida, e nas tecnologias sem coagulação química é aplicada a filtração lenta. Como seu nome indica na filtração rápida é possível utilizar taxas de filtração elevadas (120 a 600 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d) acontecendo a retenção de impurezas pela combinação de processos físicos e químicos, entretanto, na filtração lenta somente são indicadas taxas de filtração baixas (2,5 a 10,0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d) com predominância da atividade biológica na purificação da água (Di Bernardo e Paz, 2009).

As tecnologias de filtração também podem ser classificadas quanto ao mecanismo de remoção de partículas predominante. A filtração em profundidade, característica dos filtros

rápidos, ocorre quando as partículas são depositadas no espaço poroso do filtro, devido ao transporte e aderência dessas partículas no meio granular ou nas partículas previamente depositadas. A filtração por peneiramento acontece quando as partículas são impedidas de passar através de um espaço de poros devido à exclusão de tamanho, este tipo de filtração é típico da filtração lenta (Edzwald, 2011).

### 3.1 FILTRAÇÃO

A filtração consiste na remoção de partículas bem como de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio granular.

Na filtração rápida, uma fração considerável das partículas removidas apresentam dimensões menores que os poros do meio filtrante. Por isso o filtro não é considerado um simples coador. Em geral, a retenção das impurezas é considerada o resultado de dois mecanismos distintos, porém complementares: transporte e aderência. Os mecanismos de transporte atuam quando as partículas realizam o movimento transversal através da corrente do fluido, até atingirem a superfície do grão. Uma vez em contato com a superfície do grão, denominado coletor, a retenção das partículas ocorre mediante mecanismos de aderência. Já o arraste das partículas retidas nos coletores, ocorre pela atuação de mecanismos de desprendimento (Ives, 1969; Di Bernardo e Dantas, 2005).

Os mecanismos de transporte atuantes na filtração em meios porosos são: ação hidrodinâmica, difusão, sedimentação, impacto inercial e interceptação. Estes mecanismos são ilustrados na Figura 3.2.

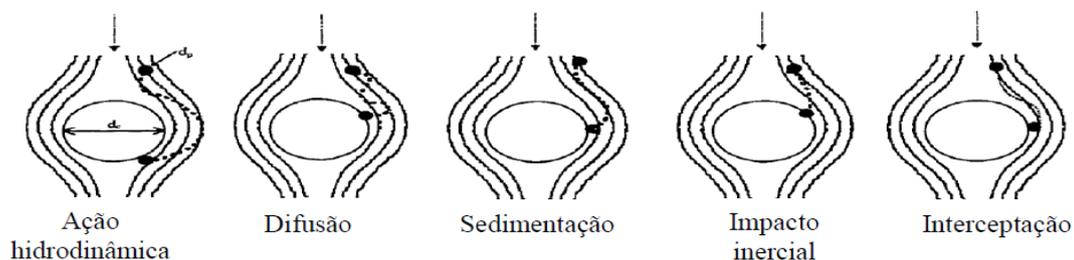


Figura 3.2 – Mecanismos de transporte de partículas na filtração em meios porosos (Ives, 1969).

O mecanismo de ação hidrodinâmica consiste na influência das diferenças de velocidade nas linhas de correntes que fazem girar a partícula até colidir com o coletor.

O mecanismo de difusão torna-se significativo em partículas com tamanhos menores do que 1  $\mu\text{m}$ , as quais são influenciadas pelo movimento browniano, provocando nelas um movimento aleatório, causado pela energia térmica das suas moléculas, que resulta em sua aproximação à superfície do coletor. Da Equação (3.1), pode-se deduzir que o incremento na taxa de filtração e, portanto, na velocidade de aproximação, causa diminuição da eficiência de coleta pelo mecanismo de difusão.

$$E_{coD} = 0,9 \left( \frac{K_{Bo} T}{\mu D_c d_p V_{\infty}} \right)^{\frac{2}{3}} \quad \text{Equação (3.1)}$$

Onde:

$E_{coD}$  : Eficiência de coleta em função da difusão

$P_e$  : número de Peclet

$D_e$  : coeficiente de difusão decorrente do movimento Browniano ( $\text{m}^2/\text{s}$ )

$K_{Bo}$  : constante de Boltzman ( $1,38 \times 10^{-23} \text{ J}^\circ\text{K}$ )

$T$  : Temperatura absoluta da água ( $^\circ\text{K}$ )

$D_c$  : diâmetro do coletor (m)

$d_p$  : diâmetro da partícula (m)

$V_{\infty}$  : velocidade de aproximação (m/s)

$\mu$  : viscosidade absoluta da água ( $\text{Ns}/\text{m}^2$ )

O mecanismo de sedimentação apresenta-se nas partículas com dimensões maiores, entre 5 e 25  $\mu\text{m}$ , as quais, por terem uma densidade maior do que a da água, estão sujeitas a uma velocidade relativamente constante na direção de atuação da força da gravidade. Com base na Equação (3.2), o incremento na taxa de filtração seria acompanhada da redução da eficiência de coleta de partículas por este mecanismo.

$$E_{coS} = \frac{V_s}{V_{\infty}} = \frac{(\rho_s - \rho_a) g d_p^2}{18 \mu V_{\infty}} \quad \text{Equação (3.2)}$$

Em que:

$\rho_s$ : massa específica da partícula (kg/m<sup>3</sup>)

$\rho_a$ : massa específica da água (kg/m<sup>3</sup>)

$g$ : aceleração da gravidade (m/s<sup>2</sup>)

O mecanismo de impacto inercial acontece quando as partículas não seguem as linhas de corrente divergentes próximas ao coletor mantendo a sua trajetória, o que faz com que elas colidam com o grão.

Finalmente, a intercepção ocorre quando as partículas que permanecem nas linhas de corrente de fluido próximas ao grão coletor entram em contato com este se aderindo à sua superfície. Da Equação (3.3), infere-se que a eficiência de coleta por esse mecanismo é maior na medida em que se incrementa o diâmetro das partículas ( $d_p$ ) e diminui o diâmetro do coletor ( $D_c$ ).

$$E_{col} = 1,5 \left( \frac{d_p}{D_c} \right)^2 \quad \text{Equação (3.3)}$$

A interação da dupla camada elétrica, as forças de Van der Waals, a hidratação e a adsorção mútua, estão entre os principais mecanismos de aderência das impurezas aos coletores. A interação da dupla camada elétrica pode resultar em atração ou repulsão entre as partículas e os grãos coletores, dependendo do sinal do potencial electrocinético (potencial zeta) das superfícies. Como os materiais do meio filtrante e a maioria das impurezas na água têm potencial zeta negativo, as forças repulsivas resultantes da interação da dupla camada usualmente inibem a aderência das partículas ao meio filtrante. Já as forças de Van der Waals favorecem a atração entre a superfície do coletor e as partículas na água.

A hidratação consiste na aderência das partículas aos grãos do meio filtrante por meio de ligações de hidrogênio entre as moléculas da água e as superfícies dos coletores.

Por fim, o mecanismo de adsorção tem sua origem na adsorção mutua de polímeros, tais como polieletrólitos ou produtos da hidrólise do alumínio nos grãos coletores. Estes polímeros formam ligações ou pontes, entre as partículas e a superfície do coletor.

De acordo com Ives (1975) existem evidências sobre a influência da taxa de filtração no desprendimento das partículas retidas no meio filtrante. O desprendimento ocorre em taxas de filtração constante, devido a que os depósitos nos poros dos coletores provocam aumento local da velocidade intersticial. Tal desprendimento deve-se principalmente à elevação da tensão de cisalhamento do líquido nas partículas depositadas nos grãos coletores de forma que a ruptura de parte dos depósitos faz com que as partículas ou agregados previamente formados, sejam desprendidos e arrastados pelo fluido.

Além de ser uma das operações que constituem a tecnologia de tratamento convencional de ciclo completo, a filtração está inserida no grupo de tecnologias de tratamento simplificado baseadas na filtração rápida.

Tais tecnologias caracterizam-se por apresentar filtros como as únicas unidades onde acontece a separação das impurezas presentes na água bruta. A aplicabilidade dessas tecnologias está limitada à qualidade da água bruta, especificamente em relação aos parâmetros turbidez e/ou cor, nem apresentar grandes variações destes parâmetros devido aos curtos tempos de detenção da água na ETA.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2003), as tecnologias de tratamento de água por filtração direta, quando comparadas com a tecnologia por ciclo completo, apresentam vantagens quanto aos menores custos de implantação, visto que não precisam de unidades de decantação (ou flotação) e às vezes podem prescindir da floculação. Adicionalmente, requerem menores dosagens de produtos químicos no processo de coagulação resultando em menor volume de lodo gerado.

Sendo a filtração a última etapa de clarificação da água antes da desinfecção, torna-se uma etapa essencial para a garantia da qualidade da água para consumo humano; pois deve ser eficaz na remoção de microrganismos dentre eles os cistos de *Giardia* e os oocistos de *Cryptosporidium* que são resistentes à desinfecção por cloro.

### **3.1.1 Filtração direta ascendente (FDA)**

Na tecnologia de FDA a retenção de partículas se dá na direção da diminuição da granulometria do material filtrante. Conforme mostra a Figura 3.3, a água a ser filtrada entra na câmara com fundo falso, passa pela camada suporte composta de pedregulho e ascende através do meio filtrante geralmente estratificado constituído por camadas de areia

de granulometria decrescente. A água filtrada e a água de lavagem são coletadas em uma calha localizada na parte superior do filtro. No entanto, o filtro pode ter calhas independentes para cada água.

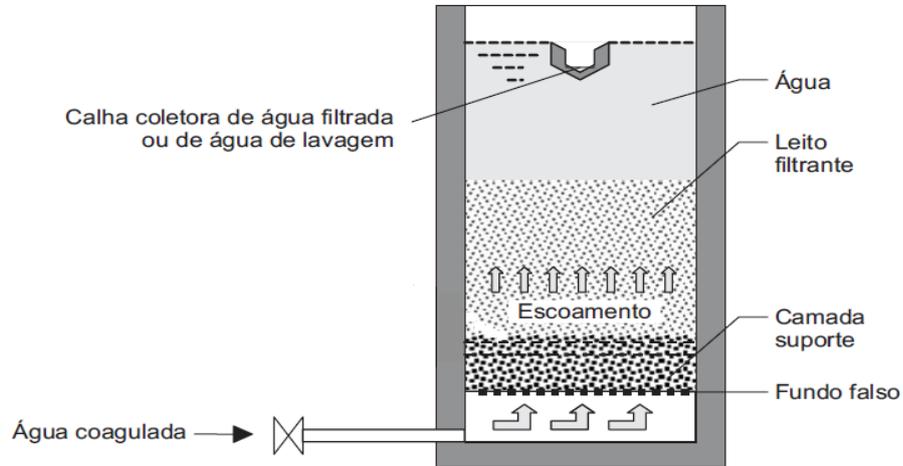


Figura 3.3 – Esquema de um filtro ascendente com calha única para coleta de água filtrada e de lavagem (Di Bernardo *et al.*,2003, modificado).

Na filtração com ação de profundidade a retenção de impurezas ocorre ao longo do meio filtrante, de forma oposta à filtração superficial em que a retenção acontece apenas no topo do meio filtrante.

A filtração ascendente funciona com ação de profundidade. Devido a isso, a retenção de impurezas no filtro ocorre primeiramente nas camadas inferiores e avança até as camadas superiores. Segundo Di Bernardo *et al.* (2003) essa ocupação progressiva acontece quando as forças de cisalhamento superam as forças que mantêm aderidas as partículas aos grãos do meio filtrante arrastando-as para a camada seguinte. Este tipo de ação evita carreiras de filtração de curta duração, com baixa produção efetiva de água.

A FDA apresenta vantagens com respeito à filtração direta descendente. Como a água escoar no sentido da redução da granulometria, a perda de carga no meio filtrante tende a ser menor resultando em maiores carreiras de filtração. Além disso, o uso de leito estratificado dispensa a unidade de floculação e o uso de polímeros que podem ser necessários na filtração direta descendente. Contudo, a FDA não permite a aplicação de taxas de filtração elevadas, além de precisar de um melhor sistema de drenagem para evitar problemas no fundo do filtro bem como de dispositivos hidráulicos para introdução da água na interface pedregulho/areia para aumentar a eficiência da lavagem do filtro.

Além disso, a FDA apresenta como desvantagens a necessidade de maior controle na dosagem de produtos químicos, ter sua aplicabilidade restrita à qualidade da água bruta, pois o tratamento de águas com elevada concentração de sólidos, diminuirá a duração da carreira de filtração. Além disso, como o tempo de detenção no filtro tende a ser curto, exige uma ação rápida na correção da dosagem dos produtos químicos quando ocorrem variações da qualidade da água bruta. Por último, nos filtros diretos ascendentes existe risco de contaminação da água filtrada com água de lavagem, quando o filtro dispõe apenas de uma calha coletora, além de ser necessário o uso de cobertura para que a lâmina de água tratada não fique exposta.

A escolha da granulometria do meio filtrante depende de variáveis como a taxa de filtração, carga hidráulica disponível, qualidade do afluente, qualidade desejável do efluente, sistema de lavagem, espessura da camada filtrante, etc. O tamanho dos grãos deve ser definido previamente a partir de estudos em instalação-piloto, dados experimentais de pesquisas ou, então, adotado em função de experiências em outras estações de tratamento de água com características similares. O leito dos filtros de escoamento ascendente é composto normalmente apenas de areia. Já a camada suporte deverá ser subdividida em subcamadas, de forma a reduzir o diâmetro dos grãos de baixo para cima, e sua espessura dependerá do tipo de fundo adotado.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2003) na filtração ascendente podem ser implementadas as seguintes variações:

- com camada filtrante constituída de pedregulho e areia;
- com descargas de fundo intermediárias (DFI) e introdução de água na interface (IAI).
- operação com taxa constante e lavagem com água.

A técnica das descargas de fundo intermediárias consiste em interromper por curto intervalo de tempo (cerca de um minuto) a carreira do filtro e realizar uma descarga de fundo. A operação é realizada pela manobra de um conjunto de válvulas e pode ocorrer de diferentes maneiras. Com esse procedimento faz-se uma limpeza parcial do filtro, removendo o material retido basicamente na camada suporte e nos primeiros centímetros da camada de areia. A introdução de água na interface entre a camada suporte e a camada

de areia impede que durante a realização das descargas citadas ocorra a entrada de ar no interior do filtro.

A tecnologia de FDA por ter só uma barreira contra os contaminantes não consegue atender ao princípio de múltiplas barreiras. Este princípio está baseado no fato de que várias barreiras podem garantir que a falha de uma barreira possa ser compensada pelo funcionamento eficaz das barreiras ainda existentes, minimizando a probabilidade dos contaminantes passarem através do sistema de tratamento colocando em risco a saúde dos consumidores. Desta forma, um sistema de tratamento com uma etapa de remoção-inativação de patógenos que apresenta 4 log de eficiência é menos confiável que um sistema de tratamento com duas etapas de remoção inativação, cada uma com eficiência de 2 log. Ya que a probabilidade de o segundo ter uma falha total é menor que no primeiro (Di Bernardo *et al.*,2003). Assim, as características microbiológicas da água bruta são cruciais na hora de se decidir por este tipo de tecnologia de modo a minimizar o risco microbiológico da água para consumo.

A camada de suporte do filtro ascendente, por ter grande quantidade de vazios, promove a perda de carga no fluxo de água, funcionando às vezes como um floculador hidráulico com muitas câmaras, sendo prescindível a unidade de pré-floculação nesta tecnologia.

Na Tabela 3.1 são apresentados os valores limites dos parâmetros de qualidade da água recomendados por Di Bernardo *et al.* (2003) para a seleção da FDA.

Tabela 3.1– Parâmetros de qualidade da água sugeridos para a filtração direta ascendente. Adaptado de (Di Bernardo *et al.*,2003)

<b>Características da água bruta</b>	<b>Valores sugeridos</b>
Turbidez (uT)	90% ≤ 10
	95% ≤ 25
	100% ≤ 100
Cor verdadeira (uH)	90% ≤ 20
	95% ≤ 25
	100% ≤ 50
Sólidos em suspensão (mg/L)	95% ≤ 25
	100% ≤ 100
Coliformes totais (NMP/100 mL)	1000
<i>E. Coli</i> (NMP/100 mL)	500
Densidade de algas (UPA/ mL)	500
Taxa de filtração (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /d)	160-240

### 3.2 MECANISMOS DA COAGULAÇÃO

A maioria das partículas coloidais presentes nas águas naturais, como substâncias orgânicas, micro-organismos e partículas minerais, tendem a apresentar cargas superficiais negativas, em valores de pH próximos da neutralidade. As cargas superficiais negativas são balanceadas por contra-íons positivos presentes no meio aquoso. Essa tendência a atingir neutralidade elétrica resulta na formação de uma dupla camada elétrica em torno das partículas coloidais. Como consequência, atuam forças repulsivas que estabilizam a dispersão coloidal, evitando a aglutinação das partículas coloidais e dificultando sua separação da água. Dessa forma, para viabilizar a separação dessas partículas em várias tecnologias de tratamento faz-se necessária a minimização das forças de repulsão por meio da adição de substâncias químicas na água a ser tratada (Di Bernardo e Paz, 2009).

A desestabilização das partículas é realizada por coagulação mediante a adição de eletrólitos tais como sais metálicos e/ou polímeros orgânicos sintéticos ou naturais.

Conforme Di Bernardo e Paz (2009) os mecanismos gerais de desestabilização de coloides são: (1) compressão da dupla camada elétrica, (2) adsorção-neutralização de cargas, (3) varredura e (4) adsorção-formação de pontes.

Segundo esses autores, a compressão da camada elétrica ocorre devido ao aumento da concentração de íons indiferentes de cargas opostas presentes ao redor da camada difusa que circunda a partícula coloidal. Como resultado, a camada difusa reduz sua espessura, e, portanto, o potencial elétrico associado à partícula coloidal, diminuindo as forças de repulsão existentes entre as partículas.

Já a atuação do mecanismo de varredura se verifica quando usadas doses de coagulante, suficientes para a formação de precipitado de hidróxido metálico. Este mecanismo é recomendado para a tecnologia de ciclo completo, já que favorece a formação de flocos maiores, promovendo sua sedimentação ou flotação.

O mecanismo de adsorção-neutralização de cargas ocorre quando espécies hidrolisadas com elevadas cargas positivas, produzidas a partir da hidrólise, são adsorvidas na superfície dos coloides carregados negativamente, neutralizando as cargas e reduzindo as forças repulsivas entre as partículas, e, conseqüentemente, promovendo a desestabilização da dispersão coloidal.

Este mecanismo é adequado às tecnologias de tratamento que empregam a filtração direta, uma vez que neste caso não são formados flocos grandes, senão partículas desestabilizadas para serem retidas no filtro.

Para dosagens de coagulante acima da ótima pode apresentar-se a reestabilização de cargas das partículas ou reversão de carga, isto é as partículas tornam-se carregadas positivamente pelo excesso de íons positivos no meio aquoso.

Por fim, o mecanismo de adsorção-formação de pontes é observado principalmente quando utilizados polímeros como auxiliares de coagulação ou como coagulantes. Quando o polímero entra em contato com uma partícula coloidal, alguns dos seus grupos reativos se adsorvem na superfície da partícula reduzindo a sua carga superficial. Os segmentos livres dos polímeros adsorvidos nas partículas previamente desestabilizadas podem se adsorver na superfície de outras partículas formando pontes e conseqüentemente promovendo a agregação das mesmas.

### **3.2.1 Desempenho das tecnologias baseadas em filtração direta na remoção de cor e turbidez.**

Em linhas gerais, as tecnologias baseadas em filtração direta tem apresentado bom desempenho no tratamento de águas com diferentes níveis de cor e turbidez (Di Bernardo e Mendes,1986; Edzwald *et al.*,1987; Cruz ,1993; Teixeira *et al.*, 2005; Dos Santos *et al.*, 2007).

O estudo desenvolvido por Edwards e Amirtharajah (1985) fez aportes importantes para o tratamento de água com ácidos húmicos utilizando sulfato de alumínio como coagulante. Esses autores avaliaram em ensaios de testes de jarros o tratamento (coagulação/floculação/sedimentação) de cinco soluções com diferentes concentrações de ácidos húmicos (4,0 mg/L – 100 uH, 8,2 mg/L - 240 uH, 20,0 mg/L - 450 uH, 28,8 mg/L – 650 uH, 37,5 mg/L – 900 uH) sem turbidez e essas mesmas soluções com turbidez entre 27 uT e 30 uT induzida com argila de sílica. A mistura rápida foi efetuada por 1 min a 100 rpm, a floculação foi simulada com agitação a 24 rpm por 20 min e sedimentação por 2 h.

Esses autores observaram que as áreas de ótima remoção de cor verdadeira para soluções de ácidos húmicos com o sem turbidez ocorreram em condições similares de pH e doses de coagulante. A primeira área localizada na região de precipitação-neutralização de carga, na

faixa de pH de 4-4,75 e doses de alumínio de 15-80 mg/L. A segunda área se encontra na região de maior precipitação do hidróxido de alumínio, nas doses acima de 30 mg/L e valores de pH de 5,75 a 7,5. Os autores também verificaram que a turbidez pode influenciar na remoção de cor. A presença de turbidez na suspensão de ácido húmico pode reduzir a dose de coagulante requerida para remover cor. Porém, no tratamento de água com baixo nível de cor e com turbidez a dose de coagulante requerida para remover esses dois parâmetros pode ser maior do que quando tratada a suspensão de ácido húmico sem turbidez.

Segundo Edwards e Amirtharajah (1985) os mecanismos de remoção de cor parecem estar relacionados com os de remoção de turbidez. Em valores de pH inferiores a 5,75 os mecanismos de remoção estão aparentemente associados com a formação do precipitado de hidróxido de alumínio. Já em valores de pH superiores a 5,75, o mecanismo de remoção é a precipitação–neutralização de carga dos ácidos húmicos.

Di Bernardo e Mendes (1986) avaliaram a influência do mecanismo de coagulação no desempenho da filtração direta ascendente de água natural (Turbidez: 14-27 uT; Cor aparente: 20-40 uH) utilizando sulfato de alumínio. Dois filtros ascendentes foram operados em paralelo: um deles (F1) recebia água coagulada no mecanismo de varredura (coagulada em estação de ciclo completo) e o outro (F2) recebia a mesma água bruta, porém coagulada no mecanismo de neutralização de carga, na taxa de filtração de 180 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d.

Quando a água foi coagulada com aproximadamente a mesma dosagem de sulfato de alumínio (23,8 mg/L no afluente ao filtro F1 e 22,4 mg/L no filtro F2), porém em valores diferentes do pH de coagulação (6,3 a 6,4 no filtro F1 e 5,6 a 5,8 no afluente ao filtro F2) foi observado que após 1 h de operação o efluente de ambos os filtros apresentou turbidez em torno de 0,1 uT. No entanto, após 7 h de funcionamento ocorreu o transpasse (turbidez igual a 3 uT) no filtro F1. Enquanto que no F2 foi encerrada a carreira de filtração por perda de carga limite após 21 h de duração com produção contínua de água filtrada com turbidez por volta de 0,1 uT. Em outro ensaio realizado empregando a metade da dosagem utilizada na ETA (14 mg/L) e pH entre 5,7 e 6,0 não ocorreu transpasse.

Os autores concluíram que é possível obter um efluente com qualidade excelente e longas carreiras de filtração quando utilizadas menores dosagens de coagulante, comparadas

àquelas utilizadas em uma estação de ciclo completo, e que o principal parâmetro de controle no processo de filtração direta ascendente é o pH de coagulação, já que se este se encontra na faixa ótima de operação não ocorre transpasse mesmo sendo utilizada dosagem similar à da estação de ciclo completo.

No estudo comparativo entre filtração direta descendente e filtração direta descendente com pré-floculação realizado por Edzwald *et al.* (1987) em escala piloto, foi tratada água do Rio Grasse (turbidez: 2,6-3,8 uT, cor aparente: 115-130 uH, COT: 8,1-9,4 mg/L, UV-254 nm (cm<sup>-1</sup>): 0,35) com o coagulante polimérico 573C, de alta densidade de carga catiônica (4,3-4,2 µeq/L). Ambas as unidades foram operadas com taxa de filtração de 234 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d, utilizando dose de 9 mg/L e pH na faixa de 6,2 a 6,4. Os autores evidenciaram desempenho semelhante das duas unidades de filtração em termos de remoção de cor aparente e turbidez, com valores de turbidez residual entre 0,3 e 0,2 uT e cor aparente entre 10 e 15 uH. A principal diferença entre essas tecnologias foi a maior perda de carga desenvolvida na filtração direta. Após 9,5 horas de operação, a perda de carga atingiu 2 m e a carreira de filtração foi finalizada na unidade de filtração direta. Já na tecnologia de filtração direta com pré-floculação a carreira de filtração chegou a 14 h. De acordo com os autores, a maior perda de carga na filtração direta foi devida ao menor tempo de floculação, já que as partículas que entram no filtro são menores, o que não acontece na filtração direta com pré-floculação, onde as partículas são maiores produzindo menor perda de carga e, conseqüentemente, maiores carreiras de filtração.

Cruz (1993) desenvolveu em ensaios de FDA de água bruta com valores de turbidez e cor aparente de 30 uT e 120 uH, respectivamente, sob diferentes taxas de filtração (160, 480, 320, 200, 280 e 400 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d), utilizando dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação compreendidos entre 3,0 e 5,4 mg/L e 5,5 a 5,9, respectivamente, com predominância da coagulação no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas. O autor observou valores de turbidez afluyente e cor aparente inferiores a 1 uT e 5 uH independente da taxa de filtração utilizada. No entanto, Cruz (1993) destacou que no período de amadurecimento do filtro tais parâmetros podem atingir valores elevados, exigindo assim o descarte do efluente produzido. A máxima perda de carga alcançada foi de 2 m para durações da carreira de filtração entre 0,58 h e maior de 41 h.

O tratamento de água natural com baixa turbidez (2,0 – 5,6 uT) por filtração direta ascendente e filtração direta descendente em escala piloto foi avaliado por Teixeira *et al.*

(2005). O filtro de escoamento descendente apresentava meio filtrante de areia com espessura de 0,5 m e de 2 m no filtro com escoamento ascendente. A camada suporte foi similar para cada filtro, sendo de 40 cm com tamanho de grão entre 2,4 e 50,0 mm. A unidade piloto foi operada na taxa de filtração de 180 e 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d. Para ambas as taxas de filtração foi verificado melhor desempenho da unidade de escoamento ascendente. Quando empregada taxa de 180 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d foi produzido efluente com turbidez inferior de 0,3 uT em 41 e 22% do tempo de funcionamento dos filtros ascendente e descendente, respectivamente. Entretanto, na taxa de filtração de 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d, estas tecnologias geraram resultados semelhantes, com o mesmo valor de turbidez residual em 27 e 21% do tempo, respectivamente. Os autores sugeriram que a aplicação da tecnologia de filtração direta ascendente nas condições estudadas permitiria carreiras de filtração mais duradouras sem que haja perda da qualidade do efluente filtrado.

Dos Santos *et al.* (2007) avaliaram a filtração direta descendente precedida por coagulação com sulfato de alumínio (8,0 mg/L) ajustando o pH com ácido e com PACl (5,0 mg/L). A água bruta sempre apresentou valores de turbidez e cor aparente inferiores de 7 uT e 35 uH. Para ambos coagulantes as amostras de água filtrada apresentaram cor aparente inferior de 10 uH e turbidez remanescente abaixo de 0,5 uT. As durações das carreiras também foram similares, sendo de 33,7 e 37,0 min com o sulfato de alumínio e o PACl, respectivamente. O excelente desempenho observado com o sulfato de alumínio juntamente com o ácido, quanto à redução de cor aparente e turbidez, demonstrou a possibilidade do emprego de ácido na coagulação em escala real.

### **3.2.2 Desempenho das tecnologias baseadas em filtração direta na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.**

A contaminação dos recursos hídricos por protozoários patogênicos causadores de doenças de veiculação hídrica tem sido verificada em várias localidades ao redor do mundo, tornando-se um grande desafio para os sistemas produtores e distribuidores de água. As espécies *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. foram responsáveis por cerca de 90% dos surtos de gastroenterite ocorridos nos últimos 25 anos em países como os Estados Unidos, Canadá e Japão (Karanis *et al.*, 2007). Diferente das bactérias e vírus, os oocistos de *Cryptosporidium* são altamente resistentes à inativação por cloro. Por isso, a remoção dos oocistos depende, de forma considerável, dos processos de tratamento físico-químico tradicionais.

Nas ETAs, os oocistos de *Cryptosporidium*, de forma análoga a outras partículas, são susceptíveis à remoção nas diferentes etapas do tratamento que constituem barreiras físicas, as quais, combinadas com a desinfecção, podem garantir um baixo risco de infecção por *Cryptosporidium*. Vários trabalhos têm demonstrado que a filtração rápida em meio granular constitui uma excelente barreira contra a passagem de patógenos como o *Cryptosporidium* em sistemas de tratamento de água quando operada corretamente (Nieminski e Ongerth, 1995; Ongerth e Pecoraro, 1995; Huck *et al.*, 2002; Emelko, 2003; Hendricks *et al.*, 2005; Fernandes, 2007; Nascimento, 2009).

Em geral, os fatores que influenciam na eficiência de remoção de *Cryptosporidium* por filtração rápida são basicamente os mesmos que influenciam na remoção de partículas. Segundo Emelko *et al.* (2005), o pré-tratamento por coagulação, os auxiliares de filtração, a carga hidráulica, a temperatura e o amadurecimento do meio filtrante são parâmetros operacionais que afetam a remoção tanto de partículas como de oocistos, além do modo de operação da unidade de filtração. Em particular, o pré-tratamento da água por coagulação é essencial para a remoção efetiva de *Cryptosporidium* por filtração direta (Patania *et al.*, 2005).

Nieminski e Ongerth, (1995) reportaram remoções de oocistos da ordem de 1,94 a 3,98 log e 1,31 a 3,78 log respectivamente, em instalações piloto de tratamento convencional e de filtração direta descendente com filtros de antracito e areia. As instalações foram operadas na taxa de filtração de 337 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d e empregando sulfato de alumínio como coagulante. Sendo utilizados em média 12 mg/L no tratamento convencional e 6 mg/L na filtração direta. Os oocistos foram inoculados em concentração de ~10<sup>4</sup> ooc./L. De acordo com esses autores em escala piloto o desempenho do tratamento convencional pode ser comparável com o tratamento por filtração direta, já que as remoções de oocistos atingidas com esses dois tratamentos não foram muito diferentes.

Ongerth e Pecoraro (1995) também avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente em escala piloto. Os autores utilizaram filtro com triplo meio filtrante (antracito, areia e granada) e alumínio como coagulante. A unidade piloto foi operada em condições ótimas de coagulação (10 mg/L) e em sub-dosagem de coagulante (5 mg/L) mantendo os valores de pH entre 6,6 e 6,4. A concentração inoculada foi de 5 x 10<sup>3</sup> ooc./L. Foi utilizada taxa de filtração constante de 293 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d.

Nas condições ótimas de coagulação foram obtidas remoções de oocistos na faixa de 2,7 a 3,1 log, e 1,5 log na sub-dosagem. Demonstrando a importância do controle da coagulação para uma maior eficiência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Hendricks *et al.* (2005) obtiveram remoção média de oocistos de *Cryptosporidium* de 3,4 log em condições ótimas de coagulação com sulfato de alumínio (26 mg/L) em unidade piloto de filtração direta descendente na taxa de filtração de 293 m/h. Os autores utilizaram filtro de camada única de antracito (0,9 mm) com 0,94 m de profundidade. Os oocistos foram inoculados em concentração de  $10^6$  ooc./L. A água bruta era natural com valores de turbidez entre 1,2 e 3,5 uT. Nessas condições a turbidez do efluente se manteve em valores menores ou iguais que 0,1 uT.

Emelko (2003), mediante estudo de filtração direta em escala de bancada em filtros de 1 m de comprimento com meios de dupla e tripla camada, utilizando taxa de filtração de 180  $m^3/m^2d$ , 5 mg/L de sulfato de alumínio e pH 6,9, comprovou que os oocistos inativados com formalina eram substitutos confiáveis de oocistos ativos. Nesse estudo foi avaliada de forma conjunta a remoção de oocistos inativos e ativos, sob condições de operação estável (coagulação ótima), no período de amadurecimento e em condições de sub-dosagem, em filtros descendentes de dupla e tripla camada no tratamento de água tratada com turbidez de 3,5 uT induzida com caulinita. Foram obtidas remoções semelhantes de oocistos ativos e inativos para todas as condições testadas, atingindo remoções de 5,1 e 5,3 log de oocistos ativos e inativos, respectivamente, durante a condição de operação estável do filtro. No período de amadurecimento do filtro as remoções foram reduzidas em aproximadamente 0,5 a 1,0 log com relação ao período de operação estável. Já nas condições de sub-dosagem avaliadas foram observados remoções de oocistos inferiores a 3,0 log, indicativos da vulnerabilidade do filtro à passagem de oocistos quando são adotadas essas condições de coagulação.

De forma similar a Emelko (2003), Fernandes (2007), evidenciou menor remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no período de amadurecimento do filtro (0,1 a 1 log inferiores do que os obtidos no período regular), indicando a vulnerabilidade do sistema nesse período. Foi uma pesquisa desenvolvida em unidade piloto de filtração descendente de camada dupla (antracito e areia) empregando taxa de filtração constante de 210  $m^3/m^2d$  e tratando dois tipos de água (tipo I - 2,7 uT e tipo II - 16,3 uT) com sulfato de alumínio. Os ensaios foram desenvolvidos em condições ótimas (3 a 10 mg/L) e de super-dosagem (25 a

60 mg/L) em duas faixas distintas de pH (5,0-5,5 e 6,0-7,0). Durante a operação estável do filtro, nas diferentes condições de coagulação testadas, as eficiências de remoção de oocistos variaram na faixa de (1,4 a 3,2 log). Por meio de análise estatística o autor concluiu que as condições de super-dosagem e dosagem ótima não influenciaram de forma estatisticamente significativa na eficiência de remoção dos oocistos. No estudo também foi verificado o efeito do pH de coagulação na eficiência de remoção de *Cryptosporidium*. Como resultado, foi constatado que os experimentos realizados em valores de pH em torno de 5, promoveram as melhores eficiências de remoção de oocistos.

Nascimento (2009) estudou a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta ascendente em escala piloto precedida por coagulação com sulfato de alumínio inoculando este microrganismo ( $10^3$  ooc./L) em água do Lago Paranoá e operando o filtro em uma taxa de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . Os experimentos de filtração foram realizados usando água bruta com valores de turbidez baixos (entre 2,7 e 4,8 uT) e médios (próximos a 30 uT), com o intuito de avaliar a influência desse parâmetro na remoção de oocistos pelo filtro ascendente. Foram avaliadas condições ótimas de coagulação, com doses de sulfato de alumínio entre 10 e 18 mg/L e pH próximo de 6. Neste estudo verificou-se que, independente do valor de turbidez da água bruta, no período de operação estável do filtro foi atingida uma remoção média de 3,5 log, semelhante às obtidas por Hendricks *et al.* (2005) e Fernandes (2007). Entretanto, não foi verificada correlação significativa entre a remoção de oocistos e os parâmetros turbidez, coliformes totais, *E.Coli* e contagem de partículas nas faixas de tamanho do oocisto.

### **3.2.3 Legislação e normas para o controle de *Cryptosporidium***

A passagem de oocistos de *Cryptosporidium* a través das barreiras físicas de tratamento, a sua elevada resistência aos processos de desinfecção, e os diferentes casos de criptosporidiose se apresentados no mundo, tem motivado para o estabelecimento de riscos de infecção e adoção de medidas para reduzir as infecções por esses microrganismos.

A OMS (2009) define três níveis de risco de infecção por oocistos de *Cryptosporidium*:

- O nível de risco baixo, relacionado com uma concentração de oocistos de *Cryptosporidium* de 0,003 por 100 litros. Concentração que deriva em uma probabilidade de infecção de  $10^{-4}$  por pessoa por ano (pppa).

- O nível de risco médio, relativo a uma detecção analítica limite de 0,3 oocistos por 100 litros. A probabilidade de infecção associada é de  $10^{-2}$  pppa.
- O alto nível de risco foi fixado em 30 oocistos por 100 litros, que se corresponde com uma probabilidade de infecção de 0,6 pppa.

A regulamentação americana (USEPA, 2006), considerando um risco anual baixo na água para consumo humano, na faixa de  $1,7 \times 10^{-4}$  a  $6,0 \times 10^{-3}$  (ou 1,7 a 60 infecções por 10.000 consumidores) adotou uma serie de diretrizes cujo objetivo principal é melhorar a proteção da saúde pública através do controle de contaminantes microbianos focando-se nos sistemas com elevado risco de *Cryptosporidium*.

Atualmente a regulamentação “Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (L2ESWTR)”, estabelece que os sistemas dotados de filtração que atingirem 5,5 log remoção de *Cryptosporidium* não precisam monitorar a sua fonte de água de abastecimento. Mas aqueles sistemas de filtração que não atingirem remoção de 5,5 log devem adotar um tratamento adicional em função da concentração de oocistos no manancial de água para abastecimento conforme indicado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Classificação e tratamento adicional requerido para sistemas de filtração – Adaptado de USEPA (2006)

Conc. de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta (ooc./L)	Categorias "bins" de classificação	Tratamento adicional requerido para a remoção de oocistos	
		Filtração convencional	Filtração direta
< 0,075	Bin 1	Nenhum tratamento adicional	Nenhum tratamento adicional
$\geq 0,075$ e < 1,0	Bin 2	1 log	1,5 log
$\geq 1,0$ e < 3,0	Bin 3	2 log	2,5 log
$\geq 3,0$	Bin 4	2,5 log	3 log

Segundo a USEPA é esperado que a maioria das plantas de filtração direta sejam classificadas em Bin 1 porque a filtração direta é normalmente aplicada nas fontes de água de melhor qualidade.

Na Tabela 3.3 estão apresentados os log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* creditados para diferentes tecnologias de tratamento que utilizam filtração, é observado que esta agência atribui a mais baixa eficiência de remoção de oocistos à tecnologia de filtração direta.

Tabela 3.3. – Créditos de eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* atribuídos pela L2ESWTR às tecnologias baseadas em filtração (USEPA, 2006)

<b>Tipo de planta</b>	<b>Tratamento convencional</b>	<b>Filtração direta</b>	<b>Filtração lenta ou Filtração em terra diatomácea</b>	<b>Tecnologias de Filtração alternativas</b>
Tratamento creditado	3,0 log	2,5 log	3,0 log	Determinada pelo estado.

Na Tabela 3.4 são indicadas as opções de tratamento adicionais que podem ser adotadas para cumprir as exigências estabelecidas na Tabela 3.4, além disso, são incluídos os log de eficiência que seriam conseguidos com cada opção.

Tabela 3.4 – Opções “toolbox” para adicionar ao tratamento existente – Adaptado de USEPA (2006)

<b>Opções toolbox</b>	<b>Crédito de log de tratamento</b>
<b>Opções “toolbox” do desempenho do tratamento</b>	
Desempenho de filtros combinados	0,5 log, para filtro combinado com turbidez efluente $\leq$ 0,15 NTU em 95% das amostras mensais.
Desempenho de filtro individual	1 log, se o filtro individual fornece turbidez efluente $\leq$ 0,15 NTU em 95% das amostras mensais e nunca superior de 0,3 uT em duas medições consecutivas.
Demonstração de desempenho	Crédito concedido pelo estado.
<b>Opções “toolbox” de filtração adicional</b>	
Filtros “Cartridge”	2 log para o filtro individual e 2,5 para dois filtros em série.
Filtração em membrana	Crédito log equivalente a eficiência de remoção demonstrada em testes.
Filtração em segunda etapa	0,5 log creditada para a segunda unidade de filtração de meio granular, quando a primeira unidade de filtração é precedida de coagulação.
Filtro lento de areia	2,5 log quando utilizada como uma etapa de filtração secundária; e de 3,0 log quando utilizada como um processo de filtração primária.

Adicionalmente, a regulamentação “Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (L1ESWTR)” no ano 2002, estabeleceu como padrão de turbidez para a água tratada por processo convencional ou por filtração direta, turbidez efluente de 0,3 uT em 95% do tempo.

Por outro lado, a legislação brasileira foi recentemente modificada, e dentro das questões revistas estiveram as relativas ao controle do *Cryptosporidium*, já que até o ano 2011 não era contemplado o controle da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* no manancial

de água para abastecimento. Nesse sentido, o Ministério de Saúde, mediante a Portaria 2914 de 2011, estabelece um valor máximo de turbidez de 0,5 uT para a água filtrada por filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta) em 95% das amostras mensais coletadas, porém, recomenda que quando a média aritmética da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. for maior ou igual a 3,0 oocistos/L no(s) ponto(s) de captação de água, o efluente da filtração rápida tenha turbidez menor ou igual a 0,3 uT em 95% das amostras mensais ou que seja usado um processo de desinfecção que comprovadamente alcance a mesma eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp.

### **3.2.4 Indicadores da remoção de *Cryptosporidium* na filtração rápida**

O elevado custo, as dificuldades de aquisição dos oocistos de *Cryptosporidium*, além do tempo considerável que demanda o atual método de detecção e quantificação desse protozoário, aliado aos riscos à saúde associados ao uso direto de oocistos vivos nos estudos de avaliação de desempenho dos sistemas de filtração, têm levado à busca de indicadores ou substitutos que permitam inferir sobre o desempenho desses sistemas na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Pesquisas como as de Niemiski e Ongerth, (1995), Morse *et al.* (2002), Yu *et al.* (2006), Huck *et al.* (2002), Nascimento (2009), têm mostrado as limitações da turbidez e da contagem de partículas para serem considerados indicadores confiáveis de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Niemiski e Ongerth, (1995) compararam a efetividade de instalações piloto de tratamento convencional e de filtração direta na remoção de *Cryptosporidium*, *Giardia*, turbidez, contagem de partículas (2-4 µm, 4-7 µm, 7-14 µm, 14-25 µm) e bactérias heterotróficas. A remoção média de *Cryptosporidium* e *Giardia* nas duas instalações piloto foram muito próximas, sendo de 2,97 e 3,30 logs, respectivamente, na instalação de filtração direta. Foi achada correlação significativa (0,79) entre a remoção de oocistos e a remoção de partículas com tamanho de 4-7 µm. A correlação entre a remoção de oocistos e a turbidez foi baixa (0,55). Entretanto, correlação insignificante foi observada com as bactérias heterotróficas, indicando que estas não são um indicador efetivo da remoção de oocistos. Os autores concluíram que a contagem de partículas e a turbidez são ferramentas úteis para avaliar o desempenho da instalação de tratamento na remoção de oocistos de

*Cryptosporidium*, porém a turbidez é um indicador de menor precisão comparado com a contagem de partículas.

Morse *et al.* (2002) monitoraram o número de partículas na água bruta, na água clarificada e na água filtrada em uma ETA por ciclo completo. Os autores concluíram que a contagem de partículas nas faixas de 2-5 $\mu$ m e 5-10  $\mu$ m não pode ser usada para prever o risco de arraste de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*, devido à carência de correlação entre as contagens de partículas e a concentração de protozoários nas amostras de água filtrada.

Semelhantemente, Yu *et al.* (2006) não encontraram relação entre a turbidez e a contagem de partículas como indicadores de *Cryptosporidium*. Os pesquisadores observaram que a contagem de partículas mostrou ser melhor indicador do desempenho da filtração do que a turbidez. As contagens de partículas entre 4 e 7  $\mu$ m assim como entre 7 e 14  $\mu$ m, foram as mais indicadas para operar e monitorar o filtro de forma eficaz, uma vez que as contagens de partículas com tamanhos compreendidos nessas faixas apresentaram maior correlação com os oocistos de *Cryptosporidium*.

Huck *et al.* (2002), conduziram um estudo para avaliar, em duas instalações piloto de tratamento convencional com filtração em meio duplo, a aplicabilidade da turbidez e a contagem de partículas no monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium*.

No final da carreira de filtração, quando o filtro diminui a sua capacidade de remoção, e são notados os primeiros estagios de traspasse, Huck *et al.* (2002) constataram uma elevação da contagem de partículas, mas nesse momento nem sempre a turbidez tinha começado a aumentar. Na condição de coagulação sub-ótima a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi baixa (2 log), mesmo em valores de turbidez abaixo de 0,3 uT. Os autores concluíram que embora tenham conseguido excelentes valores de turbidez na água filtrada (0,03 - 0,05 uT), a turbidez não está quantitativamente relacionada à capacidade de remoção de oocistos pelo filtro.

Diante da carência de correlações de parâmetros turbidez e contagem de partículas com as remoções de *Cryptosporidium*, têm sido avaliados, para estudos de tratamento de água, outros indicadores da remoção de oocistos por filtração, tais como microesferas de poliestireno, esporos de bactérias aeróbias e anaeróbias, entre outros (Emelko *et al.*, 2004; Cerqueira, 2008).

Vários estudos (Dai e Hozalski, 2003; Emelko *et al*, 2004; Cerqueira, 2008) têm avaliado as microesferas fluorescentes de poliestireno com grupos carboxilas ligados à superfície, tamanho semelhante ao do oocisto (diâmetro médio de  $4,675 \pm 0,208 \mu\text{m}$ ) e densidade 1,045 g/ml, como indicadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

A partir dos resultados obtidos em seus estudos, Dai e Hozalski (2003) sugeriram que as microesferas proporcionam uma estimativa conservativa da remoção de oocistos quando usadas em meios filtrantes hidrofílicos e com carga negativa (como no caso de vidro ou areia). Porém, quando usadas em meios filtrantes hidrofóbicos poderiam superestimar essa remoção devido à superfície das microesferas também ser hidrofóbica, aderindo-se, assim, com maior facilidade no meio filtrante do que os oocistos cuja superfície é hidrofílica.

No referido estudo os autores utilizaram um sistema de filtração em escala de bancada com meio filtrante constituído por esferas de vidro. No experimento desenvolvido em taxa de filtração de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  utilizando suspensão de oocistos e microesferas ( $3 \times 10^6$  unidades/L) em água deionizada e cloreto de cálcio 0,01 M (como eletrólito para alterar a força iônica da água) na faixa de pH de 6,7 a 7,0, foi removida menor quantidade de microesferas ( $40,3 \pm 1,5\%$ ) que oocistos ( $49,7 \pm 2,9\%$ ), uma vez que estas apresentaram maior potencial zeta negativo, o que dificultou a sua remoção. Após a adição de 5 mg/L de matéria orgânica natural (NOM) na suspensão de estudo, a remoção de ambas as partículas declinou significativamente, porém as remoções de microesferas ( $13,7 \pm 1,5\%$ ) e oocistos ( $16,3 \pm 1,5\%$ ) foram similares. Segundo os autores, devido à heterogeneidade da MON (compostos hidrofílicos e hidrofóbicos) a sua adsorção na superfície destas partículas, pode ter elevado a hidrofobicidade dos oocistos e diminuído a hidrofobicidade das microesferas incrementando a repulsão eletrostática entre estas partículas e o meio filtrante.

De acordo com Dai e Hozalski (2003), os oocistos são hidrofílicos, recobertos por proteínas e se encontram carregados negativamente em meio aquoso. Por outra parte, as microesferas são partículas hidrofóbicas, com grupos carboxílicos na superfície e em meio aquoso, apresentam maior carga negativa que os oocistos, o que sugeriria maior dificuldade para desestabilizar estas partículas.

Emelko *et al.* (2004) evidenciaram remoção de oocistos de *Cryptosporidium* na faixa 1,9 e 5,7 log e de microesferas entre 0,7 e 6,1 log durante condições de operação estável e de sub-dosagem em filtros descendentes de dupla e tripla camada, usando baixa concentração

de sulfato de alumínio (~5 mg/L). No estudo foi obtida uma correlação linear entre a remoção de microesferas e de oocistos de 0,78 e 0,83 para cada tipo de filtro, sugerindo que as microesferas de poliestireno podem ser utilizadas como substitutas dos oocistos *Cryptosporidium* em sistemas de filtração direta descendente.

Cerqueira (2008) avaliou, em escala piloto, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, turbidez e microesferas fluorescentes no tratamento de água em ciclo completo, dupla filtração e filtração direta descendente, utilizando água proveniente de poço tubular profundo alterada com caulinita. Na filtração direta descendente com turbidez inicial de 10 uT foram relatados elevados valores de turbidez remanescente (4,6 e 6,4 uT) e faixas de remoção de 1,8-3,5 log e 2,0-2,55 log para oocistos e microesferas, respectivamente, que foram remoções muito menores e com baixa correlação (0,33) entre elas, quando comparados com os observados por Emelko *et al.* (2004).

Nos estudos apresentados, as remoções de microesferas tenderam a ser inferiores que as remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, sugerindo que estas partículas poderiam ser consideradas indicadores conservadores da remoção destes patógenos.

### **3.3 DESEMPENHO DE COAGULANTES A BASE DE SAIS METÁLICOS NA REMOÇÃO DE MATERIA ORGÂNICA**

Com base na literatura, a matéria orgânica natural (MON) é composta por substâncias húmicas derivadas da decomposição de resíduos vegetais e animais. De acordo com a literatura (Gheraout, 2014; Wang *et al.*, 2013; Yan *et al.*, 2008) as substâncias húmicas são agrupadas em três categorias: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Os ácidos húmicos correspondem à fração não solúvel em água sob condição ácida (pH < 2), mas solúvel a um pH elevado. São constituídos por uma mistura heterogênea de componentes aromáticos e alifáticos, contendo três grupos funcionais principais: ácidos carboxílicos, álcoois fenólicos e metoxicarbonilos.

A presença de MON é indesejada nas fontes de água potável por causar odor, sabor, cor, promover crescimento bacteriano, servir como meio de transporte de metais e ser o principal precursor de subprodutos da desinfecção (SPDs).

Esses subprodutos tais como trihalometanos e ácidos haloacéticos, podem se formar durante a cloração da água e apresentam potencial carcinogênico. Tornando imprescindível a remoção de MON nas ETAs.

No tratamento de águas com elevada concentração de MON a coagulação convencional não é suficiente para reduzir esses precursores de SPDs, sendo necessária a aplicação de uma técnica de coagulação otimizada para a remoção de MON como a coagulação melhorada. Nos estudos de Garcia e Moreno (2006) e Uyak e Toroz (2007) foi demonstrado que o uso da coagulação melhorada promoveu maior remoção de matéria orgânica e uma conseqüente redução de aproximadamente 50% na formação de trihalometanos na água tratada com respeito à coagulação convencional.

A coagulação melhorada consiste na utilização de doses elevadas de coagulante (sal metálico) em condições de pH de coagulação baixo, que incrementem a remoção de MON e sustentem a remoção efetiva de turbidez. De acordo com Uyak e Toroz (2007) quando se usam coagulantes a base de sais metálicos a dosagem elevada proporciona maior quantidade de metal para a formação do complexo alumino ou ferro-humato. Enquanto que o pH baixo reduz a densidade de carga da MON, tornando-a mais hidrofóbica e, portanto, adsorvível nesse complexo.

Segundo Wang *et al.* (2013) a coagulação melhorada tem por objetivo único a remoção de COT, que é comparável com a coagulação otimizada a qual busca maximizar as remoções de turbidez, COT e precursores de SPDs bem como minimizar o residual de coagulante, a produção de lodo e os custos operacionais no tratamento de água. Estudos referentes à utilização dessas técnicas no tratamento de água são apresentados a seguir.

Garcia e Moreno (2006) realizaram um estudo comparativo entre o desempenho da coagulação convencional (CC) e da coagulação melhorada (CM) no tratamento de quatro águas provenientes de mananciais de abastecimento nicaraguenses, dentre elas a água do Rio Camoapa com as seguintes características, 52,2 uT, UV- 254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) de 0,3 e água do Lago Juigalpa com 29,1 uT, absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) de 0,07. O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio. A coagulação convencional (dose 20-30 mg/L, pH 7,3-7,6) foi avaliada em escala real, em cada ETA de ciclo completo (coagulação/floculação sedimentação/filtração/desinfecção). A coagulação melhorada das mesmas águas tratadas nas ETAs foi avaliada em escala de bancada aplicando o mesmo tratamento

(coagulação/floculação/sedimentação/filtração/desinfecção), e a etapa de filtração foi simulada utilizando papel Whatman No. 1. Não foram apresentados os parâmetros operacionais dos tratamentos aplicados. Para a execução dos experimentos de coagulação melhorada com a água do rio foi utilizada uma dose de 40 mg/L do coagulante e pH de coagulação de 6,6 enquanto que para a água do lago a coagulação melhorada foi realizada usando 60 mg/L de sulfato de alumínio e pH 6,3.

Como resultados, na água de rio foram obtidas remoções de UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) de 50 e 95 % e concentração de trialometanos de 0,034 e 0,017 mg/L, respectivamente, na CC e na CM. Com a água do lago, as remoções atingidas aplicando CC e CM, foram respectivamente, 29 e 77% de absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) e concentrações de 0,104 e 0,047 mg/L de trialometanos.

Os autores concluíram que a coagulação melhorada reduz os precursores de trialometanos nas águas estudadas a níveis inferiores ao limite 0,08 mg/L recomendado pela USEPA (1999) para água destinada ao consumo humano. A coagulação melhorada mostrou-se mais eficiente na remoção de matéria orgânica da água do rio do que na água do lago que tinha menor conteúdo de matéria orgânica dissolvida.

Uyak e Toroz (2007) avaliaram em escala de bancada a coagulação convencional (CC), a coagulação melhorada (CM) e a coagulação otimizada (CO); considerada a condição de máxima remoção de COD, utilizando cloreto férrico e sulfato de alumínio como coagulantes, no tratamento das águas dos lagos na Turquia, o lago Terkos (TLW) – 2,5 uT e absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) : 0,125, e Buyucekmece (BLW) – 2,8uT e absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ): 0,131, e Omerli (OLW) – 2,4 uT e absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ): 0,082.

A mistura rápida foi realizada com gradiente de velocidade (G) de  $166 \text{ s}^{-1}$  (150 rpm) por 2 minutos. Após a mistura rápida o gradiente era reduzido para  $16 \text{ s}^{-1}$  (30 rpm) e mantido por um período de 30 min, simulando a floculação, seguido de sedimentação por 60 min, com velocidade de sedimentação ( $V_s$ ) de 0,16 cm/min, considerando-se equipamento padrão “Phibs and Birds”. Antes da determinação dos parâmetros o sobrenadante era filtrado em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$ .

As condições de coagulação e os resultados obtidos para cada tipo de água e coagulante estão apresentados nas Tabelas 3.5 e 3.6.

Tabela 3.5 – Remoção de precursores de TAM com coagulação utilizando alumínio sob três diferentes condições de coagulação

Fonte de água	Técnica de coagulação	pH de coagulação	Dose de Alumínio (mg/L)	Remoção de absorvância (UV-254 nm) %	TAMPF (µg/L)
TLW	CC	6,86	40	40	200
	CM	6,35	80	59	156
	CO	5,50	80	72	94
BLW	CC	7,10	40	29	195
	CM	6,72	80	39	167
	CO	5,50	80	69	82
OLW	CC	6,92	40	17	140
	CM	6,40	80	29	137
	CO	5,25	80	55	97

Tabela 3.6 – Remoção de precursores de TAM com coagulação utilizando cloreto férrico sob três diferentes condições de coagulação

Fonte de água	Técnica de coagulação	pH de coagulação	Dose de Cloreto férrico (mg/L)	Remoção de absorvância (UV-254 nm) %	TAMPF (µg/L)
TLW	CC	6,94	40	43	202
	CM	6,57	80	61	134
	CO	5,25	80	84	62
BLW	CC	7,10	40	35	162
	CM	6,72	80	55	146
	CO	5,25	80	81	73
OLW	CC	6,89	40	18	141
	CM	6,30	80	32	112
	CO	5,25	80	47	83

Para os três tipos de água estudadas o melhor desempenho foi observado nas condições de coagulação otimizada, o uso de cloreto férrico em dosagem de 80 mg/l e pH 5,25 promoveu remoções de absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) de 84%, 81% e 47%, respectivamente. Quando o sulfato de alumínio foi na mesma dosagem, porém adotando pH de 5, na coagulação das águas TLW e BLW e de 5,25 na coagulação da água OLW, foram alcançadas remoções de absorvância UV-254 ( $\text{cm}^{-1}$ ) de 72%, 79%, respectivamente, inferiores às remoções observadas na coagulação com cloreto férrico, exceto para a água do lago OLW onde foi atingida remoção de 55%. Os autores explicaram que a dificuldade na coagulação da água OLW esteve relacionada com seu baixo conteúdo de carbono orgânico dissolvido (COD) e a sua baixa alcalinidade quando comparada com as outras águas.

As mais baixas concentrações de triálometanos (62-83 µg/L) foram conseguidas utilizando cloreto férrico, devido a que, segundo Uyak e Toroz (2007), este coagulante apresenta duas vezes mais cargas positivas ativas do que o sulfato de alumínio e seus flocos de hidróxido férrico apresentam maiores sitios ativos de adsorção, tornando-o mais eficaz na eliminação de precursores de SPDs

Wang *et al.* (2013), testaram quatro coagulantes (FeCl<sub>3</sub>, Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, PACl e HPAC) no tratamento por coagulação melhorada de águas do Lago Mopanshan (MS) e do Rio Xihangdao (XD). A água do Lago Mopanshan (MS) caracterizada pela sua baixa turbidez (0,8 uT), absorvância UV-254 (cm<sup>-1</sup>) de 0,107 e por apresentar alto teor de matéria orgânica hidrofóbica de elevado peso molecular. Entretanto, a água do Rio Xihangdao (XD) apresentava turbidez elevada (85 uT), absorvância UV-254 (cm<sup>-1</sup>) de 0,088, e continha contaminantes orgânicos de baixo peso molecular, alguns deles de natureza sintética.

Ambas as águas foram tratadas utilizando o mesmo procedimento: adição de coagulante em gradiente de mistura rápida de 400 s<sup>-1</sup> (250 rpm) por 30s, mantendo a mistura rápida por mais 2 min e mistura lenta em gradiente de 27 s<sup>-1</sup> (40 rpm) durante 15 min, seguida de 30 min de sedimentação, com Vs de 0,3 cm/min. Sendo adotado equipamento de jar teste padrão “Phibs and Birds”.

Para a água MS foram obtidas remoções significativas de absorvância UV-254 (cm<sup>-1</sup>) com os coagulantes FeCl<sub>3</sub> (25 mg/L, pH 4,8) e HPAC (25 mg/L, pH 6,7) na ordem de 85% e 77%, respectivamente. Entretanto, para a água XD, foram obtidos menores percentuais de remoção, sendo os coagulantes FeCl<sub>3</sub> (50 mg/L, pH 4,2) e Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (50 mg/L, pH 5) os de melhor desempenho com remoções de 61% e 42%, respectivamente. Contudo, a remoção de turbidez não foi efetiva nas condições de coagulação que forneceram as máximas remoções de MON. Em geral, a técnica de coagulação apresentou eficiência moderada, sendo mais efetiva na água MS com micropoluentes de origem natural e matéria orgânica de elevado peso molecular do que na água XD com micropoluentes de origem antropogênico de baixo peso molecular.

Embora os coagulantes à base de sais metálicos sejam eficientes no tratamento de água com MON, devido ao efeito indeterminado que pode causar o residual metálico na água à saúde, bem como, os impactos ao meio ambiente, vários estudos têm focado na avaliação

de coagulantes alternativos, principalmente de origem natural (amido, quitosana, alginatos, compostos produzidos por fungos, bactérias e leveduras, etc.), considerados ecologicamente adequados (Renault *et al.*, 2009). Nesse grupo, inclui-se a quitosana que é considerada um dos polímeros de origem natural mais promissor por se tratar de um composto biodegradável e de toxicidade relativamente baixa (Hu *et al.*, 2013; Renault *et al.*, 2009).

### 3.4 TRATAMENTO DE ÁGUA UTILIZANDO QUITOSANA

A quitosana é um amino-biopolímero catiônico de elevado peso molecular com forte carga positiva. Ela é obtida da desacetilação da quitina sob condições alcalinas, presente como elemento estrutural no exoesqueleto da maioria dos artrópodes e na parede celular de fungos e leveduras (Kawamura, 1991; Renault *et al.*, 2009; Rinaudo, 2006). A estrutura molecular da quitosana é mostrada na Figura 3.4.

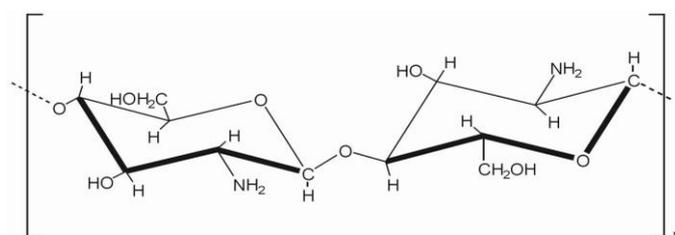


Figura 3.4 – Estrutura molecular da Quitosana (Renault *et al.*, 2009).

Pelas suas características físico-químicas e biológicas a quitosana tem sido usada como coagulante/floculante no tratamento de águas naturais e residuárias, para a remoção de partículas em suspensão e substâncias dissolvidas. Segundo Renault *et al.* (2009), as principais características da quitosana são sua alta densidade de carga catiônica, longas cadeias poliméricas e sua capacidade de formação de pontes entre agregados. O peso molecular e o grau de desacetilação são os principais parâmetros que influem nas características e propriedades da quitosana, os quais dependem das condições impostas durante o processo de produção (Kurita, 2006; Rinaudo, 2006).

Como a quitosana é utilizada em doses menores que os coagulantes metálicos a geração de lodo tende a ser menor, com a vantagem adicional de que o lodo gerado é biodegradável e possui maior massa específica promovendo uma maior velocidade de sedimentação o que torna mais fácil a sua desidratação. Não obstante, a eficiência de coagulação da quitosana é limitada em uma faixa de pH entre 5 e 7. Além disso, de forma semelhante a outros

polímeros, quando adicionada em excesso, pode causar re-estabilização das cargas das partículas coloidais (Renault *et al*, 2009; Hu *et al*, 2013).

A quitosana é insolúvel em água e por isso, precisa ser solubilizada em ácidos orgânicos tais como ácido acético e ácido fórmico, ou inorgânicos (a exceção do ácido sulfúrico) para favorecer a protonação dos grupos funcionais amino e facilitar as suas interações com os contaminantes.

Os mecanismos propostos para explicar a desestabilização do material particulado e dissolvido pela quitosana são: a neutralização de carga, a coagulação precipitativa (incorporação de partículas desestabilizadas na superfície do coagulante precipitado) e a formação de pontes inter-partículas (Guibal *et al*, 2007, Renault *et al*, 2009).

O mecanismo de neutralização de carga ocorre quando as cadeias poliméricas da quitosana com elevada densidade de carga se adsorvem nas partículas formando áreas com cargas positivas e negativas na superfície da partícula. O mecanismo de formação de pontes consiste na adsorção de longas cadeias do polímero na superfície de mais de uma partícula, formando grandes agregados (Renault *et al*, 2009).

Em soluções com baixa força iônica as moléculas de quitosana existem em uma conformação estendida que favorece a eficiência do mecanismo de formação de pontes (Li *et al.*, 2013). No entanto, em soluções mais estáveis como corantes e substâncias húmicas, considera-se predominante o mecanismo de neutralização de cargas por se observar uma relação proporcional entre a carga aniônica dos coloides e a carga catiônica do polieletrólito requerida para a sua desestabilização (Guibal *et al*, 2006; Maghsoodloo *et al*, 2011; Bolto e Gregory, 2007).

Em relação à coagulação precipitativa, Roussy *et al.* (2005) explicam que devido à estrutura da quitosana estar sujeita às mudanças provocadas por alterações no pH ou presença de sais, pode ocorrer precipitação do polímero inicialmente dissolvido em meio ácido quando dissolvido em soluções alcalinas. Apesar da carga reduzida da quitosana em condição alcalina seu precipitado ainda é capaz de formar flocos.

Segundo a literatura (Bolto e Gregory (2007); Renault *et al.* (2009)), o mecanismo de coagulação/floculação da quitosana começa com a adsorção das cadeias do polímero nas partículas sendo desestabilizadas (neutralização de cargas). Quando as partículas são

desestabilizadas, as colisões entre elas resultam em ligações, seja pelo mecanismo de formação de ponte ou por meio de interações electrostáticas, se agrupando e assim formando grandes agregados. Nos quais podem ser adsorvidas substâncias orgânicas dissolvidas.

Quanto às características dos flocos formados pela quitosana, Bolto e Gregory (2007), e Bache *et al.* (1999 *apud* Jarvis *et al.*, 2005a) afirmaram que os flocos formados por neutralização de cargas não são tão fortes como os formados pelo mecanismo de formação de pontes, porém são mais fortes do que agregados formados na coagulação com sais metálicos.

Devido à quitosana ser um composto orgânico, seu uso pode elevar o teor de carbono orgânico total (COT) na água coagulada, incrementado os precursores da formação de SPDs (Rizzo *et al.*, 2008). Deste modo, o uso de quitosana no tratamento de água apresenta vantagens e desvantagens, as quais são apresentadas, de forma resumida na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 – Características da quitosana como coagulante

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
Apresenta as características tanto dos polímeros sintéticos como dos sais metálicos.	Eficiência limitada em uma faixa de pH (~5 - 7).
Comparada com os sais metálicos, é eficiente em menores concentrações.	Quando adicionada em excesso promove re-estabilização das cargas das partículas.
Não deixa residual de metal que possa causar contaminação secundária.	Solúvel apenas em solução ácida.
Produz flocos de maior tamanho, o que favorece a sua sedimentação.	Pode elevar a concentração de carbono orgânico na água coagulada.
A geração de lodo é menor.	
O lodo é de mais fácil desidratação, biodegradável e de menor toxicidade.	

Estudos voltados para a avaliação da formação de subprodutos da desinfecção utilizando quitosana como coagulante foram realizados por autores como Vasyukova *et al.* (2010) e Capelete e Brandão (2013).

Vasyukova *et al.* (2010) estudaram, em escala de bancada, o tratamento de água por processo convencional usando quitosana como coagulante. A quitosana era da Sigma-Aldrich, com grau de desacetilação de 0,75-0,85. Os autores também investigaram o potencial de formação de trihalometanos na água bruta e na água tratada com quitosana. A água bruta utilizada apresentava concentração média de carbono orgânico dissolvido de 6,7

mg/L e foi coagulada empregando 3,5 mg/L de quitosana e pH 5,0. A água coagulada foi submetida a sedimentação e cloração usando dose de cloro de 1,7 e 2,0 mg/L (0,1-0,3 mg/L Cloro residual). Após 48 h de tempo de contato, foi encontrada uma concentração inferior de 0,05 mg/L de trialometanos na água tratada, entanto, na água bruta com a adição de dose de cloro inferior de 1 mg/L foi encontrada concentração de trialometanos superior de 0,05 mg/L, ultrapassando esse limite da legislação germana. Sendo concluído que mesmo adicionando matéria orgânica com o uso da quitosana, o potencial de formação de trialometanos na água tratada e clorada foi menor do que na água bruta clorada, sugerindo que este coagulante é adequado para o tratamento de água potável.

Capelete e Brandão (2013) investigaram a formação de trialometanos em águas coaguladas com quitosana (1,0 – 3,0 mg/L) e sulfato de alumínio (4,0 -16,0 mg/L), com e sem inoculação de *Mycrosistis Aeruginosa* e tratadas por filtração ascendente e em papel de filtro com tamanho de poros de 8 µm. Foi utilizada quitosana também da Sigma-Aldrich. As águas de estudo foram oxidadas empregando doses de hipoclorito de sódio garantiram, concentrações de cloro residual livre de 1 mg/L e 5 mg/L, e analisadas quanto à formação de trialometanos após 48 h de tempo de contato. Os resultados contrastaram com os obtidos por Vasyukova *et al.* (2010), não sendo verificada presença de trialometanos nas águas de estudo. Segundo os autores, a diferença nos resultados pode ter sido devida a que as águas de estudo apresentavam menor concentração de carbono orgânico dissolvido (1,2 mg/L).

Spinelli *et al.* (1997) estudaram, em escala de bancada, a eficiência da quitosana na remoção de cor aparente e turbidez da água do rio Cubatão Sul, por tratamento convencional. Usaram quitosana preparada no próprio laboratório. Nos ensaios foi utilizada cal para correção do valor de pH. A água bruta apresentava turbidez média de 4,61 uT e cor aparente de 20,0 uH. As melhores dosagens de cal e quitosana foram, respectivamente, de 3,0 mg/L e 1,5 mg/L, e pH de coagulação de 6,35. As condições ótimas de tratamento foram obtidas com tempo de 30 s para a coagulação empregando gradiente de velocidade (G) de 1200 s<sup>-1</sup>, seguido de floculação por 20 min na sequência de G de 50, 40, 30 e 20 s<sup>-1</sup>, e velocidade de sedimentação de 3,5 cm/min. A turbidez na água tratada atingiu valor de 0,5 uT, alcançando eficiência de 88,8 % de remoção na água decantada e 94,1 % na água filtrada em papel Watman 40. A eficiência de remoção da cor aparente foi de 75% com e sem filtração em papel. A quitosana mostrou ser um eficiente coagulante para o tratamento

da água estudada e a dosagem empregada (1,5 mg/L) foi bem menor que a dosagem de sulfato de alumínio (14 mg/L), com concentração de alumínio de 2,2 mg/L.

De forma semelhante, Carvalho (2008) constatou que para tratar águas com altos ou baixos valores de cor e turbidez, a concentração de quitosana necessária era aproximadamente 6,7 vezes menor que a de sulfato de alumínio. O autor investigou em uma ETA piloto de tipo convencional o desempenho da quitosana comercial Polymar (0,1% m/v), e do sulfato de alumínio (10% m/v), bem como a associação entre esses dois coagulantes no tratamento de água do Rio Pirapó. Os valores de turbidez e cor verdadeira na água bruta oscilaram entre 11,0 a 894,0 uT e de 73,0 a 3390,0 uC, respectivamente. A quitosana apresentou-se eficiente na remoção dos parâmetros avaliados; para águas com baixos valores de cor e turbidez, a quitosana apresentou remoção de cor verdadeira superior a 98%, e de 97% e 100%, de turbidez e compostos com faixa de absorção em UV-254 nm (lignina, taninos, substâncias húmicas, compostos aromáticos), respectivamente. Para águas com altos valores de cor e turbidez, remoções de cor da ordem de 100% e superiores a 99% para turbidez e compostos com faixa de absorção em UV-254 nm. Os autores se limitaram a relatar os resultados não explicando o porquê das melhores remoções na água com elevados níveis de cor e turbidez quando comparada com a água com baixa cor e turbidez.

Capelete e Brandão (2013) também avaliaram, em escala de bancada, o tratamento por coagulação/floculação/sedimentação de água do Lago Paranoá/DF (turbidez 1,1-1,4 uT e cor aparente 12-18 uC) sem e com *Microcystis aeruginosa* ( $10^5$  cel/mL), usando quitosana como coagulante e o sulfato de alumínio como base comparativa. A mistura rápida foi realizada em gradiente de velocidade de  $1000\text{ s}^{-1}$  por 30 s, a mistura lenta em  $40\text{ s}^{-1}$  durante 20 min e seguido de sedimentação por 20 minutos. Nos ensaios foram testados valores de pH de coagulação na faixa de 5 a 8 e doses de quitosana e sulfato de alumínio de 0 a 9 mg/L e de 0 a 18 mg/L, respectivamente. Na faixa de pH entre 6,5 e 7,0 os dois coagulantes apresentaram eficiências similares de remoção de turbidez (60 e 70%) com doses entre 1,5 e 2,0 mg/L de quitosana e 4,0 mg/L de sulfato de alumínio.

A remoção de matéria orgânica dissolvida foi diferente para ambos os coagulantes. Ao utilizar quitosana, a maior remoção (50%) foi observada em valor de pH próximo de 7, e dosagens maiores que 4,0 mg/l. Quando o sulfato de alumínio foi utilizado, as remoções apresentaram valores entre 55,0 e 60,0 % em dosagens maiores que 8 mg/l e pH de coagulação menor que 5,5. Nas regiões de maior eficiência no diagrama de coagulação

(Figura 3.5), a turbidez da água sedimentada foi menor com o uso de quitosana, independente da presença de cianobactérias. Entretanto, nas regiões de baixa eficiência de remoção de turbidez, a quitosana provocou elevação da cor aparente da água coagulada.

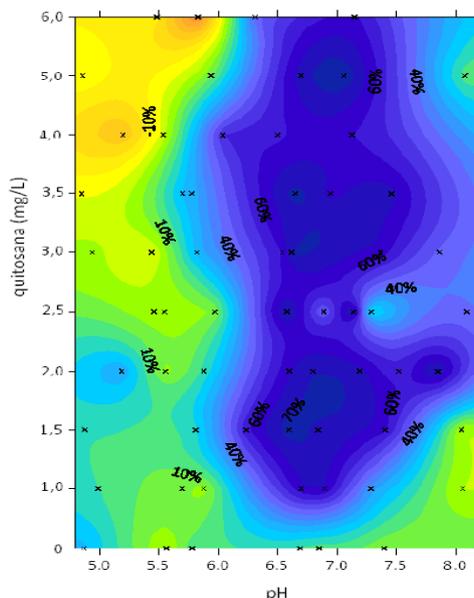


Figura 3.5 - Diagrama de coagulação da água do Lago Paranoá com quitosana - remoção percentual de turbidez após sedimentação (Capelete e Brandão, 2013).

O uso da quitosana na coagulação de água superficial com baixa turbidez apresentou resultados divergentes em trabalhos realizados por Rizzo *et al.*(2008) e Zemmouri *et al.* (2012).

Rizzo *et al.* (2008) compararam o desempenho da quitosana e dos coagulantes convencionais (sulfato de alumínio e cloreto férrico) em termos de remoção de turbidez e matéria orgânica no tratamento de água do reservatório artificial de Alento (Italia), a qual é caracterizada por elevada alcalinidade ( $> 180 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ ). Os autores simularam processo de coagulação/floculação/sedimentação em escala de bancada, sendo testadas dosagens de 0,5 a 10,0 mg/L de quitosana e de 20,0 a 110,0 mg/L de sais metálicos, e valores de pH de coagulação de 5,0, 6,0, 7,0 e 7,65. A mistura rápida (100 rpm) foi realizada com gradiente de velocidade de  $80 \text{ s}^{-1}$  por 1 min, mistura lenta durante 30 min em gradiente de  $17,5 \text{ s}^{-1}$  (30 rpm) e velocidade de sedimentação de 0,12 cm/min. A quitosana empregada foi da Chitoclear® /Primex com grau de desacetilação maior de 90%.

Na condição de baixa turbidez (3,3 uT) a dosagem de 1 mg/L de quitosana foi menos efetiva na remoção desse parâmetro no pH de coagulação 7 (~ 12 %) comparada com os pH 5 e 6 (~ 75% de remoção). Entretanto, no pH 7 ocorreu a melhor remoção de turbidez

ao utilizar doses elevadas de quitosana, na ordem de 16 mg/l. Estes resultados contrastam com os obtidos por Spinelli (1997), Divakaran e Pillai (2002) e Capelete e Brandão (2013), nos quais a menor dosagem aplicada para obtenção de máxima eficiência foi conseguida em valores de pH de coagulação próximos de 7. O motivo dessas divergências pode ter sido as diferenças na natureza das águas tratadas, cujas partículas promoveram interações diferentes com a quitosana.

Quando Rizzo *et al.* (2008) avaliaram o efeito da quitosana na remoção de compostos com absorvância em 254 nm, constataram que nas doses baixas (0,5-1,0 mg/L) houve diminuição da concentração desses compostos, porém o percentual de remoção decresceu com o incremento da dosagem de quitosana. Em geral, os resultados mostraram que a quitosana proporcionou as menores remoções de compostos com absorvância em 254 nm e carbono orgânico total quando comparada com os outros coagulantes avaliados.

Por outro lado, Zemmouri *et al.* (2012) estudaram a eficiência da quitosana (Sigma®, grau de desacetilação de 85 %) no processo de coagulação/floculação/sedimentação, como coagulante primário e como auxiliar na coagulação com sulfato de alumínio no tratamento de água da barragem Keddara. Foram realizados ensaios de testes de jarros com mistura rápida em gradiente de velocidade de  $248 \text{ s}^{-1}$  (200 rpm) durante 3 min, seguido da mistura lenta em gradiente de  $25 \text{ s}^{-1}$  (40 rpm) por 20 min e velocidade de sedimentação de 0,15 cm/min. As dosagens de quitosana utilizadas variaram de 0,1 a 60,0 mg/L e os valores de pH de 7,8 a 8,1.

Para uma turbidez inicial de 5,0 uT foi observada uma redução de apenas 5% desse parâmetro (após sedimentação) para todas as dosagens de quitosana aplicadas (0,05 – 40,0 mg/L). Os autores associaram a baixa remoção de turbidez à baixa concentração de coloides na água bruta, que não favoreceu a formação de flocos. Não obstante, de acordo com os estudos de Rizzo *et al.* (2008), Spinelli *et al.* (1997) e Capelete e Brandão (2013), os valores de pH testados por Zemmouri *et al.* (2012) foram muito elevados para a remoção de turbidez. Desta forma se o processo de coagulação não foi eficiente era a própria quitosana a que se encontrava na água.

No estudo conduzido por Huang e Chen (1996) foram realizados testes de coagulação/floculação/sedimentação, em escala de bancada, de água sintética ( $10^{-2}\text{M}$   $\text{NaClO}_4$ ) utilizando suspensões de bentonita e caulinita, bem como de água natural, sob

diferentes condições de coagulação, utilizando quitosana como coagulante. A quitosana utilizada no estudo foi preparada pelos autores. A mistura rápida foi realizada em gradiente de velocidade de  $250 \text{ s}^{-1}$  por 2 min, seguida da mistura lenta por 20 min em gradiente de  $22 \text{ s}^{-1}$  e velocidade de sedimentação de 1 cm/min. Os autores avaliaram a coagulação de suspensões sintéticas de bentonita em níveis variáveis de turbidez (30, 90, 150, 400 e 600 uT), sob diferentes doses de quitosana (de 0 a 10 mg/l) nos valores de pH e 4 e 7.

Para uma turbidez inicial de 30 uT e a combinação de pH 4 com dose de 1,0 mg/L, foi obtida turbidez residual de 0,56 uT. Nessa condição ótima de coagulação foi verificado por meio de medidas de potencial Z da água coagulada, que a superfície da bentonita apresentava ainda carga líquida negativa, indicando que a quitosana desestabilizou as partículas de bentonita mediante o mecanismo de adsorção e formação de ponte interpartículas. A dosagem superior à ótima nesse pH provocou reversão da carga superficial das partículas levando à reestabilização das partículas coaguladas. Entretanto em condição de pH 7 a dose ótima de quitosana (10 mg/L) foi superior àquela observada no pH 4 (1,0 mg/L), e nesse pH não foi verificada reversão de carga na super-dosagem.

Huang e Chen (1996) também avaliaram o tratamento de água natural com turbidez inicial de 56 uT e de água com turbidez artificial, induzida com caulinita, com valores iniciais de 25 uT, 100 uT, 500 uT e 1000 uT, e encontraram elevados valores de turbidez residual no sobrenadante, obtido após sedimentação. Os autores evidenciaram que a eficiência da coagulação com quitosana é afetada com a redução da concentração de caulinita e que a natureza das partículas presentes na água natural influenciam na eficiência de coagulação. Os autores argumentaram que a variação na efetividade na coagulação das partículas deveu-se às diferenças existentes entre as mesmas, especificamente o tamanho, as propriedades superficiais e a estrutura.

Divakaran e Pillai (2001) estudaram o desempenho da quitosana no tratamento de água da torneira preparada com suspensão de caulinita, com valores de turbidez na faixa de 10 a 160 uT. Para tal, foram realizados ensaios em escala de bancada de coagulação/floculação/sedimentação (mistura em gradiente de velocidade de  $49 \text{ s}^{-1}$ , velocidade de sedimentação de 0,16 cm/min) com pH entre 5 e 9 e dosagens de 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 1,5 e 2,0 mg/L de quitosana. A quitosana empregada no estudo era produzida em um centro de pesquisa da região, e seu grau de desacetilação não foi especificado. Para água com 40 uT e dosagem de 1 mg/L no pH 7,5 foi atingida turbidez residual inferior de

5,0 uT, que é um valor ainda muito elevado. Por outro lado, os autores constataram que a quitosana não foi efetiva nas dosagens inferiores a 0,75 mg/L, sendo 1,0 mg/L a menor dosagem que proporcionou a máxima eficiência de remoção de turbidez, e que independente do valor de turbidez inicial da água, a turbidez residual manteve-se em valores menores que 10 uT, não se conseguindo um desempenho satisfatório nessas condições de operação. Os autores, concluíram que a eficiência da floculação com quitosana é muito sensível ao pH, atingindo a maior eficiência em pH 7,5.

Em relação ao tratamento de água com quitosana, a literatura revisada apresenta resultados variáveis em relação à dose ótima de quitosana e o pH de coagulação adequado, e sugere que o uso da quitosana como coagulante no tratamento de suspensões de caulinita pode ser pouco eficiente.

#### **3.4.1 Uso da quitosana na filtração direta**

O desempenho da quitosana no tratamento de água por filtração direta foi avaliado em vários estudos, como os realizados por Eikebrokk, (1999), Saltnes *et al.* (2002), Eikebrokk e Saltnes (2002), Brown e Emelko (2009), Schleicher (2011) e Fonseca *et al.* (2014).

Eikebrokk (1999) avaliou a eficiência da quitosana (Seacure/Primex®) no tratamento de água bruta sintética com 50 uH (pela adição de solução húmica altamente concentrada proveniente de uma planta de troca iônica) e 4,5 mg/L de carbono orgânico não purgável (CONP), por filtração direta descendente. O estudo foi realizado em instalação piloto composta por duas colunas filtrantes paralelas (funcionando de forma independente), com meio filtrante de dupla camada (60 cm de antracito, com granulometria entre 0,8-1,6 mm e 35 cm de areia com dimensões entre 0,4-0,8 mm). Os filtros operaram com taxa de filtração na faixa de 120 a 288 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d. Na etapa de coagulação foram testadas doses de quitosana de 1,0 a 7,5 mg/L e valores de pH entre 3,5 e 8,0. Nestas condições, a maior remoção de cor (90%) foi atingida com a dosagem de 7,5 mg/L e pH 4,2, já em termos de remoção de CONP as remoções foram baixas, com remoção máxima de 58% alcançada na mesma dosagem, porém em pH de 5,5.

Eikebrokk e Saltnes (2002) demonstraram a viabilidade de uso do meio filtrante de Filtralite (agregados de argila expandida de baixo peso) como substituto do meio convencional de antracito e areia. Para isto utilizaram uma unidade piloto de filtração direta descendente composta por dois filtros. Em um dos filtros foi empregado como meio filtrante Filtralite

(camada superior do filtro de 47 cm e meio filtrante na faixa de tamanho de grão de 1,6-2,5 mm e a camada inferior também de 47 cm e tamanho do grãos entre 0,8-1,6 mm). No outro filtro foi utilizado meio filtrante de antracito (60 cm de espessura, tamanhos de grão: 0,8-1,6 mm) e areia (35 cm de espessura, tamanhos de grão: 0,4-0,8 mm). A unidade piloto operou com taxa de filtração de 220 e 240 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d para cada filtro. Para realizar os ensaios foi utilizada água da torneira com cor de 50 uH induzida com concentrado húmico (proveniente de uma planta de remoção de substâncias húmicas), 5 mg CONP/L e baixa turbidez (0,1-0,2 uT) usando o coagulante quitosana e o sulfato de alumínio como base comparativa.

Os autores verificaram que o meio filtrante de antracito e areia desenvolveu maior taxa de crescimento de perda de carga do que o meio de Filtralite. E que ambos os coagulantes forneceram carreiras de filtração longas (tempo não especificado).

No estudo foi utilizada quitosana (Chitoclear®/Primex) com grau de desacetilação maior de 90%. As doses de quitosana testadas (5 a 7,5 mg/L) e pH 6,5 e 6,6 promoveram turbidez residual média de 0,09 e 0,1 uT, respectivamente, bem como remoção de cor de até 80%, para um residual de 9 uH, e remoção de 34 a 36 % de COT. Como uso de sulfato de alumínio (dose de 3,1 mg/L, pH 6,5) os níveis de turbidez residual (0,42-0,93 uT) foram mais elevados do que os obtidos utilizando quitosana; com tudo, as remoções de cor (94-95%) e COT(62-65%) foram superiores com este coagulante.

Em trabalho similar, Saltnes *et al.* (2002) desenvolveram experimentos de filtração direta descendente em escala piloto utilizando meio filtrante de Filtralite com as mesmas características descritas no trabalho de Eikebrokk e Saltnes (2002). No estudo foi avaliado o desempenho de diferentes coagulantes: cloreto férrico, sulfato de alumínio, PAC e quitosana no tratamento de uma suspensão de água tratada com cor de 50 uH, induzida com ácidos húmicos provenientes de uma planta de troca aniônica, e turbidez inferior a 0,3 uT. A instalação piloto foi operada com taxa de 180 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d.

O cloreto férrico em dose de 7 mg/L apresentou o melhor desempenho entre os coagulantes avaliados com remoção de 90% e 80 %, de cor verdadeira e COT respectivamente. E com níveis de turbidez efluente abaixo de 0,3 uT em uma maior faixa de pH (4,2 – 5,7) que o sulfato de alumínio. A quitosana na dose de 4 mg/L apresentou bom desempenho na remoção de turbidez (< 0,2 uT) quando a cogulação foi realizada em valores de pH entre

4,7 e 6,2, porém as remoções de cor e COT, 80 e 40 %, respectivamente, foram inferiores às dos outros coagulantes, já que o uso da quitosana nessa dose contribuiu para o aumento de COT, uma vez que este polímero contém 60 % em peso de COT.

Quando Saltnes *et al.* (2002) avaliaram condições não ótimas de coagulação com a quitosana como a sub-dosagem de 3 mg/L e super-dosagem de 5 mg/L, observaram que a eficiência de remoção não foi significativamente reduzida, com turbidez residual do efluente menor de 0,2 uT em ambas as condições de coagulação.

Em estudo conduzido por Brown e Emelko (2009), foi avaliado, em escala piloto, o uso da quitosana (Chitoclear®/Primex) e dos sais metálicos sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes na filtração direta descendente, empregando meio filtrante composto por dupla camada (antracito e areia), visando a remoção de *Cryptosporidium* e microesferas de poliestireno, inoculados à água de estudo, ambos em concentração de  $10^5$  oocistos de *Cryptosporidium*/L e de microesferas/L. A água bruta utilizada no estudo era sintética, preparada usando água da torneira isenta de cloro, com turbidez entre 2,5 a 5,0 uT, induzida com caulinita e com valores de pH na faixa de 6,9 a 7,6.

No estudo, foram testadas três condições experimentais: filtração sem coagulação; filtração estável usando condições ótimas de coagulação (3,0 mg/L de quitosana, 5 mg/L de sulfato de alumínio e 3 mg/L de cloreto férrico em pH de coagulação de 6,9); e filtração usando coagulação sub-ótima (1,5 mg/L de quitosana, 2,5 mg/L de sulfato de alumínio e 1,5 mg/L de cloreto férrico em pH 6,9). Os resultados obtidos quanto à redução de turbidez e contagem de partículas (turbidez inferior a 0,1 uT e menos de 10 partículas com tamanhos iguais ou maiores que  $2\mu\text{m}$ ) foram semelhantes para os três coagulantes utilizados. As remoções médias de oocistos de *Cryptosporidium* foram de 4,0 log e de 3,0 a 4,0 log de microesferas, em condições ótimas de coagulação. Quando a quitosana foi utilizada, a remoção de *Cryptosporidium* aumentou com a elevação da dosagem ( $> 1,5$  mg/L). Em contraste, a remoção de microesferas aumentou em dosagens menores que 1,0 mg/L. As relações de remoção entre as duas partículas foram bastante lineares (88% - 85%) quando usados os coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico, mas não quando a quitosana foi utilizada (36%). Desta forma, ainda há incerteza se de fato, as microesferas podem ser consideradas substitutos adequados dos oocistos de *Cryptosporidium* nos estudos de avaliação do desempenho de sistemas de filtração na remoção desses microorganismos.

Schleicher (2011) estudou, em unidade piloto construída por Nascimento (2009), o desempenho da filtração direta ascendente utilizando quitosana (Sigma-Aldrich) e sulfato de alumínio no tratamento de água do Lago Paranoá/DF com e sem presença de *Microcystis aeruginosa*. O sulfato de alumínio apresentou melhor desempenho que a quitosana no tratamento das duas águas de estudo, tanto na remoção de turbidez (97%) como na evolução da perda de carga ao longo da carreira de filtração. Quando empregada dose de 1 mg/L de quitosana e valores de pH de coagulação entre 6,6 e 6,8, foram alcançados valores de turbidez residual média entre 0,18 e 0,15 uT, contudo, com 12 mg/L de sulfato de alumínio e pH 6,7, a turbidez do efluente do filtro foi de 0,13 uT. Estes resultados indicam que o uso da quitosana pode promover desempenho comparável ao do sulfato de alumínio.

Por outro lado, Fonseca *et al.* (2014), avaliaram o desempenho da quitosana (Sigma-Aldrich) em ensaios de coagulação/floculação/filtração em escala de bancada e em experimentos de filtração na mesma unidade piloto utilizada por (Schleicher (2011) no tratamento de água do Lago Paranoá/DF. De acordo com o diagrama de coagulação (Figura 3.6) resultante dos ensaios em escala de bancada, nas doses de quitosana de 0,8 a 5 mg/L em valores de pH entre 5,7 e 7 foi verificada a existência de uma região de maior remoção de turbidez com níveis de turbidez residual menores que 0,3 uT. Nos experimentos de filtração em escala piloto utilizando 0,8 mg/L de quitosana e pH de coagulação de 6,5, a turbidez residual da água filtrada manteve valores médios entre 0,22 e 0,30 uT, mais elevados do que os encontrados por Schleicher (2011), devido provavelmente a mudanças nas características da água do Lago já que os estudos foram desenvolvidos em épocas diferentes.

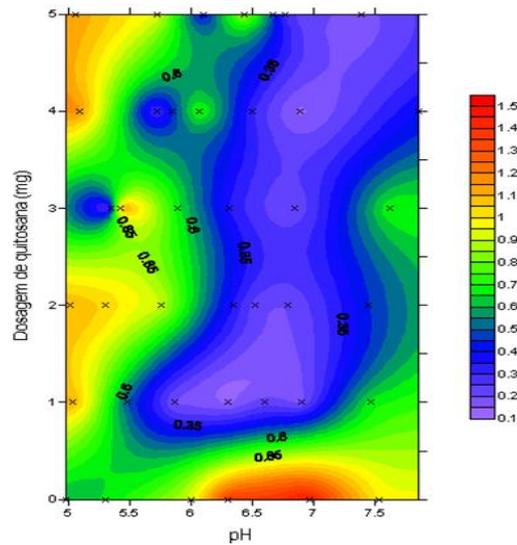


Figura 3.6 - Diagrama de coagulação para água do Lago Paranoá com quitosana: (turbidez inicial = 2,76 uT, pH = 6,9) Fonseca *et al.* (2014).

Em virtude da utilização de tecnologias baseadas em filtração direta, dentre elas a filtração direta ascendente, com mais de duzentas ETAs atualmente em funcionamento na região Nordeste (Di Bernardo *et al.*, 2003), e a existência de poucos estudos no Brasil que avaliem o potencial de uso de coagulantes naturais como a quitosana no pré-tratamento de água que antecede a etapa de filtração direta ascendente, no presente trabalho foi investigado, em escala piloto, o desempenho desse polímero na tecnologia de filtração direta ascendente, na remoção de microesferas fluorescentes em substituição aos oocistos de *Cryptosporidium*, sendo também avaliada a influência da turbidez e a cor da água de estudo na remoção das microesferas.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho experimental foi realizado no Laboratório de Análise de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília.

O estudo foi desenvolvido em duas etapas experimentais. Na primeira etapa (Etapa I), correspondente à escala de bancada, foram realizados ensaios de teste de jarros, com a finalidade de construir diagramas de coagulação da água do Lago Paranoá/DF com turbidez e cor verdadeira modificadas, usando quitosana como coagulante. Os diagramas de coagulação permitiram definir as faixas de pH e de doses ótimas do coagulante a serem adotadas nos experimentos de filtração ascendente.

A segunda etapa (Etapa II) consistiu na realização de experimentos de filtração em escala piloto em um filtro ascendente, dimensionado por Nascimento (2009), com o objetivo de avaliar o desempenho da quitosana como coagulante na remoção de microesferas de poliestireno, em substituição aos oocistos de *Cryptosporidium*, no tratamento de duas águas de estudo preparadas com água do Lago Paranoá e com turbidez e cor modificadas. Além disso, foi avaliada a influência da turbidez e da cor verdadeira na eficiência de remoção desses parâmetros das águas de estudo, empregando condições de coagulação ótimas definidas nos ensaios de teste de jarros, e também condições de sub e superdosagem de quitosana.

### 4.1 ÁGUAS DE ESTUDO

Foram preparadas dois tipos de água de estudo usando como matriz a água do Lago Paranoá/DF. Os valores de turbidez e cor verdadeira das águas de estudo foram propostos tendo por base a faixa de valores desses parâmetros recomendadas para aplicação da tecnologia de filtração ascendente, sugeridos por Di Bernardo *et al.* (2003) e apresentados na Tabela 3.1.

- Água de Estudo I (AEI) – água com turbidez moderada (aproximadamente 30 uT) e cor verdadeira natural. No caso do valor de turbidez, apesar de ser possível tratar água com turbidez de até 100 uT conforme recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003), foi adotado um valor intermediário e similar ao valor de turbidez avaliado por Nascimento (2009) para estabelecer comparações entre os resultados de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e microesferas de poliestireno, assim

como o comportamento das perdas de carga obtidas com o uso do sulfato de alumínio e a quitosana no tratamento da água de estudo.

- Água de Estudo II (AEII) – água com baixa turbidez natural e alta cor verdadeira (aproximadamente 50 uH). Conforme sugerido por Di Bernardo *et al.* (2003), a água a ser tratada por filtração direta ascendente não deve apresentar cor verdadeira superior a 50 uH.

Para obter as águas de estudo, AEI e AEII, eram adicionados à água do Lago Paranoá, caulinita da empresa Pro Mineiros e ácido húmico da Aldrich para aumentar a turbidez e a cor verdadeira, respectivamente.

Com a finalidade de retirar a turbidez causada por partículas de natureza orgânica, principalmente microalgas (Nascimento, 2009; Capelete e Brandão, 2013) presentes na água do Lago, estas eram removidas desde o início (na recepção da água) utilizando uma rede de fitoplâncton de 21  $\mu\text{m}$ .

A suspensão de caulinita a ser adicionada na água de estudo AEI, era preparada no dia anterior ao ensaio de filtração, mantendo-a sob agitação por 2 h no equipamento de teste de jarros com gradiente médio de  $200 \text{ s}^{-1}$ , seguido de 10 h de repouso. Com o intuito de caracterizar a distribuição do tamanho da suspensão de caulinita obtida, a mesma foi submetida a análise granulométrica (em 3 repetições) no aparelho Micro-trac S3500, a curva granulométrica resultante é apresentada na Figura 4.1.

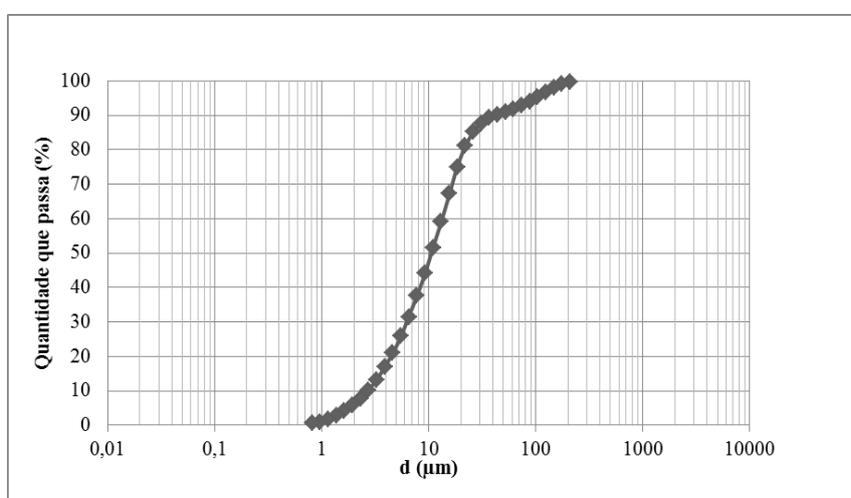


Figura 4.1 – Curva granulométrica da caulinita utilizada na maior parte do estudo.

Observa-se que o diâmetro das partículas da suspensão situa-se na faixa de 0,8 - 200  $\mu\text{m}$ , e apenas 20% das partículas na suspensão apresentam diâmetro inferior de 5  $\mu\text{m}$ .

Para o preparo da água de estudo II, a solução concentrada de ácido húmico era gradativamente adicionada para induzir cor verdadeira na água. Concomitantemente era medida a cor verdadeira até atingir o valor desejado de 50 uH.

Uma vez preparadas, as águas de estudo eram caracterizadas quanto à turbidez, cor verdadeira, pH, alcalinidade e absorvância a 254 nm. Este último parâmetro está relacionado com o conteúdo de carbono orgânico, cor, bem como de ácidos húmicos e fúlvicos precursores de trihalometanos e ácidos haloacéticos (APHA, 2005).

## 4.2 MICROESFERAS

Nos experimentos de filtração em escala piloto, foram adicionadas nas águas de estudo microesferas de poliestireno autofluorescentes em substituição aos oocistos de *Cryptosporidium*, com o intuito de investigar o desempenho da filtração ascendente na remoção das microesferas usando o coagulante quitosana.

As microesferas empregadas nos ensaios de filtração foram adquiridas da Polyscience Incorporation, Warrington, Pensilvânia, EUA. As microesferas são comercializadas em recipientes contendo 5 mL de suspensão com concentração aproximada de  $4,99 \times 10^8$  unidades/mL. As microesferas são autofluorescentes, constituídas de poliestireno com grupos carboxilas ligados à superfície. De forma semelhante aos oocistos de *Cryptosporidium*, possuem diâmetro de aproximadamente 4,5  $\mu\text{m}$  e densidade de 1,045 g/mL. O corante químico de fluorescência tem propriedade química hidrofóbica. As microesferas têm, ao microscópio, excitação máxima à 441 nm e emissão máxima à 486 nm.

Para efetuar os experimentos de filtração foram preparadas suspensões de microesferas a partir da suspensão original concentrada de modo a obter inóculos com uma concentração de microesferas na água de estudo de aproximadamente  $10^5$  unidades/L.

Essa concentração foi escolhida com base na remoção máxima de 4 log (99,99%) de oocistos de *Cryptosporidium* obtida nos ensaios de filtração ascendente realizados por Nascimento (2009) na mesma unidade de filtração ascendente utilizada no presente trabalho. Considerando esse percentual de remoção, o tratamento de água contendo  $10^5$  microesferas/L resulta em 10 microesferas/L no efluente filtrado. Já para uma concentração

de  $10^4$  microesferas/L o número de microesferas no efluente filtrado seria reduzido para 1 microesfera/L, o que tornaria praticamente inviável a sua recuperação da amostra da água filtrada.

### **4.3 COAGULANTE**

Quitosana da marca Sigma-Aldrich® produzida na China, em forma de pó, apresentando pureza analítica, grau de desacetilação de 0,75 – 0,85 e peso molecular, na faixa de 50 – 190 kDa foi utilizada como coagulante.

Nos estudos em escala de bancada, o preparo da quitosana foi realizado seguindo o procedimento de Vasyukova *et al.*(2010): dissolução de 0,5 gramas de quitosana em 1L de solução de HCl 0,5 mol/L, mantido sob agitação durante 48 h em aproximadamente 30 rpm, seguido de 30 min em banho de ultra-som.

Na Etapa II correspondente aos experimentos de filtração em escala piloto, a quitosana concentrada era diluída até atingir a concentração desejada no dia do ensaio devido às limitações de regulação de vazões baixas na bomba dosadora de coagulante.

### **4.4 ETAPA I: ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA**

Nesta etapa experimental foram realizados ensaios de teste de jarros com o objetivo de avaliar o desempenho da quitosana na remoção de turbidez, cor verdadeira e absorvância (UV-254nm) em diferentes condições de coagulação definidas em termos de dose de coagulante e pH de coagulação.

Para tanto foi utilizado um equipamento Jartest da Nova Ética, modelo 218/LDB, e pequenos filtros de areia para cada jarro de modo a simular a filtração direta. Estes filtros foram confeccionados com base nas recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003) e foram utilizados nos trabalhos de Fagundes (2006), Fernandes (2007) e Nascimento (2009). O equipamento de Jartest adaptado e o filtro de areia de laboratório são ilustrados na Figura 4.2.

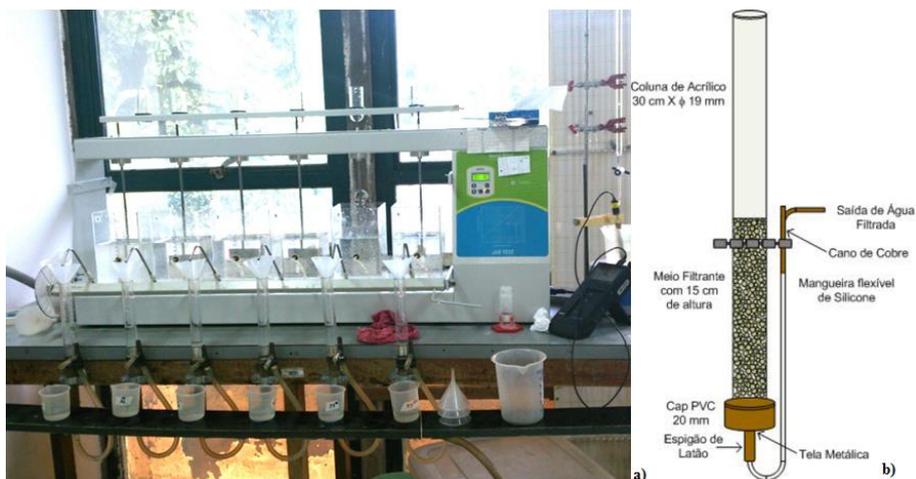


Figura 4.2 – (a) Equipamento de *teste de jarros* adaptado para filtração direta e (b) esquema do filtro de areia de laboratório (Fagundes, 2006)

Os parâmetros operacionais adotados durante os ensaios de teste de jarros foram escolhidos com base nos trabalhos já realizados empregando o equipamento de teste de jarros adaptado para filtração direta. A coagulação foi realizada com gradiente de velocidade de  $1000 \text{ s}^{-1}$  (450 rpm) durante 30 s, para garantir a mistura rápida. Após a etapa de coagulação era efetuada a floculação aplicando gradiente de velocidade de  $40 \text{ s}^{-1}$  (52 rpm) por 4 minutos. Foi efetuado neste curto tempo para diminuir o crescimento dos flocos e simular a etapa de floculação que aconteceria na unidade piloto. Para simular a etapa de filtração e minimizar a sedimentação dos agregados formados na etapa de floculação, a agitação era mantida. Assim, a solução floculada era alimentada aos filtros de laboratório de areia usando uma taxa de filtração de 60 m/d, correspondente a uma vazão de 12 mL/min, conforme recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003). O filtrado obtido nos primeiros 20 min era descartado. Transcorrido esse intervalo de tempo, eram coletados aproximadamente 100 mL de água filtrada para análise da turbidez residual, cor verdadeira e absorvância UV- 254 nm.

A faixa de doses de quitosana testadas nos ensaios de coagulação foi escolhida com base nos trabalhos que avaliaram seu desempenho no tratamento de águas por processo de coagulação/floculação/sedimentação (Huang e Cheng, 1996; Roussy *et al.*, 2005; Rizzo *et al.*, 2008; Brown e Emelko, 2009; Capelete e Brandão, 2013). Em geral, as doses de quitosana testadas por esses autores variaram na faixa de 0,1 a 10 mg/L, com eficiências máximas de remoção de turbidez em doses próximas a 1,0 mg/L e pH de coagulação inferiores a 7,0. A partir das informações da literatura e de testes preliminares, optou-se por investigar, para a água AEI, doses de quitosana na faixa de 0,25 a 5,0 mg/L com

incrementos de 0,5 mg/L e doses entre 1 mg/L e 8 mg/L com incrementos de 1 mg/L para AEII, e valores de pH de coagulação variando entre 5,0 e 8,0. A Figura 4.3 mostra o delineamento experimental referente às condições de coagulação investigadas nos ensaios em escala de bancada para cada uma das águas de estudo.

ENSAIOS ESCALA DE BANCADA													
AEI							AEII						
pH 5	pH 5,5	pH 6	pH 6,5	pH 7	pH 7,5	pH 8	pH 5	pH 5,5	pH 6	pH 6,5	pH 7	pH 7,5	pH 8
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	1	1	1	1	1	1	1
0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	2	2	2	2	2	2	2
1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3
1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	4	4	4	4	4	4	4
2	2	2	2	2	2	2	5	5	5	5	5	5	5
3	3	3	3	3	3	3	6	6	6	6	6	6	6
4	4	4	4	4	4	4	7	7	7	7	7	7	7
5	5	5	5	5	5	5	8	8	8	8	8	8	8

Legenda: AEI-água de estudo I, AEII-água de estudo II.

Figura 4.3 – Condições de coagulação dos ensaios em escala de bancada.

Com os resultados dos ensaios de teste de jarros, foram construídos os diagramas de coagulação que permitiram selecionar as regiões ótimas de coagulação a serem adotadas na Etapa II correspondente aos experimentos de filtração ascendente em escala piloto.

#### 4.5 ETAPA II. EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO EM ESCALA PILOTO

Nesta etapa foram desenvolvidos experimentos de filtração em escala piloto adotando as condições ótimas (pH e faixa de dose coagulante) de coagulação obtidos na Etapa I e também condições de sub e superdosagem de quitosana.

##### 4.5.1 Características da instalação piloto

A instalação piloto projetada por Nascimento (2009) e utilizada para realização dos experimentos de filtração, é ilustrada nas Figuras 4.4 e 4.5. A instalação era constituída pelos seguintes componentes:

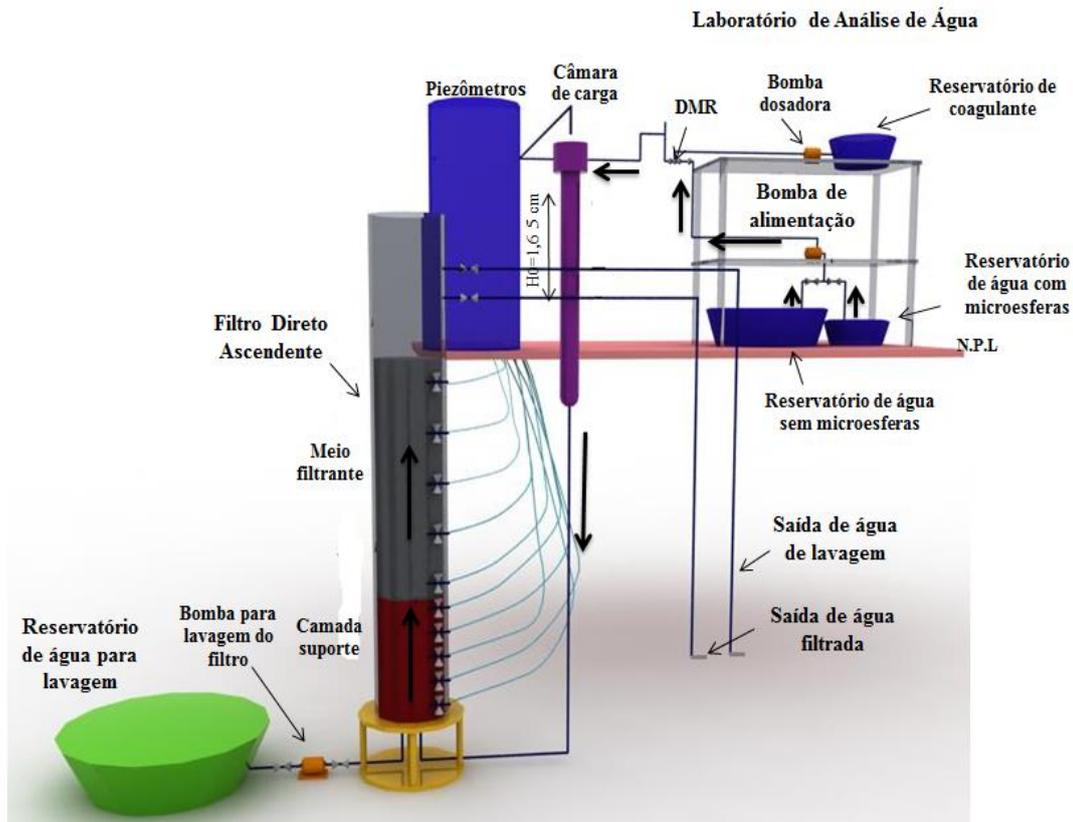
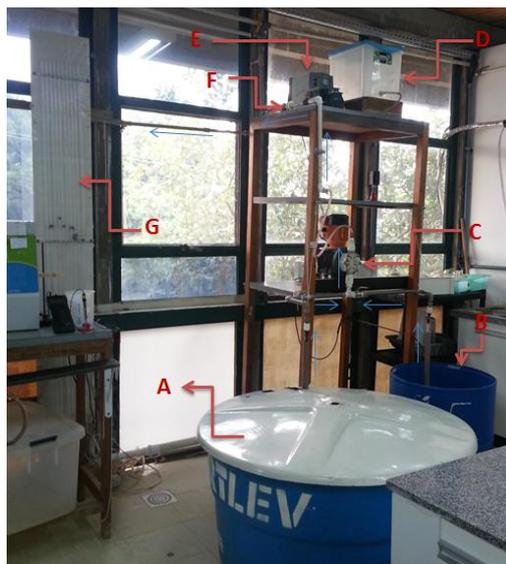


Figura 4.4 – Instalação piloto

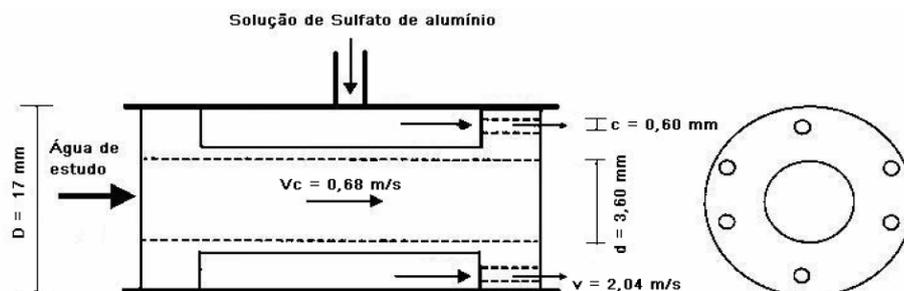


Legenda: (A) Reservatório de água de estudo sem microesferas, com capacidade de 500 L; (B) Reservatório de água de estudo com microesferas, com capacidade de 170 L; (C) Bomba dosadora de alimentação de água de estudo (Modelo ProMinent Sigma); (D) Reservatório de coagulante; (E) Bomba peristáltica (Modelo Pumpdrive PD 5001 Heidolph) para dosagem do coagulante; (F) Dispositivo de mistura rápida (DMR); (G) Tomadas piezométricas; (H) Filtro direto ascendente com meio filtrante de areia; (I) Câmara de carga; (J) Bomba destinada à lavagem do filtro; (K) Reservatório de água de lavagem com capacidade de 400 L.

Figura 4.5 – (a) Imagem interna e (b) externa da instalação piloto

#### 4.5.1.1 Unidade de mistura rápida

A aplicação do coagulante na água de estudo foi efetuada através de um dispositivo de mistura rápida (DMR), do tipo injetor hidráulico ilustrado na Figura 4.6. Neste dispositivo a mistura se dá em decorrência da turbulência criada por uma expansão após contração do diâmetro da tubulação, caracterizada por uma relação entre áreas de 7:1 e pela ação dos jatos de coagulante (Fagundes, 2006).



Legenda: Vc: Velocidade da água na contração; v: velocidade do coagulante em cada orifício.

Figura 4.6 – Unidade de mistura rápida (Fagundes, 2006)

Como o filtro piloto foi operado em uma taxa de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$  o gradiente de velocidade (G) estimado foi da ordem de  $5000 \text{ s}^{-1}$ , para um tempo de mistura rápida de aproximadamente 0,2 s (Nascimento, 2009).

#### 4.5.1.2 Filtro direto ascendente

O filtro foi dimensionado por Nascimento (2009) atendendo à recomendação de que o diâmetro da coluna fosse pelo menos 50 vezes o diâmetro do maior grão de areia do meio filtrante para minimizar o efeito de escoamento preferencial na interface meio filtrante e parede da coluna. Desta forma, a coluna de filtração foi confeccionada em material de acrílico, com diâmetro interno de 123 mm para diâmetro do grão de 2,3 mm, possuindo 4,0 m de comprimento.

A coluna de filtração contou com 10 tomadas de pressão distribuídas na extensão da camada suporte e meio filtrante, posicionadas na interface entre as camadas de areia e pedregulho, saída de água filtrada ( $\text{Ø}=3/4''$ ) e saída de água de lavagem ( $\text{Ø}=1''$ ). As tomadas ao longo da parede do filtro estiveram conectadas por meio de tubos flexíveis, ao quadro piezométrico localizado no interior do laboratório de análise de água (LAA), dotado de escala milimétrica que facilitou a leitura das perdas de carga no meio filtrante.

O meio filtrante de areia utilizado no filtro piloto seguiu as características granulométricas indicadas por Sens *et al.* (2002). A composição granulométrica e espessura das subcamadas do meio filtrante e da camada suporte podem ser observadas na Figura 4.7.

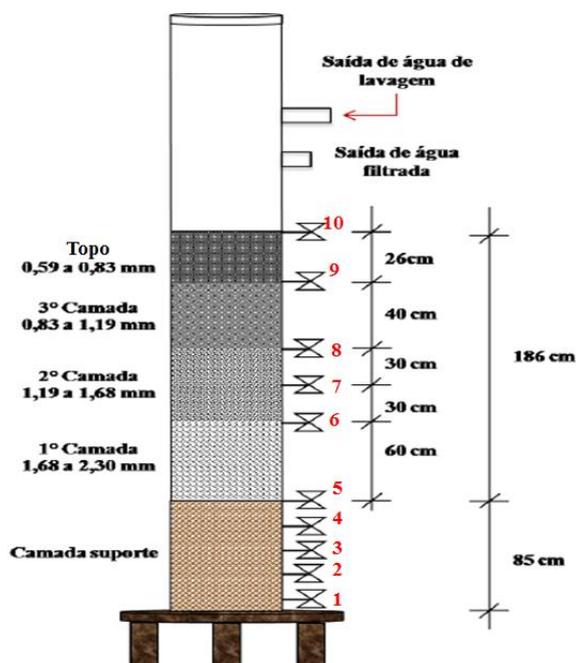


Figura 4.7 – Especificações do filtro ascendente da instalação piloto (Nascimento, 2009).

O filtro possuía uma câmara de carga em PVC com 5,10 m de altura útil, 200 mm de diâmetro, e uma redução excêntrica de 100 mm no final. A tubulação de entrada de água coagulada e água para lavagem tinham um diâmetro nominal de 3/4”.

A camada suporte do filtro ascendente, tinha uma espessura total de 0,85 m, dividida em 5 subcamadas de pedregulho com diâmetros que seguem as recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003). Na Tabela 4.1 estão apresentadas as faixas granulométricas da camada suporte e a espessura das subcamadas. A granulometria do filtro teve as mesmas características utilizadas por Nascimento (2009).

Tabela 4.1 – Tamanho dos grãos e espessura da camada de suporte no filtro piloto (Nascimento, 2009).

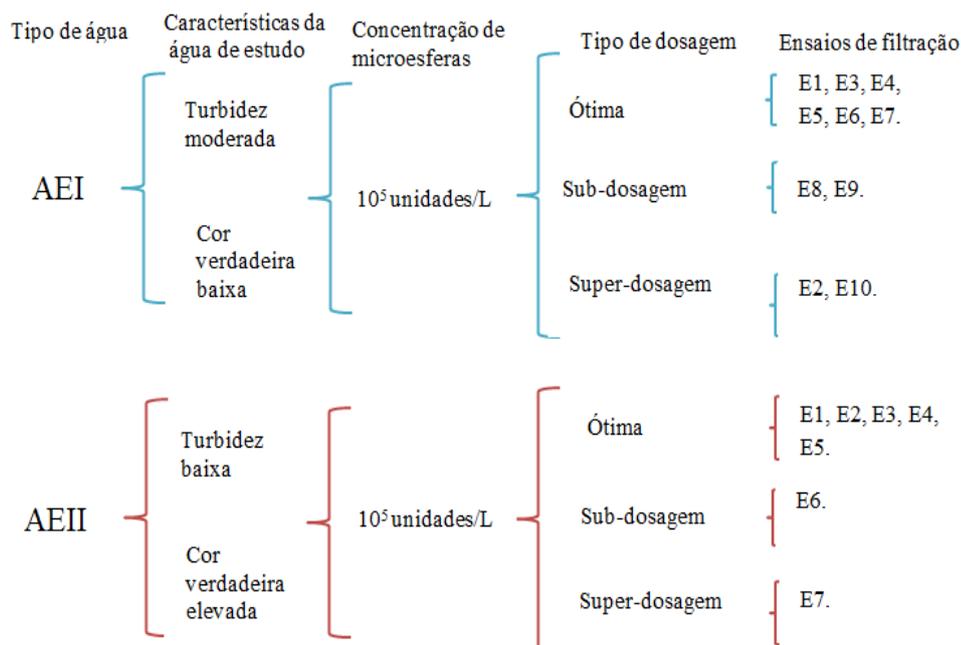
<b>Diâmetro dos grãos das subcamadas (mm)</b>	<b>Espessura das subcamadas (cm)</b>
4,8 – 2,4	20
9,6 – 4,8	20
16 -9,6	13
25,4 - 16	12
31,4 – 25,4	20

Conceitualmente, o tempo de detenção hidráulica representa o tempo médio de permanência das moléculas de água em uma unidade de tratamento. Para estabelecer o tempo de detenção hidráulica do sistema de FDA o mesmo foi alimentado com uma solução de traçador salino (NaCl) de 1000  $\mu\text{s/cm}$ . Medidas de condutividade foram realizadas em amostras de água na saída do filtro em intervalos de 2 min. Com os dados obtidos foi elaborado um gráfico (olhar Apêndice A) de tempo (min) *versus* condutividade ( $\mu\text{s/cm}$ ) obtendo-se condutividade de 962  $\mu\text{s/cm}$  aos 45 min, sendo este o tempo de detenção, uma vez que neste momento começava a aparecer a solução salina alimentada, indicando que já tinha sido trocada toda a água que estava inicialmente no filtro. Este teste com traçador é utilizado para verificar o funcionamento hidráulico e a presença de curtos-circuitos nas unidades de tratamento, neste estudo foi importante para a definição do tempo de amostragem dos parâmetros de interesse dentre eles as microesferas, já que a partir desse momento ter-se-ia maior probabilidade de achar estas partículas no efluente.

#### **4.5.2 Ensaios de filtração em escala piloto**

Os ensaios foram realizados entre os meses de Fevereiro e Julho/2014 usando as águas de estudo AEI e AEII definidas no item 4.1. Para avaliar o desempenho da FDA na remoção de turbidez, cor aparente, matéria orgânica, bem como das microesferas de poliestireno, foram realizados ensaios, seguindo o delineamento experimental apresentado na Figura 4.8.

Foram realizados 17 experimentos de filtração, sendo dez com água de estudo I e sete com água de estudo II. Todos os experimentos foram realizados à taxa de filtração de 120  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$  e em todos foi inoculada no sistema a concentração de cerca de  $10^5$  unidades de microesferas por litro. Com ambas as águas de estudo foram testadas dosagem ótima, sub e super-dosagem de coagulante.



Legenda: AEI- água de estudo I; AEII- água de estudo II; Ei- Ensaio de filtração; Turbidez baixa < 10 uT; Cor verdadeira alta ~50 uC; Cor verdadeira baixa < 20 uH; Turbidez moderada ~ 30 uT.

Figura 4.8 – Diagrama esquemático referente às condições de coagulação adotadas nos experimentos de filtração ascendente.

A sequência das etapas que eram realizadas antes, durante e após o encerramento dos experimentos de filtração é descrita a continuação.

No dia anterior à realização de cada experimento era realizado o ajuste da vazão da bomba de dosagem de coagulante e o nível de água nos piezômetros era colocado no zero passando água pelo filtro. Realizava-se, ainda, a coleta de aproximadamente 500 L de água do lago Paranoá/DF recepcionada no LAA, filtrada pela rede de fitoplâncton e armazenada no reservatório de 500 L. No caso dos experimentos com AEI era preparada a suspensão de caulinita como descrito no item 4.1.1. Para a AEII a solução de ácido húmico concentrada era preparada diluindo 5g de ácido húmico em 700 mL de água do lago.

No dia do experimento a água de estudo era preparada e caracterizada, quanto a pH, alcalinidade, cor verdadeira, absorvância a 254 nm e turbidez. Em seguida era efetuado o teste de jarros para definir a dosagem de coagulante a ser adotada no experimento de filtração. O pH de coagulação foi aquele obtido nos ensaios da primeira etapa; onde observado ótimo desempenho da quitosana, sendo pH de 6 para os experimentos com AEI e entre 5.5 e 6 no caso da AEII.

Dependendo da dosagem de quitosana definida no ensaio de teste de jarros, era efetuado o ajuste de pH da água de estudo adicionando à água bruta alcalinizante. Sendo utilizado hidróxido de sódio para a AEI e bicarbonato de sódio para a AEII. Também era preparada a solução de quitosana conforme descrito no item 4.2, dependendo da dosagem definida no teste de jarros. Além disso, era preparada a suspensão de microesferas como descrito no item 4.1.1.1.

Em seguida, 150 L de água de estudo já alcalinizada eram transferidos para o reservatório destinado à água de estudo inoculada com microesferas, onde era realizada a inoculação com microesferas em concentração de  $10^5$  unidades/L. Para avaliar a remoção de microesferas no período de amadurecimento do filtro, era alimentada água contendo microesferas durante o referido período (correspondente ao tempo de detenção hidráulica da unidade de filtração). Transcorrido esse período, a alimentação de água de estudo com microesferas era interrompida e iniciava-se a alimentação com água de estudo isenta de microesferas. A alimentação com água de estudo contendo microesferas era reiniciada na quarta hora de operação do sistema, com o intuito de avaliar a remoção de microesferas no período de operação regular. Foi seguido este procedimento ao invés de alimentar continuamente a água de estudo com microesferas porque não se contava com a quantidade de microesferas suficiente para inocular toda a água de estudo (500 L) em todos os experimentos de filtração.

A avaliação da eficiência do tratamento foi baseada no monitoramento da água afluyente e efluente à unidade de filtração, assim, no decorrer dos experimentos, eram coletadas amostras da água de estudo e da água filtrada para realizar as análises dos parâmetros de qualidade da água bem com da concentração de microesferas. Coletava-se também amostras de água coagulada após o dispositivo de mistura rápida (DMR) para monitoramento do valor do pH de coagulação, sendo ainda monitorada a vazão de água filtrada. Para verificação do desenvolvimento das perdas de carga no meio filtrante ao longo da carreira de filtração, eram realizadas leituras piezométricas. Devido a limitações do tamanho do reservatório e de espaço no LAA, as carreiras de filtração tiveram uma duração de apenas 6 h e 45 min.

Finalizado o experimento, o filtro era lavado de forma ascendente por 30 min usando água da torneira e vazão da água de lavagem ajustada para promover uma expansão do meio filtrante de aproximadamente 18 cm (10% de expansão) conforme recomendado na Norma

NBR 12216 (1992). A lavagem foi realizada com essa expansão porque a altura da saída de água filtrada na coluna filtrante não permitia uma expansão superior a 10%.

A sequência de atividades realizadas para o desenvolvimento dos experimentos de filtração está na Figura 4.9.

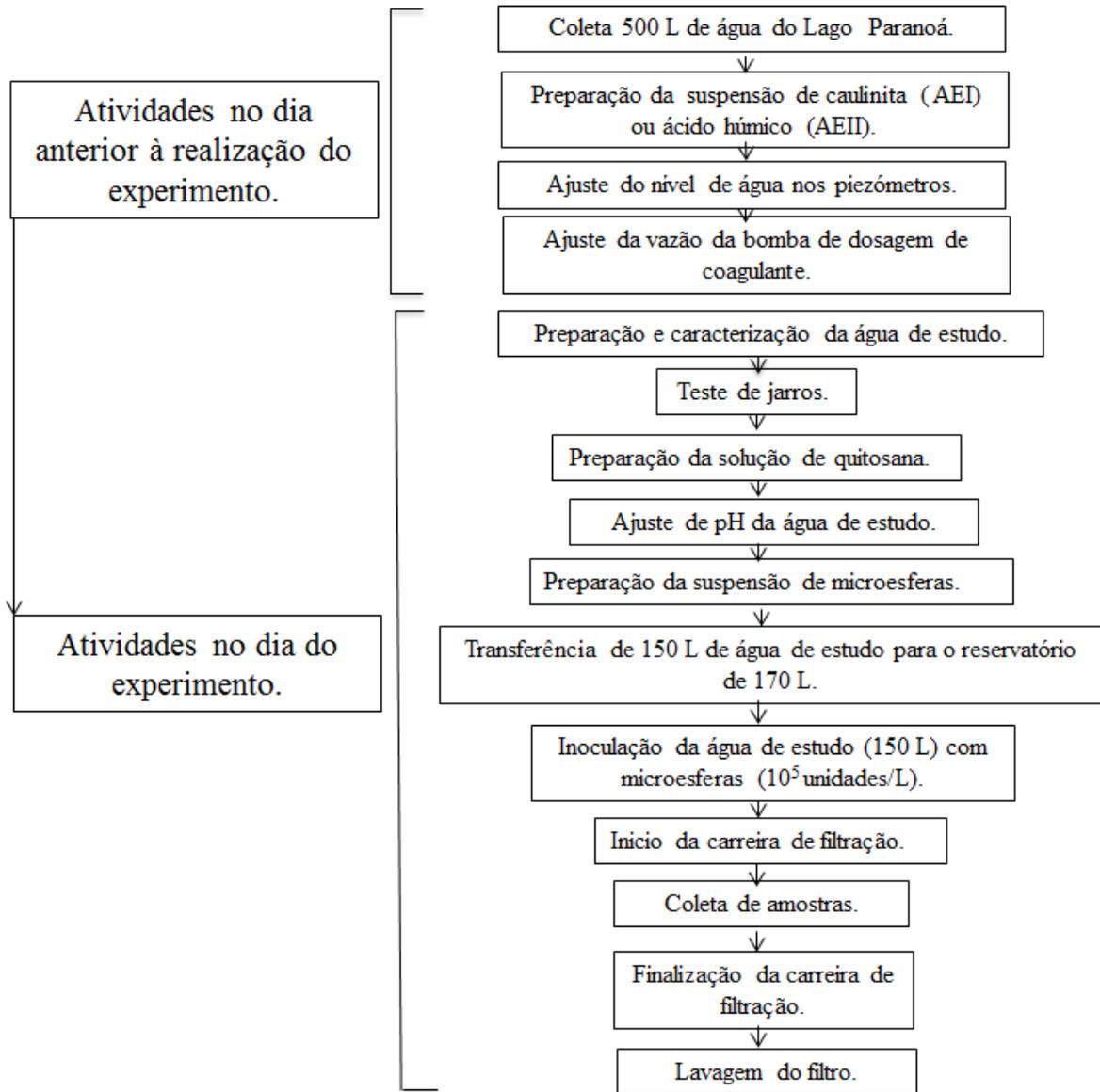


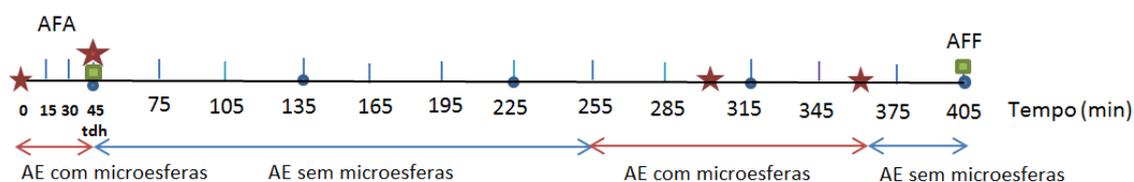
Figura 4.9 – Fluxograma dos experimentos de filtração.

#### 4.6 PARÂMETROS MONITORADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS

Como já mencionado, na primeira etapa referente à escala de bancada, as amostras de água de estudo e de água filtrada foram analisadas quanto à turbidez, cor verdadeira e absorvância (UV-254nm).

Já na segunda etapa, no decorrer dos experimentos, com duração de 6 h e 45 min, eram coletadas amostras de água de estudo, água coagulada e água filtrada para análise de turbidez e pH. A amostragem era realizada inicialmente a cada 15 min, e quando atingido o tempo de detenção hidráulica a frequência de coleta passava a ser de 30 min. Paralelamente eram monitoradas a vazão (medição volumétrica) e a perda de carga do sistema por meio de leituras piezométricas. A cor aparente e a cor verdadeira foram monitoradas na água de estudo e na água filtrada no final do período de amadurecimento (45 min) e no final do período de operação regular.

Nos experimentos com a água de estudo II, a cor aparente era monitorada na água de estudo e na água filtrada com a mesma frequência adotada para monitoramento dos parâmetros turbidez e pH, a cada 30 min. A matéria orgânica (UV-254 nm) foi monitorada na água de estudo e na água filtrada no final do amadurecimento e após este período, as águas analisadas eram previamente filtradas em membrana de 1 µm. A amostragem era realizada a cada 90 minutos. O esquema da Figura 4.10 resume o plano de amostragem nos experimentos de filtração.



Legenda: AE: água de estudo; AFA: água filtrada no período de amadurecimento; AFF: água filtrada no período final; tdh: tempo de detenção hidráulica; |: Amostras para turbidez e pH, cor aparente com a AEII; ★: Amostra para microesferas, ■: Amostras para cor aparente e cor verdadeira, ■: Amostras para absorvância (UV-254nm).

Figura 4.10 – Esquema de coleta de amostras nos experimentos de filtração.

As análises para determinação dos parâmetros mencionados foram realizadas conforme os métodos e equipamentos indicados na Tabela 4.2.

Para detecção e enumeração das microesferas era realizada a coleta de quatro amostras:

- Água de estudo inoculada com microesferas (AE); 30 mL de amostra imediatamente após a inoculação das microesferas.
- Água filtrada no final do período de amadurecimento (AFA); sendo coletado 1L.
- Duas amostras retiradas durante o período de operação regular do filtro; a primeira coleta era realizada aos 45 minutos após o início da alimentação (AFF\_45), a segunda

amostra era coletada uma hora após o tempo de detenção (AFF\_1h). Para garantir a detecção de microesferas na água filtrada, considerando possíveis remoções entre 3 e 4 log, foram coletados volumes de 2L para cada amostra.

Tabela 4.2 – Métodos e equipamentos utilizados na análise dos parâmetros de qualidade da água.

Parâmetro	Referência	Seção	Método	Equipamento
pH	(APHA, 2005)	4500	Potenciométrico	pH metro Orion – Modelo 210
Turbidez	(APHA, 2005)	2130 B	Nefelométrico	Turbidímetro HACH- Modelo 2100 AN
Alcalinidade	(APHA, 2005)	2320 B	Titulométrico - H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (0,02M)	-
Cor Verdadeira e Cor aparente	(APHA, 2005)	2120 C	Espectrofotométrico	Espectrofotômetro HACH/DR 4000
Absorbância UV (254 nm)	(APHA, 2005)	5910 B	Método de absorção UV	Espectrofotômetro HACH/DR 4000
Contagem de microesferas	Emelko <i>et al.</i> (2003), Cerqueira (2008).	-	-	Microscópio ótico Leica. Modelo DM LB2.

O procedimento de recuperação das microesferas nas amostras de água de estudo e de água filtrada foi realizado conforme metodologia proposta por Cerqueira (2008). A metodologia consistiu na filtração de alíquotas das amostras de água através de membranas filtrantes de éster de celulose e tamanho de poros 0,45 µm. Após a etapa de filtração, as microesferas eram recuperadas das membranas filtrantes por raspagem com o auxílio de um raspador (scraper) de células. A raspagem era acompanhada da adição de 2 a 3 mL de solução de PBST. As suspensões de microesferas eram, então, transferidas para tubos Falcon e preservadas em refrigeração (4°C) para posterior contagem.

Para efetuar a contagem das microesferas recuperadas, alíquotas de 1 mL da suspensão de microesferas eram transferidas dos tubos Falcon para uma câmara de Sedgwick-Rafter. A contagem era realizada por microscopia de fluorescência (FITC) usando microscópio Leica (modelo DM LB2) dotado de fluorescência, usando aumento de 100X. A quantificação

final era o resultado da média das contagens realizadas em duplicata para cada amostragem e levava em conta a eficiência de recuperação do método (70 %) e o volume da amostra.

#### **4.6.1 Análise estatística dos resultados dos ensaios de filtração**

Com o intuito de verificar a existência de diferenças significativas no desempenho do filtro em função das características da água de estudo, foi aplicado o teste U Mann-Whitney.

Este teste não paramétrico é adequado para comparar as funções de distribuição de pelo menos uma variável ordinal medida em duas amostras independentes, que, neste caso, foram as remoções de microesferas obtidas com cada água de estudo. O teste é uma alternativa ao teste t-Student para amostras independentes, quando não se satisfazem os critérios para a aplicação do teste t (as amostras são de pequena dimensão, as variâncias são muito heterogêneas). O parâmetro estatístico U de Mann-Whitney mede a somatória das classificações dos dados de ambos os grupos e compara com um valor de U crítico.

Para a aplicação do referido teste aos dados experimentais foi utilizado o software Statistica®, versão 12 da StatSoft.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do trabalho experimental são apresentados e discutidos em dois tópicos: o primeiro corresponde aos resultados dos testes de jarros (Etapa I), nele são apresentados os diagramas de coagulação obtidos para cada tipo de água de estudo. No segundo tópico, relativo à Etapa II, são apresentados os resultados dos experimentos de filtração realizados em escala piloto.

### 5.1 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Na Etapa I, foram construídos dois diagramas de coagulação nos meses de Outubro e Novembro de 2013, um diagrama para água com turbidez moderada e cor natural (AEI) e outro para água com cor elevada e turbidez natural (AEII) com a finalidade de avaliar a eficiência da quitosana no tratamento de água nessas condições.

O desempenho do processo de coagulação/floculação/filtração empregando quitosana foi analisado quanto à turbidez residual, cor verdadeira e matéria orgânica dissolvida (absorbância UV-254 nm) para as duas águas de estudo.

#### 5.1.1 Água de estudo I

Os diagramas de coagulação apresentados nas Figuras 5.1, 5.3 e 5.4 representam respectivamente, a turbidez residual da água filtrada, a remoção percentual de absorbância (UV-254 nm) e de cor verdadeira, obtidos a partir dos ensaios com a água de estudo AEI utilizando quitosana como coagulante.

No diagrama de turbidez residual (Figura 5.1), pode-se verificar que nas doses de quitosana entre 1,0 mg/L e 1,5 mg/L e valores de pH entre 5 e 6,3, existe uma região bem restrita com níveis de turbidez residual do efluente de até 0,5 uT (98,3%), valor prescrito pela legislação brasileira mediante a Portaria MS n° 2914/2011, para a turbidez de efluentes de filtros rápidos.

Ainda em condições que não foram avaliadas a extrapolação do gráfico sugere que com o uso da quitosana em doses entre 1,1 e 1,4 mg/L e valores de pH entre 5,2 e 6,0, seria possível obter água filtrada com turbidez inferior a 0,3 uT. Esse valor é estabelecido como limite pela Legislação brasileira quando a concentração de oocistos de *Cryptosporidium*

spp. nos pontos de captação de água do manancial de abastecimento apresenta valor médio a partir de 3,0 oocistos/L.

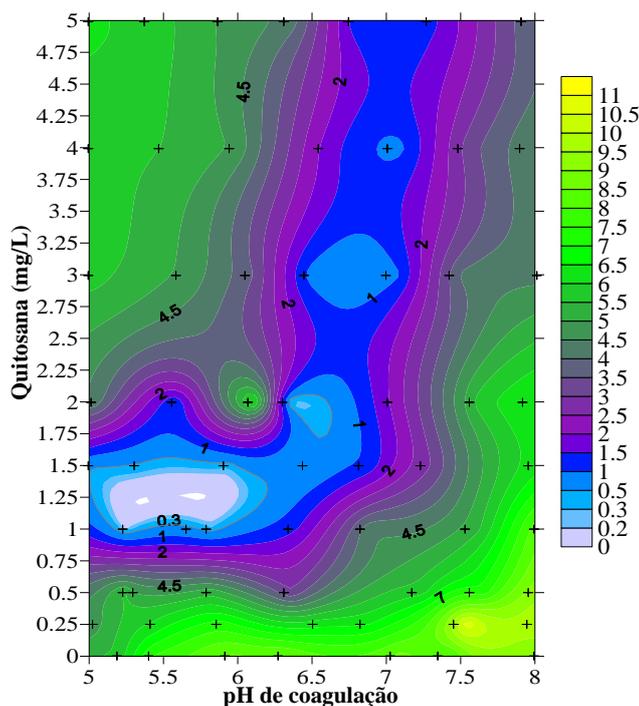


Figura 5.1 - Diagrama de coagulação da AEI – turbidez residual da água filtrada (Turbidez =30,4; pH =7,14).

Por outro lado, foram evidenciadas várias regiões com residuais de turbidez não aceitáveis: nas doses de quitosana variando entre 1,0 e 1,5 mg/L em valores de pH superiores a 6,3, nas doses de 0 a 1,0 mg/L para toda a faixa de valores de pH testados.

Também, nas doses acima de 1,5 mg/L em todos os pH avaliados, excetuando a combinação de 2 mg/L e pH 6,5, o uso da quitosana promoveu níveis de turbidez residual que não atenderam ao padrão de potabilidade.

Estudando a sedimentação natural de suspensões de caulinita em água deionizada e da torneira sob diferentes condições de pH (3-10), Li *et al.* (2013) observaram decréscimo da eficiência de sedimentação da caulinita com o incremento do pH. Os autores explicaram que este comportamento é resultante da estrutura cristalina e das propriedades da carga superficial da caulinita.

Como visto na Figura 5.2 a caulinita apresenta uma estrutura de placas com duas superfícies: a face basal e a borda. A face basal apresenta carga ligeiramente negativa pela substituição isomorfa de  $\text{Si}^{4+}$  por  $\text{Al}_3^+$ , cuja carga não muda com o pH da solução.

Já a borda é ocupada por grupos aluminol (-AlOH) e silanol (-SiOH), os quais podem apresentar diferentes cargas com a variação do pH devido a protonação e desprotonação dos grupos hidroxila. As mudanças no pH também podem promover diferentes comportamentos de agregação das partículas de caulinita, podendo ser: face-face, borda-face e dispersa (Li *et al.*, 2013). Deste modo, a química superficial das partículas de caulinita é muito complexa pela não uniformidade das densidades de carga superficial da borda e a face (Gupta *et al.*, 2011).

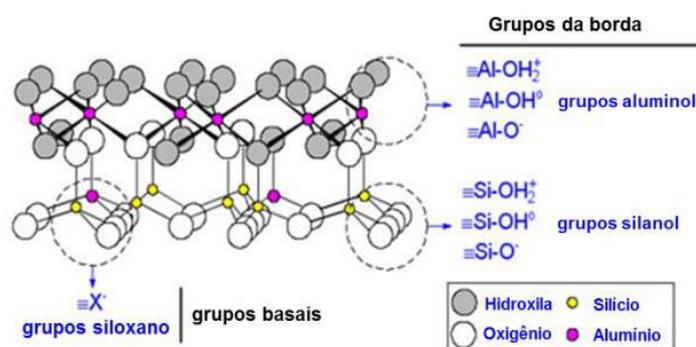


Figura 5.2 – Sítios carregados da caulinita (Gu e Evans, 2008).

Utilizando microscopia de força atômica, Gupta *et al.* (2011) determinaram a carga superficial das faces alumina e sílica da borda da caulinita em diferentes condições de pH. Observou-se que a face sílica se encontrava negativamente carregada em pH > 4, enquanto que a face alumina apresentava carga positiva em valores de pH < 6 e carga negativa em pH > 8. Foi ainda constatado que em pH inferior a 7,5, a interação entre a face sílica e a face alumina era atrativa com máxima interação entre as faces em pH 5, devido ao sinal oposto das densidades de carga superficial da face alumina e sílica em pH ≤ 6, encontrando-se as partículas de caulinita mais agregadas nestas condições.

Um comportamento diferente foi observado em pH elevado (> 7,5) em que ambas as faces estão carregadas negativamente, apresentando interações repulsivas, por consequência o sistema coloidal se apresenta mais disperso e estabilizado.

De acordo com Kim *et al.* (2012), a capacidade de adsorção iônica da caulinita está diretamente relacionada com o ponto de carga zero (PCZ), que para esse mineral é no pH 4,0. Abaixo desse pH a caulinita adsorve ânions e acima desse mesmo adsorve cátions.

A quitosana também apresenta variações no grau de protonação dos grupos amino presentes na sua cadeia polimérica. Em valores de pH inferiores de 6,5 (pKa intrínseco da

quitosana) mais de 90% dos grupos amina estão protonados e em valores de pH elevados (acima de 9) em sua maioria os grupos amina estão desprotonados (Li *et al.*, 2013)

Desta forma, as diferenças no desempenho da quitosana observadas no diagrama, são decorrentes das variações nas interações entre a carga superficial da caulinita e da quitosana promovidas pelas mudanças no pH de coagulação.

Provavelmente nas condições de pH baixo (5 - 6,4) as partículas de caulinita agregadas e com carga ligeiramente negativa adsorveram os cátions dos grupos protonados da quitosana, sendo conseqüentemente desestabilizadas, se observando boa remoção de turbidez nessa região limitada pelas doses entre 1,0 mg/L e 1,5 mg/L nas referidas condições de pH.

Nas doses baixas de quitosana, inferiores a 1 mg/L, possivelmente a carga catiônica dos grupos amina não foi suficiente para neutralizar as partículas da água de estudo. Já nas doses acima de 1,5 mg/L também em pH ácido, o excesso de cargas positivas presente na solução pode ter ocasionado a ré-estabilização das partículas levando ao incremento da turbidez residual.

Evidencia-se também uma região central no diagrama delimitada pelos valores de pH 6,4 e 7,0 e doses de quitosana de 0,5 a 5,0 mg/l também observada por (Capelete e Brandão, 2013 e Fonseca *et al.*, 2014) onde, segundo Bratskaya, (2004) o excesso de quitosana desprotonado insolúvel facilita o mecanismo de coagulação precipitativa pelo qual ainda é observada remoção de turbidez.

Já as condições de pH mais alcalino ( $> 7,5$ ), em que os grupos aluminol e sinalol da borda da caulinita tendem a estar desprotonados, e por consequência, a suspensão de caulinita mais dispersada e estável, podem ter dificultado a sua neutralização pelo mecanismo de coagulação precipitativa. Além disso, devido a que os grupos amino do polímero estão desprotonados, a eficiência da quitosana foi reduzida não conseguindo desestabilizar as partículas de caulinita, o que explicaria o baixo desempenho observado nestas condições.

As condições de coagulação ótimas obtidas diferem daquelas encontradas por Capelete e Brandão (2013) e Fonseca *et al.* (2014) que avaliaram o desempenho da quitosana na remoção de turbidez de água do lago Paranoá por meio de ensaios de coagulação/floculação/sedimentação e ensaios de coagulação/floculação/filtração,

respectivamente. Capelete e Brandão (2013) encontraram máxima remoção de turbidez para valores de pH na faixa de 6,5 a 7,5 e doses entre 1 mg/L e 1,5 mg/L. Já, Fonseca *et al.*,(2014), obtiveram boa eficiência nas doses entre 0,8 mg/L e 5,0 mg/L e valores de pH de coagulação entre 5,7 e 7,0.

Essas divergências nas condições ótimas de coagulação podem ser decorrentes das diferenças na concentração e na natureza das partículas nas águas de estudo. Diferente do presente estudo, em que a turbidez da água foi induzida com material inorgânico, nesses trabalhos foi mantida a turbidez natural da água de estudo que é causada por material de natureza orgânica principalmente microalgas, como referido nos estudos de Nascimento, (2009), Fagundes (2006) e Capelete e Brandão (2013), o que pode promover interações diferentes da quitosana com essas partículas.

De acordo com Fonseca *et al.* (2014) as algas apresentam em sua superfície grupos ionizáveis amina e carboxila que lhes conferem propriedades eletrocinéticas sendo a carga superficial função do pH do meio. Desta forma, em pH ácido (5 - 5,5), quando os grupos amina das algas e da quitosana se encontram protonados, acontece repulsão eletrostática entre eles, resultando em baixa remoção de turbidez. Entretanto, para valores de pH básicos os grupos carboxila apresentam carga superficial negativa e a quitosana torna-se insolúvel e precipita. Situação que favorece a remoção dos coloides mediante um mecanismo de captura das partículas na própria estrutura dos agregados (flocos) de quitosana formados.

A Figura 5.3 ilustra o diagrama de remoção percentual de absorvância (UV-254 nm), parâmetro que se constitui em uma medida indireta da matéria orgânica dissolvida presente no filtrado. Observa-se que na região de maior eficiência de remoção de turbidez a quitosana não removeu matéria orgânica. Além disso, são visualizadas 4 regiões bem limitadas no diagrama com níveis de remoção de absorvância de 50%. Essas regiões correspondem as seguintes condições de coagulação: dose de 0,25 mg/L e pH 5,5, nas doses entre 2 e 3 mg/L em pH de 5,0 a 5,6, na combinação de 1,5 mg/L e pH 7, e na região compreendida pelas doses entre 4,0 e 5,0 mg/L e valores de pH de 6,3 a 7,0.

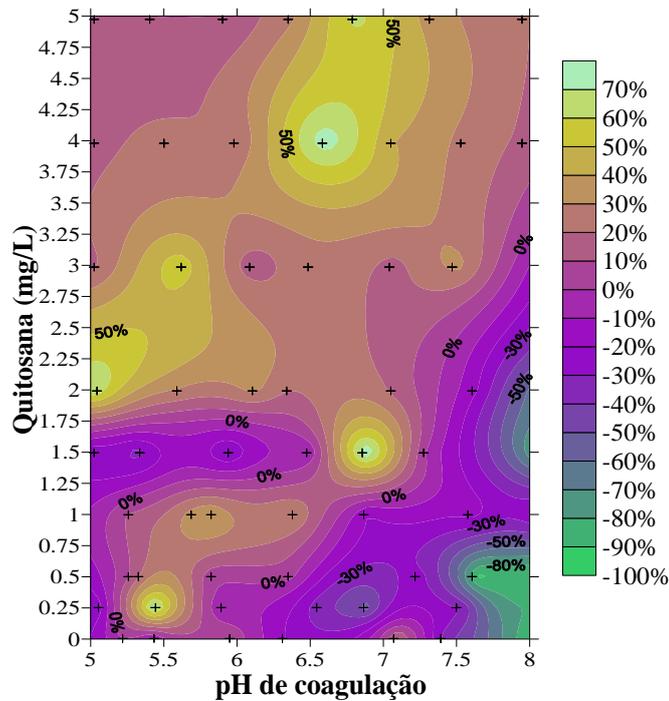


Figura 5.3- Diagrama de coagulação da AEI – remoção percentual de matéria orgânica (Absorbância inicial =  $0,03 \text{ cm}^{-1}$ )

Naquele diagrama, verificam-se condições em que senão houve remoção o uso da quitosana resultou em aumento do material orgânico na água, como foi nas combinações de pH de 5,8 a 8,0 e doses crescentes de quitosana até 3,5 mg/L.

O desempenho da quitosana na remoção de matéria orgânica coincidiu em parte com o reportado por Capelete e Brandão (2013), com níveis de remoção de 50%, nas condições de pH de 6,5 a 7,0 e doses de quitosana de 4,0 a 6,0 mg/L, indicando que o desempenho da quitosana na remoção de matéria orgânica pode prevalecer mesmo ante variações das características das águas tratadas e o tipo de tratamento aplicado, que no caso desses autores foi coagulação/floculação/sedimentação.

Finalmente, o diagrama de remoção percentual de cor verdadeira é exibido na Figura 5.4. Pode ser constatado que a remoção de cor verdadeira apresenta apenas algumas similitudes com a remoção de absorbância, principalmente nos valores de pH inferiores a 6,5, sendo maiores os percentuais de remoção de cor verdadeira.

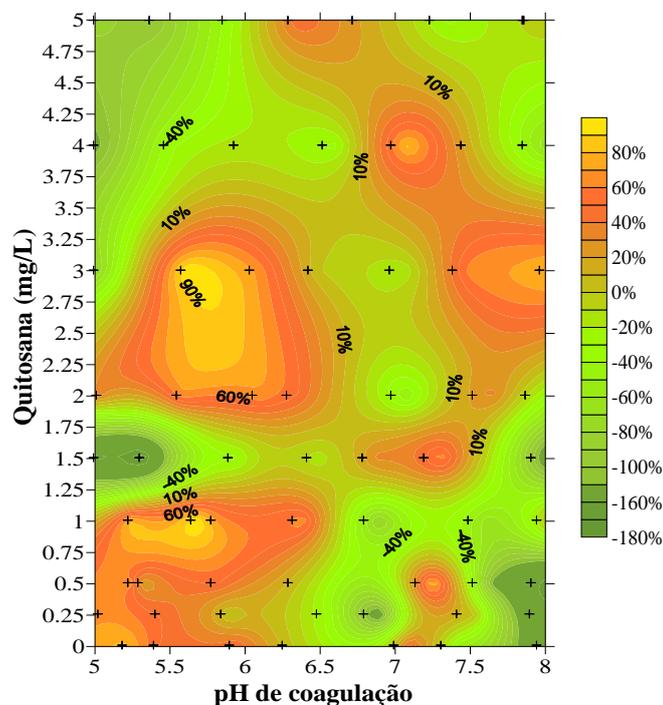


Figura 5.4 – Diagrama de coagulação da AEI – remoção percentual de cor verdadeira (Cor verdadeira inicial = 6 uH).

Verifica-se ainda que na combinação de 1,0 mg/L com valores de pH entre 5,3 e 5,8 bem como entre 2,0 e 3,0 mg/L na faixa de pH de 5,6 a 6,2 podem ser atingidas remoções de cor verdadeira superiores a 50%. Além disso, foram observadas algumas regiões com níveis de remoção de 50% nos valores de pH entre 6,5 e 8 e as doses de quitosana de 1,5 a 5 mg/L.

A remoção de cor verdadeira com dose zero pode ser resultante da extrapolação que o programa Grapher faz dos pontos avaliados para gerar o gráfico, e não se pode considerar um resultado confiável.

As diferenças encontradas na remoção de cor verdadeira com respeito ao diagrama de absorvância podem ter sido resultantes da influência da quitosana, já que conforme estudo preliminar desenvolvido por Capelete e Brandão (2013), a quitosana pode adicionar cor aparente na água. Esse incremento da cor aparente não reflete na análise de absorvância (UV-254 nm), porque este coagulante não é um derivado das substâncias húmicas. Capelete e Brandão (2013) observaram aumento dos níveis de cor aparente da água ionizada quanto maior a dose de quitosana. Ainda, para uma mesma dose, a cor aparente tende a aumentar com o aumento do pH de coagulação.

Como os valores de absorvância da água de estudo e do efluente dos filtros de laboratório de areia foram baixos, não representando risco de formação de subprodutos da desinfecção,

optou-se por utilizar nos ensaios de filtração as condições ótimas de coagulação que resultaram em maior remoção de turbidez e cor verdadeira. Dessa forma, foram escolhidos com base no diagrama de coagulação para remoção de turbidez o pH de coagulação 6 bem como a faixa de trabalho de 0,8 até 1,2 mg/L de quitosana a ser testada para achar a condição de dose ótima do dia do experimento, buscando obter valores de turbidez residual de 0,3 uT.

### 5.1.2 Água de estudo II

Nas Figuras 5.5, 5.6 e 5.7 são apresentados, respectivamente, os diagramas obtidos para este tipo de água com cor elevada e turbidez natural, com relação aos níveis de matéria orgânica (Absorbância UV-254nm), cor verdadeira e turbidez na água filtrada.

Com base na revisão bibliográfica, há consenso em que a remoção de matéria orgânica depende fundamentalmente do mecanismo de neutralização de carga, que a sua eliminação implica o uso de maior quantidade de coagulante e o emprego de pH de coagulação baixo, condição em que estes compostos são mais hidrofóbicos.

O diagrama de absorvância (UV-254 nm) residual é apresentado na Figura 5.5.

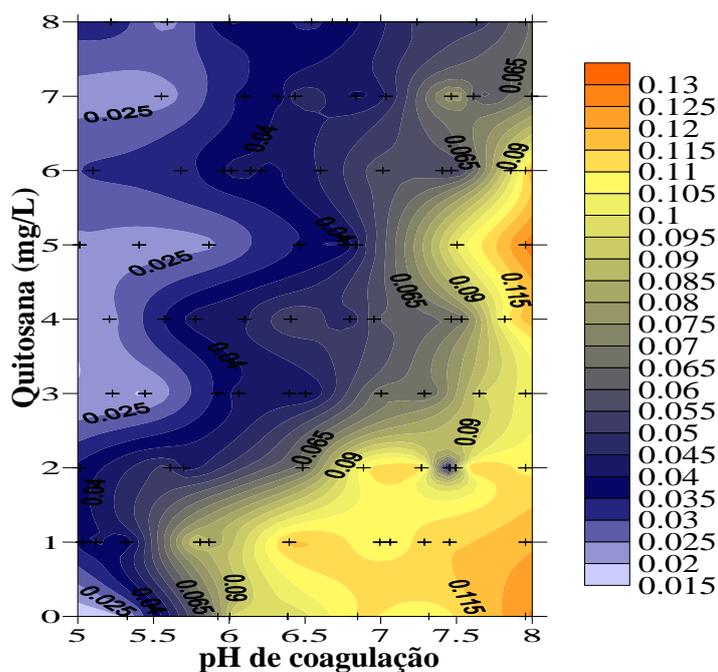


Figura 5.5 - Diagrama de coagulação da AEII – matéria orgânica dissolvida na água filtrada (Absorbância inicial= 0,109 cm<sup>-1</sup>)

É constatada uma região de máxima remoção de absorvância (77 %), localizada em valores de pH 5 e 6 nas doses entre 3,0 e 8,0 mg/L, onde podem ser obtidos residuais deste parâmetro inferiores a 0,03 cm<sup>-1</sup>. A elevada eficiência observada em torno de pH 5,0 sem coagulante é resultante da extrapolação de dados que faz o programa Grapher e deve ser desconsiderada. Sendo verificado, da mesma forma como Maghsoodloo *et al.* (2011), que a eficiência de remoção de ácidos húmicos se eleva com a diminuição do pH de coagulação.

Segundo Volgensang (2004) em pH baixo a natureza polar das substâncias húmicas é reduzida pelo incremento da protonação dos grupos aniônicos, hidroxila e carboxila. Além disso, as substâncias húmicas tendem a ser mais hidrofóbicas nessa condição de pH contribuindo para melhorar a remoção destes compostos. Desta forma a carga superficial reduzida das substâncias húmicas e a maior densidade de carga da quitosana em pH baixo explicaria a elevada eficiência da quitosana nessa condição.

Também, a partir de pH 6 e doses crescentes de quitosana, confere-se que se não houve remoção o uso da quitosana contribuiu para a elevação do teor de matéria orgânica no efluente. Esse comportamento pode ser atribuído à desprotonação dos grupos amino da quitosana e a conseqüente redução na sua capacidade de neutralização de cargas, unido ao fato descrito por Bratskaya *et al.* (2002), de que com o aumento do pH a solubilidade dos ácidos húmicos na água é incrementada, porque é diminuída a sua hidrofobicidade, sendo mais difícil sua desestabilização.

Além disso, conforme Maghsoodloo *et al.* (2011), na medida em que o pH se incrementa as macromoléculas de ácidos húmicos aumentam de tamanho dificultando a sua adsorção, o que pode explicar o incremento progressivo do residual de matéria orgânica observado no presente estudo nas condições de pH acima de 5,5.

Os resultados de remoção de absorvância conseguidos neste estudo foram comparáveis com os de Vogelsang *et al.* (2004), que reportaram remoção de absorvância entre 70 e 79% com doses de quitosana entre 4,0 e 5,5 mg/L em pH 5, utilizando quitosana no tratamento por coagulação/floculação/sedimentação e filtração de água da torneira com cor de 69,7 uH induzida pela adição de ácidos húmicos em concentração de 6,5 mg/L, e absorvância (UV-254nm) de 0,225 cm<sup>-1</sup>.

Na Figura 5.6, pode ser visualizado o diagrama de cor verdadeira residual, o qual apresenta uma tendência similar à observada no diagrama de absorvância, mas não há uma completa

coincidência com as regiões de máxima eficiência da quitosana. As imprecisões observadas puderam estar associadas à presença de clorofila-a ou à adição de cor por parte da quitosana, como evidenciado por Capelete e Brandão (2013).

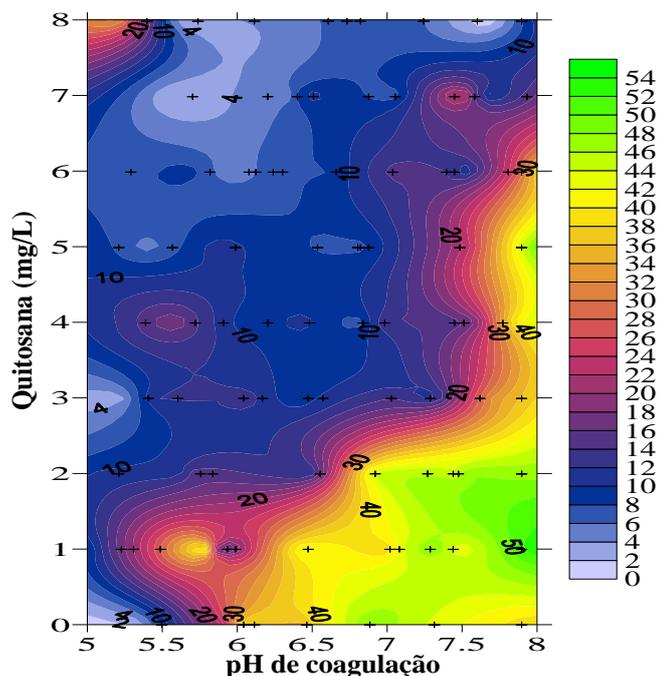


Figura 5.6 – Diagrama de coagulação da AEII – Cor verdadeira da água filtrada (Cor verdadeira= 51 uH).

Conforme a Figura 5.6, residuais mínimos de cor verdadeira, inferiores a 4 uH (> 92 %), seriam conseguidos empregando doses de quitosana de 7 e 8 mg/L e valores de pH entre 5,5 e 6. Outras condições com desempenho similar, como foram as combinações de doses de 3,0 mg/L e 0 mg/L com pH 5, e a dose de 8,0 mg/L com pH 7,6 não podem ser consideradas verdadeiras senão um resultado da extrapolação realizada pelo programa Grapher.

Parte dos resultados encontrados concordam com os relatados por Vogelsang *et al.* (2004), obtendo remoção de cor superior a 80% em pH 6 nas doses entre 4,0 e 8,0 mg/L.

De forma similar ao emprego de sais metálicos na coagulação, neste estudo foram requeridas maiores doses de polímero e condições de pH de coagulação baixo para uma remoção eficiente da cor.

O diagrama de turbidez residual (Figura 5.7) da água de estudo II difere notadamente do diagrama obtido para a água de estudo I. Neste último foram necessárias maiores doses de

quitosana para obter remoções significativas de turbidez, o que deve estar relacionado possivelmente com a carga superficial das partículas em cada suspensão.

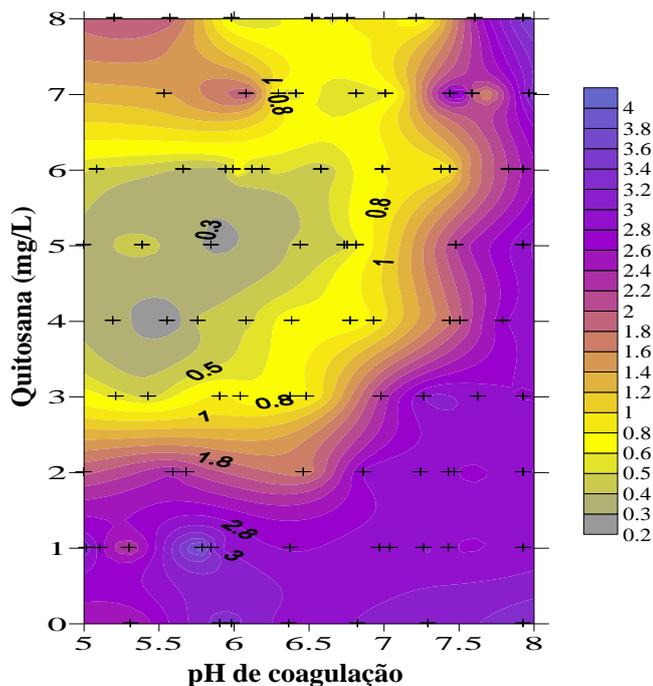


Figura 5.7 – Diagrama de coagulação da AEII – turbidez residual da água filtrada (Turbidez inicial=4,62 uT; pH=6,84)

A turbidez deste tipo de água foi influenciada pela matéria orgânica. Segundo Dai e Hozalski (2002) a matéria orgânica pode ser adsorvida na superfície das partículas em suspensão, aumentando a carga superficial negativa. Como consequência, pode ser requerida maior dose de coagulante para a desestabilização da dispersão coloidal.

No diagrama da Figura 5.5 pode ser observado que para doses de quitosana entre 3,0 e 6,0 mg/L e valor de pH entre 5 e 6,5, foi encontrada uma região bem definida com níveis de turbidez residual de até 0,5 uT. Porém, as maiores remoções de turbidez (até 95,6%) correspondentes a valores de turbidez residual inferiores de 0,3 uT ocorreram no entorno das doses de 4,0 e 5,0 mg/L e valores de pH de 5,6 e 5,8, respectivamente.

Como já se referido anteriormente, a carga negativa da matéria orgânica é reduzida em valores de pH baixo, desta forma, nessas condições a carga negativa aportada pela matéria orgânica às partículas presentes na água pode ter sido menor sendo factíveis de serem desestabilizadas pela quitosana protonada. Além disso, é constatado aumento progressivo da turbidez do efluente nas doses de quitosana inferiores de 3,0 mg/L, bem como nas doses

acima de 6,0 mg/L em toda a faixa de pH. Também foi observada diminuição da eficiência a partir de valores de pH superiores de 6,8 nas doses entre 3,0 e 6,0 mg/L.

É provável que nas doses de quitosana inferiores de 3,0 mg/L a carga catiônica do polímero não foi suficiente para desestabilizar as partículas. Já nas condições de pH baixo (5 - 5,5) combinados com doses elevadas (> 6 mg/L) o excesso de carga catiônica do coagulante pode ter começado a ré-estabilizar a suspensão coloidal de ácidos húmicos provocando diminuição da eficiência de purificação da água. Finalmente, em valores de pH superiores de 6,6 as condições de coagulação também não foram adequadas para a remoção da turbidez, devido à diminuição da efetividade da quitosana pela redução progressiva da sua carga catiônica.

As condições de máxima remoção de turbidez observadas no referido diagrama concordam com as encontradas por Vazyukoba *et al.* (2010), no tratamento (coagulação/floculação/sedimentação) em escala de bancada de água natural com turbidez baixa (1,8 uT) e elevado conteúdo de matéria orgânica (UV-254nm = 0,353). Nas condições de coagulação, de doses de quitosana entre 3,5 e 4 mg/L e pH 6 os autores obtiveram eficiência de remoção de turbidez de 76% e 80% de cor.

Assim, com base nos diagramas de coagulação obtidos para a água de estudo II, foram escolhidos valores de pH entre 5,5 e 6 e as doses de quitosana entre 3,5 e 4 mg/L, buscando compatibilizar as maiores eficiências de remoção de turbidez e matéria orgânica com menor uso de produtos químicos (coagulante, alcalinizante).

## 5.2 EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE

### 5.2.1 Experimentos com a água de estudo I (AEI)

A caracterização da água de estudo I (AEI) utilizada nos experimentos de filtração é apresentada na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Características da água de estudo I

	<b>pH</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Absorbância (cm<sup>-1</sup>)</b>	<b>Alcalinidade (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Cor Verdadeira (uC)</b>	<b>Cor aparente (uC)</b>
Média	7,36	30,2	0,040	19,4	3,0	147
Faixa	7,15 -7,50	27,1- 31,3	0,023 - 0,062	18,5 - 20,0	0,0 - 7,0	70 - 198

Em termos gerais, a água de estudo I apresentou turbidez moderada (30 uT), e o seu conteúdo de matéria orgânica (Absorbância UV-254nm) foi baixo assim como a sua cor verdadeira.

Na Tabela 5.2 é apresentado um resumo dos experimentos realizados utilizando esta água de estudo, com as respectivas condições de coagulação adotadas em cada experimento, também se observa que a concentração de microesferas na água de estudo foi mantida na ordem de  $10^5$  unidades/L. Foram realizados dez experimentos com a água de estudo I, sendo que seis (6) experimentos foram desenvolvidos em condição de dose ótima (E1, E3, E4, E5, E6, E7). Dois experimentos em condição de sub-dosagem (E8, E9) e este mesmo número em condição de super-dosagem de quitosana (E2, E10).

Tabela 5.2 - Resumo dos experimentos de filtração ascendente para AEI

<b>Exp.</b>	<b>Data</b>	<b>Dose de Quitosana (mg/L)</b>	<b>Turbidez AEI* (uT)</b>	<b>Me. AE (me./L)</b>	<b>pH AE* (corrigido)</b>	<b>pH AC*</b>	<b>pH AF*</b>
1 <sup>(DO)</sup>	03/03/14	1,0	27,1	6,97E+05	10,17	5,87	6,36
2 <sup>(SPD)</sup>	05/03/14	1,2	29,9	4,93E+05	10,13	5,79	6,51
3 <sup>(DO)</sup>	11/03/14	0,9	30,1	4,84E+05	9,94	6,19	6,94
4 <sup>(DO)</sup>	14/03/14	0,9	31,3	4,99E+05	10,68	6,02	6,87
5 <sup>(DO)</sup>	18/03/14	0,9	31,3	4,10E+05	9,99	6,08	6,8
6 <sup>(DO)</sup>	01/05/14	1,0	30,3	2,20E+05	9,9	5,98	6,51
7 <sup>(DO)</sup>	03/05/14	1,0	30,0	4,45E+05	10,04	6,07	6,51
8 <sup>(SUB)</sup>	06/05/14	0,5	31,1	4,85E+05	9,18	6,2	6,65
9 <sup>(SUB)</sup>	03/06/14	0,3	30,2	3,85E+05	8,65	6,17	6,68
10 <sup>(SPD)</sup>	08/07/14	1,8	31,1	4,46E+05	10,71	6,05	6,65
Média±σ	-	-	30,2±1,24	-	9,94±0,62	6,04±0,13	6,65± 0,18

Legenda: AEI: água de estudo; AC: água coagulada; AF: água filtrada, DO: dose ótima, SPD: super-dosagem, SUB: sub-dosagem.\* Valores médios (n= 12).

As condições ótimas de coagulação a serem utilizadas eram definidas com a realização do teste de jarros no dia do experimento. As dosagens de coagulante testadas foram

selecionadas a partir do diagrama de coagulação, apresentado na Figura 5.1, e estiveram entre 0,8 e 1,2 mg/L. A dosagem adotada para ser utilizada no experimento do dia era aquela que promovia o menor valor de turbidez residual no efluente filtrado. Como para os experimentos em condições ótimas a dosagem ótima de quitosana manteve-se entre 0,9 e 1,0 mg/L, foram adotadas como condições de sub-dosagem, doses ~50 e 70% inferiores à dose ótima e para as condições de super-dosagem doses ~20 e 80% superiores à ótima.

Como pode ser observado na Tabela 5.2, nos ensaios de filtração os valores de pH de coagulação se mantiveram próximos ao pH ótimo (pH = 6) que foi escolhido com base no diagrama de coagulação da água de estudo I.

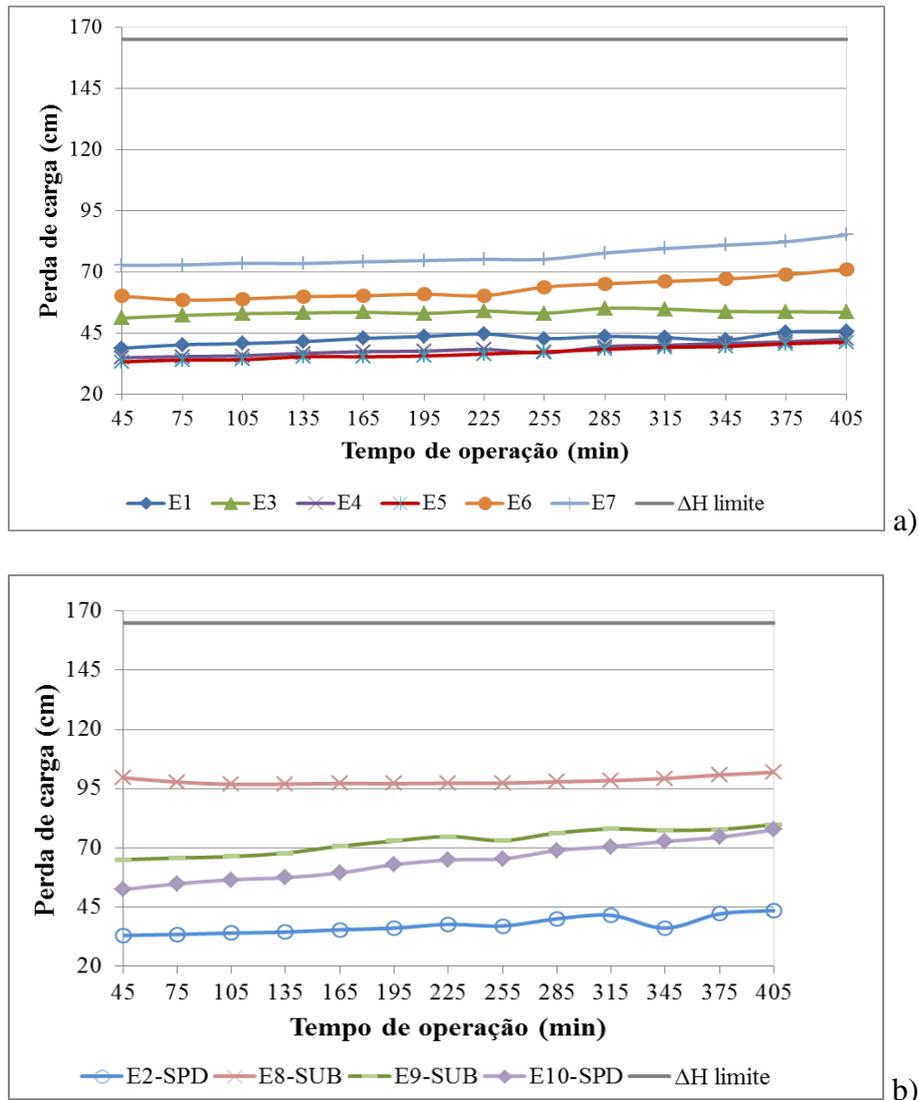
#### 5.2.1.1 Perda de carga

A perda de carga foi monitorada em todos os experimentos por meio de leituras piezométricas para verificação da propagação da frente de impurezas nas camadas do meio filtrante ao longo da carreira de filtração. Nas ETAs, a igualdade entre a perda de carga total e a carga hidráulica disponível é indicativa da necessidade de encerramento da carreira de filtração e início da lavagem do filtro. No presente estudo a perda de carga não foi usada como indicador de finalização da carreira de filtração porque foi definida uma duração dos experimentos, de 6 h e 45 min em função dos custos e os objetivos do estudo.

A perda de carga no decorrer dos experimentos esteve sujeita a muita variabilidade devido a esvaziamentos do filtro que eram realizados por descargas de fundo para poder proceder a impermeabilizar a área onde o filtro tinha vazamento. Ainda no decorrer dos experimentos se esgotou a caulinita sendo necessário, por questões de tempo, desenvolver os experimentos com a água de estudo II (AEII), até adquirir a caulinita.

Uma deficiência associada ao monitoramento da perda de carga foi não efetuar a leitura no início dos experimentos. Por esse motivo não se tem conhecimento da perda de carga do meio filtrante no início da carreira de filtração. As leituras somente foram iniciadas após 45 min após o início da carreira.

Na Figura 5.8 é ilustrada a evolução da perda de carga total durante os experimentos de filtração direta ascendente, efetuados com água de estudo AEI.



Legenda: SPD:super-dosagem, SUB: sub-dosagem, ΔH limite: perda de carga limite.

Figura 5.8 – a) Perda de carga total nos experimentos em condições ótimas de coagulação; b) perda de carga nos experimentos realizados em condições não ótimas com AEI na taxa de filtração de 120 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d

Observa-se uma tendência de incremento da perda de carga do meio filtrante no tempo 45 com o desenvolvimento dos experimentos indicando que a lavagem do filtro por 30 minutos com expansão do meio filtrante de 10% não era suficiente para garantir a condição de filtro limpo. A pesar de ter efetuado tentativas de aumento do tempo de lavagem de até 1 hora, esta medida não foi suficiente para garantir a condição de filtro limpo. O fato de não ter sido atingida condição de filtro limpo, pode ter ocasionado problemas no decorrer dos experimentos, uma vez que o material que não foi retirado durante a lavagem pode ter se despreendido durante a operação do filtro influenciando no desempenho.

Ainda, segundo Di Bernardo *et al.* (2003) um sistema auxiliar de lavagem com ar pode ser necessário quando é utilizado polieletrólito na tecnologia de filtração direta porque este pode provocar aglutinações no leito filtrante.

Antes do E1 já tinham sido desenvolvidos outros experimentos. Os experimentos E2 e E3, E4 e E5, E6, E7 e E8 foram os únicos efetuados de forma consecutiva, ou seja, sem descargas de fundo ou experimentos prévios com a água de estudo AEII.

Nos experimentos E1, E3, E4, E5, efetuados em condições ótimas de coagulação, bem como nos experimentos E2 e E8, executados empregando condições de super e sub-dosagem, respectivamente, a evolução da perda de carga foi pouco acentuada com tendência linear.

A menor perda de carga inicial, evidenciada nos experimentos E2, E5 e E10, atribui-se a que na lavagem anterior foi promovida maior retirada de impurezas do filtro. Antes do desenvolvimento do experimento E4 o filtro foi esvaziado para retirar a referida grelha que se encontrava no fundo do filtro, fato que também refletiu em menor perda de carga aos 45 minutos do início do experimento.

Nos experimentos E6 e E7, realizados após experimentos com a água de estudo II, houve maior quantidade de impurezas acumuladas no meio filtrante. Consequentemente, a taxa de crescimento da perda de carga foi mais acentuada que nos demais experimentos realizados em condições ótimas de coagulação. A maior perda de carga total atingida durante os experimentos com água de estudo I foi de 85,1 cm, inferior à carga hidráulica disponível de 1,65m.

Em relação aos experimentos desenvolvidos em condições de sub e super-dosagem, observa-se que não houve grande diferença no comportamento do crescimento da perda de carga com o tempo, quando comparada com os experimentos desenvolvidos em condições ótimas.

Cabe salientar que nos experimentos E9 e E10 realizados em condições de sub e super-dosagem, respectivamente, se desenvolveram as maiores taxas de crescimento de perda de carga, devido à maior ocupação do meio filtrante pelas impurezas que ficaram dos experimentos realizados com a água de estudo II, que também antecederam esses

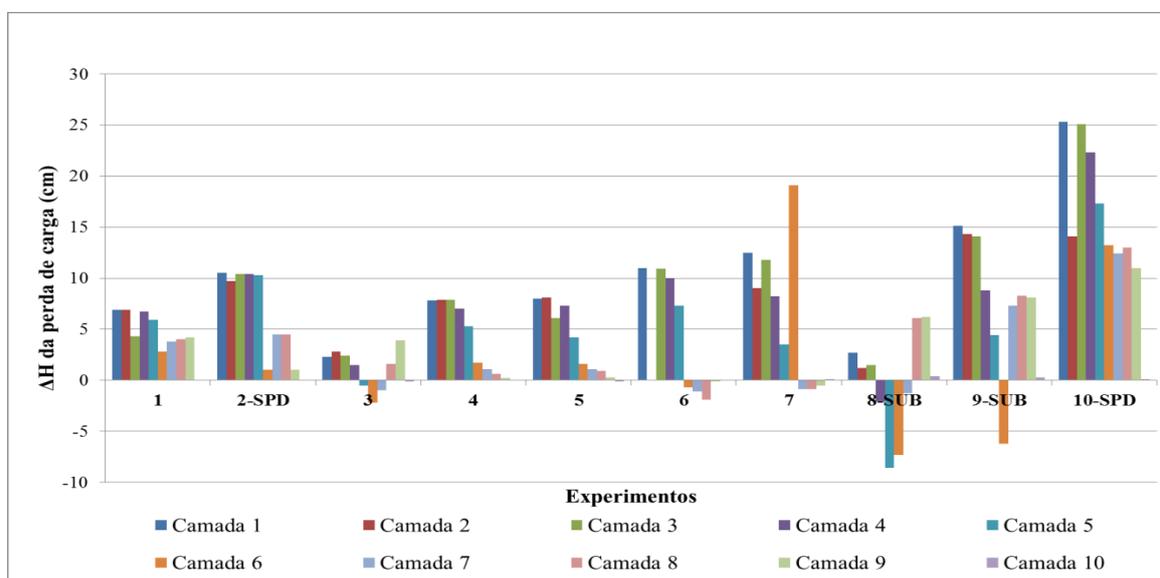
experimentos. A elevada perda de carga no E10 também pode estar relacionada com o uso de maior quantidade de coagulante (80% superior à dose ótima).

Não obstante, a perda de carga inicial nesses dos experimentos (E9 e E10) foi menor do que no E8 devido a que após este experimento foi necessário esvaziar o filtro para solucionar os problemas de vazamentos, o que proporcionou maior recuperação da carga hidráulica.

No estudo de Schleicher (2011) utilizando a mesma dose ótima de quitosana (1 mg/L) foi reportada tendência linear de crescimento da perda de carga, similar à observada neste estudo. Porém as taxas de crescimento de perda de carga observadas no presente estudo foram na maioria dos casos superiores que a reportada por este autor, que foi de 4 cm. Este desempenho pode ser resultante da maior concentração de partículas coloidais presentes na água de estudo I (AEI).

Nascimento (2009), tratando também água com as mesmas características, porém usando sulfato de alumínio como coagulante, verificou taxas de crescimento de perda de carga (6 – 13 cm) similares às observadas neste estudo (2,4 – 12,4 cm) nos experimentos desenvolvidos em condições ótimas de coagulação.

Na Figura 5.9 são exibidas as taxas de crescimento da perda por camadas de filtração observadas nos experimentos realizados com a água de estudo I.



Legenda: SPD: super-dosagem, SUB: sub-dosagem.

Figura 5.9 – Variação da perda de carga na camada suporte (camadas 1 a 5) e no meio filtrante (camadas 6 a 10) nos experimentos de filtração com a AEI

No E6, a camada 2 não foi representada devido ao entupimento da respectiva tomada piezométrica.

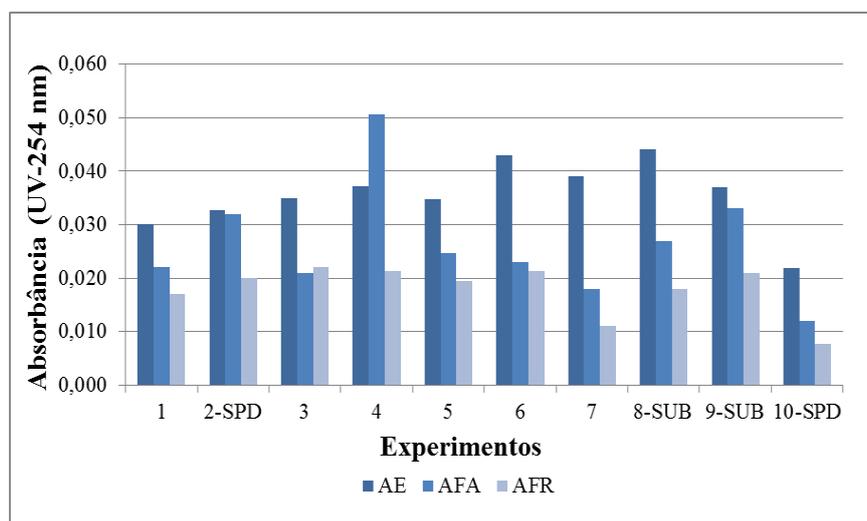
Analisando a Figura 5.9, pôde ser observado que em todos os experimentos a maior retenção de impurezas ocorreu nas subcamadas do meio suporte, porém no E7 a camada 6 foi também importante na retenção de impurezas. Segundo Di Bernardo *et al.* (2003) a granulometria do filtro ascendente constitui-se em uma das vantagens desta tecnologia, porque favorece a maior retenção de impurezas na camada suporte, se desenvolvendo baixas taxas de crescimento da perda de carga, permitindo carreiras de filtração prolongadas.

Entretanto, nos experimentos E3, E6, E7 (condições ótimas), E8 e E9 (sub-dosagem) foram observadas taxas negativas de crescimento da perda de carga, as quais se desenvolveram de forma diferenciada em cada experimento, principalmente nas subcamadas da camada suporte (camadas 4 e 5) e/ou nas camadas do meio filtrante. Este comportamento pode indicar a migração de impurezas presentes no início da carreira de filtração para as camadas superiores ou para o efluente, e pode estar relacionado com a ineficiência da lavagem do filtro.

Verifica-se também que nos experimentos E8 e E9, realizados em condição de sub-dosagem, e no experimento E10, em que foi adotada condição de super-dosagem, a retenção de impurezas nas três primeiras camadas do meio filtrante (6, 7 e 8) foram maiores do que nos demais experimentos de filtração. Este comportamento indica maior avanço de impurezas para essas camadas devido provavelmente ao emprego de condições de coagulação não ótimas. Nos experimentos E8 e E9, em condição de sub-dosagem, este comportamento pode estar relacionado à ineficiência da coagulação com a não desestabilização das partículas, as quais se acumulam nessas camadas do filtro. Na condição de super-dosagem, no E10, o problema pode ser devido à re-estabilização das partículas. Entretanto, no E2, como a condição de super-dosagem foi muito próxima da dosagem ótima (20% superior), é possível que essa dosagem não tenha influenciado de forma significativa no avanço da frente de impurezas.

### 5.2.1.2 Absorbância (UV-254nm)

O parâmetro absorbância UV-254 nm está relacionado com o conteúdo de matéria orgânica presente na água. Devido a que a água de estudo I se caracterizou por apresentar baixos níveis de absorbância UV-254 nm, este parâmetro foi monitorado em todos os ensaios ao longo da carreira de filtração para verificar o desempenho da quitosana na sua eliminação. Os valores médios obtidos são apresentados na Figura 5.10.



Legenda: AE: água de estudo, AFA: água filtrada no período de amadurecimento, AFR: água filtrada no período regular, SPD: super-dosagem, SUB: sub-dosagem.

Figura 5.10 – Valores de absorbância (UV-254nm) em amostras de água de estudo e água filtrada nos experimentos de FDA com água de estudo AEI

Como pode ser observado na Figura 5.10, em quase todos os experimentos a concentração de matéria orgânica foi maior nas amostras referentes ao período de amadurecimento, sendo atingidas durante operação regular remoções deste parâmetro que variaram entre 37 e 72%, em todos os experimentos de filtração.

Nos experimentos E2, E4, e E9 foi evidenciado baixo desempenho na remoção de absorbância (UV-254 nm) durante o período de amadurecimento, sendo observada condição bastante crítica no E4, uma vez que a concentração de matéria orgânica no efluente foi superior à da água de estudo. Este desempenho pode estar relacionado ao carreamento de matéria orgânica no efluente durante o início da carreira de filtração, já que nesses experimentos foram observados elevados níveis de turbidez durante esse período inicial.

Entretanto, no E10 efetuado em condição de super-dosagem o decaimento do desempenho do filtro na remoção de turbidez não refletiu na eliminação de matéria orgânica, fornecendo concentrações médias deste parâmetro comparáveis aos experimentos desenvolvidos com dose ótima. Este desempenho pode estar relacionado com o baixo conteúdo de matéria orgânica na água de estudo e a condições de coagulação (pH baixo e maior dose de coagulante) que favoreceram a desestabilização da matéria orgânica e não do material particulado, o qual pode ter sido reestabilizado. Devido à fragilidade da medida e a que foi realizado um único experimento, esta condição deve ser avaliada em estudos posteriores.

Os resultados indicam que não houve grande diferença entre o desempenho (na operação regular do filtro) dos experimentos realizados em condições não ótimas com respeito aos desenvolvidos em condições ótimas em termos de remoção do referido parâmetro.

Em condições ótimas, Nascimento (2009) obteve durante operação regular do filtro, residuais de absorvância (UV-254 nm) similares aos observados no presente estudo (0,022 - 0,011  $\text{cm}^{-1}$ ), que variaram de 0,02 a 0,012  $\text{cm}^{-1}$ . O anterior pode indicar que em termos de remoção de absorvância a quitosana poderia fornecer desempenho semelhante ao do sulfato de alumínio.

Além disso, Nascimento (2009) obteve residual mínimo de absorvância (UV-254 nm) quando utilizou dose ótima de sulfato de alumínio superior (18 mg/L) às usualmente empregadas (12 mg/L). Neste estudo, quando empregada condição de super-dosagem de quitosana (80% acima da ótima) foi observado o menor residual médio de matéria orgânica (0,008  $\text{cm}^{-1}$ ). Isto demonstra que de forma similar ao sal metálico, o emprego de maior dose de quitosana incrementa a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Capelete e Brandão (2013) avaliaram a influência da quitosana como coagulante na formação de trihalometanos. Os autores não detectaram concentração de trihalometanos acima de 0,1  $\mu\text{g/L}$  em água filtrada com turbidez de 0,15 uT obtida após tratamento de água do Lago Paranoá (UV-254 nm = 0,023  $\text{cm}^{-1}$ ) por FDA, utilizando a mesma instalação piloto empregada neste estudo. As condições de coagulação empregadas foram dose de quitosana de 1,0 mg/L e pH próximo de 7. Considerando que os autores utilizaram água do Lago Paranoá, quitosana e obtiveram níveis de absorvância comparáveis aos observados neste estudo é possível que a água filtrada não ofereça riscos quanto à formação de trihalometanos em valores superiores aos preconizados pela legislação brasileira.

### 5.2.1.3 Turbidez

Este parâmetro que indica a presença de sólidos em suspensão na água é de grande importância nas ETAs por ser o que melhor define a qualidade da água produzida. Devido a sua relação com a contaminação microbiológica, as normativas são cada vez mais restritivas nos limites de turbidez da água filtrada, como referido na revisão bibliográfica.

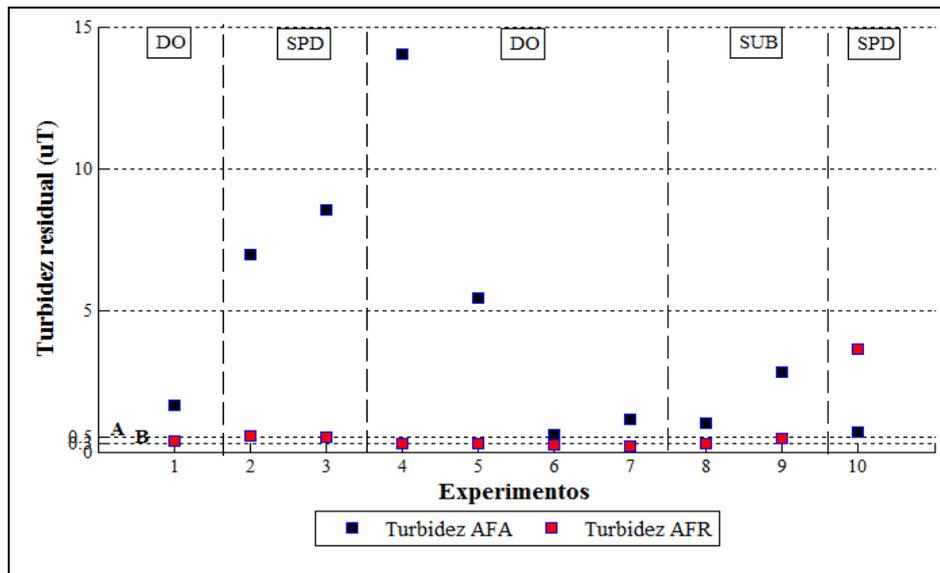
Os resultados de turbidez residual apresentados na Tabela 5.3, mostram que na maioria dos experimentos, com exceção dos experimentos E2, E3 e E10, a turbidez residual se manteve inferior a 0,5 uT, atendendo ao valor preconizado pela Portaria 2914/2011 para efluentes de filtros rápidos. Inclusive, em alguns experimentos (E4, E6, E7 e E8) foram atingidos valores de turbidez residual iguais ou inferiores a 0,3 uT.

Tabela 5.3 - Turbidez da água de estudo e turbidez residual nos experimentos de FDA com a água de estudo I

Exp.	Turbidez média AE (uT)	Turbidez residual na AFR			Remoção média %
		Variação	Media	CV	
1 <sup>(DO)</sup>	27,1	0,25 – 0,57	0,37	0,29	98,65
2 <sup>(SPD)</sup>	29,9	0,27– 1,16	0,57	0,46	98,09
3 <sup>(DO)</sup>	30,1	0,19 – 1,06	0,51	0,50	98,31
4 <sup>(DO)</sup>	31,3	0,21 – 0,4	0,28	0,23	99,11
5 <sup>(DO)</sup>	31,3	0,15 – 0,41	0,31	0,26	99,00
6 <sup>(DO)</sup>	30,3	0,18 – 0,3	0,23	0,16	99,25
7 <sup>(DO)</sup>	30	0,16 – 0,3	0,21	0,17	99,29
8 <sup>(SUB)</sup>	31,1	0,2 – 0,4	0,30	0,20	99,04
9 <sup>(SUB)</sup>	30,2	0,3 – 0,8	0,47	0,38	98,45
10 <sup>(SPD)</sup>	31,1	1,2 – 6,0	3,64	0,47	88,29

Legenda: AE: água de estudo, AFR: água filtrada no período regular de operação, <sup>(DO)</sup>Dose ótima, <sup>(SPD)</sup>Super-dosagem, <sup>(SUB)</sup>Sub-dosagem, CV: coeficiente de variação.

Os níveis de turbidez da água filtrada durante o período de amadurecimento (AFA) mantiveram-se acima dos observados durante operação regular do filtro, como pode ser conferido na Figura 5.11.



Legenda: (A) turbidez exigida para efluentes de filtros rápidos; (B) turbidez recomendada para ponto de captação de água com concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp.  $\geq 3.0$  oocistos/L; DO:Dose ótima; SPD:Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem.

Figura 5.11 – Turbidez residual média no período de amadurecimento (AFA) e na operação regular do filtro (AFR)

Os resultados remetem ao verificado por Fagundes, (2006), Fernandes (2007) e Nascimento (2009), entre outros pesquisadores, em relação à vulnerabilidade do filtro durante o amadurecimento, pela turbidez elevada do efluente nesse período. A qualidade insatisfatória do efluente, além de estar associada à deficiência da lavagem, também pode ser atribuída, às condições iniciais do meio filtrante no início da carreira de filtração com predominância de forças repulsivas que não favorecem a aderência das partículas aos coletores. Com o avanço da carreira de filtração, as partículas se acumulam no meio filtrante e funcionam como coletores adicionais, resultando em maior aderência das partículas que chegam ao meio filtrante.

O desempenho do filtro na remoção de turbidez não foi afetado significativamente pelas condições de sub-dosagem, fato também reportado por Hakonsen *et al.* (2008) e Brown e Emelko (2009). No entanto, a condição de sub-dosagem testada no E9 mais crítica que a condição do E8, refletiu em aumento de 32% da turbidez residual no efluente com relação à média (0,32 uT) dos experimentos executados em dose ótima, indicando que menos partículas foram desestabilizadas com essa dose de quitosana.

Comportamentos distintos foram evidenciados nos experimentos em condições de super-dosagem, devido às diferentes concentrações de quitosana utilizadas. No experimento E2, executado com uma dosagem 20 % superior à ótima, a turbidez residual média da água

filtrada no período regular de operação (AFR) incrementou 44% à turbidez média obtida nas condições ótimas. Ao utilizar dosagem 80% acima da ótima (E10) os resultados não foram coerentes por um lado as perdas de carga no meio filtrante mostram que houve retenção de impurezas, mas a remoção de turbidez foi muito pobre, é possível que a re-estabilização não tenha sido total ou que a retenção de impurezas pelo filtro não tenha sido suficiente.

Nos experimentos executados em condições ótimas de coagulação os residuais médios de turbidez na água filtrada durante operação regular do filtro estiveram na faixa de 0,21- 0,51 uT. Ao comparar estes resultados com os obtidos por Nascimento (2009) tratando também água com caulinita (30 uT), observa-se que obteve desempenho levemente superior na remoção desse parâmetro utilizando sulfato de alumínio como coagulante, com valores médios de turbidez residual entre 0,22 e 0,43 uT, no entanto, o autor relatou maior dificuldade no tratamento desta água com turbidez mineral (30 uT) do que no tratamento de água do Lago Paranoá, indicando a limitação desta tecnologia para o tratamento de água com elevada concentração de partículas. Os elevados residuais de turbidez observados neste estudo utilizando quitosana foi provavelmente pela instabilidade das condições de coagulação em vários experimentos como pode ser verificado no Apêndice C.

Entretanto, no estudo desenvolvido por Schleicher (2001), tratando água do Lago Paranoá com turbidez baixa (2,6 uT) e também por filtração direta ascendente precedida por coagulação com quitosana, melhor desempenho do filtro na remoção de turbidez foi obtido, com residuais médios da ordem de 0,18 e 0,15 uT. Os maiores níveis de turbidez observados, tanto neste estudo como no de Nascimento (2009), podem advertir que a elevada concentração de partículas na água de estudo é realmente uma limitação para a aplicação da tecnologia de filtração direta ascendente no tratamento de água com esse nível de turbidez (~30 uT).

#### 5.2.1.4 Microesferas

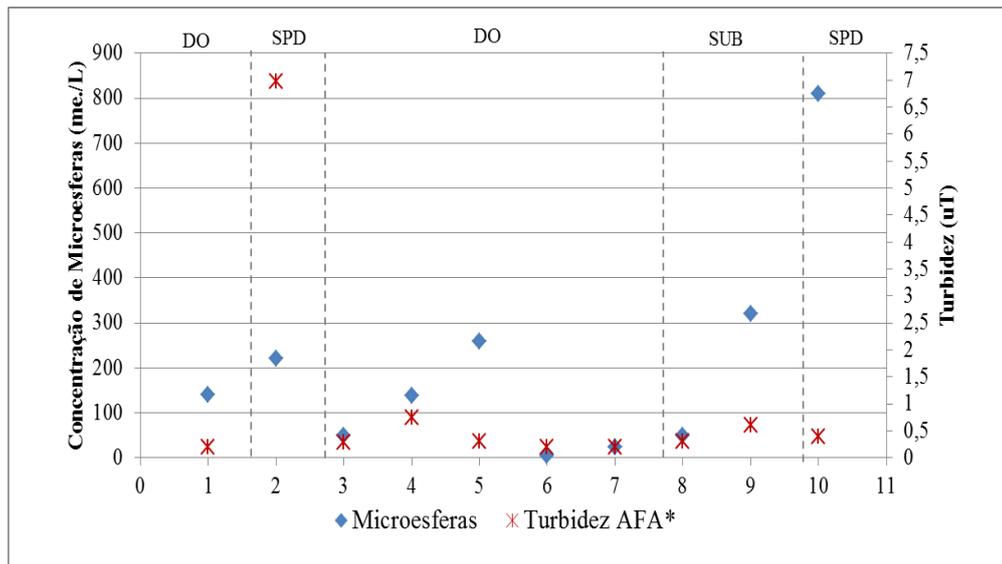
Devido à necessidade de fornecimento de água para consumo livre de microrganismos patogênicos como os oocistos de *Cryptosporidium*, foi importante a avaliação da eficiência do sistema de filtração na eliminação destes patógenos, para isto, foram empregadas microesferas de poliestireno como indicadoras da sua remoção.

Como já mencionado no item 4.6, foram coletadas amostras para determinar a concentração de microesferas na água de estudo, na água filtrada no final do período de amadurecimento (AFA) e na água filtrada no período de operação regular do filtro. Neste último período foram realizadas duas coletas, a primeira (AFR\_45), após 45 min do reinício da alimentação de água de estudo com microesferas e a segunda (AFR\_1h), uma hora depois da anterior amostragem.

A pesar de terem sido feitas duas coletas para contagem de microesferas na água filtrada no período regular, optou-se por considerar para discussão somente os resultados obtidos com a amostragem realizada uma hora após transcorrido o tempo de detenção hidráulica, (AFR\_1h), já que no decorrer dos experimentos foi constatado que o acionamento dos registros de alimentação de água bruta sem microesferas e com microesferas repercutia na operação do sistema, causando oscilações da vazão da água bruta e, por conseguinte, afetando a remoção de microesferas.

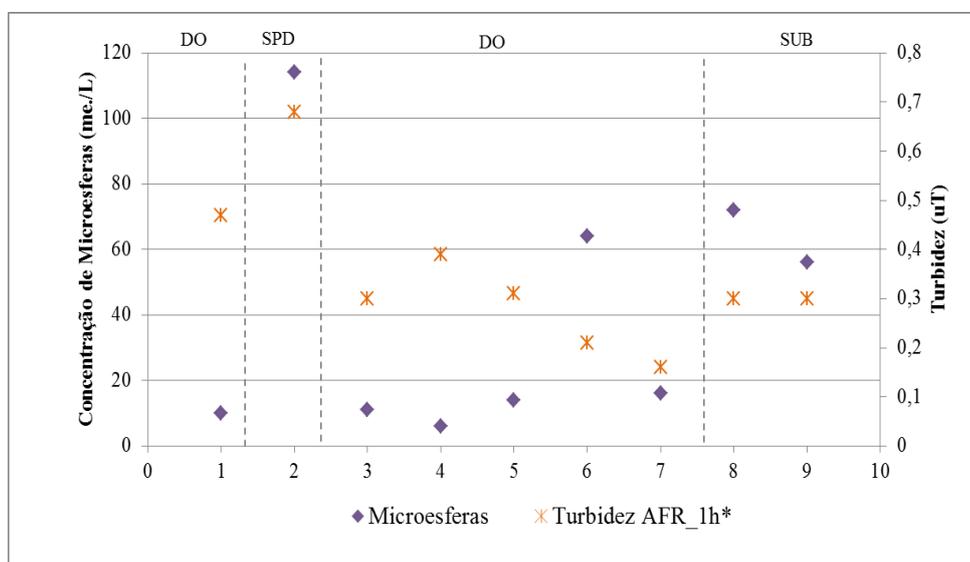
Nas Figuras 5.12, 5.13 e 5.14, estão apresentadas as concentrações de microesferas obtidas nas amostras de água filtrada no período de amadurecimento e no período de operação regular do filtro, e as respectivas remoções log. Deve-se levar em conta que estes resultados foram influenciados pela deficiência da lavagem do filtro. Para facilitar a análise da remoção de microesferas, foram incluídos os valores de turbidez residual correspondentes ao tempo próximo à amostragem de microesferas na AFA e AFR\_1h.

Na Figura 5.12 observa-se que nos experimentos (E3, E6, E7, E8) houve tendência de se apresentarem menores concentrações de microesferas quando o efluente (AFA) apresentou baixos níveis de turbidez residual. Entretanto, nos experimentos E9 e E10 mesmo com níveis de turbidez próximos aos observados nos experimentos em condições ótimas, as concentrações de microesferas no efluente foram superiores do que às desses experimentos. No E2 também não foi observada correspondência entre esses parâmetros, porque a pesar do efluente apresentar elevada turbidez residual a concentração de microesferas foi inferior às obtidas nos E9 e E10 com menores valores de turbidez residual.



Legenda: DO:Dose ótima; SPD: Super-dosagem; SUB: Sub-dosagem;\* Valores específicos para a amostragem de microsferas.

Figura 5.12 – Remoções de turbidez e microsferas na água filtrada durante o amadurecimento (AFA)



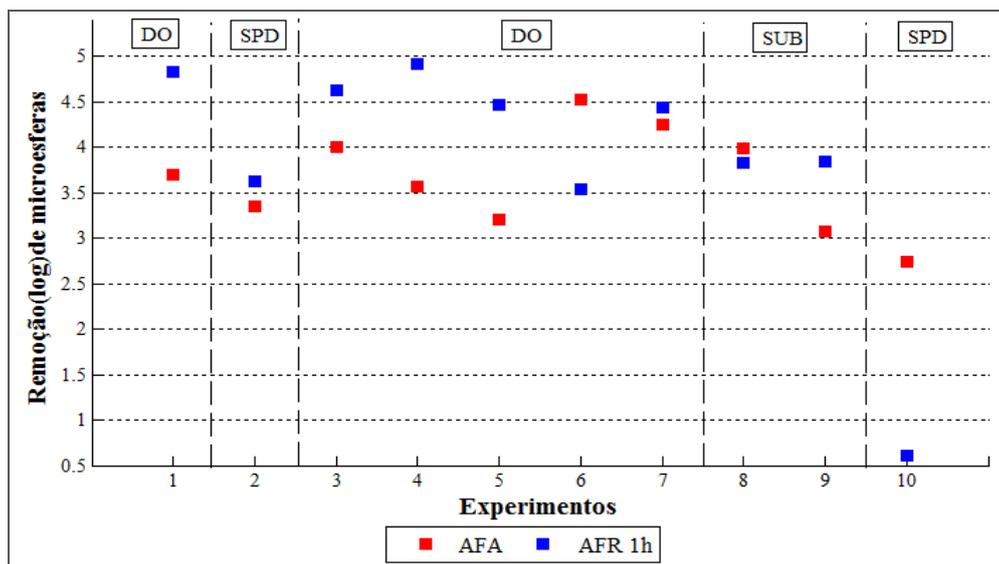
Legenda: DO: Dose ótima; SPD: Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem;\* Valores específicos para a amostragem de microsferas.

Figura 5.13 – Remoções de turbidez e microsferas na água filtrada durante o período regular (AFR\_1h)

De acordo com a Figura 5.13 não parece existir uma tendência de proporcionalidade entre as concentrações de microsferas e os níveis de turbidez residual observados durante a operação regular do filtro (AFR\_1h).

No E10 em condição de super-dosagem (não apresentado na Figura 5.13) o incremento da turbidez residual refletiu em baixa remoção de microesferas (0,61 log) durante o período de operação regular como resultado do desempenho pobre do filtro.

Verifica-se na Figura 5.13, que independente da condição de coagulação utilizada, o fato de atingir nível de turbidez de 0,3 uT (ou até inferior) não implicou maior remoção de microesferas. Considerando as microesferas indicadores confiáveis da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, a pesar de que as mesmas foram inoculadas na água bruta em concentrações superiores às concentrações de oocistos encontradas nos mananciais, constata-se que mesmo em condições ótimas de coagulação não foi possível garantir água livre de microesferas. As concentrações destas partículas no efluente, variando de 600 a 6400 oocistos por cada 100 litros de água sugerem um risco de contaminação da água filtrada consideravelmente elevado, pois conforme a OMS (2009) para um risco de infecção baixo ( $10^{-4}$  ppa) deveria se ter uma concentração de 0,003 oocistos por cada 100 litros de água.



Legenda: DO:Dose ótima; SPD:Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem

Figura 5.14 – Remoção (log) de microesferas nos experimentos de FDA com AEI

Pode ser observado na Figura 5.14 que para todas as condições de coagulação avaliadas, a remoção de microesferas tendeu a ser menor no período de amadurecimento, com exceção dos experimentos E6, E8 e E10 nos quais foi registrada maior remoção de microesferas nesse período inicial de filtração do que no período regular.

Nos experimentos executados neste estudo com dose ótima de coagulante em que houve comportamento típico (maior remoção de microesferas durante a operação regular do filtro), os residuais de microesferas no período inicial de operação (25 a 260 me./L) que correspondem a remoções de 3,2 a 4,2 log, foram até 1,35 log inferiores quando comparadas com as remoções alcançadas durante operação regular do filtro (3,63 a 4,91 log), com residuais de microesferas que oscilaram entre 6 e 114 me./L, reforçando a vulnerabilidade do filtro neste período inicial de operação.

As maiores discrepâncias entre as remoções deste parâmetro nos dois períodos avaliados foram observadas no E6 e E10 em condição de dose ótima. Já no E8, efetuado em condição de sub-dosagem de quitosana embora a remoção em ambos os períodos também tenha sido atípico, os valores foram muito próximos, o que pode ter sido consequência de problemas na recuperação da amostra e na contagem das microesferas.

Estes dois experimentos (E6 e E10) foram precedidos por três experimentos utilizando água de estudo II. Cabe a possibilidade de que as consequências da lavagem ineficiente foram mais críticas nesses experimentos, já que provavelmente com o progresso da carreira de filtração as microesferas que ficaram remanescentes dos experimentos anteriores podem ter avançado até as camadas superiores do filtro sendo arrastadas no efluente durante o período de operação regular. Essa hipótese pode ser reforçada pelas taxas negativas de crescimento da perda de carga observadas nas últimas camadas do meio filtrante. Entretanto, no E10 mesmo se observando boa retenção de partículas é provável que as condições não ótimas de coagulação empregadas tenham promovido o avanço das partículas para as camadas superiores do meio filtrante sendo possível a sua passagem antecipada durante a operação regular do filtro.

Nos experimentos desenvolvidos em condições ótimas de coagulação, as remoções de microesferas atingidas durante operação regular do filtro, entre 3,54 e 4,91 log, foram superiores que a remoção de 2,5 log creditada para esta tecnologia pela USEPA. Nas condições operacionais utilizadas no presente estudo, não foi possível alcançar a remoção de 5,5 log exigida pela mesma agência para tratamento de água com concentração de oocistos de *Cryptosporidium* a partir de 3,0 ooc./L. Esse log de remoção implicaria na obtenção de uma concentração de microesferas de 31,6 me. a cada 100 L. Considerando a ingestão mínima 2,5 L de água consumida por uma pessoa por dia, recomendado pela OMS, essa concentração se aproxima de 1 me./L o que é um risco se tratando de oocistos.

Nos trabalhos de Fernandes (2007), Nascimento (2009), entre outros, foi evidenciada uma relação entre a concentração de oocistos inoculada e a concentração que era detectada no efluente filtrado. Verificando-se que concentrações inoculadas de oocistos a partir de  $10^3$  eram as mais confiáveis para avaliar a eficiência das unidades de filtração na remoção de oocistos e, portanto de microesferas. Partindo dessas inferências serão comparadas as remoções de microesferas com as obtidas em outros estudos.

As remoções de microesferas alcançadas no presente estudo foram superiores às observadas por Cerqueira (2008) que foram de 2,0 a 2,55 log. Esse autor tratou água natural inoculada com microesferas em concentração de  $5 \times 10^3$  e turbidez de 10 uT induzida com caulinita. As condições de coagulação que precederam a filtração direta descendente foram 10 mg/L de sulfato de alumínio e pH 7,4. As maiores remoções observadas neste estudo parecem estar associadas com a maior concentração de microesferas inoculadas e a turbidez elevada da água de estudo que podem ter favorecido a atuação dos mecanismos de coagulação da quitosana.

Nascimento (2009) relatou remoções de oocistos de *Cryptosporidium* da ordem de 3,60 e 3,80 log, em três experimentos de filtração ascendente desenvolvidos na instalação utilizada no presente trabalho em taxa de filtração de  $120 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ . No estudo foi empregada a água do Lago Paranoá com turbidez moderada ( $\sim 30$  uT) induzida com caulinita. Foram adotadas condições ótimas de coagulação (de 12 a 18 mg/L de sulfato de alumínio) e pH de coagulação de 6,4. Considerando as microesferas indicadores conservadores dos oocistos, é possível estabelecer uma comparação entre as remoções de oocistos obtidas por Nascimento (2009) e as remoções de microesferas alcançadas na presente pesquisa. Verifica-se que na maioria dos experimentos foram atingidas remoções de microesferas superiores às remoções de oocistos. Com base nesses resultados pode se esperar que em condições ótimas de coagulação a eficiência de remoção de oocistos usando quitosana seja maior que quando o processo é efetuado com sulfato de alumínio. Contudo, esta hipótese deve ser confirmada mediante experimentos de filtração, inoculando na água de estudo os oocistos e as microesferas.

Em trabalho desenvolvido por Brown e Emelko (2009), em condições de coagulação ótima (dose = 3 mg/L; pH= 7,3 ) os autores conseguiram remoções médias similares de oocistos e microesferas, 4,2 log de oocistos de *Cryptosporidium* e 4,1 log de microesferas, inoculados na água de estudo em concentração de  $10^7$  unidades/L. Tais remoções são comparáveis

com a remoção média de microesferas obtida no presente estudo (4,47 log) nos ensaios em que foram empregadas condições ótimas de coagulação (doses de quitosana de 0,9 a 1 mg/L e pH de coagulação 6).

Nos experimentos em condição de sub-dosagem a diminuição da eficiência de remoção de microesferas foi em torno de 0,64 log. Essa redução foi baixa em relação com a encontrada no estudo de Brown e Emelko (2009), em que o uso de quitosana em dose 50% inferior à ótima causou redução da remoção de oocistos e microesferas de 2 a 3 log.

De acordo com os resultados reportados, o uso da quitosana em condições de coagulação ótima no tratamento de água com turbidez moderada (~30 uT) promoveu desempenho do filtro ascendente comparável ao observado empregando sulfato de alumínio, em termos de remoção de turbidez média e matéria orgânica. As remoções de microesferas indicaram que se pode esperar uma maior remoção de oocistos empregando quitosana como coagulante. Também, os resultados apontam a que quando empregadas condições de coagulação não ótimas a passagem de partículas similares aos oocistos na água filtrada tende a se incrementar, sobretudo nas condições de super-dosagem.

### 5.2.2 Experimentos com a água de estudo II (AEII)

A caracterização da água de estudo II utilizada nos experimentos de filtração é apresentada na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 Características da AEII

	<b>pH</b>	<b>Turbidez (uT)</b>	<b>Absorbância (cm<sup>-1</sup>)</b>	<b>Alcalinidade (mg/L CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>Cor Verdadeira (uH)</b>	<b>Cor aparente (uH)</b>
Média	7,2	5,89	0,119	19	51	98
Faixa	7,1 - 7,4	5,24 - 7,60	0,103 - 0,145	18 - 20	50 - 53	88 - 121

A referida água de estudo se caracterizou por apresentar turbidez baixa, elevada cor verdadeira e por tanto maior teor de matéria orgânica do que a água de estudo I.

A Tabela 5.5 apresenta um resumo dos sete (7) experimentos desenvolvidos com a água de estudo II. Os experimentos E1, E2, E3, E4 e E6 foram realizados em condição de dosagem ótima; o E5 foi realizado em condição de sub-dosagem e o E7 em condição de super-dosagem de quitosana.

Tabela 5.5 - Resumo dos experimentos de filtração ascendente com a AEII

Exp.	Data	Dose de Quitosana (mg/L)	Cor* aparente AE (uT)	Me. AE (me./L)	pH AE* (corrigido)	pH AC*	pH AF*
1 <sup>(DO)</sup>	16/04/14	4,0	119,5	4,41E+05	8,35	5,78	6,64
2 <sup>(DO)</sup>	18/04/14	3,8	108,7	4,66E+05	8,38	5,82	6,68
3 <sup>(DO)</sup>	22/04/14	3,8	104,6	4,99E+05	8,97	5,85	6,70
4 <sup>(DO)</sup>	8/05/14	3,8	96,2	3,11E+05	9,18	5,71	6,48
5 <sup>(SUB)</sup>	11/06/14	2,0	98,7	2,61E+05	8,92	6,10	6,91
6 <sup>(DO)</sup>	25/06/14	3,5	104,5	4,97E+05	8,08	6,16	6,92
7 <sup>(SPD)</sup>	2/07/14	6,0	92,7	5,01E+05	9,36	6,14	6,76
Média± σ	-	-	103,6±8,9	-	8,75±0,48	5,94±0,19	6,73±0,15

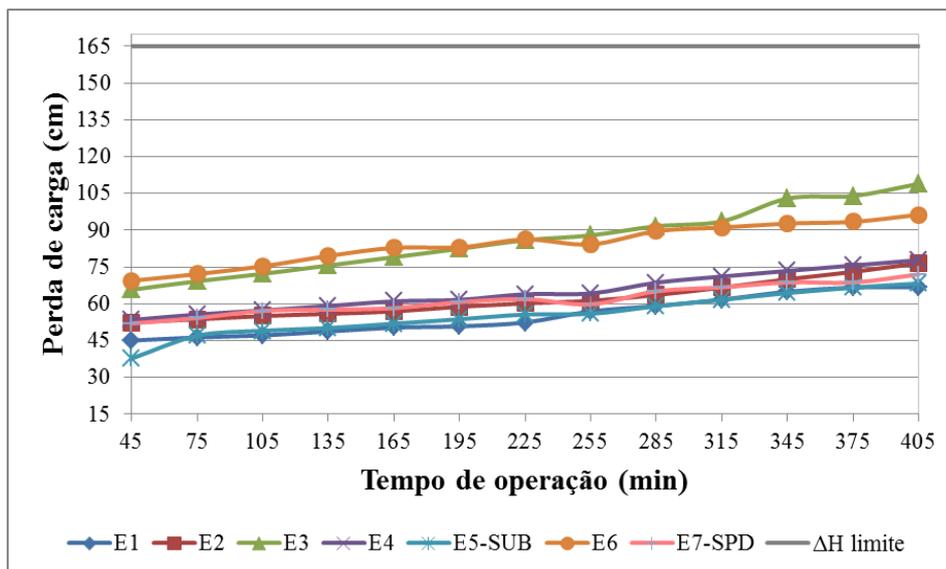
Legenda: AE: água de estudo; AC: água coagulada; AF: água filtrada, DO: dose ótima, SPD: super-dosagem, SUB: sub-dosagem, \* Valores médios (n=12).

As dosagens de coagulante testadas no teste de jarros foram selecionadas a partir dos diagramas de coagulação, apresentados nas Figuras 5.5 e 5.7, e estiveram entre 3,5 e 4,0 mg/L. A dosagem adotada para o experimento do dia era aquela que promovia os menores residuais de cor aparente e turbidez no efluente. Foram adotadas para a condição de sub e super-dosagem, dose 50% inferior e superior à dose ótima, respectivamente.

De acordo com a Tabela 5.6, a maioria dos experimentos foram desenvolvidos na faixa de pH (5,5 - 6,0) definida a partir do diagramas de coagulação de remoção de absorvância e turbidez em função das condições de coagulação testadas, porém nos dois últimos experimentos o valor ótimo do pH de coagulação foi um pouco ultrapassado.

#### 5.2.2.1 Perda de carga

Na Figura 5.15 é apresentada a perda de carga total ao longo da carreira de filtração em cada experimento de filtração com AEII.



Legenda: SUB:sub-dosagem; SPD:super-dosagem, ΔH limite: perda de carga limite  
 Figura 5.15 – Perda de carga total ao longo da carreira de filtração nos experimentos com AEII na taxa de filtração de 120 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d

A partir da Figura 5.15 observa-se uma maior taxa de crescimento de perda de carga quando comparada com as obtidas nos experimentos com a água de estudo I, apresentando uma tendência linear mais acentuada. Este comportamento pode estar associado à maior dose de coagulante utilizada.

Os experimentos E3 e E6, que foram realizados após os experimentos E1 e E2, E4 e E5, respectivamente, apresentaram as maiores perdas de carga, o que sugere que a lavagem não foi adequada para recuperar a carga hidráulica do filtro.

As descargas de fundo realizadas entre os experimentos E3 e E4, E6 e E7 permitiram maior recuperação da carga hidráulica. A maior eficiência na lavagem do filtro realizada após o E4 pode ter levado a uma menor perda de carga inicial no E5.

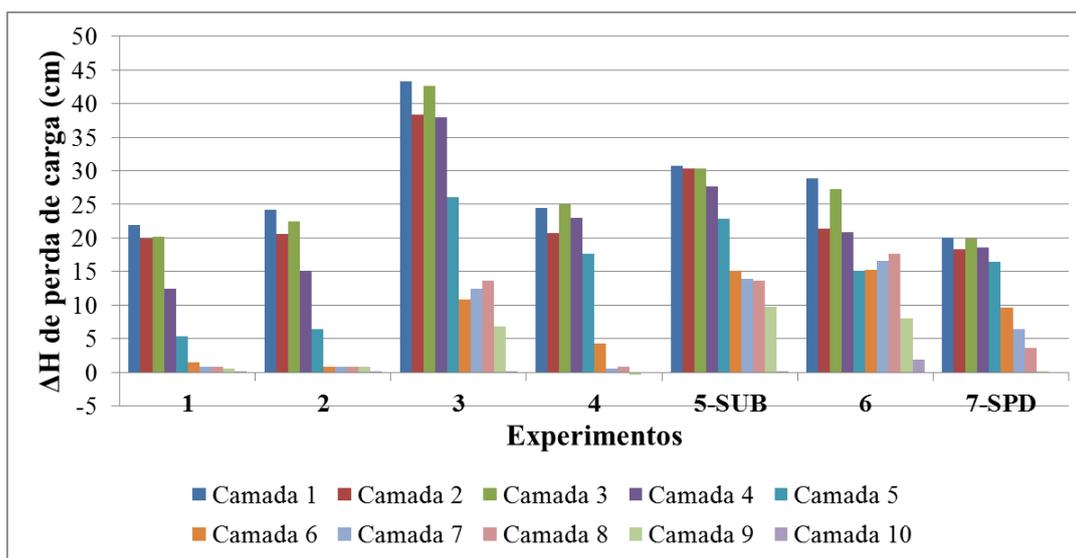
Adicionalmente, não foram observadas diferenças entre o desenvolvimento da perda de carga nos experimentos desenvolvidos em condições não ótimas frente aos desenvolvidos em condições ótimas de coagulação.

No estudo realizado por Edzwald *et al.* (1987) comparando a filtração direta com e sem pré-floculação, foi tratada água do Ríó Grasse (Turbidez: 2,6-3,8 uT, Cor aparente: 115-130 uH, absorvância (UV-254nm): 0,35 cm<sup>-1</sup>) com coagulante polimérico 573C na taxa de filtração de 234 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>d. Foi utilizada dosagem de coagulante de 9 mg/L, na filtração direta

com pré-floculação o pH oscilou entre 6,0 e 6,2, já na filtração direta o pH esteve na faixa de 6,2 a 6,4.

Os autores observaram que a perda de carga na filtração direta apresentou uma tendência de crescimento exponencial que difere do comportamento observado neste estudo utilizando quitosana. Nesta tecnologia, após 7 h de operação do filtro a taxa de crescimento da perda de carga foi de 110 cm. No entanto, a distribuição da perda de carga do experimento desenvolvido em unidade de filtração direta com pré-floculação foi semelhante à observada nos experimentos com água de estudo II desenvolvidos com dose ótima de quitosana, já que após esse mesmo tempo de operação a taxa de crescimento da perda de carga foi de aproximadamente 40 cm, comparável com as taxas observadas neste estudo (26,9 - 43,2 cm), o que pode indicar a efetividade da camada suporte do filtro ascendente como floculador.

A variação da perda de carga por camadas, no período compreendido dos 45 minutos após o início da filtração e o final da filtração para os experimentos realizados com a água de estudo II é ilustrada na Figura 5.16.



Legenda: SUB:sub-dosagem; SPD:super-dosagem.

Figura 5.16 – Variação da perda de carga na camada suporte (camadas 1 a 5) e no meio filtrante (camadas 6 a 10) nos experimentos de filtração com a AEII

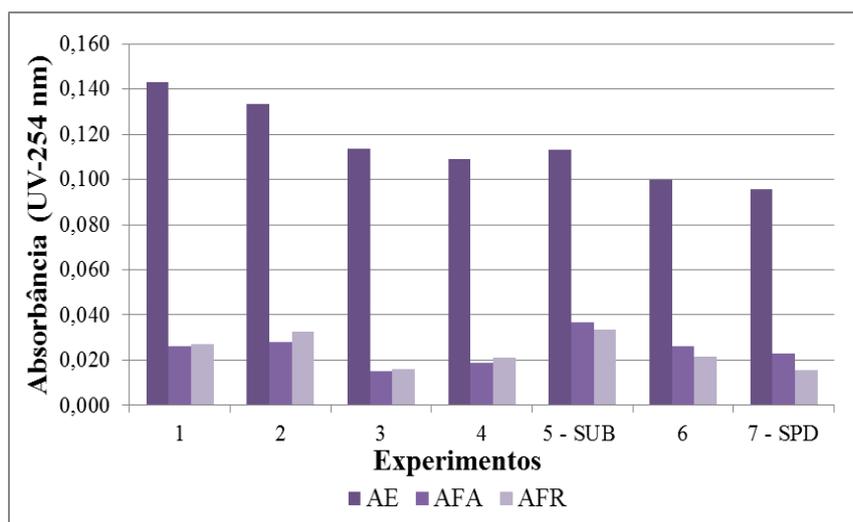
Pode ser constatado que da mesma forma como nos experimentos desenvolvidos com a água de estudo I, as maiores taxas de crescimento da perda de carga se apresentaram nas subcamadas da camada de suporte. Nos experimentos (E3, E5 e E6) houve maior

participação das camadas do meio filtrante na retenção de impurezas associado provavelmente como a maior ocupação do meio filtrante devido à deficiência na lavagem. No caso do E5, em condição de sub-dosagem, além da deficiência na lavagem, a maior quantidade de partículas que não foram desestabilizadas pode ter contribuído para o aumento das perdas de carga nessas camadas. A diferença da água de estudo I, somente foi verificado arraste de material de uma camada para outra em um único experimento, no E4.

#### 5.2.2.2 Absorbância

O parâmetro absorbância (UV-254 nm) está relacionado com o conteúdo de matéria orgânica na água e é relevante por ser indicador de precursores de subprodutos da desinfecção (SPDs) carcinogênicos. Este parâmetro deve ser monitorado na água filtrada com vista a manter os teores de matéria orgânica o suficientemente baixos para minimizar os riscos de formação de SPDs.

Os valores de absorbância (UV-254 nm) medidos nas amostras analisadas nos experimentos de filtração com a água de estudo II podem ser visualizados na Figura 5.17.



Legenda: SUB:sub-dosagem; SPD:super-dosagem.

Figura 5.17 – Medidas de Absorbância nos experimentos de FDA com AEII

Verifica-se a semelhança entre os resultados obtidos nos dois períodos avaliados (amadurecimento e operação regular do filtro), sendo ligeiramente maior a remoção de absorbância durante o período de amadurecimento (AFA) nos experimentos E1, E2, E3, e E4.

Em termos gerais, a remoção de absorvância na água filtrada (AFR) nos experimentos em que foi adotada dose ótima de quitosana se manteve na faixa de 74% a 86%. Este desempenho é comparável com o reportado em trabalhos desenvolvidos por Uyak e Toroz (2007), Wang *et al.* (2013), Garcia e Moreno (2006), utilizando coagulantes a base de sais metálicos no tratamento de água por coagulação/floculação/sedimentação.

Contudo, em termos de remoção de COT, os coagulantes à base de sais metálicos (sulfato de alumínio e cloreto férrico) testados na tecnologia de filtração direta por Saltnes *et al.* (2002) e Eikebrokk e Saltnes (2002), mostraram-se mais eficientes que a quitosana.

A condição de sub-dosagem, testada no E5 promoveu menor desempenho do filtro na remoção deste parâmetro. A remoção foi 29% inferior que a remoção média (80%) obtida nos experimentos em dose ótima de quitosana durante operação regular. Diferente da condição de super-dosagem, que forneceu na água filtrada (AFR) remoção de 84% deste parâmetro, similar à máxima observada entre os experimentos efetuados em condições ótimas (86 %). No entanto, esse comportamento deve ser confirmado em futuros estudos.

Garcia (2011) avaliou a formação de trialometanos após tratamento (coagulação/floculação/sedimentação) empregando coagulação convencional com sulfato de alumínio de duas suspensões sintéticas de ácidos húmicos (da mesma procedência que os utilizados no presente estudo) em água deionizada. Sendo efetuada a mistura rápida em gradiente de velocidade de  $90 \text{ s}^{-1}$  (100 rpm) durante 1 minuto, com gradiente de  $21 \text{ s}^{-1}$  (30 rpm) a floculação por 30 min e 1 hora de sedimentação, em velocidade de sedimentação de 0,16 cm/min.

A suspensão com concentração de 1 mg/L de ácido húmico tinha cor aparente de 32,1 uH e absorvância (UV-254 nm) de  $0,046 \text{ cm}^{-1}$ ; entretanto, a suspensão com 7 mg/L de ácidos húmicos apresentava 199,7 uH de cor aparente e  $0,251 \text{ cm}^{-1}$  de absorvância (UV-254 nm). Residuais de absorvância (UV-254 nm) da ordem de 0,027 e  $0,072 \text{ cm}^{-1}$  no sobrenadante coletado após sedimentação das suspensões com 1 e 7 mg/L de ácidos húmicos se corresponderam com 0,012 e 0,018 mg/L de trialometanos, respectivamente. Esses teores de TAM não excedem o valor de 0,1 mg/L preconizado pela Portaria MS 2914/2011 para água destinada a consumo humano.

Segundo os resultados, a quitosana foi eficiente na remoção de matéria orgânica dissolvida (absorvância UV-254 nm) mesmo em condições não ótimas de coagulação.

### 5.2.2.3 Cor aparente

A cor aparente se constitui em um parâmetro importante não só por fazer parte do padrão de potabilidade organoléptico na Portaria MS 2914/2011 como também por ser parâmetro operacional de controle da qualidade das águas nas estações de tratamento. A referida Portaria estabelece um limite máximo de 15 uH para a cor aparente da água destinada ao consumo humano.

Na Tabela 5.6 são apresentados, os valores médios de cor aparente na água filtrada durante os períodos de amadurecimento e operação regular do filtro, junto com as respectivas remoções atingidas.

Tabela 5.6 – Residuais e remoções de cor aparente nos experimentos com AEII

Exp.	Cor aparente AE (uH)	Cor aparente na água filtrada (uH)		% Remoção de cor	
		AFA	AFR	AFA	AFR
1 <sup>(DO)</sup>	119,5	4,0	2,5	97	98
2 <sup>(DO)</sup>	108,7	4,0	2,8	96	97
3 <sup>(DO)</sup>	104,6	8,7	3,5	92	97
4 <sup>(DO)</sup>	96,2	2,3	1,6	98	98
5 <sup>(SUB)</sup>	98,7	16,0	7,5	84	92
6 <sup>(DO)</sup>	104,5	6,7	2,9	94	97
7 <sup>(SPD)</sup>	92,7	2,0	4,4	98	95

Legenda: SUB:sub-dosagem, SPD:super-dosagem

Pode ser verificado que no E5, realizado em condição de sub-dosagem, o valor médio da cor aparente (16 uH) do efluente filtrado durante o período de amadurecimento não atendeu o limite estabelecido pela legislação. Nesse experimento a dose de quitosana 50% inferior à dose ótima promoveu um vagaroso amadurecimento do filtro que refletiu de forma negativa na remoção de cor aparente durante a carreira de filtração. Para essa condição de coagulação foi verificado acréscimo dos níveis de cor aparente na AFA e AFR de respectivamente, 10,86 uH (11%) e 5 uH (5%) com respeito dos residuais medias obtidos (AFA – 5,14 e AFR – 2,66 uH) nos experimentos efetuados em condições ótimas de coagulação.

Entretanto, na condição de super-dosagem, avaliada no E7, houve diminuição da remoção após o período de amadurecimento, se incrementando o residual de cor aparente em 1,8 uH

(2%) na água filtrada (AFR), quando confrontado com o residual médio alcançado empregando dose ótima de quitosana.

Os resultados obtidos no presente estudo divergem dos encontrados nos trabalhos de Eikebrokk (1999), Hakonsen *et al.* (2005), e Eikebrokk e Saltnes (2002).

Os valores de cor aparente observados neste estudo foram superiores aos reportados por Hakonsen *et al.* (2005) com remoção de cor aparente de 84 % no tratamento por filtração direta descendente de água natural com 48,0 uH devida à presença de NOM utilizando 4,5 mg/L de quitosana.

Nas amostras de água filtrada durante a operação estável do filtro os níveis de cor verdadeira (resultados não apresentados) não ultrapassaram de 5,0 uH. Se obtendo maior remoção que a conseguida por Eikebrokk (1999) e Eikebrokk e Saltnes (2002), de 80%, referente a cor verdadeira residual de 9,0 uH no tratamento por filtração direta de água bruta apresentando também 50 uH de cor verdadeira (induzida pela adição de MON) e utilizando doses de quitosana de 7,5 e 5,8 mg/L e pH de coagulação de 5,5 e 6,6, respectivamente. No entanto, o maior desempenho observado neste trabalho pode estar relacionado com a maior facilidade de remoção dos ácidos húmicos em comparação com a remoção de outras frações da matéria orgânica natural.

Em linhas gerais, a quitosana foi efetiva na remoção de cor aparente, com percentuais de remoção superiores a 97% e residuais médios de cor aparente na água filtrada (AFR) que variaram de 1,6 a 3,5 uH, quando adotadas condições ótimas de coagulação.

#### 5.2.2.4 Turbidez

Em vistas a fornecer água para consumo com a qualidade adequada, é necessário que a água filtrada atenda ao padrão de potabilidade não só em relação à cor aparente, mas também em relação à turbidez. Nos experimentos realizados com a água de estudo I (AEI) a água filtrada (AFR) apresentou valores médios de turbidez residual na faixa de 0,21 - 0,51 uT, com valores que foram superiores ao padrão de potabilidade.

Os residuais médios de turbidez observados durante operação regular do filtro nos experimentos com a água de estudo II estão exibidos na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Turbidez da água de estudo e turbidez residual nos experimentos de FDA com a água de estudo II

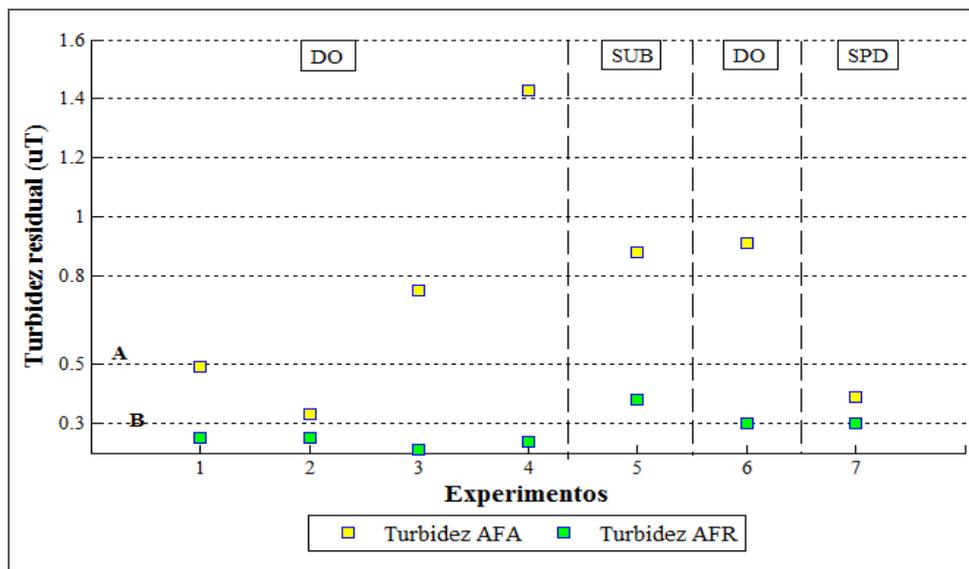
Exp.	Turbidez média AE (uT)	Turbidez residual na AFR			Remoção média %
		Variação	Média	CV	
1 <sup>(DO)</sup>	6,11	0,17-0,43	0,25	0,34	95,87
2 <sup>(DO)</sup>	5,86	0,19-0,32	0,25	0,15	95,73
3 <sup>(DO)</sup>	5,48	0,13-0,32	0,21	0,26	96,11
4 <sup>(DO)</sup>	5,25	0,15-0,29	0,24	0,18	95,48
5 <sup>(SUB)</sup>	5,24	0,28-0,67	0,38	0,28	92,76
6 <sup>(DO)</sup>	7,6	0,24-0,48	0,30	0,19	96,06
7 <sup>(SPD)</sup>	5,76	0,24-0,39	0,30	0,14	94,82

Legenda: AE-água de estudo; AFR-água filtrada no período regular de operação; <sup>(DO)</sup>Dose ótima; <sup>(SPD)</sup>Super-dosagem; <sup>(SUB)</sup>Sub-dosagem; CV: coeficiente de variação.

Pode ser constatado que em todos os experimentos os valores de turbidez residual média atenderam ao limite de 0,5 uT estabelecido pela Portaria MS 2914/2011 para efluentes de filtros rápidos. Além disso, em quase todos os experimentos, a exceção do E5 em condição de sub-dosagem, foi atingido nível de turbidez inferior ou igual a 0,3 uT prescrito pela legislação brasileira para efluentes de filtros rápidos quando a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. apresenta valor médio a partir de 3,0 oocistos/L na água bruta nos pontos de captação de água do manancial de abastecimento. Este desempenho no E5 pode ter sido decorrente da reduzida carga catiônica de coagulante disponível para desestabilizar as partículas presentes na água de estudo.

Como pode ser observado na Figura 5.18, nos experimentos com a água de estudo II os níveis de turbidez médios na água filtrada durante o período de amadurecimento (AFA) foram menores que os atingidos com a água de estudo I neste mesmo período (0,6-14,0 uT). No entanto, estes valores sempre se mantiveram acima do padrão de potabilidade de 0,3 uT.

Em geral, a quitosana apresentou bom desempenho na remoção de turbidez, ainda nas condições não ótimas. No entanto, durante operação regular do filtro foi notado no E5 em condição de sub-dosagem, incremento de 0,13 uT (52%) na turbidez residual com relação à média (0,25 uT) dos experimentos desenvolvidos em condições ótimas.

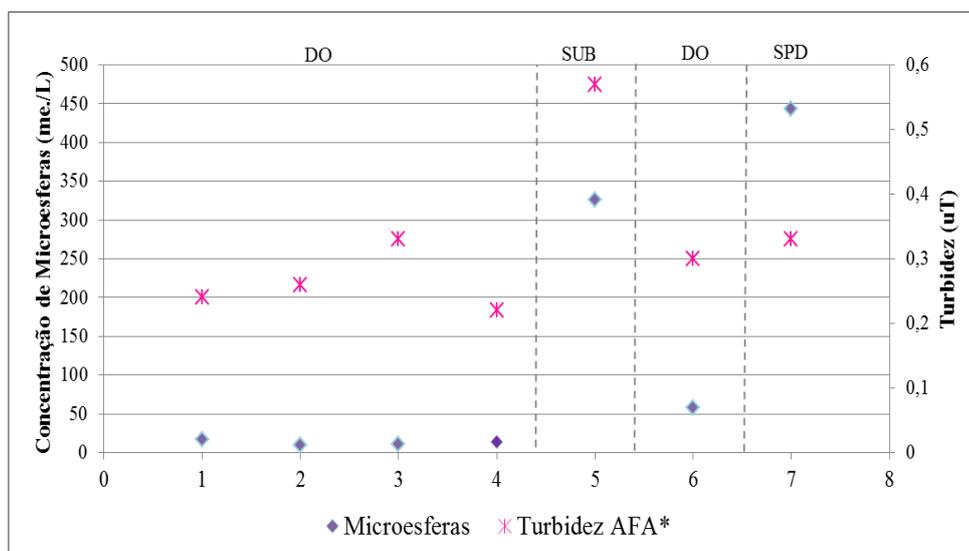


Legenda: (A) turbidez exigida para efluentes de filtros rápidos; (B) turbidez recomendada para ponto de captação de água com concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp.  $\geq 3.0$  oocistos/L; DO:Dose ótima; SPD:Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem.

Figura 5.18 – Turbidez média da água filtrada no período de amadurecimento (AFA) e na operação regular do filtro (AFR) nos experimentos com AEII

### 5.2.2.5 Microesferas

Nas Figuras 5.19 e 5.20 encontram-se, respectivamente, os resultados das concentrações de microesferas nas amostras referentes ao período de amadurecimento (AFA) e de operação regular do filtro (AFR\_1h), com os residuais de turbidez correspondentes.

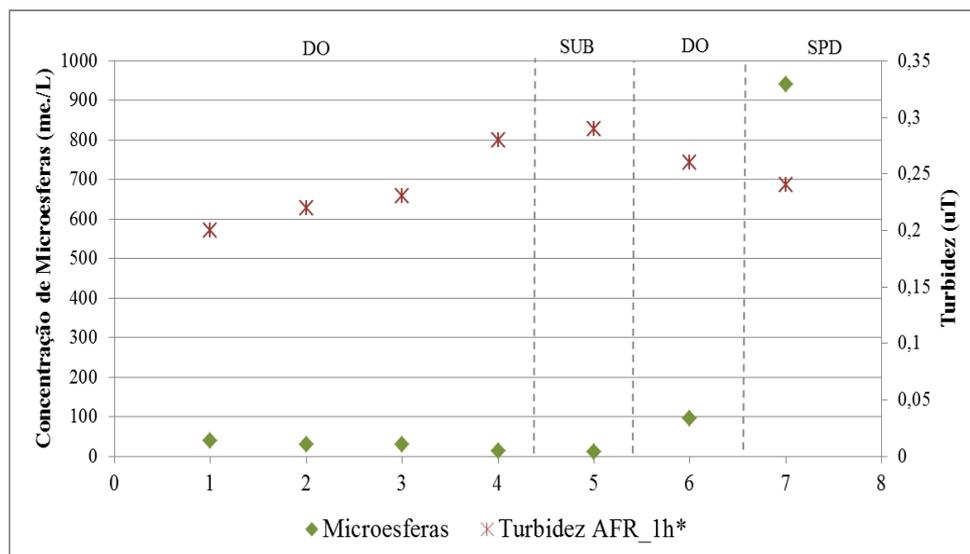


Legenda: DO:Dose ótima; SPD:Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem,\* Valores de turbidez específicos para o tempo próximo à amostragem das microesferas.

Figura 5.19 -Residuais de turbidez e microesferas nas amostras e água filtrada no período de amadurecimento (AFA)

Pode-se notar na Figura 5.19, que na maioria dos experimentos efetuados com dose ótima (exceto o E3), a turbidez da água filtrada (AFA) atingiu valores próximos a 0,3 uT, atendendo ao preconizado pela legislação brasileira. Dentre estes experimentos, o E6 se caracterizou por fornecer maior concentração de microesferas do que o resto de experimentos, mesmo apresentando nível de turbidez de 0,3 uT na água filtrada (AFA). De acordo com o trabalho de Kim (2004), tais variações no comportamento da remoção de microesferas e turbidez em cada experimento se apresentariam pelo desenvolvimento de padrões de captura de partículas em faixas de tamanho específico, que podem ser diferentes mesmo quando é empregada a mesma dose de coagulante.

Em comparação aos experimentos efetuados com dose ótima, os experimentos desenvolvidos em condições não ótimas de coagulação (E5, E7) forneceram maiores concentrações de partículas similares aos oocistos no efluente (AFA) junto com residuais de turbidez que não atenderam ao padrão de 0,3 uT. Sendo observada baixa relação entre os parâmetros turbidez e microesferas, pois no E7 apesar de apresentar menor valor de turbidez residual do que no E5, a concentração de microesferas foi maior.



Legenda: DO:Dose ótima; SPD:Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem, \* Valores de turbidez específicos para o tempo próximo à amostragem das microesferas.

Figura 5.20 - Residuais de turbidez e microesferas na água filtrada no período de operação regular do filtro (AFR\_1h)

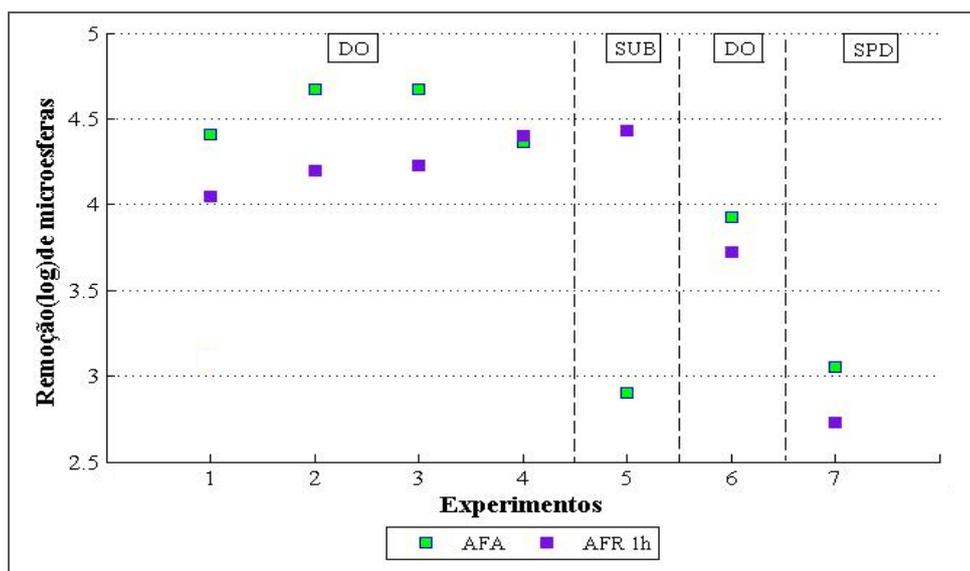
Constata-se na Figura 5.20 que durante a coleta das amostras para determinação da concentração de microesferas no período de operação regular do filtro (AFR\_1h), a turbidez residual foi inferior a 0,3 uT em todos os experimentos de filtração; contudo,

nesse nível de turbidez foram detectadas microesferas nos efluentes em todas as condições experimentais.

As concentrações de partículas similares aos oocistos (1300 – 9600 me./100 L) encontradas no efluente dos experimentos desenvolvidos com dose ótima de quitosana foram em grande parte, superiores à concentração limite (0,003 ooc./100 L) para um risco baixo de infecção de  $10^{-4}$  recomendado pela OMS (2009).

Ainda na Figura 5.20 verifica-se que no E5 em condição de sub-dosagem foi obtida a menor concentração de microesferas, e a maior concentração deste parâmetro foi observada no E7 em condição de super-dosagem. O E5 se caracterizou por apresentar melhora do seu desempenho com o tempo, é possível que por isso tenha atingido no período de operação regular remoção similar aos experimentos efetuados com dose ótima. Contudo, devem ser realizados ensaios adicionais para confirmar tal comportamento.

As remoções logarítmicas de microesferas atingidas nos dois períodos avaliados encontram-se na Figura 5.21.



Legenda: DO:Dose ótima; SPD:Super-dosagem; SUB:Sub-dosagem.

Figura 5.21 – Remoção (log) de microesferas nos experimentos de FDA com AEII

Pode ser evidenciado que na maioria dos experimentos de filtração, com exceção dos experimentos E4 e E5, ocorreu maior remoção de microesferas no período inicial da

carreira de filtração, com diminuição da remoção de 0,2 a 0,5 log no período de operação regular.

No E4 as remoções em ambos os períodos foram muito próximas, e no E5 em condição de sub-dosagem, houve remoção apreciável destas partículas durante o período de operação regular do filtro, acompanhando do desempenho observado nos parâmetros já analisados. Neste experimento (E5), o amadurecimento do filtro foi mais lento, os mecanismos de aderência não foram eficientes no início da carreira (AFA) apresentando baixa remoção de microesferas (2,9 log) nesse período. Desta forma, o fato de não ocorrer completa desestabilização das partículas pode ter sido a causa desse comportamento, ou seja, pode ter ocorrido redução do potencial elétrico das partículas, porém essa redução não foi suficiente para a efetiva atração entre as partículas e os grãos coletores.

No entanto, nesse mesmo experimento foi atingida remoção de microesferas (4,43 log) durante o período regular do filtro (AFR\_1h), comparável com as remoções conseguidas nos experimentos em condições ótimas, que variaram entre 3,72 e 4,40 log.

A condição de super-dosagem avaliada no E7 refletiu negativamente em ambos os períodos de operação, sendo observadas reduções na remoção de microesferas de 1,35 log e 1,39 log, respectivamente, no amadurecimento e na operação regular do filtro em relação às remoções médias (AFA: 4,40 log, AFR\_1h: 4,12 log) obtidas nas condições ótimas. Segundo Bratskaya *et al.* (2002), o excesso de quitosana, pode levar à ré-estabilização da suspensão de ácidos húmicos comprometendo o processo de floculação e, por consequência, a remoção de partículas.

Quando comparada com os experimentos desenvolvidos em condições similares, a dose de 3,5 mg/L de quitosana utilizada no E6, foi a que promoveu o mais baixo desempenho do filtro na remoção de partículas similares aos oocistos, mostrando que a dose adequada para a remoção de cor não foi a indicada para a remoção dessas partículas. Deste modo, nas amostras de AFA e AFR\_1h foi observada diminuição de 0,6 e 0,5 log respectivamente, com relação às remoções médias obtidas (AFA: 4,527 log, AFR\_1h: 4,214 log) no resto dos experimentos desenvolvidos em condições ótimas (E1, E2, E3 e E4).

Segundo Dai e Hozalski (2003) a matéria orgânica pode ser adsorvida na superfície das partículas coloidais presentes na água mediante interações hidrofóbicas e, devido a que essas substâncias contêm grupos funcionais hidrofóbicos e hidrofílicos, sua adsorção pode

alterar as propriedades eletrocinéticas das partículas. Dessa forma, a matéria orgânica tende a diminuir a hidrofobicidade das microesferas.

Na mesma pesquisa, Dai e Hozalski (2003) também constataram que a pré-adsorção da matéria orgânica provoca um aumento da carga negativa das microesferas o que provavelmente eleva a força eletrostática repulsiva entre o meio filtrante e essas partículas, afetando-se o desempenho do filtro.

No presente trabalho, o fato das microesferas terem permanecido no reservatório com água de estudo II alcalinizada, em condições de pH elevado (pH ~8,4), pode ter favorecido a pré-adsorção da matéria orgânica na superfície dessas partículas e o conseqüente incremento de sua carga negativa. Dessa forma, as microesferas alimentadas no filtro durante o período regular, que permaneceram mais tempo no reservatório, podem ter apresentado maior carga negativa que as microesferas alimentadas no amadurecimento. É provável que a dose de quitosana já não fosse adequada para a desestabilização dessas partículas, o que poder ter causado na elevação do residual de microesferas na água filtrada durante o referido período de operação.

Rebhun *et al.* (1984), desenvolveram experimentos de filtração direta utilizando sulfato de alumínio no tratamento de suspensões de ácidos húmicos e de caulinita. Os autores observaram a fragilidade e a pobre sedimentabilidade dos flocos alumino-húmicos em comparação à resistência dos flocos de natureza alumino-mineral. O filtro empregado no estudo apresentava meio filtrante com profundidade de 15 cm e tamanho meio dos grãos de areia de 0,62 mm. A filtração direta de suspensões de ácidos húmicos em concentração de 10 mg/L, proporcionou carreiras de filtração curtas (3 - 4h) devido ao transpasse prematuro de partículas. Entretanto, no tratamento de água com turbidez mineral o transpasse de partículas no filtro ocorreu somente após 8-10 horas.

Segundo Jarvis *et al.* (2005), a reduzida resistência dos flocos húmicos indica um maior grau de repulsão no interior da matriz dos flocos. Os autores associaram a maior repulsão à existência na água de compostos orgânicos diferentes cujas moléculas exibem diferenças nas cargas e na hidrofobicidade. Portanto, enquanto alguns compostos podem ser eficazmente desestabilizados pelos coagulantes, podem existir regiões de carga similar dentro do floco que causam aumento das forças repulsivas.

Com base nessas hipóteses, se os flocos formados após a coagulação da água de estudo II não foram resistentes, provavelmente suas interações com as microesferas foram fracas, devido à existência de forças repulsivas entre ambos. Com o aumento das forças de cisalhamento no decorrer da carreira de filtração estas partículas podem ter sido susceptíveis ao desprendimento, se apresentando maior passagem durante o período de operação regular do filtro.

As remoções de microesferas atingidas nos ensaios de filtração da água de estudo II estiveram mais distantes que as obtidas com a água de estudo I de atingir a remoção de 5,5 log, recomendada pela USEPA (2006) para a tecnologia de filtração direta quando tratada água com concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* a partir de 3,0 ooc./L. Como este limiar não foi atingido seria necessário a introdução de uma etapa adicional para atingir essa eficiência.

Os resultados observados com a água de estudo II mostraram que quando adotadas condições de coagulação ótimas o desempenho do filtro durante operação regular, foi satisfatório em termos de remoção de turbidez, absorvância (UV-254nm) e cor aparente. Entretanto, em relação à remoção de microesferas, os resultados indicam que o tratamento de água com cor elevada pode comprometer a eficácia do filtro na remoção de partículas com tamanho similar aos oocistos de *Cryptosporidium*. A máxima eficiência encontrada nos experimentos com a água de estudo II (4,43) não foi atingida em condições ótimas de coagulação e foi meio log inferior que a remoção máxima obtida nos experimentos com a água de estudo I (4,91 log).

O procedimento ideal para escolher a dose ótima de quitosana teria-sido desenvolver ensaios em escala de bancada incluindo as microesferas na água a ser tratada para estabelecer um compromisso entre a remoção da cor, a turbidez e as microesferas.

Quanto às condições não ótimas de coagulação, a condição de super-dosagem resultou no decréscimo da eficiência do filtro na remoção de microesferas. Entretanto, a condição de sub-dosagem causou redução na remoção de turbidez, cor aparente e absorvância.

### **5.2.3 Análise estatística dos resultados dos ensaios de filtração**

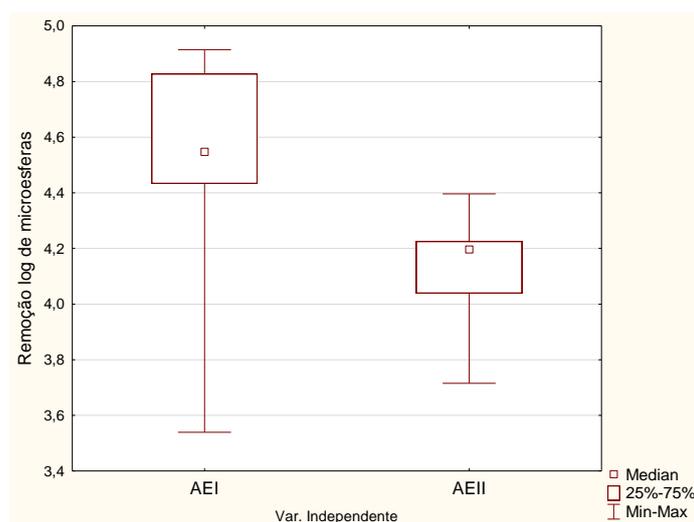
Para avaliar se a remoção de microesferas pela filtração ascendente precedida pela coagulação com quitosana, quando utilizada em dose ótima, foi influenciada de forma

estatisticamente significativa pelas características das águas de estudo avaliadas, foi aplicado o teste não paramétrico U de Mann-Whitney (M-W). No teste foram apenas utilizados os resultados de remoção log de microesferas dos experimentos desenvolvidos em condições ótimas de coagulação de cada no tratamento de cada água de estudo. Os resultados do teste estão apresentados na Tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Comparação das remoções (log) de microesferas com o Teste Mann-Whitney para duas variáveis independentes

Variável	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	p	N1	N2
Remoções de microesferas	46,0	20,0	5,0	0,08	6	5

De acordo com a Tabela de valores críticos do teste U Mann-Whitney, para  $N1 = 6$  e  $N2 = 5$ , corresponde um U crítico igual a 3, e como o U calculado (5,0) foi maior que o U crítico, pode se considerar que para um nível de 95% de confiança ( $p = 0,08$ ) os dois grupos pertencem a uma mesma população e por tanto as diferenças nas remoções log de microesferas em ambas as águas de estudo não foram estatisticamente significativas. As remoções log para cada água de estudo estão representadas na Figura 5.22.



Legenda: Coeficiente de variação: AEI – 0,11; AEII – 0,06.

Figura 5.22 – Gráfico Box plot das remoções log de microesferas em condições ótimas de coagulação, para as águas de estudo AEI e AEII

Verifica-se que as remoções de microesferas obtidas com a água de estudo I apresentaram uma maior variação em relação à media em comparação às remoções alcançadas quando tratada água de estudo II (AEII).

Como pode ser observado no gráfico box plot (Figura 5.22) as medianas das remoções log para cada água de estudo foram muito próximas, 4,5 e 4,2 log, respectivamente, para a água de estudo I e a água de estudo II. Nota-se também, que na água de estudo I, o 75% das remoções foram inferiores a 4,43 log e que apenas 25% dos valores de remoção de microesferas estiveram acima de 4,82 log. Já para a água de estudo II, a maioria das remoções (75%) foram inferiores de 4,04 log e as restantes (25%) estiveram acima de 4,22 log. Esses resultados corroboram o resultado do teste U Mann-Whitman de que as características das águas de estudo AEI e AEII, turbidez moderada e cor elevada, não influenciam de forma estatisticamente significativa na eficiência de remoção de microesferas pelo filtro ascendente precedido pela coagulação com dose ótima de quitosana.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os diagramas de coagulação da água de estudo I revelaram que a quitosana é eficiente na remoção de turbidez, absorvância (UV-254 nm) e cor verdadeira. Porém a região de máxima eficiência de remoção de turbidez (doses entre 1,0 e 1,5 mg/L e valores de pH entre 5,0 e 6,3) com níveis de turbidez residual de até 0,5 uT, não coincidiu com as condições de maior remoção de absorvância e cor verdadeira, nessa região apenas na dose de 1 mg/L foram atingidas remoções em torno de 30% e 60% de absorvância e cor verdadeira, respectivamente.

Para a água de estudo II, os diagramas de coagulação indicaram que a quitosana é efetiva na remoção de absorvância (UV-254 nm) e turbidez. Este coagulante foi capaz de fornecer residuais de absorvância (UV-254 nm), inferiores a 0,03, e valores de turbidez de até 0,5 uT na faixa de valores de pH de 5,0 a 6,0 e doses de quitosana entre 3,0 e 6,0 mg/L.

Os dados obtidos com a água de estudo I (AEI) apontam a que no período de amadurecimento, as remoções de microesferas podem ser até 1,35 log inferiores que as alcançadas durante operação regular do filtro. Entretanto, com a água de estudo de natureza orgânica (AEII) as remoções durante este período, foram até 0,5 log superiores às obtidas durante operação regular do sistema.

Resultados não satisfatórios foram obtidos nos experimentos de filtração conduzidos com a água com turbidez moderada (AEI) e dose ótima de quitosana (0,9 a 1,0 mg/L), uma vez que só 50% destes experimentos produziram durante operação regular, efluente com turbidez média inferior a 0,3 uT. O desempenho pobre do filtro possivelmente esteve associado às variações no pH de coagulação durante os ensaios de filtração. Nessas mesmas condições foram obtidas remoções de microesferas entre 3,54 e 4,91 log e remoção média de absorvância (UV-254nm) de 48% durante o período de operação regular do filtro.

As condições de super-dosagem, de 20 e 70 % acima da ótima, avaliadas no tratamento da água com turbidez moderada (AEI) comprometeram o desempenho do filtro. Essas condições de coagulação resultaram em turbidez residual média na operação regular do filtro que não atendeu ao padrão de potabilidade. Estas condições também afetaram a remoção de microesferas com redução de 0,84 e 3,86 log, respectivamente, quando confrontadas com as condições ótimas de coagulação.

O emprego de dose de quitosana 50 % inferior à ótima, forneceu desempenho satisfatório do filtro em termos de remoção de turbidez, porém na condição mais crítica de sub-dosagem (70% inferior à dose ótima) o desempenho do filtro foi comprometido, verificando-se turbidez residual acima do padrão de potabilidade. Independente da condição de sub-dosagem, a remoção de partículas com tamanho similar aos oocistos foi afetada. Para essas condições foi obtida uma remoção 0,64 log menor em relação aos experimentos efetuados com dose ótima de quitosana. Os resultados indicam que em tais condições de coagulação a filtração ascendente pode não ser suficiente para reduzir a concentração de partículas com dimensões similares aos oocistos de *Cryptosporidium* a níveis que sejam seguros para o consumo da água produzida.

Os experimentos efetuados em condições não ótimas de coagulação com a água de estudo I apresentaram desempenho comparável em termos de remoção de absorvância (UV-254 nm) àqueles desenvolvidos com dose ótima de quitosana.

Para água de estudo II (AEII), os experimentos conduzidos em condições ótimas de coagulação ofereceram resultados satisfatórios quanto à remoção de turbidez, matéria orgânica e cor aparente. Nesses ensaios, foi produzida na maior parte do tempo água filtrada com turbidez que não ultrapassou de 0,3 uT atendendo ao padrão de potabilidade mesmo em situações em que o manancial apresenta concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* a partir de 3 ooc/L. Nesses experimentos as remoções de microesferas variaram entre 3,72 e 4,4 log. E as remoções médias de matéria orgânica e cor aparente, foram de 80 e 97,5 %, respectivamente.

O emprego de uma dose 50% superior à ótima no tratamento da água de estudo II (AEII), embora tenha resultado em bom desempenho do filtro em termos de turbidez, promoveu remoção 1,39 log menor de microesferas com relação às remoções atingidas em condições ótimas.

Já o emprego de uma dose 50% inferior à ótima refletiu em incremento de 52% da turbidez residual média com respeito à atingida com dose ótima de coagulante. Apesar disso, foi alcançada remoção de microesferas (4,43 log) comparável às remoções atingidas com dose ótima de quitosana.

Quanto à remoção de matéria orgânica, a condição de dose 50% superior à ótima, proporcionou remoção deste parâmetro similar à máxima remoção observada entre os

experimentos desenvolvidos com dose ótima de quitosana. Entretanto, a redução deste parâmetro 29% inferior à obtida nas condições ótimas, foi evidenciada empregando dosagem de quitosana 50% inferior à ótima.

Considerando as microesferas substitutos apropriados dos oocistos, tem-se, de forma geral, para as águas de estudo avaliadas, que apesar de terem sido inoculadas microesferas em concentrações superiores às encontradas nos mananciais, não foi produzida durante os ensaios de filtração em condições ótimas, água microbiologicamente segura que atendesse ao nível de risco de contaminação por oocistos de *Cryptosporidium* recomendado pela OMS (2009) e a USEPA (2006). Os estudos apontam a que a tecnologia de filtração direta ascendente não é suficiente para atingir a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* requerida (5,5 log) quando se apresentam concentrações de 3,0 ooc./L no manancial de água para abastecimento, sendo necessária uma tecnologia de tratamento adicional.

O teste U de Mann Whitney mostrou que nas condições ótimas de coagulação com quitosana empregadas na água de estudo I e a água de estudo II o desempenho do filtro ascendente na remoção de microesferas não foi significativamente influenciado pelas características das águas de estudo.

Com base na experiência adquirida com este trabalho e as dificuldades e observações verificadas ao longo do mesmo, são propostas as seguintes recomendações para futuras pesquisas:

- Estudar em escala de bancada a influência da qualidade da água na remoção de microesferas de poliestireno, e os mecanismos envolvidos.
- Avaliar em ensaios de filtração ascendente as remoções de oocistos e microesferas inoculados na água de estudo em concentrações semelhantes.
- Realizar maior número de experimentos para cada condição de coagulação estudada, e corroborar a sua influência na remoção de microesferas.
- Acompanhar os experimentos de filtração com medidas de potencial zeta e contagem de partículas para avaliar o transpasse de partículas com tamanho similar aos oocistos de *Cryptosporidium* no filtro ascendente.

- Avaliar a remoção de microesferas realizando um maior número de amostragens tanto na água de estudo como na água filtrada.
- Estudar a influência de taxas de filtração maiores ou menores na remoção de microesferas.
- Avaliar o uso da quitosana junto com coagulantes a base de sais metálicos, como o sulfato de alumínio na tecnologia de filtração direta ascendente.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- American Public Health Association (APHA). (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21<sup>a</sup> Ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Brasil (2011). Ministério da Saúde. Portaria N° 2914 de 12 de Dezembro de 2011: “Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2011.
- Bratskaya S.; Schwarz S.; Chervonetsky D. (2004). “Comparative study of humic acids flocculation with chitosan hydrochloride and chitosan glutamate”. *Water Research*. **38**. 2955–2961.
- Bratskaya S. Y., Avramenko V. A., Sukhoverkhov S. V., Schwarz S. (2002). “Flocculation of Humic Substances and Their Derivatives with Chitosan”. *Colloid Journal*. **64** (6), 681–685.
- Bolto B., Gregory J. (2007). “Organic polyelectrolytes in water treatment”. *Water Research*. **41**, 2301 – 2324.
- Brown, T. J. e Emelko, M. B. (2009). “Chitosan and metal salt coagulant impacts on *Cryptosporidium* and microsphere removal by filtration”. *Water Research*, **43**, 331-338.
- Capelete, B. C., Brandão, C. CS. (2013). “Evaluation of trihalomethane formation in treatment of water containing *Microcystis aeruginosa* using chitosan as coagulant”. *Water Science & Technology: Water Supply*, **13** (4), 1167-1173.
- Carvalho, M.J. (2008). *Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, 154p.
- Cerqueira, D.A. (2008). *Remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e de indicadores no tratamento de água por Ciclo Completo, Filtração Direta Descendente e Dupla Filtração, em escala piloto*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

- Costa dos Santos E.P.C; Teixeira A.R.; Almeida C.P; Libanio M; De Pádua V.L. (2007). “Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente”. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. **12** (4).
- Cruz V., C. H.(1993). *Filtração Direta Ascendente com Alta Taxa*, Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil.
- 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.
- Dai, X. e Hozalski, R.M. (2003). “Evaluation of Microspheres as surrogates for *Cryptosporidium parvum* oocyst in filtration experiments”. *Environmental Science Technology*. **37**, 1037-1042.
- Di Bernardo, L. e Mendes, C.G.N. (1986). “Coagulação e filtração direta ascendente”. *Revista DAE* , **145** (46), 202-208.
- Di Bernardo, L. (coord.); Mendes, C.G.N.; 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, 480p.
- Di Bernardo, L. e Paz, L. P. (2009). *Seleção de alternativas de tratamento de água*. LDiBe. Vol. 1. Edição. São Carlos, S. P., Brasil, 790 p.
- Di Bernardo, L. e Dantas, A. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Rima. Vol 1. 2ª Edição. São Carlos, São Paulo, Brasil, 792 p.
- Di Bernardo, L. e Dantas, A. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Rima. Vol 2. 2ª Edição. São Carlos, São Paulo, Brasil, 792 p.
- Divakaran, V.N e Pillai, R. (2001). “Flocculation of kaolinite suspensions in water by chitosan”. *Water Research*, **35** (16), 3904-3908.
- Edwards, G. A.; Amirtharajah, A. (1985). “Removing color caused by humic acid”. *JAWWA*, **77** ( 3), 50 – 57.
- Edzwald J. K., William C. Becker, Tambini S.J. (1987). “Organics, Polymers, and Performance in Direct Filtration, *Journal of Environmental Engineering*, **113**(1), 167-185.
- Edzwald J. K., (2011). *Water quality and Treatment, A handbook on drinking water*, American Water Works Association. Mc Graw Hill. Sixth edition, New York, E.U.A, 1696 p.

- Eikebrokk, B.(1999) “Coagulation-direct filtration of soft, low alkalinity humic waters”. *Water Science and Technology*. **40**(9), 55-62.
- Eikebrokk, B. Saltnes, T. (2002). “NOM removal from drinking water by chitosan coagulation and filtration through lightweight expanded clay aggregate filters”. *Water Science and Technology: Water Supply*. **51** (6), 323-332.
- Emelko, M.B. (2003). “Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual and tri-media filtration”. *Water Research*, **37**(12), 2998-3008.
- Emelko, M.B.; Huck, P.M. (2004). “Microspheres as surrogates for *Cryptosporidium* filtration”. *Journal American Water Works Association*, **26** (3), 94 – 105.
- Emelko, M.B; Huck, P.M.; Coffey, B.M. (2005). “Review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration”. *JAWWA*, **97** (12), 101-116.
- Fagundes, A. P. (2006). *Remoção de Oocistos de Cryptosporidium por filtração direta – Influência de alguns aspectos operacionais*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 144 p.
- Fernandes, N.M.G. (2007). *Influência do pH de coagulação e Dosagem de Sulfato de Alumínio na Remoção de Oocistos de Cryptosporidium por Filtração Direta Descendente*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, DF, 144p.
- Fonseca, B., Ferraz, G., Ginoris, Y., Nascimento, M., Brandão, C. CS. (2014). Avaliação do desempenho da quitosana como coagulante no tratamento de água por filtração direta ascendente. *Anais do XII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal, Brasil.
- García, I. (2011). *Removal of humic acid by coagulation and flocculation with chitosan in Removal of Natural Organic Matter to reduce the presence of trihalomethanes in drinking water*. Paper IV. Doctoral Thesis in Chemical Engineering. Royal Institute of Technology. Stockholm, Sweden.
- García, I. e Moreno L. (2006). “Presence of trihalomethanes in Drinking Water Plants in Nicaragua”. *Journal of Water Supply Research and Technology-AQUA*. **55** (3). 221-231.
- Ghernaout D. (2014). “The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review”. *Journal of King Saud University - Science*, **26**, 169-180.

- Guibal, E., Van Vooren, M., Dempsey, B.A., Roussy, J. (2006). "A review of the use of chitosan for the removal of particulate and dissolved contaminants". *Separation Science and Technology*. **41** (11), pp. 2487-2514.
- Gu, X. e Evans, L. J. (2008). "Surface complexation modelling of Cd(II), Cu(II), Ni(II), Pb(II) adn Zn(II) adsorption onto kaolinite". *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **72**, 267-276.
- Gupta V., Hampton M. A., Stokes J. R., Nguyen A. V., Miller J. D. (2011). "Particle interactions in kaolinite suspensions and corresponding aggregate structures". *Journal of Colloid and Interface Science*. **359**, 95–103.
- Hakonsen T., Ratnaweera H., Lindholm O. (2008). The use of chitosan in water treatment- An evaluation of practical application, Natural Organic Matter: From source to tap, Conference Proceedings. Bath, UK. 2-4th September. 123-134.
- Hendricks, D., Clunie, W., Sturbaum, G., Klein, D., Champlin, T., Kugrens, P., Hirsch, J., McCourt, B., Nordby, G., Sobsey, M., Hunt, D., e Allen, M. (2005). "Filtration Removals of Microorganisms and Particles." *J. Environ. Eng.*, 131(12), 1621–1632.
- Hu, C. Y., Lo, S.L, Chang, C.H., Chen, F.L., Wu, Y.D., Ma, J.L.(2013). "Treatment of highly turbid water using chitosan and aluminum salts". *Separation and Purification Technology*.**104**, 322-326.
- Huang, C. e Chen, Y.(1996). "Coagulation of colloidal particles in water by Chitosan". *J. Chem. Tech. Biotechnol.* **66**, 227-232.
- Huck, P.M.; Coffey, B.M.; Emelko, M.B.; Maurizio, D. (2002). "Effects of filter operation on cryptosporidium removal". *JAWWA*. **94**(6). 97-111.
- Ives, K.J. (1969). "Theory of Filtration". Specialsubject N7, International Water Supply Association, Eighth Congress in Viena, Austria.
- Ives, K.J. (1975). "The Scientific Basis of Filtration". Nato Advanced Study Institutes Series.Noordhoff-Leyden.183-201p.
- Jarvis P., Jefferson B., Gregory J., Parsons S.A. (2005a). "A review of floc strength and breakage". *Water Research*. **39**, 3121–3137.
- Karanis, P., Kourenti, C. & Smith, H. (2007). "Waterborne transmission of protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks and lessons learnt". *Journal of Water and Health*, **5**.1-38.
- Kawamura, S., (1991). "Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment". *JAWWA*. **83** (10), 88–91.

- Kurita, K. (2006). “Chitin and chitosan: functional biopolymers from marine crustaceans”. *Marine Biotechnology*, **8**, 203-206.
- Kim, H., Phenrat, T., Tilton, R. D., Lowry, G. V. (2012). “Effect of kaolinite, silica fines and pH on transport of polymer-modified zero valent iron nano-particles in heterogeneous porous media”. *Journal of Colloid and Interface Science*, **370**, 1-10.
- Kim J. (2004). *Physicochemical aspects of particle breakthrough in granular media filtration*. Doctoral Thesis. The University of Texas at Austin. Austin, EUA. 285 p.
- Li J., Jiao S., Zhongc L., Pana J., Ma Q. (2013). “Optimizing coagulation and flocculation process for kaolinite suspension with chitosan”. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **428**, 100-110.
- Morse, A.; Wilson, R. (2002). “A practical assessment of the use of particle counters for monitoring the risk of *Cryptosporidium* and *Giardia*”. *Water Science and Technology: Water Supply*, **281**, 1-6.
- Maghsoodloo S., B. Noroozia, A.K. Haghia, G.A. Sorial (2011). “Consequence of chitosan treating on the adsorption of humic acid by granular activated carbon”. *Journal of Hazardous Materials*, **191**, 380–387.
- Nascimento, M.F (2009). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium por meio da Filtração Direta Ascendente em areia: avaliação em escala piloto*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 149p.
- Nieminski, E.C. e Ongerth, J.E. (1995). “Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration”. *JAWWA*, **87** (9), 96-106.
- OMS (2009). World Health Organization. Risk Assessment of *Cryptosporidium* in Drinking-Water. 143p.
- Ongerth, J.E. e Pecoraro J.P. (1995). “Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters”. *JAWWA*, **87** (12), 83-89.
- Patania, N. L.; Jacangelo, J. G.; Cummings, L.; Wilczak, A.; Riley, K.; Oppenheimer, J.(1995). “Optimization of filtration for cyst removal”. *AwwaRF and AWWA*.
- Rebhun M., Fuhrer Z. e Adin A. (1984). “Contact Flocculation-Filtration of Humic Substances”. *Water Research*. **18**(8). 963-970.

- Renault, F.; Sancey, B.; Badot, P. M. e Crini, G. (2009). “Chitosan for coagulation/flocculation processes – An eco-friendly approach”. *European Polymer Journal*, **45**, 1337 – 1348.
- Rinaudo, M. (2006). “Chitin and Chitosan: Properties and applications”. *Prog Polym Sci*, **31**, 603-632.
- Rizzo, L.; Di Gennaro, A.; Gallo, M. L.; Belgiorno, V. (2008). “Coagulation/chlorination of surface water: A comparison between chitosan and metal salts”. *Sep. Purif. Technol.* **62**, 79-85.
- Roussy, J.; Van Vooren, M. e Guibal, E. (2005). “Influence of chitosan characteristic on coagulation and flocculation of bentonite suspensions”. *Water Research*. **39**, 3247-3258.
- Saltnes, T., Eikebrokk, B., Ødegaard, H. (2002). “Coagulation optimisation for NOM removal by direct filtration in clay aggregate filters”. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*. **51**(2), 125-134.
- Schleicher, A.T. (2011). *Eficiência dos coagulantes quitosana e sulfato de alumínio: remoção de turbidez e Microcystis aeruginosa por filtração direta ascendente em escala piloto*. Monografia de Projeto Final. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 47p.
- Sens, M.L.; Dalsasso, R.L.; Melo Filho, L.C.; Mondardo, R.I.; Simioni, D. (2002) *Relatório de Atividades – PROSAB – Edital 3 – Tema I*, 20 p.
- Spinelli, V.V.; Sens, M.L. De Fávere, V.T. (1997). Quitosana polieletrólito natural para o tratamento de água potável. Anais do 21 ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 21,1-16. João Pessoa, Brasil.
- Teixeira A.R., Costa dos Santos E.P.C, De Paula V.L, Libânio M. (2005). Comparação do tratamento de água com baixa turbidez por filtração direta ascendente e descendente. Anais do 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, Brasil.
- United States Environmental Protection Agency - USEPA (2006). National Primary Drinking Water Standard.
- Uyak V. e Toroz I. (2007). “Disinfection by Product Precursors Reduction by Various Coagulation Techniques in Istanbul Water Supplies”. *Journal of Hazardous Materials*, **141**, 320-328.
- Vasyukova, E.; Terrichova, M.; Azevedo, J.; Brandão, C.C.S.; Uhl, W. (2010). “Influence of Chitosan Coagulation on Disinfection by Products Formation Potential”. In:

- IWWA World Water Congress, Montreal – Canadá. Proceedings of IWA World Water Congress. Londres: IWA – International Water Association.
- Vogelsang C., Andersen D.O., Hey A., Hakonsen T., Jantsch T.G., Muller E.D., Pedersen M.A. e Varum K.M. (2004) “Removal of humic substances by chitosan”. *Water Science and Technology: Water Supply*. **4** (5–6), 121–129.
- Wang, D.S, Zhao Y.M., Yan M.Q. ,Chow C.W.K. (2013). “Removal of DBP precursors in micro-polluted source waters: A comparative study on the enhanced coagulation behavior”. *Separation and Purification Technology*. **118**. 271–278.
- Wang Y., Wang Q., Gao B.Y, Yue Q., Zhao Y. (2012). “The disinfection by-products precursors removal efficiency and the subsequent effects on chlorine decay for humic acid synthetic water treated by coagulation process and coagulation–ultrafiltration process”. *Chemical Engineering Journal*. 193–194, 59–67.
- Yan, M.Q. e Wang D. (2008). “Enhanced coagulation with polyaluminum Chlorides: Role of pH/Alcalinity and speciation”. *Chemosphere*. **71**. 1665–1673.
- Yu, M. J.; Ahn, S. K.; Chung, S. H.; Noh, S.; Park, J. A.; et al. (2006). “Evaluation of the rapid filtration system with particle size distribution and Cryptosporidium in different operating conditions”. *Water Science & Technology: Water Supply*. **6** (1). 129-139.
- Zemmouri, H.;Kadouche, S.; Lounici, H.; Hadioui, M.; Mameri, N. (2011). “Use of chitosan in coagulation flocculation of raw water od Keddara and BeniAmrane dams”. *Water Science & Technology: WaterSupply*.**11**. 202-210.

## **APÊNDICES**

## APÊNDICE A – TESTE COM TRAÇADOR PARA DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO DO FILTRO ASCENDENTE

Na Figura A.1 é apresentado o gráfico de condutividade versus tempo obtido no ensaio com traçador salino em concentração de 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

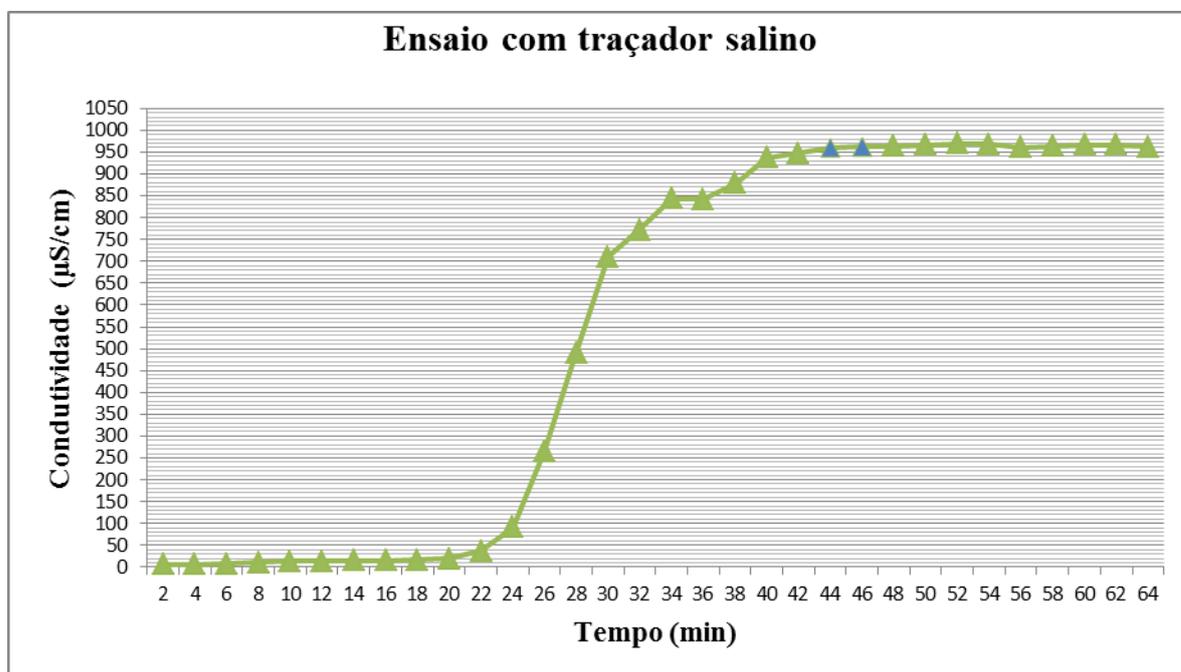


Figura A. 2 – Medidas de condutividade na determinação do tempo de detenção do filtro

## APÊNDICE B – PONTOS EXPERIMENTAIS DOS DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Tabela B. 1 – Condições de coagulação testadas com a água de estudo I (AEI)

pH	Quitosana (mg/L)	Turbidez	Cor Verdadeira	Absorbância	% Rem Turbidez	% Rem Cor	% Rem Abs.
5.2	0.0	5.68	1	0.03	81,91	83,33	0,0
5.03	0.25	4.77	2	0.039	84,81	66,67	-30,0
5.24	0.5	5.64	2	0.028	82,04	66,67	6,7
5.24	1.0	0.17	1	0.027	99,46	83,33	10,0
5.0	1.5	0.53	16	0.038	98,31	-166,67	-26,7
5.02	2.0	4.44	4	0.009	85,86	33,33	70,0
5.0	3.0	5.7	11	0.025	81,85	-83,33	16,7
5.0	4.0	5.6	13	0.025	82,17	-116,67	16,7
5.0	5.0	6.1	11	0.024	80,57	-83,33	20,0
5.42	0.0	7.5	3	0.034	76,11	50,00	-13,3
5.43	0.25	6.07	3	0.007	80,67	50,00	76,7
5.31	0.5	4.95	5	0.025	84,24	16,67	16,7
5.68	1.0	0.6	0	0.020	98,09	100,00	33,3
5.32	1.5	0.48	17	0.040	98,47	-183,33	-33,3
5.58	2.0	1.12	2	0.021	96,43	66,67	30,0
5.61	3.0	4.92	0	0.013	84,33	100,00	56,7
5.49	4.0	5.49	8	0.023	82,52	-33,33	23,3
5.39	5.0	5.8	12	0.027	81,53	-100,00	10,0
5.95	0.0	8.58	3	0.027	72,68	50,00	10,0
5.89	0.25	7.23	6	0.033	76,97	0,00	-10,0
5.82	0.5	5.32	3	0.029	83,06	50,00	3,3
5.82	1.0	0.33	2	0.018	98,95	66,67	40,0
5.94	1.5	0.35	8	0.039	98,89	-33,33	-30,0
6.11	2.0	6.32	2	0.020	79,87	66,67	33,3
6.09	3.0	3.6	2	0.026	88,54	66,67	13,3
5.98	4.0	4.9	7	0.024	84,39	-16,67	20,0
5.90	5.0	4.9	8	0.027	84,39	-33,33	10,0
6.32	0.0	8.55	6	0.036	72,77	0,00	-20,0
6.56	0.25	6.36	8	0.041	79,75	-33,33	-36,7
6.36	0.5	3.08	6	0.029	90,19	0,00	3,3
6.39	1.0	1.45	2	0.021	95,38	66,67	30,0
6.49	1.5	0.55	7	0.033	98,25	-16,67	-10,0
6.35	2.0	0.23	3	0.024	99,27	50,00	20,0
6.5	3.0	0.73	6	0.022	97,68	0,00	26,7
6.60	4.0	1.79	8	0.007	94,30	-33,33	76,7
6.36	5.0	4.31	3	0.022	86,27	50,00	26,7
7.1	0.0	8.68	3	0.023	72,36	50,00	23,3

Tabela B.1 – Condições de coagulação testadas com a água de estudo I (AEI).  
(Continuação)

pH	Quitosana (mg/L)	Turbidez	Cor Verdadeira	Absorbância	% Rem Turbidez	% Rem Cor	% Rem Abs.
6.89	0.25	6.5	14	0.046	79,30	-133,33	-53,3
7.25	0.5	5.86	1	0.038	81,34	83,33	-26,7
6.89	1.0	4.4	11	0.036	85,99	-83,33	-20,0
6.88	1.5	1.2	4	0.006	96,18	33,33	80,0
7.08	2.0	2.31	9	0.025	92,64	-50,00	16,7
7.07	3.0	0.88	7	0.025	97,20	-16,67	16,7
7.08	4.0	0.82	1	0.018	97,39	83,33	40,0
6.81	5.0	1.11	5	0.011	96,46	16,67	63,3
7.43	0.0	7.85	9	0.041	75,00	-50,00	-36,7
7.54	0.25	10.9	6	0.039	65,29	0,00	-30,0
7.65	0.5	7.2	13	0.058	77,07	-116,67	-93,3
7.62	1.0	5.4	10	0.035	82,80	-66,67	-16,7
7.31	1.5	3.03	2	0.031	90,35	66,67	-3,3
7.65	2.0	5.87	4	0.036	81,31	33,33	-20,0
7.51	3.0	4.11	2	0.020	86,91	66,67	33,3
7.57	4.0	3.33	6	0.022	89,39	0,00	26,7
7.35	5.0	1.48	8	0.020	95,29	-33,33	33,3
8.1	0.0	8.7	16	0.060	72,29	-166,67	-100,0
8.05	0.25	9.94	15	0.054	68,34	-150,00	-80,0
8.06	0.5	9.5	17	0.058	69,75	-183,33	-93,3
8.10	1.0	8.98	4	0.035	71,40	33,33	-16,7
8.06	1.5	6.4	15	0.055	79,62	-150,00	-83,3
8.02	2.0	6.5	8	0.049	79,30	-33,33	-63,3
8.12	3.0	4.35	1	0.036	86,15	83,33	-20,0
8.0	4.0	4.48	10	0.025	85,73	-66,67	16,7
8.01	5.0	4.06	6	0.024	87,07	0,00	20,0

Tabela B .2 – Condições testadas para a água de estudo II (AEII)

pH	Quitosana (mg/L)	Turbidez	Cor verdadeira	Absorbância	% Rem. turbidez	% Rem. Cor	% Rem. Abs.
5,3	0	2,39	2	0,02	48,27	96,08	81,65
5,3	1	2,17	20	0,034	53,03	60,78	68,81
5,7	2	2,17	15	0,041	53,03	70,59	62,39
5,4	3	0,45	12	0,019	90,26	76,47	82,57
5,6	4	0,21	18	0,035	95,45	64,71	67,89
5,9	5	0,28	11	0,024	93,94	78,43	77,98
5	1	3,25	8	0,036	29,65	84,31	66,97
5,1	1	2,58	13	0,043	44,16	74,51	60,55
5,6	2	2,42	11	0,053	47,62	78,43	51,38
5,2	3	0,56	3	0,022	87,88	94,12	79,82
5,4	5	0,45	5	0,023	90,26	90,20	78,90
5,9	0	3,34	23	0,071	27,71	54,90	34,86
5,9	1	2,98	12	0,079	35,50	76,47	27,52
5,9	3	0,89	12	0,036	80,74	76,47	66,97
5,2	4	0,35	12	0,023	92,42	76,47	78,90
6	0	3,24	39	0,096	29,87	23,53	11,93
5,8	1	4,07	44	0,096	11,90	13,73	11,93
5	2	1,95	10	0,036	57,79	80,39	66,97
6,1	3	0,64	13	0,043	86,15	74,51	60,55
5,8	4	0,45	13	0,043	90,26	74,51	60,55
5	5	0,37	10	0,025	91,99	80,39	77,06
6,4	0	2,85	35	0,095	38,31	31,37	12,84
6,4	1	2,77	42	0,117	40,04	17,65	-7,34
6,5	2	1,7	12	0,067	63,20	76,47	38,53
6,4	3	0,78	8	0,042	83,12	84,31	61,47
6,1	4	0,48	8	0,044	89,61	84,31	59,63
6,9	0	3,03	48	0,111	34,42	5,88	-1,83
7	1	2,96	38	0,105	35,93	25,49	3,67
6,9	2	2,97	45	0,111	35,71	11,76	-1,83
6,5	3	0,8	10	0,039	82,68	80,39	64,22
6,4	4	0,73	11	0,056	84,20	78,43	48,62
6,5	5	0,45	8	0,036	90,26	84,31	66,97
8	0	3,38	38	0,126	26,84	25,49	-15,60
6,8	4	0,66	7	0,046	85,71	86,27	57,80
6,8	5	0,48	8	0,034	89,61	84,31	68,81
7,4	0	3,09	43	0,106	33,12	15,69	2,75
7,1	1	2,84	44	0,105	38,53	13,73	3,67
7,3	2	2,9	46	0,115	37,23	9,80	-5,50
7	3	2,41	14	0,07	47,84	72,55	35,78
7	4	0,94	14	0,061	79,65	72,55	44,04

Tabela B.2 – Condições testadas para a água de estudo II (AEII). (Continuação)

pH	Quitosana (mg/L)	Turbidez	Cor verdadeira	Absorbância	% Rem. turbidez	% Rem. Cor	% Rem. Abs.
6,8	5	0,54	7	0,038	88,31	86,27	65,14
7,3	1	3,05	48	0,115	33,98	5,88	-5,50
7,5	2	2,9	44	0,009	37,23	13,73	91,74
7,3	3	3,1	11	0,065	32,90	78,43	40,37
6,9	5	0,66	8	0,047	85,71	84,31	56,88
7,5	1	2,76	42	0,114	40,26	17,65	-4,59
7,5	2	2,69	48	0,118	41,77	5,88	-8,26
8	3	2,77	38	0,102	40,04	25,49	6,42
8	1	2,86	54	0,119	38,10	-5,88	-9,17
7,7	3	2,85	32	0,096	38,31	37,25	11,93
7,9	4	2,87	41	0,113	37,88	19,61	-3,67
8	2	3,01	47	0,107	34,85	7,84	1,83
7,5	4	1,87	16	0,066	59,52	68,63	39,45
8	5	3,03	50	0,128	34,42	1,96	-17,43
7,6	4	2,2	16	0,071	52,38	68,63	34,86
8	2	2,72	45	0,111	41,13	11,76	-1,83
6,2	6	0,55	8	0,038	88,10	84,31	65,14
7	6	0,86	15	0,06	81,39	70,59	44,95
6,9	7	0,55	8	0,038	88,10	84,31	65,14
6,6	8	0,72	6	0,033	84,42	88,24	69,72
6,7	8	0,44	7	0,038	90,48	86,27	65,14
6	6	0,84	5	0,043	81,82	90,20	60,55
6,1	7	2,03	5	0,037	56,06	90,20	66,06
7,5	5	2,37	23	0,104	48,70	54,90	4,59
6	6	0,34	4	0,039	92,64	92,16	64,22
6,6	6	0,45	8	0,046	90,26	84,31	57,80
6,2	6	0,32	6	0,042	93,07	88,24	61,47
6,5	7	0,67	11	0,051	85,50	78,43	53,21
6,3	7	0,35	4	0,035	92,42	92,16	67,89
6	8	0,45	4	0,041	90,26	92,16	62,39
5,6	8	1,92	3	0,022	58,44	94,12	79,82
5,6	7	1,36	2	0,022	70,56	96,08	79,82
8	7	3,55	17	0,073	23,16	66,67	33,03
5,1	6	0,48	7	0,031	89,61	86,27	71,56
5,7	6	0,37	9	0,033	91,99	82,35	69,72
7,4	6	0,8	14	0,057	82,68	72,55	47,71
8	6	2,61	39	0,122	43,51	23,53	-11,93
7,5	6	1,45	9	0,051	68,61	82,35	53,21
7,9	6	2,36	28	0,101	48,92	45,10	7,34
6,8	8	1,07	8	0,038	76,84	84,31	65,14

Tabela B.2 – Condições testadas para a água de estudo II (AEII). (Continuação)

pH	Quitosana (mg/L)	Turbidez	Cor verdadeira	Absorbância	% Rem. turbidez	% Rem. Cor	% Rem. Abs.
7,1	7	0,58	7	0,046	87,45	86,27	57,80
7,3	8	0,65	6	0,052	85,93	88,24	52,29
5,2	8	1,92	33	0,035	58,44	35,29	67,89
8	8	3,66	11	0,066	20,78	78,43	39,45
7,7	8	2,71	0	0,053	41,34	100,00	51,38
7,5	7	3,11	25	0,082	32,68	50,98	24,77
7,7	7	1,37	9	0,057	70,35	82,35	47,71

## APÊNDICE C – VALORES DE PH DE COAGULAÇÃO E TURBIDEZ NO DECORRER DOS EXPERIMENTOS COM A ÁGUA DE ESTUDO I (AEI)

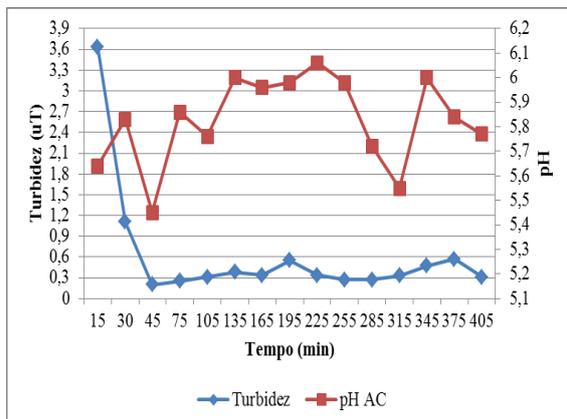


Figura C. 1 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E1

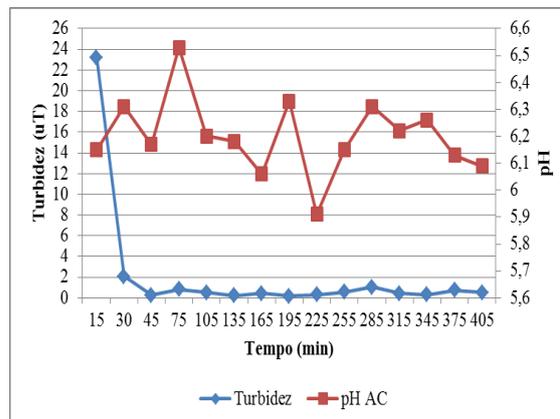


Figura C. 3 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E3

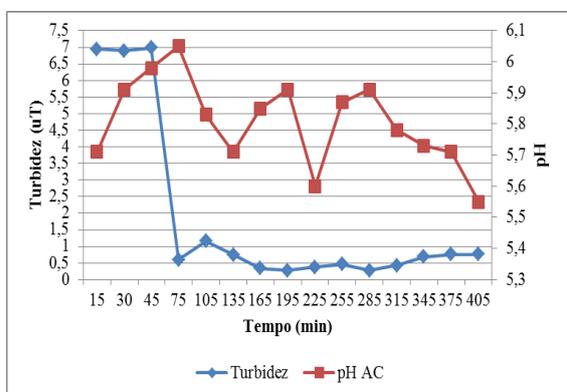


Figura C. 2 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E2-SPD

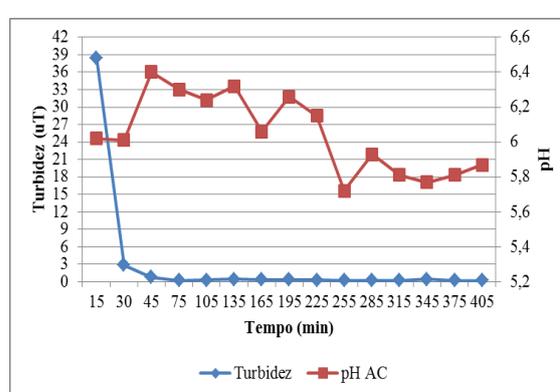


Figura C. 4 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E4

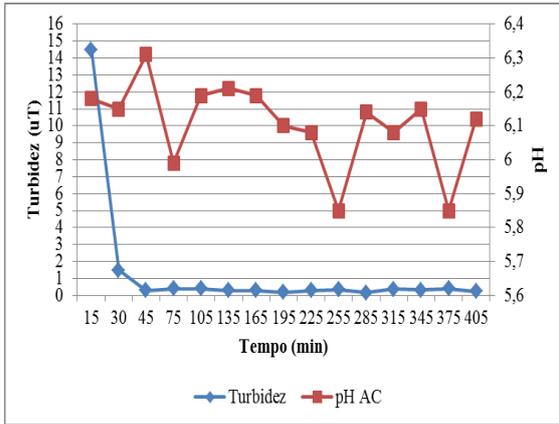


Figura C. 5 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E5

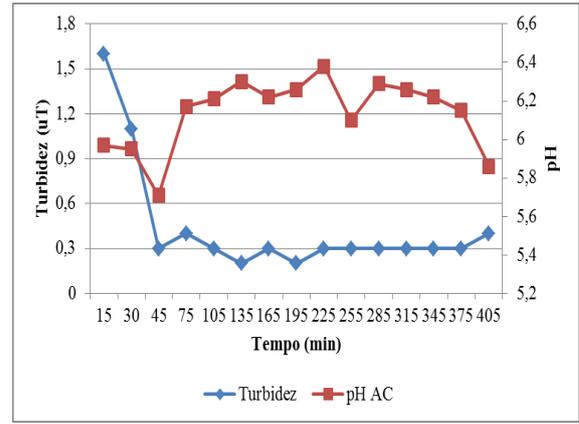


Figura C. 8 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E8-SUB

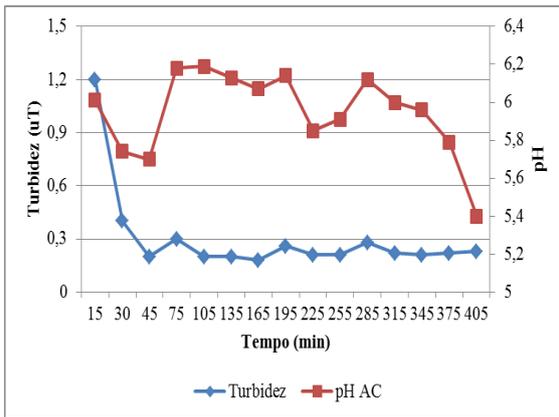


Figura C. 6 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E6

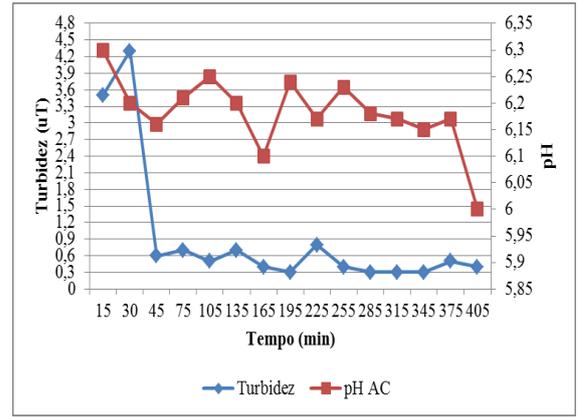


Figura C. 9 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E9-SUB

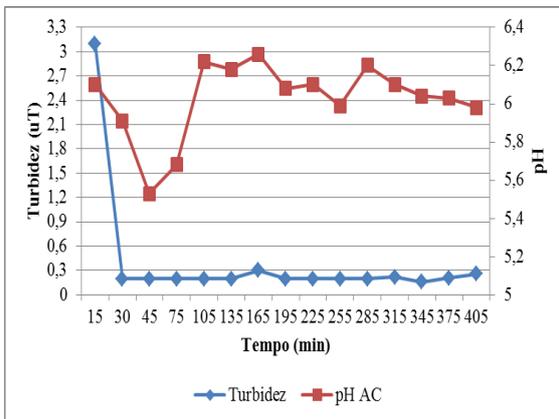


Figura C. 7 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E6

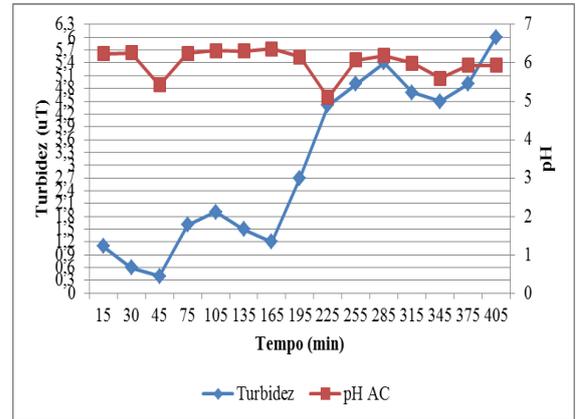


Figura C. 10 – Dados de turbidez residual e pH da água coagulada no E10-SPD