



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
ESCOLA DE QUÍMICA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA DE PROCESSOS
QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS

Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e
Otimização da Estação de Tratamento de Água

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

GABRIEL ROSA DOS SANTOS

RIO DE JANEIRO

2011

Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água

Gabriel Rosa dos Santos

Dissertação submetida ao Corpo Docente do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências.

Orientadores: Juacyara Carbonelli Campos
Lídia Yokoyama

Rio de Janeiro
Fevereiro/2011

Santos, Gabriel Rosa.

Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água / Gabriel Rosa dos Santos. – Rio de Janeiro, 2011. UFRJ/EQ 2011

101 f.:il.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2011.

Orientadores: Juacyara Carbonelli Campos
Lídia Yokoyama

1. Estação de Tratamento de Água. 2. Remoção de turbidez. 3. Coagulação. 4. Floculação – Teses. I. Yokoyama, Lídia e Campos, Juacyara C. (Orient.). II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola de Química. III. Título

Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público
e Otimização da Estação de Tratamento de Água

Gabriel Rosa dos Santos

Dissertação submetida ao Corpo Docente do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências.

Aprovada por:

Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc. (Orientador)

Lídia Yokoyama, D.Sc. (Orientador)

Andréa de Azevedo Veiga, D.Sc.

Francisco José Moura, PhD

Fabiana Valéria da Fonseca Araujo, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

FEVEREIRO 2011

A ciência incha, mas o amor edifica.

I Coríntios 8:1b

Dedico este trabalho, primeiramente, a DEUS, razão da minha existência. À minha esposa, Priscila Gaspar, pelo apoio e incentivo em todos os momentos. Aos meus pais, Haroldo Sarzeda e Miria Rosa, pela educação, formação e amor que sempre me disponibilizaram.

AGRADECIMENTOS

Às professoras Lídia Yokoyama e Juacyara Carbonelli Campos, pela orientação, ensinamentos, paciência e atenção.

Aos meus pais Haroldo Sarzeda dos Santos e Miria Tereza Rosa dos Santos, por disponibilizarem para mim uma trajetória de estudo desde a infância.

À minha esposa Priscila Gaspar Morais dos Santos, pelo apoio, companheirismo, dedicação e incentivo em todos os momentos.

Às minhas irmãs Mariana Rosa dos Santos e Grasiela Rosa dos Santos, pela presença em todos os instantes de minha vida.

À Prefeitura Municipal da minha amada Casimiro de Abreu, por permitir que eu desenvolvesse minhas atividades profissionais no Serviço Autônomo de Água e Esgoto.

Aos queridos funcionários do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Casimiro de Abreu, pelo carinho e confiança depositados em mim.

Aos operadores da Estação de Tratamento de Água de Casimiro de Abreu, pelo apoio, auxílio e confiança durante os testes realizados.

A todos aqueles que, diretamente ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Santos, Gabriel Rosa. **Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

O projeto de estações de tratamento de água convencionais para o tratamento de águas de abastecimento tem considerado como principais objetivos a otimização dos processos de remoção de material particulado e da cor aparente, bem como a produção de uma água segura do ponto de vista microbiológico e químico. Neste contexto, a escolha do coagulante e sua aplicação é muito importante no tratamento de água para abastecimento da população.

Este trabalho teve como objetivo estudar o processo de clarificação do tratamento de água para abastecimento público. Como estudo de caso foi avaliada a Estação de Tratamento de Água (ETA) de Casimiro de Abreu que foi projetada para tratar, aproximadamente, 35 L/s, entretanto, a estação está operando com uma vazão muito acima do limite de projeto (42L/s). Para otimizar o tratamento foi avaliada a eficiência de substituição do Sulfato de Alumínio pelo Policloreto de Alumínio - PAC e a inserção de dois polímeros para auxiliar a etapa de coagulação-floculação. Os ensaios em escala de laboratório foram realizados em aparelho “*jar test*”, visando obter as condições ideais de clarificação. Para isso, foram avaliados o pH do meio e a concentração de coagulante. Com as condições ideais determinadas nos ensaios de *jar test* foram realizados testes na ETA para avaliar o comportamento dos reagentes diretamente no processo, nas etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração.

A utilização do Policloreto de Alumínio (PAC) em substituição ao Sulfato de Alumínio demonstrou maior poder de floculação e algumas vantagens operacionais. Durante o período de teste do PAC na ETA adotou-se a dosagem média de 1,6 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$, obtendo-se uma turbidez final média de 0,7 NTU. Os polímeros IFloc 103 BT e IFloc 104 BT apresentaram uma melhora significativa nos valores de turbidez da água tratada, principalmente na dosagem de 0,06 mg/L e 0,15 mg/L, obtendo-se valores de turbidez de 0,1 e 0,2 NTU, respectivamente.

ABSTRACT

Santos, Gabriel Rosa. **Estudo de Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

The design of conventional water treatment plants for the treatment of water supply has considered the optimization of removal of particulate matter and apparent color, as well as the production of safe water from the point of view of microbiological and chemical, as main objectives. In this context, the choice of coagulant and its use is very important when the treatment of water for the population is the matter.

This study aims to explore the clarification process of the water treatment for public supply. As a case study, it was evaluated the Water Treatment Plant (WTP) in Casimiro de Abreu, that was projected to treat approximately 35 L/s. However, the station is operating with a much higher flow of the project boundary (42 L/s). To optimize the treatment, it was evaluated the efficiency of the replacement of aluminum sulfate by Poly aluminum chloride (PAC) and the insertion of two polymers in order to assist the step of coagulation-flocculation. Tests on laboratory scale were carried out in "jar test" apparatus in order to obtain the ideal conditions for clarification. In this way, it was evaluated the pH and coagulant concentration. With the ideal conditions determined in the jar test trials, it were carried out tests on WTP to evaluate the reactants behavior on the process, in steps of coagulation, flocculation, sedimentation and filtration.

The use of Poly aluminum chloride (PAC) instead of aluminum sulfate showed greater power to flocculation and some operational advantages. During the test of the PAC in WTP, it was adopted the mean dosage of 1.6 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$, resulting in a final turbidity of about 0.7 NTU. The use of polymers IFloc 103 BT and IFloc 104 BT showed a significant improvement in the values of turbidity of treated water, mainly in doses of 0.06 mg/L and 0.15 mg/L, resulting in turbidity values of 0.1 and 0.2 NTU, respectively.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	- 17 -
2. OBJETIVOS	- 19 -
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	- 20 -
3.1 – Ciclo Hidrológico	- 20 -
3.2 – Disponibilidade de água	- 21 -
3.3 – Qualidade da Água.....	- 22 -
3.4 – Clarificação da água.....	- 26 -
3.5 – Coagulação – Flocculação.....	- 26 -
3.5.1 – Definições.....	- 26 -
3.5.1.1 – Cargas elétricas nas partículas coloidais e moléculas	- 27 -
3.5.1.2 – Potencia Zeta	- 29 -
3.5.1.3 – Coagulação	- 30 -
3.5.1.4 – Flocculação	- 31 -
3.5.1.5 – Mecanismos de coagulação	- 31 -
3.5.1.6 – Diagrama de coagulação.....	- 33 -
3.5.2 – Principais coagulantes.....	- 35 -
3.5.3 – Polímeros usados como coagulantes.....	- 40 -
3.5.4 – Polímero Aniônico de Poliácridamida	- 41 -
4. METODOLOGIA.....	- 42 -
4.1 – Teste no laboratório – “Jar Test”	- 42 -
4.2 – Teste na ETA	- 42 -
4.2.1 – Descrição da ETA.....	- 42 -
4.3 – Reagentes em Uso.....	- 45 -
4.4 – Reagentes Potenciais.....	- 47 -
4.5 – Descrição dos Experimentos	- 48 -
4.5.1 – Determinação do pH ideal de coagulação/flocculação.....	- 48 -
4.5.2 – PAC	- 49 -
4.5.2.1 – Testes no laboratório	- 51 -
4.5.2.2 – Testes na ETA.....	- 52 -
4.5.3 – Polímero IFloc 103 BT	- 53 -
4.5.3.1 – Testes no laboratório	- 55 -
4.5.3.2 – Testes na ETA.....	- 56 -

4.5.4 – Polímero IFloc 104 BT	- 56 -
4.5.4.1 – Testes no laboratório	- 58 -
4.5.4.2 – Testes na ETA.....	- 59 -
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	- 60 -
5.1 – Determinação do pH ideal de coagulação/floculação.....	- 60 -
5.2 – PAC.....	- 61 -
5.2.1 – Testes no laboratório.....	- 61 -
5.2.2 – Testes na ETA.....	- 66 -
5.3 – Polímero IFloc 103 BT.....	- 75 -
5.3.1 – Testes no laboratório.....	- 75 -
5.3.2 – Testes na ETA.....	- 77 -
5.4 – Polímero IFloc 104 BT.....	- 83 -
5.4.1 – Testes no laboratório.....	- 83 -
5.4.2 – Testes na ETA.....	- 86 -
5.5 – Custos envolvidos	- 92 -
6. CONCLUSÕES	- 95 -
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	- 97 -

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Ciclo da água.	20
Figura 3.2: Esquema ilustrativo da aglomeração de íons na superfície de uma partícula.	28
Figura 3.3: Esquema ilustrativo da aglomeração de íons na superfície de uma partícula.	29
Figura 3.4: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial Zeta.	35
Figura 4.1: Etapas do tratamento de água da ETA de Casimiro de Abreu.	43
Figura 4.2: Vista geral da Estação de Tratamento de Água.	43
Figura 4.3: Captações por gravidade do sistema de tratamento de água de Casimiro de Abreu.	44
Figura 4.4: Sala de preparo de soluções da ETA de Casimiro de Abreu.	44
Figura 4.5: Testes e condições para estudo do PAC.	50
Figura 4.6: Testes e condições para estudo do Polímero IFloc 103 BT.	54
Figura 4.7: Testes e condições para estudo do Polímero IFloc 104 BT.	57
Figura 5.1: Resultados de turbidez dos ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação do pH.	60
Figura 5.2: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de sulfato de alumínio.	62
Figura 5.3: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de PAC.	63
Figura 5.4: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de PAC.	64
Figura 5.5: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de carbonato de sódio.	65
Figura 5.6: Resultados de turbidez para o teste de utilização do PAC e carbonato de sódio na ETA.	67
Figura 5.7: Resultados de turbidez para o teste de utilização do PAC e carbonato de sódio na ETA.	69
Figura 5.8: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de sulfato de alumínio.	76

Figura 5.9: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de polímero IFloc 103 BT.	77
Figura 5.10: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 103 BT na ETA.	79
Figura 5.11: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 103 BT na ETA.	81
Figura 5.12: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 103 BT na ETA.	83
Figura 5.13: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de sulfato de alumínio.	84
Figura 5.14: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de polímero IFloc 104 BT.	85
Figura 5.15: Resultados de turbidez para os ensaios, em <i>Jar Test</i> , de avaliação da dosagem de polímero IFloc 104 BT.	86
Figura 5.16: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 104 BT na ETA.	89
Figura 5.17: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 104 BT na ETA.	91
Figura 5.18: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 104 BT na ETA.	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Doenças de transmissão hídrica.	25
Tabela 3.2: Coagulantes mais utilizados na obtenção de água potável.	37
Tabela 5.1: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test</i> para avaliação do pH ideal de coagulação/floculação.	60
Tabela 5.2: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test 1</i> para avaliação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.	61
Tabela 5.3: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test 2</i> para avaliação da influência da dosagem de PAC na turbidez e pH.	63
Tabela 5.4: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test 2</i> para avaliação da influência da dosagem de PAC na turbidez e pH.	64
Tabela 5.5: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test 3</i> para avaliação da influência da dosagem de carbonato de sódio na turbidez e pH.	65
Tabela 5.6: Condições e resultados encontrados no teste 1, em escala da ETA, para avaliação do PAC.	67
Tabela 5.7: Condições e resultados encontrados no primeiro dia do teste 2, em escala da ETA, para avaliação do PAC.	68
Tabela 5.8: Turbidez da água bruta e tratada no período de 25/08/2009 a 15/09/2009.....	70
Tabela 5.9: Quantidade de PAC e carbonato de sódio utilizados no período de 25/08/2009 a 15/09/2009.	71
Tabela 5.10: Turbidez da água bruta e tratada no período de 26/11/2008 a 17/12/2008.....	72
Tabela 5.11: Quantidade de Sulfato de Alumínio e carbonato de sódio utilizados no período de 26/11/2008 a 17/12/2008.	73
Tabela 5.12: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test 1</i> para avaliação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.	75
Tabela 5.13: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test 2</i> para avaliação da influência da dosagem do polímero IFloc 103 BT na turbidez e pH.	76
Tabela 5.14: Condições e resultados encontrados no teste 1, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 103 BT.	78
Tabela 5.15: Condições e resultados encontrados no teste 2, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 103 BT.	80

Tabela 5.16: Condições e resultados encontrados no teste 3, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 103 BT.	82
Tabela 5.17: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test</i> 1 para avaliação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.	84
Tabela 5.18: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test</i> 2 para avaliação da influência da dosagem do polímero IFloc 104 BT na turbidez e pH.	85
Tabela 5.19: Condições e resultados encontrados no <i>Jar Test</i> 2 para avaliação da influência da dosagem do polímero IFloc 104 BT na turbidez e pH.	86
Tabela 5.20: Condições e resultados encontrados no teste 1, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 104 BT.	88
Tabela 5.21: Condições e resultados encontrados no teste 2, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 104 BT.	90
Tabela 5.22: Condições e resultados encontrados no teste 3, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 104 BT.	92
Tabela 5.23: Custos dos produtos utilizados na ETA atualmente.	93
Tabela 5.24: Custos dos produtos testados.	93
Tabela 5.25: Comparação entre o custo do tratamento utilizando o sulfato de alumínio e o PAC.	94

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ETA	Estação de Tratamento de Água
CNUMD	Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento
Unesco	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
pH	Potencial Hidrogeniônico
PAC	Policloreto de alumínio
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto

1. INTRODUÇÃO

O organismo humano necessita de uma quantidade variada de substâncias e elementos químicos indispensáveis à manutenção da vida, tais como carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio, cálcio, fósforo, potássio, enxofre, sódio, cloro, magnésio, etc, que compõem a base química do organismo e participam dos processos metabólicos vitais. As águas naturais contêm grande parte das substâncias e elementos facilmente absorvidos pelo organismo, constituindo, portanto, fonte essencial ao desenvolvimento do ser humano, já que cerca de 60% da água utilizada é ingerida na forma líquida. Por outro lado, as águas naturais podem conter organismos, substâncias, compostos e elementos prejudiciais à saúde, devendo ter seu número ou concentração reduzidos (ou eliminados) para o abastecimento público (DI BERNARDO, 1993).

Os mananciais de águas superficiais sofrem modificações em suas características naturais devido a sua exposição ao ambiente e, principalmente, pela ação antrópica. O desmatamento e o lançamento de efluentes domésticos e industriais são os principais responsáveis pela degradação e contaminação dos recursos hídricos usados para o abastecimento público. Para manter a qualidade da água tratada, uma Estação de Tratamento de Água (ETA), pode passar por mudanças na sua estrutura física, como também nos produtos químicos utilizados (CONSTANTINO, 2009).

Os serviços públicos de abastecimento devem fornecer sempre água de boa qualidade (RICHTER, 2007). Um dos primeiros passos no processo de tratamento de água do manancial, na entrada de água bruta de uma ETA é a coagulação química. Dada a importância da coagulação na ETA, tornam-se imprescindíveis estudos mais aprofundados sobre os diversos tipos de coagulantes. Caso esta etapa de coagulação não tenha êxito, todas as demais estarão prejudicadas, a ponto de, em certas situações, obrigar o descarte de toda a água da ETA, por estar fora dos padrões de potabilidade (CARVALHO, 2008).

O sulfato de alumínio é o coagulante mais usado no tratamento de água potável devido à sua boa eficiência, ser de fácil transporte, fácil manejo e possuir baixo custo. No entanto, nos últimos anos têm sido desenvolvidos

novos coagulantes químicos, que possuem maior eficiência, podendo proporcionar aumento da capacidade de tratamento da ETA ou melhorar a qualidade da água distribuída para a população, e muitos estudos têm identificado algumas desvantagens no uso extensivo do sulfato de alumínio (CLAYTON, 1989; KIMURA, 2001; DIHANG, 2007).

2. OBJETIVOS

Dentro do contexto da importância do tratamento e controle da qualidade da água de abastecimento, este trabalho tem como objetivo geral avaliar o processo de clarificação de água para abastecimento público da Estação de Tratamento de Água (ETA) da cidade de Casimiro de Abreu - RJ.

Objetivos específicos:

- avaliar o potencial de substituição do Sulfato de Alumínio pelo Policloreto de Alumínio (PAC) em escala de laboratório, para a obtenção das condições ideais de pH e dosagem para posterior teste na ETA;
- avaliar a influência da adição de dois tipos de polímeros em conjunto com o Sulfato de Alumínio visando a otimização do tratamento de água adotado na Estação de Tratamento de Água (ETA) de Casimiro de Abreu.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 – Ciclo Hidrológico

As águas naturais participam de um ciclo contínuo. Conforme Figura 3.1, o vapor d'água, evaporado dos oceanos e de outras superfícies hídricas, precipita-se sob a forma de chuva, neve ou granizo. Uma parte volta às águas superficiais e outra cai no solo. Uma parcela da água que cai sobre o solo é usada pela vegetação; outra é evaporada; uma outra se dirige, através dos rios e lagos, para os oceanos; finalmente, ainda outra introduz-se no solo. Os abastecimentos d'água são obtidos graças à interceptação da água de escoamento superficial, ou à captação da água infiltrada no solo.

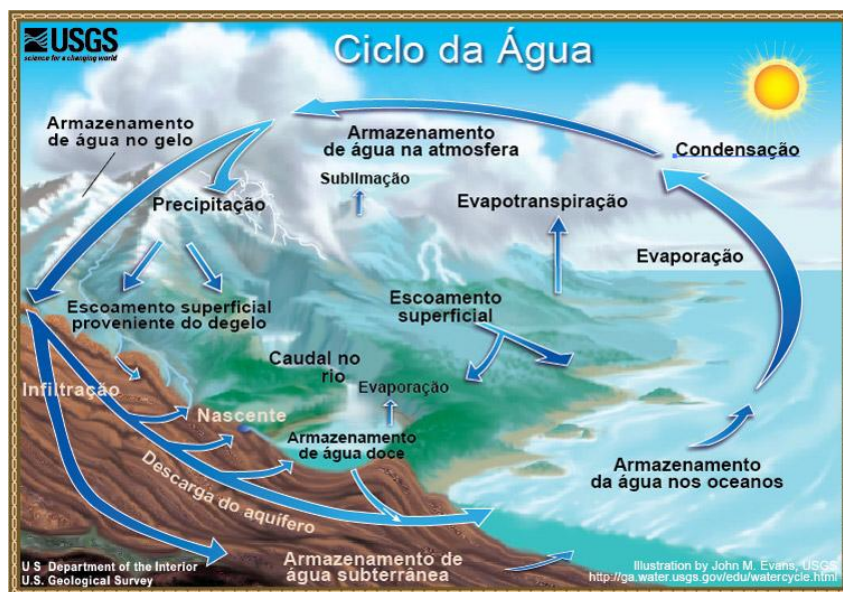


Figura 3.1: Ciclo da água. (Fonte: <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycleportuguesehi.html>)

Por conveniência, classificam-se os mananciais disponíveis no ciclo hidrológico em:

- 1 – Chuva e neve.
- 2 – Água de superfície;
 - a. Cursos d'água,
 - b. Coleções naturais e lagos,

c. Reservatórios de acumulação.

3 – Água subterrânea;

a. Fontes,

b. Poços rasos e galerias de infiltração,

c. Poços profundos.

A água que flui nos cursos consiste no escoamento direto do líquido precipitado que escorreu sobre a superfície do solo, no extravasamento de lagos, ou naquela que surge através do solo, vindo das terras altas para os vales. A proporção entre as correntes destas diferentes origens varia de estação para estação e conforme a estrutura geológica e utilização da área de drenagem.

3.2 – Disponibilidade de água

Como se sabe, 2/3 da superfície da Terra é coberta por água. Entretanto, 97,5% de todo esse volume é de água salgada e compõe os oceanos. Restam, então, 2,5% de água doce. Mas em torno de 90% da água doce (2,24% do total de água do planeta) está nas calotas polares, congeladas em regiões frias ou são águas subterrâneas profundas. Apenas cerca de 10% da água doce existente (0,26% do total de água do planeta) está disponível para o consumo humano na forma de lagos, água subterrânea e cursos d'água superficiais (OMM/UNESCO, 1997).

A água não se encontra uniformemente distribuída pelo planeta. Assim, temos o caso do Rio Amazonas, cuja bacia possui cerca de 5.870.000 km² (aproximadamente 4% da superfície terrestre) e drena quase 16% do total da água doce superficial do planeta. Por outro lado, as zonas áridas e semi-áridas do mundo ocupam cerca de 40% da superfície terrestre e possuem apenas 2% da água corrente (CARMO, 2001).

Considerando as informações em outros níveis, 23% de toda a água doce do planeta está na América do Sul, sendo que 12% está no Brasil. Ou seja, a disponibilidade de água no Brasil é relativamente grande. Mas, dentro do Brasil, a distribuição também é desigual. Há uma disponibilidade hídrica muito grande na Bacia Amazônica, enquanto existem áreas semi-áridas

importantes no país, concentradas principalmente no Nordeste (CARMO, 2001).

3.3 – Qualidade da Água

O termo poluir, do latim *polluere*, significa “sujar”. A poluição pode ser definida como uma alteração artificial das características físico-químicas da água, suficiente para superar limites ou padrões pré-estabelecidos para determinado fim. Por outro lado, água contaminada é aquela que contém organismos patogênicos, substâncias tóxicas e/ou radioativas em teores prejudiciais à saúde do homem.

O marco das discussões sobre poluição e meio ambiente, com ênfase na água, foi a Conferência em Mar Del Plata, em 1977, culminando com o Decênio Internacional da Água Potável e Saneamento (1981-1990). Em 1992, na Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente, realizada em Dublin, na Irlanda, foram estabelecidos os princípios que a água doce é um recurso finito e vulnerável, essencial para sustentar a vida, o desenvolvimento e o meio ambiente; o gerenciamento e o desenvolvimento da água deverão ser baseados numa abordagem participativa, envolvendo usuários, planejadores e legisladores em todos os níveis; a mulher desempenha um papel fundamental na provisão, na gestão e na proteção da água; a água tem valor econômico em todos seus usos competitivos e deve ser reconhecida como um bem econômico.

A Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, Brasil, em 1992, formulou um novo padrão de desenvolvimento sustentável, conhecido como Agenda 21. Esta Agenda contém propostas de ação no âmbito das águas doces, como o desenvolvimento, manejo, avaliação e proteção dos recursos hídricos, abastecimento de água potável, saneamento; e desenvolvimento urbano sustentável.

(<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/CPATSA/36533/1/OPB1514.pdf>).

O desenvolvimento urbano tem produzido um ciclo de contaminação gerado pelos efluentes da população urbana, que são o esgoto doméstico/industrial e o esgoto pluvial. Esse processo ocorre em virtude do:

- Despejo sem tratamento dos esgotos cloacais nos rios, contaminando os rios que possuem capacidade limitada de diluição;
- Despejo dos esgotos pluviais, que transportam grande quantidade de poluição orgânica e de metais, que atinge os rios nos períodos chuvosos;
- Contaminação das águas subterrâneas por despejos industriais e domésticos através das fossas sépticas, do vazamento dos sistemas de esgoto sanitário e pluvial;
- Depósitos de resíduos sólidos urbanos, que contaminam as águas superficiais e as subterrâneas, funcionando como fonte permanente de contaminação;
- Ocupação do solo urbano sem controle do seu impacto sobre o sistema hídrico.

Com o tempo, áreas antes bem abastecidas tendem a reduzir a qualidade da sua água ou a exigir maior tratamento químico da água fornecida à população. Portanto, mesmo existindo hoje uma boa cobertura do abastecimento de água no Brasil, ela pode ficar comprometida se medidas de controle do ciclo de contaminação não forem tomadas (TUCCI, 2005).

Tradicionalmente, o projeto de estações de tratamento de água convencionais para o tratamento de águas de abastecimento tem considerado como principais objetivos a otimização dos processos de remoção de material particulado e cor aparente, bem como a produção de uma água segura do ponto de vista microbiológico e químico. No entanto, devido à escassez de água em regiões metropolitanas e, associado ao fato de que a maior parte dos mananciais utilizados para abastecimento público de sistemas de grande porte tem como origem reservatórios de acumulação que se encontram em elevado estado de eutrofização, a dimensão dos problemas e desafios a serem enfrentados atualmente pelos profissionais do setor é significativa, especialmente para estações de tratamento de água (ETA's) já existentes e

que encontram dificuldades na incorporação de processos e operações unitárias adicionais.

Do ponto de vista prático, uma das primeiras etapas do projeto de um sistema de abastecimento de água é a seleção do manancial que, preferencialmente, deve atender a critérios de quantidade e qualidade mínimas requeridas quando de sua utilização para fins de potabilização.

Com respeito ao aspecto qualitativo, historicamente, os mananciais empregados para abastecimento público sempre foram escolhidos de modo a possibilitar que as ETA's fossem do tipo convencionais ou uma variante desta (filtração em linha ou filtração direta). Assim sendo, os seus principais objetivos a serem atendidos era a produção de água potável no tocante ao Padrão de Potabilidade para cor e turbidez e que fosse segura do ponto de vista microbiológico e químico. Como a grande maioria dos sistemas de abastecimento no Brasil possui mais de 30 anos de vida útil e tendo sido este o principal delineador na concepção das estações, a maior parte destas atualmente em operação é do tipo convencional (FILHO, 2006).

Ao contrário do que muitos imaginam, a água é uma substância muito complexa. Por ser um excelente solvente, até hoje ninguém pôde vê-la em estado de absoluta pureza. Quimicamente sabe-se que, mesmo sem impurezas, a água é a mistura de 33 substâncias distintas (RICHTER, 2007).

A qualidade da água depende de sua origem e história. Em geral, as águas naturais revelam qualidades nitidamente características dos mananciais. Contudo, muitos fatores produzem variações em águas provenientes do mesmo tipo de manancial, conforme as oportunidades de receber substâncias solúveis, ou de transportá-las em suspensão. As condições climáticas, geográficas e geológicas desempenham importante papel na determinação da qualidade da água (FILHO, 1964).

Condições hidrológicas, ligadas à queda pluviométrica, ao escoamento superficial e à percolação, são fatores importantes na melhoria e na purificação do abastecimento de água. Variações destes fatores afetam não somente a quantidade disponível, como também a qualidade (FILHO, 1964).

São inúmeras as impurezas que se apresentam nas águas naturais, várias delas inócuas, poucas desejáveis e algumas extremamente perigosas.

Entre as impurezas nocivas encontram-se vírus, bactérias, parasitos, substâncias tóxicas e, até mesmo, elementos radioativos (RICHTER, 2007).

As normas de qualidade para as águas de abastecimento são conhecidas como Padrões de Potabilidade. No Brasil, o Estado de São Paulo foi o pioneiro na fixação de normas de qualidade para água potável, tendo oficializado por decreto estadual (RICHTER, 2007).

Em âmbito nacional, o Governo Federal regulamentou a questão pelo Decreto 79.367, de 09/03/1977. A Portaria n.º 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. Toda a água destinada ao consumo humano deve obedecer ao padrão de potabilidade.

Segundo a Organização Mundial da Saúde, cerca de 80% de todas as doenças que se alastram nos países em desenvolvimento são provenientes da água de má qualidade. As doenças mais comuns, de transmissão hídrica, estão mostradas na Tabela 3.1 (RICHTER, 2007).

Tabela 3.1: Doenças de transmissão hídrica.

DOENÇAS	AGENTES CAUSADORES
Febre tifóide	Salmonela tifóide
Febres paratífóides	Salmonelas paratífóides (A, B, C)
Disenteria bacilar	Bacilo disentérico
Disenteria amebiana	Entamoeba histolítica
Cólera	Vibrião da cólera
Diarréia	Enterovírus, E. coli
Hepatite infecciosa	Vírus tipo A
Giardiose	Giárdia Lamblia

Além desses males, existem ainda os casos que podem ocorrer em consequência da presença na água de substâncias tóxicas ou nocivas. Mais de 40 enfermidades podem ser transmitidas direta ou indiretamente, seja por contato com águas poluídas, ou por falta de higiene ou ainda devido a vetores que vivem no meio aquático (RICHTER, 2007).

3.4 – Clarificação da água

As águas superficiais, geralmente, contêm sólidos suspensos sedimentáveis e coloidais, oriundos da erosão do solo, decaimento da vegetação, micro-organismos e compostos produtores de cor. Materiais de tamanho maior, como a areia e silte, considerados os sólidos suspensos sedimentáveis, podem ser eliminados a um grau considerável pela (pré) decantação (anterior ao tratamento químico) simples, mas as partículas mais finas devem ser quimicamente coaguladas para produzirem flocos, os quais são removidos na decantação e filtração subsequentes. Esses processos constituem o que a indústria de tratamento de água denomina de clarificação (FILHO, 2002).

3.5 – Coagulação – Floculação

3.5.1 – Definições

A coagulação, geralmente realizada com sais de alumínio e ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do metal e pH final da mistura; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes na água. O processo é muito rápido, variando desde décimos de segundo à cerca de 100 segundos, dependendo das demais características (pH, temperatura, quantidade de impurezas, etc). Ele é realizado em uma estação de tratamento de água, na unidade de mistura rápida. Daí em diante há a necessidade de agitação relativamente lenta, para que ocorram choques entre as impurezas, que se aglomeram formando partículas maiores, denominadas flocos, que podem ser removidas por sedimentação, flotação ou filtração rápida. Esta etapa é denominada floculação (DI BERNARDO, 1993).

A coagulação pode ser definida como um processo de desestabilização de colóides ou partículas e a floculação como um processo de agregação e neutralização, porém, geralmente esses processos ocorrem simultaneamente, donde vem a denominação de processo de coagulação-floculação (FERREIRA, 2003).

A coagulação e a floculação são processos físico-químicos usados para agregarem colóides e partículas dissolvidas em flocos maiores, que podem ser facilmente sedimentados por gravidade e em seguida removidos (LICSKÓ, 1997; KAWAMURA, 1996).

3.5.1.1 – Cargas elétricas nas partículas coloidais e moléculas

As partículas coloidais possuem cargas elétricas que criam forças de repulsão e impedem a sua aglomeração e sedimentação. Estas cargas são neutralizadas, com a adição de coagulantes, a partir de então podem se formar pequenos aglomerados. Com a adição dos floculantes, estes aglomerados se reúnem formando flocos maiores (FERREIRA, 2003).

São duas as formas de estabilidade das partículas e moléculas: Estabilidade eletrostática e estabilidade estérica (DI BERNARDO, 1993).

Estabilidade eletrostática

Na água, a maior parte das partículas e moléculas de substâncias húmicas possui superfície carregada eletricamente, usualmente negativa.

A Figura 3.2 consiste em uma representação esquemática de uma partícula coloidal negativa com uma nuvem de íons ao redor da mesma. Como a superfície da partícula é negativa há um acúmulo de íons positivos na região da interface formando, juntamente com a carga negativa da partícula, a Dupla Camada Elétrica, também denominada de Camada Compacta. Íons negativos aproximam-se da camada compacta e atraindo íons positivos, resultando a Camada Difusa, que engloba a primeira; na realidade, a camada difusa resulta da atração de íons positivos, repulsão eletrostática de íons negativos (com mesma carga da partícula) e difusão térmica. Tem-se, portanto, uma concentração elevada de íons positivos próximos à superfície do colóide, também denominada Camada de Stern, a partir da qual se forma a camada difusa, na qual a concentração de íons é menor. O potencial elétrico criado pela

presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é máximo e denominado Potencial de Nernst. Segundo Stern existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária (positivos), no qual o potencial elétrico decresce linearmente, em seguida a diminuição resulta exponencialmente passando pela fronteira entre a camada compacta e a difusa, local em que o potencial elétrico é designado Potencial Zeta (DI BERNARDO, 1993).

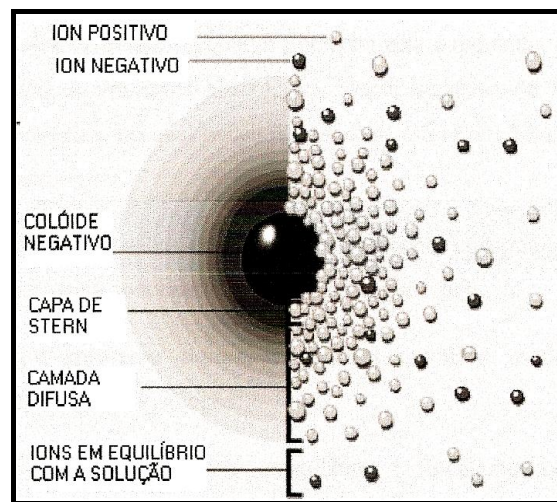


Figura 3.2: Esquema ilustrativo da aglomeração de íons na superfície de uma partícula. (FERREIRA, 2003)

Stern introduziu correções no modelo de Gouy-Chapman, principalmente levando em conta o tamanho finito dos íons, ou seja, eles não poderiam se aproximar da superfície além de uma certa distância, alguns poucos nanômetros. Nesta teoria, assume-se que existem duas camadas: uma mais próxima à superfície, chamada de camada de Stern, representada pelos íons adsorvidos, e outra composta pelos outros íons, formando uma camada difusa (ALLEONI, 1994).

Estas camadas apresentam dois potenciais distintos: o Potencial Zeta, que é o potencial na superfície cisalhante e o Potencial Psi que é o potencial na superfície do colóide (FERREIRA, 2003). A Figura 3.3 apresenta estes potenciais.

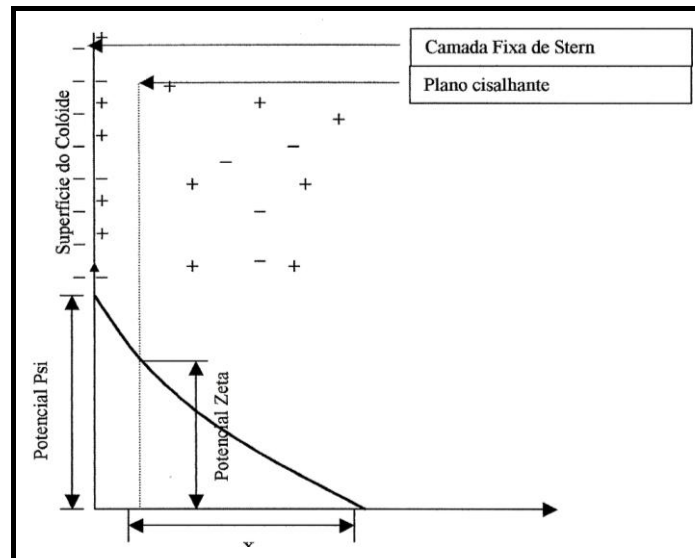


Figura 3.3: Esquema ilustrativo da aglomeração de íons na superfície de uma partícula. (FERREIRA, 2003)

Estabilidade Estérica

A estabilidade estérica pode resultar da adsorção de polímeros na superfície das partículas coloidais. Os polímeros adsorvidos tanto podem estabilizar como desestabilizar dependendo, principalmente, da quantidade relativa de polímero e de partículas, da afinidade entre o polímero com a partícula e a água e do tipo e concentração de eletrólitos presentes.

3.5.1.2 – Potencia Zeta

A medida do potencial elétrico entre a superfície externa da camada compacta e o meio líquido é chamada de Potencial Zeta e mede o potencial de uma partícula em movimento livre em um líquido.

As forças eletrostáticas atraem os íons de carga contrária ao colóide, enquanto que a agitação térmica e o movimento browniano são responsáveis pela distribuição homogênea na massa líquida. Esse sistema composto de cargas, superfície do colóide e camada do sinal contrário, é chamado de dupla camada.

O Potencial Zeta é uma função da carga da camada difusa e sua extensão é proporcional à velocidade, ou seja, quanto maior a densidade e extensão da camada difusa, maior será a velocidade da partícula dispersa sob a ação de um campo elétrico, ao passo que o atrito entre as partículas e o líquido que contém a camada difusa será menor (AZEVEDO NETTO, 1976).

O Potencial Zeta é positivo quando as partículas migram do pólo positivo para o pólo negativo, e negativo quando ocorre o contrário.

Já as forças de Van der Waals, mais representativas que as forças gravitacionais, diminuem à medida que aumenta a distância entre as partículas, não tendo efeito significativo, a não ser quando as partículas estão muito próximas. Quando estão muito próximas, as forças de Van der Waals provocam a aderência entre as partículas formando aglomerados passíveis de serem removidos. Para que isso ocorra, é necessário reduzir a força de repulsão eletrostática, ou seja, o Potencial Zeta (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

3.5.1.3 – Coagulação

A coagulação depende fundamentalmente das características da água e das impurezas presentes conhecidas através de parâmetros como pH, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, mobilidade eletroforética, força iônica, sólidos totais dissolvidos, tamanho e distribuição de tamanhos das partículas em estado coloidal e em suspensão, etc (DI BERNARDO, 1993).

O processo de coagulação descreve o efeito produzido pela adição de um produto químico sobre uma dispersão coloidal, resultando na desestabilização das partículas através da redução das forças que tendem a manter as mesmas afastadas (BAUMANN, 1971).

Considerando que o efluente bruto contém no seu interior suspensões e sistemas coloidais, responsáveis respectivamente pela turbidez e cor, torna-se necessário remover esses colóides, devendo-se desestabilizá-los. Isto é feito através da adição de coagulantes e eventualmente produtos auxiliares. A coagulação tem início assim que o coagulante é adicionado no efluente e dura fração de segundos; é dependente do pH, temperatura, quantidade de impurezas do meio líquido e dosagem de coagulante, ocorrendo sob condições de forte agitação (AMIRTHARAJAH, 1990).

O sistema de mistura rápida é uma parte importante para a etapa de coagulação. Seu propósito é dispersar rápida e uniformemente o coagulante por todo o meio líquido. Esse processo ocorre sob forte agitação e altos gradientes de velocidade. A eficiência da coagulação depende do tipo de coagulante, da dosagem do coagulante, e de uma mistura rápida adequada,

pois a coagulação está relacionada com a formação dos primeiros complexos de cátions metálicos hidrolisados. Esta reação de hidrólise é muito rápida e, para haver a desestabilização dos colóides, é indispensável a dispersão de alguns gramas de coagulante sobre toda a massa de água em um tempo muito curto, o que implica na necessidade de aplicá-lo em uma região de grande turbulência proporcionando uma distribuição uniforme do coagulante à água (AZEVEDO NETTO, 1976).

3.5.1.4 – Floculação

É um processo no qual as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, alterando, desta forma, a sua distribuição granulométrica (FURLAN, 2008).

Na floculação, procura-se o maior número possível de encontros e a formação de agregados maiores e mais densos (microflocos), que sejam eficientemente removidos por sedimentação ou filtração, ocorrendo em condições de agitação lenta (FURLAN, 2008).

O fenômeno da floculação é afetado por fatores como: pH; um pH entre 6 e 7 está numa variação efetiva para floculação com alumínio, mas sais de ferro como cloreto férrico e sulfato férrico fornecem uma variação maior de pH para a formação dos flocos. A concentração do coagulante, temperatura, alcalinidade, tipo e concentração de íons no meio líquido; heterogeneidade de uma suspensão em relação ao tipo, tamanho e fração de volume de partículas; e o tipo de reator incluindo o grau de mistura e a variação na escala e intensidade da turbulência são fatores que devem ser levados em consideração (ERNEST, 1995; AYOUB, 1996; MCCONHACHIE, 1999).

3.5.1.5 – Mecanismos de coagulação

Os mecanismos envolvidos na coagulação de sistemas coloidais são complexos e envolvem propriedades de superfície, potenciais elétricos, interações solvente-soluto, solvente-partículas, produtos de solubilidade, condições de mistura e de pH, entre outros.

De modo geral, pode-se dividir os mecanismos de coagulação em quatro tipos (DI BERNARDO, 1993):

- compressão da camada difusa;

- adsorção e neutralização;
- varredura;
- adsorção e formação de pontes.

Compressão da camada difusa

Sais simples, como cloreto de sódio, são considerados eletrólitos indiferentes e não têm características de hidrólise ou de adsorção, como ocorre com sais de alumínio e de ferro. A introdução de um polieletrólito indiferente num sistema coloidal irá causar um aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminuir a esfera de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por Compressão da Camada Difusa (DI BERNARDO, 1993).

Pode-se considerar o primeiro mecanismo como sendo de natureza puramente eletrostática. Como os coagulantes utilizados durante o tratamento da água não são eletrólitos indiferentes, conclui-se que outros mecanismos são responsáveis pela desestabilização dos colóides (GONÇALVES, 1997).

Adsorção e neutralização

No mecanismo de adsorção-neutralização de cargas, os hidroxocomplexos, os cátions hidratados, e os precipitados carregados positivamente serão adsorvidos na superfície dos colóides. Este mecanismo reduz a repulsão entre as partículas, possibilitando sua coagulação e remoção por sedimentação, flotação ou filtração. As ligações formadas entre as espécies químicas e os colóides não se rompem mediante diluição (GONÇALVES, 1997).

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado através de uma das tecnologias da filtração direta, pois não há necessidade da produção de flocos para posterior sedimentação mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio filtrante (DI BERNARDO, 1993).

Varredura

No mecanismo de varredura, as concentrações de coagulante são elevadas, de modo que o produto de solubilidade dos hidróxidos produzidos (hidróxido férrico ou hidróxido de alumínio) é sobrepassado. A precipitação

floculenta destes hidróxidos removerá por captura os colóides presentes no meio, e os próprios colóides servirão como sementes para a formação do precipitado (GONÇALVES, 1997).

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

Adsorção e formação de pontes

O mecanismo de formação de pontes é típico para sistemas nos quais sejam adicionados compostos orgânicos de cadeia longa (polieletrólitos). As interações entre os sítios ativos destas macromoléculas e os colóides promovem a sua aglomeração (GONÇALVES, 1997).

Existe uma variedade significativa de compostos orgânicos sintéticos e naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares, que gozam da propriedade de apresentar sítios ionizáveis ao longo da cadeia, e de atuar como coagulantes (DI BERNARDO, 1993).

3.5.1.6 – Diagrama de coagulação

Quando o alumínio é adicionado na água e hidrolisa, há a formação de um grande número de espécies monoméricas, e possíveis espécies poliméricas. A maior parte desses produtos encontra-se em equilíbrio com o precipitado sólido de hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$).

Estas espécies hidrolisadas podem ainda incluir compostos de alumínio polinucleares. A natureza dos produtos formados é afetada pelo pH de origem da água, alcalinidade, temperatura, outras partículas, matéria orgânica, dosagem de coagulante e pH de coagulação (AMIRTHARAJAH, 1990).

A eficiência do processo de coagulação está diretamente relacionada com o binômio pH – dosagem de coagulante, sendo que, uma vez adicionada uma quantidade de coagulante necessário para que o sistema coloidal seja desestabilizado, o pH de coagulação deve ser ajustado, seja com base ou ácido (FILHO, 1996).

Os diagramas de coagulação são ferramentas generalizadas para previsão das condições químicas em que a coagulação pode ocorrer. Por meio dos diagramas, pode-se definir a dosagem do coagulante, o melhor valor de pH de coagulação para remoção de turbidez e cor e a seleção do dispositivo de mistura rápida (AMIRTHARAJAH, 1990).

O diagrama de coagulação é específico para cada coagulante e para cada água bruta em que é empregado. Consiste na sobreposição do diagrama de solubilidade do coagulante com as condições químicas em que a coagulação ocorre, avaliadas por meio de teste de jarros, onde se variam a dosagem do coagulante aplicado e o valor do pH de coagulação.

A Figura xx mostra o diagrama de coagulação do sulfato de alumínio desenvolvido por Amirtharajah e Mills (1982) a partir do diagrama de solubilidade do alumínio e das condições da coagulação no tratamento de diferentes tipos de águas naturais e sintéticas. O diagrama corresponde a uma situação particular que ilustra o uso do diagrama de solubilidade do alumínio, pois as linhas que delimitam as diferentes regiões se alteram com as características da água (DI BERNARDO, 1993).

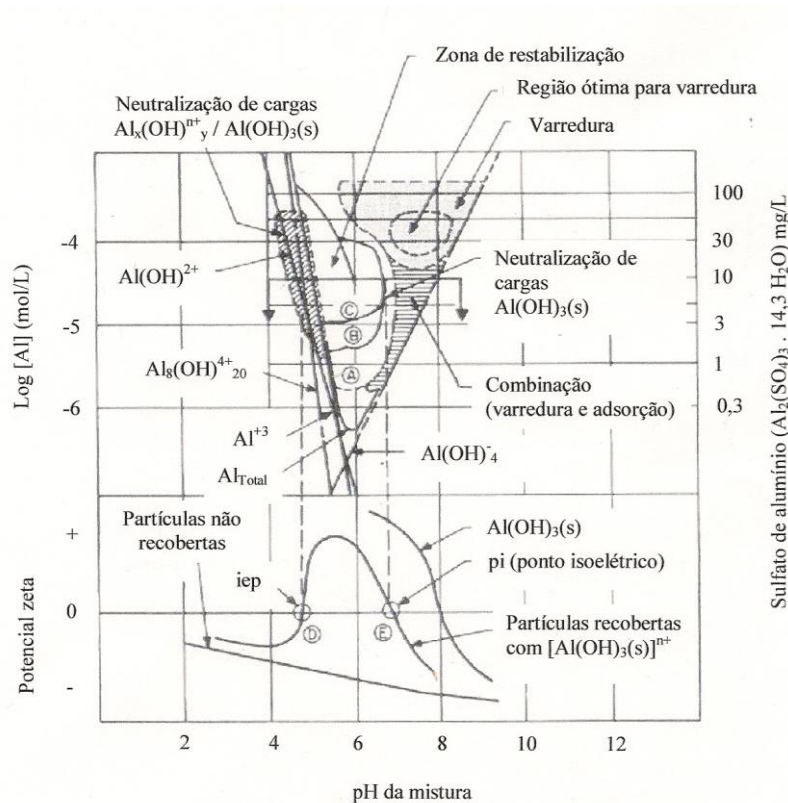


Figura 3.4: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio e sua relação com o potencial Zeta. (AMIRTHARAJAH, 1982)

Nota-se a existência de quatro regiões distintas, caracterizadas pelo par de valores (dosagem de coagulante – pH da mistura), que distinguem os diferentes mecanismos de coagulação e a reestabilização das partículas coloidais (DI BERNARDO, 1993). Com dosagem de sulfato de alumínio em valores próximos a 30 mg/L e pH de 7 a 8, o mecanismo de coagulação por varredura tende a ser dominante. Por outro lado, para uma dosagem de 10 mg/L, é possível observar que, a depender do valor do pH, a coagulação pode ocorrer por meio do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ou pela combinação de mecanismos, passando inclusive por uma zona de restabilização.

3.5.2 – Principais coagulantes

A escolha do coagulante e sua aplicação é muito importante no tratamento de água e efluentes industriais.

Os coagulantes podem ser classificados em polieletrólitos ou auxiliares de coagulação e coagulantes metálicos (LEME, 1990).

Os sais de alumínio e ferro são os agentes mais utilizados no tratamento de água, por serem de baixo custo e terem capacidade coagulante já comprovada (CARVALHO, 2008).

A coagulação/floculação, quando realizada com sais de alumínio e ferro, resulta em dois fenômenos: o primeiro, que é essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água, formando espécies hidrolisadas com carga positiva. Depende da concentração do metal presente, da temperatura, da quantidade de impurezas e do pH final da mistura. O segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte dessas espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas presentes na água (DI BERNARDO, 1993).

Segundo BORBA (2001) os coagulantes clássicos ou convencionais, tais como sulfato de alumínio, cloreto ferroso e cloreto férrico, devido à grande eletropositividade dos elementos químicos que os compõem, quando são dissolvidos na água, geralmente, formam compostos gelatinosos de cargas positivas.

O mecanismo de formação dos flocos ocorre por meio da neutralização entre a acidez do coagulante e a alcalinidade da água, que por atração eletrostática entre as cargas positivas resultantes da ionização do coagulante e as cargas negativas das partículas, formam os flocos. Esses são maiores, mais pesados, dotados de ligações iônicas, e têm tendência de se precipitarem quando há uma diminuição da velocidade de fluxo da água (BORBA, 2001).

Nos últimos anos têm sido desenvolvidos diversos compostos poliméricos de ferro e alumínio, constituindo um novo tipo de coagulante amplamente usado nos países do primeiro mundo, conhecidos como polímeros inorgânicos (SILVA, 2005).

A Tabela 3.2 apresenta alguns dos coagulantes mais utilizados no processo de obtenção de água potável.

Tabela 3.2: Coagulantes mais utilizados na obtenção de água potável (Fonte: (CARVALHO, 2008).

Coagulante	Função
Al ₂ (SO ₄) ₃ – Sulfato de Alumínio	Cátions polivalentes (Al ⁺³ , Fe ⁺³ , Fe ⁺² , etc.) neutralizam as cargas elétricas das partículas suspensas e os hidróxidos metálicos (Ex: Al ₂ (OH) ₃), ao adsorverem os particulados, geram uma floculação parcial.
PAC – Policloreto de Alumínio	
FeCl ₃ – Cloreto Férrico	
FeSO ₄ – Sulfato Ferroso	
Ca(OH) ₂ – Hidróxido de Cálcio	Usualmente utilizado como agente controlador do pH. Porém, os íons cálcio atuam também como agentes de neutralização das cargas elétricas superficiais, funcionando como um coagulante inorgânico.
Polímeros Aniônicos e não iônicos	Geração de “pontes” entre as partículas já coaguladas e a cadeia do polímero, gerando flocos de maior diâmetro.
Polímeros Catiônicos	Neutralização das cargas elétricas superficiais que envolvem os sólidos suspensos e incremento do tamanho dos flocos formados (via formação de pontes). Usualmente utilizado no tratamento de lamas orgânicas.
Policátions	São polieletrólitos catiônicos de baixo peso molecular, os quais possuem como função principal a neutralização das cargas elétricas superficiais e aumento do tamanho dos flocos.

	Utilizado em substituição aos floculantes inorgânicos convencionais.
--	--

Sulfato de Alumínio

As propriedades do alumínio como clarificador de águas, já eram conhecidas pelos antigos egípcios e gregos. Já as propriedades do ferro só foram descobertas no século XIX. Atualmente, sais de Al^{3+} são os floculantes mais usados, seguidos de sais de Fe^{3+} e Fe^{2+} . Esses sais reagem com a alcalinidade formando hidróxidos que desestabilizam os colóides (PAWLOWSKY, 1981).

O sulfato de alumínio é provavelmente, a substância química mais utilizada para coagulação dos suprimentos públicos de água, devido à excelente formação do floco, seu baixo custo, e facilidade de transporte e de manuseio. O pH utilizado no processo de coagulação com sulfato de alumínio é de 5,0 a 8,0 (CORBITT, 1998).

Cloreto Férrico

A reação a quente do ácido clorídrico concentrado com o minério de ferro (hematita- Fe_2O_3), seguida de resfriamento e filtração proporciona a produção de cloreto férrico (FeCl_3) com elevado índice de pureza. A concentração final do produto é determinada em torno de 40% em peso de FeCl_3 (PAVANELLI, 2000).

A utilização de FeCl_3 reduz drasticamente a cor, turbidez, quantidade de sólidos suspensos, DBO, além de eliminar fosfatos.

A equação 1 refere-se à reação de hidrólise do cloreto férrico, sendo esta, a responsável pela formação de hidróxido de ferro, que possui ação coagulante sobre as partículas:

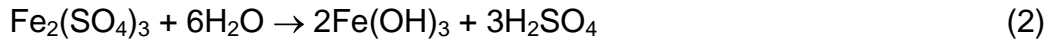


Sulfato Férrico

O sulfato férrico vem ganhando espaço no tratamento de efluentes tanto devido a sua menor corrosividade, como devido à significativa redução de custos, visto que, ele é, em média, 30% mais barato em relação ao cloreto

férrico. Sua produção é análoga à produção do cloreto férrico, através da reação do minério de ferro com o ácido sulfúrico, com concentração final em torno de 40% em peso de sulfato férrico (SENA, 2005).

A equação 2 refere-se à reação de hidrólise do sulfato férrico:



Quando há adição de um dos coagulantes férricos no efluente, também ocorrem reações de hidrólise do hidróxido de ferro, como mostra a equação 3, a seguir.



Os sais metálicos, de maneira geral, quando utilizados na coagulação consomem alcalinidade e podem diminuir o pH da água residual.

Hidroxicloreto de Alumínio ou Policloreto de Alumínio (PAC)

O hidroxicloreto de alumínio, na maioria dos casos, revela-se como coagulante superior ao sulfato de alumínio. Para a eliminação de substâncias coloidais, sua eficácia, em média, é 2,5 vezes superior em igualdade de dosagem ao íon Al^{3+} à dos outros sais de alumínio habitualmente utilizados (PAVANELLI, 2000; SRIVASTAVA, 2005).

O hidroxicloreto de alumínio é um sal de alumínio polimerizado, de fórmula bruta $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{(3n-m)}$ na qual a relação $m/3n \times 100$ representa a basicidade do produto. Em função dessa basicidade, o hidroxicloreto de alumínio, durante a hidrólise, libera, em igualdade de dosagem de íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor do cloreto de alumínio e dos coagulantes tradicionais como sulfato de alumínio e cloreto férrico. Isso provoca uma menor variação do pH do meio tratado ou um menor consumo de neutralizante para reconduzir o pH ao seu valor original.

Devido ao seu estado pré-polimerizado e à característica de sua estrutura molecular condensada com pontes de oxigênio entre os átomos de alumínio, o hidroxicloreto de alumínio apresenta vantagens na floculação em relação aos demais coagulantes inorgânico não pré-polimerizados, principalmente pela maior concentração do elemento ativo (Al_2O_3). O hidroxicloreto de alumínio, polímero mineral de peso molecular elevado, é produzido em alguns países e é conhecido como PAC (Poly Aluminium Chloride).

Vantagens do produto:

- É efetivo em uma larga faixa de pH;
- Forma flocos grandes, rígidos e pesados, elevando a velocidade de decantação;
- Remove eficientemente a carga orgânica/inorgânica do líquido a ser tratado;
- Forma líquida, permite fácil manuseio, estocagem e aplicação.

Desvantagem do produto:

- Apresenta alto custo em relação ao Sulfato de Alumínio.

3.5.3 – Polímeros usados como coagulantes

Os polímeros ou polieletrólitos são constituídos de monômeros simples que são polimerizados às substâncias de alto peso molecular com pesos moleculares variando de 10^4 a 10^6 (METCALF, 1995). Os polímeros podem variar no peso molecular, estrutura, intensidade de carga, tipo de carga e composição. A intensidade da carga depende do grau de ionização dos grupos funcionais, o grau de co-polimerização e/ou da quantidade de grupos substituídos na estrutura do polímero (WAKEMAN, 1999).

Há três tipos de polímeros que podem ser usados: catiônico, aniônico e não iônico. O catiônico é aquele que quando dissolvido em água se ioniza, adquire carga positiva e atua como um autêntico cátion. O aniônico, de maneira semelhante, adquire carga negativa e atua como ânion. O não iônico é aquele que não se ioniza em água. Os polímeros não iônicos são amplamente conhecidos como floculantes.

Nos polímeros catiônicos a carga positiva fica ligada ao corpo do polímero, ou seja, à cadeia do mesmo, e nos aniônicos a carga negativa é a que fica ligada ao corpo do polímero (FILHO, 1973).

Os polímeros de peso molecular alto têm cadeias muito longas e por isso são capazes de estabelecer ligações entre partículas diminutas dispersas na água, facilitando sua aglutinação e as transformando, conseqüentemente, em partículas relativamente grandes. Para que a aglutinação de partículas

suspensas na água se verifique é necessário que a molécula do polímero seja adsorvida nas superfícies de duas ou mais destas partículas. Para tanto, são fundamentais a carga, o peso molecular e o grupo funcional do polímero. A carga do polímero serve para neutralizar as cargas da matéria em suspensão na água e o grupo funcional, quanto mais atuante, mais facilitará a adsorção das partículas ao polímero (FILHO, 1973).

Adicionando-se um excesso de polímero catiônico a uma água a ser clarificada, as partículas suspensas irão adquirir cargas positivas e permanecerão dispersas no seio da água. Isso se constitui o que se chama “reversão de carga” da matéria em suspensão, pois de negativas que eram tornaram-se positivas. A seguir neutraliza-se com cuidado o excesso de cargas positivas usando-se um polímero aniônico. Aqui notar-se-á a aglutinação das partículas e a conseqüente clarificação da água (DI BERNARDO, 1993).

3.5.4 – Polímero Aniônico de Poliacrilamida

Os polímeros aniônicos de poliacrilamida são polieletrólitos com massas molares típicas entre 12-15 mg.mol⁻¹ (mais de 150.000 monômeros de acrilamida por molécula), comercialmente disponíveis na forma sólida (granular) necessitando de intensa agitação durante a dissolução em concentrações recomendadas entre 0,25 e 1,0% (p/v) para uma dissolução satisfatória, sendo eficientes em dosagens muito baixas (ENTRY, 2002).

Estes polímeros em geral são efetivos dentro de uma ampla faixa de pH, cujas características aniônicas permitem a neutralização de cargas positivas presentes na superfície das partículas suspensas em meio aquoso. Além disso, por efeitos de adsorção e formação de pontes intermoleculares de partículas em suspensão, é possível formar flocos maiores que serão mais facilmente separados do meio. (BIGGS, 2000).

4. METODOLOGIA

4.1 – Teste no laboratório – “*Jar Test*”

A fim de se determinar a melhor dosagem de produtos químicos e o pH ótimo que produzirão melhor qualidade do efluente clarificado, testes controlados são feitos sob diferentes condições. O Teste de Jarro ou “*Jar Test*” é ainda o ensaio mais largamente utilizado para avaliar o processo de coagulação/floculação. Estes ensaios devem reproduzir, da melhor maneira possível, as condições de projeto da coagulação/floculação, no que diz respeito ao tempo de mistura e velocidade de agitação. O equipamento do “*Jar Test*” utilizado pode realizar até seis testes ao mesmo tempo, o que possibilita uma comparação imediata e avaliação da melhor dosagem de coagulante e floculante a ser usada no processo, podendo-se ainda considerar o tempo de decantação e a qualidade do líquido clarificado em relação ao parâmetro turbidez (RODRIGUES, 2004).

4.2 – Teste na ETA

Com o objetivo de avaliar a real influência da inserção de novos produtos na etapa de coagulação-floculação foram realizados testes na Estação de Tratamento de Água.

4.2.1 – Descrição da ETA

O sistema de tratamento de água utilizado em Casimiro de Abreu é o Tratamento Convencional de Água, que passa pelas fases de Coagulação, Floculação, Decantação ou Sedimentação, Filtração, Desinfecção e Fluoretação, conforme Figura 4.1.

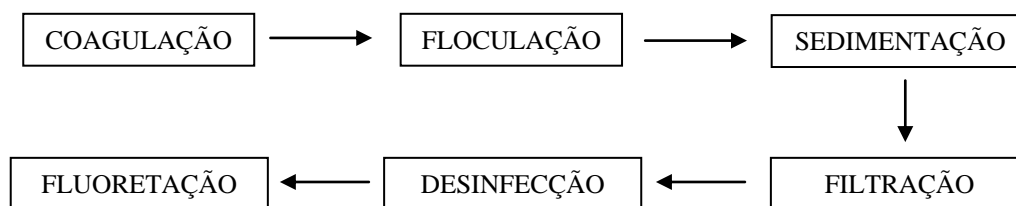


Figura 4.1: Etapas do tratamento de água da ETA de Casimiro de Abreu.

Na Figura 4.2 é apresentada uma vista geral da ETA.



Figura 4.2: Vista geral da Estação de Tratamento de Água.

O Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) possui quatro pontos de captação superficial localizadas em rios da região Serrana da cidade de Casimiro de Abreu. Essas captações estão distantes, aproximadamente, 7 Km da Estação de Tratamento de Água: duas que fornecem água para a ETA por gravidade e duas por recalque. Usualmente são utilizadas apenas as captações por gravidade e as captações por recalque são acionadas apenas em situações emergenciais. Na Figura 4.3 estão demonstradas as duas captações por gravidade.



Figura 4.3: Captações por gravidade do sistema de tratamento de água de Casimiro de Abreu.

Chegando à ETA a água recebe os produtos que irão auxiliar no processo de coagulação. Os produtos utilizados são Sulfato de Alumínio, como coagulante e o carbonato de sódio (Na_2CO_3), para ajuste do pH. Na Figura 4.4 é apresentada uma foto da sala de preparo de soluções, contendo os reagentes ensacados e os tanques de mistura.



Tanques
de
mistura

Figura 4.4: Sala de preparo de soluções da ETA de Casimiro de Abreu.

A adição desses produtos dissolvidos é realizada no vertedor conhecido como Calha Parshall, este é um ponto de agitação rápida que promove a mistura dos produtos químicos com a água.

Após a mistura rápida dos produtos com a água começa a etapa de floculação. Esta etapa é realizada em tanques chamados de câmaras de floculação. Com a floculação, as impurezas presentes na água são convertidas

em partículas maiores, adquirindo maior peso, o que possibilita a sua separação da fase líquida por sedimentação.

A sedimentação é realizada em decantadores retangulares onde os flocos, formados na etapa anterior, se depositam no fundo pela ação da gravidade. A ETA em estudo possui dois tanques decantadores.

Após passar pelos decantadores a água segue para um sistema de filtração composto por quatro filtros para a retirada dos flocos que não são retidos nos decantadores. O leito de filtração da ETA em estudo é de dupla camada, formado de camadas de areia em várias granulometrias, variando de 1,7 a 19,0 mm e antracito.

Após a filtração, a água recebe o cloro para desinfecção e o fluossilicato de sódio para prevenção de cáries dentárias visando atender a legislação corrente de potabilidade de água de abastecimento. Esta é a última etapa do tratamento da água que, em seguida, vai para um reservatório de 300 m³ e distribuída para toda a cidade de Casimiro de Abreu com, aproximadamente, 25.000 habitantes.

O sistema de tratamento de água de Casimiro de Abreu foi projetado para operar com uma vazão de 35 L/s. No entanto, em função do crescimento populacional ocorrido nos últimos anos, o SAAE vem trabalhando acima das condições ótimas de projeto, para atender a demanda de água da população. Atualmente, o SAAE opera com uma vazão máxima de 42 L/s, porém nessas condições surgem alguns problemas operacionais que prejudicam a eficiência do tratamento.

É importante destacar que embora a ETA opere acima das condições operacionais ideais, a água tratada produzida atende, integralmente, aos parâmetros estabelecidos pela Portaria 518/2004, do Ministério da Saúde.

4.3 – Reagentes em Uso

Os reagentes usuais na estação são o sulfato de alumínio como coagulante e o carbonato de sódio para ajuste do pH.

- ✓ Sulfato de Alumínio

Sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 12\text{S}_3$) é um produto químico muito usado em indústrias e estações de tratamento de águas como agente floculante.

Propriedades:

Estado físico: Sólido.

Cor: Branco

Odor: Inodoro

Pureza: Mínima 98%

pH: 3,00 a 4,00 (20 g de produto em 1 L de água)

Densidade: Refinado - $1,206 \text{ g/cm}^3$

Solubilidade: 300 g/L (água a 20°C)

Alumínio solúvel em água como Al_2O_3 : 15,00 a 20,00 %

Ferro solúvel em água como Fe_2O_3 : 0,00 a 0,01 %

Acidez livre como H_2SO_4 : 0,00 a 0,50 %

Basicidade livre como Al_2O_3 : 0,00 a 0,40 %

Resíduos insolúveis em água: 0,00 a 1,00 %

✓ Carbonato de sódio

O carbonato de sódio é um sal branco e translúcido de fórmula química Na_2CO_3 , usado no tratamento de águas para ajuste do pH. O carbonato de sódio utilizado nos experimentos é conhecido comercialmente com "barrilha leve".

Propriedades:

Estado físico: Sólido (Pó).

Cor: Branca

Odor: Inodoro

Pureza: 99,66% (Base Seca)

pH: 11,3 a 25°C , para solução a 1%.

Densidade relativa: 0,47 a 0,57

Solubilidade: Facilmente solúvel, com liberação de calor.

4.4 – Reagentes Potenciais

Visando melhorar a capacidade de operação da ETA, este estudo visou avaliar a adição de produtos poliméricos comerciais com o intuito de melhorar e otimizar a operação de tratamento.

✓ Policloreto de Alumínio – PAC.

O PAC - Policloreto de alumínio é um floculante químico que substitui com grande desempenho o Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico.

Propriedades:

- Forma física: líquido
- Alumínio como Al_2O_3 : 12%
- Densidade a 25° C: 1,250 a 1,270 g/cm³
- pH a 10%: 2,00 a 3,20
- Aparência: Amarelo e levemente acastanhado
- Isentos de metais pesados e orgânicos persistentes

✓ Polímero IFloc 103 BT

IFloc 103 BT é um floculante de poliacrilamida aniônico de alto peso molecular atóxico fornecido na forma de um pó granular. É aprovado pelo Departamento de Meio-Ambiente do Reino Unido e Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Propriedades:

- Forma Física: Pó granular branco
- Densidade aparente: 0,7 g/cm³
- pH da solução 1% a 25 °C: 7,3

✓ Polímero IFloc 104 BT

IFloc 104 BT é um floculante de poliacrilamida aniônico de alto peso molecular atóxico fornecido na forma de um pó granular. É aprovado pelo Departamento de Meio-Ambiente do Reino Unido e Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Propriedades:

- Forma Física: Pó granular branco

Granulometria: 98% < 1000 μm
Densidade aparente: 0,75 g/cm³
pH da solução 1% a 25 °C: 7,3

4.5 – Descrição dos Experimentos

4.5.1 – Determinação do pH ideal de coagulação/floculação

Inicialmente, foi realizado um ensaio de *Jar Test* para avaliar o pH ideal de coagulação/floculação, usando sulfato de alumínio, que seguiu o procedimento abaixo:

Foram utilizados para o *Jar Test*, béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades de sulfato de alumínio pré-determinadas e o pH ajustado em 5,0, 6,0, 6,5, 7,0 e 8,0, respectivamente em cada béquer. O ajuste do valor do pH foi realizado utilizando solução de ácido sulfúrico (980 mg/L) e de Na₂CO₃ (2.000 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma alíquota foi retirada para a medida da Turbidez. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se o pH ideal.

O valor do pH ideal encontrado neste ensaio, foi o utilizado em todos os experimentos posteriores. Para efeito de comparação, nos grupos de experimentos posteriores foi somente avaliada a concentração de sulfato de alumínio, mantendo-se o valor ideal de pH encontrado neste ensaio.

4.5.2 – PAC

A Figura 4.5 apresenta um resumo dos experimentos realizados e descritos em detalhes na sequência.

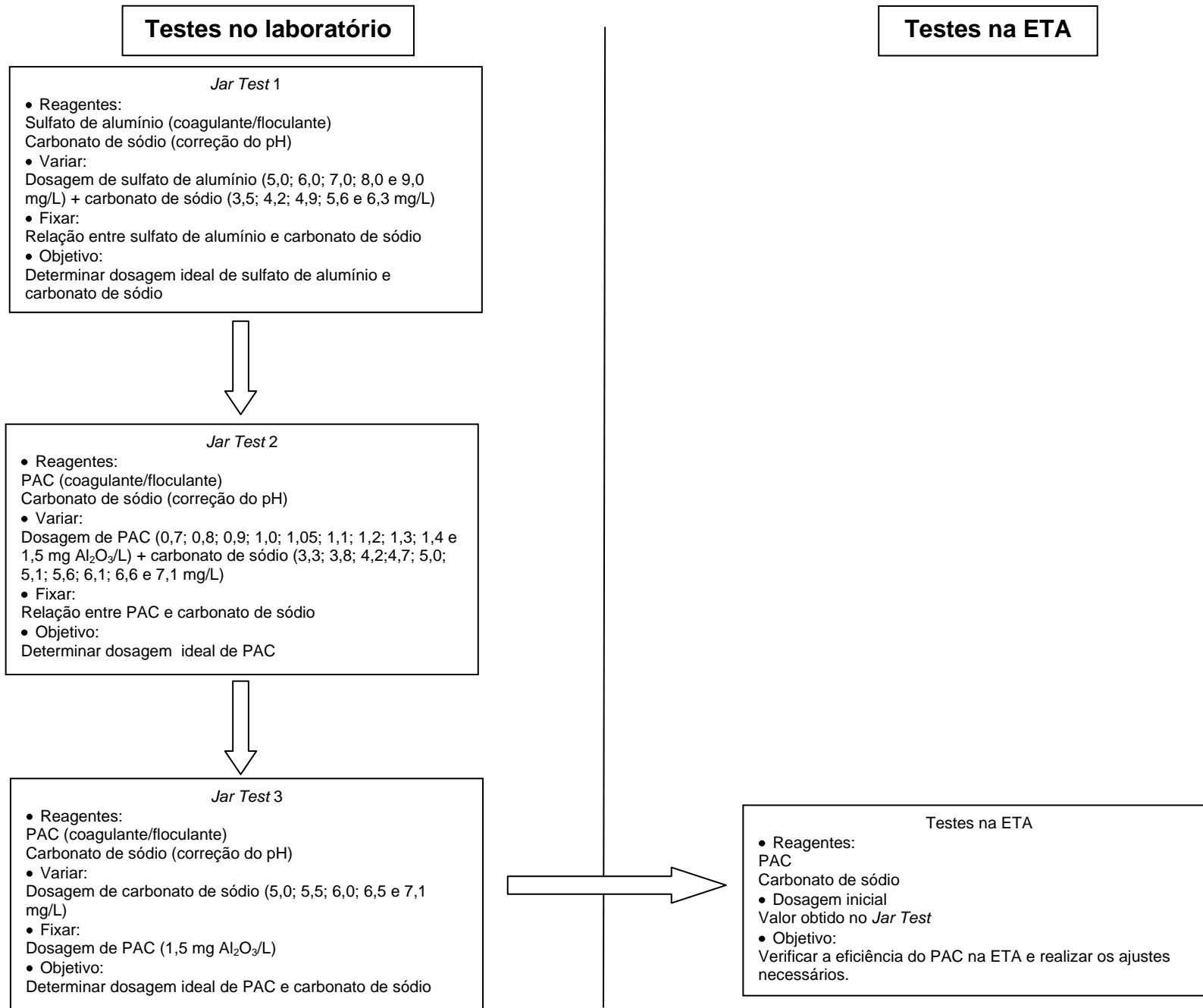


Figura 4.5: Testes e condições para estudo do PAC.

4.5.2.1 – Testes no laboratório

Os experimentos em *Jar Test* para avaliação do PAC seguiram o procedimento abaixo:

Jar Test 1 – Determinação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e barrilha

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades de sulfato de alumínio e barrilha a uma concentração determinada. As dosagens foram realizadas utilizando solução de sulfato de alumínio (2.000 mg/L) e de Na_2CO_3 (2.000 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identificou-se a melhor dosagem de sulfato de alumínio e barrilha.

Jar Test 2 – Determinação da dosagem ideal de PAC

Tendo conhecimento da melhor dosagem de sulfato de alumínio expressa em óxido de alumínio é possível relacionar a provável dosagem ideal do PAC.

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades de PAC e barrilha a uma concentração determinada. As dosagens foram realizadas utilizando solução de PAC (307,5 mg Al_2O_3 /L) e de Na_2CO_3 (2.000 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando

como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se a melhor dosagem de PAC e barrilha.

Jar Test 3 – Determinação da dosagem ideal de barrilha

Tendo conhecimento da melhor dosagem de PAC a próxima etapa é determinar a dosagem ideal de barrilha.

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada uma quantidade fixa de PAC e variou-se a dosagem da barrilha. As dosagens foram realizadas utilizando solução de PAC (307,5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$) e de Na_2CO_3 (2.000 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se a melhor dosagem de PAC e barrilha.

4.5.2.2 – Testes na ETA

Com o objetivo de manter o volume de dosagem do PAC similar ao que já vem sendo utilizado pelos operadores com o Sulfato de Alumínio, estipulou-se uma solução com 9,8% (v/v) do PAC. Assim, a solução de PAC foi preparada utilizando uma bombona do produto com 50 litros e avolumando a solução final para 512 litros. Desta forma, obtém-se uma solução com 12000 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$. A solução de Sulfato de Alumínio com concentração de 8% (m/m), usualmente adotada pelos operadores, também possui concentração de, aproximadamente, 12000 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{l}$.

O PAC que tem a mesmas características de coagulante tal como o sulfato de alumínio, foi adicionado exatamente no mesmo ponto onde ocorre a adição do Sulfato de Alumínio.

4.5.3 – Polímero IFloc 103 BT

Visando obter uma maior eficiência de clarificação da água, foram testadas a adição do polieletrólito IFloc 103 BT, associado ao coagulante sulfato de alumínio. Inicialmente foram realizados ensaios em escala de laboratório e após as determinações das condições ótimas foram realizados testes na ETA.

A Figura 4.6 apresenta um resumo dos experimentos realizados e descritos em detalhes na sequência.

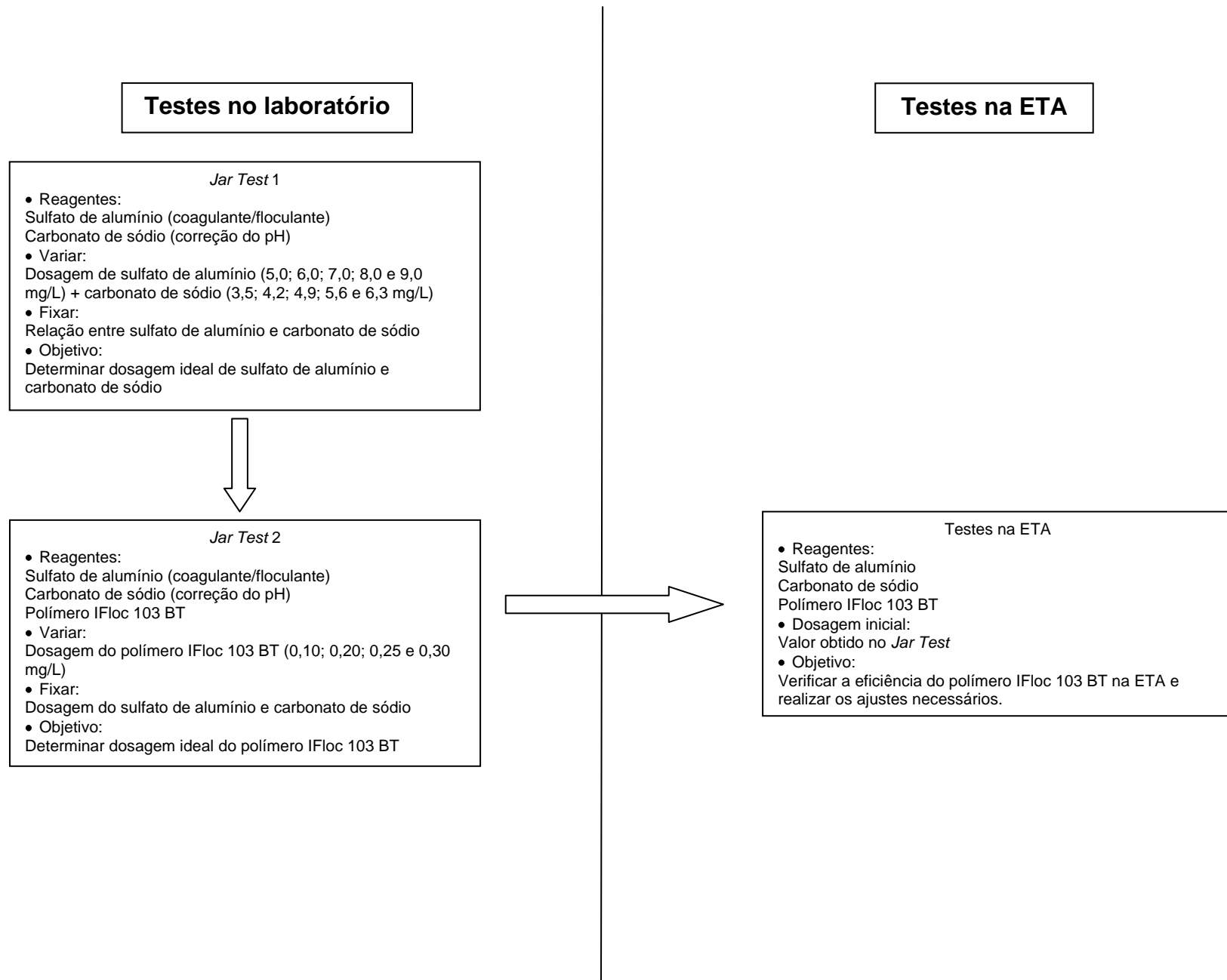


Figura 4.6: Testes e condições para estudo do Polímero IFloc 103 BT.

4.5.3.1 – Testes no laboratório

Os experimentos em *Jar Test* para avaliação do Polímero IFloc 103 BT seguiram o procedimento abaixo:

Jar Test 1 – Determinação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e barrilha

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades de sulfato de alumínio e barrilha a uma concentração determinada. As dosagens foram realizadas utilizando solução de sulfato de alumínio (2.000 mg/L) e de Na₂CO₃ (2.000 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se a melhor dosagem de sulfato de alumínio e barrilha.

Jar Test 2 – Determinação da dosagem ideal do polímero

Tendo conhecimento da melhor dosagem de sulfato de alumínio e barrilha inicia-se a etapa 2.

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades fixas de sulfato de alumínio e barrilha, e variou-se a quantidade do polímero. As dosagens foram realizadas utilizando solução de sulfato de alumínio (2.000 mg/L), de Na₂CO₃ (2.000 mg/L) e de polímero (500 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 4 minutos na presença do sulfato de alumínio e barrilha, seguido pela adição do polímero na mesma velocidade de rotação durante mais 1 minuto. Após a agitação rápida foi realizada uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma

alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se a melhor dosagem do polímero.

4.5.3.2 – Testes na ETA

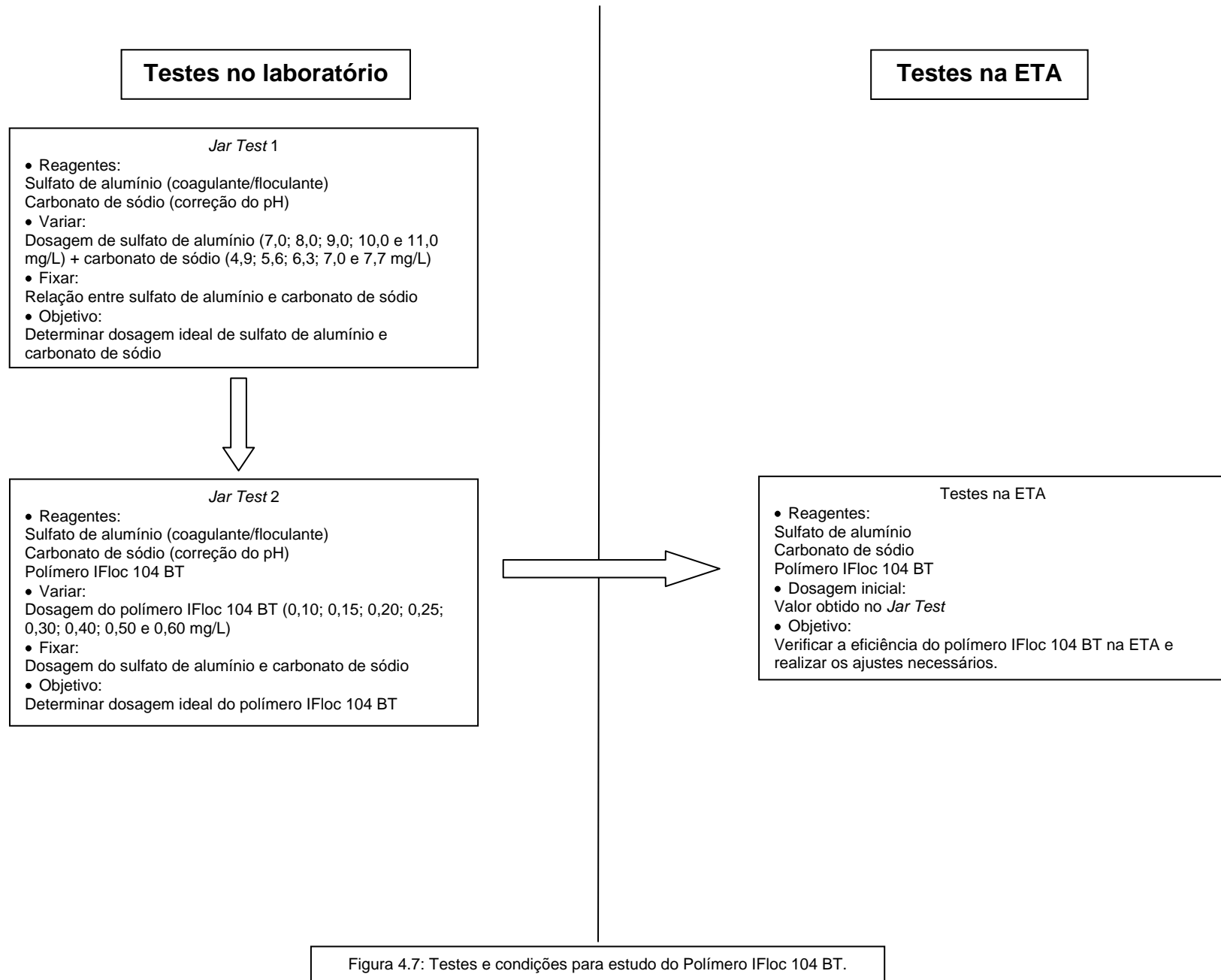
A partir dos dados obtidos em escala de bancada estipulou-se uma concentração da solução do polímero de 1 g de Polímero/litro de solução.

Desta forma foram adicionados 600 g do polímero e avolumou-se o tanque para 600 litros. A adição do polímero e da água foi realizada de maneira bastante lenta, pois a dissolução do polímero não ocorre de maneira rápida e ocasiona o aumento drástico da viscosidade da solução dificultando a agitação da solução. Após a adição da massa total do polímero e avolumar a solução agita-se a mesma por 20 minutos. Caso seja adicionado o produto de maneira rápida ocorre a formação de aglomerados do polímero que não se dissolvem, mesmo que ocorra agitação vigorosa.

A dosagem do polímero foi realizada nas células do floculador, pois para que o polímero tenha ação é necessário que já existam flocos formados.

4.5.4 – Polímero IFloc 104 BT

Outro polieletrólito foi utilizado, o IFloc 104 BT para avaliar o seu desempenho na clarificação da água e a Figura 4.7 apresenta um resumo dos experimentos realizados e descritos em detalhes na sequência.



4.5.4.1 – Testes no laboratório

Os experimentos em *Jar Test* para avaliação do Polímero IFloc 104 BT seguiram o procedimento abaixo:

Jar Test 1 – Determinação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e barrilha

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades de sulfato de alumínio e barrilha a uma concentração determinada. As dosagens foram realizadas utilizando solução de sulfato de alumínio (2.000 mg/L) e de Na₂CO₃ (2.000 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 5 minutos, seguido por uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se a melhor dosagem de sulfato de alumínio e barrilha.

Jar Test 2 – Determinação da dosagem ideal do polímero

Tendo conhecimento da melhor dosagem de sulfato de alumínio e barrilha inicia-se a etapa 2.

Foram utilizados para o *Jar Test* béqueres de 3L, contendo 2L de amostra de água. Em seguida foi adicionada quantidades fixas de sulfato de alumínio e barrilha, e variou-se a quantidade do polímero. As dosagens foram realizadas utilizando solução de sulfato de alumínio (2.000 mg/L), de Na₂CO₃ (2.000 mg/L) e de polímero (500 mg/L). As amostras passaram por agitação rápida numa velocidade de rotação de 150 rpm por 4 minutos na presença do sulfato de alumínio e barrilha, seguido pela adição do polímero na mesma velocidade de rotação durante mais 1 minuto. Após a agitação rápida foi realizada uma agitação lenta de 40 rpm por 15 minutos. Ao final dos 15 minutos, a agitação foi interrompida, e as amostras permaneceram em repouso por 30 minutos para sedimentação dos flocos formados. Após este tempo, uma

alíquota foi retirada para a medida da turbidez e pH. Tomando como parâmetro o menor valor de turbidez identifica-se a melhor dosagem do polímero.

4.5.4.2 – Testes na ETA

A partir dos dados obtidos em escala de bancada estipulou-se uma concentração da solução do polímero de 1 g de Polímero/litro de solução.

Desta forma foram adicionados 400 g do polímero e avolumou-se o tanque para 400 litros. A adição do polímero e da água foi realizada de maneira bastante lenta, pois a dissolução do polímero não ocorre de maneira rápida e ocasiona o aumento drástico da viscosidade da solução dificultando a agitação da solução. Após a adição da massa total do polímero e avolumar a solução agita-se a mesma por 20 minutos. Caso seja adicionado o produto de maneira rápida ocorre a formação de aglomerados do polímero que não se dissolvem, mesmo que ocorra agitação vigorosa.

A dosagem do polímero foi realizada nas células do floculador, pois para que o polímero tenha ação é necessário que já existam flocos formados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Determinação do pH ideal de coagulação/floculação

Para avaliar o pH ideal de coagulação/floculação foram realizados experimentos no *Jar Test* variando-se os valores de pH em 5,0; 6,0; 6,5; 7,0 e 8,0, usando-se uma dosagem de sulfato de alumínio de 10,0 mg/L.

Na Tabela 5.1 são apresentados as condições e resultados da turbidez antes e ao final dos ensaios.

Tabela 5.1: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* para avaliação do pH ideal de coagulação/floculação.

Exp.	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Conc. = 0,2%		Ácido Sulfúrico Concentração = 980 mg/L		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)	pH
1	2000	10,0	10,0	1,1	0,5	---	---	3,7	6,5	3,6	5,0
2	2000	10,0	10,0	---	---	3,5	3,5	3,7	6,5	3,7	6,0
3	2000	10,0	10,0	---	---	7,0	7,0	3,7	6,5	1,7	6,5
4	2000	10,0	10,0	---	---	10,0	10,0	3,7	6,5	1,4	7,0
5	2000	10,0	10,0	---	---	16,5	16,5	3,7	6,5	3,6	8,0

Na Figura 5.1 são apresentados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez final.

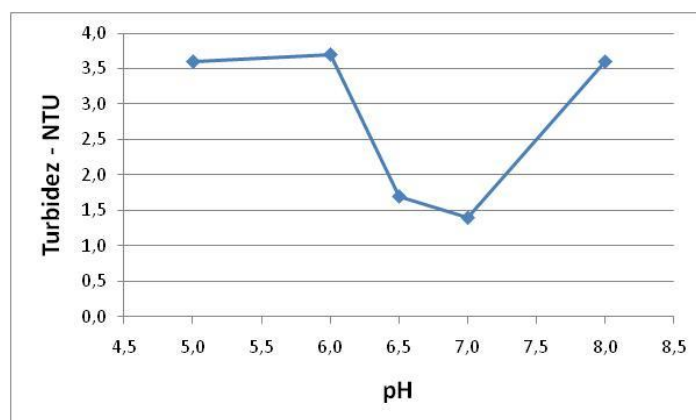


Figura 5.1: Resultados de turbidez final dos ensaios, em *Jar Test*, de avaliação do pH.

Observando a Tabela 5.1 e a Figura 5.1 nota-se que os experimentos 3 e 4 apresentaram os melhores resultados, realizados em pH 6,5 e 7,0. Nestes

valores de pH, os resultados finais da turbidez foram próximos e iguais a 1,7 e 1,4, respectivamente. Dando sequência a estes ensaios, avaliou-se, então, a dosagem dos coagulantes, mantendo-se o valor do pH entre 6,5 e 7,0. Os resultados são apresentados nos próximos itens. Com base neste resultado, foi adotada para os experimentos seguintes a relação entre a dosagem de sulfato de alumínio e carbonato de sódio que enquadrava o pH na faixa entre 6,5 e 7,0.

5.2 – PAC

5.2.1 – Testes no laboratório

Jar Test 1 – Determinação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.

Para avaliar a dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio foram realizados experimentos em um aparelho de *Jar Test*, mantendo-se uma dosagem de carbonato de sódio que proporcione um valor de pH em torno de 6,7. Para isto, em cada experimento foi adotada uma dosagem de carbonato de sódio de 70% da dosagem do sulfato de alumínio. Esta relação é similar a adotada atualmente na ETA. As concentrações de sulfato de alumínio avaliadas foram de 5,0, 6,0, 7,0, 8,0 e 9,0 mg/L.

Na Tabela 5.2 são apresentados os resultados destes ensaios.

Tabela 5.2: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 1 para avaliação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.

Exp. A	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Conc. = 0,2%		mg Al ₂ O ₃ /L	Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)	pH
1	2000	5,0	5,0	0,8	3,5	3,5	2,8	6,7	1,6	6,6
2	2000	6,0	6,0	0,9	4,2	4,2	2,8	6,7	1,7	6,6
3	2000	7,0	7,0	1,05	4,9	4,9	2,8	6,7	0,7	6,8
4	2000	8,0	8,0	1,2	5,6	5,6	2,8	6,7	1,0	6,6
5	2000	9,0	9,0	1,4	6,3	6,3	2,8	6,7	1,4	6,6

Na Figura 5.2 são apresentados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

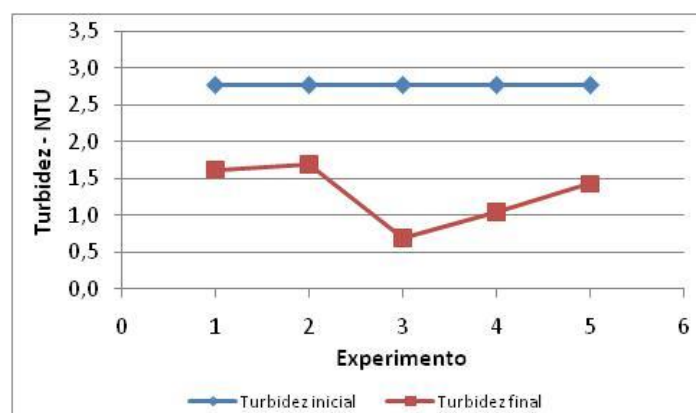


Figura 5.2: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de sulfato de alumínio.

Observando a Tabela 5.2 e a Figura 5.2 nota-se que o experimento 3 apresentou o melhor resultado, obtendo-se uma turbidez final de 0,7. Neste foi utilizado uma concentração de 7,0 mg/L de sulfato de alumínio e 4,9 mg/L de carbonato de sódio. Conforme Tabela 5.2, a concentração de sulfato de alumínio expressa em concentração de óxido de alumínio foi de 1,05 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$.

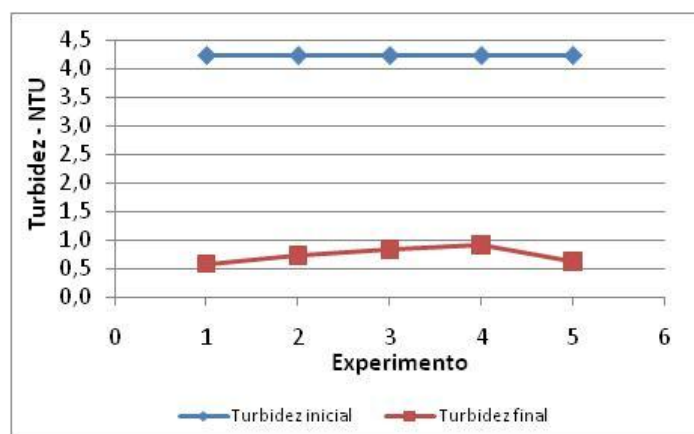
Jar Test 2 – Determinação da dosagem ideal de PAC

Conhecendo a dosagem ideal de sulfato de alumínio na forma de óxido de alumínio foi realizada uma nova sequência de experimentos variando a concentração de PAC entre 0,7 e 1,5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$. Na Tabela 5.3 estão apresentados os resultados variando a concentração do PAC entre 1,1 e 1,5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$.

Tabela 5.3: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 2 para avaliação da influência da dosagem de PAC na turbidez e pH.

Exp. B	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	PAC Conc. = 307,5 mgAl ₂ O ₃ /L		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg Al ₂ O ₃ /L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)	pH
1	2000	9,8	1,5	7,1	7,1	2,77	6,7	0,8	6,96
2	2000	9,1	1,4	6,6	6,6	2,77	6,7	1,1	7,03
3	2000	8,5	1,3	6,1	6,1	2,77	6,7	0,9	7,02
4	2000	7,8	1,2	5,6	5,6	2,77	6,7	1,1	7,02
5	2000	7,1	1,1	5,1	5,1	2,77	6,7	1,0	7

Na Figura 5.3 estão demonstrados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

**Figura 5.3:** Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de PAC.

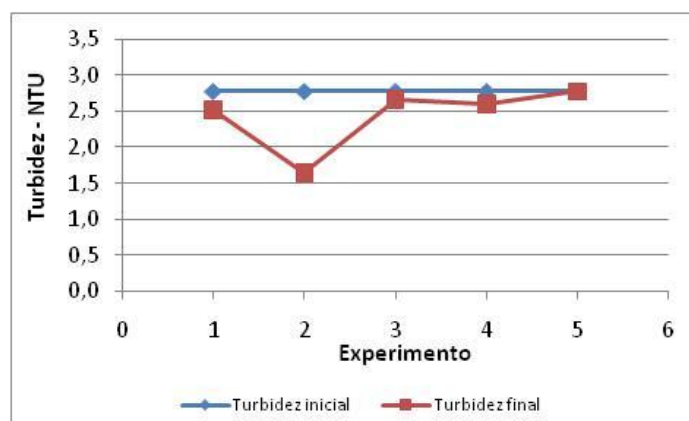
Os resultados apresentados na Tabela 5.3 e Figura 5.3 demonstram que o PAC atuou satisfatoriamente, reduzindo a turbidez inicial de 2,8 NTU para, aproximadamente, 1,0 NTU.

Como na faixa de concentração de PAC usada nos ensaios anteriores (1,1 a 1,5 mg/L em Al₂O₃), não ocorreu variação significativa na turbidez final, foi avaliada uma faixa menor, entre 0,7 a 1,05 mg Al₂O₃/L e os resultados são apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 2 para avaliação da influência da dosagem de PAC na turbidez e pH.

Exp. C	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	PAC Conc. = 307,5 mg Al ₂ O ₃ /L		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg Al ₂ O ₃ /L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)	pH
1	2000	6,8	1,05	5,0	5,0	2,77	6,7	2,5	7,0
2	2000	6,5	1,0	4,7	4,7	2,77	6,7	1,6	7,0
3	2000	5,8	0,9	4,2	4,2	2,77	6,7	2,8	7,0
4	2000	5,2	0,8	3,8	3,8	2,77	6,7	2,6	6,9
5	2000	4,5	0,7	3,3	3,3	2,77	6,7	2,9	6,9

Na Figura 5.4 estão apresentados graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

**Figura 5.4:** Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de PAC.

Pelas Tabelas 5.3 e 5.4 e Figuras 5.3 e 5.4 nota-se que na faixa de dosagem de PAC de 1,1 a 1,5 mg Al₂O₃/L o coagulante atuou satisfatoriamente, porém não houve variação significativa da turbidez final entre os experimentos. Entretanto, foi selecionado para os ensaios posteriores a condição do experimento que apresentou um resultado levemente superior e, neste foi utilizado uma concentração de 1,5 mg Al₂O₃/L e 7,1 mg/L de carbonato de sódio. A dosagem da carbonato de sódio continuou seguindo a relação de cerca de 70% da dosagem do coagulante.

Jar Test 3 – Avaliação da dosagem de carbonato de sódio e do pH

Em função da dificuldade de controle do pH, em linha, avaliou-se o efeito da dosagem de carbonato de sódio no valor de pH final e da turbidez, para que possa fixar uma dosagem de carbonato de sódio na ETA.

Os resultados são apresentados na Tabela 5.5.

Tabela 5.5: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 3 para avaliação da influência da dosagem de carbonato de sódio na turbidez e pH.

Exp. D	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	PAC Conc. = 307,5 mgAl ₂ O ₃ /L		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg Al ₂ O ₃ /L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Turbidez (NTU)	pH
1	2000	9,8	1,5	7,1	7,1	2,6	6,7	0,5	7,0
2	2000	9,8	1,5	6,5	6,5	2,6	6,7	0,5	6,9
3	2000	9,8	1,5	6,0	6,0	2,6	6,7	0,4	7,0
4	2000	9,8	1,5	5,5	5,5	2,6	6,7	0,4	6,8
5	2000	9,8	1,5	5,0	5,0	2,6	6,7	0,5	6,8

Na Figura 5.5 são apresentados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez inicial e final, em função da dosagem de carbonato de sódio.

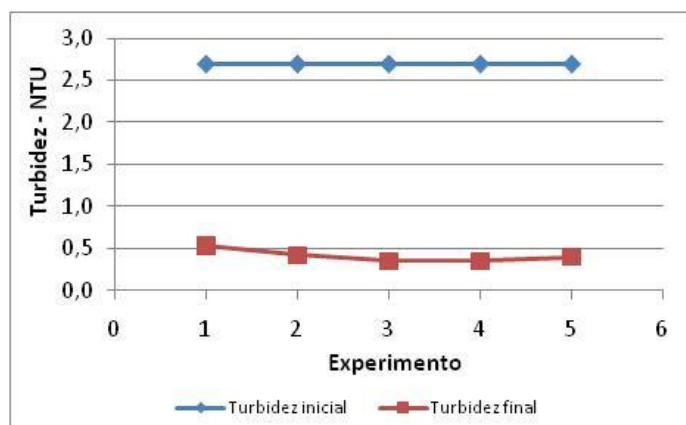


Figura 5.5: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de carbonato de sódio.

Pela Tabela 5.5 nota-se que diminuindo a dosagem de carbonato de sódio não ocorreu elevação nos resultados de turbidez final. Nota-se ainda que, com o PAC, houve uma redução de, aproximadamente, 20% no consumo de carbonato de sódio, em comparação com os resultados obtidos utilizando o Sulfato de Alumínio.

5.2.2 – Testes na ETA

Os testes em escala da ETA utilizando PAC, visando a substituição do Sulfato de Alumínio, foram realizadas em duas etapas. A avaliação do efeito do PAC visou a melhoria do processo de clarificação já que a ETA se encontra em operação no seu limite de volume tratado.

1ª. Etapa: Teste 1

Conforme Tabela 5.6, no dia do teste 1 a turbidez da água bruta encontrava-se, inicialmente, com aproximadamente 3,0 NTU, no entanto durante o teste ocorreu uma variação drástica de turbidez em decorrência da chuva.

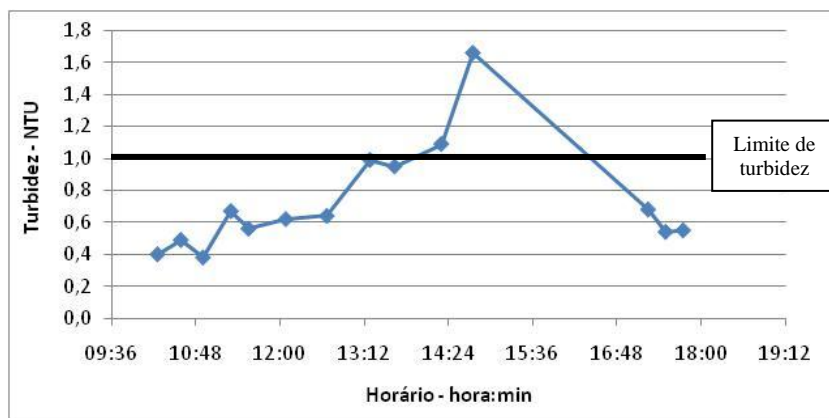
A partir dos dados de bancada estipulou-se como dosagem inicial para os testes na ETA a dosagem do PAC em Al_2O_3 de, aproximadamente, 2,1 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$. Nesta ocasião, a operação usual com Sulfato de Alumínio era adotada com uma concentração de 1,5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$. Nos testes de bancada o PAC necessitou de uma dosagem maior para ter uma boa resposta. Com a dosagem inicial ocorreu uma rápida alteração no tamanho e formato dos flocos, os flocos ficaram exageradamente grandes e heterogêneos. Então, decidiu-se diminuir a dosagem, passando para 1,2 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$, e posteriormente para 1,0 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$. Com esta dosagem, o produto ainda continuou atuando satisfatoriamente. Durante o teste, em decorrência da elevação repentina da turbidez, foi necessário elevar a dosagem de PAC.

Na Tabela 5.6 estão apresentados os valores de turbidez alcançados com a utilização do PAC. Nota-se que no início do teste a turbidez da água tratada se encontrava com 0,4 NTU e ao final do teste foi obtida uma turbidez de 0,5 NTU. Em função da variação repentina nos valores de turbidez da água bruta nota-se uma elevação na turbidez da água tratada durante o teste, porém observa-se que não houve uma variação considerável entre o início o fim do teste.

Tabela 5.6: Condições e resultados encontrados no teste 1, em escala da ETA, para avaliação do PAC.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	PAC (mg Al ₂ O ₃ /L)	Carbonato de sódio (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)
10:15	2,9	2,1	6,5	0,4
10:35	2,9	2,1	6,5	0,4
10:54	2,9	2,1	6,5	0,3
11:18	2,9	2,1	6,5	0,6
11:33	2,6	1,2	4,5	0,5
12:05	2,5	1,2	4,5	0,6
12:40	2,6	1,2	4,5	0,6
13:17	2,6	1,0	4,5	0,9
13:38	8,4	1,0	4,5	0,9
14:18	50,0	4,2	19,5	1,0
14:45	29,0	4,2	19,5	1,6
17:15	4,8	1,3	5,2	0,6
17:30	4,8	1,3	5,2	0,5
17:45	4,8	1,3	5,2	0,5

Na Figura 5.6 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.6 e o limite de turbidez, conforme PORTARIA MS N.º 518/2004. Nota-se que os valores iniciais e finais não apresentaram diferença considerável.

**Figura 5.6:** Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do PAC e carbonato de sódio na ETA.

2ª. Etapa: Teste 2

Em continuidade ao observado anteriormente foi realizado outro teste para avaliar a eficiência e otimização da dosagem do PAC e do carbonato de sódio. Este teste foi realizado entre os dias 25/08/2009 e 15/09/2009. Neste

tópico será apresentado com detalhes o primeiro dia de teste e um resumo dos dias seguintes.

Com base no teste 1, o teste 2 foi iniciado com uma dosagem menor e similar a dosagem utilizada, normalmente, com o sulfato de alumínio.

Conforme Tabela 5.7 no primeiro dia do teste 2 (dia 25/08/2009) a turbidez da água bruta não apresentou variações significativas, permanecendo na faixa de 2,5 NTU.

A partir dos dados observados no teste 1, iniciou-se o teste com uma dosagem de 0,9 mg Al₂O₃/L de PAC e adotou-se esta dosagem durante todo o primeiro dia de teste. Nota-se que foi possível realizar uma diminuição na dosagem de carbonato de sódio e o PAC continuou atuando satisfatoriamente.

Na Tabela 5.7 estão demonstrados os valores de turbidez obtidos no primeiro dia de teste (dia 25/08/2009). Nota-se que no início, a turbidez encontrava-se com 0,4 NTU e ao final do primeiro dia foi obtido o mesmo valor. Os valores de turbidez não tiveram uma variação significativa apesar da diminuição da dosagem de carbonato de sódio.

Tabela 5.7: Condições e resultados encontrados no primeiro dia do teste 2, em escala da ETA, para avaliação do PAC.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	PAC (mg Al ₂ O ₃ /L)	Carbonato de sódio (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação
00:00	2,5	0,0	----	0,6	Período anterior ao início do teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio
02:00	2,6	0,0	----	0,7	
04:00	2,7	0,0	----	0,7	
06:00	2,9	0,0	----	0,8	
08:00	3,1	0,0	----	0,4	
10:00	2,1	0,9	3,9	0,4	Período durante o teste. Reagentes em uso: PAC + carbonato de sódio
12:00	2,2	0,9	3,9	0,4	
14:00	2,5	0,9	3,9	0,3	
16:00	2,2	0,9	2,6	0,4	
18:00	2,3	0,9	2,6	0,2	
20:00	2,3	0,9	2,6	0,3	
22:00	3,2	0,9	2,6	0,4	

Na Figura 5.7 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.7. Nota-se que os valores de turbidez apresentaram uma sensível melhora ao utilizar o PAC.

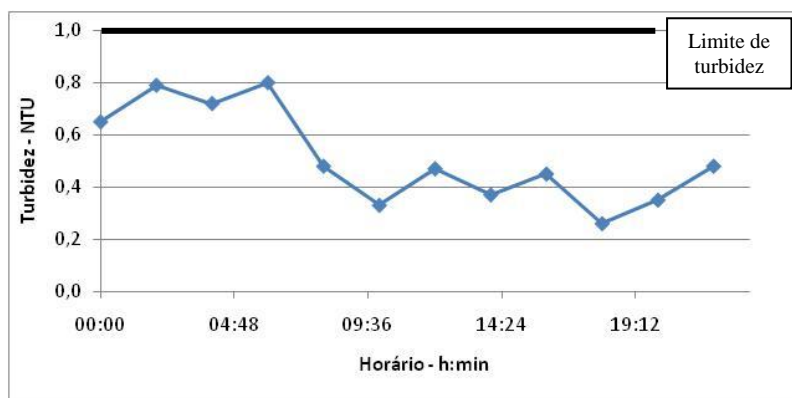


Figura 5.7: Resultados de turbidez para o teste de utilização do PAC e carbonato de sódio na ETA.

Na Tabela 5.8 está apresentado um resumo dos valores de turbidez no decorrer dos dias do teste 2, período entre 25/08/2009 e 15/09/2009, quando foi testado o PAC na ETA de Casimiro de Abreu.

Tabela 5.8: Turbidez da água bruta e tratada no período de 25/08/2009 a 15/09/2009.

Dia	TURBIDEZ (NTU)	
	Bruta	Tratada
25/08/2009	2,5	0,5
26/08/2009	5,9	1,9
27/08/2009	2,7	0,6
28/08/2009	2,2	0,4
29/08/2009	2,2	0,4
30/08/2009	2,3	0,7
31/08/2009	2,2	0,7
01/09/2009	2,1	0,5
02/09/2009	2,0	0,4
03/09/2009	2,1	0,3
04/09/2009	43,1	0,5
05/09/2009	7,3	1,5
06/09/2009	10,4	0,7
07/09/2009	6,4	1,0
08/09/2009	2,6	0,9
09/09/2009	2,8	0,5
10/09/2009	2,6	0,5
11/09/2009	2,4	0,6
12/09/2009	2,4	0,6
13/09/2009	2,3	0,3
14/09/2009	23,5	1,0
15/09/2009	4,2	1,0
MÉDIA	6,2	0,7
MÁXIMO	43,1	1,9
MÍNIMO	2,0	0,3

Na Tabela 5.9 estão reportadas as quantidades do PAC e de carbonato de sódio utilizados no período de teste.

Tabela 5.9: Quantidades de PAC e carbonato de sódio utilizados no período de 25/08/2009 a 15/09/2009.

Dia	PAC (kg)	Carbonato de sódio (kg)
25/08/2009	29,41	12,28
26/08/2009	56,36	21,68
27/08/2009	45,14	17,63
28/08/2009	35,12	13,25
29/08/2009	39,20	16,12
30/08/2009	39,18	16,10
31/08/2009	39,18	16,10
01/09/2009	39,20	15,34
02/09/2009	39,20	13,81
03/09/2009	39,20	12,65
04/09/2009	75,94	28,65
05/09/2009	87,68	32,22
06/09/2009	63,21	22,27
07/09/2009	63,17	23,21
08/09/2009	45,74	16,88
09/09/2009	39,20	13,81
10/09/2009	39,31	13,85
11/09/2009	39,20	13,81
12/09/2009	43,00	15,15
13/09/2009	41,88	14,75
14/09/2009	55,09	19,31
15/09/2009	55,28	22,61
SOMA	1050	391,58
MÉDIA	47,7	17,79
MÁXIMO	87,68	32,22
MÍNIMO	29,41	12,28

Para efeito de comparação foi selecionado um período onde foi utilizado sulfato de alumínio como coagulante e os valores de turbidez da água bruta foram similares ao encontrado durante o período que foi testado o PAC. O período selecionado foi de 26/11/2008 a 17/12/2008, e os valores estão relacionados na Tabela 5.10.

Tabela 5.10: Turbidez da água bruta e tratada no período de 26/11/2008 a 17/12/2008.

Dia	TURBIDEZ	
	Bruta	Tratada
26/11/2008	7,1	0,9
27/11/2008	25,9	1,4
28/11/2008	9,8	0,8
29/11/2008	6,6	0,7
30/11/2008	11,2	0,9
01/12/2008	4,1	0,6
02/12/2008	7,4	0,7
03/12/2008	4,9	0,5
04/12/2008	4,3	0,5
05/12/2008	2,2	0,6
06/12/2008	2,2	0,5
07/12/2008	2,3	0,4
08/12/2008	2,3	0,5
09/12/2008	2,3	0,6
10/12/2008	2,4	0,4
11/12/2008	7,1	0,6
12/12/2008	3,8	0,9
13/12/2008	1,8	0,7
14/12/2008	1,9	0,6
15/12/2008	3,8	1,3
16/12/2008	3,1	0,6
17/12/2008	25,8	1,5
MÉDIA	6,5	0,7
MÁXIMO	25,9	1,5
MÍNIMO	1,8	0,4

Na Tabela 5.11 estão demonstradas as quantidades de Sulfato de Alumínio e de carbonato de sódio utilizados no período selecionado para comparação.

Tabela 5.11: Quantidade de Sulfato de Alumínio e carbonato de sódio utilizados no período de 26/11/2008 a 17/12/2008.

Dia	Sulfato de Alumínio (kg)	Carbonato de sódio (kg)
26/11/2008	46,61	25,83
27/11/2008	88,83	60,32
28/11/2008	52,13	42,02
29/11/2008	45,45	36,06
30/11/2008	39,64	37,39
01/12/2008	33,61	22,53
02/12/2008	40,28	26,46
03/12/2008	32,60	16,70
04/12/2008	32,27	16,54
05/12/2008	28,46	17,58
06/12/2008	25,33	18,42
07/12/2008	25,33	18,42
08/12/2008	25,33	18,42
09/12/2008	25,33	18,42
10/12/2008	25,33	18,42
11/12/2008	31,08	21,10
12/12/2008	32,55	22,28
13/12/2008	29,93	16,10
14/12/2008	29,93	15,86
15/12/2008	49,25	27,58
16/12/2008	32,22	13,81
17/12/2008	66,63	41,29
SOMA	838,25	551,63
MÉDIA	38,10	25,07
MÁXIMO	88,83	60,32
MÍNIMO	25,33	13,81

Observando as Tabelas 5.8 e 5.10, nota-se que utilizando o PAC ou o sulfato de alumínio foram obtidos valores médios de turbidez da água tratada similares e igual a 0,7 NTU. Entretanto, observa-se que os valores mínimos usando o PAC apresentaram uma sensível melhora, indicando maior eficiência do PAC.

De acordo com CONSTANTINO (2009), estudando o processo de tratamento de água da Companhia de Saneamento do Paraná na ETA de Maringá, ao utilizar o PAC houve uma melhora significativa na qualidade da água produzida. Além disso, o PAC se mostrou capaz de tratar águas de péssima qualidade, chegando a níveis de turbidez de 2600 NTU.

De acordo com GHAFARI (2007), comparando o PAC com o sulfato de alumínio, o PAC apresentou maior eficiência na remoção de turbidez, cor e sólidos suspensos.

De acordo com YANG (2010), comparando o PAC com o sulfato de alumínio, o PAC apresentou maior poder de coagulação que o sulfato de alumínio.

Observando as Tabelas 5.9 e 5.11, nota-se que utilizando o PAC houve uma economia no consumo de carbonato de sódio de, aproximadamente, 30%.

De acordo com CONSTANTINO (2009), ao utilizar o PAC na ETA de Maringá o consumo de cal foi reduzido substancialmente, sendo desnecessário o seu uso em alguns momentos. MATILAINEN (2010), também destaca como um dos pontos positivos do PAC o menor consumo da alcalinidade do meio.

O PAC libera durante a hidrólise, em igualdade de dosagem em íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor do que a liberada pelo cloreto de alumínio e pelos coagulantes tradicionais como o sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato ferroso. Isso provoca uma menor variação do pH do meio tratado e um menor consumo de neutralizante para ajustar o pH do meio tratado (CONSTANTINO, 2009).

Durante os testes foram observadas algumas vantagens operacionais do PAC em relação ao Sulfato de Alumínio, destacando-se:

- Maior praticidade em relação ao produto em pó;
- Facilidade no preparo da solução;
- Formação de flocos maiores em comparação com o sulfato de alumínio.

5.3 – Polímero IFloc 103 BT

5.3.1 – Testes no laboratório

Jar Test 1 – Determinação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.

Para avaliar a dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio foi realizado um experimento no *Jar Test* variando-se a concentração de sulfato de alumínio em 5,0, 6,0, 7,0, 8,0 e 9,0 mg/L. A dosagem de carbonato de sódio adotada foi de 70% da concentração do sulfato, logo as concentrações adotadas de carbonato de sódio foram 3,5, 4,2, 4,9, 5,6 e 6,3 mg/L. Esta relação de 70% foi adotada com base no experimento que determinou o pH ideal de floculação e na experiência operacional da ETA, onde historicamente adota-se valores nesta faixa.

Na Tabela 5.12 estão reportados os resultados dos testes realizados com sulfato de alumínio e carbonato de sódio.

Tabela 5.12: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 1 para avaliação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.

Exp. E	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Concentração = 0,2%		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez	pH	Turbidez	pH
1	2000	5,0	5,0	3,5	3,5	3,8	6,7	1,5	6,6
2	2000	6,0	6,0	4,2	4,2	3,8	6,7	1,5	6,6
3	2000	7,0	7,0	4,9	4,9	3,8	6,7	1,5	6,6
4	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	3,8	6,7	1,4	6,6
5	2000	9,0	9,0	6,3	6,3	3,8	6,7	1,5	6,6

Na Figura 5.8 estão demonstrados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez referentes à Tabela 5.12.

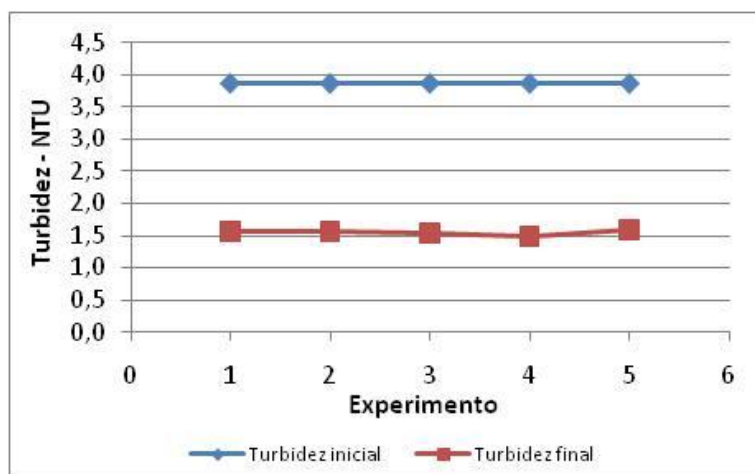


Figura 5.8: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de sulfato de alumínio.

Observando a Tabela 5.12 e a Figura 5.8 pode-se considerar que não houve variação significativa da turbidez final em função da dosagem de sulfato de alumínio. Entretanto, foi selecionado para os ensaios posteriores a condição do experimento 4 que apresentou um resultado levemente superior e, neste foi utilizado uma concentração de 8 mg/L de sulfato de alumínio e 5,6 mg/L de carbonato de sódio.

Jar Test 2 – Determinação da dosagem ideal do polímero

Com a dosagem de sulfato de alumínio selecionada na etapa anterior, foi realizada uma nova sequência de experimentos, variando-se a concentração do polímero IFloc 103 BT em 0,10, 0,20, 0,25 e 0,30 mg/l. Os resultados são apresentados na Tabela 5.13.

Tabela 5.13: Condições e resultados encontrados no *Jar Test 2* para avaliação da influência da dosagem do polímero IFloc 103 BT na turbidez e pH.

Exp. G	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Concentração = 0,2%		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Polímero Concentração = 0,05%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez	pH	Turbidez	pH
1	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	---	---	3,8	6,8	1,3	6,6
2	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0,4	0,10	3,8	6,8	1,2	6,6
3	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0,8	0,20	3,8	6,8	0,9	6,6
4	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	1,0	0,25	3,8	6,8	0,9	6,6
5	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	1,2	0,30	3,8	6,8	1,3	6,6

Na Figura 5.9 estão demonstrados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

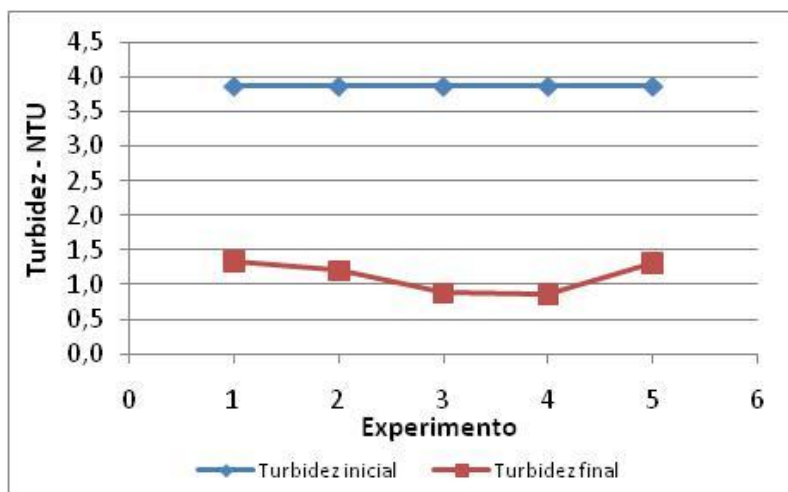


Figura 5.9: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de polímero IFloc 103 BT.

Pela Tabela 5.13 e a Figura 5.9 nota-se que a dosagem ideal do polímero ficou na faixa de 0,20 a 0,25 mg/L, pois estes experimentos apresentaram resultados bem próximos.

5.3.2 – Testes na ETA

O polímero IFloc 103 BT foi testado em três etapas.

Teste 1

Conforme Tabela 5.14 no dia do teste 1 a turbidez da água bruta encontrava-se com aproximadamente 2,0 NTU, e permaneceu praticamente constante ao longo de todo o período de teste.

A partir dos dados de bancada estipulo-se como concentração inicial para os testes na ETA a concentração de, aproximadamente, 0,20 mg/L. Na Tabela 5.14, nota-se que os testes foram iniciados com uma concentração de 0,20 mg/L. Com esta dosagem inicial, observou-se uma rápida alteração no tamanho e formato dos flocos; os flocos ficaram exageradamente grandes e heterogêneos. Então, decidiu-se diminuir a dosagem, passando para 0,13 mg/L. Com esta dosagem o produto continuou atuando satisfatoriamente.

Na Tabela 5.14 estão demonstrados os valores de turbidez alcançados com a utilização do polímero IFloc 103 BT. Nota-se que no início do teste, a turbidez encontrava-se com 0,4 NTU e após 75 minutos foi obtido uma turbidez de 0,1 NTU. Os valores de turbidez tiveram uma redução drástica e permaneceram praticamente constante até o final do teste. Às 16:50 h o teste foi finalizado, no entanto nota-se que os níveis de turbidez permaneceram com valores reduzidos mesmo após o término da dosagem do polímero. DIHANG (2007), estudando o efeito de polímeros de poliácridamida, também obteve bons resultados na remoção de turbidez.

Tabela 5.14: Condições e resultados encontrados no teste 1, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 103 BT.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem do polímero (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação	
12:00	1,9	0,20	0,4	Período durante o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio + polímero IFloc 103 BT	
12:45	1,9	0,20	0,5		
13:15	1,9	0,20	0,1		
13:17	1,9	0,20	0,1		
13:40	1,9	0,20	0,1		
13:55	2,0	0,20	0,2		
14:25	2,0	0,20	0,2		
15:10	2,0	0,13	0,2		
15:40	2,0	0,13	0,2		
16:10	2,4	0,13	0,2		
16:45	2,4	0,13	0,2		
16:50	2,4	0,13	0,2		
17:00	2,4	0,0	0,2		Período após o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio
17:30	2,4	0,0	0,2		
18:00	2,2	0,0	0,2		
18:30	2,2	0,0	0,2		
19:00	2,2	0,0	0,1		
19:30	2,2	0,0	0,1		
20:00	2,6	0,0	0,1		
20:30	2,6	0,0	0,1		
21:00	2,6	0,0	0,1		
21:30	2,6	0,0	0,1		
22:00	2,8	0,0	0,2		

Na Figura 5.10 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.14. Nota-se a redução drástica da turbidez com a adição do polímero.

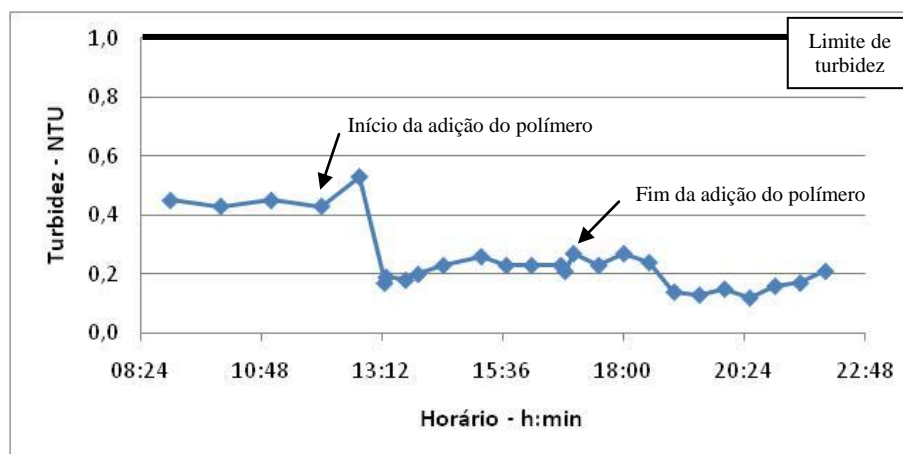


Figura 5.10: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 103 BT na ETA.

É importante destacar que a utilização do polímero ocasionou uma diminuição na permeabilidade do filtro. Com isto, o nível da água no filtro atingiu rapidamente a altura limite da perda de carga, sendo necessário realizar a lavagem de um filtro às 14:50h, ou seja, com apenas 2 horas e 50 minutos de teste. As observações feitas através deste teste leva-se a sugerir que ainda existe um grande potencial de redução da dosagem de polímero, mantendo-se ainda a eficiência de remoção da turbidez e favorecendo a diminuição do tempo para se atingir a perda de carga limite.

Teste 2

Em continuidade ao observado anteriormente foi realizado um novo teste para avaliar a eficiência do polímero com uma dosagem menor e a influência na operação do filtro.

Conforme Tabela 5.15 no dia do teste 2, a turbidez da água bruta apresentou variações representativas, variando entre 4 e 10 NTU.

A partir dos dados observados no teste 1, iniciou-se o teste utilizando uma dosagem de 0,13 mg/L, a qual foi mantida constante durante todo o período de teste. Com esta dosagem, o produto continuou atuando satisfatoriamente.

Na Tabela 5.15 estão demonstrados os valores de turbidez da água tratada obtidos. Nota-se que no início do teste a turbidez encontrava-se com 0,5 NTU e após 70 minutos foi obtido uma turbidez de 0,3 NTU. Os valores de

turbidez tiveram uma redução e permaneceram praticamente constante até o final do teste. Às 17:15 h (após 3 horas e 50 minutos do início do teste) o teste foi finalizado, e observa-se que com a interrupção da dosagem do polímero, os valores de turbidez apresentaram uma elevação.

Tabela 5.15: Condições e resultados encontrados no teste 2, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 103 BT.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem do polímero (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação	
13:20	4,1	0,13	0,5	Período durante o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio + polímero IFloc 103 BT	
13:40	4,1	0,13	0,4		
14:00	4,7	0,13	0,5		
14:30	4,7	0,13	0,3		
14:45	7,4	0,13	0,2		
15:00	10,8	0,13	0,2		
15:30	10,5	0,13	0,2		
16:00	9,2	0,13	0,2		
16:30	8,8	0,13	0,2		
17:00	10,5	0,13	0,2		
17:15	10,5	0,13	0,2		
17:30	8,0	0,0	0,2		Período após o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio
18:00	4,4	0,0	0,2		
19:00	4,1	0,0	0,5		
19:30	4,0	0,0	0,4		
20:00	3,7	0,0	0,3		
20:30	3,7	0,0	0,3		
21:00	3,7	0,0	0,3		
21:30	3,7	0,0	0,4		
22:00	3,7	0,0	0,5		

Na Figura 5.11 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.15. Nota-se a redução drástica da turbidez com a adição do polímero e a posterior elevação da turbidez com o término da dosagem do polímero.

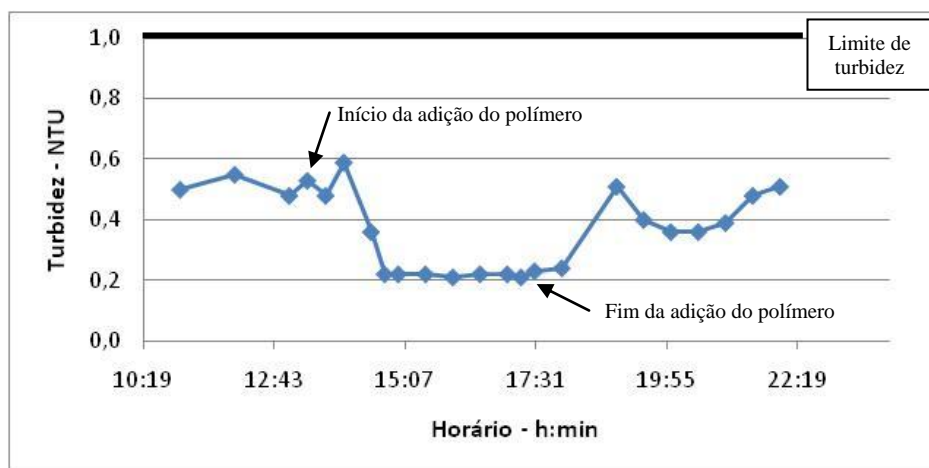


Figura 5.11: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 103 BT na ETA.

É importante destacar que a utilização do polímero, mesmo com a dosagem inferior a utilizada no teste 1, continuou ocasionando uma diminuição na permeabilidade do filtro. Com isto, o nível da água nos filtros continuou subindo e foi necessária a lavagem de dois filtros após o término da dosagem do polímero. Destaca-se que a elevação do nível de água dos filtros ocorreu de maneira mais lenta que o observado no teste 1.

Teste 3

Em continuidade ao observado anteriormente foi realizado um novo teste para avaliar a eficiência do polímero com uma dosagem ainda menor e a influência no filtro.

Conforme Tabela 5.16 no dia do teste 3, a turbidez da água bruta encontrava-se com aproximadamente 2,5 NTU, e não foram observadas oscilações representativas ao longo de todo o período de teste.

A partir dos dados observados nos testes 1 e 2 iniciou-se o procedimento utilizando uma dosagem de 0,06 mg/L e foi mantida ao longo do período de teste. Com esta dosagem, o produto continuou atuando satisfatoriamente, embora o tempo de resposta tenha sido mais acentuado que o observado nos testes 1 e 2.

Na Tabela 5.16 estão demonstrados os valores de turbidez alcançados com a utilização do polímero IFloc 103 BT. Nota-se que no início do teste, a turbidez encontrava-se com 0,9 NTU e após 75 minutos foi obtido uma turbidez

de 0,5 NTU. Os valores de turbidez tiveram uma redução e permaneceram praticamente constante até o final do teste. Às 16:00 h, após 6 horas e 45 minutos de ensaio, o teste foi finalizado, e observa-se que os níveis de turbidez finais permaneceram com valores reduzidos mesmo após o término da dosagem do polímero.

Tabela 5.16: Condições e resultados encontrados no teste 3, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 103 BT.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem do polímero (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação
09:15	2,9	0,06	0,9	Período durante o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio + polímero IFloc 103 BT
09:40	2,9	0,06	0,6	
10:00	2,9	0,06	0,8	
10:15	2,9	0,06	0,7	
10:30	2,9	0,06	0,5	
11:00	2,2	0,06	0,3	
11:20	2,2	0,06	0,2	
11:40	2,2	0,06	0,3	
12:00	2,1	0,06	0,2	
12:20	2,1	0,06	0,2	
12:40	2,1	0,06	0,2	
13:00	2,4	0,06	0,2	
13:30	2,4	0,06	0,2	
14:00	2,5	0,06	0,2	
14:30	2,5	0,06	0,2	
15:00	2,2	0,06	0,1	
15:30	2,3	0,06	0,1	
16:00	2,5	0,06	0,2	
16:30	2,5	0,0	0,2	Período após o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio
17:00	2,5	0,0	0,2	
17:30	2,5	0,0	0,2	
18:00	3,2	0,0	0,2	
18:30	3,2	0,0	0,2	
19:00	3,2	0,0	0,2	
19:30	3,2	0,0	0,2	
20:00	2,9	0,0	0,2	
20:30	2,9	0,0	0,2	
21:00	2,9	0,0	0,2	
21:30	2,9	0,0	0,2	
22:00	2,8	0,0	0,2	

Na Figura 5.12 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.16. Nota-se a rápida redução da turbidez com a adição do polímero.

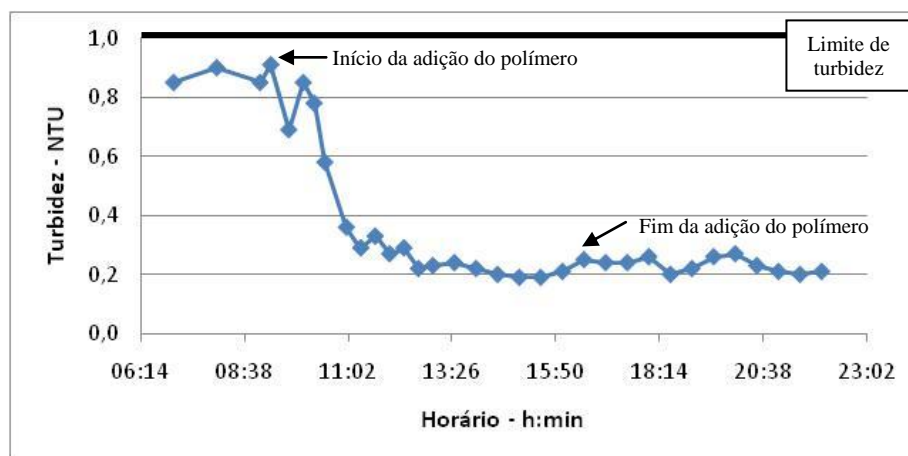


Figura 5.12: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 103 BT na ETA.

É importante destacar que com a dosagem do polímero adotado no teste 3, continuou ocasionando uma pequena diminuição na permeabilidade do filtro. Com isto, o nível da água nos filtros continuou subindo, porém a velocidade de elevação do nível de água acima do leito dos filtros foi mais lenta e após o término da dosagem do polímero não foi necessário antecipar a lavagem dos filtros.

Com a utilização contínua do polímero e aumentando a vazão de água deve-se ter uma atenção especial em relação ao comportamento dos filtros.

5.4 – Polímero IFloc 104 BT

5.4.1 – Testes no laboratório

Jar Test 1 – Determinação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio

Para avaliar a dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio foi realizado uma corrida no *Jar Test* com as concentrações de 7,0, 8,0, 9,0, 10,0 e 11,0 mg/L. A dosagem de carbonato de sódio adotada foi de 70% da concentração do sulfato, logo as concentrações adotadas de carbonato de sódio foram 4,9, 5,6, 6,3, 7,0 e 7,7 mg/L. Esta relação de 70% foi adotada com base no experimento que determinou o pH ideal de floculação e na experiência operacional da ETA, onde historicamente adota-se valores nesta faixa.

Na Tabela 5.17 estão demonstrados os testes realizados com as concentrações utilizadas e os resultados encontrados.

Tabela 5.17: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 1 para avaliação da dosagem ideal de sulfato de alumínio e carbonato de sódio.

Exp. A	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Concentração = 0,2%		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez	pH	Turbidez	pH
1	2000	7,0	7,0	4,9	4,9	4,0	6,6	1,9	6,6
2	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	4,0	6,6	1,5	6,6
3	2000	9,0	9,0	6,3	6,3	4,0	6,6	1,5	6,6
4	2000	10,0	10,0	7,0	7,0	4,0	6,6	1,8	6,6
5	2000	11,0	11,0	7,7	7,7	4,0	6,6	2,0	6,6

Na Figura 5.13 estão demonstrados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

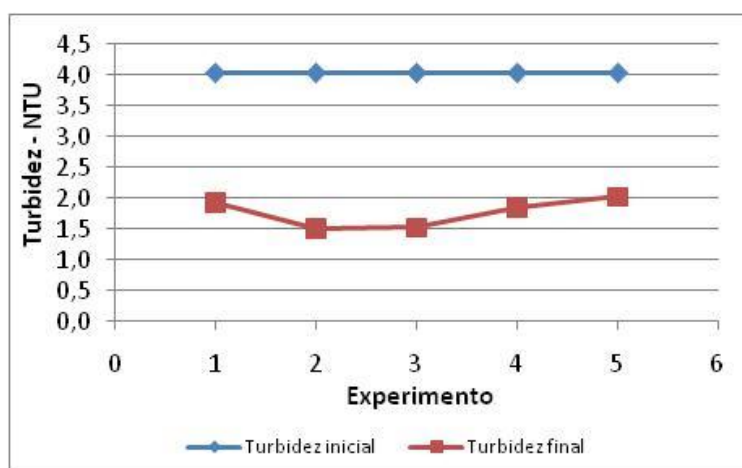


Figura 5.13: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de sulfato de alumínio.

Observando a Tabela 5.17 e a Figura 5.13 nota-se que os experimentos 2 e 3 apresentaram os melhores resultados, nestes foram utilizadas concentrações de 8,0 e 9,0 mg/L de sulfato de alumínio e 5,6 e 6,3 mg/L de carbonato de sódio.

Jar Test 2 – Determinação da dosagem ideal do polímero

Com a dosagem ideal de sulfato de alumínio encontrada na etapa anterior, uma nova sequência de experimentos foi realizada, fixando-se a

dosagem de sulfato de alumínio e carbonato de sódio e variando a concentração do polímero IFloc 104 BT em 0,10, 0,15, 0,20, 0,25, 0,30, 0,40, 0,50 e 0,60 mg/L. Na Tabela 5.18 estão apresentados os resultados adotando a concentração do polímero em 0; 0,20; 0,25; 0,30 e 0,40 mg/L.

Tabela 5.18: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 2 para avaliação da influência da dosagem do polímero IFloc 104 BT na turbidez e pH.

Exp. B	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Concentração = 0,2%		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Polímero Concentração = 0,05%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez	pH	Turbidez	pH
1	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0	0	4,0	6,6	1,2	6,5
2	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0,8	0,20	4,0	6,6	0,9	6,5
3	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	1,0	0,25	4,0	6,6	2,3	6,5
4	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	1,2	0,30	4,0	6,6	1,8	6,5
5	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	1,6	0,40	4,0	6,6	2,9	6,5

Na Figura 5.14 estão demonstrados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

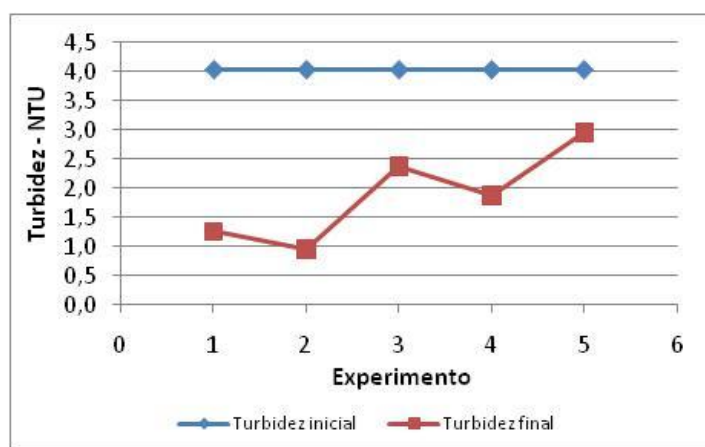


Figura 5.14: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de polímero IFloc 104 BT.

Na Tabela 5.19 estão apresentados os resultados adotando a concentração do polímero em 0; 0,10; 0,15; 0,50 e 0,60 mg/l.

Tabela 5.19: Condições e resultados encontrados no *Jar Test* 2 para avaliação da influência da dosagem do polímero IFloc 104 BT na turbidez e pH.

Exp. C	Volume do <i>Jar Test</i> (mL)	Sulfato de Alumínio Concentração = 0,2%		Carbonato de sódio Concentração = 0,2%		Polímero Concentração = 0,05%		Inicial		Final	
		Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Dosagem (mL)	Dosagem (mg/L)	Turbidez	pH	Turbidez	pH
1	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0	0	4,0	6,6	1,4	6,5
2	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0,4	0,10	4,0	6,6	1,1	6,5
3	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	0,6	0,15	4,0	6,6	0,8	6,5
4	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	2,0	0,50	4,0	6,6	3,9	6,5
5	2000	8,0	8,0	5,6	5,6	2,4	0,60	4,0	6,6	3,7	6,5

Na Figura 5.15 estão demonstrados, graficamente, os resultados encontrados de turbidez.

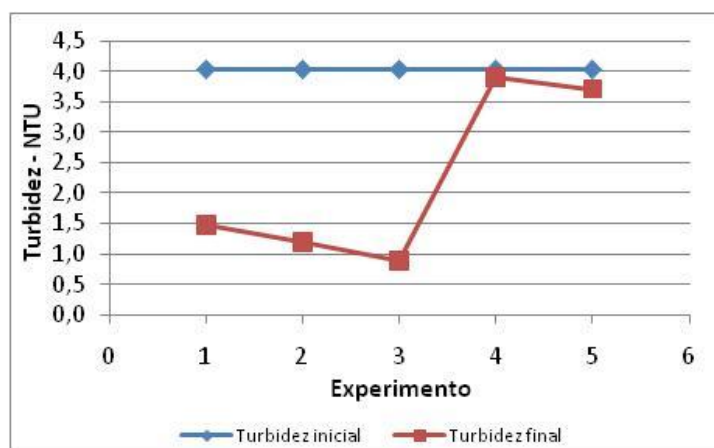


Figura 5.15: Resultados de turbidez para os ensaios, em *Jar Test*, de avaliação da dosagem de polímero IFloc 104 BT.

Pela Tabelas 5.18 e 5.19, e pelas Figuras 5.14 e 5.15 nota-se que a dosagem ideal do polímero foi de 0,15 mg/L e observa-se que abaixo desta, a eficiência de remoção da turbidez diminuiu.

5.4.2 – Testes na ETA

Teste 1

Conforme Tabela 5.20 no dia do teste 1 a turbidez da água bruta encontrava-se com aproximadamente 2,5 NTU, e não foram observadas oscilações representativas ao longo de todo o período de teste.

A partir dos dados observados em bancada iniciou-se o procedimento utilizando uma dosagem de 0,15 mg/L e foi mantida ao longo do período de teste. Com esta dosagem, o produto apresentou resultados satisfatórios, como pode ser visto na Tabela 5.20.

Na Tabela 5.20 estão demonstrados os valores de turbidez da água tratada alcançados com a utilização do polímero IFloc 104 BT. Nota-se que no início do teste, a turbidez encontrava-se com 0,5 NTU e ao término do teste foi obtido uma turbidez de 0,2 NTU. Os valores de turbidez encontrados foram satisfatórios, porém a diminuição da turbidez ocorreu de maneira mais lenta e menos drástica em comparação com o polímero IFloc 103 BT. Às 18:00 h (8 horas e 30 minutos após o início), o teste foi finalizado, no entanto nota-se que os níveis de turbidez permaneceram com valores reduzidos mesmo após o término da dosagem do polímero.

Tabela 5.20: Condições e resultados encontrados no teste 1, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 104 BT.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem do polímero (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação
09:30	2,5	0,15	0,5	Período durante o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio + polímero IFloc 104 BT
10:00	2,3	0,15	0,6	
10:30	2,3	0,15	0,6	
11:00	2,3	0,15	0,7	
11:15	2,3	0,15	0,6	
11:30	2,2	0,15	0,6	
12:00	2,1	0,15	0,4	
12:30	2,1	0,15	0,3	
12:45	2,1	0,15	0,5	
13:00	2,3	0,15	0,3	
13:30	2,3	0,15	0,4	
14:00	2,2	0,15	0,3	
14:30	2,2	0,15	0,3	
15:00	2,4	0,15	0,3	
15:30	2,4	0,15	0,3	
16:00	2,3	0,15	0,2	
16:30	2,3	0,15	0,2	
17:00	2,3	0,15	0,2	
17:30	2,3	0,15	0,3	
17:45	2,3	0,15	0,2	
18:00	2,5	0,15	0,2	
18:30	2,5	0,0	0,2	Período após o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio
19:00	2,5	0,0	0,2	
19:30	2,5	0,0	0,2	
20:00	2,6	0,0	0,2	
20:30	2,6	0,0	0,2	
21:00	2,6	0,0	0,3	
21:30	2,6	0,0	0,3	
22:00	2,5	0,0	0,3	

Na Figura 5.16 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.20, onde pode ser observada a redução da turbidez com a adição do polímero.

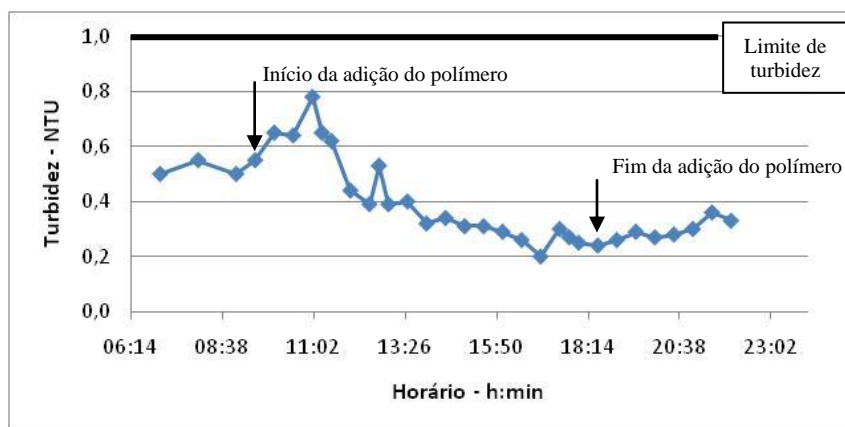


Figura 5.16: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 104 BT na ETA.

É importante destacar que com a dosagem do polímero adotado no teste 1 foram obtidos resultados satisfatórios e não ocorreu uma diminuição na permeabilidade do filtro. Com isto o nível de água nos filtros não apresentou uma rápida elevação, não sendo necessário antecipar a lavagem dos filtros.

Teste 2

Em continuidade ao observado anteriormente foi realizado um novo teste para avaliar a eficiência do polímero com uma dosagem menor que a adotada no teste 1.

Conforme Tabela 5.21, no dia do teste 2 a turbidez da água bruta encontrava-se com aproximadamente 4 NTU, e permaneceu sem elevadas oscilações durante todo o período de teste.

A partir dos dados do teste 1, estipulou-se uma concentração de, aproximadamente, 0,13 mg/L durante todo o período de teste. Com o início da dosagem do polímero, observou-se uma alteração no tamanho e formato dos flocos; os flocos ficaram maiores, porém não foi observada uma melhora nos valores de turbidez da água tratada.

Na Tabela 5.21 estão demonstrados os valores de turbidez alcançados com a utilização do polímero IFloc 104 BT. Observa-se que no início do teste a turbidez encontrava-se com 1,1 NTU e ao término, uma turbidez de 0,8 NTU. Os valores de turbidez não apresentaram uma melhora significativa com a dosagem adotada, embora tenha sido observada uma pequena redução na

turbidez da água tratada. Com o término da adição do polímero (após 6 horas e 5 minutos do início do teste), observa-se que ocorreu uma elevação na turbidez da água tratada.

Tabela 5.21: Condições e resultados encontrados no teste 2, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 104 BT.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem do polímero (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação
10:15	4,3	0,13	1,1	Período durante o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio + polímero IFloc 104 BT
10:45	4,3	0,13	1,2	
11:15	4,3	0,13	1,3	
11:45	4,8	0,13	1,1	
12:45	4,8	0,13	0,9	
13:15	4,8	0,13	0,9	
13:45	4,8	0,13	0,8	
14:15	4,0	0,13	0,6	
14:50	4,0	0,13	0,7	
15:15	4,0	0,13	0,8	
15:45	3,4	0,13	0,9	
16:20	3,4	0,13	0,8	
17:00	3,4	0,0	0,8	
17:30	3,4	0,0	0,9	
18:00	4,8	0,0	0,9	
18:30	4,8	0,0	0,9	
19:00	4,8	0,0	0,9	
19:30	4,8	0,0	0,9	
20:00	4,3	0,0	1,2	

Na Figura 5.17 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.21. Pode-se observar que a resposta na diminuição da turbidez foi mais lenta.

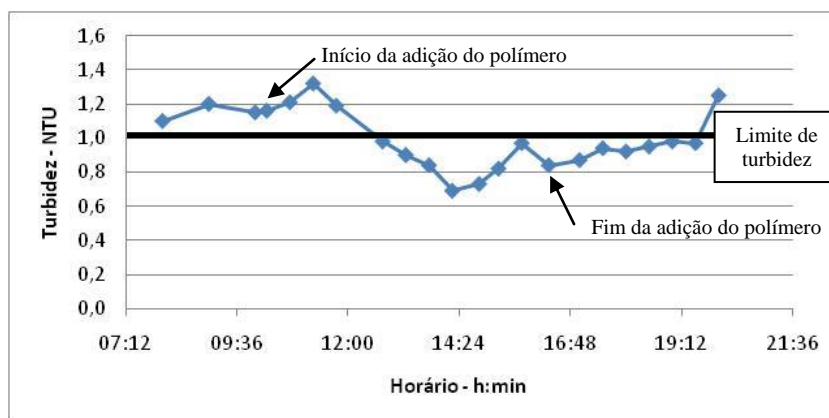


Figura 5.17: Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 104 BT na ETA.

Teste 3

Conforme Tabela 5.22 no dia do teste 3 a turbidez da água bruta encontrava-se com aproximadamente 2,5 NTU, e permaneceu sem elevadas oscilações durante todo o período de teste.

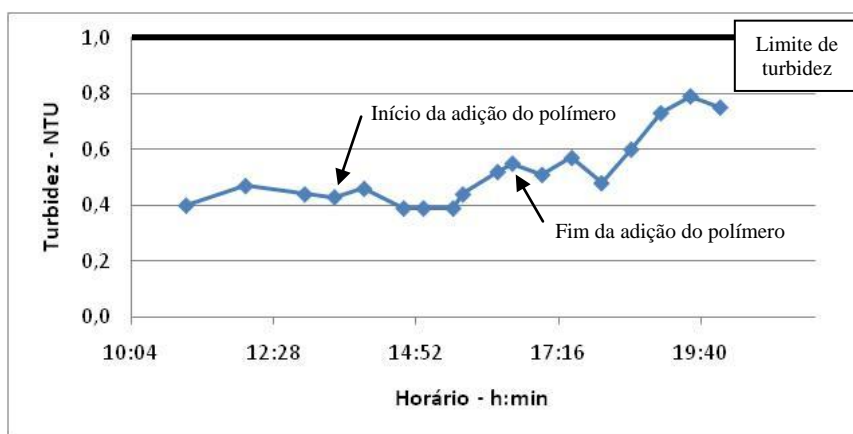
Com base nos dados anteriores, foi fixada uma concentração inicial do polímero, em 0,06 mg/L e mantida constante durante todo o período de teste. Com a dosagem inicial ocorreu uma alteração no tamanho e formato dos flocos, ficando maiores, porém não foi observada uma melhora nos valores de turbidez da água tratada.

Na Tabela 5.22 estão demonstrados os valores de turbidez alcançados com a utilização do polímero IFloc 104 BT. Nota-se que no início do teste, a turbidez encontrava-se com 0,4 NTU e ao término do teste foi obtido uma turbidez de 0,5 NTU. Os valores de turbidez não apresentaram uma melhora com a dosagem adotada.

Tabela 5.22: Condições e resultados encontrados no teste 3, em escala da ETA, para avaliação do polímero IFloc 104 BT.

Horário (h:min)	Turbidez da água bruta (NTU)	Dosagem do polímero (mg/L)	Turbidez da água tratada (NTU)	Observação
13:30	2,5	0,06	0,4	Período durante o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio + polímero IFloc 104 BT
14:00	2,4	0,06	0,4	
14:40	2,4	0,06	0,3	
15:00	2,4	0,06	0,3	
15:30	2,6	0,06	0,3	
15:40	2,6	0,06	0,4	
16:15	2,8	0,06	0,5	
16:30	2,8	0,06	0,5	
17:00	2,8	0,0	0,5	Período após o teste. Reagentes em uso: Sulfato de alumínio + carbonato de sódio
17:30	2,8	0,0	0,5	
18:00	2,6	0,0	0,4	
18:30	2,6	0,0	0,6	
19:00	2,6	0,0	0,7	
19:30	2,6	0,0	0,7	
20:00	3,5	0,0	0,7	

Na Figura 5.18 estão apresentados, graficamente, os dados de turbidez da água tratada apresentados na Tabela 5.22. Nota-se que não houve nenhuma melhora com a adição do polímero na concentração de 0,06 mg/L.

**Figura 5.18:** Resultados de turbidez da água tratada para o teste de utilização do polímero IFloc 104 BT na ETA.

5.5 – Custos envolvidos

Na Tabela 5.23 estão apresentados os custos dos reagentes utilizados atualmente.

Tabela 5.23: Custos dos produtos utilizados na ETA atualmente (Fonte: Setor de compras do SAAE – Data da consulta: Agosto/2009).

Reagente	Custo (R\$/kg)
Sulfato de Alumínio	0,96
Carbonato de Sódio	1,90

Na Tabela 5.24 está apresentado o custo dos reagentes testados.

Tabela 5.24: Custos dos produtos testados (Fonte: Setor de compras do SAAE – Data da consulta: Agosto/2009).

Reagente	Custo (R\$/kg)
Policloreto de Alumínio	1,476
IFloc 103 BT	20,00
IFloc 104 BT	20,00

Na Tabela 5.25 está demonstrado um resumo dos quantitativos utilizados durante o período de teste do PAC e o período adotado como padrão e os gastos envolvidos durante os dois períodos selecionados. Nota-se que existe uma economia de carbonato de sódio de, aproximadamente, 30%. Em função do custo elevado do PAC em relação ao Sulfato de Alumínio não foi encontrado uma vantagem econômica para substituição do Sulfato de Alumínio, porém os valores encontrados não foram muito discrepantes.

CONSTANTINO (2009), comparando os custos de tratamento da água para abastecimento público usando o PAC e o sulfato de alumínio ao longo de 5 meses de teste, descreve que o PAC resultou em um custo médio de tratamento maior. Entretanto, no último mês de teste, o tratamento com o PAC apresentou o menor custo dentre os meses analisados, indicando que o uso do PAC poderia se tornar viável frente ao sulfato de alumínio.

Tabela 5.25: Comparação entre o custo do tratamento utilizando o sulfato de alumínio e o PAC.

Período	Sulfato de Alumínio		Carbonato de sódio		Custo total (R\$)
	Massa (kg)	Custo (R\$/kg)	Massa (kg)	Custo (R\$/kg)	
26/11/2008 - 17/12/2008	838,25	0,96	551,63	1,90	804,7+1048,1= 1852,8
Período	PAC		Carbonato de sódio		Custo total (R\$)
	Massa (kg)	Custo (R\$/kg)	Massa (kg)	Custo (R\$/kg)	
25/08/2009 - 15/09/2009	1050	1,476	391,58	1,90	1549,8+744= 2293,8

Em relação aos polímeros testados não se espera uma vantagem econômica, pois a atuação do polímero ocorre em conjunto com o sulfato de alumínio e o carbonato de sódio. Com base nos resultados encontrados pode-se estimar um consumo do polímero IFloc 103 BT de, aproximadamente, 220 g/dia, ou, 6,6 kg/mês. Este consumo acarretará um investimento de, aproximadamente, 130 R\$/mês. Para o polímero IFloc 104 BT, pode-se estimar um consumo de, aproximadamente, 550 g/dia, ou, 16,5 kg/mês. Este consumo acarretará um investimento de, aproximadamente, 330 R\$/mês. Nota-se que embora o valor do polímero seja elevado em comparação com o valor dos produtos utilizados normalmente no tratamento de água, o consumo do polímero é extremamente baixo. Conseqüentemente, o investimento para inserção do polímero também é baixo com a vantagem de resultar em uma qualidade de água superior.

6. CONCLUSÕES

Com base nos experimentos realizados e na discussão em relação aos custos envolvidos conclui-se, em relação ao PAC, que:

- Tecnicamente, o PAC pode substituir o sulfato de alumínio nas condições que a ETA de Casimiro de Abreu está operando atualmente;
- O PAC demonstrou um poder de floculação maior que o sulfato de alumínio, este fato pode ser observado através dos valores de turbidez que apresentaram uma sensível melhora;
- Em termos operacionais, por se tratar de um produto líquido, o PAC apresentou uma maior praticidade no manuseio e preparo da solução;
- Com a utilização do PAC houve uma redução no consumo de carbonato de sódio de 30%, em comparação com o sulfato de alumínio;
- A substituição do sulfato de alumínio pelo PAC apresentou um custo de tratamento mais elevado para obtenção da qualidade de água desejável. Entretanto, o investimento para implementação desta modificação não apresentou valores elevados.

Com base nos experimentos realizados e na discussão em relação aos custos envolvidos conclui-se, em relação aos polímeros testados, que:

- Tecnicamente, os polímeros testados em conjunto com o sulfato de alumínio e carbonato de sódio podem ser adicionados no sistema da ETA de Casimiro de Abreu nas condições atuais;
- Os polímeros testados IFloc 103 BT e IFloc 104 BT apresentaram uma melhora significativa nos valores de turbidez da água tratada, apresentando uma turbidez final de 0,1 NTU e 0,2 NTU, respectivamente. No entanto, destaca-se que o polímero IFloc 103 BT apresentou uma resposta mais eficiente com uma dosagem bastante inferior (0,06 mg/L) que o observado com o polímero IFloc 104 BT (0,15 mg/L);

- Embora o polímero IFloc 103 BT tenha apresentado resultados ótimos em relação aos valores de turbidez da água tratada, destaca-se que ocorreu uma sobrecarga dos filtros. Durante os testes com adição de polímeros, a colmatação do leito filtrante ocorreu em um menor tempo. Geralmente a limpeza dos filtros é realizada em um ciclo de 24h, porém com uma dosagem do polímero de 0,20 mg/L, foi necessário realizar a retrolavagem após 2 horas e 50 minutos do início do teste. Reduzindo a dosagem do polímero a colmatação do filtro foi minimizada. A sobrecarga dos filtros não ocasionou nenhum problema considerável, sendo necessário, apenas em alguns casos, antecipar a lavagem dos filtros.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEONI, L. R. F., **Modelos de Dupla Camada Difusa de Gouy-Chapman e Stern Aplicados a Latossolos Ácricos Paulistas**, Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1994.

AMIRTHARAJAH, A., MILLS, K. M.. Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation. **Journal AWWA**, vol. 74, n.4, p:20-216, Apr. 1982, USA.

AMIRTHARAJAH, A.; O'MELIA, C. R. **Coagulation processes: Destabilization, mixing and flocculation**. Water quality and treatment. 1ª Edition. Toronto. Ed. McGraw-Hill., p. 220, 1990.

AYOUB, G. M. A. A model for flocculation in a gravel reactor: development and assessment. **J. Water SRT –Aqua**, v. 45, n. 2, p. 76-83, 1996.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 2ª Edição. São Paulo: CETESB, 1976.

BAUMANN, E. R. **Water quality and treatment: a handbook of public water supplies**. 3ª Edition. New York: McGraw-Hill, 1971.

BIGGS, S.; HABGOOD, M.; JAMESON, G. L.; YAN, Y., Aggregate structures formed via a bridging flocculation mechanism. **Chemical Engineering Journal** 80, p. 13-22, 2000.

BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da moringa oleífera no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2001.

CARMO, R. L., **A água é o limite? Redistribuição Espacial da População e Recursos Hídricos no Estado de São Paulo**, Tese de Doutorado, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2001.

CARVALHO, M. J. H., **Uso de Coagulantes Naturais no Processo de Obtenção de Água Potável**, Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, 2008.

CLAYTON, B. E. Report of the lowermoor incident advisory group. **Journal Ind. Méd.**, v.40, n3, pp. 301-304, 1989.

CONSTANTINO, A. F.; YAMAMURA, V. D., **Redução do Gasto Operacional em Estação de Tratamento de Água Utilizando o PAC**. Simpósio de Pós Graduação em Engenharia Urbana. Maringá, PR, 2009.

CORBITT, R. A. **Standard handbook of environmental engineering**. 2 ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1998.

DI BERNARDO, L., **Métodos e técnicas de tratamento de água**. ABES, v.1, Rio de Janeiro, 1993.

DIHANG, D. ; AIMAR, P.; KAYEM, J.; KOUNGOU, S. N., Coagulation and Flocculation of Laterite Suspensions with Low Levels of Aluminium Chloride and Polyacrylamids. **Chemical Engineering and Processing**, 47, p. 1509-1519, 2007.

ENTRY, J. A.; SOJKA, R. E.; WATWOOD, M.; ROSS, C., Polyacrylamide preparations for protection of water quality threatened by agricultural runoff contaminants. **Environment Pollution** 120, p. 191-200, 2002.

ERNEST, A. N.; BONNER, J. S.; AUTENRIETH, R. L. Determination of particle collision efficiencies for flocculent transport models. **Journal of Environmental Engineering**, v. 121, n. 4, p. 320-329, 1995.

FERREIRA, E. J. B., **Avaliação dos Processos de Sedimentação e Flotação no Tratamento de Águas do Mar**, Dissertação de Mestrado, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2003.

FILHO, A. M. & BRANCO, Z. C., **Água, Tratamento e Qualidade**, Rio de Janeiro, RJ, Livro Técnico S.A., 1964.

FILHO, J. D. S. & RITA, E. S. S., **Gerenciamento do Resíduo Gerado na Clarificação de Água da RLAM**, Monografia de Pós-Graduação, Escola Politécnica, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 2002.

FILHO, S. S. F., FILHO, F. A. L.. **Comportamento químico do alumínio e do ferro em meio aquoso e implicações no tratamento de água.** – Revista Sanare 6, 50-58, 1996.

FILHO, S. S. F. & MARCHETTO, M., **Otimização Multi-objetivo de Estações de Tratamento de Águas de Abastecimento: Remoção de Turbidez, Carbono Orgânico Total e Gosto e Odor.** Engenharia Sanitária e Ambiental, 7-15, 2006.

FILHO, F. S., **Tecnologia de tratamento de água para a indústria.** Nobel. São Paulo, 1973.

FURLAN, F. R., **Avaliação da Eficiência do Processo de Coagulação-Floculação e Adsorção no Tratamento de Efluentes Têxteis, Dissertação de Mestrado,** Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2008.

GHAFAARI, S.; AZIZ, H. A.; ISA, M. H.; ZINATIZADEH, A. A., Applications of Response Surface Methodology (RSM) to Optimize Coagulation-Flocculation Treatment of Leachate Using Poly-aluminum Chloride (PAC) and Alum. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, p. 650-656, 2009.

GONÇALVES, R. F., **Influência dos Mecanismos de Coagulação da Água Bruta na Reciclagem de Coagulantes em Lodos de Estações de Tratamento de Água,** 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

KAWAMURA, S. Optimization of basic water-treatment processes design and operation: Coagulation and flocculation. **Aqua**, v. 45, n. 1, p. 35-47, 1996.

KIMURA, I. Y. **Remoção de corantes reativos contendo grupos vinilsulfona e triazina por adsorção e coagulação/floculação com quitosana.** Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

LEME, F. P., **Teorias e técnicas de tratamento de água.** ABES, Rio de Janeiro, 1990.

LICSKÓ, I. Realistic coagulation mechanisms in the use of aluminium and iron (III) salts. **Water Science Technology**, v. 40, n. 4-5, p. 103-111, 1997.

MATILAINEN, A.; VEPSALAINEN, M.; SILLANPAA, M., Natural Organic Matter Removal by Coagulation During Drinking Water Treatment. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 159, p. 189-197, 2010.

MCCONHACHIE, G. L.; FOLKARD, G. K.; MTAWALI, M. A.; SUTHERLAND, J. D. Field trials of appropriate hydraulic flocculation processes. **Water Research**, v. 33, n. 6, p. 1425-1434, 1999.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: treatment disposal and reuse**. MCGRAW Hill, New York, 1995.

OMM/UNESCO. Organização Mundial de Meteorologia, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. ¿Hay suficiente agua en el mundo?, 1997. 22p.

PAVANELLI, G., **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2000.

PAWLOWSKY, U. **Tratamentos biológicos de águas residuárias**. 1 ed. São Paulo: Secretaria de estado do interior. 192 p, 1981.

PORTARIA MS N.º 518/2004, de 25 de março de 2004. Publicado no Diário Oficial da União de 26 de março de 2004.

RAGGI, L. G. R., **Avaliação do Desempenho de Sistemas de Tratamento de Água em Recirculação no Descascamento e Desmucilagem dos Frutos do Cafeeiro**, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

RICHTER, C. A. & NETTO, J. M. A., **Tratamento de Água: Tecnologia Atualizada**. São Paulo, SP, Editora Blucher, 2007.

RICHTER, C. A.; & NETTO, J. M. A., **Tratamento de água. Tecnologia atualizada**. São Paulo, SP, Editora Blücher, 1991.

RODRIGUES, F. S. F., **Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-tratamento de Chorume com os Objetivos de Redução da**

Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico, Dissertação de Mestrado, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2004.

SENA, R. F., **Avaliação da biomassa obtida através do processo de flotação de efluentes da indústria de carnes para a geração de energia**. Dissertação de Mestrado Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.

SILVA, C. A. **Estudos aplicados ao uso da moringa oleifera como coagulante natural para melhoria da qualidade de águas**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais. 2005.

SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D.; MISHRA, I. M., Treatment of pulp and paper mill wastewaters with poly aluminum chloride and bagasse fly ash. **Colloids and Surfaces** 260, 0. 17-28, 2005.

TUCCI, C. E. M., **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. Programa de Modernização do Setor de Saneamento, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Ministério das Cidades, Brasília, 2005.

WAKEMAN, R. J.; TARLETON, E. S. (1999). Filtration: equipment selection, modeling and process simulation. **Elsevier Science**. New York. p. 446.

YANG, Z.; GAO, B.; YUE, Q., Coagulation Performance and Residual Aluminum Speciation of $Al_2(SO_4)_3$ and Polyaluminum Chloride (PAC) in Yellow River Water Treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 165, p. 122-132, 2010.

Disponível em:

<http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycleportuguesehi.html>. Acesso em: 30 out. 2009, 11:17:00.

Disponível em:

<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/CPATSA/36533/1/OPB1514.pdf>. Acesso em: 30 out. 2009, 12:50:00.