

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

ESTUDO DOS PROCESSOS DE COAGULAÇÃO E  
FLOCULAÇÃO SEGUIDOS DE FILTRAÇÃO COM  
MEMBRANAS PARA A OBTENÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL

LEILA CRISTINA KONRADT-MORAES

Mestre em Engenharia Química, UEM, 2004.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Rosângela Bergamasco

Co-Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Célia Regina Granhen Tavares

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Química, área Desenvolvimento de Processos.

Maringá - PR – Brasil

Janeiro de 2009

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Esta é a versão final da Tese de Doutorado apresentada por Leila Cristina Konradt Moraes perante a Comissão Julgadora do Curso de Doutorado em Engenharia Química em 23 de janeiro de 2009.

COMISSÃO JULGADORA



Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Rosângela Bergamasco  
Orientadora



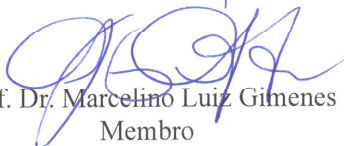
Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Célia Regina Granhen Tavares  
Co-orientadora



Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Márcia Regina Fagundes Klen  
Membro



Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Rosa Maria Ribeiro  
Membro



Prof. Dr. Marcelino Luiz Gimenes  
Membro



Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Sueli Teresa Davantel de Barros  
Membro

Konradt-Moraes, Leila Cristina

Estudo dos processos de coagulação e floculação seguidos de filtração com membranas para a obtenção de água potável. — Maringá: UEM, Departamento de Química, 2009. 205 f. il. color. ; 29,7 cm.

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Química, 2009.

1. Água potável. 2. Coagulação. 3. Floculação. 4. Filtração com membranas. I. Título.

CDD (21. ed.) 628.1

*Uma lição que esta tese me ensinou:*

***O tempo não espera por ninguém.  
Ontem é história. O amanhã é um  
mistério, o hoje é a dádiva, por isso é  
chamado presente.***

***(Adalberto Godoy)***

*Ao meu esposo, Lucimar, pelo  
amor incondicional.*

## AGRADECIMENTOS

À **DEUS**, pela sua imensa bondade e por toda a força que me concede, dia após dia.

Ao **meu esposo** pela compreensão nos momentos de ausência, pela paciência e pela dedicação tão intensa que incluiu até a ajuda nos ensaios de laboratório.

Aos meus pais, **Admar e Vanda**, por investirem no meu ensino. E as minhas irmãs, **Silvana e Emilia**, que eu tanto amo.

À professora, **Rosângela**, que sempre esteve presente em todo o meu crescimento como pesquisadora e ainda, por todo incentivo, ajuda e paciência. Obrigada pelo entendimento nos momentos difíceis.

À professora **Célia**, por ter me concedido a chance inicial de uma iniciação científica que resultou na defesa desta tese e também, por todos os auxílios. Também agradeço pela compreensão que teve comigo nos momentos em que precisei.

À **Sanepar – Maringá**, em especial ao **Arcione**, que cedeu as amostras de água utilizadas na pesquisa e ainda me presenteou com conselhos e informações importantes.

À **Tanac**, na pessoa do Sr **Luiz Henrique Lamb**, que gentilmente cedeu amostras dos coagulantes Tanfloc que foram utilizadas nos experimentos.

À ajuda de algumas pessoas muito especiais, que tornaram possível a realização dos ensaios desta tese, com todo o seu trabalho e dedicação, **Dillaine, Milene, Beatriz, Daniel, Felipe, Daniela e Thomaz**.

Aos amigos e companheiros do laboratório, por todas as horas passadas juntas, todas as risadas e estresses, e ainda, todo o auxílio. É impossível esquecer as amizades realizadas. Agradeço as grandes amigas **Cris e Raquel**, por todos os momentos; a minha irmãzinha **Daiane**; as madrugadas passadas junto com a **Maria José** e o **Erick**; os papos com a **Lene** e a **Araceli**, a ajuda da **Letícia, Flávia e Maria Emília**, enfim, todos que compartilharam comigo o dia-a-dia do LGCPA.

Aos **funcionários do DEQ** pelo apoio no decorrer do trabalho, principalmente a Elenice, Luisinho, Fernando e Mary.

Ao **Departamento de Engenharia Química** da Universidade Estadual de Maringá, pela oportunidade profissional.

À **CAPES** e ao **CNPq**, pelo incentivo à pesquisa.

## **ESTUDO DOS PROCESSOS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO SEGUIDOS DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS PARA A OBTENÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL**

**AUTORA: LEILA CRISTINA KONRADT-MORAES**

**ORIENTADORA: PROF<sup>a</sup> ROSÂNGELA BERGAMASCO, D.Sc.**

**CO-ORIENTADORA: PROF<sup>a</sup> CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES, D.Sc.**

Tese de Doutorado; Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química; Universidade Estadual de Maringá; Av. Colombo, 5790, BL E46-09; CEP: 87020-900 – Maringá – PR, Brasil, defendida em 23 de Janeiro de 2009. 205 p.

### **RESUMO**

Este trabalho teve como objetivo principal a avaliação da eficiência do processo de coagulação/floculação, seguido de filtração com membranas para a obtenção de água potável. Pois os processos de filtração com membranas são tecnicamente interessantes para a finalidade de obtenção de água potável principalmente, considerando água bruta de baixa qualidade. A utilização de coagulantes precedendo os processos de micro ou de ultrafiltração pode ser utilizada para auxiliar a remoção de materiais específicos, aumentando a qualidade da água tratada e ainda, com a finalidade de diminuir o “fouling” ou entupimento da membrana.

A utilização de coagulantes naturais, em substituição aos químicos, tem sido estudada com a finalidade de produzir uma água tratada de melhor qualidade, sem a presença de metais, um lodo gerado biodegradável, e visa ainda, a diminuição da utilização de produtos químicos no processo.

Assim, ensaios com os coagulantes sulfato de alumínio, quitosana e Tanfloc foram realizados. A associação do sulfato de alumínio e a quitosana também foi estudada com a finalidade de otimizar as etapas de coagulação/floculação, para obtenção de água tratada de boa qualidade. Após esta otimização, as condições que apresentaram os melhores resultados, para os coagulantes sulfato de alumínio, quitosana e a associação deles, foram combinadas com os processos de ultra ou microfiltração com as membranas de 0,1 ou 0,2  $\mu\text{m}$ , para as pressões de trabalho de 1 e 2 bar. A eficiência dos processos de ultra e micro filtração, sem a adição de coagulantes também foi avaliada.

Os resultados demonstraram boas eficiências de remoção, das variáveis estudadas, para os processos de coagulação/floculação/sedimentação, com os coagulantes avaliados. Sendo os melhores destes resultados, aplicados ao processo com membranas, resultando na obtenção de água tratada de boa qualidade, dentro dos padrões de potabilidade.

O processo de filtração com membranas também apresentou resultados dos parâmetros, dentro dos padrões de potabilidade. Porém, a associação dos dois processos parece produzir uma água de melhor qualidade, com um menor “fouling” entupimento da membrana.

Assim, pode-se concluir que a associação dos processos parece ser uma alternativa vantajosa, produzindo resultados promissores.

## **STUDY OF THE COAGULATION AND FLOCCULATION PROCESS FOLLOWED MEMBRANES FOR OBTAINING DRINKING WATER**

**AUTHOR: LEILA CRISTINA KONRADT-MORAES**

**SUPERVISOR: PROF<sup>a</sup> ROSÂNGELA BERGAMASCO, D.Sc.**

**CO-SUPERVISOR: PROF<sup>a</sup> CÉLIA REGINA GRANHEN TAVARES, D.Sc.**

Doctorate Thesis; Chemical Engineering Graduate Program, State University of Maringá; Av. Colombo, 5790, BL E46-09; CEP: 87020-900 – Maringá – PR, Brazil, presented on 23th January 2009. 205 p.

### **ABSTRACT**

This work has as objective, the evaluation of the efficiency of the coagulation/flocculation process, followed with membranes filtration, for obtaining drinking water. The membrane process are technically interesting for the purpose of obtaining drinking water, especially considering the low quality raw water. The use of coagulants before the processes of micro or ultrafiltration can be used to aid the removal of specific materials, increasing the quality of treated water and, with the aim of reducing the "fouling" of the membrane.

The use of natural coagulants, replacing the chemical, is being studied in order to produce a treated water of better quality, without the presence of metals, a sludge generated, biodegradable, and further aims, the reduction of the use of chemicals in process.

Thus, tests with the coagulants aluminum sulfate, chitosan and Tanfloc were developed. The combination of aluminum sulfate and chitosan was also studied in order to optimize the stages of coagulation/flocculation, to obtain treated water of good quality. After this optimization, the conditions that showed the best results for coagulants aluminum sulfate, chitosan and their association, were combined with the ultra or microfiltration processes, of 0.1 or 0.2  $\mu\text{m}$ , to the pressures of 1 and 2 bar. The efficiency of micro and ultra filtration, without the addition of coagulants was also evaluated.

The results showed good efficiency of removal of the variables to the processes of coagulation/flocculation/sedimentation, with the coagulants evaluated. Being the best of these results, after the application of membranes process, resulting in obtaining good quality of treated water within the standards of potability. The process of membranes filtration also presented with results of the parameters within the patterns of drinking. However, the combination of the two processes seems to produce water of better quality, with less membrane fouling. Thus we can conclude that the association of cases appears to be an advantageous alternative, producing promising results.

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....</b>	<b>1</b>
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>3</b>
2.1 RECURSOS HÍDRICOS.....	3
2.1.1 Poluição das Águas.....	3
2.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO PARA A OBTENÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL.....	9
2.2.1 Coagulação e Floculação.....	9
2.2.1.1 Mecanismo de Coagulação.....	12
2.2.1.2 Coagulantes Químicos.....	13
2.2.1.3 Coagulantes Naturais.....	16
2.2.1.4 Polieletrólitos Auxiliares.....	26
2.2.2 Filtração por Membranas.....	27
2.2.3 Processos Combinados de Coagulação/Floculação/Filtração por Membranas Com Finalidade de Obtenção de Água Potável.....	34
2.3 QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZADA PARA ABASTECIMENTO.....	37
2.3.1 Parâmetros Físicos.....	39
2.3.2 Parâmetros Químicos.....	40
2.3.3 Parâmetros Microbiológicos.....	40
2.4 NORMAS E PADRÕES DE POTABILIDADE.....	41
2.4.1 Doenças Infecciosas de Transmissão Hídrica.....	44
2.4.2 Cianobactérias e a Presença em Águas para Consumo Humano.....	46
2.4.2.1 Intoxicações Humanas por Cianobactérias.....	48
2.4.2.2 Problemas na Água Tratada Associados à Presença de Algas.....	50
2.4.2.3 Controle e Remoção de Algas, Cianobactérias e Cianotoxinas nos Sistemas de Abastecimento de Água.....	51
2.4.2.4 Remoção de Algas, Cianobactérias e Cianotoxinas nas Estações de Tratamento de Água.....	52
2.4.2.5 Remoção de Cianotoxinas Dissolvidas no Tratamento de Água para Abastecimento.....	53
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>56</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA UTILIZADA.....	56
3.1.1 Cor Aparente e Verdadeira.....	57
3.1.2 Turbidez.....	57
3.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD).....	57
3.1.4 Carbono Orgânico Total (COT).....	57
3.1.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	58
3.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	58
3.1.7 Materiais com Faixa de Absorção em UV-254 nm.....	58
3.1.8 pH.....	58
3.1.9 Condutividade.....	58



3.1.10 Formas de Nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), Sulfito, Sulfato e Fosfato.....	58
3.1.11 Cloretos.....	58
3.1.12 Frações de Sólidos.....	58
3.1.13 Alcalinidade e Acidez Volátil.....	59
3.1.14 Dureza.....	59
3.1.15 Metais.....	59
3.1.16 Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i> .....	59
3.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO.....	60
3.3 ENSAIOS DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS.....	62
3.3.1 Limpeza da Membrana.....	64
3.4 – ENSAIOS COM O PROCESSO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS.....	65
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>67</b>
4.1 – ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO.....	67
4.1.1 Quitosana.....	67
4.1.2 Sulfato de Alumínio.....	73
4.1.3 Associação do Sulfato de Alumínio e Quitosana.....	78
4.1.4 Tanino Vegetal.....	84
4.1.4.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas.....	84
4.1.4.2 Águas com Cor e Turbidez Relativamente Baixas.....	92
4.1.5 Comparação Entre as Eficiências de Remoção Obtidas com os Coagulantes Testados.....	101
4.1.5.1 Massa Gerada e Volume de Lodo Formado.....	104
4.2 – ENSAIOS DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS E DO PROCESSO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/MEMBRANAS.....	106
4.2.1 Membrana 0,1 µm – monocanal.....	108
4.2.1.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Baixas.....	108
4.2.1.2 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas.....	117
4.2.2 Membrana 0,2 µm – monocanal.....	124
4.2.2.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Baixas.....	124
4.2.2.2 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas.....	131
4.2.3 Membrana 0,2 µm – multicanal.....	137
4.2.3.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Baixas.....	137
4.2.3.2 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas.....	143
4.2.4 Resumo dos Resultados Obtidos para as 3 Membranas Avaliadas, nas 2 Pressões de Estudo.....	150
4.2.5 Avaliação da Eficiência de Remoção dos Protozoários: Giárdia e Cryptosporidium.....	160
4.2.5.1 Membrana 0,1 µm – monocanal.....	161
4.2.5.2 Membrana 0,2 µm – monocanal.....	162
4.2.5.3 Membrana 0,2 µm – multicanal.....	164
4.2.6 Avaliação da Eficiência de Remoção de Cianobactérias e Microcistina.....	167

<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>169</b>
<b>6. SUGESTÕES.....</b>	<b>172</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>173</b>
<b>APÊNDICE.....</b>	<b>189</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>200</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 2.1</b> “Árvore” da qualidade da .....	4
<b>Figura 2.2</b> Funções multi-objetivos envolvidas no projeto e operação de ETA's.....	7
<b>Figura 2.3</b> Esquema de preparação de quitina e quitosana a partir de exoesqueleto (carapaças) de crustáceos.....	18
<b>Figura 2.4</b> Estrutura da quitosana.....	19
<b>Figura 2.5</b> Acácia Negra ou Mimosa.....	23
<b>Figura 2.6</b> Estrutura do Tanfloc.....	23
<b>Figura 2.7</b> Representação esquemática de duas fases separadas por uma membrana.....	27
<b>Figura 2.8</b> Comparação entre o fluxo normal ou convencional e o fluxo tangencial.....	28
<b>Figura 2.9</b> Relação entre o tamanho de poros e o processo de filtração.....	29
<b>Figura 3.1</b> Relação entre o tamanho de poros e o processo de filtração.....	56
<b>Figura 3.2</b> Equipamento “jar test” utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação.....	60
<b>Figura 3.3</b> Unidade experimental de micro-ultrafiltração.....	62
<b>Figura 4.1</b> Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	68
<b>Figura 4.2</b> Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	69
<b>Figura 4.3</b> Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	69
<b>Figura 4.4</b> Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	71
<b>Figura 4.5</b> Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	71
<b>Figura 4.6</b> Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	72
<b>Figura 4.7</b> Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	74
<b>Figura 4.8</b> Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	74
<b>Figura 4.9</b> Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	75

<b>Figura 4.10</b> Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	76
<b>Figura 4.11</b> Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	76
<b>Figura 4.12</b> Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	77
<b>Figura 4.13</b> Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	79
<b>Figura 4.14</b> Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	80
<b>Figura 4.15</b> Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	80
<b>Figura 4.16</b> Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	81
<b>Figura 4.17</b> Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	82
<b>Figura 4.18</b> Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	82
<b>Figura 4.19</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	85
<b>Figura 4.20</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	85
<b>Figura 4.21</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	86
<b>Figura 4.22</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	87
<b>Figura 4.23</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	87
<b>Figura 4.24</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	88

<b>Figura 4.25</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	89
<b>Figura 4.26</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	89
<b>Figura 4.27</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	90
<b>Figura 4.28</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.....	91
<b>Figura 4.29</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.....	91
<b>Figura 4.30</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.....	92
<b>Figura 4.31</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	93
<b>Figura 4.32</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	94
<b>Figura 4.33</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	94
<b>Figura 4.34</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	95
<b>Figura 4.35</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	96
<b>Figura 4.36</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	96
<b>Figura 4.37</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	97
<b>Figura 4.38</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	98
<b>Figura 4.39</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	98
<b>Figura 4.40</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	99
<b>Figura 4.41</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	100

<b>Figura 4.42</b> Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.....	100
<b>Figura 4.43</b> Comparação das densidades dos flocos de lodo formados em ensaios de sedimentação em cone Imhoff (1 litro) por 20 minutos.....	105
<b>Figura 4.44</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.....	108
<b>Figura 4.45</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.....	113
<b>Figura 4.46</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.....	118
<b>Figura 4.47</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.....	121
<b>Figura 4.48</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.....	124
<b>Figura 4.49</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.....	128
<b>Figura 4.50</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.....	131
<b>Figura 4.51</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – monocanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.....	134
<b>Figura 4.52</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – multicanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.....	137
<b>Figura 4.53:</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – multicanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.....	140
<b>Figura 4.54</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – multicanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.....	144
<b>Figura 4.55</b> Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2 µm – multicanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.....	147

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 2.1</b> Fontes geradoras de contaminantes químicos em águas de abastecimento .....	5
<b>Tabela 2.2</b> Principais agentes poluidores das águas (adaptado de Von Sperling, 2005).....	6
<b>Tabela 3.1</b> Faixas de concentração e pH estudados para cada coagulante testado.....	61
<b>Tabela 4.1</b> Valores médios de algumas das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.....	67
<b>Tabela 4.2</b> Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.....	73
<b>Tabela 4.3</b> Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test” para a associação dos coagulantes.....	78
<b>Tabela 4.4</b> Variações das concentrações dos coagulantes quando da utilização da associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	79
<b>Tabela 4.5</b> Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.....	84
<b>Tabela 4.6</b> Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.....	93
<b>Tabela 4.7</b> Resumo dos resultados obtidos para os coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente altas.....	101
<b>Tabela 4.8</b> Resumo dos resultados obtidos para os coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas.....	103
<b>Tabela 4.9</b> Condições de coagulação/floculação utilizadas no processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas.....	104
<b>Tabela 4.10</b> Resultados médios obtidos para a formação de lodo nas condições ótimas de cada agente coagulante estudado.....	105
<b>Tabela 4.11</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	109
<b>Tabela 4.12</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	111
<b>Tabela 4.13</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	111
<b>Tabela 4.14</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	112
<b>Tabela 4.15</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	114
<b>Tabela 4.16</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	115
<b>Tabela 4.17</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	115

<b>Tabela 4.18</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	116
<b>Tabela 4.19</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	119
<b>Tabela 4.20</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	119
<b>Tabela 4.21</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	120
<b>Tabela 4.22</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	120
<b>Tabela 4.23</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	122
<b>Tabela 4.24</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	122
<b>Tabela 4.25</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	123
<b>Tabela 4.26</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	123
<b>Tabela 4.27</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	125
<b>Tabela 4.28</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	126
<b>Tabela 4.29</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	126
<b>Tabela 4.30</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	127
<b>Tabela 4.31</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	129
<b>Tabela 4.32</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	129
<b>Tabela 4.33</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	130
<b>Tabela 4.34</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	130
<b>Tabela 4.35</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	132
<b>Tabela 4.36</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	132
<b>Tabela 4.37</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	133
<b>Tabela 4.38</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	133
<b>Tabela 4.39</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	135
<b>Tabela 4.40</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	135



<b>Tabela 4.41</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	136
<b>Tabela 4.42</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	136
<b>Tabela 4.43</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	138
<b>Tabela 4.44</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	138
<b>Tabela 4.45</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	139
<b>Tabela 4.46</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	139
<b>Tabela 4.47</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	141
<b>Tabela 4.48</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	142
<b>Tabela 4.49</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	142
<b>Tabela 4.50</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	143
<b>Tabela 4.51</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	145
<b>Tabela 4.52</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	145
<b>Tabela 4.53</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	146
<b>Tabela 4.54</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	146
<b>Tabela 4.55</b> Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.....	148
<b>Tabela 4.56</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.....	148
<b>Tabela 4.57</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.....	149
<b>Tabela 4.58</b> Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.....	149
<b>Tabela 4.59</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de ultrafiltração e processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração.....	151
<b>Tabela 4.60</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de ultrafiltração e processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração.....	152
<b>Tabela 4.61</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.....	153

<b>Tabela 4.62</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.....	154
<b>Tabela 4.63</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.....	155
<b>Tabela 4.64</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.....	156
<b>Tabela 4.65</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM) para os diferentes coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas e pressões de 1 e 2 bar para a membrana 0,1 µm, monocanal.....	156
<b>Tabela 4.68</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM) para os diferentes coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas e pressões de 1 e 2 bar para a membrana 0,2 µm, monocanal.....	157
<b>Tabela 4.69</b> Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM) para os diferentes coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas e pressões de 1 e 2 bar para a membrana 0,2 µm, multicanal.....	159
<b>Tabela 4.70</b> Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,1 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente baixa.....	161
<b>Tabela 4.71</b> Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,1 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente alta.....	162
<b>Tabela 4.72</b> Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente baixa.....	163
<b>Tabela 4.73</b> Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente alta.....	164
<b>Tabela 4.74</b> Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, multicanal, cor e turbidez relativamente baixa.....	165
<b>Tabela 4.75</b> Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, multicanal, cor e turbidez relativamente alta.....	166

# CAPÍTULO 1

## INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Apesar dos grandes avanços no desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de águas para abastecimento público nos últimos 100 anos, muito há por se caminhar na busca de soluções seguras, para garantir a produção de água potável a partir de mananciais de superfície. O desafio mantém-se inalterado, talvez maior, frente às descobertas de que vários compostos naturais, industrialmente produzidos e, até mesmo, gerados durante o próprio tratamento da água, podem vir a manifestar-se em concentrações potencialmente perigosas para a saúde pública (MENDES, 2006).

A água torna-se um risco em potencial para a saúde da população quando nela estiverem presentes agentes nocivos. Isto é, mesmo que visualmente ela não apresente indicações de contaminação, não se pode assegurar sua qualidade física, química e microbiológica. Desta forma, o tratamento aplicado à água captada deve garantir que quando distribuída pelo sistema de tratamento, esteja livre de organismos patogênicos como *Giardia*, *Cryptosporidium*, entre outros, livre de compostos químicos que representem riscos à saúde, como metais pesados, agrotóxicos, cianotoxinas e ainda, que os parâmetros físicos estejam de acordo com os padrões de potabilidade exigidos pela legislação em vigor.

Os responsáveis pelos sistemas de abastecimento têm então a responsabilidade da adequação das técnicas de tratamento convencionais, ou da aplicação de novas técnicas, de acordo com as necessidades para o ajuste da estação de tratamento, em função da água bruta captada, assegurando assim a qualidade da água final distribuída ao consumidor.

Nos processos de tratamento convencionais, que envolvem a etapa de clarificação, a adição de coagulantes e floculantes para a remoção de cor, turbidez e matéria orgânica, tem sido utilizada com sucesso, a partir de mananciais de abastecimento com águas consideradas de boa qualidade.

Vários agentes coagulantes químicos são conhecidos e amplamente utilizados em todo o mundo, sendo o sulfato de alumínio o coagulante mais usado no tratamento para a obtenção de água potável, pois o mesmo é fácil de transportar e de manejar, seu custo é baixo, e é produzido em várias regiões brasileiras.

Porem, no tratamento de água, pode-se optar pelo uso de um polieletrólito natural, como a quitosana, tendo-se inúmeras vantagens com relação aos agentes químicos, principalmente quanto à biodegradabilidade, à baixa toxicidade, ao baixo índice de produção de lodo residual e ao grande número de cargas superficiais que favorecem o aumento da eficiência do processo de coagulação.

A utilização dos taninos vegetais, seguindo o mesmo raciocínio da quitosana, também pode ser proposta como uma alternativa mais saudável, pela sua origem natural. O uso destes coagulantes já ocorre em grande escala, no Brasil, em função de sua introdução no mercado desde a década de 40. Estes polímeros orgânicos catiônicos são biodegradáveis, não consomem alcalinidade da água e o lodo gerado após o tratamento apresenta um menor volume e encontra-se livre de metais pesados (SILVA, 2003).

Ainda, em decorrência das leis cada vez mais rígidas, e do despertar das pessoas para a necessidade da melhoria do padrão de saúde, há uma busca por processos de tratamento mais eficientes e eficazes. Neste sentido, os processos com membranas, particularmente a ultra e a microfiltração, são cada vez mais vistos, na maioria das circunstâncias, como alternativas economicamente viáveis. Estes processos tem sido efetivos na remoção de cianobactérias e toxinas intracelulares, e tem a capacidade de retenção de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*, podendo ser considerado processo de desinfecção física.

Portanto, a utilização de processos combinados de coagulação/floculação/filtração com membranas pode ser proposta como opção ao tratamento convencional, uma vez que acredita-se que, a adição de coagulantes antes de unidades de ultra ou microfiltração, com ou sem sedimentação, pode aumentar a remoção de matéria orgânica natural e ainda, garantir uma redução dos produtos formados pela desinfecção, eliminando bactérias e protozoários, sendo eficientes na remoção de algas e possivelmente de seus produtos extracelulares, como as cianotoxinas permitindo ainda, a diminuição da adição de produtos químicos no processo de tratamento.

Assim, este trabalho teve como objetivo principal a avaliação da eficiência do processo de coagulação/floculação, seguido de filtração com membranas para a obtenção de água potável.

Tendo ainda como objetivos específicos:

- Otimizar a etapa de coagulação/floculação do processo de obtenção de água potável avaliando:
  - A eficiência do processo de tratamento, utilizando os coagulantes naturais, quitosana e Tanfloc, e do coagulante químico, sulfato de alumínio, como agentes coagulantes/floculantes;
  - A eficiência do processo de tratamento, utilizando a quitosana, como polieletrólito auxiliar à coagulação com sulfato de alumínio;
- Otimizar a etapa de filtração com membranas cerâmicas, de diferentes porosidades, em diferentes pressões, para a obtenção de água potável;
- Avaliar a eficiência do processo combinado, de coagulação/floculação/filtração com membranas, para obtenção de água potável;
- Avaliar a eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas, para a remoção de *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Microcystis* e microcistina.

# CAPÍTULO 2

## REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 RECURSOS HÍDRICOS

Os recursos hídricos sofrem com a regulação inadequada e com os impactos ambientais decorrentes da sua má utilização, que resultam em conflitos sobre disponibilidade hídrica e causam degradação da qualidade da água. Grande parte desses problemas advém da dificuldade de muitos países estabelecerem políticas públicas consistentes e continuadas, capazes de propiciar formas de aproveitamento sustentável de suas disponibilidades hídricas. Infelizmente, as conseqüências de tais deficiências afetam particularmente as populações mais pobres.

As fontes hídricas são abundantes, porém, mal distribuídas na superfície do planeta. Em algumas áreas, a quantidade de água retirada é bem maior que a oferta, causando um desequilíbrio nos recursos hídricos disponíveis. Essa situação tem acarretado uma limitação em termos de desenvolvimento para algumas regiões, restringindo o atendimento às necessidades humanas e degradando ecossistemas aquáticos.

À medida que a população e as atividades econômicas crescem, muitos países atingem rapidamente condições de escassez de água ou se defrontam com limites para o desenvolvimento econômico. A demanda de água aumenta rapidamente, com aproximadamente 70 a 80 % exigidos para irrigação, menos de 20 % para a indústria e apenas 6 % para o consumo doméstico (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

Há poucas regiões no mundo ainda livres dos problemas da perda de fontes potenciais de água doce, da degradação da qualidade da água e da poluição das fontes de superfície e subterrâneas. Os problemas mais graves que afetam a qualidade da água de rios e lagos decorrem, em ordem variável de importância, segundo as diferentes situações, de esgotos domésticos tratados de forma inadequada, de controles inadequados de efluentes industriais, da perda e destruição das bacias de captação, da localização errônea de unidades industriais, do desmatamento, da agricultura migratória sem controle e de práticas agrícolas deficientes. Assim, os ecossistemas aquáticos são perturbados, e as fontes vivas de água doce estão ameaçadas.

#### 2.1.1 Poluição das Águas

A contaminação da água é definida como a alteração de sua qualidade natural pela ação do homem, que faz com que seja, parcial ou totalmente, imprópria para o uso a que se destina. Entende-se por qualidade natural da água o conjunto de características físicas, químicas e bacteriológicas que a água apresenta em seu estado natural nos rios, lagos, mananciais, no subsolo ou no mar (MOPU, 1985).

De acordo com Rebouças (1999), com o rápido crescimento da população, urbanização, industrialização e intensificação da produção agrícola, paralelamente ao uso de defensivos agrícolas, a partir de 1940, a “árvore” do controle da qualidade total das águas de consumo torna-se cada dia mais ramificada, compreendendo aspectos físicos, bacteriológicos e químicos cada vez mais complexos (Figura 2.1).



**Figura 2.1** “Árvore” da qualidade da água

Fonte: adaptado de Engelen (1981), citado por Mendes (2006)

Segundo o mesmo autor, os constituintes em solução, são classificados de acordo com a abundância relativa em: maiores, quando os teores são superiores a  $5 \text{ mg L}^{-1}$  ou 5 partes por milhão (5 ppm); menores, quando as concentrações ficam entre 5 e  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$  ou entre 5 ppm e 10 partes por bilhão (10 ppb); e traços ou micropoluentes, quando os teores são inferiores a  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ , ou 10 microgramas por litro ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), isto é, 10 ppb. O aprimoramento das técnicas analíticas fez com que o número regular de microcontaminantes, identificados e quantificados na água, evoluísse significativamente durante as duas últimas décadas.

Ainda segundo Rebouças (1999), cresce de forma assustadora a importância dos parâmetros denominados de micropoluentes orgânicos e metais tóxicos. Esses elementos ou compostos, podem causar efeitos danosos à saúde em teores muito baixos - da ordem de partes por bilhão (ppb) ou de microgramas por litro ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e até de partes por trilhão (ppt) ou de nanogramas por litro ( $\text{ng L}^{-1}$ ).

Os efeitos adversos dos micropoluentes podem resultar de condições agudas (curto tempo de exposição a doses elevadas) ou crônicas (longo tempo de exposição a doses muito baixas); podem ser tóxicos (afetando seriamente funções biológicas ou provocando a morte); carcinogênicos (induzindo o crescimento descontrolado de células, vindo a provocar tumores malignos); mutagênicos (causando alterações hereditárias do material genético das células); teratogênicos (causando deformações congênitas não hereditárias). Lamentavelmente, a percepção dos efeitos agudos ou crônicos da presença dos micropoluentes na água de beber só

aconteceu a partir de 1962, e em níveis muito variados de um país para outro ou até de uma região para outra (MENDES, 2006). No entanto, estes efeitos até hoje não foram estudados, de forma a se ter resultados consistentes a respeito destas alterações.

A Tabela 2.1 apresenta as várias possíveis fontes geradoras de contaminantes químicos que podem ter efeito adverso à saúde pública, como consequência de exposições prolongadas através do consumo de água, segundo WHO - World Health Organization (2004). A limitação da presença de tais contaminantes em águas para abastecimento pode ser feita pela escolha apropriada do manancial, controle da poluição e uso de técnicas de tratamento adequadas aos problemas específicos.

**Tabela 2.1** Fontes geradoras de contaminantes químicos em águas de abastecimento

<b>Fontes Geradoras</b>	<b>Exemplos</b>
Ocorrência natural	Constituintes de rochas, solos, condições geológicas e climáticas, compostos orgânicos naturais (CON's)
Atividades industriais e urbanas	Mineração, processos produtivos industriais, esgotos, resíduos sólidos, águas pluviais urbanas, combustíveis
Agricultura	Fertilizantes, defensivos agrícolas e pecuária intensiva
Tratamento, armazenamento e distribuição de água potável	Produtos químicos, subprodutos da desinfecção (SPD), materiais usados nas tubulações
Pesticidas de utilidade na saúde pública	Larvicidas e inseticidas utilizados no controle de vetores de doenças
Cianobactérias	Lagos e reservatórios eutrofizados

Fonte: WHO (2004)

Para Von Sperling (2005), citado por Mendes (2006), a qualidade dos corpos d'água é função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, destacando a ocupação urbana como o fator mais impactante. Grandes centros urbanos são responsáveis pela geração e lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais brutos, parcialmente ou inadequadamente tratados e, até mesmo não tratados, de águas pluviais contaminadas pela lavagem da atmosfera, arraste e dissolução de toda sorte de substâncias expostas ao contato com as precipitações e escoamentos superficiais gerados, além de resíduos sólidos de toda espécie, parte dos quais, arrastados para as águas superficiais em decorrência de sua inadequada disposição, manejo ou tratamento.

A Tabela 2.2, lista as principais fontes de poluentes, conjuntamente com seus efeitos poluidores mais representativos, segundo Von Sperling (2005).

Dependendo dos níveis de poluição dos mananciais utilizados, os sistemas convencionais de tratamento de água, contemplando as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, seriam insuficientes para tornar a água de qualidade segura para consumo humano. Segundo Ferreira Filho e Marchetto (2006), projetos de estações de tratamento de água (ETA), têm considerado como principais objetivos a otimização dos processos de remoção de material particulado e cor aparente, bem como a produção de água segura do ponto de vista microbiológico e químico. Nesse contexto, com relação ao aspecto qualitativo, historicamente, os mananciais empregados para abastecimento público sempre foram escolhidos de modo a

possibilitar que as ETAs fossem do tipo convencional ou de variantes mais simplificadas (filtração direta).

**Tabela 2.2** Principais agentes poluidores das águas (adaptado de Von Sperling, 2005).

Constituintes	Principais Parâmetros Representativos	Fonte				Possível Efeito Poluidor
		Águas Residuárias		Águas Pluviais		
		Urbanas	Industriais	Urbanas	Agricultura e Pecuária	
Sólidos em Suspensão	Sólidos em suspensão totais	+++	variável	++	+	Problemas estéticos Depósitos de lodo Adsorção de poluentes Proteção de patogênicos
Matéria Orgânica Biodegradável	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	+++	variável	++	+	Consumo de oxigênio Mortandade de peixes Condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	+++	variável	++	+	Crescimento excessivo de algas e cianobactérias Toxicidade aos peixes (amônia) Metemoglobinemia Poluição da água subterrânea
Organismos Patogênicos	Coliformes	+++	variável	++	+	Doenças de veiculação hídrica
Matéria Orgânica não Biodegradável	Pesticidas Alguns detergentes Produtos farmacêuticos Outros	++	variável	+	++	Toxicidade (vários) Espumas (detergentes) Redução de transferência de oxigênio Baixa ou nenhuma biodegradabilidade Maus odores (ex: fenóis)
Metais	Elementos específicos As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, etc.	++	variável	+	Sem efeito (usual)	Toxicidade Inibição do tratamento biológico Problemas na disposição de lodos na agricultura Poluição da água subterrânea
Sólidos Inorgânicos Dissolvidos	Sólidos Dissolvidos Totais Condutividade	++	variável	Sem efeito (usual)	+	Salinidade excessiva, com prejuízo ao uso agrícola Toxicidade às plantações (alguns íons) Problemas de permeabilidade do solo (sódio)

+++ : muito;    ++ : médio;    + : pouco



Como a maioria dos sistemas produtores de água no Brasil foi concebida a 30 anos ou mais, é natural que as tecnologias implantadas enfrentem dificuldades para a inclusão de etapas adicionais, adequadas à remoção de contaminantes antes desconhecidos ou inquantificáveis (MENDES, 2006). Assim, Ferreira Filho e Marchetto (2006) sugerem que a produção de água potável, a partir de mananciais eutrofizados potencializa os problemas e desafios a serem enfrentados pelos profissionais do setor, especialmente para ETAs já existentes, que devem adequar-se a uma nova visão multi-objetivo, tanto no projeto, quanto na operação, conforme ilustrado na Figura 2.2.



**Figura 2.2** Funções multi-objetivas envolvidas no projeto e operação de ETA's

Fonte: Ferreira Filho e Marchetto (2006)

Dentro da idéia genérica de poluição, podem ser inseridos vários processos alteradores de qualidade, como contaminações bacteriológicas e químicas, eutrofização e assoreamento. As contaminações são originárias principalmente do lançamento de águas residuárias domésticas, e industriais em rios e lagos. A poluição de um ambiente aquático envolve, portanto, processos de ordem física, química e biológica.

A contaminação dos recursos hídricos e dos mananciais de abastecimento público por rejeitos oriundos das atividades humanas, tem sido um dos maiores fatores de risco para a saúde da população, especialmente em regiões com condições inadequadas de saneamento e suprimento de água, o que é observável tanto em regiões brasileiras de alta concentração urbana como em áreas rurais (FUNASA, 2003).

Segundo a FUNASA (2003), outra conseqüência dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos, é a ocorrência de acelerados processos de eutrofização, causando um enriquecimento artificial desses ecossistemas pelo aumento das concentrações de nutrientes na água, principalmente compostos nitrogenados e fosfatados, que resulta num aumento dos processos naturais da produção biológica em rios, lagos e reservatórios. As principais fontes desse

enriquecimento têm sido identificadas como sendo as descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultáveis.

A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Essas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento e conseqüências relacionadas à saúde pública (FUNASA, 2003).

Os poluentes podem alcançar as águas superficiais ou subterrâneas por meio do lançamento direto, precipitação, escoamento pela superfície do solo ou infiltração. As fontes de poluição da água podem ser localizadas (pontuais), quando o lançamento da carga poluidora é feito de forma concentrada, em determinado local, ou não localizadas (difusas), quando os poluentes alcançam um manancial de modo disperso, não se determinando um ponto específico de introdução.

As águas naturais podem sofrer contaminações de bactérias, vírus e protozoários por detritos humanos e animais, podendo transportá-los e servindo algumas vezes de fonte de contaminação para os seres vivos se não forem devidamente tratadas antes do seu consumo.

As águas de esgoto provenientes das mais variadas atividades humanas têm desempenhado importante papel na disseminação de inúmeros enteropatógenos no ambiente, tais como: os vírus, *Rotavírus*, *Hepatite A*, *Norwalk*, helmintos como o *Ascaris lumbricoide* ou a *Tenia solium*, protozoários como o *Cryptosporidium* e a *Giardia* e bactérias, como *Campylobacter*, *Escherichia coli* patogênica, *Leptospira*, *Mycobacterium*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*, *Yersinia*, entre outros, implicando em risco à saúde do homem e animais (DIAS JUNIOR, 1999; WILLIAMS, 1975; LECLERC e ORGER, 1975; MORSE e DUNCAN, 1976; BURGE e MARSH, 1978, GAMESON et al., 1978; FEACHEM et al., 1983; JONES e WATKINS, 1985; SANCHES, 1988).

As enfermidades que os microrganismos podem produzir nos seres vivos são diversas, desde simples transtornos gastrointestinais, vômito, dentre várias outras. As bactérias, como as espécies do gênero *Shigella*, podem produzir diarreia, as *Salmonellas*, produzem salmoneloses e ainda febre tifoide (*Salmonella typhi*), têm-se ainda como possíveis fontes de contaminação o vibrião da cólera, a *Escherichia coli* (*E. coli*) e as toxinas geradas pelas cianobactérias que podem ocasionar diversos problemas à saúde como gastroenterites, alergias e ainda lesões hepáticas.

Os riscos à saúde da população, quando em contato com águas de esgoto, vão depender da natureza e número de patógenos excretados, da capacidade dos mesmos sobreviverem e se multiplicarem no ambiente, do tratamento aplicado às águas e lodos de esgoto, do tipo de resíduos industriais presentes e de vários fatores demográficos, geográficos e climatológicos (FEACHEM et al., 1983; PIKE, 1986; SHUVAL et al., 1986).

Os materiais em suspensão presentes na água servem de suporte e proteção para os microrganismos, dificultando sua eliminação pela desinfecção, sendo a matéria orgânica fonte de substrato para a proliferação da flora bacteriana, assim como as matérias nitrogenada e fosfatada responsáveis pelo crescimento das algas e pela eutrofização dos corpos d'água.

## 2.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO PARA A OBTENÇÃO DE ÁGUA POTÁVEL

### 2.2.1 Coagulação e Floculação

Segundo Spinelli (2001) as etapas de coagulação e floculação constituem a parte mais delicada do tratamento de água para abastecimento. Qualquer falha neste setor pode acarretar grandes prejuízos na qualidade e custo do produto distribuído à população.

Em tratamento de água, a finalidade da coagulação e floculação é transformar as impurezas que se encontram em suspensão fina, em estado coloidal ou em solução, bactérias e protozoários ou plâncton, em partículas maiores (flocos) para que possam ser removidas por sedimentação e/ou filtração ou, em alguns casos, por flotação.

Geralmente realizada com sais de alumínio e ferro, a coagulação, resulta de dois fenômenos. O primeiro, essencialmente químico, consiste na reação do coagulante com a água e na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva, e depende da concentração do metal e pH final da mistura. O segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes na água. O processo é muito rápido, variando desde décimos de segundo à cerca de 100 segundos, dependendo das demais características (pH, temperatura, quantidade de impurezas, dentre outras). Em uma ETA este fenômeno acontece na unidade de mistura rápida (DI BERNARDO, 1993).

A coagulação resulta de dois mecanismos básicos, a coagulação eletrocinética, em que o Potencial Zeta é reduzido por íons ou colóides de cargas opostas e a ortocinética, em que as mistelas se agregam e formam flocos que aglomeram as partículas em suspensão, sendo o Potencial Zeta, a medida do potencial elétrico entre a superfície externa da camada compacta que se desenvolve ao redor da partícula e do meio líquido em que ela está inserida (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

A floculação é o processo pelo qual as partículas em estado de equilíbrio eletrostaticamente instável no seio da massa líquida são forçadas a se movimentar, a fim de que sejam atraídas entre si, formando flocos que, com a continuidade da agitação, tendem a aderir uns aos outros, tornando-se pesados, para posterior separação nas unidade de decantação e filtração (AZEVEDO et al., 1979).

A floculação geralmente segue a etapa de mistura rápida na planta de tratamento convencional, estando intimamente relacionado com as dosagens do coagulante e do reagente auxiliar, assim como com o método de operação (AZEVEDO NETO et al., 1973). Esta etapa fornece múltiplas oportunidades para que partículas suspensas em água se tornem colóides ou agregados através de suave e prolongada agitação. As câmaras são projetadas para ressaltar as condições de fluxo laminar e prevenir a destruição dos flocos em conjunto com mistura suficiente para ativar a formação destes. Uma mistura lenta típica tem seu gradiente de velocidade na faixa entre 10 e 100 s<sup>-1</sup>. O tempo de floculação é também um fator governante na formação do floco.

Entre as características da água e as condições de operação que afetam o controle da coagulação, estão a cor, a turbidez, a temperatura, a alcalinidade, o pH, a dureza e o dióxido de

carbono livre. Em baixas temperaturas o floco se forma lentamente e em partículas finas que decantam lentamente e podem ser perturbadoras se carregadas para os filtros. O floco se forma mais rapidamente e mais satisfatoriamente em temperaturas moderadas. Entretanto, deve ser previsto que, sob certas condições, a quantidade necessária de coagulante pode aumentar com o aumento da temperatura (BABBITT, 1973).

Uma revisão do processo de coagulação aplicado ao tratamento de água potável foi realizada por Edzwald (1993). Este trabalho enfatizou a importância da química da água natural e dos coagulantes e da natureza da matéria orgânica (MO) presente (tipo e concentração). O autor sugeriu que os mecanismos que regem a estabilidade das partículas minerais e orgânicas em água são repulsão eletrostática, efeito hidrofílico ou repulsão estérica entre as macromoléculas adsorvidas, sendo que o material orgânico é o principal agente controlador da seleção e dosagem de coagulante. Esse material orgânico natural (MON) é uma mistura de vários compostos orgânicos, incluindo frações hidrofóbicas e hidrofílicas. A carga negativa e a estrutura química das frações hidrofóbicas afetam as reações com os coagulantes inorgânicos, uma vez que a coagulação envolve reações de complexação entre as espécies do coagulante com a matéria orgânica, precipitação direta das partículas metal-matéria orgânica e adsorção da matéria orgânica ou das espécies metal-matéria orgânica ao hidróxido metálico.

A matéria orgânica presente nas águas superficiais, contém compostos que podem ser convenientemente agrupados em substâncias não húmicas e húmicas. As substâncias não húmicas incluem aquelas com característica química definidas, como carboidratos, proteínas, aminoácidos, gorduras, graxas e ácidos orgânicos de baixa massa molar. Elas são facilmente atacadas por microrganismos e têm vida relativamente curta. As substâncias húmicas (SH) (ácido húmico (AH), ácido fúlvico (AF) e humina), em contraposição, são mais estáveis. São ácidos de coloração escura, tanto alifáticos quanto aromáticos, quimicamente complexos, hidrofílicos e têm alta massa molar (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Geralmente, 90 % das substâncias húmicas aquáticas dissolvidas em águas são constituídas de ácidos fúlvicos e o restante (10 %) correspondem aos ácidos húmicos (ROCHA e ROSA, 2003).

Tanto as substâncias húmicas aquáticas (SHA) quanto as provenientes do solo (SHT) apresentam moléculas de massa molar variada, geralmente entre 200 Da - 30 kDa e entre 5 - 100 kDa, respectivamente. Por esse motivo, as condições de coagulação (tipo e dosagem de coagulante e pH de coagulação) podem resultar totalmente diferentes no tratamento de águas com a mesma coloração devido a presença de SH com propriedades estruturais distintas (CONSTANTINO, 2008; CAMPOS, 2004).

As substâncias húmicas e fúlvicas, por apresentarem-se sempre em estado coloidal e em sua grande maioria com cargas superficiais negativas, fazem surgir forças resultantes repulsivas, determinando o equilíbrio elétrico do sistema. Por não ser possível agregar as partículas primárias em função do mesmo sinal de suas cargas, o tratamento químico, especificamente a coagulação, para remoção das partículas primárias não pode ser dispensado (LEAL e LIBÂNIO, 2002). A remoção destas partículas pode também auxiliar na remoção de outros contaminantes,

especialmente tóxicos, como os metais pesados, pesticidas e vírus, sabidamente associados à matéria particulada orgânica e inorgânica (MONTGOMERY, 1985).

Em estudos realizados observou-se que a eficiência da coagulação na remoção de matéria orgânica dissolvida (MOD) presente é dependente da concentração inicial das substâncias húmicas (SH) na água, do coagulante empregado e do pH ótimo de coagulação, sendo que a remoção mais efetiva de cor ocorre para faixas mais baixas de pH do que aquelas normalmente requeridas para remoção de turbidez (DENNETT et al., 1996; EDWARDS e AMIRTHARAJAH, 1985).

Estes autores relatam ainda, que em estudos realizados por outros pesquisadores, a remoção de matéria orgânica dissolvida, e conseqüentemente da cor, ocorre por mecanismos similares ao da remoção de turbidez, ou seja, quando se considera a tecnologia convencional de tratamento de água, pelos mecanismos de adsorção-neutralização de cargas, varredura, ou junção de ambos, e formação de pontes químicas quando do emprego de polímeros.

De modo geral, estas substâncias são mais facilmente removidas, do meio aquoso, por meio de processos de coagulação/floculação, oxidação química, adsorção em carvão ativado e processos com membranas.

Tem-se também que alguns microrganismos se comportam como colóides (em relação a sua carga superficial), e podem ser coagulados e floculados, sendo assim facilmente eliminados pela ação combinada de coagulação, floculação e desinfecção.

Dantas et al. (2007) demonstraram que águas com a mesma coloração, mas com substâncias húmicas com propriedades estruturais distintas, podem resultar diferentes condições de coagulação. No referido trabalho foi verificado que para a fração de menor massa molar, as dosagens de coagulantes requeridas foram maiores, comprovando que o aumento da fração de ácido fúlvico pode dificultar a coagulação com sulfato de alumínio (CONSTANTINO, 2008).

Sloboda et al. (2007) compararam as características das SHA e SHT e verificaram as diferenças e semelhanças entre as mesmas. Os resultados mostraram que nas SHA a percentagem de ácidos fúlvicos é maior que a de ácidos húmicos, ao contrário do que ocorre com as SHT. Segundo os autores, como nas SHA há maior percentagem de ácidos fúlvicos, conseqüentemente há maior quantidade de grupos funcionais oxigenados e maior número de cadeias alifáticas, quanto que nas SHT as cadeias são mais condensadas, predominando estruturas aromáticas. Em vista destas diferenças, o tratamento de águas com a mesma coloração pode resultar diferente, principalmente a coagulação química e a formação de subprodutos orgânicos halogenados.

Considerando os coagulantes inorgânicos, como a formação do floco está intensamente relacionada à concentração do íon hidrogênio e às relações aniônicas e catiônicas, o controle do pH é importante no controle da coagulação. O pH ótimo de coagulação da maioria das águas é levemente abaixo de 7,0 (BABBITT, 1973).

Investigações anteriores do processo de coagulação em tratamento de água demonstraram que o pH foi a variável mais importante das demais consideradas. Estas investigações têm claramente estabelecido que há pelo menos uma faixa de pH, para uma dada água, dentro da qual

uma boa coagulação/floculação ocorre num menor tempo com uma dada dose de coagulante. A extensa faixa de pH é afetada pelo tipo de coagulante utilizado, pela composição química da água e pela concentração do coagulante (CORBITT, 1998).

Do ponto de vista prático, a melhor alternativa para a redução da concentração destas substâncias é a melhora do processo de coagulação. Pelo fato deste ser obrigatório em todo processo de tratamento de água bastando, durante a sua operação, buscar a sua otimização com respeito à desestabilização das partículas coloidais de forma a não comprometer as operações unitárias subseqüentes, tanto quanto permitir a maior redução possível na concentração de substâncias húmicas (FREDERICO et al., 1999).

### *2.2.1.1 Mecanismo de Coagulação*

Atualmente, considera-se a coagulação como resultado da ação de quatro mecanismos diferentes, compressão da camada difusa, adsorção e neutralização, varredura e adsorção e formação de ponte.

A definição do coagulante freqüentemente pauta-se em fatores de ordem econômica, relacionados à adequabilidade à água bruta, à tecnologia de tratamento, ao custo e à preservação dos tanques e dosadores. Ao longo das últimas décadas diversos sais têm sido utilizados como coagulantes, basicamente sais de ferro e de alumínio, e, mais raramente, os polímeros orgânicos são também empregados como coagulantes primários (DEMPSEY, 1984).

#### *Compressão da Camada Difusa*

Sabe-se desde o final do século XIX, que um sistema coloidal pode ser desestabilizado pela adição de íons de cargas contrárias à das partículas coloidais. Schulze e Hardy por volta de 1900, utilizando a teoria desenvolvida por Derjaguin, Landau, Verney e Overbeek – DLVO mostraram que a desestabilização de um colóide por um eletrólito indiferente, ocorre devido às interações eletrostáticas: íons de mesma carga são repelidos e de carga contrária são atraídos pelos colóides; quanto maior a carga dos íons positivos menor a quantidade requerida para a coagulação (DI BERNARDO, 1993).

A introdução de um eletrólito indiferente num sistema coloidal irá causar um aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminuir a esfera de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por compressão da camada difusa. Concentrações elevadas de íons positivos e negativos (força iônica grande) na água acarretam um acréscimo do número de íons na camada difusa que, para manter-se eletricamente neutra, necessariamente, tem seu volume reduzido (diminuição da espessura), de modo que as forças de van der Waals sejam dominantes, eliminando a estabilização eletrostática. Um exemplo típico desse mecanismo ocorre quando águas doces com força iônica pequena misturam-se às águas do mar, promovendo a formação de depósitos nas desembocaduras.

Segundo Spinelli (2001) há dois aspectos interessantes sobre o mecanismo de coagulação. A quantidade de eletrólitos para conseguir-se a coagulação é independente da concentração de colóides na água e para qualquer quantidade adicionada de eletrólitos, é impossível causar a

desestabilização das partículas coloidais, ou seja, a reversão da carga das mesmas, que passa a ser positiva.

#### *Adsorção e Neutralização de Cargas*

A desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente. O mecanismo de adsorção-neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado por meio da filtração direta, pois não há necessidade da produção de flocos para posterior sedimentação, mas, de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio filtrante (DI BERNARDO, 1993).

#### *Varredura*

Dependendo da quantidade adicionada de coagulante, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água, poderá ocorrer a formação de precipitados do tipo  $Al(OH)_3$  ou  $Fe(OH)_3$ . As partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados e, como este mecanismo não depende da neutralização da carga dos colóides, a condição ótima da coagulação pode não corresponder àquela em que é mínimo o Potencial Zeta.

O mecanismo da varredura é intensivamente utilizado nas estações de tratamento em que se tem a floculação e sedimentação antecedendo a filtração, pois os flocos resultantes são de maior tamanho e apresentam velocidades de sedimentação relativamente altas se comparados com os flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção-neutralização (DI BERNARDO, 1993).

#### *Adsorção e Formação de Pontes*

Existe uma variedade significativa de compostos sintéticos e naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares, que gozam da propriedade de apresentar sítios ionizáveis ao longo da cadeia, e de atuar como coagulante.

Os polímeros podem ser caracterizados como catiônicos, apresentam sítios ionizáveis positivos, aniônicos, apresentam sítios ionizáveis negativos, não iônicos, não apresentam sítios ionizáveis e anfólicos, apresentam sítios ionizáveis negativos e positivos (DI BERNARDO, 1993).

#### *2.2.1.2 Coagulantes Químicos*

A definição do tipo de coagulante deve basear-se na sua eficiência, no custo global dos produtos químicos envolvidos na coagulação e, em alguns casos, no volume do lodo gerado (LIBÂNIO et al., 1997).

De acordo com Corbitt (1998) geralmente os coagulantes usados são os que incluem em suas cadeias íons de alumínio e ferro ou polímeros. O sulfato de alumínio é eficiente para valores de pH de 5,5 a 8,0. O aluminato de sódio é usado em casos especiais ou como um aditivo para coagulação secundária de águas superficiais altamente coloridas. O sulfato férrico é eficiente para clarificação de águas turvas e em uma larga faixa de pH, removendo cor em pH baixo e ferro e

manganês em pH alto. A reação com cloreto férrico e alcalinizante tem seu uso mais limitado em tratamento de água. A ação dos polímeros é boa para a produção de flocos.

Segundo alguns autores (STEEL, 1966; PAVANELLI, 2001; CONSTANTINO, 2008) o cloreto férrico tem sido empregado, com sucesso, num grande número de estações de tratamento de água, operando em faixas maiores de pH do que o sulfato de alumínio, sendo preferível no tratamento de águas moles e fortemente coloridas. Este coagulante produz um floco pesado que se decanta rapidamente, pode ainda oxidar substâncias que produzem gosto e odor e para valores de pH elevados, acima de 9, é vantajoso para a eliminação do magnésio.

Para a remoção de SH, quando são utilizados sais de alumínio ou de ferro como coagulantes, estas podem ser agregadas e posteriormente removidas por adsorção no precipitado do coagulante ou pela formação de complexos insolúveis. Geralmente, o primeiro mecanismo é dominante em valores de pH básicos e dosagens mais elevadas de coagulantes, enquanto o segundo mecanismo, neutralização de cargas, prevalece sob condições de pH ácidos e dosagens menos elevadas de coagulante (EDWARDS e AMIRTHARAJAH, 1985; PADUA e DI BERNARDO, 1997). Desta forma, a remoção das SH por coagulação depende da concentração do carbono Orgânico dissolvido (COD), a natureza química das SH, tipo de coagulante, dosagem de coagulante e do pH (CONTANTINO, 2008).

O sulfato férrico tem sido usado com sucesso em algumas estações. Ele reage prontamente com a alcalinidade natural da água, sendo o floco formado mais denso que o de sulfato de alumínio e precipitando numa larga faixa de pH. É útil na remoção de ferro e sulfeto de hidrogênio das águas de poços. Sua desvantagem é que sua solubilidade só é apreciável em água quente. Suas reações são as de neutralização de cargas e formação de hidróxidos insolúveis de ferro (PAVANELLI, 2001).

Black e Willens (1961) afirmam que o método mais comum para a remoção de cor da água natural é a coagulação/floculação com sais de alumínio e ferro e recomendam a faixa de pH ótimo como sendo entre 5,2 e 5,7.

A presença de alumínio e manganês na água tratada merece atenção porque esses contaminantes estão relacionados ao desenvolvimento de doenças degenerativas do sistema nervoso central (GOYER, 1995; RICHARDSON e GANGOLLI, 1992).

As concentrações elevadas de alumínio e ferro encontradas nos resíduos analisados (principalmente os lodos de estação de tratamento de efluentes e águas) podem ter origem nos sulfatos e cloretos de alumínio e ferro, comumente utilizados nos processos de tratamento de águas e efluentes líquidos industriais (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

A floculação pode ser causada pela adição de um polieletrólito de sinal oposto ao da partícula dispersa, provocando a neutralização de cargas por causa da adsorção do polímero na superfície da partícula via ligação eletrostática e, conseqüentemente, neutralização de carga na partícula. Esta neutralização de carga resulta no abaixamento da repulsão levando à floculação da dispersão. Quando um polímero catiônico é adsorvido na superfície de uma partícula, ele neutraliza as suas cargas positivas e fornece excesso de carga catiônica para compensar por outro sítio de carga negativa da superfície. Desta maneira, o polímero adsorve na superfície da



partícula nos grupos ativos do polímero, formando grupos ativos positivos envolvidos por regiões superficiais de sítios negativos. Este mosaico de áreas de superfície positivas e negativas então admite uma atração eletrostática direta entre as partículas (AKELAH e MOET, 1990).

Segundo Spinelli (2001), um polímero iônico ou um polieletrólito de mesmo sinal que as partículas podem causar floculação por ligação. Polímeros solúveis em água podem ligar-se à superfície da partícula por uma variedade de mecanismos, incluindo ligações eletrostáticas, ligações hidrofóbicas, ligações de van der Waals e um grupo de interações físico-químicas específicas provenientes de ligações de hidrogênio para ligações covalentes.

Quando moléculas de um polímero muito longo são adsorvidas na superfície de partículas, elas tendem a formar laços que se estendem a alguma distância da superfície dentro da fase aquosa. Estes laços e suas extremidades podem juntar-se a mais uma partícula para formar uma ligação entre as duas partículas (SPINELLI, 2001).

Pavanelli (2001), investigou a eficiência de alguns tipos de coagulantes aplicados ao tratamento de água. Foram utilizados os seguintes tipos de coagulantes: sulfato de alumínio, cloreto férrico, cloreto de polialumínio e sulfato férrico. O autor destaca que não há dosagem ótima de coagulante, tampouco pH de coagulação ótimo, e sim um par de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” apropriado para cada situação. Para a escolha deste par de valores, o autor reforça a importância de se construir o diagrama de coagulação para cada água de estudo e, assim, definir as regiões de maiores remoções levando em conta a necessidade de utilização de acidificante ou alcalinizante, os custos dos produtos químicos e a eficiência de remoção desejada.

Dentre os diversos coagulantes químicos, o sulfato de alumínio merece destaque, uma vez que é o coagulante mais utilizado no tratamento de água devido a sua boa eficiência, baixo custo, fácil mão de obra e produção em várias regiões brasileiras.

Contudo, o uso extensivo do sulfato de alumínio tem sido discutido devido ao alumínio remanescente na água tratada e a grande quantidade de lodo produzido. Seu efeito como coagulante é fortemente dependente do pH, e no final do tratamento pode ficar presente uma alta concentração de alumínio residual na água, em consequência do pH de floculação utilizado (KAWAMURA, 1991). Se o mesmo estiver presente na água em uma concentração acima de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ , pode trazer sérios riscos à saúde humana como distúrbios gastrointestinais, erupções na pele e úlceras (CLAYTON, 1989). Além disso, o alumínio não é biodegradável podendo causar sérios problemas de disposição e tratamento do lodo gerado.

Segundo Sjoegren, citado no Dictionary of Substances and Their Effects (RICHARDSON e GANGOLLI, 1992), em 1988 uma quantidade substancial de sulfato de alumínio foi acidentalmente jogada num estoque de água potável para o suprimento de 20.000 pessoas na vizinhança da Camelford, UK. A exposição da água com sulfato de alumínio causou um fornecimento de água com pH de 3,9 a 5,0 e foi estimado que alguns consumidores receberam concentração de 10 a  $50 \text{ mg L}^{-1}$ . Esse incidente trouxe sérios problemas tais como distúrbios gastrointestinais, erupções na pele e úlceras.

Um estudo foi realizado para determinar o nível de alumínio no sangue e na urina de trabalhadores envolvidos na produção de sulfato de alumínio. A pesquisa detectou que estes trabalhadores tinham os valores de concentração de alumínio elevados significativamente no sangue e na urina em relação a um grupo de controle que não foi exposto (SPINELLI, 2001).

A ingestão de sulfato de alumínio pode resultar em úlcera e necrose da mucosa da garganta e do esôfago. O efeito sistemático inclui náuseas, vômito, diarreia, dor epigástrica, ânsia, gastroenterite hemorrágica e colapso circulatório (desmaio), (CLAYTON, 1989).

De acordo com McLachlan (1995) citado por Kimura (2001), vários estudos biológicos e epidemiológicos têm levado à evidência de que o uso de quantidades elevadas de alumínio no tratamento de água pode causar a doença de Alzheimer. Esta doença letal se desenvolve devagar e progressivamente, afetando a memória e outras funções cognitivas, causando uma desordem cerebral, além de outros múltiplos sintomas e complicações. Não existe nenhum tratamento ou prevenção à doença.

O alumínio não é o causador principal do mal de Alzheimer, mas é responsável por várias transformações moleculares que causam o progresso da doença (MCLACHLAN, 1995).

Por todos esses motivos, alguns países como Japão, China, Índia e Estados Unidos, têm adotado o uso de polímeros naturais no tratamento de águas superficiais para a obtenção de água potável devido às grandes vantagens em relação aos agentes coagulantes/floculantes químicos (KAWAMURA, 1991).

### *2.2.1.3 Coagulantes Naturais*

Nos últimos anos vários trabalhos foram desenvolvidos no sentido da utilização de coagulantes poliméricos alternativos aos coagulantes químicos, para a obtenção de água potável. Estes trabalhos inicialmente preocuparam-se em substituir ou auxiliar os coagulantes convencionais com o intuito de melhorar a etapa de coagulação/floculação, tanto pela qualidade dos flocos produzidos, quanto pela ausência de metais do lodo gerado. Posteriormente notou-se uma preocupação com a saúde da população, principalmente em relação ao mal de Alzheimer, que de acordo com estudos realizados, pode ser agravado pelo alumínio (KONRADT-MORAES, 2004).

Segundo Kawamura (1991), os coagulantes naturais apresentam várias vantagens em relação aos coagulantes químicos por serem biodegradáveis e não tóxicos, e ainda produzem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais.

A floculação por polímeros, que leva a desestabilização de suspensões aquosas, é usualmente explicada por dois métodos, à neutralização de cargas do polímero e a ligação polimérica (AKELAH e MOET, 1990).

Os polieletrólitos são polímeros de cadeia molecular longa que podem apresentar, quando adicionados a água, um número de cargas muito grande, distribuídos ao longo desta cadeia. Quando estas cargas forem positivas, o polieletrólito é chamado de catiônico, quando negativas, aniônico, podendo ainda ser não iônico (AKELAH e MOET, 1990).

Para uma avaliação econômica correta da utilização dos coagulantes naturais, deve-se sempre levar em conta outros fatores como a eliminação ou redução de custos de alcalinização, dos custos de tratamento e disposição do lodo gerado. O lodo gerado no decantador não possui alumínio incorporado, é orgânico, ou seja, apresenta um alto teor de matéria orgânica e, não é prejudicial ao meio ambiente, podendo ser utilizado como composto orgânico na agricultura (TANAC, 2003). Além disso, pode ser decomposto por meio de processos biológicos de biodigestão, eliminando custos de transporte e disposição para aterros de resíduos industriais (CRUZ et al., 2005).

Como a pesquisa sobre a utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável ainda é recente, uma ferramenta que seja capaz de prever qual o melhor pH de atuação para cada agente coagulante e a dosagem necessária, é extremamente útil (KIM et al., 2001). Assim, com esta finalidade, Edwards e Amirtharajah (1985) desenvolveram o diagrama de coagulação, como uma possibilidade de planejar, analisar e interpretar resultados obtidos na coagulação em equipamentos de "jar test" e em instalações piloto (CAMPOS et al., 2005).

Os estudos baseados no diagrama de coagulação vêm sendo realizados visando à diminuição da utilização de produtos químicos, a minimização do lodo gerado e a melhor eficiência da etapa de coagulação/floculação para a obtenção de água potável. Ainda, por meio dos diagramas de coagulação, coagulantes químicos e naturais são testados para verificar a melhor dosagem de coagulante em função do pH, assim como os coagulantes mais adequados, e a melhor associação entre eles para a utilização nas ETAs, visando à melhoria da qualidade final da água produzida (KONRADT-MORAES et al., 2006; KONRADT-MORAES et al., 2008).

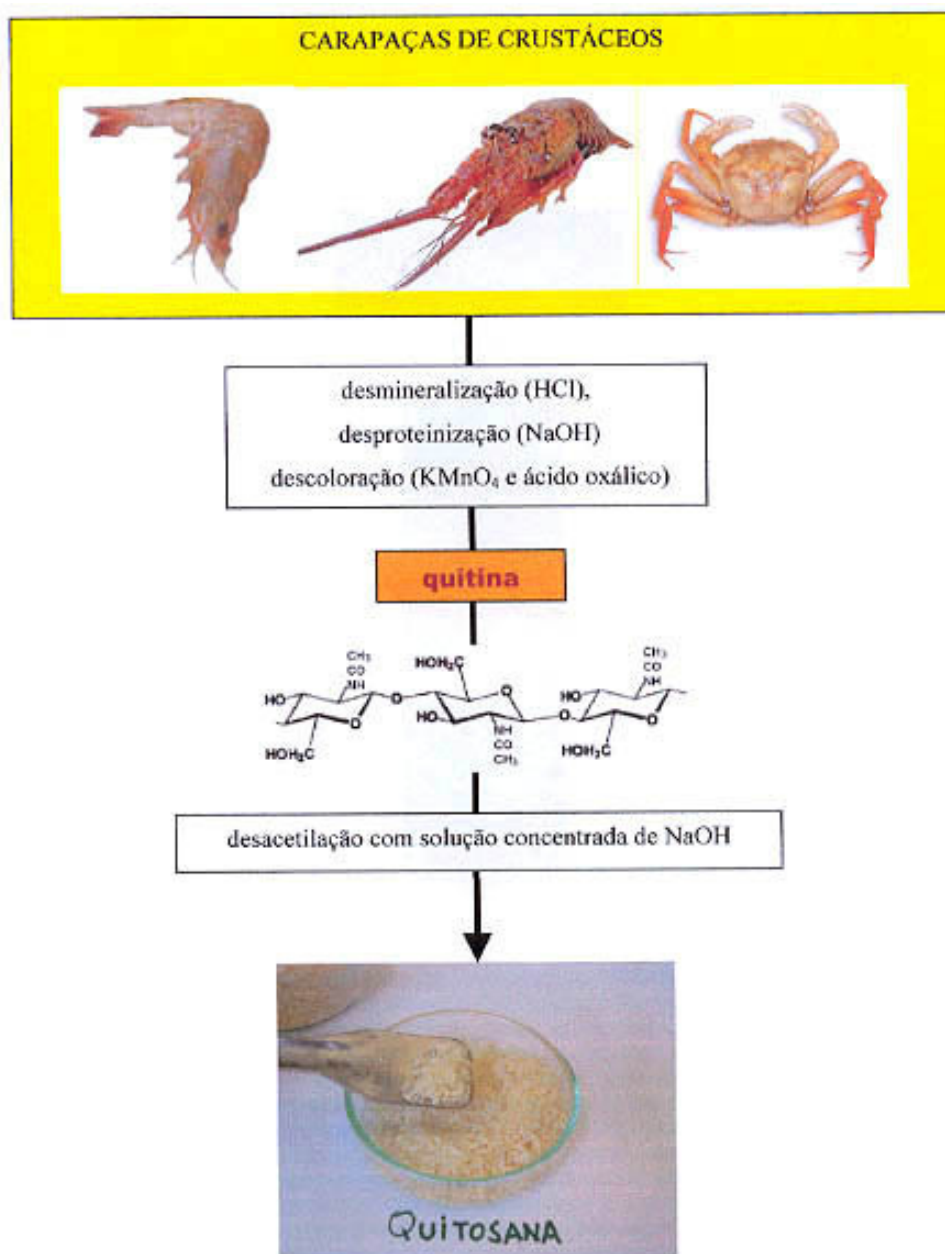
Os parâmetros de projeto e de operação das unidades de floculação de estações de tratamento de água (ETAs) preferencialmente devem ser determinados por meio de ensaios em instalação piloto. Este procedimento é dispendioso e demorado, motivos pelos quais em geral os ensaios de floculação são realizados em reatores estáticos (DI BERNARDO, 2003).

O processo utilizado na coagulação/floculação irá influenciar diretamente na qualidade do lodo gerado na ETA, sendo o mesmo constituído de água e sólidos suspensos originalmente contidos na fonte de água, acrescido de produtos resultantes dos reagentes aplicados à água nos processos de tratamento. Assim, a utilização de coagulantes naturais pode-se mostrar vantajosa, em função da qualidade do lodo formado.

### *A Quitosana*

Em seu estudo, McLachlan (1995) afirma que a quitosana é um polímero natural e não tóxico. De acordo com o autor, a maior vantagem que a quitosana oferece sobre o sulfato de alumínio é que a mesma, por ser biodegradável, gera um lodo orgânico, fácil de tratar e que pode ser levado a um aterro sanitário comum (DIVAKARAN e PILLAI, 2002).

A quitosana é um produto natural derivado da quitina, um polissacarídeo encontrado no esqueleto de animais marinhos como caranguejos, camarões e lagostas. Um esquema da preparação da quitina e quitosana a partir do exoesqueleto de crustáceos está apresentado na Figura 2.3.



**Figura 2.3** Esquema de preparação de quitina e quitosana a partir de exoesqueleto (carapaças) de crustáceos.

Fonte: Yamaura, disponível em [http://www.crq4.org.br/qv\\_quitosanas](http://www.crq4.org.br/qv_quitosanas) (2008)

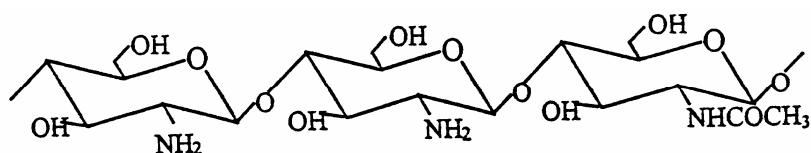
Estruturalmente, a quitosana é um polímero rígido fortemente interligado por ligações de hidrogênio o que faz com que se decomponha a partir de 300 °C e que não possua ponto de fusão. A molécula no estado de solução tem conformação com aparência de verme (“wormlike”) (PAGODINA et al., 1986; RINAUDO e DOMARD, 1989), sendo que a interação com solventes polares é fortemente induzida pelos dipolos OH e NH permanentes da molécula (CHIANDOTTI, 2005).

Ainda pode-se citar que a quitosana é um produto natural, de baixo custo, renovável e biodegradável, de grande importância econômica e ambiental. As carapaças de crustáceos são resíduos abundantes e rejeitadas pela indústria pesqueira, que em muitos casos as consideram poluentes. Sua utilização reduz o impacto ambiental causado pelo acúmulo nos locais onde é gerado ou estocado (YAMAURA et al., 2007).

A quitosana atua como polieletrólito catiônico na coagulação da matéria orgânica coloidal de água potável (HUANG e CHEN, 1996), ou como coagulante/floculante em sistemas aquosos (KLOPOTEK et al., 1994). A presença de grupos amino nas cadeias poliméricas, permite que a quitosana atue como polieletrólito catiônico em pH inferior a 6,5 e apresente uma alta densidade de cargas, que se adsorvem facilmente nas superfícies carregadas negativamente (KIMURA, 2001).

Uma vez que a maioria das impurezas coloidais na água carregam cargas negativas, coagulantes catiônicos são geralmente usados para o tratamento de água e efluentes industriais. Como a quitosana, em pH apropriado é um polycátion, seu acoplamento a outras estruturas de carga contrária, pode gerar aplicações no tratamento de água. A quitosana tem um grupo amino em cada unidade de glucose, por essa razão ela tem um alto potencial para coagulação da matéria coloidal (MATHUR e NARANG, 1990).

Os fatores que podem afetar a conformação da quitosana são o pH, a força iônica, a concentração do polímero e o seu volume hidrodinâmico. Em altas concentrações, as moléculas da quitosana estão bem próximas e os contra-íons não abandonam o domínio molecular. Assim, a carga efetiva aumenta, devido à alta repulsão e a estrutura do polímero torna-se mais estendida; e em baixas concentrações os contra-íons se difundem para longe do domínio molecular (LONGHINOTTI, 1996). A Figura 2.4 mostra a estrutura química da quitosana.



**Figura 2.4** Estrutura da quitosana

Fonte: Spinelli (2001)

O efeito do polieletrólito está associado ao aumento do volume hidrodinâmico do polímero e, pode ser anulado pelo aumento da força iônica do meio e pela diminuição da carga efetiva do polycátion, favorecendo uma estrutura mais enovelada e de menor volume hidrodinâmico.

Outro fator que provoca este efeito é o pH, pois quanto maior for este, mais facilmente os grupos  $-NH_3^+$  se desprotonam e rapidamente diminui a carga efetiva, prevalecendo as forças intramoleculares de ligação de hidrogênio e, conseqüentemente, provocando enovelamento da estrutura. Portanto, a quitosana em solução pode assumir diversas conformações. A adição de uréia pode favorecer conformações mais distendidas pela inibição das ligações de hidrogênio (MUZARELLI et al., 1986).

A viscosidade da quitosana dissolvida diminui com o aumento da concentração do ácido. Quando as cargas positivas da quitosana são neutralizadas com as cargas negativas dos íons em solução ácida, a conformação do polímero quitosana muda. A quitosana torna-se mais compacta em soluções mais ácidas, e portanto, diminui a viscosidade da solução (HUANG et al., 2000).

Na quitosana há a predominância dos grupos amino caracterizados por ligações covalentes (N-H), onde a eletronegatividade das ligações gera sítios de alta polaridade tornando assim favorável o rearranjo de moléculas e água em torno desses sítios. Essa característica estrutural, associada aos grupos acetamidos, que também são polares e estão presentes na cadeia polimérica, caracterizam um material com alto grau de afinidade e retenção de água (SIGNINI e CAMPANA FILHO, 2001).

Polissacarídeos são materiais naturalmente hidrofílicos. A hidrofiliçidade da quitosana, em particular, se dá como função de seus grupos desacetilados que naturalmente associados aos grupos hidroxilas e amino caracterizam essa forte afinidade por moléculas polares.

A quitosana apresenta ainda características importantes, tais como biocompatibilidade, hidrofiliçidade, biodegradabilidade, propriedades antibactericidas e bioatividade (GACÉN e GACÉN, 1996; KAWAMURA et al., 1993; FIORI, 1996). Sua utilização não traz toxicidade ao corpo humano (MATHUR e NARANG, 1990 e GACÉN e GACÉN, 1996).

Algumas das aplicações propostas para a quitosana são: (i) remoção de turbidez (DIVAKARAN E PILLAI, 2002; ROUSSY et al., 2005); matéria orgânica natural e cor (EIKEBROKK, 1999); (ii) inativação de bactérias (CHUNG et al., 2003); e (iii) maior eficiência de remoção de metais quando associada a ultrafiltração (JUANG e SHIAU, 2000; VERBYCH et al., 2005).

Várias pesquisas comprovam que a quitosana é efetiva para a obtenção de água potável. De acordo com Pan et al. (1999) a coagulação com o biopolímero quitosana também produz flocos de boa qualidade, isto é, flocos grandes com alta velocidade de sedimentação.

Os autores demonstraram ainda, que para alcançar o mesmo nível de remoção de turbidez, a quantidade de quitosana requerida é apenas a metade da quantidade necessária de policloreto de alumínio. Puderam observar também, que a dosagem ótima de quitosana diminuiu em meio ácido, atribuindo esse fenômeno ao aumento de grupos amino protonados na quitosana em pH mais baixo. De acordo com os autores, a desestabilização das partículas foi aumentada pelo aumento dos grupos atacados seguido pela neutralização de cargas, resultando na diminuição na dosagem ótima.

Huang et al. (2000), avaliaram a utilização do ácido clorídrico em substituição aos ácidos orgânicos, na preparação da solução coagulante de quitosana. Os resultados demonstraram que o HCl é tão eficiente quanto os ácidos orgânicos, porém, quando da utilização do ácido acético, o carbono orgânico total (COT) após a coagulação foi significativamente aumentado. De acordo com Rizzo et al. (2008), o aumento do COT na água potável é preocupante para a saúde humana devido a possível formação dos sub-produtos da desinfecção, alguns dos quais são potencialmente carcinogênicos (USEPA, 2002), como resultado da reação entre a MON e os desinfetantes (ROOK, 1974; RIZZO et al., 2007).

A capacidade da quitosana em remover MON é caracterizada em termos de remoção dos compostos que absorvem na faixa de UV-254 nm e COT (RIZZO et al., 2008). Os compostos com absorção em UV-254 nm são normalmente determinados para caracterizar o teor de aromáticos da MON, pois acredita-se que esta fração é a mais importante precursora na formação dos subprodutos da desinfecção (ROOK, 1974; PETERS et al., 1980; RECKOW et al., 1990).

No estudo realizado por Eikebrokk e Saltnes (2001), foi verificado que as frações de remoção de cor e carbono orgânico, na concentração de 4,0 mg L<sup>-1</sup> de quitosana, foram de 70 e 30 %, respectivamente. Neste trabalho os autores comparam ainda a quitosana com coagulantes metálicos, obtendo como resultado uma redução de 50 % do lodo gerado, quando utilizaram a quitosana, resolvendo o problema relativo à concentração de metais residuais na água tratada. Ainda, a disposição final do lodo foi simplificada devido à sua característica de biodegradabilidade. No entanto, os autores apontam o alto custo da quitosana como o único problema ainda a ser resolvido.

Spinelli (2001) desenvolveu um trabalho com quitosana, no qual primeiramente foram determinados a melhor dosagem de quitosana e o melhor pH de coagulação, posteriormente foi realizada a otimização do tempo de mistura rápida (TC) e gradiente de velocidade da etapa de coagulação (GMR), e por fim, foi realizada a otimização do tempo de mistura lenta (TF) e do gradiente de velocidade para a floculação (GML), sendo os resultados avaliados em função das remoções de cor e turbidez.

Os ensaios foram realizados com solução de quitosana/ácido acético, na faixa de concentração de 0,5 a 5,0 mg L<sup>-1</sup>, e as melhores remoções encontradas foram para a concentração de 1,5 mg L<sup>-1</sup>, pH de 6,35, GMR de 1200 s<sup>-1</sup>, TC de 55 segundos, GML de 20 e 30 s<sup>-1</sup> e TF de 30 minutos (1800 segundos), resultados estes obtidos após o tempo de decantação de 2 minutos. Para os ensaios com filtração direta, a melhor dosagem de quitosana foi de 2 mg L<sup>-1</sup>, sendo conservado o pH da água bruta de 7,23, no TC de 30 segundos e GMR de 900 s<sup>-1</sup>. A autora ressalta ainda que uma das vantagens da quitosana em relação ao sulfato de alumínio é a menor dosagem requerida.

No trabalho realizado por Divakaran e Pillai (2002), foi verificado que o pH máximo para a floculação com quitosana é 7, pois em pH ácido, os grupos amino estão parcialmente protonados e assim podem interagir com as partículas coloidais carregadas negativamente. Os autores conseguiram também apreciável redução de turbidez para a faixa de pH entre 5,0 e 7,5, encontrando como concentração ótima de quitosana, requerida para floculação, 0,5 mg L<sup>-1</sup>. A reestabilização da suspensão foi observada para altas faixas de concentração de quitosana. De forma mais específica, Frederico et al. (1999), afirmam que a faixa de pH que deve ser utilizada para maximizar a remoção de carbono orgânico total (COT) é de 5,0 a 6,5.

Konradt-Moraes (2004), otimizando as etapas de coagulação/floculação conseguiu remoções de cor na ordem de 97 %, remoções de turbidez de 100 % e remoções de compostos com absorção em UV-254 nm de 95 %, nas condições de concentração de quitosana de 3,75 mg L<sup>-1</sup>, pH 5,50, tempo de coagulação de 120 segundos, gradiente de mistura rápida de 70 s<sup>-1</sup>, tempo de

floculação de 600 segundos e gradiente de mistura lenta de  $36 \text{ s}^{-1}$ , a partir da aplicação de um planejamento de experimentos, sendo todas as variáveis otimizadas conjuntamente.

Segundo ensaios realizados por Carvalho (2008), a quitosana foi eficiente na redução dos parâmetros de qualidade físico-químicos analisados após o processo de coagulação/floculação/decantação/filtração, atuando como um bom coagulante, proporcionando, em estação de tratamento de água piloto, para águas de baixa cor e turbidez, remoções superiores a 98 % e 97 %, e de 100 % para cor, turbidez e compostos com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.

O mesmo trabalho, estudando-se a quitosana, para tratamento de água de alta cor e turbidez, obteve-se resultados semelhantes, com remoções que atingiram 100 % para cor, e superiores a 99 % para turbidez e para compostos com faixa de absorção em UV-254 nm.

Ainda em estudos realizados pelo mesmo autor, o volume do lodo gerado pelo tratamento com quitosana, tanto para águas com baixa cor e turbidez, como para águas com alta cor e turbidez foi inferior ao gerado pelo tratamento com o sulfato de alumínio. Sendo que, a concentração de metais presente no lodo gerado pelo tratamento de água com quitosana também foi muito inferior à presente em lodos de águas tratadas com sulfato de alumínio.

Para os estudos realizados por Rizzo et al. (2008), a quitosana diminuiu significativamente os compostos com absorção em UV-254 nm, quando aplicada em baixas concentrações (0,5 a  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ ). No entanto, esta redução diminuiu com o aumento da dose de quitosana utilizada. As melhores dosagens observadas foram de 1,0 e  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$  de quitosana, para a remoção de 5,0 e  $10,0 \text{ mg L}^{-1}$  de ácidos húmicos, respectivamente.

### *O Tanfloc*

Segundo Barradas (2004), nos últimos vinte e cinco anos, a indústria nacional interessou-se não só pela idéia como efetivamente investiram na pesquisa e desenvolvimento de produtos floculantes orgânicos biodegradáveis de origem vegetal. Alguns floculantes orgânicos biodegradáveis de origem vegetal, a base de tanino, são industrializados e comercializados para a clarificação de água com resultados comprovadamente eficientes tanto como floculante primário tanto como auxiliar de floculação.

O Tanfloc é um polímero orgânico catiônico de baixa massa molar, à base de taninos naturais. Já é utilizado por uma série de empresas e companhias de saneamento para o tratamento de efluentes e das águas de abastecimento (DIAS et al., 2005). Suas vantagens mais significantes são a propriedade de adsorver metais dissolvidos na água, aglutinando-os por precipitação, eliminar ou diminuir a toxidez existente na água oriunda de fontes com cianofíceas ou bactérias clorofiladas (SILVA, 1999), o menor custo, uso de uma matéria prima renovável, menor contribuição de ânions sulfatos ao efluente final, menor geração de massa de lodo, e obtenção de um lodo orgânico (Não-Perigoso de acordo com a NBR 10.004) e com maior facilidade de eliminação. Esses fatores todos permitem concluir que a substituição do sulfato de alumínio pelo tanino catiônico contribui para um processo de tratamento mais limpo (CRUZ et al., 2005).



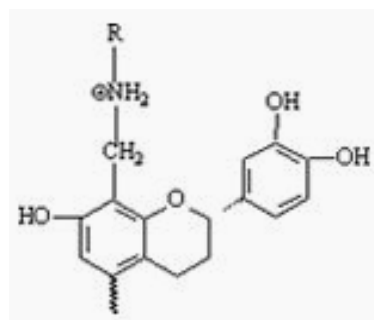
Os autores comentam ainda que estes coagulantes, a base de tanino, são extraídos da casca da acácia negra ou mimosa (Figura 2.5) (*Acácia Mearnsii* De Wild), planta introduzida no Rio Grande do Sul em 1918 e os plantios comerciais desenvolveram-se a partir de 1930. A primeira empresa de extração industrial do tanino iniciou-se em 1941.



**Figura 2.5** Acácia Negra ou Mimosa.

Fonte: [www.arbolesornamentales.com/Acaciamelanoxyylon.htm](http://www.arbolesornamentales.com/Acaciamelanoxyylon.htm) (2008)

Os produtos flocculantes orgânico biodegradável de origem vegetal derivado do tanino, como o Tanfloc, que é um polímero orgânico catiônico, solúvel em água fria, são comercializados na forma líquida ou sólida (BARRADAS, 2004). A estrutura molecular do Tanfloc pode ser observada na Figura 2.6.



**Figura 2.6** Estrutura do Tanfloc

Fonte: [www.tratamentodeagua.com.br](http://www.tratamentodeagua.com.br) (2007)

A estrutura dos taninos vegetais, utilizados para coagulação, ainda não foram confirmada mas, a partir de resultados práticos, indicam a presença de uma amina terciária, como fonte de cargas catiônicas, e uma natureza anfótera, como consequência dos grupos fenólicos. Os polímeros a base de tanino (PBT), parecem apresentar de moderado a alta massa molar média, aproximadamente  $600.000 \text{ g mol}^{-1}$ , com aproximadamente 1000 a 2000 unidades de repetição e uma distribuição estreita de massa molar (GRAHAM et al., 2008).

Assim, de acordo com os mesmos autores, em  $\text{pH} \leq 6$  os PBT apresentam-se com uma moderada-elevada massa molar média, como um polieletrólito catiônico solúvel, com densidade de cargas de aproximadamente  $3 \text{ mqv g}^{-1}$ , sendo capaz de desestabilizar suspensões de caolinita por neutralização de cargas. Em condições de  $\text{pH} > 6$ , um aumento do grau de precipitação ocorre levando a uma perda das cargas positivas, uma diminuição da concentração do polímero solúvel e provavelmente, alterações na configuração.

O impacto dessas mudanças no desempenho da coagulação é complexo e pode envolver o mecanismo de estabilização de cargas incluindo efeitos de interações eletrostáticas, formação de pontes e adsorção dos colóides pela hidrólise do produto (GRAHAM et al., 2008).

O sulfato de alumínio geralmente promove uma queda acentuada do pH, exigindo sua correção. Já com o uso do Tanfloc não se observa a necessidade de correção do pH face a pequena redução registrada, por não consumir alcalinidade do meio, ao mesmo tempo que é efetivo em uma grande faixa de pH's, de 4,5 – 8,0 (DA SILVA, 1999).

Considerando a concentração, experiências demonstraram que quanto mais diluída a solução de Tanfloc, maior é a sua eficiência, sendo os valores recomendados entre 5 e 10 % ( $\text{m v}^{-1}$ ) (TANAC, 2003).

O floco originado pela adição de Tanfloc possui forma irregular, o que proporciona uma maior área de contato, em relação ao floco originado pelo sulfato de alumínio. Assim se obtêm uma clarificação mais eficiente, com uma menor cor e turbidez final. O floco ideal possui tamanho médio e apresenta uma rápida decantação com boa clarificação, além de que os resíduos produzidos em decantadores são cerca de aproximadamente 10 % do que produzido com outros produtos similares (TANAC, 2003).

Flocos muito grandes proporcionam uma decantação bastante rápida, porém nem sempre a clarificação é satisfatória, devido ao menor número de flocos presentes, que acaba proporcionando uma área menor de contato. Já os flocos pequenos possuem um tempo de decantação elevado, mas a clarificação geralmente é eficiente.

O uso de biopolímeros extraídos de vegetais no processo de coagulação tem várias vantagens em comparação com os sais químicos: (i) a natureza da alcalinidade da água não é consumida durante o processo de tratamento; (ii) o lodo gerado após tratamento apresenta tanto um menor volume como se encontra livre de metais pesados quando comparado com o lodo gerado com uso de constituintes químicos e, finalmente (iii) estes biopolímeros podem ser originários de plantas locais com fácil processamento dando um caráter potencial de baixos custos operacionais quando comparados com reagentes químicos muitas vezes importados (SILVA, 2003).

Em se tratando de floculação, a carga do polímero e sua massa molar são de grande importância. A massa molar dos polieletrólitos é geralmente muito alta e pode variar desde 5.000 até 10.000.000 g mol<sup>-1</sup>. As de massas molares maiores são os adequados para efetuar a floculação. Os polímeros de massas molares altas têm cadeias muito longas e por isso são capazes de estabelecer ligações entre partículas diminutas dispersas na água, facilitando sua aglutinação e as transformando, conseqüentemente, em partículas relativamente grandes. Para que a aglutinação de partículas suspensas na água se verifique é necessário que a molécula do polímero seja adsorvida nas superfícies de duas ou mais dessas partículas. Para tanto, são fundamentais a carga, a massa molar e o grupo funcional do polímero. A carga do polímero serve para neutralizar as cargas da matéria em suspensão na água e o grupo funcional, quanto mais atuante, mais facilitará a adsorção das partículas ao polímero (SANTOS FILHO, 1985).

Para se sentir como as cargas elétricas dos polímeros atuam no fenômeno da coagulação pode-se adicionar um excesso de Tanfloc (polímero catiônico) a uma água a ser clarificada. As partículas suspensas adquirirão cargas positivas e permanecerão dispersas no “seio” da água. Isto constitui o que se chama “reversão de carga” da matéria em suspensão, pois de negativas que eram tornaram-se positivas. A seguir neutraliza-se com cuidado o excesso de cargas positivas usando-se um polímero aniônico e notar-se-á a aglutinação das partículas e a clarificação da água (SANTOS FILHO, 1985).

Em trabalho apresentado por Granham et al. (2008), o desempenho dos TBPs foi inferior ao do sulfato de alumínio e de um polímero sintético catiônico, comumente utilizado, em pH neutro porém, a performance foi substancialmente aumentada, embora com uma maior dose requerida, em valores de pH mais altos e, em pH 9, foi indiscutivelmente superior aos demais coagulantes.

Segundo Heredia e Martín (2008), o Tanfloc tem sido considerado um agente floculante bastante eficaz para a remoção de metais pesados no tratamento de águas superficiais. Considerando os metais, Cu<sup>+2</sup>, Zn<sup>+2</sup> e Ni<sup>+2</sup>, as melhores remoções foram alcançadas em pHs mais altos e com maiores dosagens de floculante.

De acordo com os autores, o Tanfloc apresenta várias vantagens em comparação com os processos de precipitação química e coagulação/floculação tradicionais. Algumas delas são a origem natural, a fácil produção a partir de modificação química de taninos e o ajuste de pH facilitado, em comparação com a utilização dos sais de ferro e alumínio.

De acordo com as especificações do fabricante (Tanac), o Tanfloc é um extrato vegetal aquoso de tanino, principalmente constituído de estruturas de flavonóides, com massa molar média de 1,7 kDa. Outros grupos e sais solúveis estão inclusos na estrutura do Tanfloc e a modificação química inclui um nitrogênio quaternário que dá ao floculante, caráter catiônico (HEREDIA e MARTÍN, 2008).

Informações toxicológicas também são fornecidas e, de acordo com o fabricante, não há riscos à saúde na dosagem utilizada (HEMINGWAY et al., 1992; REED e FINCK, 1997), a dose letal média (LD50), em camundongos, é de 9.241 mg kg<sup>-1</sup>. No caso do alúmen, o LD50 é de 1.735 mg kg<sup>-1</sup> (HEREDIA e MARTÍN, 2008).

Özacar e Sengil (2000) utilizaram o Tanfoc como auxiliar de coagulação ao sulfato de alumínio, verificando que o lodo formado foi filtrado com maior facilidade pois a resistência específica foi diminuída, em relação a utilização do sulfato de alumínio, sem auxiliar de coagulação e a remoção de turbidez foi aumentada. Em outro estudo, realizado pelos mesmos autores, Özacar e Sengil (2003), pode-se verificar que a quantidade necessária de alúmen foi reduzida significativamente reduzida utilizando o tanino como polieletrólito auxiliar. A adição de uma quantidade baixa de auxiliar,  $1 \text{ mg L}^{-1}$ , reduz a turbidez residual para valores abaixo de 5 FTU, independente da turbidez inicial, sendo os flocos formados com alta taxa de sedimentação. Além disso, a quantidade de sulfato de alumínio foi diminuída e concentrações de tanino residuais não foram detectadas na água tratada.

#### 2.2.1.4 Polieletrólitos Auxiliares

Os coadjuvantes de coagulação são os produtos que, quando usados em conjunto com os coagulantes comuns, aumentam sensivelmente a sua performance.

Os polieletrólitos catiônicos podem ser usados sem a aplicação do coagulante primário (para os tipos de águas mais comuns), o que não se poderá fazer quando se tratar de polieletrólitos aniônicos ou não iônicos. Eles ainda podem baixar o Potencial Zeta a valores bastante reduzidos e promover a floculação. Os polieletrólitos aniônicos e não iônicos, apresentam grande poder de floculação, mas não gozam de características favoráveis de carga dos polieletrólitos catiônicos (SPINELLI, 2001).

Uma pequena dosagem destes produtos pode reduzir bastante o consumo de coagulantes e observa-se melhoras na decantação e filtração. Algumas experiências realizadas na cidade de Rio Claro (SP), mostraram que se pode reduzir razoavelmente o consumo de sulfato de alumínio e cal, com ligeira redução dos gastos com produtos químicos, quando da adição de polieletrólitos. Além das vantagens que se tem na melhoria da decantação e filtração, tem-se grande redução do volume de lodo nos decantadores, em vista dos flocos serem mais compactos e da menor quantidade de coagulante empregado (AZEVEDO NETO et al., 1979).

A quitosana pode também ser usada para aumentar a ação de coagulantes inorgânicos como sulfato de alumínio, e atuar como polieletrólito auxiliar, resultando no abaixamento da dose de cada composto (SPINELLI, 2001).

Pan et al., em 1999, realizaram uma série de pesquisas com água bruta, conduzida em pH 7, para comparar a performance da quitosana modificada (que sofreu desacetilação com um pré tratamento básico), do policloreto de alumínio e de uma mistura dos dois coagulantes numa razão mássica de 1:1. Observaram que a quitosana e a mistura dos dois coagulantes tiveram valores semelhantes de turbidez residual, mas valores de remoção muito superiores aos alcançados quando foi utilizado somente policloreto de alumínio. Verificaram ainda que o tratamento com quitosana produziu flocos grandes e com velocidade de sedimentação em torno de 1,5 vezes mais rápida que o policloreto de alumínio

Vários outros estudos na literatura, como aquele publicado por Eikebrokk e Saltnes em 2001, também exploraram a possibilidade da utilização conjunta do policloreto de alumínio e

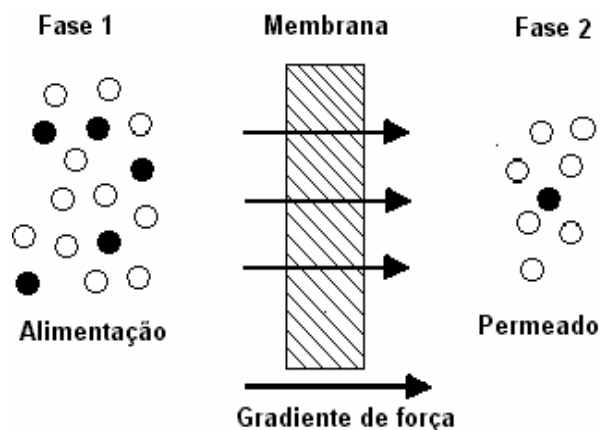
quitosana, pois, devido ao alto custo da quitosana e ao aumento da eficiência de remoção de turbidez com a combinação dos dois coagulantes em relação ao policloreto de alumínio puro, esta mistura se fez muito vantajosa. Analisando-se a mistura de quitosana e policloreto de alumínio na proporção de 4:1, a taxa de sedimentação dos flocos resultantes foi melhor quando comparada com a quitosana e o policloreto de alumínio em separado.

### 2.2.2 Filtração por Membranas

A produção de água que atenda ao Padrão de Potabilidade requer, na maioria dos casos, a filtração, pois somente nesta etapa é que são removidos, quase que em sua totalidade, as partículas coloidais, suspensas e microrganismos em geral, de forma que a desinfecção final seja efetiva (SPINELLI, 2001).

O processo de filtração por meio de membranas tem sido objetivo de grande atenção em processos de tratamento para a obtenção de água potável. As razões para tal incluem as leis cada vez mais rígidas para a qualidade da água destinada ao consumo humano e o despertar das pessoas com relação a necessidade de melhoria do padrão de saúde (KONRADT-MORAES, 2004).

A membrana pode ser definida como “uma barreira que separa duas fases e restringe, total ou parcialmente, o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes na fase” (NÓBREGA et al., 1997), como demonstrado na Figura 2.7.

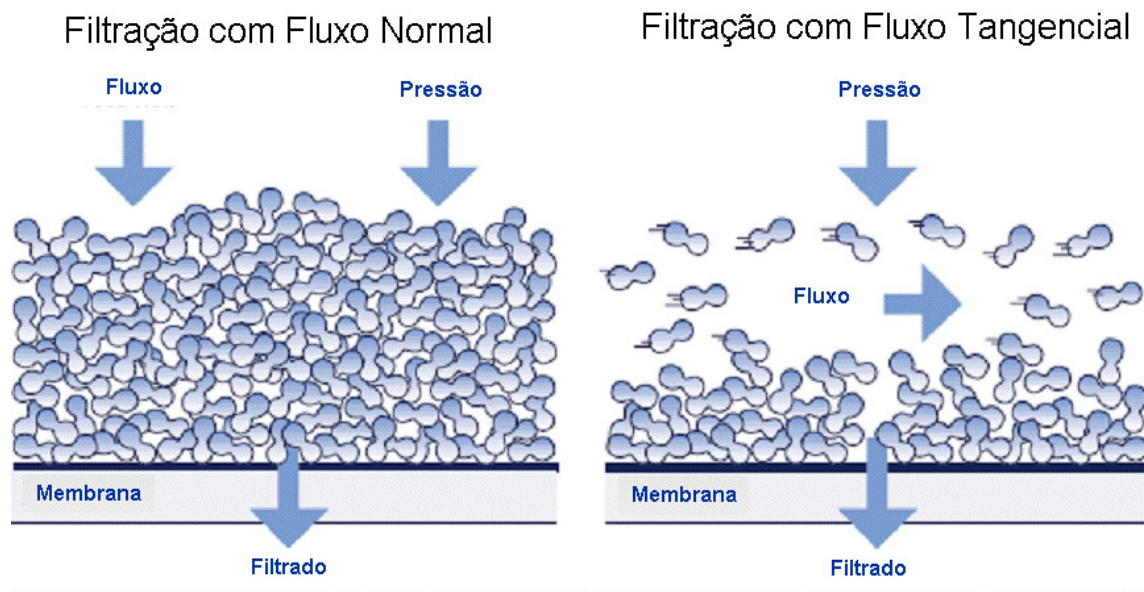


**Figura 2.7** Representação esquemática de duas fases separadas por uma membrana

Fonte: Mulder (1991)

A Fase 1 é geralmente considerada como a alimentação, enquanto a Fase 2 é considerada o permeado. A separação ocorre devido à membrana ter a capacidade de transportar um componente, a partir da mistura de alimentação, mais facilmente que qualquer outro componente ou componentes. Contudo, deve ser lembrado que, em geral, uma membrana não é uma barreira semi-permeável perfeita (ou ideal) (MULDER, 1991).

A filtração pode ser realizada de dois modos operacionais diferentes – filtração com fluxo normal ou convencional (“dead-end”) ou com fluxo tangencial (“cross-flow”) (Figura 2.8).



**Figura 2.8** Comparação entre o fluxo normal ou convencional e o fluxo tangencial.

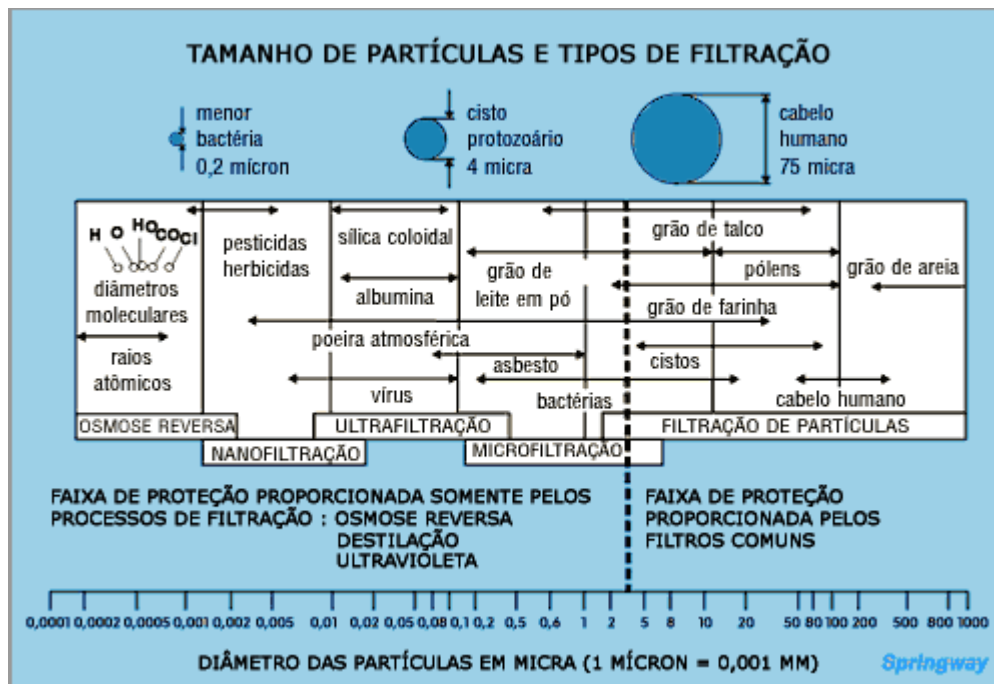
Fonte: Claver et al. (2007), adaptado de Millipore (2007)

Na filtração normal ou convencional o fluido é levado diretamente em direção à superfície de membrana, perpendicularmente, sob uma pressão aplicada. As partículas de maior diâmetro não atravessam a membrana e acumulam na sua superfície, sendo uma desvantagem operacional. Na filtração tangencial a solução de alimentação flui paralelamente ou tangencialmente à membrana e ao fluxo permeado, o que permite o escoamento de grandes volumes de fluido, pois esse tipo de escoamento, à altas velocidades, tem o efeito de arrastar os sólidos que tendem a se acumular sobre a superfície da membrana. Como ocorre menor acúmulo de material retido sobre a superfície da membrana, a mesma tem menor tendência ao entupimento e a produção pode ser mantida em níveis acima dos que são possíveis na filtração perpendicular (MILLIPORE, 2007; LEMANSKI, 2004).

A ultrafiltração (UF) e a microfiltração (MF) é convencionalmente em fluxo tangencial, com o fluxo principal paralelo ao meio filtrante (NOBLE e STERN, 1995).

A performance de uma membrana pode ser definida em termos de dois fatores simples, o fluxo, que é a taxa de fluxo volumétrico do fluido passando através da membrana por unidade de área da membrana por unidade de tempo, e a seletividade, para solutos e particulados em líquidos e gases, que é a retenção, a fração do soluto na alimentação retida pela membrana.

Uma esquematização do tamanho de poro com o processo de filtração está apresentado na Figura 2.9.



**Figura 2.9** Relação entre o tamanho de poros e o processo de filtração.

Fonte: [http://www.springway.com.br/sistem\\_filtracao.htm](http://www.springway.com.br/sistem_filtracao.htm) (2007)

Segundo Barros (2002), a variação típica do fluxo de permeado com o tempo consiste em um rápido decréscimo inicial, devido ao fenômeno de polarização de concentração seguido de um longo e gradual declínio até a estabilização do fluxo. Na maioria dos casos, o que se observa é um decréscimo contínuo do fluxo permeado com o tempo, indicando que outros fenômenos devem estar ocorrendo além da simples e inevitável polarização de concentração.

Dentre tais fenômenos devem ser destacados os seguintes:

- Adsorção das moléculas de soluto na superfície da membrana e/ou no interior de seus poros. Interações físico-químicas entre o material acumulado e a membrana e entre as próprias espécies que constituem este material são de tal monta que os efeitos de transferência de massa pela retrodifusão ou do arraste de partículas ante a hidrodinâmica do escoamento se tornam desprezíveis.
- Entupimento de poros por moléculas ou partículas em suspensão: consiste na ação mecânica de bloqueio de poros, que pode ocorrer tanto na superfície da membrana como no seu interior, dependendo da sua morfologia. Em membranas assimétricas este fenômeno é superficial, uma vez que as menores dimensões de poros estão na superfície. Nas membranas simétricas é possível que o bloqueio ocorra no interior da membrana.
- Depósito de material em suspensão sobre a superfície da membrana com formação de uma espécie de torta. No caso de soluções de macromoléculas pode-se atingir uma concentração, na interface membrana/solução, suficientemente elevada, de modo a ocorrer a geleificação da solução nesta região. Solutos de baixo peso

molecular, como sais, por exemplo, podem atingir o limite de solubilidade e precipitar-se na superfície da membrana.

A este conjunto de fenômenos, em sua maioria de natureza irreversível, dá-se o nome de "fouling". O "fouling" ou entupimento pode ser entendido como o conjunto de fenômenos capaz de provocar uma queda no fluxo permeado, quando se trabalha com uma solução ou suspensão. A extensão do fenômeno do "fouling" depende da natureza da solução do problema, mas depende também, e de maneira acentuada, das condições de operação do sistema de membrana. Em particular, na ultra e microfiltração o declínio de fluxo é muito grande, podendo chegar a 5 % do valor do fluxo de água pura (NOBREGA, 1997).

A operação do sistema com velocidades tangenciais elevadas (alto Reynolds) e pressão transmembrana não muito elevada deve minimizar o entupimento, uma vez que ambas as providências tendem a minimizar os fenômenos acima mencionados.

A operação em baixa pressão, por diminuir o fluxo permeado, diminui o aporte de soluto em direção à superfície da membrana. Assim a membrana ficará menos polarizada. Como os fenômenos de adsorção e de eventual precipitação do soluto sobre a membrana dependem, fundamentalmente, da concentração do soluto na interface da membrana/solução, eles serão minimizados. O fato de se trabalhar em pressões não muito elevadas e, portanto, com fluxos permeados menores, pode parecer uma incoerência; no entanto, os resultados, principalmente para tempos longos de operação, podem ser surpreendentemente melhores. Em condições menos polarizadas o "fouling" é bem menor e o fluxo permeado se estabiliza mais rapidamente e em valores superiores aos dos fluxos estáveis, quando se trabalha em condições mais severas de pressão transmembrana. O fluxo inicial, no caso de pressões maiores, é mais elevado, mas este cai rapidamente com o tempo de operação (OLIVEIRA et al., 2006).

O declínio no fluxo do permeado, o qual acontece devido à perda de permeabilidade da membrana, tem sido foco de vários estudos. Alguns dos principais fatores que provocam este fenômeno são: o material do qual está constituída a membrana, as características do líquido a permear, assim como a concentração pela polarização (AL-MALACK e ANDERSON, 1997).

O entupimento ou "fouling" é complexo e difícil de ser descrito teoricamente. Mesmo para uma solução conhecida, sua ocorrência e intensidade irão variar de acordo com os parâmetros físico-químicos como concentração, temperatura, pH, força iônica, pontes de hidrogênio e interações polares. A retenção de macromoléculas na superfície da membrana ocasiona a polarização de concentração e a concentração destes macro-solutos na superfície da membrana pode atingir altos valores, levando à formação de uma camada aderida na membrana, chamada camada gel. A concentração para se atingir a camada gel depende do tamanho, forma, estrutura química e solubilidade dos compostos alimentados ao processo (MULDER, 1991).

O controle da colmatação na UF tem seguido três direções: (a) desenvolvimento de membranas com um maior caráter hidrofílico; (b) ajuste das condições operacionais, como a velocidade tangencial, reduzindo a concentração de polarização e aumentando a tensão de cisalhamento na superfície da membrana; (c) desenvolvimento de equipamentos com pulso de



gases (ar ou nitrogênio) para remover a camada aderida à membrana e reduzir a polarização de concentração (FANE e FELL, 1987).

Segundo Benfer et al. (2001), membranas cerâmicas são de grande interesse em processos de separação em virtude de sua estabilidade química e térmica mais altas quando comparadas às membranas poliméricas. Com elas a filtração pode ocorrer em temperaturas superiores a 500 °C e em valores de pH de 1 a 14 e podem ser limpas com substâncias químicas agressivas, solventes orgânicos ou vapor de água quente em refluxo.

Companhias de abastecimento de água de alguns países como Holanda, Inglaterra, Estados Unidos, Austrália, Japão, estão construindo várias instalações de filtração por membranas com a finalidade de obtenção de água potável. Uma vez que, desde os anos 60, com o maior desenvolvimento de vários tipos de membranas, descobriu-se o seu grande potencial no tratamento de água como a remoção de MON, pesticidas, micropoluentes orgânicos e metálicos e ainda, nitratos.

Processos com membranas são economicamente atrativos em grandes instalações utilizando-se águas superficiais de boa qualidade. Atualmente, os objetivos são estender os processos de tecnologia com membranas para águas de qualidade inferior para a remoção de cor, sabor, matéria orgânica dissolvida e produtos de desinfecção (GUIGUI et al., 2002).

Não são observadas diferenças significativas entre os processos de microfiltração e ultrafiltração, a não ser pelo maior diâmetro dos poros das membranas de microfiltração e da pressão menor, normalmente utilizada para se promover a separação e/ou concentração de moléculas. Comparadas com a osmose reversa as diferenças, no entanto, são acentuadas. Na osmose reversa, a membrana é relativamente densa e praticamente sem poros. A pressão de trabalho é bem superior em relação à microfiltração e a ultrafiltração (LAPOLLI, 1998).

Alguns fatores que distinguem os processos de separação por membranas, osmose inversa (OI), nanofiltração (NF), ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF), são a aplicação de pressão, velocidade de transporte da solução, capacidade de retenção e o intervalo de separação determinado pela massa molar ou diâmetro das partículas.

O processo de microfiltração se focaliza na remoção de partículas suspensas e de bactérias, reduzindo a pressão necessária para atravessar as membranas para apenas alguns metros de coluna de água (JACANGELO et al., 1997; VAN DER BRUGGEN et al., 2003). Uma abertura tão pequena dos poros (0,1 a 10 µm) separa qualquer microrganismo e produz uma desinfecção física, requerida no caso de parasitas quase resistentes à desinfecção com cloro. O consumo de produtos químicos é limitado às lavagens periódicas da membrana e uma possível desinfecção de segurança para manter um resíduo dentro da rede de distribuição (Revista Meio Ambiente Industrial, 2000) e apresenta alta permeabilidade, para que fluxos de água adequados sejam obtidos a baixas pressões de trabalho (BETANCOURT e ROSE, 2004).

A ultrafiltração é um processo de separação por membranas utilizado quando se deseja purificar e fracionar soluções contendo macromoléculas. As membranas de ultrafiltração apresentam poros na faixa entre 1 a 100 nm (0,001 a 0,1 µm), portanto mais fechadas do que as membranas de microfiltração e com permeabilidade consideravelmente inferior. Como os poros

das membranas de ultrafiltração são menores, é necessário uma maior força motriz para se obter fluxos permeados elevados o suficiente para que o processo possa ser utilizado industrialmente (BETANCOURT e ROSE, 2004).

As membranas de ultrafiltração constituem-se numa barreira absoluta, detendo todos os sólidos suspensos, incluindo aqueles que conferem turbidez e microrganismos (protozoários, bactérias e vírus). Ao contrário dos processos convencionais, a remoção é total sem ter que se adicionar reagentes e independentemente das variações na qualidade da fonte de abastecimento. A eficiência total da ultrafiltração para desinfecção tem sido amplamente pesquisada e demonstrada (JACANGELO et al., 1995; 1997).

A ultrafiltração tem se tornado uma eficiente alternativa aos processos de tratamento de água convencional, principalmente para remoção de turbidez e microrganismos.

Atualmente a razão para a grande utilização dos sistemas de filtração com membranas, como a micro e a ultrafiltração, para a obtenção de água potável está principalmente ligada à sua habilidade em remover microrganismos patogênicos, assim como o controle dos produtos precursores na desinfecção. Estudos foram realizados por Bottino et al. (2001), com membrana cerâmica 0,2 µm, nos quais foram avaliados a remoção de partículas, microrganismos, algas e precursores dos produtos de desinfecção. A remoção de turbidez foi de 99,6 %, COT 64 %, coliformes totais e fecais 100 % e para a maioria das algas estudadas a remoção foi total. Foram obtidos como resultados deste mesmo experimento, a remoção de 100 % de clorofórmio, 56 % diclorobromo-metano e 100 % tricloroetileno.

De acordo com Guigui et al. (2002) a utilização de membranas de ultrafiltração, têm se tornado rapidamente uma alternativa eficiente para o tratamento convencional de produção de água potável, principalmente quando usadas para remoção de turbidez e microrganismos.

Ainda segundo os autores, hoje os objetivos são estender a tecnologia de membranas para águas de qualidade inferior para remoção de cor, sabor, matéria orgânica dissolvida e produtos de desinfecção. A tecnologia de ultrafiltração requerida deve ser integrada em uma linha de tratamentos. A adição de coagulantes antes das unidades de ultra e microfiltração, com ou sem sedimentação, pode aumentar a remoção de matéria orgânica natural para uma melhor redução dos produtos de desinfecção.

De acordo com Carroll et al. (2002) e Bolto et al. (2004), a tecnologia de membranas, como a nanofiltração e a osmose inversa, é uma nova opção para a remoção de MON.

Segundo Stopka et al. (2001), o fouling é um fator crítico em muitos processos de separação por membranas e ainda é um dos principais fatores que limitam sua aplicação.

De acordo com Pelegrin (2004), na produção de água potável, sistemas de ultrafiltração e microfiltração são utilizados para a remoção de material particulado e coloidal das águas brutas. Membranas filtrantes oferecem as seguintes vantagens sobre sistemas convencionais de tratamento:

- Não há necessidade de produtos químicos no tratamento de água bruta de boa qualidade (exceto produtos químicos utilizados na lavagem química de membranas, que são consumidos em

quantidades muito pequenas comparado ao consumo de produtos químicos nos sistemas convencionais de tratamento);

- O mecanismo de filtração é por exclusão física de partículas com o tamanho maior do que a porosidade das membranas, não ocorre passagem de partículas com tamanho maior do que os poros. Na prática, entretanto, partículas com tamanho muito menor do que os poros são retiradas nas membranas com grande eficiência devido à torta de filtro;

- Qualidade boa e constante de água tratada, independentemente de variações da qualidade da água de alimentação;

- Plantas compactas e automatizadas;

- Possibilidade de aumentar a produção das plantas por mais de 50 % durante curtos períodos de tempo (de algumas horas e poucos dias) sem afetar a qualidade da água produzida ou a integridade da planta.

A capacidade instalada de tratamento de água por microfiltração e ultrafiltração aumentou vertiginosamente nos EUA entre os anos de 1995 e 2000. O grande salto na capacidade instalada entre os anos de 1999 e 2000 indica que o processo de implantação destes sistemas de tratamento está se acelerando e que a tecnologia de membranas está iniciando a sua investida no mercado de plantas de grande porte. Este processo deverá acelerar significativamente nos próximos anos com aprimoramento da tecnologia de membranas submersas, cuja participação no mercado de microfiltração e ultrafiltração está se ampliando rapidamente (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001).

Os processos de filtração com membranas que utilizam baixas pressões, MF e UF, estão recebendo grande atenção como uma alternativa ao tratamento convencional e ainda, para a remoção de cistos de protozoários (JACANGELO et al., 1995).

O mecanismo em potencial de ação dos processos com membrana, em baixas pressões, incluem: (i) peneiramento ou exclusão por tamanho; (ii) adsorção na superfície da membrana ou estrutura interna; (iii) fixação de partículas na alimentação e subsequente remoção pela membrana; (iv) remoção pela torta formada na superfície da membrana; (v) remoção do entupimento não-hidráulico reversível da membrana; (vi) as características da membrana, isto é, carga elétrica (BETANCOURT e ROSE, 2004). O mecanismo de remoção depende do microrganismo e da solução a ser filtrada (JACANGELO et al., 1995).

Com a finalidade de proporcionar uma maior margem de segurança pública contra os microrganismos presentes na água utilizada para consumo humano, algumas comunidades nos Estados Unidos e no Canadá têm utilizado sistemas com membranas para a obtenção de água potável sendo que, as instalações construídas no Canadá tem a capacidade de tratar  $113.550 \text{ m}^3$  dia<sup>-1</sup> (ATKINSON, 2005).

De acordo com o autor, a tecnologia de filtração por membranas atualmente apresenta um preço competitivo e proporciona uma maior margem de segurança para os parasitas como *Cryptosporidium* e *Giardia*, comparado com os sistemas convencionais.

### 2.2.3 Processos Combinados de Coagulação/Floculação/Filtração por Membranas Com Finalidade de Obtenção de Água Potável

A filtração com membranas, sem sedimentação, acoplada ao processo de coagulação/floculação, com quitosana, para obtenção de água potável é um processo recente que ainda está sendo desenvolvido em vários países, tendo poucos resultados publicados na literatura (KONRADT-MORAES, 2004).

Processos combinados de coagulação/ultrafiltração vêm sendo estudados como alternativa aos processos convencionais de tratamento de água e como uma alternativa também à filtração direta, micro ou ultrafiltração da água superficial.

Segundo Nazzal e Wiesner (1994), as soluções de ácidos húmicos produzem uma significativa redução do fluxo de permeado nas membranas cerâmicas feitas a partir de óxidos metálicos como  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{ZrO}_2$  e  $\text{TiO}_2$  assim, as etapas de coagulação e floculação antecedendo a filtração têm a função de reduzir o entupimento e melhorar a eficiência do processo.

Para águas com turbidez variável e com problemas de contaminação microbiológica, os problemas de contaminação estão relacionados com partículas, em que as membranas são, então, usadas pela sua capacidade de clarificar e desinfetar a água. Processos como, coagulação, oxidação e adsorção podem ser associados à filtração para facilitar a performance dos processos com membranas (RIBEIRO e DE LUCA, 2000).

Os autores afirmam ainda que, a principal limitação do processo de ultrafiltração identificado no tratamento de água potável é o entupimento da membrana, então, para se obter altos fluxos, as membranas cerâmicas para ultrafiltração necessitam ser combinadas com a coagulação, numa dosagem ótima de coagulante.

Segundo Pikkarainen et al. (2004), a pré-coagulação com coagulantes derivados do ferro e do alumínio, melhoram a remoção da matéria orgânica e contribuem na redução da formação de trihalometanos (THM). Os autores comentam ainda que, tem sido observado um decréscimo na resistência da camada de gel em proporção ao aumento da dosagem de coagulantes, apesar de alguns estudos mostrar que os coagulantes podem ser adsorvidos pela superfície da membrana.

Li Xu et al. (2002), estudaram as combinações da microfiltração tangencial, floculação e membranas cerâmicas atingindo bons resultados devido às vantagens desta combinação. Os experimentos demonstraram que a filtração tangencial é mais efetiva do que a convencional e que a regeneração das membranas cerâmicas comparada com as membranas orgânicas foi excelente.

O uso da microfiltração ainda tem a limitação dos efeitos de entupimento, mas novas alternativas estão sendo estudadas para minimizar este fenômeno. Meier-Haack et al. (2003), realizaram estudos com uma membrana de polipropileno de superfície modificada. O decaimento do fluxo do permeado foi bem menor do que a membrana original de polipropileno isto devido a um ajuste progressivo na permeabilidade da membrana que neutraliza o declínio do fluxo devido ao entupimento.

Al-Malack e Anderson (1997) trabalharam com uma membrana de poliéster multifilamentosa de porosidade de 20 - 40  $\mu\text{m}$  e o efluente secundário da estação de tratamento de Blyth, UK. Os

resultados mostraram que o fluxo é diretamente afetado pela velocidade tangencial e a quantidade de sólidos em suspensão.

Em micro e ultrafiltração a coagulação é utilizada como um meio de aumentar a rejeição da matéria orgânica. Os compostos orgânicos são adsorvidos no hidróxido férrico precipitado que é retido pela membrana. Este precipitado coloidal pode causar o entupimento da membrana pelo bloqueio de poros ou deposição da torta, um mecanismo que depende do tamanho dos poros da membrana e das condições em que o precipitado é formado (SCHÄFER, 2001).

A nanofiltração, no geral, é mais eficiente que os processos de ultra e microfiltração, porém, o gasto energético e de manutenção também é mais alto. Assim, alguns processos podem ser acoplados a ultra e microfiltração com a finalidade do aumento das eficiências de remoção dos compostos de interesse (LIN et al., 2008). Pode-se citar a utilização de carvão ativado, em associação com a ultrafiltração (JACANGELO et al., 1995; LIN et al., 2000) e ainda a utilização da quitosana, para remoção de metais, em associação com a ultrafiltração, com eficiências de remoção aumentadas de 6 a 10 vezes se comparado com o processo de membranas aplicado isoladamente (JUANG e SHIAU, 2000).

Bouchard et al. (2001) relataram uma pesquisa na qual foram comparados os processos de ultrafiltração e coagulação/ultrafiltração. Para a ultrafiltração, as remoções de carbono orgânico total (COT) e compostos que absorvem em UV-254 nm foram de 30 e 60 %, respectivamente. Para o processo combinado de coagulação/ultrafiltração, as remoções de COT e compostos que absorvem em UV-254 nm, aumentaram para 60 e 80%, respectivamente.

Avaliando posteriormente a microfiltração, Bouchard et al. (2003) estudaram os processos de filtração e coagulação/microfiltração, utilizando como coagulante no processo combinado, o cloreto férrico e o sulfato de alumínio. Os ensaios de microfiltração foram realizados em um mini-módulo de membranas submersas, de fibras cruzadas da companhia Zenon, de porosidade 0,1 µm. Para o processo combinado, os resultados obtidos foram a retirada de 60 % de COT e uma redução superior a 80 % de compostos com absorção na faixa de UV-254 nm. O processo de coagulação/microfiltração mostrou-se benéfico permitindo uma redução significativa no "fouling" da membrana. Resultados estes já esperados pois, quando há coagulação, os colóides são desestabilizados e se aglomeram com formação de flocos maiores contribuindo para a diminuição do entupimento da membrana.

Resultados contrários foram observados por Lahoussine-Turcaud et al. (1992) e Bergamasco et al. (2008). Estes autores observaram que, embora a coagulação, antecedendo o processo de filtração com membranas, possa remover maiores quantidades de NOM, não foi observado uma diminuição da resistência de filtração da membrana e assim, o entupimento não foi atenuado para o processo combinado. Os autores acreditam que este fenômeno possa estar associado as propriedades da NOM como hidrofobicidade, hidrofilidade e distribuição do peso molecular (KIM et al., 2006).

Guigui et al. (2002), afirmam que para o processo de coagulação/sedimentação/ultrafiltração (ou microfiltração), ou para uma linha de coagulação/ultrafiltração, as condições ótimas para o processo combinado em termos de qualidade do permeado e "fouling" da

membrana, são medidas pelo impacto das condições de coagulação modificadas para o modo de filtração (incluindo geometria e natureza da membrana) e pela performance do processo combinado. As condições ótimas para coagulação (natureza do coagulante, pH e dose) geralmente utilizadas no tratamento de coagulação/sedimentação devem conduzir a uma boa performance em termos de qualidade da água para a coagulação/ultrafiltração em linha com filtração convencional.

Ainda de acordo com os resultados obtidos pelos autores, em processos combinados de coagulação/floculação/ultrafiltração a coagulação aumenta o fluxo de permeação, e o pH e a concentração do coagulante influenciam a taxa de fluxo. Como esperado, na filtração convencional a resistência da "torta" foi aumentada com o aumento da dose de coagulante. A influência do pH foi a mesma para qualquer dose do coagulante, sendo a taxa de "fouling" menor para o pH em torno de 7,5.

O processo de ultrafiltração é de interesse para a obtenção de água potável devido à escassez e degradação dos recursos hídricos, severidade dos padrões de qualidade requeridos para a água ou à habilidade deste processo em remover materiais específicos como MON, *Giárdia* e *Cryptosporidium*, em relação aos tratamentos convencionais.

Konradt-Moraes (2004), estudando o processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, com membrana cerâmica de porosidade 0,05  $\mu\text{m}$  e pressão transmembrana de 2 bar, com condições ótimas de coagulação/floculação para o biopolímero quitosana, conseguiu remoções de cor, turbidez, compostos que absorvem em UV-254 nm, nitrito, fosfato, coliformes totais e *E. coli* de 100 % e remoções de COT de 75 %.

O autor pode concluir que os resultados da qualidade da água final, obtida no processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, garantem, do ponto de vista técnico, a utilização deste processo, como uma alternativa aos processos convencionais de obtenção de água potável pois, a remoção de bactérias indicadoras de contaminação foi total e todos os demais parâmetros avaliados ficaram dentro do padrão previsto pela legislação. Porém, a redução do entupimento em relação ao processo de filtração com membranas, isoladamente, foi baixo, em torno de 5 %.

Konieczny et al. (2006<sup>a</sup>, 2006<sup>b</sup>) avaliaram o processo de filtração com membranas, cerâmica e polimérica, em associação com coagulantes metálicos. Os resultados demonstraram que os íon metálicos adicionados a água, pelo coagulante, não foram totalmente removidos pelas membranas. A presença de  $\text{Al}^{+3}$  na água tratada pode gerar dúvidas em relação a qualidade da água tratada, em função de sua possível associação com o Mal de Alzheimer.

Assim, verifica-se que há uma grande potencialidade na utilização do processo combinado coagulação/floculação/membranas, no entanto, poucos trabalhos de pesquisa foram desenvolvidos até o presente momento, o que torna necessário o desenvolvimento de estudos mais aprofundados, para um melhor conhecimento das variáveis intervenientes no processo como um todo, que permita, não só a ampliação de escala do processo, como sua transferência para as empresas responsáveis pelo abastecimento público de água potável.

A utilização do processo combinado com coagulantes naturais, mostra-se ainda mais interessante pela ausência de metais no lodo gerado e pela grande preocupação com a melhora na qualidade de vida, nos dias atuais.

## 2.3 QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZADA PARA ABASTECIMENTO

Atualmente, segundo Rebouças (1999), nas áreas onde já ocorre desenvolvimento industrial significativo, esforço para oferecer água de qualidade segura às populações, é freqüentemente muito grande, sobretudo devido a quase impossibilidade de eliminação dos micropoluentes presentes nas águas pelos métodos e sistemas convencionais de tratamento. Elementos extremamente tóxicos como o mercúrio, o cádmio e o chumbo, só podem ser removidos por sistemas de tratamento especialmente projetados e operados para essa finalidade. Da mesma maneira, os micropoluentes orgânicos sintéticos, tais como os organofosforados e organoclorados, compostos benzênicos, fenólicos, ésteres do ácido ftálico, aromáticos polinucleares, não são removidos pelos sistemas tradicionais de tratamento da água proveniente de mananciais que recebem efluentes industriais, que contenham tais poluentes. Nessas condições, a definição dos padrões de potabilidade, ou de qualidade da água de beber, torna-se tarefa muito complexa, que exige pessoal cada vez mais qualificado e recursos tecnológicos/laboratoriais cada dia mais avançados e caros.

Nos últimos anos têm-se assistido a uma preocupação crescente, em nível mundial, no sentido de se considerar que os sistemas de abastecimento de água, além de satisfazerem aos padrões de qualidade estabelecidos legalmente, devem apresentar níveis de desempenho que mereçam a confiança dos consumidores na qualidade da água que lhes é fornecida (VIEIRA e MORAIS, 2005).

Até meados do século XX, a qualidade da água para consumo humano era avaliada essencialmente por meio das suas características organolépticas, tendo como base o senso comum de que se apresentasse límpida, agradável ao paladar e sem odor desagradável. No entanto, este tipo de avaliação foi se revelando falível em termos de proteção de saúde pública contra microrganismos patogênicos e contra substâncias químicas perigosas presentes na água. Tornou-se, assim, imperativo estabelecer normas paramétricas que traduzissem, de forma objetiva, as características que as águas destinadas ao consumo humano deveriam obedecer (MENDES, 2006).

Segundo Mendes (2006) os perigos biológicos, estão geralmente associados à presença de microrganismos patogênicos (bactérias, vírus e protozoários) e cianobactérias tóxicas, na água, que podem constituir ameaças para a saúde. Muitos destes têm origem no manancial, e podem ser reduzidos ou eliminados por meio de técnicas de desinfecção adequadas, levando-se em consideração, a escolha de um desinfetante adequado na fase de tratamento, e a garantia de doses residuais na distribuição e no armazenamento.

Os perigos químicos, de acordo com o mesmo autor, estão geralmente associados à presença de substâncias químicas e fármacos em concentrações tóxicas que podem ser nocivas para a saúde. Estas substâncias podem ocorrer naturalmente ou surgirem durante as operações e os processos de tratamento e nas fases de transporte e reserva da água. Existe um grande número de constituintes químicos (orgânicos ou inorgânicos) que podem influenciar significativamente a qualidade da água. Dependendo da sua toxicidade, podem causar graves perturbações de saúde em curto prazo (no caso de substâncias de toxicidade aguda muito elevada), gerar doenças crônicas (no caso de substâncias de baixa toxicidade aguda consumidas diariamente durante longos períodos de tempo) ou, embora não constituindo perigo direto para a saúde, interferir nas características organolépticas da água.

Ainda segundo Mendes (2006), em particular, deve-se ter especial atenção à ocorrência de subprodutos da desinfecção, como resultado da reação entre as substâncias utilizadas na eliminação de microrganismos patogênicos, e a matéria orgânica de origem natural, eventualmente presente na água bruta.

Os perigos físicos estão geralmente associados às características estéticas da água, tais como cor, turbidez, sabor e odor. São características de apreciação imediata, susceptíveis de levar os consumidores a questionar a qualidade e a segurança da água, podendo, contudo, não significar um perigo direto para a saúde humana. Inversamente, uma água de boa aparência estética não significa, necessariamente, que seja adequada para consumo.

A garantia da qualidade da água para abastecimento público destinada ao consumo humano, está intimamente relacionada com a proteção da respectiva fonte de água bruta. A gestão das causas de contaminação das águas naturais, traduz-se na disponibilidade de uma água com menor grau de contaminação, o que, para além de garantir maior segurança na qualidade da água fornecida aos consumidores, implica menor esforço no seu processo de tratamento. Com efeito, quanto menos poluída for a água afluenta a uma estação de tratamento, menos extensivos e dispendiosos serão os meios necessários à salvaguarda da saúde pública: a uma menor quantidade de produtos químicos utilizados corresponde uma redução na formação de subprodutos do tratamento e um benefício econômico e ambiental decorrente da minimização de custos operacionais, do consumo de recursos e da produção de resíduos (MENDES, 2006).

A legislação que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no Brasil, é a Portaria MS 518/2004, do Ministério da Saúde. Antes mesmo da promulgação da Constituição Federal de 1988, o decreto federal nº 79.367 de 9/3/1977, atribuía ao Ministério da Saúde competência para elaborar normas sobre o padrão de potabilidade da água, a serem observadas em todo o território nacional. Desde então o Ministério da Saúde sancionou 4 portarias, que dispõem sobre potabilidade de água para consumo humano: Portaria 56Bsb/1977, Portaria 36GM/1990, Portaria 1469/2000 e Portaria MS 518/2004 (BRASIL, 2004), esta última idêntica à Portaria 1469/2000, à exceção de prazos para adaptação e alguns quesitos técnicos (MENDES, 2006).

As atividades de controle da qualidade da água para consumo humano competem aos responsáveis pela operação do sistema de abastecimento ou da solução alternativa de



abastecimento, que devem assegurar que a água fornecida à população apresente qualidade compatível com os padrões estabelecidos na legislação. Todo processo operacionalizado para tornar a água potável e garantir que esta condição seja mantida até a chegada aos domicílios é de responsabilidade da empresa de abastecimento público.

### 2.3.1 Parâmetros Físicos

As aplicações dos parâmetros físicos nos estudos e fenômenos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos, e de caracterização e controle de qualidade de águas de abastecimento público e residuárias, tornam as características físicas indispensáveis à maioria dos trabalhos envolvendo qualidade de águas.

A cor, a turbidez, os níveis de sólidos em suas diversas frações, a temperatura, o sabor e o odor são os principais parâmetros utilizados para caracterizar fisicamente as águas naturais. Embora as características físicas da água tenham importância relativamente pequena do ponto de vista sanitário, elas podem ser determinantes na escolha da tecnologia de tratamento (DI BERNARDO, 1993).

A turbidez pode ser causada por uma variedade de materiais como, partículas de argila ou lodo, descarga de esgoto doméstico ou industrial ou ainda pela presença de um grande número de microrganismos (AZEVEDO NETTO e RICHTER, 1998). As partículas que causam turbidez podem ainda abrigar temporariamente os microrganismos da ação do cloro no processo de desinfecção, o que justifica alguns casos de águas contaminadas com teores de cloro residual (KONRADT-MORAES, 2004).

De forma geral, a cor nas águas pode resultar dos processos de decomposição da matéria orgânica, da presença de íons metálicos naturais como o ferro e o manganês, bem como do lançamento de diversos tipos de despejos industriais. Em particular a cor natural nas águas, principalmente a cor verdadeira, apresenta como agentes causadores, substâncias húmicas e fúlvicas, as quais se apresentam sempre em estado coloidal (LEAL e LIBÂNIO, 2002). Estas substâncias, segundo Letterman et al. (1999), podem derivar-se do solo ou ainda, por serem os principais componentes da matéria orgânica natural presente nas fontes de água, serem produzidas dentro do meio líquido, por reações químicas e biológicas de decomposição de sedimentos da matéria vegetal presente.

Até recentemente, não eram associados inconvenientes sanitários à presença de cor na água, como algum tipo de toxidez ou intolerância orgânica. A partir da comprovação, no final da década de setenta, de que os produtos da decomposição da matéria orgânica, causadores da cor, são precursores de substâncias potencialmente carcinogênicas, quando a água é desinfetada por compostos inorgânicos de cloro, atenção crescente passou a ser dispensada à sua remoção.

Acrescenta-se ainda que a presença de matéria orgânica em decomposição e o lançamento de despejos domésticos e industriais podem causar odor e sabor às águas, classificando este parâmetro de qualidade como causado, respectivamente, por fontes naturais ou artificiais (LEAL e LIBÂNIO, 2002).

### 2.3.2 Parâmetros Químicos

As características químicas da água são devido à presença de substâncias dissolvidas e são de grande importância, tendo em vista as conseqüências sobre o organismo dos consumidores (KONRADT-MORAES, 2004).

As impurezas químicas presentes na água podem ser divididas em duas categorias: orgânicas e inorgânicas. Os constituintes orgânicos surgem nas águas de três fontes principais, quebra de moléculas de substâncias húmicas, microrganismos e seus metabólitos e hidrocarbonetos aromáticos. Embora tais substâncias não sejam normalmente prejudiciais ao ser humano, algumas podem agir como precursores de formação de trihalometanos e outros compostos organo-halogenados durante a desinfecção, se o cloro livre for utilizado (DI BERNARDO, 1993).

O termo impurezas orgânicas é aplicável a um número de constituintes de origem animal ou vegetal, que pode indicar uma poluição recente ou remota. Incluem-se neste item a matéria orgânica, em geral, o nitrogênio sob suas diversas formas (orgânico, amoniacal, albuminóide, nitroso e nítrico), o fósforo, dentre outros nutrientes (AZEVEDO NETO et al., 1987).

As características inorgânicas das águas merecem atenção especial por interferirem no processo de tratamento. Alguns elementos químicos inorgânicos podem causar problemas de saúde pública, se presentes acima das concentrações permitidas e outros são essenciais ao processo metabólico do ser humano (DI BERNARDO, 1993).

A alcalinidade é importante, pois influencia, consideravelmente, na coagulação química, uma vez que alguns dos principais coagulantes primários, comumente utilizados no Brasil (sulfato de alumínio e cloreto férrico), são doadores de prótons em solução. Assim, se a alcalinidade da água for baixa, a coagulação eficiente só poderá acontecer com a adição de um alcalinizante para ajuste do pH mas, se a alcalinidade e pH forem relativamente altos, é provável que o sulfato de alumínio não seja indicado.

### 2.3.3 Parâmetros Microbiológicos

O papel da água na transmissão de determinadas doenças infecciosas e parasitárias é fato bastante conhecido. Portanto, uma avaliação de potabilidade da água deve passar, necessariamente, pela determinação de parâmetros microbiológicos.

Considerando que os agentes patogênicos de veiculação hídrica apresentam como ponto comum a sua eliminação pelas fezes dos indivíduos infectados, uma alternativa mais rápida e econômica para a avaliação da qualidade microbiológica da água consiste na pesquisa de organismos indicadores de poluição fecal. Esses organismos, quando presentes na água, indicam a ocorrência de poluição de origem fecal, evidenciando o risco da presença de organismos patogênicos (FIGUEIREDO, 1994).

Alguns estudos relatados na literatura científica, demonstraram ausência de correlação entre os parâmetros físico-químicos da água e a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* em amostras ambientais (ROSE et al., 1991; THURMAN et al., 1998). Do mesmo modo muitos estudos vêm demonstrando que os indicadores bacteriológicos regulamentados por lei (coliformes

totais e fecais), usados para assegurar a qualidade microbiológica da água são inadequados para determinar a qualidade parasitológica da mesma (HAYES et al., 1989; ROSE, 1990; FORD e COLWELL, 1996).

Para Craun et al. (1997) além do monitoramento microbiológico (por meio de indicadores ou microrganismos patogênicos), são necessárias medidas adicionais para proteção contra as doenças de veiculação hídrica. Segundo esses autores, é igualmente importante proteger-se as fontes por meio, por exemplo, de controle de lançamentos, e também adequar-se o tratamento da água.

Do ponto de vista sanitário, nas águas, o que realmente põe em risco a saúde pública é a ocorrência de poluição fecal, pela possibilidade de estarem presentes também microrganismos patogênicos intestinais, como bactérias, vírus, protozoários e ovos de helmintos, agentes freqüentemente responsáveis por doenças de veiculação hídrica (GELDREICH, 1974). É claro que isto somente é verdadeiro se forem excluídos deste grupo de enfermidades os envenenamentos ocasionados por substâncias químicas, que normalmente são oriundos de despejos industriais (ROCHA, 1974).

Têm sido bem documentados casos de surtos de doenças com evidências de serem as águas potáveis a rota de transmissão. Embora o agente etiológico de um número desses surtos tenha sido identificado como *Giardia* ou *Cryptosporidium*, ETAs afetadas não tiveram como monitorar a presença e nem a remoção desses patógenos da água final. Desde a ocorrência desses surtos, tem se tornado cada vez mais aparente que os métodos atuais de análises para os protozoários, nas bacias hidrográficas e nas águas finais, são inadequados. Apesar do grande volume de pesquisas e tentativas de aperfeiçoamento dessas metodologias analíticas, os problemas com seu uso ainda permanecem (NIEMINSKI et al., 2000).

Quanto à ocorrência de doenças de veiculação hídrica, vários levantamentos realizados nos Estados Unidos e Reino Unido associam surtos de gastroenterites com o consumo de água que atendia aos critérios vigentes de qualidade bacteriológica (SOLO-GABRIELE e NEUMEISTER, 1996; FROST et al., 1996; GOLDSTEIN et al., 1996).

De acordo com Zarpelon (2001), a atividade bactericida do cloro ocorre por ação enzimática e, sendo os vírus desprovidos de enzimas, a sua destruição só é possível pela oxidação direta da matéria proteica, o que explica a necessidade de dosagens de cloro mais elevadas para sua eliminação.

## 2.4 NORMAS E PADRÕES DE POTABILIDADE

De acordo com a Portaria N<sup>o</sup> 518, de 25 de Março de 2004, do Ministério da Saúde (MS), “água potável é a água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde”.

A água destinada ao consumo humano deve preencher condições mínimas para que possa ser ingerida ou utilizada para fins higiênicos, tais como estar isenta de microrganismos

patogênicos e, com relação às substâncias orgânicas, os teores das mesmas não deverão ser prejudiciais ao ser humano (DI BERNARDO, 1993).

No entanto, não basta que a água seja isenta de impurezas nocivas à saúde para ser considerada potável. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS) existem algumas exigências que devem ser seguidas, para que a água possa ser utilizada para consumo humano:

- Apresentar aspecto límpido e transparente;
- Não apresentar cheiro ou gosto objetáveis;
- Não conter nenhum tipo de microrganismo que possa causar doenças no ser humano;
- Não conter nenhuma substância em concentrações que possam causar qualquer tipo de dano à saúde do ser humano.

Com base nessa definição, são estabelecidos os padrões de potabilidade para as águas destinadas ao abastecimento público.

No Brasil, a Portaria 518 MS, que estabelece os padrões de potabilidade para água de consumo humano, recomenda a análise de protozoários e de enterovírus na água, com o objetivo de atingir-se um padrão de ausência dos mesmos. São também determinados padrões de turbidez em complementação aos padrões de qualidade microbiológica da água, especialmente para assegurar-se a remoção eficiente de cistos de *Giardia* spp e oocistos *Cryptosporidium* sp.

A recomendação constante na portaria, para as análises desses protozoários refere-se às águas provenientes dos sistemas de abastecimento, ou de solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano, esses sistemas são definidos pela mesma legislação. Seu Artigo 9 determina que cabe ao(s) responsável(is) pela operação de sistema, ou de solução alternativa de abastecimento, entre outros procedimentos, efetivar o controle das características dos mananciais de abastecimento e da bacia contribuinte. Ainda segundo o Artigo 19, essas análises deverão contemplar os parâmetros exigidos na legislação vigente de classificação e enquadramento de águas superficiais (Resolução N° 357 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA), avaliando a compatibilidade entre as características da água bruta e o tipo de tratamento.

Para água tratada, nenhum limite padrão foi ainda determinado em relação às concentrações de *Cryptosporidium* e *Giardia*, embora a OMS e o Ministério da Saúde recomendem a ausência de qualquer organismo patogênico em águas para consumo humano. Haas e Rose (1995), nos estados Unidos, propuseram um limite de 10 a 30 oocistos por 100 litros. Wallis et al. (1996), no Canadá, propuseram um limite de 5 cistos de *Giardia* em 100 litros de água. No Reino Unido está sendo proposto para água tratada o limite máximo de 1 cisto/ooocisto viável ou não em 100 litros de água (DIAS JUNIOR, 1999).

A legislação americana foi a primeira a estabelecer regras e medidas de controle para presença de *Cryptosporidium* e *Giardia* na água. Igualmente nesse país, por meio da Agência Ambiental Americana, foi promulgado o maior número de instrumentos legislativos referentes a esses contaminantes. Isso porque, o "Science Advisory Board" da USEPA (um grupo independente de especialistas no assunto, criado pelo congresso americano), considera que a exposição a contaminantes microbianos, bactérias, vírus e protozoários, representa o mais sério

risco para saúde, permanecendo o maior desafio para as empresas de abastecimento de água. Assim, por meio da “Surface Water Treatment Rule”, “Enhanced Surface Water Treatment Rule” e “Long Term Enhanced Surface Water Treatment Rule” (USEPA 1998 e 2000), foram estabelecidas metas, não legalmente obrigatórias, de ausência desses protozoários na água tratada. Entretanto, as medidas mais importantes dessas leis referem-se à adoção de técnicas de tratamento de água mais eficientes para remoção desses microrganismos patogênicos. Entre essas regras incluem-se graus de inativação/remoção, limites para turbidez e eficiência dos filtros (HACHICH, 2002).

Com relação ainda à Portaria 518, no seu Artigo 17 § 1º tem-se que, “para análise de cianobactérias e cianotoxinas e comprovação da toxicidade por bioensaios em camundongos, até o estabelecimento de especificações em normas nacionais ou internacionais que disciplinem a matéria, devem ser adotadas as metodologias propostas pela OMS em sua publicação “Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management”.

A mesma portaria veda o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias em mananciais para abastecimento de água, assim como qualquer intervenção no manancial que provoque a lise (quebra) das células de cianobactérias, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células mL<sup>-1</sup> (ou 2 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> de biovolume).

Afirma ainda que as medidas corretivas de controle de algas, cianobactérias e toxinas na água de abastecimento envolvem dois tipos de intervenção, a primeira, no ponto de captação (manejo da captação de água bruta), e a segunda, a remoção desses organismos e compostos no sistema de tratamento de água.

Mas, em relação às cianotoxinas o que se sabe é que para a anatoxina-a, em consequência da pouca ocorrência deste tipo de neurotoxina, ainda não foi estabelecido um limite máximo aceitável para consumo oral humano (CARMICHAEL, 1994; FALCONER, 1998). Entretanto, no Brasil já foi confirmada a inibição de acetilcolinesterase por florações de *Anabaena spiroides*, no Rio Grande do Sul (MONSERRAT et al., 2001).

Para as saxitoxinas, embora a OMS considere que ainda não há dados suficientes para o estabelecimento de um limite de concentração máximo aceitável em água potável (CHORUS e BARTRAM, 1999), uma análise dos dados de eventos de intoxicações humanas, demonstra que a maioria dos casos esteve associada ao consumo de aproximadamente 200 µg de saxitoxinas por pessoa. Baseado nesses dados e considerando 60 kg como peso corpóreo, 2 litros de água como consumo diário e fatores de incerteza para variações entre espécies distintas e entre organismos da mesma espécie, Fitzgerald et al. (1999) propuseram 3 µg L<sup>-1</sup> como o limite máximo aceitável de saxitoxinas em água para consumo humano. Este limite já foi adotado por autoridades de saúde do sul da Austrália.

Para as microcistinas, baseado em estudos de toxicidade oral em níveis subcrônicos, realizados com camundongos por Fawell et al. (1994), e com porcos, realizados por Falconer et al. (1994), foi estabelecida como ingestão diária aceitável (“tolerable daily intake”- TDI), para microcistina-LR, o valor de 0,04 µg kg<sup>-1</sup> de peso corpóreo (CHORUS e BARTRAM, 1999). A partir desse valor, um limite máximo aceitável de 1 µg L<sup>-1</sup> de microcistinas em água para consumo

humano foi adotado pela OMS e incorporado ao adendo das Normas para Qualidade da Água Tratada publicado em 1998 (WHO, 1998).

Em relação às cilindropermopsinas, de acordo com Chorus e Bartram (1999) ainda não há dados suficientes para estabelecer um limite máximo aceitável para água para consumo humano. Entretanto, estudos tóxicos desenvolvidos por Shaw et al. (2000), sugerem um limite máximo aceitável de  $15 \mu\text{g L}^{-1}$  para água potável.

#### 2.4.1 Doenças Infecciosas de Transmissão Hídrica

Há bastante tempo a contaminação da água com microrganismos de origem fecal é causa conhecida de gastroenterites de veiculação hídrica. A ocorrência de surtos de transmissão hídrica de cólera, febre tifóide e paratifóide e os sérios problemas de saúde pública nos Estados Unidos e Reino Unido no início do século, diminuiu substancialmente com o aperfeiçoamento dos processos de tratamento de água, principalmente por cloração. Permaneceram a ser relatados, entretanto os surtos de gastroenterites de veiculação hídrica, desta vez por organismos resistentes à desinfecção, tais como *Giardia* e *Cryptosporidium* (ROSE, 1997; FURTADO et al., 1998).

De acordo com a WHO (1993), citado por Hachich (2002), a maioria dos organismos patogênicos de veiculação hídrica causam as chamadas gastroenterites, doenças caracterizadas por sintomas tais como diarreia, desconforto abdominal, cólicas, vômito, náuseas e febre. Outros organismos podem ocasionar doenças mais graves, como por exemplo, hepatites, câncer gástrico, úlceras pépticas, meningite, encefalite e várias outras patologias.

Dentre os agentes microbianos causadores de gastroenterites, destacam-se os protozoários *Giardia lamblia* e *Cryptosporidium parvum*, pela elevada incidência de casos e devido às suas características de resistência aos tratamentos convencionais e capacidade de permanência no ambiente (HACHICH, 2002).

Os oocistos de *Cryptosporidium* são extremamente resistentes à maior parte dos desinfetantes, inclusive ao cloro e também a várias outras condições ambientais adversas, podendo permanecer em estado dormente no solo ou na água por vários meses (KORICH et al., 1990; ROBERTSON et al., 1992). Sua veiculação hídrica é facilitada pelo longo período que o oocisto permanece viável no ambiente, pelo tamanho reduzido ( $3$  a  $8 \mu\text{m}$ ) e pela baixa taxa de sedimentação ( $0,5 \mu\text{m s}^{-1}$ ) (ROSE, 1990).

A *Giardia* é um protozoário flagelado que é eliminado pelas fezes do homem e alguns animais, geralmente no estado de cisto, muito resistente à desinfecção. O *Cryptosporidium* é outro protozoário que vem tendo grande importância nos últimos anos, devido a sua ligação com algumas epidemias que aconteceram em países desenvolvidos, podendo provocar transtornos intestinais, diarreia e vômito.

Para Smith (1998) esses protozoários tornaram-se importantes agentes responsáveis pelo desenvolvimento de doenças de veiculação hídrica nos países desenvolvidos, devido principalmente a três motivos: tratam-se de doenças autóctones (naturais de uma determinada região), com baixas doses infecciosas, a magnitude da contaminação de origem ambiental com cistos e oocistos infecciosos é significativa no ambiente aquático, e, finalmente, as reduzidas

dimensões dos cistos e oocistos e sua resistência aos desinfetantes dificultam sua remoção pelos processos convencionais de tratamento da água.

Marshall et al. (1997) relatam que a *Giardia lamblia* é o agente etiológico identificado com maior frequência nos surtos de doenças de veiculação hídrica, e a maior parte desses eventos está associado ao consumo de água superficial, ou água subterrânea sob a influência de água superficial, não filtrada e clorada de forma inadequada.

A giardíase é uma gastroenterite causada pelo protozoário unicelular *Giardia lamblia*, denominado mais comumente na Europa, *Giardia intestinalis* (THOMPSON, 2000). Os cistos são liberados por um período prolongado e em grande número ( $1,4 \times 10^{10}$  diariamente) nas fezes de humanos, e alguns tipos de animais. Podem sobreviver vários meses na água fria, são relativamente resistentes à cloração e à luz ultravioleta. A fervura é bastante eficaz na destruição dos cistos e *Giardia*, mas alguns podem resistir ao congelamento por alguns dias. A infecção pode ser causada por doses baixas, de até 10 cistos, podendo ocorrer por contato direto, muito comum entre crianças em creches e através da ingestão de água ou alimentos contaminados (ORTEGA et al., 1997).

Devido a várias razões, hoje a giardíase é considerada uma parasitose re-emergente. A primeira dessas razões diz respeito ao grande número de surtos de diarreia em creches. Nos países desenvolvidos, a utilização cada vez maior dessas instituições é um dos motivos da re-emergência da doença. Outro motivo apontado como causa de re-emergência dessa parasitose diz respeito às altas taxas de infecção por *Giardia* em animais domésticos.

Al-Ani et al. (1986) demonstraram a importância da coagulação e dosagem ótima do coagulante químico no tratamento convencional com a finalidade de remoção de cistos de *Giardia*. A efetiva coagulação reduziu a turbidez de 0,5 para 0,1 NTU o que implicou em uma capacidade de remoção de 95,0 para 99,9 %, em relação aos cistos de *Giardia*. Quando não foi usado o coagulante químico ideal ou foram empregadas dosagens inadequadas, a remoção foi muito baixa, de nula até 50,0 %.

Nas 72 plantas de tratamento de água estudadas na América do Norte, *Cryptosporidium* estava presente em 51,0 % das amostras de água bruta e em 13,4 % da água final. Têm sido constatadas diferenças entre os níveis de oocistos encontrados, tanto na água bruta como na água final. Tal fato tem sido atribuído às variações na qualidade da água bruta e à performance do tratamento (LECHEVALLIER et al., 1991).

Bellamy et al. (1993) avaliaram a performance da filtração e os fatores que afetaram a remoção de cistos. Destacaram-se, a adequação da velocidade da mistura do coagulante no processo de coagulação, o tempo de floculação e sedimentação suficientes, a adequação da profundidade dos filtros e uso de areia e antracito. Os autores sugerem que a manutenção e lavagens periódicas dos filtros permitem alcançar uma boa remoção do protozoário.

Wallis et al., em 1996, no Canadá, analisaram 423 amostras de água tratada. A maioria delas era tratada apenas por cloração. *Giardia* e *Cryptosporidium* foram detectados em 18,2 % e 3,5 % das amostras, respectivamente.

No Brasil, Muller (1999), estudou a ocorrência de *Cryptosporidium* em 48 amostras de água tratada e colhidas em duas estações de tratamento na cidade de São Paulo, mensalmente, por um ano. Foram utilizadas duas técnicas de concentração (floculação e membrana filtrante), ocorrendo variação no número de oocistos encontrados (de 0 a 1,2 L<sup>-1</sup>), dependendo da técnica utilizada.

Ré, em 1999, avaliou a ocorrência dos protozoários *Cryptosporidium sp.* e *Giardia lamblia*, na cidade de Araras, São Paulo. Foram analisadas 5 amostras de águas tratadas da rede pública de abastecimento, tendo sido detectada a presença de cistos de *Giardia lamblia* em 2 amostras (16,6 %). Não foi observada a ocorrência de *Cryptosporidium sp.* Nas amostras analisadas. É importante salientar que as águas examinadas obedeciam aos padrões de potabilidade vigentes pela legislação específica brasileira.

Korich et al. (1990) e Finch et al. (1994), comentam que, apesar da *Giardia* ser muito mais resistente do que a maioria das bactérias, em determinada concentração e tempo de contato, o cloro podem ser capaz para inativar os cistos. No entanto, o *Cryptosporidium* é um dos mais resistentes organismos presentes na água e não foi observada sua inativação após 18 horas de tempo de contato, com níveis elevados de cloro e ainda, não foi observada inativação pela ação de cloraminas (KORICH et al., 1990; GYÜRÉK et al., 1997).

Devido a estas dificuldades, desinfetantes alternativos como o dióxido de cloro, ozônio e luz ultravioleta (UV) vêm sendo testados. O dióxido de cloro tem a propriedade de inativar aproximadamente 90 % dos oocistos, no entanto, a luz ultravioleta e o ozônio vem recebendo mais atenção (PEETERS et al., 1989) e apresentam vantagens e desvantagens semelhantes (BETANCOURT e ROSE, 2004).

A eficácia dos tratamentos de água convencionais e avançados vêm sendo avaliadas para a remoção dos cistos de protozoários em escala bancada, piloto e em sistemas de estações de tratamento de água (JAKUBOWSKI, 1990; NIEMINSKI e ONGERTH, 1995; KELLEY et al., 1995; ONGERTH e HUTTON, 1997; SWERTFEGER et al., 1999; EDZWALD et al., 2000; STATES et al., 2000, SHAW et al., 2000; HUCK et al., 2002). States et al. (1997) estudaram a eficiência de remoção dos protozoários, em escala real, em uma planta de tratamento convencional e observaram um pequeno número de cisto de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* na água tratada, mesmo com a ausência de problemas durante o tratamento.

#### **2.4.2 Cianobactérias e a Presença em Águas para Consumo Humano**

Nos últimos 20 anos as cianobactérias passaram a fazer parte da lista dos chamados "patógenos emergentes". Essas bactérias podem liberar toxinas com graves efeitos à saúde do homem e de outros animais, principalmente quando ingeridas ou inoculadas (JARDIM e VIANA, 2003).

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas popularmente como algas azuis, são microrganismos aeróbicos fotoautotróficos. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses



microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias (BEASLEY et al., 1989; FUNASA, 2003).

Sua capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes, entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento das cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor desenvolvimento em águas neutro-alcálinas (pH 6 a 9), temperatura entre 15 e 30 °C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (BEASLEY et al., 1989; MOHAMED e HUSSEIN, 2006).

A grande preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água é devida à capacidade desses microrganismos produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas (cianotoxinas) que podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contato em atividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. Entretanto, a principal via de intoxicação é pelo consumo oral da água sem um tratamento adequado para remoção dessas toxinas.

As cianotoxinas formam um grupo de substâncias químicas bastante diverso, com mecanismos tóxicos específicos em vertebrados. Algumas cianotoxinas são neurotoxinas bastante potentes (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas), outras são principalmente tóxicas ao fígado (microcistinas, nodularina e cilindrospermopsina) e outras ainda podem ser irritantes ao contato, consideradas como endotoxinas pirogênicas, como as de bactérias Gram negativas (CARMICHAEL, 1992; SIVONEN et al., 1990; FUNASA, 2003, MSAGATI et al., 2006). As cianotoxinas são também consideradas citotóxicas, imunotóxicas, embriotóxicas e genotóxicas (VAJCOVÁ et al., 1998). Em relação à estrutura química as cianotoxinas podem ser incluídas no grupo dos peptídeos cíclicos (microcistina, nodularina), no grupo dos alcalóides (neurotoxinas, cilindrospermopsina) e no grupo dos lipopolissacarídeos (MSAGATI et al., 2006).

De acordo com Santos e Bracarense (2008) várias espécies de cianobactérias podem produzir toxinas potentes em ambientes aquáticos. Dentro de uma mesma espécie podem existir cepas produtoras de toxinas ou não. As toxinas são metabólitos secundários à formação dos fotopigmentos e podem permanecer acumuladas no citoplasma das cianobactérias (CARMICHAEL, 1992; PAER e MILLIE, 1996). No Brasil 82 % das cepas de cianobactérias isoladas são toxigênicas (SOARES et al., 2004). Já foram registradas em diferentes ambientes aquáticos brasileiros pelo menos 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros (SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000).

Segundo Vieira et al. (2005) pesquisas têm demonstrado a ocorrência de florações algais, potencialmente tóxicas, em diferentes regiões do país como Rio Grande do Sul, Distrito Federal, Pernambuco, Alagoas, Pará e no Rio de Janeiro. Concentrações de microcistinas entre 0,5 e 100  $\mu\text{g L}^{-1}$  foram detectadas em reservatórios de água destinados ao consumo público no Estado de São Paulo e entre 0,5 e 1,11  $\mu\text{g L}^{-1}$ , no Estado de Minas Gerais.

No Estado do Paraná pesquisas também demonstraram a ocorrência natural das cianotoxinas em mananciais e na piscicultura regional, atividade que está em ampla expansão (HIROOKA et al., 1999; KAMOGAE et al, 2006). Neste Estado, Hirooka et al. (1999) detectaram a *Microcystis aeruginosa* em amostras de água destinadas ao consumo público, à recreação, à

aqüicultura e ao consumo de animais. No monitoramento realizado por estes autores, entre 1995 e 1996, foram observadas concentrações de microcistinas entre 0,2 e 6,6  $\mu\text{g L}^{-1}$  em águas na região do lago Itaipu, destinadas ao consumo público e entre 6,38 e 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  em águas destinadas à recreação. Ainda, entre 1999 e 2001, Kamogae et al. (2006) relataram concentrações de microcistinas variando entre 0,134 e 240  $\mu\text{g L}^{-1}$  e também de florações tóxicas, em rios desse mesmo Estado.

O número de estudos sobre a eficiente remoção dessas cianotoxinas pelos processos de tratamento da água ainda é reduzido, e as técnicas de detecção de cianotoxinas ainda não são muito difundidas na prática do monitoramento de águas de abastecimento, o que faz com que a avaliação da exposição humana às cianotoxinas pelo consumo da água ainda seja bastante deficiente. Além disso, em regiões abastecidas por mananciais de superfície que apresentam florações de cianobactérias tóxicas, a real exposição a essas toxinas irá depender do método de captação, da seqüência de tratamento da água e do controle operacional do sistema de abastecimento.

Nesse sentido, a escassez de água associada à perda progressiva da qualidade tem motivado a intensificação de estudos de monitoramento hidrobiológico dos mananciais de superfície, objetivando identificar florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Por outro lado, essas pesquisas visam subsidiar estratégias operacionais para assegurar a qualidade hidrobiológica das águas de abastecimento, por meio de tratamentos eficientes para a sua remoção.

A constante degradação ambiental em bacias hidrográficas de intensa ocupação antrópica tem alterado significativamente a qualidade de seus corpos d'água. O aumento da eutrofização destes sistemas pelo enriquecimento de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, leva à proliferação e predominância de grupos algais como o das cianobactérias. Estas podem liberar para o meio ambiente toxinas que afetam a saúde humana, tanto pela ingestão da água, como pelo contato primário em atividades de recreação, além de provocar a elevação de custos do tratamento de águas destinadas ao abastecimento (AGUJARO e ISSAC, 2002).

A eutrofização artificial dos corpos d'água produz mudanças na qualidade da água incluindo: a redução de oxigênio dissolvido, a perda das qualidades cênicas, ou seja, das características estéticas do ambiente e seu potencial para lazer, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias, com conseqüências negativas sobre a eficiência e custo de tratamento da água, quando se trata de manancial de abastecimento público. Estas florações ou "blooms" se caracterizam pelo intenso crescimento desses microrganismos na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade, com conseqüências relacionadas à saúde pública (FUNASA, 2003).

#### *2.4.2.1 Intoxicações Humanas por Cianobactérias*

As intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (FALCONER et al., 1994).

No Brasil, o primeiro caso confirmado de morte humana, causada por cianotoxinas ocorreu no início de 1996, quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos à sessões de hemodiálise em uma clínica da cidade de Caruaru (PE), passaram a apresentar um quadro clínico compatível com uma grave hepatotoxicose. Desses, 60 pacientes vieram a falecer até 10 meses após o início dos sintomas. As análises confirmaram a presença de microcistinas e cilindrospermopsina, no carvão ativado utilizado no sistema de purificação de água da clínica, e de microcistinas em amostras de sangue e fígado dos pacientes intoxicados (AZEVEDO, 1996; CARMICHAEL et al., 1996; JOCHIMSEN et al., 1998; POURIA et al., 1998; CARMICHAEL et al., 2001). Além disso, as contagens das amostras do fitoplâncton do reservatório que abastecia a cidade, mostraram uma dominância de gêneros de cianobactérias, comumente relacionados com a produção de cianotoxinas.

Em muitos casos, as cianobactérias causadoras dos danos desaparecem do reservatório antes que as autoridades de saúde pública considerem uma floração como o possível risco, pois estas geralmente são desconhecedoras dos danos possíveis resultantes da ocorrência de florações. Portanto, assumem que os processos de tratamento da água usuais são capazes de remover qualquer problema potencial. Entretanto, várias toxinas de cianobactérias, quando em solução, são dificilmente removidas por um processo convencional de tratamento, sendo inclusive resistentes à fervura (FUNASA, 2003).

Em áreas densamente povoadas, ou regiões agricultáveis, ocorre muitas vezes o aparecimento de florações constantes de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público e, usualmente, as autoridades ambientais tentam controlar as florações com aplicação de sulfato de cobre ou outros algicidas. Este método provoca a lise desses organismos, liberando as toxinas, freqüentemente presentes nas células para a água bruta do manancial. Tais ações podem causar exposições agudas às toxinas. Além disso, há evidências que populações abastecidas por reservatórios que apresentam extensas florações podem estar expostas a baixos níveis de toxinas por longo período (LAMBERT et al., 1994).

De acordo com Carmichael (1994) e FUNASA (2003) essa exposição prolongada deve ser considerada como um sério risco à saúde, uma vez que, as microcistinas, que são o tipo mais comum de toxinas de cianobactérias, são potentes promotoras de tumores e, portanto, este consumo continuado de pequenas doses de hepatotoxinas pode levar a uma maior incidência de câncer hepático na população exposta. Como consequência, é importante que os efeitos crônicos de exposições prolongadas por ingestão oral de baixas concentrações de cianotoxinas sejam avaliados tanto do ponto de vista epidemiológico como toxicológico.

O fígado é o órgão alvo da microcistina, visto que a citotoxicidade é mais acentuada nos hepatócitos do que em outros tipos celulares (MCDERMOTT et al., 1998; ZHAN et al., 2004). Contudo, necrose e/ou apoptose podem ocorrer não somente nestas células. Estudos in vitro demonstraram os efeitos citotóxicos da microcistina-LR em células humanas como eritrócitos, linfócitos, células endoteliais, epiteliais e fibroblastos (MCDERMOTT et al., 1998; LANKOFF et al., 2004; SICINSKA et al., 2006), bem como em promielócitos de ratos (MCDERMOTT et al., 1998) e em linfócitos de galinha e de carpas (LANKOFF et al., 2004; ZHANG et al., 2006). Estudos in vivo

relataram também efeitos nefrotóxicos em ratos (MILUTINOVIC et al., 2003), em carpas (RABERGH et al., 1991; FISCHER e DIETRICH, 2000) e em trutas (KOTAK et al., 1996) e ainda, efeitos citotóxicos gastrintestinais em camundongos (BOTHA et al., 2004) e em ratos (NOBRE et al., 2004).

Quando há ingestão de cianobactérias, a microcistina é liberada no estômago ou, preferencialmente, no íleo. Uma vez absorvida, a microcistina rapidamente chega ao fígado pela circulação sangüínea (portal) e por meio de receptores dos ácidos biliares, interage com os hepatócitos, provocando alterações no citoesqueleto celular (microfilamentos de actina e filamentos intermediários) (BEASLEY et al., 1989). A perda da adesão intercelular e a retração dos hepatócitos são responsáveis também pela perda de contato destes com os capilares sinusóides. A destruição da arquitetura hepática ocasiona, em minutos ou horas, choque hipovolêmico devido ao seqüestro de sangue pelo fígado (hemorragia intra-hepática) (LECLAIRE et al., 1995) ou insuficiência hepática, em algumas horas ou dias (BEASLEY et al., 1989).

Devido à perda de adesão intercelular, hepatócitos de animais de laboratório inoculados com microcistina-LR já foram observados, eventualmente, no lúmen de vasos sangüíneos pulmonares e renais (BEASLEY et al., 1989; HOOSER et al., 1990).

Nas intoxicações por microcistina há relatos da ocorrência de gastroenterites com diarreia, náuseas, vômitos, cólicas abdominais e epigástricas; febre; hepatite com anorexia, astenia e hepatomegalia; distúrbios respiratórios; distúrbios alérgicos e morte, devido à hemorragia hepática e choque hipovolêmico (BEASLEY et al., 1989; NISHIWAKI-MATSUSHIMA et al., 1992; FIGUEIREDO et al., 2004). Parte dos sinais gastrintestinais deve-se à ativação dos macrófagos pela microcistina na mucosa intestinal, à liberação de mediadores inflamatórios e, conseqüentemente, à secreção de água e eletrólitos. A inibição das fosfatases também parece ser fator determinante para a manifestação dos sintomas (NOBRE et al., 2004).

Devido à grave hepatotoxicidade, à capacidade de bioacumulação e promoção tumoral, intrínsecas às microcistinas, bem como aos sinais freqüentemente inespecíficos, pesquisas relacionadas a estas cianotoxinas devem ser incentivadas a fim de se detectar a contaminação de alimentos e da água destinada principalmente ao consumo humano e animal. Os agentes de saúde precisam suspeitar de intoxicações em pacientes que tenham tido contato com água possivelmente contaminada por cianobactérias e pela microcistina, a fim de evitar exposições crônicas e o desenvolvimento de carcinogênese hepática. Setores responsáveis pelo abastecimento de água pública devem estar diariamente atentos às florações algais (SANTOS e BRACARENSE, 2008).

#### *2.4.2.2 Problemas na Água Tratada Associados à Presença de Algas*

As principais conseqüências do desenvolvimento e degradação das florações de cianobactérias são desoxigenação da água, alterações de suas características organolépticas e de animais aquáticos que nela vivem, produção e liberação de toxinas.

A presença de algas e cianobactérias na água bruta aduzida às estações de tratamento pode causar problemas operacionais em várias etapas do tratamento, tais como: dificuldade de

coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros e aumento da necessidade de produtos para a desinfecção (HAARHOFF e CLEASBY, 1989; EDZWALD e WINGLER, 1990; EDZWALD, 1993; KAUR et al., 1994; DI BERNARDO, 1995; BRANDÃO et al., 1996).

Como consequência desses problemas operacionais, verifica-se, geralmente, a redução na eficiência dos processos de tratamento e o surgimento de problemas na água tratada associados à presença de algas, cianobactérias e seus subprodutos extracelulares.

Odores desagradáveis e sabores indesejáveis na água podem ser produzidos por algumas algas e seus subprodutos, tornando-se necessário, em algumas situações, introduzir filtros de carvão ativado na seqüência do tratamento, para remoção de odor e sabor, encarecendo o custo do tratamento da água (HAYES e GREENE, 1984).

Pesquisas desenvolvidas a partir da década de 1970, mostram que a cloração de algumas águas leva à formação de diversos subprodutos clorados, entre os quais os chamados trihalometanos (THM), que são potencialmente cancerígenos. Estudos sugerem que, além das substâncias húmicas às quais tradicionalmente se atribui a formação de THM, as algas também se constituem em potenciais precursores de trihalometanos (ROOK, 1977; BABCOCK e SINGER, 1979; GEHR et al., 1993).

De acordo com dados da FUNASA de 2003 as primeiras observações publicadas a respeito da possibilidade das algas serem precursoras de THM, foram reportadas por Morris e Baum em 1978. Esses autores mostraram que a cloração de matéria orgânica, proveniente das algas, pode produzir clorofórmio.

Graham et al. (1998) enfatizaram, a importância das algas e cianobactérias como potenciais precursores de trihalometanos, particularmente quando da ocorrência de florações. Com base em resultados de experimentos em escala de laboratório utilizando culturas de microalgas, os autores estimaram que na ocorrência de uma floração de *Anabaena flos-aquae* ( $10^6$  células mL<sup>-1</sup>), a cloração poderá levar à produção de até 1,1 mg L<sup>-1</sup> de THM total, a partir das células viáveis e de até 0,2 mg L<sup>-1</sup> de THM total, a partir de matéria orgânica extracelular, portanto, significativamente, acima do valor limite recomendado pela OMS para água potável (WHO, 1993).

Os autores destacam que a produção de THM, a partir de microalgas e cianobactérias depende da espécie e da fase do ciclo de vida da cultura, sendo observado que a maior produção, por unidade de biomassa algal, ocorre durante a fase de crescimento exponencial desses organismos.

#### 2.4.2.3 Controle e Remoção de Algas, Cianobactérias e Cianotoxinas nos Sistemas de Abastecimento de Água

O gerenciamento e controle de algas, cianobactérias e cianotoxinas nos sistemas de abastecimento de água envolvem ações de caráter preventivo e de caráter corretivo, que devem ser desenvolvidas segundo níveis hierárquicos. As ações de prevenção do processo de eutrofização no manancial de abastecimento devem ser prioritárias, e baseiam-se no manejo dos

fatores que controlam o crescimento das algas e cianobactérias, particularmente do aporte de nutrientes (FUNASA, 2003).

Uma das medidas de controle interno do manancial mais utilizada em todo o mundo, e também no Brasil, é aplicação de algicidas, particularmente sulfato de cobre. Contudo, essa técnica deve ser usada de forma cuidadosa, pois leva à liberação das toxinas intracelulares das cianobactérias.

Dessa forma, o uso dos algicidas deve ser limitado às situações em que o número de células de cianobactérias presentes na água seja baixo, de modo a evitar teores excessivos de toxinas e compostos que produzem odor e sabor. Em situações em que grande número de células de cianobactérias esteja presente na água, o uso de algicidas só poderá ser feito se um manancial alternativo de água puder ser usado enquanto as toxinas e outros compostos se degradam, ou se o tratamento de água disponível for, comprovadamente, capaz de remover as toxinas dissolvidas, na concentração em que estejam presentes (HRUDEY et al., 1999).

A Portaria 518 do MS, veda o uso de algicidas no Brasil, para o controle do crescimento de cianobactérias em mananciais para abastecimento de água, assim como qualquer intervenção no manancial que provoque a lise das células de cianobactérias, quando a densidade das cianobactérias exceder 20.000 células mL<sup>-1</sup> (ou 2 mm<sup>3</sup> L<sup>-1</sup> de biovolume).

As medidas corretivas de controle de algas, cianobactérias e toxinas na água de abastecimento envolvem dois tipos de intervenção, a primeira, no ponto de captação (manejo da captação de água bruta), e a segunda, a remoção desses organismos e compostos no sistema de tratamento de água (FUNASA, 2003).

#### *2.4.2.4 Remoção de Algas, Cianobactérias e Cianotoxinas nas Estações de Tratamento de Água*

As cianotoxinas encontram-se predominantemente no interior das células viáveis (sadias) das cianobactérias tóxicas (toxinas intracelulares). Sob condições normais, apenas uma pequena proporção dessas toxinas é liberada pelas células viáveis para a água (toxinas extracelulares). Contudo, quando ocorre a lise da célula, seja pelo decaimento natural ou pela ação de ruptura das células, exercida por agentes químicos como o sulfato de cobre e oxidantes, a toxina intracelular é significativamente liberada para a coluna d'água (YOO et al., 1995). Assim, os processos e seqüências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e de não promover a lise dessas células, assim como pela capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas (toxinas extracelulares) (FUNASA, 2003).

Muitos trabalhos têm abordado a remoção de biomassa algal, e são várias as linhas de abordagem do problema. Os trabalhos abordam desde o uso de filtros rápidos de pequena granulometria, sem prévia coagulação (NAGAVI e MALONE, 1986), até a adoção de uma etapa de pré-oxidação utilizando cloro, ozônio e outros oxidantes (JANSSENS et al., 1988; PETRUSEVSKY et al., 1996; LAGE FILHO e FERREIRA FILHO, 1997). Essa última opção tem se mostrado capaz

de promover tanto uma maior eficiência de remoção de microalgas como também o aumento da duração do tempo de vida útil dos filtros.

Entretanto, uma das opções que a literatura vem indicando como a mais recomendada para a remoção de microalgas é a flotação por ar dissolvido, seguida de filtração rápida (HYDE et al., 1977; EDZWALD e WINGLER, 1990; EDZWALD, 1993; JANSSENS e BUEKENS, 1993; REALI e GIANOTTI, 1993). Esse processo, pela característica do seu pré-tratamento (a coagulação/floculação), é também muito eficiente na remoção da matéria orgânica dissolvida (GEHR et al., 1993).

Por outro lado, não são muitos os trabalhos que abordam a remoção da fração extracelular das cianotoxinas. Segundo Hrudey et al. (1999), a maioria dos trabalhos publicados aborda a remoção de cianotoxinas em uma determinada etapa (processo) de tratamento, e são poucos os trabalhos que avaliam as seqüências de tratamento mais comuns, que envolvem a coagulação/floculação e uma ou mais etapas de clarificação (sedimentação, flotação e filtração rápida). Outro aspecto, é que a grande maioria desses trabalhos relatam experimentos realizados em escala de laboratório ou instalações piloto, sendo poucos os resultados obtidos em escala real.

Estudo em escala de laboratório com membranas de ultra e microfiltração, com módulos de filtração convencional ou tangencial, têm demonstrado altas eficiências de remoção (maiores que 98 %) de células inteiras da espécie *M. aeruginosa* (CHOW et al., 1997). Este estudo também examinou por microscopia de fluorescência, o efeito da filtração na integridade das células, e avaliou a quebra das células pela liberação de clorofila e toxinas (microcistina-LR) no permeado. Houve a quebra de uma pequena porção de células, que não significou um aumento da toxicidade do permeado, com qualquer um dos modos de filtração. Em experimentos com membranas de ultrafiltração, a quantidade de microcistina foi significativamente menor no permeado que na alimentação, o que sugeriu que a membrana de ultrafiltração empregada pode ter propriedades de rejeição ou habilidade de adsorção para microcistina.

Hart e Stott (1993) avaliaram o efeito da nanofiltração para a remoção de microcistina em água natural com concentrações entre  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $30 \mu\text{g L}^{-1}$  e conseguiram remoções para valores abaixo de  $1 \mu\text{g L}^{-1}$ .

#### 2.4.2.5 Remoção de Cianotoxinas Dissolvidas no Tratamento de Água para Abastecimento

Os processos que envolvem coagulação, quando otimizados e associados a processos de separação sólido-líquido e/ou à pré-oxidação, podem remover de forma eficaz as células de cianobactérias. Entretanto, vários estudos têm mostrado que os processos convencionais de tratamento (coagulação/floculação, sedimentação e filtração), não são efetivos na remoção da fração dissolvida das cianotoxinas (KEIJOLA et al., 1988; FALCONER et al., 1989; HIMBERG et al., 1989; HART et al., 1998). Isso porque os coagulantes não são eficazes na desestabilização e precipitação de cianotoxinas, não sendo possível a separação das mesmas nos processos que se seguem (SÁ et al., 2003).

Falconer et al. (1989), por meio de bioensaios em camundongos, encontraram redução de toxicidade de apenas 20 % ao coagular, com sulfato de alumínio, uma água rica em neurotoxinas oriundas de uma floração de *Anabaena circinalis*, mesmo utilizando doses elevadas do coagulante ( $120 \text{ mg L}^{-1}$ ). A adição de diferentes polieletrólitos como auxiliar de floculação não resultou em melhora na redução da toxicidade da neurotoxina. Baixas remoções de anatoxina-a também foram reportadas por Keijola et al. (1988), em experimentos envolvendo a coagulação seguida de filtração e cloração. Para altas concentrações de toxinas ( $\sim 200 \mu\text{g L}^{-1}$ ) o uso do cloreto férrico como coagulante se mostrou mais eficaz que o sulfato de alumínio, porém para uma concentração de toxinas cerca de dez vezes menor, os dois coagulantes praticamente não apresentaram remoção.

Himberg et al. (1989), baseados em resultados de experimentos em escala de laboratório, relatam que o tratamento envolvendo a coagulação/floculação, filtração rápida e cloração, também não foi capaz de promover a remoção significativa de hepatotoxinas oriundas de espécies tóxicas de *Microcystis* e *Oscillatoria*. Os autores destacam, ainda, que em alguns experimentos a seqüência de tratamento apresentou remoção de toxina igual a zero ou negativa, sugerindo que toxinas podem ser liberadas durante a coagulação/floculação.

Esse aspecto é discutido por Hrudey et al. (1999) em uma revisão sobre trabalhos que avaliaram a ocorrência de lise das células de cianobactérias, quando submetidas à coagulação/floculação. De acordo com esses autores, a literatura apresenta resultados contraditórios sobre a questão, porém os estudos mais recentes apontam na direção de que, para as dosagens usualmente adotadas nos tratamentos convencionais, as células de cianobactérias, mais especificamente *Microcystis*, não são danificadas no processo de coagulação/floculação. Ao mesmo tempo, observa-se que no lodo produzido nos processos de separação, ocorre inicialmente a liberação de toxinas e, posteriormente, a redução das mesmas. Em trabalho citado por Hrudey et al. (1999), após dois dias, toda a toxina das células de *Microcystis aeruginosa* presentes em um lodo, coletado numa instalação piloto de tratamento havia sido liberada para o líquido. Após cinco dias, 80 % de redução das toxinas foi observada e, após 13 dias, a remoção de toxinas foi total. Essa observação tem implicações práticas no que tange ao tempo de acumulação do lodo nos decantadores e nos adensadores de lodo, particularmente quando a água clarificada nessas unidades é retornada ao processo de tratamento.

Os trabalhos de Falconer et al. (1989) e de Himberg et al. (1989) citados anteriormente avaliaram também a remoção de toxinas por carvão ativado, em pó e granular. Os resultados obtidos sugerem que o carvão ativado é capaz de remover cianotoxinas, como o único processo, ou de forma combinada com o tratamento convencional.

Segundo vários autores (KEIJOLA et al., 1988; HIMBERG et al., 1989; HART et al., 1998) o processo de oxidação consistentemente mais eficaz na destruição de microcistinas, tanto intra quanto extracelular, é a ozonização. Esse processo pode levar rapidamente à completa destruição da microcistina, da nodularina e da anatoxina-a. Trabalhando com água tratada contaminada com toxinas dissolvidas, Hart et al. (1998) relatam que tanto a microcistina-LR quanto a anatoxina-a, não foram detectadas após a ozonização com dosagem de  $2 \text{ mg L}^{-1}$ .



Os resultados apresentados por Hart et al. (1998), em relação à aplicação da ozonização em águas brutas (pré-ozonização) ricas em cianobactérias, ao mesmo tempo em que ressaltam a grande efetividade do ozônio na remoção de toxinas, destacam a importância do controle da dosagem desse oxidante. Com dosagens baixas, até  $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ , o ozônio teve pequeno efeito sobre a degradação da microcistina intracelular e extracelular. Provavelmente, nesse intervalo, o ozônio degradou outras substâncias orgânicas presentes na água. Somente depois que a demanda exercida por outros orgânicos foi satisfeita, o ozônio mostrou efeito sobre a microcistina-LR. Entretanto, no intervalo entre  $0,6$  e  $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ , esse efeito foi negativo e consistiu quase que inteiramente na lise das células, fazendo com que a microcistina extracelular na água aumentasse significativamente. Somente com a adição de  $2 \text{ mg L}^{-1}$  de ozônio a toxina extracelular foi oxidada.

No que tange às células viáveis, o que se observa é que, de um modo geral, as seqüências de tratamento que envolvem a coagulação química podem apresentar elevadas eficiências de remoção. A eficiência obtida em cada seqüência de tratamento é altamente influenciada pelas condições de coagulação e floculação, sendo de grande importância que essa etapa seja otimizada na fase de projeto (condições de mistura rápida e lenta, pH, tipo e dosagem de coagulante), e acompanhada de forma sistemática durante a operação da estação de tratamento. A coagulação é, por sua vez, influenciada pelas características dos gêneros e espécies de microalgas e cianobactérias presentes na água bruta, além de outros parâmetros de qualidade da água (FUNASA, 2003).

Assim, verifica-se que a questão de remoção de cianobactérias e cianotoxinas é complexa. Os processos de tratamento mais comumente utilizados no Brasil, na sua vasta maioria baseados em seqüência de tratamento envolvendo a coagulação química, com particular predominância do tratamento convencional, não são eficientes na remoção de cianotoxinas, e para serem eficientes na remoção de células viáveis de cianobactérias necessitam de bom controle operacional. Os processos mais efetivos para remoção de cianotoxinas não são comuns na maioria dos municípios brasileiros e são também bastante exigentes com relação ao controle operacional.

Dessa forma, fica clara a necessidade de melhoria nos projetos e na operação de estações de tratamento de água mas, ao mesmo tempo, verifica-se o papel preponderante e fundamental das ações preventivas para evitar-se a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas.

# CAPÍTULO 3

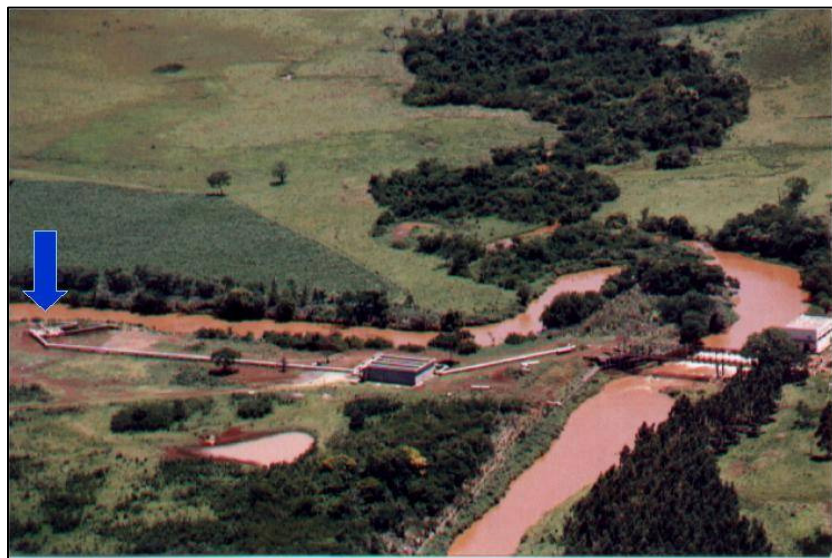
## METODOLOGIA

### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA UTILIZADA

A água bruta que foi utilizada nos ensaios era proveniente da bacia do rio Pirapó (Figura 3.1) e captada diretamente no duto de chegada da água bruta na estação de tratamento da empresa de saneamento local – SANEPAR/Maringá - Paraná.

Durante toda a execução dos ensaios, procurou-se trabalhar com dois tipos de águas distintas, com características de cor e turbidez relativamente baixas e altas, sendo estas águas coletadas em diferentes épocas do ano, com a finalidade de avaliar a eficiência dos processos propostos em função da qualidade da água bruta utilizada.

Convencionou-se, para separar as águas em cor e turbidez relativamente baixas e altas, alguns valores médios aproximados dos parâmetros físico-químicos como, para as águas de cor e turbidez relativamente baixas, valores até em torno de 169 uH, para a cor verdadeira; 299 uT para cor aparente e 149 uT para turbidez. Águas com valores médios aproximados acima destes, para os parâmetros mencionados, foram consideradas de cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 3.1** Vista aérea do ponto de captação de água da cidade de Maringá.

Fonte: Cassaro e Carreira, 2001

As amostras de água bruta foram devidamente caracterizadas no momento da coleta, e durante a execução dos ensaios, foram determinados parâmetros químicos, físicos e

microbiológicos. Diariamente foram monitorados os mesmos parâmetros, para a verificação da homogeneidade das características da água a ser utilizada nos experimentos.

Os parâmetros avaliados foram: cor aparente e verdadeira, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), carbono orgânico total (COT), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, pH, condutividade, amônia, nitrito, nitrato, sulfito, sulfato, fosfato, cloretos, as diversas frações de sólidos, alcalinidade, acidez volátil, dureza, metais, coliformes totais e *Escherichia coli*, de acordo com procedimentos descritos a seguir.

### 3.1.1 Cor Aparente e Verdadeira

A cor foi medida em espectrofotômetro HACH DR 2010, método 8025, programa 120, comprimento de onda de 455 nm, por comparação visual com padrão de cobalto-platina, segundo procedimento recomendado pelo Standard Methods (APHA, 1995).

A cor aparente foi determinada na amostra sem prévia preparação e a cor verdadeira foi determinada após a filtração desta amostra.

### 3.1.2 Turbidez

A turbidez foi inicialmente determinada em espectrofotômetro HACH DR 2010, pelo método 8237, programa 750, no comprimento de onda de 860 nm. O resultado da turbidez é expresso em FAU (Formazin Attenuation Units), em que, 1 FAU = 1 NTU = 1 uH, onde NTU = Nephelometric Turbidity Units e uH = unidade Hazen ( $\text{mgPt-Co L}^{-1}$ ).

Posteriormente, as análises passaram a ser realizadas em Turbidímetro portátil HACH – modelo 2100P, segundo procedimento recomendado pelo Standard Methods (APHA, 1995). O resultado da turbidez é expresso em UT (Unidade de turbidez).

Para possível comparação dos resultados, necessária em alguns casos, foi construída uma curva que correlacionava as medidas de turbidez nos dois instrumentos utilizados.

### 3.1.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido foi determinado por meio de oxímetro Digimed DM-4, conforme metodologia descrita no manual do aparelho.

### 3.1.4 Carbono Orgânico Total (COT)

O COT foi inicialmente determinado segundo a metodologia descrita pelo equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR 2010 e posteriormente pelo equipamento Aurora 1030C TOC Analyzer com amostrador automático Modelo 1088 Rotary TOC Autosampler pois, no início dos ensaios o equipamento ainda não havia sido adquirido.

### **3.1.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A DQO foi quantificada pelo método micrométrico segundo American Public Health Association (APHA, 1995), por meio da digestão em refluxo fechado e quantificação fotométrica a 600 nm.

### **3.1.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A determinação da DBO foi realizada seguindo a metodologia descrita pelo Standard Methods (APHA, 1995).

### **3.1.7 Materiais com Faixa de Absorção em UV-254 nm**

Foram determinados em espectrofotômetro HACH – modelo DR 5000, segundo procedimento recomendado pelo Standard Methods (APHA, 1995).

A concentração de matéria orgânica natural pode ser determinada pela absorvância em UV-254 nm e pelo COT. A absorvância em UV-254 nm é utilizada como uma alternativa para representação da matéria orgânica natural (MON) (ou da potencial formação de trihalometanos) em água (NAJM et al., 1994).

### **3.1.8 pH**

O pH foi determinado por meio de pH-metro Digimed DM-2, conforme metodologia descrita no manual do aparelho.

### **3.1.9 Condutividade**

A condutividade foi determinada a partir de um condutivímetro da marca Digimed, modelo DM-3, conforme metodologia descrita no manual do aparelho.

### **3.1.10 Formas de Nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), Sulfito, Sulfato e Fosfato**

A determinação das várias formas de nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), sulfito, sulfato e fosfato foi realizada com a utilização de KIT-HACH, segundo a metodologia descrita no manual do equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH DR 2010.

### **3.1.11 Cloretos**

A determinação de cloretos foi realizada pelo método Argentométrico, de acordo com metodologia descrita para análises de água.

### **3.1.12 Frações de Sólidos**

Os sólidos dissolvidos totais e os sólidos suspensos totais foram determinados pelo método gravimétrico, de acordo com os procedimentos recomendados no Standard Methods (APHA, 1995).

### 3.1.13 Alcalinidade e Acidez Volátil

A alcalinidade e a acidez volátil foram determinadas pelo método titulométrico descrito por Silva (1977).

### 3.1.14 Dureza

A dureza total foi medida pelo método titulométrico com EDTA.

### 3.1.15 Metais

Foram realizadas análises dos metais Ag, Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Na, Pb e Zn, em espectrofotômetro de Absorção Atômica Varian, Modelo Spectr AA. 10 plus.

Para as amostras líquidas, era adicionado 12 mL de solução digestora (6 H<sub>2</sub>O : 5 HCl : 1 HNO<sub>3</sub>) (v v<sup>-1</sup>) para cada 100 mL de amostra em um becker. A mistura de amostra e solução digestora era então aquecida em chapa de aquecimento em temperatura entre 100 e 120 °C, com um vidro de relógio tampando a superfície do becker, até a redução do volume para aproximadamente 20 mL. Após, a solução era então filtrada em papel de filtro de faixa azul (porosidade de 8 µm) e transferida para balão volumétrico de 50 mL, com sucessivas lavagens, e o volume completado com água destilada. Geralmente o volume inicial da amostra era de 250 mL e o volume final de 50 mL, assim, era realizada a concentração da amostra, o que era levado em conta no momento do cálculo do valor final de cada metal.

Para as amostras sólidas, era tomada uma massa conhecida de lodo seco e adicionado 50 mL da solução para extração (2 HNO<sub>3</sub> : 1 HCl) (v v<sup>-1</sup>). A mistura era levada ao bloco digestor com aquecimento gradual até temperatura de 180 °C e permanecia nesta temperatura até volume final de aproximadamente 2 mL. Após, a solução concentrada era filtrada, com sucessivos enxágües, com água destilada, em papel de filtro de faixa azul (porosidade de 8 µm) e o volume completado para 50 mL em balão volumétrico. Para os cálculos da concentração dos metais era levado em conta a massa de lodo seco.

### 3.1.16 Coliformes Totais e *Escherichia coli*

A água bruta era coletada no período da manhã e conservada até o momento das análises sob refrigeração em temperatura de até 5 °C. O tempo decorrido entre a coleta das amostras e o início do exame bacteriológico nunca ultrapassou o limite de armazenamento previsto pelo Standard Methods que é de 24 horas.

Os indicadores de microrganismos patogênicos, como coliformes fecais e totais, foram quantificados por meio das placas para contagem de *Escherichia coli* e coliformes totais da 3M Petrifilm, segundo os métodos NMKL (147.1993) e AOAC (991.14), respectivamente.

A quantificação dos indicadores microbiológicos foi realizada na água bruta e na água tratada. Quando utilizado o processo de filtração com membrana e o processo combinado, coagulação/floculação/filtração com membranas, o concentrado também foi avaliado.

### 3.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO

Os ensaios de coagulação/floculação/sedimentação foram realizados em aparelho “jar test” Nova Ética – modelo 218 LDB (Figura 3.2), de seis provas, com regulador digital de rotação das hastes misturadoras, adição simultânea de reagentes e coletor de amostras, sendo analisadas a qualidade da água tratada e o lodo gerado.

Em cada uma das seis cubas do “jar test”, as quais continham 1000 mL de água bruta, foram aplicadas soluções coagulantes de sulfato de alumínio  $1\% \text{ m v}^{-1}$  ( $10.000 \text{ mg L}^{-1}$ ), quitosana  $0,1\% \text{ m v}^{-1}$  ( $1.000 \text{ mg L}^{-1}$ ), solução comercial do coagulante Tanfloc diluída a  $0,5\% \text{ m v}^{-1}$  ou a associação entre os coagulantes naturais e o coagulante químico ([Quitosana ou Tanfloc]:[sulfato de alumínio]).

A temperatura da água foi mantida na faixa de  $25,0 \pm 2,0 \text{ }^\circ\text{C}$ , em todos os ensaios, uma vez que a temperatura influencia significativamente na viscosidade da água.



**Figura 3.2** Equipamento “jar test” utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação.

Com estes ensaios, foi realizado o levantamento dos dados para a construção dos diagramas de coagulação, variando a concentração do coagulante e o pH de coagulação. Os demais parâmetros como gradiente de mistura rápida (GMR), tempo de coagulação (TC), gradiente de mistura lenta (GML), tempo de floculação (TF) e tempo de sedimentação (TS) foram fixados em função de resultados obtidos por Konradt-Moraes (2004) e a partir de dados publicados na literatura.

Os parâmetros analisados foram remoção de cor, turbidez e de compostos com absorção em UV-254 nm.

Foram utilizadas soluções de hidróxido de sódio (NaOH) e de ácido clorídrico (HCl) 25 e 50 %, de forma permitir o controle de pH na faixa de 3,0 a 8,5, quando da utilização do coagulante quitosana, de 4,0 a 8,5, quando da utilização do sulfato de alumínio como agente coagulante e de 3,0 a 9,0 quando da utilização do Tanfloc. Quando da associação dos coagulantes a faixa de pH

estudada foi escolhida em função dos ensaios iniciais. A faixa de pH estudada, em todos os ensaios, teve a finalidade de avaliação do comportamentos dos coagulantes e associações em todo o amplo intervalo de valores.

As faixas de concentração dos coagulantes estudados foram definidas de acordo com as características de cada coagulante, a partir de estudos já publicados e de ensaios preliminares realizados no Laboratório de Gestão, Controle e Preservação Ambiental – DEQ/UEM e estão apresentadas na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1** Faixas de concentração e pH estudados para cada coagulante testado.

Coagulantes	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )	pH
Sulfato de Alumínio	10,0 a 60,0	4,0 a 8,5
Quitosana	1,0 a 12,0	3,0 a 8,5
Tanfloc SA	10,0 a 60,0	3,0 a 9,0
Tanfloc SS	10,0 a 60,0	3,0 a 9,0
Tanfloc SL	10,0 a 35,0	3,0 a 9,0
Tanfloc SG	5,0 a 50,0	3,0 a 9,0

Quando da utilização dos coagulantes naturais como polieletrólitos auxiliares, foram testadas relações entre eles e o sulfato de alumínio, para determinação de qual a relação mais adequada, em função da qualidade da água final obtida. As variações de pH e concentração dos coagulantes, aplicadas nestes ensaios, foram determinadas em função dos melhores resultados obtidos para cada um dos coagulantes isoladamente. Assim, quando utilizada a associação de dois coagulantes, em função do acréscimo do poder de coagulação, as concentrações estudadas foram, no máximo, dos valores ótimos de cada coagulante.

Para a preparação de 100 mL da solução mãe de quitosana 1 % m v<sup>-1</sup>, foi inicialmente preparado 100 mL de uma solução 1 % ácida v v<sup>-1</sup>, na qual foi posteriormente adicionado 1 grama de quitosana da marca Aldrich, de massa molar média, com agitação à 100 rpm durante 60 minutos. Foi utilizado para a preparação da solução mãe de quitosana o ácido clorídrico, que é um ácido inorgânico, sendo esta solução de quitosana (1 % m v<sup>-1</sup>) posteriormente diluída a 0,1 % m v<sup>-1</sup> para utilização nos ensaios em “jar test”.

Para a preparação da solução padrão do coagulante Tanfloc, foi considerada uma concentração de 0,5 % m v<sup>-1</sup>, ou seja, para cada 0,5 gramas da solução comercial de Tanfloc, completou-se um volume total de 100 mL, com água destilada. A preparação desta solução em unidades de massa (volume)<sup>-1</sup> foi necessária em função da grande viscosidade e densidade da solução comercial do coagulante.

A solução do coagulante químico foi preparada a partir do sulfato de alumínio comercial, sólido, na proporção de 1 % m v<sup>-1</sup> em água destilada.

A mistura de água e sólidos, após o processo de coagulação/floculação, foi deixada em repouso por tempo pré-estabelecido em cone de Imhoff (20 minutos). Após a etapa de sedimentação foram retiradas amostras de sobrenadante, a aproximadamente 1 cm da superfície, que foram posteriormente analisadas em função da remoção de cor, turbidez e de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm para a avaliação da eficiência do processo em função da

qualidade da água obtida. Em relação ao lodo formado, o volume foi quantificado e a mistura de água e sólidos foi posteriormente submetida a um sistema de filtração rápida para a avaliação da massa gerada.

Com os dados obtidos, o diagrama de coagulação foi construído. O programa utilizado para a construção dos diagramas foi o 3DField 2.7.0.0. Após a determinação das curvas de coagulação, foram escolhidos os pontos que apresentavam os melhores resultados para os parâmetros avaliados.

Para a realização dos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação as condições utilizadas foram: gradiente de mistura rápida (GMR) de  $133 \text{ (segundos)}^{-1}$ , tempo de mistura rápida (TMR) de 2,5 minutos, gradiente de mistura lenta (GML) de  $10 \text{ (segundos)}^{-1}$ , tempo de mistura lenta (TML) de 20 minutos e tempo de sedimentação (TS) de 20 minutos.

Após a determinação dos melhores resultados, quando da realização dos próximos ensaios, além dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água, serão avaliados, para as amostras de lodo, volume gerado e a variação da massa formada.

### 3.3 ENSAIOS DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS

Ensaio de filtração com membranas foram realizados em uma unidade de micro-ultrafiltração NETZSCH (Figura 3.3), pelo princípio da filtração tangencial, na qual era possível adaptar diferentes tipos de membrana para a filtração com a troca do “housing” ou suporte da membrana (1).



**Figura 3.3** Unidade experimental de micro-ultrafiltração.



O módulo de filtração utilizado é de aço inox, com membranas cerâmicas de  $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3/\text{ZrO}_2$ . O sistema é equipado com manômetros na entrada (2) e na saída (3), para controle da pressão transmembrana, e ligado a um banho termostático (4) para controle da temperatura da solução contida no tanque de alimentação (5) em  $25 \pm 2$  °C. A saída de permeado era coletada com abertura da válvula (6) e o retorno do concentrado para o tanque de alimentação era realizado pela mangueira (7).

Inicialmente foram realizados ensaios de filtração para a caracterização do fluxo das membranas com água pura, sendo utilizada água desionizada. Foram coletadas massas de permeado em tempos pré-determinados, por intervalos de tempos conhecidos, e os fluxos calculados a partir da Equação 1.

$$f_{\text{Permeado}} = \frac{m}{\rho_{25^\circ\text{C}} \cdot \Delta t \cdot A_m} \quad (1)$$

Em que  $f_{\text{Permeado}}$  é o fluxo de permeado,  $m$ , a massa de água coletada,  $\rho_{25^\circ\text{C}}$ , a densidade da água a 25 °C,  $\Delta t$ , o intervalo de tempo em que a massa de água foi coletada e  $A_m$ , a área filtrante da membrana.

Posteriormente, foram otimizadas as variáveis de processo da filtração por membranas, sendo testadas três membranas tubulares cerâmicas, fabricadas do mesmo material, a primeira de porosidade de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal (ultrafiltração), a segunda, de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$ , também monocanal (microfiltração) e a terceira, de porosidades 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal (microfiltração). As membranas monocanal possuíam área de filtração de 0,005  $\text{m}^2$ . A membrana multicanal possuía área de 0,0132  $\text{m}^2$ , com 7 canais internos para aumentar a área de contato com a água e possivelmente, o fluxo de permeado.

As pressões de trabalho escolhidas eram de 1 e 2 bar para evitar o entupimento pois, de acordo com Lemanski (2004), o uso de pressões mais baixas imprime um fluxo inicial menor porém, ao longo do tempo de filtração, o fluxo de permeado se estabiliza em valores maiores, diminuindo o entupimento da membrana, se comparados com pressões mais altas.

As amostras de permeado eram coletadas em intervalos de tempo pequenos (0,5 minutos), no início da filtração, sendo estes intervalos, aumentados gradativamente, para 10 minutos, para uma boa determinação da curva de fluxo de permeado em função do tempo.

Depois do término da filtração com a água bruta, foram realizados dois enxágües rápidos da membrana e o fluxo de água desionizada foi medido novamente ( $f_p$ ), para comparação com o fluxo de água desionizada da membrana limpa ( $f_a$ ) e posterior cálculo do “fouling” ou entupimento percentual.

O “fouling” ou entupimento foi calculado de acordo com a Equação 2 (RAO, 2002):

$$\text{Entupimento} = \left( 1 - \frac{f_p}{f_a} \right) \quad (2)$$

Na qual:

$f_p$  é o fluxo com água após os enxágües com água desionizada, da membrana após o processo de filtração;

$f_a$  é o fluxo de água antes da realização do experimento ou seja, fluxo da membrana limpa.

Após cada ensaio de filtração a membrana foi submetida à limpeza, posteriormente, o fluxo da água desionizada foi medido, em variadas pressões e na temperatura de 25 °C, com o objetivo de verificar se a permeabilidade da membrana havia retornado ao valor inicial depois do processo de limpeza.

A metodologia utilizada para o cálculo da velocidade de permeação e permeabilidade dinâmica está descrita no Anexo 1.

Para determinar o ponto de parada dos ensaios de filtração, calculou-se o fator de concentração (FC). O FC indica a razão entre o volume inicial de alimentação e o volume final da corrente concentrada (rejeitada) (BALLANEC et al., 2002), demonstrada na Equação 3.

$$FC = \frac{V_0}{V_f} = \frac{V_0}{V_0 - V_p} \quad (3)$$

Sendo  $V_0$  o volume inicial de água,  $V_f$  o volume final de rejeito e  $V_p$  o volume de permeado.

### 3.3.1 Limpeza da Membrana

Para a limpeza das membranas cerâmicas utilizadas nos ensaios, foram utilizadas soluções de lavagem de hidróxido de sódio e ácido cítrico 1 %  $m v^{-1}$ .

As membranas, após o uso, foram colocadas em provetas de 250 mL. As provetas eram inseridas em um aparelho de ultra-som e, no interior das provetas, junto às membranas, eram colocadas as soluções de lavagens.

Inicialmente utilizava-se as soluções de hidróxido de sódio, para remoção da matéria orgânica, com 8 banhos de 10 minutos cada, em temperatura entre 60 a 70 °C. Posteriormente, o pH da membrana era estabilizado próximo da neutralidade, com vários banhos consecutivos de água de osmose, cada um deles com duração de 10 minutos. Sendo a próxima etapa a lavagem com solução ácida.

A lavagem com ácido cítrico foi realizada da mesma forma que com a base. Foram 8 banhos, de 10 minutos cada, em temperatura entre 60 e 70 °C, no banho de ultra-som. Assim, a matéria inorgânica era removida.

Após o término dos banhos com solução ácida, o pH da membrana era novamente estabilizado com vários banhos consecutivos com água que passou pelo processo de purificação de osmose inversa.

Depois de limpas, as membranas eram guardadas em água purificada pelo processo de osmose inversa, com algumas gotas de hipoclorito de sódio.

### 3.4 – ENSAIOS COM O PROCESSO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS

Após a otimização das condições para o processo de coagulação/floculação, a água bruta coletada era submetida ao processo de coagulação/floculação, de acordo com as condições ótimas determinadas, e posteriormente submetidas à filtração com membrana.

Antes e após os processos de coagulação/floculação/filtração com membranas foram monitoradas as características físico-químicas e bacteriológicas consideradas mais importantes, de acordo com estudos anteriores de caracterização, para determinar a qualidade da água tratada.

Posteriormente, foi analisada a eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas, para o tratamento de águas naturais com a finalidade de obtenção de água potável, sendo estes resultados comparados com os resultados obtidos para o processo de filtração com membranas isoladamente. Os resultados dos processos utilizados foram também comparados com a Legislação em vigor (Portaria 518 – MS) para avaliar a qualidade da água final obtida.

Nesta etapa do trabalho, além dos parâmetros já descritos de qualidade físico, química e microbiológica, foram ainda estudadas as eficiências de remoção de *Giardia*, *Cryptosporidium*, cianobactérias e microcistina.

A pesquisa de protozoários parasitos (*Giardia* e *Cryptosporidium*) foi realizada pela concentração em Técnica de Filtração em Membrana, com extração mecânica e eluição e posterior identificação por imunofluorescência direta (IF), com a utilização do Kit comercial Merifluor, como descrito no Anexo 2.

Com a finalidade de avaliação da eficiência do processo de filtração por membranas e do processo combinado, em função da remoção dos protozoários, uma amostra de água bruta foi previamente contaminada com uma concentração conhecida. Esta amostra foi posteriormente submetida aos processos de tratamento e o permeado e o concentrado foram analisados. Assim, em função da concentração dos protozoários na amostra inicial (água bruta contaminada) e no permeado, as eficiências dos processos foram analisadas.

Para a realização dos ensaios com as cianobactérias, foi realizada a cultura de células de *Microcystis* em laboratório. A metodologia utilizada está descrita no Anexo 3.

Após a cultura das células e obtenção de um meio de cultura suficiente para o desenvolvimento dos ensaios, dois tipos de experimentos foram desenvolvidos no módulo de filtração com membranas. No primeiro ensaio foi adicionada ao tanque de alimentação uma solução com concentração de células e de toxina (microcistina) conhecida e a eficiência do processo foi avaliada em função da remoção do número de células e da concentração de toxina no permeado. No segundo ensaio, foi adicionado ao meio apenas uma solução com concentração de células de *Microcystis* conhecida. Com a realização dos dois ensaios, pretendeu-se verificar a eficiência do processo de filtração, frente à remoção de toxinas e células de cianobactérias.

Para a avaliação da eficiência de remoção de células de *Microcystis* e da toxina microcistina, foi utilizado o processo de filtração com membranas, na pressão de 1 bar, com a

membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal. Com esta finalidade, foram desenvolvidos dois tipos de ensaios.

Quando da utilização da toxina para a contaminação da água, a microcistina foi extraída das células cultivadas de *Microcystis*, como o descrito no Anexo 3.

A quantificação do teor de microcistina foi realizada por teste imunológico laboratorial, com o Kit Elisa de acordo com o procedimento descrito pelo fabricante (Anexo 4).

Para a contagem das células foi empregado o método de Utermöhl (1958), que envolveu a contagem das células sedimentadas em uma câmara especial (Câmara de Uthermöhl) de 50 mL de amostra, deixado sedimentar por 48 horas. A leitura foi feita por meio de microscópio invertido.

No primeiro ensaio, 5 litros de água pura foram contaminados com 100 mL de cultura de células de *Microcystis* intactas, com concentração de 230 mil células  $\text{mL}^{-1}$ , e 20 mL de solução de microcistina com concentração de 10 ppb. Esta solução, com concentração final de 10,245 ppb, foi então submetida ao processo de filtração com membranas.

No segundo ensaio, aos 5 litros de água pura, foram adicionadas apenas as células intactas da cianobactéria. Porém, mesmo sem a adição da toxina previamente extraída, o meio já possuía uma concentração de microcistina inicial de 0,841 ppb, antes da filtração.

# CAPÍTULO 4

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 – ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO

Para os ensaios de coagulação/floculação/sedimentação, os resultados serão apresentados para cada coagulante utilizado e para as águas de cor e turbidez relativamente altas e baixas, respectivamente.

Para todas as Figuras construídas na forma de diagramas de coagulação, são apresentados apenas os melhores e mais significativos resultados, devido às limitações do programa utilizado (máximo de 50 pontos por gráfico). Para os mesmos diagramas, os melhores resultados obtidos, para todas as variáveis estudadas, são representados pelas regiões mais escuras do diagrama.

Quando resultados semelhantes foram observados para diferentes características de água bruta ou mais de um dos coagulantes avaliados, os comentários são apresentados na primeira discussão e após, apenas citados.

#### 4.1.1 Quitosana

Para os ensaios em “jar test” com o agente coagulante quitosana, utilizou-se duas águas com características distintas (1 e 2), sendo que os valores médios de suas características físico-química e microbiológicas estão apresentadas na Tabela 1, Apêndice A, e resumidos na Tabela 4.1.

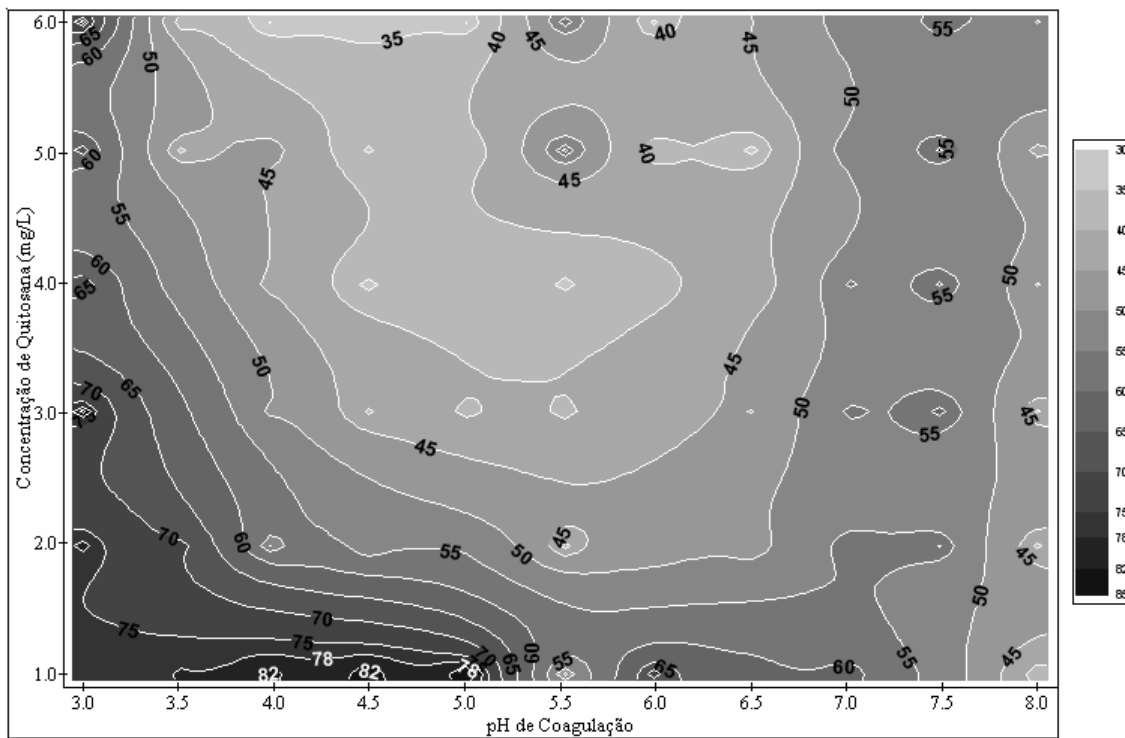
**Tabela 4.1** Valores médios de algumas das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	1.695	182
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	1.045	112
Turbidez	uT	240	39
Carbono Orgânico Total (COT)	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,4	3,0
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	19,3	1,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	5,1	0,4
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,923	0,125
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L <sup>-1</sup>	1.332	152
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg L <sup>-1</sup>	228	40
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	3.955	1.135
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	800	200

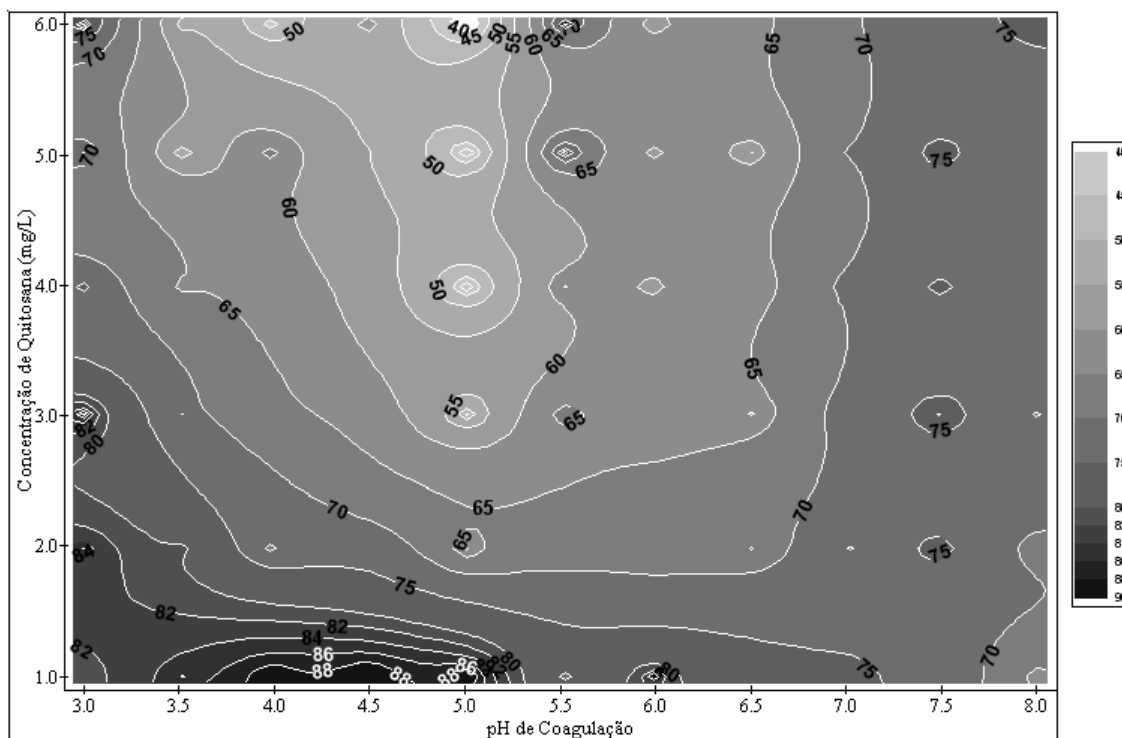
(1) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

Pode-se observar, pela Tabela 4.1, que praticamente todos os valores dos parâmetros da água de estudo 1 eram mais altos do que os determinados para a água de estudo 2. Sendo que, a água de estudo 1 possuía a característica de cor e turbidez relativamente altas e a água de estudo 2 possuía a característica de cor e turbidez relativamente baixas, para a construção dos diagramas de coagulação nas duas condições de trabalho.

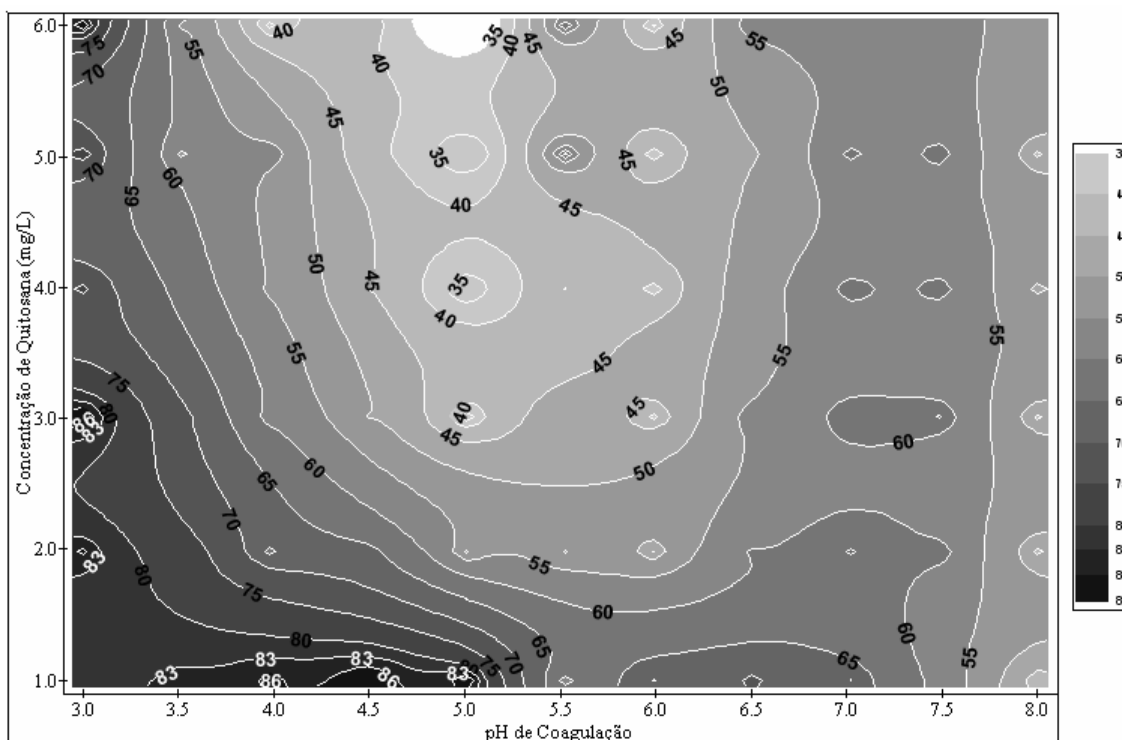
Nas Figuras 4.1, 4.2 e 4.3 estão apresentados os diagramas de coagulação para o coagulante natural quitosana, nas condições de cor e turbidez relativamente altas, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.1** Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.2** Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.3** Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

Para o coagulante natural quitosana, nas condições de cor e turbidez relativamente altas, a região com melhores remoções para as três variáveis estudadas, foi de pH de 3,0 a 5,0 e concentrações inferiores a  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ . Sendo os melhores resultados situados na concentração de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  e na faixa de pH entre 4,0 e 5,0, aproximadamente, representada pela região mais escura nos diagramas de coagulação, sendo a eficiência de remoção de cor de 82 %, turbidez 88 %, e compostos com absorção em UV-254 nm de 83 a 86 %.

Observa-se também uma região com remoções intermediárias representadas por uma coloração intermediária nos diagramas, para as variáveis estudadas.

Geralmente águas com valores de cor, turbidez e com teor de sólidos suspensos altos, exige uma concentração de coagulante alta. Nestes ensaios, a concentração de quitosana requerida foi baixa (em torno de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  – considerando-se boas remoções e a baixa concentração de coagulante necessária). Esse fato pode ser devido à maior possibilidade das partículas neutralizadas entrarem em colisão, e se agruparem devido a sua presença em maior número, fato já verificado em outros trabalhos publicados (NOLASCO et al., 2000).

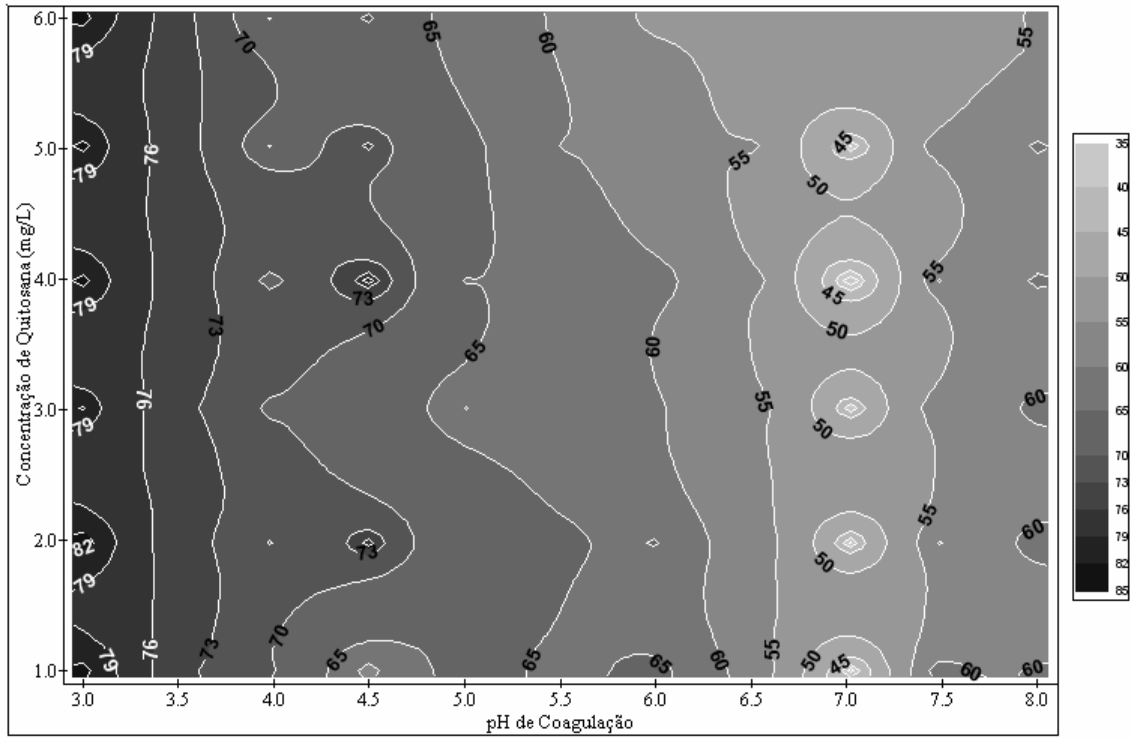
Carvalho (2008), utilizando solução de 1 % de quitosana nacional, para ensaios em “jar test”, com posterior filtração em papel de filtro qualitativo, obteve os melhores resultados de eficiência de remoção de cor, turbidez e compostos com absorção em UV-254 nm para a faixa de pH de 3,0 a 5,0 e concentração de quitosana nacional de 6,0 a  $13,0 \text{ mg L}^{-1}$ . Os resultados de eficiência de remoção observados foram acima de 90 % para os três parâmetros avaliados.

Comparando os resultados obtidos por Carvalho (2008) com os apresentados em nossos estudos, pode-se observar que a quantidade ótima de quitosana nacional foi bastante superior a requerida em relação a quitosana importada, com resultados de eficiência de remoção apenas ligeiramente superiores.

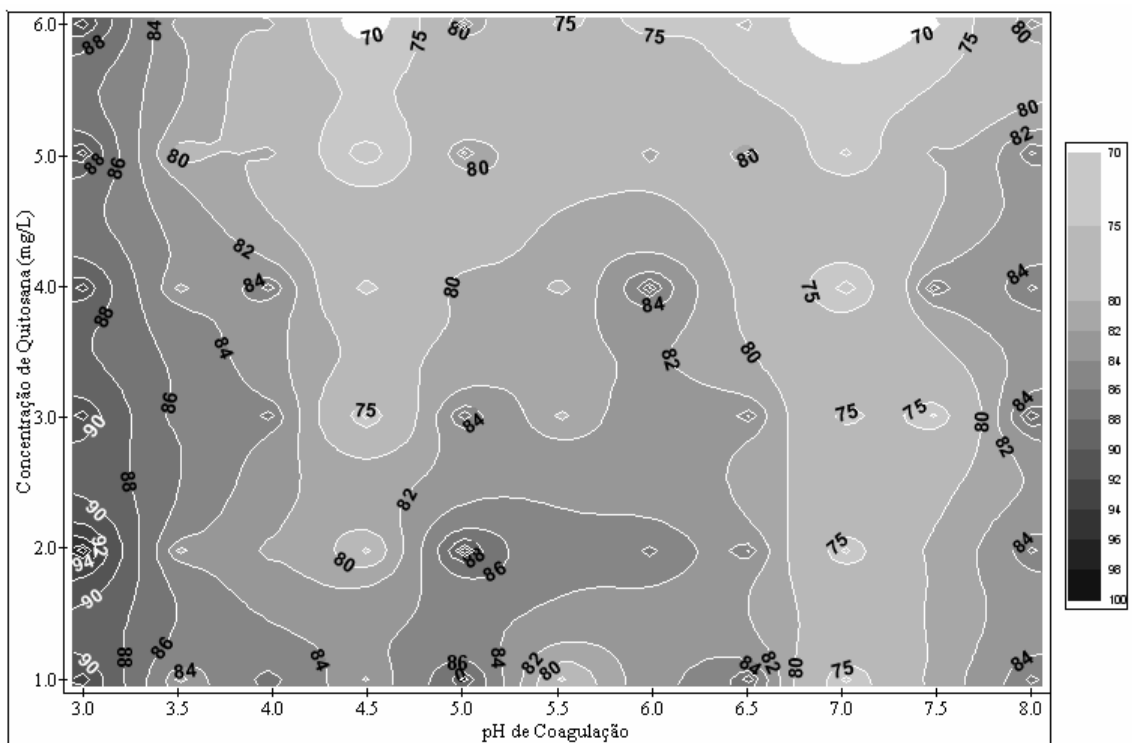
Este fato pode ser devido a diferenças estruturais, de variação de massa molar e de pureza, dos dois tipos de quitosana comparados. Ainda, segundo Constantino (2008) e Campos (2004), como a massa molar das substâncias húmicas é muito variada, águas com mesma coloração podem requerer valores de pH, tipo ou concentração de coagulante distintas, em função das propriedades estruturais das SH presentes no meio.

Nas Figuras 4.4, 4.5 e 4.6 estão apresentados os diagramas de coagulação para o coagulante natural quitosana, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.

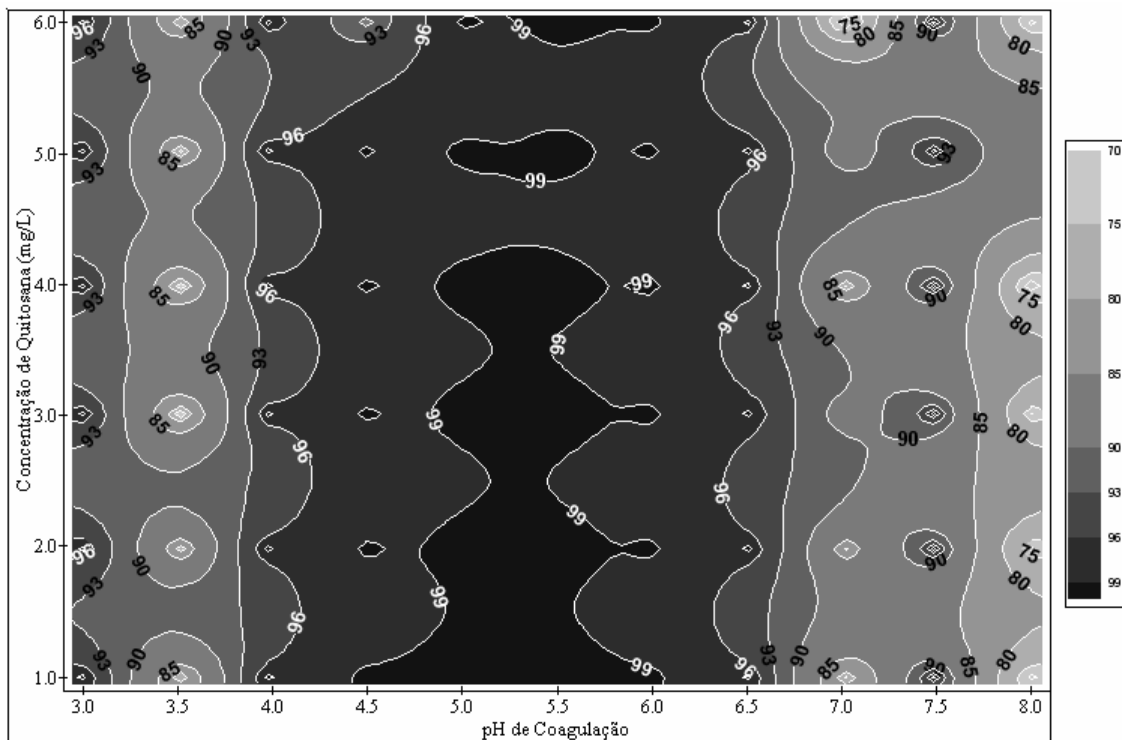




**Figura 4.4** Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.5** Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.6** Diagrama de coagulação da quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

Considerando a condição de cor e turbidez relativamente baixas, as regiões encontradas como de melhores remoções para os parâmetros estudados não foram coincidentes. As melhores remoções de cor (Figura 4.4) e turbidez (Figura 4.5) ocorreram em pH 3,0 para todas as concentrações avaliadas. Sendo as melhores remoções de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm (Figura 4.6) correspondentes a variação de pH de 4,5 a 6,0 em toda faixa de concentração estudada.

A região obtida como de melhores remoções para cor e turbidez foram de remoções um pouco inferiores, quando analisados os materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, como se pode observar na Figura 4.6.

Para a quitosana, os melhores pHs encontrados (entre 4,0 e 6,0) de certa forma já eram esperados, uma vez que ela é um polieletrólito catiônico, e apresenta sua máxima ação em pH ácido, favorecendo a sua atuação como coagulante/floculante.

Acredita-se que o mecanismo de coagulação que ocorreu, quando da utilização da quitosana como agente coagulante/floculante, seja o de adsorção e formação de pontes, devido às características deste polieletrólito. A quitosana, em meio ácido, tem sua superfície carregada positivamente e interage com as cargas negativas das partículas dispersas por adsorção, via ligação eletrostática e conseqüentemente, neutralização de cargas na partícula.

Carvalho (2008) encontrou como melhores resultados, para o processo com quitosana nacional, o pH de 5,0 e a concentração de 5,5 mg L<sup>-1</sup>, com filtração em papel de filtro qualitativo, de porosidade de 14 a 19 µm com água de cor e turbidez relativamente baixa. As eficiências de

remoção de cor e turbidez foram de aproximadamente 70 % e a eficiência de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm foi de aproximadamente 50 %. Para o mesmo valor de pH e concentração de 1,0 mg L<sup>-1</sup> de quitosana importada, as eficiências de remoção dos parâmetros estudados, para os ensaios realizados neste trabalho, foram bastante superiores as obtidas para a quitosana nacional, com concentração de coagulante requerida inferior.

De acordo com Akelah e Moet (1990) a adição de um polieletrólito de sinal oposto ao da partícula dispersa, causa a floculação, provocando a neutralização de cargas por causa da adsorção do polímero na superfície da partícula via ligação eletrostática e, conseqüentemente, neutralização de carga na partícula.

#### 4.1.2 Sulfato de Alumínio

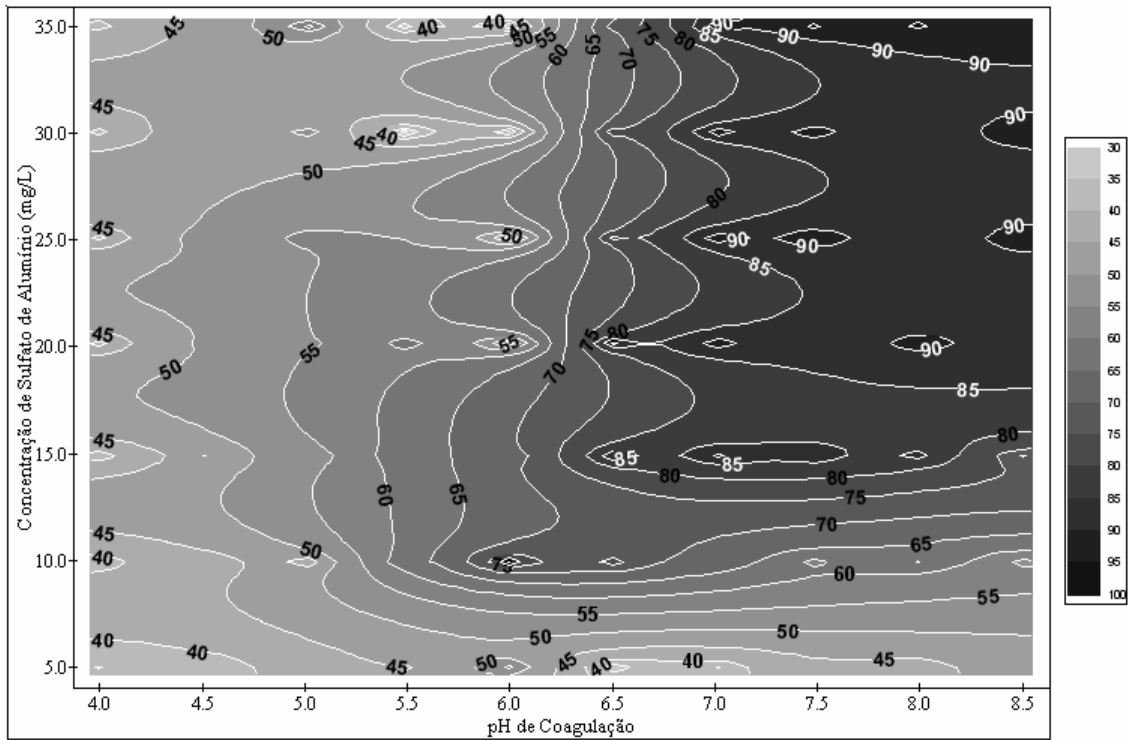
Na Tabela 2 do Apêndice A, estão apresentadas as médias das características das água utilizadas nos ensaios com o coagulante sulfato de alumínio. Para o coagulante químico, a água de estudo 1 foi utilizada para os ensaios de cor e turbidez relativamente altas e a água de estudo 2 quando se avaliou a eficiência do coagulante em relação as condições de cor e turbidez relativamente baixas. Alguns dos parâmetros analisados estão sumarizados na Tabela 4.2.

**Tabela 4.2** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.

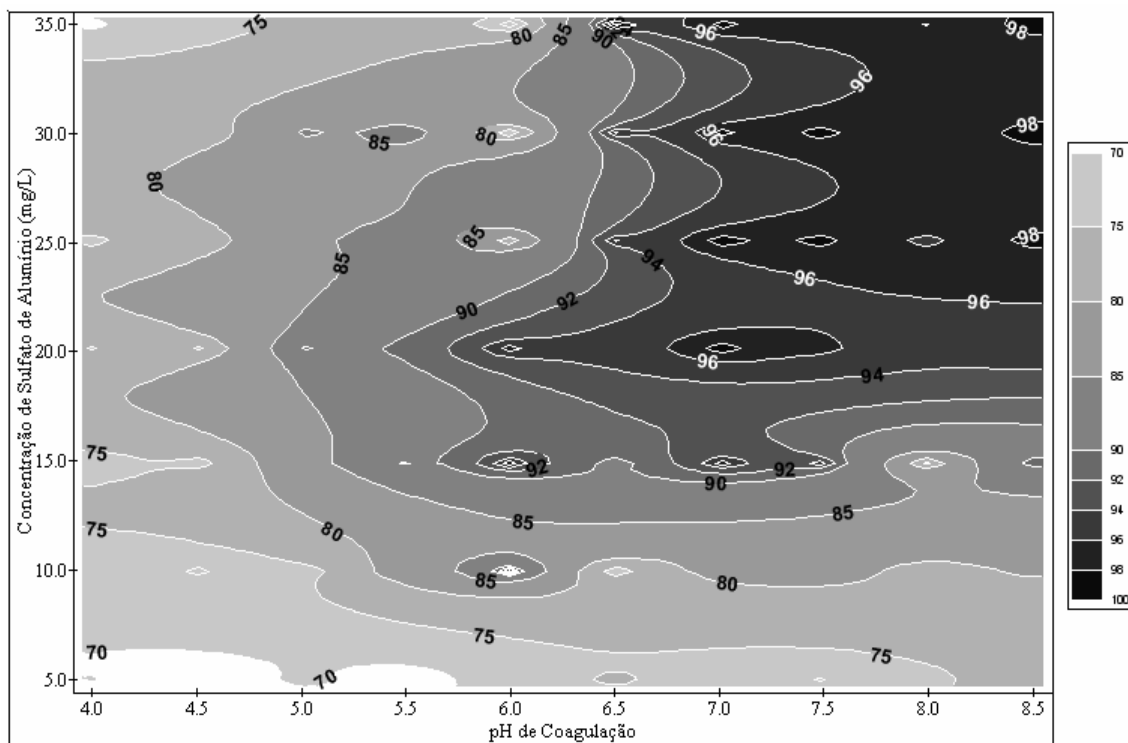
Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	484	182
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	395	112
Turbidez	uT	131	39
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,0	3,0
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	9,0	1,2
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,0	0,4
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,718	0,125
SST	mg L <sup>-1</sup>	376	152
SDT	mg L <sup>-1</sup>	160	40
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1 (1)</sup>	8.638	1.135
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1 (1)</sup>	350	200

(1) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

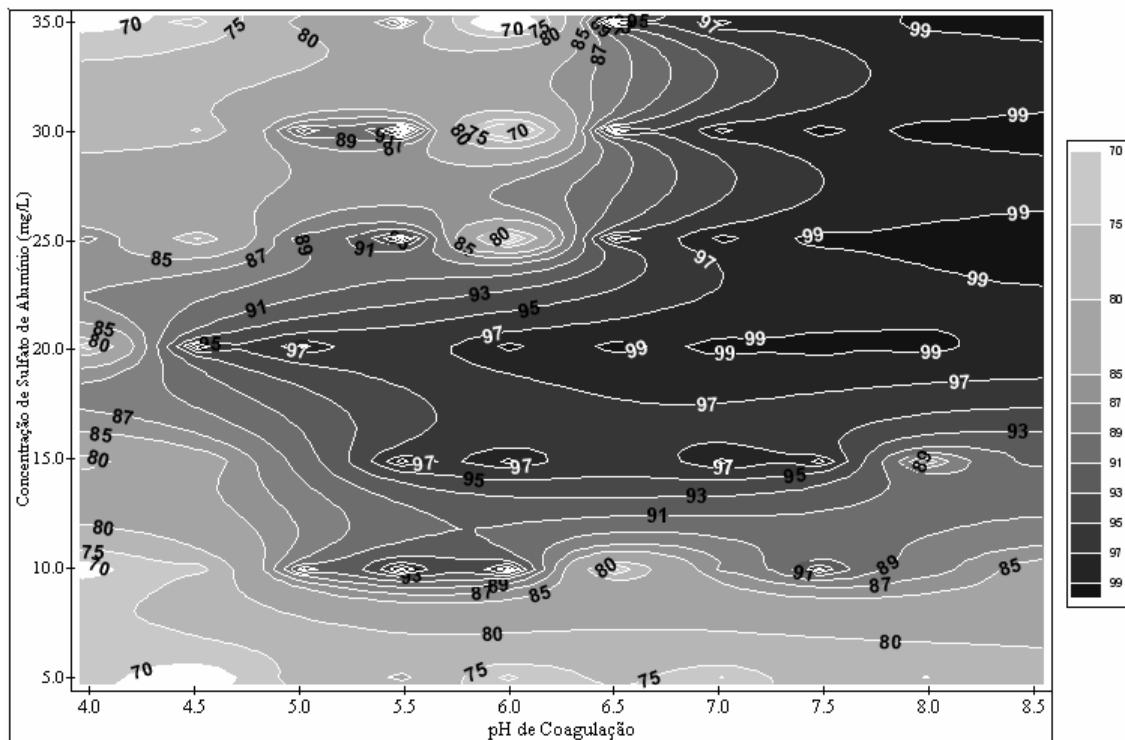
As Figuras 4.7, 4.8 e 4.9 apresentam os diagramas de coagulação para o coagulante sulfato de alumínio, nas condições de cor e turbidez relativamente altas, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e de UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.7** Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.8** Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.



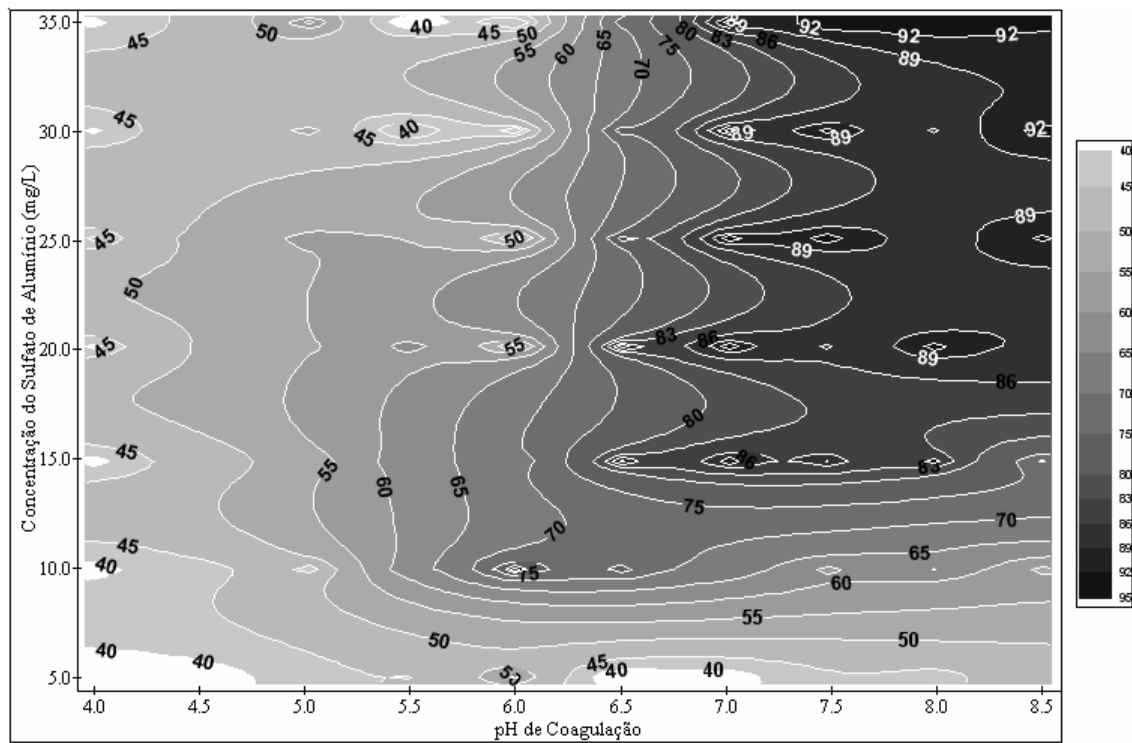
**Figura 4.9** Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

Para o coagulante sulfato de alumínio, no tratamento de águas de cor e turbidez relativamente altas, a melhor região encontrada foi em pH acima 7,0 e concentração acima de 15,0 mg L<sup>-1</sup>, considerando a remoção dos parâmetros avaliados.

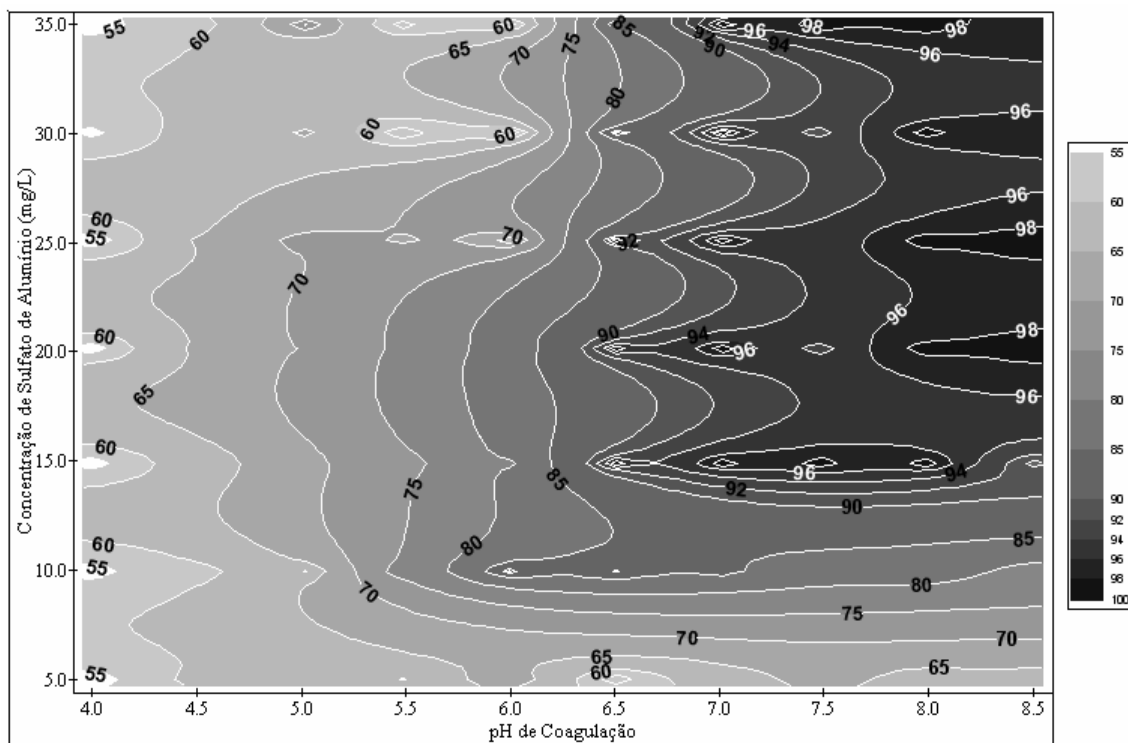
Considerando a região ótima citada, identificada pela coloração mais escura nos diagramas apresentados nas Figuras 4.7 até 4.9, pode-se observar as eficiências de remoção de cor entre 85 e 95 %, de turbidez entre 92 e 98 % e de compostos com absorção em UV-254 nm entre 95 e 99 %.

Da mesma forma que para o coagulante quitosana, observou-se também com o sulfato de alumínio, uma região com remoções intermediárias, situada entre pHs de 5,0 a 6,0 e concentrações entre 10,0 e 25,0 mg L<sup>-1</sup>, representadas por uma coloração intermediária nos diagramas, para as variáveis estudadas.

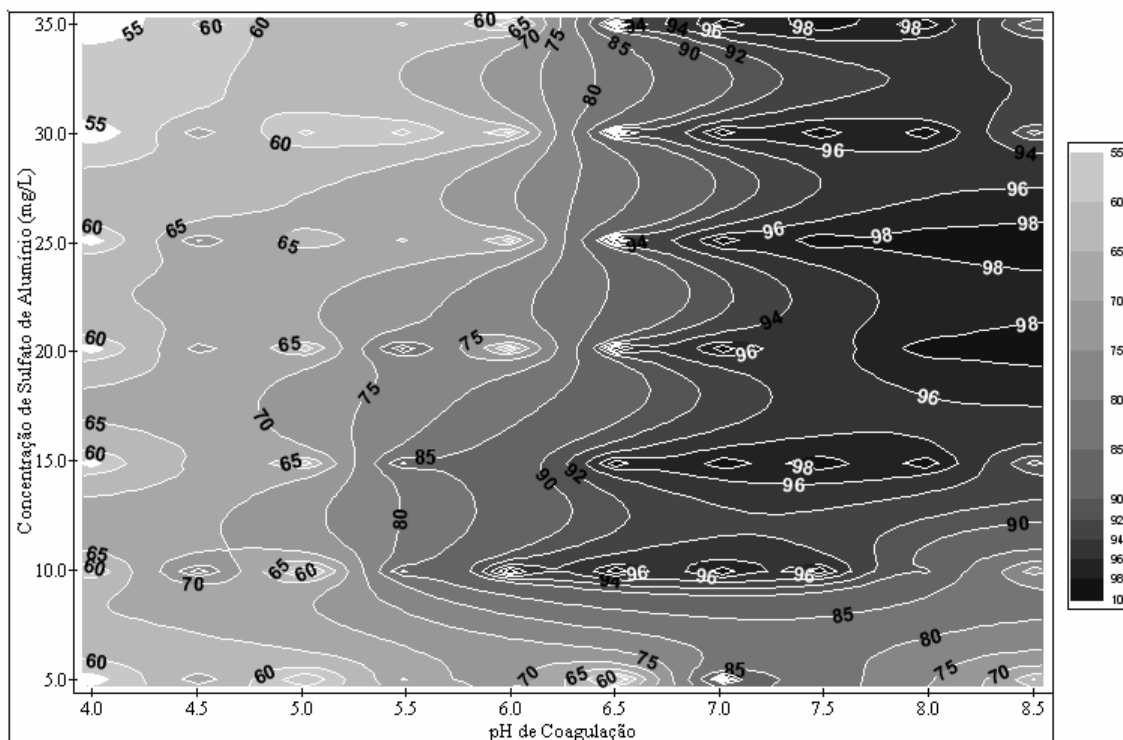
Considerando a condição de cor e turbidez relativamente baixas, pode-se observar as Figuras 4.10, 4.11 e 4.12.



**Figura 4.10** Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.11** Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.12** Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

Quando da utilização do sulfato de alumínio como coagulante, para água de cor e turbidez relativamente baixas, a melhor região encontrada foi em pH acima 6,5 e concentração também acima de 15,0 mg L<sup>-1</sup>. Nestas condições, as eficiências de remoção obtidas foram, para cor, entre 83 e 92 % e para turbidez e UV-254 nm, entre 94 e 98 %.

Da mesma forma que nos casos anteriores, também observou-se uma região com remoções intermediárias situada entre pHs de 5,0 a 6,5 e concentrações entre 10,0 e 30,0 mg L<sup>-1</sup>, representadas por uma coloração intermediária nos diagramas, para as variáveis estudadas.

De acordo com Hall e Packham (1965), citados por Pádua (1994), a faixa ótima de remoção de substâncias húmicas e COT, quando da utilização do sulfato de alumínio, está entre 5,0 a 6,5. Estes valores também foram encontrados, nesta pesquisa, como ótimos quando avaliada a coagulação/floculação/sedimentação, para águas de cor e turbidez relativamente altas. Para as águas de cor e turbidez relativamente baixas, este resultado foi encontrado como intermediário para a remoção dos parâmetros analisados.

De acordo com Amirtharajah e Mills (1982), a faixa de pH compreendida entre 6 e 8, e concentração de sulfato de alumínio superior a 10 mg L<sup>-1</sup>, é caracterizada pela coagulação na qual predomina o mecanismo de varredura.

De uma forma geral, o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre nas seguintes condições: concentrações de aproximadamente 0 a 30 mg L<sup>-1</sup> e pH entre 4,5 e 5,5. Enquanto que o mecanismo de varredura ocorre em concentrações acima de 10 mg L<sup>-1</sup> e em uma faixa de pH entre 6 e 8 (CAMPOS et al., 2005).

As melhores remoções na região de varredura, de acordo com a literatura, são devidas às características dos flocos formados. Estes flocos são maiores e apresentam maiores velocidades de sedimentação, sendo mais facilmente decantados proporcionando, no geral, melhores remoções de cor, turbidez e compostos com absorção em UV-254 nm (PEREIRA e DI BERNARDO, 2005).

O valor da concentração do sulfato de alumínio requerido neste experimento, também se encontrou dentro dos valores mais comumente aplicados em ensaios para a produção de água potável segundo a Empresa de Saneamento do Paraná - Sanepar.

Da mesma forma que para a quitosana, a concentração de sulfato de alumínio requerida foi aproximadamente a mesma para as duas águas estudadas (acima de 15,0 mg L<sup>-1</sup>).

Carvalho (2008), utilizando uma solução 10 % de sulfato de alumínio líquido, com posterior filtração em papel de filtro quantitativo, de porosidade de 8 µm, obteve como resultado, para água com cor e turbidez relativamente baixa, concentrações superiores a 15 mg L<sup>-1</sup> e pH entre 6,0 e 9,0, considerando como ponto ótimo a concentração de 37 mg L<sup>-1</sup> e o pH da água bruta (7,56).

Comparando os resultados obtidos, pode-se observar que os valores foram semelhantes. Porém, o ponto considerado ótimo, para as condições estudadas na presente pesquisa, foi de concentração de sulfato de alumínio de 15 mg L<sup>-1</sup> e pH da água bruta (entre 6,5 e 7,5), com eficiências de remoção superiores aos obtidos quando se utilizou uma concentração de sulfato de alumínio superior.

#### 4.1.3 Associação do Sulfato de Alumínio e Quitosana

A Tabela 4.3 apresenta resumidamente, as características médias das águas brutas superficiais utilizadas nos ensaios em que houve associação do coagulante químico sulfato de alumínio com o coagulante natural quitosana, todos os valores quantificados estão apresentados no Apêndice A, Tabela 3.

**Tabela 4.3** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test” para a associação dos coagulantes.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	465	97
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	402	90
Turbidez	uT	117	15
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	5,0	1,0
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	8,1	3,8
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	5,9	0,9
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,311	0,104
pH	-	7,64	7,80
SST	mg L <sup>-1</sup>	332	80
SDT	mg L <sup>-1</sup>	232	22
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	5.493	1.102
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	335	98

(1) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

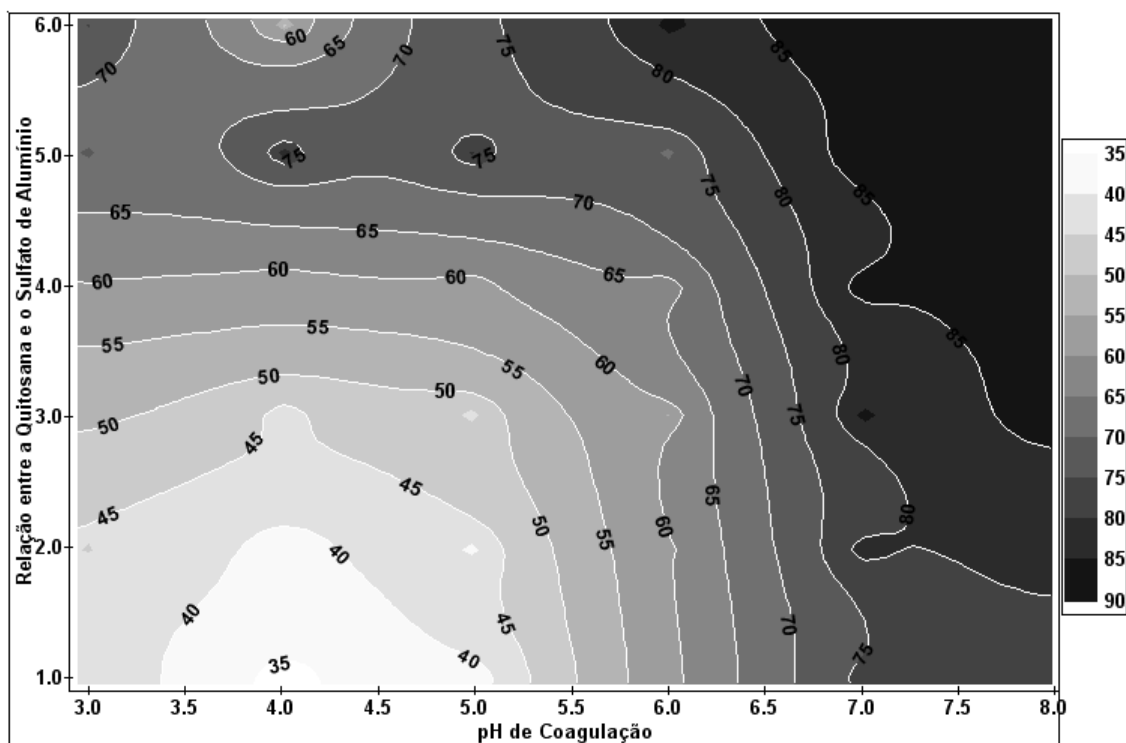


As concentrações utilizadas, na associação do coagulante químico, sulfato de alumínio, com o coagulante natural, quitosana, foram determinadas para cada tipo de água a ser tratada, em função dos ensaios anteriores, sendo as variações aplicadas, apresentadas na Tabela 4.4.

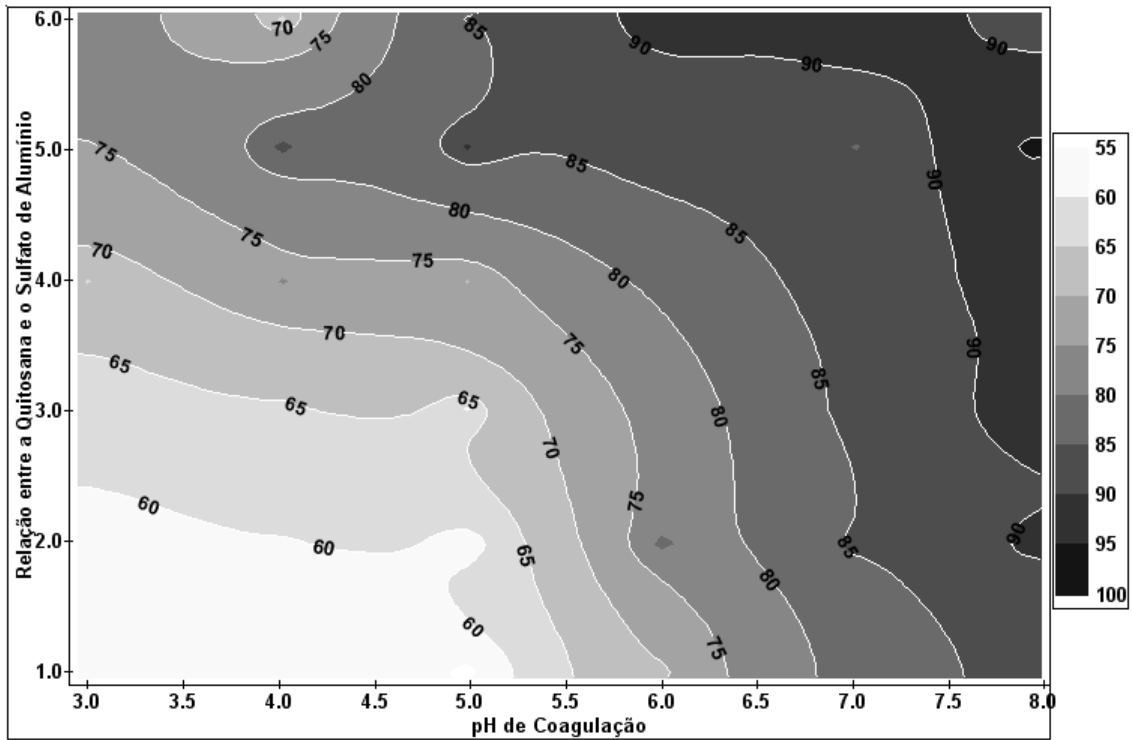
**Tabela 4.4** Variações das concentrações dos coagulantes quando da utilização da associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Relação entre a Quitosana e o Sulfato de Alumínio	[Quitosana] (mg L <sup>-1</sup> )	[Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ] (mg L <sup>-1</sup> )	[Quitosana] (mg L <sup>-1</sup> )	[Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ] (mg L <sup>-1</sup> )
	Cor e turbidez relativamente baixas		Cor e turbidez relativamente altas	
1	2,0	0,0	1,0	0,0
2	1,6	4,0	0,8	2,0
3	1,2	8,0	0,6	4,0
4	0,8	12,0	0,4	6,0
5	0,4	16,0	0,2	8,0
6	0,0	20,0	0,0	10,0

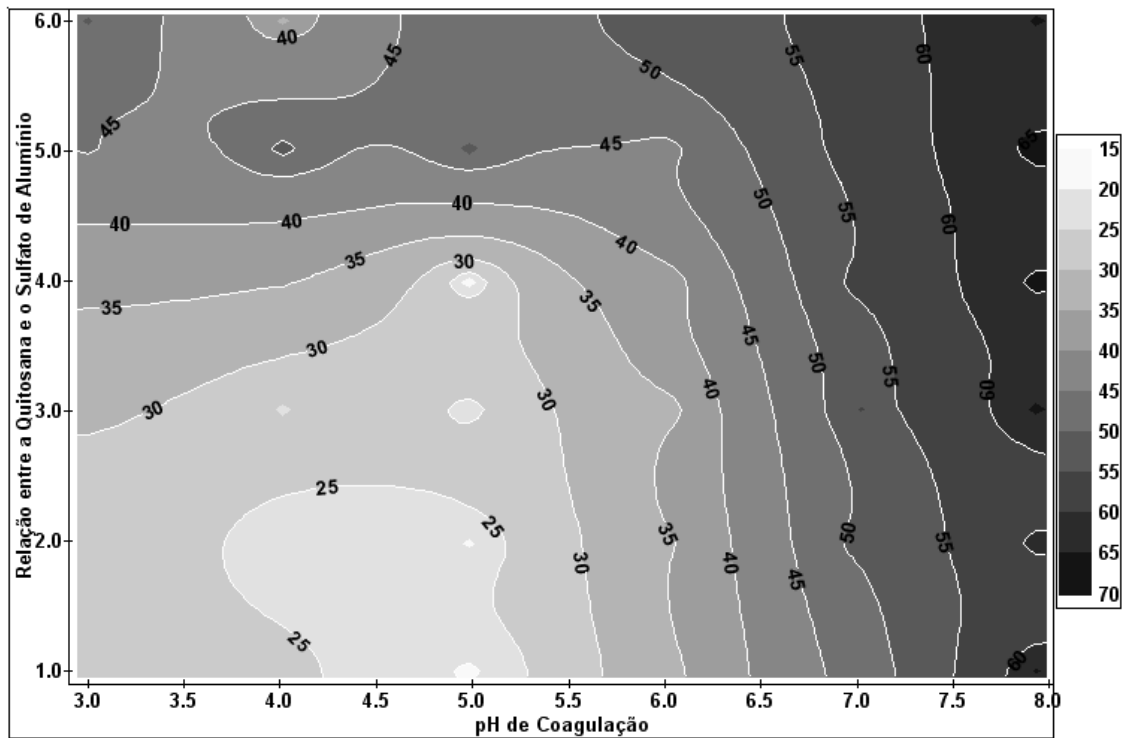
A associação dos coagulantes, nas concentração apresentadas na Tabela 4.4, para a variação de pH de 3,0 a 8,0, gerou as Figuras 4.13, 4.14 e 4.15, que são os diagramas de coagulação, nas condições de cor e turbidez relativamente altas, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.13** Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.14** Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.



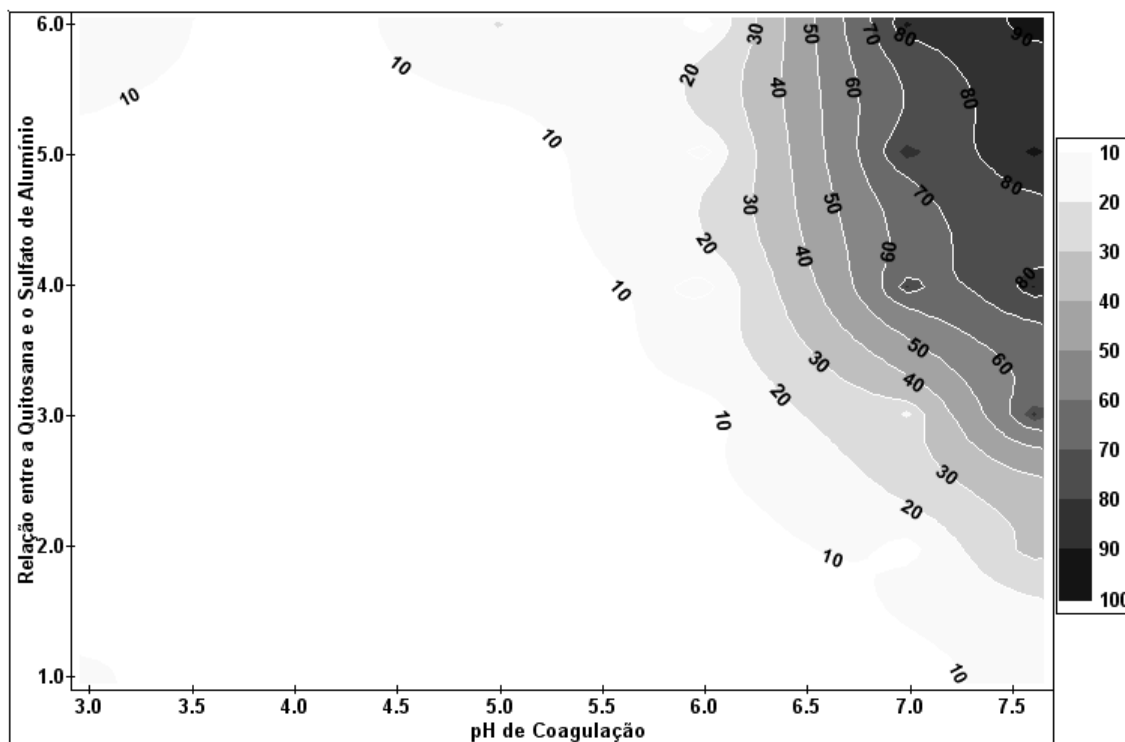
**Figura 4.15** Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

Para a utilização da quitosana como auxiliar de coagulação, a melhor região encontrada foi em pH acima 7,0 em praticamente toda a faixa de concentração estudada.

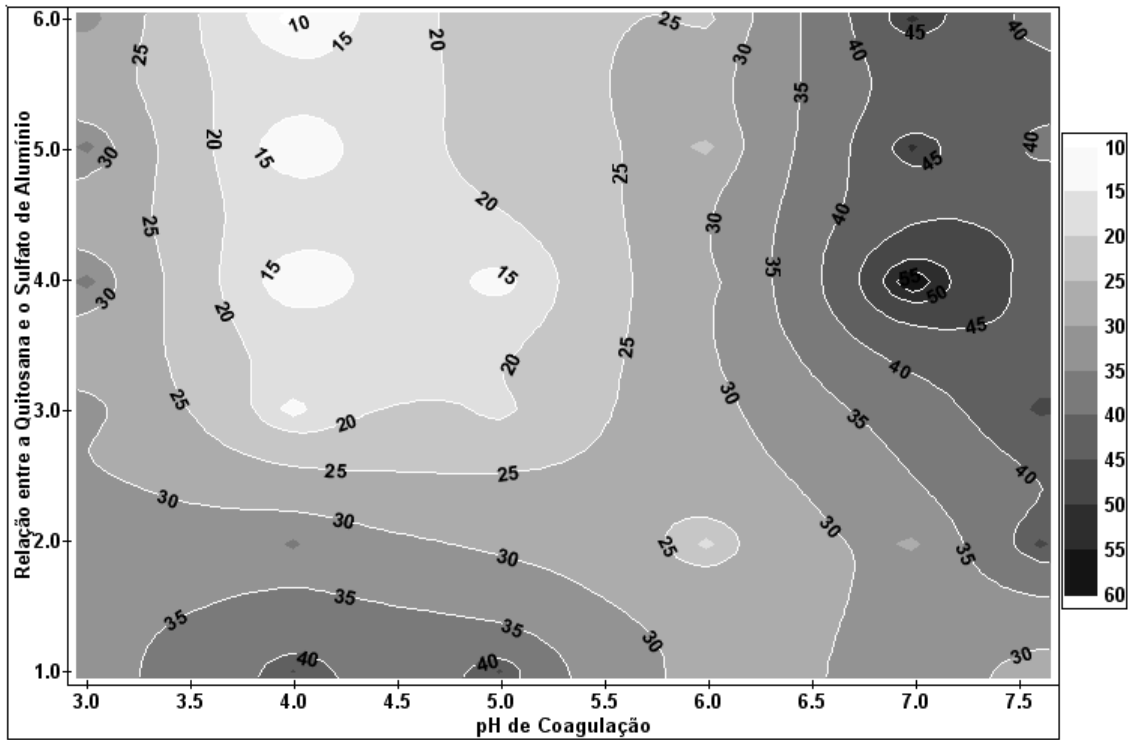
Para o parâmetro cor, Figura 4.13, as eficiências de remoção na faixa indicada variaram de 75 % a valores superiores a 85 %. Para a turbidez, Figura 4.14, os valores variaram entre 85 e 90 % e para compostos com absorção em UV-254 nm, Figura 4.15, as remoções ficaram entre 50 e 65 %.

O que se pode observar também, em função dos diagramas construídos, é que a medida que o pH da água foi aumentado, o efeito de coagulação do sulfato de alumínio foi mais pronunciado. Sendo estes diagramas semelhantes aos obtidos para o sulfato de alumínio quando utilizado isoladamente.

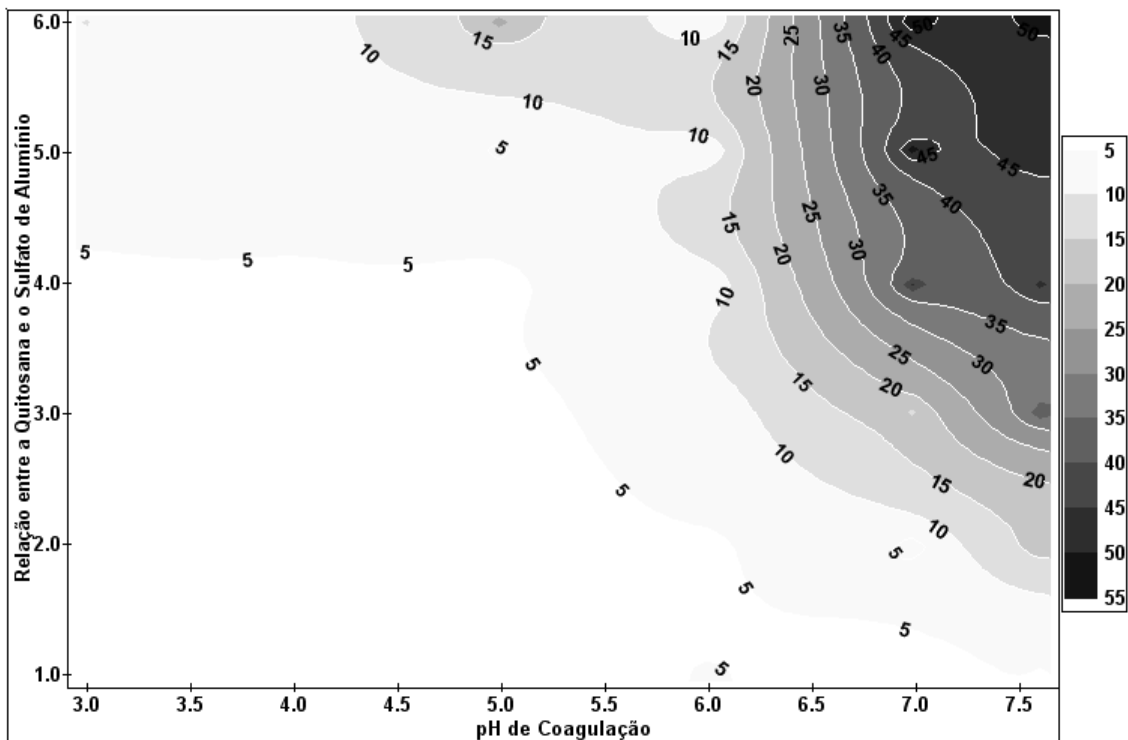
Considerando as condições de cor e turbidez relativamente baixas e a associação dos coagulantes, temos as Figuras 4.16, 4.17 e 4.18 que apresentam os diagramas de coagulação em função da eficiência de remoção de cor, turbidez e materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.16** Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.17** Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.18** Diagrama de coagulação da associação do sulfato de alumínio + quitosana, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de materiais com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

Os melhores resultados encontrados quando do tratamento de águas de cor e turbidez relativamente baixas, para a associação do sulfato de alumínio com a quitosana, foram para pH acima de 6,5 e concentrações da associação variando entre 12,0 mg L<sup>-1</sup> de Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> e 0,8 mg L<sup>-1</sup> de quitosana (ponto 4,0), até 20,0 mg L<sup>-1</sup> de Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, e ausência de quitosana (ponto 6,0), representada pela região mais escura nos diagramas de coagulação, considerando a remoção de cor, turbidez e materiais com faixa de absorção em UV-254 nm.

Verifica-se eficiências de remoção, para os parâmetros avaliados, entre 60 e 90 % para a cor, 40 e 55 % para a turbidez e 30 a 55 % para os compostos com absorção em UV-254 nm.

Considerando apenas a qualidade da água tratada em função dos parâmetros avaliados, pode-se inferir que, de acordo com os resultados obtidos no presente trabalho, a associação do coagulante natural quitosana não influenciou positivamente no tratamento da água utilizada.

No entanto, uma conclusão mais definitiva só será possível quando da avaliação da quantidade e da qualidade do lodo gerado durante o tratamento, parâmetros muito importantes para determinação da eficiência dos processos de obtenção de água potável, tanto o proposto neste trabalho quanto, aos aplicados em estações de tratamento de água.

Foi observado, em trabalhos anteriores (KAWAMURA, 1991; PAN et al., 1999; DIVAKARAN e PILLAI, 2002; EIKBROKK e SALTNES, 2001; CARVALHO, 2008), que a introdução do coagulante natural quitosana melhorou significativamente a qualidade do lodo gerado, podendo ainda diminuir o seu volume em até 50 %, quando de sua associação com coagulantes químicos. Este fato pode ser bastante importante para a operação de uma ETA, que precisa fazer a lavagem de seus filtros freqüentemente e ainda, tratar o lodo gerado para posterior disposição.

Ainda, pode-se considerar que quando da associação houve uma pequena diminuição na quantidade de sulfato de alumínio requerida. Em decorrência destes resultados e como a quitosana é um coagulante natural, que não consome alcalinidade do meio, a diminuição da quantidade do coagulante químico é um parâmetro vantajoso, principalmente analisando-se a questão ambiental.

Pode-se levar em consideração ainda que, a quitosana é um produto de baixo custo, renovável e biodegradável, de grande importância econômica e ambiental. As carapaças de crustáceos são resíduos abundantes e rejeitadas pela indústria pesqueira, que em muitos casos as consideram poluentes. Sua utilização reduz o impacto ambiental causado pelo acúmulo nos locais onde é gerado ou estocado (YAMAURA et al., 2007), sendo essa consideração é ainda mais pertinente nos dias atuais, com indústrias de quitosana nacionais.

Assim, avaliando a faixa com os melhores resultados para a associação dos coagulantes estudados, pode-se considerar que, provavelmente, um dos pontos mais compensáveis para a operação de uma ETA, seja em pH 7,0, concentração de sulfato de alumínio de 12 mg L<sup>-1</sup> e concentração de quitosana de 0,8 mg L<sup>-1</sup>, com eficiências de remoção de cor de 70 %, eficiência de remoção de turbidez de 55 % e UV-254 nm de 40 %. Acredita-se que esta seja a melhor condição em função da diminuição da concentração do sulfato de alumínio adicionada ao processo, em relação a concentração de 20,0 mg L<sup>-1</sup>. Pode-se optar também por não alterar o valor do pH da água bruta, se ele for superior a 6,5, o que será economicamente atrativo.

#### 4.1.4 Tanino Vegetal

##### 4.1.4.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas

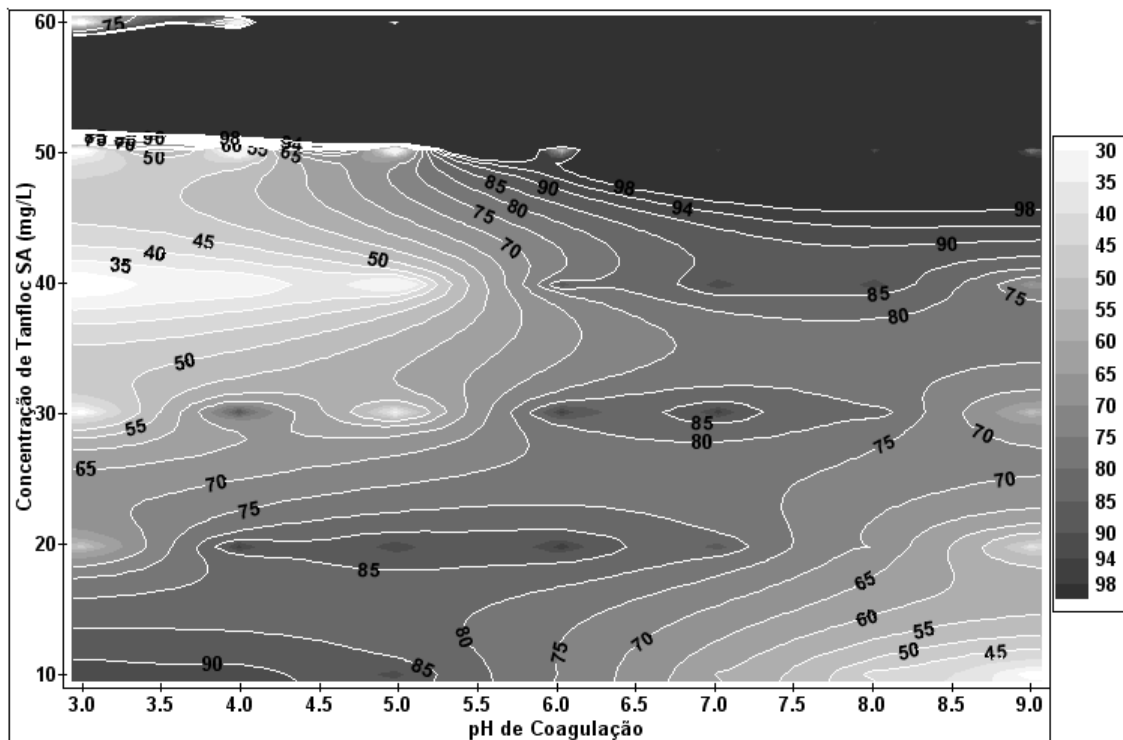
Nesta etapa a água de estudo 1 foi utilizada para a construção dos diagramas de coagulação com os coagulantes Tanfloc SA e SL e, para a construção dos diagramas de coagulação com os coagulantes Tanfloc SG e SS, foi utilizada a água de estudo 2, sendo suas características médias apresentadas na Tabela 4.5 (resumidamente) e Tabela 4 (Apêndice A).

**Tabela 4.5** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em "jar test".

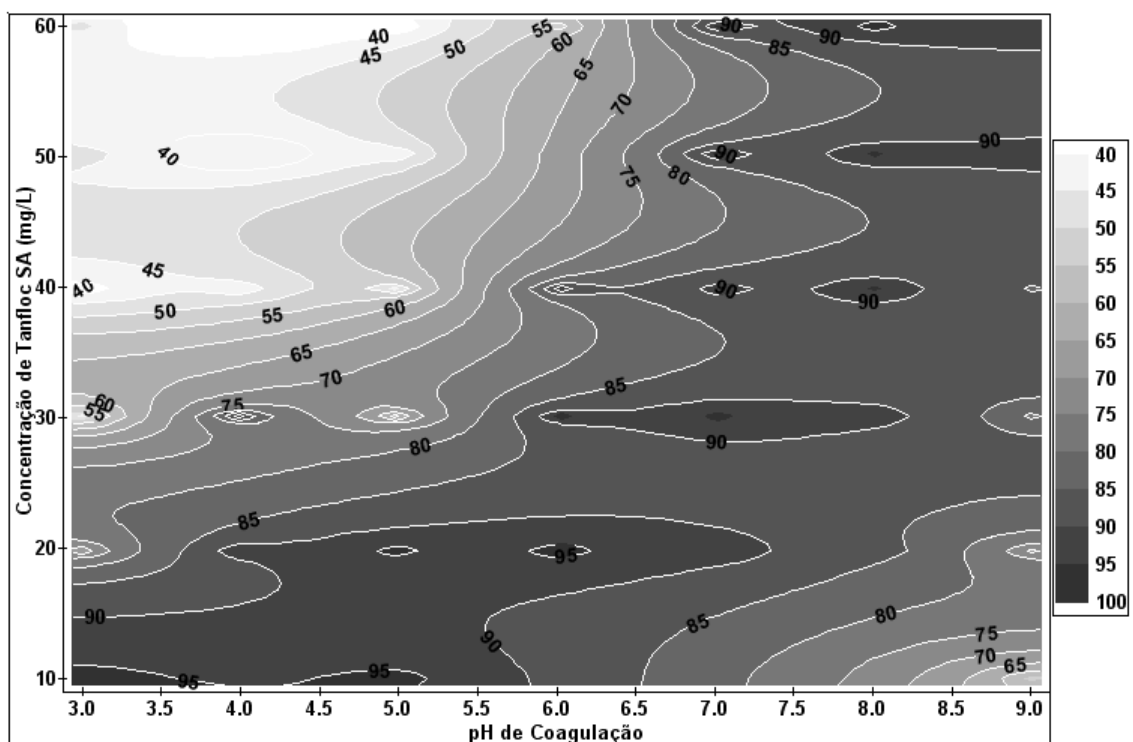
Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	754	402
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	603	391
Turbidez	uT	186	82
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,9	5,7
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	7,6	7,0
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,0	6,0
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,536	0,397
SST	mg L <sup>-1</sup>	334	245
SDT	mg L <sup>-1</sup>	236	197
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	10.325	6.993
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	502	406

(1) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

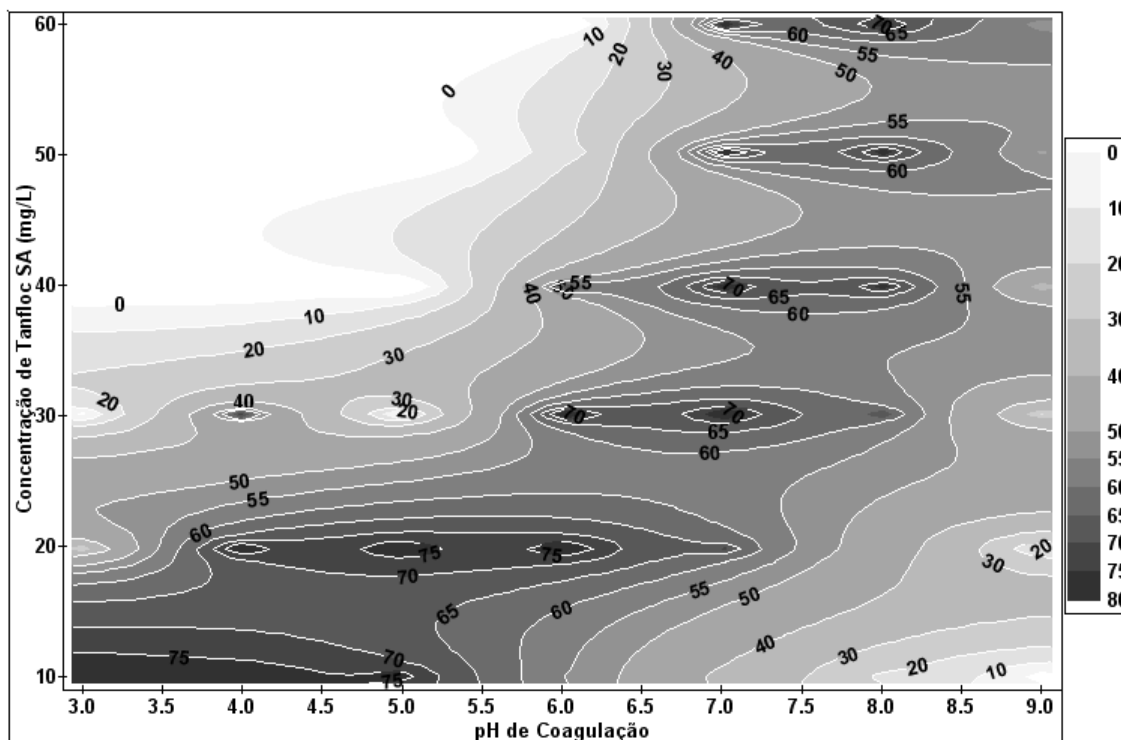
Nas Figuras 4.19, 4.20 e 4.21 estão apresentados os diagramas de coagulação para o coagulante Tanfloc SA, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.19** Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.20** Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.21** Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

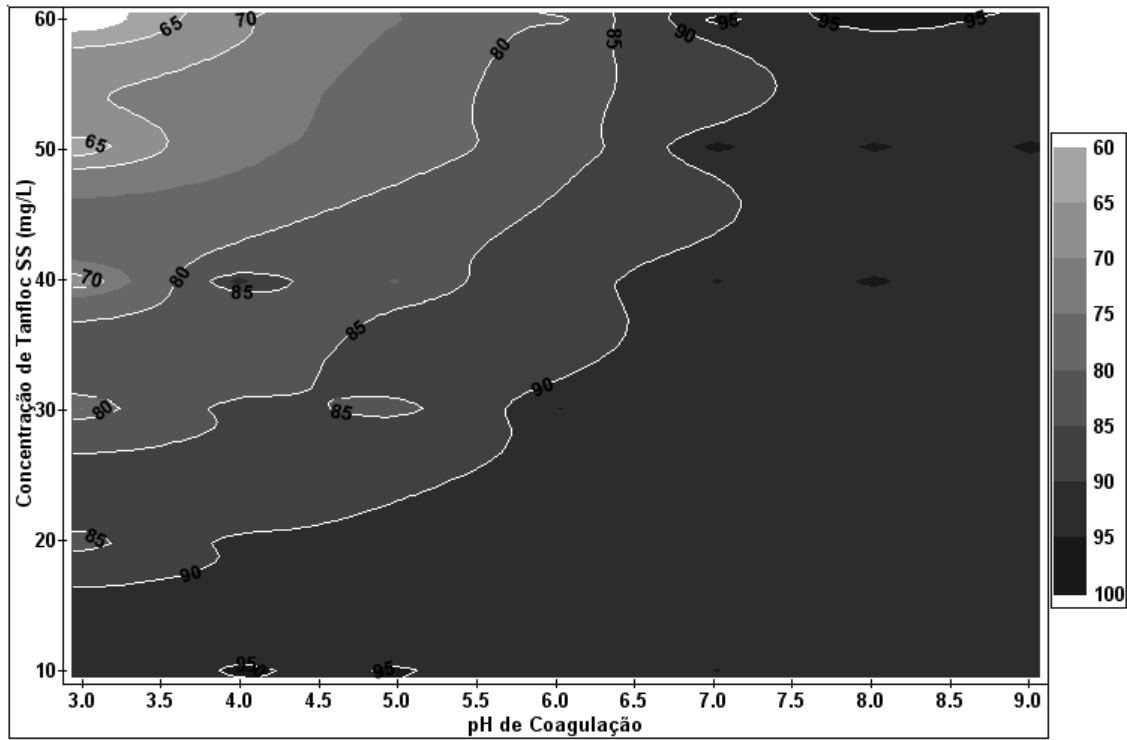
No tratamento de águas de cor e turbidez relativamente altas, utilizando o coagulante Tanfloc SA, a melhor região de remoção encontrada foi, aproximadamente, em pH entre 3,0 e 5,5 e concentração entre 10,0 e 20,0 mg L<sup>-1</sup>. Para esta região, as eficiências variaram entre 80 a 90 % de remoção de cor (Figura 4.19), 85 a 95 % de remoção de turbidez (Figura 4.20), e de 65 a 75 % de remoção de compostos com absorção no comprimento de onda UV-254 nm (Figura 4.21).

Pode-se observar ainda uma região entre as concentrações de 50,0 a 60,0 mg L<sup>-1</sup>, para toda a faixa de pH estudada, com altas remoções de cor (Figura 4.19). Entretanto, para os parâmetros turbidez (Figura 4.20) e compostos com absorção em UV-254 nm (Figura 4.21), nas mesmas concentrações de coagulante Tanfloc SA obteve-se melhores remoções em pH acima de 7,0.

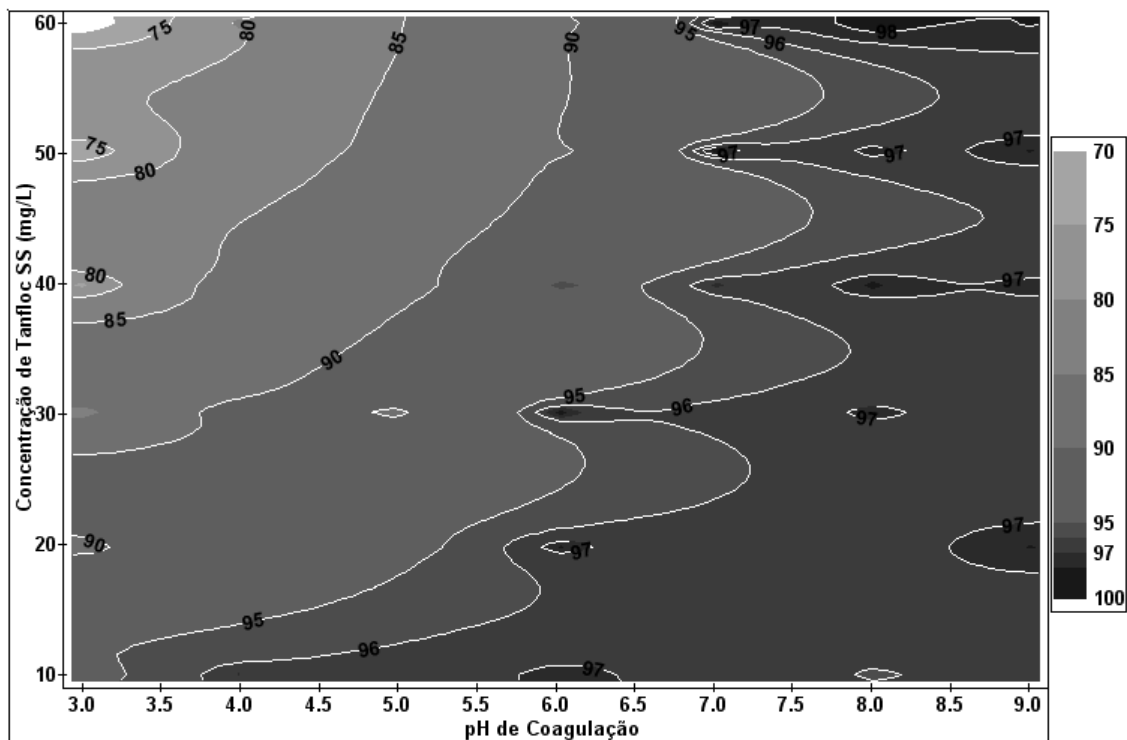
Observou-se também, uma região com remoções intermediárias, em uma faixa diagonal situada na região de baixas concentrações e baixos pHs, em direção a altas concentrações e altos pHs.

Para o Tanfloc SS, as Figuras 4.22, 4.23 e 4.24 são os diagramas de coagulação, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.

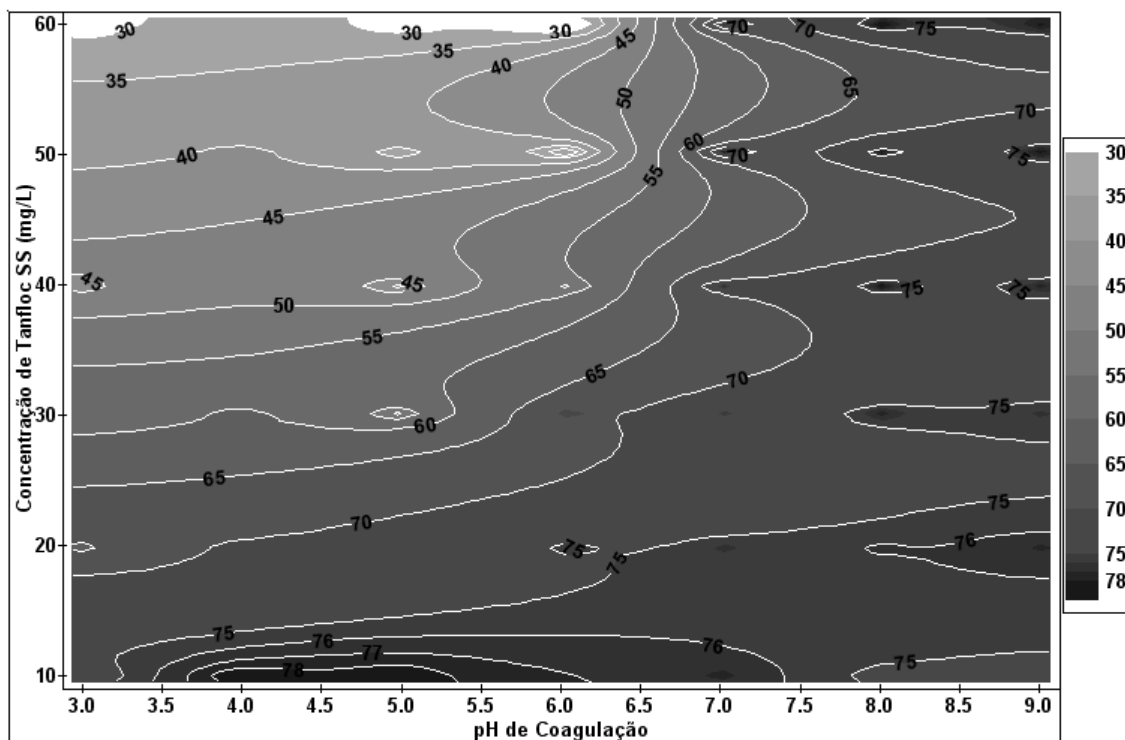




**Figura 4.22** Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.23** Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.

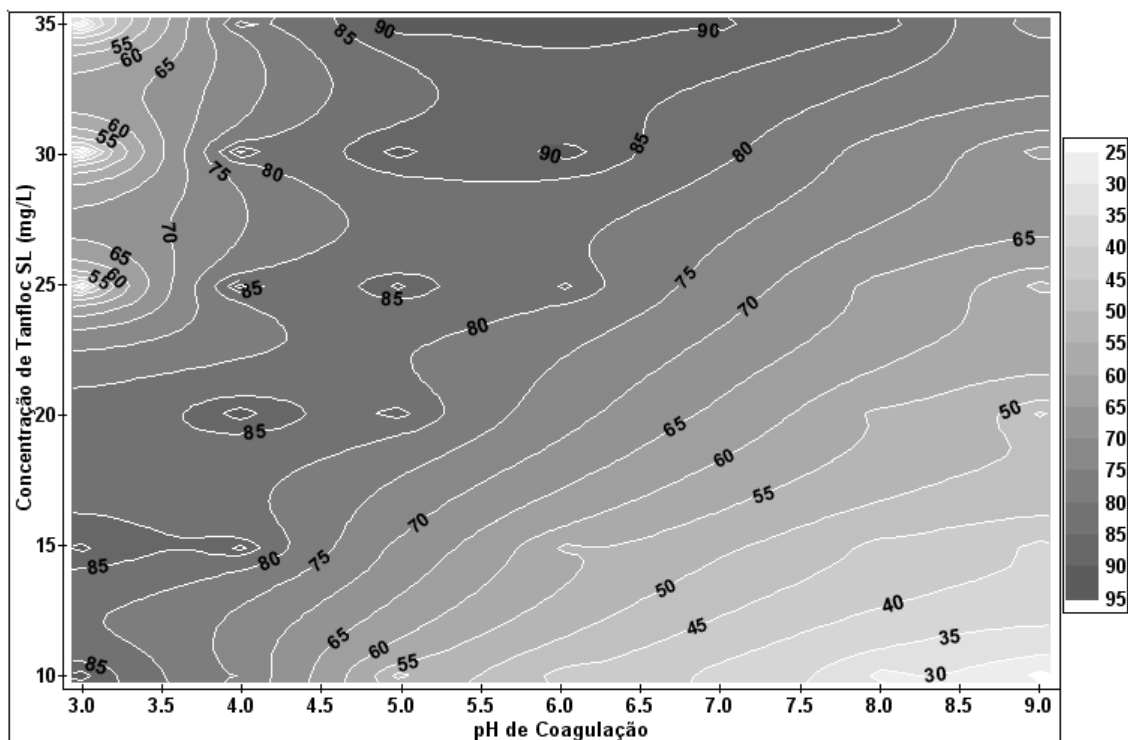


**Figura 4.24** Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

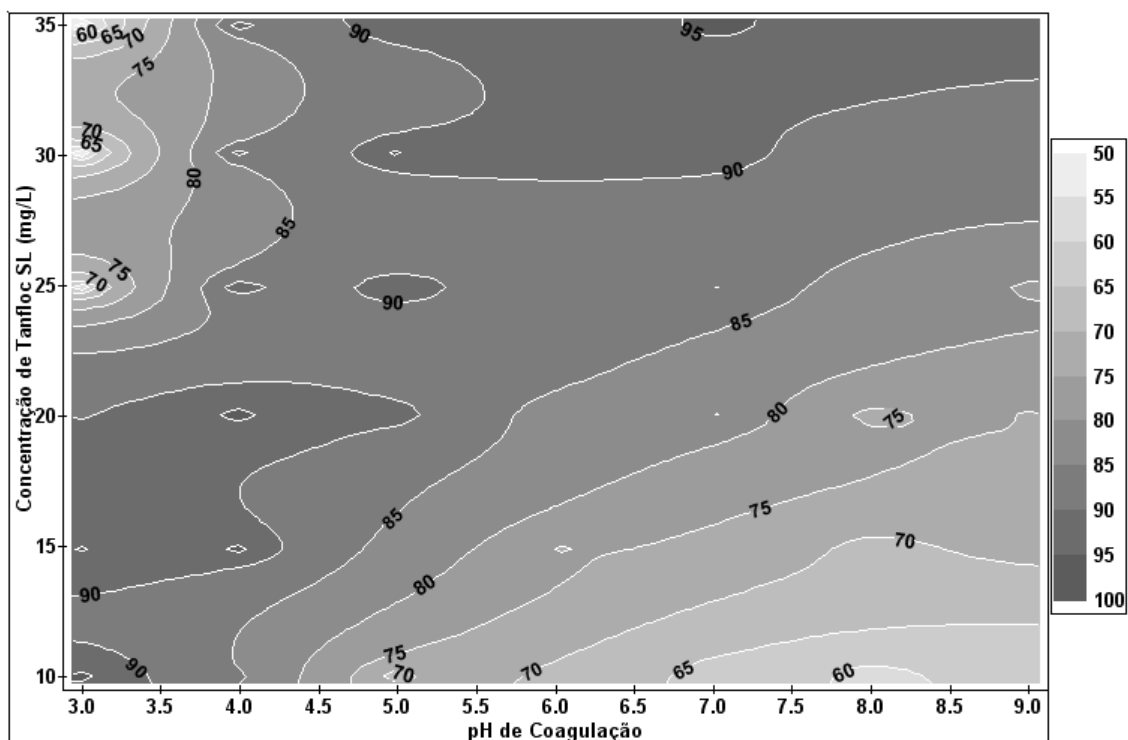
Para o coagulante Tanfloc SS, a região encontrada como de melhores remoções para os parâmetros estudados não foram coincidentes. As melhores remoções de cor (Figura 4.22) e turbidez (Figura 4.23) ocorreram acima de pH 6,0 para todas as concentrações estudadas, tendo como eficiências de remoção, valores acima de 90 e 95 %, respectivamente.

Para os compostos com absorção em UV-254 nm, Figura 4.24, resultados de eficiência de remoção intermediárias foram observadas nas condições consideradas ótimas para a remoção de cor e turbidez, com valores variando entre 70 e 78 %. As melhores remoções de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm foram observadas para pH entre 3,5 a 6,0 e concentrações de Tanfloc SS entre 10,0 a 20,0 mg L<sup>-1</sup>. Fato semelhante ocorreu quando se utilizou a quitosana, como agente coagulante, para águas com cor e turbidez relativamente baixas.

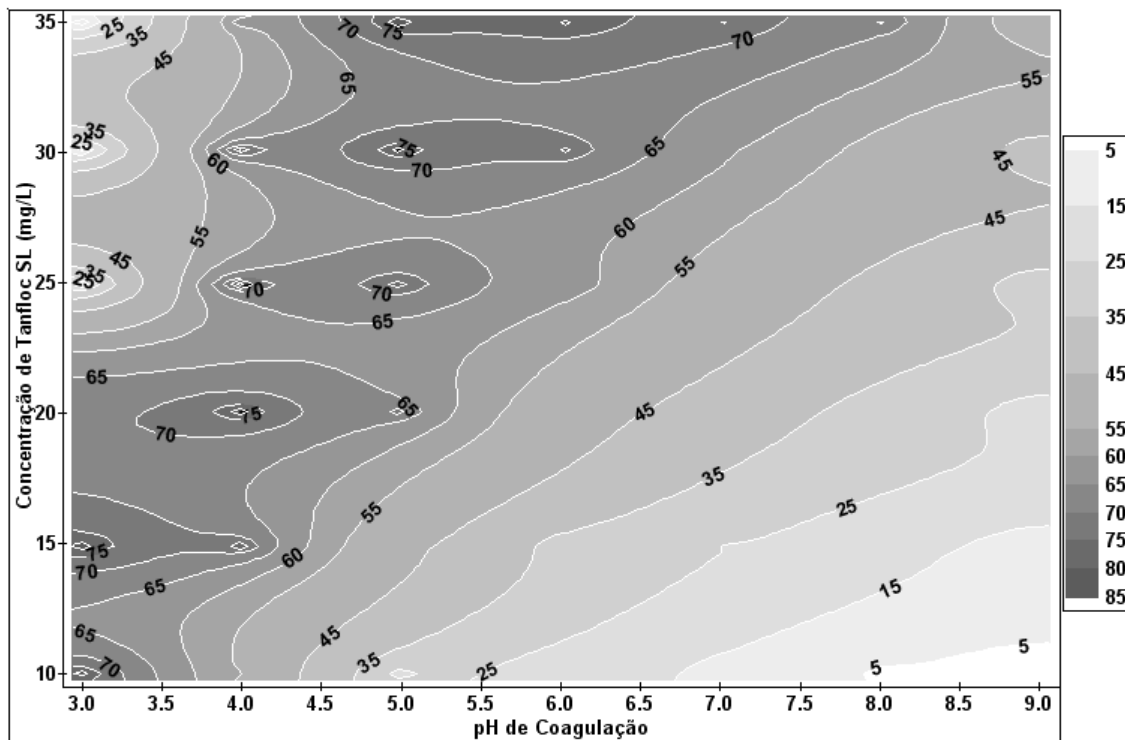
Os diagramas de coagulação obtidos com a utilização de diferentes concentrações de Tanfloc SL, em diferentes pHs, estão apresentados nas Figuras 4.25, 4.26 e 4.27.



**Figura 4.25** Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.26** Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.



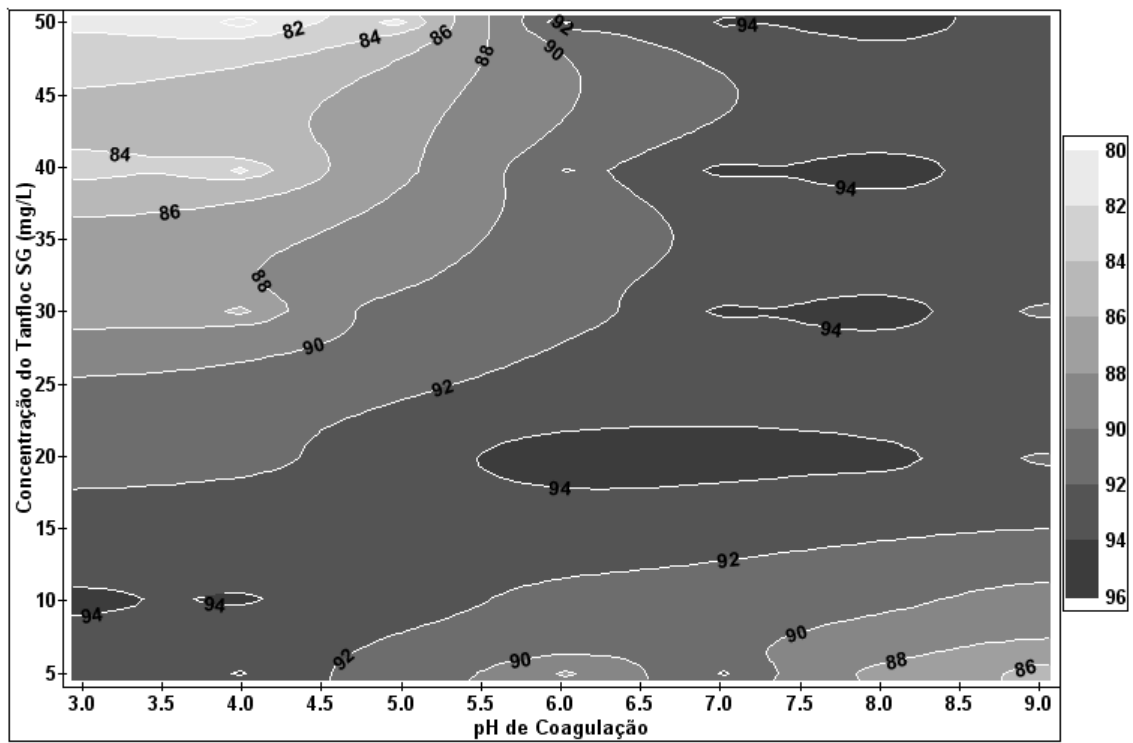
**Figura 4.27** Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

Para as condições estudadas, a região com melhores remoções para as três variáveis avaliadas, foi pH de 5,0 a 7,0 e concentrações entre 30,0 e 35,0 mg L<sup>-1</sup>, representada pela região mais escura nos diagramas de coagulação, Figuras 4.25 a 4.27.

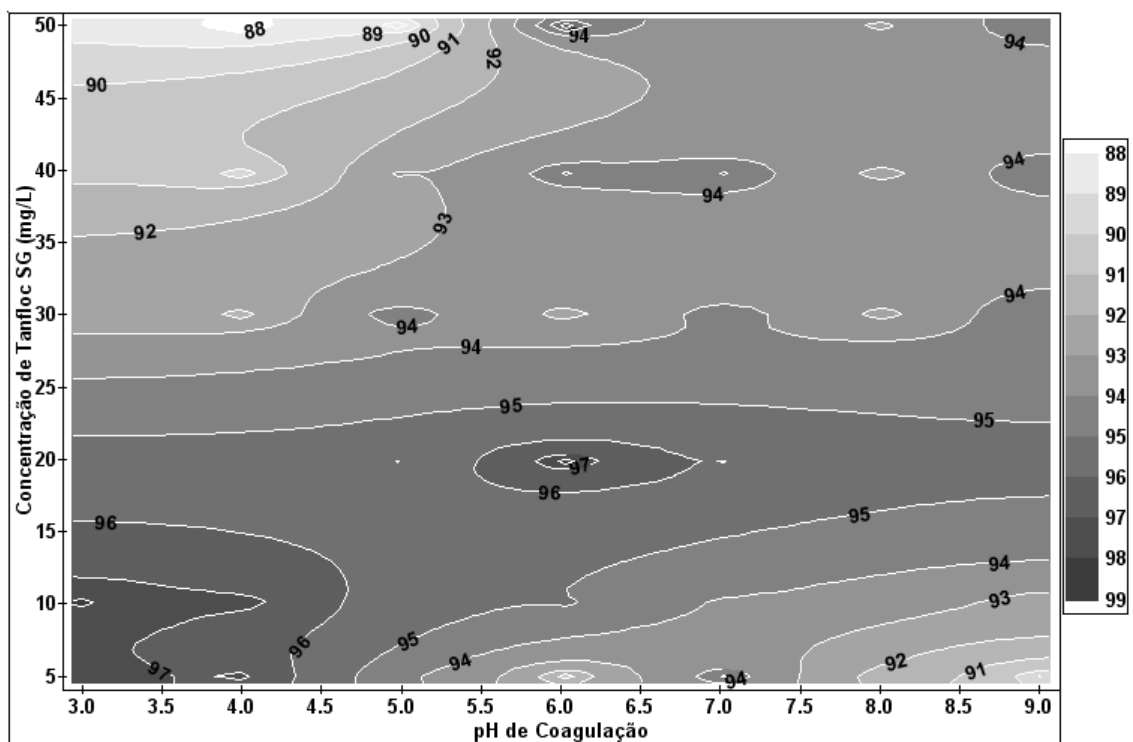
Para a região citada acima, as eficiências de remoção ficaram, para cor, entre 85 e 90 %, para turbidez, entre 90 e 95 % e para UV-254 nm, entre 65 e 75 %.

Observa-se também, nos três diagramas construídos para o Tanfloc SL, uma região com remoções intermediárias, situada entre pHs de 3,0 a 4,0 e concentrações entre 10,0 e 20,0 mg L<sup>-1</sup>, para as variáveis estudadas.

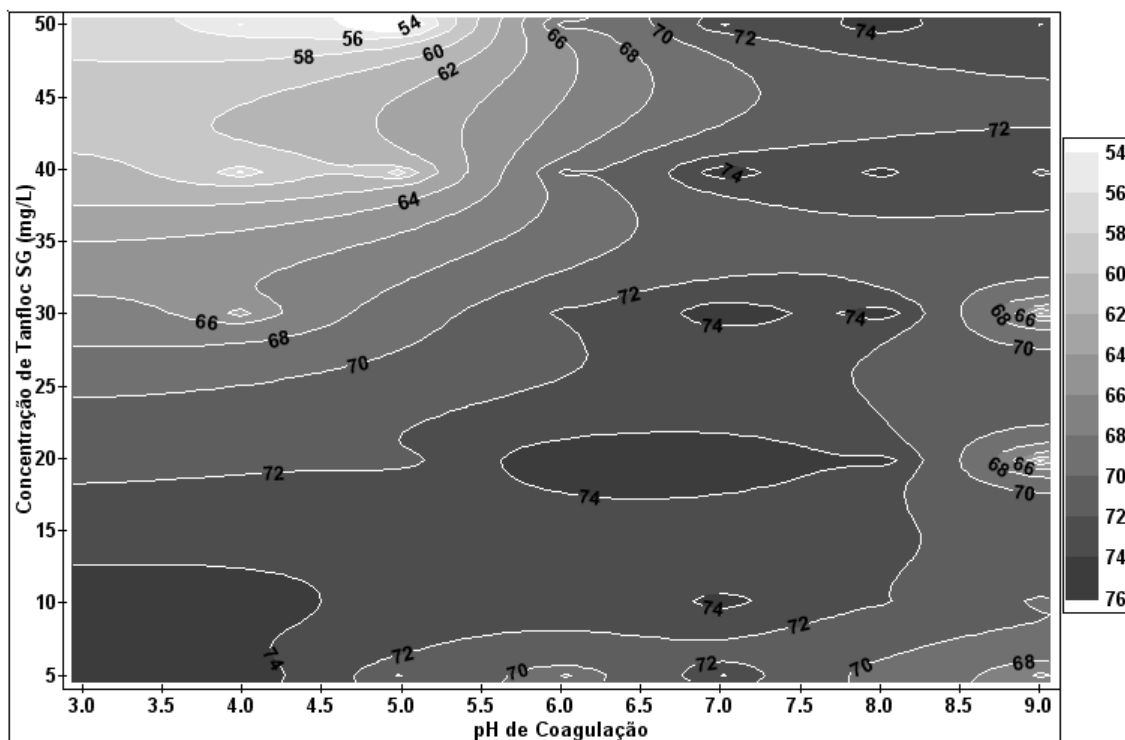
Para o Tanfloc SG, os diagramas de coagulação estão apresentados nas Figuras 4.28, 4.29 e 4.30.



**Figura 4.28** Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.29** Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente altas.



**Figura 4.30** Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente altas.

Quando da utilização do Tanfloc SG, Figuras 4.28 a 4.30, a melhor região encontrada foi em pH entre 5,5 e 8,0 e concentração de aproximadamente  $20,0 \text{ mg L}^{-1}$ , representada pela região mais escura nos diagramas de coagulação, considerando a remoção de cor, turbidez e materiais com absorção em UV-254 nm, com remoções de cor de 94 %, turbidez, entre 95 e 98 % e compostos com absorção em UV-254 nm, de 74 %.

A pesar de possuírem características distintas, os quatro tipos de coagulantes a base de tanino vegetal (Tanfloc) apresentaram comportamentos semelhantes. Sendo que, as melhores eficiências de remoção dos parâmetros analisados, cor, turbidez e compostos com absorção em UV-254 nm, foram conseguidas, no geral, em uma faixa diagonal caracterizada inicialmente por baixos valores de concentração de coagulante e pH, seguindo para altos valores de concentração e pH, respectivamente.

Pelos resultados obtidos, para as condições estudadas e águas superficiais com cor e turbidez relativamente altas, os coagulantes de origem de tanino, que se mostraram mais eficientes, foram o Tanfloc SS e o Tanfloc SG. Pode-se observar também que, de uma forma geral, todos os tipos de Tanfloc foram mais eficientes em pHs ácidos e em concentrações de coagulante consideradas baixas.

#### 4.1.4.2 Águas com Cor e Turbidez Relativamente Baixas

A água de estudo 1 foi utilizada para a construção dos diagramas de coagulação com os coagulantes Tanfloc SA e SL. Para a construção dos diagramas de coagulação com os

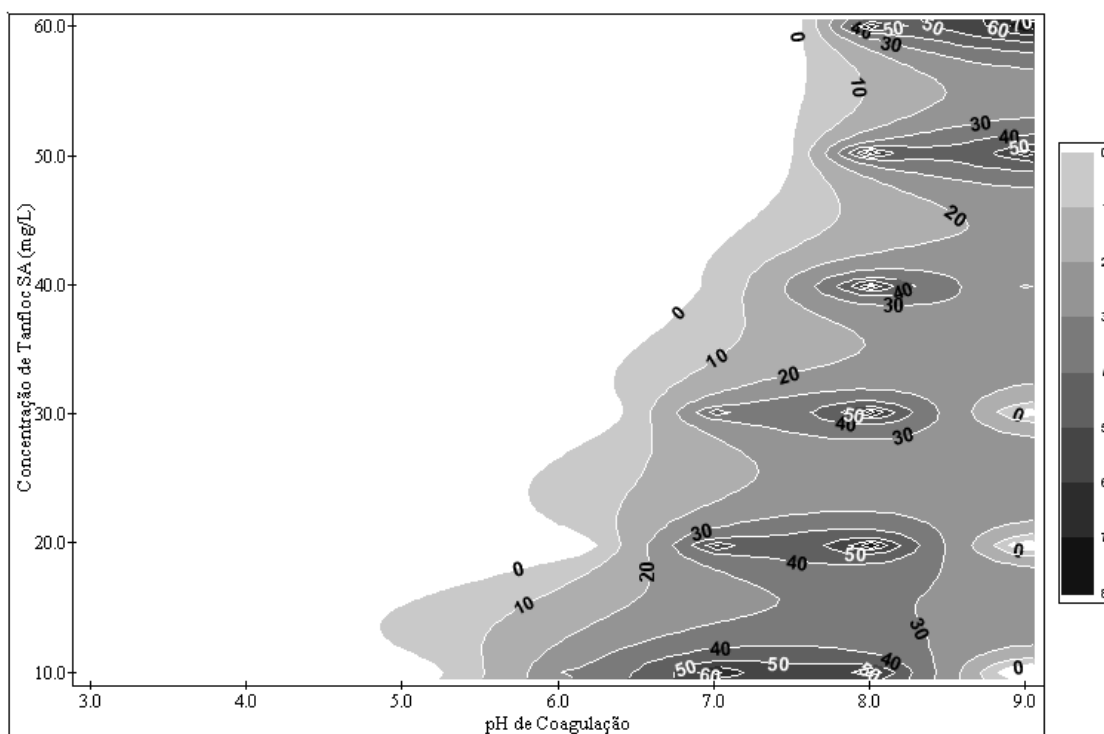
coagulantes Tanfloc SG e SS, foi utilizada a água de estudo 2. As características médias das águas de estudo 1 e 2, estão apresentadas na Tabela 4.6. Estes e outros parâmetros adicionais estão apresentados no Apêndice A, Tabela 5.

**Tabela 4.6** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test”.

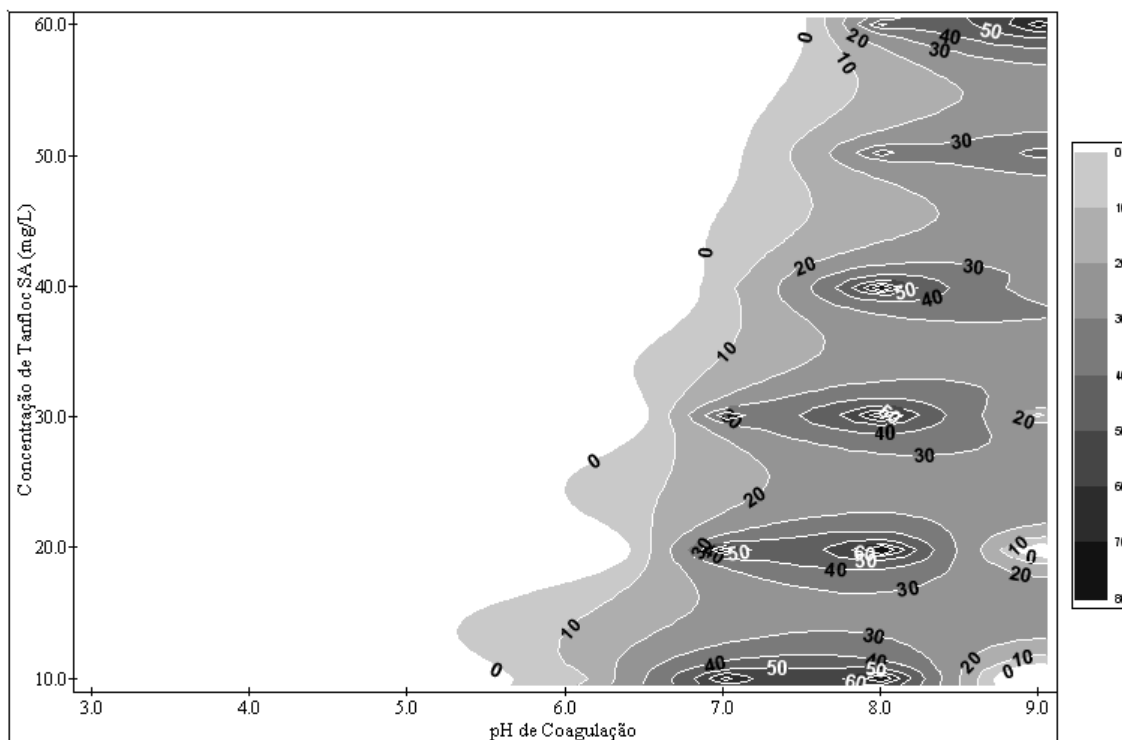
Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	89	99
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	85	91
Turbidez	uT	10	15
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	1,5	1,6
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	2,0	1,9
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	1,3	1,5
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,085	0,088
SST	mg L <sup>-1</sup>	40	35
SDT	mg L <sup>-1</sup>	11	18
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	159	308
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1</sup> (1)	20	33

(1) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

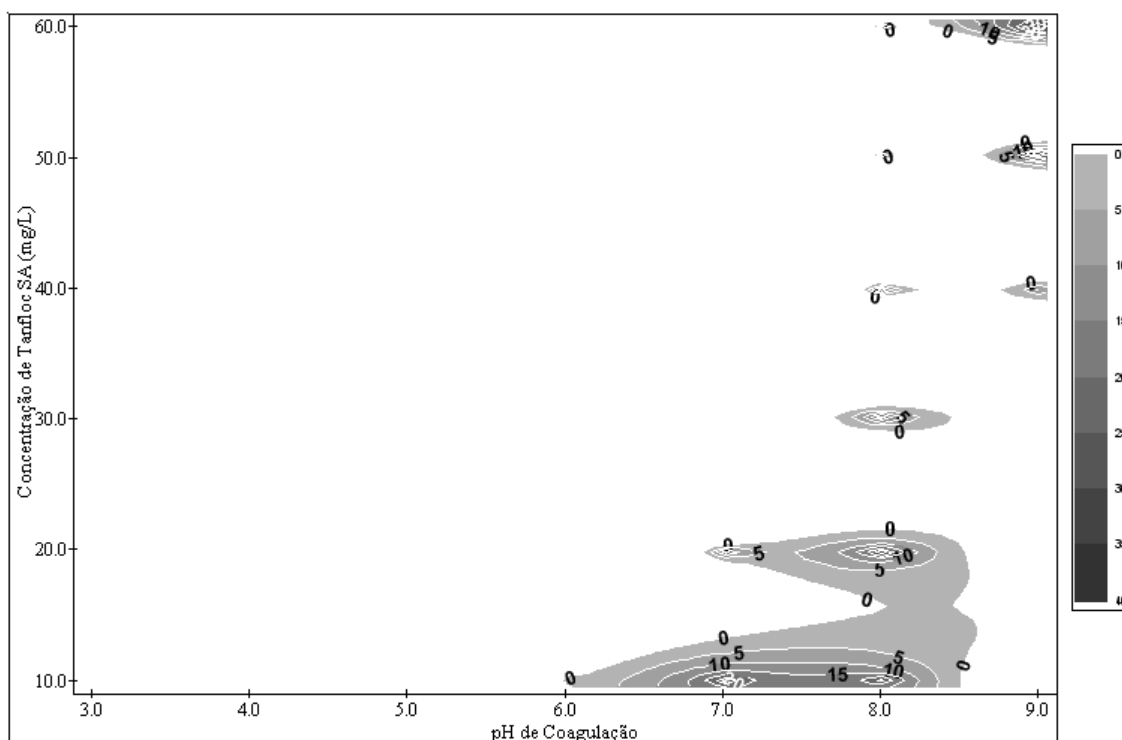
Nas Figuras 4.31, 4.32 e 4.33 estão apresentados os diagramas de coagulação para o coagulante Tanfloc SA, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.31** Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.32** Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.33** Diagrama de coagulação do Tanfloc SA, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

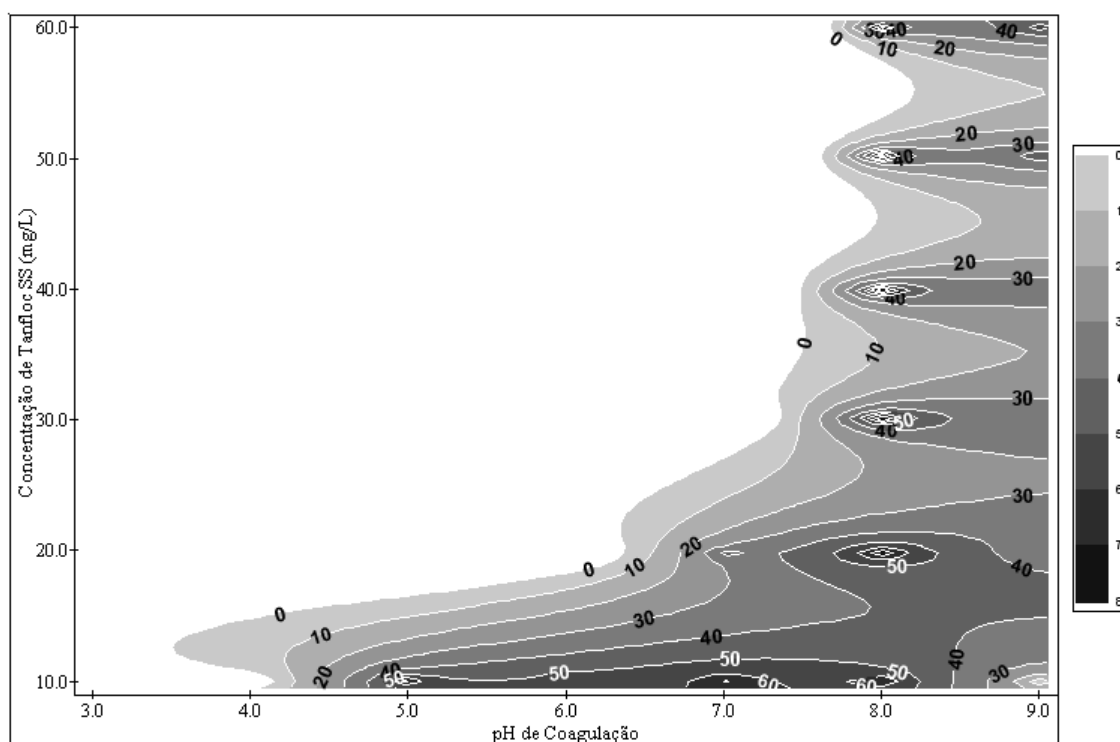


Para o coagulante Tanfloc SA pode-se observar que o comportamento de melhores remoções em uma faixa diagonal continua se repetindo. Porém, apenas para valores de pH acima de 6,0, pois, abaixo deste valor, não foram observadas eficiências de remoção para os parâmetros analisados, nas condições avaliadas.

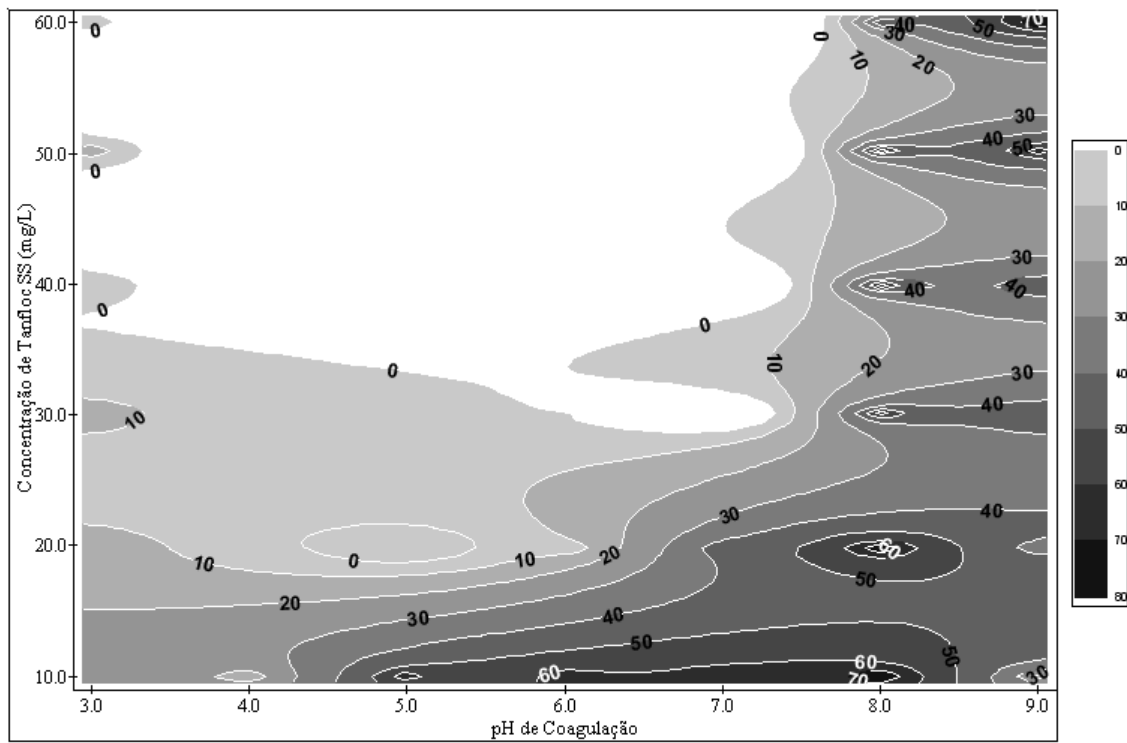
Se avaliarmos a questão financeira e os resultados obtidos, os valores mais convenientes seriam de pH em torno de 7,0 e concentrações em torno de 10,0 mg L<sup>-1</sup>, com remoções de cor (Figura 4.31) de 60 %, eficiência de remoção de turbidez (Figura 4.32) entre 60 e 70 % e remoções de UV-254 nm (Figura 4.33) de 20 %. Estes valores seriam os mais adequados em função da ausência da necessidade de correção do pH da água bruta e da menor concentração de coagulante requerida.

As melhores remoções dos parâmetros avaliados estão representadas nos diagramas pelas colorações mais escuras. As regiões com colorações intermediárias representam as condições de remoção um pouco inferiores aos valores máximos. Os locais em que estão em branco representam as regiões em que o coagulante não apresentou eficiência de remoção para as condições estudadas.

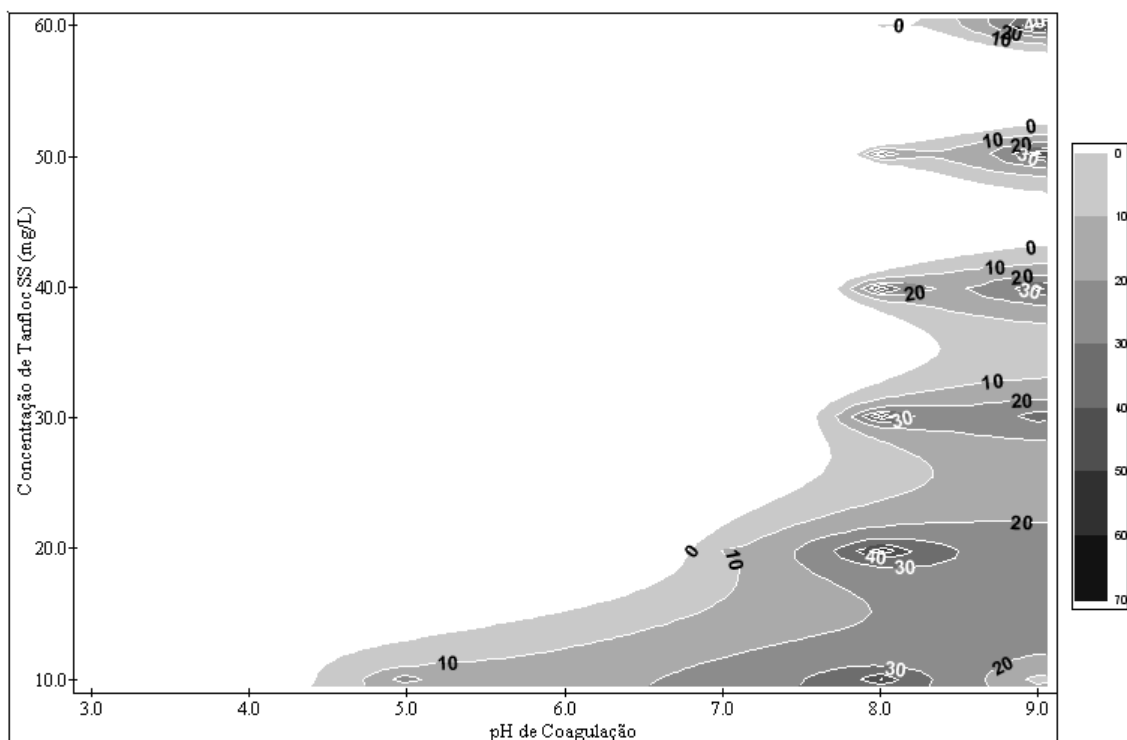
Considerando o Tanfloc SS, pode-se observar as Figuras 4.34, 4.35 e 4.36 que são os diagramas de coagulação em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente.



**Figura 4.34** Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.35** Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.

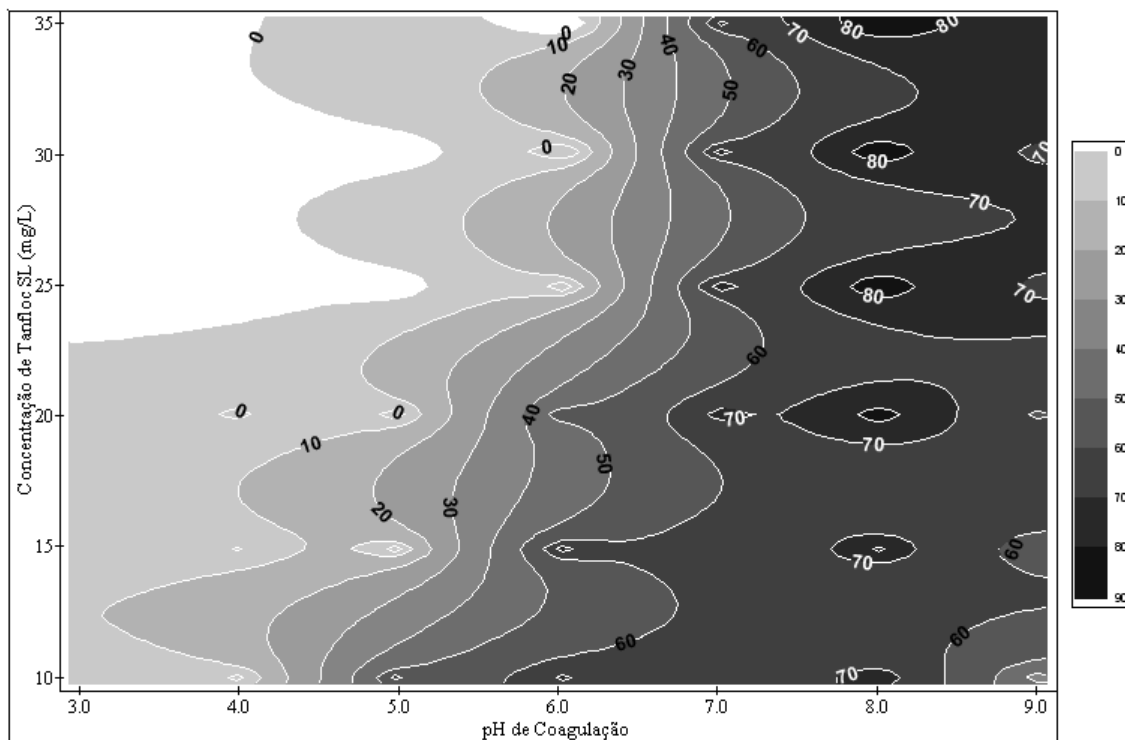


**Figura 4.36** Diagrama de coagulação do Tanfloc SS, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

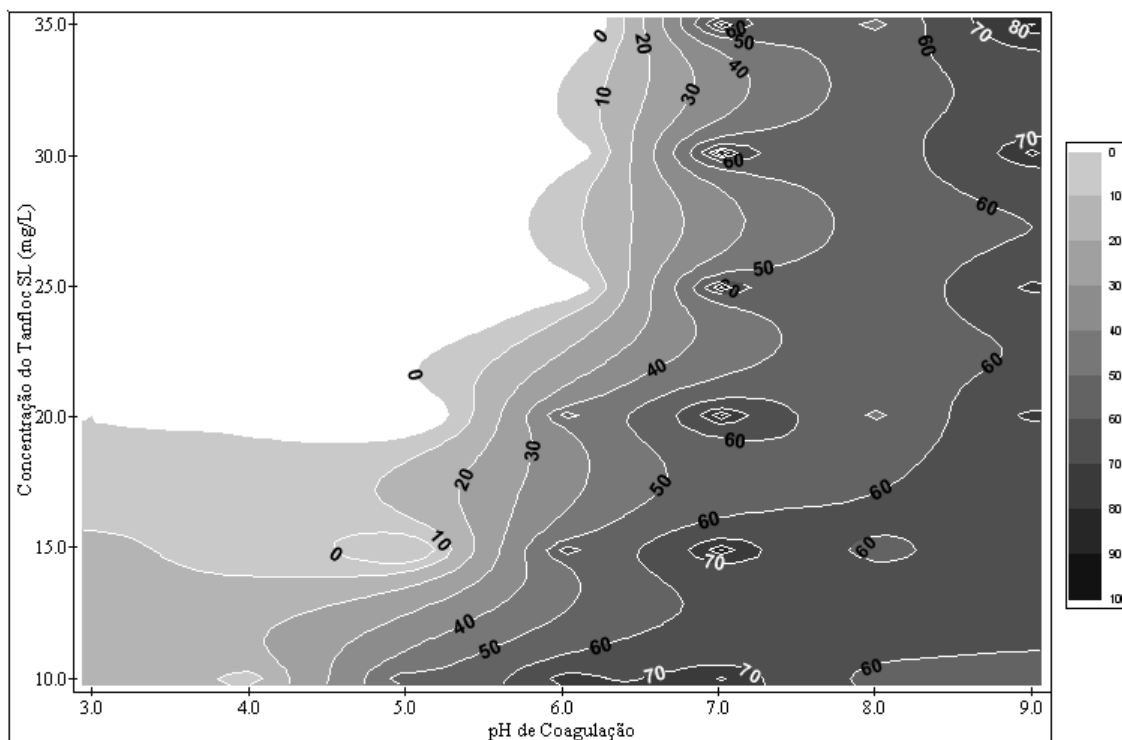
Para o coagulante Tanfloc SS, pode-se observar que as melhores remoções de cor (Figura 4.34) e turbidez (Figura 4.35) não coincidiram totalmente com as melhores remoções dos compostos com absorção em UV-254 nm (Figura 4.36). Este mesmo comportamento foi observado quando se estudou este coagulante e a quitosana, para condições de cor e turbidez relativamente altas.

Quando se considera as remoções de cor e turbidez, as maiores eficiências são encontradas para a faixa de pH entre 6,0 e 8,0 e concentração de 10,0 mg L<sup>-1</sup>. Se for avaliada a melhor remoção dos três parâmetros analisados, pode-se considerar que as melhores condições de trabalho serão: pH 8,0 e concentração de 10,0 mg L<sup>-1</sup>, as quais apresentam remoções de cor de 60 %, turbidez, 70 % e compostos que absorvem em UV-254 nm de 40 %.

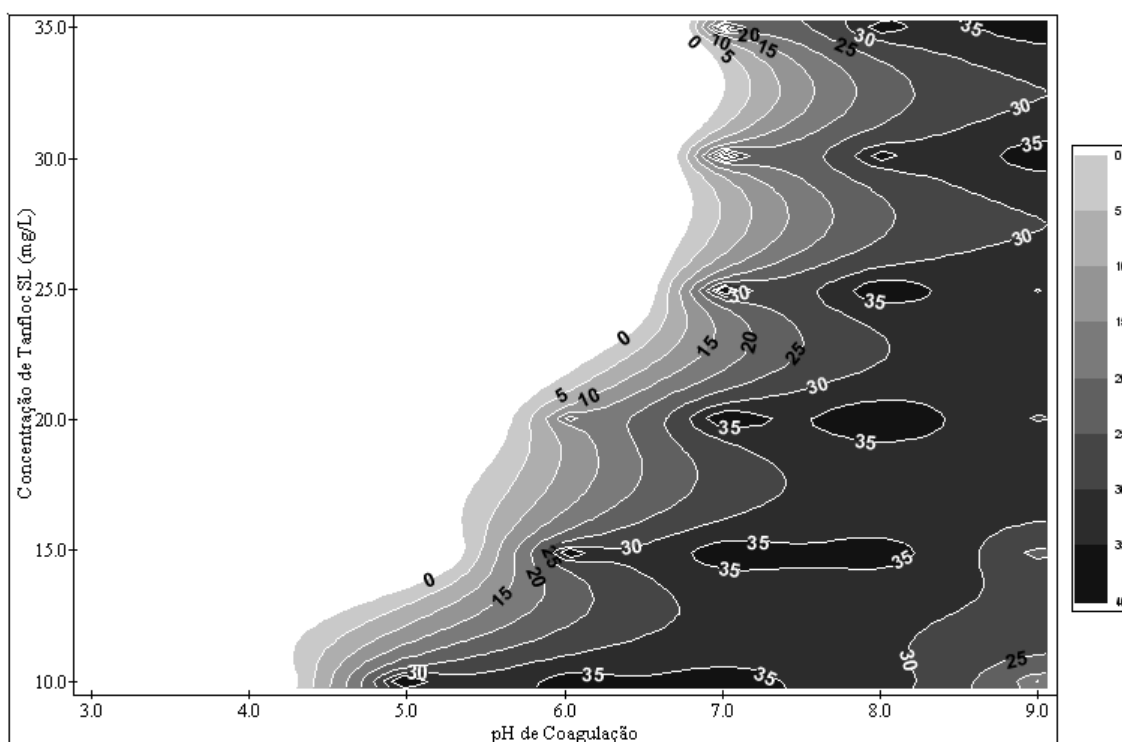
Para o Tanfloc SL, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas, em função da eficiência de remoção de cor, de turbidez e de materiais com faixa de absorção em UV-254 nm, respectivamente, têm-se as Figuras 4.37, 4.38 e 4.39.



**Figura 4.37** Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.38** Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.



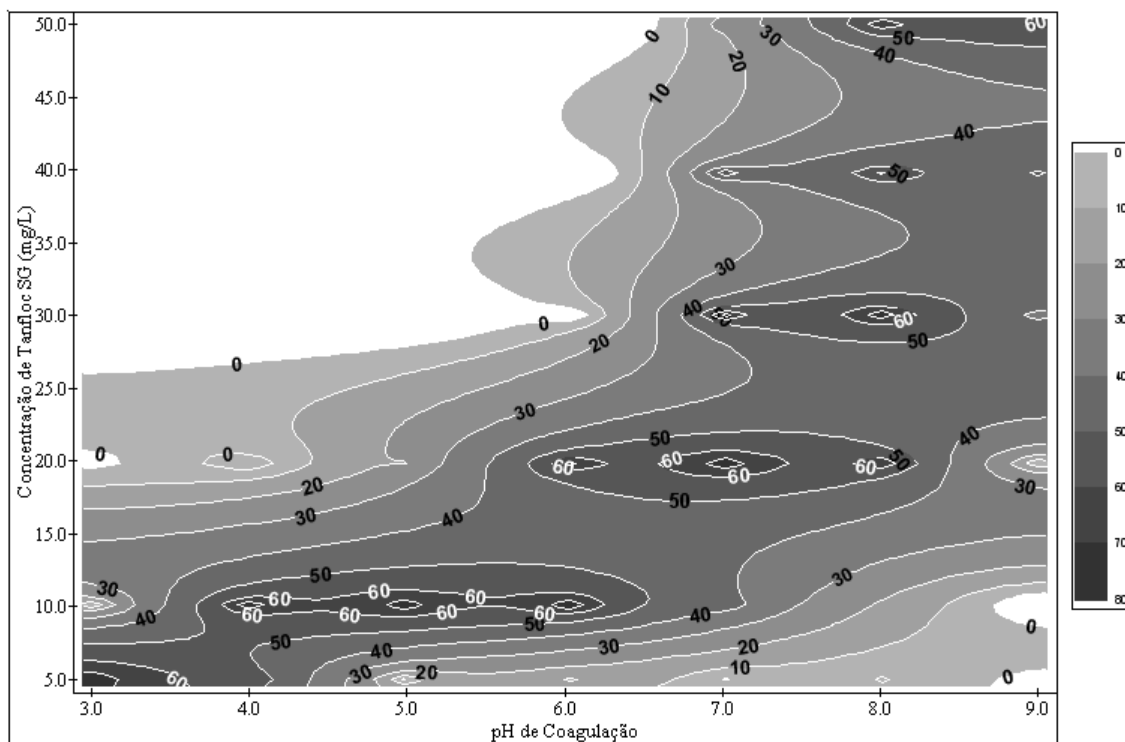
**Figura 4.39** Diagrama de coagulação do Tanfloc SL, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

Os melhores resultados encontrados, para o coagulante Tanfloc SL, ocorreram aproximadamente para a faixa de pH de 6,0 a 8,0, para concentrações baixas do coagulante e de 7,0 a 9,0 para concentrações mais altas.

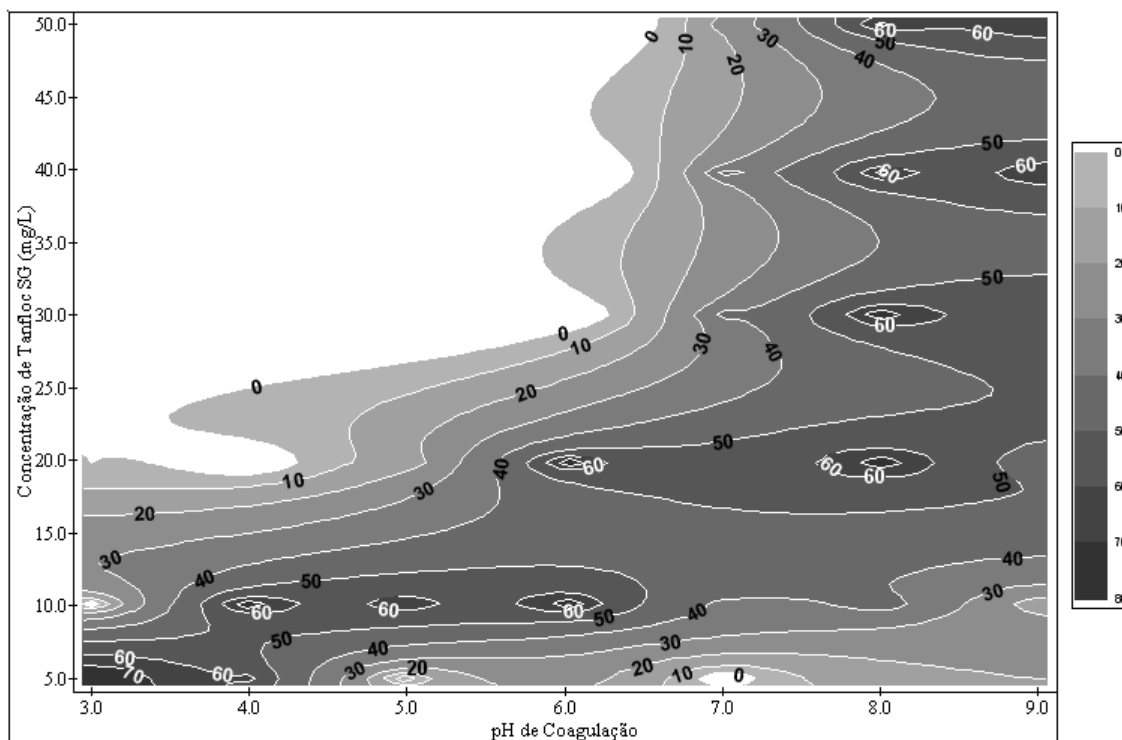
Pode-se considerar que, as condições mais adequadas de trabalho, estão em torno de pH 6,0 e 7,0 e concentrações de coagulantes de  $10,0 \text{ mg L}^{-1}$ , em função das eficiências de remoção de cor (Figura 4.37) entre 60 e 70 %, turbidez (Figura 4.38) de 70 % e de UV-254 nm (Figura 4.39) de 35 % e ainda, de condições econômicas. Esta afirmação foi construída com base na necessidade das menores correções de pH e menores concentrações de coagulante requeridas.

Eficiências maiores de remoção de cor foram conseguidas para pH de 8,0 e concentrações acima de  $20,0 \text{ mg L}^{-1}$  porém, estas condições não se mostraram muito adequadas para remoção de turbidez e ainda, podem não ser compensatórias em função da necessidade de ajuste de pH e de concentrações de coagulantes mais altas, comparados com as condições descritas acima.

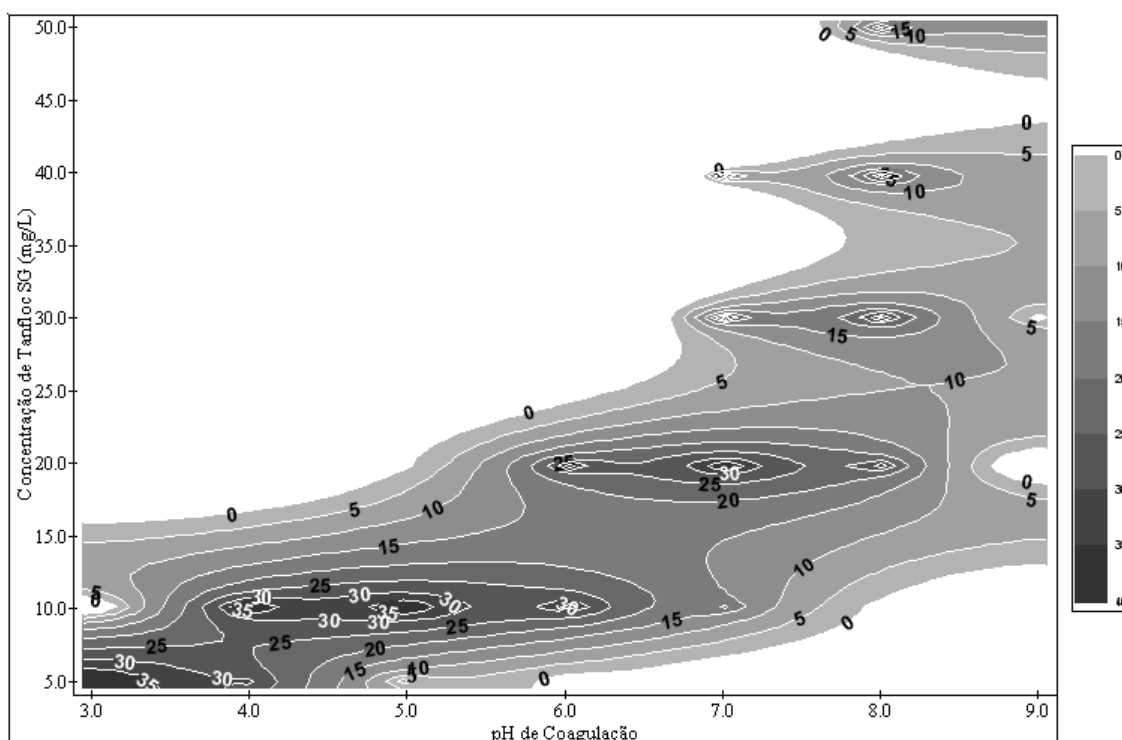
Para o coagulante Tanfloc SG foram construídos os diagramas de coagulação apresentados nas Figuras 4.40, 4.41 e 4.42.



**Figura 4.40** Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de cor – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.41** Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de turbidez – água com cor e turbidez relativamente baixas.



**Figura 4.42** Diagrama de coagulação do Tanfloc SG, contendo curvas de mesmo percentual de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm – água com cor e turbidez relativamente baixas.

Considerando as eficiências de remoção de cor, turbidez, e compostos que absorvem na faixa de UV-254 nm, as melhores remoções foram encontradas em uma região diagonal, na qual verifica-se que quanto maior o pH de coagulação, maior a concentração de coagulante requerida, representadas pela região mais escura nos diagramas de coagulação, considerando a remoção de cor e turbidez. As melhores remoções de cor (Figura 4.40) e turbidez (Figura 4.41) variaram entre 60 e 70 %.

Considerando as eficiências de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm (Figura 4.42) de 30 %, como as mais altas obtidas, nas condições estudadas, a mesma tendência dos outros parâmetros foi observada.

Em relação aos resultados observados, pode-se considerar como a melhor condição de trabalho aquela com pH 3,0 e concentração de 5,0 mg L<sup>-1</sup> do Tanfloc SG. Porém, a opção de trabalho nas condições de pH 6,0 e concentração de 10,0 mg L<sup>-1</sup> e pH 7,0 e concentração de 20,0 mg L<sup>-1</sup> também devem ser estudadas, em função da pouca diferença de eficiência de remoção e do menor consumo de reagentes necessários para a correção de pH.

Pelos resultados obtidos, para as condições estudadas no tratamento de águas superficiais com cor e turbidez relativamente baixas, pode-se dizer que os coagulantes a base de tanino praticamente não se diferenciaram entre si, uma vez que os resultados de remoção de cor, turbidez e compostos com absorção em UV-254 nm ficaram muito próximos, para os quatro coagulantes estudados.

#### 4.1.5 Comparação Entre as Eficiências de Remoção Obtidas com os Coagulantes Testados

A Tabela 4.7 apresenta o resumo dos resultados obtidos, para os coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.7** Resumo dos resultados obtidos para os coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente altas.

Coagulante	Concentração Ótima (mg L <sup>-1</sup> )	pH Ótimo	Eficiência de Remoção Média (%)		
			Cor	Turbidez	UV-254 nm
Quitosana (Q)	1,0	4,0 a 5,0	82	88	83 a 86
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (S)	superior a 15,0	superior a 7,0	85 a 95	92 a 98	95 a 99
S + Q	toda faixa [S] = até 10,0 [Q] = até 1,0	superior a 7,0	75 a 85	80 a 90	50 a 65
Tanfloc SA	10,0 a 20,0	3,0 a 5,5	80 a 90	85 a 95	65 a 75
Tanfloc SS	toda faixa 10,0 a 60,0	superior a 6,0	superior a 90	superior a 95	70 a 78
Tanfloc SL	30,0 a 35,0	5,0 a 7,0	85 a 90	90 a 95	65 a 75
Tanfloc SG	20,0	5,5 a 8,0	94	95 a 98	74

Vale ressaltar que as características das águas utilizadas, com cada um dos coagulantes utilizados, apresentaram algumas diferenças, o que limita a comparação entre eles, no entanto, pode permitir que se faça um comparativo relativo do seu comportamento.

A partir dos resultados apresentados, para as condições testadas, pode-se observar altas eficiências de remoção para todos os coagulantes utilizados. Considerando o parâmetro cor, verifica-se remoções que variaram de 75 a 95 %. Avaliando as eficiências de remoção de turbidez, pode-se observar variação de 85 a 98 %.

Para os compostos com absorção em UV-254 nm, os resultados ficaram compreendidos na faixa de 65 a 99 %, sendo esta a variação de resultados mais significativa, porém, vale ressaltar que os coagulantes naturais são constituídos de matéria orgânica e, quando adicionados ao meio, possivelmente aumentam a concentração dos compostos com absorção na faixa de UV-254 nm. Assim, as eficiências de remoção deste parâmetro para os coagulantes naturais foi um pouco menor do que quando observa-se os resultados para o coagulante químico sulfato de alumínio.

As concentrações e pHs ótimos de utilização são diferentes para cada um dos compostos testados, o que também influencia nos resultados. Por exemplo, com a concentração de 10,0 a 20,0 mg L<sup>-1</sup> de Tanfloc SA, obteve-se eficiência de remoção semelhantes ao Tanfloc SL, para concentrações entre 30,0 e 35,0 mg L<sup>-1</sup>.

Para a utilização deste processo em uma ETA real, tem-se que levar em conta os gastos com o coagulante e com a correção de pH. Pois, o coagulante Tanfloc SA utiliza uma concentração baixa de coagulantes, porém, exigirá, provavelmente, uma maior correção de pH, se comparado com o Tanfloc SL.

Além disso, pode-se adequar as condições ótimas do coagulante, às características da água a ser tratada, uma vez que no Brasil as características das águas brutas superficiais e profundas apresentam grande variação e ainda, nos dias atuais, várias propostas vêm sendo implementadas para tratamento de água de chuva e reutilização de águas para fins menos nobres, que podem ser considerados.

Observa-se também que, os coagulantes testados, podem ser utilizados em várias faixas de pH, o que se mostra vantajoso na aplicação em diferentes condições bastando, estudar as características da água a ser tratada.

A região do país em que o tratamento vai ocorrer também pode ser fator determinante na escolha do coagulante a ser empregado. Considerando a fabricação em escala industrial da quitosana na região Nordeste do Brasil, este coagulante pode mostrar-se vantajoso, principalmente em função da qualidade do lodo gerado, da diminuição de produtos químicos na obtenção da água para consumo humano e da proximidade com a região de processamento, se considerarmos a presença de unidade industrializadora deste coagulante em nosso país.

Ainda, a necessidade de remoção de metais como Cu<sup>+2</sup>, Zn<sup>+2</sup> e Ni<sup>+2</sup>, é considerada bastante eficaz com a utilização dos coagulantes naturais a base de tanino (HEREDIA e MARTÍN, 2008), o que pode ser levado em conta em função das necessidades do tratamento. De acordo com os autores, a facilidade de modificação química dos taninos e o ajuste de pH facilitado também são grandes vantagens em relação aos sais de ferro e alumínio.



Neste trabalho foi utilizada a quitosana importada, porém, na região norte e nordeste do Brasil já há várias pequenas empresas que produzem quitosana, e uma indústria de beneficiamento em larga escala, o que diminuiria, em muito, o custo por litro de água produzida, considerando que o quilo da quitosana nacional é vendido em torno de R\$ 80,00 e o frasco com 50 gramas da quitosana Aldrich, peso molecular médio, custa em média R\$ 240,00, o que equivale a R\$ 960,00 por quilo da quitosana importada (valores obtidos no mês de Outubro de 2008).

A Tabela 4.8 apresenta um resumo dos resultados obtidos para as águas superficiais de cor e turbidez relativamente baixas.

**Tabela 4.8** Resumo dos resultados obtidos para os coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas.

Coagulante	Concentração Ótima (mg L <sup>-1</sup> )	pH Ótimo	Eficiência de Remoção Média (%)		
			Cor	Turbidez	UV-254 nm
Quitosana (Q)	toda faixa 1,0 a 12,0	3,0	79 a 82	88 a 94	93 a 96
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (S)	superior a 15,0	superior a 6,5	83 a 92	94 a 98	94 a 98
S + Q	[S] = 12,0 a 20,0 [Q] = até 0,8	superior a 6,5	60 a 90	40 a 55	30 a 50
Tanfloc SA	toda faixa 10,0 a 60,0 (10,0)	superior a 6,0 (7,0)	60	60 a 70	20
Tanfloc SS	10,0	8,0	60	70	40
Tanfloc SL	10,0	6,0 a 7,0	60 a 70	70	35
Tanfloc SG	5,0	3,0	60 a 70	60 a 70	30
	10,0	6,0			
	20,0	7,0			

Considerando as eficiências de remoção obtidas para os coagulantes à base de tanino vegetal testados, pode-se verificar que, para os dois tipos de águas utilizadas, os coagulantes que apresentaram os melhores resultados, para as condições de cor e turbidez relativamente baixa, foram o Tanfloc SS e SG.

A quitosana apresentou resultados muito bons de remoção mesmo quando consideradas as águas com característica de cor e turbidez relativamente baixas.

No item 4.2, que contempla o estudo do processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas foram estudados apenas os coagulantes quitosana, sulfato de alumínio e a associação entre eles. Para a realização destes ensaios, foram utilizados os pontos ótimos obtidos a partir dos diagramas de coagulação.

As condições de coagulação/floculação que foram utilizadas no processo combinado estão apresentadas na Tabela 4.9.

**Tabela 4.9** Condições de coagulação/floculação utilizadas no processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas.

Característica da Água Bruta	Coagulante	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )	pH
<b>Cor e turbidez relativamente altas</b>	Sulfato de Alumínio	15,0	7,0
	Quitosana	1,0	5,0
	Associação	[S] = 8,0 [Q] = 0,2	7,0
<b>Cor e turbidez relativamente baixas</b>	Sulfato de Alumínio	15,0	6,5 - 7,5 (pH da água bruta)
	Quitosana	1,0	3,0
	Associação	[S] = 12 [Q] = 0,8	6,5 - 7,5 (pH da água bruta)

Na condição de cor e turbidez relativamente baixas, para o sulfato de alumínio e para a associação dos coagulantes, a condição ótima de pH foi acima de 6,5. Assim, convencionou-se utilizar o pH da água bruta, sem correção, sendo os valores estudados entre 6,5 e 7,5, em função de condições mais econômicas para o processo.

#### 4.1.5.1 Massa Gerada e Volume de Lodo Formado

Para cada uma das condições ótimas de coagulação/floculação/sedimentação foi observado também o volume e a massa de lodo gerada após os ensaios em cone Imhoff com 1 litro de solução coagulada/floculada por um tempo de sedimentação de 20 minutos. Este tempo foi o determinado como ótimo, por ensaios anteriores e padronizado para todos os coagulantes estudados durante os ensaios de coagulação/floculação/sedimentação (CFS).

Para cada agente coagulante, em cada condição de água bruta, foram realizados pelo menos três ensaios para a determinação das massas geradas e volumes de lodo formados e os resultados apresentados são as médias destes valores.

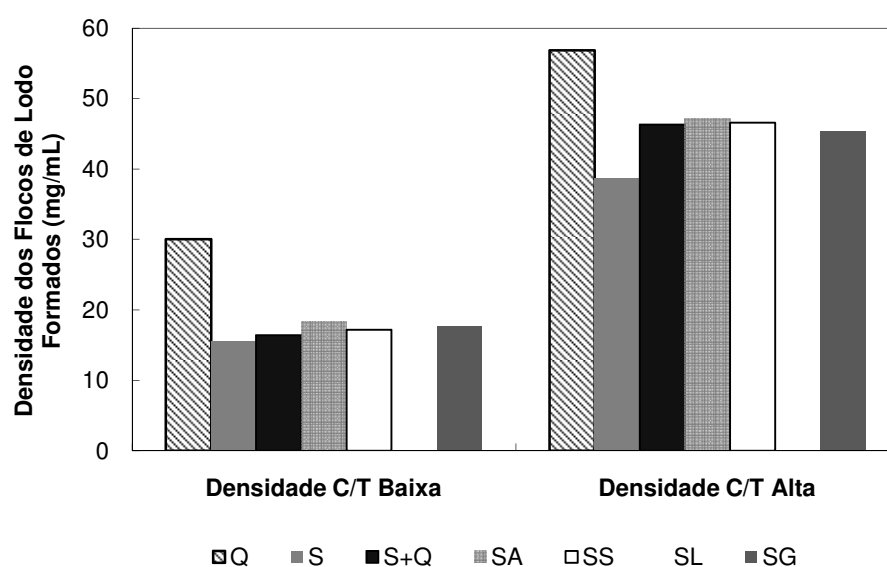
Assim, obteve-se a massa e volume de lodo formado e calculou-se a densidade aproximada dos flocos formados, nas condições estudadas. Os resultados médios dos ensaios realizados estão apresentados na Tabela 4.10.

**Tabela 4.10** Resultados médios obtidos para a formação de lodo nas condições ótimas de cada agente coagulante estudado.

Característica da Água Bruta	Coagulante	Volume de Lodo Formado (mL)	Massa do Lodo Formado (g)	Densidade dos Flocos (mg mL <sup>-1</sup> )
Cor e turbidez relativamente baixas	Sulfato (S)	1,7	0,0264	15,5
	Quitosana (Q)	0,1	0,0030	30,0
	S + Q	1,3	0,0213	16,4
Cor e turbidez relativamente altas	Sulfato (S)	1,2	0,0464	38,7
	Quitosana (Q)	1,0	0,0568	56,8
	S + Q	0,4	0,0185	46,3
Cor e turbidez relativamente baixas	Tanfloc SA	1,2	0,0221	18,4
	Tanfloc SS	1,1	0,0189	17,2
	Tanfloc SL	1,2	0,0195	16,3
	Tanfloc SG	1,0	0,0177	17,7
Cor e turbidez relativamente altas	Tanfloc SA	4,0	0,1888	47,2
	Tanfloc SS	4,5	0,2099	46,6
	Tanfloc SL	4,5	0,1993	44,3
	Tanfloc SG	4,5	0,2045	45,4

Para as condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas pode-se observar que, quando da utilização da quitosana como agente coagulante, os flocos formados foram mais densos em relação aos demais coagulantes estudados. Densidades intermediárias foram observadas para os quatro tipos de Tanfloc e associação dos coagulantes sulfato de alumínio e quitosana. Sendo os flocos menos densos, os formados com a utilização do sulfato de alumínio.

Os resultados podem ser melhor entendidos a partir da Figura 4.43.



**Figura 4.43** Comparação das densidades dos flocos de lodo formados em ensaios de sedimentação em cone Imhoff (1 litro) por 20 minutos.

De certa forma os resultados obtidos já eram esperados uma vez que, pela literatura, de acordo com McLachlan (1995), a maior vantagem que a quitosana oferece sobre o sulfato de alumínio é que a mesma, por ser biodegradável, gera um lodo orgânico, fácil de tratar e que pode ser levado a um aterro sanitário comum, melhorando ainda as etapas de decantação, em vista dos flocos formados serem mais compactos.

Carvalho (2008), em ensaios realizados em estação de tratamento de água piloto, verificou que o volume do lodo gerado pelo tratamento com quitosana, tanto para águas com baixa, quanto para as águas com alta cor e turbidez, foi inferior ao gerado pelo tratamento com o sulfato de alumínio. Considerando o resultado obtido em nossos ensaios, pode-se perceber que para as águas com cor e turbidez relativamente baixas, o mesmo comportamento foi observado. Porém, para a água superficial com características de cor e turbidez relativamente altas, a massa de lodo formada com o coagulante quitosana foi maior do que a massa gerada quando da utilização do sulfato de alumínio e da associação dos coagulantes. Destaca-se também que o lodo produzido com a quitosana ocupou o maior volume e assim, apresentou a maior densidade volumétrica em relação aos demais coagulantes avaliados.

Quando da associação da quitosana com o sulfato de alumínio, os flocos formados tiveram características intermediárias de densidade pois, a adição de um polieletrólito com cargas superficiais positivas tende a melhorar as características dos flocos formados em relação ao coagulante metálico.

Considerando o Tanfloc, sabe-se que os flocos formados possuem formas irregulares, o que proporciona uma maior área de contato, em relação ao floco originado pelo sulfato de alumínio. Assim, obtém-se uma clarificação mais eficiente, com uma menor cor e turbidez final, sendo que o floco possui tamanho médio e apresenta uma rápida decantação com boa clarificação (TANAC, 2003).

Ainda de acordo com TANAC (2003), o lodo formado pelos coagulantes naturais possui um alto teor de matéria orgânica e, não é prejudicial ao ambiente, pode ser utilizado como composto orgânico para a agricultura ou, segundo Cruz et al. (2005), pode ser decomposto por meio de processos biológicos, eliminando custos de transporte e disposição em aterros industriais.

## **4.2 – ENSAIOS DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANAS E DO PROCESSO COMBINADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/MEMBRANAS**

Nesta etapa foi avaliado o processo de filtração com membranas e o processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas nas condições de pressão de 1 e 2 bar, para as membranas 0,1  $\mu\text{m}$  (monocanal), 0,2  $\mu\text{m}$  (monocanal) e 0,2  $\mu\text{m}$  (multicanal), com a finalidade de comparação dos resultados obtidos e avaliação das eficiências dos processos para verificar se a etapa de coagulação/floculação, antes do processo de filtração com membranas, melhoraria o fluxo de permeado e/ou a qualidade da água tratada. Com esta finalidade, foram utilizadas águas com cor e turbidez relativamente baixas e altas, como na etapa anterior.

Quando da utilização do processo combinado, aplicou-se as condições ótimas de coagulação/floculação, para cada coagulante estudado, obtidas a partir dos diagramas de coagulação e apresentadas na Tabela 4.9.

Para a realização do processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas, após os ensaios de coagulação/floculação, a água foi transferida para o tanque de alimentação do módulo de membranas, sem sedimentação prévia, por meio de uma bomba peristáltica, em baixa velocidade, para evitar a quebra dos flocos formados.

Os fluxos de permeado em função do tempo de operação foram determinados e serão apresentados nas Figuras a seguir. As curvas obtidas, para a água pura (desionizada), água bruta (água superficial proveniente do rio Pirapó) e para o processo combinado, foram sobrepostas, para facilitar a comparação, e os resultados serão apresentados separadamente para cada membrana, pressão transmembrana (1 e 2 bar) e característica da água bruta.

Para facilitar a apresentação das legendas, foram utilizadas abreviações que são indicadas como:

**A** - fluxo água pura (desionizada), utilizada para caracterizar a membrana;

**AB** - fluxo obtido a partir da filtração da água bruta;

**CFM-S** - fluxo de permeado obtido a partir da filtração da água bruta previamente coagulada/floculada com sulfato de alumínio;

**CFM-S+Q** - fluxo de permeado obtido a partir da filtração da água bruta previamente coagulada/floculada com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana;

**CFM-Q** - fluxo de permeado obtido a partir da filtração da água bruta previamente coagulada/floculada com o coagulante natural quitosana.

Foram ainda utilizadas as abreviações:

**CFM** - representa o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas;

**CFS** - para o processo de coagulação/floculação/sedimentação;

**M** - representa a filtração com membranas, da água bruta, sem prévia coagulação.

Nas Tabelas apresentadas foram inseridos também os valores de eficiências de remoção obtidos no processo de coagulação/floculação/sedimentação (CFS), para que seja possível a comparação com o processo combinado.

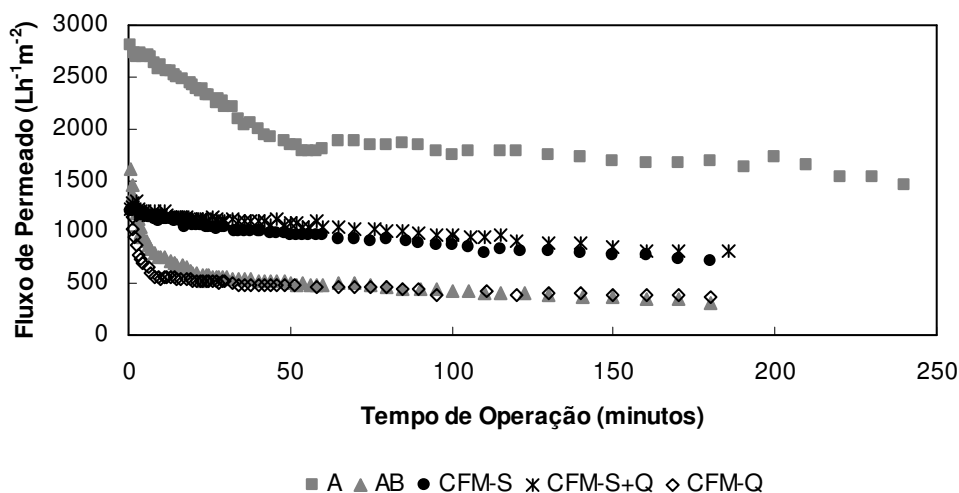
Para os ensaios do processo combinado foi estabelecido o volume inicial de alimentação, a ser filtrado, o volume final da corrente concentrada (rejeitada) e o volume de permeado, com a finalidade de que os ensaios tivessem sempre a mesma fonte de comparação e para que o tempo gasto também fosse minimizado. Assim, utilizou-se como volume inicial de alimentação, 20 litros de solução e como volume final da corrente concentrada, 2 litros, que ficaram contidos no tanque de alimentação e calculou-se o fator de concentração (FC), pela Equação 3. Nos ensaios do processo combinado, o valor de FC foi 10, para todos os ensaios, independente do tempo de filtração.

## 4.2.1 Membrana 0,1 $\mu\text{m}$ - monocanal

### 4.2.1.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Baixas

#### ➤ Pressão Transmembrana de 1 bar

A Figura 4.44 apresenta o comportamento dos fluxos de permeado obtidos nos ensaios de filtração e coagulação/floculação/filtração com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, em temperatura de 25 °C e pressão de 1 bar, bem como para a água pura.



**Figura 4.44** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.

O “fouling” ou entupimento da membrana no ensaio com água pura (A) em aproximadamente 180 minutos foi em torno de 43 % e para a água bruta (AB), sem a adição de coagulante, 84 %.

Nos ensaios de coagulação/floculação/filtração com membranas, para o mesmo tempo de operação, o entupimento foi de aproximadamente 43 % quando utilizado o sulfato de alumínio como agente coagulante (CFM-S), 43 % para a combinação de sulfato de alumínio com quitosana (CFM-S+Q) e 62 % para a quitosana (CFM-Q).

O tempo de operação de aproximadamente 180 minutos foi utilizado como base para os cálculos do “fouling” ou entupimento em função dos ensaios com água bruta, quitosana e sulfato de alumínio terem este tempo como duração máxima e ainda, pode-se observar, pela Figura 4.44 que, os fluxos de permeado já haviam se estabilizado neste período.

A membrana utilizada nestes ensaios possui tamanho de poros na faixa de transição entre micro e ultrafiltração, sendo considerada, na maioria das vezes, de ultrafiltração.

Observando a Figura 4.44, pode-se afirmar que, de uma forma geral, os maiores entupimentos ocorreram para a filtração da água bruta e também para o processo combinado com a quitosana.

Porém, apesar da quitosana apresentar um dos maiores entupimentos observados, a redução do entupimento em relação ao observado com a água bruta foi significativa, de 84 % para 62 %. Assim, pode-se afirmar que, o processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração apresentou diminuição significativa do entupimento em relação ao processo de ultrafiltração, isoladamente.

O alto entupimento para a água bruta pode ser devido ao pequeno tamanho das partículas que entram nos poros da membrana, proporcionando um “fouling” por entupimento de poros.

Quando da utilização da quitosana, a adição de matéria orgânica ao meio pode ter contribuído para o aumento do entupimento. Além de que, como determinado anteriormente, os flocos formados com a adição da quitosana são mais densos, havendo a possibilidade da deposição de uma camada sobre a membrana, causando o entupimento por formação de torta. O declínio no fluxo do permeado, também pode ser causado pelo material do qual é constituída a membrana, as características do líquido a permear, assim como a concentração pela polarização (AL-MALACK e ANDERSON, 1997).

Acredita-se então que, pode haver interações entre a quitosana e a membrana, o que ajudaria a aumentar o entupimento (KIM et al., 2006). Pois, sabe-se que a quitosana é hidrofílica (SIGNINI e CAMPANA FILHO, 2001) e a membrana utilizada nestes ensaios, possui a mesma característica assim, a afinidade por moléculas polares, como a água, pode prejudicar a performance da membrana e facilitar o entupimento.

Para a avaliação da qualidade da água tratada, alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos estão apresentados nas Tabelas a seguir, com a finalidade de comparação dos processos e coagulantes utilizados. As Tabelas 4.11, 4.12, 4.13 e 4.14 apresentam os valores obtidos quando da utilização da pressão de 1 bar.

**Tabela 4.11** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	51	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	52	Nd	100,0	15
Turbidez (uT)	9,27	0,44	95,3	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,054	0,012	77,8	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	6,35	0,54	91,5	-
pH	7,78	8,02	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.000	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	118,67	2,00	98,3	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	253,33	120,00	52,6	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal, pressão de 1 bar e cor e turbidez relativamente baixas

Em cada uma das Tabelas, 4.11 a 4.14, estão apresentados alguns dos parâmetros analisados para a água bruta (antes de qualquer tipo de tratamento), para o processo de coagulação/floculação/sedimentação com o coagulante em questão, quando for o caso, e para o permeado obtido no processo de coagulação/floculação/filtração com membranas, além dos valores máximos permitidos (V.M.P.) pela Portaria 518/MS e as eficiências de remoção obtidas para os processos estudados.

Os valores que estão sublinhados e em negrito são os parâmetros que, após o processo de tratamento, não se enquadraram nos padrões de potabilidade previstos pela legislação em vigor (Portaria 518/MS).

A Tabela 4.11 apresenta os valores obtidos quando utilizado o processo de filtração com membranas, utilizando a água bruta, sem tratamento prévio (M), ultrafiltração. Pode-se observar que todos os parâmetros analisados se enquadraram no padrão de potabilidade previsto na Portaria 518 do Ministério da Saúde. Alguns outros parâmetros também foram determinados, porém, procurou-se apresentar os que demonstraram maior variação e que se apresentaram mais significativos para a avaliação dos resultados, para todos os casos estudados.

Verifica-se que houve a remoção na sua totalidade dos coliformes totais. Assim, pode-se dizer que a membrana se comportou como um método de desinfecção física para bactérias. O que já era esperado, uma vez que até as membranas de microfiltração removem bactérias (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001; RIBAU TEIXEIRA e ROSA, 1998; MULDER, 1991; SCOTT, 1995) em função do seu tamanho de poros.

Nas Tabelas 4.12 a 4.14, estão apresentados os resultados do processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM), utilizando o sulfato de alumínio, a associação dos coagulantes (sulfato de alumínio e quitosana) e a quitosana, respectivamente. Os resultados do processo de coagulação/floculação/sedimentação (CFS), com os coagulantes, e as características das águas brutas são identificados nas mesmas Tabelas, para fonte de comparação e cálculo da eficiência de remoção dos processos propostos.

Os resultados para o coagulante sulfato de alumínio estão apresentados na Tabela 4.12, considerando os dois processos estudados. A Tabela 4.13 apresenta os resultados obtidos quando da utilização da associação dos coagulantes e a Tabela 4.14, para o coagulante natural quitosana.



**Tabela 4.12** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	120	6	95,0	5	95,8	-
Cor Aparente (uH)	128	9	93,0	5	96,1	15
Turbidez (uT)	21,7	1,09	95,0	0,10	99,5	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,125	0,027	78,4	0,026	79,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	6,19	1,33	78,5	0,89	85,6	-
pH	7,92	6,83	-	6,85	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.100	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	100	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	102,67	22,67	77,9	1,33	98,7	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	107,33	84,67	21,1	63,33	41,0	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.13** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	60	12	80,0	6	90,0	-
Cor Aparente (uH)	72	14	80,6	5	93,1	15
Turbidez (uT)	11,9	0,97	91,8	0,40	96,6	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,109	0,041	62,4	0,014	87,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,30	2,49	65,9	0,43	94,1	-
pH	7,44	7,92	-	6,99	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.400	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	167,00	40,00	76,1	15,33	90,8	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	71,33	58,00	18,7	48,67	31,8	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.14** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	186	45	75,8	1	99,5	-
Cor Aparente (uH)	215	<b>54</b>	74,9	2	99,1	15
Turbidez (uT)	35,4	<b>7,66</b>	78,4	0,11	99,7	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,173	0,053	69,4	0,017	90,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,43	4,59	38,2	0,99	86,7	-
pH	7,71	<b>3,23</b>	-	<b>3,02</b>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10.700	<b>200</b>	98,1	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	5.600	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	121,33	31,69	73,9	5,33	95,6	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	104,67	54,00	48,4	47,33	54,8	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

Para o processo combinado, todos os parâmetros apresentados que possuem padrão na legislação, enquadraram-se na Portaria 518/MS. Outros parâmetros como cor verdadeira, compostos com absorção em UV-254 nm (UV-254 nm), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) também apresentaram altas eficiências de remoção.

A remoção dos sólidos dissolvidos totais (SDT) foi pouco eficiente quando comparada aos outros parâmetros analisados. Observou-se que, mesmo antes do tratamento realizado, os SDT já se enquadravam no limite máximo permitido para água de consumo humano. Como estes sólidos são partículas menores que 1,2 µm (CETESB, 1992), podendo incluir os colóides, acredita-se que uma pequena fração de partículas ainda permaneceu dissolvida na água tratada, não influenciando na qualidade final.

Para os processos utilizando a quitosana como agente coagulante, o fato do pH não se enquadrar dentro dos padrões da legislação é devido a correção realizada para o ensaio de coagulação e floculação, necessária para garantir a atuação do coagulante em sua região de maior eficiência, fato que se repetirá em todos os ensaios com a quitosana como agente coagulante principal. Porém, sabe-se que é comum a correção do pH em estações de tratamento de água para adequação deste parâmetro a legislação.

Comparando os processos combinados com o processo de ultrafiltração, pode-se verificar que houve um ligeiro aumento na remoção de turbidez e compostos com absorção em UV-254 nm quando a etapa de coagulação/floculação antecedeu a ultrafiltração. A eficiência de remoção de DQO foi aumentada apenas quando se utilizou como coagulante o sulfato de alumínio, e a remoção de sólidos dissolvidos totais foi mais significativa com a utilização da quitosana.

Comportamento semelhante foi observado por Bergamasco e colaboradores (2008). Utilizando uma membrana de 0,1 µm, e pressão de 1 bar, com a finalidade de tratar água bruta

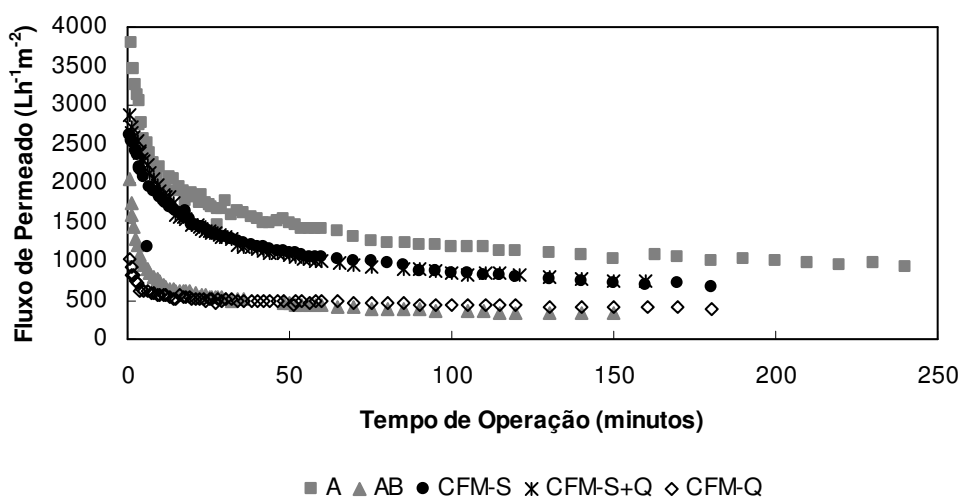
com baixa cor e turbidez, os autores avaliaram a eficiência do processo de ultrafiltração e do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana. Obtiveram, utilizando o processo de microfiltração, remoções médias de compostos com absorção em UV-254 nm de 33 %, COT 9 % e ferro 65 %. Para o processo combinado, as eficiências foram maiores e os valores observados foram 70 %, quando avaliada a eficiência de remoção dos compostos com absorção em UV-254 nm, 47 % para o COT e a remoção de ferro foi total (100 %).

Observa-se também que, de uma forma geral, a remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* pode ser realizada na etapa de coagulação (Tabelas 4.12 a 4.14) desde que o processo esteja bem dimensionado e atuando em condições adequadas pois, alguns microrganismos se comportam como colóides, em relação a suas cargas superficiais, e podem ser coagulados e floculados sendo posteriormente removidos por sedimentação e desinfecção (DENNETT et al., 1996; EDWARDS e AMIRTHARAJAH, 1985).

Assim, pode-se afirmar que os processos combinados foram mais eficientes que o processo de ultrafiltração, de uma forma geral, produzindo uma água tratada de melhor qualidade e um menor entupimento da membrana.

#### ➤ Pressão Transmembrana de 2 bar

Considerando os ensaios realizados com a pressão de 2 bar, apresentados na Figura 4.45, observa-se o comportamento dos fluxos de permeado obtidos nos ensaios de ultrafiltração e para o processo combinado (coagulação/floculação/ultrafiltração), com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, em temperatura de 25  $^{\circ}\text{C}$ , além da caracterização da membrana com a água pura.



**Figura 4.45** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.

O “fouling” ou entupimento foi determinado para o tempo de operação de aproximadamente 150 minutos. Para a água pura (A), o entupimento foi de 68 % e para a água bruta (AB), 88 %.

Nos ensaios do processo combinado o entupimento obtido, foi de 68 % para o sulfato de alumínio (CFM-S), 69 % para a combinação sulfato de alumínio com quitosana (CFM-S+Q) e 68 % para a quitosana (CFM-Q).

Da mesma forma que, para a pressão de trabalho de 1 bar, pode-se observar que o maior entupimento ocorreu com a filtração da água bruta. Porém, o entupimento da membrana, quando da utilização do processo combinado, foi semelhante para todos os coagulantes utilizados e ainda, bastante semelhante ao entupimento ocorrido quando da filtração da água pura.

Assim, pode-se dizer que apenas a água bruta ocasionou um entupimento significativo em relação ao ocorrido quando da utilização da água pura. Sendo que, os agentes coagulantes utilizados no processo combinado, coagulação/floculação/filtração com membranas, ajudaram a diminuir o entupimento em relação a ultrafiltração, melhorando o fluxo de permeado ao longo do tempo de operação.

Nas Tabelas de 4.15, 4.16, 4.17 e 4.18 são apresentados os resultados das caracterizações das águas obtidas para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal e pressão de operação de 2 bar.

**Tabela 4.15** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	32	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	36	1	97,2	15
Turbidez (uT)	4,57	0,66	95,6	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,147	0,013	91,1	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ )	3,95	0,46	88,3	-
pH	7,90	8,04	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais ( $\text{UFC (100 mL)}^{-1}$ )	500	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> ( $\text{UFC (100 mL)}^{-1}$ )	Nd	Nd	-	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	33,33	6,67	80,0	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	170,67	87,33	48,8	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.16** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	159	11	93,1	1	99,4	-
Cor Aparente (uH)	182	<b>16</b>	91,2	11	94,0	15
Turbidez (uT)	16,3	0,64	96,1	0,26	98,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,210	0,033	84,3	0,022	89,5	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	10,34	3,15	69,5	1,09	89,5	-
pH	7,70	7,17	-	6,72	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	5.800	<b>500</b>	91,4	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	400	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	119,33	13,33	88,8	6,67	94,4	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	88,67	80,67	9,0	67,33	24,1	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.17** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	87	7	91,9	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	89	8	91,0	3	96,6	15
Turbidez (uT)	14,3	1,67	88,3	0,39	97,3	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,113	0,028	75,2	0,013	88,5	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,57	1,76	79,5	0,49	94,3	-
pH	7,67	7,35	-	7,18	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.200	<b>100</b>	85,5	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	100	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	110,67	24,67	77,7	8,00	92,8	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	69,33	31,33	54,8	16,66	76,0	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.18** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	143	73	49,0	4	97,2	-
Cor Aparente (uH)	171	<b>47</b>	72,5	5	97,1	15
Turbidez (uT)	28,9	<b>8,98</b>	68,9	0,47	98,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,147	0,061	58,5	0,016	89,1	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	5,99	4,73	21,0	1,05	82,5	-
pH	7,80	<b>3,25</b>	-	<b>3,22</b>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.650	<b>400</b>	75,8	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	250	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	117,33	62,00	47,2	3,33	97,2	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	86,67	77,33	10,8	50,67	41,5	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

De forma geral, pode-se dizer que para o processo de filtração com membranas (M), não houve modificação do comportamento para a pressão de 1 bar (Tabela 4.11) e 2 bar (Tabela 4.15), considerando as eficiências de remoção obtidas e o entupimento da membrana.

Pode-se observar uma diminuição na qualidade do CFS quando da utilização do sulfato de alumínio na pressão de 2 bar (Tabela 4.16), em relação aos resultados obtidos para a pressão de operação de 1 bar (Tabela 4.12). Este fato pode ser devido às características da água bruta ou contaminação durante a execução dos ensaios, se considerados os parâmetros bacteriológicos.

Para o processo combinado utilizando a quitosana, da mesma forma que para todos os resultados anteriores apresentados para este agente coagulante, a correção do pH inicial para a etapa de coagulação/floculação fez com que o pH da água tratada (permeado) não estivesse dentro da faixa desejada (6,0 a 9,5), o que pode ser observado na Tabela 4.18, sendo este comportamento observado em todos os ensaios relacionados com a quitosana.

Como o esperado, em função da membrana ser uma barreira seletiva, as eficiências de remoção dos parâmetros analisados, para os processos com membranas, foram superiores aos observados para o processo de coagulação/floculação/sedimentação (CFS).

Considerando a remoção de turbidez, observa-se uma pequena melhora quando da utilização do processo combinado se comparado com o processo de filtração com membranas, sem adição de coagulante. O mesmo comportamento foi observado para a eficiência de remoção de DQO, com exceção de quando se utilizou a quitosana. Este fato pode ser devido a grande fração orgânica que constitui este coagulante que, quando adicionada ao meio, aumenta a concentração de matéria orgânica.

A eficiência de remoção dos SST também aumentou quando da utilização dos processos combinados e os SDT não apresentaram um comportamento bem definido durante os ensaios

com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , pressão de 2 bar e água bruta com características de cor e turbidez relativamente baixas.

Para a pressão de 2 bar e características de água bruta com cor e turbidez relativamente baixas, pode-se afirmar que os processos combinados apresentaram uma significativa redução do entupimento em relação a ultrafiltração, com valores muito próximos ao entupimento ocorrido com a água pura. De acordo com Pikkarainen et al. (2004) este fato pode ser devido a pré-coagulação, que diminui a resistência da camada gel, a pesar de alguns estudos citados pelos mesmos autores, mostrarem que alguns coagulantes podem ser adsorvidos pela superfície da membrana. Porém, Bouchard et al. (2003), comentam que os resultados da diminuição do entupimento já eram esperados pois, com a coagulação, os colóides são desestabilizados e se aglomeram com formação de flocos maiores, contribuindo para a diminuição do entupimento.

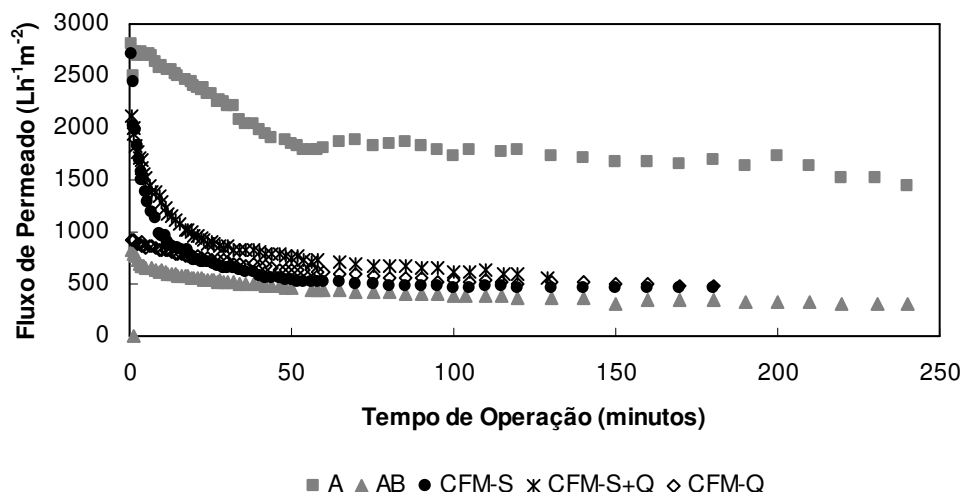
Li Xu et al. (2002) estudando a combinação de filtração tangencial, floculação e membranas cerâmicas atingiram bons resultados. Assim, o mesmo efeito pode estar sendo observado nos experimentos realizados com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, na pressão de 2 bar, com água bruta de cor e turbidez relativamente baixas e adição de coagulante, influenciando positivamente e contribuindo para a diminuição do entupimento em relação a filtração com água bruta.

A qualidade da água tratada com o processo acoplado foi similar a água tratada com o processo de ultrafiltração, em alguns casos, apresentando-se de melhor qualidade. Vários autores obtiveram resultados semelhante (BERGAMASCO et al., 2008; BOUCHARD et al., 2001; LAHOUSSINE-TURCAUD et al., 1992), com características físico-químicas da água final ligeiramente superiores as obtidas quando se utilizou apenas o processo de filtração com membranas.

#### *4.2.1.2 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas*

##### *➤ Pressão Transmembrana de 1 bar*

O comportamento dos fluxos de permeado para os ensaios de filtração da água pura (A), água bruta (AB) e para o processo combinado, estão apresentados na Figura 4.46, para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, em temperatura de 25 °C e pressão de 1 bar.



**Figura 4.46** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

O entupimento da membrana, com a filtração da água pura (A), foi de aproximadamente 38 % e o entupimento quando da filtração com a água bruta (AB), 56 %. Considerando o processo combinado, com os coagulantes estudados, o entupimento foi de 81 %, para o sulfato de alumínio (CFM-S), 71 %, para a associação de coagulantes (CFM-S+Q) e 47 % para a quitosana (CFM-Q), para o tempo de filtração de 135 minutos.

Os maiores entupimentos ocorreram com a utilização do processo combinado com a utilização do sulfato de alumínio e a associação deste com a quitosana. Para o coagulante natural, o entupimento foi inferior ao da água bruta.

O que pode ser observado também nestes ensaios, é que o fluxo inicial da membrana com a água bruta foi inferior aos demais fluxos iniciais. Quando da utilização de uma água bruta com cor e turbidez altas, o declínio do fluxo inicial da membrana é imediato, em função do grande número de partículas presentes. Assim, se o fluxo de permeado não for medido instantaneamente após o início do ensaio, o primeiro ponto obtido já apresenta valores baixos, devido ao entupimento rápido da membrana, caracterizando valores de fluxos iniciais não verdadeiros, minimizando o valor do entupimento total da membrana.

Lahoussine-Turcaud et al. (1992) e Bergamasco et al. (2008) relataram em seus estudos que, embora a coagulação antecedendo o processo de filtração com membranas, possa remover maiores quantidades de NOM, não foi observado uma diminuição da resistência de filtração da membrana e assim, o entupimento não foi atenuado para o processo combinado. Os autores acreditam que este fenômeno possa estar associado as propriedades da NOM como hidrofobicidade, hidrofiliidade e distribuição do peso molecular (KIM et al., 2006).

As Tabelas 4.19, 4.20, 4.21 e 4.22 apresentam os valores das características físico-químicas e microbiológicas e as eficiências de remoção obtidas quando da utilização da pressão de 1 bar, com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ .



Da mesma forma que quando se avaliou os processos para águas de cor e turbidez relativamente baixas, os valores que estão sublinhados e em negrito são os parâmetros que, após o processo de tratamento, não se enquadraram nos padrões de potabilidade previstos pela legislação em vigor (Portaria 518/MS).

**Tabela 4.19** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	507	9	98,2	-
Cor Aparente (uH)	515	13	97,5	15
Turbidez (uT)	122	0,51	99,6	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,323	0,023	92,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,64	1,15	86,7	-
pH	7,91	7,98	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.550	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	150	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	288,00	8,67	97,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	276,00	77,33	72,0	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal, pressão de 1 bar e cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.20** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	483	33	93,2	4	99,2	-
Cor Aparente (uH)	555	<b>36</b>	93,5	5	99,1	15
Turbidez (uT)	197,6	3,87	98,0	0,36	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,754	0,062	92,8	0,028	96,3	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	12,63	3,92	69,0	1,35	89,3	-
pH	7,91	7,06	-	7,02	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	4.250	<b>800</b>	81,2	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.450	<b>100</b>	93,1	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	348,67	118,67	66,0	22,67	93,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	239,33	181,33	24,2	121,33	49,3	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.21** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	600	49	91,8	1	99,8	-
Cor Aparente (uH)	830	<u>50</u>	94,0	1	99,9	15
Turbidez (uT)	265	<u>10,4</u>	96,1	3,78	98,6	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,800	0,056	83,0	0,025	96,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	16,57	5,15	68,9	0,84	94,9	-
pH	7,95	7,41	-	7,44	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	9.550	<u>800</u>	91,6	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	4.550	<u>600</u>	86,8	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	381,33	28,67	92,5	2,00	99,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	250,67	133,33	46,8	60,00	76,1	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.22** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	720	14	98,1	4	99,4	-
Cor Aparente (uH)	965	<u>28</u>	97,1	8	99,2	15
Turbidez (uT)	288	2,10	99,3	0,38	99,9	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,698	0,099	85,8	0,057	91,8	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	12,15	4,87	59,9	1,08	90,9	-
pH	7,26	<u>5,00</u>	-	<u>5,01</u>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	4.000	<u>1.500</u>	62,5	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	600	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	310,67	123,33	60,3	6,70	97,8	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	273,33	158,67	41,9	163,33	40,2	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

Conforme observado nas Tabelas 4.20 a 4.22, todos os parâmetros após o processo de CFM tiveram os seus valores dentro do que prevê a legislação. Assim, pode-se verificar que mesmo com uma água de qualidade inferior, o processo com membranas mostrou-se adequado ao tratamento, em relação aos parâmetros analisados.

Pode-se observar ainda, que mesmo para concentrações altas das bactérias estudadas, a membrana se mostrou adequada para a remoção de coliformes totais e *E. coli*. Segundo Ribeiro e De Luca (2000), para águas com turbidez variável e com contaminação microbiológica, os problemas estão relacionados com a presença de partículas. Assim, as membranas são usadas pela sua capacidade de clarificar e desinfetar a água. Os autores afirmam ainda que, a principal

limitação do processo de ultrafiltração, identificado no tratamento para obtenção de água potável, é o entupimento da membrana. Portanto, para altos fluxos, as membranas cerâmicas de ultrafiltração necessitam ser combinadas com a coagulação, numa dosagem de coagulante ótima.

Considerando o processo de coagulação/floculação/sedimentação (Tabelas 4.19 a 4.22), as remoções de cor e turbidez ficaram todas acima de 90 % porém, em alguns casos, esta remoção não foi suficiente para enquadrá-las na Portaria 518/MS. Sendo os parâmetros microbiológicos também inadequados para a utilização como água potável.

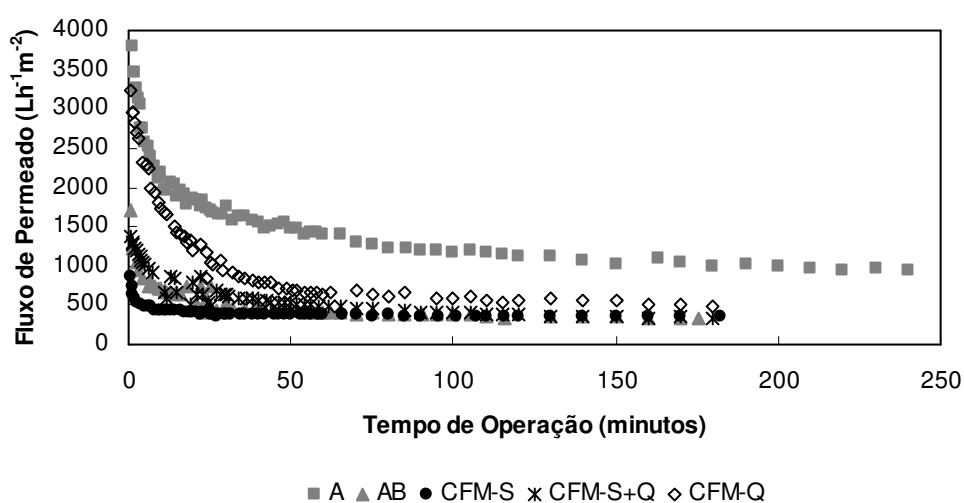
O processo combinado, Tabelas de 4.20 a 4.22, apresentou maiores eficiências de remoção de cor verdadeira, cor aparente e DQO para todos os coagulantes testados. Considerando-se a remoção de turbidez, o processo combinado só não foi mais eficiente do que a ultrafiltração (Tabela 4.19) quando da utilização da associação dos coagulantes (Tabela 4.21). Para os demais parâmetros avaliados, a variação de eficiência foi pequena, para os processos utilizando membranas, com ou sem coagulação.

Para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , nas condições de cor e turbidez relativamente altas e pressão de 1 bar, os processos combinados utilizando a associação dos coagulantes e o sulfato de alumínio, não influenciaram positivamente no fluxo de permeado porém apresentaram boas eficiências de remoção dos parâmetros avaliados.

A utilização da quitosana se destacou nos ensaios com membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, pressão de 1 bar e água bruta de com cor e turbidez relativamente altas, pelo menor entupimento da membrana, para os processos combinados, e boas eficiências de remoção dos parâmetros analisados, sendo estes resultados coerentes com os apresentados por Ribeiro e De Luca (2000).

#### ➤ Pressão Transmembrana de 2 bar

A Figura 4.47 demonstra o comportamento dos fluxos de permeado para os ensaios de CFM com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, em temperatura de 25 °C e pressão de 2 bar.



**Figura 4.47** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,1  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

Na Figura 4.47 observa-se que o fluxo de permeado da água pura (A) proporcionou um entupimento de 68 % após um tempo de filtração de 180 minutos.

Avaliando a filtração com a água bruta (AB), sem adição de coagulante, o entupimento foi de 83 % após o mesmo tempo de operação. Quando houve a adição dos coagulantes antes da etapa de filtração com membranas, promovendo a etapa de coagulação/floculação antecedendo a filtração, os entupimentos foram ligeiramente reduzidos em relação ao da água bruta, sendo de 70 % quando da utilização do sulfato de alumínio como agente coagulante, 79 % para a associação dos coagulantes e 81 % com a quitosana.

Os resultados obtidos a partir da caracterização das águas dos processos estudados estão apresentadas nas Tabelas de 4.23, 4.24, 4.25 e 4.26, para a membrana de 0,1 µm, monocanal, e pressão de operação de 2 bar.

**Tabela 4.23** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	507	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	515	1	99,8	15
Turbidez (uT)	122	0,32	99,7	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,323	0,013	96,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	18,12	2,01	88,9	-
pH	7,91	7,99	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1550	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	150	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	368,00	2,00	99,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	176,00	100,00	44,2	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal, pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.24** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	595	1	99,8	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	900	6	99,3	2	99,8	15
Turbidez (uT)	174	1,34	99,2	0,40	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,487	0,081	83,4	0,056	88,5	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	9,73	6,02	38,1	1,45	85,1	-
pH	7,76	7,75	-	7,76	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6100	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.500	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	155,33	8,00	94,8	3,33	97,9	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	88,67	82,00	7,52	50,67	42,9	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.25** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	565	33,9	94,0	15	97,3	-
Cor Aparente (uH)	660	<b>34,0</b>	94,8	14	97,9	15
Turbidez (uT)	171	<b>24,8</b>	85,5	0,31	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,540	0,135	75,0	0,038	93,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	15,18	7,45	50,9	2,14	85,9	-
pH	7,52	7,41	-	7,25	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	13.100	<b>5.300</b>	59,5	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.600	<b>2.000</b>	23,1	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	380,00	200,67	47,2	33,33	91,2	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	282,00	143,33	49,2	64,67	77,1	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.26** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	900	31	96,6	8	99,1	-
Cor Aparente (uH)	1.370	<b>37</b>	97,3	13	99,1	15
Turbidez (uT)	282	4,98	98,2	0,31	99,9	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,891	0,078	91,2	0,005	99,4	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	26,70	6,77	74,6	0,70	97,4	-
pH	7,47	<b>5,09</b>	-	<b>5,09</b>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10.350	<b>900</b>	91,3	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.950	<b>200</b>	97,1	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	479,33	200,00	58,3	53,68	88,8	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	460,67	208,00	54,8	64,00	86,1	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

As eficiências dos processos com membranas, com e sem coagulação, foram muito similar quando avaliados os parâmetros de cor verdadeira, cor aparente e turbidez. As eficiências de remoção de DQO e UV-254 nm foram ligeiramente superiores com a utilização do processo combinado utilizando-se a quitosana. A remoção de SST foi maior quando da utilização da ultrafiltração.

Considerando os resultados obtidos, pode-se afirmar que o processo combinado utilizando o sulfato de alumínio apresentou o menor entupimento, para as condições estudadas, Figura 4.47, sendo que, de forma geral, a qualidade da água tratada foi bastante semelhante para os processos avaliados (Tabelas 4.23 a 4.26).

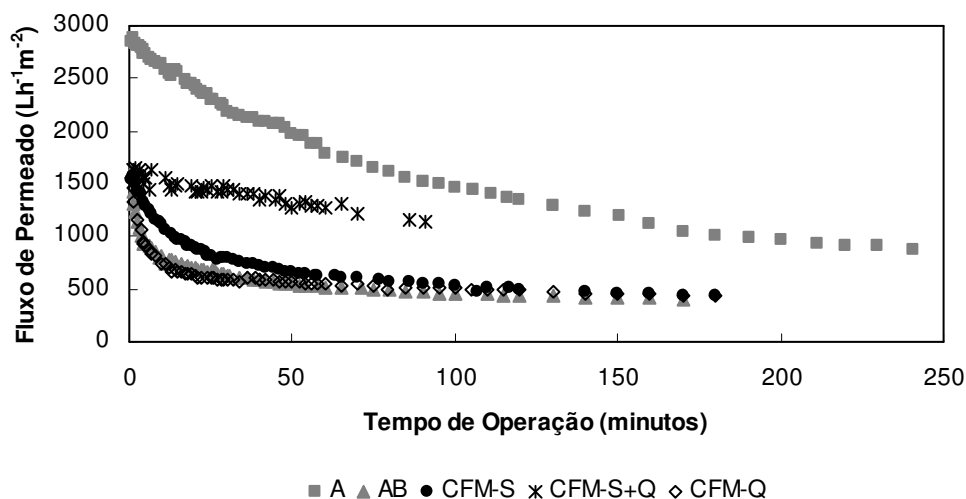
De acordo com Da Silva e Nakamatsu (2000), a fração de matéria orgânica removida com o pré-tratamento de coagulação deve ser hidrofílica, devido a afinidade com a quitosana. Bergamasco et al. (2008), Chen et al. (2007) e Nilson e Digiano (1996), consideram que o entupimento verificado, quando se utiliza a quitosana, antecedendo o processo de filtração com membranas, pode ser causado pela fração hidrofóbica da matéria orgânica.

## 4.2.2 Membrana 0,2 $\mu\text{m}$ - monocanal

### 4.2.2.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Baixas

#### ➤ Pressão Transmembrana de 1 bar

A Figura 4.48 apresenta o comportamento dos fluxos de permeado para os ensaios de filtração com a água bruta (AB) e coagulação/floculação/filtração (CFM), com os coagulantes estudados, para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$  – monocanal, em temperatura de 25 °C e pressão de 1 bar.



**Figura 4.48** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.

O entupimento da membrana no ensaio com água pura (A), em aproximadamente 90 minutos, foi de 47 % e para a água bruta (AB) foi de 67 %.

Nos ensaios de coagulação/floculação/filtração, para o mesmo tempo de operação, o entupimento foi de 60 % quando utilizado o sulfato de alumínio como agente coagulante (CFM-S), 35 % para a combinação de sulfato de alumínio com quitosana (CFM-S+Q) e 63 % para a quitosana (CFM-Q).

Vale a pena ressaltar que para o tempo de operação de 90 minutos, o fluxo da água pura ainda não havia se estabilizado e possivelmente, o fluxo obtido para o processo combinado utilizando-se a associação dos coagulantes também não.

Todos os entupimentos obtidos quando foram utilizados os processos combinados foram inferiores aos do processo de filtração com membranas, neste caso, microfiltração. Assim, a utilização dos coagulantes foi benéfica para a diminuição do entupimento da membrana, principalmente quando se utilizou a associação dos coagulantes.

Bouchard et al. (2001), quando estudaram o processo de microfiltração e o processo combinado de coagulação/microfiltração, utilizando como coagulantes, o cloreto férrico e o sulfato de alumínio, obtiveram resultados semelhante, com redução significativa no entupimento da membrana, quando utilizado o processo combinado, como comentado anteriormente, também para águas superficiais com característica de cor e turbidez relativamente baixas.

Para avaliar os processos estudados, as Tabelas 4.27, 4.28, 4.29 e 4.30 apresentam os valores de eficiências obtidas.

**Tabela 4.27** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	51	2	96,1	-
Cor Aparente (uH)	62	4	93,6	15
Turbidez (uT)	9,07	0,42	95,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,119	0,031	74,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,15	0,75	76,2	-
pH	7,96	7,95	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.300	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	4,67	2,00	57,2	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	79,33	36,00	54,6	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal, pressão de 1 bar e cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.28** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS-S	Eficiência (%)	CFM-S	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	63	26	58,7	8	87,3	-
Cor Aparente (uH)	79	<b>56</b>	29,1	8	89,9	15
Turbidez (uT)	12,8	1,01	92,1	0,59	95,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,091	0,047	48,3	0,010	89,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-
pH	7,63	7,00	-	6,81	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	500	<b>100</b>	80,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	32,00	18,67	41,7	8,67	72,9	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	170,00	99,33	41,6	89,33	47,5	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.29** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS-S+Q	Eficiência (%)	CFM-S+Q	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	104	6	94,2	3	97,1	-
Cor Aparente (uH)	107	10	90,7	1	99,1	15
Turbidez (uT)	21,20	0,95	95,5	0,13	99,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,096	0,026	72,9	0,017	82,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	9,35	4,59	50,9	3,33	64,4	-
pH	7,50	7,05	-	7,33	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	500	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	65,30	13,15	79,9	3,67	94,4	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	158,00	88,00	44,3	82,67	47,7	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas



**Tabela 4.30** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	186	45	75,8	1	99,5	-
Cor Aparente (uH)	215	<b>54</b>	74,9	5	97,7	15
Turbidez (uT)	35,40	<b>7,66</b>	78,4	0,15	99,6	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,173	0,053	69,4	0,015	91,3	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	4,9	0,9	81,6	Nd	100,0	-
pH	7,71	<b>3,23</b>	-	<b>3,09</b>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10.700	<b>200</b>	98,1	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	5.600	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	21,33	2,64	87,6	1,33	93,7	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	104,67	54,00	48,4	52,67	49,7	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

Pode-se observar pelas Tabelas de 4.27 a 4.30 que o processo de CFM gerou águas com parâmetros dentro do previsto na legislação.

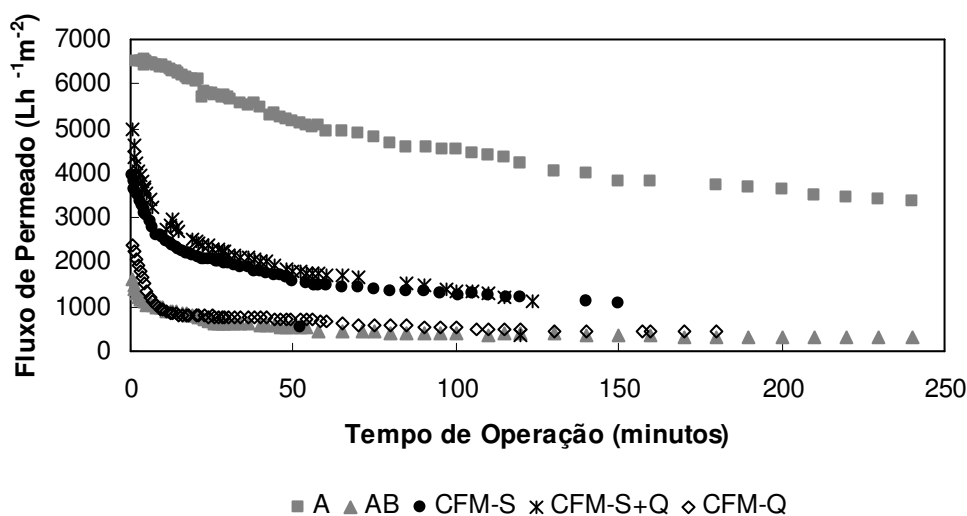
Considerando a remoção de turbidez, compostos com absorção no comprimento de onda de UV-254 nm e sólidos suspensos totais, o processo combinado apresentou maiores eficiências de remoção em relação a microfiltração. Quando avaliada a remoção de cor verdadeira e aparente, os melhores resultados foram obtidos para o processo combinado utilizando a quitosana e a associação dos coagulantes e, a remoção de sólidos dissolvidos totais foi semelhante para todos os processos com membranas estudados.

Houve variações de eficiências de remoção na faixa de 87,3 a 99,5 %, quando avaliada a cor aparente e verdadeira. Em relação a turbidez, estes valores ficaram entre 95,4 e 99,6 %, sendo todos os valores obtidos abaixo de 1,0 uT quando avaliado o processo de filtração com membranas antecedido ou não pela etapa de coagulação/floculação (Tabelas 4.27 a 4.30).

Avaliando os resultados obtidos nas Tabelas 4.27 a 4.30, de eficiências de remoção, e os fluxos de permeado, Figura 4.48, os processos combinados (coagulação/floculação/microfiltração) foram mais eficientes que o processo de microfiltração sem tratamento prévio da água bruta, principalmente utilizando a associação dos coagulantes sulfato de alumínio e quitosana.

#### ➤ Pressão Transmembrana de 2 bar

Considerando os ensaios para a pressão de 2 bar, à 25 °C, com membrana de 0,2 µm, monocanal, e água de cor e turbidez relativamente baixas, os fluxos de permeado estão apresentados na Figura 4.49.



**Figura 4.49** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.

O “fouling” ou entupimento foi determinado para o tempo de operação de aproximadamente 120 minutos. O entupimento medido quando da filtração da água pura foi de 35 % e para a água bruta (AB), 89 %.

Nos ensaios de coagulação/floculação/microfiltração o entupimento obtido, foi de 63 % para o sulfato de alumínio (CFM-S), 70 % para a combinação sulfato de alumínio com quitosana (CFM-S+Q) e 89 % para a quitosana (CFM-Q).

Os maiores entupimentos ocorreram para a filtração da água bruta e para o processo combinado quando da utilização da quitosana como agente coagulante. Provavelmente pelos mesmos motivos apresentados quando discutidos os resultados obtidos para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, pressão de 1 bar e água bruta com características de cor e turbidez relativamente baixas.

O entupimento quando utilizado o sulfato de alumínio e a associação dos coagulantes também se mostrou pronunciado porém, bem inferiores ao entupimento causado pela água bruta.

As Tabelas de 4.31, 4.32, 4.33 e 4.34 apresentam os resultados de caracterização da água bruta e tratada para os processos referenciados, utilizando a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, e pressão de operação de 2 bar.

**Tabela 4.31** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	204	11	94,6	-
Cor Aparente (uH)	244	3	98,8	15
Turbidez (uT)	45,40	0,78	98,3	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,214	0,033	84,6	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-
pH	7,82	7,79	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10.000	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	300	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	12,67	6,00	52,6	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	105,33	64,00	39,2	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal, pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.32** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	115	6	94,8	3	97,4	-
Cor Aparente (uH)	127	8	93,7	5	96,1	15
Turbidez (uT)	25,30	1,54	93,9	0,15	99,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,133	0,038	71,4	0,012	91,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	12,10	4,18	65,5	1,45	88,0	-
pH	7,65	6,97	-	6,94	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.500	<b>200</b>	92,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	400	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	112,00	22,67	79,8	3,45	96,9	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	128,00	45,33	64,6	11,33	91,2	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.33** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	144	14	90,3	1	99,3	-
Cor Aparente (uH)	161	<b>18</b>	88,8	2	98,8	15
Turbidez (uT)	28,00	1,78	93,6	0,62	97,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,174	0,043	75,3	0,028	83,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,36	3,18	62,0	1,64	80,4	-
pH	7,30	7,29	-	7,29	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	42.000	<b>800</b>	98,1	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.000	<b>100</b>	98,4	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	16,67	6,00	64,0	3,33	80,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	117,30	114,00	2,8	60,87	48,1	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.34** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	48	40	16,7	8	83,3	-
Cor Aparente (uH)	58	<b>46</b>	20,7	8	86,2	15
Turbidez (uT)	9,45	<b>7,36</b>	22,1	1,51	84,0	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,079	0,058	26,6	0,031	60,8	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	12,12	5,31	56,2	3,01	75,2	-
pH	7,93	<b>3,27</b>	-	<b>3,18</b>	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	3.800	<b>1.800</b>	52,6	<b>29</b>	99,2	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	300	<b>200</b>	33,3	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	18,00	4,67	74,1	Nd	100,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	78,00	34,00	56,4	20,00	74,4	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

Para o processo combinado utilizando-se a quitosana, houve a detecção de coliformes totais, no permeado. Suspeita-se que pode ter ocorrido alguma contaminação na amostra porque, para todos os demais ensaios avaliados para a membrana de 0,2 µm, monocanal, não houve nenhum caso de passagem dos microrganismos.

Considerando as Tabelas 4.32 e 4.33, para os processos de coagulação/floculação/microfiltração, com o sulfato de alumínio e com a associação dos coagulantes, houve uma maior

eficiência de remoção em relação a microfiltração (Tabela 4.31) e ao processo combinado utilizando a quitosana (Tabela 4.34).

A remoção de cor aparente, cor verdadeira e turbidez foi superior para o processo combinado quando se utilizou o sulfato de alumínio e a associação dos coagulantes e, resultados intermediários foram obtidos, para o processo de microfiltração.

As remoções de SST e SDT foram consideravelmente maiores para o processo combinado (Tabelas 4.32 a 4.34), se comparados com os valores obtidos para a filtração com membranas (Tabela 4.31).

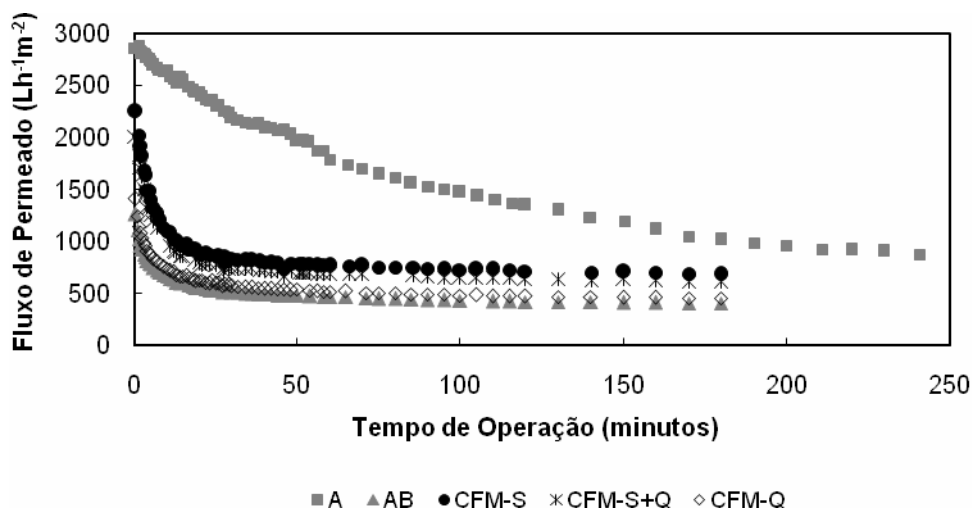
A partir dos resultados obtidos, observa-se que, de forma geral, o processo combinado utilizando a quitosana (Tabela 4.34) e o processo de microfiltração (Tabela 4.31), foram os menos eficiente em relação a remoção dos parâmetros avaliados (Tabelas 4.32 e 4.33) e ao entupimento da membrana utilizada (Figura 4.49).

Porém, os processos combinados utilizando o sulfato de alumínio e a associação dos coagulantes se apresentaram vantajosos em relação a microfiltração.

#### 4.2.2.2 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas

##### ➤ Pressão Transmembrana de 1 bar

O comportamento dos fluxos de permeado, ao longo do tempo de operação, para os ensaios de microfiltração e coagulação/floculação/microfiltração, para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$  – monocanal, em temperatura de 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de operação de 1, quando da utilização de água de cor e turbidez relativamente altas está apresentado na Figura 4.50.



**Figura 4.50** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

Para o tempo de operação de aproximadamente 180 minutos, o entupimento da membrana nos ensaios de filtração foi de 62 % com a água pura e 69 % para água bruta com características

de cor e turbidez relativamente altas. Para os ensaios de coagulação/floculação/microfiltração, teve-se 63 % de entupimento com sulfato de alumínio, 62 % com a associação sulfato de alumínio e quitosana e 65 % com quitosana.

Para as condições estudadas, pode-se observar que, os entupimentos foram semelhantes para todos os testes realizados, variando de 62 a 69 %. Porém, os valores obtidos para os processos combinados, foram levemente inferiores ao observado na microfiltração, sem adição de coagulante.

Considerando ainda as eficiências de remoção para os processos estudados, Tabelas 4.35, 4.36, 4.37 e 4.38, pode-se avaliar, no geral, o processo mais vantajoso para as condições estudadas.

**Tabela 4.35** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	985	2	99,8	-
Cor Aparente (uH)	1170	5	99,6	15
Turbidez (uT)	312	1,3	99,6	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,685	0,025	96,3	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	9,58	1,32	86,2	-
pH	7,65	8,00	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	8.250	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	5.750	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	358,00	22,67	93,7	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	60,00	31,15	48,1	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal, pressão de 1 bar e cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.36** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	770	42	94,5	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	930	<b>45</b>	95,2	2	99,8	15
Turbidez (uT)	156	<b>8,27</b>	94,7	1,35	99,1	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,399	0,027	93,2	0,015	96,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-
pH	8,05	7,99	-	8,02	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	900	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	350,67	16,67	95,2	3,33	99,1	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	153,33	151,33	1,30	114,67	25,2	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.37** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	745	81	89,1	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	1295	<b>82</b>	93,7	Nd	100,0	15
Turbidez (uT)	332	<b>15,7</b>	95,3	0,85	99,7	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,863	0,156	94,9	0,026	97,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	13,86	4,79	65,4	0,55	96,0	-
pH	7,92	7,56	-	7,42	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.000	<b>825</b>	86,2	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.800	<b>225</b>	87,5	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	178,00	59,17	66,8	3,33	98,1	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	138,00	70,83	48,7	44,67	67,6	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.38** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	248	10	96,0	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	269	11	95,9	Nd	100,0	15
Turbidez (uT)	128,7	3,47	97,3	0,43	99,7	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	1,277	0,204	87,0	0,114	97,1	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	13,9	2,13	87,7	0,98	92,9	-
pH	7,94	<b>5,02</b>	-	<b>5,02</b>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	3.400	<b>220</b>	94,1	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	200	<b>100</b>	50,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	532,00	21,00	96,0	3,33	99,4	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	310,00	102,00	67,1	68,67	77,8	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

Pode-se observar, pelas Tabelas de 4.35 a 4.38, que todos os processos se comportaram de forma semelhante. Sendo que, nestes ensaios, não houve a presença de coliformes no permeado, o que corrobora com a afirmação que a presença destes microrganismos no permeado do processo de CFM-Q, na pressão de 2 bar foi uma contaminação acidental.

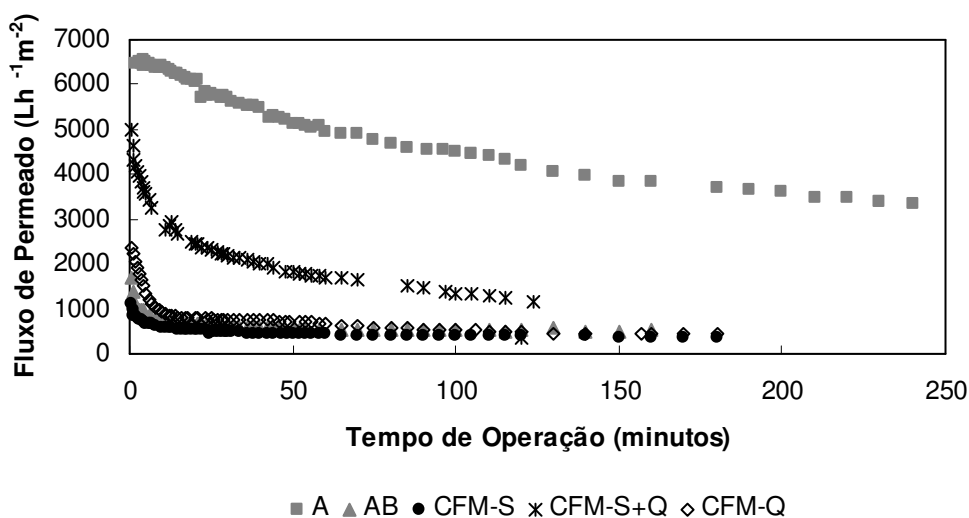
Quando considera-se apenas o processo de microfiltração, Tabela 4.35, sem a adição do coagulante, pode-se verificar que todos os parâmetros avaliados, nas condições estudadas, se enquadraram na legislação em vigor para água potável (Portaria 518/MS). O mesmo aconteceu com os processos combinados, para todos os coagulantes estudados (Tabelas 4.36 a 4.38).

As eficiências de remoção de cor aparente, cor verdadeira, turbidez e compostos que absorvem na faixa de UV-254 nm foram muito semelhantes para os processos estudados. O processo de microfiltração foi menos eficiente para a remoção de SST e DQO.

Considerando a eficiência de remoção dos parâmetros avaliados e o entupimento da membrana, todos os processos parecem apresentar a mesma eficiência, nas condições estudadas.

➤ *Pressão Transmembrana de 2 bar*

A Figura 4.51 apresenta os resultados dos fluxos de permeado.



**Figura 4.51** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – monocanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

Para as condições estudadas, o entupimento da água desionizada foi de 35 % para o tempo de operação de aproximadamente 120 minutos. Considerando a filtração da água bruta, microfiltração, o entupimento foi de aproximadamente 75 %.

Quando da utilização do processo combinado, o entupimento foi de 62 % utilizando o sulfato de alumínio, 74 % utilizando a associação dos coagulantes e 80 % quando da utilização da quitosana.

Como em alguns casos anteriores, pode-se observar que os maiores entupimentos ocorreram quando da filtração da água bruta e da solução coagulante de quitosana. Sendo que, para a associação dos coagulantes, o entupimento também se mostrou pronunciado em comparação com a utilização do sulfato de alumínio.

Assim, apenas o processo combinado utilizando sulfato de alumínio apresentou-se mais eficiente em relação a diminuição do entupimento quando comparado ao processo de microfiltração.



Nas Tabelas de 4.39, 4.40, 4.41 e 4.42 são apresentados os resultados obtidos para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, e pressão de operação de 2 bar para cor e turbidez relativamente altas.

**Tabela 4.39** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	985	2	99,8	-
Cor Aparente (uH)	1170	3	99,7	15
Turbidez (uT)	312	0,60	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,685	0,023	96,6	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	9,58	0,53	94,5	-
pH	7,65	8,04	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC ( $100 \text{ mL}^{-1}$ ))	8.250	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC ( $100 \text{ mL}^{-1}$ ))	5.750	Nd	100,0	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	358,00	2,67	99,2	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	60,00	29,33	51,1	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.40** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	383	33	91,4	4	99,0	-
Cor Aparente (uH)	455	<b>36</b>	92,1	5	98,9	15
Turbidez (uT)	197,6	3,87	98,0	0,36	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,654	0,062	90,5	0,028	95,7	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	11,60	4,35	62,5	1,09	90,6	-
pH	7,91	7,06	-	7,02	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC ( $100 \text{ mL}^{-1}$ ))	4.250	<b>800</b>	81,2	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC ( $100 \text{ mL}^{-1}$ ))	1.450	<b>100</b>	93,1	Nd	100,0	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	348,67	118,67	66,0	22,67	93,5	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	339,33	181,33	46,6	21,33	93,7	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.41** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	565	33,9	94,0	14	97,5	-
Cor Aparente (uH)	660	<b>34,0</b>	94,8	15	97,7	15
Turbidez (uT)	171	<b>24,8</b>	85,5	0,89	99,5	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,540	0,135	75,0	0,033	93,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	15,18	7,45	50,9	3,07	79,8	-
pH	7,52	7,41	-	7,04	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	13.100	<b>5.300</b>	59,5	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.600	<b>2.000</b>	23,1	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	380,00	200,67	47,2	36,67	90,4	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	282,00	143,33	49,2	39,33	86,1	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.42** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	720	14	98,1	8	98,9	-
Cor Aparente (uH)	965	<b>28</b>	97,1	10	99,0	15
Turbidez (uT)	288	2,10	99,3	0,28	99,9	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,698	0,099	85,8	0,037	94,7	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	12,15	4,87	59,9	0,45	96,3	-
pH	7,26	<b>5,00</b>	-	<b>5,00</b>	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	4.000	<b>1.500</b>	62,5	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	600	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	310,67	123,33	60,3	2,67	99,1	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	273,33	158,67	41,9	37,33	86,3	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

As eficiências de remoção dos parâmetros que avaliam a matéria orgânica (UV-254 nm e DQO) na sua maioria ficaram todas acima de 90 %, com exceção da DQO quando da utilização da associação dos coagulantes (79,8 %).

As eficiências de remoção de cor aparente, cor verdadeira, turbidez e compostos que absorvem em UV-254 nm foram semelhantes para todos os processos estudados. A remoção de DQO e SST foram semelhantes para a microfiltração e para a coagulação/floculação/microfiltração utilizando a quitosana e superiores as eficiências de remoção observadas para os demais

processos. Considerando os SDT, as menores eficiências de remoção foram observadas para o processo de microfiltração.

Em todas as condições avaliadas com processos de filtração com membranas, as eficiências de remoção de coliformes totais e *Escherichia coli* foram de 100 %, garantindo a qualidade da água tratada em relação a estes parâmetros microbiológicos.

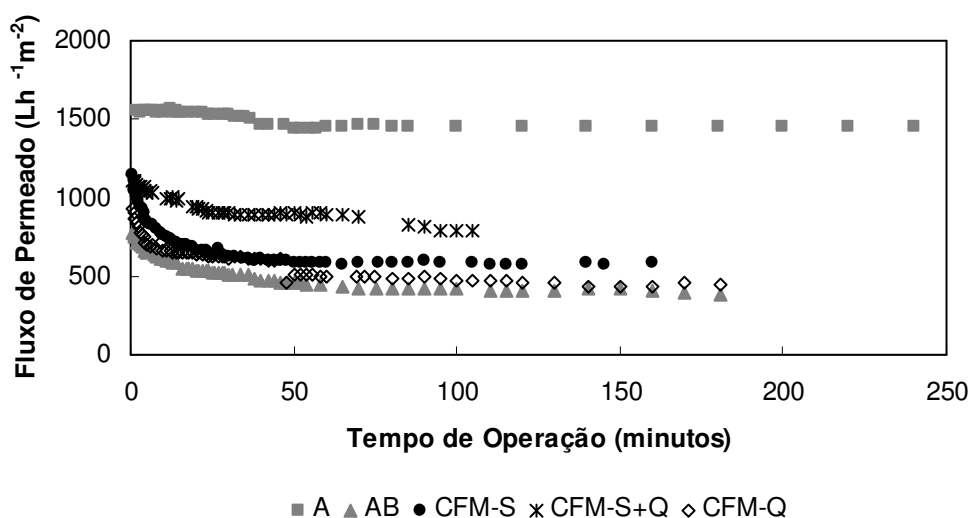
O processo combinado parece não ter aumentado as eficiências de remoção para os parâmetros analisados. Considerando o entupimento da membrana ao longo do tempo, o processo acoplado utilizando o sulfato de alumínio apresentou os resultados mais vantajosos e mais adequado, para estas condições estudadas. Sendo que, o processo de microfiltração e os processos combinados utilizando a associação dos coagulante e a quitosana apresentaram semelhantes resultados.

### 4.2.3 Membrana 0,2 $\mu\text{m}$ - multicanal

#### 4.2.3.1 Água com Cor e Turbidez Relativamente Baixas

##### ➤ Pressão Transmembrana de 1 bar

A Figura 4.52 ilustra o comportamento dos fluxos de permeado obtidos para os processos com membranas.



**Figura 4.52** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – multicanal, a 25 °C, pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.

O “fouling” ou entupimento calculado para a filtração da água pura (A) foi de 13 % e de 50 % com a água bruta (AB). O entupimento nos ensaios coagulação/floculação/microfiltração foram 39 % utilizando sulfato de alumínio (CFM-S), 22 % utilizando a associação de sulfato de alumínio e quitosana (CFM-S+Q) e 47 % com quitosana (CFM-Q), para o tempo médio de operação de 110 minutos.

Observa-se que o entupimento foi mais pronunciado para o ensaio de coagulação/floculação/microfiltração utilizando a quitosana, seguido da filtração da água bruta sem a adição de coagulantes, microfiltração. O entupimento menos pronunciado foi observado quando se utilizou a associação dos coagulantes antes da etapa de microfiltração. Porém, vale ressaltar que todos os valores de entupimento para o processo combinado foram inferiores ao observado na microfiltração.

Considerando a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$  - multicanal, os parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas brutas utilizadas e dos permeados obtidos após os processos de tratamento estão apresentados nas Tabelas: 4.43, 4.44, 4.45 e 4.46, para a pressão de 1 bar.

**Tabela 4.43** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	64	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	67	Nd	100,0	15
Turbidez (uT)	11,50	0,09	99,2	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,089	0,024	73,0	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	-	-	-	-
pH	8,14	8,03	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais ( $\text{UFC (100 mL)}^{-1}$ )	2.900	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> ( $\text{UFC (100 mL)}^{-1}$ )	Nd	Nd	-	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	6,70	6,00	10,0	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	147,30	78,00	47,1	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal, pressão de 1 bar e cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.44** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	115	6	94,8	4	96,5	-
Cor Aparente (uH)	127	8	93,7	6	95,3	15
Turbidez (uT)	25,30	1,54	93,9	0,16	99,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,133	0,038	71,4	0,013	90,2	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	6,44	3,12	51,6	0,85	86,8	-
pH	7,65	6,77	-	6,72	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais ( $\text{UFC (100 mL)}^{-1}$ )	2.500	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> ( $\text{UFC (100 mL)}^{-1}$ )	400	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	12,00	2,67	77,6	2,0	83,3	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	28,00	15,33	45,3	5,96	78,7	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.45** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	144	14	90,3	8	94,4	-
Cor Aparente (uH)	161	18	88,8	10	93,8	15
Turbidez (uT)	28,00	1,78	93,6	0,58	97,9	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,174	0,043	75,3	0,031	82,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,36	3,18	62,0	0,59	92,9	-
pH	7,30	7,12	-	7,08	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	42.000	<b>800</b>	98,1	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.000	<b>100</b>	98,36	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	16,67	6,00	64,0	3,33	80,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	117,30	114,00	2,8	60,67	48,3	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.46** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	48	26	45,8	12	75,0	-
Cor Aparente (uH)	58	28	51,7	14	75,9	15
Turbidez (uT)	9,45	4,27	54,8	0,76	92,0	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,079	0,057	27,8	0,027	65,8	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,35	2,95	59,9	Nd	100,0	-
pH	7,93	<b>3,07</b>	-	<b>3,00</b>	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	3.800	<b>850</b>	77,6	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	300	<b>150</b>	50,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	18,00	2,00	88,9	Nd	100,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	78,00	36,0	53,8	5,43	93,0	1.000

Nd – Não detectado; Coagulante quitosana; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

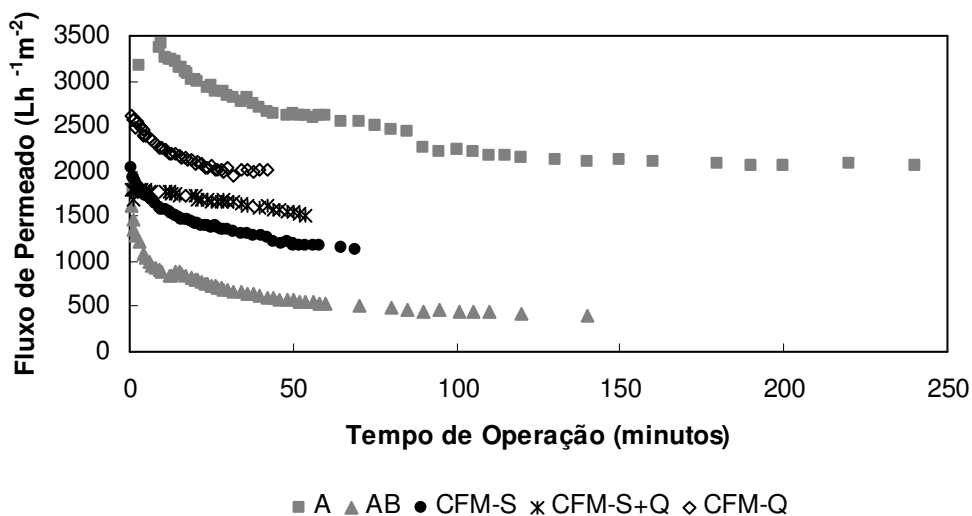
Pode-se observar pelas Tabelas 4.43, 4.44, 4.45 e 4.46 que todos os valores de turbidez obtidos, para a água tratada com o processo com membranas, ficaram abaixo de 1,0 uT e com eficiências de remoção semelhantes, com exceção do processo combinado, utilizando a quitosana, que também apresentou a menor eficiência para os parâmetros cor aparente, verdadeira e UV-254 nm.

A remoção de sólidos foi bem diminuta para o processo de microfiltração, apresentando seus melhores resultados para o processo combinado, utilizando a quitosana.

Os processos que parecem apresentar as melhores eficiências de remoção, para todos os parâmetros avaliados, foram os processos combinados utilizando o sulfato de alumínio e a associação dos coagulantes. Considerando o entupimento da membrana o mesmo resultado foi observado.

➤ *Pressão Transmembrana de 2 bar*

Considerando a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal, os fluxos de permeado para a pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente baixas, estão apresentados na Figura 4.53.



**Figura 4.53:** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – multicanal, a 25 °C, pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente baixas.

Para o tempo de operação de aproximadamente 45 minutos, o entupimento da membrana nos ensaios de filtração foram de 20 % com a água pura (A) e 71 % com água bruta (AB). Para os ensaios de coagulação/floculação/filtração com membranas, tivemos 33 % de entupimento com sulfato de alumínio (CFM-S), 11 % com a associação sulfato de alumínio e quitosana (CFM-S+Q) e 20 % com quitosana (CFM-Q).

Pode-se perceber que nem todos os fluxos de permeado estavam estabilizados para o tempo de 45 minutos. Porém, o entupimento foi calculado para este período em função do término do ensaios de filtração com membranas para a água coagulada e floculada com quitosana.

Para verificarmos se o entupimento variou deste tempo até o final dos ensaios, calculou-se os valores de entupimento para o tempo máximo de filtração para cada um dos processos estudados.

Considerando a água pura, o entupimento após o tempo de filtração de 250 minutos foi de 37 %. Para o processo de microfiltração, sem adição de coagulante, após o tempo de 140

minutos, o entupimento obtido foi de 76 %. Considerando a adição de coagulantes antes do processo com membranas, a utilização do sulfato de alumínio, para o tempo de filtração de 75 minutos causou um entupimento de 43 %. Para a associação dos coagulantes, considerando 60 minutos, o entupimento foi de 14 %.

Assim, pode-se afirmar que, o momento para o qual o entupimento é calculado, também pode influenciar nos resultados finais obtidos para cada membrana, cada coagulante e cada pressão, se o fluxo de permeado ainda não estiver estabilizado.

Porém, o comportamento dos fluxos de permeado, parece não ter se alterado com o aumento do tempo de filtração. Para o processo combinado utilizando a quitosana, não foi possível esta avaliação em função do tempo máximo de operação.

Os processos combinados apresentaram os melhores resultados se considerado o fluxo de permeado, com menores entupimentos. Na microfiltração, sem a adição de coagulante, a membrana apresentou um entupimento mais significativo no decorrer da filtração.

Os resultados obtidos para as eficiências de remoção estão apresentados nas Tabelas 4.47, 4.48, 4.49 e 4.50.

**Tabela 4.47** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	52	1	98,1	-
Cor Aparente (uH)	64	7	89,1	15
Turbidez (uT)	9,02	0,25	97,2	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,083	0,056	32,5	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-
pH	8,11	-	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.700	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	11,33	6,35	44,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	88,67	38,39	56,7	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal, pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.48** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	159	11	93,1	8	96,0	-
Cor Aparente (uH)	182	13	92,9	5	97,3	15
Turbidez (uT)	16,30	1,34	91,7	0,30	98,2	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,210	0,033	84,3	0,027	87,1	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-
pH	7,70	7,15	-	7,05	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	5.800	<b>500</b>	91,4	<b>20</b>	99,7	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	400	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	19,33	17,33	10,3	9,33	51,7	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	88,67	80,70	9,0	80,67	9,0	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

**Tabela 4.49** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	104	7	93,3	2	98,1	-
Cor Aparente (uH)	107	7	93,5	4	96,3	15
Turbidez (uT)	21,20	0,56	97,4	0,17	99,2	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,096	0,023	76,0	0,018	81,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-
pH	7,50	7,37	-	7,23	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	500	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	5,33	Nd	100,0	Nd	100,0	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	158,00	130,00	17,7	92,67	41,4	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas



**Tabela 4.50** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	220	23	89,5	9	95,9	-
Cor Aparente (uH)	220	<b>25</b>	88,6	6	97,3	15
Turbidez (uT)	37,40	<b>5,15</b>	86,2	0,17	99,5	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,099	0,071	28,3	0,025	74,7	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,44	3,90	47,6	0,52	93,0	-
pH	7,69	<b>3,00</b>	-	<b>3,00</b>	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	3.600	<b>300</b>	91,7	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.200	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	30,67	13,33	56,5	2,67	91,3	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	149,33	144,67	3,12	77,33	48,2	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente baixas

Quando utilizado o processo combinado, com o coagulante sulfato de alumínio (CFM-S), houve a presença de coliformes no permeado. Porém, como esse comportamento não se repetiu em mais nenhuma amostra, para a membrana de 0,2 µm, multicanal, nas pressões de 1 e 2 bar, acredita-se que a amostra possa ter sido contaminada durante o manuseio.

As eficiências de remoção de cor verdadeira foram semelhantes para os processos de filtração estudados (Tabelas 4.47 a 4.50). Para a cor aparente, a eficiência foi inferior para o processo de microfiltração (Tabela 4.47), correlacionada com uma menor eficiência de remoção de turbidez. Os compostos com absorção em UV-254 nm e os SST também foram removidos em menor porcentagem com a microfiltração.

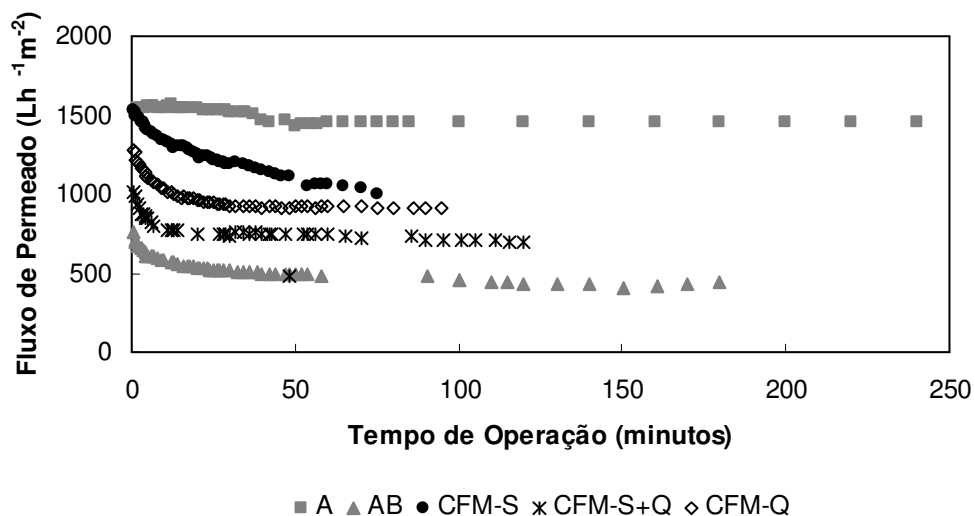
O processo combinado utilizando o sulfato de alumínio apresentou eficiência de remoção de SST ligeiramente superior ao processo de microfiltração e remoção de SDT muito inferior aos demais processos avaliados.

O processo de microfiltração, sem a adição de coagulante, foi o menos eficiente para o tratamento com finalidade de obtenção de água potável. Os processos combinados utilizando a quitosana e a associação dos coagulantes, com posterior filtração, parecem ser ligeiramente mais eficientes considerando o entupimento da membrana e as eficiências de remoção.

#### 4.2.3.2 Água com Cor e Turbidez Relativamente Altas

##### ➤ Pressão Transmembrana de 1 bar

O comportamento dos fluxos de permeado, ao longo do tempo de operação, para os ensaios de microfiltração e coagulação/floculação/microfiltração, para a membrana de 0,2 µm – multicanal, em temperatura de 25 °C, está apresentado na Figura 4.54.



**Figura 4.54** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – multicanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 1 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

Conforme a Figura 4.54, para o tempo de operação de aproximadamente 75 minutos, o entupimento da membrana nos ensaios de microfiltração foi de 6 % com a água pura e 71 % com água bruta. Para os ensaios de coagulação/floculação/microfiltração, obteve-se 33 % de entupimento com sulfato de alumínio, 11 % com a associação sulfato de alumínio e quitosana e 20 % com quitosana.

Considerando o comentário feito anteriormente para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal, pressão de 2 bar e características de cor e turbidez relativamente baixas, o ideal é que o entupimento fosse calculado para um tempo superior ao de 75 minutos pois, nesta condição, o fluxo da água coagulada/floculada com sulfato de alumínio ainda não havia se estabilizado, sendo que os demais tiveram pequenas alterações após este período.

Porém, pode-se observar que o entupimento ocorrido no processo de microfiltração, com a filtração da água bruta, foi muito superior aos demais. Os processos combinados, para todos os coagulantes estudados, apresentaram fluxos de permeado mais altos e com menores entupimentos.

As Tabelas 4.51, 4.52, 4.53 e 4.54 apresentam os resultados obtidos de eficiência de remoção para o processos estudados.

**Tabela 4.51** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	542	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	695	Nd	100,0	15
Turbidez (uT)	113	0,67	99,4	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,601	0,059	90,2	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	15,48	2,05	86,8	-
pH	7,73	8,05	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10.500	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	4.700	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	326,67	14,67	95,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	133,33	87,33	34,5	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectada; Membrana de 0,2 µm, multicanal, pressão de 1 bar e cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.52** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	211	10	95,3	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	433	<u>20</u>	95,4	9	97,9	15
Turbidez (uT)	387,7	4,36	98,9	1,07	99,7	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,516	0,151	70,7	0,096	81,4	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	9,75	2,06	78,9	0,67	93,1	-
pH	7,76	7,64	-	7,09	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.700	<u>800</u>	88,1	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.300	<u>300</u>	87,0	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	416,00	124,00	70,2	10,67	97,4	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	252,00	120,00	52,4	61,33	75,7	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.53** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	320	1	99,7	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	790	1	99,9	Nd	100,0	15
Turbidez (uT)	229,5	1,74	99,2	0,38	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,540	0,023	95,7	0,022	95,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,45	4,05	52,1	1,33	84,3	-
pH	7,74	7,74	-	7,82	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.400	<b>200</b>	96,9	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	500	Nd	100,00	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	335,33	25,33	92,4	6,67	98,1	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	144,67	54,67	41,5	53,33	63,0	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.54** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	495	Nd	100,0	Nd	100,0	-
Cor Aparente (uH)	515	7	98,6	3	99,4	15
Turbidez (uT)	335	1,00	99,7	0,66	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,490	0,012	97,6	0,012	97,6	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	14,97	1,75	88,3	0,88	93,7	-
pH	7,92	<b>5,05</b>	-	<b>5,02</b>	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.200	Nd	100,0	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	373,33	40,00	89,3	28,67	92,3	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	296,67	190,00	36,0	105,33	64,5	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 1 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

Todos os parâmetros avaliados, para os processos utilizando filtração com membranas, Tabelas 4.51 a 4.54, ficaram dentro dos limites previstos pela Portaria 518 do Ministério da Saúde, exceto o pH quando da utilização do processo combinado com o coagulante quitosana.

A eficiência de remoção de cor foi praticamente total em todos os processos estudados e a eficiência de remoção de turbidez superou 99 % em todos os casos.

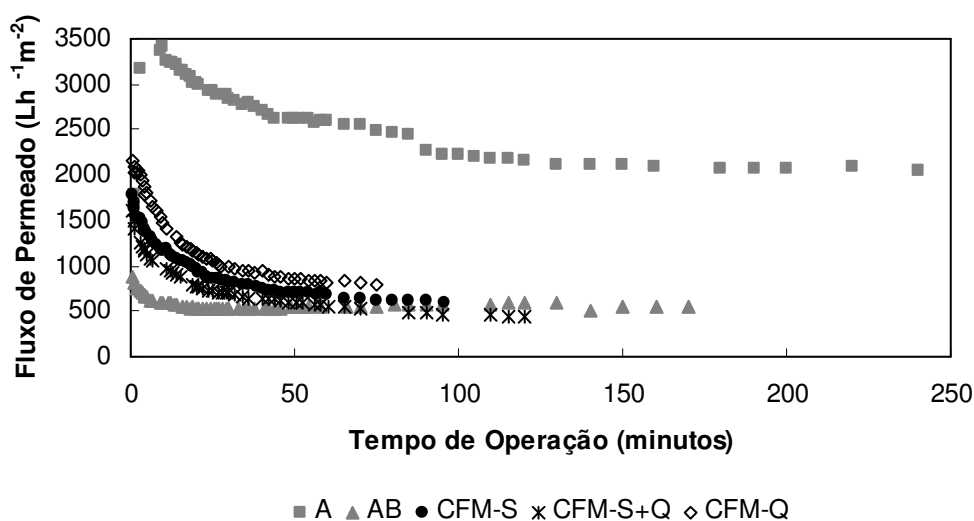
O sólidos suspensos totais também não apresentaram eficiências de remoção significativamente diferentes entre os processos estudados. Já os sólidos dissolvidos totais tiveram eficiência de remoção inferiores para o processo de microfiltração.

Não houve a presença dos indicadores patogênicos no permeado, água tratada, para nenhum dos processos estudados. Considerando os parâmetros que indicam a eficiência de remoção de matéria orgânica, DQO e UV-254 nm, os resultados menos expressivos foram verificados para o processo de microfiltração e os melhores resultados, para o processo combinado utilizando a quitosana.

Para o fluxo de permeado e os demais parâmetros avaliados, as melhores performances foram observadas para os processos combinados, sendo que, a quitosana pareceu apresentar o melhor comportamento, de forma geral.

#### ➤ Pressão Transmembrana de 2 bar

Considerando a pressão de 2 bar, o comportamento dos fluxos de permeado, ao longo do tempo de operação, para os ensaios realizados com a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$  – multicanal, em temperatura de 25  $^{\circ}\text{C}$ , está apresentado na Figura 4.55.



**Figura 4.55** Fluxo de permeado ao longo do tempo de operação para a membrana de porosidade 0,2  $\mu\text{m}$  – multicanal, a 25  $^{\circ}\text{C}$ , pressão de 2 bar e condições da água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

Considerando os resultados apresentados na Figura 4.55, para o tempo de operação de aproximadamente 75 minutos, o entupimento da membrana nos ensaios de microfiltração foi de 29 % com a água pura e 44 % com água bruta. Para os ensaios combinados, de coagulação/floculação/microfiltração, o entupimento utilizando o sulfato de alumínio foi de 58 %, 71 % com a associação sulfato de alumínio e quitosana e 59 % com quitosana.

Os entupimentos para os processos combinados foram mais pronunciados que o verificado para o processo de microfiltração da água bruta. Considerando-se o processo combinado, com a associação de sulfato de alumínio e quitosana, o resultado que apresentou maior entupimento.

Os resultados obtidos para a utilização da membrana com porosidade de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal, e pressão de 2 bar estão apresentados nas Tabelas 4.55, 4.56, 4.57 e 4.58.

**Tabela 4.55** Eficiência do processo de ultrafiltração, sem adição de coagulante.

Parâmetros Analisados	AB	M	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	750	27	96,4	-
Cor Aparente (uH)	3340	<b>28</b>	99,2	15
Turbidez (uT)	829	2,14	99,7	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	2,160	0,146	93,2	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	18,4	1,31	92,9	-
pH	7,74	7,94	-	6,0 - 9,5
Colif.Totais (UFC ( $100 \text{mL}^{-1}$ ))	14.850	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC ( $100 \text{mL}^{-1}$ ))	8.650	Nd	100,0	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	389,33	40,00	89,7	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	214,67	24,00	88,8	1.000

AB – água bruta; M – Processo de filtração com membranas; Nd – Não detectado; Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal, pressão de 2 bar e cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.56** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante o sulfato de alumínio.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	383	33	91,4	11	97,1	-
Cor Aparente (uH)	455	<b>36</b>	92,1	14	96,9	15
Turbidez (uT)	197,6	3,87	98,0	0,32	99,8	5,0 / 1,0
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,654	0,062	90,5	0,031	95,3	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	11,60	4,35	62,5	1,36	88,3	-
pH	7,91	7,06	-	7,26	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC ( $100 \text{mL}^{-1}$ ))	4.250	<b>800</b>	81,2	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC ( $100 \text{mL}^{-1}$ ))	1.450	<b>100</b>	93,1	Nd	100,0	Ausência
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	348,67	118,67	66,0	62,67	82,0	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	339,33	181,33	46,6	124,00	63,5	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.57** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a associação do sulfato de alumínio com a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	565	33,9	94,0	8	98,6	-
Cor Aparente (uH)	660	<b>34,0</b>	94,8	8	98,8	15
Turbidez (uT)	171	<b>24,8</b>	85,5	0,12	99,9	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,540	0,135	75,0	0,038	93,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	15,18	7,45	50,9	4,33	71,5	-
pH	7,52	7,41	-	7,35	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	13.100	<b>5.300</b>	59,5	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.600	<b>2.000</b>	23,1	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	380,00	200,67	47,2	67,33	82,3	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	282,00	143,33	49,2	88,67	58,6	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

**Tabela 4.58** Eficiência do processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração, utilizando como agente coagulante a quitosana.

Parâmetros Analisados	AB	CFS	Eficiência (%)	CFM	Eficiência (%)	Portaria 518/MS
Cor Verdadeira (uH)	900	31	96,6	5	99,4	-
Cor Aparente (uH)	1.370	<b>37</b>	97,3	8	99,4	15
Turbidez (uT)	282	4,98	98,2	0,10	99,9	5,0 / 1,0
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,891	0,078	91,2	0,054	93,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	26,70	6,77	74,6	2,04	92,4	-
pH	7,47	<b>5,69</b>	-	<b>5,90</b>	-	<b>6,0 - 9,5</b>
Colif.Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10.350	<b>900</b>	91,3	Nd	100,0	Ausência
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	6.950	<b>200</b>	97,1	Nd	100,0	Ausência
SST (mg L <sup>-1</sup> )	479,33	200,00	58,3	40,00	91,7	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	460,67	208,00	54,8	96,00	79,2	1.000

Nd – Não detectado; Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 2 bar; Água bruta de cor e turbidez relativamente altas

Não houve indicação de presença de coliformes e *E. coli* na água tratada pelo processo de CFM (Tabelas 4.56 a 4.58) para a membrana de 0,2 µm, pressão de 2 bar, para as amostras de água bruta de cor e turbidez relativamente altas, ficando todos os demais parâmetros de acordo com a legislação em vigor.

Parece não haver diferença significativa entre as eficiências de remoção para os processos combinados e de microfiltração, para os parâmetros de cor verdadeira, cor aparente, turbidez e compostos que absorvem no comprimento de onda de UV-254 nm.

Considerando as remoções de DQO e SST, os melhores resultados foram observados para o processo de microfiltração e o processo combinado utilizando-se a quitosana. Os SDT tiveram remoções mais significativas para o processo de microfiltração.

Assim, nestas condições, os melhores resultados foram observados para o processo de microfiltração, sem adição de coagulante, avaliando os parâmetros estudados e o entupimento da membrana.

Ainda pode-se citar que a qualidade da água é garantida, independente de variações da qualidade da água de alimentação. Esta tecnologia plantas mais compactas e automatizadas, possibilitando aumentar a produção em até 50 % durante curtos períodos de tempo, sem comprometer a qualidade da água produzida nem a integridade da planta (PELEGRIN, 2004).

#### **4.2.4 Resumo dos Resultados Obtidos para as 3 Membranas Avaliadas, nas 2 Pressões de Estudo**

Com a finalidade de comparação dos resultados obtidos, para os processos estudados, em função dos coagulantes utilizados, foram construídas as Tabelas a seguir que apresentam as eficiências de remoção dos parâmetros analisados para cada membrana e pressões utilizadas.

A primeira comparação será utilizada para avaliar se a eficiência dos processos estudados foram influenciadas pela qualidade da água bruta a ser tratada.

Pois, de acordo com Mo e Huang (2003), com a progressiva degradação da qualidade dos recursos hídricos e a crescente demanda por águas de melhor qualidade, existe uma urgente necessidade no desenvolvimento de tecnologias eficientes para assegurar um fornecimento seguro de água potável. Assim, faz-se necessário estudar vários tipos de águas brutas como fonte de produção de água tratada, com a finalidade de verificar a qualidade da água final produzida.

Para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, características de água bruta de cor e turbidez relativamente baixas e altas, os resultados estão apresentados na Tabela 4.59, para a pressão de 1 bar e Tabela 4.60, para a pressão de 2 bar.



**Tabela 4.59** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de ultrafiltração e processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração.

Parâmetros Analisados	M (Água Bruta) <sup>(3)</sup>		CFM S <sup>(4)</sup>		CFM S + Q <sup>(5)</sup>		CFM Q <sup>(6)</sup>	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Cor Verdadeira	100,0	98,2	95,8	99,2	90,0	99,8	99,5	99,4
Cor Aparente	100,0	97,5	96,1	99,1	93,1	99,9	99,1	99,2
Turbidez	95,3	99,6	99,5	99,8	96,6	98,6	99,7	99,9
UV-254 nm	77,8	92,9	79,2	96,3	87,2	96,9	90,2	91,8
DQO	91,5	86,7	85,6	89,3	94,1	94,9	86,7	90,9
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	-	100,0	100,0	100,0	-	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	98,3	97,0	98,7	93,5	90,8	99,5	95,6	97,8
SDT <sup>(2)</sup>	52,6	72,0	41,0	49,3	31,8	76,1	54,8	40,2

Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; (1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; (3) M (Água Bruta) = processo de filtração com membranas da água bruta; (4) CFM – S = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante sulfato de alumínio; (5) CFM – S + Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana; (6) CFM – Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante quitosana

Considerando a eficiência de remoção de cor aparente, cor verdadeira, turbidez, coliformes totais e *E. coli*, os processos estudados tiveram um comportamento bastante semelhante, quando avaliada a membrana de 0,1 µm, monocanal, na pressão de 1 bar, para cor e turbidez relativamente altas, o que também pode ser verificado quando da utilização de águas com cor e turbidez relativamente baixas.

Os parâmetros UV-254 nm e DQO indicam redução de matéria orgânica e, conseqüente diminuição da possibilidade de formação dos compostos precursores dos trihalometanos. Todos os melhores resultados para a remoção de compostos com absorção em UV-254 nm ocorreram para as água de cor e turbidez relativamente altas, provavelmente em função da maior quantidade de matéria orgânica presente neste tipo de água.

Observa-se ainda que, os processos combinados, de forma geral, são mais eficientes para a remoção de matéria orgânica, resultados que corroboram com as afirmações de Schäfer et al. (2000). De acordo com os autores, em micro e ultrafiltração a coagulação é utilizada como um meio de aumentar a rejeição da matéria orgânica, sendo os compostos orgânicos adsorvidos no precipitado que é retido pela membrana. Em nossos resultados, esse comportamento pode ser observado, para as duas características de água bruta utilizada.

Guigui et al. (2002), também afirmam que a adição de coagulante antes de unidades de ultra ou microfiltração, com ou sem sedimentação, pode aumentar a remoção de matéria orgânica natural, para uma melhor redução dos produtos formados pela desinfecção, podendo ainda, conferir melhores características de potabilidade e redução na concentração de alguns parâmetros importantes.

O processo combinado utilizando a quitosana produziu uma água tratada com qualidade ligeiramente superior ao processo de ultrafiltração. Vantagem que é ainda mais enfatizada com o menor entupimento da membrana, para as duas características de água bruta avaliadas.

Os demais processos combinados também demonstraram ligeira melhora na qualidade da água tratada, principalmente, quando utilizou-se a água bruta de cor e turbidez ligeiramente alta. Fato bastante promissor pela necessidade cada vez maior de se tratar águas de baixa qualidade, para obtenção de água potável.

Pesquisas realizadas por Lin et al. (2008), estudando três tipos de quitosana, em um módulo de ultrafiltração, com uma membrana de fibra oca, demonstraram que houve um aumento na eficiência de remoção de COT e nenhuma melhora nos efeitos de entupimentos se comparados com o processo de ultrafiltração. Estes resultados ratificam os obtidos para o processo combinado, considerando a remoção de compostos que determinam a presença de matéria orgânica, porém, para os ensaios apresentados neste trabalho, o entupimento da membrana também foi diminuído, quando da utilização do processo combinado.

Considerando a pressão de 2 bar, para a membrana de ultrafiltração, a Tabela 4.60 apresenta os resultados observados para as variáveis estudadas, para a condições de água bruta de cor e turbidez relativamente baixas e altas.

**Tabela 4.60** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de ultrafiltração e processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração.

Parâmetros Analisados	M (Água Bruta) <sup>(3)</sup>		CFM S <sup>(4)</sup>		CFM S + Q <sup>(5)</sup>		CFM Q <sup>(6)</sup>	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Cor Verdadeira	100,0	100,0	99,4	100,0	100,0	97,3	97,2	99,1
Cor Aparente	97,2	99,8	94,0	99,8	96,6	97,9	97,1	99,1
Turbidez	95,6	99,7	98,4	99,8	97,3	99,8	98,4	99,9
UV-254 nm	91,1	96,0	89,5	88,5	88,5	93,0	89,1	99,4
DQO	88,3	88,9	89,5	85,1	94,3	85,9	82,5	97,4
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	-	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	80,0	99,5	94,4	97,9	92,8	91,2	97,2	88,8
SDT <sup>(2)</sup>	48,8	44,2	24,1	42,9	76,0	77,1	41,5	86,1

Membrana de 0,1 µm, monocanal; Pressão de 2 bar; (1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; (3) M (Água Bruta) = processo de filtração com membranas da água bruta; (4) CFM – S = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante sulfato de alumínio; (5) CFM – S + Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana; (6) CFM – Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante quitosana

Da mesma forma que, para a pressão de 1 bar, as eficiências de remoção de cor, turbidez, coliformes totais e *E. coli* foram bastante similares para os dois tipos de água estudadas. Considerando todos os demais parâmetros, pode-se considerar que a qualidade da água tratada

com os processos combinados foi similar a água tratada com o processo de ultrafiltração, em alguns casos, apresentando-se de melhor qualidade, para os dois tipos de água testadas.

As eficiências médias obtidas, utilizando-se a pressão de 1 bar, para os compostos com absorção em UV-254 nm variaram entre 79,2 e 96,3 %, quando utilizou-se o sulfato de alumínio, 87,2 a 96,9 %, para a associação dos coagulantes e 90,2 a 91,8 %, para a quitosana. Para a pressão de 2 bar, os valores de eficiência de remoção variaram entre 88,5 e 89,5 %, para o sulfato de alumínio, 88,5 a 93,0 %, para a associação dos coagulantes e 89,1 a 99,4 %, para a quitosana.

Konieczny et al. (2006<sup>a</sup>) e Bergamasco et al. (2008), para a membrana de 0,1 µm, obtiveram eficiências de remoção de compostos com absorção em UV-254 nm entre 67 e 95 %, utilizando o cloreto férrico e 34 a 76 %, utilizando-se o sulfato de alumínio, para os processos combinados. Avaliando os resultados obtidos para o sulfato de alumínio, em associação a membrana de 0,1 µm, pode-se observar que os valores obtidos pelos autores foram inferiores aos observados para a membrana de 0,1 µm, monocanal, pressões de trabalho de 1 e 2 bar, para águas com característica de cor e turbidez ligeiramente baixas e altas.

Para a membrana de 0,2 µm, água bruta de cor e turbidez relativamente baixas e altas, pressões de 1 e 2 bar, a comparação das eficiências dos processos utilizados está apresentada nas Tabelas 4.61 e 4.62, respectivamente.

**Tabela 4.61** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.

Parâmetros Analisados	M (Água Bruta) <sup>(3)</sup>		CFM S <sup>(4)</sup>		CFM S + Q <sup>(5)</sup>		CFM Q <sup>(6)</sup>	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Cor Verdadeira	96,1	99,8	87,3	100,0	97,1	100,0	99,5	100,0
Cor Aparente	93,6	99,6	89,9	99,8	99,1	100,0	97,7	100,0
Turbidez	95,4	99,6	95,4	99,1	99,4	99,7	99,6	99,7
UV-254 nm	74,0	96,3	89,0	96,2	82,2	97,0	91,3	97,1
DQO	76,2	86,2	-	-	64,4	96,0	100,0	92,9
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	-	100,0	-	-	-	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	57,2	93,7	72,9	99,1	94,4	98,1	93,7	99,4
SDT <sup>(2)</sup>	54,6	48,1	47,5	25,2	47,7	67,6	49,7	77,8

Membrana de 0,2 µm, monocanal; Pressão de 1 bar; (1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; (3) M (Água Bruta) = processo de filtração com membranas da água bruta; (4) CFM – S = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante sulfato de alumínio; (5) CFM – S + Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana; (6) CFM – Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante quitosana

Avaliando as eficiências de remoção, os processos combinados (coagulação/floculação/microfiltração) foram mais eficientes que o processo de microfiltração, quando se utilizou a associação dos coagulantes e a quitosana, principalmente trabalhando com as águas brutas de

característica de cor e turbidez relativamente baixas, não havendo um aumento de eficiência muito pronunciado, para o outro tipo de água bruta utilizada.

Avaliando a pressão de 2 bar, para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, os resultados estão apresentados na Tabela 4.62.

**Tabela 4.62** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.

Parâmetros Analisados	M (Água Bruta) <sup>(3)</sup>		CFM S <sup>(4)</sup>		CFM S + Q <sup>(5)</sup>		CFM Q <sup>(6)</sup>	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Cor Verdadeira	94,6	99,8	97,4	99,0	99,3	97,5	83,3	98,9
Cor Aparente	98,8	99,7	96,1	98,9	98,8	97,7	86,2	99,0
Turbidez	98,3	99,8	99,4	99,8	97,8	99,5	84,0	99,9
UV-254 nm	84,6	96,6	91,0	95,7	83,9	93,9	60,8	94,7
DQO	-	94,5	88,0	90,6	80,4	79,8	75,2	96,3
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<b>99,2</b>	100,0
<i>E. coli</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	52,6	99,2	96,9	93,5	80,0	90,4	100,0	99,1
SDT <sup>(2)</sup>	39,2	51,1	91,2	93,7	48,1	86,1	74,4	86,3

Membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal; Pressão de 2 bar; (1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; (3) M (Água Bruta) = processo de filtração com membranas da água bruta; (4) CFM – S = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante sulfato de alumínio; (5) CFM – S + Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana; (6) CFM – Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante quitosana

Para as águas de cor e turbidez relativamente baixas, as eficiências de remoção para os processos combinados (coagulação/floculação/microfiltração) apresentaram-se maiores que as observadas para o processo de microfiltração, com exceção de quando se utilizou a quitosana.

Considerando as eficiências de remoção para as águas com cor e turbidez relativamente altas, o processo combinado parece não ter influenciado significativamente nos resultados observados, o que também foi observado por Lahoussine-Turcaud et al. (1990) e Bergamasco et al. (2008).

Para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, tanto para a pressão de 1 (Tabela 4.61) quanto para a de 2 bar (Tabela 4.62), pode-se observar que as maiores eficiências de remoção ocorreram, no geral, para as condições de cor e turbidez relativamente altas.

As Tabelas 4.63 e 4.64 apresentam as eficiências de remoção para as duas pressões testadas, com a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal, para os dois tipos de água bruta utilizadas.

**Tabela 4.63** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.

Parâmetros Analisados	M (Água Bruta) <sup>(3)</sup>		CFM S <sup>(4)</sup>		CFM S + Q <sup>(5)</sup>		CFM Q <sup>(6)</sup>	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Cor Verdadeira	100,0	100,0	96,5	100,0	94,4	100,0	75,0	100,0
Cor Aparente	100,0	100,0	95,3	97,9	93,8	100,0	75,9	99,4
Turbidez	99,2	99,4	99,4	99,7	97,9	99,8	92,0	99,8
UV-254 nm	73,0	90,2	90,2	81,4	82,2	95,9	65,8	97,6
DQO	-	86,8	86,8	93,1	92,9	84,3	100,0	93,7
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	-	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	-
SST <sup>(1)</sup>	10,0	95,5	83,3	97,4	80,0	98,1	100,0	92,3
SDT <sup>(2)</sup>	47,1	34,5	78,7	75,7	48,3	63,0	93,0	64,5

Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 1 bar; (1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; (3) M (Água Bruta) = processo de filtração com membranas da água bruta; (4) CFM – S = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante sulfato de alumínio; (5) CFM – S + Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana; (6) CFM – Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante quitosana

De forma geral, pode-se afirmar que as maiores eficiências de remoção dos parâmetros analisando ocorreram quando se tratou a água bruta com características de cor e turbidez relativamente altas, o que corrobora com a maioria dos resultados apresentados.

Para as águas com cor e turbidez relativamente baixas, o comportamento dos processos parece não ser bem definido, para avaliar-se qual foi o mais eficiente.

Considerando a remoção dos parâmetros avaliados, para as água de cor e turbidez relativamente altas, todos os processos parecem apresentar a mesma eficiência, nas condições estudadas.

**Tabela 4.64** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de microfiltração e processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração.

Parâmetros Analisados	M (Água Bruta) <sup>(3)</sup>		CFM S <sup>(4)</sup>		CFM S + Q <sup>(5)</sup>		CFM Q <sup>(6)</sup>	
	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
Cor Verdadeira	98,1	96,4	96,0	97,1	98,1	98,6	95,9	99,4
Cor Aparente	89,1	<b>99,2</b>	97,3	96,9	96,3	98,8	97,3	99,4
Turbidez	97,2	99,7	98,2	99,8	99,2	99,9	99,5	99,9
UV-254 nm	32,5	93,2	87,1	95,3	81,2	93,0	74,7	93,9
DQO	-	92,9	-	88,3	-	71,5	93,0	92,4
Colif. Totais	100,0	100,0	<b>99,7</b>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	-	100,0	100,0	100,0	-	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	44,0	89,7	51,7	82,0	100,0	82,3	91,3	91,7
SDT <sup>(2)</sup>	56,7	88,8	9,0	63,5	41,4	58,6	48,2	79,2

Membrana de 0,2 µm, multicanal; Pressão de 2 bar; (1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais; (3) M (Água Bruta) = processo de filtração com membranas da água bruta; (4) CFM – S = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante sulfato de alumínio; (5) CFM – S + Q = processo de

coagulação/floculação/filtração com membranas com a associação dos coagulantes, sulfato de alumínio e quitosana; (6) CFM – Q = processo de coagulação/floculação/filtração com membranas com o coagulante quitosana

Para a membrana 0,2 µm, multicanal, pressão de 2 bar, avaliando-se a qualidade da água bruta utilizada, os resultados mais favoráveis continuaram a ser obtidos para o tratamento das águas brutas de cor e turbidez relativamente altas.

Considerando a eficiência de remoção da maioria dos parâmetros analisados, para as águas brutas de cor e turbidez ligeiramente baixas, a microfiltração não se apresentou tão eficiente quanto os processos combinados.

Porém, para o tratamento de águas com cor e turbidez relativamente altas, os melhores resultados foram observados, na sua maioria, para o processo de microfiltração, sem adição de coagulante. Resultado este que não foi condizente com os demais apresentados.

Com a finalidade de avaliar a influência da pressão de operação, nos resultados obtidos para os processos estudados, as Tabelas de 4.65 a 4.67 apresentam os resumos dos dados obtidos, por tratamento utilizado.

**Tabela 4.65** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM) para os diferentes coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas e pressões de 1 e 2 bar para a membrana 0,1 µm, monocanal.

Parâmetros Avaliados	Sulfato de Alumínio (S)				Associação (S+Q)				Quitosana (Q)			
	Baixa		Alta		Baixa		Alta		Baixa		Alta	
	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar
Cor Verdadeira	95,8	99,4	99,2	100,0	90,0	100,0	99,8	97,3	99,5	97,2	99,4	99,1
Cor Aparente	96,1	94,0	99,1	99,8	93,1	96,6	99,9	97,9	99,1	97,1	99,2	99,1
Turbidez	99,5	98,4	99,8	99,8	96,6	97,3	98,6	99,8	99,7	98,4	99,9	99,9
UV-254 nm	79,2	89,5	96,3	88,5	87,2	88,5	96,9	93,0	90,2	89,1	91,8	99,4
DQO	85,6	89,5	89,3	85,1	94,1	94,3	94,9	85,9	86,7	82,5	90,9	97,4
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	98,7	94,4	93,5	97,9	90,8	92,8	99,5	91,2	95,6	97,2	97,8	88,8
SDT <sup>(2)</sup>	41,0	24,1	49,3	42,9	31,8	76,0	76,1	77,1	54,8	41,5	40,2	86,1

(1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais

Pode-se verificar que parece não haver uma tendência definida para as eficiências de remoção, em função das pressões de operação, quando se utilizou o sulfato de alumínio como agente coagulante, associado ao processo de ultrafiltração (Tabela 4.65).

Porém, para o tratamento de águas brutas com cor e turbidez relativamente baixas, membrana 0,1 µm, monocanal, nas pressões de 1 e 2 bar, Figuras 4.44 e 4.45, respectivamente, os menores entupimentos foram observados quando utilizado o processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração, com o coagulante sulfato de alumínio. O baixo entupimento da membrana, para o processo combinado, utilizando o sulfato de alumínio, também foi observado, para águas com características de cor e turbidez relativamente altas, na pressão de 2 bar (Figura 4.47). Que também resultou nas melhores eficiências de remoção dos parâmetros analisado.

Para a condição de cor e turbidez relativamente baixas, a pressão de 2 bar apresentou uma melhora nas eficiências de remoção dos parâmetros analisados, em relação a pressão de 1 bar, quando avaliada a associação dos dois coagulantes estudados (Tabela 4.65). Já para a condição de cor e turbidez relativamente alta, esta tendência não se repetiu, Tabela 4.65, parecendo inverter-se para alguns parâmetros.

Normalmente, pressões de operação mais altas podem causar um entupimento mais rápido, ou mais significativo, na membrana, o que poderia ajudar a explicar este fato. Porém, isto não foi verificado para estes ensaios, se analisados os resultados de fluxo de permeado apresentados na Figura 4.45. De acordo com os resultados, entupimentos relativamente baixos foram observados quando se utilizou a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, nas pressões de 1 e 2 bar, para as águas superficiais com características de cor e turbidez relativamente baixas e altas para os processos combinados utilizando a associação dos coagulantes.

Avaliando as pressões de 1 e 2 bar, Tabela 4.65, pode-se observar que, de forma geral, para a condição de cor e turbidez relativamente baixas, a pressão de 1 bar ocasionou melhores resultados de eficiências de remoção dos parâmetros analisados, quando avaliada a utilização do coagulante quitosana. Sendo esta tendência possivelmente invertida para a água bruta de cor e turbidez relativamente alta. Resultado oposto ao observado para a associação dos coagulantes.

Porém, quando da associação dos coagulantes, pode-se ocorrer um efeito combinado dos dois coagulantes estudados. Assim, não foi verificado um comportamento tendencioso quando da utilização da membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , em relação a pressão.

Considerando o entupimento, baixos valores foram observados para a utilização da quitosana, juntamente com a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , para a pressão de 1 bar e água bruta de cor e turbidez relativamente altas.

A Tabela 4.68 apresenta os dados obtidos, para os coagulantes testados, nas pressões de 1 e 2 bar, para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, com a finalidade de avaliação da relação entre a pressão de trabalho e o tipo de água bruta utilizada, para casa tipo de coagulantes estudado.

**Tabela 4.68** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM) para os diferentes coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas e pressões de 1 e 2 bar para a membrana 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal.

Parâmetros Avaliados	Sulfato de Alumínio (S)				Associação (S+Q)				Quitosana (Q)			
	Baixa		Alta		Baixa		Alta		Baixa		Alta	
	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar
Cor Verdadeira	87,3	97,4	100,0	99,0	97,1	99,3	100,0	97,5	99,5	83,3	100,0	98,9
Cor Aparente	89,9	96,1	99,8	98,9	99,1	98,8	100,0	97,7	97,7	86,2	100,0	99,0
Turbidez	95,4	99,4	99,1	99,8	99,4	97,8	99,7	99,5	99,6	84,0	99,7	99,9
UV-254 nm	89,0	91,0	96,2	95,7	82,2	83,9	97,0	93,9	91,3	60,8	97,1	94,7
DQO	-	88,0	-	90,6	64,4	80,4	96,0	79,8	100,0	75,2	92,9	96,3
Colif. Totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<b>99,2</b>	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	-	100,0	-	100,0	-	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
SST <sup>(1)</sup>	72,9	96,9	99,1	93,5	94,4	80,0	98,1	90,4	93,7	100,0	99,4	99,1
SDT <sup>(2)</sup>	47,5	91,2	25,2	93,7	47,7	48,1	67,6	86,1	49,7	74,4	77,8	86,3

Para as pressões de 1 e 2 bar, membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, utilizando o sulfato de alumínio, parece haver um aumento de eficiência de remoção, na pressão de 2 bar, quando utilizada a água bruta com cor e turbidez relativamente baixa, comportamento que parece inverter-se quando da utilização da água com cor e turbidez relativamente alta.

Para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, baixos entupimentos foram observados nas pressões de 1 e 2 bar, para águas brutas com cor e turbidez relativamente baixas e altas, quando se utilizou o processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração como coagulante o sulfato de alumínio.

Considerando a associação dos coagulantes, pressão de 1 e 2 bar e membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, parece não haver nenhum comportamento tendencioso apresentado pelas eficiências de remoção dos parâmetros analisados, quando da utilização da água bruta de cor e turbidez relativamente baixa.

Para a água bruta de cor e turbidez relativamente alta, as eficiências de remoção parecem ser aumentadas, na pressão de 1 bar, o que corrobora com o resultados obtido para a associação dos coagulantes, para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ .

De forma geral, baixos entupimentos foram observados quando se utilizou a associação dos coagulantes, com a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal, nas pressões de 1 e 2 bar e águas superficiais com características de cor e turbidez relativamente baixas e altas.

Avaliando a ação da quitosana como agente coagulante, associado a microfiltração, para as duas pressões de trabalho, parece haver uma maior eficiência de remoção dos parâmetros analisados para a pressão de 1 bar, considerando as águas com baixa cor e turbidez, com exceção dos parâmetros que avaliam a quantidade de sólidos presentes nas amostras. O mesmo comportamento parece se repetir para a água com características de cor e turbidez relativamente altas.

Para a membrana de ultrafiltração (0,1  $\mu\text{m}$ ), quando da utilização da quitosana, o mesmo comportamento foi observado, para as águas com cor e turbidez relativamente baixas.

A Tabela 4.69 apresenta os dados obtidos, para os coagulantes testados, nas pressões de 1 e 2 bar, para a membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , multicanal.



**Tabela 4.69** Resumo das eficiências de remoção obtidas para o processo de coagulação/floculação/filtração com membranas (CFM) para os diferentes coagulantes testados, nas condições de cor e turbidez relativamente baixas e altas e pressões de 1 e 2 bar para a membrana 0,2 µm, multicanal.

Parâmetros Avaliados	Sulfato de Alumínio (S)				Associação (S+Q)				Quitossana (Q)			
	Baixa		Alta		Baixa		Alta		Baixa		Alta	
	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar	1 bar	2 bar
Cor Verdadeira	96,5	96,0	100,0	97,1	94,4	98,1	100,0	98,6	75,0	95,9	100,0	99,4
Cor Aparente	95,3	97,3	97,7	96,9	93,8	96,3	100,0	98,8	75,9	97,3	99,4	99,4
Turbidez	99,4	98,2	99,7	99,8	97,9	99,2	99,8	99,9	92,0	99,5	99,8	99,9
UV-254 nm	90,2	87,1	81,4	95,3	82,2	81,2	95,9	93,0	65,8	74,7	97,6	93,9
DQO	86,8	-	93,1	88,3	92,9	-	84,3	71,5	100,0	93,0	93,7	92,4
Colif. Totais	100,0	<b>99,7</b>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
<i>E. coli</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	-	100,0	100,0	100,0	100,0	-	100,0
SST <sup>(1)</sup>	83,3	51,7	97,4	82,0	80,0	100,0	98,1	82,3	100,0	91,3	92,3	91,7
SDT <sup>(2)</sup>	78,7	9,0	75,7	63,5	48,3	41,4	63,0	58,6	93,0	48,2	64,5	79,2

(1) SST = Sólidos Suspensos Totais; (2) SDT = Sólidos Dissolvidos Totais

Considerando os resultados obtidos para o coagulante sulfato de alumínio, nas pressões de 1 e 2 bar, parece haver uma diminuição das eficiências de remoção na pressão de 2 bar, para os dois tipos de águas testadas, com a membrana de 0,2 µm, multicanal.

Para as águas brutas de cor e turbidez relativamente altas, a pressão de operação de 1 bar parece apresentar maiores eficiências de remoção para os parâmetros analisados, utilizando o sulfato de alumínio, para as duas membranas de 0,2 µm testadas, mono e multicanal.

Assim, mesmo com o aumento da área de filtração, o comportamento da membrana de microfiltração foi semelhante, quando se utilizou o sulfato de alumínio como agente coagulante.

Considerando os resultados obtidos para o processo combinado, utilizando a associação dos coagulantes, membrana de 0,2 µm, multicanal e pressão de 1 e 2 bar, parece haver um aumento das eficiências de remoção na pressão de 2 bar, quando da utilização de águas superficiais com cor e turbidez relativamente baixas, e uma inversão desta tendência, quando se utiliza a água bruta de cor e turbidez relativamente alta, nos processos de tratamento. Este mesmo comportamento pareceu se repetir para as duas outras membranas testadas, quando foi utilizada a associação dos coagulantes.

Provavelmente, há algum tipo de correlação entre o tipo de água tratada e a melhor pressão a ser utilizada, para o processo combinado de coagulação/floculação/ultra ou microfiltração, utilizando a associação dos coagulantes.

Para as águas brutas com cor e turbidez relativamente baixas, o trabalho na pressão de 2 bar parece resultar em maiores eficiências de remoção para o tratamento combinado, utilizando a associação dos coagulantes. E, para as águas brutas com cor e turbidez relativamente altas, a pressão de 1 bar parece proporcionar as melhores eficiências de remoção para todos os tipos de membranas utilizadas, quando o processo é antecedido pela coagulação/floculação com a associação dos coagulantes sulfato de alumínio e quitossana.

Considerando as pressões de operação de 1 e 2 bar, parece haver maiores eficiências de remoção quando utilizada a pressão de 2 bar, excetuando os sólidos, para o tratamento das águas com cor e turbidez relativamente baixas. O comportamento obtido para a membrana de 0,2 µm, monocanal, nas mesmas condições estudadas, foi o inverso. Porém, vale ressaltar que os sólidos não concordaram com a tendência obedecida pelos demais parâmetros, para as duas membranas citadas.

Para as águas brutas com cor e turbidez relativamente altas, os melhores resultados foram observados para a pressão de 1 bar. O mesmo comportamento foi observado para a membrana de 0,2 µm, monocanal.

Se considerarmos todos os resultados obtidos, para as membranas testadas, parece não haver uma pressão que apresente melhores resultados quando utilizadas as águas brutas de cor e turbidez relativamente baixas. Para o tratamento combinado, utilizando as águas brutas com cor e turbidez relativamente altas, a pressão mais baixa, parece favorecer a eficiência do processo em relação aos parâmetros analisados.

Assim, para os ensaios subseqüentes, utilizou-se a pressão de 1 bar para os dois tipos de água bruta avaliadas, em função dos resultados obtidos e ainda, de fatores econômicos pois, uma menor pressão de trabalho exige menor gasto de energia.

#### **4.2.5 Avaliação da Eficiência de Remoção dos Protozoários: *Giárdia* e *Cryptosporidium***

Para avaliação da eficiência de remoção dos cistos de *Giárdia* e oocistos *Cryptosporidium*, foram estudados os processos de filtração por membranas e o processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas em suas condições otimizadas.

Todos os ensaios foram realizados na pressão de 1 bar, com as membranas de 0,1 µm - monocanal, 0,2 µm - monocanal e 0,2 µm – multicanal a partir de amostras de 22 litros de água bruta com características de cor e turbidez relativamente altas e baixas. As amostras foram contaminadas com os protozoários em uma concentração de 100 oocistos de *Cryptosporidium* e 100 cistos de *Giardia* por litro de água bruta utilizada.

Para estes ensaios, o fator de concentração foi 11 pois, partiu-se de 22 litros de água contaminada e concentrou-se até um volume final de 2 litros de rejeito.

A avaliação da eficiência dos processos com membranas e processos acoplados, na remoção destes protozoários, foi estudada pois, devido a degradação dos recursos hídricos, há a necessidade de processos mais eficientes, que possam tratar águas brutas de baixa qualidade e remover materiais cada vez mais específicos.

Apesar de nestes ensaios o enfoque principal ter sido a eficiência de remoção dos protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium*, os demais parâmetros também foram avaliados, como nas demais etapas do trabalho apresentadas até o momento. Porém, estes parâmetros só serão discutidos se houver algum comportamento diferenciado ou se, após o processo de tratamento, a água tratada não se enquadrar nos parâmetros de potabilidade .

#### 4.2.5.1 Membrana 0,1 $\mu\text{m}$ - monocanal

A Tabela 4.70, apresenta algumas das características da água bruta de cor e turbidez relativamente baixa utilizada e as eficiências de remoção obtidas para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, na pressão de 1 bar, para os processos estudados. Os resultados completos estão apresentados no Apêndice B, Tabela 1.

As concentrações de coagulante e o pH de coagulação foram utilizados de acordo com cada coagulante, nas condições otimizadas obtidas na etapa de coagulação/floculação.

**Tabela 4.70** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, cor e turbidez relativamente baixa.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	70	15	78,6	Nd	100,0	12	82,9	10	85,7	15
Cor Verdadeira (uH)	68	13	80,9	Nd	100,0	11	83,8	12	82,3	-
Turbidez (uT)	10,7	0,42	96,1	0,10	99,1	0,55	94,9	0,14	98,7	5,0
COT ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	3,5	0,8	77,1	0,2	94,3	0,3	91,4	0,2	94,3	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	4,2	0,1	97,6	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	-
DBO ( $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ )	3,9	0,5	87,2	0,3	92,3	0,2	94,9	0,2	94,9	-
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,087	0,012	86,2	0,013	85,1	0,012	86,2	0,016	81,6	-
pH	7,96	7,92	-	6,24	-	7,38	-	<b>3,21</b>	-	<b>6,0-9,5</b>
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	106,7	48,0	55,0	11,0	89,7	9,0	91,6	7,0	93,4	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	58,0	11,0	81,0	6,7	88,5	8,0	86,2	3,18	94,5	1000
Colif. Totais ( $\text{UFC}(100\text{mL}^{-1})$ )	900	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> ( $\text{UFC}(100\text{mL}^{-1})$ )	Nd	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giardia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente; (2) Nd – Não detectado; (3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

As eficiências de remoção de protozoários e bactérias foram totais para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , pressão de 1 bar, quando tratada a água bruta com cor e turbidez relativamente baixa. Sendo os processos combinados os mais eficientes para a remoção de todos os parâmetros estudados, destacando-se a utilização do sulfato de alumínio em associação com a ultrafiltração.

A Tabela 4.71, apresenta, resumidamente, as características da água bruta de cor e turbidez relativamente altas utilizada e as eficiências de remoção obtidas para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, na pressão de 1 bar. Todos os parâmetros avaliados estão apresentados no Apêndice B, Tabela 2.

**Tabela 4.71** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,1  $\mu\text{m}$ , monocanal, cor e turbidez relativamente alta.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	325	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	15
Cor Verdadeira (uH)	246	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	-
Turbidez (uT)	82,6	0,60	98,5	0,14	99,8	0,16	99,8	0,12	99,9	5,0
COT ( $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ )	8,3	0,8	90,4	0,5	94,0	0,4	95,2	0,6	92,8	-
DQO ( $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ )	16,9	2,3	86,4	1,2	92,9	1,0	94,1	1,5	91,1	-
DBO ( $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ )	7,0	1,0	85,7	0,6	91,4	0,8	88,6	0,3	95,7	-
UV-254 nm ( $\text{cm}^{-1}$ )	0,384	0,044	88,5	0,014	96,4	0,026	93,2	0,018	95,3	-
pH	6,41	8,04	-	7,49	-	7,63	-	5,07	-	6,0-9,5
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	472,0	115,0	75,6	135,0	71,4	117,0	75,2	88,0	81,3	-
SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	207,0	94,0	54,6	95,0	54,1	48,0	76,8	86,0	58,5	1000
Colif. Totais ( $\text{UFC}(100\text{mL})^{-1}$ )	1.600	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> ( $\text{UFC}(100\text{mL})^{-1}$ )	0	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente; (2) Nd – Não detectado; (3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giárdia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

Os resultados apresentados, para o tratamento da água de cor e turbidez relativamente alta, ratificam os resultados obtidos para a água de cor e turbidez relativamente baixas, com ausência de protozoários e bactérias na água tratada.

Pode-se perceber uma tendência de maior eficiência de remoção, dos parâmetros analisados, quando da utilização do processo combinado de coagulação/floculação/ultrafiltração. Parecendo ser os resultados mais eficientes os obtidos quando da utilização da associação dos coagulantes, no processo combinado.

Assim, considerando a ultrafiltração, como o tratamento de menor eficiência de remoção dos parâmetros analisados mas, possível de utilização pela qualidade da água tratada, estas conclusões serão semelhantes as apresentadas na Revista Meio Ambiente Industrial (2000), que considera a ultrafiltração como um processo que tem se tornado uma eficiente alternativa aos demais tratamentos de água convencionais, principalmente para remoção de turbidez e microrganismos.

#### 4.2.5.2 Membrana 0,2 $\mu\text{m}$ - monocanal

A Tabela 4.72 e o Apêndice B, Tabela 3, apresentam os resultados obtidos com a água bruta de cor e turbidez relativamente baixa, membrana de 0,2  $\mu\text{m}$ , monocanal e pressão de 1 bar.

**Tabela 4.72** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente baixa.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	70	4	94,3	7	90,0	3	95,7	13	81,4	15
Cor Verdadeira (uH)	68	3	95,6	1	98,5	2	97,1	9	86,8	-
Turbidez (uT)	10,7	0,71	93,4	3,20	70,1	0,80	92,5	0,41	96,2	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,5	0,7	80,0	1,2	65,7	1,7	51,4	2,0	42,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	4,2	1,0	76,2	2,0	52,4	2,5	40,5	2,9	31,0	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,9	0,8	79,5	1,0	74,3	1,2	69,3	1,7	56,4	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,087	0,016	81,6	0,012	86,2	0,015	82,8	0,011	87,4	-
pH	7,96	8,03	-	8,02	-	7,99	-	<b>3,07</b>	-	<b>6,0-9,5</b>
SST (mg L <sup>-1</sup> )	106,7	26,0	75,6	46,0	56,9	48,0	55,0	24,0	77,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	58,0	4,0	93,1	1,3	97,8	8,3	85,7	11,0	81,0	1000
Colif. Totais (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	900	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	Nd	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giardia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente; (2) Nd – Não detectado; (3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

Todos os parâmetros dos processos estudados, nestas condições, ficaram dentro do que prevê a legislação brasileira assim, todos os tratamentos propostos foram adequados para a obtenção de água potável, considerando as variáveis estudadas, com remoção total de protozoários e bactérias.

Os melhores resultados parecem ser apresentados para o processo de microfiltração, seguidos pelo processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração utilizando como coagulante o sulfato de alumínio.

Considerando a membrana de 0,2 µm, monocanal, para as condições de cor e turbidez relativamente altas os resultados de eficiência de remoção para os ensaios realizados estão apresentados na Tabela 4.73 e Apêndice B, Tabela 4.

**Tabela 4.73** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente alta.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	256	11	95,7	3	98,8	Nd	100,0	9	96,5	15
Cor Verdadeira (uH)	195	11	94,3	2	99,0	Nd	100,0	2	99,0	-
Turbidez (uT)	100,2	0,25	99,8	0,56	99,4	0,20	99,8	0,47	99,5	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,4	2,7	67,9	2,0	76,2	2,9	65,5	1,6	81,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	15,3	4,9	68,0	3,0	80,4	5,0	67,3	2,0	86,9	-
DBO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	6,1	2,2	63,9	1,5	75,4	2,1	65,6	1,2	80,3	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,336	0,010	97,0	0,012	96,4	0,019	94,3	0,011	96,7	-
pH	7,92	7,97	-	7,90	-	7,60	-	5,04	-	6,0-9,5
SST (mg L <sup>-1</sup> )	329,3	62,0	81,2	50,0	84,8	58,0	82,4	28,0	91,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	312,0	40,0	87,2	58,0	81,4	30,0	90,4	20,0	93,6	1000
Colif. Totais (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	800	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	50	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente; (2) Nd – Não detectado;(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

Para o processo estudados, nas condições avaliadas, os resultados foram condizentes com os demais apresentados, com remoções de protozoários e indicadores patogênicos totais.

As eficiências dos parâmetros que identificam a presença de matéria orgânica (COT, DQO, DBO e UV-254 nm) foram muito semelhantes para todos os processos, sendo a maior eficiência obtida quando da utilização do processos combinado utilizando a quitosana e o segundo melhor resultado quando da utilização com o coagulante sulfato de alumínio.

#### 4.2.5.3 Membrana 0,2 µm - multicanal

Avaliando a Tabela 4.74 e a Tabela 5, do Apêndice B, para as características da água bruta de cor e turbidez relativamente baixa, membrana de 0,2 µm, multicanal, verifica-se as eficiências de remoção para os processos estudados, em relação a alguns parâmetros avaliados.

**Tabela 4.74** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, multicanal, cor e turbidez relativamente baixa.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	83	4	95,2	Nd	100,0	7	91,6	4	95,2	15
Cor Verdadeira (uH)	81	4	95,1	Nd	100,0	7	91,3	4	95,2	-
Turbidez (uT)	11,1	0,11	99,0	0,38	96,6	0,35	96,8	0,14	98,7	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	4,6	0,2	95,7	0,8	82,6	1,5	67,4	0,4	91,3	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,0	0,5	93,8	1,0	87,5	2,1	73,8	0,8	90,0	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,9	0,3	92,3	0,7	82,1	1,4	64,1	0,3	92,3	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,102	0,023	77,5	0,015	85,3	0,014	86,3	0,013	87,2	-
pH	7,91	7,91	-	7,65	-	7,88	-	<b>3,03</b>	-	<b>6,0-9,5</b>
SST (mg L <sup>-1</sup> )	79,3	38,0	52,1	11,0	86,1	13,0	83,6	20,0	74,8	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	76,0	36,0	52,6	10,0	86,8	17,0	77,6	16,0	78,9	1000
Colif. Totais (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	2.800	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	10	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente; (2) Nd – Não detectado; (3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

A partir dos resultados apresentados, pode-se verificar, como nos casos anteriores, as eficiências de 100 % na remoção de *Giardia*, *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli*. As remoções de sólidos tiveram o mesmo comportamento para os quatro processos estudados.

O tratamento que parece apresentar os melhores resultados é o processo combinado de coagulação/floculação/microfiltração utilizando a quitosana. O segundo melhor tratamento parece ser quando da aplicação do processo combinado utilizando o sulfato de alumínio. Sendo o tratamento de microfiltração com eficiências semelhantes ao tratamento utilizando o sulfato de alumínio.

A Tabela 4.75 apresenta os resultados obtidos quando da utilização da membrana de 0,2 µm, multicanal, para as águas de cor e turbidez relativamente altas. Resultados mais completos podem ser observados no Apêndice B, Tabela 6.

**Tabela 4.75** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, multicanal, cor e turbidez relativamente alta.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	433	<b>21,0</b>	95,2	11,0	97,5	10,6	97,6	Nd	100,0	<b>15</b>
Cor Verdadeira (uH)	302	10,0	96,7	8,0	97,3	6,0	98,0	Nd	100,0	-
Turbidez (uT)	117	<b>13,3</b>	88,6	3,67	96,9	2,45	97,9	0,50	99,6	<b>5,0</b>
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,4	3,6	51,3	3,0	59,5	3,3	55,4	1,6	78,4	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	13,1	7,1	45,8	5,7	56,5	6,0	54,2	3,0	77,1	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	6,6	3,0	54,5	3,3	50,0	2,9	56,1	1,2	81,8	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,335	0,127	62,1	0,046	86,3	0,059	82,4	0,020	94,0	-
pH	7,87	7,61	-	7,65	-	7,62	-	<b>5,18</b>	-	<b>6,0-9,5</b>
SST (mg L <sup>-1</sup> )	383,3	106,0	99,5	62,0	83,2	66,0	82,8	95,0	75,2	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	212,7	92,0	56,7	32,0	85,0	36,0	83,1	74,0	65,2	<b>1000</b>
Colif. Totais (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	1.800	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>
<i>E. coli</i> (UFC(100mL <sup>-1</sup> ))	200	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>

(1) Ausente; (2) Nd – Não detectado; (3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

As remoções de cor e turbidez foram todas praticamente acima de 95 %. A única exceção foi quando da utilização do processo de microfiltração, sendo a eficiência de remoção de turbidez de 88,6 % e o valor final deste parâmetro de 13,3 uT, ficando em desacordo com o padrão de água potável (Portaria 518/MS). O mesmo comportamento foi verificado para a cor aparente. Sendo os demais parâmetros enquadrados dentro dos limites de qualidade para água potável.

O tratamento que apresentou maior eficiência de remoção, para os parâmetros avaliados, foi o processo combinado utilizando a quitosana como agente coagulante. Al-Ani et al. (1986) demonstraram a importância da coagulação e dosagem ótima do coagulante no tratamento convencional com a finalidade de remoção de cistos de *Giardia*. A efetiva coagulação reduziu a turbidez de 0,5 para 0,1 NTU o que implicou em uma capacidade de remoção de 95,0 para 99,9 %, em relação aos cistos de *Giardia*. Quando não foi usado o coagulante ideal ou foram empregadas dosagens inadequadas, a remoção foi muito baixa, de nula até 50,0 %.

Porém, a utilização dos processos de microfiltração e ultrafiltração se focalizam na remoção de partículas suspensas, bactérias e protozoários, garantindo a desinfecção física e a qualidade da água produzida (JACANGELO et al., 1997; VAN DE BRUGGEN et al., 2003), como o observado em nossos resultados.

Tudo isso pode ser enfatizado pelo aumento da capacidade instalada de plantas para obtenção de água potável, de micro e ultrafiltração, nos EUA, na última década. De acordo com Schneider e Tsutiya (2001) o grande salto na capacidade instalada indica que o processo de implantação destes sistemas de tratamento está se acelerando e que a tecnologia de membranas está iniciando a sua investida no mercado de plantas de grande porte, sendo que este processo



deverá acelerar significativamente nos próximos anos pois, algumas unidades construídas e em operação no Canadá, tem a capacidade de tratar  $113.550 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , apresentando um preço compatível e proporcionando uma maior margem de segurança para a remoção de parasitos como *Cryptosporidium* e *Giardia*, comparado com os sistemas convencionais (ATKINSON, 2005).

#### 4.2.6 Avaliação da Eficiência de Remoção de células de *Microcystis* e Microcistina

Para a avaliação da eficiência de remoção de células de *Microcystis* e da toxina microcistina, foi utilizado o processo de filtração com membranas, na pressão de 1 bar, com a membrana de  $0,1 \mu\text{m}$ , monocanal. Com esta finalidade, foram desenvolvidos dois tipos de ensaios.

No primeiro ensaio, 5 litros de água pura foram contaminados com 100 mL de cultura de células de *Microcystis* intactas, com concentração de  $230 \text{ mil células mL}^{-1}$ , e 20 mL de solução de microcistina com concentração de 10 ppb. Esta solução, com concentração final de 10,245 ppb, foi então submetida ao processo de filtração com membranas.

No segundo ensaio, aos 5 litros de água pura, foram adicionadas apenas as células intactas da cianobactéria. Porém, mesmo sem a adição da toxina previamente extraída, o meio já possuía uma concentração de microcistina inicial de 0,841 ppb, antes da filtração.

A partir dos dois ensaios realizados, a primeira verificação que pode-se fazer é que, mesmo em culturas com células intactas, sem a extração, existe uma concentração de toxina, que é liberada naturalmente para o meio. Fato que pode ser verificado nos dois ensaios, pelo aumento da concentração da toxina da água antes da filtração, no primeiro ensaio, e pelo aparecimento de microcistina na água antes do processo de filtração com membranas, no segundo ensaio.

Considerando o primeiro ensaio, obtivemos a concentração de toxina inicial da água de 10,245 ppb e a concentração de microcistina no permeado de 9,333 ppb. Assim, pode-se observar que a eficiência de remoção da toxina foi de apenas 8,90 %, pelo processo proposto. Porém, foram inicialmente adicionados ao meio 100 mL de culturas intactas que não foram mais observadas no permeado. Assim, a remoção de células foi de 100 %.

Alguns processos têm a capacidade de lise das células intactas o que conseqüentemente, libera toxina para o meio. Assim, acredita-se que possivelmente a remoção de microcistina foi superior a quantificada, pois, durante o processo, outras células podem ter se rompido, liberando uma maior concentração de toxina inicial. Porém, a concentração de toxina presente no meio após o processo de tratamento ainda foi alta, 9,333 ppb, o que equivale a aproximadamente  $9,333 \mu\text{g L}^{-1}$ , valor muito superior ao permitido ( $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) pela Portaria 518 do Ministério da Saúde.

Para o segundo ensaio, a eficiência de remoção da toxina estudada foi muito superior, chegando a 74,2 %. A concentração de microcistina da solução inicial, submetida ao processo de filtração por membranas, foi de 0,841 ppb e após o processo de tratamento, a concentração de toxina presente no permeado foi de 0,217 ppb. Assim, pode-se perceber que a eficiência de remoção da toxina estudada parece também ser influenciada pela concentração da toxina inicial.

O processo proposto nestes ensaios foi eficiente em relação a remoção de células da cianobactéria estudada, *Microcystis*. Considerando a remoção da toxina liberada por esta espécie, a microcistina, a eficiência de remoção foi menor e dependente da concentração inicial.

Sob condições normais, apenas uma pequena proporção das toxinas é liberada para a água. Contudo, quando ocorre a lise da célula, por decaimento natural ou pela ação de agentes químicos ou físicos, a toxina intracelular é significativamente liberada (YOO et al., 1995). Assim, os processos e seqüências de tratamento de água para abastecimento público devem ser analisados em função da sua capacidade de remover as células viáveis (biomassa algal) e pela capacidade de remover a fração dissolvida das cianotoxinas (toxinas extracelulares) (FUNASA, 2003). Com esta finalidade, foram acompanhadas as remoções dos dois parâmetros propostos, nos ensaios realizados.

Chow et al. (1997) relatam que estudo em escala de laboratório com membranas de ultra e microfiltração, em módulos de filtração convencional ou tangencial, têm demonstrado altas eficiências de remoção (maiores que 98 %) de células inteiras da espécie *M. aeruginosa*.

O estudo realizado pelos autores também examinou por microscopia de fluorescência, o efeito da filtração na integridade das células, e avaliou a quebra das destas células pela liberação de clorofila e toxinas (microcistina-LR) no permeado. Detectou-se que houve a quebra de uma pequena porção de células, que não demonstrou um aumento significativos da toxicidade do permeado, com qualquer um dos modos de filtração.

A lise de células viáveis, relatada no estudo apresentado acima, é fator que acreditamos também ter ocorrido nos experimentos realizados nesta pesquisa. Porém, detectou-se que, mesmo com a possível quebra de parte das células viáveis, os experimentos com filtração com membranas apresentaram redução do teor de toxinas no permeado, em relação a alimentação. O que sugere que a membrana empregada pode ter propriedades de rejeição ou habilidade de adsorção para microcistina, como o verificado por Chow et al. (1997).

Hart e Stott (1993) avaliaram o efeito da nanofiltração para a remoção de microcistina em água natural com concentrações entre 5  $\mu\text{g L}^{-1}$  e 30  $\mu\text{g L}^{-1}$  e conseguiram remoções para valores abaixo de 1  $\mu\text{g L}^{-1}$ .

Atualmente a razão para a grande utilização dos sistemas de filtração com membranas, como a micro e a ultrafiltração, para a obtenção de água potável está principalmente ligada à sua habilidade em remover materiais específicos. Em estudos realizados por Bottino et al. (2001), com membrana cerâmica 0,2  $\mu\text{m}$ , a remoção de coliformes totais, fecais e da maioria das algas foi de 100 %. Foram obtidos como resultados deste mesmo experimento, a remoção de 100 % de clorofórmio, 56 % diclorobromo-metano e 100 % tricloroetileno, que são produtos que podem ser formados quando há desinfecção com cloro antes da completa remoção da matéria orgânica.

Assim, pode-se observar que, de forma geral, o processo de filtração com membranas foi essencial para a obtenção de águas dentro do padrão de potabilidade e a associação dos coagulantes ajudou a melhorar ainda mais a qualidade da água obtida e, em alguns casos, diminuir o entupimento da membrana.

# CAPÍTULO 5

## CONCLUSÕES

Avaliando-se a etapa de coagulação/floculação com a finalidade de obtenção de água potável pode-se concluir:

- o coagulante natural **quitosana** mostrou-se promissor, para a remoções dos parâmetros avaliados, tendo sua melhor atuação em pH ácido e concentração em torno de 1,0 mg/L;
- o coagulante natural **quitosana** apresentou melhores eficiências de remoção quando efetuado o tratamento de água bruta com característica de cor e turbidez relativamente altas;
- os coagulantes naturais a base de **tanino vegetal**, apresentaram altas eficiências de remoção com a finalidade de obtenção de água potável. Mesmo possuindo características distintas, o comportamento foi semelhante para os quatro tipos testados, Tanfloc SA, Tanfloc SL, Tanfloc SG e Tanfloc SS, sendo os melhores resultados observados, de uma forma geral, em uma faixa diagonal, caracterizada inicialmente por baixos valores de concentração e pH e posteriormente por altos valores de concentração e pH, respectivamente.
- para os 4 tipos de **taninos vegetais** testados (Tanfloc), nas condições estudadas, para os dois tipos de água bruta tratadas, os coagulantes Tanfloc SS e Tanfloc SG parecem ter sido os mais eficientes;
- para o coagulante químico, **sulfato de alumínio**, os melhores resultados foram observados para pH em torno da neutralidade e concentrações de aproximadamente 15,0 mg/L. O processo de coagulação/floculação, com o coagulante testado, parece apresentar eficiências de remoção semelhantes, dos parâmetros avaliados, entre as duas águas brutas testadas;
- quando da **associação** do coagulante químico, sulfato de alumínio, com o coagulante natural, quitosana, não houve aumento das eficiências de remoção. Porém, a diminuição da concentração do coagulante químico requerida, foi considerado um resultado positivo, se avaliada a qualidade da água tratada e lodo gerado quanto a presença de metais;
- os melhores resultados obtidos, para os parâmetros avaliados, foram em pH acima de 7,0, em praticamente toda a faixa de concentração estudada, considerando a **quitosana como polieletrólito auxiliar**;

- para a **associação dos coagulantes**, em função dos diagramas construídos, pode-se concluir que, a medida que o pH da água bruta foi aumentado, o efeito de coagulação do sulfato de alumínio parece ser mais pronunciado;
- o lodo gerado no processo, quando da utilização da **quitosana**, parece ser mais denso que os obtidos quando da utilização dos demais coagulantes. Característica que deve influenciar positivamente as eficiências de remoção, em escala real, melhorando a etapa de sedimentação.

Considerando-se a etapa de filtração com membranas, com a finalidade de obtenção de água potável pode-se concluir:

- as membranas de ultrafiltração e microfiltração produziram água tratada dentro do padrão de potabilidade;
- os entupimentos, para os processos de ultrafiltração e microfiltração, foram bastante significantes, de uma forma geral.

Avaliando o processo combinado, nas condições ótimas de coagulação/floculação, para os coagulantes testados, com a finalidade de obtenção de água potável pode-se concluir:

- de forma geral, o processo combinado produziu água tratada de igual ou superior qualidade em comparação com o processo de filtração com membranas;
- os entupimentos observados, para as membranas testadas, com os coagulantes estudados, não demonstraram um comportamento bem definido, parecendo apresentar um menor “fouling” ou entupimento percentual ao longo do tempo de operação, se comparados com os processos de filtração com membranas, isoladamente;
- a utilização dos agentes coagulantes antes do processo de filtração com membranas, de forma geral, melhorou a qualidade da água tratada;
- a qualidade das águas tratadas, de forma geral, enquadraram-se ao padrão previsto pela Portaria 518/MS, com exceção do pH, quando utilizou-se a quitosana como agente coagulante;
- em pressões de operação mais altas, 2 bar, tratando água bruta de cor e turbidez relativamente baixas, os processos combinados, para todos os coagulantes testados, pareceu apresentar uma significativa redução do entupimento;
- de forma geral, os melhores resultados observados, para as características da água tratada, associando a qualidade do permeado e menor entupimento, foram para as pressões mais baixas, 1 bar.

Para a remoção de materiais específicos, pode-se concluir:

- todos os processos estudados apresentaram eficiência de remoção de bactérias e protozoários de 100 %;
- as eficiências de remoção de células de cianobactérias foram totais;
- as eficiências de remoção de microcistina variaram de 8 a 70 %, quando o processo de filtração com membranas foi utilizado. Sendo que, a concentração inicial da cianotoxina parece influenciar na eficiência de remoção.

Assim, de forma geral, pode-se concluir que o processo de filtração com membranas mostrou-se promissor para o tratamento com finalidade de obtenção de água potável, podendo ter suas características positivas melhoradas com a adição de coagulantes, sendo os mais adequados os naturais, por questões ambientais e de qualidade.

# CAPÍTULO 6

## SUGESTÕES

Como sugestões para trabalhos futuros, podemos citar:

- um estudo mais aprofundado da eficiência de remoção dos processos combinados, para materiais específicos e de interesse ambiental;
- uma avaliação do tipo de entupimento ocorrido quando se utiliza o processo combinado;
- uma avaliação da relação entre a concentração de microcistina inicial e a eficiência do processo de filtração com membranas;
- uma avaliação da eficiência dos coagulantes naturais, no processo combinado, para a remoção de cianotoxinas e cianobactérias;
- uma exploração mais aprofundada de parâmetros de qualidade específicos, cada vez mais significativos, face a redução da qualidade dos recursos hídricos.

# CAPÍTULO 7

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUJARO L. F.; ISSAC, R. L. (2002) Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá – Estado de São Paulo, Brasil – e avaliação de seus corpos d'água em relação a eutrofização. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.

AKELAH, A.; MOET, E. A. (1990) *Functionalized Polymers and Their Application*. 1 ed. New York: Chapman and Hall.

AL-ANI, M. Y.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S.; HIBLER, C. P. (1986) Removing *Giardia* cysts from low turbidity waters by rapid rate filtration. *Journal of the American Water Works Association*, 78, 5, 66–73.

AL-MALACK, M. H.; ANDERSON, G. K. (1997) Use of crossflow microfiltration in wastewater treatment. *Water Research*, 31, 12, 3064-3072.

AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. (1982) Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *JAWWA*, 74, 4.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1995) *Standard Methods for the Examination for Water and Wastewater*. 19<sup>th</sup> ed., AWWA, WPCF, Washington, D.C.

ATKINSON, S. (2005) Municipalities step up water treatment systems to improve public health. *Membrane Technology*, p 7-8.

AZEVEDO, J. M.; PEREIRA, B. E. B.; YASSUDA, E. R.; MARTINS, J. A.; NOGAMI, P. S.; GAGLIONI, P. S.; OLIVEIRA, W. E. (1979) *Técnicas de Abastecimento de Água*. 2 ed. São Paulo: CETESB.

AZEVEDO S. M. F. O. (1996) Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia - Livro de Resumos; p.84.

AZEVEDO NETO, M. J.; MARTINS, J. A.; PUPPI, I. C.; BORSARI NETO, F.; FRANCO, P. N. C. (1973) *Planejamento de Sistemas de Abastecimento de Águas*. UFPR.

AZEVEDO NETTO (1979) *Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água. Aeração-arejamento*. Capítulo 17. CETESB. São Paulo. v.2. 1979.

AZEVEDO NETTO, J. M.; PARLATORE, A.; ROSSIN A.; MANFRINI, C.; HESPANHOL I.; CAMPOS J. R., et al. (1987) *Técnica de abastecimento e tratamento de água*. 3. ed. v. 1. São Paulo: CETESB/ASCETESB.

AZEVEDO NETTO, J. M.; RICHTER, C. A. (1998) *Tratamento de água: tecnologia atualizada*,. 2. ed. São Paulo: CETESB,

BABBITT, H. E. (1973) *Abastecimento de água*. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda.

BABCOCK, D. B.; SINGER, P. C. (1979) Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids. *JAWWA*, 71, 3, 149.

- BALLANEC, B.; GÉSAN-GUIZIOU, G.; CHAUFER, B.; RABILLER-BAUDRY, M.; DAUFIN, G. (2002) Treatment of dairy process waters by membrane operation for water reuse and milk constituents concentration. *Desalination*, Amsterdam: Elsevier Science, 147, 89–94.
- BARRADAS, J. L. D. (2004) Tanino - Uma solução ecologicamente correta: Agente floculante biodegradável de origem vegetal no tratamento de água, Novo Hamburgo – RS, Brasil.
- BARROS, S. T. D. (2002) Clarificação dos sucos de acerola e abacaxi por ultrafiltração: Modelagem e Simulação do Fluxo de Permeado e Determinação dos Mecanismos de Fouling. 2002. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- BEASLEY, V. R.; COOK, W. O.; DAHLEM, A. M.; HOOSER, S. B.; LOVELL, R. A.; VALENTINE, W. M. (1989) Algae intoxication in livestock and waterfowl. *The Veterinary Clinics of North América: Food Animal Practice*, United States, 5, 345-361.
- BELLAMY, W. D.; CLEASBY, J. L.; LOGSDON, G. S.; ALLE, M. J. (1993) Assessing treatment plant performance. *J. American Water Works Association*, 85, 12, 34-38.
- BENFER, S.; POPP, U.; RICHTER, H.; SIEWERT, C.; TOMANDL, G. (2001) Development and Characterization of Nanofiltration Membranes, *Separation e Purification Technology*, 22, 231-237.
- BERGAMASCO, R.; BOUCHARD, C.; SILVA, F. V.; REIS, M. H. M.; FAGUNDES-KLEN, M. R., (2008) An application of chitosan as a coagulant/floculant in a microfiltration processo of natural water. *Desalination (in press)*.
- BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. (2004) Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Veterinary Parasitology* 126, 219-234.
- BLACK, A. P.; WILLENS, D. G. (1961) Eletrophoretic studies of coagulation for removal of organic color. *J. Am. Wat. Works Assoc.* 53, 589-605.
- BOLTO, B.; DIXON, D.; ELDRIDGE, R. (2004) Ion Exchange for the removal of natural organic matter. *Reactive & Functional Polymers* 60, 171-182.
- BOTHA, N.; VAN DE VENTER, M.; DOWNING, T. G.; SHEPHARD, E. G.; GEHRINGER, M. M. (2004) The effect of intraperitoneally administered microcystin-LR on the gastrointestinal tract of Balb/c mice. *Toxicon, England*, 43, 3, 251-254.
- BOTTINO, A.; CAPANNELLI, A.; DEL BORGHI, M.; COLOMBINO, O.; CONIO, O. (2001) Water treatment for drinking purpose. *Cerm. Microf. Applic., Desalination*, 141, 75-79.
- BOUCHARD, Ç.; SERODES, J.; RAHNI, M.; ELLIS, D.; LAFLAMME, E.; RODRIGUES, M. (2001) Membrane fouling in ultrafiltration and coagulation-ultrafiltration of surface water, *J. Environ. Eng. And Scienc.* 2, 139-148.
- BOUCHARD, C.; LAFLAMME, E.; SERODES, J.; ELLIS, D.; RAHNI, M.; RODRIGUES, M. (2003) Étude en la laboratoire de l'ultrafiltration et de la coagulation-ultrafiltration d'une eau colorée, 17<sup>ème</sup> Symposium de l'Est du Canada sur la Recherche Portant sur la Pollution de l'eau, 2, 139-148.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. (1993) Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.
- BRANDÃO, C. C. S.; LACERDA, M. R. S.; ABREU, M. C. (1996) Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas. In: *Anais do VII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*; Lisboa, Portugal.
- BURGE, W. D.; MARSH, P. B. (1978) Infections disease hazards of landspreading sewage wastes. *J. Environ. Anal.*, 7:1-9.



CAMPOS, S. X. (2004) Influência das substâncias húmicas de diferentes massas molares na coagulação, floculação e sedimentação no tratamento de água. São Carlos. Tese (Doutorado) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CAMPOS, S. X.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. (2005) Influência das características das substâncias húmicas na influência da coagulação com sulfato de alumínio. *Eng. Sanit. Ambient.*, 10, 3, 194-199.

CARMICHAEL, W. W. (1992) Cyanobacterial secondary metabolites– The Cyanotoxins, *Journal of Applied Bacteriology*. 72, 445-459.

CARMICHAEL, W.W. (1994) The toxins of Cyanobacteria. *Scientific American*, 271, 78-86.

CARMICHAEL, W. W.; AN, J. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; LAU, S.; RINEHARTI, K. L.; JOCHIMSEN, E. M.; HOLMS, C. E. M.; SILVA, J. B. (1996). Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia.

CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S. M. F. O.; AN, J.; MOLICA, R.; JOCHIMSEN, E.; LAU, S.; RINEHART, K.; SHAW, G.; EAGLESHAM, G. (2001) Human fatalities from Cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, 109, 663-668.

CARROLL, T.; KING, S.; GRAY, S. R.; BOLTO, B. A.; BOOKER, N. A. (2002) Booker, The fouling of microfiltration membrane by NOM after coagulation treatment, *Water Res.* 34, 2861–2868.

CARVALHO, M. J. H. (2008) Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável. Dissertação (mestrado). Pós-graduação em Engenharia Urbana. Universidade Estadual de Maringá, PR.

CASSARO, L.; CARREIRA, M. F. (200) Fatores da Degradação Ambiental da Bacia de Captação de Água para a Cidade de Maringá – Rio Pirapó, SANARE, 16.

CETESB (1992) Coliformes Totais e Fecais em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos. São Paulo, (NT L5.202).

CHEN, J. H.; LIU, Q. L.; FANG, J.; ZHU, A. M.; ZHANG, Q. G. (2007) Composite hybrid membrane of chitosan–sílica in pervaporation separation of MeOH/DMC mixtures. *Journal of Colloid and Interface Science*, 316, 2, 580-588.

CHIANDOTTI, R. S. (2005) Síntese e propriedades de derivados de quitosana: Lauroil Quitosana. Dissertação de mestrado, Curitiba, PR.

CHOW, C. W. K.; HOUSE, J.; VERZEBOER, R. M. A.; DRIKAS, M.; BURCH, M. D.; STEFFENSEN, D. A. (1997) The effect of ferric chloride flocculation on cyanobacterial cells. *J. Wat. SRT Aqua*, 46, 324-334.

CHUNG, Y. C.; WANG, H. L.; CHEN, Y. M.; LI, S. L. (2003) Effect of abiotic factors on the antibacterial activity of chitosan against waterborne pathogens. *Bioresource Thenology*, 88, 3, 179-184.

CKOW, D. A.; SINGER, P. C.; MALCOM, R. L. (1990) Chlorination of humic materials: byproduct formation and chemical interpretations, *Environ. Sci. Technol.* 24, 11, 1655–1664.

CLAVER, D.; KNOPPERS, B. A.; BERNARDES, M. C.; ALMEIDA, M. G.; MACIEL, M. S.; SALOMÃO, M. S. M. B.; REZENDE, C. E. (2007) Ultrafiltração como ferramenta em estudos ambientais. Anais do XI Congresso Brasileiro de Geoquímica. Atibaia, Sociedade Brasileira de Geoquímica, CD-ROM, 4p.

CLAYTON, B. E. (1989) Report of the lowermoor incident advisory group. *Journal Ind. Med.*, 40, 3, 301–304.

CONSTANTINO, L. T. (2008) Ruptura e recrescimento de flocos em água com substâncias húmicas aquáticas coagulada com sulfato de alumínio e cloreto férrico, 2008. 166p. Dissertação (mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CORBITT, R. A. (1998) *Standard handbook of environmental engineering*. 2 ed. New York, McGraw-Hill.

CRAUN, F.G.; BERGER, P.S.; CALDERON, R. (1997) Coliform bacteria and waterborne diseases outbreak. *Journal of the American Water Works Association*, 89, 96-104.

CRUZ, J. G. H.; MENEZES, J. C. S. S.; RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H. (2005) Aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento por coagulação/floculação e adsorção/coagulação/floculação do efluente de uma lavanderia industrial. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

DA SILVA, T. S. S. (1999) Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto. Fundação Oswaldo Cruz; Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro – RJ, Brasil.

DA SILVA, R.; NAKAMATSU, J. (2000) Estudio de la modificación de los polímeros Politetrafluoretileno y Quitosa mediante tratamiento por plasma. *Revista de Química de La Pontificia Universidad Católica del Perú*, 16, 157–175.

DANTAS, A. D. B.; SLOBODA, E.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M.; TROFINO, J. C. (2007) Influência da massa molar de substâncias húmicas aquáticas na coagulação com sulfato de alumínio. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 24, 2007, Belo Horizonte. Anais... Minas Gerais, 1 CD-ROM.

DEMPSEY, B. (1984) Removal of naturally occurring compounds by coagulation and sedimentation. *Crit Rev Environ Control*;14, 4, 311–331.

DENNETT, K. E.; AMRIRTHARAJAH, A.; MORAN, T. F.; GOULD, J. P. (1996). Coagulation: its effect on organic matter, *J. AWWA*, p. 129-42.

DI BERNARDO, L. (1993) *Métodos e técnicas de tratamento de água*. v. 1. Rio de Janeiro: ABES.

DI BERNARDO, L. (1995) *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES.

DI BERNARDO, L. (2003) *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*. ABES, Rio de Janeiro.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. (2005) *Métodos e técnicas de tratamento de água*, 2 ed., v.1, São Carlos: RIMA.

DIAS, A. C. V.; DEZOTTI, M. W. C.; MASSARANI, G. (2005) Estudo comparativo entre os efeitos do tanino e de um coagulante convencional sobre a filtração rápida usada no tratamento de água para abastecimento. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

DIAS JUNIOR, O. (1999) Ocorrência de cistos de *Giardia sp* e oocistos de *Cryptosporidium spp* em águas superficiais e esgoto no município de Araras – SP. São Paulo. Dissertação de Mestrado – Universidade Mackenzie.

DIVAKARAN, R.; PILLAI, V. N. S. (2002) Flocculation of River Silt Using Chitosan. *Water Research*, 2414-2418.

- EDWARDS, G. A.; AMRIRTHARAJAH, A. (1985) Removing color caused by humic acids, Research and Technology. J. AWWA, 7, 3, 50-57.
- EDZWALD, J. K.; WINGLER, B. J. (1990) Chemical and physical aspects of dissolved air flotation for the removal of algae. J. Wat., SRT-Aqua, 39, 1, 24-35.
- EDZWALD, J. K. (1993) Coagulation in drinking water treatment: particles, organics and coagulants, Water Science & Technology, 27, 11, 21-35.
- EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. E.; PARENTO, L. M.; KELLEY, M. B.; KAMINSKI, G. S.; DUNN, H. J.; GALANT, P. B. (2000) *Giardia* and *Cryptosporidium* removals by clarification and filtration under challenge conditions. J. AWWA, 92, 70-84.
- EIKEBROKK, B. (1999) Coagulation-Direct Filtration of Soft, Low Alkalinity Humic Waters. Water Science & Technology: Removal of Humic Substances from Water, 40, 9, 55-62.
- EIKEBROKK, B.; SALTNES, T. (2001) Removal of natural organic (NOM) using different coagulants and lightweight expanded clay aggregate filters. Wat. Sci and Tec.: Wat. Supply, 1, 2, 131-140.
- FALCONER, I. R.; RUNNEGAR, M. T. C.; BUCKLEY, T.; HUYN, V. L.; BRADSHAW, P. (1989) Using Activated Carbon to Remove Toxicity from Drinking Water Containing Cyanobacterial Blooms. JAWWA, 81, 2, 102-105.
- FALCONER, I. R.; BURCH, M.; STEFFENSEN, D.; CHOICE, M.; COVERDALE, O. (1994). Toxicity of the blue-green alga (Cyanobacterium) *Microcystis aeruginosa* in drinking water to growing pigs, as an animal model for human injury and risk assessment. Environmental Toxicology, 9, 131-139.
- FANE, A. G.; FELL, C. J. D. (1987) A review of fouling and fouling control in ultrafiltration. Desalination, 62, 117-136.
- FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICH, H.; MARA, D. D. (1983) Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management. New York John Wiley, 501p.
- FERREIRA FILHO, S. S.; MARCHETTO, M. (2006) Otimização multi-objetivo de estações de tratamento de águas de abastecimento: remoção de turbidez, carbono orgânico e gosto e odor, Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, 11, 1, 7-15.
- FIGUEIREDO, M. G. (1994) A água na transmissão de doenças. CETESB, São Paulo.
- FIGUEIREDO, D. R.; AZEITEIRO, U. M.; ESTEVES, S. M.; GONÇALVES, F. J.; PEREIRA, M. J. (2004) Microcystin-producing blooms-a serious global public health issue. Ecotoxicology and Environmental Safety, New York, 9, 2, 151-163.
- FINCH, G. R.; BLACK, E. K.; GYÜRÉK, L. L.; BELOSEVIC, M. (1994) Ozone Disinfection of *Giardia* and *Cryptosporidium*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO, 56 pp.
- FIORI, S. (1996) Remoção Seletiva de Níquel (II) em Cápsulas de Quitosana/Álcool Polivinílico Adsorvido com Agente Quelante Dimetilglioxina. Dissertação de Mestrado. Departamento de Química/UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.
- FISCHER, W. J.; DIETRICH, D. R. (2000) Pathological and biochemical characterization of microcystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp (*Cyprinus carpio*). Toxicology and Applied Pharmacology, San Diego, 164, 1, 73-81.
- FORD, T. E.; COLWELL, R. R. (1996) A global decline in Microbiological safety of water: A call for action. Washington, D. C.; American Academy Microbiology, 39p.

- FREDERICO, E. A.; GARZUZI, M. P.; FERREIRA FILHO, S. S.; MOZETO, A. A. (1999) Remoção de compostos orgânicos naturais no processo convencional de tratamento de água: Influência do pH e da dosagem de coagulante na influência do processo, 20<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1059-1068.
- FROST, F. J.; CRAUN, G. F.; CALDERON, R. L. (1996) Waterborne disease surveillance. J. American. Works Assoc., 88, 9, 66-75.
- FUNASA - MINISTÉRIO DA SAÚDE/FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (2003) Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano. Impactos na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano. FUNASA/MS, Brasília, Brasil, 56p.
- GACÉN, J.; GACÉN, I. (1996) Quitina y Quitosano. Nuevos Materiales Textiles. Boletín Intexter, 110, 67-71.
- GAMESON, A. L. H.; AGG, A. R.; STANFIELD, G.; GOULD, D. J. (1978) Investigation sewage discharges to some British coastal waters. Wat. Res. Center, 96p.
- GEHR, R.; SWARTZ, C.; OFFRINGA, O. (1993) Removal of trihalomethane precursors from eutrophic water by dissolved air flotation. Wat. Res., 27, 1, 41-49.
- GELDREICH, E. E. (1974) Aspectos Microbiológicos dos Esgotos e de seus Processos de Tratamento. In: Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Básico e de Controle de Poluição de Águas. Desinfecção de Águas. São Paulo, 115-134.
- GOYER, R. A. (1995) Toxic effects of metals. In: Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons (C. D. Klaassen, ed.), pp. 691-736, New York: McGraw-Hill Companies.
- GOLDSTEIN, S. T.; JURANEK, F. S.; RAVENHOLT, O.; HIGHTOWER, A. W.; MARTIN, D. G.; MESNIK, J. L.; GRIFFITHS, S. D.; BRYANT, A. J.; REICH, R. R.; HERWALDT, B. L. (1996) Cryptosporidiosis: An outbreak associated with drinking water despite state-of-the-art water treatment. Ann. Intern. Med., 124, 5, 459-468.
- GRAHAM, N. J. D.; WARDLAW, V. E.; PERRY, R.; JIANG, J. Q. (1998) The significance of algae as trihalomethane precursors. Wat. Scien. And Technol., 37, 2, 83-89.
- GRAHAM, N.; GANG, F.; FOWLER, G.; WATTS, M. (2008) Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: a preliminary assessment. Colloids and Surface A: Physicochem. Eng. Aspects, 327, 9-16.
- GUIGUI, C.; ROUCH, J. C.; DURAND-BOURLIER, L.; BONNELYE, V.; APTEL, P. (2002) Impact of coagulation conditions on the in-line coagulation/UF process for drinking water production. Desalination, 147, 95-100.
- GYÜRÉK, L. L.; FINCH, G. R.; BELOSEVIC, M. (1997) Modeling chlorine inactivation kinetics of *Cryptosporidium parvum* in phosphate buffer. J. Environ. Eng. 125, 913-924.
- HAARHOFF, J.; CLEASBY, J. L. (1989) Direct-filtration of *Chlorella* with cationic polymer. J. Environ. Eng. ASCE, 115, 2, 348-366.
- HALL, E. S.; PACKHAM, R. F. (1965) Coagulation of organic color with hydrolysing coagulant. J. AWWA 57, 1149-1166.
- HART, J.; STOTT, P. (1993) Microcystin-LR removal from water. Report FR 0367, Foundation for Wat. Res., Marlow, UK.
- HART, J.; FAWELL, J. K.; CROLL, B. (1998) The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment. Water supply, 16, 1/2, 661-616.

- HAYES, C. R.; GREENE, L. A. (1984) The evaluation of eutrophication impact in public water supply reservoirs in East Anglia. *J. Pollut. Control Fed.*, 42-51.
- HAYES, E. B.; MATTE, T. D.; O'BRIEN, T. R.; MCKINLEY, T. W.; LOGDSON, G. S.; ROSE, J. B.; UNGAR, B. L. P.; WORD, D. M.; PINSKY, P. F.; CUMMINGS, M. L.; WILSON, M. A.; LONG, E. G.; HURWITZ, E. S.; JURANEK, D. D. (1989) Large community outbreak of cryptosporidiosis due to contamination of a filtered public water supply. *N. Eng. J. Med.*, 320, 1372-1376.
- HEREDIA, J. B.; MARTÍN, J. S. (2008) Removing heavy metals from polluted surface water with a tannin-based flocculant agent. *J. of Hazardous Materials (in press)*.
- HIMBERG, K.; KEIJOLA, A. M.; HIISVIRTA, L.; PYYSALO, H.; SIVONEN, K. (1989) The effect of water treatment process on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study. *Water Research*, 23, 8, 979-984.
- HIROOKA, E. Y.; PINOTTI, M. H.; TSUTSUMI, T.; YOSHIDA, F.; UENO, Y. (1999) Survey of microcystins in water between 1995 and 1996 in Paraná, Brazil using ELISA. *Natural Toxins*, New York, 7, 103-109.
- HOOSER, S. B.; BEASLEY, V. R.; BASGALL, E. J.; CARMICHAEL, W. W.; HASCHEK, W. M. (1990) Microcystin-LR-induced ultrastructural changes in rats. *Veterinary Pathology*, Washington, 27, 1, 9-15.
- HRUDEY, S. E.; BURCH, M.; DRIKAS, M.; GREGORY, R. (1999) Remedial Measures, in *Toxic Cyanobacteria in Water*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London e New York, E & FN SPON, pp. pp 275-306.
- HUANG, C.; CHEN, Y. (1996) Coagulation of Colloidal Particles in Water by Chitosan. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 227-232.
- HUANG, C.; CHEN, S.; PAN, J. R. (2000) Optimal condition for modification of chitosan: a polymer for coagulation of colloidal particles. *Water Research*, 34, 3, 1057-1062.
- HUCK, P. M.; COFFEY, B. M.; EMELKO, M. B.; MAURIZIO, D. D.; SLAWSON, R. M.; ANDERSON, W. B.; DEN OEVER, J. V.; DOUGLAS, I. P.; O'MELIA, C. R. (2002) Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal. *J. AWWA* 94, 97-111.
- HYDE, R. A.; MILLER, D. G.; PACKHAM, R. F.; RICHARDS, W. N. (1977) Water clarification by flotation. *JAWWA*, 69, 7, 369-374.
- JACANGELO, J. G.; ADHAM, S. S.; LAINE, J. M. (1995). Mechanism of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and MS2 virus removal by MF and UF. *J. AWWA* 87, 107-121.
- JACANGELO, J.G.; RHODES TRUSSELL, R.; WATSON, M. (1997) Role of membrane technology in drinking water treatment in the United States. *Desalination* 113, 119-127.
- JAKUBOWSKI, W. (1990) The control of *Giardia* in water supplies. In: Meyer, E.A. (Ed.), *Human Parasitic Diseases, Giardiasis*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp. 335-356.
- JANSSENS, J. G.; MUS, I.; DELIRE, C. (1988) Special Subject 11 – Practice of rapid filtration. In: *Proceedings of The IWSA Congress; Rio de Janeiro, Brasil*.
- JANSSENS, J. G.; BUEKENS, A. (1993) Assessment of process selection for particle removal in surface water treatment. *Journal Water SRT, Aqua*, 42, 5, 279-288.
- JARDIM, F. A.; VIANA, T. H. (2003) Análise de algas – Cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de controle do tratamento da água para abastecimento. 22 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC.

JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J. S.; CARDO, D.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B.; MELO, A. D.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S. M. F. O.; JARVIS, W. R. (1998) Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*. 36, 373-378.

JONES, F.; WATKINS, J. (1985) The water cycles as a source of pathogens. *Appl. Bacteriol.*, 59:279-365.

JUANG, R. S.; SHIAU, R. C. (2000) Metal removal from aqueous solutions using chitosan - enhanced membrane filtration. *J. Membrane Science*, 165, 2, 159-167.

KAMOGAE, M.; HASHIMOTO, E. H.; PÁDUA, C. G.; SOARES, F. S.; BRACARENSE, A. P. F. R. L.; YABE, M. J. S.; ONO, E. Y. S.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; SANT'ANA, C. L.; TSUTSUMI, T.; NAGATA, S.; UENO, Y.; HARADA, K. I.; HIROOKA, E. Y. (2006) Monitoring microcystin and physicochemical parameters: role of agricultural-aquaculture activity in the water quality. Netherlands: Wageningen Academic Publishers.

KAUR, K.; BOTT, T. R.; HEATHCOTE, G. R.; KEAY, G.; LEADBEATER, B. S. C. (1994) Treatment of algal-laden water: pilot-plant experiences. *J. IWEM*, 8, 22-32.

KAWAMURA, S. (1991) Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment. *J. AWWA*, 10, 88-91.

KAWAMURA, Y.; MITSUHASHI, M.; TANIBE, H. (1993) Adsorption of metal ions on polyaminated highly porous chitosan chelating resin. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 32, 2, 386-391.

KEIJOLA, A. M.; HIMBERG, K.; ESALA, A. L.; SIVONEN, K.; HIISVIRTA, L. (1988) Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot-scale experiments. *Toxicity Assessment: An International Journal*, 3, 643-656.

KELLEY, M. B.; WARRIER, P. K.; BROKAW, J. K.; BARRET, K. L.; KROSIMAR, S. J. (1995) A study of two U.S. army installation drinking water sources and treatment systems for the removal of *Giardia* and *Cryptosporidium*. In: *Proceedings of the 1995 Water Quality Technology Conference*. AWWA, Denver, CO, pp. 2197-2230.

KIM, S. H.; MOON, B. H.; LEE, H. I. (2001) Effects of pH and dosage on pollutant removal and floc structure during coagulation. *Microchemical Journal*, 68, 197-203.

KIM, C.; HONG, J. H.; LEE, S. (2006) Fouling of microfiltration membranes by natural organic matter after coagulation treatment: A comparison of different initial mixing conditions, *J. Membr. Sci.* 283, 266-272.

KIMURA, I. Y. (2001) Remoção de corantes reativos contendo grupos vinilsulfona e triazina por adsorção e coagulação/floculação com quitosana. 2001. 200f. Tese (doutorado em Química) – Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Catarina.

KLOPOTEK, A. D.; WLAASIUKY, D.; KLOPOTEK, B. B. (1994) Compounds based on chitosan as coagulants and flocculants. In: *International Conference on Chitin and Chitosan*, Gydnia, Polônia.

KONIECZNY, K.; BODZEK M.; RAJCA, M. (2006<sup>a</sup>) A coagulation-MF system for water treatment using ceramic membranes. *Desalination*, 198 92-101.

KONIECZNY, K.; BODZEK, M.; KOPEĆ, A.; SZCZEPANEK, A. (2006<sup>b</sup>) Coagulation-submerge membrane system for NOM removal from water. *Desalination*, 200, 578-580.

KONRADT-MORAES, L. C. (2004) Estudo da coagulação-ultrafiltração para produção de água potável. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Química/UEM, Maringá – PR, Brasil, 135pp.

- KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G.; HENNIG, D.; BASSETI, F. J.; ARAÚJO, A. A. (2006) Utilization of coagulation diagrams as tools of aid for obtaining of potable water. In: XXII Interamerican Chemical Engineering Congress, pp. 1-17, Buenos Aires, Argentina, Octubre.
- KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. HENNIG, D.; BONGIOVANI, M. C. (2008) Utilization of the coagulation diagram in the evaluation of the natural organic matter (NOM) removal for obtaining potable water. Int. J. of Chemical Reactor Engineering v.6, article A-87.
- KORICH, D. G.; MEAD, J. R.; MADORE, M. S.; SINCLAIR, N. A.; STERLING, C. R. (1990) Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. Appl. Environ. Microbiol. 56, 1423–1428.
- KOTAK, B. G.; SEMALULU, S.; FRITZ, D. L.; PREPAS, E. E.; HRUDEY, S. E.; COPPOCK, R. W. (1996) Hepatic and renal pathology of intraperitoneally administered microcystin-LR in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Toxicol. Elmsford, 34, 5, 517-525.
- LAGE FILHO, F. A.; FERREIRA FILHO, S. S. (1997) Estudo piloto de tratabilidade de águas eutrofizadas: efeitos da pré-oxidação com cloro livre no processo de filtração. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- LAHOUSSINE-TURCAUD, V. WEISNER, M. R.; BOTTER, J. Y. (1990) Coagulation pretreatment for ultrafiltration of a surface water. JAWWA, 82, 12, 76–81.
- LAHOUSSINE-TURCARD, V.; WIESNER, M. R.; BOTTERRO, J. Y.; MALLEVIALLE, J. (1992) Coagulation–flocculation with aluminium salts: influence on the filtration efficacy with microporous membranes. Water Res. 26, 695–702.
- LAMBERT, T.; BOLAND, M.; HOLMES, C.; HUDREY, S. (1994) Quantitation of the Mycrocystin Hepatotoxins in Water at Environmentally Relevant. Environ.Sci.Technol., 28, 753-755.
- LANKOFF, A.; CARMICHAEL, W. W.; GRASMAN, K. A.; YUAN, M. (2004) The uptake kinetics and immunotoxic effects of microcystin-LR in human and chicken peripheral blood lymphocytes in vitro. Toxicology, Ireland, 204, 1, 23-40.
- LAPOLLI, F. R. (1998) Biofiltração e Microfiltração Tangencial para Tratamento de Esgotos. 186p. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo – SP.
- LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. (2002) Estudo da remoção da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento. Engenharia Sanitária e Ambiental, 7(3):117-128.
- LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D.; LEE, R. G. (1991) Ocurrance of *Giardia* and *Cryptosporidium* in surface water samples. Applied Environmental Microbiology, 57, 2610-2616.
- LECLAIRE, R. D.; PARKER, G. W.; FRANZ, D. R. (1995) Hemodynamic and colorimetric changes induced by microcystin–LR in the rat. Journal of Applied Toxicology, Chichester, 15, 4, 303-311.
- LECLERC, H.; ORGER, C. (1975) Les eaux useés des abattoirs et leur importance épidémiologique. Ver. Epidemiol. Méd. Soc. Santé Publique, 23:429-444.
- LEMANSKI, S. R. (2004) Purificação e Concentração do Extrato Aquoso de Stévia Rebaudiana Bertoni Através dos Processos com Zeólitas e Membranas. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Química/UEM, Maringá, PR, Brasil.
- LETTERMAN, R. D.; AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. (1999) Coagulation and flocculation in water quality and treatment. AWWA. 5ª ed., McGraw Hill Inc.

LI XU; WENPING, L.; SHUQUN, L.; ZHI W.; QIXIN, Z.; YI L. (2002) Treating dyieng waste water by ceramic membrane in crossflow microfiltration. *Desalination*, 149, 199-203.

LIBÂNIO, M.; PÁDUA, L. V.; DI BERNARDO, L. (1997) Análise da influência da variação dos gradientes de velocidade no desempenho das unidades de floculação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2, 2, 63-68.

LIN, C. F.; LIN, T. Y.; HAO, O. J. (2000) Effects of humic substance characteristics on UF performance. *Water Research*, 34, 4, 1097-1106.

LIN, C. F.; WU, C. H.; LAI, H. T. (2007) Dissolved organic matter and arsenic removal with coupled chitosan/UF operation. *Separation and Purification Technology*, 60, 292-298.

LIN, L. J.; HUANG, C.; PAN, J. R.; WANG, D (2008) Effect of Al(III) speciation on coagulation of highly turbid water. *Chemosphere*, 72, 189-196.

LONGHINOTTI, E. (1996) Adsorção dos corantes azul de metileno, alaranjado G, alaranjado IV e alaranjado xilenol pelo biopolímero quitina. Dissertação de mestrado. Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Catarina –UFSC, Florianópolis, SC.

MATHUR, N. K.; NARANG, C. K. (1990) Chitin and chitosan, versatile polysaccharides from marine animals. *J. Chem. Education*, 67, 11, 938-942.

MCDERMOTT, C. M.; NHO, C. W.; HOWARD, W.; HOLTON, B. (1998) The cyanobacterial toxin, microcystin-LR, can induce apoptosis in a variety of cell types. *Toxicon*, Elmsford, 36, 12, 1981-1996.

MCLACHLAN, C. R. D. (1995) Aluminium and the risk for Alzheimer Disease. *Environ.*, 6, 233–275.

MEIER-HAACK, J.; BOOKER, N. A.; CARROLL, T. (2003) A permeability-controlled microfiltration membrane for reduced fouling in drinking water treatment. *Water Research* 37, 585-588.

MENDES, C. G. N. (2006) Tratamento de águas para consumo humano – panorama mundial e ações do PROSAB. In: PÁDUA, V. L. de (coord.). *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Rio de Janeiro, ABES.

MILLIPORE. 2007. Protein concentration and diafiltration by tangencial flow filtration. Technical Brief.

MILUTINOVIC, A.; ZIVIN, M.; ZORC-PLESKOVIC, R.; SEDMAK, B.; SUPUT, D. (2003) Nephrotoxic effects of chronic administration of microcystins -LR and -YR. *Toxicon*, Elmsford, 42, 3, 281-288.

MO, L.; HUANG, X. (2003) Fouling characteristics and cleaning strategies in a coagulation–microfiltration combination process for water purification. *Desalination*, 159, 1–9.

MOHAMED, Z. A.; HUSSEIN, A. A. (2006) Depuration of microcystins in tilapia fish exposed to natural populations of toxic cyanobacteria: A laboratory study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, New York, 63, 424-429.

MONTGOMERY, J. (1985) *Water Treatment: Principles and Design*. New York, John Wiley & Sons.

MOPU – MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS Y URBANISMO (1985) *Guia para elaboración de estudios del medio físico: contenido y metodología*. Madrid, Espanha. GEOTEMA, 572p.



- MORRIS J. C.; BAUM, B. (1978) Precursors and mechanisms of haloform formation in the chlorination of water supplies. In: R.Z. Jolly, W.A. Brungs, R.S. Coming and V.D. Jacobs, Editors, Water Chlorination, Environmental Impact and Health Effects Vol. 2, Ann Arbor Science, Mich, 29–48.
- MORSE, E. V.; DUNCAN, M. A. (1976) *Salmonella* as monitors of fecal pollution in the aquatic environment. J. Environ. Sci. Health, 11:591-601.
- MSAGATI, T. A. M.; SIAME, B. A.; SHUSHU, D. D. (2006) Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. Aquatic Toxicology, Amsterdam, 78, 4, 382-397.
- MULDER, M. (1991) Basic Principles of Membrane Technology. 2nd Edition. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- MULLER, A. P. B. (1999) Detecção de oocistos de *Cryptosporidium spp* em águas de abastecimento superficiais e tratadas da região metropolitana de São Paulo. São Paulo, Dissertação de Mestrado – Instituto de Ciências Biológicas da USP.
- MUZARELLI, R. A. A.; JENIAUX, C.; GOODAY, G. W. (1986) Chitin in nature and technology, New York: Plenum Press.
- NAGAVI, B.; MALONE, R. F. (1986) Algae removal by fine sand/silt filtration. Wat. Res., 20, 3, 377-383.
- NAJM, I. M.; PATANIA, N. L.; JACANGELO, J. G.; KRASNER, S. W. (1994) Evaluation surrogates for disinfection by products. JAWWA, 98-106.
- NAZZAL, F. F.; WIESNER, M. R. (1994), pH and Ionic Strength Effects on the Performance of Ceramic Membranes in Water Purification. J. Memb. Sci., 93, 91-103.
- NBR 10.004 - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS: NBR 10.004 de setembro de 1987. Dispõe sobre a definição e classificação de resíduos sólidos.
- NIEMINSKI, E. C.; ONGERTH, J. E. (1995) Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. J. AWWA 87, 96–106.
- NIEMINSKI, E. C.; BELLAMY, W. D.; MOSS, L. R. (2000) Using surrogate to improve plant performance. J. American. Wat. Works Assoc., 92, 3, 67-78.
- NILSON, J. A.; DIGIANO, F. A. (1996) Influence of NOM composition on nanofiltration. JAWWA, 88, 53–66.
- NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R.; OHTA, T.; NISHIWAKI, S.; SUGANUMA, M.; KOHYAMA, K.; ISHIKAWA, T.; CARMICHAEL, W. W.; FUJIKI, H. R. (1992) Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. Journal of Cancer Research and Clinical Oncology, Germany, 118, 420-424.
- NOBLE, R. D.; STERN, S. A. (1995) Membrane Separations Technology – Principles and Applications. Edited by NOBLE, R. D., STERN, S. A., 718 p.
- NOBRE, A. C.; NUNES-MONTEIRO, S. M.; MONTEIRO, M. C.; MARTINS, A. M.; HAVT, A.; BARBOSA, P. S.; LIMA, A. A.; MONTEIRO, H. S. (2004) Microcystin-LR promote intestinal secretion of water and electrolytes in rats. Toxicol, Elmsford, 44, 5, 555-559.
- NOBREGA, R.; HARBERT, A. C.; BORGES, C. P. (1997) Processos de separação com membranas. Rio de Janeiro: Editora da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

NOLASCO, M. A.; PIRES, E. C.; SPRINGER, A. M. (2000) UMA REVISÃO SOBRE ASPECTOS AMBIENTAIS RELACIONADOS AOS EFLUENTES LÍQUIDOS DAS INDÚSTRIAS DE CELULOSE E PAPEL; Revista Mensal de Tecnologia em Celulose e Papel - ABTCP; 9, LXI, 70, 76, Português, Impresso, setembro/2000.

OLIVEIRA, C. O.; INNOCENTI, T. D.; ALVES, J. A.; BARROS, S. T. D.; MENDES, E. S. (2006) Estudo do mecanismos de *fouling* em vinha e cerveja. Iniciação Científica CESUMAR, 8, 1, 97-104.

ONGERTH, J. E.; HUTTON, P. E. (1997) Filtration to remove *Cryptosporidium*. J. AWWA 89, 39–46.

ÖZACAR, M.; SENGIL, I. A. (2000) Effectiveness of tannins obtained from Valonia as a coagulant aid for dewatering of sludge. Wat. Res. 34, 4, 1407-1412.

ÖZACAR, M.; SENGIL, I. A. (2003) Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. Colloids and Surfaces, 229, 85-96.

PÁDUA, V. L. (1994) Metodologia para Determinação dos Gradientes de Velocidade Médios em Unidades de Floculação de Mistura Completa com Câmaras em Série e Escoamento Contínuo a Partir de Ensaio em Reatores Estáticos, Dissertação de mestrado, EESCUSP, 74 p.

PADUA, V. L.; DI BERNARDO, L. (1997) Emprego de mantas sintéticas no estudo de tratabilidade de água quimicamente coagulada. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, Anais. Rio de Janeiro, ABES.

PAER, H. W.; MILLIE, D. F. (1996) Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. Journal of Phycology, English, 35, 160-167.

PAGODINA, N. V.; PAVLOV, G. M.; BUSHIN S. V.; MEL'NIKOV, A. B.; LYSENKO, Y. B.; NUD'GA, L. A.; MARSHEVA, V. N.; MARCHENKO, G. N.; TSVETKOV, V. N. (1986) Conformational characteristics of chitosan molecules as demonstrated by diffusion-sedimentation analysis and viscometry. Polymer Science USSR, 28, 2, 251-259.

PAN, R. J.; HUANG, C.; CHEN, S.; CHUNG, C.Y. (1999) Evaluation of modified chitosan for coagulation of colloidal particles. Colloids and Superfases A: Physicochemical and Engineering Aspects, 147, 359-364.

PAVANELLI, G. (2001) Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de águas com cor e turbidez elevada. São Carlos. 205p. Dissertação (mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PEETERS, J. E.; MAZAS, E. A.; MASSCHELEIN, W. J.; VILLACORTA MARTINEZ DE MATURANA, I.; BEBACKER, E. (1989) Effect of disinfection of drinking water with ozone or chlorine dioxide on survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts. J. Appl. Environ. Microbiol. 55, 1519–1522.

PELEGRIN, D. C. (2004) Microfiltração Tangencial de Efluente Doméstico após Tratamento Biológico. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina-UFSC.

PEREIRA, E. T.; DI BARNARDO, L. (2005) Remoção de substâncias húmicas por meio da oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio e FiME. Engenharia Sanitária e Ambiental, 10, 4, 290-298.

PETERS, C. J.; YOUNG, R. J.; PERRY, R. (1980) Factors influencing formation of haloforms in the chlorination of humic materials, Environ. Sci. Technol. 14, 11, 1391–1395.

PETRUSEVSKI, N. A.; VAN BREEMEN, N. A.; ALAERTS, G. J. (1996) Effect of permanganate pre-treatment and coagulation with dual coagulants on algal removal in direct filtration. *J. Wat. SRT, Aqua*, 45, 5, 316-326.

PIKE, E. B. (1986) Recent UK research on incidence, transmission and control of *Samonella* and parasitic ova in sludge. In: BLOCK, J.C., HAVELAAR, A.H., HERMITE, P.L., (eds). *Epidemiological studies of risks associated with the agricultural use of sewage sludge: knowledge and needs*. New York, Elsevier, p.50-59.

PIKKARAINEN, A. T.; JUDD, S. J.; JOKELA, J.; GILBERG, L. (2004) Pre-coagulation for microfiltration of an upland surface water. *Water Research* 38, 2, 455-465.

PORTARIA Nº 518/GM MINISTÉRIO DA SAÚDE. (2004). Em 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Ministério da Saúde. 2004.

POURIA, S.; ANDRADE, A.; BARBOSA, J.; CAVALCANTI, R. L.; BARRETO, V. S. T.; WARD, C. J.; PREISER, W.; POON, G. K.; NEILD, G. H.; CODD, G. A. (1998) Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet*, 352, 21-26.

RABERGH, C. M. I.; BYLUND, G.; ERIKSSON, J. E. (1991) Histopathological effects of microcystin-LR, a cyclic peptide toxin from the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis aeruginosa*, on common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, 20, 131-145.

REALI, M. A. P.; GIANOTTI, E. P. (1993) Remoção de algas por flotação: testes de laboratório. In: 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. II, 229-242.

REBOUÇAS, A. C. (1999) Estratégias para se Beber Água Limpa – O Município no século XXI: Cenários e Perspectivas, *Desenvolvimento e Ambiente*, pp 199-215.

RÉ, A. L. (1999) Qualidade microbiológica e parasitológica de águas de consumo humano do município de Araras – SP, com ênfase na pesquisa de oocistos de *Cryptosporidium* sp e cistos de *Giardia lamblia*. São Paulo, Dissertação de Mestrado – Universidade Mackenzie.

REVISTA MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL, ANO V, ed. 25, n. 24, Maio/Junho de 2000.

RIBAU TEIXEIRA, M.; ROSA M. J. (1998) Recuperação de água industrial utilizando tecnologia de membranas. In: 1º Colóquio A Engenharia, a Arte e o Ambiente no Ensino da Física. Instituto Politécnico de Tomar. Tomar, 71-90.

RIBEIRO, M. L.; DE LUCA, S. J. (2000) Tratamento de Águas por Filtração por Membranas. Estado da Arte, UFRGS.

RICHARDSON, M. L.; GANGOLLI, S. (1992) *The Dictionary of Substances and their Effects*. Northamptonshire: Royal Society of Chemistry.

RINAUDO, M.; DOMARD, A. (1989) Chitin and chitosan, *Elsevier Applied Science*, 71-86.

RIZZO, L.; UYGUNER, C. S.; SELCUK, H.; BEKBOLET, M.; ANDERSON, M. (2007) Activation of solgel titanium nanofilm by UV illumination for NOM removal. *Water Science and Tech.*, 55, 12, 113-118.

RIZZO, L.; DI GENNARO, A.; GALLO, M.; BELGIORNO, V. (2008) Coagulation/chlorination of surface water: a comparison between chitosan and metal salts. *Sep. and Purif. Techn.*, 62, 79-85.

ROCHA, A. A. (1974) Critérios de Balneabilidade para Classificação das Praias do Litoral Paulista: Estudo Conceitual. São Paulo: Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Básico e de Controle de Poluição de Águas.

- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. (2003) Substâncias húmicas aquáticas – Interações com espécies metálicas. Ed. UNESP, São Paulo.
- ROOK, J. J. (1974) Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters, *Water Treat. Exam.*, 23, 234-243.
- ROOK, J.J. (1977) Haloforms in drinking water. *J. Americ. Wat. Works Assoc.*, 69, 12, 158.
- ROSE, J. B. (1990) Occurrence and control of *Cryptosporidium* in drinking water. In: *Drinking Wat. Microbiol.*, New York: Springer-Verlag, p. 294-321.
- ROSE, J. B.; HAAS, C. N.; REGLI, S. (1991) Risk assesement and control of waterborne Giardiasis. *Amer. Jour. Public Health*, 81, 6, 709.
- ROUSSY, J.; VAN VOOREN, M.; DEMPSEY, B. A.; GUIBAL, E. (2005) Influence of chitosan characteristics on the coagulation and the flocculation of bentonite suspensions. *Water Res.* 39, 14, 3247–3258.
- SÁ, J. C.; OLIVEIRA, A. C. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S. (2003) Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina com a utilização de filtro lento sanduíche. In: 22 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC.
- SANCHES, P. S. (1988) Sorotipos de *Salmonella* em águas de esgoto e perfil de resistência a antimicrobianos. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biomédicas da USP, São Paulo.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. (2000) Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia, Zeitschrift Für Kryptogamenkunde*, Alemanha, 71, 3-4, 359-385.
- SANTOS, A. P. M. E.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. (2008) Hepatotoxicidade associada à microcistina. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, 29, 2, 417-430.
- SANTOS FILHO, (1985) Tecnologia de tratamento de água. Livraria Nobel S.A., São Paulo.
- SCHÄFER, A. I.; FANE, A. G.; WAITE, T. D. (2000) Direct coagulation pre-treatment in nanofiltration of waters rich in organic matter and calcium. In: 1st World Water Congress of the International Water Association. Paris, França.
- SCHÄFER, A. I. (2001) *Natural Organics Removal Using Membranes: Principles, Performance and Cost*, Technomic Pub. Co. Inc., Lancaster, PA, USA.
- SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. (2001) *Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reuso*. 1º Ed. – São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 234p, 2001.
- SCOOT, K. (1995) *Handbook of industrial membranes*, Oxford: Elsevier.
- SELÇUK, H.; AKMAKÇI, M. C.; KASPRZYK-HORDERN, B. (2007) Ozonation in drinking water and by-products formation, in: A. NIKOLAOU, L. RIZZO, H. SELÇUK (Eds.), *Control of Disinfection By-Products in Drinking Water Systems*, Nova Science publisher, 79–96.
- SHAW, K.; WALKER, S.; KOOPMAN, B. (2000) Improving filtration of *Cryptosporidium*. *J. AWWA* 92, 103–111.
- SHUVAL, H. L.; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWTIZ, E.; YEKUTIRL, P. (1986) Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions. *Word Bank Technical Paper*, 51; UNDP Project Management Report, 6.

- SICINSKA, P.; BUKOWSKA, B.; MICHALOWICZ, J.; DUDA, W. (2006) Damage of cell membrane and antioxidative system in human erythrocytes incubated with microcystin - LR in vitro. *Toxicol*, Elmsford, 47, 4, 387-397.
- SIGNINI, R.; CAMPANA FILHO, S. P. (2001) Características e propriedades de quitosanas purificadas nas formas neutra, acetato e cloridrato. *Polímeros*, 11, 2, 58-64.
- SILVA, T. S. S. (1999) Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto. Dissertação (mestrado). Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, p. 85.
- SILVA, F. (2003) Uso potencial de biopolímeros de origem vegetal na descolorização de efluente têxtil índigo. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville – SC, Brasil.
- SIVONEN, K.; NIEMELA, S. I.; NIEMI, R. M.; LEPISTO, L.; LUOMA, T. H.; RASAMEN, L. A. (1990) Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. *Hydrobiologia*, 190, 267-275.
- SLOBODA, E.; DANTAS, A. D. B.; VIEIRA, E. M.; DI BERNARDO, L. (2007) Caracterização das substâncias húmicas aquáticas e comparação com as substâncias húmicas de turfa. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 24, 2007, Belo Horizonte, MG.
- SOARES, R. M.; MAGALHAES, V. F.; AZEVEDO, S. M. (2004) Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, 70, 1, 1-10.
- SOLO-GABRIELE, H.; NEUMEISTER, S. (1996) US outbreaks of cryptosporidiosis. *Journal of the American Water Works Association*, 88, 76-86.
- SPINELLI, V. A. (2001) Quitosana: polieletrólito natural para o tratamento de água potável, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, 133 p. (Dissertação Mestrado).
- STATES, S. M.; SCHEURING, R.; EEVANS, E.; BUZZA, B.; MOHAVED, T.; GIGLIOTTI, T.; CASSON, L. (2000) Membrane filtration as posttreatment. *J. AWWA* 92, 59–68.
- STEEL, E. W. 1966 Abastecimento de Água - Sistema de Esgotos, Ed. Livro Técnico S.A., Rio de Janeiro.
- STOPKA, J.; BUGAN, S. G.; SCHLOSSER, S.; LARBOT A. (2001) Microfiltration of beer yeast suspensions through stamped ceramic membranes. *Separation and Purification Technology*, 25, 535-543.
- SWERTFEGER, J.; METZ, D. H.; DEMARCO, J.; BRAGHETTA, A.; JACANGELO, J. G. (1999) Effect of filter media on cyst and oocyst removal. *J. AWWA* 91, 90–100.
- TANAC (2003) Manual Prático para Uso em Estações de Tratamento de Águas de Abastecimento. 1a Ed. Montenegro.
- THURMAN, R.; FAULKNER, B.; VEAL, D.; CRAMER, G.; MEIKLEJOHN, M. (1998) Water quality in rural Australia. *J. Appl. Microb.*, 84, 627-632.
- USEPA - US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, (2002). Current drinking water standards (disponível em <http://www.epa.gov/safewater/mcl.html>, consultado em 10/06/2008).
- VAJCOVÁ, V.; NAVRÁTIL, S.; PALÍKOVÁ, M. (1998) The effect of intraperitoneally applied pure Microcystin-LR on haematological, biochemical and morphological indices of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Acta Veterinária* (Brno), Brno, 67, 4, 281-287.

VAN DER BRUGGEN, B.; VANDECASTEELE, C.; GESTEL, T. V.; DOYEN, W.; LEYSEN, R. (2003) A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production. *Environ. Prog.* 22, 46–56.

VERBYCH, S.; BRYK, M.; CHORNOKUR, G.; FUHR, B. (2005) Removal of copper(II) from aqueous solutions by chitosan adsorption. *Sep. Sci. Technol.* 40, 8, 1749–1759.

VIEIRA, J. M. P.; MORAIS, C. (2005) Planos de Segurança em Sistemas Públicos de Abastecimento de Água para Consumo Humano, Instituto Regulador de Águas e Resíduos, Universidade do Minho.

VIEIRA, J. M. S.; AZEVEDO, M. T. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; HONDA, R. Y.; CORRÊA, B. (2005) Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. *Toxicon, Elmsford*, 45, 901-909.

VON SPERLING, M. (2005) Visão integrada do saneamento por bacia hidrográfica e o monitoramento da sua qualidade. In: Andreoli, C. V.; Willer, M. (Eds.) Gerenciamento do Saneamento em Comunidades Planejadas. Série Cadernos Técnicos Alphaville, 1. São Paulo, Alphaville Urbanismo S.A, p. 42-57.

WALLIS, P. M.; ERLANDSEN, S. L.; ISSAC-RENTON, J. L.; OLSON, M. E.; ROBERTSON, W. J.; VAN KEULEN, H. (1996) Prevalence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts and characterization of *Giardia* spp. Isolated from drinking water in Canada. *Applied Environmental Microbiology*, 62, 2789-2797.

WILLIAMS, B. M. (1975) Environmental considerations in salmonellosis. *Vet. Rec.*, 96:318-921.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION (1993) Guidelines for Drinking Water Quality, Addendum to volume 1. 2nd ed. Geneve.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION (2004) Guidelines for Drinking-Water Quality vol. I - Recommendations 4 th Ed., Geneve, Switzerland.

YAMAURA, M.; COSTA, C. H.; YAMAMURA, A. P. G. (2007) Adsorption studies for Cr (VI) onto magnetic particles covered with chitosan. In: International Nuclear Atlantic Conference – INAC 2007, Santos, SP.

YOO, R. S.; CARMICHAEL, W. W.; HOEHN, R. C.; HUDREY, S. C. (1995) Cyanobacterial (bluegreen algal). Toxins: A Resource Guide. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, E.U.A., 229 p.

ZHAN, L.; SAKAMOTO, H.; SAKURABA, M.; WU, S.; ZHANG, L. S.; SUZUKI, T.; HAYASHI, M.; HONMA, M. (2004) Genotoxicity of microcystin-LR in human lymphoblastoid Tk6 cells. *Mutation Research*, 557, 1, 01-06.

ZHANG, J.; ZHANG, H.; CHEN, Y. (2006) Sensitive apoptosis induced by microcystins in the crucian carp (*Carassius auratus*) lymphocytes in vitro. *Toxicology in Vitro, Oxford*, 20, 560-566.

#### SITE:

[http://www.crq4.org.br/qv\\_quitosanas](http://www.crq4.org.br/qv_quitosanas), acesso em 25/10/2008.

[www.arbolesornamentales.com/Acaciamelanoxylon.htm](http://www.arbolesornamentales.com/Acaciamelanoxylon.htm), acesso em 14/01/2009.

[www.tratamentodeagua.com.br](http://www.tratamentodeagua.com.br), acesso em 23/04/2007

[http://www.springway.com.br/sistem\\_filtracao.htm](http://www.springway.com.br/sistem_filtracao.htm), acesso em 13/08/2007.

<http://www.ipen.br/sitio/?idc=1574>, acessada em 20/07/2007.

# APÊNDICE

## APÊNDICE A

### RESULTADOS OBTIDOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS BRUTAS UTILIZADAS

**Tabela 1** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test” com o coagulante natural quitosana.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	1.695	182
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	1.045	112
Turbidez	uT	240	39
Carbono Orgânico Total (COT)	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,4	3,0
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	19,3	1,2
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	5,1	0,4
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,923	0,125
pH	-	8,17	8,03
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	2,68	0,34
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	0,053	0,004
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	16,0	4,4
Sulfito	mg L <sup>-1</sup>	0,108	Nd
Sulfato	mg L <sup>-1</sup>	54	32
Fosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,63	0,33
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	2,1	1,5
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg L <sup>-1</sup>	1.332	152
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg L <sup>-1</sup>	228	40
Alcalinidade	mg L <sup>-1</sup>	46	48
Acidez Volátil	mg L <sup>-1</sup>	8,5	19
Dureza	mg L <sup>-1</sup>	54	26
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1(1)</sup>	3.955	1.135
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1(1)</sup>	800	200
Prata	mg L <sup>-1</sup>	0,028	0,006
Alumínio	mg L <sup>-1</sup>	1,930	0,427
Bário	mg L <sup>-1</sup>	0,002	0,001
Cádmio	mg L <sup>-1</sup>	0,008	0,002
Cromo	mg L <sup>-1</sup>	0,060	0,030
Cobre	mg L <sup>-1</sup>	0,249	0,090
Ferro	mg L <sup>-1</sup>	60,135	7,991
Manganês	mg L <sup>-1</sup>	2,456	0,600
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	18,762	2,347
Chumbo	mg L <sup>-1</sup>	0,049	0,003
Zinco	mg L <sup>-1</sup>	0,880	0,187

(2) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

(3) Nd – Não detectado

**APÊNDICE A**  
**RESULTADOS OBTIDOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS BRUTAS UTILIZADAS**

**Tabela 2** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test” com o coagulante sulfato de alumínio.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	484	182
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	395	112
Turbidez	uT	131	39
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,0	3,0
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	9,0	1,2
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,0	0,4
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,718	0,125
pH	-	8,08	8,03
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	0,74	0,34
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	0,014	0,004
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	6,7	4,4
Sulfito	mg L <sup>-1</sup>	0,195	Nd
Sulfato	mg L <sup>-1</sup>	49	32
Fosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,61	0,33
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	6,0	1,5
SST	mg L <sup>-1</sup>	376	152
SDT	mg L <sup>-1</sup>	160	40
Alcalinidade	mg L <sup>-1</sup>	52	48
Acidez Volátil	mg L <sup>-1</sup>	18	19
Dureza	mg L <sup>-1</sup>	35,8	26
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1(1)</sup>	8.638	1.135
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>-1(1)</sup>	350	200
Prata	mg L <sup>-1</sup>	0,009	0,006
Alumínio	mg L <sup>-1</sup>	1,135	0,427
Bário	mg L <sup>-1</sup>	0,001	0,001
Cádmio	mg L <sup>-1</sup>	0,004	0,002
Cromo	mg L <sup>-1</sup>	0,029	0,030
Cobre	mg L <sup>-1</sup>	0,137	0,090
Ferro	mg L <sup>-1</sup>	33,473	7,991
Manganês	mg L <sup>-1</sup>	1,267	0,600
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	6,792	2,347
Chumbo	mg L <sup>-1</sup>	0,020	0,003
Zinco	mg L <sup>-1</sup>	0,359	0,187

(2) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

(3) Nd – Não detectado



**APÊNDICE A**  
**RESULTADOS OBTIDOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS BRUTAS UTILIZADAS**

**Tabela 3** Valores médios das características das águas superficiais utilizadas nos ensaios em “jar test” com a associação dos coagulantes sulfato de alumínio e quitosana.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	465	97
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	402	90
Turbidez	uT	117	15
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	5,0	1,0
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	8,1	3,8
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	5,9	0,9
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,311	0,104
pH	-	7,64	7,80
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	0,86	0,11
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	0,013	0,010
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	8,5	4,8
Sulfito	mg L <sup>-1</sup>	0,200	0,001
Sulfato	mg L <sup>-1</sup>	45	28
Fosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,62	0,29
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	8,0	2,3
SST	mg L <sup>-1</sup>	332	80
SDT	mg L <sup>-1</sup>	232	22
Alcalinidade	mg L <sup>-1</sup>	40	42
Acidez Volátil	mg L <sup>-1</sup>	36	60
Dureza	mg L <sup>-1</sup>	60,0	53,0
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>(1)</sup>	5.493	1.102
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>(1)</sup>	335	98
Prata	mg L <sup>-1</sup>	0,024	0,002
Alumínio	mg L <sup>-1</sup>	1,693	0,219
Bário	mg L <sup>-1</sup>	0,001	Nd
Cádmio	mg L <sup>-1</sup>	0,004	Nd
Cromo	mg L <sup>-1</sup>	0,020	0,010
Cobre	mg L <sup>-1</sup>	0,207	0,075
Ferro	mg L <sup>-1</sup>	45,119	6,294
Manganês	mg L <sup>-1</sup>	2,000	0,300
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	8,693	2,111
Chumbo	mg L <sup>-1</sup>	0,020	Nd
Zinco	mg L <sup>-1</sup>	0,627	0,119

(2) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

(3) Nd – Não detectado

**APÊNDICE A**  
**RESULTADOS OBTIDOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS BRUTAS UTILIZADAS**

**Tabela 4** Valores médios das características das águas superficiais de cor e turbidez relativamente altas, utilizadas nos ensaios em “jar test” com os taninos vegetais.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	754	402
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	603	391
Turbidez	uT	186	82
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,9	5,7
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	7,6	7,0
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	6,0	6,0
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,536	0,397
pH	-	7,53	7,40
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	1,30	1,30
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	0,003	0,002
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	10,7	6,9
Sulfito	mg L <sup>-1</sup>	0,195	0,166
Sulfato	mg L <sup>-1</sup>	55	51
Fosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,60	0,54
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	6,6	5,9
SST	mg L <sup>-1</sup>	334	245
SDT	mg L <sup>-1</sup>	236	197
Alcalinidade	mg L <sup>-1</sup>	42	52
Acidez Volátil	mg L <sup>-1</sup>	9	18
Dureza	mg L <sup>-1</sup>	117,5	108,0
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>(1)</sup>	10.325	6.993
<i>Escherichia coli</i>	UFC (100 mL) <sup>(1)</sup>	502	406
<i>Prata</i>	mg L <sup>-1</sup>	0,030	0,020
<i>Alumínio</i>	mg L <sup>-1</sup>	2,101	1,657
<i>Bário</i>	mg L <sup>-1</sup>	0,008	0,005
<i>Cádmio</i>	mg L <sup>-1</sup>	0,008	0,006
<i>Cromo</i>	mg L <sup>-1</sup>	0,060	0,050
<i>Cobre</i>	mg L <sup>-1</sup>	0,394	0,301
<i>Ferro</i>	mg L <sup>-1</sup>	45,231	41,009
<i>Manganês</i>	mg L <sup>-1</sup>	1,384	1,972
<i>Sódio</i>	mg L <sup>-1</sup>	19,447	13,696
<i>Chumbo</i>	mg L <sup>-1</sup>	0,010	0,011
<i>Zinco</i>	mg L <sup>-1</sup>	1,312	0,719

(2) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

**APÊNDICE A**  
**RESULTADOS OBTIDOS PARA A CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS BRUTAS UTILIZADAS**

**Tabela 5** Valores médios das características das águas superficiais de cor e turbidez relativamente baixas, utilizadas nos ensaios em “jar test” com os taninos vegetais.

Parâmetro	Unidade	Água 1	Água 2
Cor Aparente	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	89	99
Cor Verdadeira	uH = mgPt-Co L <sup>-1</sup>	85	91
Turbidez	uT	10	15
COT	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	1,5	1,6
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	2,0	1,9
DBO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	1,3	1,5
UV-254 nm	cm <sup>-1</sup>	0,085	0,088
pH	-	7,94	8,03
Amônia	mg L <sup>-1</sup>	0,05	0,05
Nitrito	mg L <sup>-1</sup>	0,004	0,004
Nitrato	mg L <sup>-1</sup>	3,0	3,5
Sulfito	mg L <sup>-1</sup>	0,001	0,001
Sulfato	mg L <sup>-1</sup>	6	18
Fosfato	mg L <sup>-1</sup>	0,14	0,21
Cloretos	mg L <sup>-1</sup>	1,0	2,5
SST	mg L <sup>-1</sup>	40	35
SDT	mg L <sup>-1</sup>	11	18
Alcalinidade	mg L <sup>-1</sup>	50	46
Acidez Volátil	mg L <sup>-1</sup>	12	15
Dureza	mg L <sup>-1</sup>	50	50
Coliformes Totais	UFC (100 mL) <sup>-1(1)</sup>	159	308
Escherichia coli	UFC (100 mL) <sup>-1(1)</sup>	20	33
Prata	mg L <sup>-1</sup>	0,005	0,007
Alumínio	mg L <sup>-1</sup>	0,321	0,384
Bário	mg L <sup>-1</sup>	0,001	0,001
Cádmio	mg L <sup>-1</sup>	0,001	0,001
Cromo	mg L <sup>-1</sup>	0,020	0,025
Cobre	mg L <sup>-1</sup>	0,069	0,081
Ferro	mg L <sup>-1</sup>	5,667	7,609
Manganês	mg L <sup>-1</sup>	0,500	0,506
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	2,300	2,381
Chumbo	mg L <sup>-1</sup>	0,003	0,002
Zinco	mg L <sup>-1</sup>	0,105	0,247

(2) UFC (100 mL)<sup>-1</sup> – Unidades Formadoras de Colônia em 100 mL de amostra

**APÊNDICE B**  
**RESULTADOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS PARA O ESTUDO DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS**

**Tabela 1** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,1 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente baixa.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	70	15	78,6	Nd	100,0	12	82,9	10	85,7	15
Cor Verdadeira (uH)	68	13	80,9	Nd	100,0	11	83,8	12	82,3	-
Turbidez (uT)	10,7	0,42	96,1	0,10	99,1	0,55	94,9	0,14	98,7	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,5	0,8	77,1	0,2	94,3	0,3	91,4	0,2	94,3	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	4,2	0,1	97,6	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,9	0,5	87,2	0,3	92,3	0,2	94,9	0,2	94,9	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,087	0,012	86,2	0,013	85,1	0,012	86,2	0,016	81,6	-
pH	7,96	7,92	-	6,24	-	7,38	-	<b>3,21</b>	-	<b>6,0-9,5</b>
Amônia (mg L <sup>-1</sup> )	0,200	0,04	80,0	0,04	80,0	Nd	100,0	0,02	90,0	1,5
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0,009	0,003	66,7	0,009	Nd	0,008	11,1	0,001	88,9	-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	3,9	2,2	43,6	2,1	46,2	2,2	43,6	2,1	46,2	10
Sulfito (mg L <sup>-1</sup> )	0,005	Nd	100,0	0,005	Nd	0,005	Nd	0,005	Nd	-
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	0,5	50,0	0,8	20,0	0,8	20,0	0,5	50,0	250
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,03	0,30	70,9	0,26	74,8	0,03	97,1	0,37	64,1	-
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	3,0	1,0	66,7	1,8	40,0	3,0	Nd	1,3	56,7	250
SST (mg L <sup>-1</sup> )	106,7	48,0	55,0	11,0	89,7	9,0	91,6	7,0	93,4	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	58,0	11,0	81,0	6,7	88,5	8,0	86,2	3,18	94,5	1000
Colif. Totais (UFC (100 mL <sup>-1</sup> ))	900	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL <sup>-1</sup> ))	Nd	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giardia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente

(2) Nd – Não detectado

(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

**APÊNDICE B**  
**RESULTADOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS PARA O**  
**ESTUDO DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS**

**Tabela 2** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,1 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente alta.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	325	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	15
Cor Verdadeira (uH)	246	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	-
Turbidez (uT)	82,6	0,60	98,5	0,14	99,8	0,16	99,8	0,12	99,9	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,3	0,8	90,4	0,5	94,0	0,4	95,2	0,6	92,8	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	16,9	2,3	86,4	1,2	92,9	1,0	94,1	1,5	91,1	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,0	1,0	85,7	0,6	91,4	0,8	88,6	0,3	95,7	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,384	0,044	88,5	0,014	96,4	0,026	93,2	0,018	95,3	-
pH	6,41	8,04	-	7,49	-	7,63	-	5,07	-	6,0-9,5
Amônia (mg L <sup>-1</sup> )	0,850	0,001	99,9	0,005	99,4	0,010	98,8	0,018	97,9	1,5
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0,009	0,009	Nd	0,008	11,1	0,009	0	0,009	Nd	-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	6,2	1,5	75,8	1,2	80,6	1,0	83,9	1,2	80,6	10
Sulfito (mg L <sup>-1</sup> )	0,075	Nd	100,0	0,002	97,3	0,008	89,3	0,013	82,7	-
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	1,0	Nd	0,8	20,0	0,4	60,0	Nd	100,0	250
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	0,49	0,10	79,6	0,13	73,5	0,45	8,2	0,31	36,7	-
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	30,0	12,0	60,0	29,0	3,33	7,0	76,7	27,0	10,0	250
SST (mg L <sup>-1</sup> )	472,0	115,0	75,6	135,0	71,4	117,0	75,2	88,0	81,3	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	207,0	94,0	54,6	95,0	54,1	48,0	76,8	86,0	58,5	1000
Colif. Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.600	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente

(2) Nd – Não detectado

(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

**APÊNDICE B**  
**RESULTADOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS PARA O ESTUDO DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS**

**Tabela 3** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente baixa.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	70	4	94,3	7	90,0	3	95,7	13	81,4	15
Cor Verdadeira (uH)	68	3	95,6	1	98,5	2	97,1	9	86,8	-
Turbidez (uT)	10,7	0,71	93,4	3,20	70,1	0,80	92,5	0,41	96,2	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,5	0,7	80,0	1,2	65,7	1,7	51,4	2,0	42,9	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	4,2	1,0	76,2	2,0	52,4	2,5	40,5	2,9	31,0	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,9	0,8	79,5	1,0	74,3	1,2	69,3	1,7	56,4	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,087	0,016	81,6	0,012	86,2	0,015	82,8	0,011	87,4	-
pH	7,96	8,03	-	8,02	-	7,99	-	3,07	-	6,0-9,5
Amônia (mg L <sup>-1</sup> )	0,200	0,180	10,0	0,010	95,0	0,090	55,0	0,180	10,0	1,5
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0,009	0,009	Nd	0,009	Nd	0,009	Nd	0,009	Nd	-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	3,9	2,6	33,3	2,4	38,5	2,4	38,5	3,0	30,0	10
Sulfito (mg L <sup>-1</sup> )	0,005	0,001	80,0	Nd	100,0	0,002	60,0	0,004	20,0	-
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	Nd	100,0	0,8	20,0	0,6	40,0	0,4	60,0	250
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,03	0,98	4,8	0,65	36,9	0,50	51,5	0,24	77,0	-
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	3,0	3,0	Nd	2,1	30,0	2,5	16,7	2,7	10,0	250
SST (mg L <sup>-1</sup> )	106,7	26,0	75,6	46,0	56,9	48,0	55,0	24,0	77,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	58,0	4,0	93,1	1,3	97,8	8,3	85,7	11,0	81,0	1000
Colif. Totais (UFC (100 mL <sup>-1</sup> ))	900	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL <sup>-1</sup> ))	Nd	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente

(2) Nd – Não detectado

(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

**APÊNDICE B**  
**RESULTADOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS PARA O**  
**ESTUDO DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS**

**Tabela 4** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, monocanal, cor e turbidez relativamente alta.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	256	11	95,7	3	98,8	Nd	100,0	9	96,5	15
Cor Verdadeira (uH)	195	11	94,3	2	99,0	Nd	100,0	2	99,0	-
Turbidez (uT)	100,2	0,25	99,8	0,56	99,4	0,20	99,8	0,47	99,5	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,4	2,7	67,9	2,0	76,2	2,9	65,5	1,6	81,0	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	15,3	4,9	68,0	3,0	80,4	5,0	67,3	2,0	86,9	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	6,1	2,2	63,9	1,5	75,4	2,1	65,6	1,2	80,3	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,336	0,010	97,0	0,012	96,4	0,019	94,3	0,011	96,7	-
pH	7,92	7,97	-	7,90	-	7,60	-	5,04	-	6,0-9,5
Amônia (mg L <sup>-1</sup> )	0,800	0,020	97,5	0,010	98,8	0,060	92,5	0,040	95,0	1,5
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	Nd	Nd	-	Nd	-	Nd	-	Nd	-	-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	5,1	2,3	54,9	2,5	51,0	2,0	60,8	2,2	56,9	10
Sulfito (mg L <sup>-1</sup> )	0,066	0,003	95,5	0,001	98,5	0,008	87,9	Nd	100,0	-
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	1,0	Nd	0,8	20,0	1,0	Nd	0,4	60,0	250
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	0,37	0,09	75,7	0,20	45,9	0,24	35,1	0,12	67,6	-
Cloreto (mg L <sup>-1</sup> )	10,0	3,0	70,0	2,0	80,0	2,0	80,0	4,8	52,0	250
SST (mg L <sup>-1</sup> )	329,3	62,0	81,2	50,0	84,8	58,0	82,4	28,0	91,5	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	312,0	40,0	87,2	58,0	81,4	30,0	90,4	20,0	93,6	1000
Colif. Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	800	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	50	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente

(2) Nd – Não detectado

(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

**APÊNDICE B**  
**RESULTADOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS PARA O ESTUDO DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS**

**Tabela 5** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, multicanal, cor e turbidez relativamente baixa.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	83	4	95,2	Nd	100,0	7	91,6	4	95,2	15
Cor Verdadeira (uH)	81	4	95,1	Nd	100,0	7	91,3	4	95,2	-
Turbidez (uT)	11,1	0,11	99,0	0,38	96,6	0,35	96,8	0,14	98,7	5,0
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	4,6	0,2	95,7	0,8	82,6	1,5	67,4	0,4	91,3	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	8,0	0,5	93,8	1,0	87,5	2,1	73,8	0,8	90,0	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	3,9	0,3	92,3	0,7	82,1	1,4	64,1	0,3	92,3	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,102	0,023	77,5	0,015	85,3	0,014	86,3	0,013	87,2	-
pH	7,91	7,91	-	7,65	-	7,88	-	3,03	-	6,0-9,5
Amônia (mg L <sup>-1</sup> )	0,200	0,010	95,0	0,020	90,0	0,010	95,0	0,050	75,0	1,5
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0,018	0,013	27,8	0,007	61,1	0,015	16,7	0,012	33,3	-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	4,9	3,3	32,7	1,6	67,3	2,0	59,2	2,2	55,1	10
Sulfito (mg L <sup>-1</sup> )	0,009	0,003	66,7	0,005	44,4	0,002	77,8	0,004	55,6	-
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	Nd	100,0	0,7	30,0	0,8	20,0	0,8	20,0	250
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,13	0,53	53,1	0,80	29,2	0,45	60,2	0,39	65,5	-
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	3,9	2,5	35,9	2,4	38,5	1,6	59,0	3,7	5,1	250
SST (mg L <sup>-1</sup> )	79,3	38,0	52,1	11,0	86,1	13,0	83,6	20,0	74,8	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	76,0	36,0	52,6	10,0	86,8	17,0	77,6	16,0	78,9	1000
Colif. Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	2.800	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	10	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Giardia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Aus. <sup>(1)</sup>

(1) Ausente

(2) Nd – Não detectado

(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*



**APÊNDICE B**  
**RESULTADOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS PARA O**  
**ESTUDO DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS**

**Tabela 6** Resumo dos resultados obtidos para os ensaios com presença de protozoários para a membrana de 0,2 µm, multicanal, cor e turbidez relativamente alta.

Parâmetro	AB	M	E (%)	CFM S	E (%)	CFM S-Q	E (%)	CFM Q	E (%)	Port. 518
Cor Aparente (uH)	433	<b>21,0</b>	95,2	11,0	97,5	10,6	97,6	Nd	100,0	<b>15</b>
Cor Verdadeira (uH)	302	10,0	96,7	8,0	97,3	6,0	98,0	Nd	100,0	-
Turbidez (uT)	117	<b>13,3</b>	88,6	3,67	96,9	2,45	97,9	0,50	99,6	<b>5,0</b>
COT (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	7,4	3,6	51,3	3,0	59,5	3,3	55,4	1,6	78,4	-
DQO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	13,1	7,1	45,8	5,7	56,5	6,0	54,2	3,0	77,1	-
DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	6,6	3,0	54,5	3,3	50,0	2,9	56,1	1,2	81,8	-
UV-254 nm (cm <sup>-1</sup> )	0,335	0,127	62,1	0,046	86,3	0,059	82,4	0,020	94,0	-
pH	7,87	7,61	-	7,65	-	7,62	-	<b>5,18</b>	-	<b>6,0-9,5</b>
Amônia (mg L <sup>-1</sup> )	0,820	0,310	62,2	0,010	98,8	0,030	96,3	0,020	97,6	<b>1,5</b>
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0,034	0,031	8,82	0,012	64,7	0,017	50,0	0,007	79,4	-
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	7,4	4,1	44,6	3,0	59,5	3,6	51,4	3,6	51,4	<b>10</b>
Sulfito (mg L <sup>-1</sup> )	0,072	0,010	86,1	0,005	93,1	0,004	94,4	0,003	95,8	-
Sulfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	1,0	Nd	0,9	10,0	0,8	20,0	0,8	20,0	<b>250</b>
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	1,50	1,20	20,0	0,8	46,7	1,0	33,3	0,30	80,0	-
Cloretos (mg L <sup>-1</sup> )	30,0	25,0	16,7	15,0	50,0	11,0	63,3	24,0	20,0	<b>250</b>
SST (mg L <sup>-1</sup> )	383,3	106,0	99,5	62,0	83,2	66,0	82,8	95,0	75,2	-
SDT (mg L <sup>-1</sup> )	212,7	92,0	56,7	32,0	85,0	36,0	83,1	74,0	65,2	<b>1000</b>
Colif. Totais (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	1.800	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>
<i>E. coli</i> (UFC (100 mL) <sup>-1</sup> )	200	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>
<i>Giárdia</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>
<i>Cryptosporidium</i>	100 <sup>(3)</sup>	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	Nd	100,0	<b>Aus.</b>

(1) Ausente

(2) Nd – Não detectado

(3) A água bruta foi contaminada com 100 cistos de *Giardia* e 100 oocistos de *Cryptosporidium*

# ANEXOS

## Anexo 1

### Determinação da Velocidade de Permeação e Permeabilidade Dinâmica

A velocidade de permeação da água deionizada, da água bruta e da água superficial após o processo de coagulação/floculação foi calculada pela Equação 1.

$$V_p = \frac{Q_p}{S} \quad (1)$$

em que:

$V_p$  – velocidade de permeação (m/s ou L/hm<sup>2</sup>)

$Q_p$  – vazão de permeação (m<sup>3</sup>/s ou L/h)

$S$  – área da membrana (m<sup>2</sup>)

Antes e após operar-se o sistema com a água bruta ou com a solução proveniente da coagulação e floculação da água superficial, foi calculada a sua permeabilidade à água deionizada para estudar-se o comportamento da membrana.

A determinação da permeabilidade visa ao cálculo da queda de permeação do sistema (“fouling” da membrana).

A permeabilidade foi calculada, em triplicata, nas pressões de 1, 2 e 3 bar e, antes e após a filtração com a solução problema. Sendo todas as filtrações realizadas com a velocidade tangencial de 670 L/h.

A permeabilidade da água deionizada ( $A_e$ ) foi calculada pela regressão linear da Equação 2:

$$A_e = \frac{d(Q_{PE})}{S \times d(\Delta P)} \quad (2)$$

em que:

$A_e$  – permeabilidade da água deionizada (m/sbar ou L/hm<sup>2</sup>)

$Q_{PE}$  – vazão de permeação da água deionizada (m<sup>3</sup>/s ou L/h)

$S$  – área da membrana (m<sup>2</sup>)

$\Delta P$  – pressão transmembrana (bar)

As medidas para o cálculo de permeabilidade dinâmica ( $A_d$ ) da membrana com água coagulada e floculada foram realizadas à temperatura de 25 °C, durante todo o tempo de operação do sistema, de acordo com a Equação 3.

$$A_d = \frac{Q_p}{S \times \Delta P} \quad (3)$$

em que:

$A_d$  – permeabilidade dinâmica (m/sbar ou L/hm<sup>2</sup>)

$Q_p$  – vazão de permeação (m<sup>3</sup>/s ou L/h)

$S$  – área da membrana (m<sup>2</sup>)

$\Delta P$  – pressão transmembrana (bar)

Como a permeabilidade inicial da membrana normalmente varia de um ensaio para outro, os resultados serão apresentados sob a forma relativa, em que:

$A_{ef}/A_{ei}$  (%) - é a relação da permeabilidade da membrana com água deionizada após o processo de filtração da água bruta ou do processo combinado de coagulação/floculação/filtração com membranas, em função da permeabilidade inicial da membrana com água deionizada;

$A_d/A_{ei}$  (%) – é a relação da permeabilidade da membrana durante o processo de filtração, ponto a ponto, em função da permeabilidade inicial da membrana com água deionizada.

## ANEXOS

### Anexo 2

#### **Pesquisa de Protozoários Parasitos pela Técnica de Filtração em Membrana com Extração Mecânica e Eluição**

(Aldom e Chagla, 1995; Dawson et al., 1993; Franco et al., 2001)

Esta técnica foi realizada da seguinte forma:

- 1) Inicialmente as amostras foram filtradas em membrana de acetato de celulose com diâmetro de 47 mm e porosidade de 1,2 µm.
- 2) Posteriormente, era realizada a extração mecânica do material retido sobre a membrana com o auxílio de espátulas plásticas em alternância com lavagens da superfície da membrana durante 10 minutos, em placa de Petri, com solução de eluição de Tween 80 a 1% v/v.
- 3) O procedimento anterior (2) é repetido por três vezes para extrair a maior quantidade possível do material retido e conseguir-se uma maior eficiência.
- 4) Após, o material extraído foi centrifugado a 600 x g por 15 minutos. O sobrenadante foi descartado com auxílio de pipetas de vidro até o volume de 3 mL e o sedimento foi ressuspensão em água destilada, completando-seo volume de 15 mL do tubo de centrífuga e, a seguir, a centrifugação era novamente realizada, nas mesmas condições anteriores.
- 5) O sobrenadante era novamente descartado até se obter um volume final, 1 mL no tubo de centrífuga, e o sedimento novamente era ressuspensão, agora neste volume final.

A partir desse volume final (1 mL) era realizada a pesquisa de *Giardia spp.* e *Cryptosporidium spp.* pela análise da solução por imunofluorescência direta (IF) com a utilização do Kit comercial Merifluor (Meridian Bioscience, Cincinnati, Ohio).

Simultaneamente foi realizado o teste confirmatório pela inclusão dos corantes vitais fluorogênicos DAPI (4',6'-diamidino-2-phenylindole, Sigma Chemicals) e PI (propidium iodide) para visualização de caracteres morfológicos (núcleo, axonema e sutura) (Cantusio Neto e Franco, 2004)

Para estimar a recuperação de oocistos e cistos/L foi realizado o seguinte cálculo (Environmental Protection Agency, 1999; Cantusio-Neto e Franco, 2004):

$$X = \frac{\text{n}^\circ \text{ de (oo)cistos} \times 10^6 \times \text{volume do pellet (1 mL)}}{\text{volume utilizado/lâmina} \times \text{volume da amostra (mL)}}$$

## ANEXOS

### Anexo 3

#### Metodologia para a Cultura de Cianobactérias

- 1) O cultivo da cepa de *Microcystis* deve ser iniciado colocando-se 10 mL do inoculo em um erlenmeyer com 1 litro de meio de cultura.
- 2) Com uma bomba de aquário aerar esse cultivo, na luminosidade de 40 umolar de fotons (duas lâmpadas fluorescente de 20 W), na temperatura de  $22 \pm 1$  °C.
- 3) Proceder a contagem das células do cultivo diariamente para fazer a curva de crescimento.
- 4) Após 15 dias de cultura, passe todo o volume de cultivo do erlenmeyer para um frasco Mariotte de 9 litros e acrescente mais 4 litros de meio.
- 5) Deixe por mais quinze dias aerando na luminosidade descrita acima continuamente (sem fazer o foto período).
- 6) Após os 15 quinze dias, coloque mais 4 litros de meio de cultura e deixe aerando novamente.
- 7) Quando o número de células chegar a aproximadamente  $1,0 \times 10^7$ /mL, já há biomassa suficiente para o início dos testes.

#### Extração de Microcistina

- 1) Liofilizar a cultura de *Microcystis* até obter pelo menos 0,5 gramas de peso seco.
- 2) Proceder três extrações com metanol 75% (v/v). Para cada 0,5 g de liofilizado, utilizar 10 mL de metanol em cada centrifugação.
- 3) Centrifugar à 3000 rpm por 20 min a 20°C ou 10.000 rpm por 10 min. Reservar o sobrenadante.
- 4) Filtrar em filtro seringa com porosidade de 0,45 µm e quantificar a microcistina por HPLC ou pelo Kit ELISA.

OBS: A solução de metanol 75 % e microcistina deve ser congelada para armazenamento.

## ANEXOS

### Anexo 4

#### Procedimento para Utilização do Kit Beacon Microcistina Tubo

O Kit Beacon Microcistina - Tubo é um teste imunológico laboratorial para quantificação de Microcistinas em água.

#### Instruções do Teste

O Kit Beacon Microcistina - Tubo utiliza anticorpos policlonais que se ligam às Microcistinas e ao conjugado Microcistina-enzima. A Microcistina na amostra compete com o conjugado Microcistina-enzima por um número limitado de anticorpos. Os tubos estão revestidos com anticorpos de cabra anti-IgG de coelho, sendo estes últimos os anticorpos anti-microcistina em solução que são adicionados.

Durante o procedimento da análise, os seguintes passos foram seguidos:

- Adicionou-se o conjugado Microcistina – enzima e as amostras contendo Microcistinas aos tubos, seguidos pela solução de anticorpo. O conjugado compete com as Microcistinas da amostra pelos mesmos sítios de ligação de anticorpos.
- Após, foi lavada as moléculas não ligadas, após incubar esta mistura por 20 minutos.
- Adicionou-se o substrato em cada tubo. Na presença do conjugado Microcistina-enzima, o substrato foi convertido num composto azul. Uma molécula de enzima pode converter muitas moléculas de substrato.

Uma vez que o mesmo número de sítios de ligação de anticorpos estava disponível em cada tubo, e cada tubo recebeu o mesmo número de moléculas do conjugado Microcistina-enzima, a amostra contendo baixa concentração de Microcistina permitiu que os anticorpos se ligassem a muitas moléculas do conjugado Microcistina-enzima.

O resultado foi então uma solução azul escura. Inversamente, para concentrações elevadas de Microcistina houve poucas ligações entre as moléculas do conjugado Microcistina-enzima e os anticorpos, resultando numa solução azul clara.

A cor é inversamente proporcional à concentração de Microcistina (cor escura = baixa concentração; cor clara = alta concentração).

#### Procedimentos para a análise

1. Deixar todos os reagentes do Kit e amostras à temperatura ambiente pelo menos 30 minutos antes de iniciar o teste.
2. Retirar da embalagem o número requerido de tubos para a análise. Certificar de lacrar a embalagem com o dessecante para limitar a exposição dos tubos restantes à umidade.
3. Preparar a solução de lavagem diluída adicionando 5 mL de Solução de Lavagem concentrada em 495 mL de água. Misturar bem.
4. Pipetar 500 µL do conjugado Microcistina-Enzima em cada tubo.

5. Pipetar 500 µL do controle negativo, dos calibradores e das amostras dentro dos tubos apropriados. Utilizar uma ponteira limpa para cada solução para evitar contaminação.
6. Pipetar 500 µL de solução de anticorpo em cada tubo.
7. Agitar os tubos rapidamente por 20 ou 30 segundos.
8. Incubar por 20 minutos.
9. Após a incubação, desprezar o conteúdo dos tubos numa pia. Preencher completamente os tubos com a solução de lavagem diluída e desprezar em seguida. Repetir esta etapa de lavagem 4 vezes, num total de 5 lavagens. Inverter os tubos num papel absorvente e retirar o máximo de água possível.
10. Adicionar 500 µL de Substrato em cada tubo.
11. Incubar por 20 minutos.
12. Adicionar 500 µL de solução "STOP" em cada tubo na mesma ordem da adição do substrato.  
AVISO: A solução "STOP" é ácido clorídrico 1N. Manusear com cuidado.
13. Determinar as absorbâncias dos tubos em 450 nm usando um espectrofotômetro ou colorímetro.

### **Interpretação dos resultados**

1. Após a leitura de todos os tubos, obtemos as absorbâncias médias dos calibradores, controle negativo (CN) e amostras, calculando a % Bo como segue:

$$\% \text{ Bo} = \frac{(\text{ABS média do calibrador, do CN ou da amostra} \times 100)}{(\text{ABS média do controle negativo})}$$

2. Representar graficamente o % Bo de cada calibrador no eixo Y (linear) em oposição à concentração de Microcistina no eixo X (log). Obter a linha de tendência através dos pontos de calibração.
3. Determinar a concentração de Microcistina de cada amostra utilizando-se a equação da reta correspondente do gráfico.
4. O cálculo da concentração da amostra é válido somente se o % Bo da amostra estiver dentro do intervalo dos valores de %Bo da curva de calibração. Se a amostra estiver fora desta escala, os resultados devem ser relatados como concentração menor do que o menor calibrador ou maior do que o maior calibrador.

### **Controle de Qualidade**

1. Para a verificação da eficiência de detecção do kit Beacon utilize o controle positivo de Microcistina (1,0 ppb). O valor do controle deve cair dentro da seguinte faixa: 1,0 ppb (Controle de Microcistina) 0,80 – 1,30 ppb.