

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

AVALIAÇÃO DO EMPREGO DA FILTRAÇÃO DIRETA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA COM TURBIDEZ ELEVADA POR
MEIO DA PRESSEDIMENTAÇÃO:
ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA

Felisberto Lúcio

Belo Horizonte

2013

**AVALIAÇÃO DO EMPREGO DA FILTRAÇÃO DIRETA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA COM TURBIDEZ ELEVADA POR
MEIO DA PRESSEDIMENTAÇÃO:
ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA**

Felisberto Lúcio

Felisberto Lúcio

**AVALIAÇÃO DO EMPREGO DA FILTRAÇÃO DIRETA NO
TRATAMENTO DE ÁGUA COM TURBIDEZ ELEVADA POR
MEIO DA PRESSEDIMENTAÇÃO:
ENSAIOS EM ESCALA DE BANCADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Qualidade e tratamento de água para consumo Humano

Orientador: Valter Lúcio de Pádua (DESA/UFMG)

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2013

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado saúde, força, coragem e perseverança para ultrapassar todas dificuldades que apareceram em minha frente durante a caminhada de dois anos.

Ao meu orientador professor Valter Lúcio de Pádua primeiro por ter me aceito como orientando e depois pelo incentivo, paciência, confiança, conhecimento transmitido, disponibilidade e apoio durante o desenvolvimento da pesquisa, bem como, em todos momentos de alegria e tristeza que tive que contar com seu apoio.

À Universidade Federal de Minas Gerais, particularmente, ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, por me aceitar como estudante e pela oportunidade de realizar este trabalho e pelos recursos disponibilizados para que tal fosse possível.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, que contribuíram com o valioso conhecimento transmitido em salas de aulas e em seminários semestrais.

Ao professor Raphael Tobias de Vasconcelos Barros pela força e amizade incondicional.

Ao professor Léo Heller, pelas instruções e sugestões durante a elaboração do projeto de pesquisa.

À professora Liséte Celina Lange pela confiança e permissão de uso de equipamento de outro laboratório do DESA.

À Sra. Iara Maria de Melo Malta, secretária do Programa de Pós-Graduação, pela gentileza, prontidão e flexibilidade incrível na tramitação de vários documentos e esclarecimento de várias dúvidas relacionadas a procedimentos do programa.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Sr. Gustavo de Figueiredo e à *Clariant S.A.* – São Paulo, Brazil, pela doação dos coagulantes utilizados no estudo.

À Sra. Jônica e à Prominérios – São Paulo, Brazil, pela doação do caulim utilizado na preparação das águas do estudo.

À Sra. Norma Rodrigues de Abreu, técnica de química do laboratório de análises físico-químicas do DESA, pela sua disponibilidade, simpatia e constante apoio durante a realização de experimentos.

Ao Cassiano Lino dos Santos Costa e a Lucilaine Valéria de Souza Santos, funcionários do laboratório, pelo apoio material durante a realização de experimentos, e a Terezinha Nascimento Vitor Marques, pela flexibilidade no tratamento de procedimentos para uso dos laboratórios do DESA.

Aos colegas: Hygor Rossoni, Leonardo Augusto, Thiago Emanuel, Misael Dieimes, Lais Cardoso, Izabel Chiodi, Raissa Vitareli, Danusa, Fabiana e todos companheiros da sala 4402A, pelo apoio na operação de alguns programas estatísticos e pelo companheirismo.

Aos meninos Wesley, Mateus e Lucas – alunos de iniciação científica, e à menina Joinglis Rosa Batista – estagiária voluntária, pelo apoio contínuo nos ensaios laboratoriais.

Ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG pela oportunidade concedida.

Aos amigos que sempre estiveram presentes, em especial ao Salvador Grande, Serafim Alberto, Eulálio Mabuie, Leonel Simango, Ranito Varela, Abdulai Dade, Felícia Chale, Alexandre Zavala, Helder Cumbi, Delmo Vilela, Maria Inês Sumbana, Viviane Santos, Virgínia Cá, Raquel Linda e Agostinho Fernando.

Aos meus pais Lúcio Coutinho Murima e Luisa Muaquiua que até hoje souberam desempenhar seu papel de pais e encarregados de educação e por lhes ter ainda como exemplos de família íntegra.

Aos meus queridos irmãos: Graciete, Henrique, Jorgina, Armindo e Pacífico por todo tipo de apoio oferecido nesta caminhada.

À Izaltina Casmo, Berta Eugênio, Gabriel Martinho, Helder da Cunha, Germano Pires, e todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para o sucesso deste trabalho.

RESUMO

A água para consumo humano deve atender a rigoroso critério de qualidade, de modo a não causar prejuízos à saúde de seus consumidores. Contudo, a quantidade e qualidade de água proveniente de mananciais superficiais vem se alterando devido a deterioração das bacias hidrográficas, e dois importantes indicadores de problemas associados à degradação da qualidade de água são os picos de turbidez e alta concentração de *Escherichia coli*. O presente trabalho avalia o emprego da pressedimentação sem aplicação de produtos químicos, no tratamento de água com elevada turbidez recorrendo a técnica de filtração direta. A água utilizada no estudo foi preparada adicionando caulim à água potável da rede de distribuição da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA. Os resultados mostraram que a pressedimentação melhora a qualidade do efluente a ponto de viabilizar o emprego da filtração direta na potabilização de águas que em geral seriam tratadas por ciclo completo (tratamento convencional). A eficiência de remoção de turbidez empregando a pressedimentação foi de 63,8%, 77,8% e 93,9% para águas do tipo I (50 uT), II (100 uT) e III (500 uT), respectivamente. Foram aplicados para os dois coagulantes, sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio, dosagens de 2,5 a 35 mg/L para ensaios de coagulação/floculação/decantação, e 0 a 10 mg/L para água pressedimentada seguida de coagulação e filtração direta (PS-FD) em filtros de papeis *Whatman* 40. Em média, a PS-FD apresentou melhores resultados para as três águas de estudo, principalmente nos casos em que foi aplicado o coagulante cloreto de polialumínio, chegando a reduzir a turbidez a 0,8 uT, enquanto para coagulação/floculação/decantação os valores de turbidez decresceram até cerca de 1,0 uT, nos casos em que se aplicou o cloreto de polialumínio. Comparativamente ao sulfato de alumínio, o cloreto de polialumínio apresentou melhores resultados em termos de remoção de turbidez, para os três tipos de água estudados. No processo de coagulação química, uma dosagem adicional à necessária causa excesso de eletrólitos na água, conseqüentemente ocorre o fenômeno de reversão de cargas, tal fato se verificou especialmente nos diagramas de coagulação com o cloreto de polialumínio, uma vez ser um polímero inorgânico com maior quantidade de carga positiva por massa em relação ao sulfato de alumínio.

ABSTRACT

Drinking water must meet strict quality criteria, to not cause harm to the health of their consumers. However, the quantity and quality of water from surface water sources has been changing due to deterioration of watersheds, and two important indicators of problems associated with degradation of water quality are the peaks of turbidity and high concentration of *Escherichia coli*. The present study evaluates the use of pre-sedimentation without the application of chemicals to treat water with high turbidity, using direct filtration technique. The synthetic water used for the study was prepared by adding *kaolin* to tap water from drinking water distribution network of the Sanitation Company of Minas Gerais - COPASA. The results showed that pre-sedimentation improves the quality of raw water enabling the use of the direct filtration technique instead of complete cycle (conventional treatment). The turbidity removal efficiency employing pre-sedimentation was 63.8%, 77.8% and 93.9% for water Type I (50 NTU), II (100 UT) and III (500 UT), respectively. Two coagulants namely Aluminum sulfate and polyaluminum chloride were applied. The dosages applied to both coagulants were 2.5-35 mg/L for coagulation/flocculation/decantation, and 0-10 mg/L for pre-sedimentation water followed by coagulation and direct filtration (PS-FD) on *Whatman 40* filter paper. Basically, the PS-FD showed better results for the three study waters, especially in cases in which the coagulant applied was polyaluminum chloride, reducing turbidity to 0, 8 NTU, whereas for coagulation / flocculation / sedimentation turbidity values decreased to about 1.0 uT, where applied polyaluminium chloride. The polyaluminum chloride showed best results in terms of turbidity removing than aluminum sulfate, for the three types of water studied. In the chemical coagulation process, an additional dosage of coagulant beyond the necessary cause excess of electrolytes in the water, consequently the charge reversal phenomenon occurs, it was observed especially in the polyaluminium chloride coagulation diagrams because it is an inorganic polymer greater positively charged per mass relative to the aluminium sulfate.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	I
LISTA DE TABELAS.....	III
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	IV
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	4
2.1 OBJETIVO GERAL.....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS	5
3.1.1 Características das águas naturais.....	7
3.1.1.1 Turbidez.....	7
3.1.1.2 pH.....	9
3.1.1.3 Cor.....	10
3.1.1.4 Alcalinidade total.....	10
3.1.2 Impurezas presentes na água.....	11
3.1.3 Tamanho de partículas presentes na água.....	12
3.1.4 Padrões de potabilidade.....	12
3.2 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	16
3.2.1 Tecnologias de tratamento sem coagulação química.....	17
3.2.1.1 Filtração lenta.....	17
3.2.1.2 Filtração em margem.....	19
3.2.1.3 Sedimentação natural.....	21
3.2.2 Tecnologias de tratamento com coagulação química.....	24
3.2.2.1 Filtração direta.....	24
3.2.2.2 Dupla filtração.....	26
3.2.2.3 Ciclo completo.....	27
3.3 COAGULAÇÃO.....	28
3.3.1 Coagulantes primários.....	30
3.3.2 Auxiliares de coagulação.....	34
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	39
4.1 MATERIAL.....	39
4.1.1 Descrição do aparato experimental.....	39
4.1.1.1 Jar test.....	39
4.1.1.2 Coluna de sedimentação.....	40
4.1.2 Produtos utilizados no estudo.....	42
4.2 MÉTODOS.....	44
4.2.1 Planejamento das atividades.....	45
4.2.2 Preparação das águas sintéticas do estudo.....	45
4.2.3 Caracterização dos parâmetros operacionais e físico-químicos.....	46
4.2.4 Ensaio de coagulação/floculação/decantação.....	47
4.2.5 Ensaio de pressedimentação.....	48

4.2.6	<i>Ensaio de coagulação e filtração em papel</i>	48
4.2.7	<i>Análise e tratamento de dados</i>	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1	ÁGUA DE ESTUDO	50
5.1.1	<i>Preparação dos três tipos de água de estudo</i>	50
5.1.2	<i>Ensaio na coluna de sedimentação – determinação das velocidades de sedimentação</i>	51
5.2	CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA DO ESTUDO	55
5.3	EXPERIMENTOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/DECANTAÇÃO	58
5.3.1	<i>Diagramas de coagulação com Sulfato de alumínio</i>	58
5.3.2	<i>Diagramas de coagulação com cloreto de polialumínio (PAC)</i>	60
5.4	EXPERIMENTOS DE PRESSEMENTAÇÃO SEGUIDA DE COAGULAÇÃO E FILTRAÇÃO EM PAPEL WHATMAN 40	64
5.4.1	<i>Afluente aos filtros de papel</i>	64
5.4.2	<i>Efluente dos filtros de papel</i>	65
5.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS REFERENTES AO TRATAMENTO DAS TRÊS ÁGUAS DE ESTUDO	65
5.5.1	<i>Estatística descritiva dos parâmetros monitorados antes e depois do tratamento da água</i>	65
5.5.2	<i>Comparação dos resultados</i>	68
5.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	71
6	CONCLUSÕES	72
7	RECOMENDAÇÕES	74
	REFERÊNCIAS	75
	APÊNDICES	79

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Relação entre remoção de turbidez e redução de <i>E. coli</i> na água.....	8
Figura 3.2 – Distribuição do tamanho de partículas presentes na água.....	12
Figura 3.3 – Classificação geral das tecnologias de tratamento de água.....	17
Figura 3.4 – Modalidades de tecnologias de tratamento empregando filtração lenta.....	19
Figura 3.5 – Diagrama esquemático do processo de Filtração em Margem.....	20
Figura 3.6 – Forças que atuam sobre a partícula sólida durante a sedimentação.....	23
Figura 3.7 – Velocidade de sedimentação de partículas discretas.....	23
Figura 3.8 – Variantes das modalidades de filtração direta.....	26
Figura 3.9 – Dupla camada formada em volta do colóide.....	32
Figura 3.10 – Diagrama de coagulação para projeto e operação de ETA utilizando sulfato de alumínio.....	33
Figura 3.11 – Etapas envolvidas na floculação de partículas por adsorção de polímeros: (a): mistura, (b): adsorção, (c): rearranjo das cadeias adsorvidas, (d): floculação.....	36
Figura 4.1 – a) aparato <i>jartest</i> ; b) coluna de sedimentação em PVC	41
Figura 4.2 – a) pHmetro digital PG1400; b) Turbidímetro HACH 2100P.....	41
Figura 4.3 – a) Tambor de 100L para preparação das águas do estudo; b) Balança analítica.....	42
Figura 4.4 – Suportes de funis contendo filtros de papel usados para simulação da filtração direta após pressedimentação	42
Figura 4.5 – Fluxograma das etapas do estudo.....	45
Figura 5.1: Modelo de regressão para definição da turbidez resultante em função das dosagens do caulim.....	51
Figura 5.2 – Resultados de turbidez remanescente em função do tempo de decantação: ensaios em coluna de sedimentação para água do Tipo I, 50 uT.....	52
Figura 5.3 – Resultados de turbidez remanescente em função do tempo de decantação: ensaios em coluna de sedimentação para água do Tipo II, 100 uT.....	53
Figura 5.4 – Resultados de turbidez remanescente em função do tempo de decantação: ensaios em coluna de sedimentação para água do Tipo III, 500 uT.....	54
Figura 5.5 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e $V1 = 3,5 \text{ cm/min}$ (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	57
Figura 5.6 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e $V2 = 1,0 \text{ cm/min}$ (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	57
Figura 5.7 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V1 = 3,5 \text{ cm/min}$ (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	58
Figura 5.8 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V2 = 1,0 \text{ cm/min}$ (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	58

Figura 5.9 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	59
Figura 5.10 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	59
Figura 5.11 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e $V1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	61
Figura 5.12 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e $V2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	61
Figura 5.13 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	62
Figura 5.14 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	62
Figura 5.15 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	63
Figura 5.16 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).....	63
Figura 5.17 – Fluxograma usado para comparar a turbidez remanescente à $V1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) e $V2 = 1$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) nos ensaios de coagulação/floculação/decantação.	68
Figura 5.18 – Fluxograma usado para ilustrar a sequência dos ensaios que culminaram com a filtração direta em filtro de papel <i>Whatman 40</i>	69
Figura 5.19 – Gráficos Boxplot/Box-whisker para comparação do desempenho dos dois coagulantes.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Variação da qualidade de água de alguns mananciais superficiais no período chuvoso. Fonte: adaptado de Dash <i>et al.</i> , 2010	5
Tabela 3.2 – Descrição de classes de águas doces. Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA 430/2011.....	6
Tabela 3.3 – Impurezas e consequências de sua presença nas águas naturais. Fonte: Adaptado de Richter & Netto, 2002.....	11
Tabela 3.4 – Valores máximos permitidos na Portaria MS 2914/2011	13
Tabela 3.5 – Avanços nos padrões brasileiros de potabilidade de água.....	13
Tabela 3.6.a – Definições inseridas na Portaria MS 2914/2011.....	15
Tabela 3.6.b – Algumas alterações comparativas entre as Portarias MS 518/2004 e 2914/2011..	15
Tabela 3.7 – Valores de turbidez de água bruta recomendados para tratamento por filtração direta.....	26
Tabela 3.8 – Faixas de pH de coagulantes primários	35
Tabela 4.1 – Aparelhos usados e respectivas faixas de medição.....	40
Tabela 4.2 – Produtos usados para preparação da água de estudo e ensaios de coagulação.....	43
Tabela 4.3.a – Especificações dos coagulantes usados (dados fornecidos pelo fabricante.....	44
Tabela 4.3.b – Especificações do caulim usado para a simulação da turbidez	44
Tabela 4.4 – Parâmetros empregados nos ensaios de coagulação/floculação/ sedimentação em <i>jarrest</i> . Fonte: adaptado do PROSAB, 2006.....	46
Tabela 4.5 – Matriz dos ensaios de coagulação para sedimentação realizados	47
Tabela 4.6 – Programação da construção de diagramas de coagulação.....	48
Tabela 5.1 – Dosagens de caulim para obtenção da turbidez correspondente às águas Tipo I, II e III	51
Tabela 5.2 – Velocidades de sedimentação empregadas nos ensaios de pressedimentação.....	54
Tabela 5.3 – Faixa de variação das características das águas preparadas para o estudo.....	55
Tabela 5.4 – Valores de turbidez e cor aparente antes e depois da pressedimentação e respectivas eficiências de remoção.	64
Tabela 5.5 – Caracterização físico-química dos parâmetros monitorados nos ensaios de coagulação/floculação/decantação.	67
Tabela 5.6 – Caracterização físico-química do efluente dos filtros previamente decantado (PS-FD).	67
Tabela 5.7 – Caracterização Avaliação do efeito da velocidade de sedimentação no tratamento de água	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

- APHA** – Associação Americana de Saúde Pública (*American Public Health Association*)
- AC** – Auxiliares de coagulação
- CETESB** - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CNPq** – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
- CONAMA** – Conselho Nacional de Meio Ambiente do Brasil
- CP** – Coagulantes primários
- DBPs** – Subprodutos de desinfecção (*Disinfection by Products*)
- DESA** – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
- ETA** – Estação de Tratamento de Água
- EUA** – Estados Unidos da América
- FLA** – Filtração Lenta em Areia
- FM** – Filtração em Margem
- FUNASA** – Fundação Nacional da Saúde
- MS** – Ministério da Saúde
- NOM** – Matéria orgânica natural (*Natural Organic Matter*)
- NTU** – Unidade Nefelométrica de Turbidez (*Nephelometric Turbidity Unit*)
- PAC** – Cloreto de polialumínio (*Poly Aluminium Chloride*)
- PD** – Pressedimentação
- PS-FD** – Pressedimentação seguida de coagulação e filtração direta
- pH** – potencial Hidrogeniônico
- ppm** – Partes por milhão
- PROSAB** – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
- PVC** – Cloreto de Polivinila (*Polyvinyl Chloride*)
- PZ** – Potencial Zeta
- RETAs** – Resíduos da Estação de Tratamento de Água
- rpm** – Rotações por minuto
- SVS** – Secretaria de Vigilância em Saúde
- UFMG** – Universidade Federal de Minas Gerais
- uH** – Unidade Hazen (Unidades de cor)
- uT** – Unidade de Turbidez
- USEPA** – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (*United States Environmental Protection Agency*)

1 INTRODUÇÃO

A água para o uso humano deve atender a rigoroso critério de qualidade, de modo a não causar prejuízos à saúde de seus consumidores. Normalmente, ela contém grande parte das substâncias e elementos facilmente absorvidos pelo organismo, constituindo fonte essencial ao desenvolvimento do ser humano. A quantidade e qualidade da água proveniente de mananciais superficiais têm vindo a mudar devido à deterioração das bacias hidrográficas causada por queimadas de matas, usos antrópicos de terra, erosão, e descargas de águas residuais sem prévio tratamento. Devido a essa vulnerabilidade às condições ambientais e ações antrópicas, sua qualidade é comprometida, razão pela qual, na maioria das vezes, é necessário um tratamento para torná-la potável. A qualidade insatisfatória da água, além de ser prejudicial à saúde, causa elevados custos de operação e manutenção, bem como, interrupções no funcionamento das Estações de Tratamento de Água (ETAs) (BATES *et al.*, 2008).

No Brasil, a Portaria MS (Ministério da Saúde) 2914/2011 define água potável como sendo água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendem ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde. A resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente do Brasil) 357/2005, alterada e complementada pela 430/2011, classifica as águas em três grupos: doces, salobras e salinas. A classificação é definida por padrões numéricos que constituem objetivos de qualidade a serem mantidos ou alcançados, em função dos usos preponderantes das águas. Nessa classificação apenas quatro classes (especial, classe 1, 2 e 3) de águas doces são recomendadas para consumo humano após tratamento. Para superar a dificuldade de remoção dos contaminantes na água, tem-se recorrido à utilização de múltiplas barreiras para assegurar a produção de água que ofereça menores riscos aos consumidores, incluindo como uma das barreiras o tratamento da água, com ou sem coagulação química.

As águas naturais apresentam diversas impurezas, várias delas inócuas, algumas desejáveis e outras potencialmente prejudiciais à saúde humana. Entre as impurezas nocivas encontram-se vírus, bactérias, parasitas, substâncias tóxicas e, até mesmo, elementos radioativos (RICHTER & NETO, 2002). Essas impurezas presentes na água bruta, cuja remoção é necessária, apresentam grande variação de tamanho. As partículas em suspensão são responsáveis pela turbidez da água, as dissolvidas são responsáveis pela coloração, havendo evidência de que o gosto e o odor estejam associados às partículas coloidais (DI BERNARDO *et al.*, 2003).

As características físicas das águas de abastecimento causam comumente impacto imediato ao consumidor, podendo, com alguma frequência, concorrer para recusa da água distribuída, e quando isso sucede, a opção de abastecimento recai para solução alternativa, não necessariamente segura (LIBÂNIO, 2010). Uma dessas características com maior impacto é a turbidez, que é um dos principais parâmetros de avaliação de desempenho de ETAs.

A turbidez elevada da água pode causar problemas no processo de tratamento, fato que pode contribuir para o incremento dos custos de operação e manutenção, bem como, interrupções no funcionamento das ETAs ou diminuição da vazão tratada durante a ocorrência de picos de turbidez. Além disso, as partículas suspensas na água podem adsorver substâncias tóxicas, tais como agrotóxicos organoclorados e outros compostos orgânicos (LIBÂNIO, 2010).

Pádua e Ferreira (2010) afirmam que a remoção de turbidez por meio de filtração indica a remoção de partículas em suspensão, que podem incluir enterovírus, cistos de *Giardia* ssp e oocistos de *Cryptosporidium* sp. Os mesmos autores acrescentam que a turbidez da água predesinfetada é também um parâmetro que afeta a eficiência da desinfecção, no entendimento de que partículas em suspensão podem proteger microrganismos patogênicos da ação do desinfetante, de modo que quanto menor a quantidade e o tamanho das partículas em suspensão, mais eficiente tende a ser o processo de desinfecção.

Uma vez que a turbidez, além de ser uma característica esteticamente desagradável, pode representar risco para o consumidor, os padrões de potabilidade fixados pela Portaria MS 2914/2011 são rigorosos quanto ao seu valor máximo admitido na água destinada para consumo humano.

Em muitas águas superficiais a presença de partículas em suspensão pode ser originada por erosão durante o período chuvoso (VASYUKOVA *et al.*, 2012) e isso representa um grande desafio para os operadores de ETAs porque a qualidade de água acaba variando drasticamente de uma estação sazonal para outra. Dependendo da quantidade de partículas em suspensão presentes na água bruta, o tratamento pode ser efetuado por filtração lenta – adequada para águas que apresentam baixa turbidez (< 20 uT), enquanto que a tecnologia de ciclo completo é mais utilizado para tratar águas que apresentam turbidez elevada (> 100 uT). A filtração direta é adequada a águas com turbidez moderada ou baixa (< 100 uT).

Apesar de a remoção de turbidez durante o tratamento da água ser relativamente simples, a ponto de não representar preocupação nas ETAs de países mais desenvolvidos, que têm voltado seus esforços aos contaminantes emergentes, em algumas ETAs brasileiras, e de outros países menos desenvolvidos, tem-se constatado que o padrão de potabilidade relativo à turbidez da água tratada muitas vezes não é atendido, seja por falta de recursos financeiros para aquisição de produtos químicos, pela tecnologia de potabilização da ETA ser inadequada ou pela escassez de pessoal qualificado para lidar com as bruscas variações da qualidade de água, o que é preocupante do ponto de vista da saúde pública.

Em vista disso, o presente trabalho visou avaliar a influência da pressedimentação natural (sem uso de produtos químicos) na remoção de turbidez da água bruta, com o intuito de estudar uma técnica menos onerosa e de menor complexidade operacional que possa ser utilizada em ETAs de menor porte, especialmente em áreas menos desenvolvidas economicamente. Paratanto, foram realizados ensaios de coagulação/floculação/decantação sem pressedimentação e ensaios de pressedimentação seguido de coagulação-filtração direta em escala piloto, visando avaliar se a etapa prévia de sedimentação viabilizaria o emprego da filtração direta em substituição ao tratamento convencional.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a possibilidade do emprego da filtração direta no tratamento de água com turbidez elevada após a pressedimentação natural, isto é, sem uso de produtos químicos.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a remoção de turbidez por pressedimentação natural, sem emprego de coagulação química, em águas brutas com 50, 100 e 500 uT;
- Comparar, em escala de bancada, a remoção de turbidez da água bruta por meio de ensaios de coagulação/floculação/decantação e da coagulação-filtração precedida de sedimentação;
- Avaliar o desempenho do sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio na coagulação de água com turbidez de 50, 100 e 500 uT.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Qualidade das águas

A água para o uso humano deve atender a rigorosos critérios de qualidade, de modo a não causar prejuízos à saúde de seus consumidores. SÁNCHEZ *et al.* (2012) afirmam que os dois indicadores mais críticos da degradação de qualidade de água são os picos de turbidez e alta concentração de *Escherichia coli*. Além disso, esses indicadores de qualidade de água deterioram-se bastante no período chuvoso conforme mostra a Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Variação da qualidade de água de alguns mananciais superficiais no período chuvoso

Parâmetro	Manancial superficial	
	Estação seca	Estação chuvoso
pH	7,9–8,5	6,9–8,1
Turbidez (NTU)	1,0–3,1	100–200
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C)	218–262	140–184
Dureza total (mg CaCO_3/L)	100–112	72–96
Ca^{2+} (mg/L)	31,2–35,2	20,4–24,0
Mg^{2+} (mg/L)	5,0–8,6	2,9–6,7
Na^+ (mg/L)	6,3–10,6	0,5–2,0
K^+ (mg/L)	2,4–5,4	1,2–2,5
Cl ⁻ (mg/L)	1,5–3,0	1,0–2,5
SO_4^{-2}	26–32	12–15
HCO_3^-	106–116	70–94
Absorvância UV a 254 nm (cm^{-1})	ND	0,156–0,217
COT (mg/L)	ND	0,72–20
Coliformes totais (MPN/100 mL $\times 10^4$)	4.300–9.300	23.000–93.000
Coliformes termotolerantes (MPN/100 mL $\times 10^4$)	2.100–6.400	1.500–43.000

ND, não disponível. Fonte: DASH *et al.*, 2010

DASH *et al.* (2010) em um estudo realizado em Haridwar na Índia concluíram que durante o período chuvoso a água de superfície exibiu aumento de turbidez por 50-100 vezes, em relação ao período seco. Porém, em vários países como é o caso do Brasil e Moçambique, os picos de turbidez na época chuvosa atingem valores muito mais altos, comparados com os da Tabela 3.1. Um estudo realizado por ALCÂNTARA (2006) sobre análise da turbidez na planície de inundação de Curuai (Pará, Brasil) indicou que no período chuvoso a turbidez atingiu 1645 uT enquanto na época seca os valores foram inferiores a 10 uT.

Portanto, por conta dessa vulnerabilidade às condições ambientais em que a água está exposta, sua qualidade é comprometida, razão pela qual, na maioria das vezes, é necessário um tratamento para torná-la potável.

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil define água potável, como sendo água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendem ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde.

A resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente do Brasil) 357/2005 alterada e complementada pela 430/2011 classifica as águas doces em 5 classes, conforme a Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Descrição de classes de águas doces

Grupo	Classe	Finalidade	Tratamento
Águas doces	Especial	Consumo humano	Desinfecção
	Classe 1	Consumo humano	Tratamento simplificado
		Proteção das comunidades aquáticas	
		Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho	
		Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	
	Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas		
		Consumo humano	Tratamento convencional
	Classe 2	Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho	
		Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de Esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter Aquicultura e à atividade de pesca	
		Consumo humano	Tratamento convencional ou avançado
	Classe 3	Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
		Pesca amadora	
		Recreação de contato secundário	
		Dessedentação de animais	
	Classe 4	Navegação	
		Harmonia paisagística	

Fonte: Adaptado de Resolução CONAMA 430/2011

Para a classe 1 a turbidez não deve ser superior a 40 uT e para as classes 2 e 3 não deve ser superior a 100 uT. Implicitamente, a classe 4 refere-se a águas doces com turbidez superior a 100 uT. Teoricamente, segundo a resolução CONAMA 357/2005 essa água não poderia ser tratada para o consumo humano. Ora, essa assertiva entra em choque com a realidade de diversas ETAs do Brasil aonde, geralmente, no período chuvoso os picos de turbidez são muito superiores a 100 uT. Importa referir que a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde do Brasil estabelece que a água de classe especial, além da desinfecção, deve também ser filtrada, conforme referido no capítulo da introdução.

3.1.1 Características das águas naturais

As principais características da água podem ser classificadas como: i) Características físicas – associadas aos sólidos presentes na água, podendo se apresentar em suspensão, estado coloidal ou dissolvido, dependendo do seu tamanho e densidade; ii) Características químicas – estão relacionadas com matéria orgânica ou inorgânica; iii) Características biológicas associadas aos seres presentes na água, podendo estar vivos ou mortos. A seguir são descritas apenas algumas características físico-químicas da água que fizeram parte do escopo deste trabalho.

3.1.1.1 Turbidez

A turbidez, também designada turvação em outros países da comunidade de língua portuguesa, pode ser definida como sendo o grau de redução que a luz sofre ao atravessar certa quantidade de água, devido à presença de partículas e substâncias que esta contém (PAVANELLI, 2001), em outras palavras, a turbidez é um parâmetro que representa o grau de transparência da água. A turbidez das águas naturais é causada pela presença de diferentes materiais em suspensão e em estado coloidal, dentre eles, partículas de areia fina, silte, argila, microrganismos, matéria orgânica e inorgânica. Em muitas águas superficiais a presença de partículas é originada por erosão durante o período chuvoso (VASYUKOVA *et al.*, 2012) e isso representa um grande desafio para os operadores de ETAs porque a qualidade de água acaba variando drasticamente de uma estação sazonal para outra. As queimadas de matas, usos antrópicos de terra e descargas de águas residuais sem prévio tratamento são outras causas que originam a presença de partículas nas águas superficiais.

É uma das características organolépticas que cria imediato impacto no consumidor e tem sido considerada um dos principais parâmetros de avaliação de desempenho de Estações de Tratamento de Água (ETAs). Por essa razão, os padrões de potabilidade da água para consumo humano em todo

o mundo têm-se tornado cada vez mais restritivos no que concerne aos limites de turbidez da água filtrada. A determinação da turbidez é fácil e de custo relativamente baixo.

A agência de proteção ambiental norte americana – USEPA, órgão responsável pela legislação dos padrões de potabilidade nos Estados Unidos da América, estabelece que a turbidez da água filtrada seja inferior ou igual a 0,3 uT em 95% das amostras de um mês coletadas e analisadas com frequência diária. No Brasil, a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, estabelece o limite de 0,5 uT para filtração rápida e 1,0 uT para água subterrânea não tratada, respectivamente, entretanto, o Diploma Ministerial – Ministério da Saúde de Moçambique, nº. 180/2004 estabelece o limite de 5 uT para ambas águas.

Recentemente, a turbidez assumiu o caráter de indicador de qualidade sanitária da água para consumo humano por ser um indicador da eficiência de remoção de partículas e microrganismos como (oo) cistos de protozoários (USEPA, 1999). Vários pesquisadores (ZOUBOULIS *et al.*, 2007) consideram que a turbidez constitui um indicador fundamental da qualidade de água.

Um estudo realizado por PRITCHARD *et al.* (2010) mostrou que há uma relação intrínseca entre a remoção de turbidez e a redução de *Escherichia Coli* (*E. Coli*) na água – conforme a Figura 3.1, portanto, a remoção da turbidez não apenas cria bom aspecto da água aos olhos do consumidor, como também, contribuí na redução de microrganismos patogênicos presentes na água, uma vez que *E. Coli* é indicador da presença de patógenos. Como se pode ver na Figura 3.1, a redução de 70% de turbidez implicou a redução de 60% de *E. coli* na água.

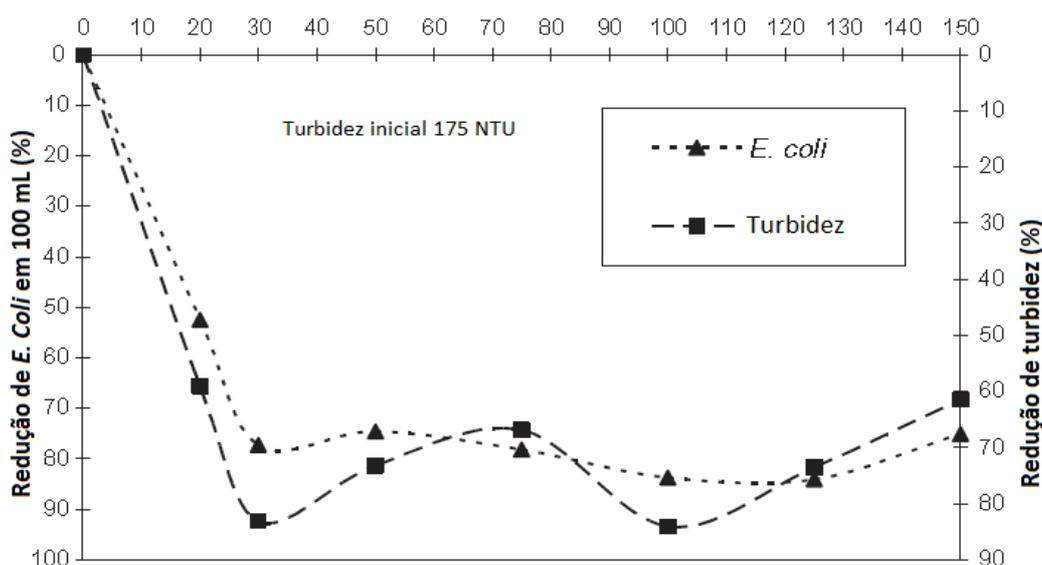


Figura 3.1 – Relação entre remoção de turbidez e redução de *E. coli* na água

Fonte: Pritchard *et al.* (2010)

Em muitas ETAs a água é captada em rios que apresentam elevada variação de turbidez, o que causa dificuldades operacionais, especialmente na especificação das condições de coagulação quando ocorre variação brusca na qualidade da água, principalmente no período chuvoso. Nesses casos torna-se necessária a realização de ensaios em instalação piloto ou de bancada – em jarrest para se definir as condições adequadas de coagulação. A situação torna-se mais crítica quando os operadores não têm qualificação para lidar com tais situações.

a) Causas da turbidez

Uma das causas de turbidez são as queimadas de florestas ou matas em grande escala que podem afetar significativamente a qualidade da água das nascentes à montante de regiões florestais (EMELKO *et al.* 2011). Incluem também razões de origem da turbidez a erosão e descargas de águas residuais sem prévio tratamento.

b) Impactos da turbidez sobre a saúde humana

As impurezas nocivas à saúde humana aderidas às partículas em suspensão ou em estado coloidal que criam turbidez, podem ser responsáveis por doenças de transmissão hídrica. Mann *et al.* (2007) apreciaram 5 estudos para ver se havia alguma relação entre presença de turbidez na água e a ocorrência de doenças gastrointestinais. Em dois deles não encontraram nenhuma relação entre picos de turbidez e a ocorrência de doenças gastrointestinais. Em outros dois, realizados na Filadélfia, relataram que a procura por hospital por idosos e crianças (faixas etárias mais vulneráveis) aumentou nos dias que se registrou aumento de turbidez na água distribuída. Um quinto estudo relatou que houve aumento de número de chamadas telefônicas nos serviços de saúde em dias específicos após se registrar pico de turbidez.

3.1.1.2 pH

O termo pH é abreviatura de Potencial Hidrogeniônico, é o parâmetro que indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade de uma solução, sua escala varia de 0 a 14, sendo que pH menor que 7 indica acidez da solução, igual a 7 indica neutralidade e maior que 7 indica alcalinidade da solução. As águas de mananciais superficiais geralmente apresentam valores de pH que variam de 6,0-8,5. Este parâmetro é de extrema importância, principalmente nos processos de tratamento porque, com o tempo, se seu valor estiver muito aquém de 7, poderá ocorrer corrosão na tubulação que transporta a água para os centros de distribuição ou para os domicílios. E se os valores estiverem muito além de 7 poderá ocorrer colmatação na tubulação.

Na rotina dos laboratórios das estações de tratamento o pH é medido e ajustado sempre que necessário para melhorar o processo de coagulação/floculação e também o controle da desinfecção (FUNASA, 2006) e a estabilização química da água distribuída à população. A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde recomenda que o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 no sistema de distribuição. Os aparelhos utilizados para medir o pH das soluções designam-se potenciômetros ou pHmetros.

3.1.1.3 Cor

O aparecimento da cor na água deve-se à presença de matéria orgânica como, por exemplo, substâncias húmicas, e também metais como ferro e o manganês e resíduos industriais fortemente coloridos (FUNASA, 2006) em suspensão ou dissolvidos. A cor que a água apresenta é vista, no campo do tratamento de água, sob duas formas: cor real e aparente. A cor que a água bruta apresenta designa-se *cor aparente* por conter partículas que também são responsáveis pelo aparecimento de turbidez. Uma vez removidas essas partículas por centrifugação ou filtração a cor que permanece designa-se *cor verdadeira*. A cor é quantificada em unidades Hazen (uH), em homenagem ao químico e sanitarista norte-americano Allen Hazen. A Portaria MS 2914/2011 vigente no Brasil estabelece para cor aparente o valor máximo permitido de 15 uH como padrão de aceitação para consumo humano.

As Estações de Tratamento de Água para abastecimento público que usam mananciais superficiais como fonte de captação da água bruta enfrentam frequentemente problemas de elevados níveis de cor e de matéria orgânica natural (NOM). Antigamente, a medida de cor era feita apenas por razões estéticas, porém, com a descoberta de que tais substâncias são precursoras da formação de trihalometanos e organohalogenados em geral, quando a desinfecção é realizada com cloro ou seus derivados, a quantificação da cor passou a merecer atenção especial.

3.1.1.4 Alcalinidade total

A alcalinidade de uma água é a medida de sua capacidade de neutralizar ácidos (VIANNA, 1997). A alcalinidade total de uma água é dada pelo somatório das principais formas de alcalinidade existentes, ou melhor, é a concentração de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, expressa em termos de Carbonato de Cálcio (miligramas de Ca_2CO_3 por litro). Outros sais de ácidos fracos, tais como boratos, silicatos e fosfatados, podem estar presentes em pequenas quantidades (*Standard Methods*, 1998), razão pela qual não são levados em consideração nos cálculos para determinação da alcalinidade total.

Segundo FUNASA (2006), a medida da alcalinidade é de fundamental importância durante o processo de tratamento de água, pois, em função do seu teor influencia na dosagem de alguns produtos químicos utilizados. Quanto maior a alcalinidade de uma água, maior é a dificuldade que ela apresentará para variar seu pH quando se lhe aplica um ácido ou uma base – efeito tampão, portanto, o consumo desses compostos será bem mais elevado para uma mesma variação de pH.

As águas superficiais possuem normalmente alcalinidade natural em concentração suficiente para reagir com os coagulantes nos processos de tratamento. O *Standard Methods* refere que, quando a alcalinidade não existe ou é muito baixa urge a necessidade de se criar uma alcalinidade artificial aplicando substâncias alcalinas tais como hidróxido de sódio e carbonato/bicarbonato de sódio para reduzir a acidez da água bruta e evitar corrosão nas canalizações. No caso contrário, acidifica-se a água até que se obtenha um teor de alcalinidade suficiente para reagir com os coagulantes utilizados no tratamento da água.

3.1.2 Impurezas presentes na água

As águas naturais, devido sua vulnerabilidade às condições ambientais apresentam inúmeras impurezas que alteram os componentes presentes na água. Essas impurezas apresentam-se em diferentes estados, segundo mostra a Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Impurezas e consequências de sua presença nas águas naturais

Estado	Impurezas	Consequência
Em suspensão	Algas e protozoários	Sabor e odor, cor, turbidez
	Areia, silte e argila	Turbidez
	Resíduos industriais e domésticos	
Em estado coloidal	Bactérias e vírus	Patogênicos podendo causar danos a instalações
	Substâncias de origem vegetal	Cor, acidez, sabor
	Sílica e argilas	Turbidez
Dissolvidas	Substâncias de origem mineral	

Fonte: Adaptado de Richter & Azevedo Netto, 2002

O aporte de partículas à estação de tratamento de água, além de provocar turbidez, também pode causar o aparecimento de gosto, odor, acidez, transporta consigo agentes patogênicos, agrotóxicos e outros contaminantes, por isso, sua remoção é de extrema importância. A alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas da água causada por combinação de elementos despejados no meio ambiente ou qualquer substância sólida, líquida ou gasosa, cria poluição nos corpos d'água que pode ter como consequência a contaminação, passível de causar doenças ao ser humano.

Portanto, a presença de impurezas na água em qualquer estado que elas estejam, não pode ser vista apenas como esteticamente desagradável, mas também deve-se olhar ao risco que representa sob ponto de vista sanitário.

3.1.3 Tamanho de partículas presentes na água

As partículas/impurezas presentes nas águas naturais apresentam diversos tamanhos, sendo que as dissolvidas são as menores, seguidas das coloidais e por último suspensões, segundo mostra a Figura 3.2.

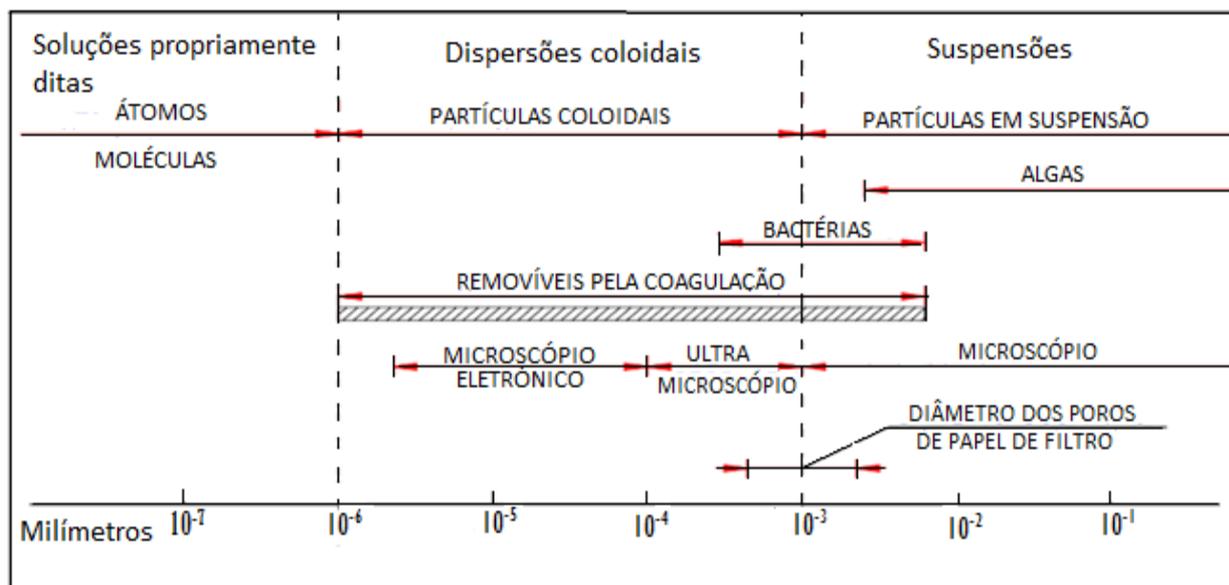


Figura 3.2 – Distribuição do tamanho de partículas presentes na água
Fonte: Cepis (1973)

As partículas de tamanho maior do que $2 \mu\text{m}$ podem ser removidas por filtros de fibras esféricas, representando um potencial para a remoção de protozoários, como *Cryptosporidium* ($3-15 \mu\text{m}$) e satisfazer os limites determinados nos padrões de potabilidade para remoção desse tipo de microrganismo, além de turbidez. Di Bernardo (2003) afirma que as partículas de menor tamanho e baixa massa específica são mais difíceis de ser removidas nas ETAs, por apresentarem menor velocidade de sedimentação.

3.1.4 Padrões de potabilidade

Na Tabela 3.4 são apresentados alguns valores máximos permitidos no padrão de potabilidade, Portaria MS 2914/2011, e que fazem parte do escopo do presente trabalho.

Tabela 3.4– Valores máximos permitidos na Portaria MS 2914/2011

Parâmetro	Valor Máximo Permitido	
Turbidez	Desinfecção (água subterrânea)	1,0 uT em 95% das amostras
	Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 uT em 95% das amostras
	Filtração lenta	1,0 uT em 95% das amostras
Cor aparente	15 uH	
pH	6-9,5*	

* valor recomendado, adimensional

A determinação da cor passou a ser também prioritária desde que esta começou a ser conotada de ter alguma relação com a formação de trihalometanos na água, já que a origem destes deve-se à presença de matéria orgânica natural (NOM).

Na Tabela 3.5 são apresentados alguns avanços nos padrões de potabilidade, Tabela 3.6a, algumas definições inseridas, Tabela 3.6b, algumas alterações operadas, que mostram claramente a necessidade de atualização dos padrões de potabilidade de água porque à medida que o tempo vai passando vão surgindo ou sendo descobertos novos contaminantes nocivos a saúde humana.

Tabela 3.5 – Avanços nos padrões brasileiros de potabilidade de água

Portaria	Publicação	Avanços
56	1977	Aprova as Normas e o padrão Nacional de potabilidade da água para consumo humano.
36	1990	Inserção de trihalometanos.
1469	2000	Transferência de poderes da FUNASA (Fundação Nacional da Saúde - Brasil) para as SVS (Secretárias de vigilância em Saúde); Enfoque epidemiológico na vigilância da qualidade de água; Visualização dinâmica da água desde o manancial até o consumo.
518	2004	Recomendação da inclusão de pesquisa de organismos patogênicos com o objetivo de atingir, como meta, um padrão de ausência, dentre outros, de enterovirus, cistos de <i>Giardia</i> ssp e oocistos de <i>cryptosporidium</i> sp.
2914	2011	Monitoramento de cistos de <i>Giardia</i> ssp e oocistos de <i>cryptosporidium</i> sp; Ênfase no monitoramento de agrotóxicos e cianotoxinas. Inserção de ácidos haloacéticos totais.

Fonte: Adaptado das Portarias 56/1977, 36/1990, 1469/2000, 518/2004 e 2914/2011, do Brasil.

Antigamente, até finais do século XIX a qualidade de água para consumo humano era aferida simplesmente pelo aspecto físico. Mais tarde, depois de ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica e com o avanço do conhecimento científico urgiu a necessidade de criação de instrumentos legais que traduzissem e balizassem as características da água para se considerar potável. Assim sendo, a qualidade de água para consumo humano passou a ser estabelecida com base em valores máximos permitidos para diversos contaminantes ou indicadores de qualidade de água. Essa prática começou nos EUA mas actualmente é usada em todos países do mundo e os valores são estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde, podendo ser adequados a realidade de cada país.

Os padrões de potabilidade e respectivos conceitos têm mudado com o decorrer do tempo devido a novos estudos apresentando evidências de existência de substâncias ou microrganismos nocivos à saúde humana. Geralmente as Portarias recentes ampliam o escopo da legislação anteriormente vigente, tornando-se muitas vezes mais exigentes. No Brasil, por exemplo, a Portaria 56/1977 foi a primeira a ser publicada e seguidamente de acordo com novos estudos e evidências foram publicadas as Portarias 36/1990, 1469/2000, 518/2004 e 2914/2011, em vigor. As Tabelas 3.6.a e 3.7.b mostram alguns avanços de marco e alterações efetuadas com enfoque para a Portaria vigente.

Os padrões de potabilidade têm sido cada vez mais exigentes, porém, para o estabelecimento de um padrão para determinado contaminante, seja microbiológico ou físico-químico, obedece-se a um processo que leva em consideração os seguintes aspectos (USEPA, 2003):

- Ocorrência no ambiente;
- Fatores de exposição e de riscos à saúde da população em geral e de grupos vulneráveis;
- Disponibilidade de métodos analíticos de detecção;
- Factibilidade técnica de atendimento;
- Impactos econômicos e de saúde pública da regulamentação.

Por isso, embora se registrem grandes avanços no tratamento de água, há ainda países que não adotam certos padrões por fatores econômicos ou por falta de métodos analíticos de detecção. Por exemplo, o Diploma Ministerial, MS – Moçambique nº. 180/2004 vigente, estabelece como valor máximo permitido de turbidez 5 uT para água destinada ao consumo humano sem distinção do manancial de proveniência, entretanto, para a garantia da qualidade microbiológica da água esse valor tem vindo a baixar em diversos países.

Tabela 3.6.a – Definições inseridas na Portaria MS 2914/2011

Definições inseridas na Portaria 2914/2011	
Água para consumo humano	Água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem.
Água tratada	Água submetida a processos físicos, químicos ou combinação destes, visando atender ao padrão de potabilidade.
Padrão de potabilidade	Conjunto de valores permitidos como parâmetro da qualidade da água para consumo humano, conforme definido nesta portaria.
Padrão organoléptico	Conjunto de parâmetros caracterizados por provocar estímulos sensoriais que afectam a aceitação para consumo humano, mas que não necessariamente implicam risco à saúde.
Rede de distribuição	Parte do sistema de abastecimento formada por tubulações e seus acessórios, destinados a distribuir água potável até as ligações prediais.
Garantia de qualidade	Procedimentos de controle da qualidade para monitorar a validade dos ensaios realizados.
Internitência	É a interrupção do serviço de abastecimento de água, sistemática ou não, que se repete ao longo de determinado período, com duração igual ou superior a seis horas em cada ocorrência.

Fonte: Adaptado das Portarias 56/1977, 36/1990, 1469/2000, 518/2004 e 2914/2011, do Brasil

Tabela 3.6.b – Algumas alterações comparativas entre as Portarias MS 518/2004 e 2914/2011

Alterações	
Padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção	Antes (518/2004)
	Desinfecção (água subterrânea): 1,0 UT em 95% das amostras
	Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta): 1,0 UT em 95% das amostras
	Filtração lenta: 2,0 UT em 95% das amostras
	Agora (2914/2011)
	Desinfecção (água subterrânea): 1,0 UT em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta): 0,5 UT em 95% das amostras	
Filtração lenta: 1,0 UT em 95% das amostras	

Fonte: Adaptado das Portarias 56/1977, 36/1990, 1469/2000, 518/2004 e 2914/2011, do Brasil

No Brasil a Portaria MS 2914/2011 estabelece valores máximos de 0,5 uT e 1,0 uT para água superficial e subterrânea, respectivamente, e recomenda que, quando a média aritmética da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. for maior ou igual a 3,0 oocistos/L no ponto de captação da água, deve-se obter um efluente em filtração rápida com valor de turbidez menor ou

igual a 0,3 uT em 95% das amostras mensais, ou uso de processo de desinfecção que comprovadamente alcance a mesma eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp.

3.2 Tecnologias de tratamento de água

Atualmente, em todo mundo a água encontra-se contaminada por poluentes comuns e emergentes e a situação tende a piorar cada vez mais. Ao mesmo tempo, boa qualidade de água é exigida para garantir o bem-estar dos consumidores (LI *et al.*, 2011). Por conta disso, têm sido desenvolvidas e aplicadas gradualmente tecnologias avançadas nas Estações de Tratamento de Água. A produção de água que atenda consistentemente ao Padrão de Potabilidade deve incluir a filtração, pois somente nessa etapa é que são removidas, quase que em sua totalidade, as partículas coloidais, suspensas e microrganismos em geral da água decantada, de forma que a desinfecção final – uma etapa imprescindível para qualquer tipo de água destinado ao consumo humano, seja efetiva (DI BERNARDO, 1995).

O tratamento de água tem como propósito tornar potável a água bruta e, por conseguinte, reduzir os riscos à saúde humana adequando-a aos padrões de potabilidade. Basicamente, os objetivos de tratamento de água são dois: i) sanitário – remover organismos patogênicos e substâncias químicas orgânicas ou inorgânicas nocivas à saúde humana; ii) estético – reduzir a concentração de substâncias causadoras de turbidez, cor, odor e gosto, no mínimo, aos limites estabelecidos nos padrões de potabilidade. O acesso universal à água para consumo humano é um desafio para a comunidade científica a quem a responsabilidade está incumbida no desenvolvimento de tecnologias apropriadas (CHATURVEDI & DAVE, 2012). A filtração direta e o ciclo completo são as tecnologias mais comumente utilizadas no tratamento de água para consumo humano, é verdade que também há tendência de cada vez mais se usar a filtração lenta.

Tomando como referência apenas a quantidade de partículas em suspensão na água, pode-se afirmar que a filtração lenta é adequada ao tratamento das águas que apresentam baixa turbidez (< 20 uT), isto é, água relativamente de boa qualidade, enquanto que a tecnologia de ciclo completo é apropriada à águas que apresentam maior quantidade de impurezas, ou melhor, de turbidez elevada (> 100 uT). A filtração direta acaba sendo adequada à água com turbidez moderada ou mesmo baixa (< 100 uT).

Resumindo, águas brutas de turbidez baixa podem ser tratadas de modo eficiente por meio da filtração lenta, enquanto águas com turbidez elevada devem ser tratadas em ETAs de ciclo

completo. A filtração direta ocupa a posição intermediária, isto é, pode ser usada no caso de turbidez moderada. Entretanto, antes da água ser submetida ao tratamento propriamente dito, ela pode passar por um pré-tratamento para reduzir o número de impurezas presentes na água bruta. A Figura 3.3 apresenta a classificação geral das tecnologias de tratamento de água, podendo estas serem ou não antecedidas de pré-tratamentos.

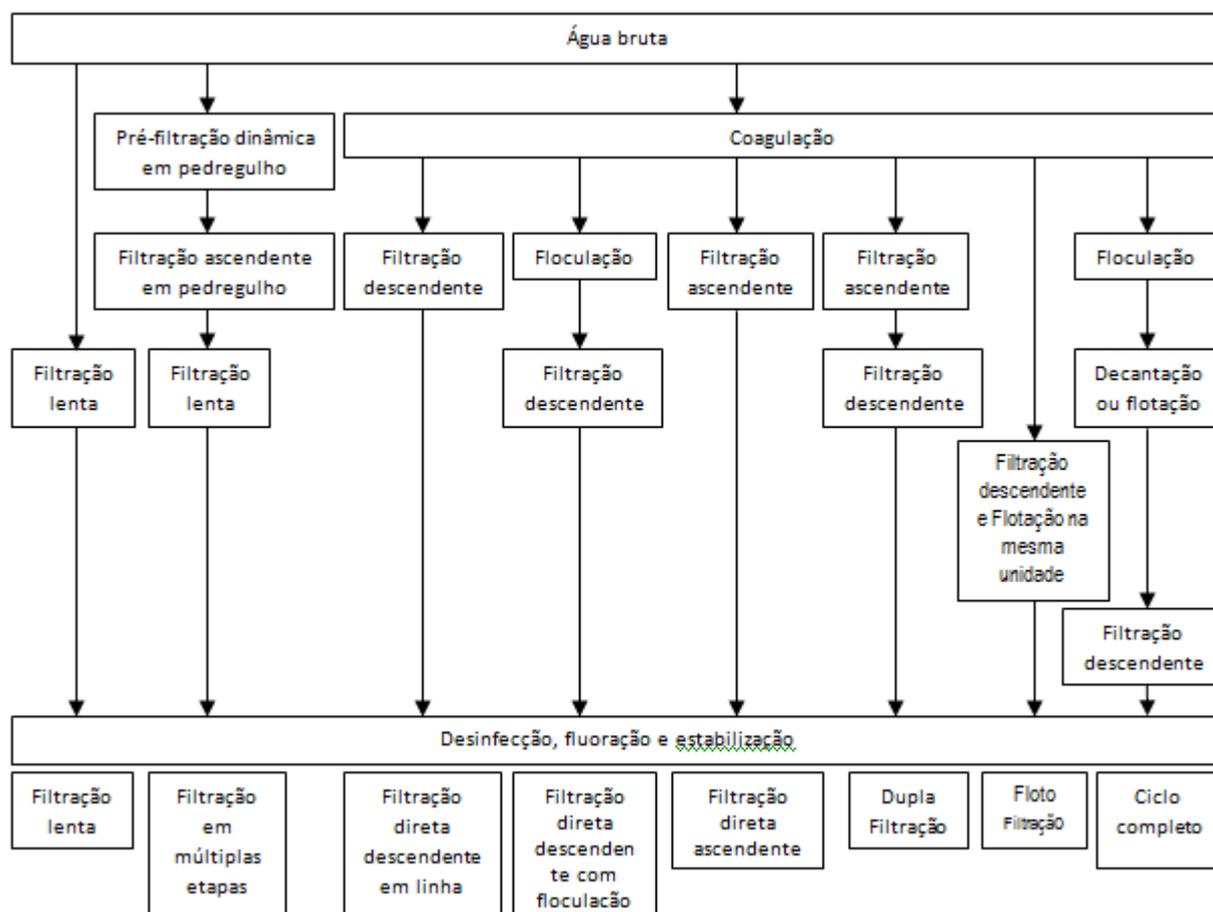


Figura 3.3 – Classificação geral das tecnologias de tratamento de água

Fonte: Di Bernardo *et al.*, 2011

3.2.1 Tecnologias de tratamento sem coagulação química

Nessa seção serão referidas algumas técnicas de tratamento de água sem coagulação química que fazem parte do escopo desta pesquisa.

3.2.1.1 Filtração lenta

Uma das tecnologias de tratamento sem coagulação química bastante usada é a filtração lenta. A filtração lenta é um processo biológico de tratamento de água, com formação de uma camada biológica no topo do meio filtrante, a qual é constituída de partículas inertes, de matéria orgânica e de uma grande variedade de organismos, tais como algas, vírus, bactérias, protozoários,

metazoários, etc. (Di BERNARDO, 1995). O mesmo autor acrescenta que essa camada biológica é também conhecida como superfície de coesão ou “Schmutzdecke” e permite a purificação da água através de meios físicos, bioquímicos e biológicos.

O tempo decorrido para formação da “Schmutzdecke” e para que seja produzida água de qualidade satisfatória é denominado período de maturação do filtro e depende de vários fatores, tais como: a qualidade da água bruta, existência de unidades de pretratamento, taxa de filtração, método de limpeza, dentre outros (DI BERNARDO, 1991).

Os filtros lentos de areia são apropriados para aqueles casos em que a água captada apresenta turbidez baixa. O fluxo é descendente e a retenção da água começa logo na superfície do meio filtrante, geralmente areia, permitindo a sedimentação de partículas (WOTTON, 2002).

De alguns anos para cá a poluição de mananciais superficiais por algas tem constituído uma preocupação global no tratamento de água. A floração de algas nos corpos d' água pode causar vários problemas no tratamento de água, incluindo gosto, odor, formação de trihalometanos (THMs), ácidos cloroacéticos, e colmatação dos meios filtrantes (HUNG & LIU, 2006). Os métodos gerais utilizados para inativação das algas incluem também a filtração lenta em areia (NAGHAVI & MALONE, 1986; MA & LIU, 2002; SAKAI *et al.*, 2007; LIANG *et al.*, 2009). A filtração lenta em areia (FLA) tem atraído a atenção como uma alternativa para as comunidades rurais devido aos relativos baixos custos de implantação e operacionais, a facilidade de operação e por requerer requisitos mínimos para a manutenção.

A FLA tradicional pode remover turbidez e microrganismos da água afluente relativamente de turbidez baixa, mas não é muito eficiente para água afluente com valores de turbidez muito acima de 5 uT, porque turbidez relativamente elevada resulta em colmatação e conseqüente redução do efluente filtrado e a necessidade de limpeza frequente (LOGSDON *et al.*, 2002 *apud* GOTTINGER *et al.*, 2011). Os mesmos autores acrescentam que para tratamento de água por meio da FLA com turbidez não muito baixa, por exemplo superior a 5 uT, é necessário um pretratamento.

A Figura 3.4 apresenta algumas modalidades de filtração lenta e respectivos valores relatados por Di Bernardo (1991); Os números das circunferências 1, 2, 3 e 4 representam os valores de turbidez da água bruta de cada modalidade da filtração lenta: 1 = 10 uT, 2 = 20 uT, 3 = 50 uT e 4 = 100 uT. Na Figura vê-se também que independentemente da modalidade de filtração lenta, a água deve ser desinfetada, fluorada e estabilizada. Nas modalidades 3 e 4, uma vez que os valores de turbidez são

de 50 e 100 uT, portanto não baixos, a água passa por pretratamento como forma de garantir que o efluente seja de boa qualidade já que a filtração lenta é apropriada para águas de turbidez baixa.

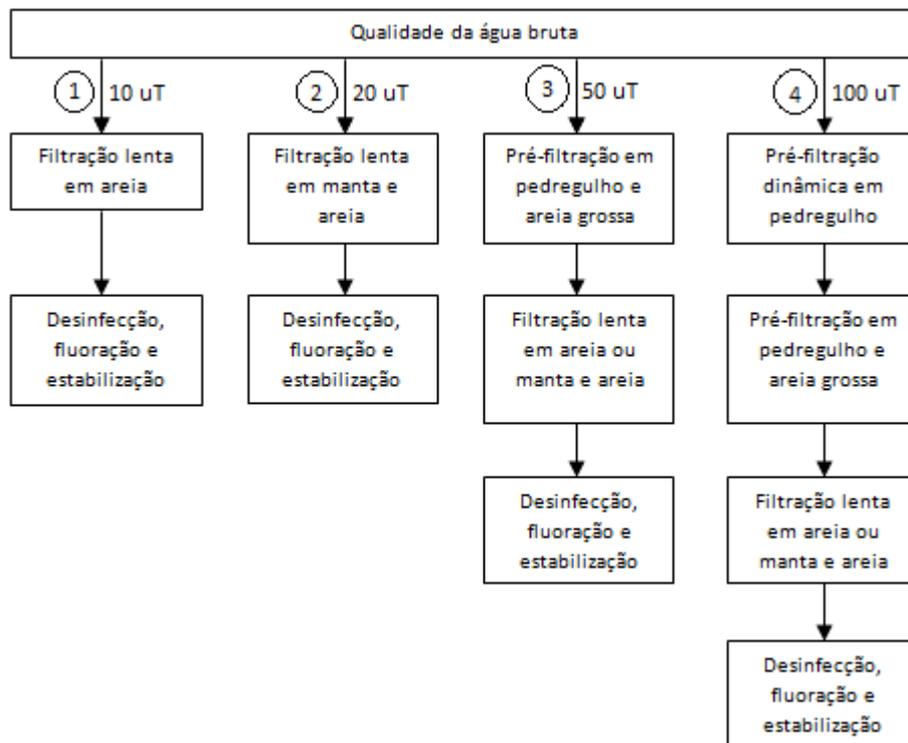


Figura 3.4 – Modalidades de tecnologias de tratamento empregando filtração lenta

Fonte: Di Bernardo, 1991

3.2.1.2 Filtração em margem

A filtração em margem (FM) é uma técnica de tratamento de água que consiste na construção de poços na parte ribeirinha de mananciais superficiais (em geral, rios e lagos) de tal forma a criar um desnível entre o nível de água do manancial e o nível do lençol freático do poço. A água que adentra ao poço resulta da mistura entre as águas superficiais infiltradas através das margens e a do lençol freático. Essa técnica vem sendo usada na Europa há mais de 100 anos e nos Estados Unidos da América (EUA) há mais de 50 anos, no fornecimento de água para consumo humano (RAY, *et al.*, 2011). A Figura 3.5 ilustra o diagrama esquemático do processo de Filtração em Margem.

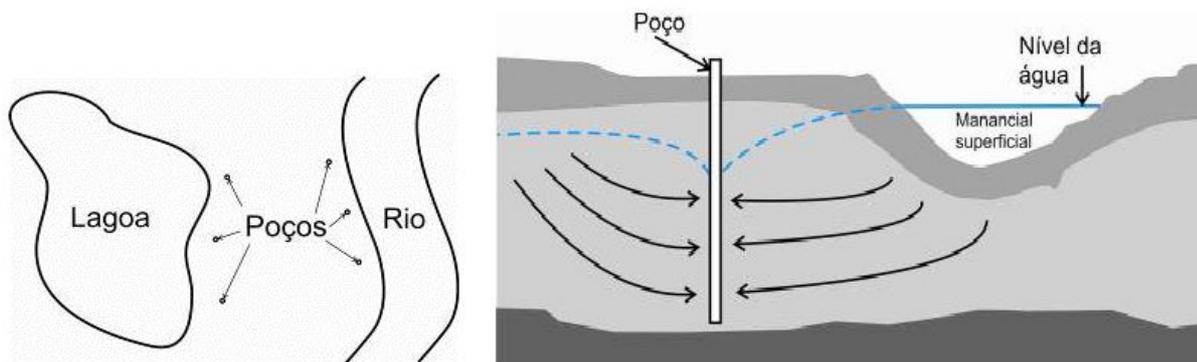


Figura 3.5 – Diagrama esquemático do processo de Filtração em Margem.

Fonte: Baseado em PROSAB, 2006.

Segundo Singh *et al.* (2009), durante o fluxo no subsolo, a água superficial é sujeita a uma combinação de processos químicos, físicos, biológicos, tais como filtração, diluição, sorção, e biodegradação que melhoram significativamente a qualidade da água bruta. Vários estudos (DASH *et al.*, 2008; GOLLNITZ *et al.*, 2003; HAVELAAR *et al.*, 1995) mostraram que a filtração em margem é uma técnica muito eficiente para remoção de turbidez e reduz significativamente a presença de *Cryptosporidium* e *Giardia* na água tratada.

A filtração em margem tem sido utilizada como um método alternativo e eficiente para abastecimento de água, por apresentar inúmeras vantagens (PROSAB, 2006; DASH *et al.* 2008):

- Diminuição expressiva dos custos de captação e tratamento da água;
- Capacidade de remoção e/ou redução de diversos contaminantes;
- Remoção de sólidos suspensos e em solução contidos na água bruta e consequente redução da cor e turbidez;
- Redução do uso de produtos químicos para o controle de microrganismos patogênicos no tratamento das águas superficiais;
- Redução de resíduos gerados na Estação de tratamento de água (ETA) convencional;
- Menor variação de temperatura da água;
- Redução da matéria orgânica natural e consequentemente, redução da formação de subprodutos de desinfecção de oxidantes e desinfetantes a base de cloro.

Dash *et al.* (2010) fizeram estudo de um sistema FM nos Estados Unidos da América, no qual monitoraram a eficiência de remoção de partículas, turbidez, matéria orgânica natural (NOM), precursores de subprodutos de desinfecção e pesticidas. O sistema estudado apresentou uma eficiência de 2,4 logs de remoção de partículas, enquanto que em outro estudo comparativo, de ciclo

completo, apresentou eficiência de remoção de partículas de 1,5 logs de redução. Um outro estudo realizado por Prakash (2006) da qualidade de água de poços de infiltração (FM) situados nas margens do rio Ganga em Haridwar, na Índia, mostrou uma eficiência de remoção de turbidez de 100%. A filtração em margem é uma técnica que pode ser usada como um pretratamento ou como tratamento singularmente.

3.2.1.3 Sedimentação natural

A sedimentação natural enquadra-se nas tecnologias de tratamento de água sem coagulação química, cuja força motriz para separação das partes sólida e líquida é a diferença de gravidade. A deposição de sedimentos melhora a qualidade da água bruta por meio da redução de turbidez, podendo trazer vantagens em relação à redução da dose de coagulante empregado na ETA e à melhoria da qualidade final da água.

Muito provavelmente a decantação vem a ser a etapa do tratamento à qual em tempos imemoriais as populações primeiro se reportaram. Registros confiáveis referem-se ao hábito dos egípcios, por volta de 2000 a.C., acondicionarem as águas naturais em jarros para serem consumidas após determinado tempo com intuito de reduzir a quantidade de partículas suspensas e dissolvidas. A motivação para se pensar em adicionar alguma substância que fomentasse a aglutinação, certamente, adveio das frustradas tentativas de reduzir a concentração de partículas coloidais presentes nas águas naturais (LIBÂNIO, 2010, p.257).

A sedimentação natural pode ocorrer em lagos, decantadores convencionais ou de alta taxa e pode ser usada como pretratamento em Estações de Tratamento de Água cujos picos de turbidez no tempo chuvoso atingem valores muito altos, por exemplo quando as nascentes são próximas à montanhas, como no caso dos países andinos que são muito afetados por níveis muito altos de turbidez no período chuvoso (DI BERNARDO, BRANDÃO, HELLER, 1999) tornando, por vezes, ineficiente o tratamento da água pelas ETAs. Os mesmos autores acrescentam que na sedimentação natural, a água captada no rio é conduzida a um lago aonde ocorre remoção considerável de sólidos suspensos, bactérias, protozoários, fungos, vírus e outros microrganismos, fato relacionado ao tempo médio de detenção geralmente superior a 2 meses. Portanto, a sedimentação natural em geral associa-se a tempos de detenção hidráulica muito elevados, da ordem de semanas ou até meses.

Na sedimentação natural as partículas presentes na água sedimentam naturalmente. A sedimentação é uma operação física em que as partículas suspensas na água com densidade superior à ela, tomam o movimento descendente guiadas pela ação da força de gravidade. A sedimentação tem como fim último reduzir ou remover a turbidez da água, através da remoção de partículas suspensas. De acordo a Von Sperling (1996), existem quatro formas de sedimentação de partículas contidas na água, nomeadamente discreta, flocculenta, zonal e por compressão.

- Sedimentação discreta – as partículas sedimentam-se, mantendo a sua identidade ou melhor têm um movimento descendente para o fundo dos decantadores e suas propriedades físicas nomeadamente, forma, tamanho e densidade são conservadas;
- Sedimentação flocculenta – à medida que as partículas vão se movimentando elas chocam inelasticamente uma as outras formando flocos que favorecem o incremento da velocidade de sedimentação;
- Sedimentação zonal – um conjunto de partículas agrega-se formando uma massa única que sedimenta junta e nota-se uma interface nítida entre o agregado sólido e a massa líquida;
- Sedimentação por compressão – assemelha-se com a sedimentação zonal, porém, neste caso a concentração de partículas é ainda mais elevada e o peso é maior, fato que causa a compressão delas no fundo do decantador.

Partículas presentes na massa líquida contida em uma coluna de sedimentação sedimentam como partículas discretas, isto é, mantêm a singularidade até ao fundo dos decantadores, ou melhor, suas dimensões permanecem inalteradas e a velocidades constantes ao longo do processo de sedimentação, não ocorrendo interação entre as mesmas e se por ventura houver colisões elas são meramente elásticas. Praticamente, sobre essas partículas atuam duas forças: i) a força de gravidade que as induz a se movimentarem para baixo e; ii) a força de impulsão/empuxo que tende empurrá-las para o sentido contrário. Já que as partículas acabam se depositando no fundo, então, é válida a segunda lei de Newton segundo a qual a força resultante movimenta-se no sentido da maior força imprimida no sistema. Na Equação 3.1 é apresentada a força resultante das partículas discretas quando ocorre sedimentação natural.

$$F_r = g(\rho_p \cdot V_p - \rho_a \cdot V_a) \quad (3.1)$$

F_r - força resultante [N];

g - aceleração de gravidade [m/s^2];

ρ_p - densidade das partículas [kg/m^3];

V_p - volume das partículas [m^3];

ρ_a - densidade da água [kg/m^3];

V_a - volume da água [m^3].

Já que na sedimentação natural as partículas sedimentam apenas graças ao seu peso, é obvio que as menos pesadas ou muitíssimo pequenas enfrentam dificuldades de sedimentar. Guyer (2010) afirma que partículas suspensas como areia e silte (dimensões 0,001-1) podem sedimentar facilmente durante a sedimentação natural mas, a taxa de sedimentação de partículas coloidais é muito baixa

devido ao seu tamanho microscópico. A Figura 3.6 mostra as forças que atuam sobre uma partícula sólida durante a sedimentação natural. O comprimento das setas simboliza a intensidade de cada força atuante.

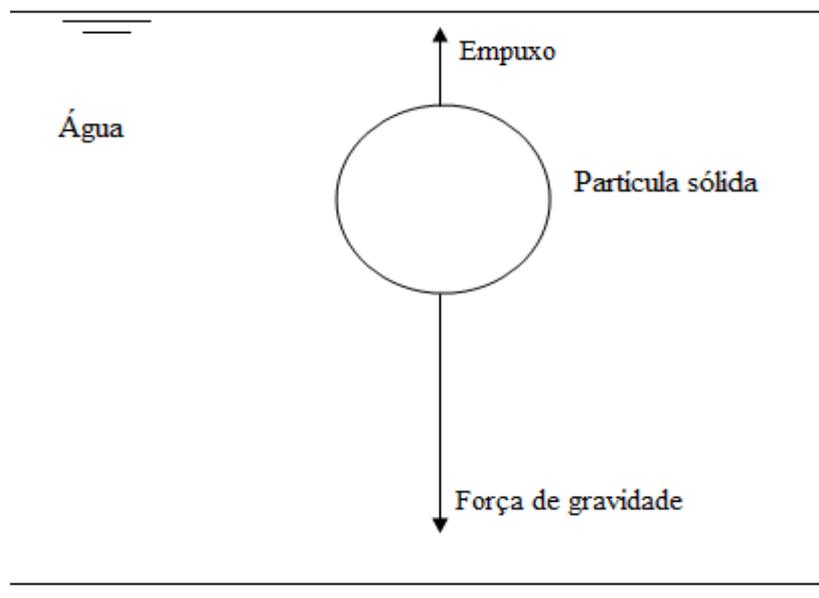


Figura 3.6 – Forças que atuam sobre a partícula sólida durante a sedimentação natural.
Fonte: Von Sperling, 1996

Entretanto, na sedimentação natural uma vez que ocorre sedimentação discreta as partículas sedimentam singularmente e as de peso relativamente maior possuem maior velocidade, portanto, com mais chances de se depositarem primeiro quando comparado com as menos pesadas partindo da mesma altura, Figura 3.7.

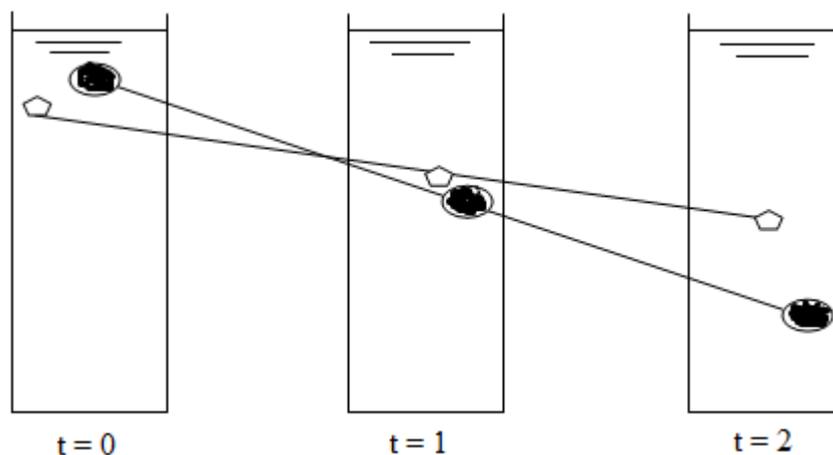


Figura 3.7 – Velocidade de sedimentação de partículas discretas
Fonte: Von Sperling, 1996

A velocidade de sedimentação das partículas discretas considera-se constante e pode ser calculada por meio da Equação 3.2 que traduz a lei de Stokes.

$$V_p = \frac{1}{18} \cdot \frac{g}{\nu} \cdot \frac{\rho_p - \rho_L}{\rho_L} \cdot d^2 \quad (3.2)$$

V_p – velocidade de sedimentação da partícula [m/s];

g – aceleração de gravidade [m/s^2];

ν – velocidade cinemática da água [m^2/s];

ρ_p – densidade da partícula [kg/m^3];

ρ_L – densidade do líquido [kg/m^3];

d – diâmetro da partícula [m].

A relação fundamental para a sedimentação de partículas discretas é a Lei de Newton, a qual se baseia no pressuposto de que as partículas são esféricas e têm diâmetros uniformes, como também, seu tamanho e forma não variam durante a sedimentação, e deslocam-se num fluido viscoso sem ser afetadas por efeitos de fronteira (limites do sistema).

3.2.2 Tecnologias de tratamento com coagulação química

3.2.2.1 Filtração direta

A remoção dos sólidos no sistema de filtração direta é realizada praticamente nos filtros, porque há vezes em que a água bruta passa, previamente, por um pré-tratamento. A água bruta é coagulada predominantemente no mecanismo da adsorção e neutralização de cargas, descritos no item 3.3, que é responsável pela desestabilização de partículas a serem removidas diretamente no meio filtrante.

Ao contrário do ciclo completo, na filtração direta são excluídas as etapas de decantação e, em alguns casos, de floculação e os custos de produtos químicos também reduzem porque as dosagens de coagulantes necessárias para o tratamento são relativamente menores. AMIRTHARAJAH (1988) refere que comumente a filtração direta é um sistema econômico, comparado com o ciclo completo, porque necessita de pequenas dosagens de coagulante ($< 15 \text{ mg/L}$). É um processo mais natural que o ciclo completo porque reduz o capital de investimento, a área necessária para implantação, bem como, os custos de operação da ETA.

A seguir são mencionadas algumas vantagens e desvantagens de filtração direta descendente, comparativamente ao ciclo completo (DI BERNARDO, 1993b):

a) Vantagens

- O investimento inicial com a construção e os equipamentos pode ser 30 a 50% menor;

- O custo de operação e manutenção é menor, decorrente, dentre outros, da eliminação de equipamentos de coleta de lodo dos decantadores e, algumas vezes, dos equipamentos de floculação;
- Possibilidade de redução do consumo de coagulante;
- Produção de menor volume de lodo;
- Diminuição do consumo de energia elétrica.

b) Desvantagens

- A principal limitação da filtração direta descendente é a dificuldade no tratamento de água com turbidez ou cor verdadeira altas;
- Tempo relativamente curto para o operador perceber qualquer mudança na qualidade da água;
- Tempo de detenção no sistema relativamente pequeno, dificultando a oxidação de substâncias orgânicas presentes na água bruta;
- Período inicial de melhora da qualidade do efluente mais longo.

A filtração direta é uma tecnologia apropriada para água de turbidez moderada (entre 20 uT a 60 uT) ou baixa (< 20 uT). Na literatura, conforme mostrado na Tabela 3.7, há autores relatando valores de turbidez da água bruta aplicáveis a filtração direta que variam de 3 a 60 uT, podendo ocorrer picos até 100 uT, desde que seja em períodos inferiores a 12h. Sendo assim, pode-se perceber que a filtração direta pode ser indicada para águas com turbidez inferior a 60 uT. Uma vez que os sistemas de filtração direta não contém decantadores, a camada suporte dos filtros desempenha um papel importante na filtração direta ascendente, sendo responsável pelo processo de floculação e pela remoção de grande parte dos sólidos presentes na água bruta.

A Figura 3.8 apresenta algumas modalidades da filtração direta em função da qualidade da água bruta e respectivos valores de turbidez relatados por Di Bernardo (1991), mostrando mais uma vez que a filtração direta é apropriada para águas com turbidez moderada ou mesmo baixa. Os números das circunferências 5, 6, 7, 8, 9 e 10 representam os valores de turbidez da água bruta de cada modalidade da filtração direta: 5 = 20 uT, 6 = 20 uT, 7 = 100 uT, 8 = 200 uT, 9 = 25 uT e 10 = 50 uT.

Tabela 3.7 – Valores de turbidez de água bruta recomendados para tratamento por filtração direta

Autor	Valor/faixa [uT]	Ano de publicação
Cleasby	< 12 aplicando sulfato de alumínio < 16 aplicando polímero catiônico	1990
Edzwald <i>et al.</i>	20 a 30	1987
Amirtharajah	< 50	1988
Di Bernardo	25 a 50 com picos ≤ 100	1993
Treweek	< 60	1979
Zouboulis <i>et al.</i>	3 a 4	2007
Eyvaz <i>et al.</i>	< 10	2010
Emelko <i>et al.</i>	< 15	2011

Fonte: Compilado dos trabalhos dos autores indicados na primeira coluna

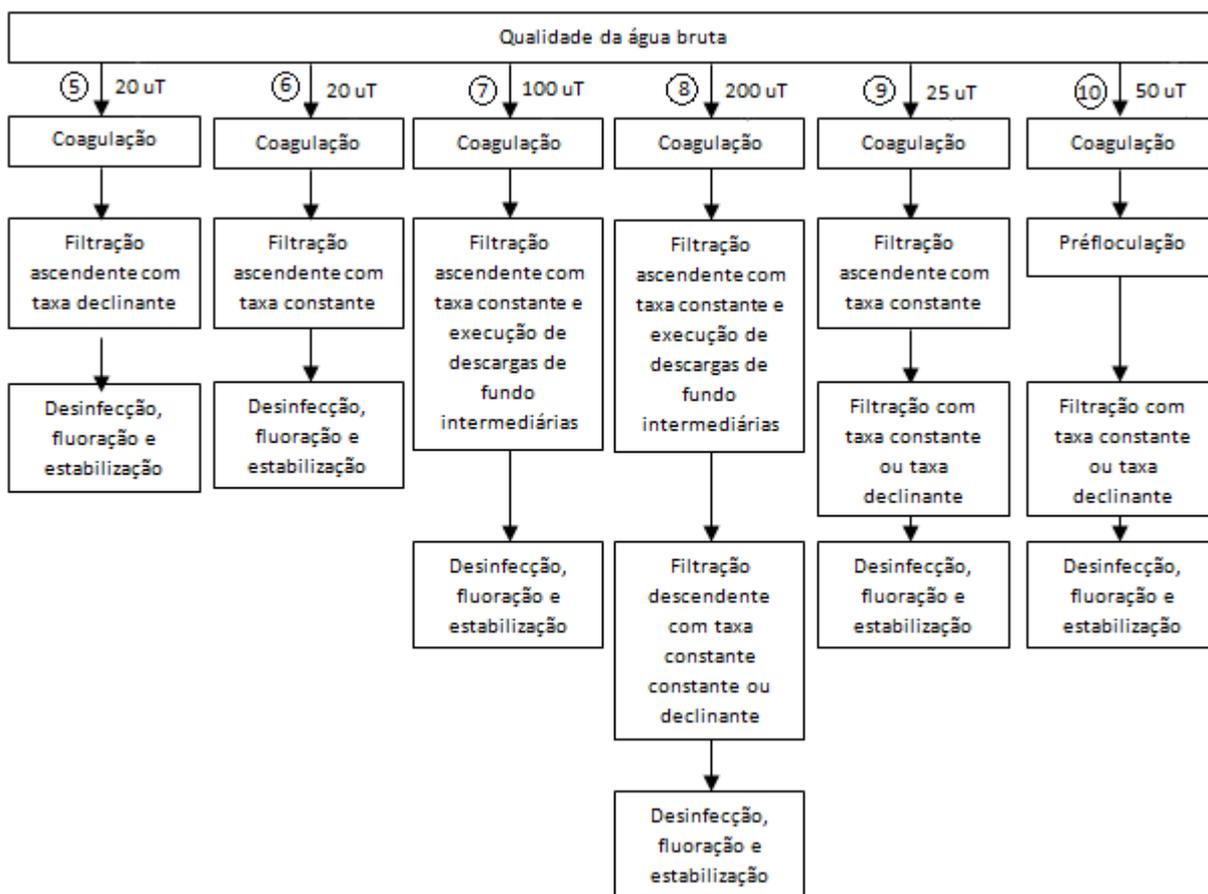


Figura 3.8 – Variantes de modalidades da filtração direta

Fonte: Adaptado de Di Bernardo, 1991

3.2.2.2 Dupla filtração

Nos sistemas de tratamento de água em filtração direta a remoção de impurezas ocorre apenas nos filtros. Com vista a melhorar a qualidade da água filtrada, surgiram estudos aplicando-se filtração

rápida descendente precedida da filtração direta ascendente, dando origem a “dupla filtração” cujos custos de instalação, operação e manutenção são menores comparativamente ao tratamento em ciclo completo. A dupla filtração permite o tratamento de água com qualidade relativamente pior, possibilita a aplicação de taxas de filtração mais elevadas no filtro descendente, como também oferece maior segurança do ponto de vista operacional no que concerne às variações bruscas de qualidade da água afluyente às ETAs, aumenta a segurança em relação a desinfecção por apresentar melhor remoção de microrganismos (DI BERNARDO, 2003), pode ser considerada como uma tecnologia econômica para o tratamento de água de abastecimento comparada com o tratamento em ciclo completo, possibilitando redução no tamanho das instalações e simplificação de sua operação, o que a torna uma alternativa atrativa mas ressalta-se que tais unidades devem ser projetadas de modo a possibilitar a realização de descargas de fundo intermediárias.

As instalações de dupla filtração dispensam o uso de floculadores e consistem basicamente de dispositivo de mistura rápida, filtro de escoamento descendente precedido de filtro de escoamento ascendente (DI BERNARDO *et al.*, 2003). Os autores acrescentam ainda que, no caso do filtro de escoamento ascendente, o material filtrante pode ser areia grossa ou pedregulho, geralmente em camadas de granulometria diferente e decrescente na direção do escoamento e o filtro de escoamento descendente geralmente é de areia ou outro material filtrante comumente usado em filtros rápidos descendentes.

A diferença entre sistemas de filtração direta e dupla filtração é o fato dessa última incluir o filtro descendente seguido do ascendente e pode ocorrer sem pré-tratamento, enquanto no primeiro essa etapa é imprescindível para evitar maior aporte de impurezas no meio filtrante. Portanto avaliando os custos de aquisição, operação e manutenção de um filtro com a instalação de uma unidade de pré-tratamento eficiente pode se escolher qual das tecnologias a ser aplicada para determinada situação.

3.2.2.3 Ciclo completo

A grande diferença entre a filtração direta e o tratamento de ciclo completo é o fato deste último incluir a etapa de decantação ou flotação para além da filtração ocorrer em grande parte dos casos no sentido descendente. A escolha da tecnologia mais apropriada é função da qualidade da água e a turbidez tem sido um dos parâmetros muito relevados para a decisão, conforme referido no item 3.2. A água bruta naturalmente contém impurezas ou partículas indesejáveis que podem ser de difícil

remoção, principalmente quando ela é proveniente de mananciais superficiais, tomando muitas vezes necessária a utilização da coagulação química da água a fim de facilitar a remoção das impurezas em alusão.

As impurezas/partículas que aparecem na água bruta e que, por conveniência, devem ser removidas nas Estações de Tratamento de Água apresentam diversos tamanhos conforme mostrado na Figura 3.2. As partículas suspensas conferem turbidez à água, as dissolvidas são responsáveis pelo aparecimento da cor enquanto as partículas coloidais estão associadas ao aparecimento do gosto e odor. Estas impurezas apresentam geralmente carga superficial negativa, impedindo que as mesmas aproximem-se uma das outras e permaneçam no meio líquido se suas características não forem alteradas (DI BERNARDO *et al.*, 2011). A magnitude da carga elétrica presente na massa d'água é determinada por meio do potencial zeta (PZ). Quando ocorre a neutralização das impurezas o potencial zeta se aproxima a zero.

3.3 Coagulação

Quando o coagulante é adicionado, a água é agitada energeticamente (mistura rápida) para dispersá-lo na massa líquida. Na sequência ocorre a dispersão do coagulante dando origem a espécies hidrolisadas que reagem quimicamente com as impurezas ou atuam sobre sua superfície resultando na redução da força repulsiva que tende a mantê-las estáveis na massa líquida. Tal fenômeno conduz à neutralização de uma parte de partículas presentes na massa líquida. O processo de coagulação ocorre na unidade de mistura rápida a partir do momento em que é adicionado o coagulante à água bruta.

A coagulação objetiva desestabilizar as impurezas/partículas que se encontram na água bruta, tanto suspensas quanto dissolvidas, de modo a facilitar a etapa de floculação para que possam ser removidas por sedimentação ou filtração. Segundo DI BERNARDO *et al.* (2011), a coagulação constitui o processo mais importante para a produção de água filtrada com qualidade satisfatória, principalmente quando o tratamento é realizado por uma estação de filtração direta; Portanto, quando não é realizada de modo adequado, compromete-se o desempenho de todas as unidades de tratamento posteriores (EDZWALD, 2011). A coagulação desempenha, direta ou indiretamente, um papel importante no controle de partículas, microrganismos, matéria orgânica natural (NOM), carbono orgânico sintético, precursores de subprodutos de desinfecção (DBPs), alguns íons inorgânicos e metálicos e, por fim, o controle da qualidade da água.

a) Fatores que Influenciam a Coagulação

- Características da água bruta

- ✓ pH, alcalinidade, cor, turbidez, temperatura, potencial zeta, condutividade elétrica, tamanho e distribuição de partículas.

- Condições de coagulação

- ✓ Tipo e dosagem de coagulante e/ou auxiliar de coagulação,
- ✓ Tempo e gradiente de velocidade.

Uma combinação efetiva e apropriada desses fatores é necessário para obter melhores valores de eficiência no tratamento de água, destacando-se, no caso desta pesquisa a combinação “dosagem do coagulante e pH de coagulação” que pode ser determinada por meio de ensaios de bancada – *jartest*.

No mercado estão disponíveis diversos tipos de coagulantes utilizados para tratamento de água. Para que se atinja o desempenho esperado na etapa de coagulação, é necessária também a correta seleção do coagulante a ser utilizado. A seguir constam os critérios a serem considerados na escolha do coagulante, segundo DI BERNARDO *et al.* (2003):

- Custo;
- Eficiência na desestabilização das partículas presentes na água bruta;
- Capacidade de atenuar flutuações na qualidade da água sem afetar a eficiência da coagulação;
- Volume de lodo produzido e sua influência sobre a duração das carreiras de filtração.

b) Mecanismos de coagulação

Na literatura são considerados individualmente ou de forma combinada a ação de quatro mecanismos de coagulação:

- Compressão da dupla camada – consiste no estabelecimento de uma grande força iônica no meio aquoso através de eletrólitos indiferentes, geralmente K^+ , Na^+ e Ca^{++} , ocasionando a compressão da dupla camada;
- Adsorção e neutralização de cargas – consiste na adição de produtos químicos, dispersão e mistura rápida e na sequência a neutralização das forças elétricas superficiais e redução ou anulação das forças repulsivas. Esse mecanismo é muito importante no caso da filtração direta em que não há necessidade de formação de flocos para posterior sedimentação, mas sim, de partículas desestabilizadas que serão retiradas no meio filtrante;
- Varredura – consiste na formação de flocos com velocidade adequada para serem removidos nos decantadores. Este mecanismo é caracterizado por aplicação de dosagens relativamente altas de coagulante para permitir a formação dos flocos. O processo de clarificação, coagulação/floculação/decantação, começa nos equipamentos de mistura rápida aonde são

criadas condições para que o coagulante adicionado seja disperso uniformemente na água em tratamento;

- Adsorção e formação de pontes – ocorre quando se aplica um polímero catiônico/ polieletrólito com sítios ionizáveis que permitem a formação de pontes de hidrogênio na interação colóide/impureza-coagulante.

Richter (2009) afirma que compreender os mecanismos da coagulação é essencial para o projeto racional das unidades de mistura rápida. A remoção de turbidez pode ocorrer por um ou mais mecanismos, podendo depender da concentração das impurezas, dosagem aplicada, entre outros fatores; Porém, a concentração dos colóides e a dosagem do coagulante e o pH de coagulação são fatores críticos que determinam o mecanismo de remoção predominante (SNODGRASS *et al.*, 1984; GREGORY & DUAN, 2001; SHIN *et al.*, 2008).

3.3.1 Coagulantes primários

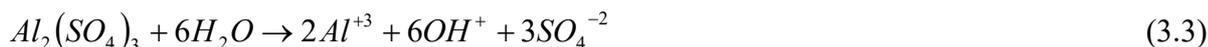
Para realização da coagulação, especialmente para tratamento de água para consumo humano, são empregados sais de metais inorgânicos normalmente utilizados isoladamente – coagulantes primários ou em combinação com polímeros sintéticos – coagulantes auxiliares (DEVIRIMCI *et al.* 2012). Os coagulantes primários utilizados no processo de tratamento de água são geralmente à base de alumínio ou de ferro. Quando adicionados à água, ocorre a dissociação das soluções dos sais de Al (III) e Fe (III) para os seus respectivos íons trivalentes, isto é, Al^{3+} e Fe^{3+} , conforme mostrado nas equações 3.3 e 3.4 de dissociação do sulfato de alumínio. Posteriormente, as espécies não adsorvidas pelas impurezas presentes na água são hidrolisadas e formam vários complexos solúveis possuindo elevadas cargas positivas, que também são adsorvidas pelas impurezas, formando flocos posteriormente.

Há vários coagulantes primários aplicados no tratamento de água, porém, o sulfato de alumínio é o mais utilizado (DEVIRIMCI *et al.* 2012), principalmente nos países em desenvolvimento, por isso, embora não seja do escopo deste trabalho o aprofundamento da *química aquosa do sulfato de alumínio*, algumas noções básicas são importantes para o profissional envolvido com o tratamento de água, e serão brevemente enfocadas neste Item.

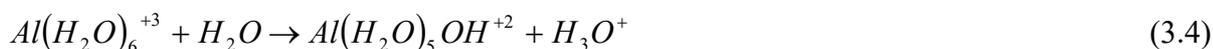
O sulfato de alumínio utilizado para tratamento de água apresenta-se na forma granular, mas também pode ser encontrado na forma líquida. Sua fórmula aproximada é $Al_2(SO_4)_3.nH_2O$, sendo que o valor de (n) varia entre 14 e 18 (VIANNA, 1997). Macêdo (2003) relata que o grau de pureza

do sulfato de alumínio é expresso pelo teor de Al_2O_3 , que varia de 7,5% a 17% e que o principal contaminante é o ferro, e o teor é expresso em Fe_2O_3 , cuja concentração varia de 0,01% a 2,50%. A seguir são apresentadas algumas noções de *química aquosa do sulfato de alumínio* baseadas no trabalho publicado por AMIRTHARAJAH & MILLS (1982).

Quando o sulfato de alumínio é introduzido na água em agitação intensa, ele se dissocia, segundo mostra a equação a seguir:

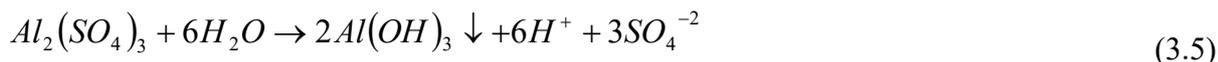


Imediatamente após, o íon Al^{+3} é hidratado, interligando-se a seis moléculas de água e formando o íon complexo $Al(H_2O)_6^{+3}$. Na sequência, o íon complexo formado na presença de água origina outros íons complexos, conforme a equação 3.4:



À medida que as moléculas de água vão sendo substituídas por OH^{-} podem surgir vários íons complexos. As partículas responsáveis pelo surgimento da turbidez e cor nas águas naturais são geralmente colóides de carga negativa e eles se mantêm separados por conta de forças repulsivas, uma vez serem todos de cargas de mesmo sinal. Por isso, é necessário introduzir coagulantes na massa de água para neutralizá-los; Entretanto, duas situações dificultam a interação entre coagulantes e colóides: i) a formação da dupla camada na superfície do colóide; ii) curto tempo de vida dos produtos de dissociação dos coagulantes que é na ordem de segundos. Para tanto, é necessária a introdução do coagulante, no caso sulfato de alumínio, a uma agitação intensa para que se consiga atravessar a dupla camada e atingir os colóides e permitir sua adsorção e neutralização (Figura 3.9).

As formas dissociadas do sulfato de alumínio permanecem na água por alguns segundos. Passado esse tempo, formam um precipitado, o hidróxido de alumínio $Al(OH)_3$ segundo mostra a Equação 3.5.



As formas dissociadas do alumínio neutralizam as cargas negativas das impurezas/ colóides (desestabilização por adsorção e neutralização). Caso os colóides não sejam desestabilizados pelas formas dissociadas do alumínio, poderão ser ainda desestabilizados por hidróxidos de alumínio – pelo mecanismo baseado na saturação e arraste dos colóides (desestabilização por varredura).

A formação de flocos de hidróxido de alumínio é resultado da reação entre o coagulante “sulfato de alumínio” de caráter ácido e alcalinidade natural da água, que é expressa usualmente por bicarbonato de cálcio, de acordo com a equação 3.6, a seguir. Da relação estequiométrica da equação 3.6 verifica-se que 1 g de sulfato de alumínio hidratado requer aproximadamente 0,73 g de alcalinidade (expressa em bicarbonato de cálcio) na coagulação.

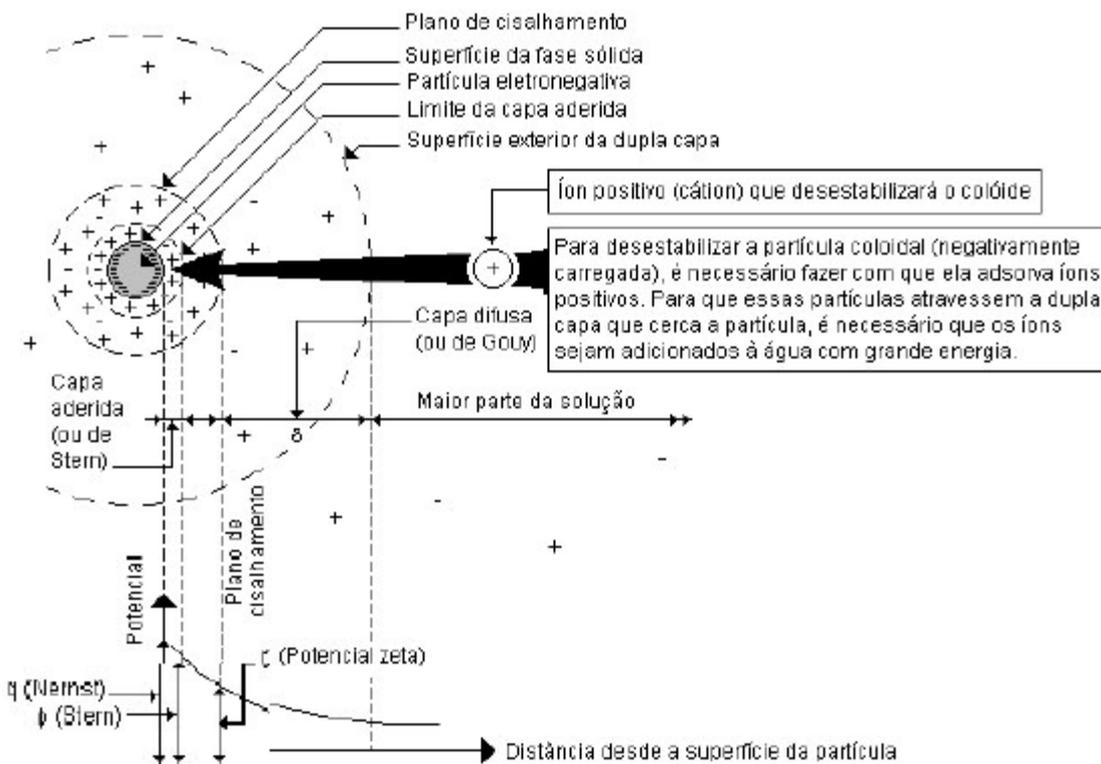


Figura 3.9 – Dupla camada formada em volta do colóide

Fonte: Vianna, 1997

Por conseguinte, os flocos mais densos e robustos aglutinam-se, reduzindo a turbidez na água. Essa e outras fórmulas não refletem completamente os fenômenos que ocorrem na massa líquida, porém, dão uma aproximação dos produtos das reações e das relações estequiométricas.

Após a aplicação do sulfato de alumínio na água bruta, surgem vários produtos de hidrólise na massa líquida. O diagrama da Figura 3.10 retirada do estudo de AMIRTHARAJAH e MILLS (1982) apresenta as linhas correspondentes às concentrações de saturação de alguns produtos de hidrólise considerados mais importantes. No eixo das abscissas estão representados os valores de pH, no eixo das ordenadas à esquerda, estão representados os logaritmos da concentração molar do

alumínio e à direita, a concentração, em miligramas por litro, do produto comercial $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14,3H_2O$ (Importa lembrar que o número de moléculas de água pode variar de 14 a 18).

No diagrama são apresentadas quatro zonas diferentes, as quais são referenciadas a seguir: i) a região onde ocorre a desestabilização das impurezas presentes na água bruta, no caso coloides, destacada com cor preta. Aqui as dosagens de sulfato de alumínio aplicadas são baixas, inferiores a 2 mg/L do produto comercial e o pH de varia entre 5,0 a 7,0. Essas condições de coagulação favorecem a adsorção-desestabilização dos coloides porque anula-se a força de repulsão entre as partículas negativas presentes na massa líquida; ii) a região onde ocorre a re-estabilização dos coloides, devida a adsorção excessiva de cargas positivas, isto é as cargas negativas dos coloides são anuladas e ainda sobram cargas adsorvidas que causam esse fenômeno; iii) a região onde ocorre a desestabilização por varredura, ou melhor, onde o hidróxido de alumínio adsorve os colóides presentes na água bruta formando flocos. Aqui, as dosagens aplicadas são relativamente maiores, geralmente superiores a 10 mg/L do produto comercial. O pH de coagulação devido a adição do sulfato de alumínio varia de 5,8 a 9,2, portanto, ocorre a valores de pH e dosagens de coagulante relativamente altas; iv) a região onde ocorre por combinação a adsorção e varredura, onde os valores tanto de pH de coagulação quanto das dosagens do sulfato de alumínio são intermediárias.

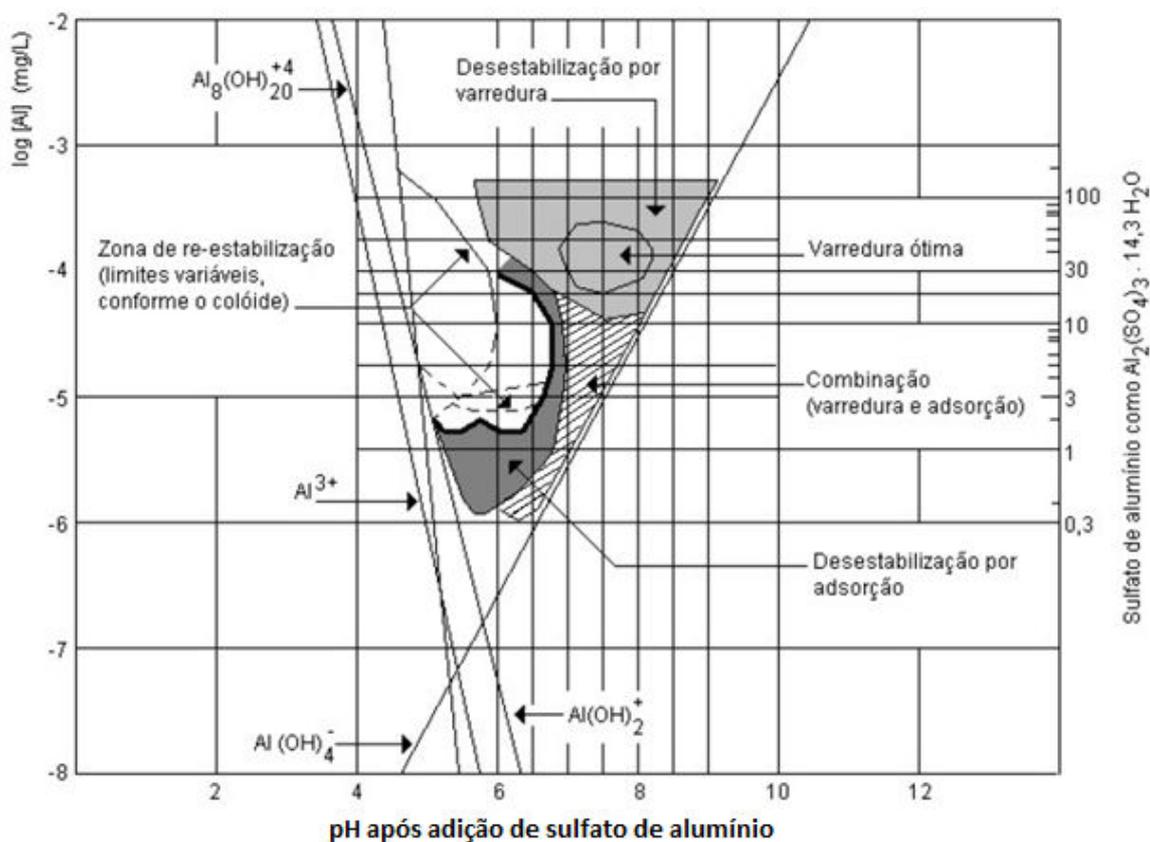


Figura 3.10 – Diagrama de coagulação para projeto e operação de ETA utilizando sulfato de alumínio

Fonte: AMIRTHARAJAH & MILLS (1982)

É importante que o projetista ou o responsável pela operação de uma ETA conheça os fundamentos ou tenha noções básicas dos diagramas de coagulação. Segundo DI BERNARDO & DANTAS (2005) isso possibilitará que sejam tomadas decisões tanto para a escolha da tecnologia de tratamento apropriada quanto para a otimização da coagulação, porque isso poderá contribuir para uma considerável economia de produtos químicos. Os mesmos autores acrescentam que as características da coagulação de águas com cor verdadeira ou turbidez elevada são bem diferentes, o que requer, realmente, um conhecimento abrangente da qualidade da água bruta a ser tratada.

3.3.2 Auxiliares de coagulação

As frequentes dificuldades com a coagulação devido aos precipitados de densidades muito baixas, ou a formação de flocos frágeis, facilmente fragmentáveis sob ação de forças hidráulicas, nos decantadores e filtros, contribuíram para a necessidade de pesquisa de alternativas que pudessem melhorar esse cenário.

Uma das importantes alternativas encontrada foi a utilização de coagulantes auxiliares que contribuem bastante para a robustez dos flocos, aumentando a eficiência da decantação e reduzindo a quantidade de lodo produzido uma vez que, nesses casos, são aplicadas dosagens menores de coagulante primário (BOLTO & GREGORY, 2007).

Os auxiliares de coagulação vêm sendo empregados desde finais da década de 1950 nos Estados Unidos da América – EUA, com objetivo de reduzir as dosagens do coagulante e conferir ao floco maior densidade (LIBÂNIO, 2010). Os auxiliares de coagulação ou simplesmente floculantes, são polímeros de longas cadeias moleculares. Quando comparados com o sulfato de alumínio eles apresentam as seguintes vantagens (BOLTO & GREGORY, 2007):

- São necessárias dosagens baixas na aplicação;
- Minimização de produção do lodo;
- Ligeiro aumento na carga iônica da água tratada;
- Redução de traços de alumínio na água tratada;
- Redução de custos de até 25–30% (ROUT *et al.*, 1999).

Os polímeros podem ser utilizados como auxiliares de coagulação (AC) ou mesmo como coagulantes primários (CP), dependendo da sua carga e das características da água bruta

Os produtos químicos utilizados no processo de clarificação da água são agrupados em três grupos:

- Coagulantes primários: geralmente compostos de ferro ou alumínio capazes de formar hidróxidos gelatinosos solúveis e conglomerar as impurezas/partículas presentes na água bruta (sulfato de alumínio, ferroso, ferroso clorado, sulfato férrico, cloreto férrico entre outros).
- Reguladores de pH de coagulação: podem ser acidificantes (ácido clorídrico; ácido sulfúrico), bem como, alcalinizantes (óxido de cálcio – cal virgem; hidróxido de cálcio – cal hidratada; hidróxido de sódio – soda cáustica; carbonato de sódio – barrilha) capazes de conferir a alcalinidade necessária à coagulação.
- Auxiliares de coagulação: geralmente polímeros de longa cadeia molecular que podem apresentar, quando lançados na água, um número de cargas muito grande, distribuídas ao longo desta cadeia. (argila, sílica ativa, polieletrólitos catiônicos, entre outros).

Cada coagulante tem uma faixa de valores de pH ideais para assegurar a melhor remoção de turbidez, Tabela 3.8, portanto, durante o tratamento da água nas ETAs deve-se procurar manter o pH de coagulação dentro desses intervalos. Um mesmo coagulante pode apresentar, por exemplo, melhores resultados na remoção de turbidez em uma certa faixa de pH e em outra apresentar resultados péssimos mas aplicando a mesma dosagem.

Tabela 3.8 – faixas de pH de coagulantes primários

Coagulantes	Faixa de pH
Sulfato de alumínio	5,0 a 8,0
Sulfato ferroso	8,5 a 11,0
Sulfato férrico	5,0 a 11,0
Cloreto férrico	5,0 a 11,0
Sulfato ferroso clorado	acima de 4,0
<u>Aluminato de sódio e sulfato de alumínio</u>	<u>6,0 a 8,5</u>

Fonte: Vianna, 1997

Os auxiliares de coagulação são geralmente polímeros e são classificados segundo sua natureza iônica: i) catiônicos; ii) aniônicos; iii) não-iônicos também designados por noniônicos ou indiferentes. Os catiônicos e aniônicos são designados polieletrólitos, por possuírem grupos funcionais ionizáveis capazes de serem adsorvidos na superfície dos coloides. Todos os polímeros utilizados no tratamento de água são hidrófilos, isto é, solúveis em água.

Os auxiliares de coagulação ou simplesmente polímeros removem as partículas presentes na água através do mecanismo de *adsorção e formação de pontes* (DEVIRIMCI *et al.* 2012). A seguir, BOLTO & GREGORY (2007) referem em detalhe a sequência das etapas necessárias para a floculação de partículas por polímeros:

- i. Mistura;
- ii. Adsorção;
- iii. Rearranjo das cadeias adsorvidas;
- iv. Flocculação dos auxiliares de coagulação.

i) Mistura (a)

Esse é um processo essencial, no qual o polímero (normalmente adicionado como uma solução bastante concentrada) fica distribuído de forma uniforme por toda massa líquida, conforme a Figura 3.11. A mistura ocorre em curto intervalo de tempo, na ordem de segundos, caso contrário as zonas com concentrações em excesso irão resultar em adsorção não uniforme e algumas partículas irão restabilizar como resultado de adsorção excessiva do polímero (BOLTO & GREGORY, 2007).

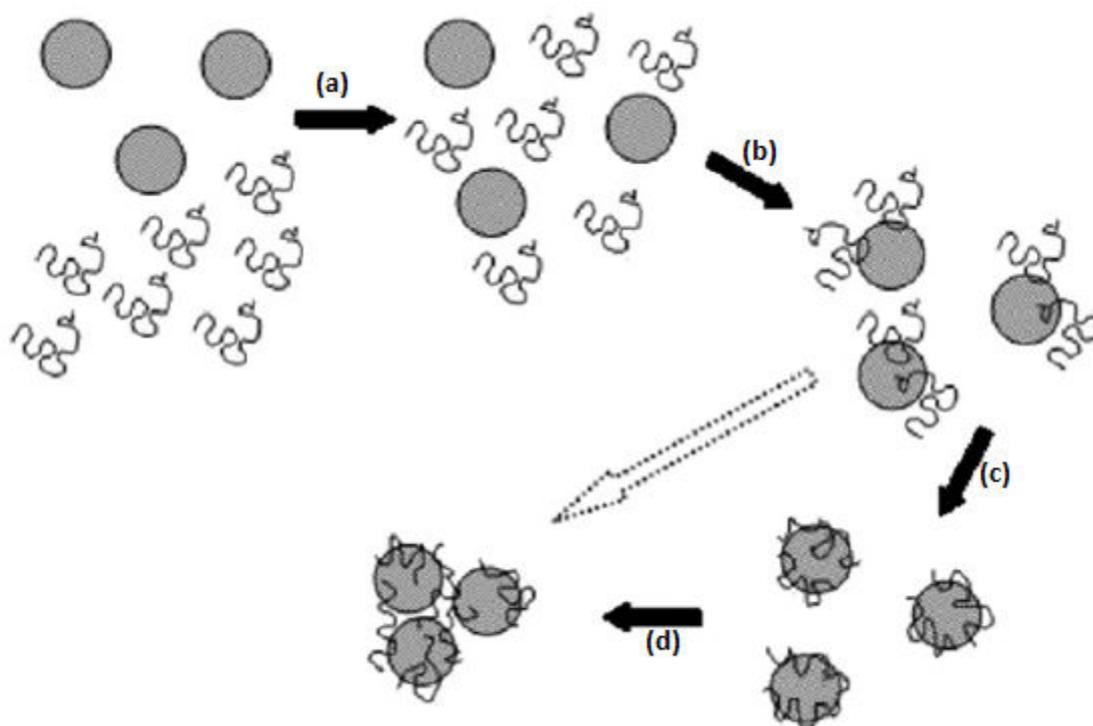


Figura 3.11 – Etapas envolvidas na flocculação de partículas por adsorção de polímeros: (a) = mistura, (b) = adsorção, (c) = rearranjo das cadeias adsorvidas, (d) = flocculação.

Fonte: BOLTO & GREGORY (2007)

ii) Adsorção (b)

Quando a concentração de partículas presentes na água é aumentada, a dosagem ótima do polímero também aumenta proporcionalmente e a taxa de adsorção irá aumentar consideravelmente. Para polímeros de baixo peso molecular, a adsorção depende da difusão, mas para polímeros de alto peso molecular, o cisalhamento induzido de moléculas torna-se muito importante. Isto significa que a taxa de adsorção de polímero depende das condições de mistura.

Com baixa concentração de partículas, como em águas de baixa turbidez, o tempo necessário para a adsorção do polímero pode ser da ordem de minutos, enquanto que para elevadas concentrações de sólidos a adsorção pode ocorrer um intervalo de tempo inferior a 1 s.

iii) Rearranjo das cadeias adsorvidas (c)

No momento em que uma cadeia de polímero é adsorvida sobre a partícula, a ligação é por apenas alguns segmentos da cadeia. Após um tempo, a cadeia de polímero atinge a sua configuração de equilíbrio adsorvida com uma distribuição característica de comboios e caudas. O tempo requerido para o rearranjo de cadeias adsorvidas depende de vários fatores, no entanto, para os polímeros de elevado peso molecular podem ser necessários vários segundos.

iv) Flocculação dos auxiliares de coagulação

Quando as partículas adsorvem polímero o suficiente para ficarem desestabilizadas, elas começam a colidir e agregar-se, seja por formação de pontes químicas ou por forças eletrostáticas.

a) Efeito dos polímeros na clarificação da água

A utilização dos Polímeros no tratamento da água, proporciona a diminuição do consumo de alcalinizante para a neutralização da água tratada, pois não consome a alcalinidade natural do meio; Além disso, há também a redução de consumo do coagulante; Os polímeros não são eficazes para neutralizar as cargas superficiais de partículas presentes nas águas com baixa turbidez, implicando fraca formação de flocos sedimentáveis, fato que limita a eficiência de coagulantes poliméricos no tratamento desse tipo de água (DENTEL & GOSSETT, 1988). Porém, o tratamento de águas com baixa turbidez pode ser realizado em ETAs de filtração direta onde a formação de flocos não é pertinente. Por outro lado, os coagulantes poliméricos podem ser usados eficazmente em águas com elevada turbidez aonde é favorável a formação de flocos.

Os polieletrólitos ou coagulantes poliméricos por causa da sua cadeia molecular longa e a prehidrolize, eles não requerem grandes dosagens no tratamento de água. LEE *et al.* (2008) realizaram um estudo de coagulação para sedimentação no qual alcançaram melhor eficiência (90 %) na remoção de sólidos suspensos aplicando 2,5 a 3 mg/L de cloreto de polialumínio (PAC 11% Al₂O₃). Em um outro estudo realizado por BYUNA *et al.* (2005) para verificação da melhoria na coagulação utilizando um misturador *flash* instantâneo (IFM) para tratamento de água obtiveram resultados satisfatórios de turbidez remanescente (< 0,5 uT) aplicando cloreto de polialumínio (PAC) com dosagens <5 mg/L.

O sulfato de alumínio é um dos produtos químicos largamente utilizados em muitos países em desenvolvimento. As dosagens necessárias para sua aplicação dependem muito das características da água em tratamento, mas geralmente tem sido superiores a 20 mg/L. SELHORST FILHO *et al.* (2011) num estudo realizado para otimização de parâmetros de clarificação de água do sistema de tratamento de Ponta Grossa, utilizando o sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio (PAC) obtiveram como melhores dosagens 20 mg/L (pH: 5,3-6,0) e 15 mg/L (pH: 6,6-6,8), respectivamente, associadas a 5 mg/L de carvão ativado em pó com tempo de contato de 5 minutos para sulfato de alumínio e 10 mg/L de carvão ativado em pó com tempo de contato de 15 minutos para o PAC.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo, são descritos os materiais e métodos utilizados para a realização dos experimentos do presente estudo. É feita também uma abordagem do planejamento das atividades necessárias para o estudo.

Inicialmente são descritos os equipamentos principais e auxiliares usados, bem como, os materiais e produtos utilizados para a preparação da água, ensaios de coagulação/floculação/ decantação, pressedimentação e filtração direta.

Posteriormente é apresentado o fluxograma das etapas do trabalho, são definidos os parâmetros operacionais e de controle, é descrita a preparação dos três tipos de águas sintéticas utilizadas e os procedimentos para realização de todos os ensaios.

4.1 Material

Para a realização dos experimentos foram utilizados diversos equipamentos: reatores estáticos (*jartest*), coluna de sedimentação, tambor plástico de 100 litros para preparação da água, suportes de funís para filtração, equipamentos para leitura dos parâmetros de qualidade de água (turbidímetro, pHmetro, e espectrofotômetro), materiais auxiliares (filtros de papel *Whatman* 40, funís, vidraria, balança analítica, cronômetro e agitador magnético). A seguir estão descritas as características do aparato experimental usado para o estudo.

4.1.1 Descrição do aparato experimental

4.1.1.1 *Jartest*

O aparato de *jartest* modelo tipo LDB utilizado para os ensaios de bancada é constituído por seis jarros de base quadrada com 2 litros de capacidade cada, paletas de agitação, motor com rotação controlada, tacômetro digital com visor que exibe a rotação das paletas em rpm (rotações por minuto). A rotação das paletas está limitada em 600 rpm e resulta em gradientes de velocidade que variam de 10 a 2000 s⁻¹, por isso, foi possível reproduzir as unidades de mistura rápida e obviamente de floculação das Estações de Tratamento de Água. A partir dos dados de rotação por minuto das paletas, mostrados no visor, foram obtidos os correspondentes gradientes de velocidade em s⁻¹ recorrendo-se a uma escala logarítmica produzida pelo fabricante “Nova Ética” a partir das características do equipamento.

Os jarros do *Jartest* são de acrílico transparente com base quadrada de dimensões 115 mm X 115 mm e 151 mm de altura. As amostras são colhidas na marca 7 cm contados a partir do marco 0 cm, correspondente a 2 litros – capacidade máxima dos jarros, através de tubos coletores de inox acoplados a mangueiras de borracha de 2 mm de diâmetro interno e cerca de 20 cm de comprimento.

Os agitadores são paletas de inox de eixo vertical com dimensões de 25 mm X 75 mm com a borda inferior a 64 mm do fundo do jarro. O motor é comandado por uma placa de circuito integrado onde as rotações são reguladas manualmente, conforme a Figura 4.1a. Na sua parte superior, o *jartest* está também constituído de dois suportes metálicos. Um para 6 e outro para 12 cubetas de vidro (duas para cada jarro) aonde são introduzidos os produtos químicos para a dosagem simultânea.

4.1.1.2 Coluna de sedimentação

A coluna de sedimentação utilizada no trabalho foi um tubo PVC de cor branca com 100 cm (1 m) de comprimento contado a partir do fundo deste até um marco previamente definido (correspondente a aproximadamente 7,85 litros), cuja finalidade era simular a sedimentação natural das três águas sintéticas utilizadas nesta pesquisa. A coluna tinha quatro pontos de coleta de amostra do sobrenadante distanciados 20 cm entre si, com 2 mm de diâmetro cada, conectados a mangueiras de borracha transparentes.

Para a determinação dos parâmetros de controle/monitoramento da qualidade de água foram utilizados os aparelhos apresentados na Tabela 4.1. Os métodos analíticos dos aparelhos são os recomendados pela Associação Americana de Saúde Pública (APHA). A calibração do turbidímetro foi feita trimestralmente, a do pHmetro foi feita semanalmente, conforme recomendado pelos fabricantes.

Tabela 4.1 – Principais aparelhos usados na pesquisa e respectivas faixas de medição

Parâmetro	Aparelho de medição	Método analítico	Faixa de medição
Turbidez	Turbidímetro HACH 2100P	Nefelométrico - APHA 2130 B, ed. 20	0,01 a 1000 uT
pH	pH metro digital PG1400	Potenciométrico - APHA 4500 H+ B, ed. 20	0,00 a 14,00 *

* adimensional

Os aparelhos discriminados na Tabela 4.1 e outros equipamento usados para o estudo, estão apresentados nas Figuras 4.1 a 4.4.

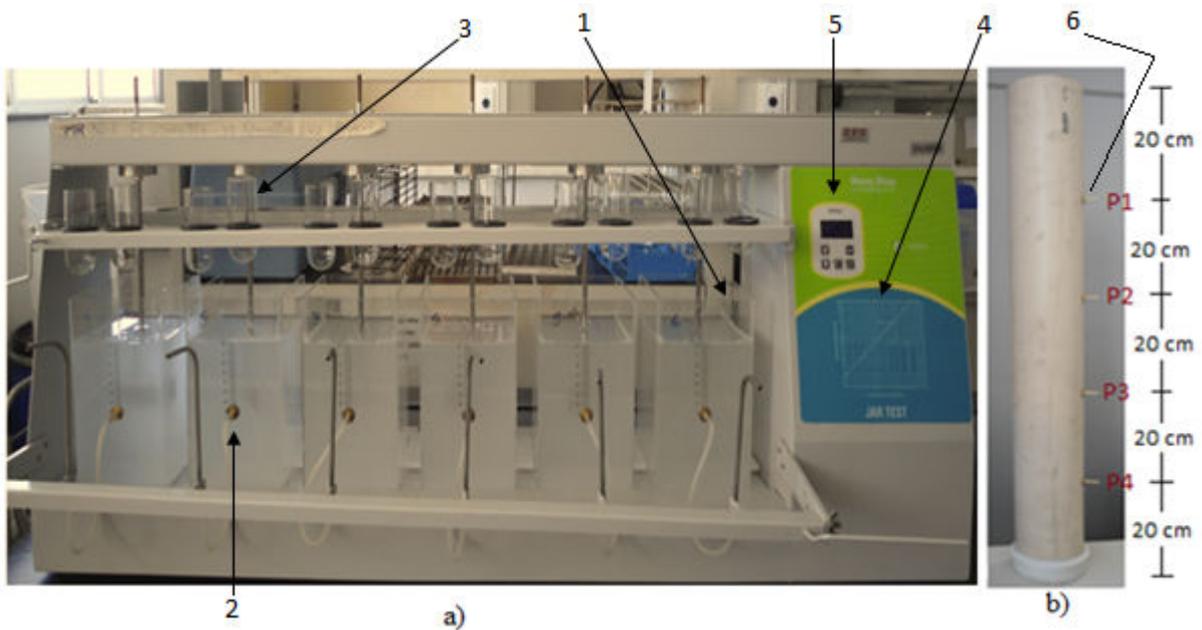


Figura 4.1 – a) aparato *jar*test b) coluna de sedimentação em PVC



Figura 4.2 – a) pHmetro digital PG1400; b) Turbidímetro HACH 2100P.



Figura 4.3 – a) Tambor de 100L usado para preparação das águas do estudo; b) Balança analítica.



Figura 4.4 – Suportes de funis contendo filtros de papel usados para simulação da filtração direta após pressedimentação.

4.1.2 Produtos utilizados no estudo

Para a realização do estudo foram utilizados diferentes produtos químicos cujos nomes e respectivas finalidades estão discriminados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Produtos usados para preparação da água de estudo e ensaios de coagulação.

Produto	Teor	Finalidade
Caulim	0,09 - 0,425 g/L	Preparação da água do estudo
Sulfato de alumínio	2% produto comercial	Coagulação da água
Cloreto de polialumínio	2% produto comercial	Coagulação da água
Ácido sulfúrico	0,02 N	Determinação da alcalinidade Correção da normalidade do ácido sulfúrico
Carbonato de sódio	0,05 N	
Ácido clorídrico	1 N	Ajuste de pH
Hidróxido de sódio	1 N	Ajuste de pH

O ácido sulfúrico foi usado apenas como titulante na determinação da alcalinidade, por outro lado, o carbonato de sódio foi usado para determinação do fator de correção da normalidade do ácido.

O produto usado para simulação da turbidez na água, “caulim”, é um minério hidrófilo em pó, de coloração branca. As soluções, tanto dos coagulantes quanto dos reagentes utilizados foram preparadas diluindo ou dissolvendo-os com água destilada.

A Tabela 4.3.a apresenta as especificações dos dois coagulantes utilizados no estudo nomeadamente *sulfato de alumínio* e *cloreto de polialumínio* ambos no estado líquido concentrado, fornecidos pela *Clariant S.A*, Brasil. As soluções preparadas estavam a 2% em massa por volume do produto comercial. O *sulfato de alumínio* é uma solução aquosa constituída principalmente de Sulfato de alumínio e Sulfato de ferro, apresenta impurezas de ferro de 1,5 a 3,0 %, uma faixa um pouco mais ampla que 0,75 a 2,5% relatada para Sulfato de alumínio por MACEDO (2007). Outro coagulante utilizado é o *cloreto de polialumínio* um composto inorgânico, polinuclear à base de cloreto de polialumínio de médio peso molecular, contendo cadeias poliméricas hidroxiladas, sendo estas fundamentais nos processos de coagulação e floculação.

Tabela 4.3.a – Especificações dos coagulantes usados (dados fornecidos pelo fabricante)

Coagulantes			
Sulfato de alumínio		Cloreto de polialumínio	
Propriedades típicas	Faixa	Propriedades típicas	Faixa
Aspecto	Solução límpida	Aspecto	Solução límpida
Cor	Amarelo esverdeado	Cor	Incolor a amarelo claro
Teor de Alumínio - % Al_2O_3	2,0 a 5,0	Teor de Alumínio - % Al_2O_3	23,0 a 24,0
Teor de Ferro - % Fe_2O_3	1,5 a 3,0	Teor de cloretos - % Cl^{-1}	6,0 a 12,0
Acidez Livre - % H_2SO_4	2,0 a 6,0	Ferro como Fe - mg/kg	Máx. 70
Sulfato Total - % SO_4^{-2}	Mín. 12	Ferro como Fe_2O_3 - mg/kg	Máx. 100
Densidade - g/cm^3	1,150 a 1,300	Densidade - g/cm^3	1,300 a 1,450
Magnésio - mg/kg	1000 a 2500	Basicidade Química - %	40 a 60

Fonte: Fabricante do produto *Clariant S.A.* – São Paulo, Brasil

A Tabela 4.3.b apresenta as especificações do produto usado para simular turbidez na água de estudo, fornecidas pelo fabricante.

Tabela 4.3.b – Especificações do caulim usado para a simulação da turbidez

Caulim Micronizado	Pó fino branco
	Peso específico = $2,60 \pm 0,05 g/cm^3$
	pH = $7,70 \pm 0,1$
	Densidade aparente solta = $0,47 \pm 0,02 g/cm^3$

Fonte: O fabricante do produto *Prominérios* – São Paulo, Brasil

As especificações detalhadas do caulim podem ser vistas nos anexos.

4.2 Métodos

Esta seção dividiu-se em quatro partes: i) planejamento das atividades; ii) preparação dos três tipos de água do estudo; iii) ensaios de coagulação/floculação/decantação da água aplicando os dois coagulantes (*sulfato de alumínio* e *cloreto de polialumínio*) um por cada vez e para os três tipos de água definidos para o estudo e; iv) ensaios de pressedimentação seguidos de coagulação e filtração direta em papel *Whatman 40*. Todas as análises foram realizadas no laboratório de análises físico-químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Brasil.

4.2.1 Planejamento das atividades

Para melhor organização das atividades e com vista a atingir os objetivos propostos para o estudo foram definidas previamente as etapas do trabalho. A primeira consistiu em preparação e caracterização da água sintética, objeto do estudo. Nessa etapa foram definidas as quantidades de produto por aplicar para se obter água com os valores de turbidez predefinidos. Em seguida, foram realizados ensaios de coagulação/floculação/decantação (usados para a construção dos diagramas de coagulação), e pressedimentação seguido de coagulação e filtração direta, conforme ilustrado na Figura 4.4.

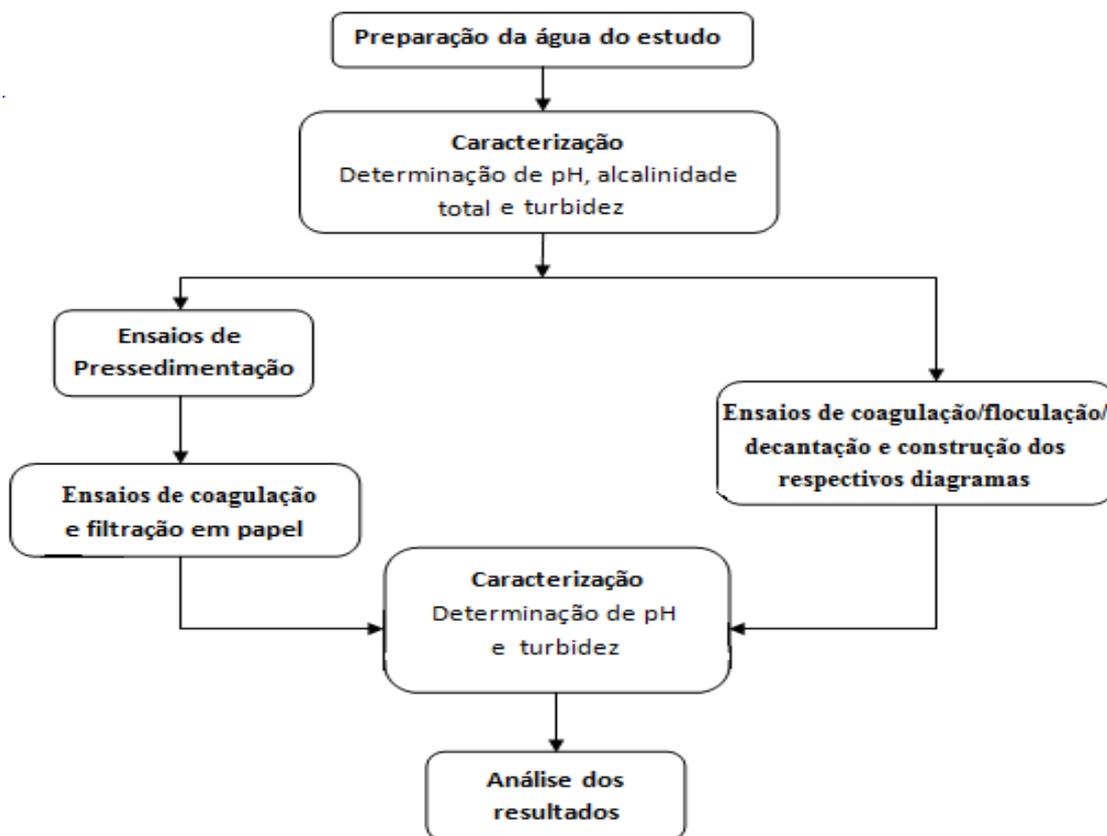


Figura 4.5 – Fluxograma das etapas do estudo

4.2.2 Preparação das águas sintéticas do estudo

A água a partir da qual eram preparadas as águas do estudo era da rede de distribuição da COPASA, coletada no laboratório de análises físico-químicas do DESA na UFMG. Para tal, foram definidos três tipos de água, segundo a turbidez: i) Água tipo I (50 uT); ii) Água tipo II (100 uT) e; iii) Água tipo III (500 uT). Durante a preparação dos três tipos de águas, por vezes era necessário acrescentar pequenas quantidades de caulim para alcançar a turbidez desejada e outras vezes era necessário diluir a suspensão com água para decrescer a turbidez ao valor desejado, por essa razão, os valores da água preparada eram: Tipo I “ $50 \pm 3,7$ uT”, Tipo II “ 100 ± 5 uT” e Tipo III “ 500 ± 5 uT”.

A água era preparada em um recipiente plástico de 100 L de capacidade, e para evitar que ela perdesse sua integridade, era usada em um período não superior a 30 horas, exceto no caso que a água passava por pressedimentação porque demandava mais tempo. O caulim era pesado na balança analítica e introduzido no recipiente de 100 L e depois adicionada água até um certo volume predefinido, na sequência a mistura era agitada manual e energeticamente visando obter uma suspensão homogênea. Por cada vez era preparada água suficiente para, pelo menos, três bateladas. Designa-se batelada a cada ensaio com seis jarros que constituem o *jarrest*. No caso da suspensão aquosa apresentar valor de turbidez ligeiramente superior ao desejado, esta era diluída com água da rede da COPASA, e no caso contrário era adicionada mais alguns miligramas de caulim. Após preparação da água, eram determinados os principais parâmetros monitorados no estudo, nomeadamente turbidez e pH.

4.2.3 Caracterização dos parâmetros operacionais e físico-químicos

Para os ensaios de coagulação, floculação e decantação, foram adotados os parâmetros operacionais recomendados pelo grupo do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB, 2006) discriminados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Parâmetros empregados nos ensaios de coagulação/floculação/decantação em *jarrest*.

Parâmetros operacionais	Valor	Parâmetros de controle
Tempo de mistura rápida (t _{mr})	30 s	
Gradiente de velocidade na mistura rápida (G _{mr})	800 s ⁻¹	
Tempo de floculação (t _f)	25 min	Turbidez da água sintética e sobrenadante [uT]; pH da água sintética e de coagulação.
Gradiente de velocidade na floculação (G _f)	30 s ⁻¹	
Velocidade de sedimentação (V _s)	V1 = 3,5 cm/min V2 = 1,0 cm/min	

Fonte: adaptado do PROSAB, 2006

A caracterização da água sintética dos três tipos (Tipo I = 50 uT, Tipo II = 100 uT e Tipo III = 500 uT) e das amostras do sobrenadante foi realizada através dos parâmetros físico-químicos de controle, nomeadamente turbidez e pH de coagulação. A determinação desses parâmetros foi efetuada por meio de aparelhos e métodos analíticos discriminados na Tabela 4.1.

4.2.4 Ensaios de coagulação/floculação/decantação

As soluções de Sulfato de Alumínio” e Cloreto de Polialumínio utilizadas durante os ensaios foram previamente preparadas a 2% a partir do produto comercial – concentrado, pela diluição em água destilada. Os ensaios de coagulação foram realizados no *jartest*. Nesse aparato experimental eram simuladas a coagulação, floculação e decantação. A água preparada era adicionada nos jarros até a marca correspondente a 2 litros de capacidade.

O tacômetro era ajustado para 420 rpm, correspondentes a um gradiente de velocidade na ordem de 800 s^{-1} . Em seguida, era ligado o motor e simultaneamente começava a agitação, isto é, a rotação das paletas. Após se atingir a rotação definida, correspondente à mistura rápida, era adicionado uma base (Hidróxido de sódio – NaOH a 1N) para elevar o pH ou ácido (ácido clorídrico – HCl a 1N) para baixar o pH da água sintética, quando fosse necessário. Na sequência era adicionado o coagulante (Sulfato de Alumínio ou Cloreto de Polialumínio) para facilitar a aglutinação das impurezas. A mistura rápida durava 30 s a um gradiente de velocidade de 800 s^{-1} e em seguida a rotação era reduzida para 30 s^{-1} , durante 25 min correspondente a mistura lenta/floculação. Passado esse tempo o *jartest* era desligado para permitir a decantação da água.

Em cada batelada eram realizadas duas coletas com velocidades diferentes, a primeira a 3,5 cm/min e a segunda a 1 cm/min. Cada coleta das amostras era precedida de descarte de cerca de 25 mL para evitar interferência do fluido contido na mangueira de descarte.

Foram realizados 46 ensaios em batelada aplicando os dois coagulantes nos três tipos de água do estudo (Tipo I “50 uT”, Tipo II “100 uT” e Tipo III “500 uT”), conforme a Tabela 4.5. O cloreto de polialumínio embora seja polímero, foi usado como coagulante primário. A utilização de dois coagulantes visou elucidar melhor a percepção do estudo e permitir a comparação dos resultados.

Tabela 4.5 – Matriz dos ensaios de coagulação para sedimentação realizados

Tipo de água	Número de ensaios em batelada		Total
	Aplicando Sulfato de Alumínio	Aplicando Cloreto de Poli-alumínio	
Tipo I - 50 uT	6	9	15
Tipo II -100 uT	7	9	16
Tipo III-500 uT	7	8	15
Total	20	26	46

Os diagramas de coagulação de turbidez foram construídos à velocidades V1 e V2 aplicando sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio, conforme apresentado na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Programação da construção de diagramas de coagulação

Água tipo I, II e III	Sulfato de alumínio	V1
		V2
	Cloreto de polialumínio	V1
		V2

Na segunda parte dos experimentos, a água sintética era previamente submetida à decantação natural com vista a reduzir o grau de turbidez desta e, após certo tempo era coletado o sobrenadante e submetido a ensaios de coagulação e filtração direta.

A determinação dos parâmetros de qualidade de água foi feita seguindo aos procedimentos do *Standard Methods*, ed. 20, apresentados na Tabela 4.1.

4.2.5 Ensaio de pressedimentação

Os experimentos de pressedimentação foram realizados em duas fases na coluna de sedimentação, Figura 4.1,b. A primeira consistiu na definição da velocidade de sedimentação necessária para obtenção de valores de turbidez que variam entre 15 a 20 uT para possibilitar a aplicação da filtração direta. Para lograr tal intento, foram coletadas periodicamente amostras a diferentes alturas (altura 1, 2, 3 e 4 contados de cima para baixo). Esse exercício permitiu a definição das velocidades de sedimentação usadas nos ensaios réplica realizados para cada tipo de água.

4.2.6 Ensaio de coagulação e filtração em papel

Os ensaios de filtração direta eram realizados com a água pressedimentada, seguida da coagulação com sulfato de alumínio ou cloreto de polialumínio. Para tal, foram definidos os seguintes parâmetros: $t_{mr} = 30$ s, $G_{mr} = 800$ s⁻¹. Era retirada uma alíquota de 50 mL da água pressedimentada e coagulada para filtrá-la em tempos que variavam de 1-2 min. A água preparada era submetida a ensaio com os dois tipos de coagulantes utilizados no estudo, porém, fazia-s apenas uma coleta. A filtração era realizada em filtros de papel *Whatman 40*, de 12,5 cm de diâmetro com apoio de funis, tal como ilustrado na Figura 4.4.

4.2.7 Análise e tratamento de dados

As amostras de água sintética (“água de estudo”) coletadas, foram caracterizadas através dos parâmetros turbidez e pH. Amostras não analisadas por insuficiência do sobrenadante ou por

quaisquer outros motivos eram consideradas como não coletadas, isto é, não era registrado nenhum valor.

Para comparação de eficiência dos coagulantes nos ensaios de coagulação seguida de filtração em papel, precedida da pressedimentação, foi usado o teste não-paramétrico “Teste U de *Mann-Whitney*”, por se tratar de comparação de apenas dois grupos e uma vez que ele é apropriado quando não se conhece a distribuição dos dados, quando a distribuição é assimétrica e não se deseja transformar os dados, quando existe heterogeneidade nas variâncias ou na comparação entre tratamentos, ou então, quando a distribuição é normal em alguns grupos e assimétrica em outros (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Para avaliar a influência da velocidade de sedimentação no tratamento de água com elevado valor de turbidez foi aplicado o “*teste T de Wilcoxon*” uma vez que as amostras foram coletadas em pares às velocidades V1 e V2, de modo que são homogêneos em todos os sentidos (dosagem do coagulante, pH), exceto no fator que se pretende analisar, a turbidez. E para melhor ilustração os resultados também foram apresentados em gráficos *box-whisker*.

A análise e tratamento de dados foi dividida em duas etapas distintas. Num primeiro momento, os dados brutos determinados a partir das amostras coletadas nos experimentos foram organizados, sumarizados, tabulados e apresentados por meio de tabelas, diagramas de coagulação e gráficos *Boxplot/Box-whisker*. Para tanto, contou-se com o auxílio das planilhas do *Microsoft Office Excel* – versões 2007 e 2010, Programa *statistic* – versão 8 e Programa *surfer* – versão 11.

Os parâmetros representados por meio de tabelas foram: média aritmética, mediana, desvio padrão, valor mínimo, máximo e percentis (25, 50 e 75). Estas medidas foram calculadas para turbidez da água coletada a V1 e V2 e agrupadas de acordo com cada técnica de tratamento analisada.

Num segundo momento, os produtos gerados foram criticamente analisados, comparados e interpretados, tomando-se como base as teorias, modelos, valores usuais de referência e padrões fornecidos pela literatura especializada e pela legislação vigente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados e discutidos os resultados obtidos dos experimentos. Primeiramente são apresentados graficamente os resultados que nortearam a preparação dos três tipos de água de estudo, bem como, os resultados usados para réplica dos ensaios de pressedimentação. Em seguida são apresentados os diagramas de coagulação/floculação/decantação obtidos a partir dos resultados de ensaios de 46 bateladas com os dois coagulantes: sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio (PAC).

5.1 Água de estudo

5.1.1 Preparação dos três tipos de água de estudo

Para definição das dosagens de caulim dos três tipos de água (Tipo I = 50 uT, Tipo II = 100 uT e Tipo III = 500 uT) usadas para ensaios de coagulação/floculação/decantação foram realizados vários ensaios com diferentes dosagens de caulim que permitiram a obtenção da equação de regressão.

Para a determinação da dosagem do caulim usado na preparação da água sintética recorreu-se à análise de regressão, por ser uma técnica estatística para modelar e investigar a relação entre duas ou mais variáveis. Para tal foi desenvolvido um modelo estatístico para prever os valores de turbidez com base na dosagem do caulim aplicado, conforme mostra a Equação 5.1,

$$Y = 1269,2X - 55,948 \quad (5.1)$$

Onde:

X – dosagem do caulim [g/L];

Y – Turbidez da água sintética [uT].

O coeficiente de correlação obtido no modelo representado na Equação 5.1 é 0,9915. A hipótese a seguir foi testada para certificar se o valor do coeficiente de correlação obtido não foi casual.

$H_o : r = 0$ (**não há** evidência de correlação entre a dosagem do caulim e a turbidez da água sintética)

$H_a : r \neq 0$ (**há** evidência de correlação entre a dosagem do caulim e a turbidez da água sintética)

Do cálculo resultou que a hipótese nula ($H_o : r = 0$) foi rejeitada, portanto, há forte correlação entre as variáveis.

Tendo se obtido a equação de regressão e um coeficiente de correlação acima de 0,95 – correlação muito forte (Calear-Jacques, 2003), o modelo foi considerado viável para definição das dosagens de caulim a usar para preparação da água do estudo, Figura 5.1.

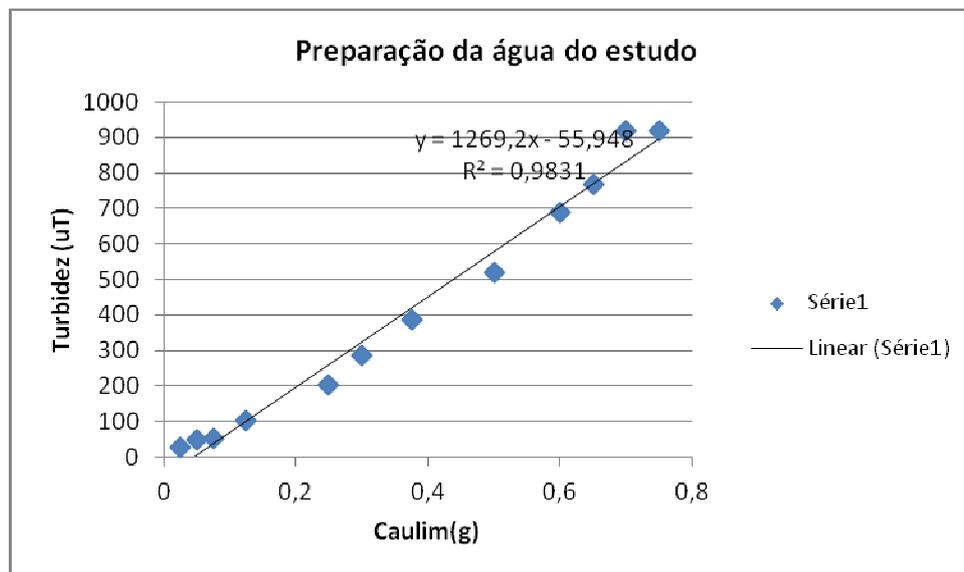


Figura 5.1: Modelo de regressão para definição da turbidez resultante em função das dosagens do caulim

As quantidades requeridas previstas no modelo de regressão criado para o efeito constam na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Dosagens de caulim para obtenção da turbidez correspondente às águas Tipo I, II e III

Turbidez desejada [uT]	Dosagem de caulim aplicada [g/L]
50 (Água Tipo I)	0,09
100 (Água Tipo II)	0,125
500 (Água Tipo III)	0,425

5.1.2 Ensaios na coluna de sedimentação – determinação das velocidades de sedimentação

Água tipo I. Para definição da velocidade de sedimentação usada nos ensaios de pressedimentação foram previamente realizados ensaios em coluna de sedimentação, Figura 4.1b. Todos os pontos de coleta apresentaram uma tendência similar, em geral melhoria na turbidez de água da coluna, com exceção do último registro do ponto três (P3) que apresentou valores inesperados, isto é, sua qualidade ficou degradada e os valores começaram a subir gradativamente até 48h. Tal pode-se

dever a acumulação de partículas relativamente menos densas que tiveram dificuldades de-se depositar na parte inferior da coluna de sedimentação. Para o propósito desta pesquisa esse registro foi considerado como um ponto discrepante “outlier”.

Após 12h de ensaio a turbidez de água manteve-se praticamente estável (Figura 5.2), por isso, esse foi o tempo considerado necessário para decantação da água do Tipo I, “50 uT” e levado em conta na determinação da velocidade de sedimentação usada nos ensaios réplica. O termo “ensaios réplica” refere-se aos ensaios reproduzidos em tambor de 100 L com a velocidade determinada a partir dos ensaios da coluna. Importa referir que vários autores, Tabela 3.7, recomendam para filtração direta água com turbidez que vá até 60 uT por vezes com picos que vão até 100 uT (DI BERNARDO, 1993). Os resultados dessa água possibilitam empregar a tecnologia de filtração direta porque a turbidez tomada como referência para os ensaios réplica (após 12h) é cerca de 15 uT e enquadra-se na faixa recomendada pelos autores anteriormene citados. Os dados registrados durante a pressedimentação da água do tipo I “50 uT” estão apresentados nos anexos, Tabela B1.

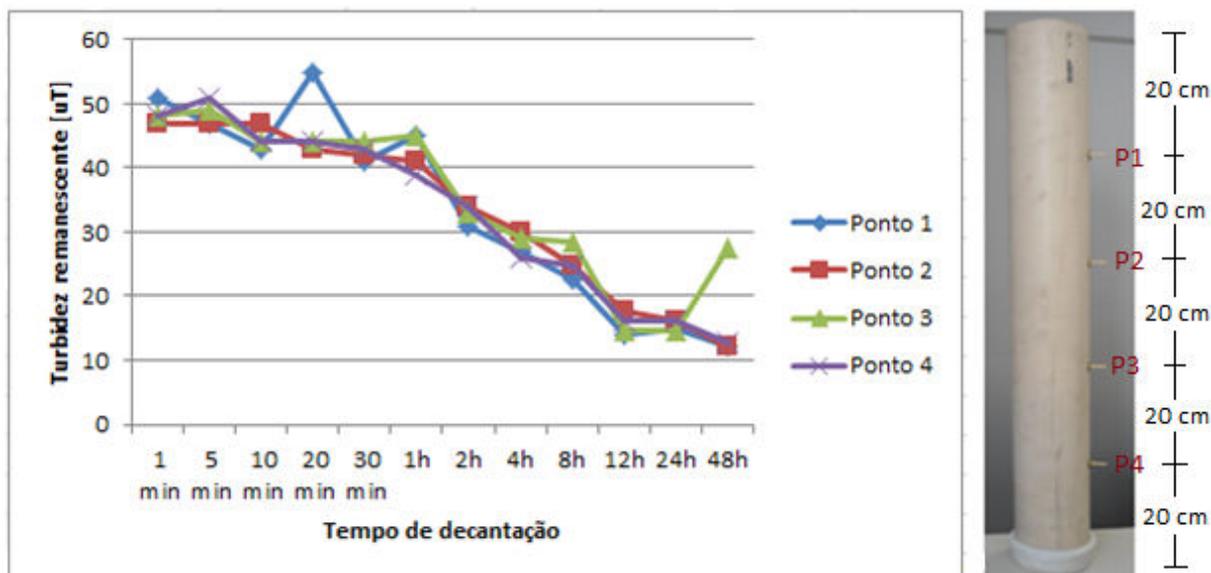


Figura 5.2 – Resultados de turbidez remanescente em função do tempo de decantação: ensaios em coluna de sedimentação para água do Tipo I “50 uT”.

Uma vez que a pressedimentação foi natural, isto é, não foi aplicado nenhum coagulante, para determinação da velocidade de sedimentação pode ser usada a equação 5.2 empregada geralmente para cálculo da velocidade de partículas discretas, porém, dado a dificuldade de estimar o diâmetro das partículas presentes na água, a viscosidade cinemática e sua densidade, consideraram-se as seguintes premissas; i) a velocidade das partículas é constante; ii) as eventuais colisões que ocorrem durante a sedimentação são elásticas e as partículas mantêm sua integridade.

$$h = h_0 + v.t \quad (5.2)$$

Onde:

h – profundidade

h_0 – profundidade inicial

v – velocidade

t – tempo

Tomando como referência a partícula que está na interface água-ar e que durante algum tempo sedimenta para o fundo da coluna de sedimentação, a profundidade inicial h_0 considerou-se igual a zero. E uma vez aferido o tempo de decantação e altura de coleta do sobrenadante da pressedimentação, determinou-se a velocidade de sedimentação usada nos ensaios réplica, Tabela 5.2.

Água tipo II. Os critérios usados para determinação da velocidade de sedimentação empregada nos ensaios réplica de pressedimentação são semelhantes aos da água Tipo I. Para obtenção de resultados semelhantes aos da água Tipo I, ou seja, turbidez remanescente de 15 ± 5 uT e que possibilitam a aplicação da filtração direta, foram necessárias 47 horas, Figura 5.3. A determinação da velocidade de sedimentação empregada nos ensaios réplica foi com base nas 47 horas nos anexos, Tabela B2.

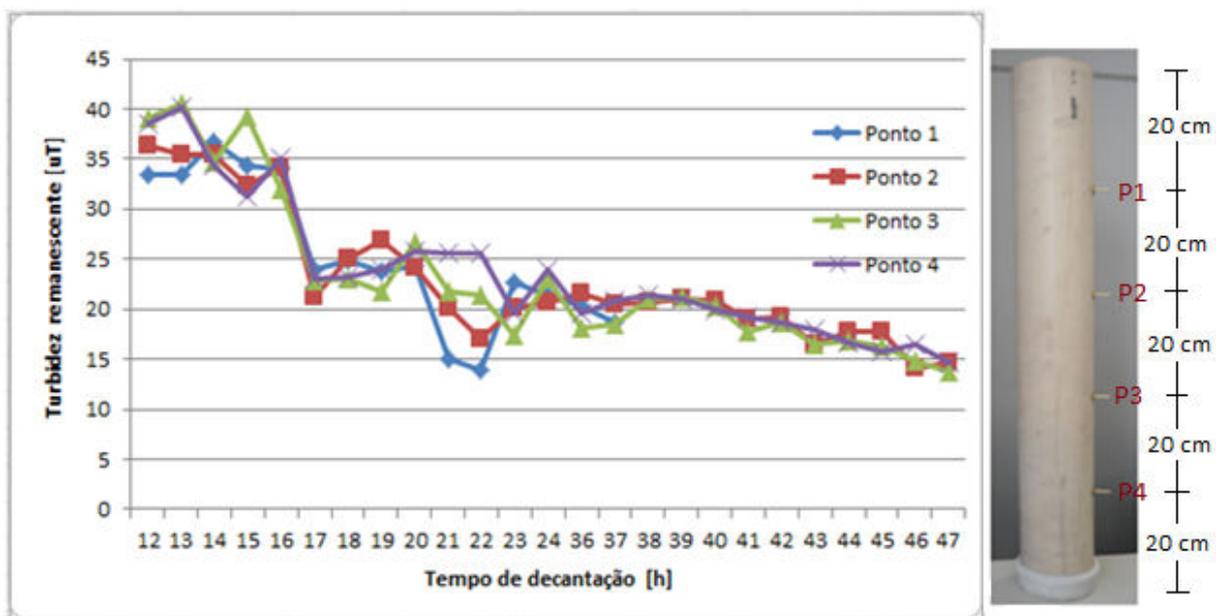


Figura 5.3 – Resultados de turbidez remanescente em função do tempo de decantação : ensaios em coluna de sedimentação para água do Tipo II, 100 uT.

Embora a água coletada no ponto 1 tenha mostrado inconsistência inicialmente, após 23h de monitoramento, todos pontos tiveram quase a mesma tendência: redução da turbidez de água com o aumento do tempo de decantação.

Água tipo III. Para obtenção de resultados semelhantes aos das águas Tipo I, II em termos de turbidez remanescente e que possibilitam a aplicação da filtração direta foram necessárias 128 horas, cerca de 5 dias e 8 horas, Figura 5.4. Foi na base desse tempo que se determinou a velocidade de sedimentação usada nos ensaios. Os dados registrados durante a decantação, constam nos anexos, Tabela B3.

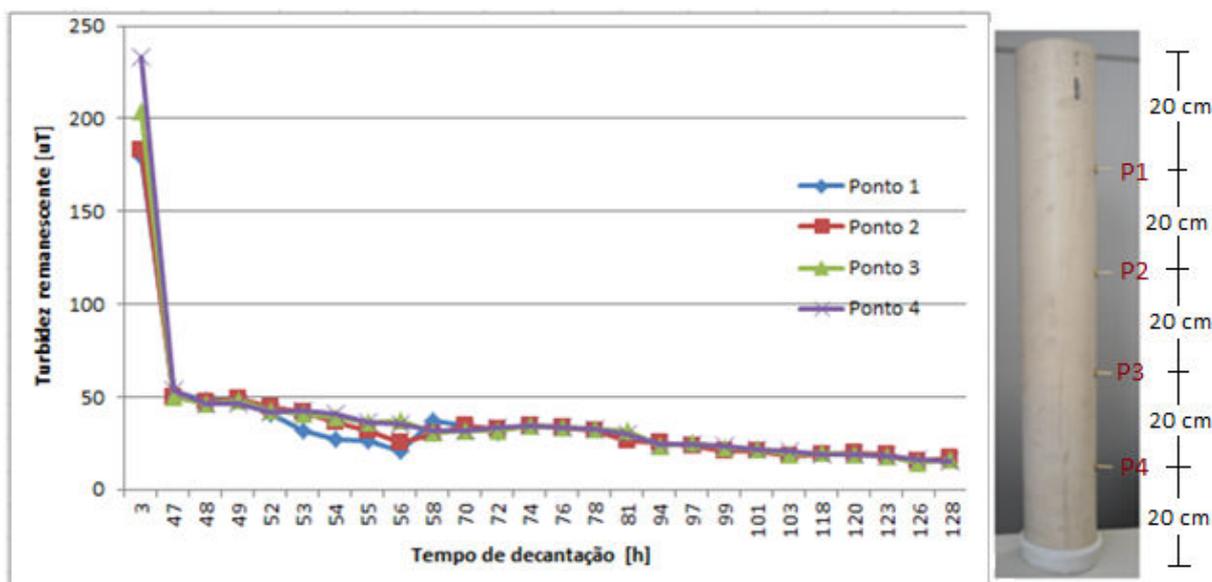


Figura 5.4 – Resultados de turbidez remanescente em função do tempo de decantação: ensaios em coluna de sedimentação para água do Tipo III, 500 uT.

A Tabela 5.2 apresenta as velocidades de sedimentação empregadas para os ensaios réplica de pressedimentação dos três tipos de água do estudo.

Tabela 5.2 – Velocidades de sedimentação empregadas nos ensaios de pressedimentação

Tipo de água	Velocidade de sedimentação [cm/min]
Tipo I	0,111
Tipo II	0,028
Tipo III	0,010

5.2 Características da água do estudo

As características das águas do estudo, tipo I, II e III, submetidas tanto aos ensaios de coagulação/floculação/decantação, quanto à pressedimentação seguida de coagulação e filtração em papel *Whatman* 40, são apresentadas na Tabela 5.3. Para os casos em que os valores por determinar ficavam acima da faixa de aferição dos equipamentos, eram considerados não determinados (ND).

Tabela 5.3 – Faixa de variação das características das águas preparadas para o estudo

Parâmetro de controle	Água Tipo I "50 uT"	Água Tipo II "100 uT"	Água Tipo III "500 uT"
Turbidez [uT]	50 ±3,7	100 ±5	500 ±5
pH*	6,85 ±3,42	7,28 ±3,19	7,46 ±3,42

* Adimensional

5.3 Ensaios de coagulação/floculação/decantação

Após análise e tratamento de dados de turbidez remanescente coletados nos 46 ensaios em batelada realizados para os dois coagulantes e três tipos de água nos ensaios de coagulação/floculação/decantação, foram construídos os diagramas de coagulação apresentados nas Figuras 5.5 a 5.16. Os diagramas são coloridos para enfatizar as características de seus dados. A escala de cores indica os diferentes valores de turbidez da água, cuja legenda consta à direita de cada figura. Foi utilizada mesma coloração para todos os diagramas para permitir comparação entre eles. Foram definidas duas velocidades de sedimentação para coleta das amostras $V1 = 3,5 \text{ cm/min}$ ($50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$) e $V2 = 1 \text{ cm/min}$ ($14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$).

Os diagramas foram construídos recorrendo-se ao Programa *surfer* – versão 11. O *surfer* confecciona mapas de superfície 3D (eixos X = pH, Y = dosagem do coagulante, Z = turbidez ou cor aparente remanescente) a partir da interpolação dos dados amostrais, portanto, consegue prever (ou estimar) o valor da variável em estudo num ponto não amostrado. O método de interpolação usado para este estudo é “krigagem”. As linhas de isoefficiência tanto de turbidez quanto de cor aparente remanescentes estão representadas pelas mesmas cores nos diagramas de coagulação.

Nos diagramas de coagulação o eixo das abscissas apresenta os valores do pH de coagulação, enquanto o das ordenadas apresenta à esquerda a dosagem do coagulante (produto comercial) e à direita a dosagem de Al^{+3} determinadas a partir das especificações dos produtos comerciais *Sulfato de alumínio* e *Cloreto de Polialumínio* fornecidas pelo fabricante, mostradas na Tabela 4.3 e com base na massa atômica do alumínio.

5.3.1 Diagramas de coagulação com Sulfato de alumínio

Os diagramas de coagulação construídos utilizando como coagulante o Sulfato de alumínio em função da turbidez são apresentados nas Figuras 5.5 a 5.10. Os diagramas resultantes da utilização do sulfato de alumínio como coagulante, mostram que, de forma geral, foram necessárias dosagens que variaram de 10 a 35 mg/L, correspondentes a 0,19-0,65 mg/L de Al, no intervalo de pH de 6,0-8,5, para atingir valores de turbidez remanescentes de 2 a 4 uT, abaixo de 5,0 uT, valor máximo recomendado por Di Bernardo & Dantas (2005) para água decantada.

A Portaria do Ministério da Saúde do Brasil nº. 518/2004 estabelece como valor máximo para água tratada por filtração rápida (ciclo completo ou filtração direta) 0,5 uT em 95% das amostras ao mês. Embora esse valor não tenha sido atingido no presente trabalho, os resultados são satisfatórios atendendo que os dados da água do estudo usados para a construção dos diagramas de coagulação referem-se à água decantada, faltando a filtração que a proporcionaria menor turbidez. É difícil estabelecer um padrão em termos de turbidez máxima efluente das unidades de decantação, porém nos EUA a recomendação é de 2 uT para ETAs em que afluem águas de turbidez baixa (< 20 uT), entretanto, para Estações de Tratamento em que a turbidez das águas afluente é igual ou superior a 100 uT, um efluente inferior a 5 uT já indica boa eficiência da decantação (LIBÂNIO, 2010), conforme recomendado por Di Bernardo & Dantas (2005).

Nos diagramas de coagulação pode-se ver a tendência de redução da turbidez da água nas amostras coletadas a velocidade mais lenta $V_2 = 1$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) comparativamente a $V_1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$). Vê-se a partir dos diagramas que para mesmas quantidades de coagulante as águas mais turvas apresentaram os melhores resultados, isto é, os valores de turbidez remanescente foram menores para água do Tipo III “500uT” seguida do Tipo II “100 uT”, conforme pode-se ver nas Figuras 5.5 a 5.10. Tal fato pode ser devido a presença de muitas partículas suspensas na água que favoreceu maior número de colisões entre elas e conseqüentemente formação de flocos maiores que favoreceram a sedimentação. Essa situação permite afirmar que elevados valores de turbidez não implicam necessariamente aplicação de dosagens maiores de coagulante, mas sim, reforçam a necessidade de testes em escala de bancada para avaliar o ponto ótimo de dosagem-pH para cada água.

Os valores de pH de coagulação que possibilitaram os melhores resultados estão na faixa recomendada pela Portaria MS 518/2004, 6,0-9,5. Para os três tipos de águas estudadas os pontos

ótimos de dosagem foram alcançados a pH de 6,0-8,0 e dosagens de 10-35 mg/L, resultando em turbidez remanescente na faixa de 2-4 uT, conforme mostram os diagramas a seguir.

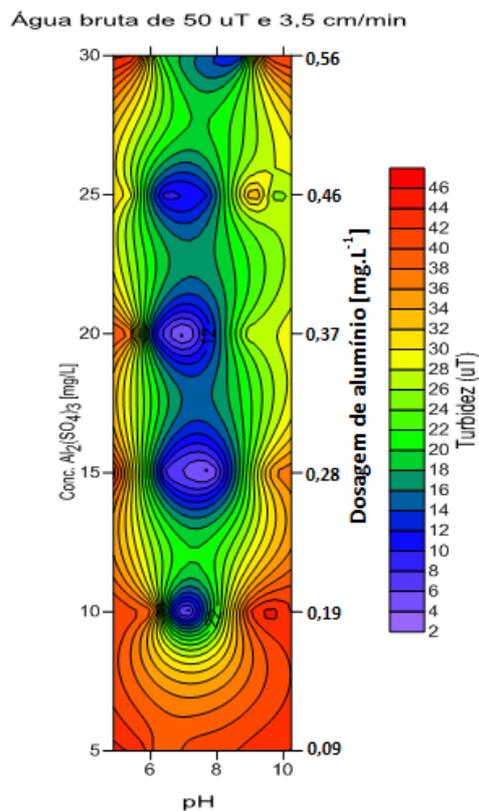


Figura 5.5 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e $V_1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4$ m³.m⁻².dia⁻¹).

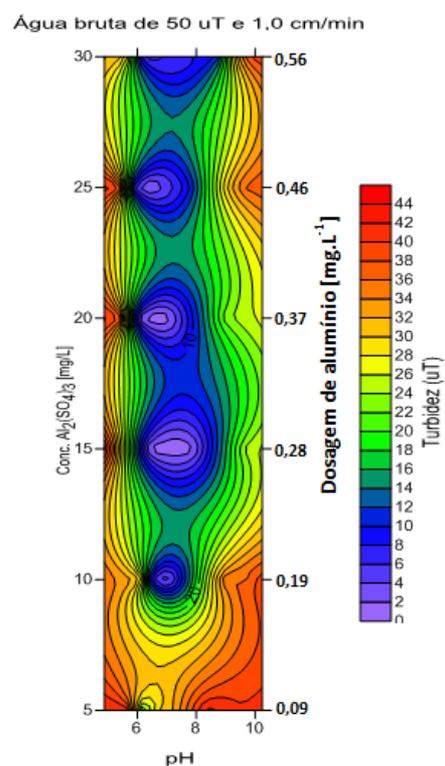


Figura 5.6 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e $V_2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4$ m³.m⁻².dia⁻¹).

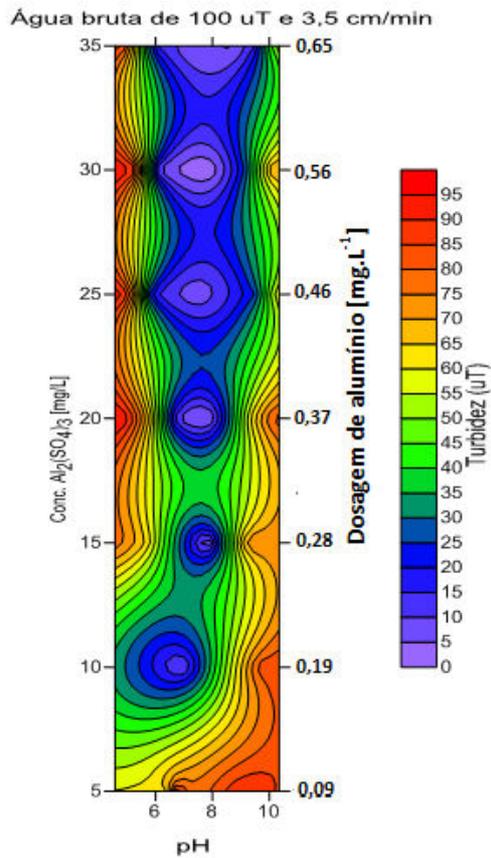


Figura 5.7 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4$ m³.m⁻².dia⁻¹).

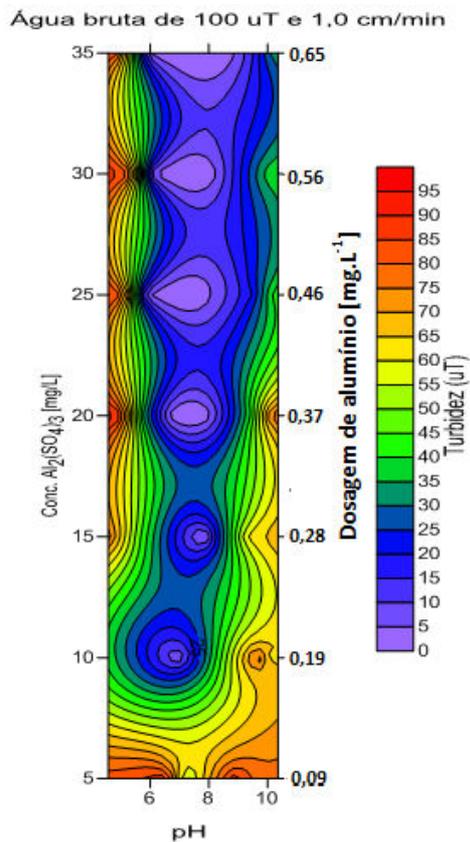


Figura 5.8 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4$ m³.m⁻².dia⁻¹).

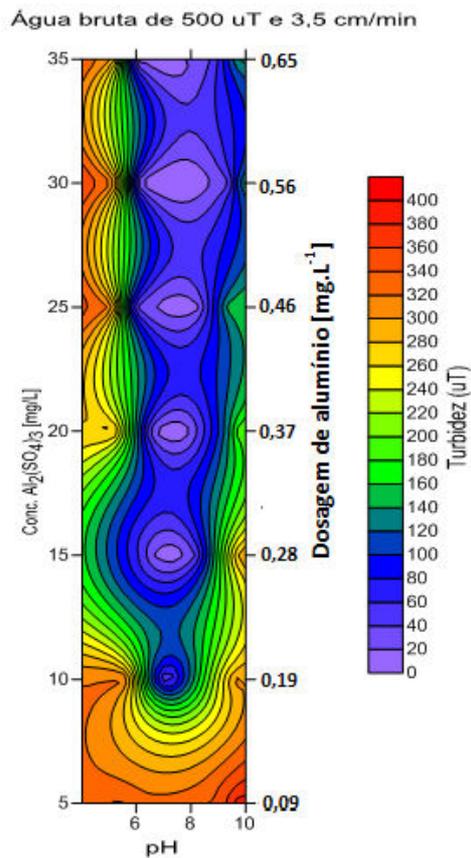


Figura 5.9 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V1 = 3,5 \text{ cm/min}$ (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

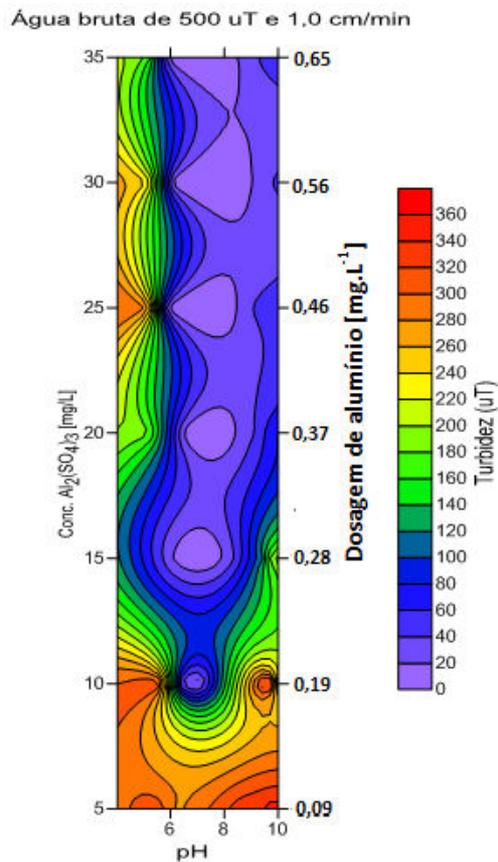


Figura 5.10 – Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V2 = 1,0 \text{ cm/min}$ (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Verifica-se nos diagramas de turbidez resultantes da coagulação da água com sulfato de alumínio que, quando a dose de coagulante não fosse suficiente para desencadear uma coagulação eficaz, a turbidez da água tratada aumentava para um nível mais elevado do que a turbidez inicial da água não tratada, conforme relatado no estudo de Cheng *et al.* (2008).

5.3.2 Diagramas de coagulação com cloreto de polialumínio (PAC)

Os diagramas de coagulação construídos utilizando como coagulante o cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente são apresentados nas Figuras 5.11 a 5.16. Esses diagramas mostram que, em geral, as dosagens aplicadas foram menores que utilizando sulfato de alumínio. Em média foram necessárias para todas águas dosagens do produto comercial de 5-8 mg/L, correspondente a 0,09-0,15 mg/L de alumínio, no intervalo de pH de 7,0-10,0, para obtenção dos melhores resultados, menores que no caso em que se usou sulfato de alumínio, provavelmente porque o cloreto de polialumínio é um coagulante polivalente, fato que o possibilita ter mais pontos de reação e, por conseguinte, maior possibilidade de aglutinação das impurezas suspensas.

A água do Tipo III foi a que apresentou melhores resultados, isto é, ampla faixa de dosagem ótima em termos de remoção de turbidez. No diagrama de coagulação à velocidade de sedimentação mais baixa, $V_2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4$ m³.m⁻².dia⁻¹), Figura 5.16, são presentes duas faixas ótimas: a primeira de dosagens e pHs mais baixos e a segunda englobando dosagens maiores e pHs altos. A formação destas duas regiões pode ser explicada por meio de interpretações científicas clássicas, que mencionam a existência de dois mecanismos de coagulação predominantes envolvendo íons metálicos: adsorção e neutralização de cargas e varredura. O primeiro mecanismo ocorre em valores de pH mais baixos com o coagulante apresentando-se em sua forma catiônica, e o segundo mecanismo em valores de pH mais elevados e maiores dosagens de coagulante, o qual precipita como hidróxido metálico. Muito provável, no primeiro caso ocorreu a combinação dos dois mecanismos referidos porque a faixa de valores ótimos é relativamente grande.

O programa usado para construção dos diagramas de coagulação *surfer* 11, por vezes faz rearranjos automáticos que permitem agrupar os resultados em faixas e representá-los com a mesma cor. Tanto se verificou, por exemplo, na água do Tipo III em que os valores aceitos de turbidez estão na faixa de 0-20 uT e na água do Tipo II onde os valores aceitos estão na faixa de 0-5 uT, entretanto na água do Tipo I os valores aceitos estão nas faixas de 0-2 uT e 0-4 uT. Esses resultados, mesmo se fossem ligeiramente superiores seriam considerados adequados porque trata-se de água que sai dos

decantadores e que, portanto, ainda teria que passar pelas unidades de filtração em uma ETA e sua qualidade melhoraria ainda mais. Porém, a água tendia a melhorar sua qualidade com o aumento do tempo de decantação, isto é, à velocidade de sedimentação mais baixa – V2, como se pode ver em quase todos diagramas.

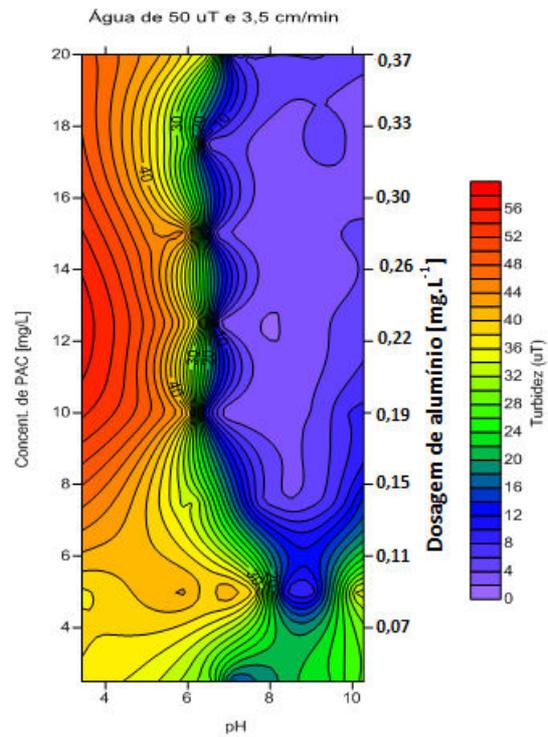


Figura 5.11 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e V1 = 3,5 cm/min (TAS de 50,4 m³.m⁻².dia⁻¹).

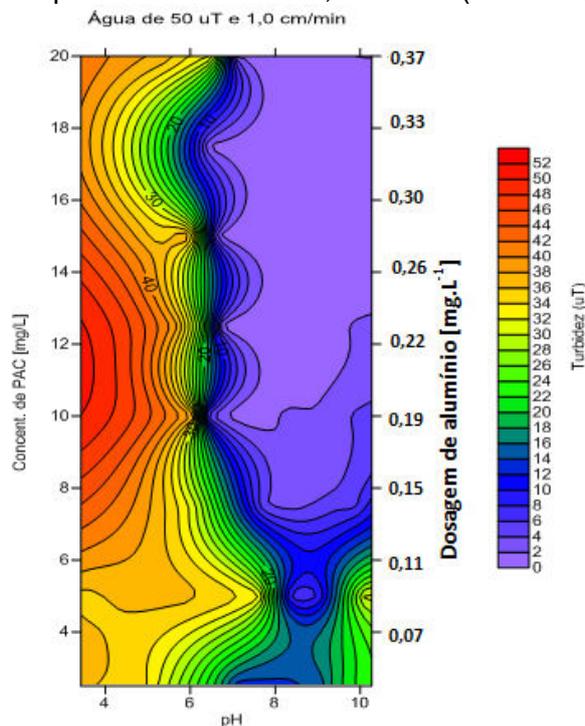


Figura 5.12 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo I “50 uT” e V2 = 1,0 cm/min (TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹).

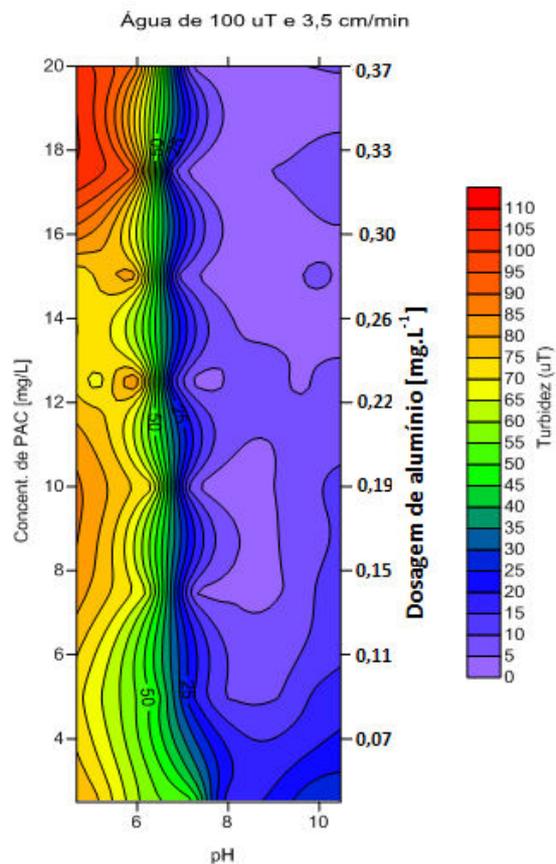


Figura 5.13 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V_1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4$ m³.m⁻².dia⁻¹).

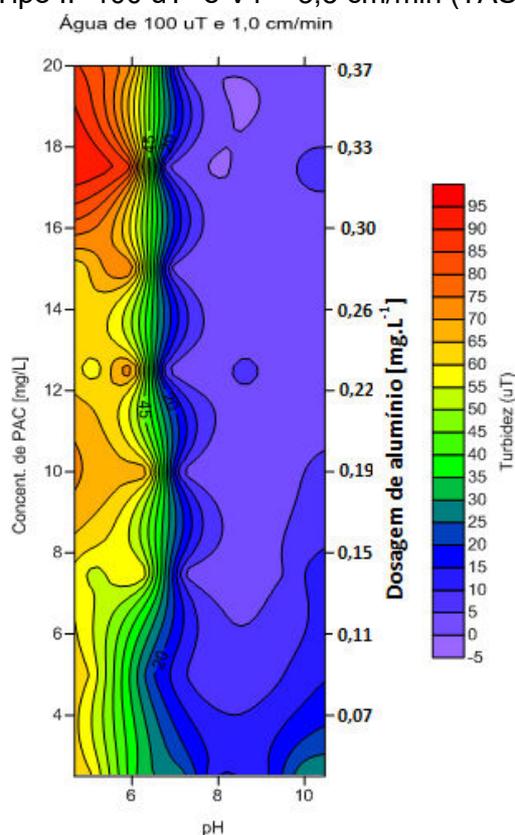


Figura 5.14 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo II “100 uT” e $V_2 = 1,0$ cm/min (TAS de $14,4$ m³.m⁻².dia⁻¹).

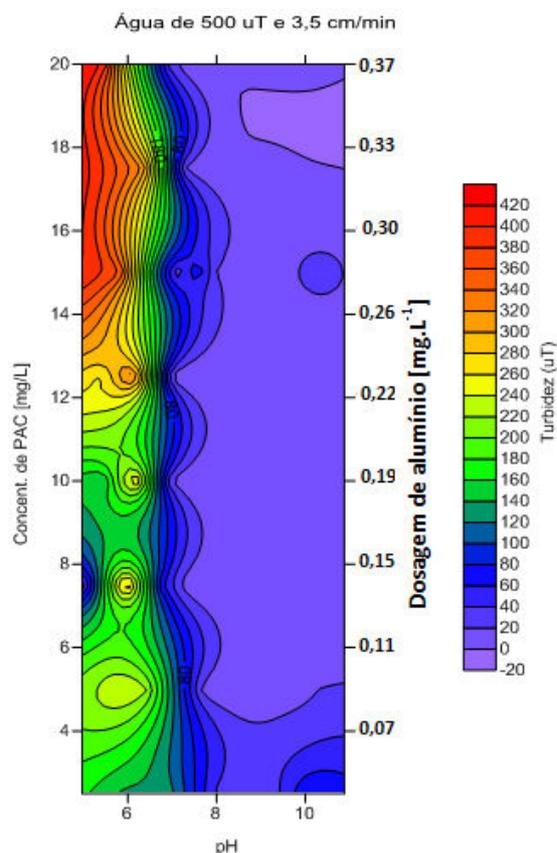


Figura 5.15 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V1 = 3,5 \text{ cm/min}$ (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

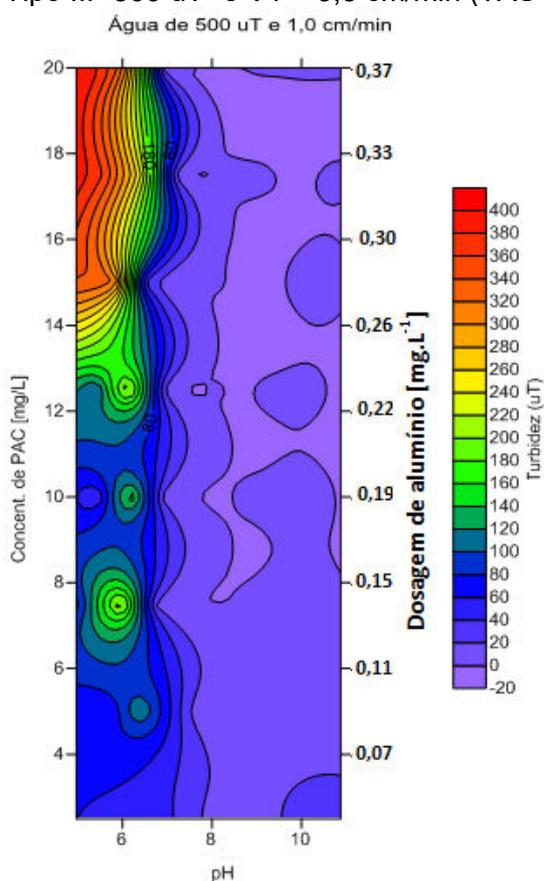


Figura 5.16 – Diagrama de coagulação com cloreto de polialumínio em função da turbidez remanescente para água do Tipo III “500 uT” e $V2 = 1,0 \text{ cm/min}$ (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$).

Os valores de pH dos pontos que possibilitaram os melhores resultados variaram de 7 a 10, indicando, portanto, que o cloreto de polialumínio é efetivo em uma faixa de pH de coagulação mais ampla do que a do sulfato de alumínio que variou de 6 a 8.

Verifica-se nos diagramas de turbidez resultantes da coagulação da água com cloreto de polialumínio que, quando a dose de coagulante era acima da necessária, a turbidez aumentava, mas isso deveu-se provavelmente ao fenômeno de reversão de cargas.

5.4 Experimentos de pressedimentação seguida de coagulação e filtração em papel

5.4.1 Água afluyente aos filtros de papel

Os três tipos de água de estudo afluyente aos filtros para ensaios de filtração em papel (para simular a filtração direta) passaram previamente por ensaios de sedimentação natural, isto é, sem aplicação de qualquer coagulante. Os valores médios de turbidez com que a água adentrou aos filtros foram de 18,7 uT, 22 uT e 30,4 uT para água tipo I, II e III, respectivamente. As eficiências de remoção de turbidez por sedimentação natural nos três tipos de água do estudo variaram de 63,8% a 93,9%, conforme apresentado na Tabela 5.4. Os valores médios e eficiências de remoção de turbidez após a etapa de sedimentação natural constam na Tabela 5.4.

Importa referir que os valores de pH apresentados nas Tabelas C1-C6, resultam de ensaios realizados com águas dos tipos I, II e III, com turbidez de 50 uT, 100 uT e 500 uT, respectivamente. Os dados de pH obtidos primeiramente eram incoerentes, provavelmente porque o instrumento de medição “pHmetro” estava viciado ou então por um outro eventual problema, razão pela qual foram descartados e novamente determinados recorrendo-se à águas de características similares, porém, em outra ocasião e com um outro instrumento de medição.

Tabela 5.4 – Valores de turbidez antes e depois da pressedimentação natural e respectivas eficiências de remoção.

Tipo de água	Tempo [horas]	Turbidez [uT]		
		Antes	Depois	Eficiência [%]
Água tipo I	12	51,7	18,7	63,8
Água tipo II	47	99	22,0	77,8
Água tipo II	128	502	30,4	93,9

Os valores da Tabela 5.4 mostram que as eficiências de remoção da turbidez foram melhores para águas mais turvas, portanto, água do tipo III foi a mais eficiente seguida da água do tipo II. Os valores de turbidez de água propostos por vários autores (Tabela 3.7) para filtração direta têm como

máximo 60 uT, embora por vezes havendo picos que atingem 100 uT. Os valores obtidos através da pressedimentação natural neste estudo enquadram-se naqueles propostos pelos autores da Tabela 3.7, favorecendo assim, o uso da filtração direta, razão pela qual, posteriormente, a água foi submetida à coagulação seguida de filtração em papel *Whatman* 40 para simular a filtração direta.

5.4.2 Água efluente dos filtros de papel

Foram realizados ao todo 18 bateladas, 6 para cada tipo de água, 3 por coagulante. A dosagem dos coagulantes variou de 0 a 10 mg/L. Em todas bateladas havia um jarro onde o ensaio era realizado sem aplicação de coagulante, por essa razão, alguns valores de turbidez são relativamente altos. Tal situação foi mais notória na água do tipo III onde, embora se tenham atingido melhores resultados e quase aproximados aos recomendados pela Portaria de potabilidade de água vigente no Brasil, Portaria MS 2914/2011, os valores máximos registrados foram relativamente altos, por isso, os valores de desvio padrão também são altos, 2 a 5 uT. Analisando os valores médios de turbidez dos três tipos de água pode-se afirmar que os ensaios em que foi utilizado o cloreto de polialumínio em geral, apresentaram melhores resultados.

5.5 Análise estatística dos resultados referentes ao tratamento das três águas de estudo

5.5.1 Estatística descritiva dos parâmetros monitorados antes e depois do tratamento da água

Para ambos parâmetros de controle monitorados tanto na água bruta quanto na água tratada, nomeadamente, turbidez e pH, foram determinadas as estatísticas básicas para informar sobre medidas de tendência central (média aritmética e mediana), os valores extremos (mínimo e máximo) e a variação (desvio padrão). A estatística básica descritiva foi aplicada para comparar a eficiência entre os dois coagulantes usados, nomeadamente sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio, bem como, os resultados de turbidez remanescente obtidos com os dois valores de velocidade de sedimentação 3,5 cm/min (TAS de 50,4 m³.m⁻².dia⁻¹) e 1 cm/min (TAS de 14,4 m³.m⁻².dia⁻¹) definidos para os ensaios de coagulação/floculação/decantação. Foram também determinadas em gráficos *Box-whisker* as medidas de posicionamento relativo, nomeadamente, quartil inferior (percentil de 25%), quartil médio (percentil de 50%) e quartil superior (percentil de 75%) para avaliação do efeito da velocidade de sedimentação, Figuras D1 a D12.

Os dados dos parâmetros monitorados nos ensaios de coagulação/floculação/decantação estão apresentados nos anexos, Tabelas A1 a A6. A estatística básica descritiva das análises das águas de

estudo tipo I, II e III com valores iniciais de turbidez $50 \pm 3,7$ uT, 100 ± 5 uT e 500 ± 5 uT, respectivamente, utilizando ambos coagulantes, nomeadamente sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio, consta na Tabela 5.5.

Em geral, os resultados de turbidez e cor aparente remanescentes melhoraram à velocidade de sedimentação, mais baixa – v2, tal nota-se facilmente nos valores mínimos registrados, com exceção dos valores de turbidez das águas do tipo I “50 uT” e III “500 uT”, respectivamente, utilizando cloreto de polialumínio em que os valores mínimos de turbidez a v1 e v2 cresceram de 0,00 uT para 1,11 uT. Provavelmente, o recipiente da água desionizada usada para a limpeza do turbidímetro continha algumas impurezas. Situação similar notou-se também no valor da cor aparente para água do tipo III utilizando cloreto de polialumínio em que os valores mínimos de v1 e v2 cresceram de 481,00 uT para 507,00 uT. A melhoria da turbidez com a redução da velocidade de sedimentação foi superior a 40% para os três tipos de água.

Para ambos os coagulantes foram aplicadas dosagens que variaram de 2,5 a 35 mg/L. As médias dos valores de turbidez e cor aparente são melhores nos casos em que aplicou cloreto de polialumínio como coagulante principalmente nas águas do tipo II e III “100 uT” e “500 uT”, respectivamente. Existe uma quantidade de eletrólitos necessária para estabilizar as impurezas presentes na água, por isso, uma quantidade adicional à necessária causa excesso de eletrólitos na água, conseqüentemente pode ocorrer o fenômeno de reversão de cargas. Nos diagramas nota-se que quando as dosagens se aproximavam a 35 mg/L para sulfato de alumínio e 20 mg/L para cloreto de polialumínio, a faixa óptima de dosagem tendia a ficar mais estreita – fenômeno de reversão de cargas, decorrente de excesso do coagulante adicionado.

A resenha dos ensaios de pressedimentação é apresentada na **seção 5.4**. Após os ensaios a água foi submetida à coagulação e filtração direta. Os resultados obtidos na filtração direta para os três tipos de água são apresentados nos anexos, **Tabela C1 a C6** e a estatística básica descritiva é apresentada na **Tabela 5.6**.

Nos ensaios de pressedimentação seguidos de coagulação e filtração direta (PS-FD) o valor mais baixo de turbidez atingido, 0,8 uT, aproxima-se do recomendado pela Portaria MS 2914/2011 para águas superficiais submetidas à filtração rápida, 0,5 uT. Após a pressedimentação as águas foram submetidas à coagulação e filtração directa com 18,7 uT, 22 uT e 30,4 uT para tipo I, II e III, respectivamente. Estatisticamente, a água tipo II “100 uT” apresentou os melhores resultados para os dois coagulantes.

Tabela 5.5 – Caracterização físico-química dos parâmetros monitorados nos ensaios de coagulação/floculação/decantação.

Tipo de água	Coagulante utilizado	Variável	Velocidade [mg/L]	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Água Tipo I	Sulfato de alumínio	Turbidez	v1	26.95	29.20	2.76	44.90	15.33
			v2	21.79	24.40	1.20	43.60	15.80
		pH		7.46	7.20	4.88	10.24	1.60
	Cloreto de polialumínio	Turbidez	v1	95.71	8.41	0.00	395.00	15.70
			v2	62.61	5.38	1.11	379.00	14.74
		pH		7.64	7.20	4.97	10.88	1.66
Água Tipo II		Turbidez	v1	48.59	44.10	1.70	95.20	34.60
			v2	40.15	38.80	1.10	89.10	33.41
		pH		7.79	7.86	4.57	10.35	1.85
	Cloreto de polialumínio	Turbidez	v1	27.24	9.82	3.29	93.60	30.19
			v2	21.06	6.76	1.00	87.70	26.42
		pH		7.74	7.68	4.67	10.47	1.63
Água Tipo III	Sulfato de alumínio	Turbidez	v1	158.91	142.00	5.36	389.00	138.22
			v2	116.22	45.65	2.53	362.00	128.52
		pH		7.42	7.26	4.03	10.00	1.82
	Cloreto de polialumínio	Turbidez	v1	95.71	23.05	0.00	395.00	121.92
			v2	62.61	5.78	1.11	379.00	106.30
		pH		7.64	7.37	4.97	10.88	1.68

Tabela 5.6 – Caracterização físico-química do efluente dos filtros previamente decantado (PS-FD)

Tipo de água	Coagulante utilizado	Variável	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão
Água Tipo I	Sulfato de alumínio	Turbidez	4,11	3,95	2,70	7,00	1,06
		pH	7,40	7,40	7,18	7,48	0,07
	Cloreto de Polialumínio	Turbidez	2,39	1,85	0,90	5,70	1,46
pH		7,50	7,52	7,34	7,65	0,07	
Água Tipo II	Sulfato de alumínio	Turbidez	4,01	3,90	1,70	6,20	1,08
		pH	7,23	7,30	6,60	7,46	0,21
	Cloreto de Polialumínio	Turbidez	2,26	1,65	1,10	6,00	1,63
		pH	7,39	7,39	7,23	7,54	0,08
Água Tipo III	Sulfato de alumínio	Turbidez	6,46	5,90	3,40	10,60	2,17
		pH	7,48	7,49	7,15	7,86	0,16
	Cloreto de Polialumínio	Turbidez	2,49	1,45	0,80	9,40	2,59
		pH	7,42	7,46	7,06	7,61	0,13

5.5.2 Comparação dos resultados

5.5.2.1 Avaliação do efeito da velocidade de sedimentação

Para avaliar a influência da velocidade de sedimentação no tratamento de água com elevado valor de turbidez foi aplicado o “teste T de Wilcoxon” já que as amostras foram coletadas de forma pareada à velocidades v_1 e v_2 , semelhantes em todos aspectos exceto no fator que se pretende analisar, a turbidez remanescente.

Para ilustrar melhor a comparação feita entre as velocidades, é apresentado o fluxograma simplificado na **Figura 5.17**.

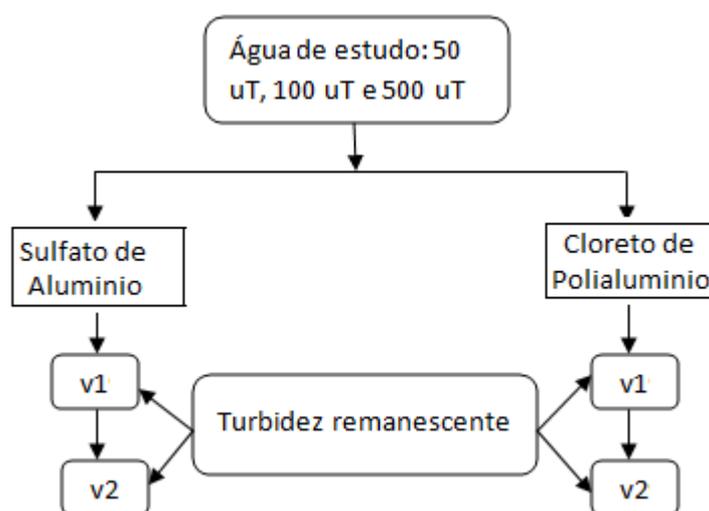


Figura 5.17 – Fluxograma usado para comparar a turbidez remanescente à $V_1 = 3,5$ cm/min (TAS de $50,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) e $V_2 = 1$ cm/min (TAS de $14,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$) nos ensaios de coagulação/floculação/decantação.

Os resultados foram ilustrados em gráficos *Box-whisker*, **Figuras 5.19 a 5.24**, e as diferenças certificadas estatisticamente através do “Teste T de Wilcoxon”, **Tabela 5.7**.

Em todos os casos constatou-se uma diferença significativa entre os valores de turbidez remanescente à v_1 e v_2 , fortificando assim a ideia de que a redução da velocidade de decantação pode resultar na melhoria da qualidade de água.

Tabela 5.7 – Avaliação do efeito da velocidade de sedimentação no tratamento de água

Coagulante	Tipo de água	Factores comparados	Valor de p	Diferença
			Turbidez remanescente	
Sulfato de alumínio	Água do tipo I	v1 vs v2	0,0000256	Significativa
	Água do tipo II	v1 vs v2	0,000074	Significativa
	Água do tipo III	v1 vs v2	0,000006	Significativa
Cloreto de Polialumínio	Água do tipo I	v1 vs v2	0,000003	Significativa
	Água do tipo II	v1 vs v2	0	Significativa
	Água do tipo III	v1 vs v2	0	Significativa

$p < 0,05 \rightarrow$ diferença significativa

5.5.2.2 Comparação do desempenho dos coagulantes usados

Para ilustrar as diferenças entre o desempenho de sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio após a filtração direta em filtro de papel *Whatman* 40 precedida de pressedimentação e coagulação (PS-FD), foram construídos os gráficos *Boxplot* nos quais são comparados os valores de turbidez remanescente em função do coagulante aplicado, **Figura 5.19a a 5.19f**. Os dois coagulantes foram aplicados para os três tipos de água em estudo, conforme ilustrado no fluxograma da **Figura 5.18**.

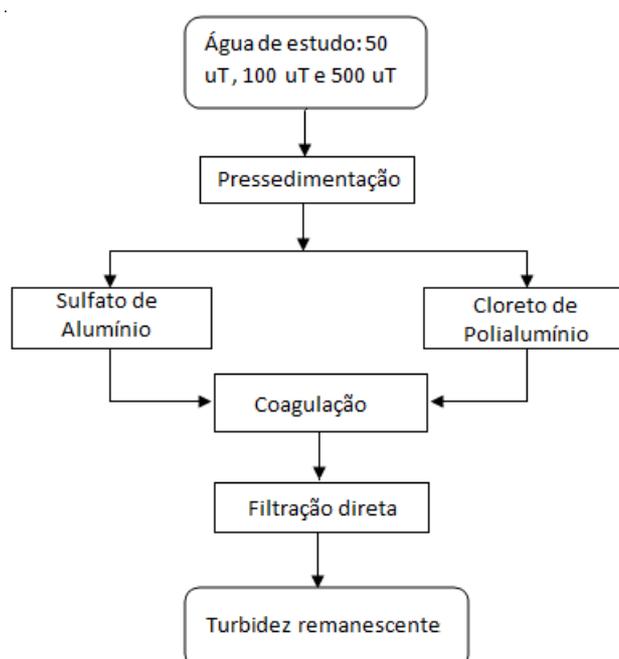


Figura 5.18 – Fluxograma usado para ilustrar a sequência dos ensaios que culminaram com a filtração direta em filtro de papel *Whatman* 40.

Nos três tipos de água, os resultados de turbidez remanescente após filtração direta da água pressedimentada, o cloreto de polialumínio apresentou melhores resultados comparado com o sulfato de alumínio. Contudo, com ambos coagulantes foram atingidos valores mínimos tanto de turbidez quanto de cor aparente remanescentes compatíveis com o que a literatura recomenda para unidades de filtração rápida nas ETAs, 2 a 5 uT (DI BERNARDO, 2005).

Para comparação do desempenho dos dois coagulantes aplicados na água pressedimentada seguida de coagulação e filtração direta, foram construídos os gráficos mostrados nas **Figuras 5.19a a 5.19f**.

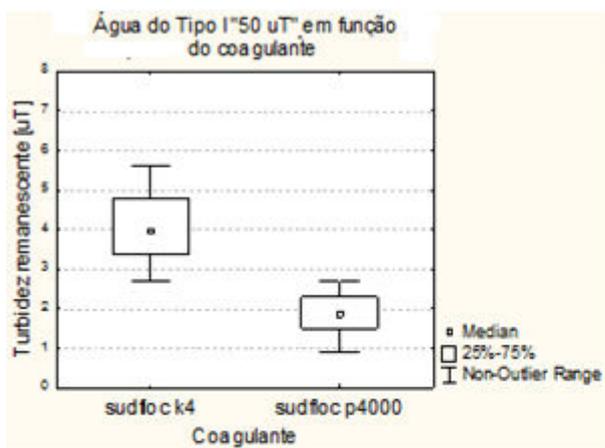


Figura 5.19a – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente em água do Tipo I "50 uT" prédecantada em função do coagulante aplicado na coagulação seguida de filtração direta (PS-FD).

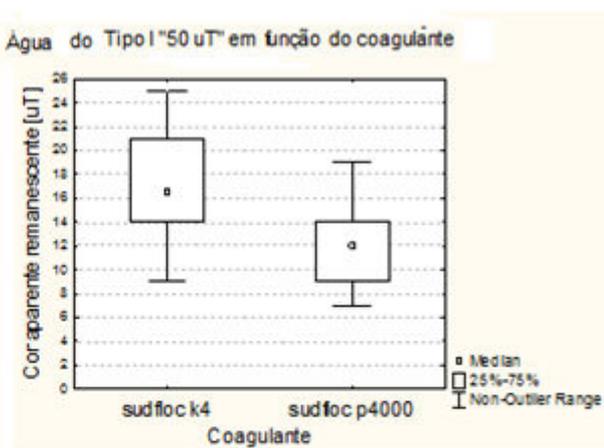


Figura 5.19b - *Boxplot* dos resultados de cor aparente remanescente em água do Tipo I "50 uT" prédecantada em função do coagulante aplicado na coagulação seguida de filtração direta (PS-FD).

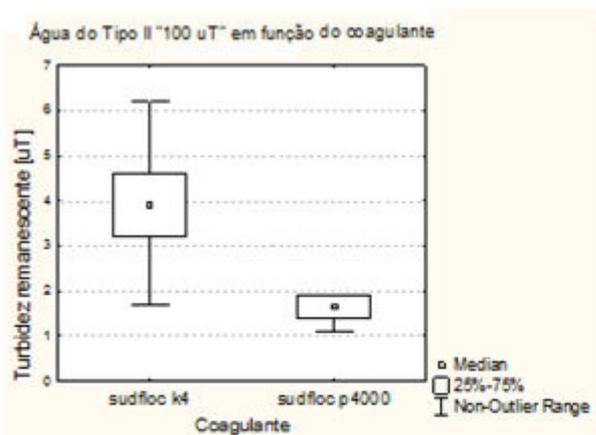


Figura 5.19c – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente em água do Tipo I "100 uT" prédecantada em função do coagulante aplicado na coagulação seguida de filtração direta (PS-FD).

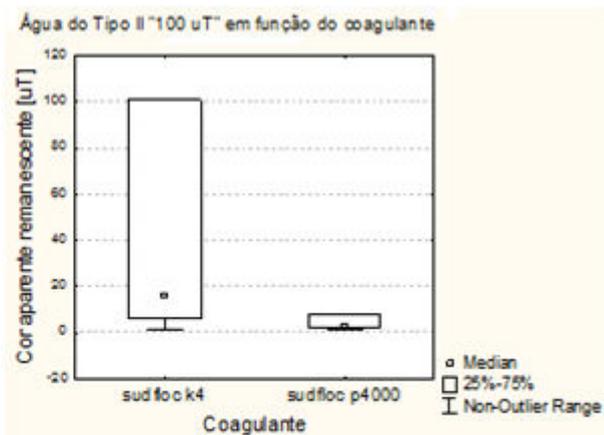


Figura 5.19d – *Boxplot* dos resultados de cor aparente remanescente em água do Tipo I "100 uT" prédecantada em função do coagulante aplicado na coagulação seguida de filtração direta (PS-FD).

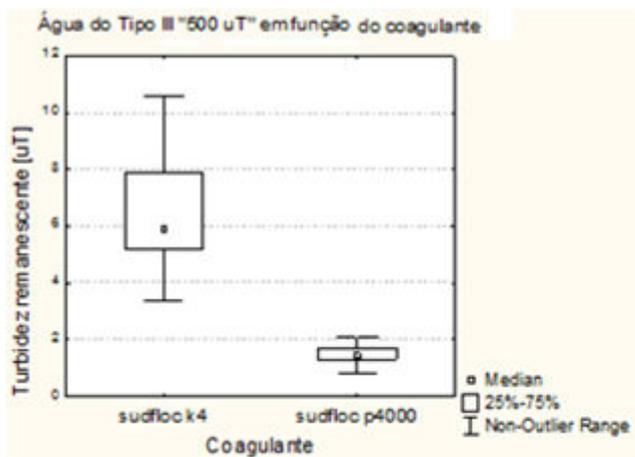


Figura 5.19e – *Boxplot* dos resultados de turbidez remanescente em água do Tipo I "500 uT" prédecantada em função do coagulante aplicado na coagulação seguida de filtração direta (PS-FD).



Figura 5.19f – *Boxplot* dos resultados de cor aparente remanescente em água do Tipo I "500 uT" prédecantada em função do coagulante aplicado na coagulação seguida de filtração direta (PS-FD).

5.6 Considerações finais

A pressedimentação mostrou ser uma técnica viável para casos em que a turbidez da água afluyente à ETA é elevada ou relativamente elevada. Reduziu consideravelmente as impurezas suspensas presentes na água e, por conseguinte, reduziu a dosagem de coagulante necessária para o tratamento da água, possibilitando assim, o emprego da filtração direta onde é imprescindível um pretratamento adequado da água antes de encaminhá-la às unidades de filtração. Empregando a filtração direta serão dispensadas as unidades de decantação, podendo também ser dispensadas as unidades de floculação, contribuindo assim, para a redução do volume do lodo gerado e dos custos de operação, bem como, o aumento da duração das carreiras de filtração.

O uso da pressedimentação em escala real pode apresentar melhores resultados comparando com os obtidos nesta pesquisa, 63,8%, 77,8% e 93,9%, para águas Tipo I, II e III, respectivamente, já que a seção transversal da unidade tem sido maior, e isso possibilita a sedimentação das partículas pequenas e menos densas. Entretanto, tem a desvantagem de necessitar de tempos de detenção hidráulica da água na unidade de sedimentação muito longos na ordem de dias, semanas, até meses (DI BERNARDO & HELLER, 1999) e o fato de necessitar de áreas relativamente grandes para instalação das unidades de sedimentação e, talvez, de floculação.

6 CONCLUSÕES

O presente estudo teve como propósito contribuir para a construção do conhecimento na área de tratamento de água, particularmente no caso em que ela apresenta valores elevados de turbidez. Para isso, foram empregues duas técnicas, nomeadamente coagulação/floculação/decantação e pressedimentação seguida de coagulação e filtração direta utilizando dois coagulantes: sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio. Com base nos experimentos realizados e nos resultados obtidos, conclui-se que:

- O caulim é um bom produto para preparação de água sintética a valores de turbidez predefinidos, embora por vezes seja necessário diluir ou mesmo introduzir uma quantidade adicional de caulim, em relação ao valor estimado, mas tal situação considera-se normal.
- No processo de coagulação química, uma dosagem adicional à necessária causa excesso de eletrólitos na água, conseqüentemente ocorre o fenômeno de reversão de cargas. Essa situação verificou-se especialmente nos diagramas de coagulação com o cloreto de polialumínio, uma vez ser um polímero inorgânico com maior quantidade de carga positiva por massa em relação ao sulfato de alumínio.
- O cloreto de polialumínio apresentou melhores resultados em termos de remoção de turbidez que o sulfato de alumínio, nos três tipos de água estudados.
- À velocidade de sedimentação baixa $V_2 = 1,0$ cm/min, os resultados de turbidez remanescente foram relativamente melhores que os obtidos a velocidade de sedimentação $V_1 = 3,5$ cm/min, revelando que quanto menor for a velocidade de sedimentação maior é a chance de se obter água com turbidez relativamente menor;
- Uma vez que a sedimentação natural (sem aplicação de coagulantes) é um pretratamento, apresentou resultados satisfatórios em termos de remoção de turbidez, 63,8%, 77,8% e 93,9% para águas do tipo I, II e III, respectivamente, indicando a possibilidade de emprego desta técnica para viabilizar o tratamento de água com elevada turbidez por meio de técnicas de menor custo de implantação e de operação, tais como a filtração direta e a filtração em múltiplas etapas;
- O uso da pressedimentação permite reduzir as dosagens de coagulante necessárias no processo de coagulação, com água pressedimentada foram aplicadas dosagens menores, de 2 a 10 mg/L, de ambos coagulantes e o valor mínimo obtido na água filtrada em papel *Whatman* 40 foi de 0,8 uT próximo ao recomendado para água filtrada pela Portaria MS 2914/2011;
- Embora os resultados obtidos na filtração direta sejam superiores aos limites permitidos pela Portaria MS 2914/2011, são esperados melhores resultados em escala real, tendo em vista que a filtração em escala de bancada foi realizada em filtros de papel *Whatman* 40, e que na ETA é

possível alterar a taxa de filtração, a espessura e a granulometria do meio filtrante visando alcançar resultados mais satisfatórios. Por outro lado, para Portarias menos rigorosas, tal é o caso do Diploma Ministerial 180/2004 do MS Moçambique, onde o valor máximo admitido é 5 uT, os resultados estariam dentro dos limites aceitáveis.

7 RECOMENDAÇÕES

Após a elaboração das principais conclusões da pesquisa e considerando que esta investigação experimental faz parte de um pequeno número de trabalhos a respeito de remoção de turbidez em água para consumo humano recorrendo à técnica de pressedimentação, muito ainda tem por se pesquisar para dar contribuição ao estudo do tema. Assim sendo, e admitindo que a remoção de turbidez constitui um problema, não menos importante, no tratamento de água em várias ETAs, principalmente nos países em desenvolvimento, recomenda-se e sugere-se para pesquisas futuras relacionadas ao tema, o seguinte:

- Dar continuidade à pesquisa, em escala piloto ou real para verificar se o aumento de tempo de pressedimentação remove substancialmente a turbidez da água, por um lado, e por outro para verificar a consistência da tecnologia no tratamento de água para consumo humano;
- Usar a pressedimentação em locais onde há dificuldades de adquirir produtos químicos para tratamento e em que no período chuvoso se registram valores elevados de turbidez na água bruta;
- No caso em que se pretende preparar água sintética “de estudo”, particularmente para conferir turbidez, o uso de caulim é uma boa opção, porque este apresenta estabilidade no preparo das suspensões, contudo, recomenda-se também a realização de trabalhos similares utilizando águas não tratadas;
- Realizar um maior número de ensaios para verificar a consistência estatística dos dados dos experimentos;
- Realizar ensaios com diferentes tipos de coagulantes e polímeros para definir a melhor condição de coagulação para cada água que estiver sendo estudada;
- Realizar pesquisas relacionadas ao emprego da *filtração em margem* para o tratamento de água com turbidez elevada, uma vez que esta técnica é também um pretratamento e pode ser empregada singularmente como tratamento, e não se aplicam produtos químicos.

REFERÊNCIAS

- ALCÂNTARA, E. H. **Análise da turbidez na planície de inundação de curuaí (pa, brasil) integrando dados telemétricos e imagens modis/terra**. 2006. Dissertação (Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Pará, 2006.
- AMIRTHARAJAH, A, MILLS, K. M., Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal of American Water Works Association*, p. 210-216. 1982.
- AWWA – American Water Works Association. *Water quality and treatment: a handbook of community water supply*. 4 th Edition. McGra-Hill Inc, New York. 1990.
- BATES, B.C., KUNDZEWICZ, Z.W., Wu, S. and PALUTIKOF, J.P. *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: IPCC Secretariat. 2008.
- BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water research*, v. 41, pp. 2301 – 2324. 2007.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente nº. 430/2011 Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. *Manual prático de análise de água*. 2ª ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de Dezembro de 2011. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2011.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 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. 2004.
- BYUNA, S.; OHB, J.; LEE, B-Y; LEE, S. Improvement of coagulation efficiency using instantaneous flash mixer (IFM) for water treatment. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects* 268. p104–110. 2005.
- CALLEGARI-JACQUES, S. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003, 255 p.
- CHATURVEDI, S; DAVE, P. N. Removal of iron for safe drinking water. *Desalination* 303, p 1-11. (2012)
- DASH, R. R.; BHANU PRAKASH, E. V. P.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I.; SANDHU, C.; GRISCHEK, T. River bank filtration in Haridwar, India: removal of turbidity, organics and bacteria. *Hydrogeology Journal*. v. 18, p.973–983. 2010.
- DASH, R. R; MEHROTRA, I; KUMAR, P; GRISCHEK, T. Lake bank filtration at Nainital, India: water quality evaluation. *Hydrogeol J*, nº. 16, v. 6, p.1089–1099. 2008.
- DENTEL, S. K.; GOSSETT, J. M. Mechanisms of coagulation with aluminum salts, *J. Am. Water Works Assoc.* 80. p187–198. 1988.
- DEVIRIMCI, H. A.; YUKSEL, A. M.; SANIN, F. D. Algal alginate: A potential coagulant for drinking water treatment. *Desalination*, v. 299, p.16-21. 2012.
- DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas. Disponível em <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/aguas%20de%20abastecimento.pdf>, acessado em 04/02/2013.

- DI BERNARDO, L. *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. v 2. Rio de Janeiro: ABES, (1993 b).
- DI BERNARDO, L (coordenador). Acondicionamento da água para a filtração direta In: *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*. Rio de Janeiro: ABES, RiMa. Projeto PROSAB. 2003. 135 p.
- DI BERNARDO, L. Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento . Rio de Janeiro: ABES: 1995, 140p.
- DI BERNARDO, L. *Anais do Seminário Nacional sobre Prefiltração e filtração lenta de águas de abastecimento*. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos, Brasil. 1991.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D-B.; VOLTAN, P. E. N. *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos – SP: LDiBe editora, 2011. 454p.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2ª ed. São Carlos: RiMA, 2v, 2005.1565 p.
- EDZWALD, J.K. (ed.) *Water quality & treatment – A handbook on drinking water*. 6ª ed. USA: American Water Works Association and McGraw-Hill, 2011. 429 p.
- EMELKO, M. B; SILINS, U; BLADON, K. D; STONE, M. Implications of land disturbance on drinking water treatability in a changing climate: Demonstrating the need for “source water supply and protection” strategies. *Water Research* 45, p.461-472. 2011.
- GOLLNITZ, W. D.; CLANCY, J. L.; WHITTEBERRY, B. L; VOGT, J. A. RBF as a microbial treatment process. *JAWWA*, v. 12, n. 95, p.56–66. 2003.
- GOTTINGER, ANN M.; MCMARTIN, D. W.; PRICE, D; HANSON, B. The effectiveness of slow sand filters to treat Canadian rural prairie water. *Can. J. Civ. Eng.* 38; p.455-463. 2011.
- GREGORY, J., DUAN, J. Hydrolyzing metal salts as coagulants. *Pure Appl. Chem.* 73, p.2017-2026. 2001.
- GUYER, J. P. *Introduction to Water Treatment*. Course No: C04-015 2010. 41p.
- HAVELAAR, A. H.; VAN OLPHEN, M.; SCHIJVEN, J. F. Removal and inactivation of viruses by drinking water treatment processes under full-scale conditions. *Water Sci Technol.* V. 5-6, n. 31, p.55–62. 1995.
- HUNG, M. T.; LIU, J. C. Microfiltration for separation of green algae from water. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, v. 51, n. 2, p.157-164. 2006.
- LEE, J. J.; CHA, J. H.; AIM, R. B.; HAN, K. B.; KIM, C. W. Fiber filter as an alternative to the process of flocculation–sedimentation for water treatment. *Desalination* 231. p323–331.2008.
- LI, M; WU, G; GUAN, Y; ZHANG, X. Treatment of river water by a hybrid coagulation and ceramic membrane process. *Desalination* 280, p.114-119. 2011.
- LIANG, H.; NAN, J.; HE, W. J.; LI, G. B. Algae removal by ultrasonic irradiation– coagulation, *Desalination*, v. 239, p.191–197. 2009.
- LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas, SP: Editor Átomo, 3ª Ed. 2010.
- LOGSDON, G. S; KOHNE, R.; ABEL, S.; LABONDE, S. Slow sand filtration for small water systems. *Journal of Environmental Engineering and Science*, v. 1, n. 5, p.339-348. 2002.
- MA, J.; LIU, W. Effectiveness of ferrate (VI) preoxidation in enhancing the coagulation of surface waters, *Water Res.* v. 36, p. 4959–4962. 2002.

- MACEDO, J. A. B. *Águas e águas*. 3ª Ed. Belo Horizonte: CRQ-MG. 726p., 2007
- MANN, A. G.; TAM, C. C.; HIGGINS, C. D.; RODRIGUES, L. C. The association between drinking water turbidity and gastrointestinal illness: a systematic review. *BMC Public Health*. 2007.
- NAGHAVI, B.; MALONE, R. F. Algae removal by fine sand/silt filtration, *Water Res.* 20 (1986) 377–383.
- PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Hidráulica) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2001.
- PRAKASH, E.V.P.B. **Sub Surface and Surface Water: Quality Evaluation, M. Tech.** 2006. Dissertation (Civil Engineering) – Department of Civil Engineering, IITR, Roorkee, India, 2006.
- PRITCHARD, M.; CRAVEN, T.; MKANDAWIRE, T.; EDMONDSON, A.S.; O'NEILL, J.G. A comparison between Moringa Oleifera and chemical coagulants in the purification of drinking water – An alternative sustainable solution for developing countries. *Elsevier – Physics and Chemistry of the Earth*, v. 35, p.798–805. 2010.
- PROSAB. Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano In: *Tratamento de Água para Consumo Humano: Panorama mundial e ações do PROSAB*. VALTER LÚCIO DE PÁDUA. Rio de Janeiro. Projeto PROSAB. ABES, 2009. 392p.
- RAY, C.; JAIN, R. *Drinking water treatment: focusing on appropriate technology and sustainability*. Editora Springer, 2011.
- RICHTER, C. A. *Água: Métodos e tecnologia de tratamento*. São Paulo. São Paulo. Editora Blucher, 2009. 99p.
- RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. *Tratamento de água: tecnologia atualizada*. São Paulo: Editora Edgard Blucher Ltda, 2002.
- ROUT, D., VERMA, R., AGARWAL, S.K. Polyelectrolyte treatment – an approach for water quality improvement. *Water Sci. Technol.* V. 40, n. 2, pp.137–141. 1999.
- SAKAI, H.; OGUMA, K.; KATAYAMA, H.; OHGAKI S. Effects of low- or medium-pressure ultraviolet lamp irradiation on *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena variabilis*, *Water Res.* v. 41, p.11–18. 2007.
- SÁNCHEZ, L. D.; MARIN, L. M.; VISSCHER, J. T.; RIETVELD, L. C. Low-cost multi-stage filtration enhanced by coagulation-flocculation in upflow gravel filtration. *Drink Water Eng. Sci. Discuss.*, v. 5, p291-332. 2012.
- SELHORST FILHO, O.; WIECHETECK, G. K.; ANDRADE FILHO, A. G.; DÖLL, M. M. R. Otimização de parâmetros de clarificação de água do sistema de tratamento de Ponta Grossa. *Revista de Engenharia e Tecnologia*; v. 3; n 2. 2011.
- SHIN, J. Y., SPINETTE, R. F., O'Melia, C. R., 2008. Stoichiometry of coagulation revisited. *Environ. Sci Technol.* 42. p2582-2589. 2008.
- SINGH, P.; KUMAR, P.; MEHROTRA, I.; GRISCHEK, T. Impact of riverbank filtration on treatment of polluted river water. *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 1055–1062. 2009.
- SNODGRASS, W. J., CLARK, M. M., O'Melia, C. R. Particle formation and growth in dilute aluminum (III) solutions. *Water Res.* 18, p479-488. 1984.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Guidance Manual for compliance with the interim Enhanced Surface Water Treatment Rule: Turbidity Provisions, United States Environmental Protection Agency, EPA 815-R 99-010. 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Setting standards for safe drinking water* (disponível em <http://www.epa.gov/safewater/standard/setting.html>, acessado em 03/02/2013). 2003.

PÁDUA, V. L. Filtração em Margem. In: *Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano*. Rio de Janeiro. Projeto PROSAB. ABES, 2006.

PÁDUA, V. L.; FERREIRA, A.C.S. Qualidade da água para consumo humano. In: HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (2ed.). *Abastecimento de água para consumo humano*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010. p.151-217.

VASYUKOVA, E; WOLFGANG, U. H. L; BRAGA, F; SIMÕES, C; BAYLÃO, T; NEDER, K. Drinking water production from surface water sources in the tropics: Brasília DF, Brasil. *Environ Earth Sci* (2012) 65:1587-1599.

VIANNA, M. R. Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. 3.ed. – Belo Horizonte: Imprimatur, 1997.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Editora UFMG, Belo Horizonte. 1996. 211p.

WOTTON, 2002. Water purification using sand. *Hydrobiologia*, v. 469, n. 1, pp.193-201. 2002

ZOUBOULIS, A; TRASKAS, G.; SAMARAS, P. Comparison of single and dual media filtration in a full-scale drinking water treatment plant. *Desalination*, (213), p.334-342. 2007.

APÊNDICES

APÊNDICE A:
ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/ DECANTAÇÃO

Água Tipo I 50 uT utilizando o sulfato de alumínio

pH	Conc. Al ₂ (SO ₄) ₃ (g/mL)	Turbidez 3,5cm/min (uT)	Turbidez 1,0cm/min (uT)	% remoção Turbidez 3,5cm/min	% remoção Turbidez 1,0cm/min	Cor 3,5 cm/min (uC)	Cor 1,0 cm/min (uC)	% remoção cor 3,5cm/min	% remoção Cor 1,0cm/min	Água de estudo
5.80	5	43.4	40.9	15.56	20.43	183	153	3.17	19.05	
6.05	5	39	20.2	24.12	60.70	123	75	34.92	60.32	Turb. 51.4
6.75	5	39.2	30.6	23.74	40.47	113	103	40.21	45.50	pH 7.42
7.20	5	41.5	31.9	19.26	37.94	180	173	4.76	8.47	Cor 189
8.36	5	41.7	42.8	18.87	16.73	170	155	10.05	17.99	Alcal. 31.02
9.47	5	43.5	40.1	15.37	21.98	166	152	12.17	19.58	
6.12	10	38.9	30.8	24.32	40.08	108	95	42.86	49.74	
6.45	10	15.4	6.68	70.04	87.00	34	14	82.01	92.59	Turb. 51.4
7.06	10	3.52	2.56	93.15	95.02	16	10	91.53	94.71	pH 7.42
9.01	10	42.8	36.1	16.73	29.77	176	149	6.88	21.16	Cor 189
9.65	10	44.9	35.6	12.65	30.74	136	129	28.04	31.75	Alcal. 31.02
10.24	10	41.7	39.2	18.87	23.74	141	126	25.40	33.33	
4.88	15	43.8	43.6	14.79	15.18	154	109	18.52	42.33	
6.37	15	9.49	2.66	81.54	94.82	90	6	52.38	96.83	Turb. 51.4
6.43	15	6.21	1.26	87.92	97.55	20	0	89.42	100.00	pH 7.42
6.92	15	6.33	1.38	87.68	97.32	19	2	89.95	98.94	Cor 189
7.83	15	3.21	1.29	93.75	97.49	14	0	92.59	100.00	Alcal. 31.02
9.66	15	36.1	24.4	29.77	52.53	148	141	21.69	25.40	
5.43	20	38.2	38.2	25.68	25.68	186	166	1.59	12.17	
6.00	20	11.5	3.61	77.63	92.98	71	10	62.43	94.71	Turb. 51.4
6.45	20	6.93	1.26	86.52	97.55	21	0	88.89	100.00	pH 7.42
7.02	20	2.76	1.2	94.63	97.67	5	4	97.35	97.88	Cor 189
9.03	20	28.6	23.4	44.36	54.47	122	87	35.45	53.97	Alcal. 31.02
9.12	20	26.7	23.6	48.05	54.09	133	93	29.63	50.79	
5.37	25	29.2	39.3	43.19	23.54	147	136	22.22	28.04	
5.85	25	18.7	6.53	63.62	87.30	59	20	68.78	89.42	Turb. 51.4
6.36	25	9.13	1.98	82.24	96.15	27	1	85.71	99.47	pH 7.42
7.74	25	12	9.39	76.65	81.73	38	32	79.89	83.07	Cor 189
9.10	25	35.4	30.9	31.13	39.88	122	106	35.45	43.92	Alcal. 31.02
9.70	25	24.9	36.3	51.56	29.38	157	137	16.93	27.51	
5.54	30	44	30.1	14.40	41.44	170	159	10.05	15.87	
6.23	30	20.9	5.14	59.34	90.00	85	21	55.03	88.89	pH 7.42
8.69	30	11.4	10	77.82	80.54	46	41	75.66	78.31	Cor 189
9.40	30	40.1	31.3	21.98	39.11	126	124	33.33	34.39	Alcal. 31.02
9.82	30	42	38.3	18.29	25.49	154	140	18.52	25.93	

Água Tipo II 100 uT utilizando o sulfato de alumínio

pH	Conc. Al ₂ (SO ₄) ₃ (g/mL)	Turbidez 3,5cm/min (uT)	Turbidez 1,0cm/min (uT)	% remoção Turbidez 3,5cm/min	% remoção Turbidez 1,0cm/min	Cor 3,5 cm/min (uC)	Cor 1,0 cm/min (uC)	% remoção cor 3,5cm/min	% remoção Cor 1,0cm/min	Água de estudo
6.5	5	65.7	88.5	34.95	12.38	342	282	2.29	19.43	Turb. 101 pH 8.1 Cor 350 Alcal. 2,9
6.75	5	95.2	78	5.74	22.77	340	311	2.86	11.14	
7.17	5	74.1	51.7	26.63	48.81	225	161	35.71	54.00	
8.84	5	88.8	88.2	12.08	12.67	322	281	8.00	19.71	
9.86	5	90.2	74.9	10.69	25.84	311	303	11.14	13.43	
10.4	5	82.5	77.6	18.32	23.17	333	318	4.86	9.14	
6.95	10	8.66	5.26	91.43	94.79	34	24	90.29	93.14	pH 8.1
9.72	10	84.1	80.7	16.73	20.10	345	337	1.43	3.71	Alcal. 2,9
10.1	10	82.2	61.7	18.61	38.91	314	307	10.29	12.29	
4.57	15	78	77.5	22.77	23.27	308	284	12.00	18.86	Turb. 101 pH 8.1 Cor 350 Alcal. 2,9
5.6	15	66.2	46.5	34.46	53.96	258	193	26.29	44.86	
7.86	15	3.68	2.64	96.36	97.39	13	12	96.29	96.57	
8.18	15	22.6	18	77.62	82.18	84	76	76.00	78.29	
9.29	15	75.3	60.6	25.45	40.00	303	236	13.43	32.57	
10.3	15	71.4	67.2	29.31	33.47	275	272	21.43	22.29	
4.95	20	93.2	89.1	7.72	11.78	339	307	3.14	12.29	Turb. 101 pH 8.1 Cor 350 Alcal. 2,9
5.72	20	67.7	35.4	32.97	64.95	226	130	35.43	62.86	
6.76	20	10.2	1.83	89.90	98.19	42	15	88.00	95.71	
7.9	20	4.2	2.08	95.84	97.94	21	14	94.00	96.00	
9.45	20	64.1	40	36.53	60.40	247	154	29.43	56.00	
10.2	20	81.2	79	19.60	21.78	284	255	18.86	27.14	
5.04	25	87.4	80.1	13.47	20.69	320	296	8.57	15.43	Turb. 101 pH 8.1 Cor 350 Alcal. 2,9
5.87	25	17.5	5.66	82.67	94.40	50	2	85.71	99.43	
6.62	25	11.2	2.36	88.91	97.66	24	0	93.14	100.00	
7.57	25	7.04	1.11	93.03	98.90	3	0	99.14	100.00	
9.52	25	25.06	20.6	75.19	79.60	89	76	74.57	78.29	
10.2	25	59.1	43.2	41.49	57.23	236	175	32.57	50.00	
5.28	30	88.9	81.2	12.84	20.39	334	300	10.93	20.00	Turb. 102 pH 8.4 Cor 375 Alcal. 2,9
6.07	30	9.03	5.06	91.15	95.04	30	18	92.00	95.20	
7.44	30	2.97	1.2	97.09	98.82	11	5	97.07	98.67	
7.98	30	1.7	1.1	98.33	98.92	7	6	98.13	98.40	
9.16	30	25.6	21.5	74.90	78.92	105	90	72.00	76.00	
10.1	30	69.5	38.8	31.86	61.96	229	214	38.93	42.93	
4.90	35.00	84.00	80.60	17.65	20.98	355.00	314.00	5.33	16.27	Turb. 102 pH 8.4 Cor 375 Alcal. 2,9
5.99	35.00	15.70	4.15	84.61	95.93	62.00	11.00	83.47	97.07	
6.78	35.00	9.64	2.38	90.55	97.67	14.00	4.00	96.27	98.93	
8.68	35.00	4.47	2.70	95.62	97.35	23.00	12.00	93.87	96.80	
9.47	35.00	14.40	13.80	85.88	86.47	62.00	62.00	83.47	83.47	
10.22	35.00	52.60	34.00	48.43	66.67	196.00	132.00	47.73	64.80	

Água Tipo III 500 uT utilizando o sulfato de alumínio

pH	Conc. Al ₂ (SO ₄) ₃ (g/mL)	Turbidez 3,5cm/min (uT)	Turbidez 1,0cm/min (uT)	% remoção Turbidez 3,5cm/min	% remoção Turbidez 1,0cm/min	Cor 3,5 cm/min (uC)	Cor 1,0 cm/min (uC)	% remoção cor 3,5cm/min	% remoção Cor 1,0cm/min	Água de estudo
4.03	5	327	290	34.60	42.00	ND	ND			Turb. 500 pH 8.41 Cor ND Alcal. 32.67
5.38	5	344	320	31.20	36.00	ND	ND			
6.22	5	327	275	34.60	45.00	ND	ND			
8.92	5	344	342	31.20	31.60	ND	ND			
9.18	5	349	322	30.20	35.60	ND	ND			
9.63	5	389	352	22.20	29.60	ND	ND			Turb. 500 pH 8.41 Alcal. 32.67
5.59	10	325	316	35.00	36.80	ND	ND			
6.42	10	139	29.5	72.20	94.10	460	81			
7.09	10	34	14.3	93.20	97.14	112	43			
9.68	10	312	362	37.60	27.60	ND	ND			
10	10	292	173	41.60	65.40	ND	ND			Turb. 500 pH 8.41 Cor ND Alcal. 32.67
6.17	15	54.9	16.8	89.02	96.64	159	37			
6.72	15	17.1	5.66	96.58	98.87	61	0			
7.45	15	10.3	6.61	97.94	98.68	23	0			
8.21	15	42.5	30.7	91.50	93.86	150	105			
9.44	15	236	119	52.80	76.20	ND	437			Turb. 500 pH 8.41 Cor ND Alcal. 32.67
9.82	15	297	208	40.60	58.40	ND	ND			
4.05	20	272	196	45.60	60.80	ND	ND			
5.2	20	286	184	42.80	63.20	ND	ND			
6.63	20	18.4	2.53	96.32	99.49	37	7			
7.78	20	9.54	4.43	98.09	99.11	39	19			Turb. 500 pH 8.41 Cor ND Alcal. 32.67
9.3	20	123	46.1	75.40	90.78	426	208			
9.75	20	195	77.3	61.00	84.54	ND	ND			
5.13	25	315	282	37.00	43.60	ND	ND			
5.93	25	41.4	8.45	91.72	98.31	162	47			
6.56	25	22.6	2.73	95.48	99.45	70	32			Turb. 500 pH 8.41 Cor ND Alcal. 32.67
8.29	25	19.7	16.6	96.06	96.68	86	87			
8.22	25	14	7.85	97.20	98.43	84	48			
9.38	25	150	50.1	70.00	89.98	406	212			
5.17	30	320	238	36.00	52.40	ND	ND			
6.13	30	15.63	4.99	96.87	99.00	9	<0			
6.59	30	8.49	3.17	98.30	99.37	2	<0			
9.45	30	36.5	27.1	92.70	94.58	146	92			
9.86	30	145	45.2	71.00	90.96	435	148			
5.16	35	303	176	39.40	64.80	ND	ND			Turb. 500 pH 8.41 Cor ND Alcal. 32.67
6.02	35	5.36	4.42	98.93	99.12	51	24			
6.35	35	16.6	2.93	96.68	99.41	33	19			
7.42	35	12.5	5	97.50	99.00	44	24			
8.84	35	43.7	26	91.26	94.80	164	117			
9.74	35	143	55.3	71.40	88.94	405	163			

ND = Não determinado

Água Tipo I “50 uT” utilizando o cloreto de polialumínio

pH	Coagulant ante (mg/L)	Turbidez (uT); 3,5 cm/min	Turbidez (uT); 1,0 cm/min	% remoção Turbidez 3,5cm/min	% remoção Turbidez 1,0cm/min	Cor 3,5 cm/min (uC)	Cor 1,0 cm/min (uC)	% remoção cor 3,5cm/min	% remoção Cor 1,0cm/min	Água de estudo
4.90	2.5	35.2	34.6	28.74	29.96	153	148	6.71	9.76	Turb. 49.4
6.60	2.5	27.8	19.6	43.72	60.32	96	73	41.46	55.49	pH 8.43
7.09	2.5	15.5	13.0	68.62	73.68	52	41	68.29	75.00	Cor 164
9.07	2.5	23.9	14.5	51.62	70.65	86	67	47.56	59.15	Alcal. ND
9.29	2.5	23.0	18.1	53.44	63.36	75	65	54.27	60.37	
10.15	2.5	28.1	23.6	43.12	52.23	126	99	23.17	39.63	
3.43	5.0	37.5	35.3	24.09	28.54	156	156	4.88	4.88	
5.88	5.0	42.4	36.5	14.17	26.11	165	165			
6.62	5.0	38.2	35.2	22.67	28.74	172	162			Turb. 49.4
6.80	5.0	42.3	34.9	14.37	29.35	190	165			pH 8.43
7.59	5.0	38.7	33.2	21.66	32.79	169	155		5.49	Cor 164
8.39	5.0	9.24	6.86	81.30	86.11	35	33	78.66	79.88	Alcal. ND
9.01	5.0	8.68	7.93	82.43	83.95	30	30	81.71	81.71	
10.13	5.0	35.1	31.0	28.95	37.25	160	143	2.44	12.80	
5.95	7.5	32.7	32.1	33.81	35.02	126	123	23.17	25.00	
6.11	7.5	34.9	30.5	29.35	38.26	150	125	8.54	23.78	Turb. 49.4
7.76	7.5	6.41	4.21	87.02	91.48	21	20	87.20	87.80	pH 8.43
8.48	7.5	4.18	3.56	91.54	92.79	17	14	89.63	91.46	Cor 164
9.38	7.5	6.71	5.55	86.42	88.77	27	26	83.54	84.15	Alcal. ND
9.88	7.5	10.4	5.53	78.95	88.81	42	27	74.39	83.54	
10.27	7.5	15.0	9.27	69.64	81.23	53	33	67.68	79.88	
5.77	10.0	43.7	39.7	18.62	26.07	175	175	10.26	10.26	
6.11	10.0	39.0	37.9	27.37	29.42	184	179	5.64	8.21	
6.35	10.0	11.8	5.23	78.03	90.26	35	17	82.05	91.28	Turb. 53.7
6.94	10.0	2.18	1.82	95.94	96.61	4	2	97.95	98.97	pH 8.62
7.28	10.0	3.11	1.23	94.21	97.71	12	7	93.85	96.41	Cor 195
8.31	10.0	3.75	2.58	93.02	95.20	11	8	94.36	95.90	Alcal. ND
9.12	10.0	4.24	2.23	92.10	95.85	17	13	91.28	93.33	
9.89	10.0	8.13	4.35	84.86	91.90	15	15	92.31	92.31	
5.68	12.5	43.8	38.6	18.44	28.12	151	139	22.56	28.72	
6.33	12.5	33.3	23.8	37.99	55.68	114	93	41.54	52.31	Turb. 53.7
6.74	12.5	2.95	1.26	94.51	97.65	2	0	98.97	100.00	pH 8.62
7.57	12.5	2.31	1.23	95.70	97.71	1	0	99.49	100.00	Cor 195
8.61	12.5	2.61	1.72	95.14	96.80	1	0	99.49	100.00	Alcal. ND
9.88	12.5	5.09	2.21	90.52	95.88	13	6	93.33	96.92	
5.24	15.0	43.5	34.7	18.99	35.38	137	121	29.74	37.95	
5.99	15.0	44.6	37.8	16.95	29.61	178	162	8.72	16.92	Turb. 53.7
6.64	15.0	5.12	2.05	90.47	96.18	28	6	85.64	96.92	pH 8.62
7.04	15.0	4.13	1.07	92.31	98.01	13	5	93.33	97.44	Cor 195
8.22	15.0	3.52	1.26	93.45	97.65	10	4	94.87	97.95	Alcal. ND
9.22	15.0	2.01	1.42	96.26	97.36	7	3	96.41	98.46	
9.87	15.0	4.62	1.58	91.40	97.06	12	5	93.85	97.44	
6.19	17.5	23.8	8.52	52.50	82.99	89	33	53.89	82.90	Turb. 50.1
6.47	17.5	3.65	1.39	92.71	97.23	12	1	93.78	99.48	pH 8.33
7.00	17.5	5.74	1.46	88.54	97.09	17	4	91.19	97.93	Cor 193
8.00	17.5	2.78	1.76	94.45	96.49	8	1	95.85	99.48	Alcal. ND
9.50	17.5	6.07	2.06	87.88	95.89	14	10	92.75	94.82	
10.02	17.5	2.76	1.52	94.49	96.97	2	1	98.96	99.48	
5.35	20.0	41.9	37.3	16.37	25.55	195	186		3.63	
6.52	20.0	33.0	31.7	34.13	36.73	137	136	29.02	29.53	Turb. 50.1
7.11	20.0	5.51	1.76	89.00	96.49	16	4	91.71	97.93	pH 8.33
7.63	20.0	6.40	1.99	87.23	96.03	33	4	82.90	97.93	Cor 193
9.12	20.0	6.42	2.02	87.19	95.97	16	5	91.71	97.41	Alcal. ND
9.95	20.0	4.85	2.05	90.32	95.91	13	11	93.26	94.30	

ND = Não determinado

Água Tipo II “100 uT” utilizando o cloreto de polialumínio

pH	Coagula nte (mg/L)	Turbidez (uT); 3,5 cm/min	Turbidez (uT); 1,0 cm/min	% remoção Turbidez 3,5cm/min	% remoção Turbidez 1,0cm/min	Cor 3,5 cm/min (uC)	Cor 1,0 cm/min (uC)	% remoção cor 3,5cm/min	% remoção Cor 1,0cm/min	Água de estudo
5.00	2.5	77.7	61.5	26.00	41.43	288	253	30.94	39.33	
6.26	2.5	56.7	31.6	46.00	69.90	170	134	59.23	67.87	Turb. 105
7.22	2.5	51.7	26.7	50.76	74.57	189	119	54.68	71.46	pH 8.8
7.78	2.5	22.1	13.1	78.95	87.52	73	56	82.49	86.57	Cor 417
8.13	2.5	16.8	16.1	84.00	84.67	67	58	83.93	86.09	Alcal. ND
9.09	2.5	22.6	13.6	78.48	87.05	76	55	81.77	86.81	
10.02	2.5	30.5	30.0	70.95	71.43	109	96	73.86	76.98	
4.95	5.0	67.9	61.5	35.33	41.43	290	231	30.46	44.60	
6.43	5.0	47.7	21.2	54.57	79.81	146	66	64.99	84.17	
7.24	5.0	19.7	10.2	81.24	90.29	73	41	82.49	90.17	Turb. 105
7.93	5.0	9.82	5.76	90.65	94.51	23	16	94.48	96.16	pH 8.8
8.18	5.0	9.48	7.24	90.97	93.10	22	19	94.72	95.44	Cor 417
9.10	5.0	9.82	7.78	90.65	92.59	33	25	92.09	94.00	Alcal. ND
10.09	5.0	17.5	13.3	83.33	87.33	49	35	88.25	91.61	
5.12	7.5	77.8	52.7	25.90	49.81	242	204	41.97	51.08	
6.21	7.5	66.0	61.2	37.14	41.71	254	248	39.09	40.53	
7.25	7.5	4.69	3.03	95.53	97.11	14	3	96.64	99.28	Turb. 105
8.14	7.5	5.13	4.32	95.11	95.89	13	9	96.88	97.84	pH 8.8
9.53	7.5	6.03	4.83	94.26	95.40	18	10	95.68	97.60	Cor 417
10.27	7.5	14.1	12.9	86.57	87.71	35	32	91.61	92.33	Alcal. ND
5.76	10.0	75.6	65.1	28.00	38.00	286	274	31.41	34.29	
6.33	10.0	71.9	69.0	31.52	34.29	308	260	26.14	37.65	
7.14	10.0	7.53	4.28	92.83	95.92	33	17	92.09	95.92	Turb. 105
7.58	10.0	3.29	2.45	96.87	97.67	12	12	97.12	97.12	pH 8.8
7.83	10.0	3.53	2.39	96.64	97.72	22	11	94.72	97.36	Cor 417
8.75	10.0	4.39	2.48	95.82	97.64	17	16	95.92	96.16	Alcal. ND
10.47	10.0	12.4	6.63	88.19	93.69	39	35	90.65	91.61	
5.13	12.5	66.9	56.5	36.29	46.19	241	215	42.21	48.44	
6.00	12.5	86.6	74.9	17.52	28.67	327	316	21.58	24.22	Turb. 105
6.79	12.5	15.5	4.73	85.24	95.50	46	17	88.97	95.92	pH 8.8
7.27	12.5	3.43	1.41	96.73	98.66	11	2	97.36	99.52	Cor 417
8.61	12.5	10.3	7.08	90.19	93.26	37	26	91.13	93.76	Alcal. ND
9.57	12.5	3.73	1.74	96.45	98.34	11	7	97.36	98.32	
9.99	12.5	6.04	2.67	94.25	97.46	15	13	96.40	96.88	
4.67	15.0	69.9	60.2	33.43	42.67	221	220	47.00	47.24	
5.96	15.0	82.6	75.9	21.33	27.71	323	297	22.54	28.78	Turb. 105
6.92	15.0	8.19	3.47	92.20	96.70	22	14	94.72	96.64	pH 8.8
7.44	15.0	4.63	1.43	95.59	98.64	12	4	97.12	99.04	Cor 417
8.28	15.0	3.78	1.89	96.40	98.20	16	7	96.16	98.32	Alcal. ND
8.83	15.0	3.39	1.32	96.77	98.74	6	5	98.56	98.80	
9.83	15.0	5.56	3.59	94.70	96.58	14	10	96.64	97.60	
5.95	17.5	93.6	87.7	10.86	16.48	369	363	11.51	12.95	Turb. 105
6.81	17.5	9.36	4.56	91.09	95.66	37	9	91.13	97.84	pH 8.8
7.23	17.5	3.66	2.28	96.51	97.83	15	10	96.40	97.60	Cor 417
8.96	17.5	5.33	2.90	94.92	97.24	19	12	95.44	97.12	Alcal. ND
9.56	17.5	5.72	3.81	94.55	96.37	24	17	94.24	95.92	
10.17	17.5	7.79	6.88	92.58	93.45	32	32	92.33	92.33	
5.98	20.0	88.9	71.1	15.33	32.29	287	274	31.18	34.29	Turb. 105
7.20	20.0	3.73	1.60	96.45	98.48	0	0	100.00	100.00	pH 8.8
7.98	20.0	5.12	1.00	95.12	99.05	0	0	100.00	100.00	Cor 417
9.15	20.0	4.81	1.65	95.42	98.43	0	0	100.00	100.00	Alcal. ND
10.31	20.0	5.34	3.71	94.91	96.47	0	0	100.00	100.00	

ND = Não determinado

Água Tipo III "500 uT" utilizando o cloreto de polialumínio

pH	Coagulante (mg/L)	Turbidez (uT); 3,5 cm/min	Turbidez (uT); 1,0 cm/min	% remoção Turbidez 3,5cm/min	% remoção Turbidez 1,0cm/min	Cor 3,5 cm/min (uC)	Cor 1,0 cm/min (uC)	% remoção cor 3,5cm/min	% remoção Cor 1,0cm/min	Água de estudo
5.25	2.50	157.00	57.60	68.60	88.48	451.00	168.00			
5.90	2.50	136.00	55.10	72.80	88.98	372.00	153.00			Turb. 500
6.94	2.50	128.00	46.00	74.40	90.80	319.00	118.00			pH 7.8
8.10	2.50	30.70	10.20	93.86	97.96	75.00	30.00			Cor ND
9.35	2.50	35.60	14.40	92.88	97.12	83.00	40.00			Alcal. ND
10.07	2.50	80.60	35.30	83.88	92.94	225.00	123.00			
5.70	5.00	235.00	60.10	53.00	87.98	ND	206.00			
6.39	5.00	225.00	120.00	55.00	76.00	ND	366.00			Turb. 500
7.71	5.00	11.00	5.02	97.80	99.00	29.00	17.00			pH 7.8
8.98	5.00	12.00	4.82	97.60	99.04	40.00	20.00			Cor ND
9.81	5.00	11.90	5.19	97.62	98.96	35.00	25.00			Alcal. ND
10.29	5.00	20.30	9.43	95.94	98.11	65.00	47.00			
4.97	7.50	22.00	70.70	95.60	85.86	ND	211.00			
5.97	7.50	286.00	220.00	42.80	56.00	ND	ND			Turb. 500
6.75	7.50	66.20	15.10	86.76	96.98	191.00	47.00			pH 7.8
7.36	7.50	7.18	2.71	98.56	99.46	22.00	8.00			Cor ND
8.80	7.50	5.43	1.99	98.91	99.60	12.00	7.00			Alcal. ND
9.94	7.50	6.63	4.18	98.67	99.16	18.00	16.00			
5.44	10.00	139.00	42.50	72.20	91.50	422.00	130.00			
6.18	10.00	266.00	158.00	46.80	68.40	ND	507.00			Turb. 500
6.98	10.00	17.50	4.79	96.50	99.04	56.00	12.00			pH 7.8
7.57	10.00	3.73	1.11	99.25	99.78	10.00	0.00			Cor ND
8.77	10.00	4.93	1.75	99.01	99.65	7.00	2.00			Alcal. ND
10.09	10.00	7.68	3.31	98.46	99.34	25.00	12.00			
5.40	12.50	255.00	94.80	49.00	81.04	ND	278.00			
6.13	12.50	333.00	220.00	33.40	56.00	ND	ND			Turb. 500
7.02	12.50	8.72	3.62	98.26	99.28	16.00	9.00			pH 7.8
8.08	12.50	8.88	1.30	98.22	99.74	10.00	2.00			Cor ND
9.23	12.50	4.95	1.58	99.01	99.68	12.00	2.00			Alcal. ND
10.13	12.50	5.44	2.12	98.91	99.58	15.00	6.00			
5.83	15.00	360.00	320.00	28.71	36.63	ND	ND			
6.50	15.00	151.00	35.80	70.10	92.91	481.00	141.00			Turb. 505
7.11	15.00	24.10	7.38	95.23	98.54	52.00	17.00			pH ND
8.06	15.00	13.50	2.93	97.33	99.42	36.00	8.00			Cor ND
7.55	15.00	77.20	3.28	84.71	99.35	15.00	9.00			Alcal. ND
10.30	15.00	29.70	5.94	94.12	98.82	92.00	14.00			
5.56	17.50	372.00	360.00	26.34	28.71	ND	ND			
6.34	17.50	318.00	259.00	37.03	48.71	ND	ND			Turb. 505
7.27	17.50	20.60	5.62	95.92	98.89	67.00	38.00			pH ND
8.35	17.50	7.96	5.44	98.42	98.92	20.00	7.00			Cor ND
9.02	17.50	8.47	3.13	98.32	99.38	25.00	5.00			Alcal. ND
10.88	17.50	ND	2.29	100.00	99.55	46.00	5.00			
5.47	20.00	395.00	379.00	21.78	24.95	ND	ND			
5.98	20.00	230.00	330.00	54.46	34.65	ND	ND			Turb. 505
6.96	20.00	28.80	4.50	94.30	99.11	94.00	16.00			pH ND
7.37	20.00	10.70	2.20	97.88	99.56	50.00	10.00			Cor ND
9.03	20.00	8.48	3.07	98.32	99.39	34.00	8.00			Alcal. ND
9.99	20.00	7.11	2.96	98.59	99.41	30.00	8.00			

ND = Não determinado

APÊNDICE B:
ENSAIOS DE PRESSEDIMENTAÇÃO PARA DETERMINAÇÃO DAS
VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO USADAS NOS ENSAIOS DE
RÉPLICA

Tabela B1 - Ensaio de predecação de água tipo I "50 uT"

Tempo	1 min	5 min	10 mi	20 mi	30 mi	1h	2h	4h	8h	12h	24h	48h
Ponto 1	51	47	43	55	41	45	31	27	22,7	14,1	15	12,3
Ponto 2	47	47	47	43	42	41	34	30	24,7	17,8	16,3	12,3
Ponto 3	48	49	44	44	44	45	33	29	28,4	14,7	14,7	27,4
Ponto 4	48	51	44	44	43	39	34	26	24,9	16	16	12,7

Tabela B2 - Ensaio de predecação de água tipo II "100 uT"

Horas	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47 h	
Ponto 1	33,4	33,5	36,8	34,4	34	24	24,8	23,8	24,3	15	13,9	22,6	21,4	20,3	18,7											
Ponto 2	36,3	35,4	35,4	32,4	34,2	21,2	25,1	26,8	24,2	20,1	17,1	20,1	20,6	21,5	20,5	20,7	21	20,8	19,1	19,3	16,5	17,7	17,7	14,1	14,7	
Ponto 3	39,1	40,5	34,7	39,2	31,9	22,9	23,1	21,7	26,6	21,7	21,4	17,3	23	18,2	18,4	21	21,2	20,3	17,7	18,6	16,4	16,8	16,3	14,8	13,8	
Ponto 4	38,5	40,2	34,3	31,2	35,1	23,1	23,2	24	25,8	25,6	25,6	19,6	24	19,6	20,8	21,4	21,1	20	19,3	18,6	17,9	16,7	15,8	16,4	14,6	

Tabela B3 - Ensaio de predecação de água tipo III "500 uT"

Horas	3	47	48	49	52	53	54	55	56	58	70	72	74	76	78	81	94	97	99	101	103	118	120	123	126	128 h
Ponto 1	179	52,5	47,8	48,8	41	32	27	26	21	37	34	30,4														
Ponto 2	183	49,9	47,2	49,3	44	42	36	32	25	30	34	32,8	34	33,1	31,4	26,2	25	23,8	20,3	20,7	17,8	19,2	19,6	19,1	15,3	17
Ponto 3	204	49,9	46,7	48,3	43	41	39	36	37	31	31,6	31,4	34	33,5	32,9	31,3	23,9	24,9	22,6	21,4	19,3	19,6	18,6	17,9	14	15,8
Ponto 4	233	54	46,4	46	42	43	41	36	35	32	31,8	33,2	34	33,4	32,8	30	24	24,5	23,8	21,5	20,9	18,6	18,9	18,1	16,6	15,2

APÊNDICE C:
ENSAIOS DE FILTRAÇÃO DIRETA EM PAPEIS FILTRO *WHATMAN 40*

Tabela C1 – Ensaio de coagulação para sedimentação aplicando sulfato de alumínio, água tipo I “50 uT”

Nº	Data	Coagulante (mg/L)	pH	Turbidez	Cor aparente	Água de estudo
1	11/12/2012	0	7.44	4.8	18	Turb. 18.7 Alcal. 28.9 pH 7.45 Cor 56
	11/12/2012	2	7.36	4.8	21	
	11/12/2012	4	7.83	3.5	15	
	11/12/2012	6	7.70	3.4	14	
	11/12/2012	8	7.30	3.2	12	
	11/12/2012	10	7.27	2.7	9	
2	11/12/2012	0	7.89	7.0	25	Turb. 18.7 Alcal. 28.9 pH 7.45 Cor 56
	11/12/2012	2	7.83	3.6	14	
	11/12/2012	4	7.75	4.1	17	
	11/12/2012	6	7.67	3.6	16	
	11/12/2012	8	7.62	3.0	11	
	11/12/2012	10	7.57	2.9	12	
3	11/12/2012	0	7.51	5.6	22	Turb. 18.7 Alcal. 28.9 pH 7.45 Cor 56
	11/12/2012	2	7.93	4.5	21	
	11/12/2012	4	7.61	4.2	19	
	11/12/2012	6	7.82	4.4	17	
	11/12/2012	8	7.75	4.8	21	
	11/12/2012	10	7.77	3.8	14	

Tabela C2 – Ensaio de coagulação para sedimentação aplicando cloreto de polialumínio, água tipo I “50 uT”

Nº	Data	Coagulante (mg/L)	pH	Turbidez	Cor aparente	Água de estudo
1	11/12/2012	0	8.06	5.3	19	Turb. 18.7 Alcal. 28.9 pH 7.45 Cor 56
	11/12/2012	2	8.12	2.1	9	
	11/12/2012	4	8.00	1.8	11	
	11/12/2012	6	7.87	1.8	12	
	11/12/2012	8	7.81	2.3	14	
	11/12/2012	10	7.75	2.7	15	
2	11/12/2012	0	8.38	5.3	23	Turb. 18.7 Alcal. 28.9 pH 7.45 Cor 56
	11/12/2012	2	8.21	1.9	13	
	11/12/2012	4	7.94	1.7	9	
	11/12/2012	6	7.79	1.8	12	
	11/12/2012	8	7.79	1.5	13	
	11/12/2012	10	7.27	2.2	14	
3	11/12/2012	0	8.17	5.7	24	Turb. 18.7 Alcal. 28.9 pH 7.45 Cor 56
	11/12/2012	2	8.01	2.2	7	
	11/12/2012	4	7.83	0.9	7	
	11/12/2012	6	7.76	1.1	7	
	11/12/2012	8	7.51	1.5	10	
	11/12/2012	10	7.31	1.3	9	

Tabela C3 – Ensaio de coagulação para sedimentação aplicando sulfato de alumínio, água tipo II “100 uT”

Nº	Data	Coagulante (mg/L)	pH	Turbidez	Cor aparente	Água de estudo
1	18/12/2012	0	7.72	6.2	23	Turb. 22 Alcal. 29.4 pH 7.49 Cor 86
	18/12/2012	2	7.37	5.3	20	
	18/12/2012	4	7.50	4.0	16	
	18/12/2012	6	7.42	3.8	17	
	18/12/2012	8	7.35	3.3	18	
	18/12/2012	10	7.47	3.1	6	
2	18/12/2012	0	7.57	5.0	13	Turb. 22 Alcal. 29.4 pH 7.49 Cor 86
	18/12/2012	2	7.62	4.6	7	
	18/12/2012	4	7.58	3.7	7	
	18/12/2012	6	7.37	3.7	1	
	18/12/2012	8	7.33	1.7	—	
	18/12/2012	10	7.27	3.2	—	
3	18/12/2012	0	7.35	5.4	5	Turb. 22 Alcal. 29.4 pH 7.49 Cor 86
	18/12/2012	2	7.33	4.6	1	
	18/12/2012	4	7.33	4.5	1	
	18/12/2012	6	7.21	4.0	—	
	18/12/2012	8	7.17	2.8	—	
	18/12/2012	10	7.27	3.2	—	

Tabela C4 – Ensaio de coagulação para sedimentação aplicando cloreto de polialumínio, água tipo II “100 uT”

Nº	Data	Coagulante (mg/L)	pH	Turbidez	Cor aparente	Água de estudo
1	18/12/201	0	7.71	6.0	33	Turb. 22 Alcal. 29.4 pH 7.49 Cor 86
	18/12/201	2	7.60	1.9	8	
	18/12/201	4	7.44	1.4	4	
	18/12/201	6	7.42	1.3	2	
	18/12/201	8	7.32	1.3	3	
	18/12/201	10	7.29	1.4	8	
2	18/12/201	0	7.66	5.4	20	Turb. 22 Alcal. 29.4 pH 7.49 Cor 86
	18/12/201	2	7.69	1.8	2	
	18/12/201	4	7.54	1.7	1	
	18/12/201	6	7.45	1.6	2	
	18/12/201	8	7.44	1.5	1	
	18/12/201	10	7.39	1.9	2	
3	18/12/201	0	7.73	5.9	22	Turb. 22 Alcal. 29.4 pH 7.49 Cor 86
	18/12/201	2	7.60	1.7	4	
	18/12/201	4	7.45	1.9	3	
	18/12/201	6	7.45	1.6	2	
	18/12/201	8	7.25	1.3	2	
	18/12/201	10	7.23	1.1	—	

Tabela C5 – Ensaio de coagulação para sedimentação aplicando sulfato de alumínio, água tipo III “500 uT”

Nº	Data	Coagulante (mg/L)	pH	Turbidez	Cor aparente	Água de estudo
1	24/12/2012	0	7.44	10.6	44	Turb. 30.4 Alcal. 29.6 pH 7.87 Cor 149
	24/12/2012	2	7.34	7.9	34	
	24/12/2012	4	7.48	5.9	23	
	24/12/2012	6	7.32	5.3	20	
	24/12/2012	8	7.27	5.2	21	
	24/12/2012	10	7.23	3.4	10	
2	24/12/2012	0	7.47	9.7	40	Turb. 30.4 Alcal. 29.6 pH 7.87 Cor 149
	24/12/2012	2	7.42	7.9	30	
	24/12/2012	4	7.42	5.9	25	
	24/12/2012	6	7.37	5.9	22	
	24/12/2012	8	7.27	5.2	20	
	24/12/2012	10	7.24	3.8	13	
3	24/12/2012	0	7.46	10.0	44	Turb. 30.4 Alcal. 29.6 pH 7.87 Cor 149
	24/12/2012	2	7.34	8.0	38	
	24/12/2012	4	7.33	6.9	31	
	24/12/2012	6	7.34	6.5	27	
	24/12/2012	8	7.26	4.4	19	
	24/12/2012	10	7.22	3.7	15	

Tabela C6 – Ensaio de coagulação para sedimentação aplicando cloreto de polialumínio, água tipo III “500 uT”

Nº	Data	Coagulante (mg/L)	pH	Turbidez	Cor aparente	Água de estudo
1	24/12/2012	0	7.42	9.40	43	Turb. 30.4 Alcal. 29.6 pH 7.87 Cor 149
	24/12/2012	2	7.22	1.40	7	
	24/12/2012	4	7.24	1.4	5	
	24/12/2012	6	7.21	1.40	4	
	24/12/2012	8	7.18	1.50	3	
	24/12/2012	10	7.13	1.30	4	
2	24/12/2012	0	7.38	7.3	32	Turb. 30.4 Alcal. 29.6 pH 7.87 Cor 149
	24/12/2012	2	7.27	2.1	9	
	24/12/2012	4	7.27	1.50	11	
	24/12/2012	6	7.30	1.70	6	
	24/12/2012	8	7.35	1.20	8	
	24/12/2012	10	7.26	1.50	8	
3	24/12/2012	0	7.52	7.4	36	Turb. 30.4 Alcal. 29.6 pH 7.87 Cor 149
	24/12/2012	2	7.38	1.40	8	
	24/12/2012	4	7.48	1.00	5	
	24/12/2012	6	7.28	1.60	4	
	24/12/2012	8	7.22	1.00	5	
	24/12/2012	10	7.19	0.80	7	

CIA COMERCIAL PROMINÉRIOS

**Agalmatolito – Barita – Bentonita – Carbonato de Cálcio – Calcita – Caulim – Diatomita –
Dolomita – Quartzo – Mica em Pó-Talco**

CERTIFICADO QUALIDADE

CAULIM MICRONIZADO

Características Físicas

Retenção #325 = 0,09 ± 0,07 (30) %
Retenção #400 = 0,30 ± 0,27 (173) %
Vol. Aparente = 29,95 ± 1,51 mL em 40g
Dens. Aparente = 1,34 ± 0,07 (203) g/mL
Alvura = 85,40 ± 1,31 Graus ISSO
Umidade = 0,20 (1) % em 4g
Abs. Óleo Linh. = 13,95 ± 1,79 (2) g em 100g

Características Químicas

Perda ao Fogo (PF, PPC) = 39,97 ± 0,75 (3) %
Carbonato Total (CO₃⁻²) = 89,66 ± 0,51 (3) %
Resíduo Insolúvel (RI) = 11,13 ± 1,63 (3) %
CaO = 25,86 ± 3,05 (2) %
MgO = 19,75 ± 1,34 (4) %
Al₂O₃ = 0,79 (1) %
Fe₂O₃ = 0,34 (1) %
K₂O = 0,04 (1) %
Na₂O = 0,02 (1) %
MnO = 0,01 (1) %
P₂O₅ = 0,01 (1) %
TiO₂ = 0,02 (1) %

Av. Lasar Segall, 400 – Imirm – São Paulo – SP
Cep: 02543-010 – Fones: (11) 3982-9137/3982-8644/3851-7348
e-mail: prominerios@uol.com.br
Site: www.prominerios.com.br